

Dissertation 01/2008

**Der Bodenwasserhaushalt von zwei repräsentativen
Flussauenstandorten der Mittelelbe – Untersuchungen mit
wägbaren Grundwasserlysimetern**

Dörthe Bethge-Steffens

Aus dem Institut für Umweltingenieurwesen
der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät

Der Bodenwasserhaushalt von zwei repräsentativen
Flussauenstandorten der Mittelelbe
Untersuchungen mit wägbaren Grundwasserlysimetern

Dissertation
zur Erlangung des akademischen Grades
Doktor der Ingenieurwissenschaften (Dr.-Ing.)
an der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät
der Universität Rostock

vorgelegt von

Dipl.-Ing. Dörthe Bethge-Steffens, geb. am 09.09.1975 in Gardelegen
aus Poritz

Rostock, den 24.04.2007

Kurzfassung

Den Flussauen kommt innerhalb des Systems Oberflächengewässer-Einzugsgebiet eine besondere ökologische Bedeutung zu. Sie bilden die natürlichen Retentionsräume für Hochwässer und Sedimente, die oftmals mit Schadstoffen belastet sind. Aussagen zu Stofftransport- und -transformationsprozessen sind jedoch nur nach detaillierter Bestimmung wesentlicher Bodenwasserhaushaltsgrößen, wie Grundwasserneubildung und kapillarer Aufstieg, möglich. Gegenwärtig bestehen für hochwasserbeeinflusste Böden in Flussauenlandschaften Kenntnislücken hinsichtlich der Quantifizierung dieser Bodenwasserhaushaltsparameter.

Mit einem neu entwickelten wägbaren Grundwasserlysimeter wurden die Wasserhaushaltsgrößen Niederschlag, Evapotranspiration, Grundwasserneubildung, kapillarer Aufstieg und Interaktion mit dem Fließgewässer messtechnisch erfasst. Die für die Grundwassersteuerung im Lysimeter erforderlichen Grundwasserflurabstände wurden *in situ* an zwei Auenstandorten der Mittelelbe (Standorte Schönberg Deich und Wörlitz) gemessen und in die UFZ-Lysimeterstation Falkenberg (Landkreis Stendal) übertragen. Darüber hinaus wurden die Messwerte herangezogen, um die Vergleich- und Übertragbarkeit der Lysimeterergebnisse auf die Referenzstandorte in der Elbaue zu überprüfen. Es konnte der Nachweis erbracht werden, dass das wägbare Grundwasserlysimeter zur sicheren und differenzierten Bestimmung der Bodenwasserhaushaltsgrößen auf Flussauenstandorten, die durch eine starke Dynamik des Grundwassers gekennzeichnet sind, geeignet ist. Im Vergleich zu bodenhydrologischen Messplätzen können in Lysimetern Wassertransportprozesse an einem definierten Bodenausschnitt untersucht werden. Insbesondere die monolithische Befüllung des Lysimeters ermöglicht räumlich integrierte Aussagen. Die hochwassersichere Aufstellung in der UFZ-Lysimeterstation Falkenberg brachte, abgeleitet aus dem Vergleich der klimatischen Größen, keine Verfälschung der Messergebnisse mit sich.

Es wurden verschiedene in der Literatur verfügbare Berechnungsansätze zur Bestimmung der Evapotranspiration bzw. der Grundwasserneubildung auf die gewonnenen klimatischen Daten der Standorte angewendet und anschließend mit den Lysimeterdaten verglichen. Als besonders geeignetes Verfahren zur Abschätzung der durchschnittlichen Evapotranspirationshöhe eines Jahres erwies sich die Grasreferenzverdunstung. Die Höhe der Grundwasserneubildung auf Flussauenstandorten – als entscheidende Voraussetzung zur Berechnung von Stofftransportprozessen im Boden - kann mit herkömmlichen Ansätzen nach DIN 4049, Teil 1 bzw. dem TUB-BGR-Verfahren nicht mit ausreichender Genauigkeit berechnet werden. Auf Grund der Komplexität der Prozesse ist eine Beschreibung mit einfachen mathematischen Formeln nicht möglich. Entgegen den Berechnungsergebnissen, die von einer Zehrung auf den Untersuchungsstandorten ausgehen, haben die Lysimeterergebnisse gezeigt, dass es ausgeprägte Perioden mit Grundwasserneubildung gibt. Mit dem Bodenwasserhaushaltsmodell HYDRUS-1D konnte eine gute Anpassung der invers gewonnenen Parameter an die mit dem Lysimeter ermittelten Daten der Evapotranspiration bzw. der Grundwasserzu- und -abflüsse erreicht werden. Die Anwendung des physikalisch basierten Bodenwasserhaushaltsmodells auf Grundlage der mit dem Lysimeter ermittelten Daten bildet die Basis für weiterführende Untersuchungen zum Stoffhaushalt größerer Landschaftseinheiten in den Flussauen der Mittelelbe.

Summary

The ecological capacity of floodplains is very important within the surface water–catchment area-system. Floodplains were as the natural retention areas for flood and sediments often contaminated with pollutants. The detailed determination of the soil water balance components, e.g. evapotranspiration and capillary rise is the basic prerequisite for authentic information regarding water and substance fluxes. There is a lack of knowledge about the quantification of the soil hydrologic key parameters of regularly flooded floodplain sites of the middle Elbe River.

A newly developed weighable groundwater lysimeter was used to determine the soil-water balance components precipitation, evapotranspiration, groundwater recharge, capillary rise and interaction with the water course. The groundwater table was measured at two floodplain sites at the Elbe River (Schönberg Deich and Wörlitz) and transferred directly by radio modem to the UFZ-lysimeter facility at Falkenberg (Germany, Saxony-Anhalt). Furthermore, the measurement results were used to verify the comparability and transferability of the Lysimeter data on the floodplain sites. It was proved that the weighable groundwater lysimeter is suited to quantify reliable and differentiated the soil-water balance components related to floodplain sites affected by highly variable groundwater levels. In contrast to soil-hydrological measuring setups investigation of water transport processes are carried out at an exactly defined soil monolith. This enables the derivation of spatially integrated findings. The weighable groundwater lysimeter was placed in a flood-protected position at the UFZ-lysimeter facility Falkenberg. The statistical comparison of the climatically parameters measured at Falkenberg and at the floodplain sites showed no differentiation to large extent.

Several approaches available in literature were used to assess evapotranspiration and groundwater recharge based on climatically data. The results were compared with lysimeter data afterwards. Best results regarding the estimation of mean evapotranspiration rates were reached by applying the approach according to the grass reference evapotranspiration. The correct estimation of groundwater recharge is a prerequisite to assess substance fluxes with adequate precision. It was not possible to calculate groundwater recharge on floodplain sites by applying the approaches according to DIN 4049, part 1 and TUB - BGR. Simple mathematical approaches are not suited for the calculation of the groundwater recharge because they reflect the process complexity inadequately. In contrast to calculation approaches, which resulted in shrinkage of groundwater recharge, the lysimeter investigations proved a distinct groundwater recharge for selected periods. A sound adaptation of parameters inversely calculated by applying the soil-water balance model HYDRUS-1D to data like evapotranspiration and groundwater in- and outflow measured in the lysimeter was reached. The application of the physical soil water budget model based on lysimeter data is the prerequisite for extended investigations of larger landscape units in floodplains of the middle reaches of the Elbe River.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	iv
Abbildungsverzeichnis	vii
Tabellenverzeichnis	xii
Symbol- und Abkürzungsverzeichnis	xiii
1 Einleitung	1
2 Material und Methoden	8
2.1 <i>Experimentelle Untersuchungen</i>	8
2.1.1 Meteorologische Messstation.....	8
2.1.2 Feldmessplätze	8
2.1.2.1 Schönberg Deich.....	8
2.1.2.2 Wörlitz	11
2.1.3 Wägbares Grundwasserlysimeter	13
2.2 <i>Berechnungsverfahren</i>	17
2.2.1 Evapotranspiration	17
2.2.1.1 Grundlagen	17
2.2.1.2 Potentielle Verdunstung von Landflächen.....	18
2.2.1.3 Tatsächliche Evapotranspiration	20
2.2.2 Grundwasserneubildung	21
2.2.2.1 DIN 4049, Teil 1	21
2.2.2.2 TUB-BGR-Verfahren	21
2.3 <i>Modellierung</i>	23
2.3.1 Grundlagen	23
2.3.2 RICHARDS-Gleichung	24
2.3.3 Wurzelwasseraufnahme.....	25
2.3.4 Modellauswahl	27
2.3.5 Modellgüte.....	28

3	Ergebnisse.....	29
3.1	<i>Experimentelle Untersuchungen</i>	29
3.1.1	Meteorologische Parameter	29
3.1.1.1	Lufttemperatur	29
3.1.1.2	Luftfeuchte	32
3.1.1.3	Windgeschwindigkeit.....	33
3.1.1.4	Niederschlag	33
3.1.2	Bodenhydrologische Parameter	34
3.1.2.1	Grundwasserflurabstand	34
3.1.2.2	Volumetrischer Bodenwassergehalt.....	38
3.1.2.3	Matrixpotential.....	44
3.1.2.4	Bodentemperatur	44
3.1.3	Lysimeteruntersuchungen	52
3.1.3.1	Wägung	52
3.1.3.2	Grundwasserbilanzierung	54
3.1.3.3	Bodenwasserhaushaltsgrößen.....	56
3.2	<i>Berechnungsverfahren.....</i>	70
3.2.1	Evapotranspiration	70
3.2.2	Grundwasserneubildung	75
3.2.2.1	Bestimmung nach DIN 4049,Teil 1	75
3.2.2.2	Bestimmung nach dem TUB-BGR-Verfahren	76
3.3	<i>Modellierung mit HYDRUS-1D.....</i>	78
3.3.1	Parametrisierung.....	78
3.2.2	Wasserhaushalt	81
3.3.2.1	Schönberg Deich.....	81
3.3.2.2	Wörlitz	89
4	Zusammenfassende Diskussion und Schlussfolgerungen.....	95
5	Literatur	105
Anhang	115
A 1	<i>Beschreibung der Messtechnik: Klima-Messstation.....</i>	116
A 1.1	Erdboden-Widerstands-Thermometer (828)	116
A 1.2	Messwertgeber für relative Feuchte und Temperatur der Luft.....	116

A 1.3	Automatischer Regenmesser	117
A 1.4	Messwertgeber für Windgeschwindigkeit und Windrichtung	117
A 1.5	Pyranometer CM 11 zur Messung der Globalstrahlung	118
A 2	<i>Beschreibung der Messtechnik: Messplatz Schönberg Deich.....</i>	<i>119</i>
A 2.1	TDR-Sonden zur Ermittlung der Bodenfeuchte.....	119
A 2.2	Tensiometer zur Untersuchung des Matrixpotentials	119
A 2.3	Messwertgeber zur Messung der Bodentemperatur	119
A 2.4	UGT-Datenlogger	119
A 2.5	Stromversorgung.....	120
A 2.6	Grundwasserflurabstand	120
A 2.7	Niederschlag	120
A 2.8	Lufttemperatur, Luftfeuchte	121
A 2.9	Windgeschwindigkeit.....	121
A3	<i>Beschreibung der Messtechnik: Wägbares Grundwasserlysimeter</i>	<i>122</i>
A 3.1	Entnahmevorrichtung zur monolithischen Entnahme von Bodensäulen	122
A 3.3	Beschreibung der Messtechnik: Wägbares Grundwasserlysimeter Falkenberg	124
A 3.3.1	Lysimetermantel.....	124
A 3.3.2	Baugrube und Lysimeterstation	124
A 3.3.3	Lysimeterboden.....	124
A 3.3.4	TDR-Sonden zur Ermittlung der Bodenfeuchte.....	125
A 3.3.5	Tensiometer zur Untersuchung des Matrixpotentials und Messwertgeber zur Messung der Bodentemperatur	125
A 3.3.6	Grundwassersteuerung	125
A 3.3.7	Wägesystem	126
A 3.3.8	UGT-Datenlogger.....	126
A 3.3.9	Funkdatenübertragungseinheit (Empfangszentrale Falkenberg)	126

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1	Wasserkreislauf auf ebenen Flussauenstandorten	2
Abb. 2	Lage des Messplatzes Schönberg Deich (Quelle: google earth)	9
Abb. 3	Bodenhydrologischer Messplatz (Schönberg Deich)	11
Abb. 4	Lage des Messplatzes Wörlitz (Quelle: google earth).....	12
Abb. 5	Elbeeinzugsgebiet mit den Untersuchungsstandorten	14
Abb. 6	Wägbares Grundwasserlysimeter	15
Abb. 7	Fließschema der Grundwassersteuerung	16
Abb. 8	Schematische Darstellung der Wasserstressreduktionsfunktion nach FEDDES	25
Abb. 9	Vergleich der Lufttemperatur in Falkenberg, Schönberg Deich und Wörlitz im Untersuchungszeitraum 01.04.2003 bis 31.12.2005.....	29
Abb. 10	Vergleich der Lufttemperatur in Falkenberg, Schönberg Deich und Wörlitz im Untersuchungszeitraum 17.07.2005 bis 05.09.2005.....	30
Abb. 11	Vergleich der Differenzen zwischen den Lufttemperaturen in Schönberg Deich (SD) und Falkenberg sowie Wörlitz (Woe) und Falkenberg im Untersuchungszeitraum 01.04.2003 bis 31.12.2005.....	31
Abb. 12	Tageswerte für die Lufttemperatur in zwei Messtiefen in Falkenberg im Untersuchungszeitraum 27.03.2003 bis 31.12.2005.....	31
Abb. 13	Vergleich der Luftfeuchtigkeit in Schönberg Deich und in Falkenberg im Untersuchungszeitraum 01.04.2003 bis 31.12.2005.....	32
Abb. 14	Vergleich der Luftfeuchtigkeit in Schönberg Deich und in Falkenberg (Ausschnitt) im Untersuchungszeitraum 17.07.2005 bis 05.09.2005.....	32
Abb. 15	Vergleich der Windgeschwindigkeit in Falkenberg und in Schönberg Deich im Untersuchungszeitraum 01.09.2003 bis 31.12.2005	33
Abb. 16	Vergleich des mit den Lysimetern sowie den Hellmann-Regenmessern ermittelten Niederschlages im Untersuchungszeitraum 01.04.2003 bis 31.12.2005.....	34
Abb. 17	Verlauf des Grundwasserflurabstandes am Messplatz Schönberg Deich im Vergleich zum Verlauf des Wasserstandes der Elbe am nächstgelegenen Pegel Wittenberge im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.01.2006	35

Abb. 18	Verlauf des Grundwasserflurabstandes am Messplatz Wörlitz im Vergleich zum Verlauf des Wasserstandes der Elbe am nächstgelegenen Pegel Wittenberge im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.01.2006	36
Abb. 19	Verlauf des Grundwasserflurabstandes am Messplatz in Schönberg Deich und in den korrespondierenden Lysimetern 205 und 206 im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.12.2005.....	37
Abb. 20	Verlauf des Grundwasserflurabstandes am Messplatz in Wörlitz und in den korrespondierenden Lysimetern 207 und 208 im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.12.2005	37
Abb. 21	Verlauf des Grundwasserflurabstandes am Messplatz in Schönberg Deich und in Wörlitz im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.12.2005.....	38
Abb. 22	Verlauf des volumetrischen Bodenwassergehalts in 30 cm Tiefe am Messplatz Schönberg Deich bzw. in den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.12.2005.....	39
Abb. 23	Verlauf des volumetrischen Bodenwassergehalts in 60 cm Tiefe am Messplatz Schönberg Deich bzw. in den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.12.2005.....	39
Abb. 24	Verlauf des volumetrischen Bodenwassergehalts in 90 cm Tiefe am Messplatz Schönberg Deich bzw. in den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.12.2005.....	40
Abb. 25	Verlauf des volumetrischen Bodenwassergehalts in 120 cm Tiefe am Messplatz Schönberg Deich bzw. in den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.12.2005.....	40
Abb. 26	Verlauf des volumetrischen Bodenwassergehalts in 20 cm bzw. 30 cm Tiefe am Messplatz Wörlitz bzw. in den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.12.2005.....	42
Abb. 27	Verlauf des volumetrischen Bodenwassergehalts in 60 cm bzw. 70 cm Tiefe am Messplatz Wörlitz bzw. in den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.12.2005.....	43
Abb. 28	Verlauf des volumetrischen Bodenwassergehalts in 90 cm Tiefe am Messplatz Wörlitz bzw. in den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.12.2005.....	43
Abb. 29	Tageswerte für die Bodentemperatur in zwei Messtiefen in Falkenberg im Vergleich zur Lufttemperatur im Untersuchungszeitraum 27.03.2003 bis 31.12.2005.....	44

Abb. 30	Verlauf der Bodentemperatur im oberen Bodenbereich am Messplatz Schönberg Deich und in den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.04.2003 bis 31.12.2005.....	46
Abb. 31	Verlauf der Bodentemperatur in 50 bzw. 60 cm Tiefe unter GOK am Messplatz Schönberg Deich sowie in den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.04.2003 bis 31.12.2005.....	47
Abb. 32	Verlauf der Bodentemperatur in 90 cm Tiefe unter GOK am Messplatz Schönberg Deich sowie in den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.04.2003 bis 31.12.2005.....	48
Abb. 33	Verlauf der Bodentemperatur im oberen Bodenbereich am Messplatz Wörlitz und in den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.04.2003 bis 31.12.2005	50
Abb. 34	Verlauf der Bodentemperatur im mittleren Bodenbereich am Messplatz Wörlitz und in den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.04.2003 bis 31.12.2005.....	51
Abb. 35	Verlauf der Bodentemperaturen im Bodenbereich um 90 cm unter GOK am Messplatz Wörlitz und den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.04.2003 bis 31.12.2005.....	51
Abb. 36	Definierte Auflegepunkte der Gewichte für den Wägeversuch.....	53
Abb. 37	Verlauf des Gewichtes in den einzelnen Lysimetern, Juli 2004	53
Abb. 38	Änderung der Bodenwasserhaushaltsgrößen am 04.08.2005.....	57
Abb. 39	Verlauf des Grundwasserflurabstandes im Lysimeter 207 während des Hochwasserexperimentes	59
Abb. 40	Verlauf der Bodenwasserhaushaltsgrößen im Lysimeter 207 während des Hochwasserexperimentes	60
Abb. 41	Verlauf des Grundwasserflurabstandes im Lysimeter 205 während des Verdunstungsexperimentes	62
Abb. 42	Verlauf der aufsummierten Bodenwasserhaushaltsgrößen im Lysimeter 205 während des Verdunstungsexperimentes	62
Abb. 43	Verlauf der aufsummierten Verdunstungshöhen in den Lysimetern 205 und 206 während des Verdunstungsexperimentes	63
Abb. 44	Verlauf der Bodenwasserhaushaltsgrößen im Lysimeter 205 im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.01.2006.....	64
Abb. 45	Verlauf der Bodenwasserhaushaltsgrößen im Lysimeter 206 im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.01.2006.....	65

Abb. 46	Verlauf der Bodenwasserhaushaltsgrößen im Lysimeter 207 im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.01.2006.....	65
Abb. 47	Verlauf der Bodenwasserhaushaltsgrößen im Lysimeter 208 im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.01.2006.....	66
Abb. 48	Verlauf der aufsummierten Infiltration in den einzelnen Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.01.2006.....	67
Abb. 49	Verlauf der aufsummierten Exfiltration in den einzelnen Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.01.2006.....	68
Abb. 50	Verlauf der aufsummierten Grundwasserneubildung in den einzelnen Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.01.2006	68
Abb. 51	Verlauf des aufsummierten kapillaren Aufstiegs in den einzelnen Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.01.2006	69
Abb. 52	Evapotranspirationshöhen im Untersuchungszeitraum 01.01.2003 bis 31.12.2003.....	70
Abb. 53	Evapotranspirationshöhen im Untersuchungszeitraum 01.01.2004 bis 31.12.2004	71
Abb. 54	Evapotranspirationshöhen im Untersuchungszeitraum 01.01.2005 bis 31.12.2005.....	72
Abb. 55	Evapotranspirationshöhen im Untersuchungszeitraum 01.01.2003 bis 31.12.2005.....	73
Abb. 56	Modellierungsergebnisse für das Lysimeter 205 im Untersuchungszeitraum vom 01.02.2003 bis 31.12.2004	82
Abb. 57	Modellierungsergebnisse für das Lysimeter 205 im Untersuchungszeitraum vom 01.01.2005 bis 31.12.2005	83
Abb. 58	Modellierungsergebnisse für das Lysimeter 206 im Untersuchungszeitraum vom 01.02.2003 bis 31.12.2004	84
Abb. 59	Modellierungsergebnisse für das Lysimeter 206 im Untersuchungszeitraum vom 01.01.2005 bis 31.12.2005	85
Abb. 60	Modellierungsergebnisse für den Messplatz Schönberg Deich im Untersuchungszeitraum vom 01.02.2003 bis 31.12.2005	86
Abb. 61	Vergleich des am Messplatz Schönberg Deich gemessenen volumetrischen Bodenwassergehaltes in 30 cm Tiefe unter GOK mit modellierten Daten	87
Abb. 62	Vergleich des am Messplatz Schönberg Deich gemessenen volumetrischen Bodenwassergehaltes in 60 cm Tiefe unter GOK mit modellierten Daten	87

Abb. 63	Vergleich des am Messplatz Schönberg Deich gemessenen volumetrischen Bodenwassergehaltes in 90 cm Tiefe unter GOK mit modellierten Daten	88
Abb. 64	Vergleich des am Messplatz Schönberg Deich gemessenen volumetrischen Bodenwassergehaltes in 120 cm Tiefe unter GOK mit modellierten Daten	88
Abb. 65	Modellierungsergebnisse für das Lysimeter 207 im Zeitraum vom 01.02.2003 bis 31.12.2004	90
Abb. 66	Modellierungsergebnisse für das Lysimeter 207 im Untersuchungszeitraum vom 01.01.2005 bis 31.12.2005	91
Abb. 67	Modellierungsergebnisse für das Lysimeter 208 im Untersuchungszeitraum vom 01.02.2003 bis 31.12.2004	91
Abb. 68	Modellierungsergebnisse für das Lysimeter 208 im Untersuchungszeitraum vom 01.01.2005 bis 31.12.2005	92
Abb. 69	Modellierungsergebnisse für den Messplatz Wörlitz im Untersuchungszeitraum vom 01.02.2003 bis 31.12.2005	93
Abb. 70	Vergleich des am Messplatz Wörlitz gemessenen volumetrischen Bodenwassergehaltes in 20 cm Tiefe unter GOK mit modellierten Daten	93
Abb. 71	Vergleich des am Messplatz Wörlitz gemessenen volumetrischen Bodenwassergehaltes in 70 cm Tiefe unter GOK mit modellierten Daten	94
Abb. 72	Vergleich des am Messplatz Wörlitz gemessenen volumetrischen Bodenwassergehaltes in 90 cm Tiefe unter GOK mit modellierten Daten	94

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1	Bodenkenndaten Messplatz Schönberg Deich SD 32.....	10
Tabelle 2	Bodenkenndaten Messplatz Wörlitz (nach RINKLEBE, 2004; verändert).....	12
Tabelle 3	Material der Filterschicht am Lysimeterboden	14
Tabelle 4	Ergebnis des Vergleichs der Messwerte des volumetrischen Bodenwassergehaltes am Messplatz Schönberg Deich, im Lysimeter 205 und im Lysimeter 206 mit Hilfe der Varianzanalyse mit 2 Variablen	41
Tabelle 5	Mittelwerte der Bodentemperaturen in den einzelnen Messtiefen am Standort Schönberg Deich und in den Lysimetern	45
Tabelle 6	Ergebnis des Vergleichs der Messwerte der Bodentemperatur am Messplatz Schönberg Deich, im Lysimeter 205 und im Lysimeter 206 mit Hilfe der Varianzanalyse mit 2 Variablen	46
Tabelle 7	Mittelwerte der Bodentemperaturen in den einzelnen Messtiefen am Standort Wörlitz und in den Lysimetern	49
Tabelle 8	Ergebnis des Vergleichs der Messwerte der Bodentemperatur am Messplatz Wörlitz, im Lysimeter 207 und im Lysimeter 207 mit Hilfe der Varianzanalyse mit 2 Variablen	50
Tabelle 9	Vergleich der messtechnisch ermittelten mit den berechneten Verdunstungshöhen.....	74
Tabelle 10	Ermittlung der maximalen kapillaren Aufstiegsrate am Messplatz Schönberg Deich.....	76
Tabelle 11	Ermittlung der maximalen kapillaren Aufstiegsrate am Messplatz Wörlitz	76
Tabelle 12	Ermittlung der nutzbaren Feldkapazität in der durchwurzelten Bodenzone am Messplatz Schönberg Deich	77
Tabelle 13	Ermittlung der nutzbaren Feldkapazität in der durchwurzelten Bodenzone am Messplatz Wörlitz.....	77
Tabelle 14	Ermittlung der mittleren jährlichen Sickerwasserrate am Messplatz Schönberg Deich.....	77
Tabelle 15	Ermittlung der mittleren jährlichen Sickerwasserrate am Messplatz Wörlitz	77
Tabelle 16	Pedotransferfunktionen für die Lysimeter Schönberg Deich (205 und 206)	81
Tabelle 17	Pedotransferfunktionen für die Lysimeter Wörlitz (207 und 208).....	89

Symbol- und Abkürzungsverzeichnis

α	beschreibt die Lage des Porengrößenmaximums in der Porenverteilung	[1/cm]
γ	Psychrometerkonstante	[hPa/K]
γ^*	Modifizierte Psychrometerkonstante ($\gamma^* = \gamma \cdot (1 + 0,34 \cdot v_2)$)	[hPa/K]
ΔS	Speicheränderung	[mm]
Δ	Steigung der Sättigungsdampfdruckkurve	[Pa/K]
λ_v	Spezifische Verdampfungswärme	[W/m ²]
θ	volumetrischer Bodenwassergehalt	[Vol%]
θ_r	residualer Wassergehalt, beschreibt den Wassergehalt, dem sich die Wasserspannungslinie bei Entwässerung asymptotisch nähert	[Vol%]
θ_s	Sättigungs-Wassergehalt, beschreibt den Wassergehalt, dem sich die Wasserspannungslinie bei Bewässerung asymptotisch nähert	[Vol%]
A_{AG}	Grundfläche des Ausgleichsbehälters	[m ²]
$B_{t=0}$	Wert der Bilanzierung zu Beginn des Vorganges	[m]
$B_{t=m}$	Wert der Bilanzierung am Ende des Vorganges, er setzt sich zusammen aus dem Wert $B_{t=0}$ plus der vorzeichenrichtigen Aufaddierung der Wasserstandsänderungen im Ausgleichsbehälter im Zeitraum der Betrachtung	[m]
c_p	Spezifische Wärme der Luft	[J/(kg*K)]
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff	[mg/l]
E	Effizienzkoeffizient nach NASH und SUTCLIFFE	[-]
$e_{s(T)}$	Sättigungsdampfdruck	[hPa]
$(e_{s(T)} - e)$	Sättigungsdefizit der Luft mit Wasserdampf	[hPa]
$(e_{s(T)} - e)_{14}$	Sättigungsdefizit der Luft mit Wasserdampf zum Mittagstermin 14:30 Uhr MEZ	[hPa]
ET	Evapotranspiration	[mm]
ET_0	Grasreferenzverdunstung	[mm]
ET_p	potentielle Evapotranspiration	[mm]
ETP_a	tatsächliche Evapotranspiration	[mm]
$ET_{pot_{FA}}$	mittlere jährliche potentielle Evapotranspiration als FAO-Gras-Referenzverdunstung	[mm]
ET_{pPENM}	Potentielle Verdunstung nach PENMAN	[mm]
ET_{potso}	potentielle Evapotranspiration laut Grasreferenzverdunstung im Sommerhalbjahr	[mm]
$ET_{p(soil)}$	Potentielle Verdunstung nach PENMAN-MONTEITH, Anteil Evaporation	[mm]
f	Haude-Faktor für die einzelnen Monate	[mm/hPa]

FDR	Frequenz Domain Reflectometry	[-]
FK	Feldkapazität	[Vol%]
GOK	Geländeoberkante	[-]
GWN	Grundwasserneubildung	[mm]
h	Matrixpotential	[kPa]
KA	mittlerer kapillarer Aufstieg	[mm]
KA _{kli}	nutzungsspezifischer Maximalwert	[mm]
KA _{max}	maximaler Betrag des mittleren kapillaren Aufstiegs	[mm]
K _r	Wasserleitfähigkeitsfunktion	[cm/d]
KR	mittlere kapillare Aufstiegsrate	[mm/d]
K _s	gesättigte hydraulische Leitfähigkeit	[cm/d]
L	spezielle Verdunstungswärme	[W/m ²]
LAI	Leaf Area Index	[cm ² /cm ²]
L _R	Tiefe der durchwurzelten Zone	[m]
m ₀	Masse des Lysimeters zu Beginn des Regelungsvorganges	[kg]
m _{t=m}	Masse des Lysimeters zum Ende des Vorganges	[kg]
n	Konstante, beschreibt die Steilheit der Wasserspannungskurve	[-]
nFK	nutzbare Feldkapazität	[Vol%]
nFK _{We}	nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum	[Vol%]
N _{j,korr}	korrigierter mittlerer Niederschlag im Gesamtjahr	[mm]
NO ₃	Nitrat	[mg/l]
N _{so}	Niederschlag im Sommerhalbjahr	[mm]
N _{Skorr}	korrigierter Niederschlag im Sommerhalbjahr	[mm]
P	Niederschlag	[mm]
P _{korr}	Korrigierter Niederschlag	[mm]
Pond	Überflutung	[mm]
PWP	Permanenter Welkepunkt	[Vol%]
Q _r	Residualer Wassergehalt	[-]
Q _s	Wassergehalt bei Sättigung	[-]
R _{ab}	Grundwasserabfluss	[mm]
r _c	Oberflächenwiderstand der Pflanzen	[s/m]
r _{ca}	Aerodynamischer Widerstand	[s/m]
R _D	Direktabfluss	[mm]
R _G	Globalstrahlung	[J/m ²]
R _n	Strahlungsbilanz	[J/m ²]
R _n	Nettostrahlung	[J/m ²]
R _{zu}	Grundwasserzufluss	[mm]
s	Steigung der Sättigungsdampfdruckkurve	[hPa/K]
SO ₄	Schwefel	[mg/l]
S _p	Potentielle Wasserentzugsrate	[mm]

S_R	Verhältnis der astronomisch möglichen Sonnenscheindauer zu der bei Tag- und Nachtgleiche ($=S_0/12$)	[-]
SWR_J	mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden	[mm]
T	Lufttemperatur	[° C]
t_a	mittlere Dauer des kapillaren Aufstiegs	[d]
T_p	Rate der potentiellen Transpiration	[mm]
TDR	Time Domain Reflectometry	[-]
U	relative Luftfeuchte	[%]
v_2	Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe	[m/s]
$V_{\text{eff}=m}$	Wasservolumen, das zum Zeitpunkt $t=m$ in das bzw. aus dem Lysimeter geflossen ist	[m ³]
$W_{t=0}$	Wasserstand im Ausgleichsbehälter zu Beginn des Vorganges	[m]
$W_{t=m}$	Wasserstand im Ausgleichsbehälter nach Beendigung des Pumpvorganges	[m]
WV_{pfl}	pflanzenverfügbare Wassermenge	[mm]

1 Einleitung

Mit der Wasserrahmenrichtlinie (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFTEN, 2000) wurde im Jahr 2000 ein Konzept für die Verbesserung des Zustands der aquatischen Ökosysteme in der Europäischen Gemeinschaft verabschiedet, das mittels integrierter Bewirtschaftung von Einzugsgebiet und Oberflächengewässer eine mindestens „gute“ Wasserqualität innerhalb der Gemeinschaft anstrebt. Erstmals wurde ein Zusammenhang von Landbewirtschaftung und Gewässerqualität gesetzlich fixiert. Neben dem anzustrebenden guten ökologischen Zustand sind Nähr- und Schadstoffkonzentrationen im Einzugsgebiet sowie deren Verlagerung ins Grundwasser ein wesentlicher Faktor im Zusammenhang mit der Trinkwassergewinnung.

Besonders schützenswert sind in diesem Kontext die Flussauen, aus holozänen fluviatilen Sedimenten aufgebaute Talsohlen von Flüssen und Bächen (MIEHLICH, 2000). Auen sind Flächen entlang eines Fließgewässers, die von Hochwässern überschwemmt werden könnten, wobei anthropogen verursachte Beschränkungen durch Eindeichung nicht berücksichtigt werden. Ein wichtiges Kriterium des ökologischen Zustands in den Auen ist der ständige Wechsel von Überflutung und Austrocknung (GOLLADAY und BATTLE, 2002; SCHOLZ et al., 2005).

Die Minderung der Schadstoffeinträge in die Elbe infolge des Zusammenbruchs der Industrie in Tschechien und in den neuen Bundesländern sowie durch den Bau kommunaler Kläranlagen warf Mitte der Neunziger Jahre die Frage auf, ob die verringerte Belastung des Fließgewässers eine Reduktion des hochwassergebundenen Schadstoffeintrages in die Aue zur Folge hat.

Ein Forschungsschwerpunkt lag daher im Bereich der Mittel- und Unterelbe. Unter anderem wurde der Belastungsstatus von Auenböden mit anorganischen und organischen Schadstoffen (KRÜGER et al., 2000) untersucht. Des Weiteren konnten durch die Zusammenfassung abiotischer Leitparameter und biotischer Indikatoren Ansätze zur Prognose von ökologischen Veränderungen entwickelt werden (Forschungsprojekt RIVA), um die Nährstoffsituation und das Überflutungsregime zu charakterisieren (SCHOLZ et al., 2001). Im Ergebnis dieser Untersuchungen wurde die Notwendigkeit einer vollständigen Quantifizierung des Bodenwasserhaushaltes von Auenstandorten als Voraussetzung für weiterführende Untersuchungen zum Stofftransport und zur Stoffmobilisierung definiert.

Ausgehend von der allgemein formulierten Wasserhaushaltsgleichung für Festlandflächen der Erde

$$P = ET + R + \Delta S \quad [\text{Gl. 1}]$$

kann für ebene Flussauenstandorte die Wasserhaushaltsgleichung spezifiziert werden mit

$$P + P_{\text{ond}} = ET + (R_{\text{ab}} - R_{\text{zu}}) \pm \Delta S \quad [\text{Gl. 2}]$$

Hauptinputgröße ist der Niederschlag (**P**) (Abb. 1). Hinzu kommt im Hochwasserfall die Überflutung (**Pond**). Die größte Verlustgröße ist die Evapotranspiration (**ET**), diese setzt sich zusammen aus der Interzeption, der Transpiration der Pflanzen sowie der Evaporation des Bodens. Das Grundwasser wird gespeist durch von oben durchsickerndes Wasser, dieser Anteil wird als Grundwasserneubildung eingeordnet. Ist der Grundwasserspiegel in der Aue höher als der Wasserspiegel des Fließgewässers, exfiltriert Wasser aus dem Grundwasser in das Fließgewässer. Diese beiden Größen werden zum Grundwasserabfluss (**R_{ab}**) zusammengefasst.

Eine Nachlieferung von Wasser aus den unteren Bodenschichten erfolgt über den kapillaren Aufstieg. Ist der Wasserspiegel im Fließgewässer aufgrund auflaufenden Hochwassers höher als der Grundwasserspiegel in der Aue, infiltriert Wasser aus dem Fließgewässer in das Grundwasser. Kapillarer Aufstieg und infiltrierendes Wasser ergeben zusammen den Grundwasserzufluss (**R_{zu}**). Der Bodenwasserspeicherinhalt (**S**) wird also insgesamt durch Zehrung bzw. Versickerung beeinflusst, (ΔS) beschreibt die Speicheränderung.

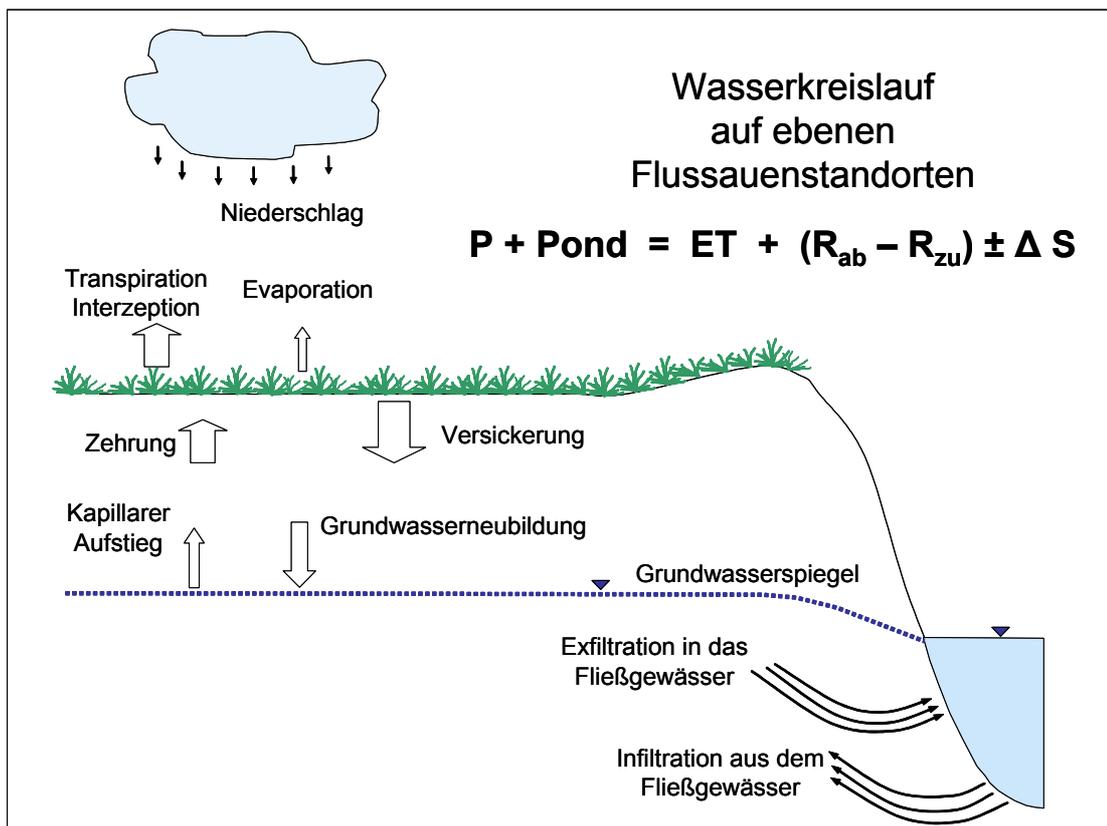


Abb. 1 Wasserkreislauf auf ebenen Flussauenstandorten

Das besondere Charakteristikum des Bodenwasserhaushaltes der Flussauenstandorte besteht in der hohen Dynamik der Grundwasserflurabstände. Dabei können sowohl Überflutungen von über 2 Metern über Gelände, aber auch Grundwasserflurabstände von 4 Metern unter Geländeoberkante beobachtet werden. Typische Zustände des Bodenwassergeschehens in Auen sind einerseits die starke Austrocknung, andererseits bisweilen länger andauernde Überflutungen.

Untersuchungen von HEINRICHFREISE (2000) unterstreichen die besondere Bedeutung der Kenntnis der Grundwasserstände im Hinblick auf den Erhalt der auentypischen Biozöosen, um z. B. bauliche Eingriffe in die ökologisch wertvolle Struktur der Flussauen zu verhindern. Im Betrachtungsraum Isarmündungsgebiet treten dabei, vor allem bei auflaufendem Hochwasser, gespannte Grundwasserverhältnisse auf, weil die Auenlehmdecke eine schnelle Reaktion des Grundwasserspiegels auf die Verhältnisse im Fließgewässer verhindert. BÖHNKE (2002) konnte bei seinen Messungen im Untersuchungsgebiet Wörlitz einen Unterschied zwischen dem Grundwasserstand in der Bodendeckschicht und im unterlagernden Aquifer von 2 bis 5 cm feststellen, der jedoch nur kurzzeitig auftrat. Die sehr geringe Differenz hat sich im Zusammenhang mit der geringmächtig ausgebildeten Auenlehmdecke und dem relativ schnellen Absinken des Grundwasserspiegels unter die Auendeckschicht mit Beginn der Vegetationsperiode als nicht relevant für die Untersuchung der Grundwasserstände im Untersuchungsgebiet erwiesen.

Während der Niederschlag am Standort einfach und effizient zu messen ist, können die Größen Evapotranspiration, Grundwasserneubildung und kapillarer Aufstieg sowie die Speicheränderung im Bodenkörper nur über Berechnungsansätze ermittelt werden. Das Potential von Fehleinschätzungen ist hierbei sehr hoch. Die Kenntnis dieser Größen ist jedoch eine wesentliche Voraussetzung für Untersuchungen zu Stoffverlagerungen und Stofftransport in Flussauen.

Auf Grund befürchteter oder schon eingetretener Nutzungseinschränkungen lag der Fokus bisheriger Arbeiten in den Flussauen der Mittelelbe vor allem auf hochwasserbedingten Stoffeinträgen (FRIESE et al., 2000; SCHWARTZ, 2001; BÖHNKE, 2002). Die Bedeutung des Verständnisses der Flüsse in Auen wird von CEY et al. (1999), aber auch von ANDERSEN (2004) als Folge der Identifizierung der Kontrollfaktoren für Stoffeinträge herausgestellt. Flussauen wirken im Einzugsgebiet als Stoffsenke, vermindern also den Stoffeintrag ins Fließgewässer (VENTERINK et al., 2003). Noch immer sind Schwebstoffe und hochwasserbürtige Sedimentablagerungen stark mit Schwermetallen belastet (MIDDELKOOP, 2000; KRÜGER et al., 2005). Eintrag und Mobilisierung von Schwermetallen sind von verschiedenen äußeren Faktoren, wie pH-Wert, Salzgehalt und Redoxpotential, abhängig (GAMBRELL et al., 1991; ARAKEL und HONGJUN, 1992; CALMANO et al., 1993; GUGGENBERGER et al., 1994; TACK und VERLOO, 1995; MCGREGOR et al., 1998; CHEN und LIN, 2001; JACOB und OTTE, 2003).

Zur Quantifizierung der Flusssdynamik in Einzugsgebieten wurden auf hydrologischen Modellen basierende großräumige Wasserhaushaltsbetrachtungen durchgeführt (KUNKEL und WENDLAND, 1998; STRASSER und MAUSER, 2001; BECKER und LAHMER, 2004; KRAUSE, 2005; WEGEHENKEL und KERSEBAUM, 2005). In anderen Arbeiten wurde versucht, eine integrierte Modellierung von Fließprozessen an der Oberfläche verbunden mit oberflächennahen Prozessen durchzuführen (CHAUVELON et al., 2003; POOLE et al., 2004; GUNDUZ und ARAL, 2005). Dabei wird immer wieder die Bedeutung der Modellierung für die Erfassung der komplexen hydrologischen Vorgänge in Auen herausgestellt (BRADLEY und

GILVEAR, 2000; JORIS und FEYEN, 2003). Ein wichtiges Kriterium im Bodenwasserhaushalt der Flussauen stellt die Interaktion zwischen Fließgewässer und den angrenzenden Bereichen dar (HUNT und KRABBENHOFT, 1996; GILVEAR et al., 1997; CEY et al., 1998; SOPHOCLEOUS, 2002; VOLLMER et al., 2002; NEGREL et al., 2003; NEMETH und SOLOGABRIELE, 2003; WENG et al., 2003; BRUEN und OSMAN, 2004).

Die Hydrologie der Flussauen ist ein wichtiger Faktor in der Vorhersage von Auswirkungen von Deichverlegungs- und Renaturierungsmaßnahmen (ACREMAN et al., 2003; BUREK, 2003; MOHRLOK, 2003). Darüber hinaus belegen Untersuchungen von HEINRICHFREISE (2000), STANLEY und HARBAUGH (2002) und SOPPE und AYARS (2003) den starken Einfluss der Dynamik des Grundwasserflurabstandes auf die Entwicklung der Vegetation und somit auf landwirtschaftliche Erträge. CHEN und HU (2004) unterstreichen die Bedeutung der Auswirkung der Grundwasserflurabstandsdynamik auf den volumetrischen Bodenwassergehalt, auch in darüber liegenden Schichten.

Die Wasserrahmenrichtlinie (EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFTEN, 2000) regelt neben dem guten qualitativen Zustand der Gewässer auch den quantitativen Status des Grundwassers (BOGENA et al., 2005) mit dem Ziel einer ausreichenden Versorgung mit Trinkwasser. Daneben ist die Bestimmung der Parameter Grundwasserneubildung und kapillarer Aufstieg eine wesentliche Voraussetzung für Untersuchungen zu Stoffverlagerungen und Stofftransport in Flussauen (MEISSNER et al., 2000a; SCHWARTZ, 2001). Diese Bodenwasserhaushaltsglieder lassen sich nicht direkt messen, so dass Annahmen für die einzelnen Parameter, basierend auf Messungen indirekter Größen sowie Berechnungsansätzen, getroffen werden müssen. Die Abschätzung der Grundwasserneubildungsrate wird im Allgemeinen mit Hilfe von bodenhydrologischen Messplätzen oder durch die Anwendung von Bilanzmodellen (DISSE, 1995) vorgenommen.

Nachteile von Untersuchungen mit bodenhydrologischen Messplätzen auf grundwasserbeeinflussten Standorten sind:

- die mögliche Einstellung stationärer Wassergehalte im Bodenprofil bei Austrocknung (Wasserflüsse durch den Bodenkörper führen zu keiner Erhöhung des volumetrischen Bodenwassergehaltes und sind damit nicht messtechnisch erfassbar) (DVWK, 1996)
- Kapillarflüsse bzw. Sickerwassermengen sind nur indirekt messtechnisch erfassbar (DVWK, 1996; RANA et al., 2000)
- Ermittlung der Evapotranspiration mittels Berechnung, ohne die Anwendbarkeit für den jeweiligen Standort abschätzen zu können (ATV-DVWK, 2002)
- Einfluss der Methode der Messung des volumetrischen Bodenwassergehaltes (Auswahl und Einbau des Mess-Systems) auf die Eingangsdaten der Berechnung (MASTRORILLI et al., 1998; JABER und SHUKLA, 2006)

Bilanzmodelle liefern vor allem langfristige Aussagen für größere Landschaftseinheiten. Der ermittelte Sickerwasserfluss wird dabei als Differenz aus korrigiertem Niederschlag, tatsächlicher Evapotranspiration und Direktabfluss ermittelt. Andere Ansätze weisen zusätzlich nutzbare Feldkapazität, kapillaren Aufstieg und pflanzenverfügbare Wassermenge zur Ermittlung der mittleren jährlichen Sickerwasserrate aus.

In grundwasserbeeinflussten Gebieten ist die Grundwasserneubildung abhängig

- a) vom Grundwasserflurabstand, der die Bodenevaporation bedingt und
- b) von der Vegetation, die maßgeblich die Evapotranspiration in Dauer und Stärke beeinflusst sowie mit der Durchwurzelungstiefe eine variierende Ausschöpfung hervorruft (SOMMER, 2000).

Neben den beiden vorgestellten Ansätzen gibt es Methoden, die das Bilanzmodell mit Grundwasserflurabstandsdynamik-Methoden (SOPHOCLEOUS, 1991) verbinden oder Bodentemperatur-Profile auswerten (CHEVIRON et al., 2005). BATELAAN et al. (2003), KENDY et al. (2003) und SHENTHIS und ROSENTHAL (2003) versuchten, die Grundwasserneubildung durch integrierte Modellierung unter Berücksichtigung klimatischer, vegetationspezifischer und hydrologischer Komponenten zu bestimmen. CHAPMAN und MALONE (2002) verglichen diverse Ansätze der Bestimmung der Grundwasserneubildung mit Lysimeterergebnissen, wobei sie zu dem Schluss kamen, dass die meisten Ansätze die Grundwasserneubildung nicht genau genug abbilden können. Probleme gab es vor allem in der Berechnung von Abfluss-Spitzen.

Den vorgestellten Ansätzen gemeinsam ist die rechnerische Ermittlung der tatsächlichen Evapotranspiration als ein entscheidender Faktor des Bodenwasserhaushaltes (DAHM et al., 2002; XU und LI, 2003; PAUWELS und SAMSON, 2006). Die Evapotranspiration ist eng an die atmosphärischen Prozesse gebunden und eine kritische Randbedingung für den Wasserhaushalt am Ufer eines Fließgewässers (MAC NISH et al., 2000; GOODRICH et al., 2000). In der Literatur sind jedoch keine Nachweise über die Anwendbarkeit üblicher Evapotranspirations-Berechnungsansätze für die speziellen Verhältnisse der Flussauen der Mittelelbe verfügbar. NICHOLS et al. (2004) belegten für ein Flussgebiet in New Mexico, USA, dass die üblichen Berechnungsansätze für diese Standorte nur eingeschränkt geeignet sind. Grundwasserbeeinflusste Standorte zeigen im Allgemeinen ein höheres Evapotranspirationsgeschehen als ähnlich genutzte Landschaftseinheiten mit tief liegendem und wenig variablem Grundwasserflurabstand (KANG et al., 2001; ACREMAN et al., 2003). MUNDEL beschrieb schon 1982, dass bei höheren Grundwasserflurabständen die Evapotranspiration auf Grünlandstandorten höher ist. BAIRD und MADDOCK (2005) widerlegten jedoch eine lineare Abhängigkeit der Evapotranspirationsraten vom Grundwasserflurabstand.

Untersuchungen zur Ermittlung der Evapotranspiration für Flussauen mit Hilfe von Satellitendaten erbrachte auf Grund der kleinräumigen Heterogenität, vor allem im Hinblick auf die Landnutzung, in Abhängigkeit von der eingesetzten Methode unterschiedlich gut

verwertbare Ergebnisse (SCHUURMANS et al., 2003; BASTIAANSEN et al., 2005; NAGLER et al., 2005).

Da der volumetrische Bodenwassergehalt für die tatsächliche Evapotranspiration die entscheidende Rolle spielt (RANA und KATERJI, 1998; ZHANG et al., 2002; KURC und SMALL, 2004; NACHABE et al., 2005; XU und SINGH, 2005) und dieser in Perioden großer Grundwasserflurabstände sowie geringer Niederschläge stark absinken kann, sind Ansätze für die Abschätzung der tatsächlichen Evapotranspiration unter Wasserstress-Bedingungen notwendig (RANA et al., 1997a; RANA et al., 1997b).

Eine Möglichkeit zur zeitlich hoch aufgelösten Erfassung von Bodenwasserhaushaltsgrößen (Niederschlag, tatsächliche Evapotranspiration, Grundwasserneubildung, kapillarer Aufstieg, Speicheränderung) in einem genau definierten Bodenausschnitt ist der Einsatz von wägbaren Lysimetern (HAFERKORN, 2000; YANG et al., 2000; ZHANG et al., 2002, BETHGE-STEFFENS et al., 2005).

Im Allgemeinen werden die Ergebnisse der Lysimeteruntersuchungen als Ausgangswerte für die Übertragung in größere Landschaftseinheiten, z. B. mittels Modellierung, verwendet (YAMANAKA et al., 1998; XU und CHEN, 2005). Nach ROTH et al. (1994) haben Lysimeteranlagen folgende Voraussetzungen zu erfüllen, um auf die Fläche übertragbare Ergebnisse zu liefern:

- Mikroklima: Vermeidung von Oaseneffekten
- Größe der Anbaufläche: Ermöglichung einer typischen Anbaustruktur der eingesetzten Vegetation
- Tiefe: keine Einschränkung des Wurzelraumes landwirtschaftlicher Fruchtarten
- Bodenwasserhaushalt: keine Veränderung des Bodenprofils; enger Kontakt zwischen Bodensäule und Lysimeterwand; keine Stauwasserbildung am Lysimetergrund

Hinzu kommt die Möglichkeit der Einstellung eines vorgegebenen Grundwasserflurabstandes, um oberflächennahe bzw. innerhalb des Bodenkörpers variierende Grundwasserflurabstände simulieren zu können (INGRAM et al., 2001; DALLA COSTA und GIANQUINTO, 2002; SCHWÄRZEL und BOHL, 2003; BETHGE-STEFFENS et al., 2004), falls sich dies auf Grund der Gegebenheiten auf dem Ausgangsstandort als notwendig erweist.

Lysimeter haben sich als ein Instrument zur detaillierten, korrekten Ermittlung der Bodenwasserhaushaltsgrößen Niederschlag, Evapotranspiration, Grundwasserzu- bzw. -abfluss sowie Änderung des Bodenwasserspeicherinhaltes bewährt. Da bislang kein an die spezifischen Verhältnisse an Flussauenstandorten angepasstes Lysimeter existiert, wurde am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Lysimeterstation Falkenberg ein wägbares Grundwasserlysimeter entwickelt. Als ein Ergebnis umfangreicher Voruntersuchungen wurden zwei repräsentative Standorte ausgewählt, an denen neben fortlaufenden bodenhydrologischen Untersuchungen die Entnahme von jeweils zwei Bodenmonolithen für die Lysimeteruntersuchungen erfolgt ist.

Die Ziele der vorliegenden Arbeit sind:

- Nachweis der Eignung des wägbaren Grundwasserlysimeters zur zeitlich hoch aufgelösten Bestimmung der Bodenwasserhaushaltsparameter unter veränderlichen Grundwasserbedingungen
- Quantifizierung der Bodenwasserhaushaltsgrößen mit dem wägbaren Grundwasserlysimeter
- Vergleich der gewonnenen Bodenwasserhaushaltsgrößen mit den in der Literatur verfügbaren Berechnungsansätzen sowie den *in situ* gewonnenen bodenhydrologischen Parametern
- Anwendung eines eindimensionalen Bodenwasserhaushaltsmodells für die gesättigte und ungesättigte Zone als Basis für Langzeitaussagen sowie die Übertragung auf größere Landschaftseinheiten

2 Material und Methoden

2.1 Experimentelle Untersuchungen

2.1.1 Meteorologische Messstation

Zur Bereitstellung meteorologischer Daten, die zur Plausibilitätsprüfung der mit dem Lysimeter gewonnenen Daten sowie als Eingangsgrößen der angewendeten Evapotranspirationsberechnungsansätze benötigt werden, wurde eine Wetterstation in unmittelbarer Nähe des Lysimeters installiert. Mit der Wetterstation wurden die Lufttemperatur in 2 m und 5 cm Höhe über dem Erdboden, die Bodentemperaturen in fünf Tiefenstufen, der Niederschlag 1 m über dem Boden, die Windgeschwindigkeit, die Windrichtung, die Globalstrahlung, der Luftdruck und die Luftfeuchte gemessen.

Zusätzlich wurden Stundensummen der Sonnenscheindauer der nächstgelegenen Wetterstation des Deutschen Wetterdienstes (DWD) Seehausen/Altmark, die ca. 5 km nordwestlich von Falkenberg liegt, verwendet.

Die genauen Angaben zur Messtechnik sind dem Anhang A 1 zu entnehmen.

2.1.2 Feldmessplätze

2.1.2.1 Schönberg Deich

Die Elbaue bei Schönberg Deich befindet sich an der unteren Mittelelbe im Bereich der Strom-Kilometer 435 bis 440, südlich Wittenberge, im Bereich der Einmündung des Gnevsdorfer Vorfluters in die Elbe.

SCHWARTZ et al. (2000) grenzen für die untere Mittelelbe drei morphologische Strukturtypen voneinander ab:

Uferwall

Direkt am Flussufer erheben sich überwiegend sandige **Uferwälle**, die aufgrund ihrer Geländehöhe nur selten von Hochwässern überschwemmt werden.

Hochflächen

Das Vordeichsland besteht zum größten Teil aus fein strukturierten **Hochflächen**, die aus einer Auenlehmdecke über Auensand aufgebaut sind. Hier können jedoch auch Sand/Lehm-Wechselagerungen angetroffen werden.

Rinnen

Das Vordeichsland wird von – im Regelfall stromparallel angeordneten – **Rinnen** durchzogen, meist ausgebildet aus Auenschlamm über Auenlehm und Auensand.

Die Geländehöhe der Aue bei Schönberg Deich variiert zwischen 22 m NN und 26,5 m NN (KRÜGER et al., 2000).



Abb. 2 Lage des Messplatzes Schönberg Deich (Quelle: google earth)

Der Messplatz Schönberg Deich (Abb. 2) befindet sich auf einer Hochfläche bei einer Geländehöhe von 24,3 m NN, ca. 250 m vom Fluss entfernt. Von NESTLER et al. (2000) wird der Hochwasserscheitel für das Hochwasser mit einem zehnjährigen Wiederkehrintervall HW 10 mit 25,18 m NN für den Pegel Gnevsdorf angegeben, der sich auf der gegenüberliegenden Elbseite befindet. Mit einer Überströmung des Messplatzes ist damit statistisch alle zehn Jahre zu rechnen.

Im größten Teil des Jahres ist die Grundwasserströmungsrichtung von der Elbe weg in das Hinterland gerichtet, da der im Bereich der altmärkischen Wische relativ parallel fließende Aland tiefer liegt. Der Grundwasserschwankungsbereich lag im Mess-Zeitraum von 1998 bis 2005 von Geländeoberkante bis 4 m unter Geländeoberkante.

Klimatisch ist der Messplatz der Klimaregion altmärkische Wische und dem subhumiden Klimabereich zuzuordnen. An der Station Falkenberg fallen im langjährigen Mittel 536 mm Niederschlag. Die Jahresmitteltemperatur liegt bei 8,9 °C.

Das Untersuchungsgebiet liegt in der westlichen Verlängerung des Berlin-Eberswalder Ustromtales, die jüngsten Vereisungen der Weichseleiszeit haben das Gebiet nicht mehr überschritten.

KRÜGER et al. (2000) klassifizierten am Standort eine Norm-Vega aus Auenlehm über Auensand (Bodenkenndaten in Tabelle 1).

Tabelle 1 Bodenkenndaten Messplatz Schönberg Deich SD 32

Schicht-Nr.	Tiefe	Horizont-bezeichnung	Mächtigkeit	Korngrößenverteilung				Bodenart
				Ton (Fraktion < 2 µm)	Schluff (Fraktion 2 - 63 µm)	Sand (Fraktion 63 - 2000 µm)	Skelett (Fraktion >2 mm)	
	[cm unter GOK]		[cm]	[%]	[%]	[%]	[%]	
1	0 - 20	aMAh	20	18,3	45,8	36,0	0,0	Ls2
2	20 - 50	aM	30	18,3	42,7	39,0	0,0	Ls2
3	50 - 90	aM	40	16,9	36,1	47,0	0,0	Sl4
4	90 - 120	C	30	4,6	6,6	88,7	0,0	Ss
5	120 - 130	aM	10	16,2	52,5	31,3	0,0	Uls
6	130 - 150	C	20	-1,0	-1,0	100,0	1,3	Ss
7	150-175	aMGo	25	10,2	29,0	60,8	0,0	Sl3

Die Vegetation ist als „Wiesenfuchsschwanzwiese“ einzuordnen und besteht vorrangig aus Wiesenfuchsschwanz, Wiesenrispengras und Landreitgras. Die Höhe der Vegetation wurde regelmäßig dokumentiert und den Bewirtschaftungsbedingungen des umgebenden Grünlandes angepasst. Der Messplatz befindet sich auf einer Fläche, die als Mähweide (Mutterkuhhaltung) landwirtschaftlich genutzt wird.

Der Messplatz ist mit vier TDR-Sonden in den Tiefenstufen 30 cm, 60 cm, 90 cm und 120 cm unter Geländeoberkante zur Ermittlung des **volumetrischen Bodenwassergehalts** ausgestattet. Es sind insgesamt acht Tensiometer zur Untersuchung des **Matrixpotentials** angeordnet, drei Tensiometer in 30 cm Tiefe, drei Tensiometer in 60 cm Tiefe sowie zwei Tensiometer in 90 cm Tiefe unter Geländeoberkante. Des Weiteren wurde die **Bodentemperatur** in den Tiefenstufen 30 cm, 60 cm und 90 cm unter Geländeoberkante gemessen (Abb. 3).

Die genauen Angaben zu den Sonden sind dem Anhang A 2.1 – A 2.3 zu entnehmen. Die Daten wurden in einem **UGT-Datenlogger** (Anhang A 2.4) erfasst und per GSM-Funk zur Forschungsstelle Falkenberg übertragen. Die Stromversorgung erfolgt über ein Solarpanel mit dazugehörigem 12V-Akku (Anhang A 2.5).

Der **Grundwasserflurabstand** wurde in unmittelbarer Nähe zum Messplatz mit Hilfe einer Drucksonde kontinuierlich erfasst (Anhang A 2.6). Des Weiteren wurden **Niederschlag**, **Lufttemperatur**, **Luftfeuchte** und **Windgeschwindigkeit** gemessen (Anhang A 2.7 – A 2.9).

Das etwa 4 m * 5 m große Messfeld ist mit einem Zaun gesichert.

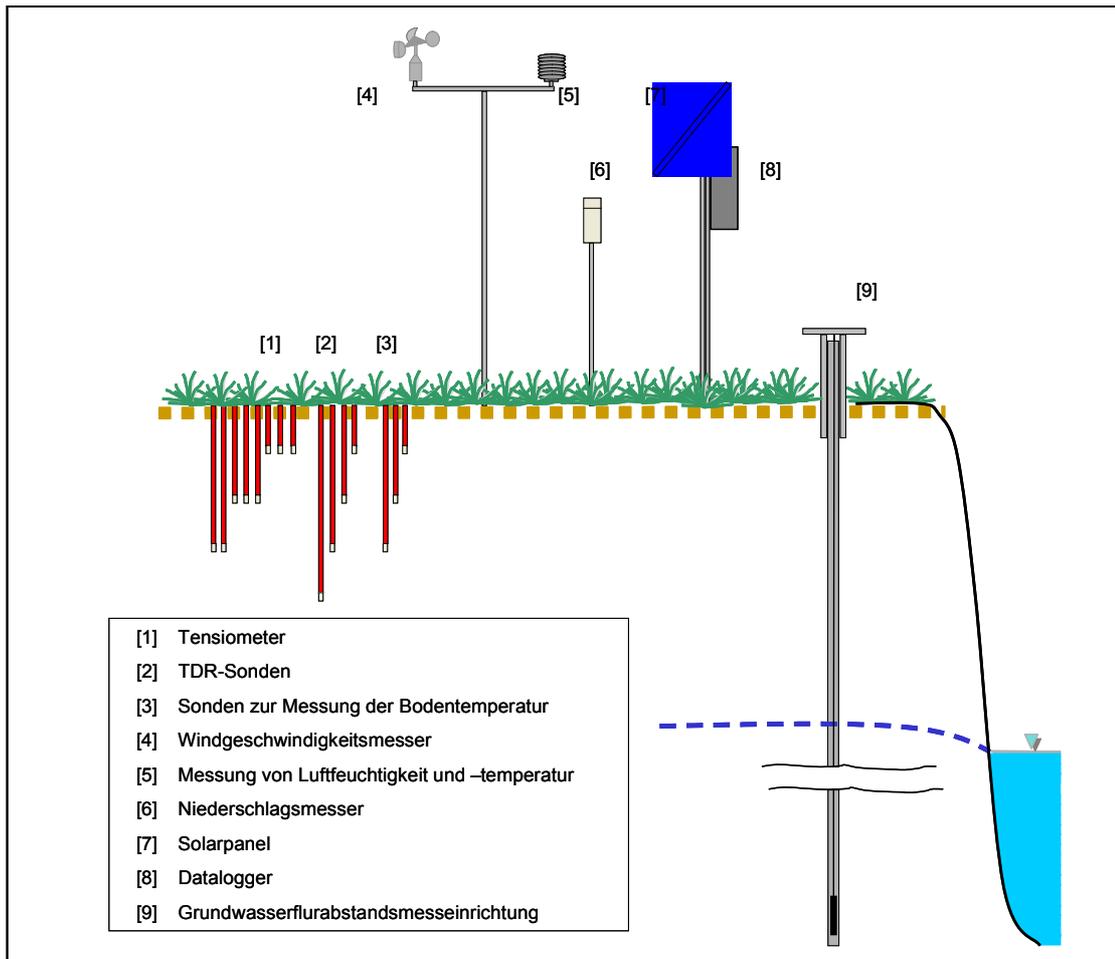


Abb. 3 Bodenhydrologischer Messplatz (Schönberg Deich)

2.1.2.2 Wörlitz

Nordwestlich der Stadt Wörlitz im Bereich der Schleusenheger Wiesen im Biosphärenreservat Mittlere Elbe befindet sich der zweite Messplatz auf einer Niederterrasse etwa 20 m von der Elbe entfernt (Abb. 4). Die Elbaue liegt linkselbisch am ost-westgerichteten Stromabschnitt der Mittleren Elbe, zwischen den Mündungen der Schwarzen Elster und der Mulde am Stromkilometer 242,3 bei einer Geländehöhe von 61,19 m üNN.

Geographisch gehört diese Region zum Elbe-Elster-Tiefland, es liegt am Rand des Herzynischen Trockengebietes im Bereich des Ostdeutschen Binnenklimas. Das lokale Klima wird beeinflusst durch die relativ geschützte Lage im Elbtal, zu verzeichnen sind erhöhte Luftfeuchte und das Auftreten von Talnebel (BÖHNKE und GEYER, 2000). Die Landschaft ist im Pleistozän entstanden und wurde besonders von der Saale- und Weichseleiszeit geprägt. Der Untersuchungsraum gehört zum mitteldeutschen Altmoränengebiet. Die Schleusenheger Wiesen weisen eine deutliche Terrassenstruktur auf. Die untere Terrasse nahe der Elbe ist durch eine wellige Bodenoberfläche mit wannenartigen Vertiefungen und Auskolkungen gekennzeichnet. Die höher gelegenen Bereiche sind wellig bis eben und häufig von komplexen Flutrinnenstrukturen unterbrochen.



Abb. 4 Lage des Messplatzes Wörlitz (Quelle: google earth)

Nach RINKLEBE et al. (2000) sind die vorherrschenden Bodenformen der Flussaue bei Wörlitz Veges, in den Rinnenstrukturen Gleye und auf der unteren Niederterrasse überwiegen Tschernitzen. Die Bodenform am Messplatz ist eine Tschernitza aus Auenschluff über tiefem Auensand (Bodenkenndaten in Tabelle 2).

Tabelle 2 Bodenkenndaten Messplatz Wörlitz (nach RINKLEBE, 2004; verändert)

Schicht-Nr.	Tiefe	Horizont-bezeichnung	Mächtigkeit	Korngrößenverteilung			Bodenart
				Ton (Fraktion < 2 µm)	Schluff (Fraktion 2 - 63 µm)	Sand (Fraktion 63 - 2000 µm)	
	[cm unter GOK]		[cm]	[%]	[%]	[%]	
1	0-9	aMAh	9	17,0	39,0	44,0	Ls3
2	9-32	aM	23	17,0	46,0	37,0	Ls2
3	32-85	aM	53	29,0	59,0	12,0	Lu
4	85-100	aM	15	34,0	53,0	13,0	Tu3
5	100-109	C	9	2,0	4,0	94,0	Ss
6	109-122	aM	13	31,0	54,0	15,0	Tu3
7	122-142	aM	20	1,0	1,0	100,0	Ss
8	142-158	aM	16	20,0	29,0	51,0	Ls4
9	158-175	C	17	1,0	1,0	100,0	Ss

Im überwiegenden Teil des Jahres führt die Grundwasserströmungsrichtung von den Hochflächen zur Elbe. Beim Auftreten von Hochwasserwellen dreht sich die Grundwasserströmungsrichtung kurzzeitig um und es kommt zu einer Infiltration in das Grundwasser sowie Anhebung der Grundwasserstände in Flussnähe (BÖHNKE, 2002). Der Grundwasserflurabstand bewegte sich im Untersuchungszeitraum zwischen 3,55 m unter Geländeoberkante und ca. 2 m über der Oberfläche („Jahrhunderthochwasser“ 2002). Damit

ergibt sich ein Schwankungsbereich von 5,55 m. Statistisch wird der Messplatz einmal pro Jahr überflutet.

Die Vegetation entspricht einem Brennessel-Seiden-Zaunwinden-Saum (*Cuscuta europaeae-Convolutum sepium*). Ebenso wurden Rohrglanzgras, Kletten und Brennesseln beobachtet. Im Frühjahr wird die Fläche um den Messplatz als Mähweide und nachfolgend als Portionsweide für Rinderhaltung benutzt (RINKLEBE, 2004).

Der Messplatz wurde auf einer eingezäunten Fläche von einer Größe von 5 m x 5 m angelegt. Mittels Messfühlern wurden volumetrischer Bodenwassergehalt, Matrixpotential und Bodentemperatur in drei Tiefenstufen (20 cm, 70 cm und 90 cm Tiefe) ermittelt und mit einem Datenlogger aufgezeichnet. Auf dem Podest innerhalb des Messfeldes befinden sich der Datenlogger, ein Solarpanel zur Stromversorgung und die Unterdruckanlage für die Saugsonden. Die Beschreibung der Messtechnik findet sich in RINKLEBE, J. (2004). Der Grundwasserflurabstand wurde wie am Messplatz in Schönberg Deich mit Hilfe eines Drucksensors gemessen (Anhang A 2.6) und per GSM-Funk in die Forschungsstelle Falkenberg übertragen.

2.1.3 Wägbares Grundwasserlysimeter

Ein Lysimeter ist nach DIN 4049-3 eine Anlage zum Erfassen von Sickerwasser als Grundlage zur Mengen- und Stoffbilanz in Abhängigkeit von Boden, Gestein, Bewuchs, lokalem Klima und anderen Randbedingungen. In der Regel wird die Durchsickerungshöhe bestimmt, bei speziellen Bauarten können auch die aktuelle Verdunstungshöhe oder die Grundwasserneubildungsrate bestimmt werden. Lysimeter bestehen im Regelfall aus einem mit Erdboden gefüllten Behälter und einer Auffang- und Messvorrichtung für das am Behälterboden austretende Wasser (DVWK, Heft 114, 1980).

Am UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Forschungsstelle Falkenberg wurde ein Lysimeter entwickelt (MEISSNER et al. 2000b), das mittels Wägung und Grundwassersteuerung die Voraussetzung für die Untersuchung des Zusammenspiels von Boden, Vegetation, variierenden Grundwasserflurabständen, klimatischen Einflussgrößen und Bodenwasserhaushaltsparametern auf Flussauenstandorten bildet.

Für Auenböden sind Wechsellagerungen von feinen Ton- bzw. Schluffbändern typisch. Diese sehr heterogenen Bodenprofile haben einen starken Einfluss auf den vertikalen Wassertransport. Um zu gewährleisten, dass die Wasserbewegung und der Stofftransport im Bodenkörper genau so erfolgen können wie in der gewachsenen Bodenstruktur am Entnahmestandort, ist eine monolithische Befüllung der Lysimetergefäße erforderlich. Da für die monolithische Gewinnung großvolumiger Bodensäulen keine geeignete Methode zur Verfügung stand, wurde ein Verfahren entwickelt und anschließend patentiert, mit dem auch an schwer zugänglichen Standorten eine monolithische Entnahme erfolgen kann (MEISSNER et al. 2000c).

Die **Entnahmevorrichtung** besteht aus einer leicht montierbaren dreibeinigen Stütztraverse mit eingehängter Lysimeterführung, die eine lotrechte Führung des Lysimetergefäßes bis zur

endgültigen Entnahmetiefe gewährleistet. Am unteren Ende der Entnahmeeinheit befindet sich eine rotierende Fräsvorrichtung, die die zum Vorschub erforderlichen Kräfte durch Ausschneiden der Lysimeterkontur vermindert (Beschreibung und Abbildungen Abb. A 3.1 a bis d im Anhang A 3).

Mit den zur Verfügung stehenden technischen Mitteln konnte eine Überflutungssicherheit *in situ* eingebauter Lysimeter nicht gewährleistet werden. Deshalb wurde entschieden, an zwei repräsentativen Standorten der Mittel- und Oberelbe (Wörlitz und Schönberg Deich) jeweils zwei Bodenkörper zu entnehmen und diese in der Forschungsstelle Falkenberg ca. 5 km von der Elbe entfernt (Abb. 5) in eine Lysimeterstation einzubauen. Vom Standort Schönberg Deich stammen die nachfolgend mit 205 und 206 bezeichneten Lysimeter, vom Standort Wörlitz die im Folgenden mit 207 bzw. 208 Lysimeter.

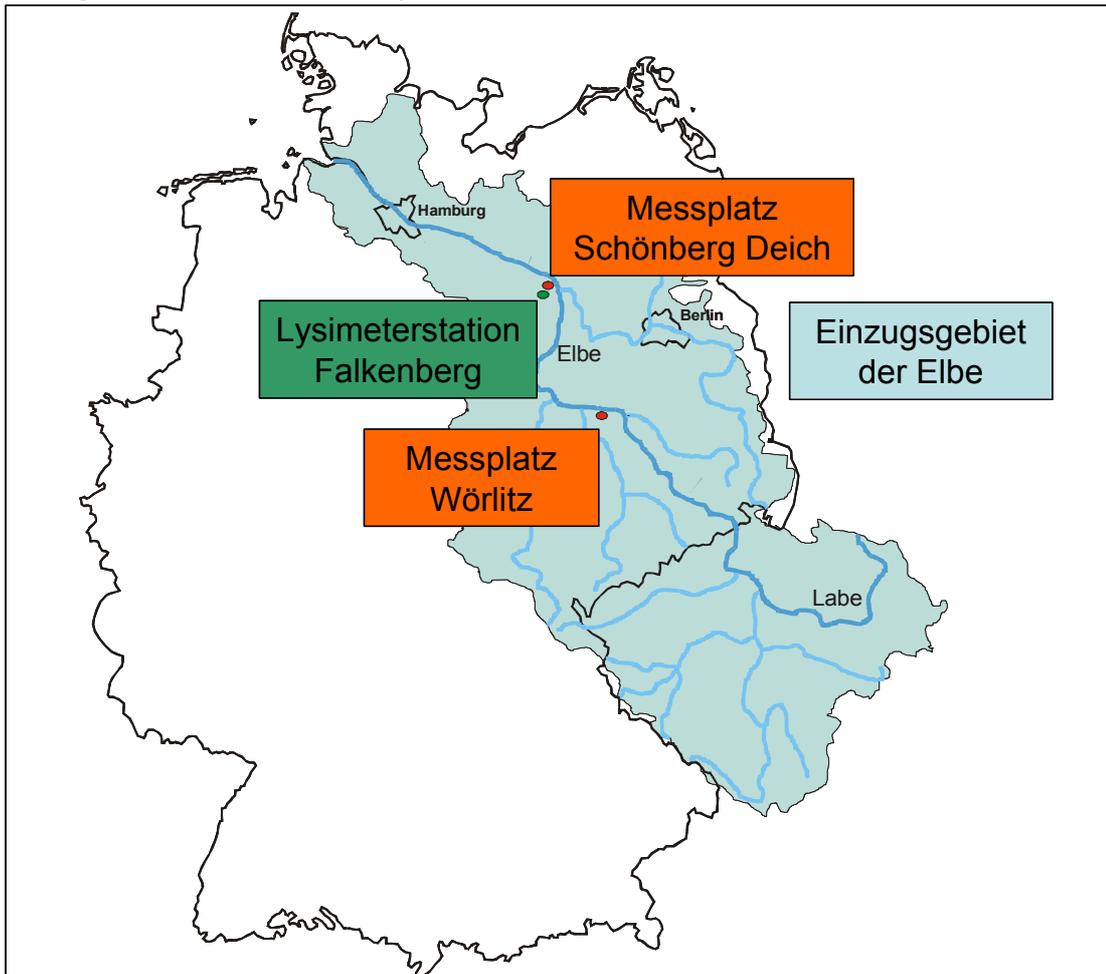


Abb. 5 Elbeeinzugsgebiet mit den Untersuchungsstandorten

Das Lysimetergefäß (Anhang A 3.3.1) ist aus V2A Edelstahl gefertigt. Um Stauwirkungen durch Kapillarsprünge am Substratwechsel zu vermeiden, wurde am Lysimeterboden eine 25 cm starke Sand-Kies-Filterschicht mit abgestufter Körnung eingebaut (Tab. 3).

Tabelle 3 Material der Filterschicht am Lysimeterboden

Schicht-Nr.	Schichtdicke	Material	Körnung
1	5 cm	Quarzsand trocken	0,1 - 0,5 mm
2	10 cm	Aquagran Filterquarz trocken	0,71 - 1,25 mm
3	10 cm	Aquagran Filterquarz trocken	3,15 - 5,6 mm

Die vier Bodenmonolithen ([1] in Abb. 6) wurden in eine kleeblattförmige PE-Lysimeterstation (MEISSNER, 1999 et al.) ([2] in Abb. 6) eingesetzt (Anhang A 3.3.2). Diese Lysimeterstation, die am Boden und an den Seitenwänden hermetisch abgeschlossen ist, ermöglicht es, unabhängig von der Standortbeschaffenheit und geschützt gegen den Eintritt von Niederschlags- und Grundwasser einen kontinuierlichen Betrieb der Lysimetermessungen zu gewährleisten.

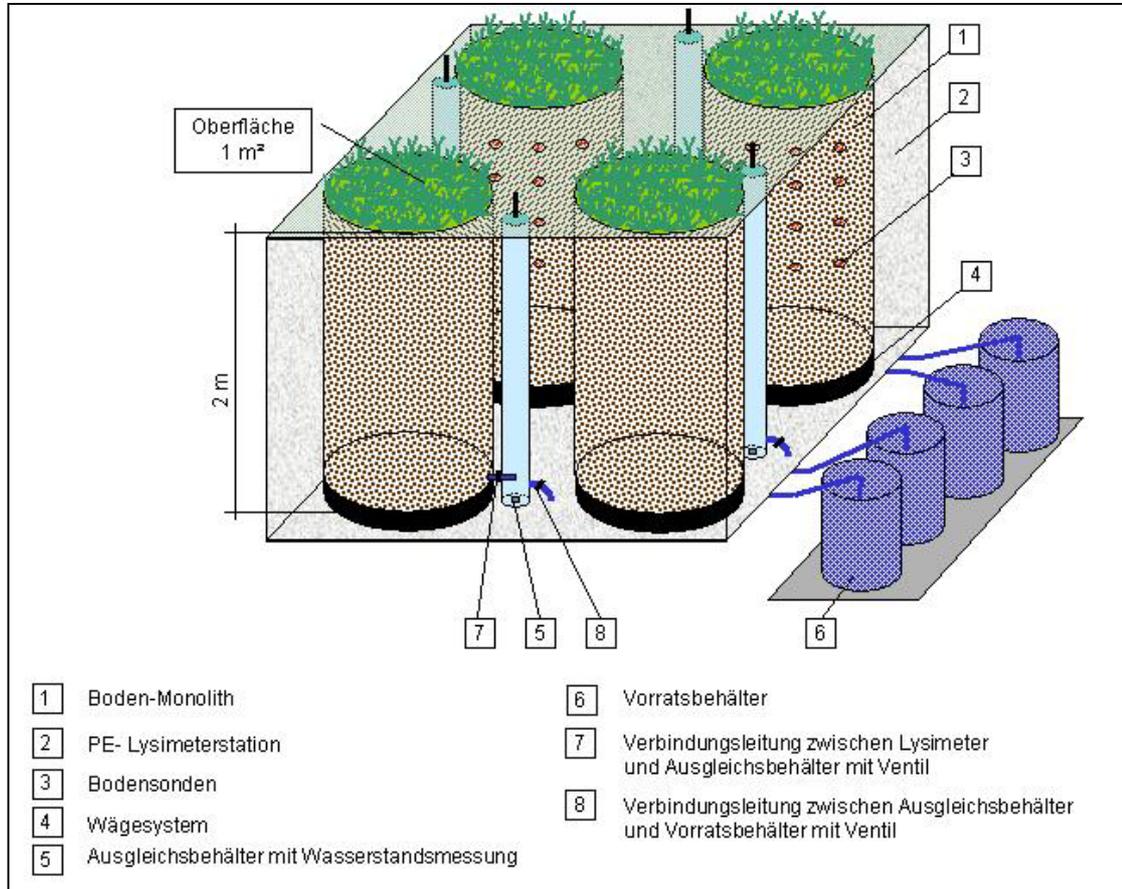


Abb. 6 Wägbares Grundwasserlysimeter

Die entnommenen Bodensäulen haben eine Oberfläche von 1 m² und sind 2 m tief. Zur Erfassung bodenhydrologischer Parameter ist jedes Lysimeter mit Sonden [3] zur Messung von Bodenwassergehalt (TDR-Sonden), Saugspannung (Tensiometer) sowie Thermometern zur Ermittlung der Bodentemperatur ausgestattet (Beschreibung im Anhang A 3.3). Die Sonden befinden sich in den Tiefenstufen 30 cm, 60 cm, 90 cm und 120 cm. Diese Werte werden stündlich aufgezeichnet.

Das Lysimeter ist auf jeweils drei Wägezellen [4] (Beschreibung im Anhang A 3.3.7) gelagert, die nach dem Biegebalkenprinzip arbeiten. Die Wägedaten werden minütlich aufgezeichnet, nach jeweils 15 Minuten erfolgt eine Mittelwertbildung. So können kleinere Gewichtsschwankungen relativ gut ausgeglichen werden, der ausgegebene Wert ist dennoch sehr zeitnah. Auf Grund der hohen Messgenauigkeit können selbst kleine Niederschläge wie Tau oder Reif sowie geringe Verdunstungsraten aufgezeichnet werden.

Die mit den Bodensonden sowie den Waagen erfassten Daten werden elektronisch gespeichert und können nach Übergabe an einen PC mit Tabellenkalkulationsprogrammen

weiter bearbeitet und ausgewertet werden. Während die vier Lysimeter [1] und die dazu gehörenden Ausgleichsbehälter [5] in der PE-Lysimeterstation [2] untergebracht sind, befinden sich die Vorratsbehälter [6] und die Datenlogger in einem externen, vor Witterung geschützten, Lysimeterkeller.

Die untersuchten Flussauen zeichnen sich durch eine besonders stark ausgeprägte Grundwasserflurabstands-Dynamik aus. Kernziel der Entwicklung eines Lysimeters, das für die Erforschung des Bodenwasserhaushaltes dieser Standorte geeignet sein soll, war die zeitnahe und möglichst genaue Nachbildung dieser Grundwasserflurabstands-Dynamik. Die entwickelte automatische Grundwassersteuerung (MEISSNER et al., 2000b) ist in der Lage, den Grundwasserflurabstand mit gleichzeitiger Erfassung der dazu benötigten Wasservolumina zu regulieren. Der Grundwasserstand wird am Entnahmestandort der Bodenmonolithe kontinuierlich gemessen und per GSM-Funk an die Regelungseinheit des Lysimeters übertragen.

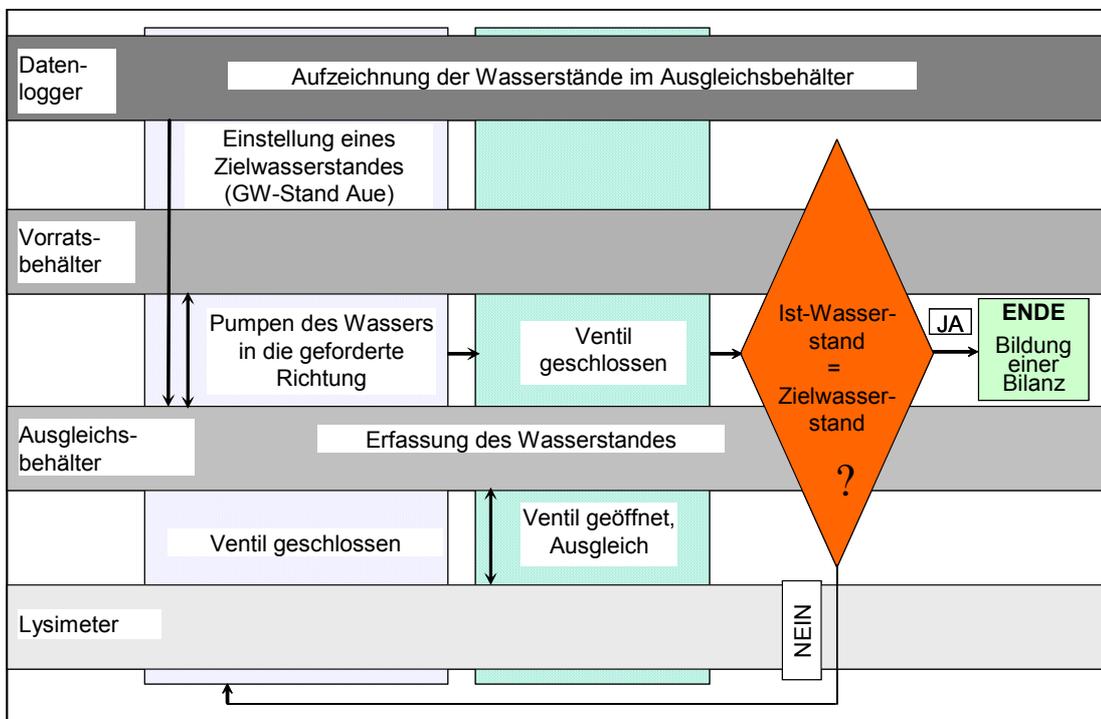


Abb. 7 Fließschema der Grundwassersteuerung

Wie im Fließschema in Abbildung 7 dargestellt, erfolgt die Einstellung des Grundwasserstandes im Bodenkörper ([1] in Abb. 6) über das Prinzip der kommunizierenden Röhren, wobei die erforderliche Wassermenge über einen Ausgleichsbehälter [5] aus Acryl (Beschreibung im Anhang A 3.3.6) zugeführt wird. Der aktuelle Wasserstand im Ausgleichsbehälter wird mit einem Pegelsensor ermittelt. Das für Grundwasserzu- bzw. -abfluss zu speichernde Wasser wird in einem Vorratsbehälter [6] vorgehalten. Weicht der Wasserstand im Ausgleichsbehälter vom vorgegebenen Zielwasserstand um mehr als einen Zentimeter ab, wird das Ventil [7] zwischen Lysimeter und Ausgleichsbehälter geschlossen und über eine Pumpe der Wasserstand im Ausgleichsbehälter [5] reguliert. Anschließend wird das Ventil [8] zwischen Ausgleichsbehälter und Vorratsbehälter geschlossen und das Ventil [7]

zum Lysimeter geöffnet. Der Wasserstand im Lysimeter [1] wird an den Wasserstand im Ausgleichsbehälter [5] angeglichen. Anschließend wird das Ventil [7] wieder geschlossen, es erfolgt eine erneute Regulierung des Wasserstandes im Ausgleichsbehälter, solange, bis der Wasserstand dem vorgegebenen Zielwasserstand entspricht.

Über die Aufsummierung der Wasserstandsdifferenzen wird ermittelt, wie viel Wasser dem Lysimeter zugeflossen ist bzw. wie viel Wasser entnommen werden musste, um den Zielwasserstand einzustellen.

2.2 Berechnungsverfahren

2.2.1 Evapotranspiration

2.2.1.1 Grundlagen

Nach DIN 4049-3 (1994) ist die Evapotranspiration der Vorgang, bei dem Wasser - bei Temperaturen unter dem Siedepunkt - vom flüssigen oder festen Zustand in den gasförmigen Zustand (Wasserdampf) übergeht. Die Evapotranspiration setzt sich zusammen aus der Evaporation plus Interzeptionsverdunstung plus Transpiration. Dabei ist die Evaporation die Verdunstung von der Bodenoberfläche, die Interzeption ist die Verdunstung des zurückgehaltenen Wassers von der Pflanzenoberfläche nach Niederschlägen, als Transpiration wird das Wasser bezeichnet, das die Pflanzen über ihre Öffnungen in der Blattoberfläche abgeben.

Die **potentielle Evapotranspiration** ist die Verdunstungshöhe von Oberflächen bei gegebenen meteorologischen Bedingungen und unbegrenzt verfügbarem Wasser. Die **tatsächliche Evapotranspiration** ist die Verdunstungshöhe von Oberflächen bei gegebenen meteorologischen Bedingungen und begrenztem Wassernachschub.

Die Evapotranspiration kann man mit verschiedenen Verfahren ermitteln. Dabei wird im Merkblatt DVWK-M 238 (1996) nach direkten bzw. indirekten Messverfahren sowie Berechnungsverfahren der Verdunstung von Landoberflächen differenziert, wobei man die Verfahren nach potentieller Evapotranspiration und tatsächlicher Evapotranspiration bewachsener Flächen unterscheidet.

2.2.1.2 Potentielle Verdunstung von Landflächen

- Einfache Verfahren: Verfahren nach HAUDE, THORNTHWAITE, BLANEY-CRIDDLE, TURC, Berechnung der ET_p aus Messungen mit dem Piche-Atmometer
- Kombinationsverfahren: Verfahren nach PENMAN, PRIESTLEY-TAYLOR, MAKKINK, TURC-WENDLING, HARGREAVE
- Komplexe Verdunstungsmodelle: PENMAN-MONTEITH-Modell, daraus abgeleitet: Grasreferenzverdunstung (ALLEN ET AL., 1994)

Als Berechnungsverfahren für die potentielle Evapotranspiration wurden ausgewählt die Berechnungsverfahren nach HAUDE, PENMAN, PENMAN-MONTEITH und die Formel für die Grasreferenzverdunstung.

Berechnungsverfahren nach HAUDE (aus dem Arbeitsblatt DVWK-M 238 (1996))

$$ET_{p\text{Haude}} = f \times (e_{s(T)} - e)_{14} < 7 \text{ mm/d} \quad [\text{Gl. 3}]$$

f ... Haude-Faktor für die einzelnen Monate [mm/hPa]

$(e_{s(T)} - e)_{14}$... Sättigungsdefizit der Luft mit Wasserdampf [hPa] zum Mittagstermin 14:30 Uhr MEZ

→ Berechnung für Grasbewuchs bei ausreichender Wasserversorgung

Berechnungsverfahren nach PENMAN (von WENDLING modifiziert für Landflächen, aus dem Arbeitsblatt DVWK-M 238 (1996))

$$ET_{p\text{PENM}} = \frac{s}{s + \gamma} * E_R + \frac{\gamma}{s + \gamma} * E_A \quad [\text{Gl. 4}]$$

$$E_R = \frac{0,6 * R_G}{L} \quad [\text{Gl. 5}]$$

$$E_A = 0,063 * (1 + 1,08 * v_2) * (e_s(T) - e) * S_R \quad [\text{Gl. 6}]$$

$ET_{p\text{PENM}}$... Potentielle Verdunstung nach PENMAN

E_R ... Strahlungsterm

E_A ... Ventilations-Feuchte-Term

R_n ... Strahlungsbilanz [W/m^2]

s ... Steigung der Sättigungsdampfdruckkurve [hPa/K]

γ ... Psychrometerkonstante

R_G ... Globalstrahlung

L ... spezielle Verdunstungswärme

v_2 ... Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe

$(e_{s(T)} - e)$... Sättigungsdefizit der Luft mit Wasserdampf [hPa]

S_R ... Verhältnis der astronomisch möglichen Sonnenscheindauer zu der Sonnenscheindauer bei Tag- und Nachtgleiche ($=S_0/12$)

Berechnungsverfahren nach PENMAN-MONTEITH (aus LARSBO und JARVIS, 2003)

$$ET_p = \frac{(\Delta * F_{crop} * Rn) + \left\{ \rho * C_p * \left(\frac{VPD}{r_{ca}} \right) \right\}}{\lambda_v * \left(\Delta + \gamma_c \left(1 + \frac{r_c}{r_{ca}} \right) \right)} \quad [\text{Gl. 7}]$$

$$ET_{p(\text{soil})} = \frac{(\Delta * F_{soil} * Rn) + \left\{ \rho * C_p * \left(\frac{VPD}{r_{ca} + r_{ss}} \right) \right\}}{\lambda_v * (\Delta + \gamma_c)} \quad [\text{Gl. 8}]$$

$ET_p \dots$	Potentielle Verdunstung nach PENMAN-MONTEITH, Anteil Transpiration
$ET_{p(\text{soil})} \dots$	Potentielle Verdunstung nach PENMAN-MONTEITH, Anteil Evaporation
$\lambda_v \dots$	Spezifische Verdampfungswärme
$\Delta \dots$	Steigung der Sättigungsdampfdruckkurve
$\gamma_c \dots$	Psychrometerkonstante
$C_p \dots$	Spezifische Wärme der Luft
$VPD \dots$	Dampfdruckdefizit
$Rn \dots$	Nettostrahlung
$r_c \dots$	Oberflächenwiderstand der Pflanzen
$r_{ca} \dots$	Aerodynamischer Widerstand
$F_{crop} \dots$	Anteil der Nettostrahlung, die von den Pflanzen aufgefangen wird (Aufteilung nach Beers law)
$F_{soil} \dots$	Anteil der Nettostrahlung, die die Bodenoberfläche erreicht

Grasreferenzverdunstung nach ALLEN ET AL. (1994)

$$ET_0 = \frac{s^* Rn^*}{s + \gamma^*} + \frac{90^* \gamma^*}{s + \gamma^*} * v_2 * \frac{e_s(T)}{T + 273} * \left(1 - \frac{U}{100}\right) \quad [\text{Gl. 9}]$$

ET ₀ ...	Grasreferenzverdunstung
s...	Steigung der Sättigungsdampfdruckkurve
γ...	Psychrometerkonstante = 0,65 hPa/K
Rn*...	Verdunstungsäquivalent
v ₂ ...	Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe
γ*...	Modifizierte Psychrometerkonstante (γ* = γ * (1 + 0,34 * v ₂))
e _{s(T)} ...	Sättigungsdampfdruck [hPa]
T...	Lufttemperatur [° C]
U...	relative Luftfeuchte [%]

Die Berechnung der Evapotranspiration für ein „Standardgras“ nach dem BAGLUVA-Verfahren (BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE KOBLENZ, 2003) verfolgt einen ähnlichen Ansatz.

2.2.1.3 Tatsächliche Evapotranspiration

Da die oben aufgeführten Berechnungsverfahren nur für optimale Bedingungen bezüglich volumetrischem Bodenwassergehalt und Vegetation gelten, müssen diese Verfahren für abweichende Bodenwassergehaltszustände bzw. Vegetation abgewandelt werden.

Tatsächliche Verdunstung nach RENGER(aus dem Arbeitsblatt DVWK-M 238 (1996)):

Abminderung der potentiellen Verdunstung mit einem Faktor, wenn $\frac{\Theta - PWP}{nFK} \leq 0,7$

Tatsächliche Verdunstung nach ATV-DVWK-M 504 (2002) (angelehnt an DISSE, 1995):

Bei diesem Verfahren wird mit den verfügbaren Daten eine tagesweise Berechnung des aktuellen volumetrischen Bodenwassergehaltes mit pflanzenspezifischen Parametern durchgeführt, daraus wird die vorher berechnete potentielle Evapotranspiration abgemindert. Die maßgeblichen Parameter für das Verfahren nach ATV-DVWK-M 504 (2002) sind:

- Pflanzenspezifische Parameter (Grashöhe, LAI)
- Grasreferenzverdunstung, daraus abgeleitet maximal mögliche Verdunstung
- Korrigierter Niederschlag, Interzeption
- Bodenspezifische Parameter (FK, PWP, nFK)
- Ausschöpfungstiefe
- Bodenwassergehalt

Die **Ausschöpfungstiefe** ist abhängig von nutzbarer Feldkapazität, Pflanzenart und Bestandeshöhe. Für monatliche Mittelwerte wird die Ausschöpfungstiefe mit dem Faktor j_M abgemindert, dieser Faktor ist abhängig von der nutzbaren Feldkapazität.

2.2.2 Grundwasserneubildung

2.2.2.1 DIN 4049, Teil 1

In DIN 4049, Teil 1 (1992) wird die Grundwasserneubildung beschrieben als der Wasserüberschuss eines Standortes, der sich aus dem korrigierten Niederschlag abzüglich der verdunstenden und schnell abfließenden Anteile ergibt.

$$\text{GWN} = P_{\text{korr}} - (\text{ETP}_a + R_D) \quad [\text{Gl. 10}]$$

GWN...	Grundwasserneubildung
P_{korr} ...	Korrigierter Niederschlag
ETP_a ...	Tatsächliche Evapotranspiration
R_D ...	Direktabfluss

2.2.2.2 TUB-BGR-Verfahren

Die Ad-hoc-AG Boden der Staatlichen Geologischen Dienste und der BGR stellt ein Verfahren zur Ermittlung der jährlichen Sickerrate aus dem Boden zur Verfügung (WESSOLEK et al., 2004), mit dem über einen Satz nutzungsabhängiger Regressionsgleichungen der oberflächenabflussbereinigte Niederschlag, die potentielle Evapotranspiration, die nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum und der Betrag des mittleren kapillaren Aufstiegs berücksichtigt werden. In die Berechnung der Grundwasserneubildungsrate gehen der Grundwasserflurabstand am Messplatz, die Bodendaten, die oben vorgestellte Grasreferenzverdunstung sowie der korrigierte Niederschlag ein.

Kapillarer Aufstieg

Maximaler Betrag des kapillaren Aufstiegs in mm

$$\text{KA}_{\text{max}} = \text{KR} * \text{ta} \quad [\text{Gl. 11}]$$

KA_{max} ...	maximaler Betrag des mittleren kapillaren Aufstiegs [mm]
KR...	mittlere kapillare Aufstiegsrate [mm/d]
ta...	mittlere Dauer des kapillaren Aufstiegs [d]

Je nach Bodenart und Abstand des Grundwasserflurabstandes zur durchwurzelten Bodenzone (z_a) ergibt sich ein unterschiedlicher Tageswert für den kapillaren Aufstieg. Zur Berechnung der jährlichen Summe wird ermittelt, wie viele Tage der Grundwasserflurabstand in den einzelnen Bodenschichten stand, dies wird mit dem Wert KR multipliziert, um die Summe des maximalen kapillaren Aufstiegs über den Untersuchungszeitraum zu berechnen. Anschließend wird dieser Wert durch die Anzahl der Jahre geteilt, um so den jährlichen Wert zu erhalten.

Der ermittelte Wert für den maximalen kapillaren Aufstieg ist mit dem nutzungsspezifischen Maximalwert zu vergleichen. Die Gleichung für Grünland lautet:

$$KA_{kli} = 1,20 * ET_{potSo} - N_{so} \quad [Gl. 12]$$

$KA_{kli}...$	nutzungsspezifischer Maximalwert
$ET_{potso}...$	potentielle Evapotranspiration laut Grasreferenzverdunstung im Sommerhalbjahr
$N_{so}...$	korrigierter Niederschlag im Sommerhalbjahr

Nutzbare Feldkapazität und Pflanzenverfügbare Wassermenge

Aus den vorhandenen Bodendaten wird die nutzbare Feldkapazität in der durchwurzelten Bodenzone ermittelt.

Die pflanzenverfügbare Wassermenge errechnet sich als Summe aus nutzbarer Feldkapazität in der durchwurzelten Bodenzone, dem mittleren kapillaren Aufstieg sowie dem korrigierten Niederschlag in den Sommermonaten.

$$WV_{pfl} = nFK_{We} + KA + N_{Skorr} \quad [Gl. 13]$$

$WV_{pfl}...$	pflanzenverfügbare Wassermenge
$nFK_{We}...$	nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum
$KA...$	mittlerer kapillarer Aufstieg
$N_{Skorr}...$	korrigierter Niederschlag im Sommerhalbjahr

Mittlere jährliche Sickerwasserrate

Für einen grundwasserbeeinflussten Standort mit der Nutzungsart Grünland und $WV_{pfl} \leq 700$ mm errechnet sich die mittlere jährliche Sickerwasserrate nach der Gleichung:

$$SWR_J = N_{jkor} - ET_{pot_{FAO}} * [1.79 * \log (nFK_{We} + KA + N_{s_{kor}}) - 3.89] * [0.40 * \log (1 / ET_{pot_{FAO}}) + 2.07] \quad [Gl. 14]$$

$SWR_J...$	mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden [mm]
$N_{jkor}...$	korrigierter mittlerer Niederschlag im Gesamtjahr [mm]
$ET_{pot_{FAO}}...$	mittlere jährliche potentielle Evapotranspiration als FAO-Gras-Referenzverdunstung [mm]
$nFK_{We}...$	nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum
$KA...$	mittlerer kapillarer Aufstieg
$N_{s_{kor}}...$	korrigierter Niederschlag im Sommerhalbjahr

2.3 Modellierung

2.3.1 Grundlagen

Um die oftmals sehr komplexen Vorgänge in natürlichen Systemen mathematisch beschreiben zu können, wurden Modelle entwickelt, mit deren Hilfe eine vereinfachte Darstellung der Sachverhalte möglich ist. Zunächst müssen die komplexen Eigenschaften des untersuchten Bodens sowie die Bewegung des Wassers im Gefüge bekannt sein. Dabei spielt die pF-Kurve, die die Beziehung zwischen Matrixpotential und volumetrischem Wassergehalt in einem Bodengefüge beschreibt, eine besondere Rolle. Sie ist eine Summenkurve der Wasseranteile bei zunehmendem Potential und bildet die Grundlage für die Berechnungen von Wasserbewegungen und den Parametern des Bodenwasserhaushaltes. Da die Wassermenge, die bei einem bestimmten Matrixpotential an einem Punkt des Bodens existiert, vom vorliegenden Porenvolumen und der Porengrößenverteilung abhängig ist, muss der Verlauf der Beziehung für jeden Horizont separat ermittelt werden.

Einfluss auf den Verlauf der pF-Kurve eines Bodengefüges haben Körnung, Gefüge und Hysterese.

- **Körnung:** Die Körnung hat einen großen Einfluss auf die Ausbildung von Poren und damit die Möglichkeit der Wasserspeicherung in einem Bodengefüge. Bei Sand wird das Wasser vorrangig in den Grobporen gespeichert, bei Schluff in den Mittelporen und bei Ton in den Feinporen.
- **Gefüge:** Bei Böden, die quellen und schrumpfen, werden die Porengrößenverteilung und das gesamte Porenvolumen verändert, dies hat Einfluss auf die Wasserspeicherfähigkeit.
- **Hysterese:** Als Hysterese wird ein unterschiedlicher Verlauf des Be- und Entwässerungsverhaltens eines Bodens bezeichnet. Ursachen können vorrangig das unterschiedliche Verhalten von Porenengpässen bei Be- bzw. Entwässerung sein, aber auch unterschiedliche Lufteinschlüsse, unterschiedliche Benetzbarkeit, Gefügeänderungen durch Schrumpfen.

Die Retentionskurve kann z. B. nach VAN GENUCHTEN-MUALEM (in ŠIMŮNEK et al., 2005) beschrieben werden mit:

$$\theta(h) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{(1 + (\alpha \cdot |h|)^n)^m} \quad [\text{Gl. 15}]$$

$\theta \dots$	volumetrischer Wassergehalt
$\theta_r \dots$	residualer Wassergehalt, beschreibt den Wassergehalt, dem sich die Wasserspannungslinie bei Entwässerung asymptotisch nähert
$\theta_s \dots$	Sättigungs-Wassergehalt, beschreibt den Wassergehalt, dem sich die Wasserspannungslinie bei Bewässerung asymptotisch nähert
$h \dots$	Matrixpotential
$\alpha \dots$	beschreibt die Lage des Porengrößenmaximums in der Porenverteilung

n [-] und $m = 1 - 1/n$ [-] beschreiben die Weite der Porengrößenverteilung

Mit Hilfe der Van Genuchten-Parameter kann dann die ungesättigte Wasserleitfähigkeitsfunktion K_r ausgedrückt werden als:

$$K_r(h) = \frac{\left\{ 1 - (\alpha|h|)^{n-1} \left[1 + (\alpha|h|)^n \right]^{-m} \right\}^2}{\left[1 + (\alpha|h|)^n \right]^{\frac{m}{2}}} \quad [\text{Gl. 16}]$$

2.3.2 RICHARDS-Gleichung

Die RICHARDS-Gleichung (in ŠIMŮNEK et al., 2005) ist Grundlage vieler Modelle für die Wasserbewegung in der ungesättigten Zone, sie beschreibt den Zusammenhang zwischen der Veränderung des Wassergehaltes eines Bodenvolumens in einer Zeiteinheit und dem Fluss, der durch einen Potentialgradienten hervorgerufen wird. Für die RICHARDS-Gleichung werden die Kontinuitätsgleichung (Gl. 18) und die Darcy-Gleichung (Gl. 19) kombiniert.

Die Kontinuitätsgleichung definiert, dass die zeitliche Änderung des Wassergehaltes gleich der Änderung des Flusses in Fließrichtung ist:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial q}{\partial z} \quad [\text{Gl. 17}]$$

Der Fluss wird durch die Darcy-Gleichung beschrieben:

$$q = K \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \quad [\text{Gl. 18}]$$

Damit ergibt sich als RICHARDS-Gleichung:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right] - S \quad [\text{Gl. 19}]$$

h...	Matrixpotential
θ ...	volumetrischer Bodenwassergehalt
t...	Zeit
z...	räumliche Koordinate
S...	Senkenterm
K...	ungesättigte Leitfähigkeit
q...	Fluss

2.3.3 Wurzelwasseraufnahme

Der Parameter S in Gleichung 21 definiert das Volumen, das von den Pflanzenwurzeln aus dem Boden pro Zeiteinheit und Bodenvolumen-Einheit entnommen wird. Die Entnahmerate wird bestimmt durch die atmosphärischen Einflussfaktoren, also die potentielle Transpiration und die Möglichkeiten des Bodens, Wasser an die Pflanzenwurzeln nachzuliefern.

Im Allgemeinen wird die Wurzelwasseraufnahme nach der Gleichung von FEDDES (dargestellt z. B. in [ŠIMŮNEK et al., 2005]) beschrieben. Die Gleichung hat die Form:

$$S(h) = \alpha(h) S_p \quad [\text{Gl. 20}]$$

$\alpha(h)$...	Wasserstress-Reduktionsfunktion ($0 \leq \alpha(h) \leq 1$), abhängig vom Matrixpotential des Bodens
S_p ...	potentielle Wasserentzugsrate

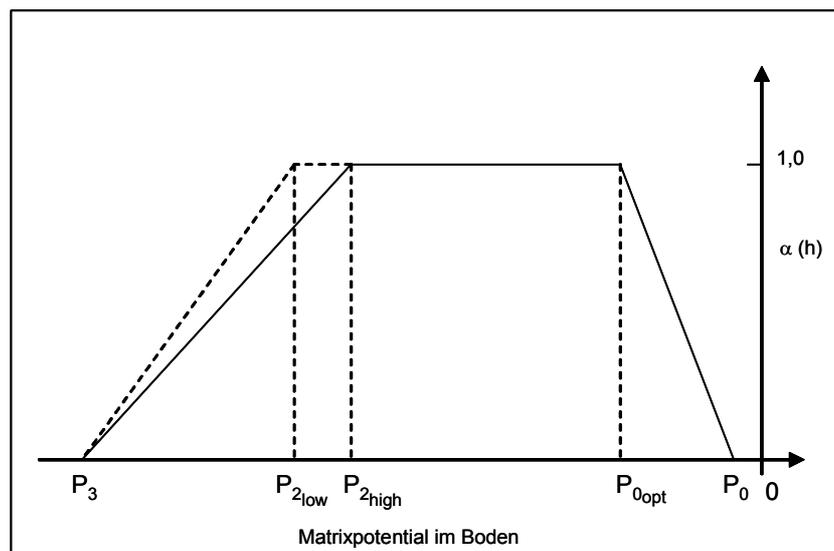


Abb. 8 Schematische Darstellung der Wasserstressreduktionsfunktion nach FEDDES

Die α (**h**)-**Funktion** (Abb. 8) wird mit den Parametern P_0 , P_{0opt} , P_{2high} , P_{2low} und P_3 beschrieben. Bei einem Wassergehalt nahe Sättigung wird die Wurzelwasseraufnahme mit 0 angenommen. Ebenso ist die Wurzelwasseraufnahme 0 bei Saugspannungen unterhalb des Permanenten Welkepunktes. Zwischen P_0 und P_{0opt} steigt die Wurzelwasseraufnahme linear mit dem Matrixpotential an, zwischen P_{0opt} und P_2 ist die Wurzelwasseraufnahme optimal und zwischen P_2 und P_3 sinkt die Wurzelwasseraufnahme linear mit dem Matrixpotential ab. Der Parameter P_2 ist abhängig von der maximalen potentiellen Transpiration. Deshalb wird hier unterschieden in P_{2low} und P_{2high} . Je höher die maximale potentielle Transpiration ist, desto eher wird sich die Wurzelwasseraufnahme vermindern.

Die potentielle Wasserentzugsrate (S_p) wird bei Annahme einer gleichmäßigen Verteilung über die Wurzelzone berechnet mit:

$$S_p = \frac{1}{L_R} * T_p \quad \text{[Gl. 21]}$$

L_R ... Tiefe der durchwurzelten Zone

T_p ... Rate der potentiellen Transpiration

Die Gleichung kann im Fall der ungleichmäßigen Verteilung der potentiellen Wasserentzugsrate S_p über die Wurzelzone formuliert werden mit:

$$S_p(z) = b(z) * T_p \quad \text{[Gl. 22]}$$

$b(z)$... normalisierte tiefenabhängige Verteilungsfunktion der Entzugsrate

Den Parameter $b(z)$ erhält man aus der Gleichung:

$$b(z) = \frac{b'(z)}{\int_0^{L_r} b'(z) dz} \quad \text{[Gl. 23]}$$

$b'(z)$... eine bestimmte Wurzelverteilungsfunktion

Mit den voran gegangenen Gleichungen lässt sich die aktuelle Transpirationsrate (T_a) berechnen mit:

$$T_a = T_p \int_0^{L_r} \alpha(h) b(z) dz \quad \text{[Gl. 24]}$$

2.3.4 Modellauswahl

Allgemeingültige und längerfristige Aussagen über den Bodenwasserhaushalt eines Untersuchungsgebietes sind nur in Verbindung mit der erfolgreichen Modellierung und Regionalisierung von Bodenwasserhaushaltsgrößen auf Standortebeine möglich. Voraussetzung einer erfolgreichen und aussagekräftigen Simulation ist das Vorliegen einer umfassenden Datenbasis (SONNLEITNER et al., 2003). Ziel der Modellierung war es, ein vorhandenes Bodenwasserhaushaltsmodell so zu kalibrieren und zu validieren, dass eine gute Übereinstimmung mit den gemessenen Daten erreicht wird.

Im Modell werden die komplexen Beziehungen des Boden-Pflanze-Atmosphäre-Systems (SVAT) zwangsläufig vereinfacht. Die berücksichtigten Prozesse sind Evapotranspiration, Interzeption, Bodenwasserbewegung und Oberflächen-Abfluss. In vielen Modellen besteht die Möglichkeit, Schneedeckenspeicherung einzubeziehen. Ein großer Teil der verfügbaren Modelle arbeitet mit der RICHARDS-Gleichung. Diese Modelle sind besonders geeignet, Informationen aus einem begrenzten Umfang von In-situ-Experimenten auf andere Klima-, Boden- bzw. Vegetationsbedingungen zu übertragen und anschließend Bodenbearbeitungs- und Wassermanagementstrategien zu erarbeiten (ŠIMŮNEK et al., 2005).

Die Parameter werden meist über Langzeitstudien an Intensivmessstandorten unter weitgehend natürlichen Bedingungen indirekt ermittelt, da für komplexe Modelle eine große Anzahl von Parametern zu ermitteln ist, die eine hohe Sensitivität des Modells auf Parameterunsicherheiten erwirken (FRANKS et al., 1997). Diese Modellkalibrierung zur indirekten Bestimmung der Parameter wird als inverse Modellanwendung bezeichnet. Die Parameter werden dabei solange variiert, bis die Modellergebnisse das gemessene Systemverhalten mit der erforderlichen Genauigkeit widerspiegeln. Die Parameter-Variation kann empirisch („try and error“) oder nach einem Algorithmus (BEVEN und BINLEY, 1992; LARSBO et al., 2005) erfolgen.

Problematisch für eine komplexe Modellierung sind:

- a) die Menge der zu suchenden Parameter,
- b) Ungenauigkeiten im Modell,
- c) Fehler in der Messung der Vergleichsparameter

Oft ist eine sehr gute Anpassung für den Kalibrierungszeitraum möglich, wendet man die erhaltenen Parameter jedoch für einen abweichenden Zeitraum an, kann die Gültigkeit dieser Parameter eingeschränkt sein. Der Datensatz für den Kalibrierungszeitraum muss daher möglichst umfassend und aussagekräftig hinsichtlich verschiedener Extrema der klimatischen und bodenhydrologischen Parameter sein. Für den ebenen Flussauenstandort sind diese Extrema vor allem Überflutungs- bzw. Austrocknungsszenarien.

Das wägbare Grundwasserlysimeter lässt lediglich eine eindimensionale Betrachtung der bodenhydrologischen Vorgänge im ausgewählten Bodenabschnitt zu. Daher kommt zur Modellierung des Systemverhaltens nur ein eindimensionales Bodenwasserhaushaltsmodell in Frage.

Im Ergebnis einer ausführlichen Literaturstudie wurden drei Bodenwasserhaushaltsmodelle ausgewählt, die näher hinsichtlich ihrer Eignung für die speziellen Verhältnisse auf einem Flussauenstandort mit stark dynamischem Grundwasserflurabstand überprüft wurden:

- MACRO: Ein eindimensionales, "non-steady state"-Modell für Wasserfluss und Lösungstransport in strukturierten oder makroporösen Böden (LARSBO und JARVIS, 2003)
- THESEUS: Ein modular aufgebautes Bodenwasserhaushaltsmodell (WEGEHENKEL, 2000)
- HYDRUS-1D: Ein eindimensionales Bodenwasserhaushaltsmodell zur Simulation von Wasser-, Wärme und Lösungstransport in eindimensionalen variabel-gesättigten Medien (ŠIMUNEK et al. 2005)

Alle drei ausgewählten Modelle verwenden zur Modellierung des Bodenwasserhaushaltes die RICHARDS-Gleichung. Da das Modell MACRO auf der Unterscheidung von Flüssen in Makro- und Mikroporen beruht, für eine Differenzierung der Porenräume jedoch die Datenlage nicht ausreichend war und das Modell THESEUS sich zwar durch eine logisch aufgebaute Bedienbarkeit und eine komfortable Parametrisierung auszeichnet, jedoch zum jetzigen Zeitpunkt technisch noch nicht vollständig ausgereift ist, wurde für die Modellierung auf das Bodenwasserhaushaltsmodell HYDRUS-1D zurück gegriffen. Vorteil dieses Modells ist seine weit verbreitete Akzeptanz sowie eine Parametrisierung, die mit ausreichend großem Hintergrundwissen gut erarbeitbar ist. HYDRUS-1D kann für den Wassertransport in ungesättigten, teilgesättigten oder voll gesättigten porösen Medien verwendet werden. Die Grenzbedingungen können sich auf Fließvorgänge oder Variationen des Matrixpotentials beziehen, es können atmosphärische Grenzbedingungen berücksichtigt werden, ebenso freie Drainage.

2.3.5 Modellgüte

Bodenwasserhaushaltsmodelle benötigen zur Kalibrierung eine Vielzahl von Parametern, deren Optimierung eine wesentliche Aufgabe der Modellierung darstellt. Ein Parametersatz kann dann als optimal angesehen werden, wenn die berechneten Werte mit den beobachteten Datensätzen möglichst gut übereinstimmen. Zur Überprüfung der Modellgüte wurden verschiedene Verfahren entwickelt. Eine weit verbreitete Methode ist die Bestimmung des Effizienzkoeffizienten nach NASH und SUTCLIFFE (1970). Die Berechnung für die Modellgröße Abfluss (Q) erfolgt nach der Gleichung:

$$E = 1,0 - \frac{\sum_{i=1}^N (Q_{obs}(i) - Q_{sim}(i))^2}{\sum_{i=1}^N (Q_{obs}(i) - \overline{Q_{obs}})^2} \quad [\text{Gl. 25}]$$

Dabei wird das Verhältnis aus mittlerem quadratischem Fehler und der Varianz der gemessenen Daten von 1 abgezogen. E kann Werte von minus Unendlich bis 1,0 annehmen, wobei die beste Modellanpassung bei einem Wert von 1,0 gegeben ist.

3 Ergebnisse

3.1 Experimentelle Untersuchungen

3.1.1 Meteorologische Parameter

3.1.1.1 Lufttemperatur

Der Verdunstungsanspruch der Atmosphäre wird neben den Strahlungsvorgängen, der Luftfeuchte und der Windgeschwindigkeit stark von der Lufttemperatur beeinflusst. Daher ist eine Messung der Lufttemperatur sowohl am Lysimeter-Standort als auch an den Messplätzen unabdingbar. Das Jahr 2003 war im langjährigen Mittel ein sehr warmes Jahr, während das Jahr 2004 insgesamt zwar wärmer war, es jedoch kaum ausgeprägte Sommertage gab. Das Jahr 2005 war ein Jahr, das im langjährigen Mittel lag.

Wörlitz liegt etwa 120 km Luftlinie in südlicher Richtung von Falkenberg entfernt, die Entfernung zwischen dem Messplatz Schönberg Deich und Falkenberg beträgt 6 km. Anzunehmen ist, dass in der Flussaue auf Grund höherer Windgeschwindigkeiten und die Wärme-Pufferwirkung des Wasserkörpers ein vom Binnenstandort abweichendes Temperatur-Regime anzutreffen ist. Der Vergleich der mittleren Temperatur über den Untersuchungszeitraum zwischen Schönberg Deich (11,8 °C) und Falkenberg (10,2 °C) würde diese Theorie bestätigen, allerdings sind die 1,6 °C Temperaturdifferenz eher auf eine mangelhafte Eichung der Temperatur-Messeinrichtung in Schönberg Deich zurückzuführen. Die Differenz zwischen Falkenberg (10,2 °C) und Wörlitz (10,1 °C) ist trotz der großen räumlichen Entfernung und der damit einhergehenden klimatischen Unterschiede nur sehr klein. Prinzipiell lässt sich ein ähnlicher Temperaturverlauf an allen drei Messstellen feststellen (Abb. 9).

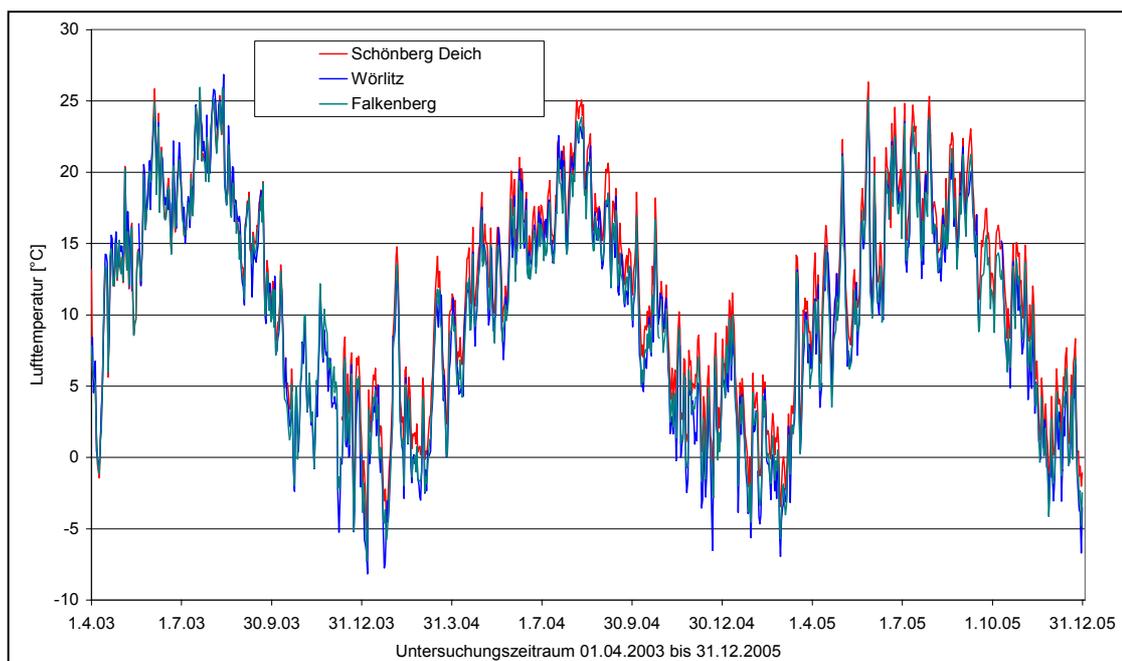


Abb. 9 Vergleich der Lufttemperatur in Falkenberg, Schönberg Deich und Wörlitz im Untersuchungszeitraum 01.04.2003 bis 31.12.2005

Die Mittelwerte der Messgrößen wurden statistisch mit einer Varianzanalyse mit 2 Variablen ausgewertet. Dabei erfolgte ein abschnittsweiser Vergleich der unterschiedlichen Untersuchungszeiträume bzw. der unterschiedlichen Mess-Standorte. Der Duncan's multiple range test basiert auf einer Statistik, die die Spannweite der geordneten Mittelwerte testet, unter Berücksichtigung der Stichprobenanzahl. Dabei wird eine Matrix gebildet, die die kritischen Spannweiten abbildet, bei denen der Unterschied signifikant wird (MULTRUS und LUCYGA, 1996). Es wurden Signifikanz-Niveaus von 5 % bzw. 1 % untersucht. Die Lufttemperatur zwischen Falkenberg und Schönberg Deich ist erwartungsgemäß bei einem Signifikanz-Niveau von 5 % signifikant unterschiedlich, während sich die Lufttemperaturen aus den Versuchszeiträumen 2004 und 2005 nicht unterscheiden.

In Abbildung 10 wird ein Ausschnitt der drei Temperatur-Kurven detaillierter dargestellt. In einem Zeitraum über 50 Tage liegen die Tagesmitteltemperaturen in Schönberg Deich immer etwa 0,5 °C bis 1 °C über den Temperaturen, die in Falkenberg bzw. Wörlitz gemessen wurden. Dabei wird die Abweichung mit der Zeit immer größer (Abb. 11) bis sie sich Ende Dezember 2003 bei einem Wert von etwa 1,6 °C einpegelt. Für weitere Untersuchungen kann die in Schönberg Deich gemessene Lufttemperatur somit mit einem Wert von 1,6 °C korrigiert werden, um ausreichend genaue Ergebnisse zu erhalten.

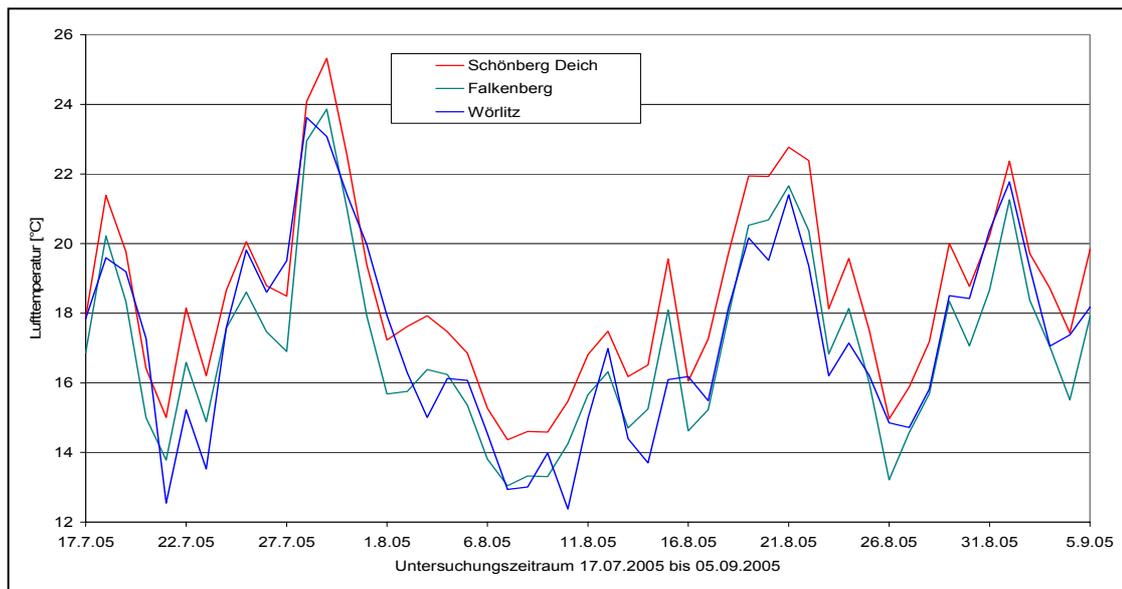


Abb. 10 Vergleich der Lufttemperatur in Falkenberg, Schönberg Deich und Wörlitz im Untersuchungszeitraum 17.07.2005 bis 05.09.2005

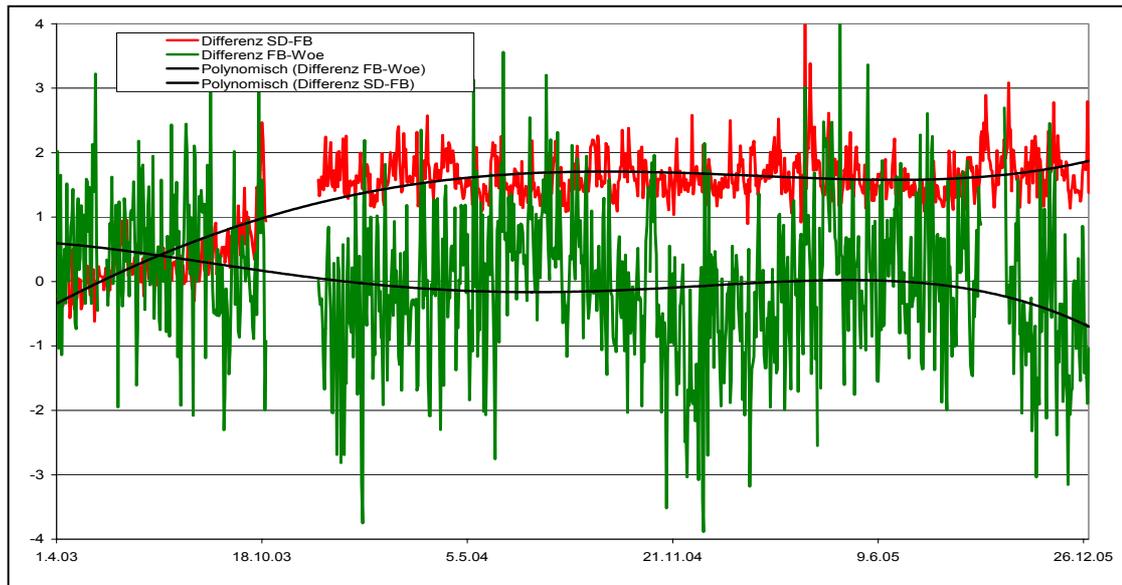


Abb. 11 Vergleich der Differenzen zwischen den Lufttemperaturen in Schönberg Deich (SD) und Falkenberg sowie Wörlitz (Woe) und Falkenberg im Untersuchungszeitraum 01.04.2003 bis 31.12.2005

Die Differenz zwischen den Werten aus Wörlitz und Falkenberg ist im Jahresverlauf unterschiedlich, pegelt sich aber über den gesamten Untersuchungszeitraum betrachtet, auf einen Wert um Null ein.

Neben der üblichen Messhöhe von 2 m wird in Falkenberg zusätzlich die bodennahe Lufttemperatur gemessen. Während im Winter in Bodennähe die Luft nicht so stark auskühlen kann, da der Boden Wärme abgibt, sind im Sommer durch die unterschiedlichen Strahlungsverhältnisse ebenfalls Abweichungen der Temperaturen zu beobachten (Abb. 12). Dies zeigt sich in den Extremtemperaturen. Während in 2 m Höhe das Maximum der Tagesmittelwerte bei 26 °C lag, konnte dies in Bodennähe mit 30 °C ermittelt werden. Das Minimum in 2 m Höhe lag bei -7,2 °C, in Bodennähe betrug es -2,0 °C.

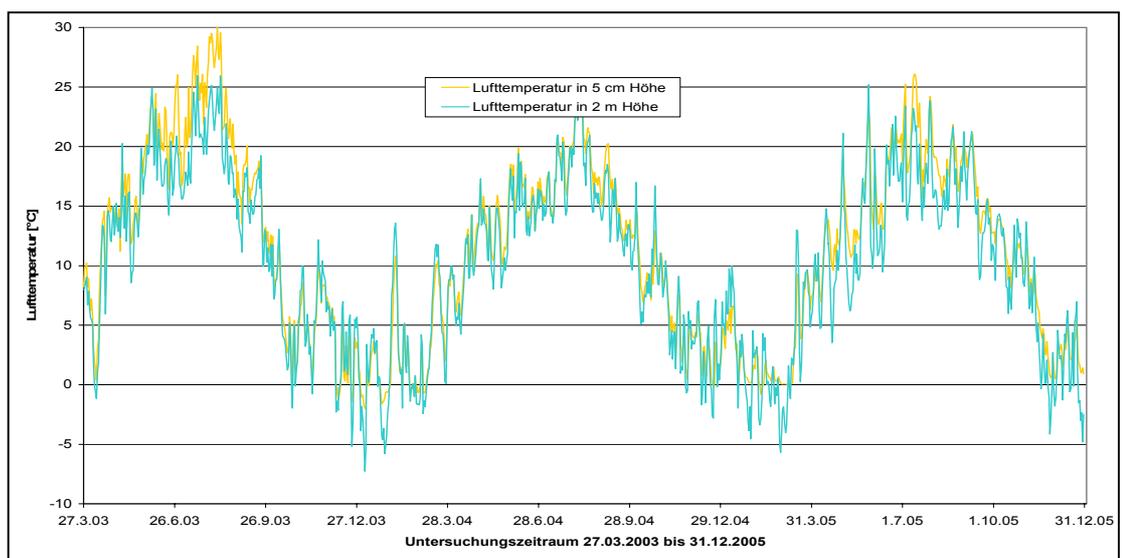


Abb. 12 Tageswerte für die Lufttemperatur in zwei Messtiefen in Falkenberg im Untersuchungszeitraum 27.03.2003 bis 31.12.2005

3.1.1.2 Luftfeuchte

Für die Berechnung der Evapotranspiration ist neben der Lufttemperatur auch die Luftfeuchte von wesentlicher Bedeutung, daher wird sowohl am Messplatz Schönberg Deich als auch in der Klimamessstation Falkenberg die Luftfeuchtigkeit ermittelt. Im Untersuchungszeitraum lag die Luftfeuchtigkeit in Schönberg Deich im Mittel bei 80,8 %, in Falkenberg bei 81 %. Der Vergleich der Tagesmittelwerte zeigt nur eine geringe Abweichung (Abb. 13). Der Vergleich mit Hilfe der Varianzanalyse mit 2 Variablen ergab, dass die Luftfeuchte in Falkenberg und Schönberg Deich nicht signifikant unterschiedlich ist.

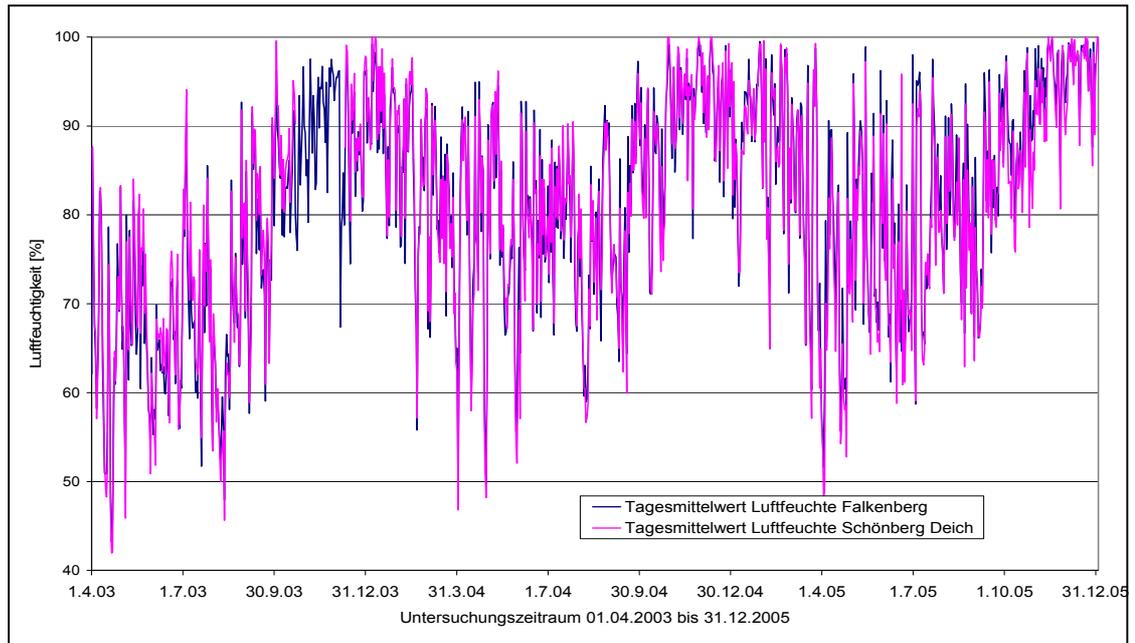


Abb. 13 Vergleich der Luftfeuchtigkeit in Schönberg Deich und in Falkenberg im Untersuchungszeitraum 01.04.2003 bis 31.12.2005

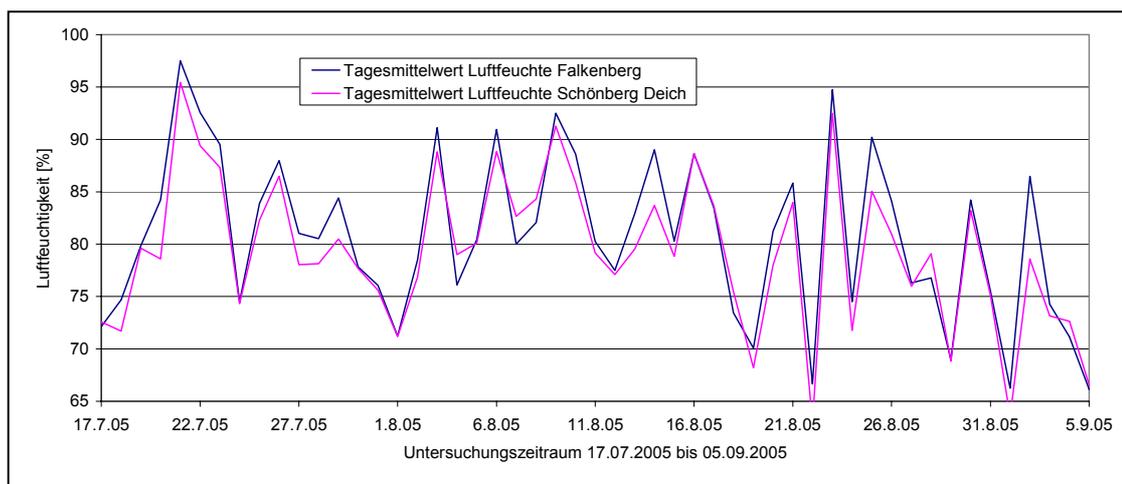


Abb. 14 Vergleich der Luftfeuchtigkeit in Schönberg Deich und in Falkenberg (Ausschnitt) im Untersuchungszeitraum 17.07.2005 bis 05.09.2005

Ein detaillierterer Ausschnitt über 50 Tage (Abb. 14) bestätigt die Ähnlichkeit der Tagesmittelwerte, oft werden sogar kaum abweichende Werte erreicht.

3.1.1.3 Windgeschwindigkeit

Ein weiterer, für die Berechnung der Evapotranspiration wichtiger Parameter ist die Windgeschwindigkeit. Deshalb wurde im Jahr 2003 am Messplatz Schönberg Deich ein Windgeschwindigkeitsmesser installiert. Obwohl objektiv der Eindruck besteht, dass die Windgeschwindigkeiten im Bereich der Flussauwe höher sind als im Binnenland, sind die Tagesmittelwerte in Schönberg Deich nur geringfügig höher als an der klimatischen Messstation in Falkenberg (Abb. 15). Der Vergleich mit Hilfe der Varianzanalyse mit 2 Variablen ergab, dass die Unterschiede zwischen den beiden Mess-Standorten nicht signifikant sind, sich jedoch die einzelnen Untersuchungszeiträume in 2004 und 2005 bei einem Signifikanz-Niveau von 5 % signifikant unterscheiden.

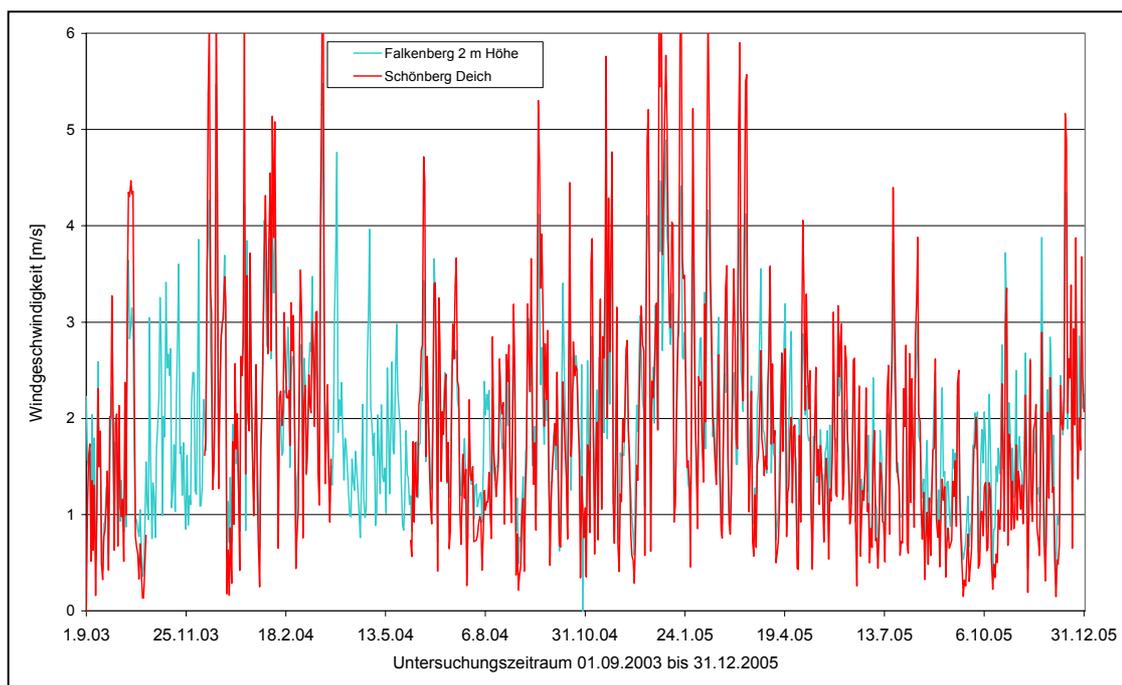


Abb. 15 Vergleich der Windgeschwindigkeit in Falkenberg und in Schönberg Deich im Untersuchungszeitraum 01.09.2003 bis 31.12.2005

3.1.1.4 Niederschlag

Eine wesentliche Einflussgröße und gleichzeitig der einzige direkt messbare Parameter des Bodenwasserhaushaltes ist der Niederschlag. Insgesamt war das Jahr 2003 sehr trocken (Gesamt-Niederschlagssumme 372 mm; Quelle: wetter-online, Wetterstation Seehausen/Altmark). Auch 2004 fielen weniger Niederschläge als im langjährigen Mittel (483 mm). Das Jahr 2005 entsprach in der Gesamtniederschlagssumme mit 507 mm etwa dem langjährigen Mittel von 536 mm für den Standort Falkenberg.

Lysimeter sind für die Niederschlags-Messung besonders gut geeignet, weil hier jeder Tropfen, der auf die Oberfläche auftrifft, durch die zeitnahe Wägung direkt messtechnisch erfasst wird, bevor eine Beeinflussung durch Verdunstung wirksam werden kann. Durch die größere Oberfläche, als sie z. B. ein Hellmann-Regenmesser bieten kann, erfolgt eine repräsentativere Messung der räumlich doch sehr heterogen auftretenden Niederschläge.

Heterogenitäten sind vor allem bei Starkniederschlägen (größere Tropfen mit größerem Abstand) zu verzeichnen. Hagel, Schnee, Tau, Reif sind mit dem Hellmann-Regenmesser nicht oder nur schwer zu erfassen, selbst wenn dieser mit einer Heizung (wirksam bei Schnee) ausgestattet ist. Daher ist bei den Lysimetermessungen eine höhere Niederschlagsmenge zu erwarten. Die Niederschläge von Falkenberg, Schönberg Deich und Wörlitz werden nach der Methode von RICHTER (1995) korrigiert, um Verdunstungs-, Verwehungs- und Benetzungsverluste auszugleichen. Trotzdem werden die Niederschlags-Werte der Lysimeter nicht erreicht (Abb. 16). Datenausfälle an den Messplätzen (z. B. durch Vogelkot) können nicht genau quantifiziert werden.

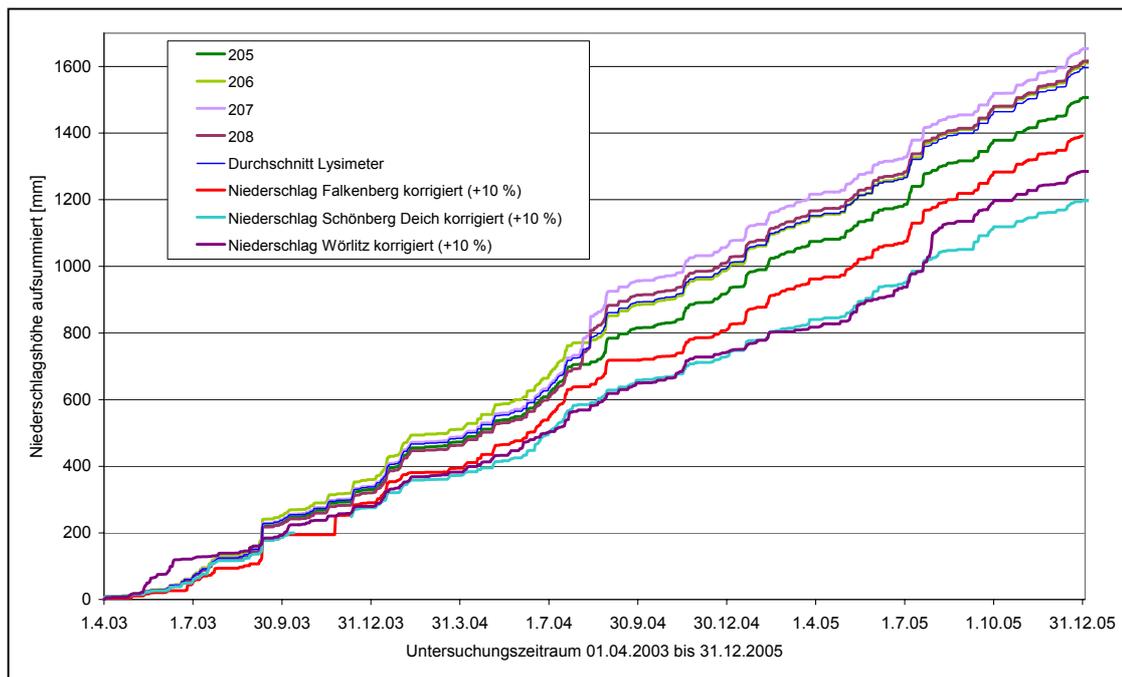


Abb. 16 Vergleich des mit den Lysimetern sowie den Hellmann-Regenmessern ermittelten Niederschlages im Untersuchungszeitraum 01.04.2003 bis 31.12.2005

3.1.2 Bodenhydrologische Parameter

3.1.2.1 Grundwasserflurabstand

Neben klimatischen Einflüssen wie dem Niederschlag und dem Verdunstungsanspruch der Atmosphäre ist der Grundwasserflurabstand der entscheidende Parameter für die Bodenwasserbewegung. In Abhängigkeit von den äußeren Einflüssen sind je nach Grundwasserflurabstand sowohl kapillarer Aufstieg, Grundwasserneubildung als auch Interaktionsprozesse mit dem Fließgewässer möglich.

In Abbildung 17 ist der Grundwasserflurabstand in der Aue Schönberg Deich im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.01.2006 dargestellt. Zwischen dem Grundwasserflurabstand (primäre y-Achse) und dem Elbepegel in Wittenberge (sekundäre y-Achse) besteht ein Zusammenhang. Dabei läuft der Grundwasserflurabstand in der Aue dem Elbepegel einige Tage nach, die Spitzen sind etwas abgeflacht. Der statistische Zusammenhang zwischen dem Elbepegel Wittenberge und dem Grundwasserflurabstand

Schönberg Deich kann mit einem Korrelationskoeffizienten von $r = 0,945$ (nach Pearson) quantifiziert werden. Bei Anwendung der Kreuzkorrelation trat der engste Zusammenhang ($r = 0,961$) bei einer zeitlichen Verschiebung von drei Tagen auf.

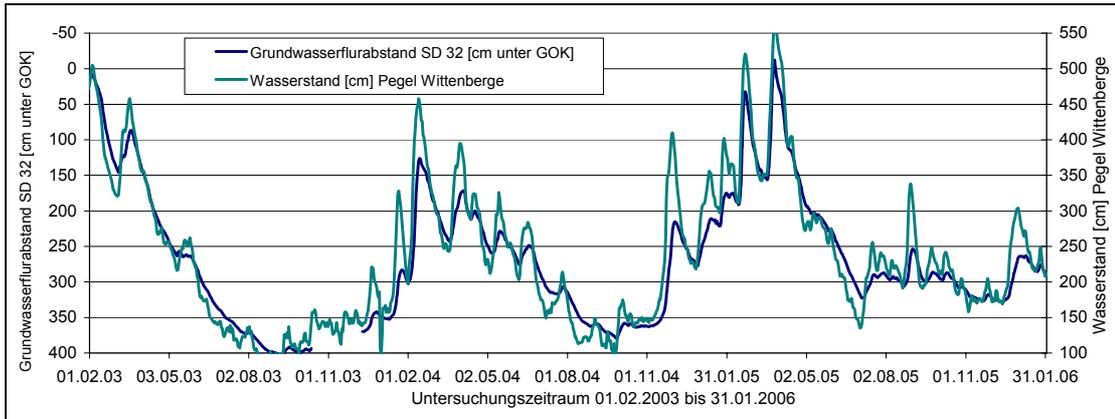


Abb. 17 Verlauf des Grundwasserflurabstandes am Messplatz Schönberg Deich im Vergleich zum Verlauf des Wasserstandes der Elbe am nächstgelegenen Pegel Wittenberge im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.01.2006

Der mittlere Grundwasserflurabstand am Messplatz Schönberg Deich betrug im Untersuchungszeitraum 272 cm unter Geländeoberkante. Der Untersuchungszeitraum umfasst 1096 Tage, an 933 Tagen lag der Grundwasserflurabstand unterhalb der für die Lysimeterexperimente relevanten Grenze von 175 cm unter GOK. Damit standen lediglich an 163 Tagen Daten für die variable Einstellung des Grundwasserflurabstandes zur Verfügung. Eine Überflutung des Standortes war an drei Tagen zu verzeichnen, an 20 Tagen befand sich der Grundwasserflurabstand im oberen Bodenhorizont.

Im Untersuchungszeitraum wurde ein maximaler Grundwasserflurabstand von 402 cm unter Geländeoberkante (GOK) ermittelt. Der höchste messbare Wasserstand betrug 12,5 cm über Gelände. Außerhalb des Untersuchungszeitraumes traten jedoch schon sehr viel höhere Wasserstände auf. Diese konnten jedoch nicht erfasst werden, da die Messstation zum Schutz vor Überflutung und damit einhergehenden Schäden bei extremen Hochwasserereignissen im August 2002, im Winter 2002/2003 sowie im April 2006 evakuiert wurde.

Der Messplatz **Wörlitz** liegt sehr nahe am Fließgewässer (siehe Abb. 4), daher ist hier die Interaktion mit dem Fließgewässer sehr viel stärker ausgeprägt. Als Vergleich zum Grundwasserflurabstand wurde in Abb. 18 der Elbepegel Lutherstadt Wittenberg aufgetragen. Im Vergleich zum Messplatz Schönberg Deich unterliegt der Grundwasserflurabstand am Standort Wörlitz resultierend aus den Interaktionsprozessen mit dem Fließgewässer einer stärkeren Dynamik. Der Korrelationskoeffizient (nach Pearson) zwischen den beiden Datenreihen konnte mit $r = 0,986$ ermittelt werden.

Es liegen Daten vom 22.05.2003 bis 31.01.2006 vor. Der mittlere Grundwasserflurabstand in diesem Zeitraum betrug 248 cm unter Geländeoberkante (GOK). Dabei wurde ein maximaler Grundwasserflurabstand von 356 cm unter GOK verzeichnet. Im Untersuchungszeitraum trat eine Überflutung von mehr als einem Meter über Geländeoberkante auf, die genaue Höhe

kann auf Grund der technischen Voraussetzungen der Grundwasserstandsmesseinrichtung nicht erfasst werden.

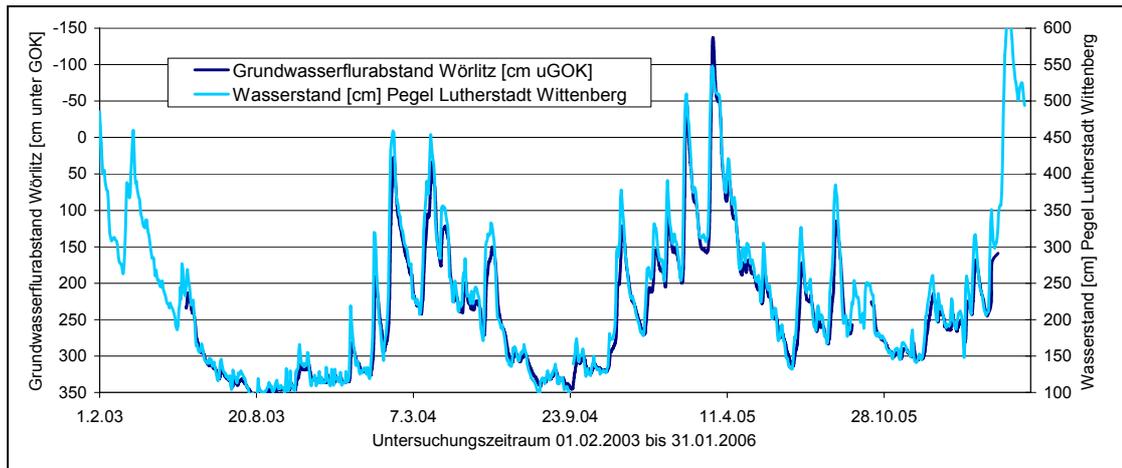


Abb. 18 Verlauf des Grundwasserflurabstandes am Messplatz Wörlitz im Vergleich zum Verlauf des Wasserstandes der Elbe am nächstgelegenen Pegel Wittenberge im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.01.2006

An 182 Tagen im Untersuchungszeitraum befand sich der Grundwasserflurabstand oberhalb des für die Lysimeteruntersuchungen relevanten Bereiches von 175 cm. An 781 Tagen wurde dieser Grundwasserflurabstand nicht erreicht. An 17 Tagen war der Messplatz überflutet.

Der Grundwasserflurabstand im **wägbaren Grundwasserlysimeter** wird bis auf experimentelle Perioden mit abweichender Bodenhydrologie analog zum Messplatz eingestellt. Dabei ist ein Überstau von mehreren Zentimetern bis Dezimetern, wie er in der Natur vorkommt, aus technischen Gründen im Lysimeter nicht einstellbar. In der Projekteingangsphase war vorgesehen, Überflutungen bis mehrere Dezimeter Höhe durch einen Überstaukragen aus Metall zu realisieren. Dabei traten jedoch Dichtigkeitsprobleme auf, so dass diese technische Lösung für den weiteren Untersuchungszeitraum als nicht praktikabel verworfen wurde. Zur Ermittlung der relevanten Bodenwasserhaushaltsgrößen genügt es jedoch, einen Einstau von mehreren Zentimetern Höhe mit vollständiger Bedeckung der Vegetation zu erreichen.

In Schönberg Deich (Abb. 19) befand sich der Grundwasserflurabstand im großen Teil des Untersuchungszeitraums unterhalb der für die Lysimeterexperimente relevanten Höhe von 175 cm unter Geländeoberkante. In den Zeiten mit Grundwassereinfluss konnte der Verlauf des Grundwasseranstiegs bzw. –abfalls relativ gut nachgebildet werden. Im Diagramm ist zur Veranschaulichung neben der Höhe der Geländeoberkante auch die Unterkante des untersuchten Bodenprofils eingezeichnet.

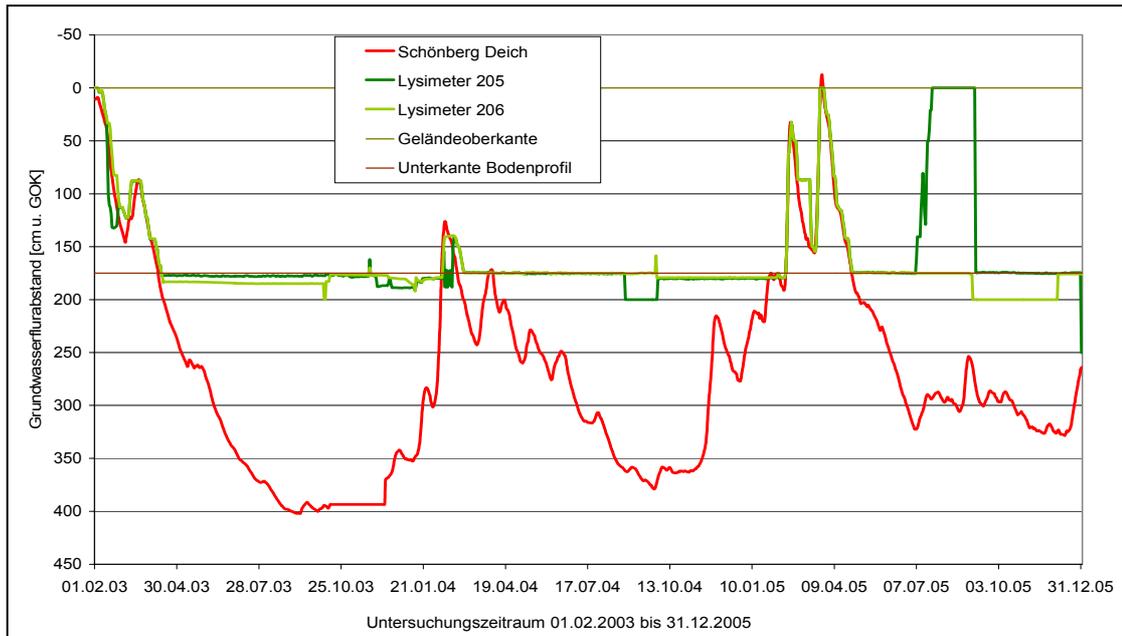


Abb. 19 Verlauf des Grundwasserflurabstandes am Messplatz in Schönberg Deich und in den korrespondierenden Lysimetern 205 und 206 im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.12.2005

In Wörlitz ist eine relativ starke Dynamik des Grundwasserflurabstandes zu verzeichnen. Diese konnte mit den beiden korrespondierenden Lysimetern 207 und 208 relativ gut nachempfunden werden (Abb. 20). Eine Ausnahme bildet hier lediglich das Hochwasserexperiment im Jahr 2004.

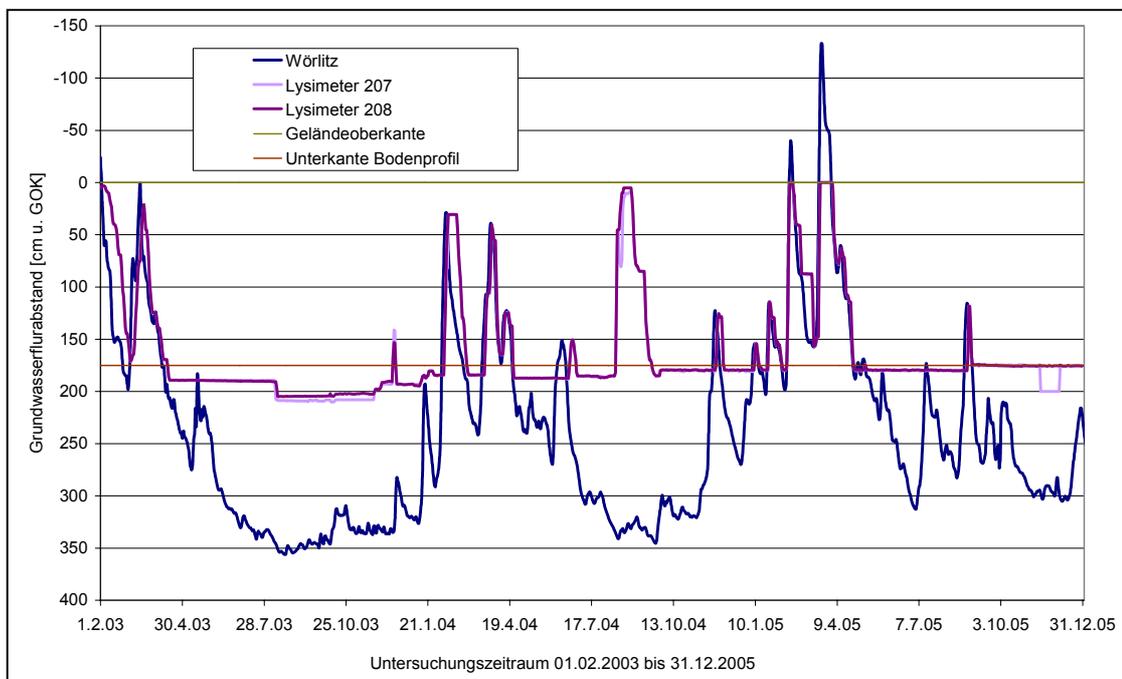


Abb. 20 Verlauf des Grundwasserflurabstandes am Messplatz in Wörlitz und in den korrespondierenden Lysimetern 207 und 208 im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.12.2005

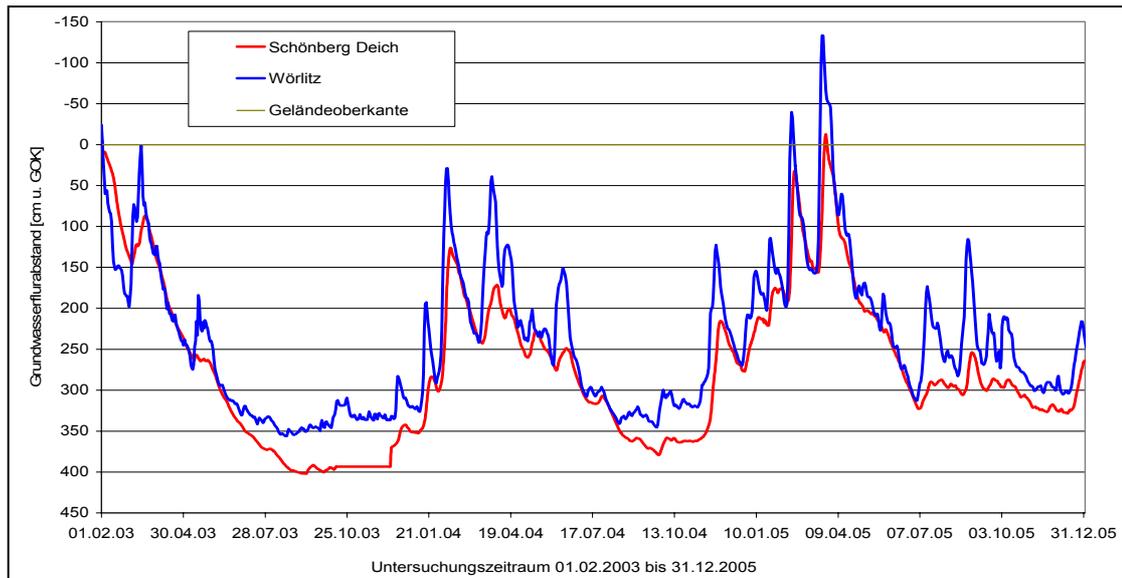


Abb. 21 Verlauf des Grundwasserflurabstandes am Messplatz in Schönberg Deich und in Wörlitz im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.12.2005

Legt man die Kurven für die Grundwasserflurabstände für Schönberg Deich und Wörlitz übereinander, erhält man eine erstaunlich große Übereinstimmung (Abb. 21). Dies untermauert die Hypothese, dass ein Großteil der Änderungen des Grundwasserflurabstandes durch Interaktionen mit dem Fließgewässer verursacht wird. Die intensiver ausgeprägten Extrema in Wörlitz zeigen die stärkere Interaktion mit dem Fließgewässer, resultierend aus der geringeren Entfernung zum Wasserkörper der Elbe. Die Spitzen in Schönberg Deich treten im Mittel vier bis fünf Tage später auf. Dies fällt mit dem Abfluss einer Hochwasserwelle im Bereich zwischen Wörlitz und Schönberg Deich zusammen. Andererseits ist deutlich zu erkennen, dass der Grundwasserflurabstand in Schönberg Deich in Trockenphasen sehr viel stärker absinkt. Der Grund hierfür ist die Lage des Messplatzes auf einem Plateau im Vorland.

3.1.2.2 Volumetrischer Bodenwassergehalt

Volumetrischer Bodenwassergehalt am Messplatz Schönberg Deich und in den Lysimetern 205 und 206

Zur Bestimmung des volumetrischen Bodenwassergehaltes sind sowohl am **Messplatz Schönberg Deich** als auch in den korrespondierenden Lysimetern 205 und 206 TDR-Sonden in den Messtiefen 30 cm, 60 cm, 90 cm und 120 cm unter Geländeoberkante eingebaut. Gleiche Messtiefen und das gleiche Messverfahren sollten eine Vergleichbarkeit der gewonnenen Bodenwassergehaltsdaten gewährleisten.

Trägt man den Bodenwassergehaltverlauf in 30 cm Tiefe von den Lysimetern und dem Messplatz Schönberg Deich auf, sind im Wesentlichen gleiche Kurvenverläufe zu beobachten (Abb. 22).

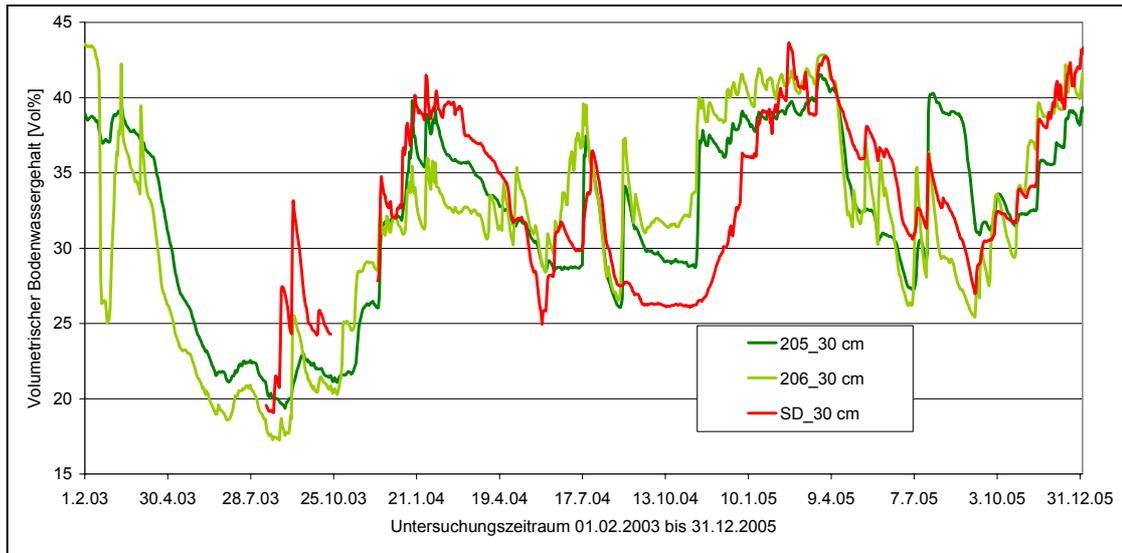


Abb. 22 Verlauf des volumetrischen Bodenwassergehalts in 30 cm Tiefe am Messplatz Schönberg Deich bzw. in den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.12.2005

In 60 cm Tiefe verlaufen die Kurven für die Bodenwassergehalte im Wesentlichen ebenfalls relativ parallel (Abb. 23). Probleme gibt es in Schönberg Deich mit starken Ausschlägen nach Stark-Niederschlägen, wahrscheinlich werden Makroporenflüsse mit der TDR-Sonde erfasst. Nach wenigen Tagen pegelt sich der Wert allerdings wieder auf den Ausgangszustand ein.

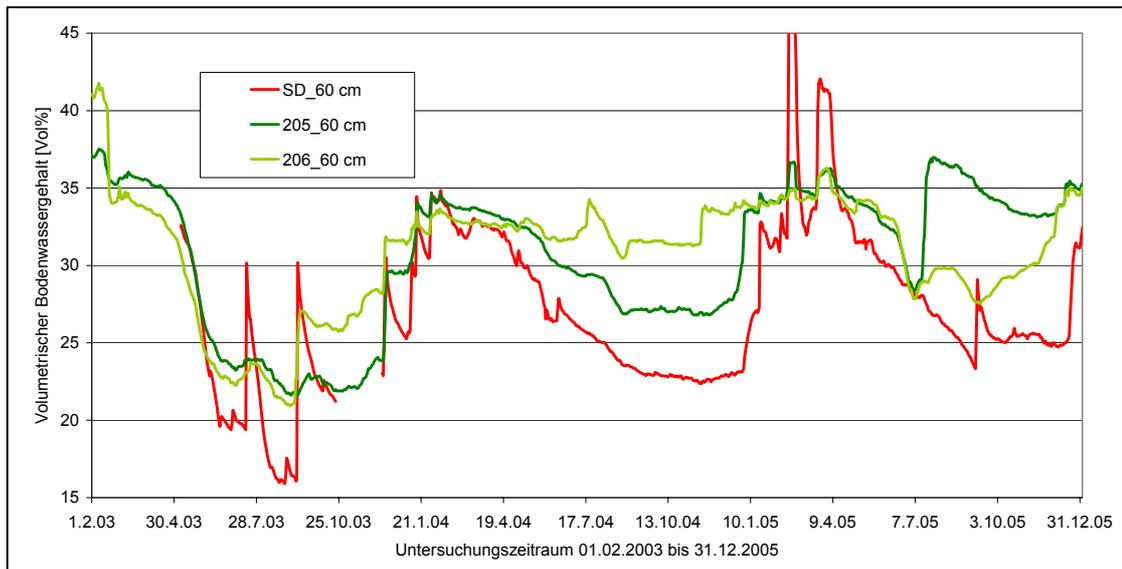


Abb. 23 Verlauf des volumetrischen Bodenwassergehalts in 60 cm Tiefe am Messplatz Schönberg Deich bzw. in den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.12.2005

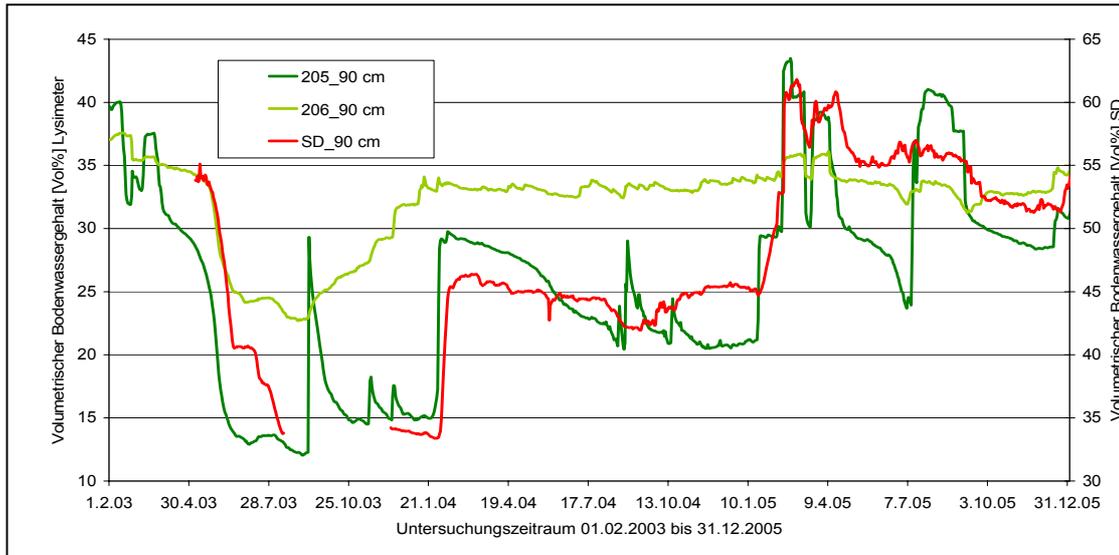


Abb. 24 Verlauf des volumetrischen Bodenwassergehalts in 90 cm Tiefe am Messplatz Schönberg Deich bzw. in den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.12.2005

In 90 cm Tiefe ist eine gute Übereinstimmung zwischen den Kurvenverläufen des Lysimeters 205 und den korrigierten Daten aus Schönberg Deich zu verzeichnen (Abb. 24). Zu beachten ist hier die zweite Y-Achse, auf der die Werte für den Messplatz Schönberg Deich aufgetragen sind. Die TDR-Sonde zeigt den Bodenwassergehalt mit einem systematischen Fehler von 20 Vol% an, wie aus dem Vergleich Messplatz – Lysimeter sehr leicht abzuleiten ist. Die Kurve für den volumetrischen Bodenwassergehalt in 90 cm Tiefe im Lysimeter 206 unterscheidet sich erheblich von den anderen Kurvenverläufen. Zu erklären ist das mit dem Bodenhorizontwechsel, der genau in einer Tiefe von 90 cm ermittelt wurde. Während im Lysimeter 205 und am Messplatz eher die Bodenwassergehalte der Sandschicht einen Einfluss auf die Messwerte hatten, werden mit der TDR-Sonde im Lysimeter 206 eher die Bodenwassergehalte aus dem überliegenden sandigen Lehm angezeigt.

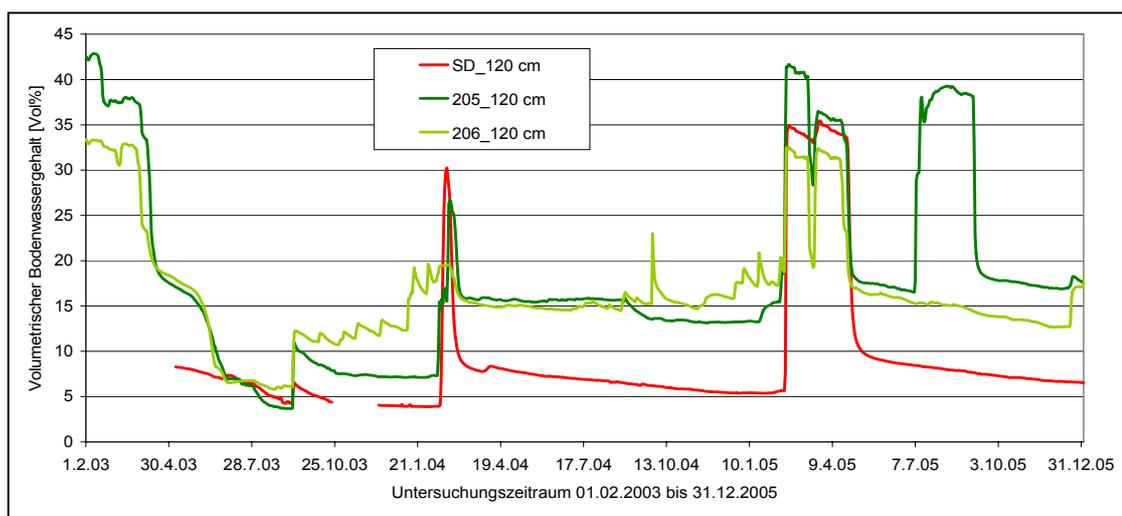


Abb. 25 Verlauf des volumetrischen Bodenwassergehalts in 120 cm Tiefe am Messplatz Schönberg Deich bzw. in den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.12.2005

Die TDR-Sonde im Bereich von 120 cm unter Geländeoberkante sitzt genau im Horizontwechsel zwischen Sand und schluffig-lehmigem Sand. Dennoch lassen die Werte eher auf einen Bodenwassergehaltsverlauf im Sand schließen (Abb. 25). In Trockenphasen wird der Boden recht schnell entwässert, der Bodenwassergehalt sinkt stark ab. In Perioden hoher Grundwasserstände erfolgt eine sehr schnelle Auffüllung des Porenraumes, dies kann bei allen drei Kurven gleich gut beobachtet werden.

Tabelle 4 Ergebnis des Vergleichs der Messwerte des volumetrischen Bodenwassergehaltes am Messplatz Schönberg Deich, im Lysimeter 205 und im Lysimeter 206 mit Hilfe der Varianzanalyse mit 2 Variablen

		Lysimeter 205			
		30 cm	60 cm	90 cm	120 cm
Schönberg Deich	30 cm	s ^x			
	60 cm		n.s.		
	90 cm			n.s.	
	120 cm				n.s.
Lysimeter 206	30 cm	s ^x			
	60 cm		s ^x		
	90 cm			n.s.	
	120 cm				n.s.

s^x... Signifikant bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 %

s^{xx}... Signifikant bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 1 %

n.s. ... Nicht signifikant

Der statistische Vergleich mit Hilfe der Varianzanalyse mit 2 Variablen (Tabelle 4) unterstreicht die grafisch dargestellten Ergebnisse.

Volumetrischer Bodenwassergehalt am Standort Wörlitz und in den Lysimetern 207 und 208

Die Messung des volumetrischen Bodenwassergehaltes wird am Messplatz Wörlitz mit FDR-Sonden sowie in den Lysimetern mit TDR-Sonden vorgenommen. Es werden die Tagesmittelwerte verglichen. Problematisch ist das Einbringen einer Sonde in eine bestimmte Tiefenstufe. Eine Abweichung von nur einem Zentimeter kann, in Folge der starken Schichtungen der Bodenhorizonte, starke Abweichungen der gemessenen Bodenwassergehalte im gleichen Vergleichszeitraum bedingen. Die Sonden stellen Messwerte für einen Umkreis von 15 cm bis 20 cm um die Sonde in einem repräsentativen Bodenvolumen bereit.

Zur Erfassung des volumetrischen Bodenwassergehalts im Oberboden ist am Messplatz Wörlitz eine FDR-Sonde in 20 cm Tiefe eingebracht worden, in den korrespondierenden Lysimetern 207 und 208 befindet sich die oberste TDR-Sonde aus technischen Gründen jedoch in einer Tiefe von 30 cm unter GOK. Dies bringt eine eingeschränkte Vergleichbarkeit der gemessenen Werte mit sich. Des Weiteren sind die eingesetzten Systeme unterschiedlich, was weitere systematische Fehler hervorruft.

TDR-Sonden, wie sie in den Lysimetern eingebaut wurden, reagieren sehr stark temperaturabhängig, so dass Werte bei Bodentemperaturen nahe Bodenfrost nicht verwertbar sind. Weitere Probleme treten bei vollständiger Sättigung des Bodenkörpers auf, die eintritt, wenn der Grundwasserstand nahe Geländeoberkante ist. Dann werden Werte angezeigt, die weit über dem ermittelten Sättigungswassergehalt liegen. Ein höherer volumetrischer Bodenwassergehalt als der Sättigungswassergehalt ist jedoch nicht möglich. Diese Werte sind somit ebenfalls nicht verwendbar.

Zum anderen bewegen sich die am Messplatz Wörlitz gemessenen Werte nur in einem sehr schmalen Bereich (Abb. 26). Es liegt die Schlussfolgerung nahe, dass mit den hier verwendeten Sonden die Dynamik des volumetrischen Bodenwassergehalts nicht ausreichend genau abgebildet werden kann.

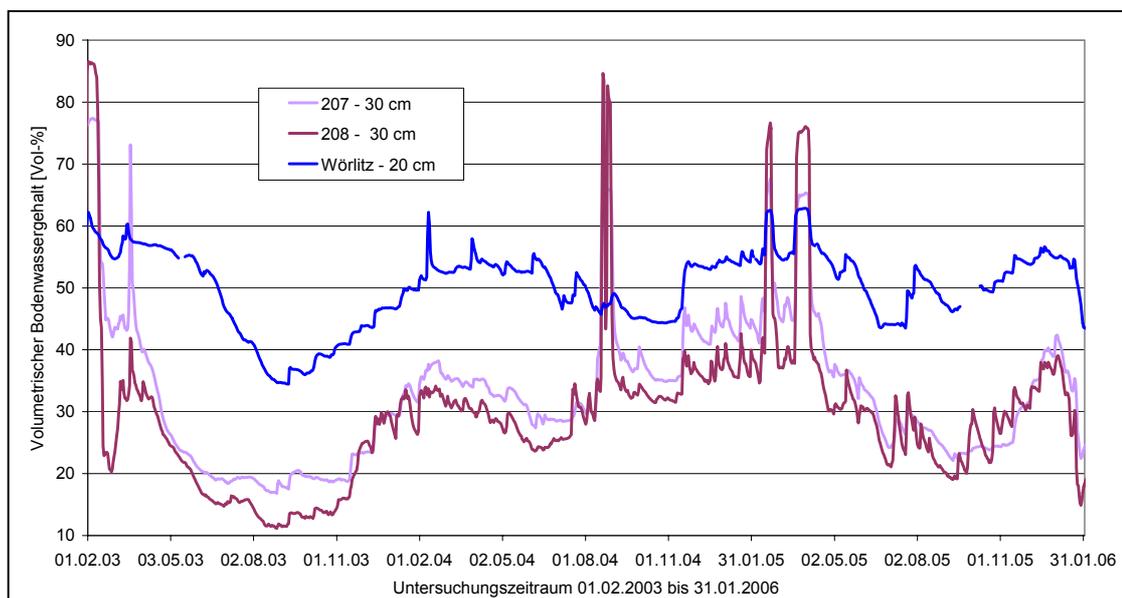


Abb. 26 Verlauf des volumetrischen Bodenwassergehalts in 20 cm bzw. 30 cm Tiefe am Messplatz Wörlitz bzw. in den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.12.2005

Auch in 60 cm Tiefe differieren die Lysimeter-Bodenwassergehalte sehr stark von den am Messplatz erhobenen Werten (Abb. 27). Wie im Oberboden weicht auch hier die Messtiefe ab, die beschriebenen Fehlerquellen liegen hier ebenfalls vor.

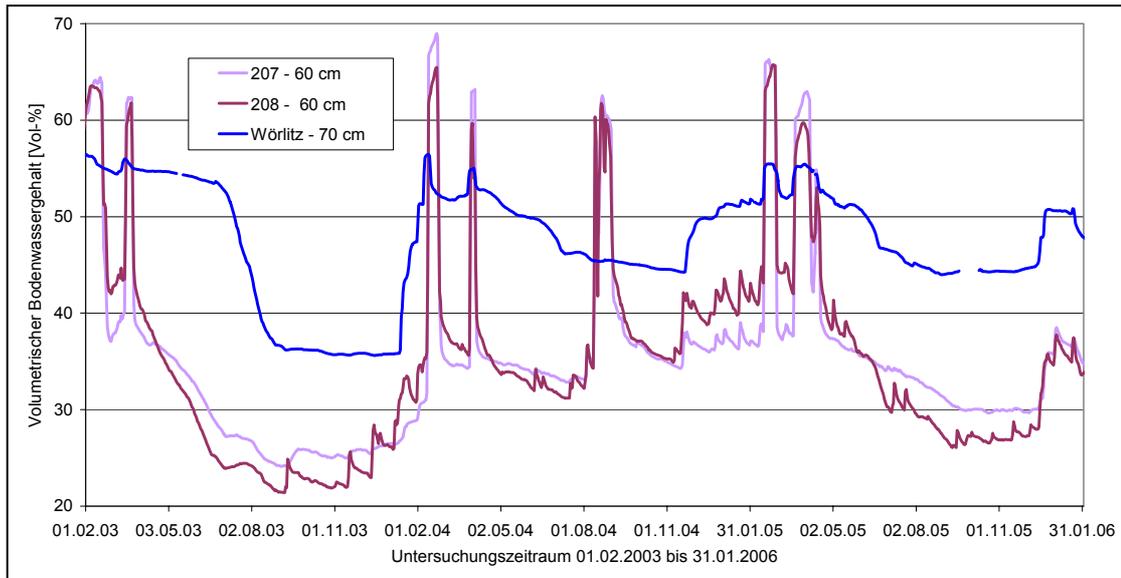


Abb. 27 Verlauf des volumetrischen Bodenwassergehalts in 60 cm bzw. 70 cm Tiefe am Messplatz Wörlitz bzw. in den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.12.2005

In 90 cm Tiefe weichen die Kurven sehr viel weniger voneinander ab (Abb. 28). Der Verlauf ist bis auf einige Extremwerte nahezu parallel, auch hier können allerdings die Bodenwassergehalts-Werte aus Perioden mit Sättigung nicht verwendet werden. Interessant ist, dass die maximalen Ausschläge auch innerhalb der Lysimeter-Wiederholung sehr stark variieren. In diesem Horizont ist es gelungen, gleiche Messtiefen einzustellen, die trotzdem noch vorhandenen (größtenteils systematischen) Abweichungen resultieren aus den unterschiedlichen Messverfahren.

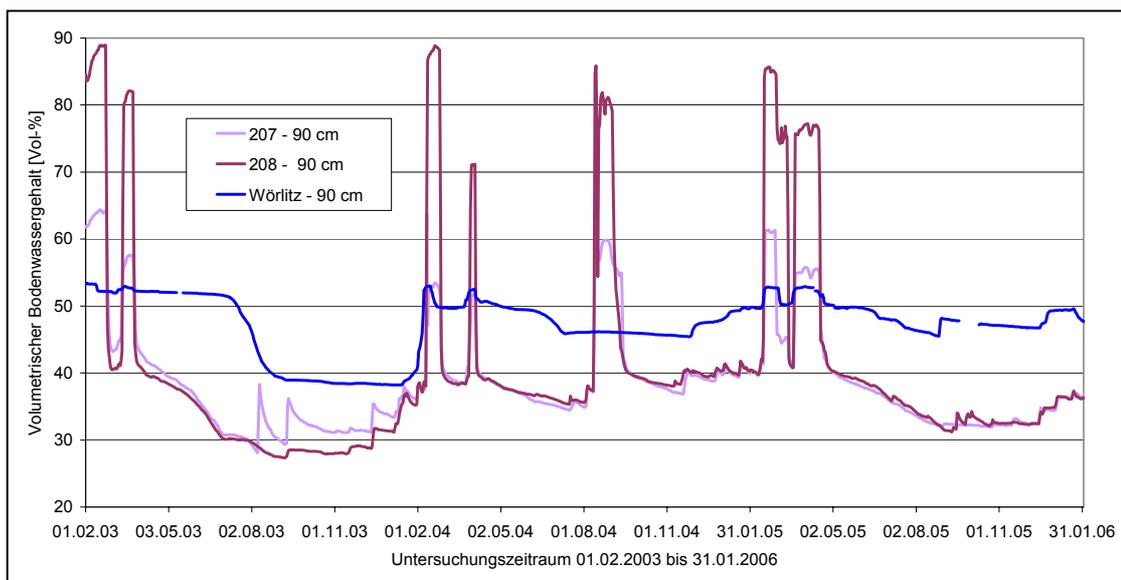


Abb. 28 Verlauf des volumetrischen Bodenwassergehalts in 90 cm Tiefe am Messplatz Wörlitz bzw. in den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.12.2005

3.1.2.3 Matrixpotential

Die Tensiometer-Technik zur Ermittlung des Matrixpotentials hat sich im Verlauf der Untersuchungen als nicht geeignet für die vorliegenden Standortbedingungen herausgestellt. Auentypisch ist eine mitunter starke Austrocknung des Bodenkörpers. Die verwendeten Tensiometer können auf Grund ihrer Bauart lediglich Matrixpotentiale bis ca. 80 kPa erfassen. Danach reißt das Tensiometer ab und muss für weitere Messungen neu befüllt werden. Messwerte können erst dann wieder erfasst werden, wenn das Tensiometer ausgebaut, neu befüllt und wieder eingebaut wurde. Zerstörungen der Bodenstruktur, aber auch ein Ausfall einzelner Tensiometer durch Abbrechen der keramischen Saugkerze sind dabei auftretende Probleme.

3.1.2.4 Bodentemperatur

Da sich Bodentemperaturen auf die mikrobielle Aktivität im Bodenkörper, die Entwicklung der Vegetation und damit letztlich auf die Evapotranspiration auswirken, werden sie sowohl am Messplatz Wörlitz als auch in den zugeordneten Lysimetern und in Falkenberg in einer Entfernung von ca. 20 m von den Lysimetern in verschiedenen Tiefenstufen gemessen und verglichen.

An der Klimamessstation Falkenberg ist zur Messung der Bodentemperatur jeweils eine Sonde in 5 gestaffelten Tiefenstufen eingebaut. Die Amplituden der Bodentemperatur und damit die Reaktion auf die Lufttemperatur nehmen mit der Messtiefe ab. In Abb. 29 sind daher die Temperaturverläufe in 5 cm und 100 cm Tiefe im Vergleich zur Lufttemperatur in 5 cm Höhe über dem Boden eingezeichnet. Während sich die Kurven für 5 cm Tiefe unter Geländeoberkante und 5 cm über dem Boden kaum unterscheiden, ist die Kurve für die Bodentemperaturen in 100 cm Tiefe stark abgeflacht und positive bzw. negative Anstiege treten verzögert auf.

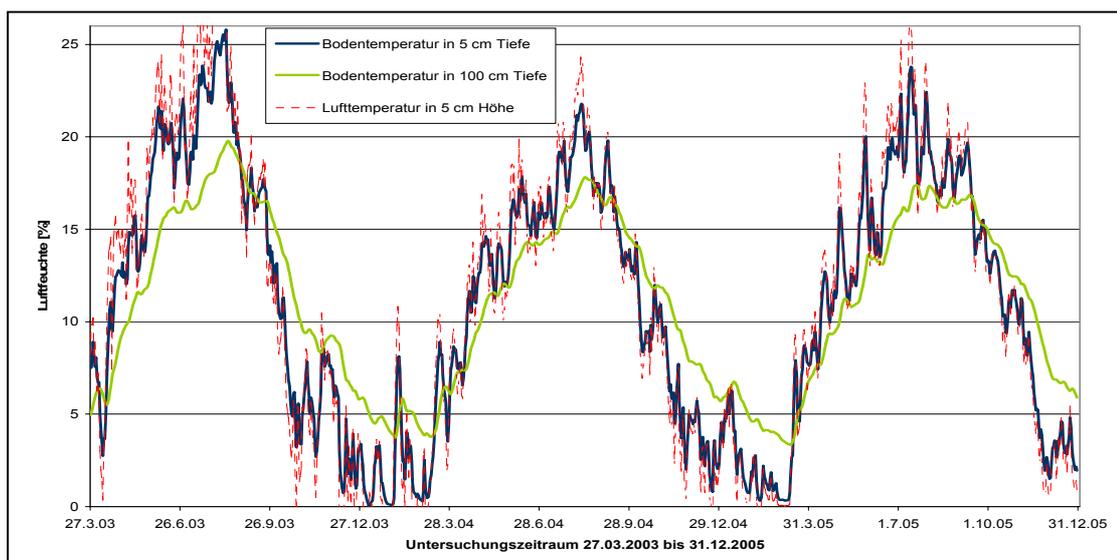


Abb. 29 Tageswerte für die Bodentemperatur in zwei Messtiefen in Falkenberg im Vergleich zur Lufttemperatur im Untersuchungszeitraum 27.03.2003 bis 31.12.2005

Die Reaktion der Bodentemperatur auf die Lufttemperatur lässt sich auch an den Mittelwerten bzw. Extremwerten ablesen. Während im Untersuchungszeitraum die Mittelwerte lediglich zwischen 11,1 °C (in 5 cm, 10 cm sowie 50 cm Tiefe) und 11,3 °C (in 20 cm Tiefe) schwanken, differieren die minimalen Tagesmittelwerte zwischen 0,05 °C (in 5 cm Tiefe) und 3,3 °C (in 100 cm Tiefe). Das gleiche lässt sich auch an den maximalen Tagesmittelwerten ablesen, hier liegen die Werte zwischen 25,8 °C (in 5 cm Tiefe) und 19,8 °C (in 100 cm Tiefe).

Schönberg Deich – Lysimeter 205/206 – Klima Falkenberg

Da ab Mitte 2003 am Standort Schönberg Deich die Bodentemperaturen in drei Tiefenstufen gemessen wurden, konnte auch für die Lysimeter, die mit dem Flussauenstandort Schönberg korrespondieren, ein Vergleich der Mittelwerte über den Untersuchungszeitraum bzw. die Winter- und Sommermonate im Untersuchungszeitraum durchgeführt werden (Tab. 5).

Tabelle 5 Mittelwerte der Bodentemperaturen in den einzelnen Messtiefen am Standort Schönberg Deich und in den Lysimetern

Standort	Tiefe	Gesamt	Winter	Sommer
		[°C]	[°C]	[°C]
Schönberg Deich	30 cm	10,5	5,7	14,6
Lysimeter 205	30 cm	12,1	6,1	16,8
Lysimeter 206	30 cm	11,4	5,4	16,0
Falkenberg	5 cm	11,1	5,1	16,2
Falkenberg	10 cm	11,1	5,2	16,1
Falkenberg	20 cm	11,3	5,8	15,9
Schönberg Deich	60 cm	10,5	6,3	14,1
Lysimeter 205	60 cm	11,8	6,3	16,1
Lysimeter 206	60 cm	11,9	6,4	16,1
Falkenberg	50 cm	11,1	6,6	14,9
Schönberg Deich	90 cm	10,5	7,1	13,4
Lysimeter 205	90 cm	11,9	6,8	15,8
Lysimeter 206	90 cm	11,9	6,8	15,9
Lysimeter 205	120 cm	11,9	7,1	15,5
Lysimeter 206	120 cm	11,3	6,5	15,0
Falkenberg	100 cm	11,2	7,9	14,0

Tabelle 6 Ergebnis des Vergleichs der Messwerte der Bodentemperatur am Messplatz Schönberg Deich, im Lysimeter 205 und im Lysimeter 206 mit Hilfe der Varianzanalyse mit 2 Variablen

		Lysimeter 205			
		30 cm	60 cm	90 cm	120 cm
Schönberg Deich	30 cm	n.s.			
	60 cm		n.s.		
	90 cm			n.s.	
Lysimeter 206	30 cm	s ^x			
	60 cm		s ^{xx}		
	90 cm			s ^{xx}	
	120 cm				s ^x

s^x... Signifikant bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 %

s^{xx}... Signifikant bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 1 %

n.s. ... Nicht signifikant

Die Unterschiede sind nicht besonders deutlich ausgeprägt. Begründet werden kann dies einerseits durch die etwas größere Entfernung des Messplatzes von der Elbe, zum anderen mit korrespondierenden Tiefenstufen. Interessant ist vor allem, dass im Winter eine größere Auskühlung des Bodenkörpers im Lysimeter möglich ist als im Standort, im Sommer dagegen die Mittelwerte bis zu 2,5 °C über denen des Messplatzes liegen. Während der Vergleich zwischen den Lysimetern ergab, dass die Messwerte nicht signifikant unterschiedlich sind (Tabelle 6), konnte bei einem Signifikanz-Niveau von 5 % nachgewiesen werden, dass die Messwerte zwischen Schönberg Deich und Lysimeter 205 doch unterschiedlich sind.

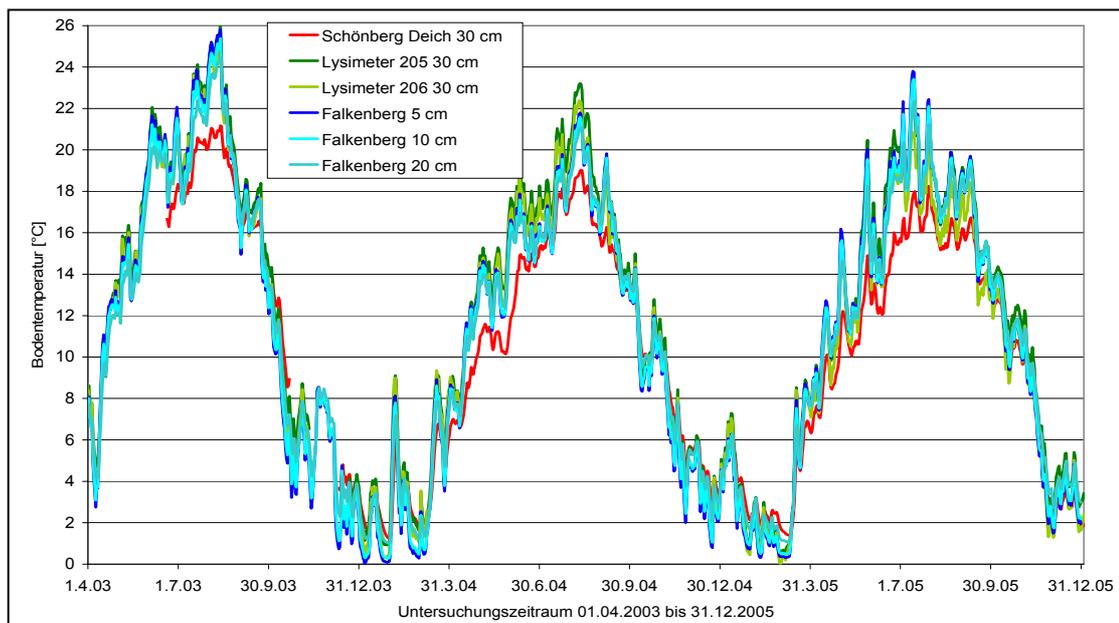


Abb. 30 Verlauf der Bodentemperatur im oberen Bodenbereich am Messplatz Schönberg Deich und in den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.04.2003 bis 31.12.2005

Im oberen Bodenbereich sind die Extremwerte der Bodentemperaturen in den Lysimetern sehr viel stärker ausgeprägt als am Messplatz in Schönberg Deich (Abb. 30). Im Sommer wird der Bodenkörper im Lysimeter intensiver erwärmt (Wärmeleitung durch den Metallmantel), im Winter kann durch die Ableitung der Wärme aus dem Bodenkörper über den Metallmantel der Bodenkörper im Lysimeter viel stärker auskühlen.

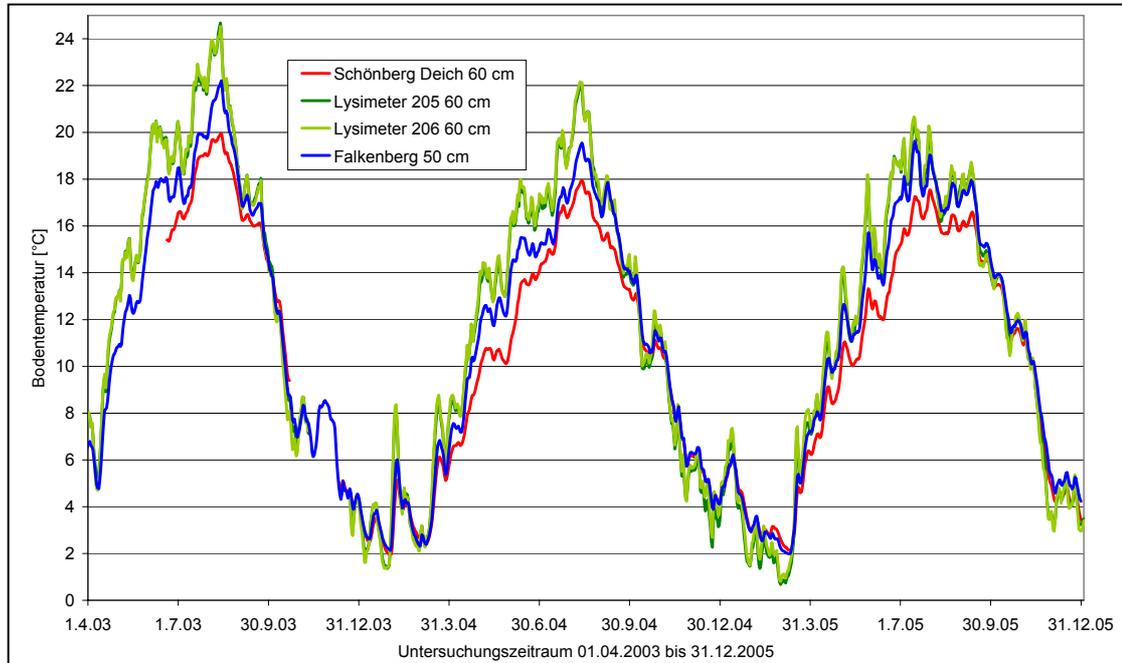


Abb. 31 Verlauf der Bodentemperatur in 50 bzw. 60 cm Tiefe unter GOK am Messplatz Schönberg Deich sowie in den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.04.2003 bis 31.12.2005

In 60 cm Tiefe unter GOK sind die Differenzen ähnlich wie im Oberboden. Der Kurvenverlauf (Abb. 31) ist insgesamt etwas abgeflachter, im Sommer werden nicht so hohe Temperaturen erreicht, im Winter ist die Auskühlung durch die Pufferwirkung des Bodens geringer.

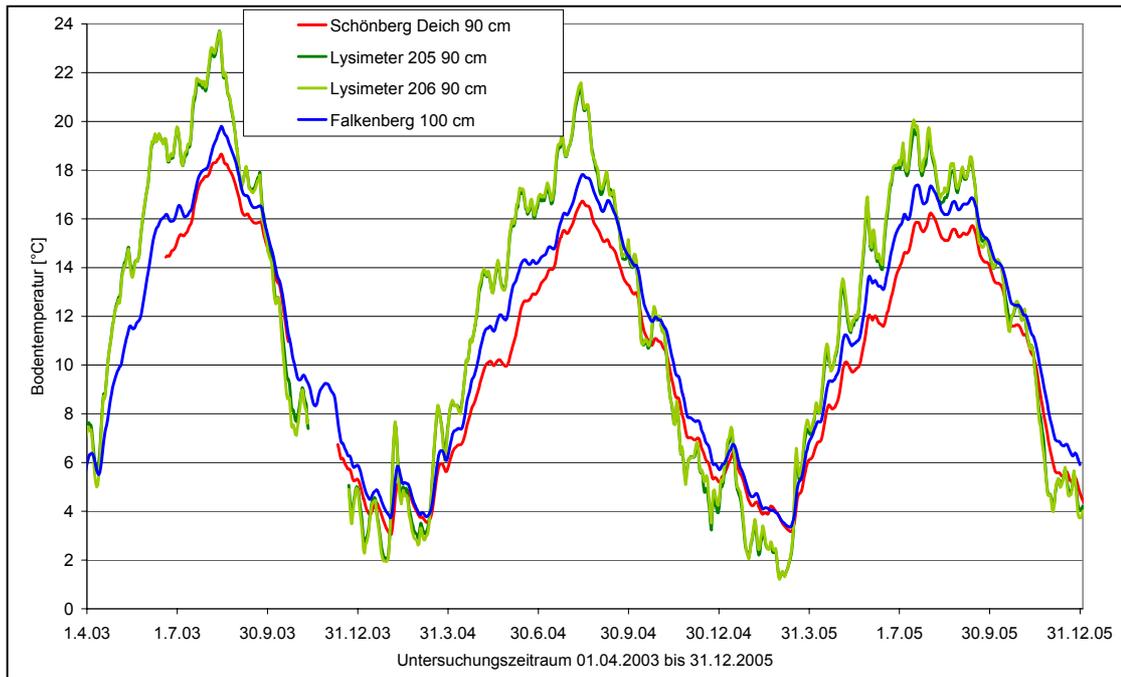


Abb. 32 Verlauf der Bodentemperatur in 90 cm Tiefe unter GOK am Messplatz Schönberg Deich sowie in den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.04.2003 bis 31.12.2005

Ähnlich wie in Abb. 31 verdeutlicht Abb. 32 eine wesentlich ausgeprägtere Reaktion der Bodentemperaturen in den Lysimetern auf äußere Einflüsse als in den Messungen an der Klimamessstation bzw. am Messplatz Schönberg Deich. In den Wintermonaten lagen die Tagesmittelwerte der Lysimeter-Bodentemperaturen bis zu 2 °C unter den in der Aue bzw. im ungestörten Boden gemessenen Werten. Im Sommer wurden durch die Wärmeleitung des Metallmantels um den Lysimeter-Bodenkörper hervorgerufene Differenzen bis zu 4 °C festgestellt.

Wörlitz – Lysimeter 207/208 – Klima Falkenberg

Tabelle 7 Mittelwerte der Bodentemperaturen in den einzelnen Messtiefen am Standort Wörlitz und in den Lysimetern

Standort	Tiefe	Gesamt	Winter	Sommer
		[°C]	[°C]	[°C]
Wörlitz	20 cm	8,2	4,3	13,3
Lysimeter 207	30 cm	10,7	5,7	16,6
Lysimeter 208	30 cm	10,9	5,7	17,0
Falkenberg	5 cm	11,1	5,0	16,2
Falkenberg	10 cm	11,1	5,2	16,1
Falkenberg	20 cm	11,3	5,8	15,9
<hr/>				
Wörlitz	70 cm	7,9	5,5	11,2
Lysimeter 207	60 cm	10,8	6,5	16,1
Lysimeter 208	60 cm	11,3	7,0	16,6
Falkenberg	50 cm	11,1	6,6	14,9
<hr/>				
Wörlitz	90 cm	8,1	6,3	10,7
Lysimeter 207	90 cm	10,3	6,4	15,2
Lysimeter 208	90 cm	10,9	6,9	15,8
<hr/>				
Lysimeter 207	120 cm	10,9	7,3	15,5
Lysimeter 208	120 cm	10,6	7,2	15,0
Falkenberg	100 cm	11,2	7,9	14,0

Die Mittelwerte der gemessenen Bodentemperaturen in Wörlitz lagen in allen Tiefenstufen mehr als 2 °C unter den Werten der Lysimeter sowie der Klimamessstation Falkenberg.

Im oberen Bodenkompartment wurden in Wörlitz im Winter um ein Drittel geringere Mittelwerte gemessen, die Differenz beträgt im Mittel 0,7 bis 1,4 °C. Im Sommer wichen die Mittelwerte in Wörlitz sogar um 2,6 bis 3,7 °C von den Lysimeter-/Klimamessstationswerten ab. Dies kann zum einen mit der „kühlenden“ Wirkung des Wasserkörpers der direkt angrenzenden Elbe am Messplatz Wörlitz begründet werden, zum anderen werden die Lysimeter stärker erwärmt durch ihren Metallmantel, der einen höheren Anteil von Wärme aus der Sonneneinstrahlung aufnehmen kann als eine bewachsene ungestörte Oberfläche.

Auch im mittleren Bodenbereich (50 cm bis 70 cm unter Geländeoberkante) überstiegen die in Falkenberg registrierten Bodentemperaturen die in Wörlitz gemessenen Werte deutlich. Hier lagen die Sommer-Werte sogar um bis zu 5 °C höher, die Winterwerte wichen nicht so stark voneinander ab. Zu beachten sind hier allerdings die abweichenden Messtiefen, so wurden die Lysimeter-Werte in einer Tiefe von 60 cm ermittelt, in Wörlitz war das Bodenthermometer in einer Tiefe von 70 cm eingebracht.

Im unteren Bodenbereich (90 cm) ähneln sich die Differenzen. Auffällig ist, dass mit steigender Messtiefe der Unterschied in den Sommermonaten sehr viel stärker ausgeprägt ist, während im Winter kaum Unterschiede zwischen den Mittelwerten zu ermitteln sind. Während in den oberen Bodenbereichen die Winter-Mittelwerte aus den Lysimetern bzw. der Klimamessstation die Wörlitzer Werte um ein Drittel überstiegen, liegen die Unterschiede in 90 cm Tiefe nur noch bei einem bis neun Prozent.

Die Sommer-Mittelwerte reagieren genau umgekehrt. Im oberen Bereich lagen die Falkenberger Vergleichswerte 20 % bis 28 % über den Wörlitzer Werten, mit zunehmender Tiefe steigen die Differenzen bis auf eine Überschreitung von 48 %.

Tabelle 8 Ergebnis des Vergleichs der Messwerte der Bodentemperatur am Messplatz Wörlitz, im Lysimeter 207 und im Lysimeter 207 mit Hilfe der Varianzanalyse mit 2 Variablen

		Lysimeter 207			
		30 cm	60 cm	90 cm	120 cm
Wörlitz	20 cm	n.s.			
	70 cm		n.s.		
	90 cm			n.s.	
Lysimeter 208	30 cm	s ^{xx}			
	60 cm		s ^{xx}		
	90 cm			s ^{xx}	
	120 cm				s ^{xx}

s^x.... Signifikant bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 %

s^{xx}... Signifikant bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 1 %

n.s. ... Nicht signifikant

Illustriert wird dies vom Verlauf der Bodentemperatur-Tagesmittelwerte über den gesamten Untersuchungszeitraum vom 01.04.2003 bis 31.12.2005. Deutlich ersichtlich ist, dass die Kurve für die Bodentemperaturen in 20 cm in Wörlitz kontinuierlich unter den Kurven für die Bodentemperaturen in 30 cm im Lysimeter 207 und 208 verläuft, aber auch die Werte für die Bodentemperaturen in 5/10/20 cm Tiefe an der Klimamessstation Falkenberg nicht erreicht wurden (Abb. 33). Hier werden die Aussagen, die über die Sommer-/Wintermittelwerte getroffen wurden, bestätigt, denn die Woerlitz_20cm-Kurve weicht im Sommer viel stärker von den sonstigen Kurven ab als im Winter.

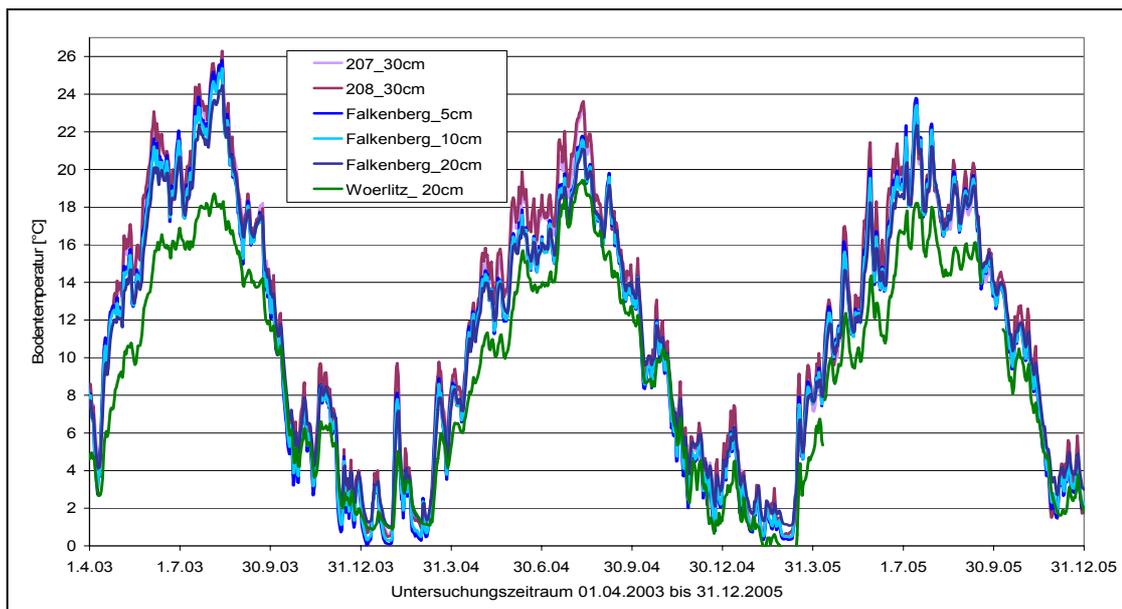


Abb. 33 Verlauf der Bodentemperatur im oberen Bodenbereich am Messplatz Wörlitz und in den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.04.2003 bis 31.12.2005

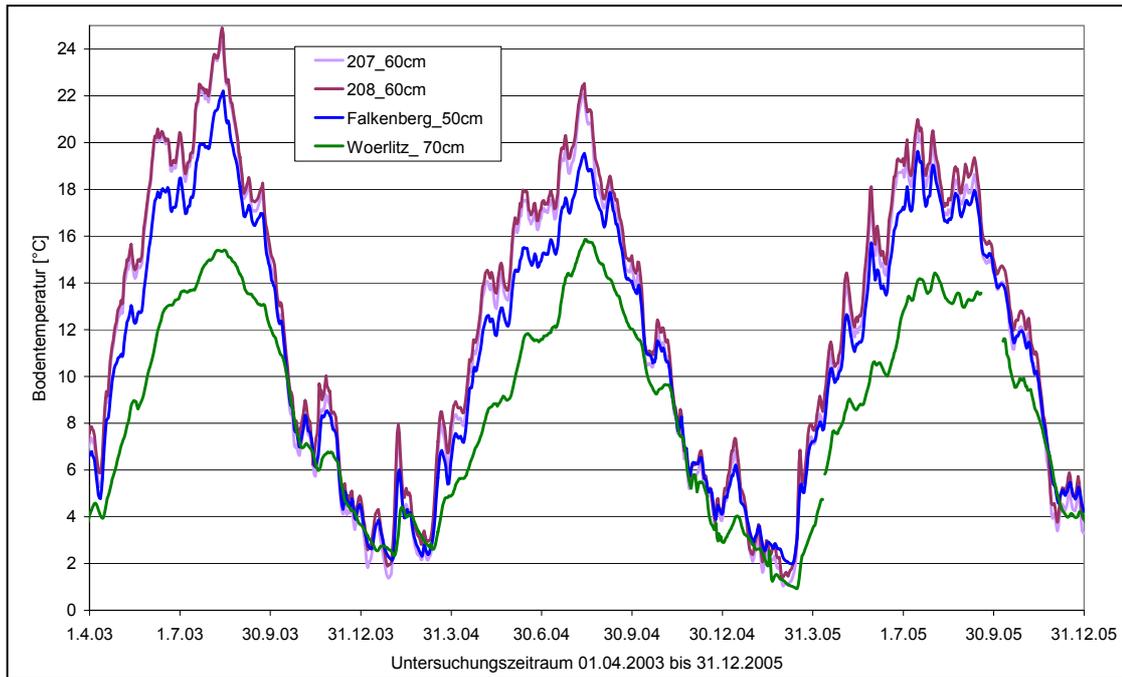


Abb. 34 Verlauf der Bodentemperatur im mittleren Bodenbereich am Messplatz Wörlitz und in den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.04.2003 bis 31.12.2005

Korrespondierend zu den Mittelwerten geht auch aus Abb. 34 hervor, dass in den Wintermonaten eine Übereinstimmung zwischen dem Messplatz Wörlitz und den anderen Messstationen besteht, während in den Sommermonaten die Abweichung noch stärker ist als in Abb. 33 dargestellt.

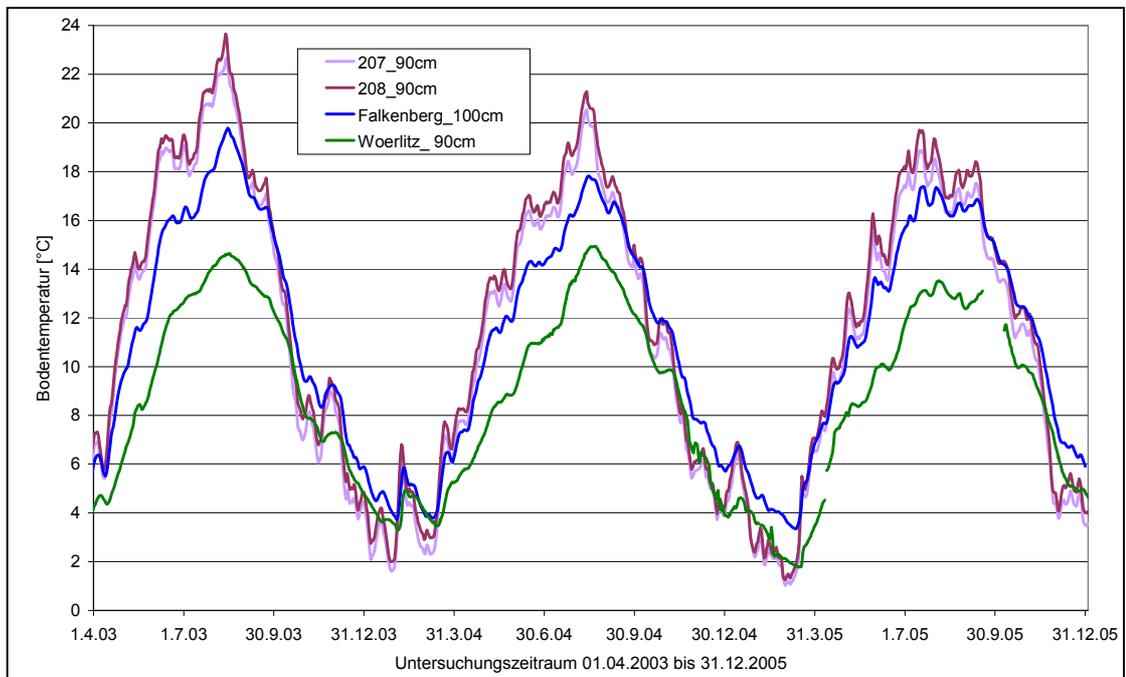


Abb. 35 Verlauf der Bodentemperaturen im Bodenbereich um 90 cm unter GOK am Messplatz Wörlitz und den korrespondierenden Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.04.2003 bis 31.12.2005

Im Bodenbereich um 90 cm unter GOK (Abb. 35) lagen die Tageswerte für die Bodentemperatur in Wörlitz im Winter über den Tageswerten der Bodentemperatur in 90 cm Tiefe in den Lysimetern 207 und 208. Im Sommer lässt sich der bereits in den oberen Bodenhorizonten belegte Trend einer stärkeren Erwärmung des Bodens in den Lysimetern beobachten.

3.1.3 Lysimeteruntersuchungen

3.1.3.1 Wägung

Obwohl der Lysimeterkörper ein sehr hohes Gewicht aufweist (bis zu 4.200 kg im gesättigten Zustand), kann die unter dem Lysimeter befindliche Waage (bestehend aus drei Wägezellen) die Gewichtsänderung mit einer vom Hersteller garantierten Genauigkeit von 1,8 kg ausweisen. Im Experiment wurde jedoch eine sehr viel höhere Messgenauigkeit von 0,1 kg gefunden. Dadurch sind zeitlich differenziert sehr geringe Änderungen der Bodenwasserhaushaltsgrößen quantifizierbar. Neben geringen Niederschlägen, die auch in Form von Reif oder Tau auftreten können, sind kleinste Gewichts-Verluste durch Evapotranspiration, wie sie im Winter zu verzeichnen sind, ausweisbar.

Diverse Wägungstests bewiesen die Genauigkeit der Aufzeichnung der Gewichtsänderungen. Dabei wurde zu einem bestimmten Zeitpunkt ein geeichtes Gewicht aufgelegt. Dieses wurde nach einer vorher festgelegten Zeit wieder abgenommen, wobei das Lysimeter, das mit dem gleichen Boden befüllt ist, als Referenz diente, um Effekte durch Niederschläge oder Evapotranspiration zweifelsfrei ausschließen zu können. Im ersten Wägetest (Oktober 2002) wurden die vier Lysimeter mit verschiedenen Gewichten zu unterschiedlichen Zeitpunkten belastet, wobei die Gewichte nicht nur in der Mitte des Lysimeters, sondern auch in graphisch festgehaltenen Randbereichen der Lysimeteroberfläche aufgelegt wurden (Abb. 36).

Zu vorher definierten Zeitpunkten wurden die Gewichte dann wieder abgenommen. Eine Auswertung der Gewichtsänderungen ergab Abweichungen im Bereich von -0,2 kg bis 0,08 kg, wobei die negativen Differenzen der im Untersuchungszeitraum aufgetretenen Evapotranspiration zugeschlagen werden können.

Ein weiterer Wägeversuch fand im Januar 2004 statt. Dabei sollte ermittelt werden, ob auch eine große Gewichtsveränderung mit ausreichender Genauigkeit messtechnisch erfasst wird. Große Gewichtsschwankungen können bei schnell ansteigendem oder abfallendem Grundwasserflurabstand oder auch bei starken Niederschlägen auftreten. Bei diesem Versuch wurden Gewichtsstücke mit einem Gesamt-Gewicht von 13,6 kg gleichmäßig über die Lysimeteroberfläche verteilt und nach drei Tagen wieder abgenommen. Dabei lagen sowohl der Gewichtszuwachs als auch die Gewichtsabnahme genau im selbst definierten Toleranzbereich von 0,1 kg.

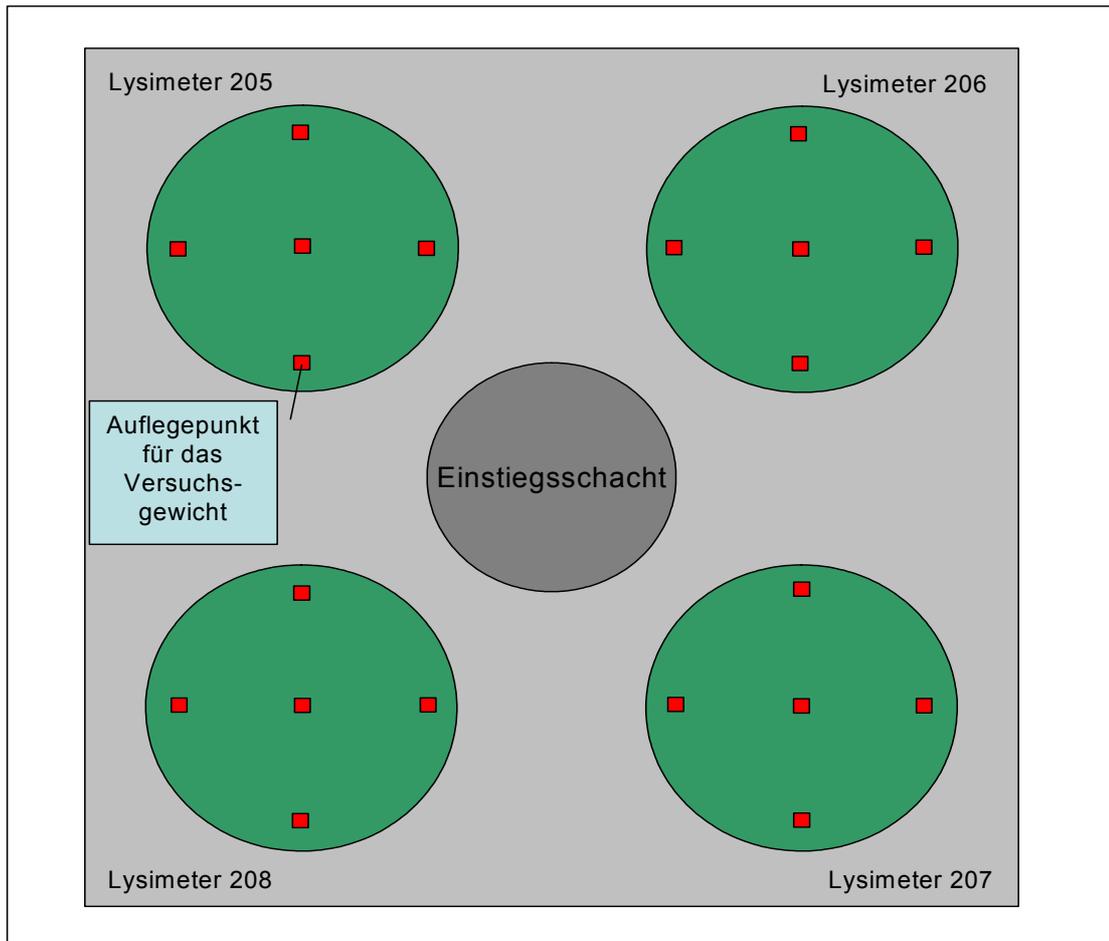


Abb. 36 Definierte Auflagepunkte der Gewichte für den Wägeversuch

Verschiedene Vergleiche der aufgetretenen Gewichtsdivergenz mit korrigierten Niederschlägen der Wetterstation, aber auch mit dem Gewicht des abgeernteten Grases zeigten ebenfalls eine gute Messgenauigkeit der eingebauten Waagen.

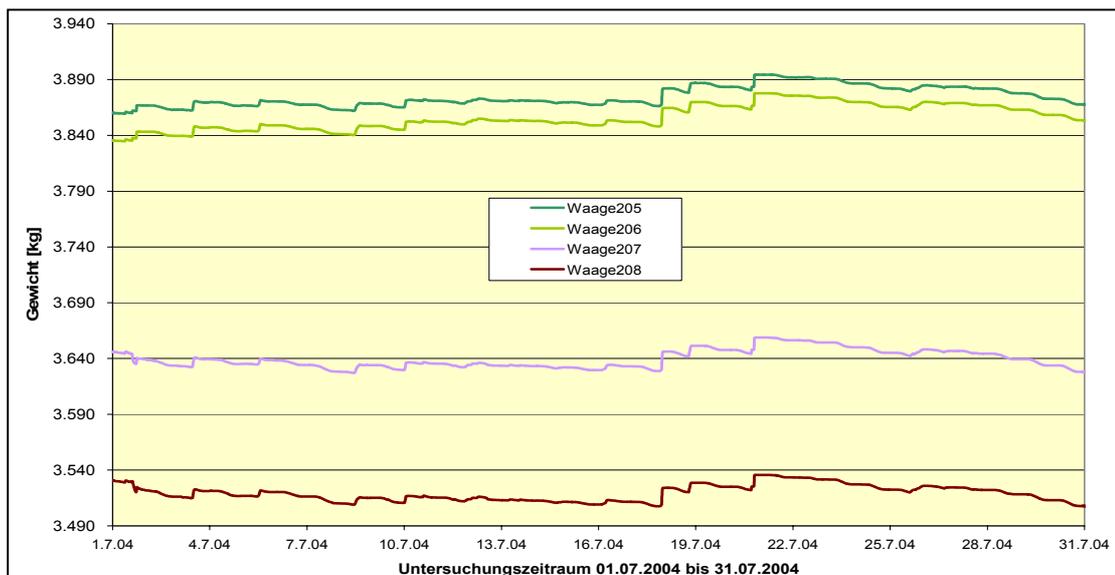


Abb. 37 Verlauf des Gewichtes in den einzelnen Lysimetern, Juli 2004

Exemplarisch ist der Verlauf des Gewichtes in den einzelnen Lysimetern für den Juli 2004 dargestellt (Abb. 37). Die Kurven verlaufen relativ parallel, da alle Lysimeter den gleichen

klimatischen Bedingungen (Niederschlag und Evapotranspiration) ausgesetzt waren. Grundwassereinfluss gab es im betrachteten Zeitraum nicht.

Die Waagen liefern relativ stabile Messreihen. Dennoch können vor allem im Winter Probleme auftreten. In den Spalt zwischen Lysimeterkörper und Lysimeterkragen aus Metall kann Wasser bzw. Schnee eindringen. Dieses friert evtl. fest, wodurch das angezeigte Gewicht geringer ist als das tatsächliche Gewicht. Diese Abweichungen müssen, so wie Abweichungen durch starken Windeinfluss, Betreten durch Tiere, Bauarbeiten an den Lysimetern o. ä., in der Auswertung manuell korrigiert werden.

3.1.3.2 Grundwasserbilanzierung

Zur genauen Quantifizierung des Grundwasserzu- bzw. -abflusses über die Lysimeterunterkante wurde folgende Gleichung entwickelt [BETHGE-STEFFENS et al., 2004]:

$$V_{\text{eff} = m} = A_{\text{AG}} [(B_{t = m} - B_{t = 0}) - (W_{t = m} - W_{t = 0})] \quad [\text{Gl. 26}]$$

$V_{\text{eff} = m}$	Wasservolumen, das zum Zeitpunkt $t = m$ in das bzw. aus dem Lysimeter geflossen ist
A_{AG}	Grundfläche des Ausgleichsbehälters
$B_{t = 0}$	Wert der Bilanzierung zu Beginn des Vorganges
$B_{t = m}$	Wert der Bilanzierung am Ende des Vorganges, er setzt sich zusammen aus dem Wert $B_{t = 0}$ plus der vorzeichenrichtigen Aufaddierung der Wasserstandsänderungen im Ausgleichsbehälter im Zeitraum der Betrachtung
$W_{t = 0}$	Wasserstand im Ausgleichsbehälter zu Beginn des Vorganges
$W_{t = m}$	Wasserstand im Ausgleichsbehälter nach Beendigung des Pumpvorganges

Dabei ist $V_{\text{eff} = m}$ das Wasservolumen, das am Ende des Regelungsvorganges in das Lysimeter geflossen ist. Es setzt sich zusammen aus dem Wasservolumen, das insgesamt bewegt wurde minus dem Wasservolumen, das benötigt wurde, um den Wasserstand im Ausgleichsgefäß selbst einzustellen.

Bei der Grundwassersteuerung sind zwei Arten von Regelungsvorgängen zu unterscheiden:

- Der Wasserstand im Ausgleichsgefäß und der Zielwasserstand werden minütlich verglichen. Besteht eine Differenz des Wasserstandes im Ausgleichsgefäß vom vorgegebenen Zielwasserstand von mehr als einem Zentimeter, wird durch die Grundwassersteuerung der Zielwasserstand automatisch wieder eingestellt. Solche Vorgänge werden im Folgenden als „Bilanzierung zur Beibehaltung des internen Wasserstandes“ bezeichnet. Sickert Wasser durch den Bodenkörper hindurch und führt so zu einem Anstieg des Wasserstandes im Ausgleichsgefäß, wird dieses Wasser abgepumpt. Da im definierten Bodenausschnitt ohne Einfluss von außen eine Wasserbewegung stattgefunden hat, wird die dem Grundwasser zugeführte Wassermenge als „Grundwasserneubildung“ eingeordnet. Ist im Vergleichszeitraum der Wasserstand in Folge von vertikalem Transport in Richtung durchwurzelter Zone um mehr als einen Zentimeter abgesunken, muss dem Bodenkörper zur Beibehaltung des voreingestellten Wasserstandes zusätzliches Wasser zugeführt werden. Das aus dem Grundwasser entnommene Wasser wird als „kapillarer Aufstieg“ gewertet.

- Einmal täglich wird der Grundwasserstand in der Aue abgerufen. Kommt es zu einer Abweichung vom vorherigen Wert, wird der Zielwasserstand mit der Grundwassersteuerung verändert. Der daraufhin einsetzende Regelungsvorgang wird als „Bilanzierung zur Einstellung eines externen Wasserstandes“ bezeichnet. Da sich im definierten Bodenausschnitt, dem Lysimeter, der Wasserstand in der Zeit nicht geändert hat, muss der Impuls von außen gekommen sein. Diese Grundwasserflurabstandsänderung wird als „Interaktion mit dem Fließgewässer“ gewertet. Muss der Wasserstand angehoben werden, um den neuen Wasserstand einzustellen, wird Wasser zugeführt. Dieser Regelungsvorgang wird als Infiltration aus dem Fließgewässer gewertet. Muss durch Abführen von Wasser der Wasserstand entsprechend dem neuen Zielwasserstand abgesenkt werden, wird dieser Regelungsvorgang als Exfiltration in das Fließgewässer eingeordnet.

Jeder zeitlich abgrenzbare Grundwasserzu- bzw. -abfluss wird mit der Gewichts Differenz abzüglich atmosphärischer Einflüsse im Vergleichszeitraum abgeglichen. Dabei treten lysimeterintern Toleranzen bis 0,1 kg bzw. 0,1 l auf. Dies entspricht dem selbst definierten Toleranzbereich der Wägung. Durch diesen Abgleich kann eine doppelte Kontrolle a) der Wägedaten bzw. b) der Daten aus der Bilanzierung der Grundwasserzu- bzw. -abflüsse erfolgen. Differenzen sind lediglich in den Abschnitten starker Grundwasserstandsänderung zu verzeichnen, die mit starken Niederschlägen zusammentreffen.

Beispiel für einen Regelungsvorgang:

Lysimeter 206, 12.02.2003 08:00 – 11:00 Uhr

Ausgangsgrößen:

- Querschnitt des Ausgleichsgefäßes

$$A_{AG} = (\pi/4) \cdot (0,19 \text{ m})^2 = 0,02835 \text{ m}^2 \quad [\text{Gl. 27}]$$

- Aufsummierte Wasserstandsänderungen im Ausgleichsgefäß

$$B_{t=m} = 0,144 \text{ m} \quad B_0 = 0,00 \text{ m} \quad \Delta B = 0,144 \text{ m}$$

- Wasserstand im Ausgleichsgefäß

$$W_{t=m} = 0,301 \text{ m} \quad W_{t=0} = 0,208 \text{ m} \quad \Delta W = 0,093 \text{ m}$$

$$V_{\text{eff} = m} = A_{AG} \cdot [(B_{t=m} - B_{t=0}) - (W_{t=m} - W_{t=0})]$$

$$\begin{aligned} V_{\text{eff} = m} &= 0,028 \text{ m}^2 \cdot [(0,144 \text{ m} - (0,00 \text{ m})) - (0,301 \text{ m} - 0,208 \text{ m})] \quad [\text{Gl. 28}] \\ &= 0,00145 \text{ m}^3 = \mathbf{1,45 \text{ l}} \end{aligned}$$

Da der Oberflächeninhalt des Lysimeters 1 m² beträgt, entspricht 1 l/m² = 1 mm. Damit entspricht ein Wasservolumen von 1,45 l einer Wassersäule von 1,45 mm.

Um die Genauigkeit der Bilanzierungs-Daten einschätzen zu können, werden sie mit den Daten der Wägung verglichen. Im vorgestellten Zeitraum lag kaum Bewölkung vor, die Temperaturen lagen bei etwa 0° C und das Lysimeter war teilweise mit Schnee bedeckt. Mit

Hilfe der anderen Lysimeter wurde eine Evapotranspiration von 0,1 mm, entsprechend einem Gewicht von 0,1 kg, ermittelt.

Da die Masse des Lysimeters zu Beginn des Regelungsvorganges $m_0 = 4.105,1$ kg betrug und zum Ende des Vorganges $m_{t=m} = 4.103,6$ kg gemessen wurde, ergibt sich als Massendifferenz

$$\Delta m = 4.105,1 \text{ kg} - 4.103,6 \text{ kg} - 0,1 \text{ kg} = \mathbf{1,4 \text{ kg}}.$$

Im Vergleich zur errechneten Bilanz der Grundwassersteuerung von $\mathbf{1,45 \text{ l} = 1,45 \text{ kg}}$ ergibt sich eine Differenz von 0,05 kg. Das ist kleiner als die angestrebte Genauigkeit von 0,1 kg!

3.1.3.3 Bodenwasserhaushaltsgrößen

Bestimmung der Parameter Niederschlag, Evapotranspiration, Grundwasserzu- und -abfluss sowie Speicheränderung

Die Daten der Wägung und die Bilanzen der Grundwassersteuerung werden zusammengeführt, um daraus die Bodenwasserhaushaltsgrößen zu ermitteln. Es wird unterschieden zwischen Zeiträumen ohne Grundwassersteuerungs-Einfluss und Zeiträumen mit veränderlichen Grundwasserständen. In den Perioden, in denen der Grundwasserstand stabil ist, bedeutet eine Gewichtszunahme Niederschlag. Dabei ist die Form des Niederschlages nachgeordnet, da er im Moment des Auftreffens auf die bewachsene Lysimeteroberfläche registriert wird, im Gegensatz zu Niederschlagssammlern, in denen beispielsweise Schnee erst getaut werden muss, um als Wassertropfen eine Kippung und damit ein Niederschlags-Signal auszulösen.

Eine Gewichtsabnahme bedeutet in grundwassersteuerungsfreien Perioden Evapotranspiration. Kleinere Gewichtsschwankungen, z. B. in der Nacht, in Zeiten also, wo Evapotranspiration ausgeschlossen werden kann, werden manuell ausgeglichen.

Dem stehen die Perioden mit Grundwasserstandsänderungen entgegen. Hier wird nach Gleichung 28 eine Bilanz erstellt und diese dann den externen bzw. internen Bilanzierungsvorgängen zugewiesen. Die Gewichtsänderungen der betreffenden Periode (eine Stunde) werden quantifiziert und aus dieser Gewichtsänderung die Bilanz abgezogen, um dann als Restgröße den Niederschlag bzw. die Evapotranspiration zu erhalten.

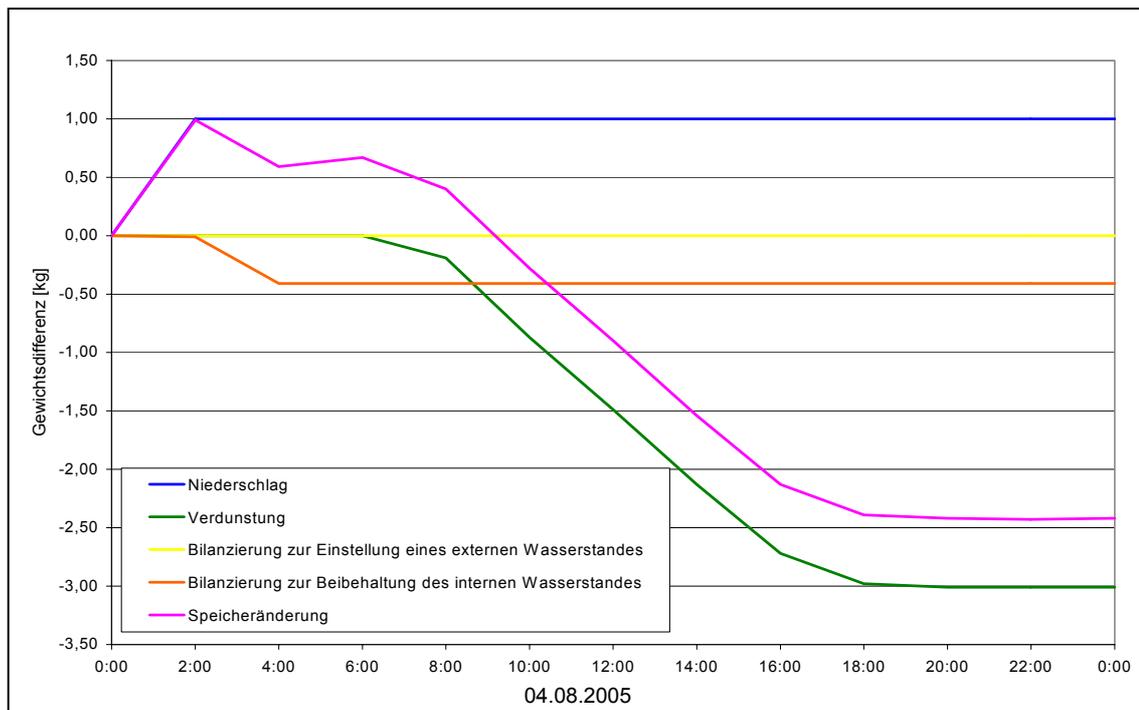


Abb. 38 Änderung der Bodenwasserhaushaltsgrößen am 04.08.2005

Um zu demonstrieren, wie der Wasserhaushalt eines einzelnen Tages ermittelt wird, ist in Abbildung 38 die Änderung der Bodenwasserhaushaltsgrößen eines charakteristischen Tages dargestellt worden, an dem es sowohl Niederschlag, Verdunstung, als auch eine Grundwasserregelung gab. Für den ausgewählten Tag ergibt sich folgendes Diagramm: Auf der x-Achse ist der 04.08.2005 in Zwei-Stundenschritten aufgetragen, auf der Y-Achse die Änderung der Bodenwasserhaushaltsgrößen in mm. Nach 0:00 Uhr regnete es 1 mm. Anschließend wurden 0,4 mm Wasser abgepumpt, um den vorgegebenen Zielwasserstand einzuhalten. Der Wasserstand war durch Sickerwasser etwas angestiegen, die abgepumpte Wassermenge ist damit als Grundwasserneubildung einzuordnen. Gegen 06:00 Uhr begann die Verdunstung, die bis etwa 19:00 Uhr anhielt. Da es kein typischer Sommertag mit einer Lufttemperatur von maximal 21 °C war, betrug die Gesamtverdunstung lediglich 3 mm, während um diese Jahreszeit durchaus Werte von 7 mm erreichbar sind. Nach 20:00 Uhr blieben das Gewicht und damit auch die Wasserhaushaltsgrößen unverändert.

$$\begin{aligned}
 P + P_{\text{ond}} &= ET + (R_{\text{ab}} - R_{\text{zu}}) \pm \Delta S \\
 1 \text{ mm} + 0 \text{ mm} &= 3 \text{ mm} + (0,4 \text{ mm} - 0 \text{ mm}) - 2,4 \text{ mm} \quad \text{[Gl. 29]}
 \end{aligned}$$

In der modifizierten Wasserhaushaltsgleichung steht dem Niederschlag von 1 mm eine Summe aus 3 mm Verdunstung, 0,4 mm Grundwasserabfluss sowie eine Speichertentleerung von 2,4 mm entgegen.

Das Beispiel zeigt, mit welcher zeitlich hoch aufgelösten Genauigkeit die Veränderung der Bodenwasserhaushaltsgrößen im Lysimeter quantifiziert werden kann.

Zusätzliche Lysimeterexperimente

Im Untersuchungszeitraum wurde versucht, alle in der Natur vorkommenden Extremzustände messtechnisch zu erfassen:

- Winterhochwasser
- Extrem hohes Sommerhochwasser („Jahrhunderthochwasser 2002“)
- Starkes Absinken des Grundwasserflurabstandes, totales Austrocknen des Bodens
- Über einen langen Zeitraum kaum veränderliche Zustände des volumetrischen Bodenwassergehalts (wenn sich Verluste durch Grundwasserabfluss und Evapotranspiration sowie Zuflüsse durch Grundwasserzufluss bzw. Niederschläge im Gleichgewicht befinden)

Durch zusätzliche Lysimeterexperimente wurden die in der zur Verfügung stehenden Untersuchungsperiode nicht aufgetretenen Extremzustände messtechnisch nachgebildet.

Hochwasserexperiment 2004, Lysimeter 207 und 208

Da das Sommerhochwasser 2002 auf Grund der vorsorglichen Evakuierung der Forschungsstelle Falkenberg nicht messtechnisch erfasst werden konnte, diese Datenreihen aber für einen möglichst aussagekräftigen Datensatz unabdingbar waren, wurde mit dem Lysimeter, abweichend von den tatsächlichen klimatischen und hydrologischen Bedingungen, ein Hochwasserexperiment durchgeführt.

Dabei interessierte vor allem die Fragestellung, wie viel Wasser ein relativ stark ausgetrockneter Boden im Fall eines starken Grundwasseranstieges durch eine schnell ansteigende Hochwasserwelle bzw. Überflutung auf Grund des Hochwassers aufnehmen kann. Des Weiteren ist nicht bekannt, wie sich der hohe Grundwasserflurabstand auf die Höhe der Evapotranspiration auswirkt.

Das **Hochwasserexperiment** fand im Zeitraum 01.08.2004 bis 26.09.2004 statt. Die Jahreszeit wurde so gewählt, dass die klimatischen Bedingungen, also vor allem Strahlung und Temperatur, weitgehend den Bedingungen des Sommerhochwassers 2002 entsprachen. Der starke Niederschlag, der dem Hochwasser vorausging, wurde durch künstliche Bewässerung aufgebracht. Innerhalb kurzer Zeit stieg der Grundwasserabstand sehr stark an (Abb. 39), es wurde dann ein Einstau bis zur Geländeoberkante simuliert, bis der Wasserstand dann langsam wieder Richtung Lysimeterunterkante abgesenkt wurde. Da die interessierenden Parameter den Bodenkörper an sich betreffen und es relativ unerheblich für die Fragestellung war, wie hoch der Wasserstand über Gelände war, wurde der Grundwasserstand nur bis einige Zentimeter über Gelände angehoben. Dabei war vor allem wichtig, dass die Pflanzen so weit wie möglich im Wasser standen, um die Transpiration, die bei einem Überstau der Vegetation verhindert wird, zu unterdrücken.

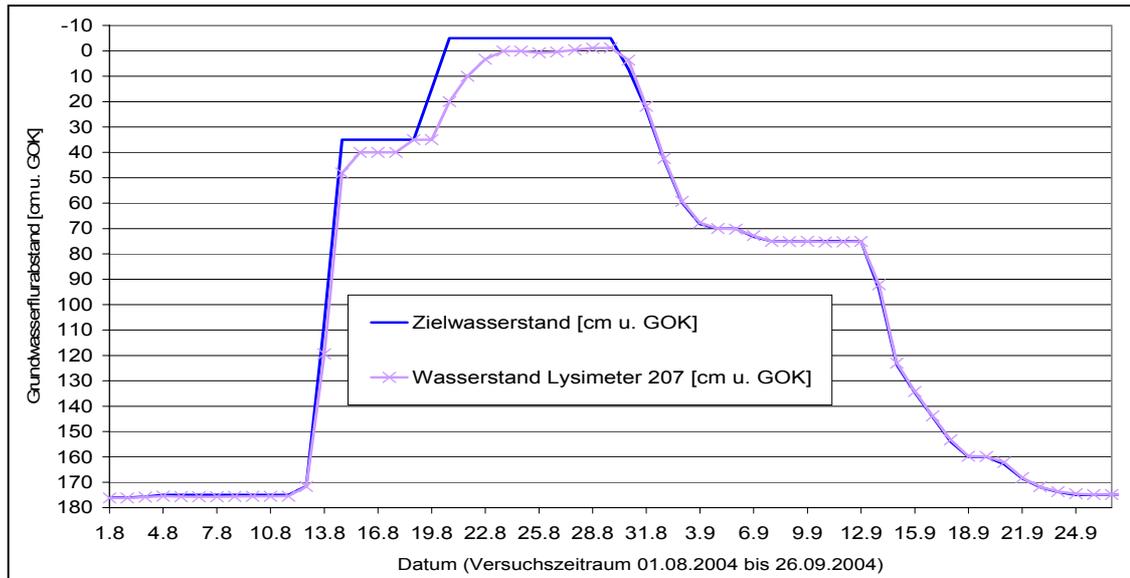


Abb. 39 Verlauf des Grundwasserflurabstandes im Lysimeter 207 während des Hochwasserexperimentes

Zu Beginn des Experimentes wurden mit Hilfe der TDR-Sonden mittlere volumetrische Bodenwassergehalte von etwa 7 Vol-% (im Sand) bis ca. 35 Vol-% (in den schluffig-lehmigen Horizonten, siehe Tabelle 2) ermittelt. Bei vollständigem Einstau stellt sich im Bodenprofil Sättigung ein, so dass als maximaler Wassergehalt der Sättigungswassergehalt anzusetzen ist. Dieser bewegt sich je nach Boden zwischen 35 Vol-% (im Sand) und 55 Vol-% (im Lehm). Im 175 cm tiefen Bodenkörper ergibt sich bei einem rechnerischen Anfangs-Bodenwassergehalt von 505 mm und einem rechnerischen Bodenwassergehalt von 835 mm bei vollständigem Einstau eine aufzunehmende Wassermenge von 330 mm.

Vom Beginn des Experimentes (01.08.2004) bis zum Sättigungszustand am 23.08.2004 wurden 130 mm Niederschlag verzeichnet, die tatsächliche Evapotranspiration betrug 76 mm. Um den Grundwasserflurabstand bis zur Geländeoberkante anzuheben, wurden 325 mm Wasser benötigt, aus regelungstechnischen Gründen gab es in diesem Zeitraum 11 mm Grundwasserabfluss. So ergibt sich eine Wassermenge von 368 mm, die bis zum Erreichen vollständiger Sättigung vom Bodenkörper aufgenommen wurde. Die Differenz von 368 mm zu den vorher errechneten 330 mm resultiert aus Inhomogenitäten im Bodenkörper. Die Anfangsbodenwassergehalte in den einzelnen Schichten wurden mit TDR-Sonden aufgenommen, die jeweils einen Querschnitt des volumetrischen Bodenwassergehaltes der sie umgebenden Bodenschichten anzeigen. Die Schichtung am Standort Wörlitz ist jedoch kleinräumig sehr heterogen, beispielsweise ist das Sandband in einem Meter Tiefe nur 9 cm dick.

Für den gesamten Untersuchungszeitraum vom 01.08.2004 bis 26.09.2004 ergeben sich folgende Bodenwasserhaushaltsgrößen (Abb. 40):

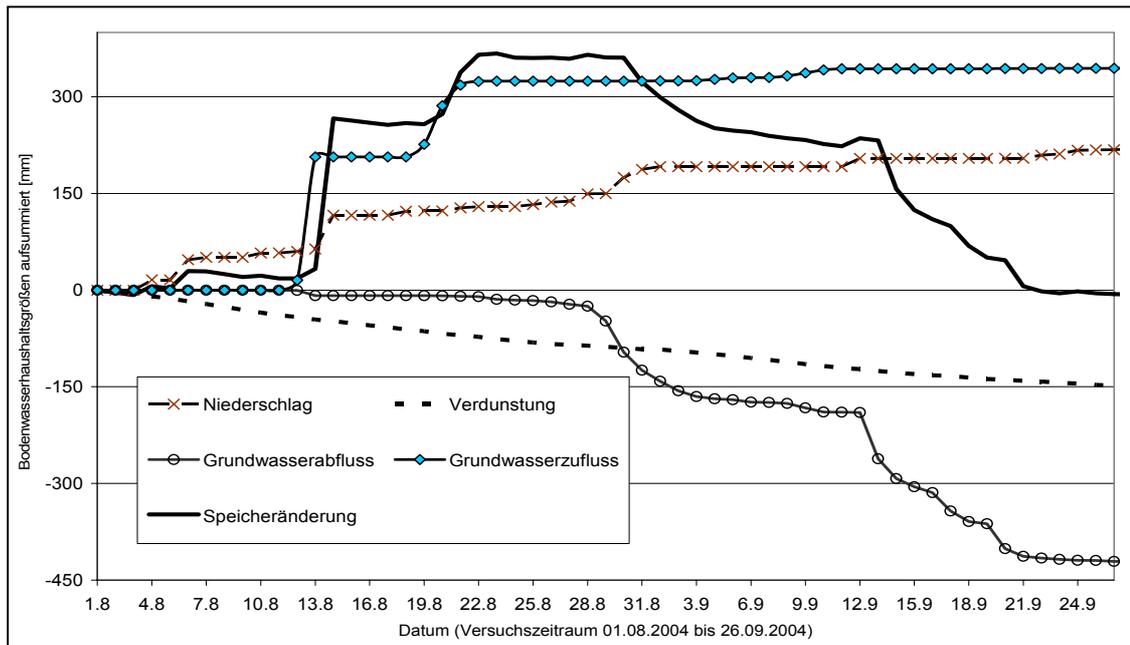


Abb. 40 Verlauf der Bodenwasserhaushaltsgrößen im Lysimeter 207 während des Hochwasserexperimentes

Die in Abbildung 40 aufsummierten Bodenwasserhaushaltsgrößen können mit folgender Bodenwasserhaushaltsgleichung beschrieben werden:

$$P + \text{Pond} = \text{ETP} + (R_{\text{ab}} - R_{\text{zu}}) \pm \Delta S$$

$$219 \text{ mm} + 0 \text{ mm} = 149 \text{ mm} + (421 \text{ mm} - 344 \text{ mm}) - 7 \text{ mm} \quad [\text{Gl. 33}]$$

Im 57-tägigen Versuchszeitraum wurde ein Gesamt-Niederschlag (P) von 219 mm festgestellt, wobei 114 mm künstlich durch Beregnung aufgebracht wurden. Hierbei wurde mit der Gießkanne über einen vorher definierten Zeitraum eine exakt abgemessene Wassermenge gleichmäßig über die Lysimeteroberfläche verteilt. Überflutungswasser (Pond), das an der Oberseite des Lysimeters zugeflossen ist, gab es nicht. Es wurde eine tatsächliche Verdunstung (ET) von 149 mm experimentell ermittelt. Dies entspricht einer durchschnittlichen täglichen Verdunstung von 2,6 mm, wobei die Werte je nach klimatischen Bedingungen zwischen 0,4 mm und 4,7 mm pro Tag schwankten. Da im Vergleich zu den beiden anderen Lysimetern (205 und 206) die Wasserversorgung der verdunstungswirksamen Lysimeteroberfläche durch künstliche Beregnung und höhere Grundwasserflurabstände optimal gesichert war, sind im Verlauf des Experimentes durchschnittlich 17 % höhere Verdunstungsmengen ermittelt worden.

Zu Beginn des Experimentes wurde der Grundwasserflurabstand von 175 cm unter Geländeoberkante bis an die Geländeoberkante durch Veränderung des Zielwasserstandes mittels Grundwassersteuerung angehoben. Dafür war insgesamt ein Grundwasserzufluss zum Lysimeter (R_{zu}) von 344 mm notwendig. Nach dem 29.08.2004 wurde der Grundwasserflurabstand schrittweise wieder dem Ausgangswert angenähert, hierbei wurde ein Grundwasserabfluss aus dem Lysimeter (R_{ab}) von 421 mm erzeugt. Folglich wurde dem Fließgewässer durch Abfluss aus dem Grundwasserkörper nicht nur das zuvor infiltrierte Wasser sondern auch ein Teil des im Untersuchungszeitraumes gefallenen und im

Bodenkörper gespeicherten Niederschlages verzögert zugeführt. Insgesamt hat sich die im Lysimeter gespeicherte Wassermenge um 7 mm verringert.

Verdunstungsexperiment 2005, Lysimeter 205

Während im Hochwassereperiment 2004 vor allem das pedologische Wasser-Rückhaltevermögen der Auenböden bei Hochwasserereignissen interessierte, zielte das Verdunstungsexperiment im Sommer 2005 auf die Ermittlung der zusätzlichen Verdunstungshöhe bei erhöhtem Grundwasserflurabstand ab. Dazu wurde der Grundwasserflurabstand im Lysimeter 205 bis an die Geländeoberkante angehoben, während im Lysimeter 206 der Hahn zwischen Ausgleichsgefäß und Lysimeter geschlossen war, so dass hier Grundwassereinfluss ausgeschlossen wurde.

Die klimatischen Randbedingungen im Untersuchungszeitraum richteten sich nach den natürlichen Gegebenheiten, das heißt, es wurde kein künstlicher Niederschlag aufgebracht. Während der Juli 2005 als durchschnittlich warm, feucht, sonnenscheinarm und ohne ausgeprägte Sommertage charakterisiert werden kann, der August 2005 als wechselhaft, kaum sommerlich und trocken, wiederum mit wenig Sonne, war der September des Jahres bei normalen Niederschlägen bis zur Mitte des Monats sehr warm, wobei einige Tage als Sommertage klassifiziert werden konnten. Der Oktober stellte sich ebenfalls eher warm und trocken dar.

Die Monolithe der Lysimeter 205 und 206 wurden in unmittelbarer Nähe zum Messplatz Schönberg Deich entnommen, sollten also unter Berücksichtigung kleinräumiger Heterogenitäten ähnliche Ergebnisse aufweisen. Um die Vergleichbarkeit der Lysimeter untereinander zu ermitteln, wurden vom Beginn der Aufzeichnungen (01.02.2003 bis 07.07.2005) die gemessenen Evapotranspirationswerte aufsummiert. Dabei ergab sich für das Lysimeter 205 ein Wert von 1.371 mm (= 100 %), für das Lysimeter 206 wurde eine Summe von 1.360 mm (= 99 %) ermittelt. Beide Lysimeter sind also durchaus vergleichbar.

In der Einstauphase vom 07.07.2005 bis 25.07.2005 wurde der Grundwasserflurabstand im Lysimeter 205 in fünf Schritten vom Ausgangswert 176 cm unter GOK bis zum Grundwasserflurabstand von 20 cm unter GOK angehoben, um ein langsam auflaufendes, aber lang anhaltendes Sommer-Hochwasser zu simulieren (Abb. 41). Dazu wurden 305 Liter Wasser benötigt. Am Ende dieses Vorganges war der Bodenkörper überstaut.

Allein zur Auffüllung der obersten 50 cm des Bodenkörpers wurden 100 Liter Wasser benötigt. Unter Berücksichtigung einer nutzbaren Feldkapazität von 113 mm in dieser Schicht, eine vorhergehende maximale Austrocknung des Bodens sowie kein Niederschlagsaufkommen vorausgesetzt, wäre der Boden in der Lage, durch Aufnahme des Wassers in den Bodenkörper die Überflutungshöhe eines auflaufenden Hochwassers um ca. 11 cm auszugleichen. Im vorliegenden Fall ist die Wassermenge durch Niederschläge und einen damit einhergehenden höheren volumetrischen Bodenwassergehalt zu Untersuchungsbeginn etwas geringer.

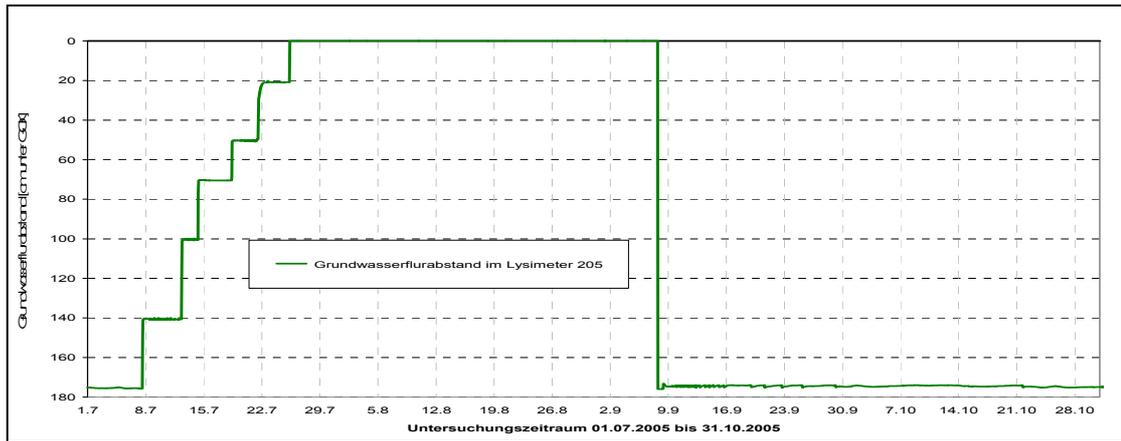


Abb. 41 Verlauf des Grundwasserflurabstandes im Lysimeter 205 während des Verdunstungsexperimentes

Die Überflutung (Grundwasserflurabstand 0 cm) wurde bis zum 08.09.2005 aufrechterhalten. An diesem Tag wurde der Wasserstand wieder bis auf den Ausgangswert zurückgeführt. Aus technischen Gründen war ein schrittweises Absenken nicht möglich. Der Wasserstand im Lysimeter hatte sich bis zum 29.09.2005 wieder stabilisiert.

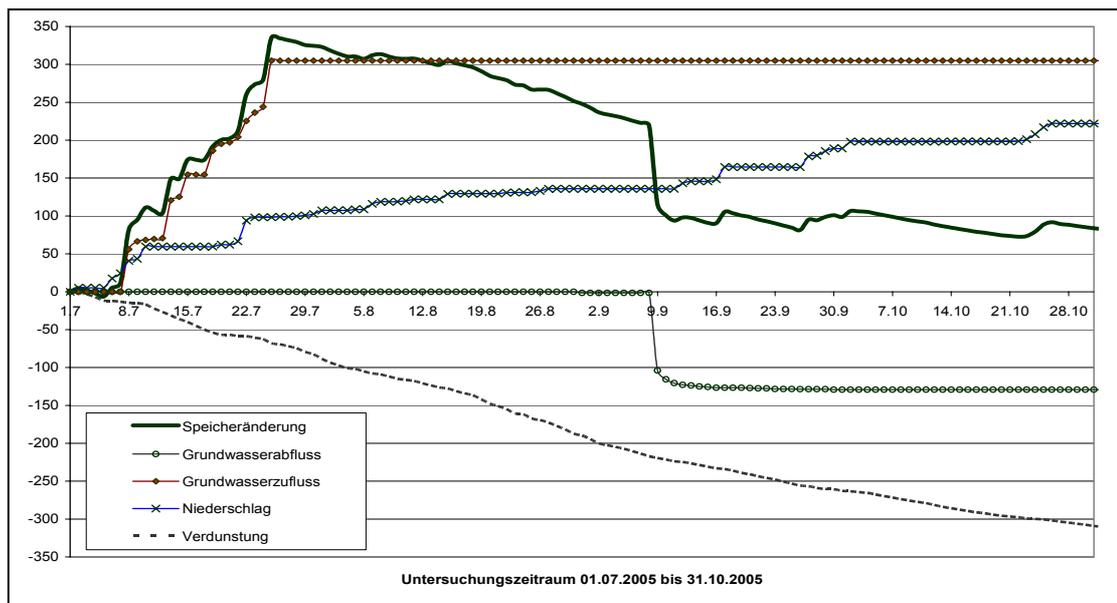


Abb. 42 Verlauf der aufsummierten Bodenwasserhaushaltsgrößen im Lysimeter 205 während des Verdunstungsexperimentes

Die in Abbildung 42 aufsummierten Bodenwasserhaushaltsgrößen im Auswertungszeitraum (01.07.2005 – 31.10.2005) können mit folgender Bodenwasserhaushaltsgleichung beschrieben werden:

$$P + \text{Pond} = \text{ETP} + (R_{\text{ab}} - R_{\text{zu}}) \pm \Delta S$$

$$220 \text{ mm} + 0 \text{ mm} = 311 \text{ mm} + (130 \text{ mm} - 305 \text{ mm}) + 84 \text{ mm} \quad [\text{Gl. 30}]$$

Im viermonatigen Versuchszeitraum wurde ein Gesamt-Niederschlag (P) von 220 mm festgestellt. Überstau (Pond) wurde im Experiment ausgeschlossen. Über die gesamte Versuchsdauer konnte eine tatsächliche Verdunstung (ETP) von 311 mm ermittelt werden,

wobei die Werte je nach klimatischen Bedingungen zwischen 0,1 mm und 5,95 mm pro Tag schwankten. Insgesamt wurden zur Auffüllung des Bodenspeichers 305 l Wasser benötigt. Aus dem Lysimeter sind nach Versuchsende 130 mm wieder abgeflossen. Der größte Teil (81 mm) des sonstigen Wassers ist verdunstet, 94 mm sind im Bodenwasserspeicher verblieben. Der Bodenwasserspeicher wurde insgesamt um 84 mm aufgefüllt.

Die Glieder der Bodenwasserhaushaltsgleichung für das Lysimeter 206 (Gl. 31) unterscheiden sich in einigen Punkten von der Gleichung des Lysimeters 205:

$$P + \text{Pond} = \text{ETP} + (R_{\text{ab}} - R_{\text{zu}}) \pm \Delta S$$

$$237 \text{ mm} + 0 \text{ mm} = 229 \text{ mm} + (0 \text{ mm} - 0 \text{ mm}) + 10 \text{ mm} \quad [\text{Gl. 31}]$$

Durch Starkniederschläge variieren die Niederschlagshöhen in den Lysimetern. Für den Auswertzeitraum konnte im Lysimeter 205 mit 311 mm eine um ein Drittel höhere Verdunstung ausgewiesen werden als im Lysimeter 206 (229 mm).

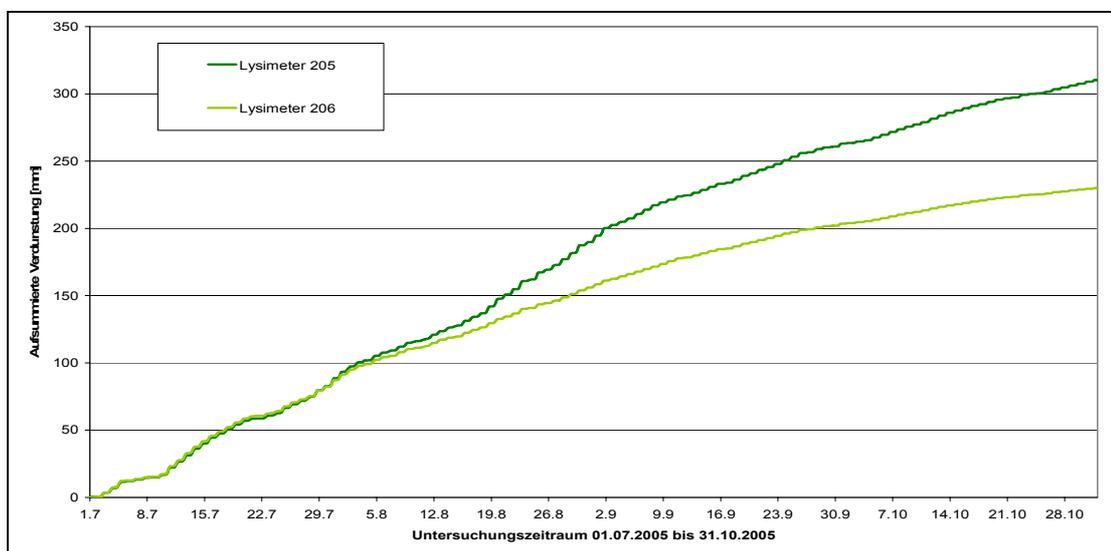


Abb. 43 Verlauf der aufsummierten Verdunstungshöhen in den Lysimetern 205 und 206 während des Verdunstungsexperimentes

In Abb. 43 ist auffällig, dass bis etwa eine Woche nach dem vollständigen Einstau, also bis Anfang August, die Summenkurve der Verdunstungswerte einen ähnlichen Verlauf hat. Die Summe der Evapotranspiration für den Untersuchungszeitraum 01.07.2005 bis 31.07.2005 beträgt im Lysimeter 205 93,5 mm, im Lysimeter 206 91,4 mm. Der unterschiedliche Grundwasserflurabstand hat im betrachteten Zeitraum also nur eine geringe Wirkung, da sich durch die starken Niederschläge im Juli (107 mm im Lysimeter 205 bzw. 114 mm im Lysimeter 206) die Werte des volumetrischen Bodenwassergehalts im Oberboden kaum unterscheiden. Hier wird deutlich (wie von MUNDEL (1982) beschrieben), dass der Grundwasserflurabstand in niederschlagsreichen Perioden kaum einen Einfluss auf die Evapotranspirationshöhe hat.

Erst im August ist der volumetrische Bodenwassergehalt der durchwurzelten Bodenzone im Lysimeter 206 soweit erschöpft, dass der atmosphärische Wasserbedarf nicht mehr der

begrenzende Faktor der Evapotranspirationsleistung ist. Erst dann nehmen die Tageswerte der Verdunstung im Lysimeter 205 merklich höhere Werte an als die des Lysimeters 206.

Jahresbilanzen

Nach der in den Kapiteln 3.3.1 und 3.3.2 beschriebenen Vorgehensweise wurden alle verfügbaren Daten aus Wägung und Grundwassersteuerung im Untersuchungszeitraum ausgewertet. Die Diagramme der aufsummierten Bodenwasserhaushaltsgrößen für die Lysimeter 205, 206, 207 und 208 in den Untersuchungsjahren 2003 bis 2005 finden sich in den Abbildungen 44 bis 47.

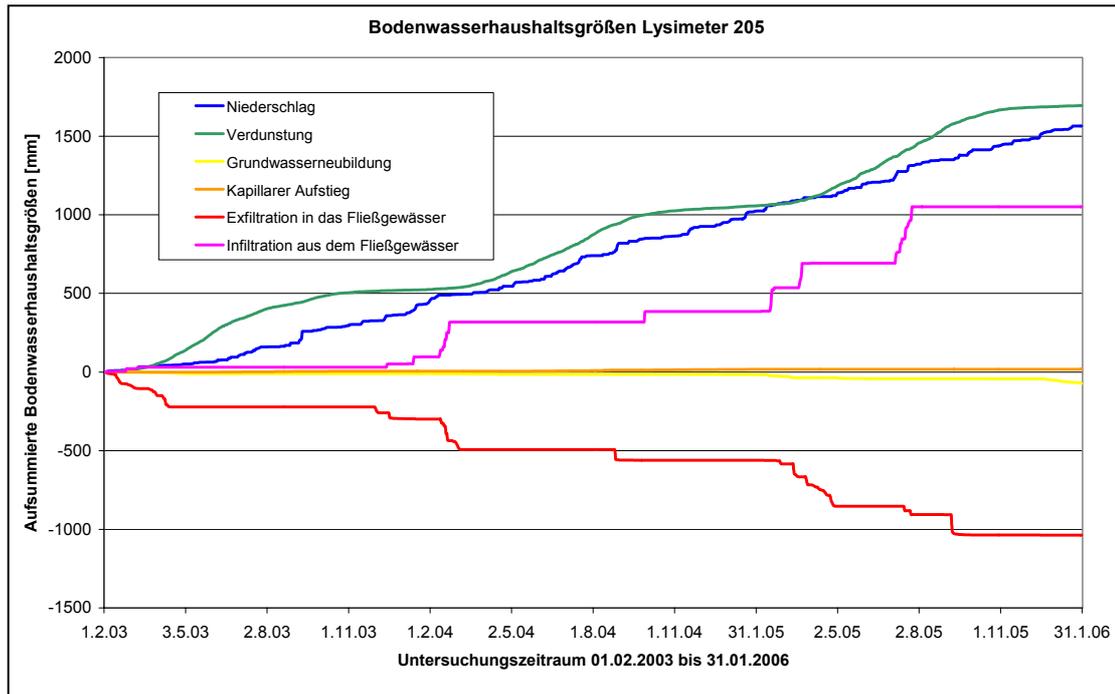


Abb. 44 Verlauf der Bodenwasserhaushaltsgrößen im Lysimeter 205 im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.01.2006

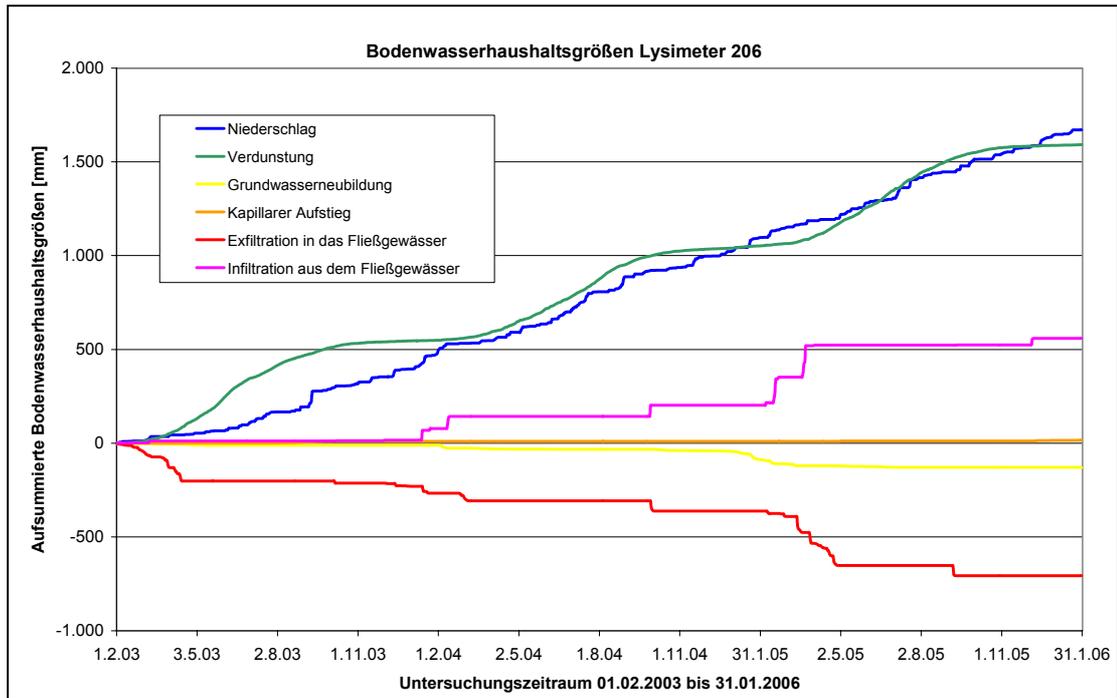


Abb. 45 Verlauf der Bodenwasserhaushaltsgrößen im Lysimeter 206 im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.01.2006

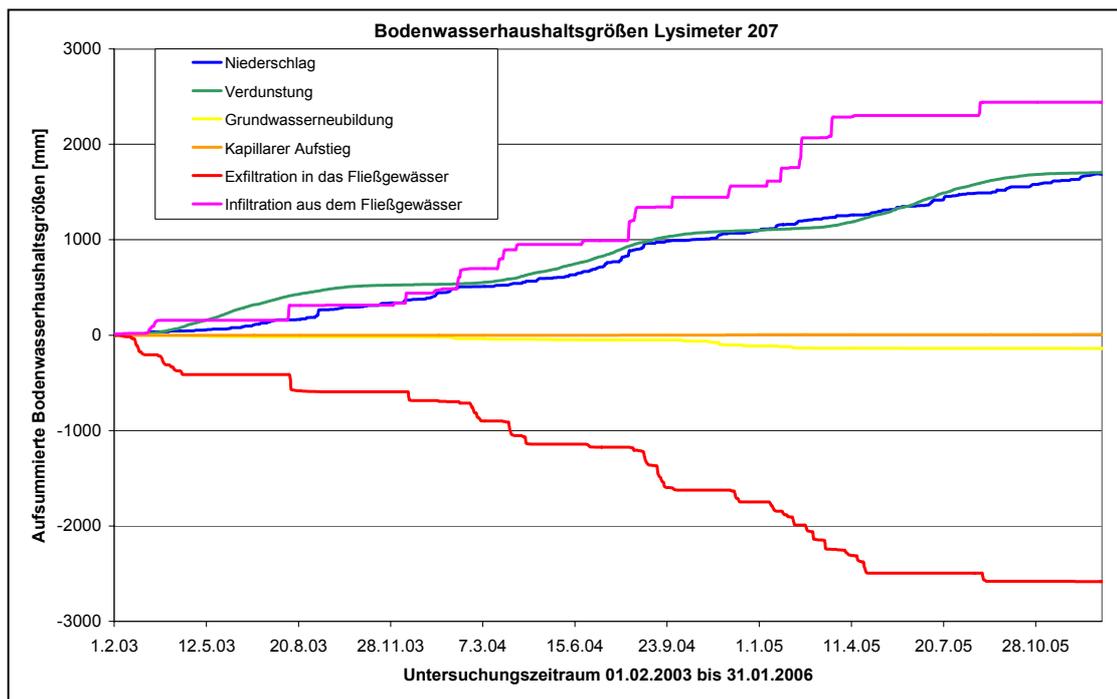


Abb. 46 Verlauf der Bodenwasserhaushaltsgrößen im Lysimeter 207 im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.01.2006

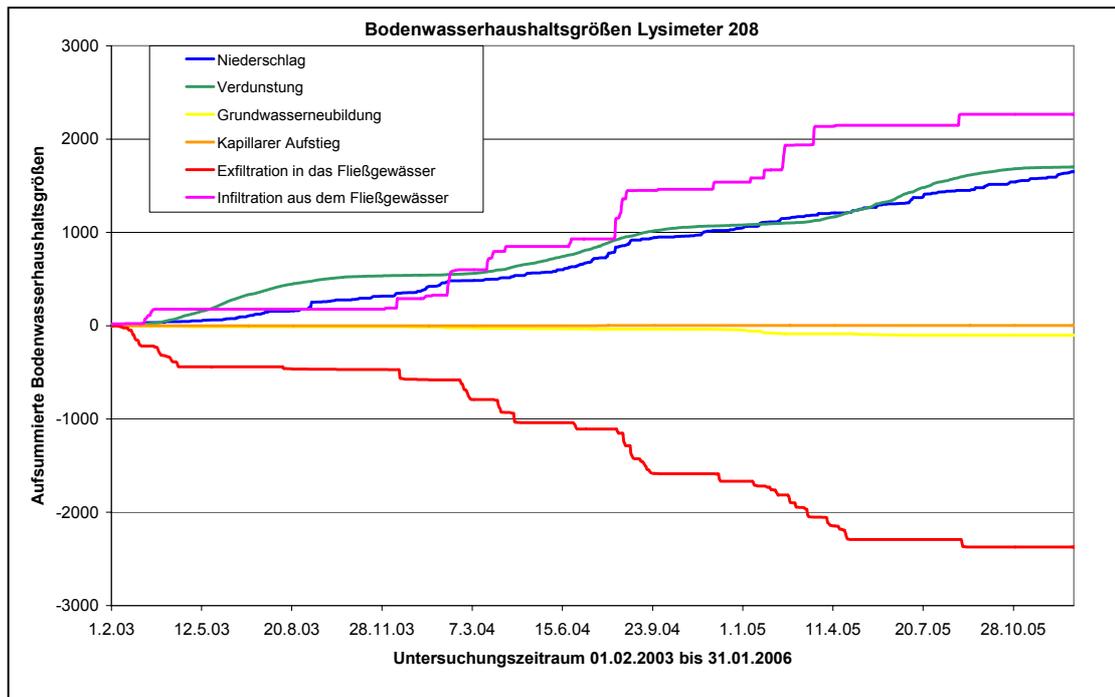


Abb. 47 Verlauf der Bodenwasserhaushaltsgrößen im Lysimeter 208 im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.01.2006

Für die einzelnen Lysimeter konnten folgende Bodenwasserhaushaltsgleichungen als Mittel über die Jahre 2003 bis 2005 aufgestellt werden:

$$P + \text{Pond} = ET + (R_{ab} - R_{zu}) \pm \Delta S$$

Lysimeter 205:

$$522 \text{ mm} + 0 \text{ mm} = 565 \text{ mm} + [(24 \text{ mm} + 346 \text{ mm}) - (6 \text{ mm} + 350 \text{ mm})] - 57 \text{ mm} \quad [\text{Gl. 32}]$$

Lysimeter 206:

$$556 \text{ mm} + 0 \text{ mm} = 531 \text{ mm} + [(43 \text{ mm} + 235 \text{ mm}) - (5 \text{ mm} + 186 \text{ mm})] - 62 \text{ mm} \quad [\text{Gl. 33}]$$

Lysimeter 207:

$$571 \text{ mm} + 0 \text{ mm} = 569 \text{ mm} + [(46 \text{ mm} + 861 \text{ mm}) - (3 \text{ mm} + 813 \text{ mm})] - 89 \text{ mm} \quad [\text{Gl. 34}]$$

Lysimeter 208:

$$559 \text{ mm} + 0 \text{ mm} = 569 \text{ mm} + [(35 \text{ mm} + 794 \text{ mm}) - (2 \text{ mm} + 758 \text{ mm})] - 79 \text{ mm} \quad [\text{Gl. 35}]$$

In allen Lysimetern wurde ein kapillarer Aufstieg von ca. 5 mm/a quantifiziert, die Grundwasserneubildung liegt bei durchschnittlich 40 mm. Dem gegenüber stellen die Grundwasserzu- bzw. -abflüsse, die aus der Interaktion mit dem Fließgewässer resultieren, einen sehr viel größeren Einfluss auf den Bodenwasserhaushalt des einzelnen Lysimeters dar.

Vergleich der Bodenwasserhaushaltsgrößen

Obwohl jeweils zwei Lysimeter mit einem vergleichbaren Boden befüllt sind, reagieren sie auf die äußeren Einflüsse unterschiedlich. Gründe hierfür sind die natürliche Heterogenität des Bodenprofils, eine abweichende Entwicklung der Vegetation, Ausfälle von Bauteilen mit einhergehendem abweichendem Grundwasserflurabstand sowie durch Experimente verursachte unterschiedliche klimatische bzw. bodenhydrologische Bedingungen. Vor diesem Hintergrund ist ein Vergleich des Verlaufes der Bodenwasserhaushaltsgrößen in den einzelnen Lysimetern von Interesse.

Nach dem Verfahren der Differenzierung der Regelungsvorgänge in der Grundwassersteuerung wurden die Werte für Grundwasserzufluss und Grundwasserabfluss aufgetrennt in Grundwasserneubildung und kapillaren Aufstieg sowie Infiltration aus dem Fließgewässer in den Bodenkörper bzw. Exfiltration ins Fließgewässer.

Trägt man die Werte für die aufsummierte **Infiltration** aller vier Lysimeter auf (Abb. 48), ist deutlich zu erkennen, dass die Kurve für die Wörlitzer Lysimeter deutlich über den Werten für die Schönberg Deicher Lysimeter liegt. Für Lysimeter 205 ergaben sich im Schnitt 350 mm/a, für Lysimeter 206 186 mm/a, für Lysimeter 207 813 mm/a und für Lysimeter 208 758 mm/a.

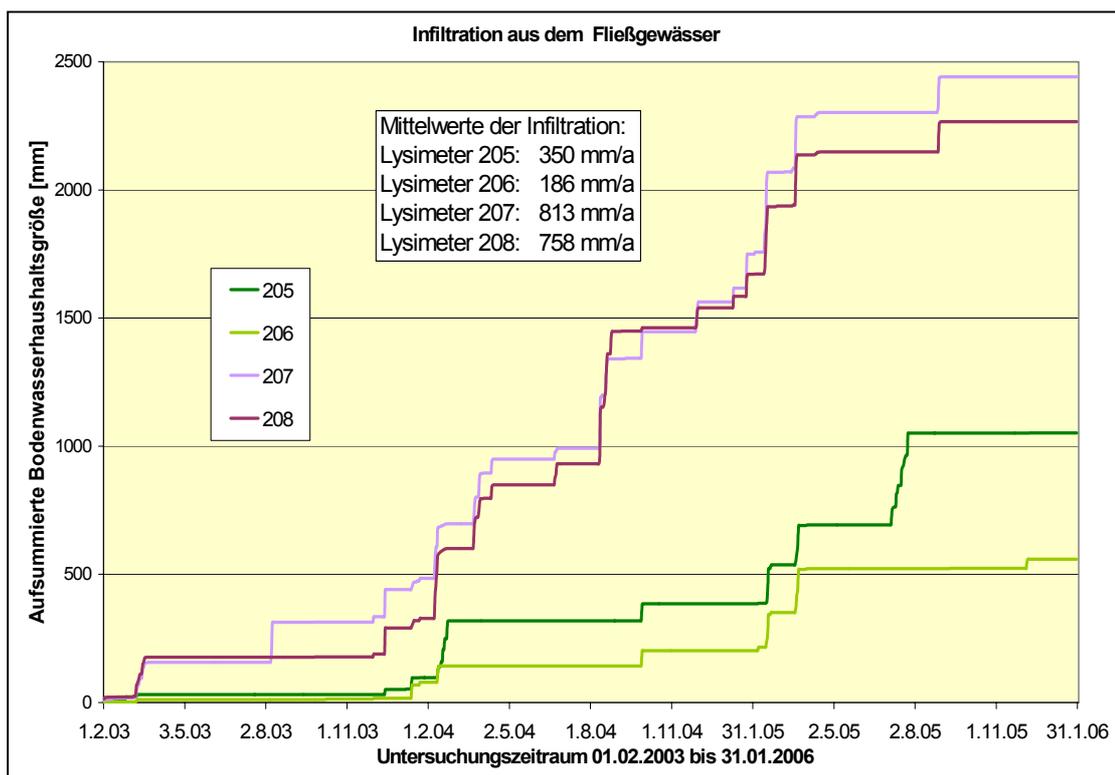


Abb. 48 Verlauf der aufsummierten Infiltration in den einzelnen Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.01.2006

Ähnlich sieht es bei der **Exfiltration** in das Fließgewässer aus (Abb. 49). Hier ergaben sich für Lysimeter 205 346 mm/a, für Lysimeter 206 235 mm/a, für Lysimeter 207 861 mm/a und für Lysimeter 208 794 mm/a.

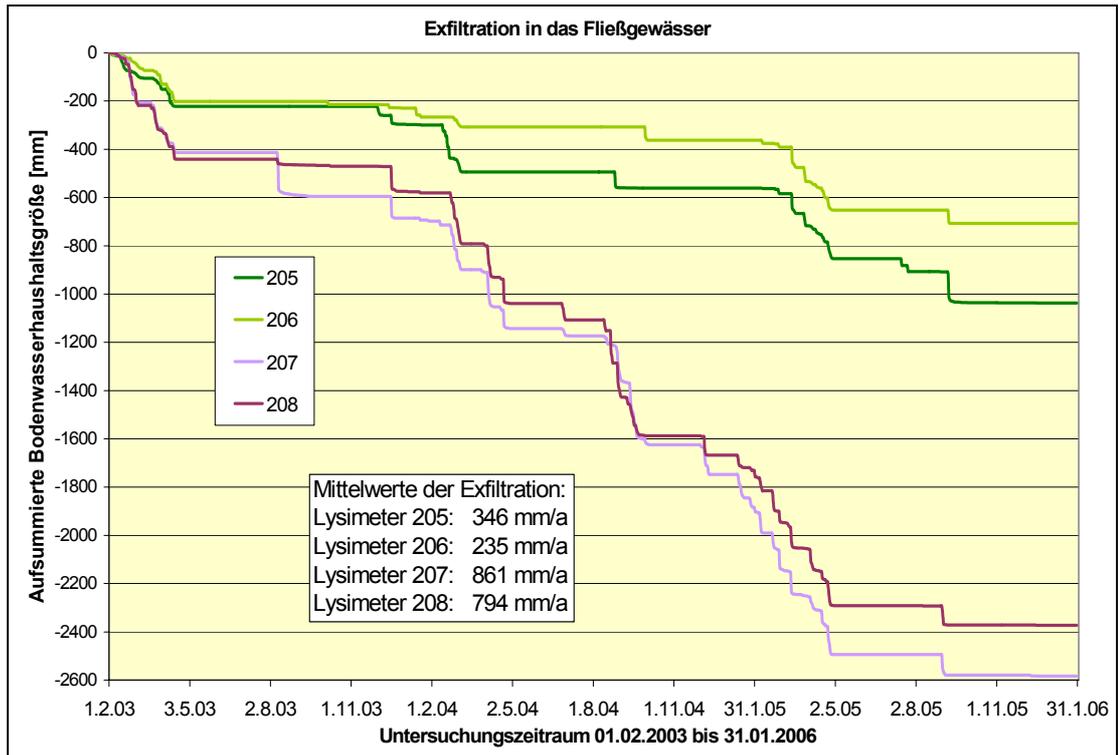


Abb. 49 Verlauf der aufsummierten Exfiltration in den einzelnen Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.01.2006

In der gleichen Art lassen sich die Ergebnisse für die ermittelte **Grundwasserneubildung** auftragen (Abb. 50), wobei die Werte hier zwischen 24 mm/a und 46 mm/a schwanken.

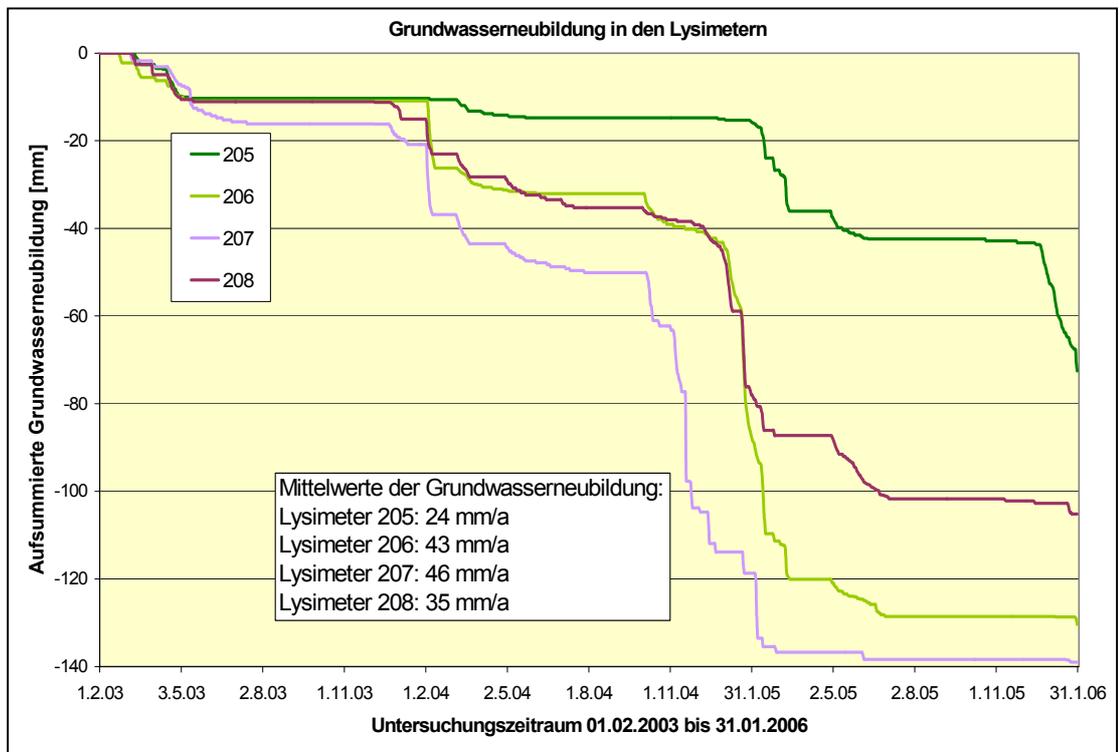


Abb. 50 Verlauf der aufsummierten Grundwasserneubildung in den einzelnen Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.01.2006

Der ermittelte kapillare Aufstieg ist sehr gering (Abb. 51), er bewegte sich zwischen 2 mm/a und 6 mm/a.

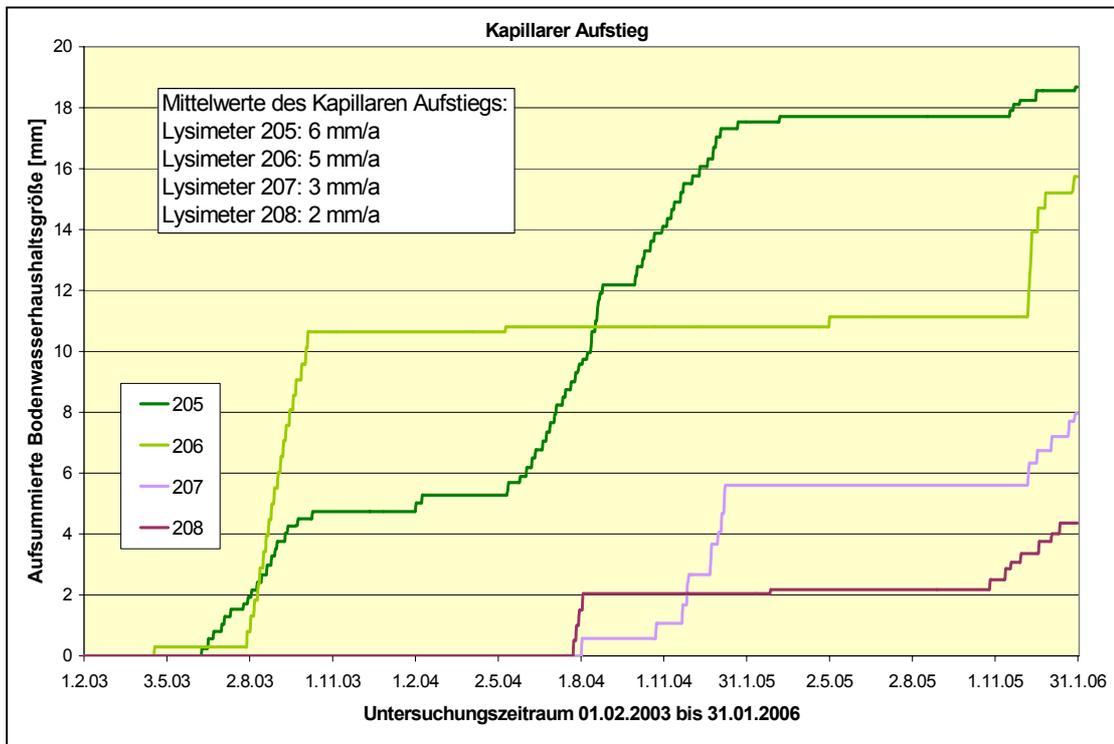


Abb. 51 Verlauf des aufsummierten kapillaren Aufstiegs in den einzelnen Lysimetern im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.01.2006

3.2 Berechnungsverfahren

3.2.1 Evapotranspiration

Die in Kapitel 2.2.1 vorgestellten Berechnungsverfahren wurden auf die von der Klimamessstation in Falkenberg bereit gestellten Daten angewendet. Die Daten wurden für die einzelnen Untersuchungszeiträume aufsummiert und den mit den Lysimetern ermittelten Evapotranspirationshöhen gegenüber gestellt.

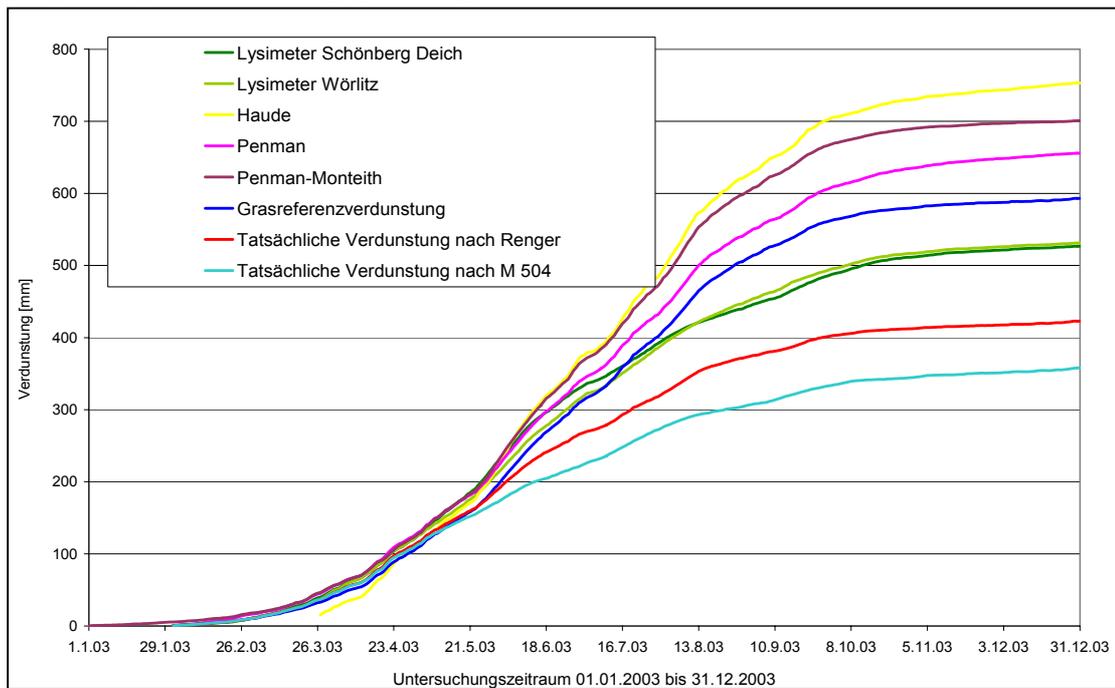


Abb. 52 Evapotranspirationshöhen im Untersuchungszeitraum 01.01.2003 bis 31.12.2003

In Abb. 52 sind die aufsummierten Untersuchungsergebnisse für den Untersuchungszeitraum im Jahr 2003 dargestellt. Das Jahr 2003 war ein sehr trockenes Jahr. Der Verdunstungsanspruch der Atmosphäre, den die Berechnungsansätze der potentiellen Verdunstung repräsentieren, konnte nicht vollständig befriedigt werden, da im Bodenkörper nicht genügend Wasser zur Verfügung stand. Im Zeitraum vom 19.05.03 bis zum 14.12.03 lag der relative volumetrische Bodenwassergehalt unter dem Wert von 50 % der nutzbaren Feldkapazität. Da die Berechnungsansätze der tatsächlichen Verdunstung die speziellen Bodenverhältnisse an Auenstandorten nicht berücksichtigen, wurden die gemessenen Werte unterschätzt.

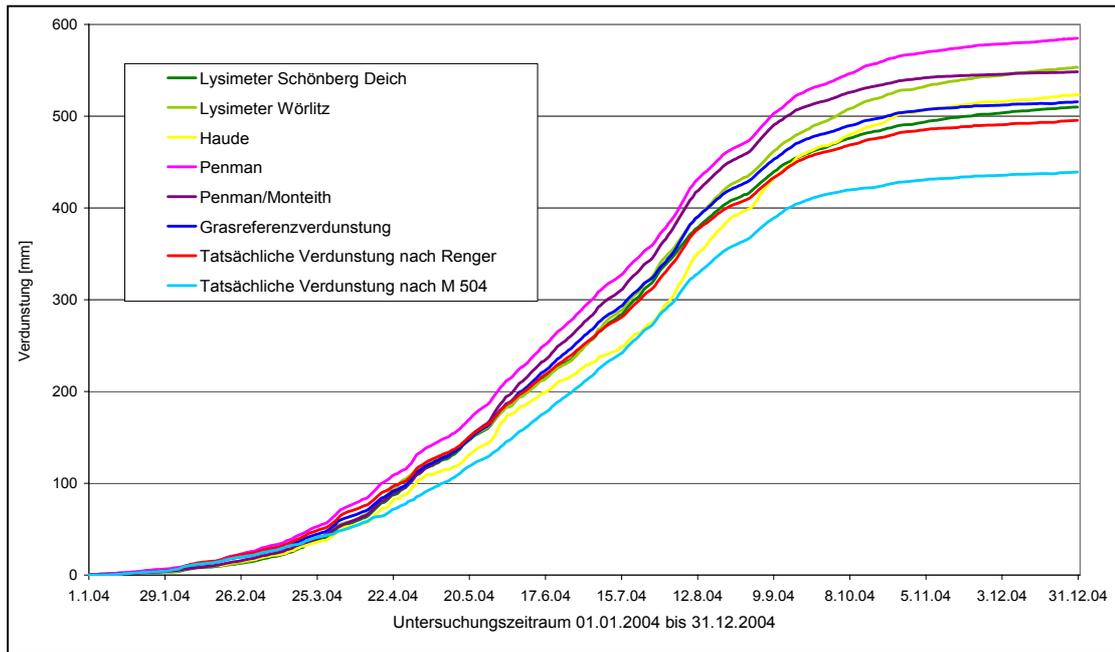


Abb. 53 Evapotranspirationshöhen im Untersuchungszeitraum 01.01.2004 bis 31.12.2004

Im Jahr 2004 wurde mit den Wörlitzer Lysimetern ein Hochwasserexperiment durchgeführt (vgl. Kap. 3.3.3). Durch den Einstau und die damit verbundene optimale Wasserversorgung der Pflanzen nach dem Ende der Überflutungsperiode war eine insgesamt höhere Evapotranspiration zu erwarten als in den Lysimetern Schönberg Deich, in denen kein Grundwassereinfluss in der besonders verdunstungswirksamen Jahreszeit zu verzeichnen war. Der Berechnungsansatz nach PENMAN/MONTEITH konnte die gemessenen Werte bei optimaler Wasserversorgung und damit verbundener Einhaltung der Randbedingungen sehr gut abbilden (Abb. 53).

Im Vergleich mit den Lysimetern Schönberg Deich (Abb. 53) liegen die Kurven der einzelnen Berechnungsmethoden insgesamt sehr nah beieinander. Hier wurden die Randbedingungen für HAUDE, Grasreferenzverdunstung sowie RENGER erfüllt, d. h. es gab keinen Grundwassereinfluss. Über den gesamten Zeitraum wurde der „ausreichende volumetrische Bodenwassergehalt“ eingehalten und auf eine einheitliche Bestandeshöhe geachtet. Im Untersuchungszeitraum herrschten damit keine „typischen Auenverhältnisse“. Andererseits zeigte sich, dass bei konsequenter Einhaltung der Randbedingungen die Standardmethoden die gleichen Ergebnisse erbringen wie das Lysimeter.

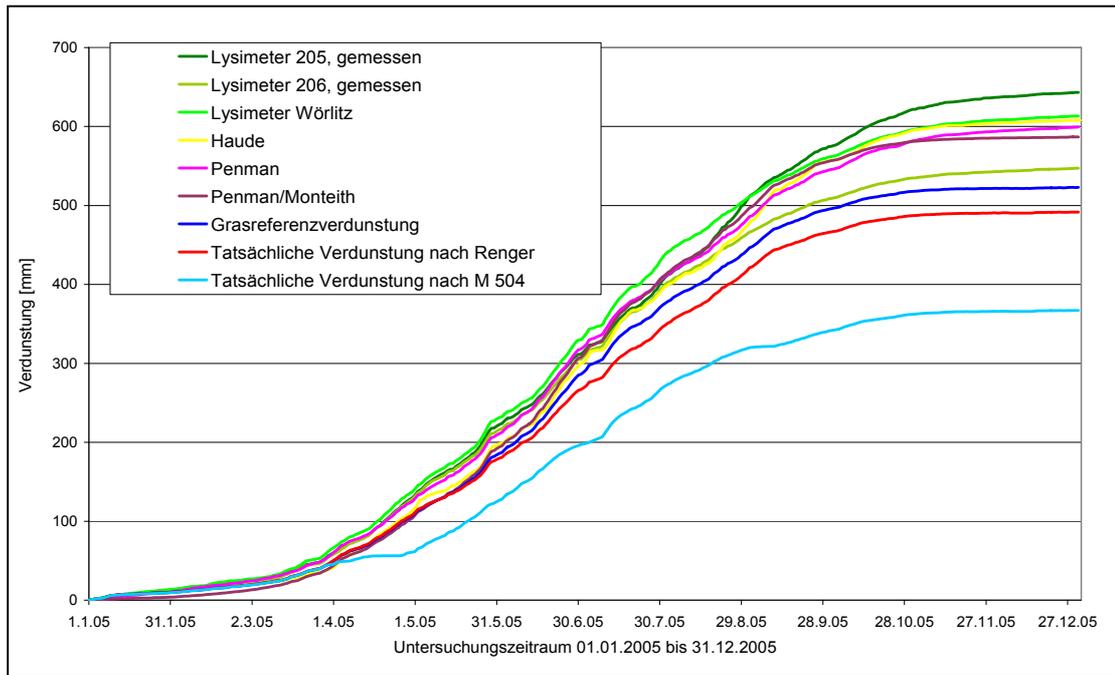


Abb. 54 Evapotranspirationshöhen im Untersuchungszeitraum 01.01.2005 bis 31.12.2005

Im Jahr 2005 (Abb. 54) wurde mit dem Lysimeter 205 im Sommer ein Verdunstungsexperiment durchgeführt (vgl. Kap. 3.3.3), während im Lysimeter 206 der Grundwasserstand unterhalb der Lysimeterunterkante lag. Ab Untersuchungsbeginn Ende Juli zeichnet sich ganz deutlich eine erhöhte Verdunstungstätigkeit im Lysimeter 205 ab, bei ansonsten gleichen klimatischen Bedingungen. Die Ansätze nach HAUDE, PENMAN sowie PENMAN/MONTEITH überschätzen zwar die Verdunstung im Lysimeter 206 erheblich (bedingt durch starke Austrocknung), können aber nicht an die im Lysimeter 205 ermittelte Verdunstung angepasst werden. Mittels Grasreferenzverdunstung kann die im Lysimeter 206 ermittelte Verdunstung gut abgebildet werden. Durch das Verdunstungsexperiment lag die mit dem Lysimeter 205 ermittelte Gesamtverdunstung um 18 % höher als die im Lysimeter 206. Der ausreichende volumetrische Bodenwassergehalt war im Lysimeter 205 an 16 Tagen, im Lysimeter 206 an 60 Tagen nicht gewährleistet. In beiden Lysimetern gab es den gesamten März bzw. April hindurch einen starken Grundwassereinfluss, im Lysimeter 205 noch zusätzlich im Versuchszeitraum, der sich von Ende Juli bis Anfang September erstreckte. In den Wörlitzer Lysimetern gab es vor allem im Frühjahr 2005 einen Grundwassereinfluss, während im Rest des Jahres der volumetrische Bodenwassergehalt im Bereich der nutzbaren Feldkapazität gemessen wurde.

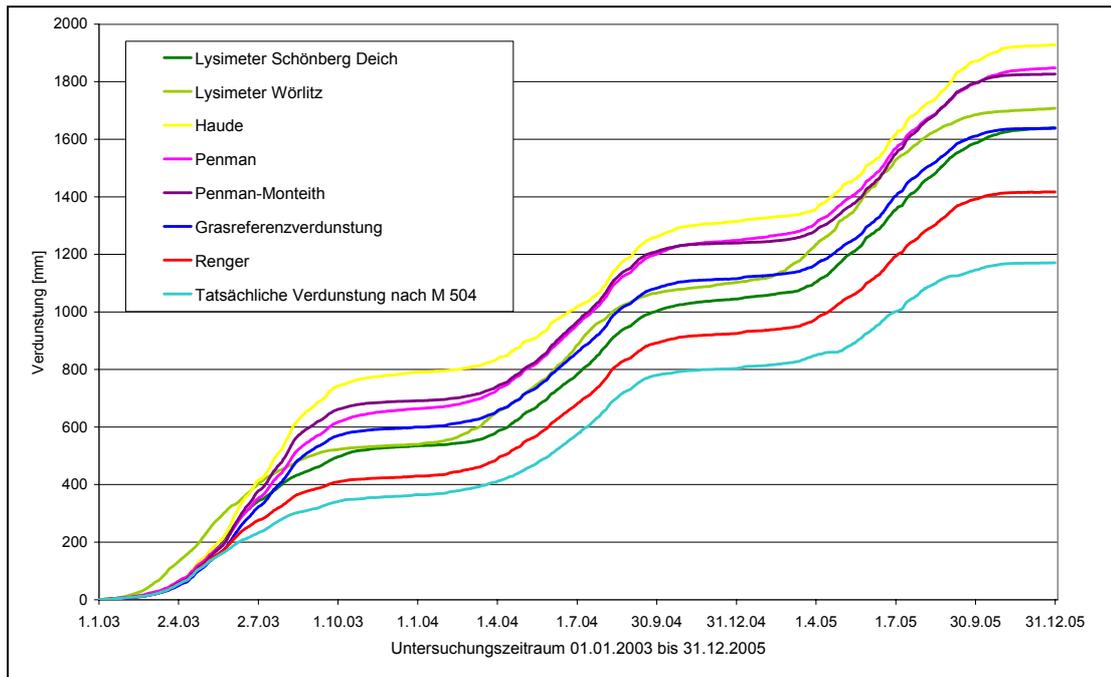


Abb. 55 Evapotranspirationshöhen im Untersuchungszeitraum 01.01.2003 bis 31.12.2005

Für Abbildung 55 wurden die Ergebnisse über den gesamten Untersuchungszeitraum aufsummiert. Deutlich ersichtlich ist, dass die Wörlitzer Lysimeter eine insgesamt sehr viel höhere Evapotranspirationsleistung aufweisen als die Lysimeter aus Schönberg Deich. Das resultiert vor allem aus dem Hochwasser-Versuch im Jahr 2004, aber auch aus einer besseren Speicherung von Bodenwasser im Bodenprofil, wodurch die Verdunstung auch bei geringeren Niederschlägen im Sommer ermöglicht wird.

Im Vergleich zur Gesamt-Verdunstungshöhe der Lysimeter aus Schönberg Deich (Tabelle 9) ergibt sich für den gesamten Untersuchungszeitraum von Anfang 2003 bis Ende 2005 folgendes Bild: die Berechnungsansätze für die potentielle Verdunstung nach HAUDE, PENMAN sowie PENMAN-MONTEITH überschätzen die tatsächlich ermittelte Verdunstung im gesamten Untersuchungszeitraum stark, die Abminderungsverfahren nach RENGER (in DVWK-M 238 (1996)) bzw. ATV-DVWK-M 504 (2002) können die speziellen Verhältnisse, wie sie auf Flussauenstandorten vorzufinden sind, nicht hinreichend genau abbilden. Bildet man den Durchschnitt aller möglichen klimatischen Verhältnisse, also Winterhochwasser, Sommerhochwasser, lang andauernde Austrocknung über beide Lysimeter, kann mit dem Ansatz der Grasreferenzverdunstung die Evapotranspiration der Flussauenstandorte relativ gut berechnet werden.

Der Vergleich mit den Wörlitzer Lysimetern (Tabelle 9), vor allem im Hinblick auf die lang andauernde Überschwemmung im Jahr 2004, zeigt deutlich, dass die Berechnungsansätze nur mit Modifikationen auf diese Böden anwendbar sind. Im Regelwerk nicht vorgesehen sind z. B. Überschwemmungsperioden, wie sie in Flussauen auch im Sommer typisch sind. Hier findet eine Verdunstung von der freien Wasseroberfläche statt, die in modifizierten Berechnungsansätzen zu berücksichtigen ist.

Tabelle 9 Vergleich der messtechnisch ermittelten mit den berechneten Verdunstungshöhen

Berechnungs-/ Messverfahren	Summe der Verdunstungshöhe vom 01.01.2003 bis 31.12.2005 [mm]	Prozent, bezogen auf Lysimeter Schönberg Deich	Prozent, bezogen auf Lysimeter Wörlitz
Lysimeter 205	1.692	103	99
Lysimeter 206	1.588	97	93
Lysimeter Schönberg Deich (Durchschnitt aus Lys. 205 und 206)	1.639	100	96
Lysimeter 207	1.709	104	100
Lysimeter 208	1.707	104	100
Lysimeter Wörlitz (Durchschnitt aus Lys. 207 und 208)	1.708	104	100
HAUDE	1.923	117	113
PENMAN	1.848	113	108
PENMAN-MONTEITH	1.826	111	107
Grasreferenzverdunstung	1.638	100	96
RENGER	1.417	86	83
Tatsächliche Verdunstung nach ATV-DVWK-M 504	1.171	71	69

Insgesamt lässt sich jedoch feststellen, dass bei einer mittleren Evapotranspiration von 546 mm (Lysimeter Schönberg Deich) bzw. 569 mm (Lysimeter Wörlitz) lediglich die mittlere Grasreferenzverdunstung von 546 mm innerhalb der tolerierbaren Grenze von 5 % Abweichung nach oben bzw. unten liegt.

3.2.2 Grundwasserneubildung

3.2.2.1 Bestimmung nach DIN 4049, Teil 1

In die Gleichung 10 aus Kapitel 2.2.2.1 werden die mit dem Lysimeter gemessenen und über die beiden Wiederholungen sowie die drei Untersuchungsjahre gemittelten Größen eingesetzt. Niederschläge, die mit Lysimetern gemessen wurden, sind bereits als „korrigierte Niederschläge“ anzusehen. Da sie bodengleich sind, der Niederschlag über eine relativ große und homogene Oberfläche verteilt ist sowie zum Zeitpunkt des Auftreffens des einzelnen Tropfens erfasst wird, können die Verluste als relativ gering angesehen werden. Mit den Lysimetern kann, wie nachgewiesen, die tatsächliche Evapotranspiration relativ genau ausgewiesen werden. Der Direktabfluss ist auf ebenen Flussauenstandorten als vernachlässigbar einzustufen.

Schönberg Deich: $-9 \text{ mm} = 539 \text{ mm} - (548 \text{ mm} - 0 \text{ mm})$ [Gl. 36]

Wörlitz: $-4 \text{ mm} = 565 \text{ mm} - (569 \text{ mm} - 0 \text{ mm})$ [Gl. 36]

Wie bereits in den Jahresbilanzen gezeigt, sind die über den gesamten Untersuchungszeitraum gemittelten Größen für Niederschlag und tatsächliche Evapotranspiration ungefähr gleich groß. Mit den vorliegenden Daten ergibt sich bei einem durchschnittlichen Niederschlag von 539 mm bzw. 565 mm abzüglich der Verdunstung von 548 mm bzw. 569 mm eine ZEHRUNG von -9 bzw. -4 mm. Das heißt, laut dieser Berechnungsmethode ist die klimatische Wasserbilanz negativ, es gibt KEINE Grundwasserneubildung.

Gemäß Definition wird als Grundwasserneubildung der Zugang von infiltriertem Wasser zum Grundwasser bezeichnet. Dies kann einerseits durch Zusickerung von Niederschlagswasser, andererseits als Zugang von infiltriertem oberirdischen Wasser geschehen. Dieser Zugang von infiltriertem oberirdischen Wasser wird mit der vorliegenden Berechnungsmethode jedoch nicht erfasst.

3.2.2.2 Bestimmung nach dem TUB-BGR-Verfahren

Kapillarer Aufstieg

Laut Berechnung in Tabelle 10 nach Gleichung 11 in Kapitel 2.2.2.2 ergibt sich als maximaler kapillarer Aufstieg in Schönberg Deich 33 mm/a, in Wörlitz 48 mm/a (Tabelle 11).

Tabelle 10 Ermittlung der maximalen kapillaren Aufstiegsrate am Messplatz Schönberg Deich

z_a [dm]	Bodenart	t_a [d]	KR [mm/d]	KA_{max} [mm]
1-2	Lms3	7	5	35
3	mSfs	2	5	10
4	mSfs	3	5	15
5	mSfs	6	3	18
6	mSfs	5	1,2	6
7	mSfs	4	0,5	2
8	mSfs	10	0,2	2
9	Ufs	5	2	10
10	Ufs	0	2,5	0
11-12	fSms	40	0	0
Summe				98
$KA_{max}/Jahr$				33

Tabelle 11 Ermittlung der maximalen kapillaren Aufstiegsrate am Messplatz Wörlitz

z_a [dm]	Bodenart	t_a [d]	KR [mm/d]	KA_{max} [mm]
1	mS	4	5	20
2	Tu3	4	5	20
3	mSfs	10	5	50
4	mSfs	4	5	20
5	Ls4	8	2,5	20
6	Ls4	9	1	9
7	mSgs	11	0,2	2
8	mSgs	18	0,2	4
9	mSgs	21	0	0
10	mSgs	10	0	0
11-12	mSgs	47	0	0
Summe				145
$KA_{max}/Jahr$				48

Mit den vorliegenden Daten ergibt sich aus der Berechnung nach Gleichung 12 (Kapitel 2.2.2.2) für KA_{kli} ein Wert von 270 mm/Jahr. Da dies den maximal möglichen kapillaren Aufstieg übersteigt, ist dieser Wert hier nicht maßgeblich. Somit ist $KA = KA_{max}$ und es wird mit $KA = 33$ mm/a bzw. 48 mm/a gerechnet.

Nutzbare Feldkapazität und pflanzenverfügbare Wassermenge

Aus den vorhandenen Bodendaten für die Messplätze wurde die nutzbare Feldkapazität in der durchwurzelten Bodenzone (1 m tief) ermittelt. Für den Messplatz Schönberg Deich ergab sich eine nutzbare Feldkapazität von 187 mm (Tab. 12), für den Messplatz Wörlitz wurden 237 mm errechnet (Tab. 13).

Tabelle 12 Ermittlung der nutzbaren Feldkapazität in der durchwurzelten Bodenzone am Messplatz Schönberg Deich

Schicht-Nr.	Schichtdicke [mm]	FK	PWP	nFK [mm]
1	200	0,52	0,26	51
2	300	0,40	0,19	62
3	400	0,35	0,20	58
4	100	0,23	0,06	17
Gesamt				187

Tabelle 13 Ermittlung der nutzbaren Feldkapazität in der durchwurzelten Bodenzone am Messplatz Wörlitz

Schicht-Nr.	Schichtdicke [mm]	FK	PWP	nFK [mm]
1	90	0,38	0,096	26
2	230	0,498	0,234	61
3	530	0,468	0,229	127
4	150	0,43	0,271	24
Gesamt				237

Nach Gleichung 13 in Kapitel 2.2.2.2 wurde die pflanzenverfügbare Wassermenge wie folgt ermittelt:

$$\text{für Schönberg Deich: } WV_{\text{pfl}} = 187 \text{ mm} + 33 \text{ mm} + 315 \text{ mm} = \mathbf{535 \text{ mm}}$$

$$\text{für Wörlitz: } WV_{\text{pfl}} = 237 \text{ mm} + 48 \text{ mm} + 315 \text{ mm} = \mathbf{600 \text{ mm}}$$

Mittlere jährliche Sickerwasserrate

Nach Gleichung 14 in Kapitel 2.2.2.2 wurde die mittlere jährliche Sickerwasserrate errechnet (Tab. 14 und 15).

Tabelle 14 Ermittlung der mittleren jährlichen Sickerwasserrate am Messplatz Schönberg Deich

N_{jkorr} [mm]	ET_{potFAO} [mm]	WV_{pfl} [mm]	SWR_j [mm]
552	546	535	23

Tabelle 15 Ermittlung der mittleren jährlichen Sickerwasserrate am Messplatz Wörlitz

N_{jkorr} [mm]	ET_{potFAO} [mm]	WV_{pfl} [mm]	SWR_j [mm]
552	546	600	-25

Während für den Standort Schönberg Deich eine durchaus verwendbare Grundwasserneubildungsrate in Höhe von 23 mm/a ermittelt wurde, lag diese in Wörlitz mit einer Zehrung von - 25 mm außerhalb des mit den Lysimetern ermittelten Bereiches. In Wörlitz sind sowohl nutzbare Feldkapazität als auch der kapillare Aufstieg größer. Daher entsteht eine sehr viel größere pflanzenverfügbare Wassermenge, die in die Formel für die Errechnung der Sickerwassermenge logarithmisch eingeht.

3.3 Modellierung mit HYDRUS-1D

3.3.1 Parametrisierung

In den vorangegangenen Kapiteln konnte nachgewiesen werden, dass die konventionellen Methoden nicht geeignet sind, Evapotranspiration und Grundwasserneubildung auf Flussauenstandorten genau zu quantifizieren. Diese Parameter sind jedoch wesentliche Eingangsgrößen für die Bilanzierung von Stoffverlagerungsprozessen auf Flussauenstandorten. Daher ist eine Modellierung des Bodenwasserhaushaltes unabdingbar.

Die Parametrisierung des Modells erfolgte „invers“, d.h. mit der vorhandenen Datengrundlage wurden die Parameter so lange verändert, bis die Modellergebnisse, die sich auf die Summe aus tatsächlicher Transpiration und Evaporation sowie Zu- und Abflüsse über die Unterkante des betrachteten Bodenausschnittes (Lysimeterunterkante) beziehen, die mit dem Lysimeter gemessenen Flüsse mit ausreichender Genauigkeit abbilden.

Hierzu wurde für jeden untersuchten Bodentyp ein Lysimeter ausgewählt, für welches die Parametrisierung erfolgte. Für den Herkunftsstandort Schönberg Deich war dies das Lysimeter 206, für den Standort Wörlitz wurden Daten des Lysimeters 207 verwendet. Die Parameter des ersten Arbeitsschrittes wurden für einen Zeitraum von 700 Tagen (01.02.2003 bis 31.12.2004) ermittelt. Im gewählten Zeitraum treten die Extrema „vollständige Sättigung“ wie auch „totale Austrocknung“ des Bodenkörpers auf, wodurch die Voraussetzungen für eine umfassende Modellierung mit einem aussagekräftigen Parametersatz auch für andere Zeiträume erfüllt sind. Die so gewonnenen Parametersätze wurden jeweils auf den Zeitraum 01.01.2005 bis 31.12.2005 angewendet, um eine Übertragbarkeit auf andere klimatische und bodenhydrologische Randbedingungen zu überprüfen. Anschließend wurde mit den Parametersätzen die jeweilige Wiederholung des Lysimeterbodentypes modelliert.

Die bestimmenden Prozesse für den ausgewählten Zeitraum und Bodenausschnitt (Bodenmonolith im Lysimeter) sind **Wasserfluss und Wurzelwasseraufnahme**. Auf Grund fehlender Datenlage konnten der Stofftransport sowie Schneehydrologie nicht modelliert werden. Für die vorliegende Fragestellung interessierten Wärme- sowie CO₂-Transport nicht. Es wird bei der vorliegenden Vegetation nicht von Wurzelwachstum ausgegangen.

Das Lysimeter ist von der Geländeoberkante bis in eine Tiefe von 175 cm monolithisch mit Boden vom Flussauenstandort befüllt. Darunter befindet sich eine Filterschicht von 25 cm, die mit dem Modell nicht berücksichtigt wurde. Zum einen kann die Lagerungsdichte nur sehr grob abgeschätzt werden, zum anderen ist das Verhalten der Filterschicht für die Vorgänge an

einem Flussauenstandort von eher geringem Interesse. Die einzelnen Horizonte wurden wie in der bodenkundlichen Kartierung protokolliert, aufgenommen. Für die Modellierung ist eine Diskretisierung der Bodenschichten erforderlich, hier wurde mit einem Knotenabstand von 2,5 cm gerechnet.

Die **Pedotransferfunktionen** wurden nach dem Modell von VAN GENUCHTEN/MUALEM ((1980), in ŠIMŮNEK et al. (2005)) bestimmt. Hysterese wurde auf Grund fehlender Daten nicht einbezogen. Bei der Entnahme der Lysimeter wurden vor Ort Stechzylinderproben entnommen. Mit diesen wurde über ein Verdunstungsexperiment versucht, die notwendigen VAN-GENUCHTEN-Parameter zur Verfügung zu stellen. Die Ergebnisse dieses Experimentes sowie verschiedene Publikationen (ABBASPOUR et al., 1999; INES und DROOGERS, 2002; SONNLEITNER et al., 2003 u.a.) legen die Vermutung nahe, dass eine Bestimmung der Pedotransferfunktionen mit dieser Methode keine ausreichend aussagekräftigen Parametersätze ergibt.

In HYDRUS-1D besteht die Möglichkeit, über Neural Network Prediction das eingebundene Programm ROSETTA DLL (Rosetta Lite Version 1.1, Marcel Schaap, George E. Brown Jr. Salinity Laboratory and UC Riverside, Department of Environmental Sciences, 1999) zur Bestimmung der VAN-GENUCHTEN-Parameter zu verwenden. Eingangsdaten sind entweder Bodenart oder der Anteil von Ton, Schluff und Sand in einem Horizont. Ergänzend können Daten über Lagerungsdichte sowie den Bodenwassergehalt bei 33 kPa bzw. 1500 kPa einfließen. Da die Daten für den Bodenwassergehalt bei Saugspannungen von 33 kPa bzw. 1.500 kPa ebenfalls unter Laborbedingungen an Stechzylindern ermittelt wurden, wurde hier auf eine Berücksichtigung verzichtet.

Im Verlauf der Modellierung stellte sich heraus, dass die Pedotransferfunktionen die ausschlaggebenden Parameter zur Anpassung des Modells an die gemessenen Lysimeterdaten sind. Die Variation im Zuge der inversen Parameteroptimierung erfolgte empirisch. Unterschiedlich ausgeprägte Heterogenitäten im Bodenprofil sowie eine gewisse Methodenabhängigkeit bei der Erstellung von Korngrößenanalysen erlauben eine Variation der Volumenanteile von Ton, Schluff und Sand in den Grenzen von $\pm 5\%$. Die in Tabelle 1 bzw. Tabelle 2 für die beiden Flussauenstandorte angegebenen Korngrößenverteilungen wurden als Eingangsparameter im Programm ROSETTA DLL in kleinen Schritten so lange variiert, bis eine optimale Anpassung der Modellierungsergebnisse erreicht war.

Als **obere Randbedingung** wurde eine zeitlich variable Atmosphärenrandbedingung ohne Oberflächenabfluss gewählt. Ein Oberflächenabfluss ist im vorliegenden Lysimeterexperiment nicht möglich. In der Natur treten in der relativ ebenen Flussaue kaum Oberflächenabflüsse auf. Es werden tägliche Werte für Niederschlag, potentielle Evaporation und potentielle Transpiration (berechnet mit dem Ansatz nach PENMAN-MONTEITH, vgl. Kap. 2.2.1.2) sowie Grundwasserflurabstand, soweit vorhanden, eingegeben.

Im Jahresverlauf können im Lysimeterexperiment, angelehnt an die Grundwasserflurabstände in der Flussaue sowohl variable Grundwasserflurabstände als auch ein Grundwasserflurabstand, der sich unterhalb des Lysimeterbodens befindet und damit den

kapillaren Aufstieg verhindert, auftreten. Damit sind zum einen veränderliche Druckzustände, zum anderen ein Abfluss aus dem Lysimeter, anzunehmen. Diese beiden Zustände können nicht mit einer **unteren Randbedingung** zusammengefasst werden, so dass das Modell in zwei Parametersätze aufgeteilt wurde.

In den Zeiten, in denen der Grundwasserflurabstand veränderlich ist, gilt die untere Randbedingung „variable pressure head“. In den Perioden, in denen sich der Grundwasserflurabstand unterhalb des Lysimeterbodens befindet, gilt die typische Lysimeter-Randbedingung „seepage face“. Die einzelnen Perioden wurden mit ihren tagesveränderlichen Daten gerechnet und anschließend wurden die Ergebnisse zusammengeführt.

Als **Anfangsbedingung** wurde der volumetrische Wassergehalt gewählt. Da zum Beginn der Modellierungsperiode ein Grundwasserflurabstand nahe Geländeoberkante gemessen wurde, war die Bestimmung der Anfangswassergehalte (entsprechen jeweils dem Sättigungswassergehalt) relativ sicher. Auf vorhandene TDR-Werte konnte dabei ebenfalls zurückgegriffen werden.

Die Wurzelwasseraufnahme wurde mit dem Modell nach FEDDES (zit. in ŠIMŮNEK et al. (2005)) berechnet. Die FEDDES-Parameter sind dabei:

$$P_0 = -10 \text{ hPa}$$

$$P_{0\text{opt}} = -25 \text{ hPa}$$

$$P_{2\text{high}} = -300 \text{ hPa}$$

$$P_{2\text{low}} = -1.000 \text{ hPa}$$

$$P_3 = -8.000 \text{ hPa}$$

Die Durchwurzelungstiefe wurde einheitlich mit 1 Meter angenommen, wobei die Wurzelverteilung linear mit der Tiefe abnimmt.

3.2.2 Wasserhaushalt

3.3.2.1 Schönberg Deich

Die inverse Parameterbestimmung für die Lysimeter, die mit Boden vom Flussauenstandort Schönberg Deich monolithisch befüllt sind, erfolgte mit dem Lysimeter 206 im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.12.2004. Dafür wurden die in Tabelle 16 dargestellten Pedotransferfunktionen ermittelt. Anschließend wurden diese Parameter eingesetzt, um die Gültigkeit für beide Lysimeter sowie für verschiedene Untersuchungszeiträume zu ermitteln.

Tabelle 16 Pedotransferfunktionen für die Lysimeter Schönberg Deich (205 und 206)

Schicht-Nr.	Qr	Qs	Alpha	n	Ks
	[-]	[-]	[1/cm]	[-]	[cm/d]
1	0,0643	0,52	0,04715	1,33	134
2	0,058	0,376	0,011	1,48	9
3	0,062	0,398	0,01	1,53	13
4	0,0537	0,3765	0,032	2,2584	230,36
5	0,0621	0,4151	0,0186	1,3045	10
6	0,0537	0,3795	0,0308	4,1752	1163,28
7	0,0413	0,3875	0,0258	1,4045	36,88

Durch einen Vergleich der Summenkurven für Evapotranspiration und Grundwasserzu- und -abflüsse über die Lysimeterunterkante wurde die Güte der Modellierung überprüft. Dabei wurde eine weitestgehende Annäherung angestrebt. Bis auf einzelne Grundwasserflüsse, die auf eine fehlerhafte Funktionsweise des Lysimeters zurückzuführen sind, durch die Kontrolle im Vergleich mit anderen Lysimetern jedoch genau quantifiziert werden konnten, wurde die angestrebte Genauigkeit recht gut eingehalten.

Der Datenbereich ist relativ umfassend, so dass von einer guten Beschreibung des Problems ausgegangen werden kann. Unter Berücksichtigung der „Equifinality thesis“ (BEVEN, 2006) kann man jedoch nicht von dem einen gültigen Parametersatz ausgehen, es wird daneben noch ähnliche Parametersätze geben, die gleich gute Modellierungsergebnisse erbringen. Equifinality bedeutet, dass verschiedene Ausgangsbedingungen zu ähnlichen Effekten führen.

Lysimeter 205

In Abbildung 56 sind Modellierungsergebnisse für das Lysimeter 205 aufgetragen. Der vorgestellte Untersuchungszeitraum erstreckte sich über 700 Tage, vom 01.02.2003 bis 31.12.2004. Im unteren Teil sieht man den Verlauf des Grundwasserflurabstandes unter Gelände. Die meiste Zeit befand sich der Wasserstand außerhalb des untersuchten Bodenkörpers. Im oberen Teil sind die Bodenwasserhaushaltsgrößen (in mm) enthalten. Dabei wurden die gemessenen Reihen für Niederschlag, Verdunstung und Bilanzierung der Verdunstung aus HYDRUS-1D sowie der Bilanz für Grundwasserzu- und -abflüsse aus

HYDRUS-1D gegenübergestellt. Mit den eingesetzten Parametern konnte eine relativ gute Anpassung erreicht werden.

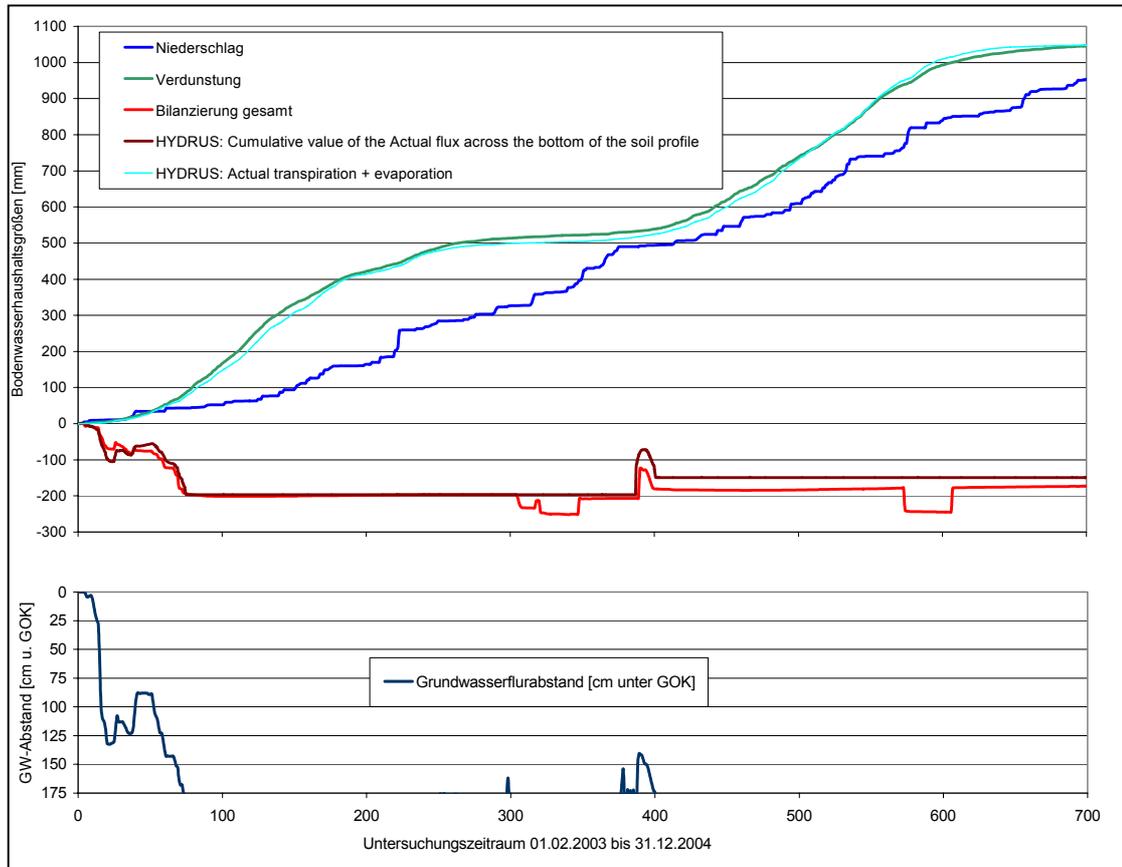


Abb. 56 Modellierungsergebnisse für das Lysimeter 205 im Untersuchungszeitraum vom 01.02.2003 bis 31.12.2004

Die gemessenen und die modellierten Datensätze wurden nach dem Verfahren von NASH und SUTCLIFFE (1970) miteinander verglichen (vgl. Gl. 25). Dabei wurde für den Abfluss ein Effizienzkoeffizient E von $-0,288$ ermittelt, da das Effizienzkriterium relativ stark auf Spitzen reagiert und im Modell die technischen Probleme mit der Grundwassersteuerung im Dezember 2003 bzw. August 2004 nicht abgebildet werden konnten. Für die Simulation der Verdunstung ergab sich ein E von $0,506$, was einer guten Anpassung entspricht.

Im Lysimeter 205 wurde im Juli/August/September 2005 ein Verdunstungsexperiment durchgeführt (siehe Kap. 3.1.3.3). Während des Versuches stellte sich ein Defekt in der Grundwassersteuerung ein, so dass der Hahn zwischen Ausgleichsgefäß und Lysimeter geschlossen werden musste. Damit war kein kapillarer Aufstieg möglich, der zum Erhalt des eingestellten Wasserstandes eigentlich notwendig gewesen wäre. Dieser Fall ließ sich mit dem Modell nicht nachbilden, so dass die Kurven für Grundwasserzu- und -abfluss (Abb. 57) erheblich abweichen.

Defizite gab es außerdem in der Modellierung der Evapotranspiration. Allerdings glich sich zum Ende des Untersuchungszeitraums die Summe der errechneten Evapotranspiration wieder aus. Zum Jahresende gab es bei einem Grundwasserflurabstand außerhalb des Lysimeterkörpers Grundwasserneubildung. Diese konnte sowohl im Lysimeterexperiment als

auch mit dem Modell beobachtet werden. Der Effizienzkoeffizient für den Grundwasserzu- und -abfluss betrug 0,317, der Effizienzkoeffizient für die Verdunstung lag bei 0,459. Dies entspricht jeweils einer akzeptablen Anpassung.

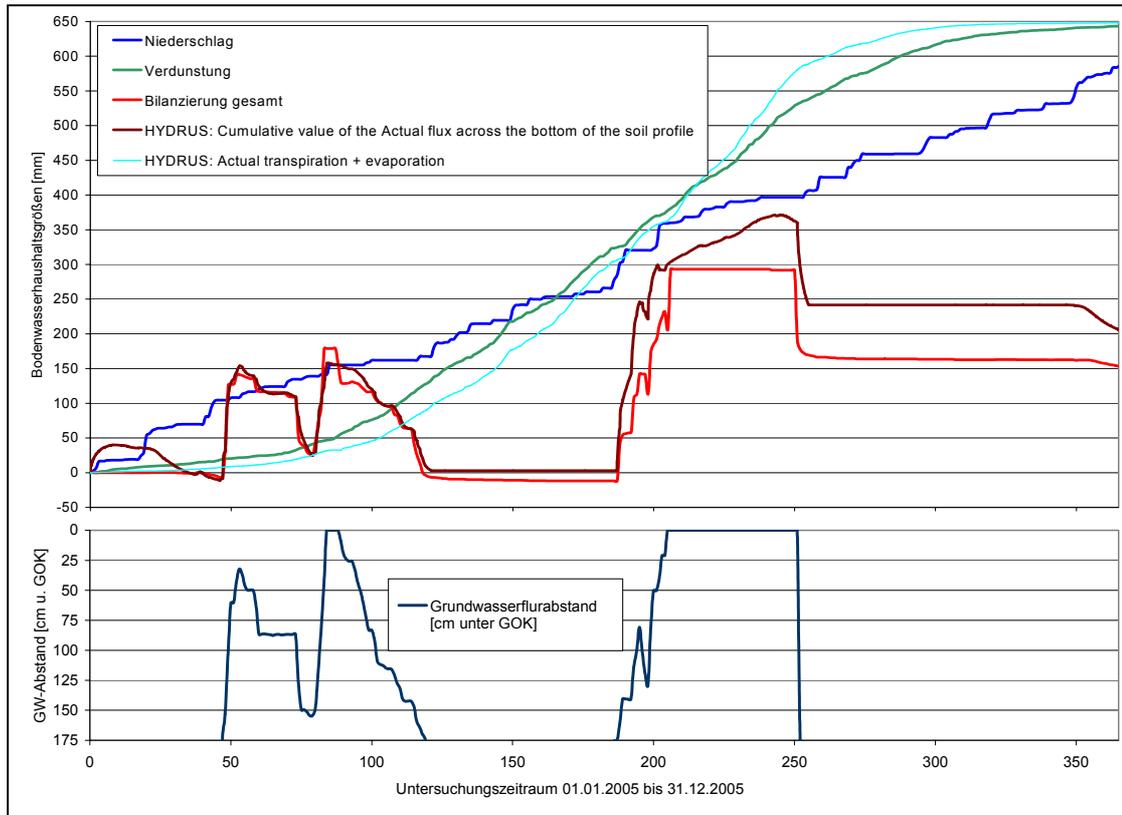


Abb. 57 Modellierungsergebnisse für das Lysimeter 205 im Untersuchungszeitraum vom 01.01.2005 bis 31.12.2005

Lysimeter 206

Der Untersuchungszeitraum erstreckte sich über 700 Tage (Abb. 58), vom 01.02.2003 bis 31.12.2004. Nur an 98 Tagen befand sich der Wasserstand innerhalb des untersuchten Bodenkörpers. Mit den eingesetzten Parametern konnte eine relativ gute Anpassung erreicht werden. Kleinere Defekte in der Grundwassersteuerung (Tag 610 im Untersuchungszeitraum) wurden im Modell nicht erfasst. Im ersten Teil des Untersuchungszeitraums wurde die Evapotranspiration eher unterschätzt (2003 war ein sehr heißes, trockenes Jahr). Dagegen wurde sie im zweiten Teil überschätzt, so dass sich zum Ende des Untersuchungszeitraums die gleiche Summe, wie bereits mit dem Lysimeter gemessen, ergibt.

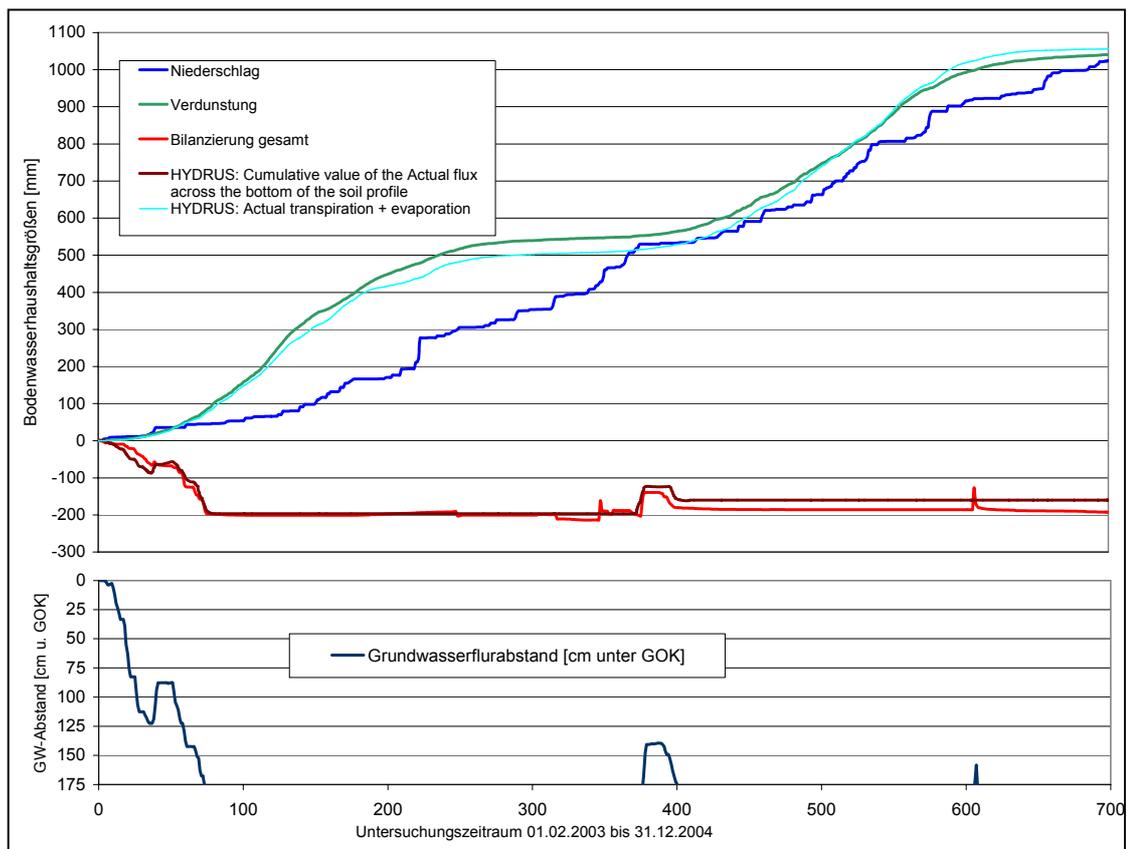


Abb. 58 Modellierungsergebnisse für das Lysimeter 206 im Untersuchungszeitraum vom 01.02.2003 bis 31.12.2004

Der Effizienzkoeffizient E nach NASH und SUTCLIFFE betrug für den Grundwasserzu- und -abfluss im Untersuchungszeitraum 0,047, für die Evapotranspiration konnte E mit 0,608 ermittelt werden.

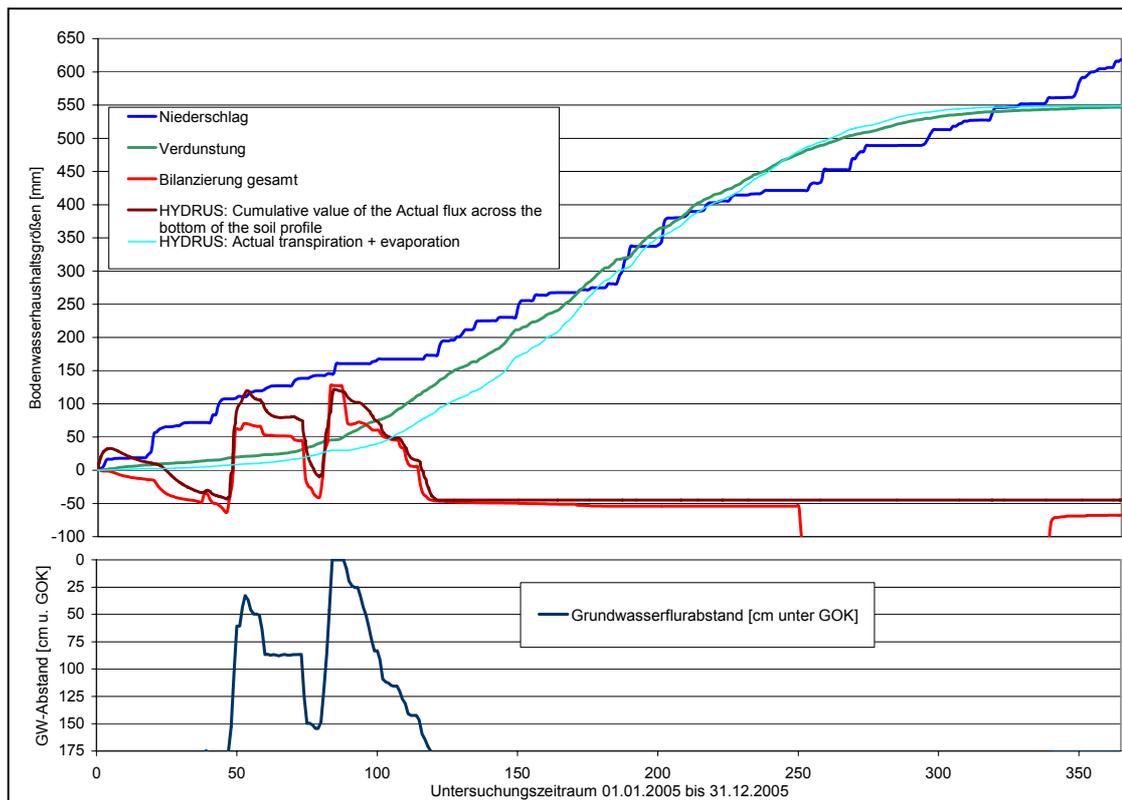


Abb. 59 Modellierungsergebnisse für das Lysimeter 206 im Untersuchungszeitraum vom 01.01.2005 bis 31.12.2005

Abbildung 59 zeigt die Modellierungsergebnisse für das gleiche Lysimeter im Jahr 2005. Die Anpassung ist ähnlich gut, wobei es im Grundwasserbilanzierungsbereich Defizite gibt. Hier war ab August des Jahres die Grundwassersteuerung für dieses Lysimeter defekt, das ließ sich im Modell nicht nachbilden. Im Modell wurde ein gleich bleibender Grundwasserflurabstand außerhalb des Lysimeters angenommen. Der Effizienzkoeffizient E für den Grundwasserzu- und -abfluss konnte mit 0,438 ermittelt werden, für die Evapotranspiration betrug $E = 0,315$.

Messplatz Schönberg Deich

Mit den Parametern, wie sie für die Lysimeter ermittelt wurden, wurde eine Modellierung mit den Daten des korrespondierenden Messplatzes Schönberg Deich durchgeführt. Dazu wurden mit den am Messplatz erhobenen Werten für Vegetation, Temperatur, Windgeschwindigkeit und Luftfeuchtigkeit sowie den Daten zu Sonnenstunden und Globalstrahlung, die von der Deutschen-Wetterstation Seehausen zur Verfügung gestellt wurden, mit Hilfe der PENMAN-MONTEITH-Gleichung Transpiration und Evaporation berechnet. Die Grundwasserflurabstände sowie Niederschlagsdaten standen vom Messplatz ebenfalls zur Verfügung. Bis auf die Tageswerte der oberen Randbedingung wurden alle invers ermittelten Parameter beibehalten.

Für den Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.12.2005 ergibt sich insgesamt eine tatsächliche Evapotranspiration von 1.619 mm (Abb. 60). Die Grundwasserzu- und -abflüsse summieren sich zu -101 mm auf, wobei 522 mm Grundwasserzufluss errechnet wurde sowie

623 mm Grundwasserabfluss. Der größere Grundwasserabfluss resultiert aus dem gesättigten Zustand des Bodens zu Modellierungsbeginn, während zum Ende des Untersuchungszeitraumes der Boden relativ stark ausgetrocknet war. Damit sind die –101 mm der Speicheränderung zuzuschreiben.

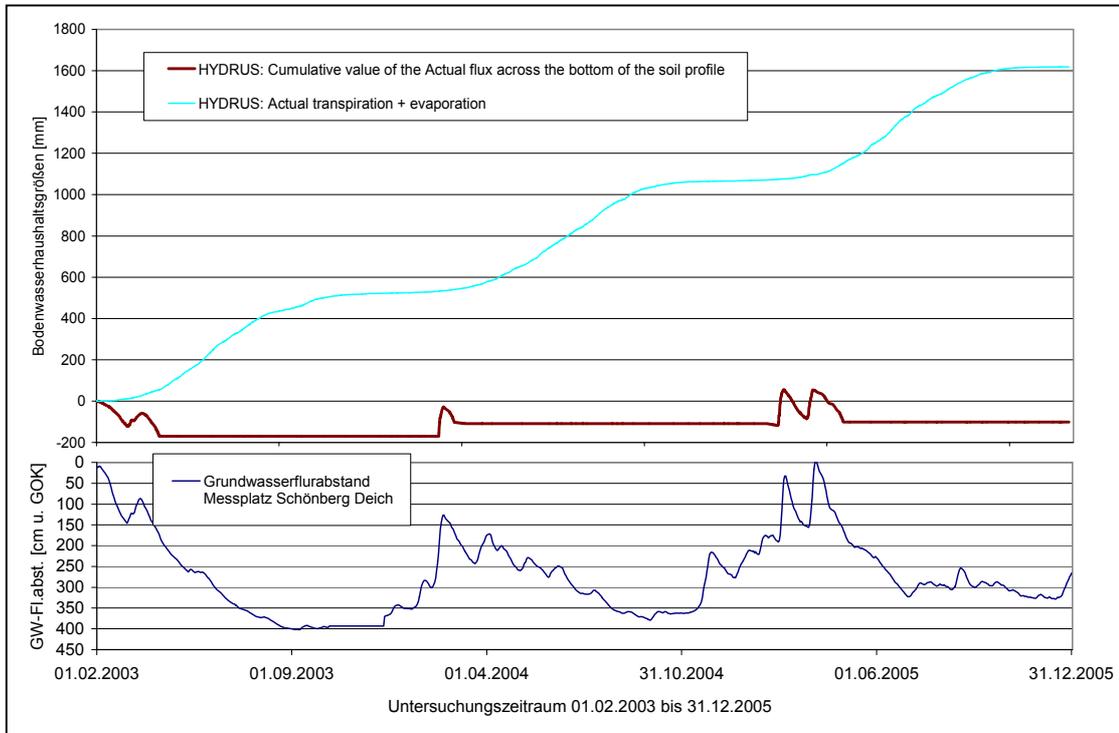


Abb. 60 Modellierungsergebnisse für den Messplatz Schönberg Deich im Untersuchungszeitraum vom 01.02.2003 bis 31.12.2005

Im Modell wird ebenfalls der volumetrische Bodenwassergehalt an vorher definierten Knotenpunkten ausgegeben. Diese wurden im vorliegenden Fall jeweils in die Mitte eines Bodenhorizontes platziert. Ein Vergleich der modellierten Bodenwassergehalte mit den *in situ* gemessenen Bodenwassergehalten ergab sehr gute Übereinstimmungen.

Die TDR-Sonde in 30 cm Tiefe am Messplatz Schönberg Deich lieferte nicht über den gesamten Zeitraum hinweg plausible Daten. Ein Vergleich der Messdaten mit den modellierten Werten in 12 cm bzw. 30 cm Tiefe zeigt tendenziell den gleichen Verlauf (Abb. 61). Im Oberboden ist es besonders schwierig, mit der TDR-Sonde den maßgeblichen Horizont zu treffen, daher sind die gemessenen Werte zwischen den beiden modellierten Kurven sehr gut einzuordnen. Die Korrelation zwischen den modellierten Werten und den gemessenen Werten in Schönberg Deich in 30 cm Tiefe ist mit bis zu 0,81 je nach Untersuchungsabschnitt zufrieden stellend.

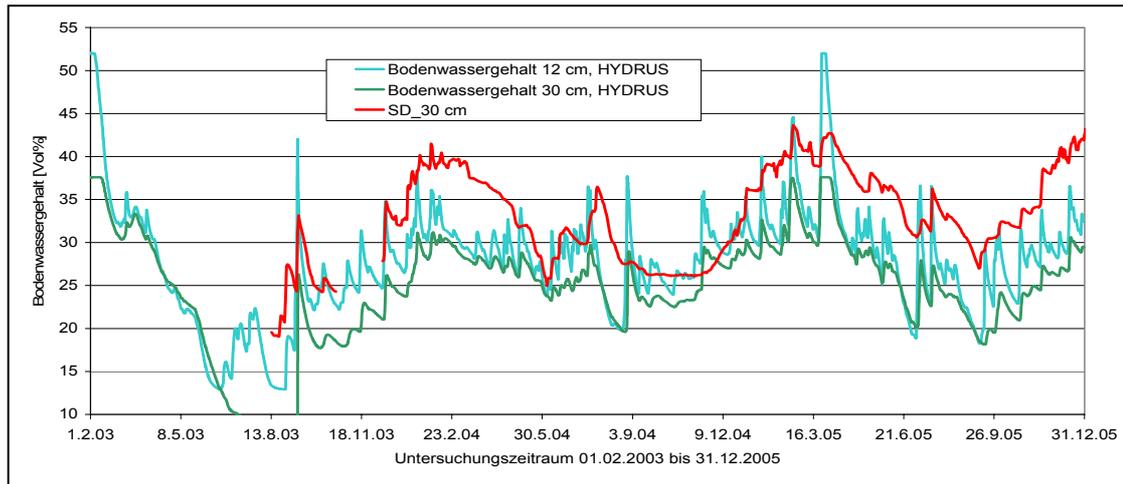


Abb. 61 Vergleich des am Messplatz Schönberg Deich gemessenen volumetrischen Bodenwassergehaltes in 30 cm Tiefe unter GOK mit modellierten Daten

In 60 cm Tiefe unter GOK wird ein weitaus homogenerer Horizont angesprochen. Daher verlaufen die Kurven hier auch sehr viel ähnlicher (Abb. 62). Dabei wurden für die unterschiedlichen Untersuchungsabschnitte Korrelationsfaktoren zwischen den gemessenen und modellierten Daten bis zu 0,95 ermittelt.

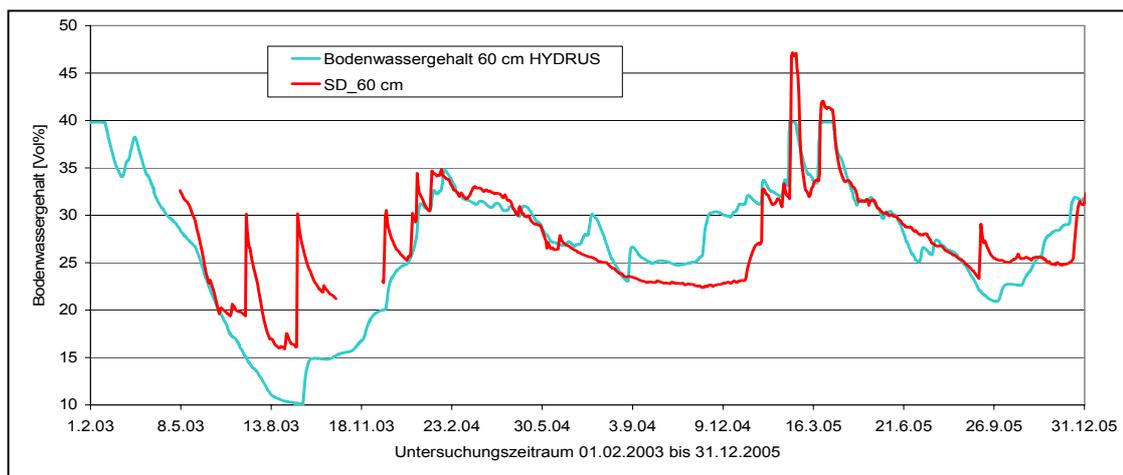


Abb. 62 Vergleich des am Messplatz Schönberg Deich gemessenen volumetrischen Bodenwassergehaltes in 60 cm Tiefe unter GOK mit modellierten Daten

Im Vergleich der am Messplatz Schönberg Deich ermittelten Daten mit den Daten der korrespondierenden Lysimeter 205 und 206 wurde festgestellt, dass die Eichung der TDR-Sonde in 90 cm Tiefe am Messplatz Schönberg Deich fehlerhaft ist und der Wert um -20 Vol% korrigiert werden muss. Daher ist der gemessene volumetrische Bodenwassergehalt hier auf der Sekundärachse, versetzt um die festgestellte Differenz, aufgetragen (Abb. 63). In 90 cm Tiefe gibt es einen Horizontwechsel zwischen Lehm und Sand. Daher ist es schwierig, festzustellen, welche Porenverteilung für die Anzeige in der TDR-Sonde in dieser Tiefe verantwortlich ist. Für die Modellierung wurden die Knotenpunkte, an denen der volumetrische Bodenwassergehalt beobachtet wird, innerhalb eines Horizontes gelegt. In 90 cm Tiefe müsste sich ein Wert, der zwischen den Knotenpunkten von 60 cm

Tiefe und 100 cm Tiefe liegt, einstellen. In Abb. 63 wird diese Theorie bestätigt. Es konnte eine Korrelation von 0,45 bis 0,97 je nach Untersuchungsabschnitt (SD_90cm und HYDRUS_100 cm) bzw. 0,29 bis 0,98 (SD_90cm und HYDRUS_60 cm) ermittelt werden.

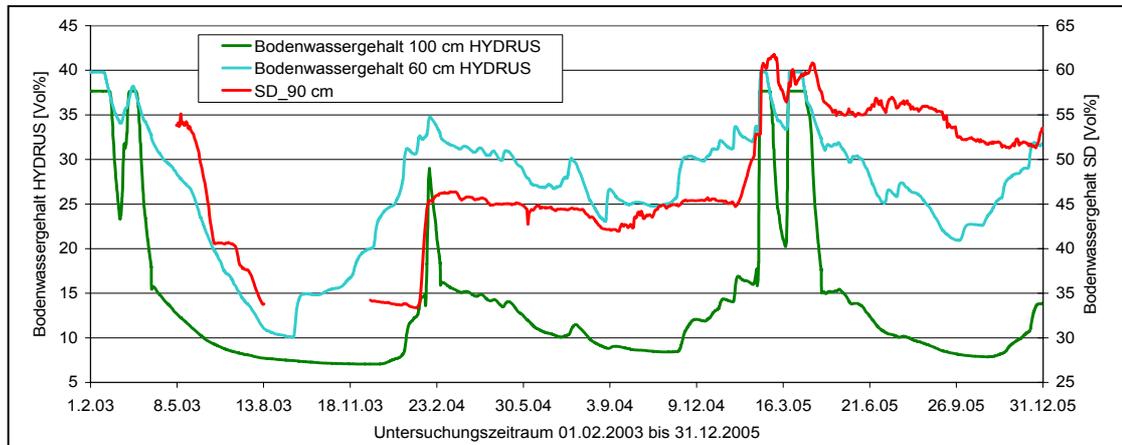


Abb. 63 Vergleich des am Messplatz Schönberg Deich gemessenen volumetrischen Bodenwassergehaltes in 90 cm Tiefe unter GOK mit modellierten Daten

Die TDR-Sonde in 120 cm Tiefe am Messplatz Schönberg Deich liegt wiederum im Bereich eines Horizontwechsels. Daher sind hier die Kurven für die Knotenpunkte in 115 cm bzw. 140 cm Tiefe als Vergleichswerte anzusetzen. Die Abbildung 64 bestätigt eine gute Übereinstimmung der gemessenen mit den simulierten Werten. Die Korrelationsfaktoren von 0,52 bis 0,94 je nach Untersuchungszeitraum (SD_120cm und HYDRUS_115 cm) bzw. 0,64 bis 0,92 (SD_120cm und HYDRUS_140 cm) untermauern die gute Anpassung.

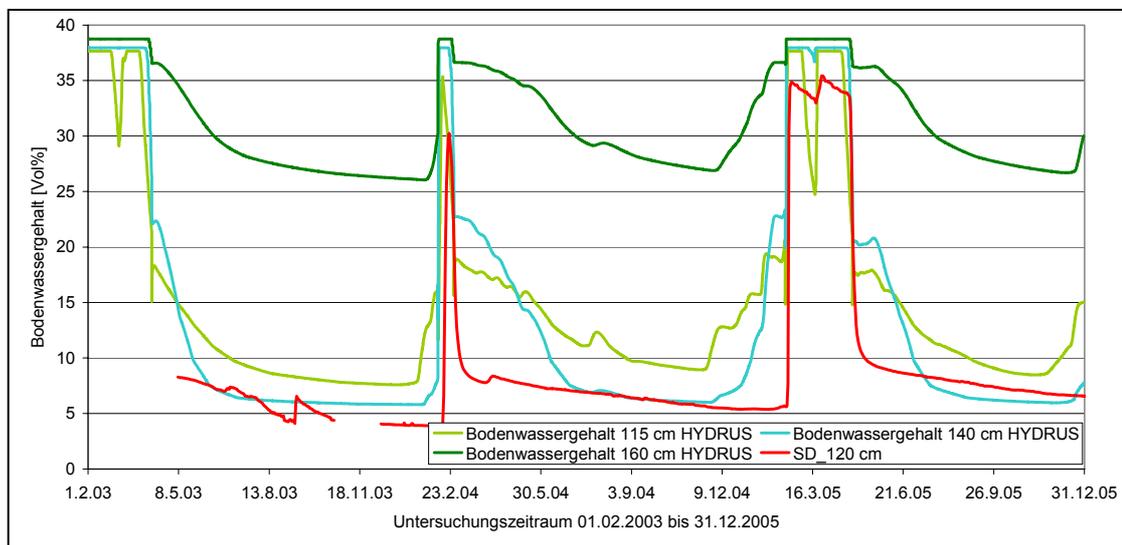


Abb. 64 Vergleich des am Messplatz Schönberg Deich gemessenen volumetrischen Bodenwassergehaltes in 120 cm Tiefe unter GOK mit modellierten Daten

Der Vergleich der gemessenen mit den modellierten volumetrischen Bodenwassergehalten zeigt, bis auf oben beschriebene Abweichungen, eine sehr gute Übereinstimmung. Die Modellierungsparameter, die für die Lysimeter 205 und 206 invers ermittelt wurden, lassen sich auch auf den Auenstandort anwenden.

3.3.2.2 Wörlitz

Die Anpassung der Parameter erfolgte ebenfalls auf inversem Weg. Dabei konnten folgende Parameter ermittelt werden:

Tabelle 17 Pedotransferfunktionen für die Lysimeter Wörlitz (207 und 208)

Schicht-Nr.	Qr	Qs	Alpha	n	Ks
	[-]	[-]	[1/cm]	[-]	[cm/d]
1	0,0566	0,3984	0,0108	1,4859	11,65
2	0,0921	0,5551	0,0076	1,5378	84,84
3	0,0967	0,5162	0,012	1,7	17
4	0,1253	0,5415	0,04	1,24	65
5	0,0498	0,3792	0,035	3,25	645,61
6	0,0977	0,5328	0,014	1,26	42,47
7	0,0523	0,3578	0,031	4,07	1029,6
8	0,0986	0,485	0,0168	1,314	14,46
9	0,0507	0,376	0,034	4,42	1428,5

Der größte Unterschied zur Modellierung der Lysimeterergebnisse für die Lysimeter 205 und 206 besteht in der sehr viel stärker ausgeprägten Grundwasserflurabstandsdynamik. Die Perioden mit Grundwassereinfluss und einem Grundwasserflurabstand außerhalb des Lysimeters wechseln viel häufiger und sind somit kürzer.

Lysimeter 207

In Abbildung 65 sind die Modellierungsergebnisse für das Lysimeter 207 im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.12.2004 aufgetragen. Deutlich ersichtlich ist die gute Übereinstimmung im Verlauf der Summenkurven der mit dem Lysimeter ermittelten Evapotranspiration gegenüber der mit HYDRUS-1D modellierten Evapotranspiration. Die Dynamik der Grundwasserzu- und -abflüsse wurde ebenfalls korrespondierend zu den Messwerten erfasst.

Der Effizienzkoeffizient nach NASH und SUTCLIFFE beträgt für den Grundwasserzu- und -abfluss 0,019. Hier ist eine starke Abhängigkeit des Effizienzkoeffizienten von den Spitzenabflüssen festzustellen. Die Graphik zeigt dem gegenüber eine sehr gute Anpassung. Der Effizienzkoeffizient E für die Evapotranspiration konnte mit 0,517 ermittelt werden. Dies entspricht einer guten Parameteroptimierung.

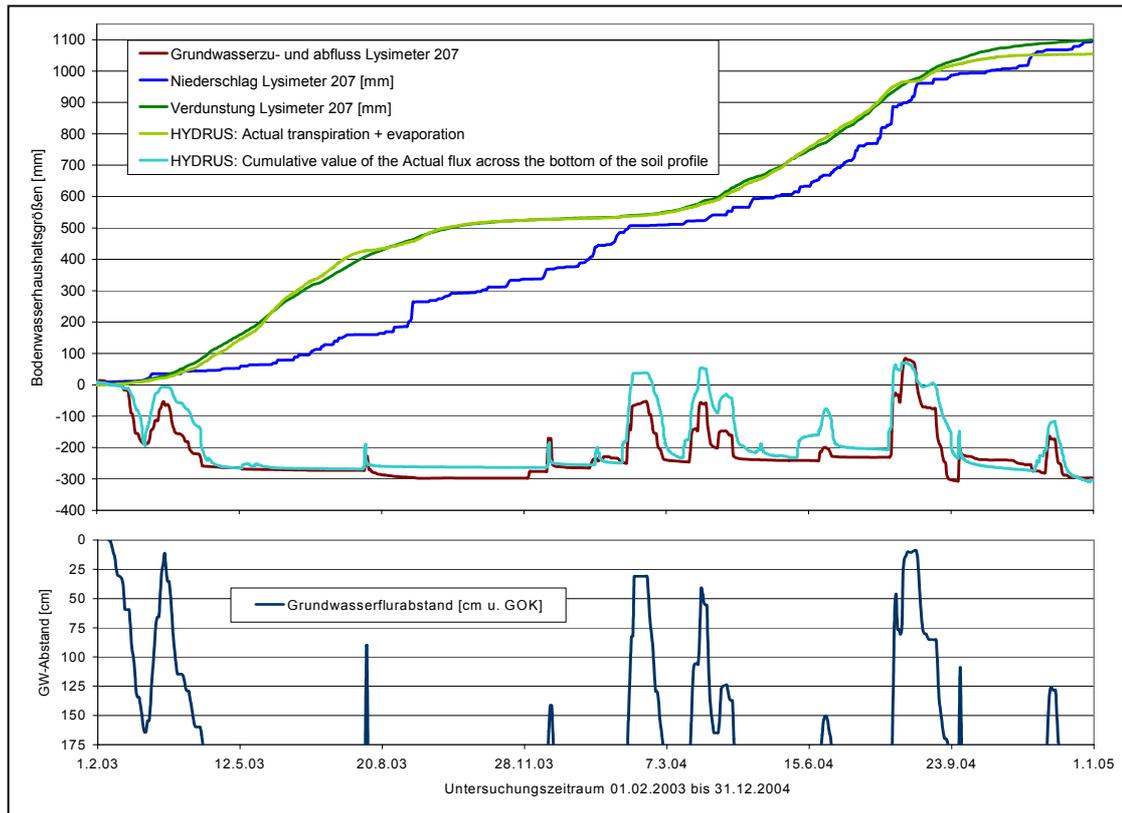


Abb. 65 Modellierungsergebnisse für das Lysimeter 207 im Zeitraum vom 01.02.2003 bis 31.12.2004

Im Jahr 2005 zeigte die Modellierung für das Lysimeter 207 (Abb. 66) ebenfalls recht gute Ergebnisse. Spitzen im Grundwasserzu- und -abfluss konnten nicht vollständig nachgebildet werden, in der Summe ist allerdings eine relativ gute Übereinstimmung zu verzeichnen. Lediglich die Bauarbeiten Ende September 2005 wurden nicht mit dem Modell erfasst.

Zu Beginn des Jahres liefen zwei Hochwasserwellen ab, nach dem April war der Grundwasserflurabstand außerhalb des Lysimeters. Damit gab es weder kapillaren Aufstieg und auf Grund fehlender Niederschläge auch keine Grundwasserneubildung. Für den Grundwasserzu- und -abfluss konnte im Untersuchungszeitraum ein Effizienzkoeffizient von 0,195 ermittelt werden, für die Evapotranspiration wurde mit 0,551 eine sehr gute Anpassung erreicht.

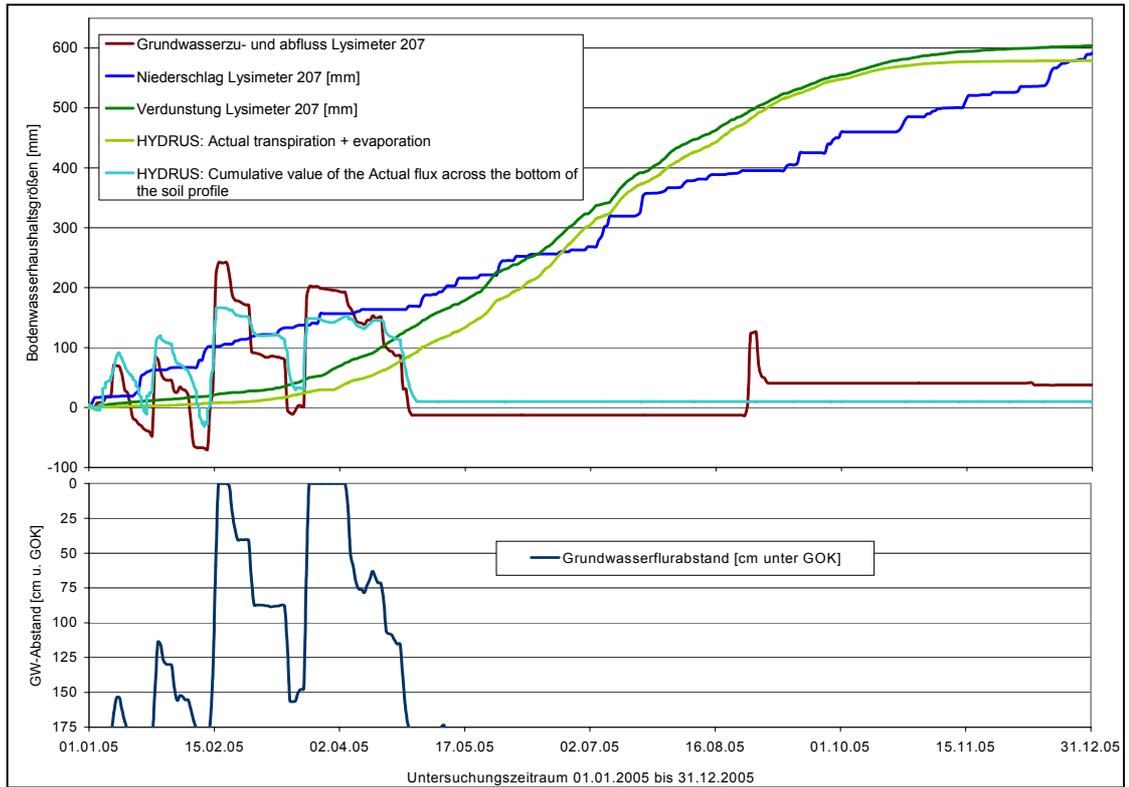


Abb. 66 Modellierungsergebnisse für das Lysimeter 207 im Untersuchungszeitraum vom 01.01.2005 bis 31.12.2005

Lysimeter 208

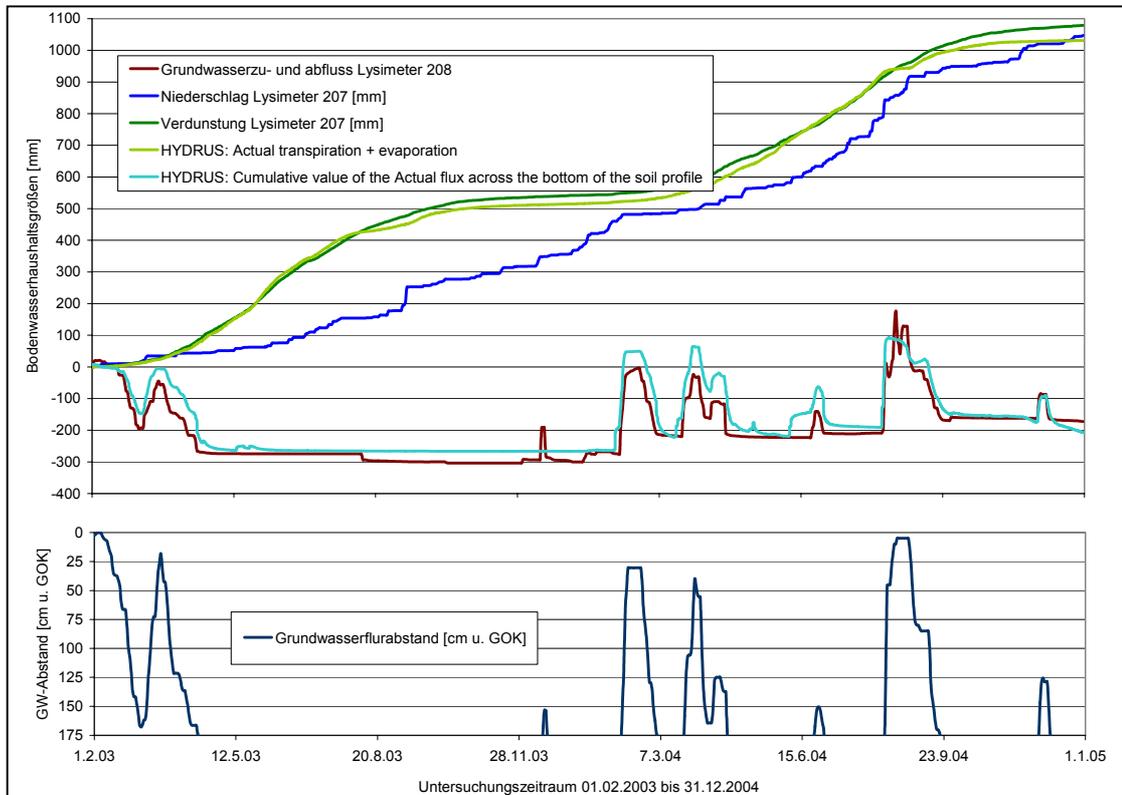


Abb. 67 Modellierungsergebnisse für das Lysimeter 208 im Untersuchungszeitraum vom 01.02.2003 bis 31.12.2004

Im Untersuchungszeitraum 01.02.2003 bis 31.12.2004 (Abb. 67) gab es im Lysimeter 208 mehrere Hochwasserwellen, die mit der Modellierung sehr gut erfasst werden konnten. Die Berechnung der Evapotranspiration ergab ebenfalls sehr gute Ergebnisse. Dies zeigt sich in einem Effizienzkoeffizienten von 0,274 für den Grundwasserzu- und -abfluss sowie in einem E von 0,490 für die Evapotranspiration.

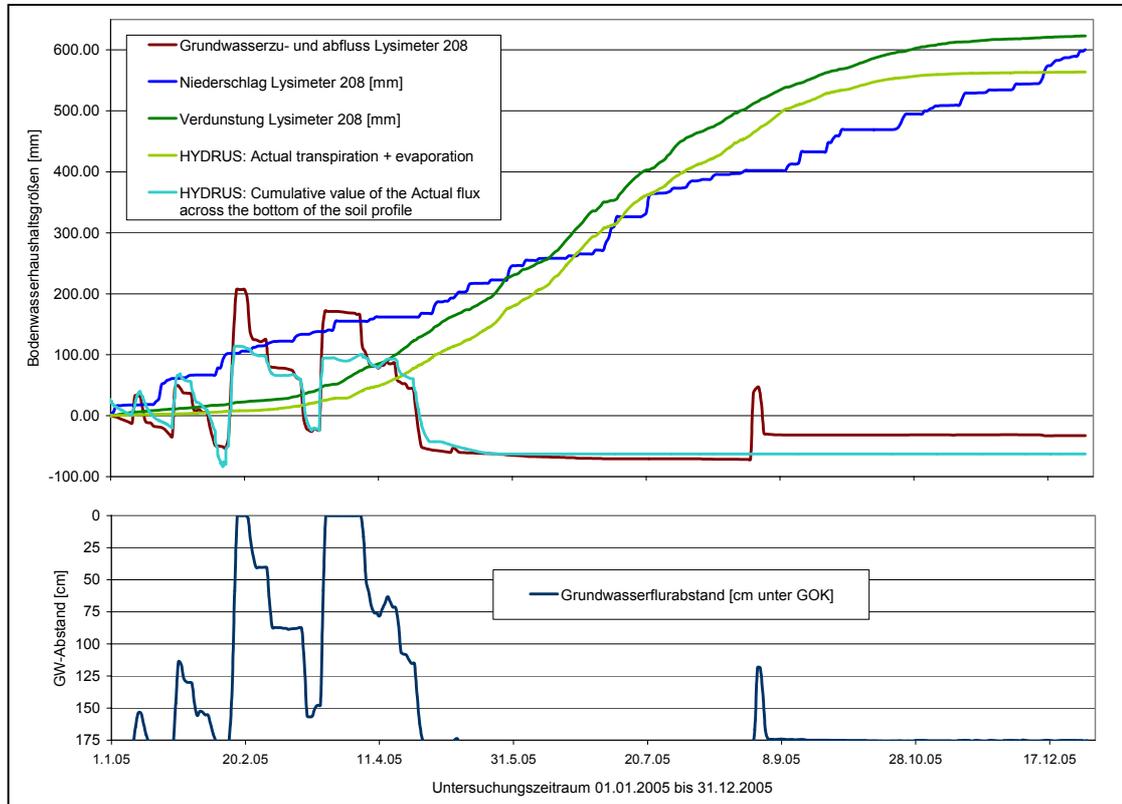


Abb. 68 Modellierungsergebnisse für das Lysimeter 208 im Untersuchungszeitraum vom 01.01.2005 bis 31.12.2005

Im Jahr 2005 bestehen im Lysimeter 208 Defizite hinsichtlich der Modellierung der Evapotranspiration (Abb. 68). Dennoch wurde ein Effizienzkoeffizient E von 0,608 ermittelt. Grundwasserzu- und -abflüsse werden tendenziell nachgebildet, die Spitzen sind wiederum nicht vollständig nachvollzogen worden ($E = 0,197$).

Messplatz Wörlitz

Mit den für die Lysimeter 207 und 208 invers ermittelten Modellierungsparametern wurde für den Messplatz Wörlitz ebenfalls der Untersuchungszeitraum vom 01.02.2003 bis 31.12.2005 berechnet. Hierbei wurden, wie in Schönberg Deich, die zur Verfügung stehenden klimatischen Daten der Messstation verwendet, um mittels PENMAN-MONTEITH-Gleichung die Evaporation und Transpiration auszuweisen. Des Weiteren standen die Tageswerte für den Grundwasserflurabstand sowie den Niederschlag zur Verfügung.

Für den fünfunddreißigmonatigen Untersuchungszeitraum ergab sich eine Gesamt-Evapotranspiration von 1.689 mm (Abb. 69). Die Grundwasserzuflüsse summieren sich zu 1.855 mm auf, die Grundwasserabflüsse zu -1.854 mm, so dass eine Differenz von 1 mm

ermittelt werden konnte. Im Untersuchungszeitraum ist genauso viel Wasser zum Bodenkörper zugeflossen wie abgeflossen.

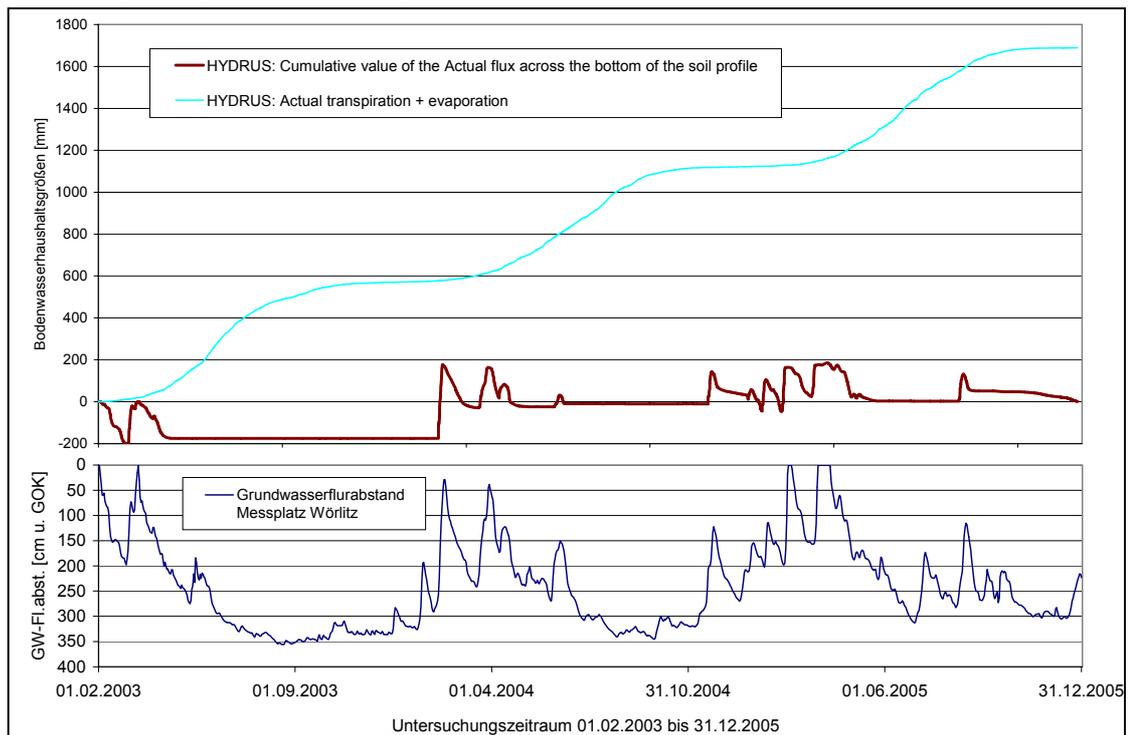


Abb. 69 Modellierungsergebnisse für den Messplatz Wörlitz im Untersuchungszeitraum vom 01.02.2003 bis 31.12.2005

Im Vergleich der Lysimeterergebnisse mit den Bodenwassergehaltsdaten vom Messplatz Wörlitz konnte bereits eine eingeschränkte Übereinstimmung der gemessenen Werte ermittelt werden. Daraus abgeleitet (neben eingeschränkter Verwendbarkeit der Extremwerte der Lysimeterdaten) können die volumetrischen Bodenwassergehaltsdaten vom Messplatz zwar zum Ablesen von Tendenzen verwendet werden, ein direkter Vergleich, wie mit den simulierten Bodenwassergehaltsdaten am Messplatz Schönberg Deich, ist hier nicht möglich.

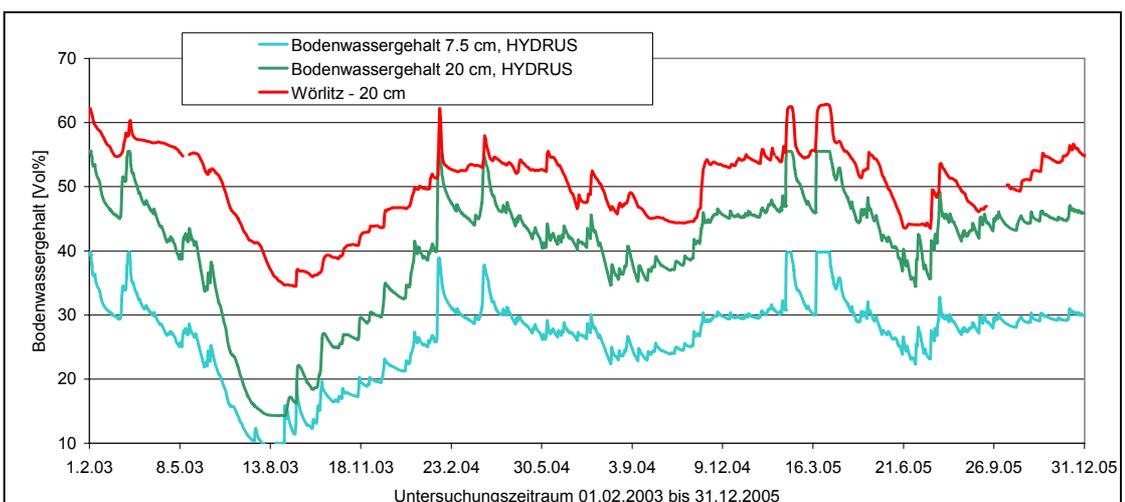


Abb. 70 Vergleich des am Messplatz Wörlitz gemessenen volumetrischen Bodenwassergehaltes in 20 cm Tiefe unter GOK mit modellierten Daten

In Abb. 70 liegt der am Messplatz gemessene volumetrische Bodenwassergehalt stets über den simulierten Werten sowohl in 7,5 als auch in 20 cm Tiefe unter Geländeoberkante. Vor allem eine sprunghafte Zunahme des Bodenwassergehaltes nach Starkregenereignissen, aber auch bei Anstieg des Grundwasserflurabstandes ist im Diagramm gut ablesbar.

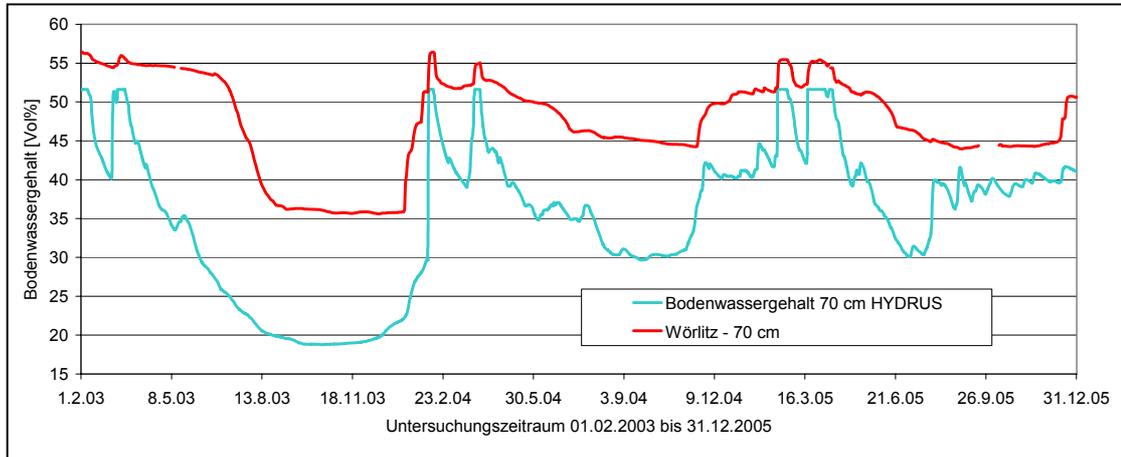


Abb. 71 Vergleich des am Messplatz Wörlitz gemessenen volumetrischen Bodenwassergehaltes in 70 cm Tiefe unter GOK mit modellierten Daten

Besonders auffällig ist die Differenz der Bodenwassergehalts-Daten in 70 cm Tiefe (Abb. 71). Zwar wird der tendenzielle Verlauf der gemessenen Daten mit dem Modell relativ gut abgebildet, jedoch ist auch hier die Güte der Messdaten fraglich.

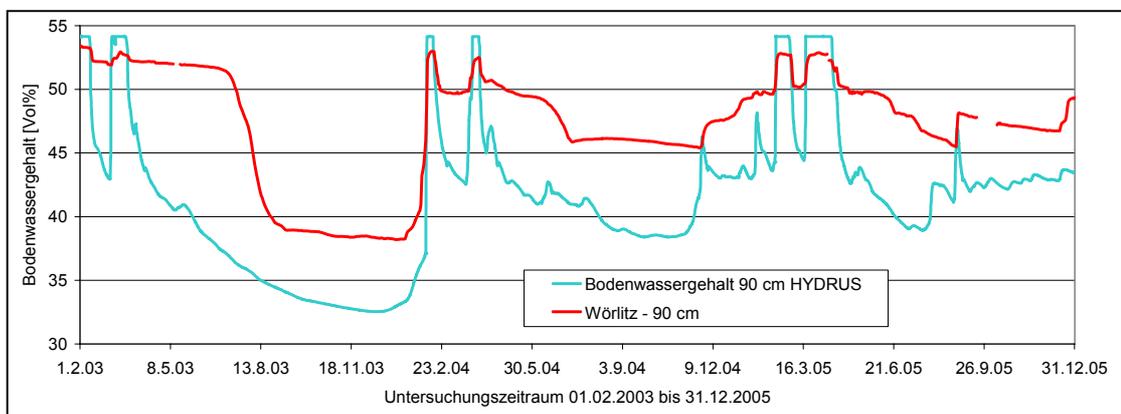


Abb. 72 Vergleich des am Messplatz Wörlitz gemessenen volumetrischen Bodenwassergehaltes in 90 cm Tiefe unter GOK mit modellierten Daten

In 90 cm Tiefe wurde ein eher toniges Substrat angesprochen. Daraus war eine verzögerte Resonanz auf äußere hydrologische Einflüsse verbunden mit erschwerter Austrocknung zu erwarten. Hier stimmen die gemessenen und die simulierten Werte sehr gut überein (Abb. 72).

4 Zusammenfassende Diskussion und Schlussfolgerungen

Der hohe ökologische Wert von Flussauen, der sich nicht nur auf Nähr- und Schadstoffrückhalt bzw. Dämpfung von Hochwasserwellen beschränkt (JORIS und FEYEN, 2003), unterstreicht die Notwendigkeit komplexer Kenntnisse der Hydrologie dieser Systeme. Das besondere Charakteristikum von Flussauen ist die hohe Dynamik der Grundwasserflurabstände. Extreme hydrologische Situationen, wie Austrocknung und Überflutung, die sich oftmals mehrfach im Jahresverlauf abwechseln, beeinflussen die Genese und Stofftransport- und -transformationsprozesse in Auenböden wesentlich (RINKLEBE, 2004).

Die Kenntnis der Bodenwasserhaushaltsgrößen Grundwasserneubildung, Evapotranspiration, kapillarer Aufstieg sowie Speicheränderung im Bodenkörper stellt die Voraussetzung für qualifizierte Aussagen zu Stoffverlagerungen und Stofftransport dar. Diese Größen sind jedoch nicht direkt messbar, so dass bisher auf Abschätzungen mittels bodenhydrologischer Messplätze sowie Bilanzmodellen zurückgegriffen werden musste. Die Nachteile der Methoden wurden in Kapitel 1 erläutert. Nach MASTRORILLI et. al (1998) sind TDR-Messungen zur Abschätzung der Evapotranspiration geeignet auf Standorten, die eine vereinfachte Wasserbilanz aus Niederschlag und Evapotranspiration ermöglichen. Der TDR-Ansatz stößt jedoch an Grenzen, sobald komplexe Vorgänge im Boden, wie zum Beispiel kapillarer Aufstieg, zu berücksichtigen sind. Die meisten klimatischen Modelle zur Ermittlung der Evapotranspiration berücksichtigen den Einfluss des tiefer liegenden Grundwassers auf den volumetrischen Bodenwassergehalt nicht in ausreichendem Maß. CHEN et al. (2004) fanden eine um 7 % bis 21 % höhere Evapotranspirationsrate pro Verdunstungsperiode, wenn der Grundwasserspiegel im Modell berücksichtigt wurde.

Als ein Instrument zur detaillierten und korrekten Ermittlung der Bodenwasserhaushaltsgrößen Niederschlag, Evapotranspiration, Grundwasserzu- und -abfluss sowie Änderung des Bodenwasserspeicherinhaltes haben sich wägbare Lysimeter bewährt. XU und CHEN (2005a) beschreiben Lysimeter sogar als beste verfügbare Technologie zur Bestimmung des Pflanzenwasserverbrauchs als Grundlage der Abschätzung des Bodenwasserhaushaltes.

Das neu entwickelte wägbare Grundwasserlysimeter bildete die Grundlage für die Bodenwasserhaushaltsuntersuchung an Böden von zwei ebenen Flussauenstandorten der Mittelelbe. Dabei wurden im Lysimeterexperiment die hydrologischen Verhältnisse der Herkunftsstandorte weitgehend nachgebildet. Im Gegensatz zu den natürlichen Bedingungen in der Aue ermöglicht die hier getestete Lysimeterbauart jedoch nur die Simulation eindimensionaler Wasserbewegungen. Laterale Flüsse, wie sie z. B. bei Infiltrations- bzw. Exfiltrationsvorgängen in Reaktion mit den Wasserständen im Fließgewässer zu verzeichnen sind, können lediglich durch Anhebung/Absenkung des Wasserspiegels nachgebildet werden.

Aufgrund der monolithischen Bodenentnahme sind mit Ausnahme natürlicher Heterogenitäten im Lysimeter und an den Standorten der bodenhydrologischen Messplätze vergleichbare Bodeneigenschaften vorzufinden. Klimatische und bodenhydrologische Parameter wurden

sowohl in der Elbaue als auch in der Lysimeterstation gemessen und anschließend verglichen. Es wurde Wert auf eine zeitlich möglichst hoch aufgelöste Messung der klimatischen Bedingungen gelegt, da die Messmethodik direkten Einfluss auf eine spätere Abschätzung der Evapotranspiration hat (HUPET und VANCLOOSTER, 2001). Des Weiteren hat sich eine Messung der meteorologischen Parameter direkt am Standort, mit den gleichen Boden- bzw. Vegetationsbedingungen (ALLEN et al., 1994) bewährt. Dies war sowohl an den Messplätzen in der Aue als auch in Falkenberg gewährleistet.

Ein Vergleich der klimatischen bzw. hydrologischen Einflüsse von den Mess-Standorten mit den Lysimeteruntersuchungen ergab eine gute Übereinstimmung. Die mittlere Lufttemperatur war trotz der teilweise großen räumlichen Entfernung ähnlich, der Vergleich der Luftfeuchte ergab nur geringe Abweichungen. Die Tagesmittelwerte der Windgeschwindigkeit waren in Schönberg Deich nur geringfügig höher als in Wörlitz. Unterschiede in der Messung des Niederschlages resultierten vor allem aus der unterschiedlichen Messmethodik.

Der Vergleich der klimatischen Einflussgrößen wurde mit einer Varianzanalyse mit zwei Variablen durchgeführt. Hierbei wurden Signifikanzen ermittelt. Genauer wäre jedoch eine Zeitreihenanalyse. Ziel ist es, die nichtlineare Funktion, die bei Messung der klimatischen und bodenhydrologischen Einflussgrößen entsteht, mathematisch abzubilden und gleichzeitig die serielle Korrelation zu berücksichtigen. Dazu kann ein quasi-linearer Regressionsansatz verwendet werden. Erste Schritte zur Anwendung dieser Methode wurden bereits unternommen. Diese sind für einen genauen Vergleich der Messgrößen von *in situ* Messplätzen und Lysimeter weiter zu vertiefen.

Im Lysimeter wurde der Grundwasserflurabstand an den Messplätzen mittels Grundwassersteuerung zeitnah eingestellt. Der Grundwasserflurabstand in der Aue ist vom Pegel der Elbe abhängig. Nach BÖHNKE (2002) werden an weiter entfernten Standorten geringere Amplituden erreicht. Er leitet aus dem gedämpften Verlauf der Ganglinien eine abnehmende Abhängigkeit des Grundwasserflurabstandes vom Flusswasserstand ab. Diese These wird im Vergleich der beiden Messplätze bestätigt. Am Messplatz Wörlitz, der elbnah liegt, wurde ein Korrelationskoeffizient von $r = 0,986$ ermittelt. Der Messplatz Schönberg Deich befindet sich etwa 400 m vom Elbufer entfernt. Bei Anwendung der Kreuzkorrelation wurde ein Korrelationskoeffizient von $r = 0,961$ mit einem Zeitversatz des Grundwasserflurabstandes von drei Tagen errechnet.

Der Vergleich des mittels TDR-Technik gemessenen volumetrischen Bodenwassergehaltes in den einzelnen Tiefenstufen zwischen dem Standort Schönberg Deich sowie den korrespondierenden Lysimetern 205 und 206 ergab bis auf Spitzenwerte, die auf Makroporenflüsse zurückzuführen sind bzw. Abweichungen durch Lage der Sonden im Horizontwechsel sehr ähnliche Werte. Die Werte aus Wörlitz bzw. den korrespondierenden Lysimetern waren nicht direkt vergleichbar, da neben dem Einsatz unterschiedlicher Messverfahren abweichende Horizonte angesprochen wurden.

Die Messung der Matrixpotentiale mittels Tensiometer erbrachte keine für die weiteren Untersuchungen verwertbaren Ergebnisse. Die verwendeten Tensiometer sind auf Grund ihrer Bauart für Matrixpotentiale bis 85 kPa geeignet, während in den Auenböden bei absinkendem Grundwasserspiegel dieser Wert schnell überschritten wurde. Bei zukünftigen Messanordnungen in Auenböden ist auf die Eignung der Messeinrichtung für einen sehr breiten Messbereich zu achten. Möglich wäre hierbei der Einsatz von pF-Metern, die neben einem großen Messbereich den Vorteil einer hohen Genauigkeit durch Direktmessung des Matrixpotentials sowie weitgehende Wartungsfreiheit bieten.

Bei der Ermittlung der Bodentemperatur in den unterschiedlichen Horizonten konnte beobachtet werden, dass die Spitzen im Lysimeter sowohl im Sommer (Erwärmung) als auch im Winter (Auskühlung) stärker ausgebildet waren. Ursache ist hierbei der Metallkragen, mit dem die Lysimeteroberfläche umgeben ist. Im Sommer wird Wärme in das Lysimeter geleitet, während im Winter ein Temperatúrausgleich zwischen Boden und Umgebung erfolgen kann. Im Vergleich Messplatz Wörlitz - Lysimeter ergaben sich stärkere Unterschiede als zwischen Schönberg Deich – Lysimeter, da hier das Temperaturregime des näher befindlichen Wasserkörpers eine viel größere Rolle spielt. Die Temperaturabweichungen wurden insgesamt als nicht relevant für die Lysimeterversuche eingeschätzt.

Die Untersuchungsergebnisse belegten, dass mit dem neu entwickelten wägbaren Grundwasserlysimeter eine zeitlich hoch aufgelöste Messung der Bodenwasserhaushaltsparameter ebener Flussauenstandorte ermöglicht wird. Es können sowohl die Verhältnisse am Flussauenstandort als auch davon abweichende klimatische und bodenhydrologische Bedingungen (Extrem-Szenarien) eingestellt werden.

Die durchgeführten Wägetests bewiesen die Genauigkeit der Wägung. Dabei wurde eine Toleranz von 0,1 kg angestrebt, ein Wert, den ROTH et al. (1994) als Voraussetzung für ausreichend genaue Ergebnisse des Wasserverbrauchs von Pflanzen fixiert haben. Mit der Grundwassersteuerung lässt sich neben dem aktuellen Grundwasserflurabstand in der Aue ein experimentell bedingter davon abweichender Grundwasserflurabstand zeitnah justieren. Anschließend ist es möglich, dabei erfolgte Grundwasserzu- und -abflüsse mit einer Genauigkeit von kleiner 0,1 mm pro Regelungsvorgang zu bilanzieren. Resultierend aus den Ergebnissen der Wägung und der Bilanzierung der Grundwassersteuerung können die Bodenwasserhaushaltsgrößen Niederschlag, Evapotranspiration, Grundwasserneubildung, kapillarer Aufstieg, Interaktion mit dem Fließgewässer sowie Speicheränderung im Bodenkörper ermittelt werden.

Das für die Versuche verwendete wägbare Grundwasserlysimeter wies im Untersuchungsverlauf einige Defizite auf. So konnte ein ursprünglich anvisierter Überstau von mehreren Dezimetern Höhe im Lysimeter nicht realisiert werden. Mobile Überstaukragen, die nur im Hochwasserfall zum Einsatz kommen sollten, konnten nicht mit der erforderlichen Dichtigkeit montiert werden. Ein Wasserverlust nur weniger Milliliter pro Stunde hätte einen großen Einfluss auf das Messergebnis, da die Waagen nur die Verminderung des Gewichtes feststellen. Die Interpretation der Messergebnisse hätte dann eine zu hohe Evapotranspiration

respektive einen zu hohen Grundwasserabfluss ergeben. Durch die Beschränkung der Vegetationshöhe konnte innerhalb des Lysimetermantels ein weitgehender Einstau erreicht werden.

Bei auflaufenden Hochwasserwellen können sich innerhalb eines Tages die Grundwasserstände um bis zu einen Meter ändern. Dies kann die Grundwassersteuerung im Regelfall leisten. Die obersten 20 Zentimeter des Ausgleichsbehälters sind mit einem reduzierten Rohrquerschnitt (Durchmesser 40 mm) ausgebildet. Die Einstellung des Wasserspiegels im Oberboden ist damit nur verzögert möglich. Problematisch ist dieses enge Rohr auch bei Temperaturen unter -10 °C . Eventuell im Rohr befindliches Wasser friert fest und verhindert damit eine Regulierung des Wasserstandes im Ausgleichsbehälter. Dieses 40 mm starke Rohr regelt den Druckausgleich des Ausgleichsbehälters zur Atmosphäre hin. Ein geländebündiger Abschluss des eigentlichen Ausgleichsbehälters mit oberirdisch aufgesetztem reduziertem Rohrquerschnitt würde die sichere Funktionsweise der Grundwassersteuerung auch bei oberflächennahem Grundwasserstand und tiefen Temperaturen gewährleisten.

Nachteilig ist ebenfalls der Spalt, der zwischen der PE-Lysimeterstation und dem Metallmantel des Lysimeters besteht. Obwohl dieser Spalt nur einen bis drei Millimeter stark ist, kann bei wechselndem Frost-/Tauwetter Feuchtigkeit eindringen und in diesem Spalt festfrieren, was zu einer Verfälschung der Messergebnisse führen würde. Durch die sorgfältige Auswertung der Grundwassersteuerungs- und Wägedaten sowie die gewissenhafte Beobachtung der Untersuchungseinrichtungen konnten solche Fehler frühzeitig erkannt und die Messergebnisse ausgeschlossen werden.

Für die Analyse des Bodenwasserhaushaltes, auch mit Einflussgrößen, die von den tatsächlichen natürlichen klimatischen und hydrologischen Bedingungen abweichen, ist die beschriebene Versuchsanordnung sehr gut geeignet. Es kann sowohl ein Grundwassereinfluss ausgeschlossen werden (z. B. zu Vergleichszwecken in einem grundwasserstandsabhängigen Experiment) als auch ein vollständiger Einstau eingestellt werden. Des Weiteren kann durch manuelle Regulierung ein von den natürlichen Gegebenheiten abweichendes Niederschlagsregime realisiert werden.

Die Auswertung des Hochwasserexperimentes ergab erwartungsgemäß eine wesentlich höhere Evapotranspiration aus den Bodensäulen, die über einen Zeitraum von sieben Tagen überflutet wurden im Vergleich zu den Bodensäulen ohne Grundwassereinfluss. Bis zu einer Bodentiefe von 175 cm (experimentell bedingt) konnten 368 mm Wasser (aus Niederschlag und hereindrückendem Hochwasser) durch den Bodenspeicher zusätzlich aufgenommen werden. Dies entspricht bei einer Auenfläche von einem Quadratkilometer einer Retention von 368.000 m^3 Wasser.

Für das Verdunstungsexperiment wurde zunächst die im vorangegangenen Untersuchungszeitraum ermittelte Evapotranspirationshöhe der korrespondierenden Lysimeter 205 und 206 verglichen, die mit Boden vom selben Standort befüllt sind. Die Evapotranspirationsleistung der beiden Lysimeter war direkt vergleichbar. Das

Verdunstungsexperiment ergab, dass in niederschlagsreichen Zeiten der Grundwasserflurabstand kaum einen Einfluss auf die Evapotranspirationshöhe hat. Dieses Ergebnis steht im Einklang mit Aussagen von MUNDEL (1982), der geringe Unterschiede in der Verdunstung bei verschiedenen Wasserständen innerhalb niederschlagsreicher und damit verdunstungsschwacher Vegetationsperioden feststellte.

Über den Untersuchungszeitraum von vier Monaten hinweg betrachtet ergab sich im Lysimeter 205, das einen variierenden Grundwasserspiegel mit vollständiger Sättigung des Bodenkörpers aufwies, eine um ein Drittel erhöhte Evapotranspirationshöhe als im Lysimeter 206, das im Untersuchungszeitraum vollständig austrocknete.

Es ließ sich feststellen, dass die Differenz der Evapotranspirationsraten zwischen den Lysimetern mit bzw. ohne Grundwassereinfluss im feuchten und kühlen Sommer 2004 sehr viel kleiner ausfällt als im trockenen und heißen Spätsommer 2005. Das unterstützt die Beobachtungen von SCHWÄRZEL (2006), der einen wesentlich geringeren Einfluss des Grundwasserspiegels in feuchten Jahren als in Zeiträumen mit wenig Niederschlag festgestellt hat.

Die ermittelten Bodenwasserhaushaltsgrößen wurden täglich ausgewertet und zu Jahressummen aufsummiert. Dabei ergab sich in den drei Untersuchungsjahren in Abhängigkeit vom Versuchsgeschehen des jeweiligen Lysimeters ein mittlerer Niederschlag von 522 mm/a bis 571 mm/a. Die mittlere Evapotranspirationshöhe bewegte sich zwischen 531 mm/a bis 569 mm/a. Dies entspricht in der Gesamthöhe in etwa dem jährlichen Niederschlag, d. h. es ergäbe sich eine ausgeglichene bzw. gering negative klimatische Wasserbilanz. Die Grundwasserneubildung wurde im Lysimeterexperiment allerdings mit 24 mm/a bis 46 mm/a ermittelt. Obwohl es rechnerisch keinen Wasserüberschuss auf den untersuchten Standorten gibt, wurden mit dem Lysimeter Perioden mit Grundwasserneubildung ausgewiesen. BUREK (2003) gibt für das Untersuchungsgebiet im Bereich der Ohremündung in die Elbe bzw. den Bereich Sandau eine Grundwasserneubildung von 50 mm/a an. Diese Simulationsergebnisse werden mit den Ergebnissen aus dem Lysimeterexperiment somit bestätigt.

Der kapillare Aufstieg an den untersuchten Standorten ist gering. Zur Unterstützung der Evapotranspirationsleistung wurden aus dem Grundwasser lediglich etwa 5 mm Wasser pro Jahr entnommen. Aus dem anliegenden Fließgewässer wurden in den Bodenkörper zwischen 186 mm/a und 813 mm/a infiltriert. Dabei wurden die geringeren Werte für den Standort Schönberg Deich ermittelt, die höheren Werte wurden in Wörlitz gemessen. Hier hat die Elbe einen viel größeren Einfluss auf den Bodenwasserhaushalt, da schon bei kleineren Hochwässern der Bodenkörper auch in der untersuchten Tiefe durchströmt wird. Die Exfiltration aus dem Bodenkörper in das Fließgewässer wurde mit 235 mm/a bis 861 mm/a ermittelt.

Ein Fokus der Lysimetermessungen lag auf der Ermittlung der tatsächlichen Evapotranspiration, die sich aus Evaporation, Interzeption sowie Transpiration zusammensetzt. Sie bildete die Basis für einen Vergleich mit Berechnungsergebnissen, die

aus unterschiedlichen Ansätzen resultierten. Die Evapotranspiration ist ein komplexes Element des Wasserhaushaltes, das sowohl mit anderen meteorologischen und hydrologischen Größen als auch mit den Medien Atmosphäre, Vegetation und Boden in enger Wechselbeziehung steht (JANKIEWICZ, 2004). Im Jahr 2003 wurde eine durchschnittliche Gesamtevapotranspirationshöhe von 530 mm gemessen. Das Bodenprofil war auf Grund fehlender Niederschläge, speziell im Sommer, stark ausgetrocknet. Die Pflanzen konnten sich jedoch mit Wasser aus den tieferen Bodenschichten versorgen. Die nicht ständig überfluteten Auenstandorte sind durch einen stetigen Wechsel von Austrocknung und Überflutung gekennzeichnet. Da Pflanzen auf maximales Wachstum eingestellt sind und dafür alle verfügbaren Ressourcen verwerten, können sie durch Anpassung an die Standortbedingungen die verfügbare Energie konsequent und mit kurzen Reaktionszeiten nutzen (BÖHM, 2001). Die Berechnungsansätze nach HAUDE und PENMAN (DVWK-M 238, 1996) sowie die Grasreferenzverdunstung (ALLEN et al., 1994) gehen von optimalen Verhältnissen, vor allem bezüglich der Bodenfeuchte aus, die im Untersuchungszeitraum 2003 nicht gewährleistet werden konnte. Die Abminderungsverfahren können die Nachlieferung von Wasser aus tiefer liegenden Schichten unterhalb der durchwurzelten Bodenzone nicht berücksichtigen, so dass es zu einer Unterschätzung der gemessenen Evapotranspirationshöhe kam.

Im Jahr 2004 wurden die Wörlitzer Lysimeter, ausgehend vom Hochwasserexperiment, optimal mit Wasser versorgt. Damit herrschten hier die vorgegebenen Randbedingungen der PENMAN/MONTEITH-Gleichung (LARSBO und JARVIS, 2003), die sehr gut an die gemessenen Werte angepasst werden konnte. Die Lysimeter mit dem Herkunftsstandort Schönberg Deich waren nicht eingestaut, es bestand also kein Grundwassereinfluss. Durch die stetig fallenden Niederschläge war jedoch ein ausreichender volumetrischer Bodenwassergehalt über nahezu den gesamten Untersuchungszeitraum gewährleistet. Des Weiteren wurde auf allen Lysimetern auf einen einheitlichen Bedeckungsstatus mit Pflanzen geachtet. Es herrschten auf diesen Lysimetern insgesamt keine „typischen Auenverhältnisse“, die durch einen Wechsel von Austrocknung und Überflutung gekennzeichnet sind. Damit waren die Berechnungsansätze nach HAUDE und RENGER (DVWK-M 238, 1996) sowie die Grasreferenzverdunstung gültig.

Im Untersuchungszeitraum 2005 wurde im überwiegenden Teil der Hauptvegetationsperiode der ausreichende volumetrische Bodenwassergehalt (50 % der nutzbaren Feldkapazität) in den Lysimetern eingehalten. Probleme mit der Wasserversorgung gab es lediglich im Spätsommer, der für die Jahreszeit ungewöhnlich warm war. Dies fiel mit dem Verdunstungsexperiment im Lysimeter 205 zusammen. Hier bestand gegenüber den anderen Lysimetern eine optimale Wasserversorgung, die teilweise einer Verdunstung von der freien Wasserfläche gleich kam. Dies konnte durch keinen Berechnungsansatz abgebildet werden. Aus versuchstechnischen Gründen wuchs die Gras-Vegetation auf den Lysimetern teilweise über die vorgesehene Höhe hinaus, daraus resultieren höhere Verdunstungswerte in den Lysimetern.

Insgesamt ließ sich feststellen, dass die Verdunstungshöhe der Lysimeter, die mit Boden vom Standort Wörlitz befüllt waren, die Verdunstungshöhe der anderen Lysimeter überschritt. Durch die feinere Bodentextur (Tabelle 2, Kapitel 2.1.2.2) ist der Boden in der Lage, mehr Wasser zu speichern und verzögert in die durchwuzelte Bodenzone als Quelle der Pflanzenwasserversorgung abzugeben. Wie auf Grund der vorgegebenen Randbedingungen zu erwarten war, wurden mit den Berechnungsansätzen der potentiellen Evapotranspiration höhere Verdunstungsraten ausgegeben als tatsächlich im Lysimeterexperiment ermittelt wurde. Mit den verwendeten Abminderungsverfahren nach RENGGER (DVWK-M 238, 1996) bzw. ATV-M 504 (2002) konnten die Auenverhältnisse (verzögerte Austrocknung des Bodenkörpers auf Grund des Wasserrückhalts) nicht ausreichend abgebildet werden.

HAFERKORN (2000) betont in ihren Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt die Bedeutung eines umfassenden klimatischen Datensatzes mit allen gebietstypischen Extremen als Voraussetzung für die Repräsentativität der ermittelten Bodenwasserhaushaltsgrößen. Mit dem Versuchsregime der Lysimeter wurde versucht, alle auentypischen klimatischen und bodenhydrologischen Extreme zu reproduzieren. Auf Grund der Komplexität und Variabilität der Standortbedingungen kann es keinen allgemeingültigen Ansatz zur Berechnung der tatsächlichen Evapotranspiration geben (DREXLER et al., 2004). Für die untersuchten Auenstandorte hat sich unter Einbeziehung der gegebenen Grundwasserregimes bzw. der beobachteten klimatischen Bedingungen die Methode der Grasreferenzverdunstung nach ATV-M 504 (2002) als das Verfahren der Wahl für Langzeitbetrachtungen herauskristallisiert. Die bestimmenden Faktoren der Evapotranspirationsberechnung liegen in der Berücksichtigung der Verdunstungseigenschaften der Vegetation, die sich aus Vegetationshöhe, Albedo sowie dem Bestandeswiderstand zusammensetzen sowie in der Berücksichtigung des für die Evapotranspiration verfügbaren Wassers in der durchwuzelten Bodenzone. Die Randbedingungen der Grasreferenzverdunstung bilden die Verhältnisse auf den Auen am besten ab. Die Vegetation besteht zumeist aus einem etwa 10 cm bis 15 cm hohen Grasbestand. Die Wasserversorgung ist über die Vegetationsperiode betrachtet nicht optimal, durch Speicherung im Bodenkörper sowie Nachlieferung aus tieferen Bodenschichten kann auch unter trockenen klimatischen Bedingungen eine, wenn auch verminderte, Verdunstung aufrechterhalten werden. Die Gültigkeit der Grasreferenzverdunstung für den Berliner Raum wurde bereits von ZENKER (2003) bestätigt, der Untersuchungen an diversen Böden bei variablen Grundwasserständen durchführte.

Es wurden zwei Verfahren zur Berechnung der Grundwasserneubildung angewendet. Dabei ergab sich bei der Bestimmung der Grundwasserneubildung nach DIN 4049, Teil 1 (1992) an beiden Standorten eine geringe Zehrung. Der Zugang von oberirdischem infiltriertem Wasser, der zu einer Auffüllung des Speicherinhaltes führt, wird mit diesem Ansatz nicht erfasst. Die Anwendung des TUB-BGR-Verfahrens (WESSOLEK et al., 2004) ergab für den Standort Schönberg Deich mit 22,9 mm eine relativ gute Anpassung an den mit den Lysimetern 205 bzw. 206 ermittelten Messwert von 24 mm/a bzw. 43 mm/a. Für den Standort Wörlitz wurde eine negative Grundwasserneubildung (Zehrung) von -24,9 mm berechnet. Das weicht von der mit den Lysimetern 207 und 208 gemessenen Grundwasserneubildung von 46 mm/a bzw.

35 mm/a sehr stark ab. Die in Wörlitz kartierte durchwurzelte Bodenzone wies mit 237 mm eine sehr hohe nutzbare Feldkapazität auf, die über die pflanzenverfügbare Wassermenge logarithmisch in den berechneten Wert der Grundwasserneubildung einfluss. Es wurde mit den Niederschlagswerten und der ET_{FAO} für den Standort Falkenberg gerechnet, um die Vergleichbarkeit mit den Lysimeterergebnissen zu gewährleisten. Bei der Verwendung der vorgestellten Berechnungsergebnisse als Eingangsgrößen für die Bilanzierung von Stofftransporten in der Flussaue ergäben sich somit keine sickerwassergebundenen Stoffverlagerungen in Richtung Grundwasser. Dies würde zu einer Unterschätzung des Gefährdungspotentials belasteter Flussauestandorte, vor allem im Hinblick auf die Trinkwasserversorgung, führen.

Die Auswertung der Lysimeterergebnisse und der anschließende Vergleich mit den berechneten Parametern verdeutlichte die hohe Komplexität in den Wechselwirkungen einzelner Bodenwasserhaushaltsgrößen in Auenböden. Um für längere Zeiträume gültige Aussagen ableiten und eine Übertragung der Ergebnisse auf größere Landschaftseinheiten gewährleisten zu können, war eine Bodenwasserhaushaltsmodellierung erforderlich. Da die Randbedingungen sehr komplex sind und die berücksichtigten Prozesse nicht-linear ablaufen, ist eine Lösung der mathematischen Gleichungen nur mit numerischen Näherungsverfahren möglich (VANDERBORGHT et al., 2005). Im Ergebnis einer umfassenden Literaturrecherche mit anschließender Testung von drei Modellen wurde das Bodenwasserhaushaltsmodell HYDRUS-1D (ŠIMŮNEK et al., 2005) zur Simulation des Bodenwasserhaushaltes auf den untersuchten Flussauestandorten ausgewählt.

Ein weit reichender Datensatz, der die am Standort möglichen Extrema (für Auen sind das Überflutung und Austrocknung) enthält sowie eine Überwachungsfunktion, die mehrere Parameter einschließt, sind die Voraussetzung für die Ermittlung invers gewonnener aussagekräftiger Parameter der Bodenwasserhaushaltsmodellierung (FRANKS et al., 1999; SONNLEITNER et al., 2003). Die Datengrundlage bestand aus einem aussagekräftigen Parametersatz über 700 Tage, in den alle in der Vergangenheit an den Messplätzen beobachteten Extremzustände eingeflossen sind. Da Ereignisse, die außerhalb des Untersuchungszeitraumes lagen, mit dem wägbaren Grundwasserlysimeter experimentell nachgebildet wurden, konnte ein erheblicher Anteil der in der Natur potentiell eintretenden Verhältnisse bezüglich Klima und Bodenhydrologie messtechnisch erfasst werden. Die im Lysimeter bestimmenden Prozesse sind Wasserfluss und Wurzelwasseraufnahme. Daher lag der Fokus der Parameteranpassung auf der Ermittlung gültiger Pedotransferfunktionen für die einzelnen Bodenhorizonte. Nach WESSOLEK et al. (2002) sind die bodenhydrologischen Eigenschaften die elementaren Eingangsgrößen für Wasser- bzw. Stofftransportmodelle.

Die in der Literatur beschriebene inverse Parameterbestimmung auf der Grundlage von messtechnisch ermittelten Evapotranspirationsdaten erwies sich als geeignet zur Bereitstellung effektiver Pedotransferfunktionen für die gewählten Standorte (JHORAR et al., 2002). Mit der Anwendung dieses Verfahrens wurden für die beiden Bodenprofile im Bodenwasserhaushaltsmodell HYDRUS-1D die wesentlichen Parameter ermittelt und

anschließend sowohl auf einen abweichenden Zeitraum als auch das jeweils korrespondierende Lysimeter mit dem gleichen Boden bzw. den entsprechenden Messplatz angewendet. Dabei wurde eine für den gesamten Untersuchungszeitraum gültige untere Randbedingung nicht gefunden. Es ist hier eine Aufteilung in zwei Modellmodifikationen mit unterschiedlicher Randbedingung erfolgt, deren Ergebnisse zusammengeführt wurden.

Mit den zur Verfügung stehenden Mitteln konnte eine gute Anpassung der simulierten Kurven für Evapotranspiration und Grundwasserzu- und -abfluss an die Lysimeterergebnisse erreicht werden. Der Vergleich der simulierten Ergebnisse mit den Messergebnissen erfolgte anhand der Kontrollfunktionen Evapotranspiration **und** Grundwasserzu- und -abfluss, da dies die den Bodenwasserhaushalt eines Standortes maßgeblich repräsentierenden Größen sind. DISSE (1995) fand heraus, dass eine Anpassung lediglich der Bodenfeuchteganglinie zu Problemen in der Allgemeingültigkeit der angepassten Parametersätze führen kann. Die Gültigkeit der Parametersätze wurde bei der Anwendung sowohl auf einen anderen Zeitraum (das auf den ersten Untersuchungszeitraum 2003/2004 folgende Jahr 2005) als auch auf andere räumliche Bedingungen (das Lysimeter mit dem gleichen Boden bzw. den korrespondierenden Messplatz) bestätigt. Das zeigt, dass mit den bereit gestellten Modellierungsparametern eine Übertragung sowohl auf andere Untersuchungszeiträume mit abweichenden klimatischen Einflüssen (Langzeitprognosen) als auch auf angrenzende Bereiche mit ähnlichen Bodeneigenschaften möglich ist. Die ermittelten Kenngrößen wurden anschließend auf den jeweils entsprechenden *in situ*-Messplatz angewendet. Der dabei simulierte volumetrische Bodenwassergehalt in den einzelnen Tiefenstufen stimmt sehr gut mit den gemessenen Werten überein.

Die in Schönberg Deich vorgefundene Vega aus Auenlehm sowie die in Wörlitz angesprochene Tschernitza sind weit verbreitete Bodentypen im Bereich der Mittelelbe. Daher ermöglichen die bereit gestellten Modellierungsparameter eine Übertragung auf angrenzende Bereiche mit vergleichbaren Bodeneigenschaften sowie die Erstellung von Langzeitprognosen. Mit zunehmender Ausdehnung der Prognosefläche wird es schwieriger, aussagekräftige Eingangparameter abzuleiten (OLEJNIK, 2001). Basis weiterer Untersuchungen ist eine Klassifizierung der Standorte nach Lage im Auenbereich, Bodentyp sowie den klimatischen Randbedingungen. Daran muss sich eine detaillierte Analyse der Bodeneigenschaften, verbunden mit der Quantifizierung meteorologischer und bodenhydrologischer Parameter, anschließen. Die wichtigste Einflussgröße ist der Grundwasserflurabstand, der mit den Daten für volumetrischen Bodenwassergehalt, Matrixpotential, Lufttemperatur, Luftfeuchte sowie Windgeschwindigkeit ergänzt werden kann. Als Ergebnis der Anwendung eines mehrdimensionalen Bodenwasserhaushaltsmodells können die ermittelten Größen für die Darstellung in einem geographischen Informationssystem verschnitten werden.

Zur Quantifizierung von Stoffverlagerung und Stofftransport auf den Flussauenstandorten sind modifizierte Untersuchungsstrategien zu erarbeiten. Die vorliegenden Experimente haben gezeigt, dass mit dem Lysimeter auf Grund der Vermischung von Grundwasserzu- und -

abfließen eine sichere Datenlage für die Parameteroptimierung bei der Stoffhaushaltsmodellierung nicht erstellt werden kann. Wie in den vorangegangenen Ausführungen festgestellt, unterliegen die untersuchten Flussauenstandorte einer starken Grundwasserdynamik, die sowohl durch die vertikal im Bodenprofil ablaufenden Prozesse kapillarer Aufstieg und Grundwasserneubildung als auch die lateralen Prozesse Infiltration respektive Exfiltration bedingt ist. Mittels Grundwasserbilanzierung kann eine zeitliche und mengenmäßige Abgrenzung erfolgen. Die Untersuchung des abfließenden Wassers aus dem Ausgleichsbehälter ist nicht zur Stofftransportbilanzierung geeignet, da mit den momentan verfügbaren technischen Lösungen keine ereignisorientierte Separierung des Bodenwassers erfolgen kann. Es wird daher eine Kombination aus Lysimetermessungen und *in situ* Untersuchungen, z. B. mittels Tracern oder bodenhydrologischen Messplätzen empfohlen, um den Stofftransport auf Flussauenstandorten zu untersuchen.

Das wägbare Grundwasserlysimeter hat sich als geeignete Strategie zur sicheren und differenzierten Bestimmung der Bodenwasserhaushaltsgrößen auf Flussauenstandorten erwiesen. Die beschriebene Messanordnung wäre prinzipiell auch auf anderen grundwasserbeeinflussten Standorten einsetzbar. Dazu sollte jedoch der technische Aufbau des wägbaren Grundwasserlysimeters wie folgt überarbeitet und modifiziert werden:

- verstärkte thermische Dämmung zur weiteren Verminderung von Temperaturdifferenzen zwischen Lysimeter und gewachsenem Boden, Bedeckung des Bereiches um die Lysimeteroberfläche mit der gleichen Vegetation wie auf den Untersuchungsflächen ohne Unterbrechung durch einen Metallkragen,
- eine zeitnahe und sichere Realisierung der Überflutung (auch bei Frost) durch Modifizierung des Druckausgleichsbereiches des Ausgleichsbehälters,
- Entwicklung eines einfach zu installierenden Überstaukragens mit Gewährleistung absoluter Dichtigkeit. Dazu müssen Überstaukragen und Lysimetergefäß mit einer Flanschverbindung bzw. einer Manschette (z. B. Canada-Manschette, Mücher-Dichtungen), wie sie aus dem Rohrleitungsbau für die Trinkwasserversorgung bekannt sind, ausgerüstet werden.
- Maßnahmen zur Verbesserung der Winterfestigkeit – Dies bezieht sich vor allem auf im Winter in den Spalt zwischen Lysimetergefäß und Mantelrohr eindringendes Wasser, das anschließend ein Festfrieren des Lysimeterkörpers am Mantelrohr bewirken kann – durch eine relativ geschlossene Vegetationsdecke zwischen Lysimeteroberfläche und Umgebung, verbunden mit einer hochpräzisen Anpassung des Mantelrohres an das Lysimetergefäß.

5 Literatur

- ABBASPOUR, K. C.; SONNLEITNER, M. A.; SCHULIN, R. (1999): Uncertainty in estimation of soil hydraulic parameters by inverse modelling: Example lysimeter experiments. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63 (3), 501 – 509.
- ACREMAN, M.C.; HARDING, R.J.; LLOYD, C.R.; MCNEIL, D.D. (2003): Evaporation characteristics of wetlands: experience from a wet grassland and a reedbed using eddy correlation measurements. *Hydrology and Earth System Sciences*, 7(1), 11-21.
- ACREMAN, M.C.; RIDDINGTON, R.; BOOKER, D.J. (2003): Hydrological impacts of floodplain restoration: a case study of the River Cherwell, UK. *Hydrology and Earth System Sciences*, 7 (1), 75-85.
- AG BODEN (1996): *Bodenkundliche Kartieranleitung*; 4. Auflage, Berichtigter Nachdruck. Herausgegeben von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und den Geologischen Landesämtern in der Bundesrepublik Deutschland.
- ALLEN, R.G.; SMITH, M.; PERRIER, A.; PEREIRA, L.S. (1994): An Update for the Definition of Reference Evapotranspiration. *ICID Bulletin* 1994, 43 (2).
- ANDERSEN, H.E. (2004): Hydrology and nitrogen balance of seasonally inundated Danish floodplain wetland. *Hydrol. Process.* 18, 415-434.
- ARAKEL, A.V. und HONGJUN, T. (1992): Heavy metal geochemistry and dispersion pattern in coastal sediments, soil, and water of Kedron Brook floodplain area, Brisbane, Australia. *Environ. Geol.* 20 (3), 219-231.
- ATV-DVWK (2002): Verdunstung in Abhängigkeit von Landnutzung, Bewuchs und Boden. ATV-DVWK-Merkblatt 504, ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, 144 S.
- BAIRD, K.J. und MADDOCK III, T. (2005): Simulating riparian Evapotranspiration: a new methodology and application for groundwater models. *J. Hydrol.* 312 (1-4), 176-190.
- BASTIAANSEN, W.G.M.; NOORDMAN, E.J.M.; PELGRUM, H.; DAVIDS, G.; THORESON, B.P.; ALLEN, R.G. (2005): SEBAL model with remotely sensed data to improve water-resources management under actual field conditions. *J. Irrig. and Drain. Engrg.* – ASCE 131 (1): 85-93.
- BATELAAN, O.; DE SMEDT, F.; TRIEST, L. (2003): Regional groundwater discharge: phreatophyte mapping, groundwater modelling and impact analysis of land-use change. *J. Hydrol.* 275 (2003) 86-108.
- BECKER, A.; LAHMER, W. (Hrsg.) (2004): *Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Band 1: Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung*; Weißensee Verlag, Berlin.
- BETHGE-STEFFENS, D.; MEISSNER, R.; RUPP, H. (2004): Development and practical test of a weighable groundwater lysimeter for floodplain sites. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2004, 167, 516-524.
- BETHGE-STEFFENS, D.; MEISSNER, R.; RUPP, H. (2005): Quantifizierung des Bodenwasserhaushaltes mit Hilfe eines neu entwickelten wägbaren Grundwasserlysimeters. *Wasserwirtschaft* 12/2005, 45-48.

- BEVEN, K. (2006): A manifesto for the equifinality thesis; *J. Hydrol.* 320 (2006) 18 – 36.
- BEVEN, K.; BINLEY, A. (1992): The future of distributed models: model calibration and uncertainty prediction. *Hydrol. Process.* 6 (3), 279-298.
- BÖHM, G. (2001): Die reale Evapotranspiration von Niedermoorgebieten – Ermittlung und Parametrisierung nach dem Penman-Monteith-Konzept. Dissertation, Freie Universität Berlin.
- BÖHNKE, R., GEYER, S. (2000): Grundwasserdynamik in Auensedimenten der Mittleren Elbe. In: FRIESE, K.; WITTER, B.; MIEHLICH, G. und RODE, M. (2000): Stoffhaushalt von Auenökosystemen, Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag, S. 99-109.
- BÖHNKE, R. (2002): Hydrodynamik und Stofftransport in Auensedimenten der Mittleren Elbe unter Berücksichtigung eines ökosystemaren Bewertungskonzeptes. Dissertation, veröffentlicht als UFZ-Bericht ; 19/02.
- BOGENA, H.; KUNKEL, R.; SCHÖBEL, T.; SCHREY, H.P.; WENDLAND, F. (2005): Distributed modeling of groundwater recharge at the macroscale. *Ecol. Model.* 187 (1 SPEC. ISS.), 15-26.
- BRADLEY, C.; GILVEAR, D.J. (2000): Saturated and unsaturated flow dynamics in a floodplain wetland. *Hydrol. Process.* 14, 2945-2958.
- BRUEN, M.P.; OSMAN, Y.Z. (2004): Sensitivity of stream-aquifer seepage to spatial variability of the saturated hydraulic conductivity of the aquifer. *J. Hydrol.* 293, 289-302.
- BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE KOBLENZ (2003): BfG-Bericht Nr. 1342: BAGLUVA. Wasserhaushaltsverfahren zur Berechnung vieljähriger Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstung und des Gesamtabflusses. Bearbeiter: Gerhard Glugla, Petra Jankiewicz, Claudia Rachimow, Klaus Lojek, Katharina Richter, Gisela Fürtig, Peter Krahe.
- BUREK, P.-A. (2003): Langfristige, hydrologische Betrachtung der Grundwasserdynamik am Beispiel der Mittleren Elbe. Dissertation; Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe (TH), Heft 220.
- CALMANO, W., HONG, J., FOERSTNER, U. (1993): Binding and mobilization of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential. *Water Sci. Technol.*, 28, 8-9.
- CEY, E.E.; RUDOLPH, D.L.; ARAVENA, R.; (1998): Quantifying groundwater discharge to a small perennial stream in southern Ontario, Canada. *J. Hydrol.* 210, 21-37.
- CEY, E.E.; RUDOLPH, D.L.; ARAVENA, R.; PARKIN, G. (1999): Role of the riparian zone in controlling the distribution and fate of agricultural nitrogen near a small stream in southern Ontario. *J. Contam. Hydrol.* 37 (1999) 45-67.
- CHAPMAN, T.G.; MALONE, R.W. (2002): Comparison of models for estimation of groundwater recharge, using data from a deep weighing lysimeter. *Mathematics and Computers in Simulation* 59 (2002) 3-17.
- CHAUVELON, P.; TOURNOUD, M.G.; SANDOZ, A. (2003): Integrated hydrological modelling of a managed coastal Mediterranean wetland (Rhône delta, France): initial calibration. *Hydrology and Earth System Sciences*, 7(1), 123-131.

- CHEN, S.Y., LIN, J.G. (2001): Bioleaching of heavy metals from sediment: significance of pH. *Chemosphere*, 44, pp. 1093-1102.
- CHEN, X.; HU, Q. (2004): Groundwater influences on soil moisture and surface evaporation. *J. Hydrol.* 297; 285-300.
- CHEVIRON, B.; GUÉRIN, R.; TABBAGH, A.; BENDJOUDI, H. (2005): Determining long-term effective groundwater recharge by analyzing vertical soil temperature profiles at meteorological stations. *Water Resour. Res.* 41 (9) 1-6.
- DAHM, C.N.; CLEVERLY, J.R.; COONROD, J.E.A.; THIBAUT, J.R.; MCDONNELL, D.E.; GILROY, D.F. (2002): Evapotranspiration at the land/water interface in a semi-arid drainage basin. *Freshwater Biology* 47 (4): 831-843.
- DALLA COSTA, L.; GIANQUINTO, G. (2002): Water stress and water table depth influence yield, water use efficiency, and nitrogen recovery in bell pepper: Lysimeter studies. *Aust. J. Agric. Res.*, 53 (2): 201-210.
- DIN 4049-1 (1992): Hydrologie, Teil 1: Begriffe, Grundbegriffe und Wasserkreislauf; Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin.
- DIN 4049-3 (1994): Hydrologie, Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie, Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin.
- DISSE, M. (1995): Modellierung der Verdunstung und der Grundwasserneubildung in ebenen Einzugsgebieten. Dissertation. Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH); veröffentlicht in: Mitteilungen des Instituts für Hydrologie und Wasserwirtschaft an der Universität Karlsruhe, Heft 53.
- DREXLER, J.Z.; SNYDER, R.L.; SPANO, D.; THAPA, U, K. (2004): A review of models and micrometeorological methods used to estimate wetland evapotranspiration. *Hydrol. Process.* 18 (11), 2071 – 2101
- DVWK, HEFT 114 (1980): DVWK Regeln zur Wasserwirtschaft, Heft 114: Empfehlungen zum Bau und Betrieb von Lysimetern, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik e.V., Verlag Paul Parey.
- DVWK, Merkblatt 238 (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen, verantw. Hrsg.: Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK). Bearbeitet vom DVWK-Fachausschuss „Verdunstung“; Bonn: Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser, 1996.
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFTEN (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Nr. L 327/1 vom 22.12.2000.
- FRANKS, S.W.; BEVEN, K.J.; QUINN, P.F.; WRIGHT, I.R. (1997): On the sensitivity of soil-vegetation-atmosphere transfer (SVAT) schemes: equifinality and the problem of robust calibration. *Agric. For. Meteorol.* 86, 63-75.
- FRANKS, S.W.; BEVEN, K.J.; GASH, J.H.C. (1999): Multi-objective conditioning of a simple SVAT model. *Hydrology and Earth System Sciences*, 3(4), 477-489.

- FRIESE, K.; WITTER, B.; BRACK, W.; BUETTNER, O.; KRUEGER, F.; KUNERT, M.; RUPP, H. (2000): Distribution and Fate of Organic and Inorganic Contaminants in a River Floodplain – Results of a Case Study on the River Elbe, Germany. In: Remediation Engineering of Contaminated Soils, Hrg. WISE, D.; TRANTOLO, D.; CICHON, E.; INYANG, H. and STOTTMEISTER, U.; Marcel Dekker Inc. New York, Basel.
- FRIESE, K.; WITTER, B.; MIEHLICH, G.; RODE, M. (2000): Stoffhaushalt von Auenökosystemen, Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen; Springer Verlag.
- GAMBRELL, R.P., WISEPAPE, J.B., PATRICK, W.H. JR.; DUFF, M.C. (1991): The effects of pH, redox, and salinity on metal release from a contaminated sediment. *Water Air Soil Pollut*, 57 – 58 (1), 359-367.
- GILVEAR, D.J.; SADLER, P.J.K.; TELLAM, J.H., LLOYD, J.W. (1997): Surface Water Processes and Groundwater Flow Within a Hydrologically Complex Floodplain Wetland, Norfolk Broads, UK. *Hydrology and Earth System Sciences*, 1, 115-135.
- GOLLADAY, S.W.; BATTLE, J. (2002): Effects of Flooding and Drought on Water Quality in Gulf Coastal Plain Streams in Georgia. *J. Environ. Qual.* 31. 1266-1272.
- GOODRICH, D.C.; SCOTT, R.; QI, J.; GOFF, B.; UNKRICH, C.L.; MORAN, M.S.; WILLIAMS, D.; SCHAEFFER, S.; SNYDER, K.; MACNISH, R.; MADDOCK, T.; POOL, D.; CHEHBOUNI, A.; COOPER, D.I.; EICHINGER, W.E.; SHUTTLEWORTH, W.J.; KERR, Y.; MARSETT, R.; NI, W. (2000): Seasonal estimates of riparian Evapotranspiration using remote and in situ measurements. *Agric. For. Meteorol.* 105 (1-3). 281-309.
- GUGGENBERGER, G., GLASER, B.; ZECH, W. (1994): Heavy metal binding by hydrophobic and hydrophilic dissolved organic carbon fractions in a Spodosol A and B horizon. *Water Air Soil Pollut* 72 (1-4), 111-127.
- GUNDUZ, O. and ARAL, M.M. (2005): River networks and groundwater flow: a simultaneous solution of a coupled system. *J. Hydrol.* 301, 216-234.
- HAFERKORN, U. (2000): Größen des Wasserhaushaltes verschiedener Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung im klimatischen Grenzraum des Mitteldeutschen Trockengebietes – Ergebnisse der Lysimeterstation Brandis. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen.
- HEINRICHFREISE, A. (2000): Zur Erfassung der Grundwasserstandsschwankungen in Flußauen als Grundlage für Landeskultur und Planung – Beispiele von der Donau. *Angewandte Landschaftsökologie*, H. 37, 13-21; Hrsg. Bundesamt für Naturschutz, Bonn
- HUNT, R.J.; KRABBENHOFT, D.P. (1996): Groundwater inflow measurements in wetland systems. *Water Resour. Res.* 32 (3), 495-507.
- HUPET, F.; VANCLOOSTER, M. (2001): Effect of the sampling frequency of meteorological variables on the estimation of the reference evapotranspiration. *J. Hydrol.* 243, 192 – 204.
- INES, A. V. M.; DROOGERS, P. (2002): Inverse modelling in estimating soil hydraulic functions: a Genetic Algorithm approach. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6 (1), 49 – 65.
- INGRAM, H.A.P.; COUPAR, A.M.; BRAGG, O.M. (2001): Theory and practice of hydrostatic Lysimeters for direct measurement of net seepage in a patterned mire in north Scotland. *Hydrology and Earth System Sciences*, 5 (4): 693-709.

- JABER, F.H.; SHUKLA, S. (2006): Effects of Soil Moisture Sensor Spacing and Zone of Influence on Recharge Calculations. *Soil Sci.* 171 (4), 305-312.
- JACOB, D.L.; OTTE, M.L. (2003): Conflicting processes in the wetland plant rhizosphere: Metal retention or mobilization. *Water Air Soil Pollut.* 3 (1), 91-104.
- JANKIEWICZ, P. (2004): Differenzierte Parametrisierung von Verfahren zur Verdunstungsbestimmung unter Berücksichtigung von Bodenfeuchte und Phänologie. Machbarkeitsstudie im Projekt der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe HW-1.2 „Verdunstung“; *Wasserwirtschaft* 05/2004, 52 – 55.
- JHORAR, R.K.; BASTIAANSEN, W.G.M.; FEDDES, R.A.; VAN DAM, J.C. (2002): Inversely estimating soil hydraulic functions using Evapotranspiration fluxes. *J. Hydrol.* 258, 198-213.
- JORIS, I.; FEYEN, J. (2003): Modelling water flow and seasonal soil moisture dynamics in an alluvial groundwater-fed wetland. *Hydrology and Earth System Sciences*, 7(1), 57-66.
- KANG, S.Z.; ZHANG, F.C.; HU, X.T.; JERIE, P.; ZHANG, L. (2001): Effects of shallow water table on capillary contribution, Evapotranspiration, and crop coefficient of maize and winter wheat in a semi-arid region. *Aust. J. Agric. Res.* 52 (3), 317-327.
- KENDY, E.; GÉRARD-MARCHANT, P.; WALTER, M.T.; ZHANG, Y.; LIU, C.; STEENHUIS, T.S. (2003): A soil-water-balance approach to quantify groundwater recharge from irrigated cropland in the North China Plain. *Hydrol. Process.* 17 (10), 2011-2031.
- KRAUSE, S. (2005): Untersuchung und Modellierung von Wasserhaushalt und Stofftransportprozessen in grundwassergeprägten Landschaften am Beispiel der Unteren Havel. Dissertation, Universität Potsdam.
- KRÜGER, F., RUPP, H., BÜTTNER, O., KUHNERT, M., MEISSNER, R., MUHS, K.; WITTER, B. (2000): Wirkung von Hochwasserereignissen auf die Schadstoffbelastung von Auen und kulturwirtschaftlich genutzte Böden im Überschwemmungsbereich von Oka und Elbe; Endbericht des BMBF Forschungsvorhabens FKZ 02 ET 9617/0
- KRÜGER, F.; MEISSNER, R.; GRÖNGRÖFT, A.; GRUNEWALD, K. (2005): Flood Induced Heavy Metal and Arsenic Contamination of Elbe River Floodplain Soils. *Acta hydrochim. Hydrobiol.* 33 (5), 455-465.
- KUNKEL, R. und WENDLAND, F. (1998): Der Landschaftswasserhaushalt im Flusseinzugsgebiet der Elbe: Verfahren, Datengrundlagen und Bilanzgrößen. Schriften des Forschungszentrums Jülich. Reihe Umwelt/ Environment; Band 12.
- KURC, S.A.; SMALL, E.E. (2004): Dynamics of Evapotranspiration in semiarid grassland and shrubland ecosystems during the summer monsoon season, central New Mexico. *Water Resour. Res.* 40, W09305.
- LARSBO, M. und JARVIS, N. (2003): Macro 5.0. A model of water flow and solute transport in macroporous soil. Technical description, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Soil Sciences, Division of Environmental Physics; Emergo; Report.
- LARSBO, M.; ROULIER, S.; STENEMO, F.; KASTEEL, R.; JARVIS, N. (2005): An Improved Dual-Permeability Model of Water Flow and Solute Transport in the Vadose Zone. *Vadose Zone Journal* 4, 398-406.

- MAC NISH, R.D.; UNKRICH, C.L.; SMYTHE, E.; GOODRICH, D.C.; MADDOCK, T. (2000): Comparison of Riparian Evapotranspiration Estimates based on a Water Balance Approach and Sap Flow Measurements. *Agric. For. Meteorol.* 105 (1-3), 271-279.
- MASTRORILLI, M.; KATERJI, N.; RANA, G.; NOUNA, B.B. (1998): Daily actual Evapotranspiration measured with TDR technique in Mediterranean conditions. *Agric. For. Meteorol.* 90, 81-89.
- McGREGOR, R. G.; BLOWES, D. W.; JAMBOR, J. L.; ROBERTSON, W. D. (1998): Mobilization and attenuation of heavy metals within a nickel mine tailings impoundment near Sudbury, Ontario, Canada. *Environ. Geol.*, 36 (3-4), 305-319.
- MEISSNER, R.; RUPP, H.; SEYFARTH, M.; BRÄUTIGAM, R. (1999): Lysimeterstation. Patent-Nr. DE 199 07 463 A 1; GO 1 N 33/18, Erteilung am 14.02.1999.
- MEISSNER, R.; RUPP, H.; SCHUBERT, M. (2000 a): Novel lysimeter techniques - A basis for the improved investigation of water, gas, and solute transport in soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163 (6), 603-608.
- MEISSNER, R.; RUPP, H.; SEYFARTH, M.; PUNZEL, J. (2000 b): Verfahren zum automatischen Betrieb eines wägbaren Grundwasserlysimeters. Patent-Nr. 199 02 462; IPC: GO 1 N 33/18, Erteilung am 21.06.2000.
- MEISSNER, R.; SEYFARTH, M.; FRIEDRICH, H.; RUPP, H.; BEUTER, M.; KESSLER, K. (2000 c): Verfahren und Vorrichtung zur monolithischen Entnahme von Bodensäulen. Patent-Nr. 100 48 089; Erteilung am 04.11.2000
- MIDDELKOOP, H. (2000): Heavy-metal pollution of river Rhine and Meuse floodplains in the netherlands. *Geologie en Mijnbouw / Netherlands Journal of Geosciences* 79 (4), 411-428.
- MIEHLICH, G. (2000): Eigenschaften, Genese und Funktionen von Böden in Auen Mitteleuropas. FRIESE, K.; WITTER, B.; MIEHLICH, G. und RODE, M.: Stoffhaushalt von Auenökosystemen, Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag.
- MOHRLOK, U. (2003): Prediction of changes in groundwater dynamics caused by relocation of river embankments. *Hydrology and Earth System Sciences*, 7(1), 67-74.
- MULTRUS, F.; LUCYGA, D. (1996): Einführung in STATISTIKA/w. Daten, Ergebnisse, Interpretationen. Lucius & Lucius Verlagsgesellschaft mbH Stuttgart 1996.
- MUNDEL, G. (1982): Untersuchungen über die Evapotranspiration von Grasland auf Grundwasserstandorten. 1. Mitteilung: Beziehungen zwischen meteorologischen Faktoren und Evapotranspiration. *Arch. Acker- und Pflanzenbau u. Bodenkd.*, Berlin 26 (1982) 8, 507-513.
- NACHABE, M.; SHAH, N.; ROSS, M.; VOMACKA, J. (2005): Evapotranspiration of Two Vegetation Covers in a Shallow Water Table Environment. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69, 492-499.
- NAGLER, P.L.; CLEVERLY, J.R.; GLENN, E.P.; LAMPKIN, D.; HUETE, A.R.; WAN, Z.M. (2005): Predicting riparian Evapotranspiration from MODIS vegetation indices and meteorological data. *Remote Sens. Environ.* 94 (1), 17-30.
- NASH, J.E.; SUTCLIFFE, J.V. (1970): River flow forecasting through conceptual models. Part I – A Discussion of principles. *J. Hydrol.* 10, 282-290.

- NEGREL, P.; PETELET-GIRAUD, E.; BARBIER, J.; GAUTIER, E. (2003): Surface water-groundwater interactions in an alluvial plain: Chemical and isotopic systematics. *J. Hydrol.* 277 (3-4), 248-267.
- NEMETH, M.S.; SOLO-GABRIELE, H.M. (2003): Evaluation of the use of reach transmissivity to quantify exchange between groundwater and surface water. *J. Hydrol.* 274 (1-4), 145-159.
- NESTLER, W., MACHELEIDT, W., HERLITZIUS, J. (2000): Grundwasserströmung in der Elbaue bei Falkenberg. Abschlußbericht im Auftrag des UFZ; unveröffentlicht.
- NICHOLS, J.; EICHINGER, W.; COOPER, D.I.; PRUEGER, J.H.; HIPPS, L.E.; NEALE, C.M.U.; BAWAZIR, A.S. (2004): Comparison of evaporation estimation methods for a riparian area. Final Report. IIHR Technical Report No. 436, IIHR-Hydroscience and Engineering, College of Engineering, University of Iowa, Iowa City IA 52242-1585.
- OLEJNIK, J.; EULENSTEIN, F.; KEDZIORA, A.; WERNER, A. (2001): Evaluation of a water balance model using data for bare soil and crop surfaces in Middle Europe. *Agric. For. Meteorol.* 106, 105-116.
- PAUWELS, V.R.N.; SAMSON, R. (2006): Comparison of different methods to measure and model actual evapotranspiration rates for a wet sloping grassland. *Agricultural Water Management* 82 (1-2), 1-24
- POOLE, G.C.; STANFORD, J.A.; RUNNING, S.W.; FRISSELL, C.A.; WOESSNER, W.W.; ELLIS, B.K. (2004): A Patch hierarchy approach to modeling surface and subsurface hydrology in complex flood-plain environments. *Earth Sur. Process. Landf.* 29, 1259-1274.
- RANA, G.; KATERJI, N. (1998): A Measurement Based Sensitivity Analysis of the Penman-Monteith Actual Evapotranspiration Model for Crops of Different Height and in Contrasting Water Status. *Theor. Appl. Climatol.* 60, 141-149.
- RANA, G.; KATERJI, N. (2000): Measurement and estimation of actual evapotranspiration in the field under Mediterranean climate: a review. *Eur. J Agr.* 13 (2-3), 125-153.
- RANA, G.; KATERJI, N.; MASTRORILLI, M. (1997a): Environmental and soil-plant parameters for modelling actual crop Evapotranspiration under water stress conditions. *Ecol. Model.* 101, 363-371.
- RANA, G.; KATERJI, N.; MASTRORILLI, M.; EL MOUJABBER, M.; BRISSON, N. (1997b): Validation of a model of actual Evapotranspiration for water stressed soybeans. *Agric. For. Meteorol.* 86, 215-224.
- RICHTER, D. (1995): Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Messfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. *Berichte des Deutschen Wetterdienstes Nr. 194*, 93 Seiten, Offenbach am Main 1995
- RINKLEBE, J., MARAHRENS, S., BÖHNKE, R., AMARELL, U., NEUE, H.-U. (2000): Großmaßstäbige bodenkundliche Kartierung im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. In: FRIESE, K.; WITTER, B.; MIEHLICH, G. und RODE, M. (2000): Stoffhaushalt von Auenökosystemen, Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen; Springer Verlag
- RINKLEBE, J. (2004): Differenzierung von Auenböden der mittleren Elbe und Quantifizierung des Einflusses von deren Bodenkennwerten auf die mikrobielle Biomasse und die Bodenenzymaktivitäten von b-Glucosidase, Protease und alkalischer Phosphatase. Dissertation, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.

- ROTH, D.; GÜNTHER, R.; KNOBLAUCH, S. (1994): Technische Anforderungen an Lysimeteranlagen als Voraussetzung für die Übertragbarkeit von Lysimeterergebnissen auf landwirtschaftliche Nutzflächen. In: 4. Gumpensteiner Lysimetertagung „Übertragung von Lysimeterergebnissen auf landwirtschaftlich genutzte Flächen und Regionen“, BAL Gumpenstein, 19.-20. April 1994, 9-21.
- SCHOLZ, M.; STAB, S.; HENLE, K. (Hrsg.) (2001): Indikation in Auen, Präsentation der Ergebnisse aus dem RIVA-Projekt. UFZ-Bericht Nr. 8/2001, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume.
- SCHOLZ, M.; STAB, S.; DZIOCK, F.; HENLE, K. (Hrsg) (2005): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. - Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Band 4; Weißensee Verlag Berlin.
- SCHUURMANS, J.M.; TROCH, P.A.; VELDHUIZEN, A.A.; BASTIAANSEN, W.G.M.; BIERKENS, M.F.P. (2003): Assimilation of remotely sensed latent heat flux in a distributed hydrological model. *Adv. Water Resour.* 26 (2), 151-159.
- SCHWARTZ, R.; GRÖNGRÖFT, A.; MIEHLICH, G. (2000): Charakterisierung und Wasserhaushalt typischer Böden im Überschwemmungsbereich der unteren Mittel-Elbe. In: FRIESE, K.; WITTER, B.; MIEHLICH, G. und RODE, M. (2000): Stoffhaushalt von Auenökosystemen, Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen; Springer Verlag.
- SCHWARTZ, R. (2001): Die Böden der Elbaue bei Lenzen und ihre möglichen Veränderungen nach Rückdeichung. Dissertation, Universität Hamburg.
- SCHWÄRZEL, K.; BOHL, H.P. (2003): An easily installable groundwater lysimeter to determine water balance components and hydraulic properties of peat soils. *Hydrology and Earth System Sciences*, 7(1), 23-32.
- SCHWÄRZEL, K.; ŠIMŮNEK, J.; VAN GENUCHTEN, M.T.; WESSOLEK, G. (2006): Measurement and modeling of soil-water dynamics and evapotranspiration of drained peatland soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169, 762-774.
- SHENTSIS, I.; ROSENTHAL, E. (2003): Recharge of aquifers by flood events in an arid region. *Hydrol. Process.* 17 (4), 695-712.
- ŠIMŮNEK, J.; VAN GENUCHTEN, M.T.; SEJNA, M. (2005): The Hydrus-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably Saturated Media. April 2005; Department of Environmental Sciences, University of California Riverside; Riverside, California.
- SOMMER, T. (2000): Auswirkungen anthropogener Überprägungen von Flußauen auf deren Grundwasserdynamik und -beschaffenheit am Beispiel der Unstrut (Thüringen). Dissertation, Friedrich-Schiller-Universität Jena.
- SONNLEITNER, M.A.; ABBASPOUR, K.C.; SCHULIN, R. (2003): Hydraulic and transport properties of the plant-soil system estimated by inverse modelling. *Eur. J. Soil Sci.* 54, 127-138.
- SOPHOCLEOUS, M. (1991): Combining the soilwater balance and water-level fluctuation methods to estimate natural groundwater recharge: practical aspects. *J. Hydrol.* 124, 229-241.

- SOPHOCLEOUS, M. (2002): Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. *Hydrogeology Journal* 10; 52-67.
- SOPPE, R.W.O.; AYARS, J.E. (2003): Characterizing ground water use by safflower using weighing lysimeters. *Agricultural water management*, 60 (1), 59-71.
- STANLEY, C.D.; HARBAUGH, B.K. (2002): Water table depth effect on water use and tuber yield for subirrigated caladium production. *Horttechnology*, 12 (4), 679-681.
- STRASSER, U.; MAUSER, W. (2001): Modelling the spatial and temporal variations of the water balance for the Weser catchment 1965-1994. *J. Hydrol.* 254, 199-214.
- TACK, F.M., VERLOO, M.G. (1995): Chemical speciation and fractionation in soil and sediment heavy metal analysis: a review. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 59, 225-238.
- VANDERBORGHT, J.; KASTEEL, R.; HERBST, M.; JAVAUX, M.; THIÈRY, D.; VANCLOOSTER, M.; MOUVET, C.; VERECKEN, H. (2005): A Set of Analytical Benchmarks to Test Numerical Models of Flow and Transport in Soils. *Vadose Zone Journal* 4, 206-221.
- VENTERINK, H.O.; WIEGMAN, F.; VAN DER LEE, G.E.M.; VERMAAT, J.E. (2003): Role of the Active Floodplains for Nutrient Retention in the River Rhine. *J. Environ. Qual.* 32, 1430-1435.
- VOLLMER, S.; DE LOS SANTOS RAMOS, F.; DAEBEL, H.; KÜHN, G. (2002): Micro scale exchange processes between surface and subsurface water. *J. Hydrol.* 268, 3-10.
- WEGEHENKEL, M. (2000): Test of a modelling system for simulating water balances and plant growth using various different complex approaches. *Ecol. Model.* 129, 39-64.
- WEGEHENKEL, M.; KERSEBAUM, K.C. (2005): The validation of a modelling system for calculating water balance and catchment discharge using simple techniques based on field data and remote sensing data. *Phys. Chem. Earth* 30 (1-3), 171-79.
- WENG, P.; GIRAUD, F.; FLEURY, P.; CHEVALLIER, C. (2003): Characterising and modelling groundwater discharge in an agricultural wetland on the French Atlantic coast. *Hydrology and Earth System Sciences*, 7(1), 33-42.
- WESSOLEK, G.; SCHWÄRZEL, K.; RENGER, M.; SAUERBREY, R.; SIEWERT, C. (2002): Soil hydrology and CO₂ release of peat soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165 (4), 494-500.
- WESSOLEK, G.; DUIJNISVELD, W.; TRINKS, S. (2004): Ein neues Verfahren zur Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden: das TUB-BGR-Verfahren. *Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, ATV-DVWK, Heft 05.04, Bd. 1: Wasser- und Stofftransport in heterogenen Einzugsgebieten*, 135-145.
- XU, C.-Y.; CHEN, D. (2005a): Comparison of seven models for estimation of evapotranspiration and groundwater recharge using lysimeter measurement data in Germany. *Hydrol. Process.* 19, 3717-3734.
- XU, C.-Y.; SINGH, V.P. (2005b): Evaluation of three complementary relationship Evapotranspiration models by water balance approach to estimate actual regional Evapotranspiration in different climatic regions. *J. Hydrol.* 308, 105-121.

- XU, Z.X.; LI, J.Y. (2003): A distributed approach for estimating catchment evapotranspiration: comparison of the combination equation and the complementary relationship approaches. *Hydrol. Process.* 17, 1509-1523.
- YAMANAKA, T.; TAKEDA, A.; SHIMADA, J. (1998): Evaporation beneath the soil surface: some observational evidence and numerical experiments. *Hydrol. Process.* 12 (13-14), 2193-2203
- YANG, J.; LI, B.; LIU, S. (2000): A large weighing Lysimeter for Evapotranspiration and soil-water-groundwater exchange studies. *Hydrol. Process.* 14 (10), 1887-1897.
- ZENKER, T. (2003): Verdunstungswiderstände und Gras-Referenzverdunstung – Lysimeteruntersuchungen zum Penman-Monteith-Ansatz im Berliner Raum. Dissertation, Technische Universität Berlin.
- ZHANG, L.; DAWES, W.R.; SLAVICH, P.G.; MEYER, W.S.; THORBURN, P.J.; SMITH, D.J.; WALKER, G.R. (1999): Growth and ground water uptake responses of Lucerne to changes in groundwater levels and salinity: lysimeter, isotope and modelling studies. *Agricultural Water Management* 39, 265-282.
- ZHANG, Y.Q.; LIU, C.; SHEN, Y.; KONDOH, A.; TANG, C.; TANAKA, T.; SHIMADA, J. (2002): Measurement of Evapotranspiration in a winter wheat field. *Hydrol. Process.* 16 (14), 2805-2817

Anhang

A 1 Beschreibung der Messtechnik: Klima-Messstation

A 1.1 Erdboden-Widerstands-Thermometer (828)

- Messelement: Pt 100 1/3 DIN 43760 bzw. DIN IEC 751
- Messbereich: -50...+50°C
- Messgenauigkeit: 0,1° C bei 0°C gemäß DIN IEC 751
- Ca. Abmessungen: Länge des Kabels: 7.500 mm
Länge des Schaftes: 105 mm
Ø des Schaftes: 8 mm
- Gewicht: 0,4 kg
- Eingebaut in den Tiefenstufen 5, 10, 20, 50 und 100 cm unter GOK
- Hersteller, Lieferung und Einbau: Firma Lambrecht, Klimatologische Messtechnik, Göttingen

A 1.2 Messwertgeber für relative Feuchte und Temperatur der Luft

- Feuchte:
 - Messelement: Hygrometrisch (PERNIX-Haarharfe)
 - Messbereich: 5...100 % r.F. mit örtlicher Anzeige, Skala in 1 % r.F. geteilt
 - Abweichung: ± 2,5 % (bei regelmäßiger Regeneration)
- Temperatur:
 - Messelement: Pt100, 1/3 DIN
 - Abweichung: gemäß DIN/IEC 751 (± 0,1 °C bei 0°C)
 - Messung der Temperatur in 2 m und 5 cm Höhe über dem Erdboden
- Allgemein:
 - Temperatureinsatzbereich: -60...+70°C
 - Abmessungen: Höhe 395 mm; Tiefe 79 mm;
Messschaft-Ø 29 mm; Messkopf-Ø 104 mm
 - Mit Schutzhütte zur Vermeidung von Messfehlern durch Niederschlag und Sonneneinstrahlung; Material: wetterfestes Aluminium, eloxiert
- Hersteller, Lieferung und Einbau: Firma Lambrecht, Klimatologische Messtechnik, Göttingen

A 1.3 Automatischer Regenmesser

- Auffangfläche 200 cm³ (WMO-Norm)
- Wippenmesssystem nach Joss-Tognini mit Reed-Kontakt (Schließer)
- Wippeninhalt: 2 cm³ Flüssigkeit
- Auflösung: 0,1 mm Niederschlag je Wippenkipfung (Reedkontaktschluss)
- Arbeitsbereich: 0...7,5 mm Niederschlag / min
- elektronische Heizung, daher Einsatz bis – 25 °C
- Messung in 1 m Höhe über dem Erdboden
- Hersteller, Lieferung und Einbau: Firma Lambrecht, Klimatologische Messtechnik, Göttingen

A 1.4 Messwertgeber für Windgeschwindigkeit und Windrichtung

- Windgeschwindigkeit:
 - Max. Geschwindigkeitsbereich: 50 m/s / Böen bis 60 m/s
 - Messelement: Opto-elektronisch: inkremental
 - Anlaufwert: ca. 0,3 m/s kompensiert
 - Messbereich/Auflösung: 0,3 ... 50 m/s / 0,1 m/s
 - Messfehler: ± 0,3 m/s bis 10 m/s, ± 2 % über 10 m/s
- Windrichtung:
 - Max. Geschwindigkeitsbereich: 50 m/s / Böen bis 60 m/s
 - Messelement: Opto-elektronisch: 8 bit Gray-Code
 - Anlaufwert: ca. 0,3 m/s
 - Messbereich/Auflösung: 0 ... 360 ° / 2,5 °
 - Genauigkeit: ± 2,5 °
- Temperatureinsatzbereich: -30 ... 70 °C
- Mit internem Messumformer
- Messung in 10 m Höhe
- Hersteller, Lieferung und Einbau: Firma Lambrecht, Klimatologische Messtechnik, Göttingen

A 1.5 Pyranometer CM 11 zur Messung der Globalstrahlung

- Messung der Bestrahlungsstärke (Strahlungsfluss, Watt/m²) auf einer ebenen Oberfläche
- Ansprechzeit: < 15 s
- Nullverschiebung:
 - a) Ansprechen auf 200 W/m² Nettowärmestrahlung (belüftet): + 7 W/m²
 - b) Ansprechen auf Änderung der Umgebungstemperatur 5°K/h: ± 2 W/m²
- Temperaturansprechen: 2 %
- Neigungsansprechen: ± 0 %
- Einfallswinkel: 2 π sr
- Bestrahlungsstärke: 0 – 1400 W/m² (max. 4000 W/m²)
- Spektralbereich: 305 – 2800 nm (50% Punkte)
335 – 2200 nm (95 % Punkte)
- Empfindlichkeit: zwischen 4 und 6 μV/Wm²
- Impedanz: 700 – 1500 Ω
- Farbe des Fühlers: kohlschwarz
- Halbkugeln: Optisches Glas Schott K5, 2 mm dick,
äußerer Durchmesser 30 mm und 50 mm
- Hersteller, Lieferung und Einbau: Firma Lambrecht, Klimatologische Messtechnik,
Göttingen

A 2 Beschreibung der Messtechnik: Messplatz Schönberg Deich

A 2.1 TDR-Sonden zur Ermittlung der Bodenfeuchte

- Intelligente Einbausonde TRIME-EZ in vergossener Ausführung IP68 mit eingebauter Elektronik und Analogausgang 0 bis 1 V, Einbaurohrverlängerung zum Erreichen der Messposition und 10 m Anschlusskabel
- Messbereich volumetrischer Wassergehalt: 0...95%
- Genauigkeit volumetrischer Wassergehalt: 0...40% vol. F. +/- 1%
- 40...70% vol. F. +/- 2%
- Einsatztemperaturbereich: -10°C...50°C
- Eingebaut in 30 cm, 60 cm, 90 cm und 120 cm Tiefe unter Geländeoberkante
- Hersteller: Firma IMKO, Ettlingen
- Lieferung und Einbau: Firma Umwelt-Geräte-Technik GmbH, Müncheberg

A 2.2 Tensiometer zur Untersuchung des Matrixpotentials

- Frostgeschützte Keramikzelle P80 (KPM) 20 x 50 mit hoch auflösendem Differenzdruckwandler 10 mV/V, Fehlergrenzen bei 0 bis 25 °C; Linearität 0,5 %, Nullpunkt 0,5 %, Steilheit 0,5 %, Standrohr 100 cm, wasserdicht verschlossen (überflutungsfest), 10 m Kabel geschirmt mit Referenzdruckleitung
- Eingebaut in 30 cm, 60 cm und 90 cm Tiefe unter Geländeoberkante
- Hersteller, Lieferung und Einbau: Firma Umwelt-Geräte-Technik GmbH, Müncheberg

A 2.3 Messwertgeber zur Messung der Bodentemperatur

- Messwertgeber mit PT100 (1/3 DIN) zur Messung der Bodentemperatur, vergrabbare wasserdichte Ausführung, Messbereich: -30 bis +50 °C, 5 m Anschlusskabel
- Eingebaut in 30 cm, 60 cm und 90 cm Tiefe unter Geländeoberkante
- Hersteller, Lieferung und Einbau: Firma Umwelt-Geräte-Technik GmbH, Müncheberg

A 2.4 UGT-Datenlogger

- UGT-Datenlogger DL 105, 48-kanalig
- 48-kanaliger Datenlogger mit 512 kb RAM geschützt, eigenständige Echtzeituhr, 15-BIT-ADU, Schlafsteuerung, Übergabemodule mit je acht echten Differenzeingängen, Schnittstelle RS 232 für den Anschluss eines PC, komplett mit Software zur Datenerfassung, -übertragung und -speicherung (als ASCII-File tabuliert für den Import in Tabellenkalkulationssysteme wie MS-EXCEL) und Anschlusskabel, Energiebedarf < 0,1 Ah/d

- Für den Anschluss von 8 Tensiometern T151, 4 TDR-Bodenfeuchtesonden, 1 Luftfeuchte, 1 Lufttemperatur, 1 Windgeschwindigkeit, 1 Pegelsensor, 3 Bodentemperatur, 12 Redoxsonden, 1 Unterdruckmessung der Saugsondenanlage mit Schaltausgang, 1 Betriebsspannung (5 freie Kanäle für Tensiometer oder TDR, 6 freie Ereignis-Eingänge, 4 freie Eingänge für Redoxsonden)
- Kommunikationseinheit mit LCD-Anzeige, zweizeilig mit Tastatur, zur Anzeige der Momentanwerte und des Loggerzustandes
- Sonderanfertigung ABS-Gehäuse mit 48 Eingängen mit Steckverbindern für den Anschluss aller Sensoren, der Solarstromversorgung und des Schaltausgangs, Überdach und Beschläge zur Mastmontage
- Funkdatenübertragungseinheit bestehend aus GSM-Datenfunkmodem im wetterfesten Gehäuse, Antenne, Interface für Datenlogger, incl. Softwareanpassung, Spannungsversorgung 8...28 V DC, Stromverbrauch Senden/Empfangen: typ. 200 mA bei 12 V DC, Standbymodus < 45 mA, Stromversorgung wird vom Logger geschaltet
- Hersteller, Lieferung und Einbau: Firma Umwelt-Geräte-Technik GmbH, Müncheberg

A 2.5 Stromversorgung

- Solarstromversorgung komplett mit Solarpanel, 12 V/48 W, Solarakkumulator, Laderegler und Beschlägen zur Pontonmontage
- Hersteller, Lieferung und Einbau: Firma Umwelt-Geräte-Technik GmbH, Müncheberg

A 2.6 Grundwasserflurabstand

- Kapazitiver Drucktransmitter für Pegelmessung, Messbereich 0-10 m WS, Auflösung 1 cm WS für den Einsatz im Grundwasser (Gehäuse Edelstahl rostfrei Keramikmembran goldbeschichtet), Kabellänge 5 m
- Zusammengesetzter Fehler: < 0,3 %; Temperaturdrift: < 0,02 % / K
- Zusätzliches Anschlusskabel mit Druckausgleichskapillare (2 * 15 m)
- Hersteller, Lieferung und Einbau: Firma Umwelt-Geräte-Technik GmbH, Müncheberg

A 2.7 Niederschlag

- Aufgestellt in 1 m Höhe an einem Installationsmast
- Messwertgeber für Niederschlag unbeheizt, mit Wippe, Auffangfläche 200 cm², Impulsausgang: Auflösung 0,1 mm, mit Analogausgang 0...1 V
- Hersteller, Lieferung und Einbau: Firma Umwelt-Geräte-Technik GmbH, Müncheberg

A 2.8 Lufttemperatur, Luftfeuchte

- Kombiniertes Luftfeuchte-Temperaturgeber mit Schutzhütte Typ Young
- Temperaturbereich -30 ... + 50 °C, 1/3 DIN
- Auflösung 0,1 °C
- Feuchte 0 ... 100 % rel. Feuchte
- Auflösung 0,5 % rel. Feuchte
- Hersteller, Lieferung und Einbau: Firma Umwelt-Geräte-Technik GmbH, Müncheberg

A 2.9 Windgeschwindigkeit

- Messwertgeber für Windgeschwindigkeit
- Messbereich 0 ... 60 m/s
- Anlaufwert 0,5 m/s
- Fehlergrenze 10 ... 40 m/s 5 %
- Fehlergrenze 0,5 ... 10 m/s 0,5 m/s
- Hersteller, Lieferung und Einbau: Firma Umwelt-Geräte-Technik GmbH, Müncheberg

A3 Beschreibung der Messtechnik: Wägbares Grundwasserlysimeter

A 3.1 Entnahmevorrichtung zur monolithischen Entnahme von Bodensäulen

- 3-fach-Auslegerstativ mit seitlichen Führungsschienen (Toleranz einstellbar) und Auflagekonsolen für Erdanker
- Hydraulische Zug-Druck-Vorrichtung mit 2,20 m ausfahrbarem Teleskopzylinder incl. hydraulischer Antriebsmöglichkeit und 3-Punktanlegung für Lysimetergefäß
- Elektromotorisch getriebene Fräs-Schneidvorrichtung mit Überlastschutz, coaxialer Führung und Drucklagerung zur Aufnahme des Lysimetergefäßes
- Lysimetermantel: 1 m² Querschnittsfläche, Lichte Höhe 2.000 mm, Wandstärke 10 mm
- Umlaufende Schneide zur Gewinnung von Bodenmonolithen, Anschlagösen und Haltewinkel für Lysimeterboden, Vorrichtung zur Lastaufnahme an der Oberkante und Anschlüsse zur Bodenbefestigung
- Schneidbleche zur Abtrennung des Bodenmonolith am Gewinnungsort 1.200 mm x 650 mm x 10 mm
- Führungsschiene für Schneidbleche mit 4-Punkt-Anschlag zum Herausheben des Monolithen aus Bodengrube
- Seilzugvorrichtungen zum Zusammenziehen der Schneidbleche und Abschneiden des Bodenmonolith
- Montagevorrichtung für Lysimeterböden
- Montage Bodenplatte an Lysimetergefäß mittels 8 Stck. Stahlwinkel
- Abdichtung der Bodenplatte mit Rundschnur und Spannband in Kehlblech



Abb. A 3.1 a Vorrichtung zur monolithischen Entnahme von Bodensäulen



Abb. A 3.1 b Vorbereitung der Entnahmevorrichtung



Abb. A 3.1 c Bohrkronen der Fräsvorrichtung



Abb. A 3.1 d Herausheben des Monolithen

A 3.3 Beschreibung der Messtechnik: Wägbares Grundwasserlysimeter Falkenberg

A 3.3.1 Lysimetermantel

- Edelstahl-Lysimetergefäße (Werkstoff a.4301, V2A)
- Innendurchmesser 1.128 mm
- 1 m² Querschnittsfläche
- Lichte Höhe 2.000 mm
- Wandstärke 10 mm
- Leichtmetall-Lysimeterkragen mit Aufspannpunkten und Antisplash-Blech zur Spaltabdeckung zwischen Lysimetergefäß und PE-Hüllrohr

A 3.3.2 Baugrube und Lysimeterstation

- **4-fach-Lysimeterstation in Containerbauweise**
 - Gesamt-Durchmesser der Station: 3,35 x 3,35 m
 - 4 Stck. PE-HD-Lysimeteraußengefäße, Außendurchmesser 1.280 mm, Lichte Höhe 2.300 mm, Wandstärke 46,2 mm
 - PE-HD-Rechteckplatte als gemeinsame Bodenplatte (3.350 mm x 3.350 mm) für vier Lysimeteraußengefäße, komplett unterschweißt
 - PE-HD-Rechteckplatte als gemeinsame Abdeckplatte (3.350 mm x 3.350 mm) mit Aussparungen für vier wägbare Lysimetergefäße und zentralen Einstieg (Durchm. 800 mm) mit PE-Abdeckung
- **Baugrube** 80 m², Tiefe bis 2,5 m
 - 15 cm starke Sauberkeitsschicht, Fundamentbeton 15 cm stark, Planum
 - Füllboden, Andeckung mit Mutterboden (15 cm dick) im Außenbereich

A 3.3.3 Lysimeterboden

- Bodenplatte mit Außendurchmesser 1.148 mm, Wandstärke 10 mm und angeschweißtem Zylinderrand Höhe 20 mm
- Vollflächig in Bodenplatte eingepasster Filter aus gesinterter PE ultrahochmolekular, Filterstärke 20 mm, Porengröße 45 µm
- V2A-Lochplatte (6-eckig) für Filterauflage zur Bildung des Sickerraumes, untergeschweißte Tragkonstruktion zur zusätzlichen Lastaufnahme

A 3.3.4 TDR-Sonden zur Ermittlung der Bodenfeuchte

- Bodenfeuchtesonden TRIME-IT
- Komplett vergossene Ausführung mit eingebauter Elektronik im PVC-Gehäuse
- Mit Gewindeanschluss zur Rohrverlängerung
- Einbaurohrverlängerungen für Feuchtesonden TDR, mit Kappe 0,3 m
- 5 m Anschlusskabel, Analogausgang 0...1 V
- Hersteller: Firma IMKO, Ettlingen
- Lieferung und Einbau: Firma Umwelt-Geräte-Technik GmbH, Müncheberg

A 3.3.5 Tensiometer zur Untersuchung des Matrixpotentials und Messwertgeber zur Messung der Bodentemperatur

- Tensio 151 Druckwandler-Tensiometer frostgeschützt, mit Leichtmetall-Tensiometerkopf (IP65)
- hoch auflösendem Druckwandler (ca. 10 mV/VFS)
- Messbereich 0...-85 kPA
- Acryl-Befülleinrichtung an Tensiometerzelle gekoppelt
- Keramikzelle P 80, 20 x 50
- 5 m Anschlusskabel geschirmt, PVC-Standrohr Länge 30 cm, mit Pt 100, Schutzhülsen
- SMD-Verstärker Signalausgang 0 – 1 V, integriert im Tensiometerkopf
- Integrierter Temperatursensor, Pt 100, Messbereich - 30... + 50°C, 1/3 DIN
- Hersteller, Lieferung und Einbau: Firma Umwelt-Geräte-Technik GmbH, Müncheberg

A 3.3.6 Grundwassersteuerung

- **Acrylausgleichsgefäße** als Wasserdepot in den Lysimetern zur Grundwasserregulierung:
 - Durchmesser 250 mm
 - Länge 2.000 mm
 - Transformation 2 cm = 1 l
 - Mit Arretierung an den Zwischenwänden der Lysimeterstation
- **Kapazitiver Füllstandsmesser:**
 - Messbereich 0 bis 200 mm
 - Genauigkeit + 1 mm
 - Pegel im Ausgleichsgefäß, Erfassung von Zu- und Ablauf im Lysimeter
- **Kavlico-Druckwandler** zur Erfassung der Regelgröße

- **4-Kanal-Druckregler** (zwei Kanäle je Lysimeter) zum Nachfüllen des Wasserstandes im Lysimeter
 - Sollgröße ist der mittels Funk übertragene Pegelstand
 - pro Lysimeter je 1 Druck- und Vakuumpumpe
 - Rückschlagventile für Saug- und Druckleitung
 - 1 Druckluftspeicher
 - GFK-Gehäuse
- Hersteller, Lieferung und Einbau: Firma Umwelt-Geräte-Technik GmbH, Müncheberg

A 3.3.7 Wägesystem

- 3 Scherstab-Wägezellen Soemer 3510 C 2
- Messbereich bis 2000 kg
- Zusammengesetzter Fehler 0,03 % vom Nennwert
- hermetisch dicht verschweißt, Schutzart IP 68
- 6-Leiter-Technik mit doppelter Abschirmung (EMV)
- Nenntemperaturbereich: -10 °C bis +40 °C
- Gebrauchstemperaturbereich: -30 °C bis +80 °C
- Lieferung und Einbau: Firma Umwelt-Geräte-Technik GmbH, Müncheberg

A 3.3.8 UGT-Datenlogger

- Datenlogger, entwickelt von der Firma Umwelt-Geräte-Technik GmbH, Müncheberg zur Aufnahme der relevanten Messdaten
- Lieferung und Einbau: Firma Umwelt-Geräte-Technik GmbH, Müncheberg

A 3.3.9 Funkdatenübertragungseinheit (Empfangszentrale Falkenberg)

- GSM-Datenfunkmodem (M20, Siemens) im wetterfesten Gehäuse, mit Prozessorsteuerung
- Antenne
- Interface für Datenlogger
- Incl. Softwareanpassung
- Spannungsversorgung 8...28 VDC
- Stromverbrauch: - Senden/Empfang: typ. 200 mA bei 12 VDC
- Standby-Modus: < 45 mA
- Stromversorgung wird vom Logger geschaltet

-
- Installationsmast 1,5 m (V2A) mit Antenne
 - Hersteller, Lieferung und Einbau: Firma Umwelt-Geräte-Technik GmbH, Müncheberg

Selbständigkeitserklärung

Ich erkläre, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig und nur unter Verwendung der angegebenen Hilfsmittel und Literatur angefertigt habe. Anderen Werken wörtlich oder inhaltlich entnommene Stellen habe ich als solche kenntlich gemacht.

Poritz, 24.04.2007

Dörthe Bethge-Steffens

Danke!

Die vorliegende Arbeit entstand während der Jahre 2002 bis 2006 in der Lysimeterstation Falkenberg am Department Bodenphysik des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung UFZ. Gefördert wurde die Arbeit durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen 02WT9959. An dieser Stelle möchte ich all denen danken, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Stellvertretend möchte einige von ihnen nennen:

Ganz besonders danke ich Herrn Prof. Dr. Ralph Meissner für die Überlassung des Themas, die freundliche Unterstützung und die wertvollen Hinweise für meine Arbeit. Herrn Prof. Dr. Miegel möchte ich für das beständige Interesse am Fortgang der Arbeit sowie die wertvollen Anregungen danken. Ich danke Herrn Prof. Dr. Wessolek für die Bereitschaft zur Übernahme des Gutachtens.

Den Mitarbeitern der Forschungsstelle Falkenberg danke ich für die freundliche und kollegiale Unterstützung bei der Bearbeitung der vorliegenden Arbeit. Allen voran möchte ich Dr. Holger Rupp nennen. Seine Anregungen und Hinweise, seine Geduld und seine ständige Diskussionsbereitschaft begleiteten mich während meiner gesamten Arbeit. Frank Krüger und Jun.-Prof. Dr. Jörg Rinklebe danke ich für ihr Interesse an meiner Arbeit, die Bereitstellung von Daten sowie ihre wertvollen Hinweise zur Auenproblematik. Die Durchführung der Messungen wäre ohne das technische Verständnis und die stete Hilfsbereitschaft Robert Lüdtkes nicht mit diesem Ergebnis möglich gewesen. Frau Seeger möchte ich für die Anregungen zur Evapotranspirationsberechnung sowie zur Anwendung statistischer Verfahren danken. Danken möchte ich auch Melitta Stratschka, Tina Neef und Karin Muhs.

Der Firma UGT Umweltgerätetechnik Müncheberg danke ich für die Bereitstellung funktionierender Messtechnik.

Herrn PD Dr. Vogel und Herrn Dr. Ollesch vom UFZ sowie Herrn Dr. Wegehenkel vom ZALF Müncheberg möchte ich für die wertvollen Hinweise im Zusammenhang mit der Modellierung danken.

Ich danke meinen Eltern, meiner Familie und meinen Freunden für die Geduld und das Verständnis. Nicht zuletzt Danke, lieber Otto Wilhelm und Danke, lieber Arndt Oke. Eure Liebe und Eure Fröhlichkeit brachten Sonne selbst in die dunkelsten Tage...

Lebenslauf

Dörthe Bethge-Steffens

09.09.1975		Geboren in Gardelegen
1982	bis 1990	Polytechnische Oberschule in Bismark/Altmark
1990	bis 1994	Gymnasium Beetzendorf
1994		Abitur
1994	bis 1996	Studium des Bauingenieurwesens an der TU Dresden
1996	bis 2000	Studium der Wasserwirtschaft an der TU Dresden
2000		Abschluss des Studiums als Diplomingenieurin für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft
2000	bis 2002	Mitarbeiterin im Ingenieurbüro Bethge, Poritz
2002	bis 2006	Wissenschaftliche Mitarbeiterin im Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Lysimeterstation Falkenberg
seit 2006		Mitarbeiterin im Ingenieurbüro Bethge, Poritz
2007		Promotion zum Dr. Ing. an der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät der Universität Rostock

Thesen

1. Flussauen sind überflutungsgeprägte und grundwasserbeeinflusste Ökosysteme entlang der Fließgewässer. Sie besitzen wichtige Regulationsfunktionen für den Nährstoff-, Sauerstoff- und Wasserhaushalt des anliegenden Wasserlaufes.
2. Auf Grund der Vielzahl der Nutzungs-Optionen ist dabei auf Konflikte durch kollidierende Interessen zu achten. Ein wichtiges Kriterium ist die Grundwasserbeschaffenheit als Voraussetzung der risikominimierten Trinkwassergewinnung.
3. Der hochwassergebundene Stoffeintrag spielt eine wichtige Rolle in der komplexen Ökologie der Flussauen. Das Verständnis über das Zusammenwirken der biotischen und abiotischen Prozesse an der Oberfläche, im Boden und im Grundwasser ist die Voraussetzung für den Erhalt der Funktionen der Auen. Dabei bildet die Kenntnis der Bodenwasserhaushaltsgrößen die Basis für weitere Untersuchungen.
4. Direkt bestimmbare Bodenwasserhaushaltsgrößen sind der Niederschlag und die Überflutung. Evapotranspiration, Grundwasserzu- und -abflüsse sowie die Speicheränderung im Bodenkörper eines Standortes sind nur über Hilfsgrößen ermittelbar.
5. Die spezifischen Wechselwirkungen der Bodenwasserhaushaltsgrößen leiten sich aus der ausgeprägten Dynamik des Grundwasserflurabstandes auf Flussauenstandorten ab. Dabei können im Jahresverlauf die Grundwasserflurabstände von 2 m über Gelände bei einer Überflutung bis zu 4 m unter Gelände, einhergehend mit einer Austrocknung des Bodenprofils, variieren.
6. Die Dynamik der Grundwasserflurabstände ist eng an das Abflussgeschehen im anliegenden Fließgewässer gekoppelt. Durch Interaktionsprozesse werden sehr viel größere Wasservolumina bewegt als durch Grundwasserneubildung und kapillaren Aufstieg. Dabei ist die relative Lage des Mess-Standortes zum Fließgewässer entscheidend für Ausprägung und zeitlichen Verlauf der Interaktionsprozesse.
7. Ein akzeptiertes Hilfsmittel zur Bestimmung der Bodenwasserhaushaltsgrößen ist die Messung des volumetrischen Bodenwassergehaltes mit Sonden (z. B. mit der TDR-Technik) mit anschließender Klassifizierung der ermittelten Differenzen. Die Sonden bilden jedoch nur einen kleinen Ausschnitt des sehr heterogenen Bodengefüges am Untersuchungsstandort ab.
8. Ein wägbares Grundwasserlysimeter ist eine geeignete Methode zur detaillierten und genauen Untersuchung des Zusammenspiels von Boden, Vegetation,

variierenden Grundwasserflurabständen, klimatischen Einflussgrößen und den Bodenwasserhaushaltsgrößen auf grundwasserbeeinflussten Standorten.

9. Auenböden sind sehr heterogen aufgebaut und durch die Wechsellagerung bindiger sowie sandiger Substrate geprägt. Durch die monolithische Entnahme des Lysimeterbodens ist eine realitätsnahe Abbildung der Bodenverhältnisse am Auenstandort gewährleistet.
10. Mittels Grundwassersteuerung kann der Grundwasserflurabstand der *in situ*-Standorte im Lysimeter zeitnah und mit hoher Genauigkeit eingestellt werden. Die dabei auftretenden Grundwasserzu- und -abflüsse können zeitlich differenziert mit einer Genauigkeit von 0,1 mm/h identifiziert werden. Dabei können unter Zuhilfenahme der Randbedingungen in der Flussaue Grundwasserneubildung und kapillarer Aufstieg bzw. Interaktionsprozesse mit dem Fließgewässer mit hoher Sicherheit abgegrenzt werden.
11. Die Genauigkeit der Wägung kann mit Hilfe eines Wägetests durch zeitlich veränderte Variation von Lage und Masse aufgelegter Gewichte im Vergleich mit den Resultaten der elektronischen Aufzeichnung des Wägemonitors nachgewiesen werden. Eine hoch aufgelöste Wägung ist in der Lage, viertelstündliche Differenzen des Gewichtes des Lysimeterkörpers im Bereich von 0,30 kg abzubilden. Damit können die Evapotranspiration im Winter bzw. geringste Niederschläge (Reif oder Tau) nachgewiesen werden.
12. Mit einem Grundwasserlysimeter können, abweichend von den tatsächlichen hydrologischen und klimatischen Randbedingungen, Extremzustände simuliert werden. Möglich sind lang anhaltende Überflutungen der Lysimeteroberfläche, Starkniederschläge sowie ein völliges Austrocknen des Bodenkörpers.
13. Die beiden Lysimeter eines Herkunftsstandortes zeigen bei gleichen Randbedingungen vergleichbare Reaktionen. Geringfügige Abweichungen treten durch unterschiedliche Entwicklung der Vegetation sowie die unterschiedliche Befüllungshöhe der Lysimeterkörper auf.
14. In Perioden starker Niederschläge ist das Evapotranspirationsverhalten unabhängig von der Höhe des Grundwasserflurabstandes. Grundwasserstandsabhängige Unterschiede treten lediglich bei verminderten volumetrischen Bodenwassergehalten auf.
15. Die Mittelwerte der klimatischen Größen Lufttemperatur, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und Niederschlag der Herkunftsstandorte sind mit den Daten der Lysimeterstation Falkenberg bei einem Signifikanzniveau von 5 % vergleichbar. Die Ergebnisse der in der UFZ-Lysimeterstation Falkenberg hochwassersicher aufgestellten Lysimeter sind auf die Entnahme-Standorte übertragbar.

16. Die in der Literatur verfügbaren Ansätze zur Berechnung der Evapotranspiration sind mit ihren spezifischen Randbedingungen jeweils für verschiedene Standorte geeignet. Lediglich die Randbedingungen der Grasreferenzverdunstung entsprechen weitestgehend den Voraussetzungen auf Flussauenstandorten der Mittelelbe. Unter Berücksichtigung aller Extremzustände kann die Grasreferenzverdunstung zur Abschätzung der tatsächlichen Evapotranspiration auf Flussauenstandorten der Mittelelbe verwendet werden.
17. Die Bestimmung der Grundwasserneubildung ist die Basis für weitergehende Untersuchungen zu Stofftransportprozessen. Die verfügbaren mathematischen Berechnungsansätze zur Bestimmung der Grundwasserneubildung berücksichtigen die vielschichtigen Vorgänge im Bodenkörper auf Flussauenstandorten der Mittelelbe nicht ausreichend, so dass hier eine zu geringe Grundwasserneubildung berechnet wird. Mit den Lysimetermessungen kann nachgewiesen werden, dass es Grundwasserneubildung auf den untersuchten Flussauenstandorten der Mittelelbe in Höhe von ca. 40 mm/a gibt.
18. Mit Modellen kann man die komplexen Vorgänge in natürlichen Systemen näherungsweise mathematisch beschreiben. Modelle, die mit der RICHARDS-Gleichung arbeiten, sind zur Anwendung auf spezifisch charakterisierten Standorten, über die nur punktuelle *in situ*-Informationen existieren, besonders geeignet.
19. Eine komplexe Modellierung kann durch eine Vielzahl von Parametern eine gute Anpassung des Modells an die Realität gewährleisten. Problematisch im Zusammenhang mit der Komplexität des Modells sind die Vielzahl der Parameter, die bestimmt werden müssen, Messfehler in den Eingangsdaten sowie Ungenauigkeiten im Modell. Ein umfassender Datensatz ist die Voraussetzung für eine aussagekräftige Parametrisierung. Die Verwendung von zwei Überwachungsfunktionen bei der inversen Parametrisierung des Modells führt zu einer realitätsnäheren Anpassung der modellierten an die gemessenen Größen.