

Aus dem Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde

der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

Bodenphysikalische Eigenschaften, Benetzbarkeiten und Wasserhaushalt von Waldböden unter Flugascheeinfluss

Dissertation

zur Erlangung des Doktorgrades

der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät

der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

vorgelegt von

Dipl. Geogr. Peter Maximilian Hartmann

aus Karlstadt am Main

Kiel 2008

Dekan: Prof. Dr. Uwe Latacz-Lohmann

1. Berichterstatter: Prof. Dr. Rainer Horn

2. Berichterstatter: Prof. Dr. Rainer Duttmann

Datum der Promotion: 20.11.2008

Inhaltsverzeichnis

ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	IV
TABELLENVERZEICHNIS	VIII
ANHANGSVERZEICHNIS	X
1 EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG	1
2 STAND DER FORSCHUNG	3
2.1 Flugaschen aus der Braunkohleverfeuerung.....	3
2.2 Eigenschaften von Flugaschen aus bodenkundlicher Sicht	6
2.3 Eigenschaften von Humusaufgaben von Waldböden.....	8
3 UNTERSUCHUNGSGEBIETE	11
3.1 Dübener Heide	11
3.2 Oberlausitz	14
4 MATERIAL UND METHODEN	17
4.1 Leitprofile: Standortaufnahme	17
4.2 Labormethoden	17
4.2.1 Bodenchemische Untersuchungen.....	17
4.2.1.1 pH-Wert	17
4.2.1.2 Gesamtkohlenstoffgehalt.....	18
4.2.1.3 Strukturchemische Zusammensetzung der organischen Substanz	18
4.2.2 Rasterelektronenmikroskopie	19
4.2.3 Bodenphysikalische Untersuchungen	20
4.2.3.1 Korngrößenverteilung	20
4.2.3.2 Wasserretentionsfunktion und Lagerungsdichte	20
4.2.3.3 Nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum nFKWe.....	20
4.2.3.4 Festsubstanzdichte.....	21
4.2.3.5 Gesättigte Wasserleitfähigkeit.....	21
4.2.3.6 Ungesättigte Wasserleitfähigkeit	21
4.2.4 Bestimmung der Benetzungshemmung	22
4.2.4.1 Wilhelmy-Platten-Methode	22
4.2.4.2 Water Drop Penetration Time Test.....	23
4.2.4.3 Sortpivitätsbasierter Repellency Index	23
4.2.4.4 Benetzungshemmung des Wasserretentionsverlaufes.....	25

4.3	Monitoring von Bodenmatrixpotentialen und Wassergehalten	26
4.3.1	Standorte und Aufbau der Messanlagen	27
4.3.2	Kalibrierung der Wassergehaltsmesssonden	28
4.4	Wasserhaushaltsmodellierung	28
4.4.1	Das Modell Hydrus 1D	29
4.4.2	Bodenparameter	29
4.4.3	Randbedingungen	30
4.5	Statistische Auswertung	31
5	ERGEBNISSE	33
5.1	Dübener Heide	33
5.1.1	Bodenformen	33
5.1.2	Bodenphysikalische Kennwerte	35
5.1.2.1	Brikettflugasche Bitterfelder Berg	35
5.1.2.2	Humusauflagen	36
5.1.2.3	Mineralische Oberbodenhorizonte	36
5.1.2.4	Nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum nFKWe	37
5.1.3	Benetzungshemmung	38
5.1.3.1	Brikettflugasche Bitterfelder Berg	38
5.1.3.2	Waldstandorte	40
5.1.3.3	Methodenvergleich	49
5.1.4	¹³ C-CPMAS-NMR-Spektren	51
5.1.5	Rasterelektronenmikroskopische Untersuchung der Brikettflugasche Bitterfelder Berg	53
5.1.6	Einfluss der Flugasche auf bodenphysikalische Eigenschaften	55
5.2	Oberlausitz	58
5.2.1	Bodenformen	58
5.2.2	Bodenphysikalische Kennwerte	59
5.2.2.1	Humusauflagen mit und ohne Flugascheanreicherung	59
5.2.2.2	Mineralische Oberbodenhorizonte	61
5.2.2.3	Nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum nFKWe	62
5.2.3	Benetzungshemmung	63
5.2.3.1	Wilhelmy-Platten-Methode-Kontaktwinkel θ_{wpm}	63
5.2.3.2	WDPT und Sorptivität	64
5.2.3.3	Benetzungshemmung des Wasserretentionsverlaufes	68
5.2.4	Rasterelektronenmikroskopische Untersuchung	70
5.2.5	Einfluss der Flugasche auf bodenphysikalische Eigenschaften	72

5.3	Monitoring und Modellierung des Bodenwasserhaushaltes	74
5.3.1	Standortbeschreibungen	74
5.3.2	Mess- und Modellierungsergebnisse.....	75
5.3.2.1	Standort D1-2*.....	75
5.3.2.2	Standort D3-4*.....	78
5.3.2.3	Gesamtbodenwassergehalte.....	81
5.3.3	Simulation des Einflusses von starker Flugascheanreicherung auf den Bodenwasserhaushalt	82
5.3.3.1	Bodenhydrologische Eigenschaften der Humusauflagen	83
5.3.3.2	Standort D1-2*	84
5.3.3.3	Standort D3-4*	86
6	DISKUSSION.....	88
6.1	Eigenschaften von Flugaschen	88
6.2	Flugaschebeeinflusste Waldböden.....	90
6.3	Wasserhaushalt von Waldstandorten unter Flugascheeinfluss	99
7	ZUSAMMENFASSUNG	104
8	LITERATURVERZEICHNIS	108
9	ANHANG	119

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Submikroskopische Eigenschaften plerosphärischer und cenosphärischer Flugaschepartikel (Abb. aus Dudas & Warren, 1987, leicht modifiziert)	6
Abbildung 2: Lage der untersuchten Standorte in der Dübener Heide. Die Standorte liegen entlang eines Distanzgradienten in Bezug auf den Hauptemittenten in Zschornowitz (geringe Distanz Standorte D1-1 und D1-2*; mittlere Distanz: D2-1, D2-2 und D2-3; große Distanz: D3-1 bis D3-7 und zusätzlich der Brikettflugaschestandort Bitterfelder Berg; an den mit * gekennzeichneten Standorten D1-2* und D3-4* wurden Messanlagen zum Bodenwasserhaushaltsmonitoring aufgebaut)	14
Abbildung 3: Lage der untersuchten Standorte in der Oberlausitz (mit Flugascheanreicherung: Standorte L1-1, L1-2 und L1-3; ohne Flugascheanreicherung, Standorte L2-1, L2-2 und L2-3).....	16
Abbildung 4: Lage und Aufbau der Messanlagen zur Erfassung der Matrixpotentiale Ψ und der Wassergehalte Θ an den Standorten D1-2* und D3-4* in der Dübener Heide.	27
Abbildung 5: Bodenphysikalische Eigenschaften (Korngrößenverteilung, Porengrößenverteilung, Festsubstanzdichte ρ_s , Trockenrohdichte ρ_t , gesättigte Wasserleitfähigkeit k_f) der Brikettflugasche am Bitterfelder Berg (Fehlerbalken = Standardabweichung).....	35
Abbildung 6: Nutzbare Feldkapazitäten im effektiven Wurzelraum $nFKWe$ ($=nWSK WR_{eff}$ = nutzbare Wasserspeicherkapazität nach AK STANDORTSKARTIERUNG, 2003 für unterschiedliche effektive Durchwurzelungstiefen ($We = 10$ dm für Nadelgehölz und $We = 15$ dm für Laubgehölz) und der prozentuale Anteil der Humusauflagen an der gesamten $nFKWe$ für die Standorte der Dübener Heide.....	37
Abbildung 7: Austrocknungsabhängige Benetzungseigenschaften der Brikettflugasche Bitterfelder Berg ermittelt über Sorptivitätseigenschaften (S_w = Sorptivität von Wasser, S_e = Sorptivität von Ethanol, $\log R$ = dekadischer Logarithmus des Repellency Indexes, θ_R = Infiltrationswinkel abgeleitet aus dem Repellency Index; „sbg“ = subkritisch benetzungsgehemmt (TILLMAN et al., 1989); Fehlerbalken = Standardfehler).....	39
Abbildung 8: θ_{wpm} der Humusauflagen und der mineralischen Oberbodenhorizonte (0-5 cm) der Standorte der Dübener Heide (Fehlerbalken = Standardabweichung, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede $p < 0,05$ innerhalb der Humusauflagen, bzw. der mineralischen Oberbodenhorizonte)	40
Abbildung 9: WDPT-Klassenanteile für 45°C-getrocknete Proben der Auflagen (A) und der mineralischen Oberbodenhorizonte (M) (0-5 cm) der Standorte D1-1, D1-2*, D2-1, D2-2, D3-4 und D3-6.	41
Abbildung 10: Austrocknungsabhängige Benetzungseigenschaften des Standortes D1-2* ermittelt über Sorptivitätseigenschaften (S_w = Sorptivität von Wasser, S_e = Sorptivität von Ethanol, $\log R$ = dekadischer Logarithmus des Repellency Indexes, θ_R = Infiltrationswinkel abgeleitet aus dem Repellency Index; sbg = subkritisch benetzungsgehemmt (TILLMAN et al., 1989); Fehlerbalken = Standardfehler, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede $p < 0,05$).	42
Abbildung 11: Austrocknungsabhängige Benetzungseigenschaften des Standortes D3-4* ermittelt über Sorptivitätseigenschaften (S_w = Sorptivität von Wasser, S_e = Sorptivität von Ethanol, $\log R$ = dekadischer Logarithmus des Repellency Indexes, θ_R = Infiltrationswinkel abgeleitet aus dem Repellency Index; sbg = subkritisch benetzungsgehemmt (TILLMAN et al., 1989); Fehlerbalken = Standardfehler, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede $p < 0,05$).	43

Abbildung 12: Zusammenhang zwischen der Entwässerungsstufe pF und dem Infiltrationskontaktwinkel θ_R für die Humusauflagen der Standorte D1-2* und D3-4* (Fehlerbalken = Standardabweichungen, r = Pearsons Korrelationskoeffizient, p = Signifikanz).	44
Abbildung 13: Zusammenhang zwischen der Steigung ($\theta_R / \log \psi $) und dem y-Achsenabschnitt θ_R für lineare Korrelationen der mittels Infiltrationskontaktwinkel θ_R bestimmten Benetzungshemmungen und der pF-Stufe ($\log \psi $) der Humusauflagen und der mineralischen Oberbodenhorizonte der Dübener Heide.....	45
Abbildung 14: Retentionskurven für Ethanol (skaliert) und Wasser für die Humusauflage und die mineralischen Horizonte der Tiefen 10 cm, 30 cm, 50 cm und 85 cm des Standortes D1-2* (die durchgezogenen Linien entsprechen den nach VAN GENUCHTEN, 1980 angepassten Retentionsverläufen basierend auf den mit Kästchen dargestellten Messungen; Fehlerbalken = Standardabweichung).....	47
Abbildung 15: Retentionsverläufe mit Ethanol (skaliert) und mit Wasser (a für D1-2*, a* für D3-4*); der aus dem Vergleich der Retentionskurven abgeleitete Kontaktwinkel θ_{pFEG} (b und b*) und die Anteile definierter Porenklassen (c und c*) (MP = Mittelporen, eGP = enge Grobporen, wGP = weite Grobporen unterteilt in die Klassen 0,05 – 0,1 mm, 0,1 – 0,25 mm und > 0,25 mm sowie deren durch die Benetzungshemmung induzierte Veränderung Δ in %).	48
Abbildung 16: Kennwerte der Benetzungshemmung für die Standorte D1-2* und D3-4* bis in eine Tiefe von 60 cm: fortschreitende Kontaktwinkel θ_{wpm} im Sommer 2006 und im Frühjahr 2006; θ_{pFEG} für den Äquivalentporendurchmesser von 0,05 mm; Infiltrationskontaktwinkel θ_R bei -500 hPa und bei 45°C getrockneten Proben; WDPT für 45°C getrocknete Proben (benetzungsgehemmt = hydrophob: θ_{wpm} und $\theta_R > 90^\circ$ und $\log WDPT > 0,7$; sbg = subkritisch benetzungsgehemmt: $90^\circ > \theta_R > 59^\circ$; nbg = nicht benetzungsgehemmt = hydrophil: $\theta_{wpm} < 90^\circ$, $\theta_R < 59^\circ$ und $\log WDPT < 0,7$).	50
Abbildung 17: ^{13}C -CPMAS-NMR-Spektren der Humusauflagen der Standorte D1-1, D1-2* und D3-4*, der Brikettflugasche Bitterfelder Berg sowie einer Filterasche (Analysenwerte vom Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München).....	52
Abbildung 18: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen der Brikettflugasche Bitterfelder Berg (oben links: Übersicht mit Verweis auf vergrößerte Aufnahmen a bis d: a = sphärischer Flugaschepartikel; a* = Vergrößerung von a; b = Flugaschepartikel; c = Schlackefragment; d = Braunkohlerest).	54
Abbildung 19: Bodenphysikalische Eigenschaften der Humusauflagen der Standorte der Dübener Heide in Abhängigkeit von der Distanz zum Hauptemittenten in Zschornowitz (ρ_s = Festsubstanzdichte, ρ_t = Trockenrohddichte, GPV = Gesamtporenvolumen, LK = Luftkapazität, nFK = nutzbare Feldkapazität, TW = Totwasseranteil, k_f = gesättigte Wasserleitfähigkeit, θ_{wpm} = Wilhelmy-Platten-Methode Kontaktwinkel, $\log WDPT$ = dekadischer Logarithmus der Wassertropfeneindringzeit; r = Pearsons Korrelationskoeffizient; Signifikanz der Korrelation ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$).	56
Abbildung 20: Dendrogramm der hierarchischen Clusteranalyse der Humusauflagen der untersuchten Standorte in der Dübener Heide basierend auf den Kennwerten Luftkapazität, nutzbare Feldkapazität, Festsubstanzdichte, gesättigte Wasserleitfähigkeit und Wilhelmy-Platten-Methode Kontaktwinkel (Methode: Single Linkage, euklidische Distanz).....	57
Abbildung 21: Bodenphysikalische Eigenschaften flugascheangereicherter Humusauflagen sowie unbelasteter Humusauflagen (ρ_s = Festsubstanzdichte, GPV = Gesamtporenvolumen, LK = Luftkapazität, nFK = nutzbare Feldkapazität, TW = Totwasseranteil, k_f = gesättigte Wasserleitfähigkeit; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte $p < 0,05$).	60

Abbildung 22: Flugaschedeposition (links) und Korngrößenzusammensetzung (rechts) der mineralischen Komponente der flugascheangereicherten Humusauflagen der Standorte L1-1, L1-2 und L1-3 des Untersuchungsgebietes Oberlausitz.	61
Abbildung 23: Nutzbare Feldkapazitäten im effektiven Wurzelraum nFKWe für unterschiedliche effektive Durchwurzelungstiefen ($W_e = 10$ dm für Nadelgehölz und $W_e = 15$ dm für Laubgehölz) und der prozentuale Anteil der Humusauflagen an der gesamten nFKWe (= $nWSK WR_{eff}$ = nutzbare Wasserspeicherkapazität im effektiven Wurzelraum nach AK STANDORTSKARTIERUNG, 2003) für die Standorte der Oberlausitz.	63
Abbildung 24: θ_{wpm} der Humusauflagen der Standorte der Oberlausitz (Fehlerbalken = Standardabweichung, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede $p < 0,05$)	64
Abbildung 25: Austrocknungsabhängige Benetzungseigenschaften der flugascheangereicherten Standorte L1-1, L1-2 und L1-3 sowie der Standorte ohne Flugascheanreicherung L2-1, L2-2 und L2-3 ermittelt über Sorptivitätseigenschaften und über Wassertropfeneindringzeit WDPT (S_w = Sorptivität von Wasser, S_e = Sorptivität von Ethanol, θ_R = Infiltrationswinkel abgeleitet aus dem Repellency Index, sbg = subkritisch benetzungsgehemmt (TILLMAN et al., 1989); Fehlerbalken = Standardfehler; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede $p < 0,05$).	65
Abbildung 26: Korrelation zwischen θ_R (subkritisch benetzungsgehemmt bei $R > 1,95$, bzw. $\theta_R > 59^\circ$) und \log WDPT (benetzungsgehemmt bei $WDPT > 5s$ bzw. \log WDPT $> 0,7$)	68
Abbildung 27: Retentionsfunktionen mit Ethanol (skaliert) und mit Wasser (a für L1-1, a* für L1-2): der aus dem Vergleich der Retentionskurven abgeleitete Kontaktwinkel θ_{pFEG} (b und b*) und die Anteile definierter Porenklassen (MP = Mittelporen, eGP = enge Grobporen, wGP = weite Grobporen unterteilt in die Klassen 0,05 – 0,1 mm, 0,1 – 0,25 mm und $> 0,25$ mm) sowie deren durch die Benetzungshemmung induzierte Veränderung Δ	69
Abbildung 28: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen der flugascheangereicherten Humusauflage des Standortes L1-1 (oben links: Übersicht mit Verweis auf vergrößerte Aufnahmen a bis e: a = organischer Bestandteil mit Flugaschepartikel (a*); b = aggregiertes Partikel mit sphärischen Flugaschepartikeln (b* und b**) vergleiche e; c = Holzfragment mit Flugaschepartikeln (c* und c**), d = sphärisches Flugaschepartikel mit Anlagerungen).	71
Abbildung 29: Dendrogramm der hierarchischen Clusteranalyse der Humusauflagen der untersuchten Standorte in der Oberlausitz basierend auf den Kennwerten Gesamtporenvolumen, Luftkapazität, nutzbare Feldkapazität, Festsubstanzdichte, gesättigte Wasserleitfähigkeit und Wilhelmy-Platten-Methode Kontaktwinkel (Methode: Single Linkage, euklidische Distanz).	72
Abbildung 30: Vergleich der für die gruppierten Standorte mit (L1) und ohne Flugasche (L2) ermittelten Mittelwerte (standardisiert: GPV = Gesamtporenvolumen, LK = Luftkapazität, nFK = nutzbare Feldkapazität, TW = Totwasser, k_f = gesättigte Wasserleitfähigkeit, ρ_s = Festsubstanzdichte, ρ_t = Trockenrohdichte; nicht standardisiert θ_R = sorptivitätsbas. Infiltrations-kontaktwinkel) und Mediane (\log WDPT) (sign. = Signifikanz: $< 0,001$ ***, $< 0,01$ **, $< 0,05$ *).	73
Abbildung 31: Für die Waldbestände der Dübener Heide ermittelte meteorologische Größen Bestandesniederschlag, Interzeption, potentielle Transpiration und potentielle Evaporation für das hydrologische Jahr 2006/2007.	75
Abbildung 32: Simulierte und gemessene Matrixpotentiale ψ und Bodenwassergehalte Θ am Standort D1-2* (gem. mittel = Mittelwert aus Messungen sn (stammnah) und zdB (zwischen den Bäumen)).	76

Abbildung 33: Simulierte und gemessene Matrixpotentiale ψ und Bodenwassergehalte Θ am Standort D3-4* (gem. mittel = Mittelwert aus Messungen sn (stammnah) und zdB (zwischen den Bäumen)).....	79
Abbildung 34: Gemessene und simulierte Gesamtbodenwassergehalte der Standorte D1-2* (oben) und D3-4* (unten) bis in 1 m Tiefe für das hydrologische Jahr 2006/2007 sowie die potentielle Gesamtbodenwassergehalte im Wurzelraum Θ_w bei -60 hPa (=FK), bei -300 hPa und bei -15000 hPa (=TW) (R = Korrelationskoeffizient, rmse = root mean squared error).....	82
Abbildung 35: Matrixpotentialabhängige ungesättigte Wasserleitfähigkeit K_u und volumetrische Wassergehalte Θ der Humusaufgaben der Standorte D1-2*, D3-4* und L1-1 (Punkte = gemessene Werte, Fehlerbalken = Standardabweichung, Linien = nach MUALEM, 1976; VAN GENUCHTEN, 1980 angepasste Kurvenverläufe).....	83
Abbildung 36: Vergleich der Simulation des Bodenwasserhaushaltes des Standortes D1-2* mit und ohne zusätzliche starke Flugascheanreicherung: Differenzen des Bodenwassergehaltes im gesamten Profil (ΔBWG) und Differenzen der Matrixpotentiale $\Delta\psi$ in unterschiedlichen Tiefen für das hydrologische Jahr 2006/2007 (Δ = Kennwert mit zusätzlicher Flugascheanreicherung – Kennwert ursprünglicher Standort).....	85
Abbildung 37: Vergleich der Simulation des Bodenwasserhaushaltes des Standortes D3-4* mit und ohne zusätzliche starke Flugascheanreicherung: Differenzen des Bodenwassergehaltes im gesamten Profil (ΔBWG) und Differenzen der Matrixpotentiale $\Delta\psi$ in unterschiedlichen für das hydrologische Jahr 2006/2007 (Δ = Kennwert mit zusätzlicher Flugascheanreicherung – Kennwert ursprünglicher Standort).....	86
Abbildung 38: Schematisches Modell der Hydrophobierung einer atmosphärischen Flugascheanreicherung in einer Waldbodenhumusaufgabe (nicht maßstabsgetreu!): I. Akkumulation überwiegend mineralischen hydrophilen Flugaschematerials (sphärische Partikel, Schlackefragmente sowie aromatische Braunkohlenreste); II. Wechsellagerung mit Nadelstreu; III. Humifizierung und Mobilisierung organischer Substanzen (z.T. aliphatisch, amphiphil) aus der Streu, Verwitterung der Aschepartikel; IV. Sorption der organischen Substanz an den polaren Oberflächen der mineralischen Flugaschepartikel insbesondere bei Austrocknung → Hydrophobierung.....	98

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Zusammensetzung der Aschen im Raum Halle / Leipzig und in unterschiedlichen Entfernungen vom Kraftwerk Chem. Kombinat Kraftwerk Süd (Werte in Masseprozent) (nach KLUGE 1986 in NEUMEISTER, et al. 1991; k.A. bedeutet keine Angaben vorhanden).....	4
Tabelle 2: Funktionelle Gruppen, deren Adsorptionsspektren und Hauptverbindungen nach WILSON, 1987.....	19
Tabelle 3: Bewertung bodenphysikalischer Kennwerte nach AG BODEN, 2005.....	22
Tabelle 4: Klassifizierung des Water Drop Penetration Time Tests nach BIRDOM et al., 1993.....	23
Tabelle 5: Dichte, Oberflächenspannung und Kontaktwinkel zwischen fester und flüssiger Phase von Ethanol und Wasser mit dem unbekanntem Parameter θ von Wasser.....	25
Tabelle 6: Koeffizienten a_0 und a_1 der Kalibrierkurven der Wassergehaltssensoren.....	28
Tabelle 7: Entfernung zum Hauptemittenten in Zschornewitz, Bodensubtypen, Ausgangssubstrate und Bestände der untersuchten Standorte der Dübener Heide.....	34
Tabelle 8: Bodenphysikalische Kennwerte der Humusaufgaben der Standorte der Dübener Heide.....	36
Tabelle 9: Bodenphysikalische Kennwerte der mineralischen Oberbodenhorizonte (0-5 cm) der Standorte der Dübener Heide.....	37
Tabelle 10: Potentielle Benetzungshemmungswerte (WDPT 45 °C und θ_{wpm}) des Standortes Brikettflugasche Bitterfelder Berg.....	38
Tabelle 11: Funktioneller Zusammenhang zwischen dem Infiltrationskontaktwinkel $\gamma = \theta_R$ und der Entwässerungsstufe ($x = pF = \log \psi $) für die untersuchten Horizonte der Dübener Heide.....	45
Tabelle 12: Über angepasste Retentionskurven für Ethanol (E^* =skaliert) und Wasser (W) ermittelte Luft- und Wasserhaushaltskennwerte des Standortes D1-2* (Auflage und in 10 cm, 30 cm, 50 cm, 85 cm Bodentiefe) und D3-4* (Auflage, 10 cm) (LK = Luftkapazität, nFK = nutzbare Feldkapazität, eGP = enge Grobporen, MP = Mittelporen, $\Delta = (\Theta_W - \Theta_{E^*}) / \Theta_{E^*}$).....	49
Tabelle 13: Gesamtkohlenstoffgehalt C_t in Masse-% und Signalintensitäten in %C in den vier Bereichen chemischer Verschiebung der ^{13}C -CPMAS-NMR-Spektren und das Verhältnis braunkohletypischer Verbindungen (Alkyl-C + Aryl-C) zu (O/N-Alkyl-C + Carboxyl-C) (Analysenwerte vom Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München).....	52
Tabelle 14: Bodensubtypen, Ausgangssubstrate und Bestände der untersuchten Standorte der Oberlausitz.....	59
Tabelle 15: Bodenphysikalische Kennwerte der Humusaufgaben der Standorte der Oberlausitz... ..	60
Tabelle 16: Bodenphysikalische Kennwerte der mineralischen Oberbodenhorizonte (0-5 cm) der Standorte der Oberlausitz.....	62

Tabelle 17: Signifikanzen der Unterschiede der log WDPT-Werte und des Infiltrationswinkels θ_R zwischen den untersuchten Humusauflagen der Oberlausitz innerhalb einer Entwässerungsstufe; dabei steht a für den signifikant geringsten Wert, c für den höchsten Wert.	67
Tabelle 18: Funktioneller Zusammenhang zwischen der Entwässerungsstufe ($x = pF = \log(\psi)$) und der Wassertropfeneindringzeit $y = \log$ WDPT bzw. dem Infiltrationskontaktwinkel $y = \theta_R$ für die untersuchten Humusauflagen der Oberlausitz (log WDPT bis pF4,2; θ_R bis pF7; $r =$ Pearsons-Produkt-Moment-Korrelationskoeffizienten, $p =$ Signifikanz).....	67
Tabelle 19: Statistische Kennwerte der Wasserhaushaltsparameter Wassergehalt Θ und Matrixpotential ψ im Vergleich „gemessen – simuliert“ für den Standort D1-2* ($r =$ Korrelationskoeffizient; $rmse =$ root mean squared error).	78
Tabelle 20: Statistische Kennwerte der Wasserhaushaltsparameter Wassergehalt Θ und Matrixpotential ψ im Vergleich „gemessen – simuliert“ für den Standort D3-4* ($r =$ Korrelationskoeffizient; $rmse =$ root mean squared error).	80
Tabelle 21: Simulierte Bodenwasserhaushaltskennwerte für das hydrologische Jahr 2006/2007 für den Standort D1-2* mit (+) und ohne (-) starke Flugascheanreicherung.	85
Tabelle 22: Simulierte Bodenwasserhaushaltskennwerte für das hydrologische Jahr 2006/2007 für den Standort D3-4* mit (+) und ohne (-) starke Flugascheanreicherung.	87

Anhangsverzeichnis

Anhang A: Standorte der Dübener Heide.....	119
Anhang B: Standorte der Oberlausitz.....	123
Anhang C: Korrelationsmatrix für die Humusauflagen (grau unterlegt) und die mineralischen Oberbodenhorizonte (0-5 cm) der Dübener Heide (Pearsons-Produkt-Moment-Korrelationskoeffizienten, Signifikanzen $p < 0,001^{***}$, $p < 0,01^{**}$, $p < 0,05^*$).	125
Anhang D: Korrelationsmatrix für die Humusauflagen (grau unterlegt) und die mineralischen Oberbodenhorizonte (0-5 cm) der Oberlausitz (Pearsons-Produkt-Moment-Korrelationskoeffizienten, Signifikanzen $p < 0,001^{***}$, $p < 0,01^{**}$, $p < 0,05^*$).	125
Anhang E: Korrelationsmatrix für alle untersuchten Humusauflagen und die mineralischen Oberbodenhorizonte (Dübener Heide und Oberlausitz) (Pearsons-Produkt-Moment-Korrelationskoeffizienten, Signifikanzen $p < 0,001^{***}$, $p < 0,01^{**}$, $p < 0,05^*$).	126
Anhang F: Parameter des Van Genuchten-Modells (VAN GENUCHTEN, 1980) für die Anpassung der Ethanol- und Wasserretentionskurven für die Standorte D1-2* (Auflage, 0-10 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm), D3-4* (Auflage, 0-10cm), L1-1 (Auflage) und L1-2 (Auflage). 126	
Anhang G: Parameter der nach VAN GENUCHTEN, 1980 und MUALEM, 1976 angepassten Parameter der Horizonte des Standortes D1-2*.....	127
Anhang H: : Parameter der nach VAN GENUCHTEN, 1980 und MUALEM, 1976 angepassten Parameter der Horizonte des mit HYDRUS1-D modellierten Standortes D3-4*.....	127
Anhang I: Wurzelverteilungen an den Standorten D1-2* und D3-4* sowie die im Modell implementierte Anpassung nach GALE & GRIGAL, 1987.....	127
Anhang J: Standort D1-2*: gemessene ungesättigte Wasserleitfähigkeiten K_u und Wasserretentionsverläufe sowie deren Anpassung nach MUALEM, 1976; VAN GENUCHTEN, 1980.....	128
Anhang K: Standort D3-4*: gemessene ungesättigte Wasserleitfähigkeiten K_u und Wasserretentionsverläufe sowie deren Anpassung nach MUALEM, 1976; VAN GENUCHTEN, 1980.....	130
Anhang L: Standort L1-1: gemessene ungesättigte Wasserleitfähigkeiten K_u und Wasserretentionsverläufe sowie deren Anpassung nach MUALEM, 1976; VAN GENUCHTEN, 1980.....	131

1 Einleitung und Zielsetzung

Nachhaltige Bewirtschaftung ist ein durch die Forstwirtschaft geprägter Begriff, der bereits im Jahre 1713 vom sächsischen Berghauptmann Hanns von Carlowitz (zitiert in BERNASCONI (1996)) als Grundlage einer kontinuierlichen Forstwirtschaft erwähnt wird. Als Leitbild forstlichen Wirtschaftens wird der Begriff durch Johann Heinrich Cotta in HARTIG & HARTIG (1834) definiert: nachhaltig „... *nennt man die Forstwirtschaft, wenn jährlich nicht mehr Holz geschlagen wird, als aus dem Forste für immer genommen werden kann. – Die Ausmittlung des nachhaltigen jährlichen Material-Ertrages ist eine Aufgabe, die nur durch die Forstabschätzung gelöst werden kann.*“

Der Gedanke der Nachhaltigkeit ist auch aktuell von höchster Priorität. So proklamiert der AK STANDORTSKARTIERUNG (2003): *„Waldböden haben eine große Bedeutung nicht nur für die forstliche Produktion, sondern auch für den Wasser- und Stoffhaushalt der Landschaften.[...] Die Erhaltung gesunder, leistungsfähiger Böden ist heute unbestritten ein Kernbestandteil der Nachhaltigkeit im forstlichen Bereich.“* Durch die Tätigkeit des Menschen können die natürlichen Bedingungen beeinflusst werden. So hinterlässt die langjährige industrielle Aktivität der Regionen Bitterfeld-Wolfen und auch der Oberlausitz durch Immissionen geprägte Landschaften, die durch die Teilnehmer des Projektes ENFORCHANGE („ENvironments and FORests under CHANGing conditions“) untersucht werden. Das Projekt ENFORCHANGE ist eines von 24 Projekten, die im Rahmen des Programms FONA („Forschung für die Nachhaltigkeit“) und hier im Förderschwerpunkt „Nachhaltige Waldwirtschaft“ vom Bundesministerium für Bildung und Forschung durch den Projektträger Jülich PTJ gefördert werden. In seinem Zentrum steht die Frage nach zukunftstauglichen, ganzheitlichen Konzepten der Landnutzung – und nach Chancen und Risiken angesichts veränderter Umweltbedingungen (FÜRST & MAKESCHIN, 2007).

Im Rahmen dieses Projektes untersucht der Teilprojektspartner „Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel“ die Effekte der basischen Flugaschen auf die hydrogeochemischen Prozesse der Modellregionen Oberlausitz und Dübener Heide. Hierzu werden neben den grundlegenden bodenphysikalischen Kenngrößen (insbesondere Luft- und

Wasserhaushaltskennwerte) speziell potentielle sowie matrixpotentialabhängige Benetzungseigenschaften untersucht.

Ziel der im Rahmen dieses Projektes entstandenen vorliegenden Arbeit ist es,

- ❖ bodenphysikalische Eigenschaften von atmosphärischen Braunkohlenflugaschen und von Waldböden zu identifizieren (Porengrößenverteilung, gesättigte Wasserleitfähigkeit, Bodendichten, Textur, Partikeleigenschaften, Benetzbarkeit und zusätzlich strukturchemische Zusammensetzung der organischen Substanz),
- ❖ den Einfluss atmosphärischer Flugascheemissionen auf physikalische Kennwerte der untersuchten Waldböden (insbesondere Luft- und Wasserhaushaltskennwerte sowie Benetzungseigenschaften) zu quantifizieren, sowie
- ❖ die Wasserhaushaltsparameter flugascheangereicherter Waldstandorte im Jahresverlauf mittels Monitoring und Modellierung zu charakterisieren.

2 Stand der Forschung

2.1 Flugaschen aus der Braunkohleverfeuerung

Flugaschen aus der Kohleverbrennung sind ein Abfallprodukt, das weltweit in bedeutenden Mengen anfällt. Im Zuge der Industrialisierung ab Mitte des 18. Jahrhunderts wurden fossile Rohstoffe in Form von Stein- und Braunkohle die wichtigsten Energieträger. Zum einen werden bis heute aus Kohle Briketts zu Heizzwecken hergestellt, zum anderen nahm die Stromerzeugung über wasserdampfbetriebene Turbinen seit Ende des 18. Jahrhunderts immer mehr zu und ist heute die primäre Nutzung der Kohlen. In Deutschland gibt es drei wichtige Regionen, die durch den Braunkohletagebau und dessen Verarbeitung und Verbrennung geprägt sind: in Nordrhein-Westfalen das *Niederrheinische Braunkohlerevier* mit den Bezirken Garzweiler, Hambach und Inden; in Sachsen, Sachsen-Anhalt und Niedersachsen das *Mitteldeutsche Revier* mit Helmstedt/Oschersleben, Nachterstedt, Röblingen, dem Geiseltal und dem Bitterfelder Raum, Merseburg und dem Weißelster Becken; in Brandenburg und Sachsen das *Lausitzer Braunkohlerevier*.

Braunkohlen entstehen im Zuge der biochemischen Inkohlung, auch Diagenese genannt. In den deutschen Braunkohlerevieren reicherten sich im Tertiär in wasserbedeckten Senken verholzte pflanzliche Substanzen aber auch Wachse und Harze unter Sauerstoffabschluss an. Unter sukzessiver Anreicherung von Kohlenstoff wurden Pflanzenbestandteile wie Lignine, Zellulose und Proteine vorwiegend mikrobiell zu Huminsäuren unter Verlust von CO₂ und H₂O abgebaut (Vertorfung). Durch das Absinken der Becken und Überlagerung bereits vertorfte Substanz erhöhten sich die Temperatur- und Druckverhältnisse, wobei durch physikalisch-chemische Reaktionen der relative Anteil an Kohlenstoff aufgrund des sukzessiven Verlusts an Wasser, Hydroxylgruppen und Methan weiter zunahm. Mit steigender Inkohlung unterscheidet man Erdbraunkohlen, Weichbraunkohlen und Hartbraunkohlen. Beim Übergang von Braunkohlen zu Steinkohlen werden die Huminsäuren zerstört und Methan zusätzlich abgegeben. In Deutschland existieren wirtschaftlich bedeutende Braunkohlen ausschließlich als Weichbraunkohlen (HOHL, 1989).

Bei der Verbrennung der Braunkohle in Kraftwerken wird die Freisetzung der Energie durch die Oxidation kohlenstoffhaltiger Substanzen genutzt. Bis in die 1970er Jahre waren gesetzliche Rahmenbedingungen für die Kontrolle von Emissionen kaum definiert, so dass die Verbrennungsrückstände größtenteils ungefiltert an die Umwelt abgegeben wurden. Erst 1979 unterzeichneten die ersten Industrienationen die „Konvention für großräumige grenzüberschreitende Luftverschmutzung (CLRTAP)“ (UNECE, 2007), wodurch mittels strenger Emissionskontrollen der Ausstoß von Rückständen reguliert wurde. Allerdings hat die Regierung der ehemaligen DDR dieses Protokoll nicht ratifiziert. Dessen Industrieregionen, vor allem Bitterfeld-Wolfen, waren daher geprägt von ungefilterten Emissionen, Bitterfeld galt als die „schmutzigste Stadt Europas“.

Bei der Verbrennung von Braunkohle kommt es durch den Verlust an Kohlenstoff zur relativen Anreicherung mineralischer Komponenten in der Flugasche, die von der Zusammensetzung der verfeuerten Rohbraunkohle abhängt. Für den Raum Halle / Leipzig wurden die Zusammensetzungen der Aschen untersucht (Tabelle 1), wobei Standorte mit größerer Entfernung zum Emittenten einen höheren Feinanteil aufwiesen, womit auch der Anteil wasserlöslicher Substanzen zunimmt (NEUMEISTER, et al. 1991). Die Zusammensetzung atmosphärischer Flugaschen in der Oberlausitz zeigt ähnliche Hauptkomponenten, jedoch mit unterschiedlichen Anteilen. So werden diese dominiert von Oxiden wie SiO_2 (44 %), Al_2O_3 (40 %) und Fe_2O_3 (8 %) und zusätzlich anderen Oxiden, Braunkohleresten, Spurenelementen und Schwermetallen zu geringen Prozentsätzen (DUNGER et al., 1972). Als persistente Ablagerungen wurden stabile Gläser,

Tabelle 1: Zusammensetzung der Aschen im Raum Halle / Leipzig und in unterschiedlichen Entfernungen vom Kraftwerk Chem. Kombinat Kraftwerk Süd (Werte in Masseprozent) (nach KLUGE (1986) in NEUMEISTER, et al. (1991); k.A. bedeutet keine Angaben vorhanden).

Bestandteil / Verbindung	Raum Halle / Leipzig	0,5 km vom Kraftwerk	2,5 km vom Kraftwerk	14,2 km vom Kraftwerk
Glühverlust 500°C	k.A.	33,8	30,4	29,4
H ₂ O-löslicher Anteil	k.A.	19,6	42,8	54,0
SiO ₂	0,5 – 28,3	17,7	13,6	16,4
Al ₂ O ₃	0,8 – 14,0	7,4	5,9	5,0
Fe ₂ O ₃	1,0 – 22,2	6,7	5,2	4,3
CaO	21,0 – 41,5	15,6	20,9	18,8
MgO	1,5 – 5,7	2,3	1,9	1,6
SO ₃	26,1 – 49,3	13,9	20,6	26,2
Alkalien	0,2 – 3,1	k.A.	k.A.	k.A.

Aluminium-Eisen-Silikat-Minerale, Schlackenfragmente und braunkohlebürtiger fossiler Kohlenstoff bei einem Gesamtaschegehalt von bis zu 77 % in flugascheangereicherten Waldböden der Oberlausitz ausgemacht (KLOSE et al., 2003). Deponierte Braunkohleaschen in Sachsen-Anhalt (Raum Halle – Bitterfeld) weisen ebenfalls überwiegend eine Dominanz von silikatischen Gläsern und stark variierenden Anteilen an organischer Substanz auf (ZIKELI et al., 2002). ADRIANO et al. (1980) geben einen Glasanteil von 14 bis 56 % für unterschiedliche Braunkohleflugaschen an, wobei für die sphärischen Glasstrukturen zwei typische Erscheinungsformen unterschieden werden. Bei der Verbrennung der Kohle schmelzen die mineralischen Bestandteile und agglomerieren zu kugelförmigen, glasigen Partikeln. Teilweise enthalten diese Gläser Gase, die beim Schmelzen frei gesetzt werden und Hohlräume ausbilden (cenosphärisch). Enthalten diese Hohlräume weitere, entweder ebenfalls hohle oder mit massiven Partikeln gefüllte Strukturen, spricht man von plerosphärischen Gläsern. Auch die Oberflächenrauigkeit der stabilen Gläser variiert stark (KLOSE et al., 2001). DUDAS & WARREN (1987) resümieren ihre rasterelektronenmikroskopischen und chemischen Untersuchungen zu einem Flugaschepartikel-Modell, das dadurch gekennzeichnet ist, dass die Außenhüllen der Gläser eine höhere Reaktivität aufweisen, wobei Elemente wie As, B, Ca, Cr, Mg und Sr leicht eluiert werden können. Im Gegensatz dazu scheinen Al, Si, K, Pb und andere Elemente auf die innere Glasmatrix konzentriert zu sein (Abbildung 1).

Der Gehalt an kohlenstoffhaltigen Verbindungen variiert stark für unterschiedliche Braunkohleaschen (1-2 % (ADRIANO et al., 1980), 13-23% (RUMPEL et al., 1998), 11-18 % (ZIKELI et al., 2002). Die chemische Zusammensetzung der organischen Substanz von Braunkohlenaschen unterscheidet sich von den verfeuerten Braunkohlen dadurch, dass die in der Braunkohle enthaltenen aliphatischen Verbindungen und je nach Inkohlungsgrad der Braunkohle enthaltenen Lignine und Polysaccharide durch den Verbrennungsprozess verloren gehen und nur noch hocharomatische Kohlenstoffspezies erhalten bleiben (RUMPEL et al., 1998; SCHMIDT et al., 2000).

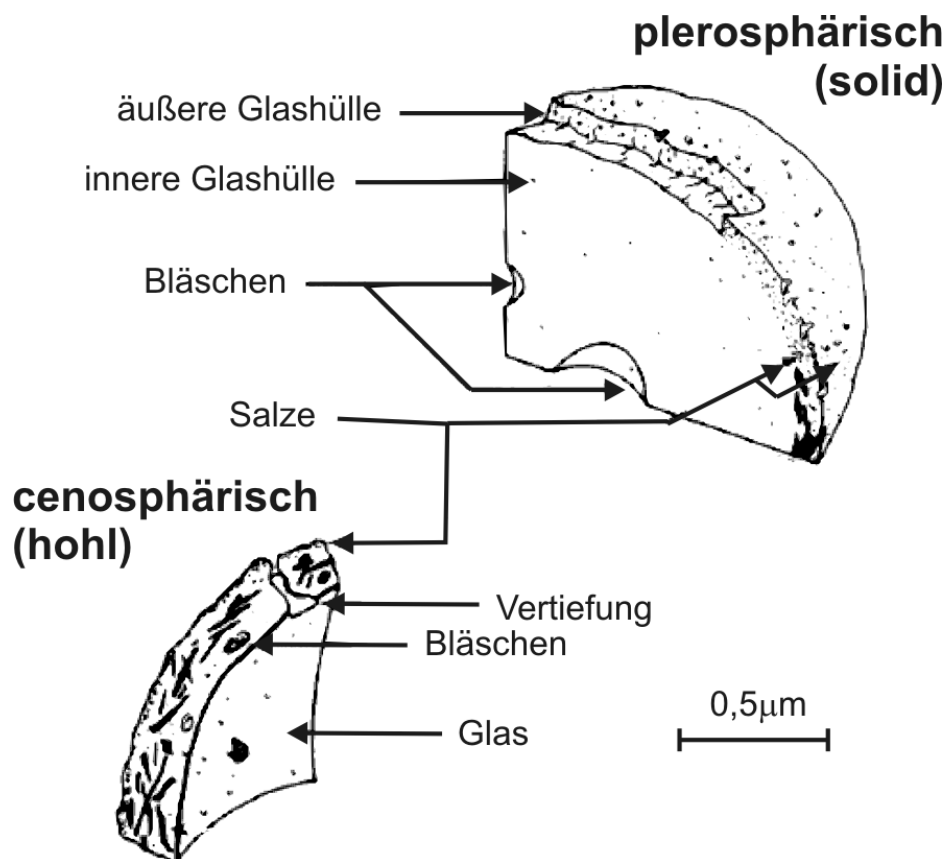


Abbildung 1: Submikroskopische Eigenschaften plerosphärischer und cenosphärischer Flugaschepartikel (Abb. aus Dudas & Warren (1987), leicht modifiziert).

Nach der Europäischen Norm EN 450-1 (EU, 2005) für Betonzuschlagstoffe wird Flugasche wie folgt definiert: Flugasche ist ein feines Pulver, das überwiegend aus sphärischen Gläsern besteht und aus der Verbrennung pulverisierter Kohle stammt; des Weiteren habe sie puzzolanische Eigenschaften aufzuweisen und im wesentlichen aus SiO_2 (min. 25 Masse-%) und Al_2O_3 zu bestehen.

2.2 Eigenschaften von Flugaschen aus bodenkundlicher Sicht

Flugaschen fallen als gefiltertes Abfallprodukt in Kraftwerken in großen Mengen an oder akkumulieren aufgrund fehlender Emissionskontrollen im Umfeld von Verbrennungsanlagen. So kann man zwei Untersuchungsschwerpunkte feststellen: Einerseits die Untersuchung von Flugaschen als kontrolliertes Abfallprodukt, das für unterschiedliche Zwecke genutzt werden kann, andererseits die Untersuchung von Standorten, die durch Flugascheakkumulation geprägt sind.

Im Umfeld der Braunkohlekraftwerke der ehemaligen DDR liegt der Schwerpunkt bisheriger Untersuchungen auf der Charakterisierung des Einflusses der

Flugaschen auf bodenchemische Eigenschaften. Flugascheangereicherte Böden zeigen je nach Zusammensetzung erhöhte pH-Werte und höhere Basensättigungen, stark variierende CaCO_3 - und Gipsanteile, unterschiedliche Anteile und Zusammensetzungen der organischen Bodensubstanz, sowie ein erhöhtes Schwermetallfreisetzungspotential (ADRIANO et al., 1980; NEUMEISTER et al., 1991; BLUME & SCHLEUSS, 1997; RUMPEL et al., 1998; SCHAAF et al., 2001; JAHN & ZIKELI, 2002; KOCH et al., 2002; KLOSE & MAKESCHIN, 2003; KLOSE & MAKESCHIN, 2004; ZIKELI et al., 2004; FRITZ & MAKESCHIN, 2007).

Bodenphysikalische Untersuchungen von Flugaschen sind in geringerem Umfang vorhanden. HORN & TAUBNER (1997) beschreiben Regosole aus Rost- und Flugaschen auf einer Abraumhalde im Raum Halle-Leipzig. Diese Böden zeichnen sich durch feinsand- und schluffdominierte Texturen aus, die bei geringen Lagerungsdichten hohe Porositäten und somit hohe gesättigte Wasserleitfähigkeiten aufweisen. Einen Regosol aus äolisch deponierter Braunkohlenflugasche in Bitterfeld beschreibt KASTLER (2005). Dessen Textur wird von überwiegend schwach- bis mittelschluffigen Sanden eingenommen, das in Einzelkorn- bis Kohärentgefüge vorliegt. Im Gegensatz zu künstlich aufgebracht Filteraschen weisen diese atmosphärischen Aschen kein Calciumcarbonat und nur sehr wenig Gips auf, wodurch keine Aggregation der Aschepartikel stattfindet. Ein hohes Gesamtporenvolumen mit hohen Anteilen aller Porenklassen bei geringen Lagerungsdichten und unimodalem Porensystem führen zu hohen Wasserleitfähigkeiten im nahezu gesättigten Zustand. Aufgrund des überwiegend cenosphärischen Charakters der Flugaschepartikel sind die Lagerungsdichten trotz der Festsubstanzdichten von 2,3 bis 2,5 g/cm³ gering.

Ein hoher Sortierungsgrad bei feinsand- bis schluffdominierten Texturen ist ein charakteristisches Merkmal von Flugaschen, wobei in Rauchgasfiltern gewonnene Flugaschen auch höhere Anteile an Ton enthalten können (ADRIANO & WEBER, 2001; KOVACS & MANG, 2002; ZIKELI et al., 2002; KLOSE & MAKESCHIN, 2003; KUMAR & SINGH, 2003; PATHAN et al., 2003). Aufgrund dieser Texturen werden in Filtern abgeschiedene Flugaschen als Meliorationsgaben für Ackerstandorte mit geringem Wasserhaltevermögen und ungünstigen Wasserleitfähigkeiten genutzt (GANGLOFF et al., 2000; ADRIANO & WEBER, 2001; KUMAR & SINGH, 2003; PATHAN et al., 2003; YUNUSA et al., 2006; RAM et al., 2007).

Im Bezug auf Benetzungshemmung sind Flugaschen nicht untersucht. Aufgrund deren primären Zusammensetzung aus mineralischen Komponenten sollten diese hydrophil wirken, solange die polaren Oberflächen nicht von z.B. organischen Verbindungen belegt sind (TSCHAPEK, 1984). Die organischen Bestandteile liegen überwiegend als Aromate vor, hydrophobe Aliphate sind kaum noch vorhanden (KÖGEL-KNABNER & RUMPEL, 2000).

2.3 Eigenschaften von Humusauflagen von Waldböden

Die physikalischen und chemischen Eigenschaften von Waldbodenhumusauflagen unterscheiden sich grundlegend von denen mineralischer Horizonte (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002; AK STANDORTSKARTIERUNG, 2003). So überwiegt bei natürlichen Standorten der Anteil an organischen Verbindungen und strukturelle Eigenschaften abgestorbener und zersetzter pflanzlicher Partikel prägen das Porensystem. So sind Humusauflagen charakterisiert durch geringe Lagerungsdichten, extrem hohe Porositäten, bei einer Dominanz der Grobporen und hohen Anteilen an Mittel- und Feinporen (BLEICH et al., 1987; HAMMEL & KENNEL, 2001; HAJNOS et al., 2003). Wasserretentions- und Wasserleitfähigkeitsfunktionen beschreibt des Weiteren ausführlich GREIFFENHAGEN (2005), wobei auch eine Parametrisierung dieser Funktionen für die Wasserhaushaltsmodellierung von Kiefernstandorten auf sandigen Böden integriert ist. So weisen Humusauflagen sehr geringe Lufteintrittspunkte und darauf folgend steile Steigungen der Wasserretentionsfunktionen und somit rasche Abnahmen der Wassergehalte bei fortschreitender Austrocknung auf. Aufgrund des ausgeprägten Grobporensystems sind die gesättigten Wasserleitfähigkeiten extrem hoch, wobei auch die Wasserspeicherung und eine hohe ungesättigte Wasserleitfähigkeit durch den teilweise hohen Mittelporenanteil gewährleistet ist.

Hydraulische Eigenschaften von Böden sind nicht als rein textur- und strukturbedingt zu betrachten. Ein weiterer wichtiger Faktor ist die Benetzungshemmung. Sobald ein Boden nicht vollständig benetzbar ist, gilt er als benetzungsgehemmt mit Konsequenzen für die Wasserretentions- und Leitfähigkeitsfunktionen (BACHMANN, 1996). Benetzungshemmung wird im Boden in erster Linie durch organische Bodensubstanz (insbesondere amphiphile

Huminsäuren) und mikrobielle Tätigkeit hervorgerufen, variiert stark je nach Vegetation, zeigt eine Abhängigkeit von der Austrocknungsintensität und Temperatur, und ist Gegenstand zahlreicher, internationaler Studien (einen Literaturüberblick zum Thema Benetzungshemmung und dessen Ursachen und Folgen geben DEKKER et al. (2005)).

Sandige Waldböden unter Kiefern und Buchen weisen eine stark jahreszeitenabhängige, räumliche heterogene Benetzungshemmung auf, die in den humushaltigen mineralischen Oberbodenhorizonten auftritt und mit zunehmender Bodentiefe i.d.R. abnimmt (BUCZKO, 2002; BUCZKO et al., 2005; WOCHÉ et al., 2005; BUCZKO et al., 2007). Die Benetzungshemmung von Humusauflagen norddeutscher Waldböden untersuchten GREIFFENHAGEN et al. (2006), die bereits ab einem Matrixpotential von pF 2,0 eine nennenswerte Benetzungshemmung und ab pF 4,2 eine extreme Benetzungshemmung feststellten. Die Benetzbarkeit ist in den Humusauflagen aufgrund geringerer polarer Bindungskräfte im Vergleich zu den mineralischen Oberbodenhorizonten deutlich herabgesetzt (HAJNOS et al., 2003). Neben dem Gehalt an organischer Substanz ist vor allem deren Zusammensetzung entscheidend für die Ausprägung der Benetzungshemmung.

Organische Bodensubstanz setzt sich aus unterschiedlichen Kohlenstoffspezies zusammen, die sich im Bezug auf die Benetzbarkeit unterschiedlich auswirken (ELLERBROCK et al., 2005). In Waldböden dominieren in Abhängigkeit von Streuabbau und Humifizierung O/N-Alkyl-C-Gruppen (Polysaccharide, Proteine). Als weitere wesentliche Bestandteile finden sich Alkyl-C-Gruppen (z.B. Lipide, Hemizellulose), Carboxylgruppen (z.B. Säuren, Amide) und aromatische Verbindungen (z.B. Lignin) (KÖGEL-KNABNER et al., 1988; SPIELVOGEL et al., 2006). Die unpolaren aliphatischen Alkyl-C-Gruppen sowie langkettige Fettsäuren und deren Esther wirken hydrophobierend (FRANCO et al., 1995), Fulvo- und Huminsäuren haben dahingegen amphiphilen Charakter und O/N-Alkyl-C ist hydrophil. Im Zusammenspiel mit Wasser ergeben sich daher komplexe Eigenschaften. Langkettige Verbindungen mit hydrophilen, polaren Seiten nähern sich beim Austrocknen aneinander oder an polare mineralische Oberflächen an, so dass die hydrophoben Seiten nach außen gewendet werden, die Benetzungshemmung nimmt zu (TSCHAPEK, 1984; MICHEL et al., 2001;

ELLERBROCK et al., 2005). Bei der Wiederbefeuchtung wird durch die Hydrophobie die Hysterese intensiviert, und die benetzungsgehemmten Strukturen verstärkt (NIEBER, 1996; RITSEMA et al., 1998). Dadurch werden präferentielle Fließwege geschaffen, entlang derer ein Großteil des Sickerwassers perkoliert (DEKKER & RITSEMA, 1994; BAUTERS et al., 1998; BAUTERS et al., 2000; CLOTHIER et al., 2000; DOERR et al., 2000; WANG et al., 2000).

3 Untersuchungsgebiete

Im Rahmen des Projektes ENFORCHANGE wurden zwei Untersuchungsgebiete – Dübener Heide und Oberlausitz – gewählt, die sowohl durch ihre industriegeschichtliche als auch forstwirtschaftliche Nutzung und Entwicklung als repräsentativ für die Situation der neuen Bundesländer und des östlichen Mitteleuropas gelten.

3.1 Dübener Heide

Die Region der Dübener Heide, ein traditionelles Forstgebiet, stand seit Ende des 18. Jahrhunderts bis in die 1990er Jahre unter starkem Einfluss industrieller Immissionen.

Naturraum

Das geologische Ausgangssubstrat in der Dübener Heide (Naturräumliche Einheit Dahlen-Dübener Heide nach MEYNEN & SCHMITHÜSEN (1952-1963)) bilden glaziäre Sedimente, die in der Saalekaltzeit zu einer von Nordwest nach Südost verlaufenden bis zu 190 mNN hohen Stauchendmoräne aufgeschoben sowie in der südlich anschließenden Sanderfläche abgelagert wurden. Durch periglaziale Prozesse wie Kryoturbation und Solifluktion in Verbindung mit Sandaufwehungen entwickelte sich auf diesen Substraten eine meist 50 – 80 cm mächtige Geschiebedecksanddecke. Flächenhaft dominieren daher sandige Substrate, auf denen die Prozesse der Verbraunung und der Podsolierung vorherrschen. Auf Geschiebelehm, bzw. geringmächtigen Geschiebedecksanden über Geschiebelehm haben sich von Staunässe geprägte Böden herausgebildet. Grundwasser beeinflusst die Standorte vor allem in den tiefgelegenen Moränenplatten nördlich der Stauchendmoräne und in der südlich angrenzenden Torgau-Dübener Heide (MANNSFELD & BERNHARDT, 1995; KAINZ, 2007).

Das Grundwasserregime zeigt sich aufgrund der Geologie und durch anthropogene Eingriffe heterogen. Durch die Aufstauchung und Schuppung im Hauptendmoränenbogen der ansonsten in der Region ungestörten braunkohleführenden tertiären Schichten des Eozäns bis Miozäns bildete sich eine regionale Grundwasserscheide. Südwestlich fließt das Grundwasser in drei

Stockwerken dem Fluss Mulde zu, nordöstlich strömt es von allen Seiten in das Schmiedeberger Becken, was eine Vermoorung begünstigte (MEYNEN & SCHMITHÜSEN, 1952-1963). Durch die tagebaulichen Aktivitäten in der Region wurde der Grundwasserspiegel um bis zu 30 m abgesenkt, wodurch vor allem im westlichen Teil der Dübener Heide kein Grundwasseranschluss mehr vorhanden ist. Nur die tiefer gelegenen Bereiche und vor allem der östliche Teil der Dübener Heide weisen Grundwassereinfluss auf.

Aus den Klimawerten für Wittenberg (105 m üNN; 51°53'N; 012°38'E) (1971-2000), am nordöstlichen Rand der Dübener Heide gelegen, ergibt sich ein mittlerer Jahresniederschlag von 546 mm bei einer Durchschnittstemperatur von 9,1°C.

Immissionshintergrund

Insbesondere alkalische Flugaschen wurden in großen Mengen eingetragen und akkumulierten auch in den organischen Auflagen der Waldböden (NEUMEISTER et al., 1991). Die industrielle Entwicklung im Raum Bitterfeld-Wolfen basierte auf der energetischen Nutzung von Braunkohle. In Folge verfahrenstechnischer Fortschritte im Bereich der Braunkohleverarbeitung zu Beginn des 20. Jahrhunderts setzte sich eine enorme wirtschaftliche Entwicklung ein, wodurch vor allem Chemiebetriebe und Kraftwerke entstanden (HOLZ, 2007). Das Braunkohlekraftwerk in Zschornowitz war bei seiner Errichtung 1915 das weltweit leistungsfähigste und lieferte Strom für die angegliederte chemische Industrie und für die Reichshauptstadt Berlin. Seit Beginn des 20. Jahrhunderts ist ein Abbau von 820 Tg Rohbraunkohle dokumentiert (NEUMEISTER et al., 1991). Diese wurde auch größtenteils in der Region verbrannt, wodurch ca. 52 Tg Asche entstanden, die fast ausschließlich in den ausgekohlten Braunkohlentagebaurestlöchern deponiert wurden. Hinzu kommen 12 Tg Flugasche, deren atmosphärische Deposition ebenfalls größtenteils im Raum Bitterfeld-Wolfen erfolgte. Die Deposition von Flugaschen nimmt geologisch relevante Mächtigkeiten an. Bei einer angenommenen Dichte von 0,6 g/cm³ beträgt die Gesamtmächtigkeit 70 cm für eine Fläche von 850 km² in den Kreisen Bitterfeld und Gräfenhainichen (NEUMEISTER et al., 1991). Hinzu kommt der atmosphärische Eintrag von Schwefeldioxid mit ca. 18 Tg SO₂. Im Zuge der Wiedervereinigung im Herbst 1989

kam es in der Region zu flächendeckenden Betriebsschließungen, womit die Immissionsbelastungen endeten. Das Kraftwerk Zschornewitz wurde 1992 geschlossen.

Flugascheanreicherung

Aufgrund der langfristigen Immissionen kam es zu Schädigungen an den Waldbeständen hauptsächlich durch toxische Effekte von SO_2 auf Assimilationsprozesse und die Einschränkung der Stomatafunktionen. Diese Schädigungen wurden anhand von Beobachtungspartzen nach Lux (1965) in Depositionszonen klassifiziert. Trotz der Vielzahl der Schadstoffemittenten in der Region bedingen die Hauptemittenten in Bitterfeld-Wolfen, und vor allem der Hauptemittent für Flugasche in Zschornewitz eine räumliche Verteilung der Schadenszonen mit einer deutlichen Abnahme der Schadensintensitäten von West nach Ost der allgemeinen Westwindrichtung folgend. Bodenchemische Untersuchungen bestätigen diesen Immissionseinfluss vor allem emittentennaher Standorte (KOCH et al., 2002; FRITZ & MAKESCHIN, 2007; MAKESCHIN & FÜRST, 2007), so dass eine modifizierte Einteilung der Standorte entlang eines Distanzgradienten in Bezug auf den Hauptemittenten Zschornewitz vorgenommen wurde (Abbildung 2). Die Abkürzung „D“ steht für Dübener Heide, „1“ bedeutet, dass sich die Standorte bei einer geringen Distanz zum Hauptemittenten befinden mit „sehr stark oder stark geschädigten Waldbeständen“, „2“ bedeutet eine mittlere Entfernung mit „moderat geschädigten Waldbeständen“ und „3“ bedeutet eine große Distanz mit überwiegend „gering geschädigten Waldbeständen“. Diese Standorte repräsentieren typische Bodentypen und Forstbestände der Dübener Heide. An den Standorten D1-2* und D3-4* wurden Messanlagen zum Bodenwasserhaushaltsmonitoring installiert.

Zusätzlich zu den Waldstandorten mit abnehmendem Flugascheeinfluss wurde eine reine Flugascheablagerung untersucht, um die bodenphysikalischen Eigenschaften äolisch abgelagerter Asche zu quantifizieren. Der Standort befindet sich am Südhang des sogenannten Bitterfelder Berges, eine Tagebauhalde in der unmittelbaren Nähe zu einer Brikettfabrik. Der Standort ist mit Reitgras (*Calamagrostis epigejos*) bewachsen. Die Brikettflugasche akkumulierte hier zu einer Höhe von 40 cm über dem Abraum, zu dem sie eine abrupte Grenze bildet.

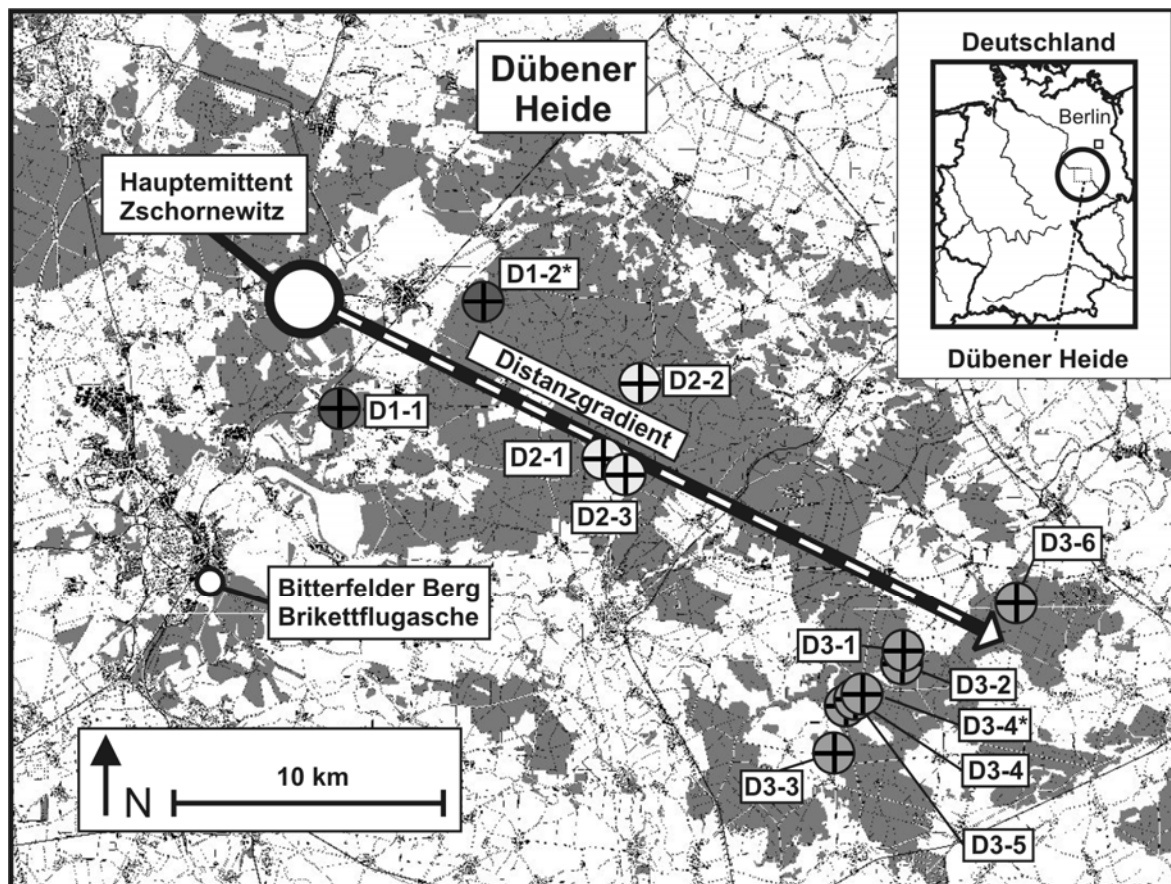


Abbildung 2: Lage der untersuchten Standorte in der Dübener Heide. Die Standorte liegen entlang eines Distanzgradienten in Bezug auf den Hauptemittenten in Zschornowitz (geringe Distanz Standorte D1-1 und D1-2*; mittlere Distanz: D2-1, D2-2 und D2-3; große Distanz: D3-1 bis D3-7 und zusätzlich der Brikettflugaschestandort Bitterfelder Berg; an den mit * gekennzeichneten Standorten D1-2* und D3-4* wurden Messanlagen zum Bodenwasserhaushaltsmonitoring aufgebaut).

3.2 Oberlausitz

Die östliche Oberlausitz, geprägt durch ein Nebeneinander von Bergkuppen, Platten und Becken und einer damit einhergehenden Nutzungsdifferenzierung zwischen Ackerflächen auf ebenem und Waldnutzung auf kuppigerem Relief, stand seit Beginn des 20. Jahrhunderts bis in die 1990er Jahre unter starkem Einfluss industrieller Immissionen, die heutzutage deutlich nachgelassen haben.

Naturraum

Die östliche Oberlausitz, die sich vom Ostrand des Oberlausitzer Berglandes bis zur Neiße erstreckt, ist eine heterogene Naturraumeinheit.

Die Geologie der Region ist geprägt durch das vorvariskische Lausitzer Granit-Granodioritmassiv, dessen Hohlformen durch elsterzeitliche Grundmoränen und Schmelzwassersande aufgefüllt wurden. Jüngste kaltzeitliche Substrate sind Löss und deren Umlagerungsprodukte sowie Verwitterungs- und Umlagerungsdecken aus Festgestein. Vorherrschende Bodenbildungsprozesse sind eine leichte Podsolierung und Verbraunung bei überwiegend granitischem Ausgangsgestein, mit steigendem Löß- und Geschiebemergleinfluss nehmen Tonverlagerung und Vernässung an Bedeutung zu (SCHMIDT, 1995). Die Waldbestände sind geprägt durch Fichten (*Picea abies*) und Rotbuchen (*Fagus sylvatica*). Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt bei 8,2°C, der durchschnittliche Jahresniederschlag bei 646 mm (Görlitz 238 m üNN; 51°10'N; 014°57'E).

Immissionshintergrund

Der Abbau und die Verbrennung von Braunkohle ist ein traditioneller Sektor der Energiegewinnung in der Region Oberlausitz entlang der deutsch-polnischen Grenze. Von 1911 bis 1992 produzierte das Kraftwerk in Hirschfelde Elektrizität mit einer Gesamtleistung von 71300000 MWh; das Kraftwerk Turów in Polen wurde 1962 in Betrieb genommen und produziert momentan etwa 2000 MW. Mit dieser intensiven Braunkohleverbrennung ging ein hoher Ausstoß an Flugaschen, Braunkohlestäuben, SO₂, NO_x und CO₂ einher (DUNGER et al., 1972; KLOSE et al., 2003). Erst strenge Emissionskontrollen sowie die Schließung von Hirschfelde 1992 führten zu einer deutlichen Reduzierung dieser Immissionen. Entlang der deutsch-polnischen Grenze verringerte sich die Staubemission der deutschen Kraftwerke und Turów von 455 Gg (1989/1990) auf 18 Gg (2001), SO₂ wurde entsprechend von 1780 auf 85 Gg reduziert (DEUTSCH-POLNISCHE KOMMISSION FÜR NACHBARSCHAFTLICHE ZUSAMMENARBEIT AUF DEM GEBIET DES UMWELTSCHUTZES, 1995).

Flugascheanreicherung

Vor allem Südost- und Südwinde führten zu hohen Immissionsraten in den Forstrevieren nördlich der Kraftwerke, so daß in den 1960er Jahren mehr als 0,15 mg/m² SO₂ pro Tag in 22 % aller Fälle und mehr als 15 g/m² Flugasche pro Tag in 75-100 % aller Fälle gemessen wurde (Lux, 1970). In der Oberlausitz ist im Gegensatz zur Dübener Heide kein Flugaschegradient ausweisbar. Entlang des

Neißetals wurden sehr hohe Akkumulationen beobachtet, im restlichen Untersuchungsgebiet keine nennenswerten. Das Neißetal verläuft im Untersuchungsgebiet von Südwest nach Nordost. Dadurch werden die vorherrschenden Winde aus westlichen Richtungen lokal dem Talverlauf folgend abgelenkt, so dass diese zusätzlich zu den selteneren Süd- bis Ostwindlagen Flugascheverlagerungen entlang der Neiße verursachen konnten.

Drei Forststandorte mit hohem Flugascheeintrag (Standorte L1-1, L1-2 und L1-3) und drei ohne nennenswerte Flugascheanreicherung (Standorte L2-1, L2-2 und L2-3) wurden untersucht (Abbildung 3). Diese Standorte repräsentieren typische Bodentypen und Forstbestände der Oberlausitz.

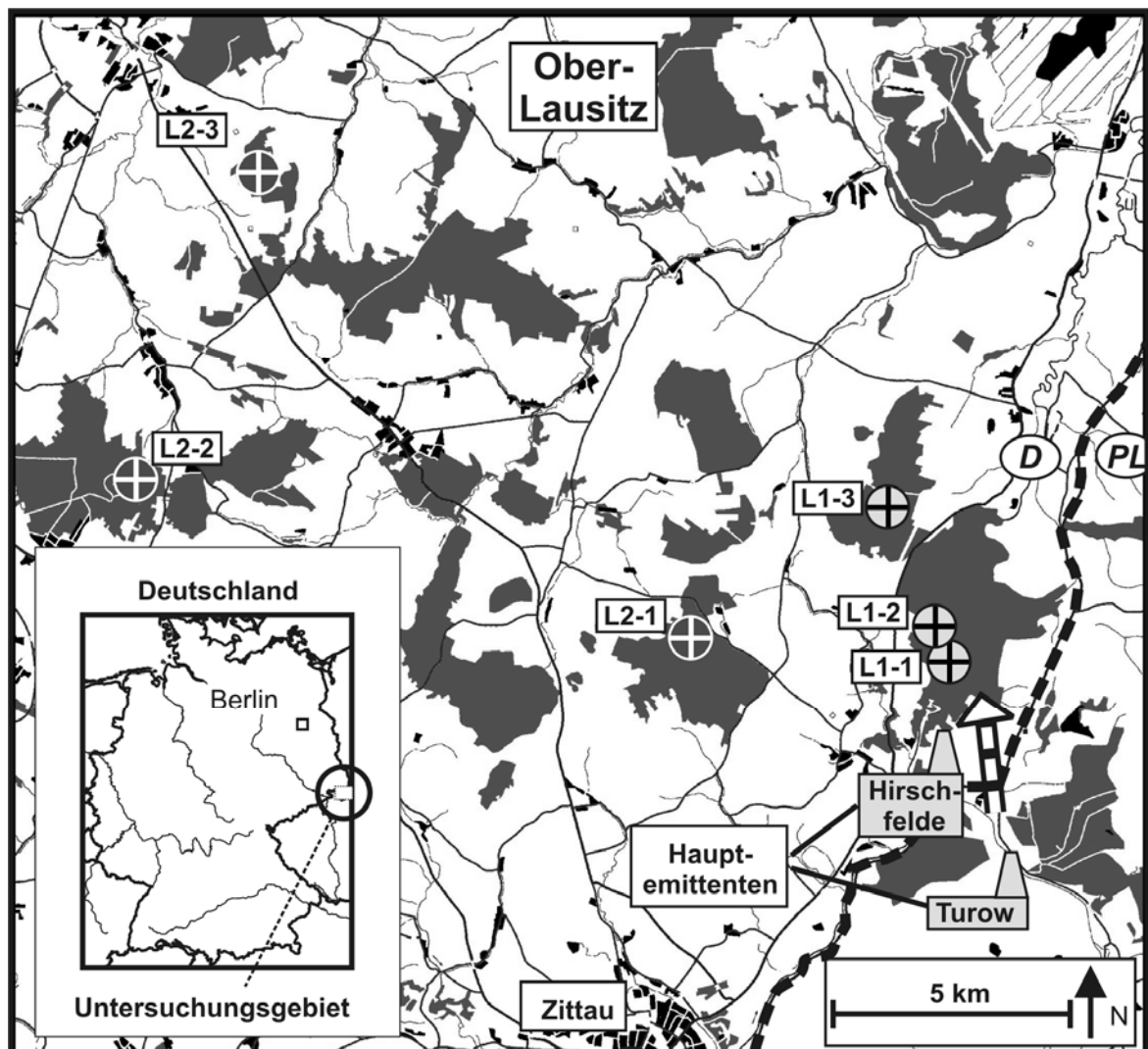


Abbildung 3: Lage der untersuchten Standorte in der Oberlausitz (mit Flugascheanreicherung: Standorte L1-1, L1-2 und L1-3; ohne Flugascheanreicherung, Standorte L2-1, L2-2 und L2-3).

4 Material und Methoden

4.1 Leitprofile: Standortaufnahme

In den Untersuchungsgebieten wurden Kernversuchsflächen ausgewählt, die die typischen Bodensubtypen und Bestandestypen der Regionen repräsentieren.

In den ausgewählten Flächen wurden 2 m tiefe Leitprofile (bzw. bis zum nicht mehr grabbaren Festgestein) angelegt und diese nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA 5 (AG BODEN, 2005) auf Subtypenniveau klassifiziert. Die Beprobung erfolgte im Zeitraum von August 2005 bis September 2006 (Dübener Heide) und im Mai 2007 (Oberlausitz).

Gestörte Proben wurden für die Texturanalytik, für die Messung der Kontaktwinkel und für bodenchemische Analysen genommen. Für die Bestimmung der pFWG-Beziehungen, der matrixpotentialabhängigen Benetzungshemmung, der gesättigten Wasserleitfähigkeiten und der Trockenrohdichten wurden ungestörte Stechzylinderproben (100 cm³) genommen. Die Bestimmung der ungesättigten Wasserleitfähigkeiten erfolgte mittels 234 cm³-Zylinder mit 4 cm Höhe.

Den Schwerpunkt bei der Laboranalytik bilden die organischen Auflagen sowie die obersten mineralischen Horizonte, da hier die größte Beeinflussung durch die Flugaschen zu erwarten ist.

4.2 Labormethoden

4.2.1 Bodenchemische Untersuchungen

Neben dem pH-Wert sowie dem Gehalt an organischer Substanz wurde für ausgewählte Proben die strukturchemische Zusammensetzung der organischen Substanz bestimmt.

4.2.1.1 pH-Wert

Der pH-Wert wurde potentiometrisch in 0.01 M CaCl₂ Lösung gemessen (SCHLICHTING et al., 1995).

4.2.1.2 Gesamtkohlenstoffgehalt

Der gesamte Kohlenstoffgehalt wurde mittels coulometrischer Titration und Verbrennung mit einem Ströhlein-Coulomat 702 bestimmt (n=3) (SCHLICHTING et al., 1995). Daraus errechnet sich der Gehalt an organischer Substanz C_{org} (Faktor 2 für Humusaufgaben und Faktor 1,724 für mineralische Horizonte (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002)).

4.2.1.3 Strukturchemische Zusammensetzung der organischen Substanz

Die strukturchemische Zusammensetzung der organischen Substanz wurde am Lehrstuhl für Bodenkunde der TU München mittels ^{13}C -Kernresonanz (NMR = nuclear magnetic resonance) - Spektroskopie an einem Bruker DSX 200 NMR-Spektrometer bei einer Resonanzfrequenz von 50,3 MHz untersucht. Diese Methode nutzt die Wechselwirkungen zwischen dem magnetischen Moment des Atomkerns mit einem starken, externen Magnetfeld aus. Die Kernspins werden mit Hilfe einer elektromagnetischen Welle im Radiofrequenzbereich angeregt und in ein höheres Energieniveau versetzt. Die dazu erforderliche Energie hängt von den Eigenschaften des Kerns, sowie seiner chemischen Umgebung ab. Demzufolge zeigen nicht nur unterschiedliche Kerne unterschiedliche Resonanzfrequenzen, sondern auch gleiche Kerne in unterschiedlicher chemischer Umgebung. Hierbei ist die Elektronendichte um den jeweiligen Kern bestimmend. Die entsprechenden Resonanzfrequenzen sind im Spektrum als Signal erkennbar, ihre Lage wird als ppm relativ zur Frequenz von Tetramethylsilan (0 ppm) angegeben. Die Intensität ist proportional der Anzahl der angeregten Kerne. Da Festkörperspektren nur schlecht aufgelöst sind, also nur sehr breite, überlappende Signale ergeben, wird zu ihrer Quantifizierung das Spektrum in unterschiedliche chemische Verschiebungsbereiche unterteilt und diese Bereiche integriert. Aus der Integration der Signalfächen lässt sich der relative Anteil funktioneller Gruppen am organischen Gesamtkohlenstoffgehalt bestimmen (KÖGEL-KNABNER, 2000). Nach WILSON (1987) können die Resonanzspektren in vier chemische Verschiebungsregionen unterteilt werden, die Alkyl-C (0 bis 45 ppm), O/N-Alkyl-C (45 bis 110 ppm), Aromatischer-C (Aryl-C 110 bis 160 ppm) und Carboxyl-C (160 bis 220 ppm) zuzuordnen sind (Tabelle 2). Bei der Festkörpermessung wird die

Tabelle 2: Funktionelle Gruppen, deren Adsorptionsspektren und Hauptverbindungen nach WILSON (1987).

funktionelle Gruppe	Signal / ppm	Hauptverbindung
Alkyl-C	0-45	n.-spezif. Lipide, Hemizellulose, Lipide
O/N-Alkyl-C	45-110	Polysaccharide, Proteine
Aryl-C	110-160	Lignin, Aromaten
Carboxyl-C	160-220	Säuren, Amide

CP-MAS-Methode angewendet: die Signalverstärkung erfolgt über Kreuzpolarisation (CP, cross polarisation), der Ausschluss anisotroper Wechselwirkungen über die Rotation um den magischen Winkel (MAS, Magic Angle Spinning).

Aus dem Verhältnis der integrierten Spektren braunkohletypischer Verbindungen (Aromaten und Aliphaten) zur Summe von O/N-Alkyl-C und Carboxyl-C lässt sich die Beteiligung von Braunkohle an der organischen Substanz abschätzen (SCHMIDT et al., 1996). Dieses Verhältnis nimmt mit zunehmendem Braunkohleanteil zu.

Flugascheangereicherte Böden enthalten hohe Anteile an paramagnetischen Substanzen, die eine hochaufgelöste Spektrenaufnahme aufgrund einer Verkürzung der Relaxationszeiten einschränken. Daher wurden die Proben mit HF vorbehandelt, um Eisen und andere paramagnetische Substanzen zu entfernen (KÖGEL-KNABNER & RUMPEL, 2000).

4.2.2 Rasterelektronenmikroskopie

Rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen wurden für die Brikettflugasche Bitterfelder Berg und die flugascheangereicherten Humusaufgabe des Standortes L1-1 durchgeführt. Das Material wurde für 48 h bei 70 °C getrocknet, um den Wassergehalt möglichst zu reduzieren und gleichzeitig die organische Substanz zu schonen.

Die Untersuchungen wurden mit einem Rasterelektronenmikroskop des Types *CamScan 44* am Institut für Geowissenschaften, Abteilung Geologie der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel durchgeführt.

4.2.3 Bodenphysikalische Untersuchungen

Den Schwerpunkt der Untersuchungen bilden bodenphysikalischen Analysen.

4.2.3.1 Korngrößenverteilung

Die Korngrößenzusammensetzung wurde durch Nasssiebung und Pipettierung bestimmt, nachdem die gesamte organische Substanz und verkittende Substanzen entfernt wurden und eine vollständige Dispergierung gewährleistet war (HARTGE & HORN, 2006).

4.2.3.2 Wasserretentionsfunktion und Lagerungsdichte

Ungestörte Bodenproben wurden herangezogen, um mittels definierter Entwässerungsstufen (-5, -10, und -30 hPa (auf einem Laborsandbad mit hängender Wassersäule); -60, -150, -300 und -500 hPa (auf keramischen Platten) und in einem Drucktopf (Überdruck +5000 und +15000 hPa)) die Porengrößenverteilung zu quantifizieren (n=6). Als repräsentative Kennwerte werden die Luftkapazität LK (Wassergehalt bei -60hPa), die nutzbare Feldkapazität nFK (zwischen -60 hPa und -15000hPa) und der Totwasseranteil TW (-15000hPa) dargestellt. Des Weiteren wurden die ungestörten Proben bei 105 °C getrocknet, um die Trockenrohdichten ρ_t mittels Gravimetrie zu bestimmen (HARTGE & HORN, 2006). Das Gesamtporenvolumen GPV wurde anhand der Trockenrohdichten ρ_t und der Festsubstanzdichten ρ_s bestimmt.

4.2.3.3 Nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum nFKWe

Für die mineralischen Horizonte wurden anhand der Bodenart, der Trockenrohdichte ρ_t , des Humusgehaltes und der Mächtigkeit die nutzbare Feldkapazität eines jeden Horizontes nach AG BODEN (2005) abgeleitet. Zusammen mit den gemessenen Werten der Auflagen und der mineralischen Oberbodenhorizonte wurden diese für unterschiedliche effektive Durchwurzelungstiefen W_e aufsummiert. W_e wurde nicht bestimmt und muss daher abgeschätzt werden. Da eine große Variabilität der W_e in der Literatur vorhanden ist (RAISSI et al., 2001; AK STANDORTSKARTIERUNG, 2003; AG BODEN, 2005), wird W_e für Laubgehölze auf 15 dm und für Nadelgehölze auf 10 dm

festgelegt. Bei Stauwasserböden wird die Obergrenze des Sd-Horizontes zzgl. 1 dm als unterste Grenze der max. Durchwurzelungstiefe angenommen (RAISSI et al., 2001). Die Bewertung der nFKWe erfolgte nach AK STANDORTSKARTIERUNG (2003).

4.2.3.4 Festsubstanzdichte

Die Festsubstanzdichten ρ_s wurden nach BLAKE & HARTGE (1986) bestimmt, mit der Modifikation, dass die Humusaufgaben bei 70°C für 48 h getrocknet wurden (REDDING et al., 2005) (n=3). Aufgrund extrem hoher Benetzungshemmungen wurde anstatt Wasser Ethanol verwendet, um eine komplette Benetzung zu gewährleisten. Es wurden jeweils drei Wiederholungen durchgeführt.

4.2.3.5 Gesättigte Wasserleitfähigkeit

Die gesättigte Wasserleitfähigkeit k_f wurde mit einem Haubenpermeameter nach einem instationären Verfahren nach DE BOODT (1967), zitiert in HARTGE & HORN (2006) bestimmt. Hierzu wurden jeweils fünf ungestörte Stechzylinderproben pro Horizont herangezogen, an denen der Messvorgang jeweils dreimal wiederholt wurde (n=15).

4.2.3.6 Ungesättigte Wasserleitfähigkeit

Zur Bestimmung der ungesättigten Wasserleitfähigkeiten wurde eine instationäre Evaporationsmethode nach PLAGGE (1991) an ungestörten Stechzylindern mit jeweils drei Wiederholungen durchgeführt. Durch die permanente Messung von Wassergehalten und Matrixpotentialen in zwei unterschiedlichen Tiefen des Horizontes kann anhand des durch die oberflächliche Abtrocknung sich aufbauenden Gradienten die ungesättigte Wasserleitfähigkeitsbeziehung ermittelt werden.

Die untersuchten bodenphysikalischen Kennwerte werden nach AG BODEN, 2005 klassifiziert (Tabelle 3).

Tabelle 3: Bewertung bodenphysikalischer Kennwerte nach AG BODEN (2005).

	Einheit	sehr gering [1]	gering [2]	mittel [3]	hoch [4]	sehr hoch [5]	extrem hoch [6]
GPV ^a	Vol.-%	< 30	- < 38	- < 46	- < 54	≥ 54	-
LK ^b	Vol.-%	< 2	- < 5	- < 13	- < 26	≥ 26	-
nFK ^c	Vol.-%	< 6	- < 14	- < 22	- < 30	≥ 30	-
TW ^d	Vol.-%	< 4	- < 10	- < 22	- < 34	≥ 34	-
kf ^e	cm/d	< 1	- < 10	- < 40	- < 100	< 300	≥ 300
ρt ^f	g/cm ³	< 1,2	- < 1,4	- < 1,6	- < 1,8	≥ 1,8	-
>2mm ^g	Vol.-%	< 2	- < 10	- < 25	- < 50	- < 75	> 75

^a Gesamtporenvolumen^b Luftkapazität^c nutzbare Feldkapazität^d Totwasser^e gesättigte Wasserleitfähigkeit^f Trockenrohdichte^g Grobbodengehalt >2mm

4.2.4 Bestimmung der Benetzungshemmung

Zur Bestimmung der Benetzungshemmung wurden vier Methoden angewandt: die Wilhelmy-Platten-Methode, der WDPT-Test, der sorptivitätsbasierte Repellency Index und die Bestimmung der Benetzungshemmung der Wasserretentionsverläufe.

4.2.4.1 Wilhelmy-Platten-Methode

Mittels der Wilhelmy-Platten-Methode wurde der potentielle, initiale Wert der Benetzungshemmung, der fortschreitende Kontaktwinkel θ_{wpm} nach BACHMANN et al. (2003) bestimmt. Für die Messung wurden luftgetrocknete, bzw. ofengetrocknete Proben auf eine Korngröße <630 μm abgesiebt und mit Hilfe eines doppelseitigen Klebandes auf einen Objektträger aufgebracht. Dieser wurde an einem Mikrotensiometer (KRUESS K11) befestigt in destilliertes Wasser (20°C) eingetaucht. Über die beim Eintauchen in die Flüssigkeit resultierende Kraft wird der fortschreitende Kontaktwinkel θ_{wpm} berechnet:

$$\cos \theta_{wpm} = \frac{F}{\sigma_{lv} \cdot l} \quad [\text{Gl. 1}]$$

hierbei ist σ_{lv} die Oberflächenspannung der benetzenden Flüssigkeit, F die beim Eintauchen resultierende Kraft, l die benetzte Länge und θ_{wpm} der Kontaktwinkel

zwischen der festen und der flüssigen Phase. Material mit Kontaktwinkeln $> 90^\circ$ spricht man als hydrophob an. Es wurden drei Wiederholungen durchgeführt.

4.2.4.2 Water Drop Penetration Time Test

Zur Schnellbestimmung der Hydrophobieigung eines Bodens wird der etablierte Wassertropfeneindringzeittest oder Water Drop Penetration Time Test (WDPT), wie in LETEY (2000) beschrieben, angewandt. Hierbei wird die Zeit gemessen, die ein 5 ml-Tropfen zur vollständigen Versickerung benötigt und nach Tabelle 4 klassifiziert (BISDOM et al., 1993). Der WDPT-Test gibt ebenfalls Auskunft über die initiale Benetzungshemmung eines Bodens und ist ein Maß für die Persistenz der potentiellen Benetzungshemmung.

Tabelle 4: Klassifizierung des Water Drop Penetration Time Tests nach BISDOM et al. (1993)

WDPT / s	log WDPT / -	Klassifikation
< 5	< 0,7	benetzbar (wetable)
5 – 60	0,7 - 1,8	leicht benetzungsgehemmt (slightly water repellent)
60 – 600	1,8 - 2,8	stark benetzungsgehemmt (strongly water repellent)
600 – 3600	2,8 – 3,6	sehr stark benetzungsgehemmt (severely water repellent)
> 3600	> 3,6	extrem benetzungsgehemmt (extremely water repellent)

4.2.4.3 Sortpivitätsbasierter Repellency Index

Eine Charakterisierung der Benetzungseigenschaften fand durch die Messung der Sorptivitätseigenschaften von Ethanol S_e im Vergleich zu Wasser S_w statt, woraus der Repellency Index R , bzw. der Infiltrationskontaktwinkel θ_R als Kenngrößen der Benetzungshemmung abgeleitet werden (HALLETT & YOUNG, 1999). Die Sorptivität errechnet sich aus den Infiltrationsraten eines Mini-Infiltrometers gemessen an den Oberflächen von Stechzylinderproben. Über ein an ein Flüssigkeitsreservoir angeschlossenes Glasröhrchen mit einem Schwamm infiltriert die Flüssigkeit in den Boden. Das Flüssigkeitsreservoir steht auf einer Waage, somit können zeitabhängige Infiltrationsmengen bestimmt werden. Die Sorptivität S errechnet sich dann aus dem konstanten Fluß Q (ms^{-1}) wie folgt:

$$S = \sqrt{\frac{Qf}{4br}} \quad [\text{Gl. 2}]$$

hierbei ist b ein auf der Boden-Wasser-Diffusivitätsfunktion basierender Parameter (hier 0,55 nach WHITE & SULLY (1987)), r der Radius der

Infiltrometerspitze (1,5 mm) und f der luftgefüllte Porenanteil. Um den Makroporenfluss zu verhindern, wird ein Potential von -2 hPa angelegt, auch um die Vergleichbarkeit mit anderen Arbeiten zu gewährleisten (HALLETT et al., 2001; HALLETT et al., 2004; JASINSKA, 2006).

Der Repellency Index errechnet sich nach folgender Gleichung:

$$R = 1,95 \cdot \frac{S_e}{S_w} \quad [\text{Gl. 3}]$$

Die Konstante 1,95 ergibt sich aus den unterschiedlichen Oberflächenspannungen sowie Viskositäten der Messflüssigkeiten. Ethanol infiltriert aufgrund seiner geringeren Oberflächenspannung (Benetzungswinkel = 0°) auch bei vorhandener Hydrophobie in den Boden und bildet intrinsische Eigenschaften des Kapillarraums ab. Setzt man konische Porenstrukturen voraus (PHILIP, 1957), kann der Infiltrationskontaktwinkel θ_R berechnet werden:

$$\theta_R = \arccos\left(\frac{1}{R}\right) \quad [\text{Gl. 4}]$$

Ein nicht benetzungsgehemmter Boden weist für R Werte von 1 auf ($\theta_R = 0^\circ$), bei Werten $> 1,95$ ($\theta_R = 59^\circ$) wird von einer Benetzungshemmung ausgegangen („subcritically water repellent“ (TILLMAN et al., 1989)). Die Infiltration von Wasser tendiert für stark benetzungsgehemmte Böden gegen Null, bzw. wird unmessbar klein, da die Evaporation auch trotz der Verwendung von Verdunstungsschutz (Silikonöl) die Infiltrationsraten überwiegt. In solchen Fällen geht R gegen unendlich, θ_R gegen 90° .

Bei der Messung der Sorptivität wurden jeweils die zur Ermittlung der pFWG-Kurve entwässerten Stechzylinderproben untersucht, um somit die Veränderung der Benetzbarkeit in Abhängigkeit vom Matrixpotential darstellen zu können.

4.2.4.4 Benetzungshemmung des Wasserretentionsverlaufes

Bei der Bestimmung des Wasserretentionsvermögens eines Bodens (pFWG) wird davon ausgegangen, dass durch das Anlegen definierter Unter- bzw. Überdrücke der kapillaren Aufstiegsleichung [Gl.5] entsprechende Äquivalentporendurchmesser entwässert werden:

$$\psi = \frac{2 \cdot \sigma \cdot \cos \theta}{r \cdot \rho \cdot g} \quad [\text{Gl.5}]$$

mit ψ Matrixpotential (entspricht der Steighöhe), σ Oberflächenspannung der Flüssigkeit, θ Kontaktwinkel zwischen fester und flüssiger Phase, r Radius der entwässerten Pore, ρ Dichte der Flüssigkeit und g Erdbeschleunigung. Dabei wird der Kontaktwinkel θ zwischen fester und flüssiger Phase als 0 vorausgesetzt, und somit keine Benetzungshemmung angenommen.

Da jedoch insbesondere Böden mit organischer Substanz Benetzungshemmung aufweisen, ist davon auszugehen, dass der Kontaktwinkel größer als 0 ist. BACHMANN (1996) beschrieb hydrophobe Böden, die eine deutlich reduzierte Wasserretention aufweisen. Um den bei der Entwässerung auftretenden Kontaktwinkel zwischen Boden und Wasser zu bestimmen, werden neben der Messung der Wasserretentionsfunktion Messungen mit einer vollständig benetzenden Flüssigkeit durchgeführt. Hierzu wird Ethanol (LETEY et al., 1962) verwendet, dessen für die kapillare Aufstiegsleichung relevanten Eigenschaften im Vergleich zu Wasser in Tabelle 5 aufgeführt sind.

Tabelle 5: Dichte, Oberflächenspannung und Kontaktwinkel zwischen fester und flüssiger Phase von Ethanol und Wasser bei 20°C mit dem unbekanntem Parameter θ von Wasser.

	Ethanol	Wasser
Dichte ρ / (g/cm ³)	0,78934	0,99823
Oberflächenspannung σ / (N/m)	0,02255	0,07255
Kontaktwinkel θ / °	0	?

Unter der Voraussetzung, dass bei gleichen volumetrischen Wasser- und Ethanolgehalten Poren mit vergleichbaren Radien gefüllt, bzw. entwässert sind, kann über die kapillare Aufstiegsleichung [Gl.5] der Kontaktwinkel für Wasser berechnet werden. Zunächst werden die Gleichungen für Wasser (w) und für Ethanol (e) nach dem Radius r aufgelöst und gleichgesetzt:

$$r_w = \frac{2 \cdot \sigma_w \cdot \cos \theta_w}{\psi_w \cdot \rho_w \cdot g} = r_e = \frac{2 \cdot \sigma_e \cdot \cos \theta_e}{\psi_e \cdot \rho_e \cdot g} \quad [\text{Gl.6}]$$

daraus ergibt sich als letzte unbekannte der Kontaktwinkel θ_w , im Folgenden θ_{pFEG} genannt, der über die bei gleichen Flüssigkeitsgehalten herrschenden Spannungen ψ_w und ψ_e berechnet werden kann:

$$\cos \theta_{\text{pFEG}} = \cos \theta_w = \frac{\sigma_e \cdot \rho_w \cdot \psi_w}{\sigma_w \cdot \rho_e \cdot \psi_e} = 0,3937 \cdot \frac{\psi_w}{\psi_e} \quad [\text{Gl.7}]$$

Um das Matrixpotential kontinuierlich ableiten zu können, werden die gemessenen pFWG- und pFEG-Kurven mit RETC nach VAN GENUCHTEN (1980) angepasst.

Die Ethanolretentionsfunktion wurde durch das Anlegen von Unterdruck an ungestörten 100 cm³-Stechzylinderproben bestimmt, (mit einem Laborsandbad bei 5 bis 30 cm Ethanolsäule; auf keramischen Platten bei -60, -150, -300 und -500 hPa Unterdruck). Aufgrund des geringen Dampfdruckes von Ethanol (58 hPa bei 20 °C) muss darauf geachtet werden, dass evaporationshemmende Maßnahmen getroffen werden. So wurden die einzelnen Zylinder nach oben verschlossen auf die Sandbäder, bzw. keramischen Platten aufgebracht, die ihrerseits bei minimiertem Restvolumen verschlossen wurden. Bei gleichbleibendem Unterdruck trat nach einer gewissen Zeit Gewichtskonstanz ein, so dass davon ausgegangen wird, dass die Evaporation vernachlässigbar gering ist. Es wurden die Humusaufgaben der Standorte D1-2*, D3-4*, L1-1 und L1-2 sowie die mineralischen Horizonte des Standortes D1-2* bis in eine Tiefe von 80 cm und für den Standort D3-4* der mineralische Oberboden untersucht. Für jeden untersuchten Horizont wurden fünf Parallelmessungen durchgeführt.

4.3 Monitoring von Bodenmatrixpotentialen und Wassergehalten

Im Untersuchungsgebiet Dübener Heide wurden im Sommer 2006 Messanlagen installiert (Abbildung 4), die stündlich Wassergehalte Θ und Matrixpotentialen ψ in unterschiedlichen Bodentiefen aufnehmen.

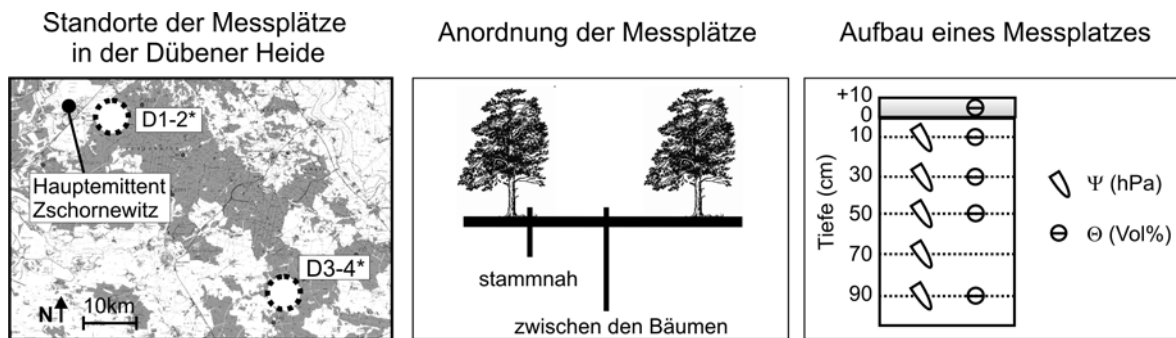


Abbildung 4: Lage und Aufbau der Messanlagen zur Erfassung der Matrixpotentiale Ψ und der Wassergehalte Θ an den Standorten D1-2* und D3-4* in der Dübener Heide.

4.3.1 Standorte und Aufbau der Messanlagen

Es wurden an den Standorten D1-2* (emittentennah) und D3-4* (emittententfern) jeweils Anlagen eingebaut, eine stammnah und eine mit maximaler Entfernung zu den umstehenden Bäumen, um die Extrema des Bodenwasserhaushaltes aufnehmen zu können. Beide Standorte sind charakterisiert durch sandige Substrate und dominierenden Kiefern bewuchs (Alter: 86-90a, LAI: 2,3). Für die Erfassung der volumetrischen Bodenwassergehalte wurden in den Auflagenhorizonten *ECH₂O-Sonden* der Fa. *Decagon/Washington/USA* eingesetzt. Die Wassergehalte in den mineralischen Horizonten wurden mit *ThetaProbe type ML2x-Sonden* der Fa. *UMS/München/Deutschland*, die Matrixpotentiale mit T8-Tensiometern der Fa. *UMS/München/Deutschland* gemessen. Für die Bestimmung der Bodenparameter ($\Theta(\psi)$, k_f , K_u) wurden in jeder Messtiefe Proben jeweils zwischen den eingebauten Messanlagen genommen.

4.3.2 Kalibrierung der Wassergehaltsmesssonden

Die *ECH₂O-Sonden* und die *ThetaProbe type ML2x-Sonden* ermitteln den volumetrischen Wassergehalt über die Dielektrizitätskonstante des Bodens.

Für die Kalibrierung der verwendeten *ECH₂O-Sonden* wurde ein Plexiglaszylinder mit gestörtem Humusauflagenmaterial mit einer Trockenrohddichte von $0,4 \text{ g/cm}^3$ bei trockenem und feuchten Zustand verwendet. Über die gravimetrisch bestimmten Wassergehalte und die gemessenen Messsignale U in mV wurden

lineare Kalibrierfunktionen abgeleitet.

Für den Standort D1-2* gilt:

$$\Theta_v = 0,063 \cdot U + 35,009 \quad [\text{Gl. 5}]$$

und für den Standort D3-4*:

$$\Theta_v = 0,059 \cdot U + 34,024 \quad [\text{Gl. 6}]$$

Die Kalibrierung der *ThetaProbe type ML2x-Sonden* erfolgte an ungestörten Bodenmonolithen (234 cm³) im trockenen und im nahezu gesättigten Zustand. Die Kalibrierfunktionen (Polynomfunktion 3-Grades) für die volumetrischen Wassergehalte Θ (nach WHALLEY (1993); WHITE et al. (1994)) werden mittels des Messignals U in mV und der Kalibrierungskoeffizienten a_0 und a_1 (Tabelle 6) abgeleitet:

$$\Theta_v = \frac{((1,07 + 6,4 \cdot U - 6,4 \cdot U^2 + 4,7 \cdot U^3) - a_0)}{a_1} \quad [\text{Gl. 7}]$$

Tabelle 6: Koeffizienten a_0 und a_1 der Kalibrierkurven der Wassergehaltssensoren.

Horizont	a_0	a_1
D1-2* 10 cm	1,63	8,67
D1-2* 30 cm	1,75	10,06
D1-2* 50 cm	1,74	8,73
D1-2* 85 cm	1,73	7,92
D3-4* 10 cm	1,52	7,90
D3-4* 30 cm	1,74	8,35
D3-4* 50 cm	1,74	8,11
D3-4* 80 cm	1,73	7,96

4.4 Wasserhaushaltsmodellierung

Bei der Modellierung werden für die Standorte mittlere Bedingungen sowohl für die meteorologischen Rahmenbedingungen (Interzeption, Bestandesniederschlag, Evapotranspiration) als auch für die Durchwurzelung angenommen. Variabilitäten innerhalb des Bestandes werden bei der Simulation nicht berücksichtigt. Bei der Auswertung der Simulationen werden daher die gemittelten Monitoringwerte als Vergleichsgrößen herangezogen.

4.4.1 Das Modell Hydrus 1D

HYDRUS-1D ist ein Softwarepaket, mit dem unter anderem der eindimensionale Wasserfluss in einem Boden variabler Wassersättigung simuliert werden kann (ŠIMŮNEK et al., 2005). Das Programm löst numerisch die Richards-Gleichung unter Benutzung der Galerkin-Finite-Elemente Methode. Als räumliche Auflösung wurde 1 cm gewählt, die zeitliche Auflösung liegt bei 10^{-5} Tagen. Der Boden wird in Schichten gegliedert, die durch die im Labor ermittelten Matrixpotential-Wassergehaltsbeziehungen und die Matrixpotential - Wasserleitfähigkeitsbeziehungen definiert werden. Im zeitlichen Verlauf wird die Wasseraufnahme durch definiert verteilte Wurzeln ebenso integriert wie zeitlich variable Randbedingungen (Grundwasser, atmosphärische Bedingungen).

4.4.2 Bodenparameter

Die Parametrisierung der Matrixpotential-Wassergehaltsbeziehung $\Theta(\psi)$ und der Matrixpotential-Wasserleitfähigkeitsbeziehungen K_u wurde mit Hilfe der Software RETC (VAN GENUCHTEN et al., 1994) durchgeführt. Eine unimodale Anpassung der $\Theta(\psi)$ -Kurve erfolgte nach VAN GENUCHTEN (1980):

$$\Theta(\psi) = \Theta_r + (\Theta_{sd} - \Theta_r) \cdot \left[1 + (\alpha_d \cdot h)^{n_d} \right]^{-m_d} \quad [\text{Gl. 8}]$$

mit den Kurvenparametern α_d , n_d und m_d der Entwässerungskurve (d=drying). Dabei entspricht h dem Betrag des Matrixpotentials. Die ungesättigte Wasserleitfähigkeit K_u wurde zusätzlich mit dem Porenkonnektivitätsparameter l und der gesättigten Wasserleitfähigkeit k_f nach MUALEM, 1976 parametrisiert:

$$K_u = k_f \cdot \frac{\left[1 - (\alpha_d \cdot h)^{m_d \cdot n_d} \cdot \left(1 + (\alpha_d \cdot h)^{n_d} \right)^{-m_d} \right]^2}{\left[1 + (\alpha_d \cdot h)^{n_d} \right]^{m_d \cdot l}} \quad [\text{Gl. 9}]$$

Um Hysterese berücksichtigen zu können, wurden die an den Monitoringstandorten gemessenen Wassergehalte und Matrixpotentiale genutzt, um die Parameter Θ_m und Θ_{sw} der Bewässerungskurve (w=wetting) zu bestimmen. Als gute Annäherung für mineralische Böden gelten die Voraussetzungen $\alpha_w = 2\alpha_d$

und $n_w=n_d$ (KOOL & PARKER, 1987), so dass nur noch Θ_m und Θ_{sw} anhand der in situ gemessenen Matrixpotentiale und Wassergehalte angepasst wurden.

4.4.3 Randbedingungen

Die Wurzelverteilung wurde an den Profilgruben nach AG BODEN (2005) aufgenommen und anhand der asymptotischen Wurzelverteilungsfunktion nach JACKSON et al. (1996) angepasst:

$$Y_{kum} = 1 - \beta^2 \quad [\text{Gl.10}]$$

Dabei ist Y_{kum} der kumulative Anteil der Wurzeln von der Oberfläche bis zur Tiefe z (in cm) und β ein Vegetationsparameter.

Das Modell zur Beschreibung der Wasseraufnahme durch Wurzeln basiert auf FEDDES et al. (1978). Limitierend wirkt sich hierbei dasjenige Matrixpotential P2 im Wurzelraum aus, unterhalb dessen die optimale Wasseraufnahme eingeschränkt wird. WIJK & BOUTEN (2001) modellierten mit einem P2-Wert von -100 hPa für *Pinus nigra*, VERSTRAETEN et al. (2005) modellierten den Wasserhaushalt für *Pinus sylvestris* mit einem P2-Wert von -2000 hPa. Unter der Voraussetzung, dass unterhalb eines Wassergehaltes von 40% der Feldkapazität (-300 hPa) die Transpirationsrate reduziert wird (GRANIER et al., 1999), können kritische Matrixpotentiale P2 für die untersuchten Horizonte ermittelt werden und in das Modell integriert werden.

Im Rahmen des Projektes ENFORCHANGE fanden keine Messungen zu klimatischen Rahmenbedingungen statt. Daher wurden Klimadaten auf Tagesbasis der am nord-westlichen Rand der Dübener Heide gelegenen DWD-Wetterstation Wittenberg (Nr. 5629; 51°53'N, 012°39'E; 105 mNN) genutzt, um die für das Modell notwendigen meteorologischen Daten abzuleiten. Der Bestandesniederschlag und der Interzeptionsverlust wurden anhand des Regressionsmodells von HOYNINGEN-HUENE (1983) ermittelt. Als Grundlage für die potentielle Evapotranspiration wurde die Grasreferenzverdunstung (ALLEN et al., 1998; ATV-DVWK, 2002; BGR, 2008b) nach MONTEITH, 1965 berechnet. Der Faktor zur Bestimmung der maximalen potentiellen Evapotranspiration von Waldbeständen wurde anhand des Umtriebsalters und der Bodenart nach BGR, 2008a bestimmt. Um die potentielle Evapo-

transpiration in die Bestandteile potentielle Transpiration und potentielle Evaporation aufzuteilen, wurde der Ansatz von RITCHIE (1972) (beschrieben in EHLERS & Goss (2003)) benutzt.

4.5 Statistische Auswertung

Die statistischen Auswertungen wurden mit der frei verfügbaren Software R Version 2.5.1 (THE R FOUNDATION FOR STATISTICAL COMPUTING, 2007) durchgeführt. Normalverteilung wurde mit dem Shapiro Wilk Test überprüft. Außer k_f (log-normal verteilt) und WDPT sind alle untersuchten Parameter normalverteilt. Für WDPT wurde der Median ermittelt.

Ob sich arithmetische Mittelwerte signifikant unterscheiden, wurde für normalverteilte Parameter anhand einer einfaktoriellen Varianzanalyse (ANOVA) überprüft. Für WDPT wurden Boxplots erstellt, wobei die Box das 25 %- und 75 %-Quartil mit dem Median als Strich repräsentiert. Die Whisker (Vertikallinien) stellen das Minimum und Maximum der Daten dar, sofern diese innerhalb der 1,5-fachen Interquartilsdistanz um den Boxplot herum liegen. Ansonsten werden diese Daten als Ausreißer dargestellt. Zusätzlich wurden an den Boxen Einkerbungen (notches) eingezeichnet, die den Bereich ± 1.58 der Interquartilsdistanz/ \sqrt{n} umfassen. Überschneiden sich diese Einkerbungen nicht, so kann mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5% ein signifikanter Unterschied der verglichenen Mediane angenommen werden (McGILL et al., 1978). Signifikante Unterschiede werden durch unterschiedliche Buchstaben gekennzeichnet.

Unter der Annahme kausaler Zusammenhänge wurden lineare Korrelationen mittels des Pearsons-Produkt-Moment-Korrelationskoeffizienten r auf Signifikanz (***) $p < 0.001$; **) $p < 0.01$; *) $p < 0.05$) überprüft.

Um Ähnlichkeiten der Standorte bezüglich der Gesamtheit der untersuchten bodenphysikalischen Eigenschaften der Humusauflagen abbilden zu können, wurden hierarchische Clusteranalysen (Single Linkage, euklidische Distanz) durchgeführt und als Dendrogramme dargestellt.

Die Bewertung der Güte der modellierten Werte wurde zum einen anhand des Pearsons-Produkt-Moment-Korrelationskoeffizienten r durchgeführt, zum anderen

wurden die Abweichungen anhand des root mean squared error rmse abgeschätzt.

5 Ergebnisse

Zunächst werden die Ergebnisse für die Region Dübener Heide vorgestellt (5.1), danach für die Oberlausitz (5.2). Diese zwei Hauptteile untergliedern sich jeweils in eine Standortbeschreibung der untersuchten Böden, eine Darstellung und Bewertung der bodenphysikalischen Kennwerte sowie der Benetzungseigenschaften, eine Charakterisierung der organischen Bodensubstanz, eine optische Auswertung der rasterelektronenmikroskopischen Untersuchungen sowie eine abschließende Beschreibung des Flugascheeinflusses auf bodenphysikalische Eigenschaften.

5.1 Dübener Heide

5.1.1 Bodenformen

Die Böden an den untersuchten Standorte sind überwiegend durch Substratwechsel gekennzeichnet. Die mineralischen Oberböden werden von Geschiebedecksand (Bodenarten: Su2 – Sl2) dominiert, der unterschiedliche Mächtigkeiten aufweist (20 bis 80cm) und unterschiedliche Substrate überlagert. Neben einem Schwemmkiessand (D1-1) sind die mineralischen Unterböden durch Schmelzwassersande (Bodenartengruppe: Ss) oder Geschiebelehme (Bodenarten: Sl2 – Ls3) geprägt. Äolischen Ursprungs ist das Ausgangssubstrat des Standortes D3-2, das sich durch eine gleichmäßige Sortierung (Bodenart: mSfs) auszeichnet. Einen Überblick über die Bodentypen und Ausgangssubstrate gibt Tabelle 7, eine detaillierte Beschreibung der einzelnen Profile findet sich im Anhang A.

Als Humusform dominieren moderartige Rohhumusauflagen. Vorherrschende bodenbildende Prozesse im Oberboden sind Humusanreicherung und eine unterschiedlich intensive Podsolierung, die auf Reinsanden stärker ausgeprägt ist. Die mineralischen Unterböden sind durch unterschiedliche Prozesse geprägt. So ist neben der Sesquioxidanreicherung als dominanter Prozess der Podsolierung der Prozess der Verbraunung als vorherrschend zu betrachten.

Tabelle 7: Entfernung zum Hauptemittenten in Zschornowitz, Bodensubtypen, Ausgangssubstrate und Bestände der untersuchten Standorte der Dübener Heide.

Standort	Entfernung (km)	Bodensubtyp nach AG BODEN (2005)	Ausgangssubstrat	dominierender Bestand
D1-1	4,2	Normbraunerde	Sp/Guz/Sgf	Kiefer / Eiche
D1-2*	7,5	Podsol-Braunerde	Sp/Sgf	Kiefer
D2-1	14,9	Normbraunerde	Sp/Sgf/Lg	Buche
D2-2	14,9	Normpodsol	Sgf	Kiefer / Buche
D2-3	15,2	Podsol-Braunerde	Sp/Sgf	Kiefer / Buche
D3-1	30,2	Pseudogley-Braunerde	Sp/Lg	Buche / Eiche
D3-2	30,4	Normpodsol	Sa	Kiefer
D3-3	30,2	Podsol-Gley	Sgf	Kiefer / Buche, Eiche
D3-4	29,6	Podsol-Braunerde	Sp/Sgf	Buche
D3-4*	29,6	Gley-Podsol	Sp/Lg	Kiefer
D3-5	29,6	Braunerde-Podsol	Sp/Sgf	Buche
D3-6	33,9	Pseudogley-Braunerde	Sp/Lg	Kiefer
BB	-	Normregosol	Yab/Yeb	(Reitgras)

Sp = (Geschiebe-)Decksand

Guz = Schwemmkies

Sgf = Schmelzwassersand

Sa = Flugsand

Lg = Geschiebelehm

Yab = Braunkohlenkraftwerksasche

Yeb = Bergematerial (Halde)

* = Standorte der Messanlagen

Unterlagernde lehmige Substrate (Standorte D2-1, D3-1, D3-6) führen im Zusammenspiel mit der tiefenabhängigen Zunahme der Trockenrohdichten ρ_t zu einer Verringerung der gesättigten Wasserleitfähigkeiten k_f , so dass es zu zeitweiligem Wasserstau nach Niederschlag oberhalb dieser dichten Stauschichten kommt. Dementsprechend sind auch die darüber gelagerten wasserführenden Horizonte durch Marmorierung gekennzeichnet. Grundwassereinfluss wurde für die Standorte D1-2*, D3-3 und D3-5 festgestellt, wobei die Oxidationsmerkmale beim Standorte D1-2* aufgrund der starken Grundwasserabsenkungen im Zuge des Braunkohletagebaus als reliktsch angesehen werden. Auf der Brikettflugasche Bitterfelder Berg (BB) fand erst eine initiale Bodenbildung statt (Regosol).

5.1.2 Bodenphysikalische Kennwerte

5.1.2.1 Brikettflugasche Bitterfelder Berg

Die untersuchte Brikettflugasche zeigt typische Eigenschaften eines äolischen Sediments. Die Textur aller drei Bodentiefen ist stark sortiert, wobei Mittelsande (200-630 μm) dominieren (Abbildung 5). Die Bodenart ist für das gesamte Profil als feinsandiger Mittelsand (mSfs) zu klassifizieren. Aufgrund der sehr geringen Trockenrohdichten ρ_t und der mit Quarz vergleichbaren Festsubstanzdichten ρ_s ergeben sich sehr hohe Gesamtporenvolumina GPV. Mit zunehmender Tiefe nimmt das GPV leicht ab, dabei verringert sich insbesondere die (sehr) hohe Luftkapazität. Im Gegenzug erhöhen sich die nutzbaren Feldkapazitäten nFK von hoch auf sehr hohe Werte, der als mittel einzustufende Totwasseranteil TW bleibt relativ konstant. Auch ρ_t nimmt mit der Tiefe leicht zu. Die gesättigte Wasserleitfähigkeit k_f ist in den obersten beiden Horizonten extrem hoch. Geringer ist sie in 20-40 cm Tiefe, wo sie jedoch immer noch als sehr hoch einzustufen ist. Der Gesamtkohlenstoffanteil C_t liegt zwischen 19,4 und 21,6 Masse-%.

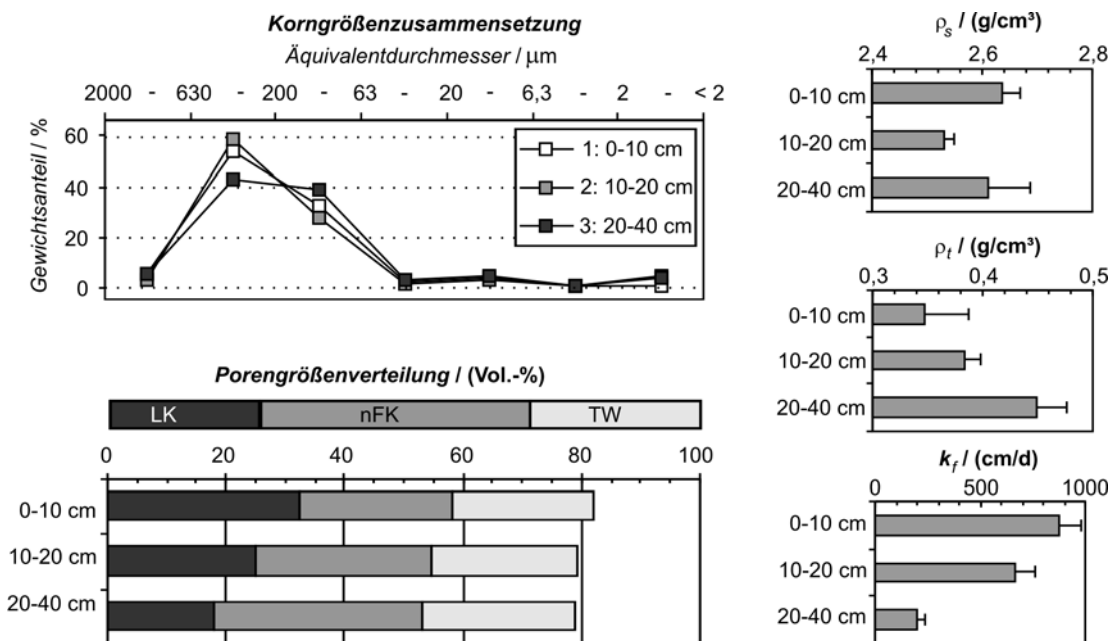


Abbildung 5: Bodenphysikalische Eigenschaften (Korngrößenverteilung, Porengrößenverteilung, Festsubstanzdichte ρ_s , Trockenrohdichte ρ_t , gesättigte Wasserleitfähigkeit k_f) der Brikettflugasche am Bitterfelder Berg (Fehlerbalken = Standardabweichung).

5.1.2.2 Humusauflagen

Sehr geringe Trockenrohdichten ρ_t sowie Festsubstanzdichten ρ_s zwischen 1,7 und 2,4 g/cm³ ergeben sehr hohe Gesamtporenvolumina GPV (Tabelle 8), innerhalb derer die Luftkapazität LK mit wenigen Ausnahmen dominiert. Die nutzbare Feldkapazität nFK variiert stark zwischen geringen und sehr hohen Werten. Der Totwasseranteil TW ist als mittel bis sehr hoch einzuordnen. Die gesättigte Wasserleitfähigkeit k_f korreliert signifikant mit der LK und somit mit den weiten Grobporen ($r=0,65^*$) und erreicht mittlere bis extrem hohe Einstufungen.

Tabelle 8: Bodenphysikalische Kennwerte der Humusauflagen der Standorte der Dübener Heide.

Standort	GPV	LK	nFK	TW	k_f	ρ_t	ρ_s
	Vol-%	Vol-%	Vol-%	Vol-%	cm/d	g/cm ³	g/cm ³
D1-1	88 ± 2	70 ± 4	6 ± 3	12 ± 1	1784 ± 158	0,27 ± 0,09	2,02 ± 0,03
D1-2*	88 ± 5	55 ± 8	18 ± 3	16 ± 1	1684 ± 46	0,39 ± 0,25	2,41 ± 0,07
D2-1	76 ± 3	46 ± 7	16 ± 5	14 ± 1	651 ± 130	0,55 ± 0,22	2,32 ± 0,06
D2-2	88 ± 7	64 ± 5	8 ± 5	15 ± 4	841 ± 122	0,27 ± 0,11	1,74 ± 0,05
D2-3	82 ± 2	54 ± 3	10 ± 3	18 ± 1	312 ± 56	0,41 ± 0,26	1,76 ± 0,07
D3-1	89 ± 2	34 ± 9	40 ± 8	16 ± 5	353 ± 65	0,19 ± 0,05	1,72 ± 0,02
D3-2	81 ± 6	19 ± 8	34 ± 7	28 ± 2	941 ± 246	0,48 ± 0,24	1,82 ± 0,01
D3-3	90 ± 2	47 ± 10	27 ± 13	16 ± 1	818 ± 124	0,25 ± 0,12	1,75 ± 0,06
D3-4	89 ± 8	33 ± 8	40 ± 11	16 ± 7	1778 ± 483	0,17 ± 0,13	2,10 ± 0,01
D3-4*	91 ± 6	67 ± 4	7 ± 4	18 ± 7	3554 ± 425	0,24 ± 0,10	1,84 ± 0,05
D3-5	77 ± 8	17 ± 13	14 ± 4	46 ± 4	289 ± 95	0,42 ± 0,26	1,86 ± 0,06
D3-6	87 ± 11	34 ± 11	27 ± 3	26 ± 4	50 ± 23	0,37 ± 0,12	2,01 ± 0,09

5.1.2.3 Mineralische Oberbodenhorizonte

Die mineralischen Oberbodenhorizonte (0-5 cm) sind gekennzeichnet durch eine sanddominierte Textur mit variierenden Schluff- und geringen Tonanteilen (Tabelle 9). Die Trockenrohdichten ρ_t sind sehr gering bis gering, die Festsubstanzdichten ρ_s liegen zwischen 2,4 und 2,6 g/cm³. Dementsprechend weisen die Horizonte überwiegend hohe bis sehr hohe Gesamtporenvolumina GPV auf und sind vornehmlich geprägt durch hohe bis sehr hohe Luftkapazitäten LK. Die nutzbare Feldkapazität nFK variiert zwischen geringen und hohen Werten. Der Totwasseranteil TW variiert zwischen sehr gering und mittel. Die Luft- und Wasserhaushaltskennwerte LK, nFK, TW und k_f werden maßgeblich von der Textur geprägt. So steigen LK und k_f mit zunehmendem Sandgehalt an ($r=0,45$ und $0,5$), die nFK mit zunehmendem Schluffgehalt ($r=0,76^{**}$) (siehe Anhang C).

Tabelle 9: Bodenphysikalische Kennwerte der mineralischen Oberbodenhorizonte (0-5 cm) der Standorte der Dübener Heide.

Standort	GPV Vol-%	LK Vol-%	nFK Vol-%	TW Vol-%	kf cm/d	pt g/cm ³	ps g/cm ³	S %	U %	T %
D1-1	46 ± 5	30 ± 3	13 ± 4	4 ± 2	737 ± 144	1,37 ± 0,06	2,54 ± 0,06	82	14	5
D1-2*	50 ± 6	22 ± 8	20 ± 1	8 ± 1	428 ± 46	1,26 ± 0,08	2,58 ± 0,03	86	10	3
D2-1	51 ± 7	33 ± 5	15 ± 3	3 ± 2	590 ± 119	0,97 ± 0,09	2,52 ± 0,04	76	20	4
D2-2	43 ± 4	28 ± 9	12 ± 3	2 ± 1	1280 ± 70	1,41 ± 0,07	2,61 ± 0,04	92	7	1
D2-3	68 ± 2	31 ± 2	27 ± 2	10 ± 2	247 ± 70	0,82 ± 0,11	2,47 ± 0,02	72	23	5
D3-1	46 ± 2	18 ± 4	17 ± 4	11 ± 2	172 ± 70	1,38 ± 0,10	2,59 ± 0,03	81	16	3
D3-2	52 ± 6	31 ± 6	11 ± 3	10 ± 2	215 ± 73	1,19 ± 0,17	2,61 ± 0,02	93	6	1
D3-3	46 ± 4	28 ± 4	11 ± 1	6 ± 2	273 ± 19	1,23 ± 0,12	2,58 ± 0,02	92	8	0
D3-4	59 ± 4	27 ± 3	17 ± 4	14 ± 1	246 ± 48	1,04 ± 0,13	2,62 ± 0,01	86	12	2
D3-4*	59 ± 4	17 ± 4	22 ± 8	14 ± 2	842 ± 586	0,66 ± 0,11	2,57 ± 0,01	80	15	5
D3-5	47 ± 7	27 ± 7	13 ± 2	7 ± 4	224 ± 91	1,34 ± 0,11	2,60 ± 0,04	93	6	1
D3-6	59 ± 4	14 ± 7	25 ± 3	19 ± 7	32 ± 7	1,04 ± 0,14	2,54 ± 0,03	64	31	5

5.1.2.4 Nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum nFKWe

Die nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum ist für sandgeprägte Standorte (D1-1, D1-2*, D2-1, D2-2, D2-3, D3-2, D3-3, D3-4, D3-4*) als gering bis hoch einzustufen, mit zunehmenden Schluffanteilen (Standorte D3-1, D3-5, D3-6) erhöht sich die nFKWe auf sehr hohe bis äußerst hohe Werte (Abbildung 6). Der prozentuale Anteil der Humusauflagen variiert stark zwischen 3 % und 23 %, ...

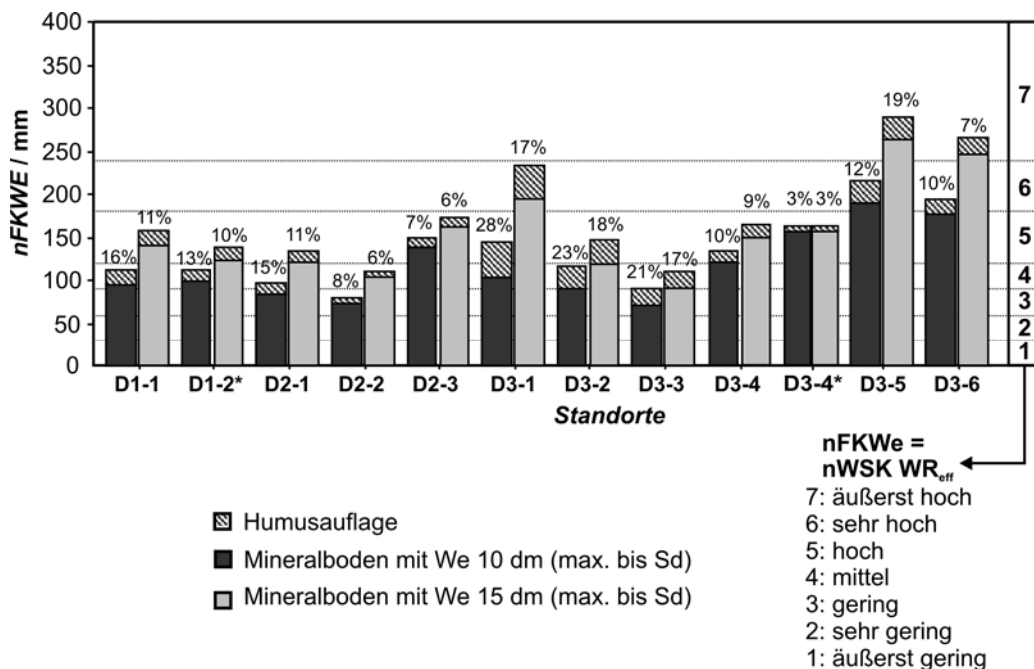


Abbildung 6: Nutzbare Feldkapazitäten im effektiven Wurzelraum nFKWe (=nWSK WR_{eff} = nutzbare Wasserspeicherkapazität nach AK STANDORTSKARTIERUNG, 2003 für unterschiedliche effektive Durchwurzelungstiefen (We = 10 dm für Nadelgehölz und We = 15 dm für Laubgehölz) und der prozentuale Anteil der Humusauflagen an der gesamten nFKWe für die Standorte der Dübener Heide.

wobei die absoluten Werte der Humusaufgaben der Standorte der Zone D3 tendenziell höher ausfallen, da diese höhere nFK-Werte bei ähnlichen Mächtigkeiten aufweisen (vergleiche Tabelle 8 und Anhang A).

5.1.3 Benetzungshemmung

Zunächst werden die Benetzungseigenschaften (ermittelt über WDPT, θ_{wpm} und Sorptivität) der Brikettflugasche Bitterfelder Berg (5.1.3.1) vorgestellt, anschließend die Werte der untersuchten Waldstandorte (5.1.3.2) (zusätzlich θ_{pFEG}).

5.1.3.1 Brikettflugasche Bitterfelder Berg

- *WDPT und θ_{wpm}*

Die potentielle Benetzungshemmung der drei untersuchten Tiefen nimmt sowohl für WDPT (45°C) als auch für θ_{wpm} mit der Tiefe ab (Tabelle 10). Die WDPT-Werte zeigen im Oberboden (0-10 cm) noch eine starke Benetzungshemmung an, ab 10 cm Tiefe ist diese nur noch gering ausgeprägt. Aufgrund der fortschreitenden Kontaktwinkel $\theta_{wpm} > 90^\circ$ ist der Boden bis in eine Tiefe von 20 cm als hydrophob einzustufen, in 20-40 cm Tiefe ist der Kontaktwinkel $< 90^\circ$ und zeigt somit überwiegende Hydrophilie an.

Tabelle 10: Potentielle Benetzungshemmungswerte (WDPT 45 °C und θ_{wpm}) des Standortes Brikettflugasche Bitterfelder Berg.

Horizont	Tiefe	log WDPT / -	$\theta_{wpm} / ^\circ$
Ah-yloC	0-10cm	2,0 ± 0,3	104,8 ± 12,3
yloC1	10-20cm	1,7 ± 0,1	96,2 ± 14,9
yloC2	20-40cm	1,6 ± 0,1	77,6 ± 9,0

- *Sorptivität*

Der auf Sorptivitätsmessungen basierende Repellency-Index R und der Infiltrationskontaktwinkel θ_R zeigen für die drei untersuchten Horizonte der Brikettasche Bitterfelder Berg unterschiedliche Verläufe (Abbildung 7). Der oberste Horizont (0-10 cm) ist gekennzeichnet durch hohe Sorptivitätswerte für Ethanol S_e , wohingegen die Werte für Wasser S_w mit zunehmender Austrocknung stark reduziert werden. Dies hat zur Folge, daß bereits ab einem Matrixpotential von

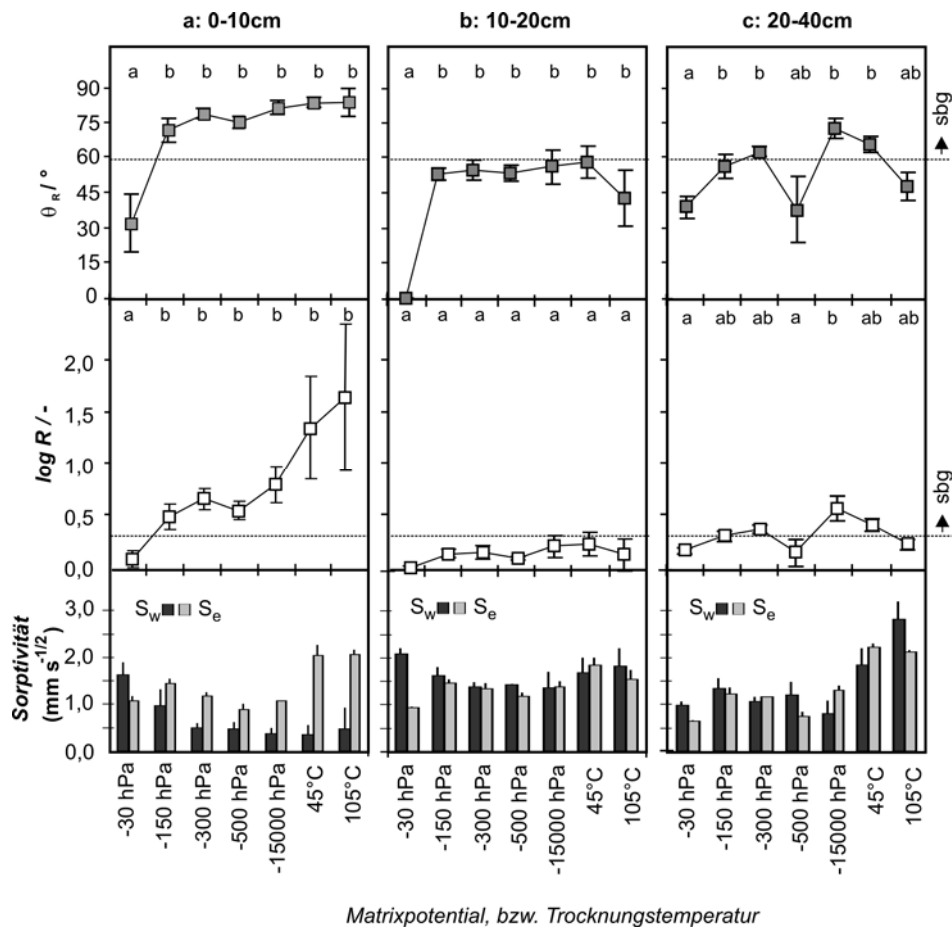


Abbildung 7: Austrocknungsabhängige Benetzungseigenschaften der Brikettflugasche Bitterfelder Berg ermittelt über Sorptivitätseigenschaften (S_w = Sorptivität von Wasser, S_e = Sorptivität von Ethanol, $\log R$ = dekadischer Logarithmus des Repellency Indexes, θ_R = Infiltrationswinkel abgeleitet aus dem Repellency Index; „sbg“ = subkritisch benetzungsgehemmt (TILLMAN et al., 1989); Fehlerbalken = Standardfehler).

-150 hPa subkritisch benetzungsgehemmte Werte für $\log R$ und somit auch für θ_R ($R > 1,95$, $\log R > 0,29$, $\theta_R > 59^\circ$) auftreten. Trotz eines offensichtlichen Anstiegs der Benetzungshemmung sind die Unterschiede aufgrund der hohen Streuung nicht signifikant.

Die Proben aus 10-20 cm und 20-40 cm Tiefe weisen ähnliche S_e -Werte wie der oberste Horizont (0-10 cm) auf, was auf ähnliche intrinsische Kapillareigenschaften schließen lässt. S_w bleibt jedoch konstant (10-20 cm), bzw. nimmt teilweise sogar leicht zu (20-40 cm). R , bzw. der von R abgeleitete Infiltrationskontaktwinkel θ_R weisen größtenteils Werte im nicht benetzungsgehemmten Bereich ($R < 1,95$, $\log R < 0,29$, $\theta_R < 59^\circ$) auf, eine Zunahme mit voranschreitender Austrocknung kann nicht erkannt werden.

5.1.3.2 Waldstandorte

- *Wilhelmy-Platten-Methode-Kontaktwinkel θ_{wpm}*

Die mittels Wilhelmy-Platten-Methode ermittelten Kontaktwinkel θ_{wpm} (Abbildung 8) lassen für die im Sommer 2006 beprobten Standorte überwiegend hydrophobe Eigenschaften erkennen. Die Humusauflagen weisen Werte bis 180° auf und die emittentennahen Standorte D1-1 und D1-2* sind trotz signifikant geringerer Werte auch als extrem hydrophob einzustufen. Die Festsubstanzdichte ρ_s ($r=-0,59^*$) und der Gehalt an organischer Substanz C_{org} ($r=0,72^{**}$) zeigen signifikanten Einfluß auf θ_{wpm} der Humusauflagen. Die mineralischen Oberbodenhorizonte (0-5 cm) weisen bis auf den Standort D3-1 Werte $> 90^\circ$ auf und sind somit ebenfalls als hydrophob zu klassifizieren. Auch hier erscheint C_{org} ($r=0,41$) als am stärksten korreliert.

- *WDPT*

Die potentielle Benetzungshemmung bei 45°C getrockneten Proben ist in Abbildung 9 für die im Sommer 2006 beprobten Standorte dargestellt. Die organischen Auflagen weisen mit Ausnahme von D1-1 stets WDPT-Werte > 5 s auf und gelten somit als benetzungsgehemmt. Die mineralischen Oberbodenhorizonte zeigen mit Ausnahme des Standortes D3-4 keine Benetzungshemmung. Zum Teil signifikante Korrelationen mit den Medianen der

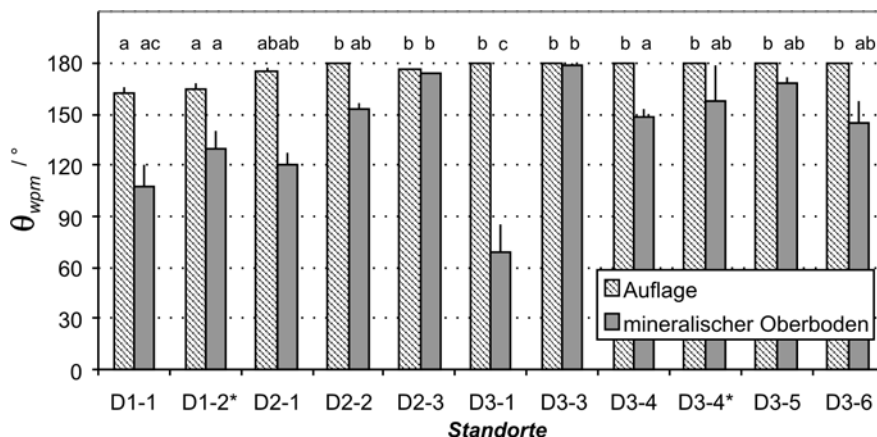


Abbildung 8: θ_{wpm} der Humusauflagen und der mineralischen Oberbodenhorizonte (0-5 cm) der Standorte der Dübener Heide (Fehlerbalken = Standardabweichung, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede $p < 0,05$ innerhalb der Humusauflagen, bzw. der mineralischen Oberbodenhorizonte).

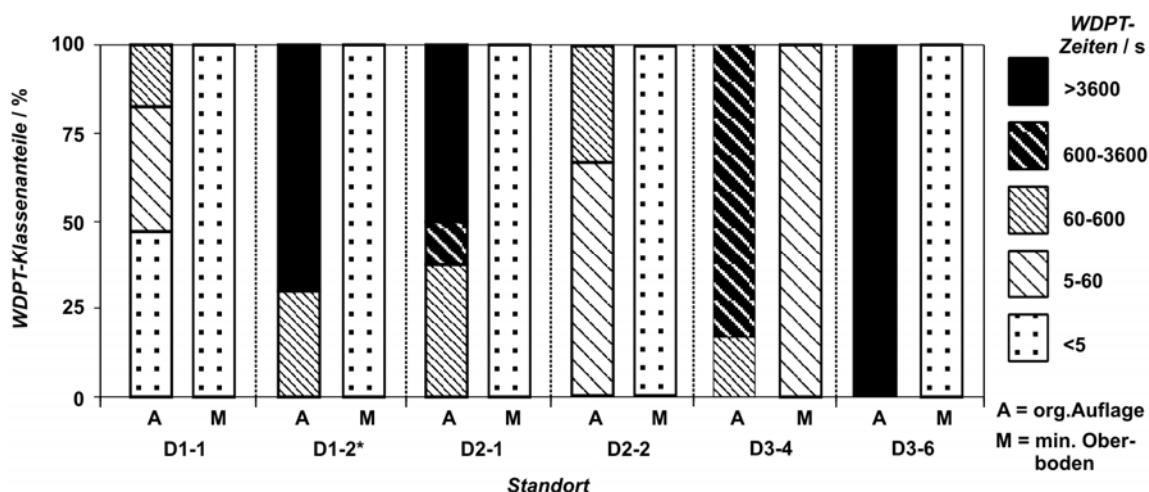


Abbildung 9: WDPT-Klassenanteile für 45°C-getrocknete Proben der Auflagen (A) und der mineralischen Oberbodenhorizonte (M) (0-5 cm) der Standorte D1-1, D1-2*, D2-1, D2-2, D3-4 und D3-6.

log WDPT-Werte weist der Kennwert C_{org} auf ($r=0,39$ für Humusauflagen, $r=0,59^*$ für mineralische Oberbodenhorizonte).

- *Sorptivität*

Im Folgenden werden die Benetzungseigenschaften des Standortes D1-2* und D3-4* ausführlich dargestellt, da diese bis zum mineralischen Unterboden untersucht wurden. Die Benetzungseigenschaften der Humusauflagen und der mineralischen Oberbodenhorizonte der anderen Standorte werden bei der Darstellung funktioneller Zusammenhänge beschrieben.

Die aus Sorptivitätsmessungen ermittelten Benetzungseigenschaften (Repellency Index R und Infiltrationskontaktwinkel θ_R) der Humusauflage und der mineralischen Horizonte des Standortes D1-2* verändern sich deutlich mit zunehmender Tiefe (Abbildung 10). Die Humusauflage des Standortes D1-2* ist geprägt durch geringe Sorptivitätswerte sowohl für Ethanol S_e , die tendenziell mit zunehmender Austrocknung leicht zunehmen, als auch für Wasser S_w , die jedoch abnehmen. Bei -30 hPa liegt noch keine subkritische Benetzungshemmung vor, ab -150 hPa nimmt die Benetzungshemmung stetig aber kaum signifikant zu. Der mineralische Oberboden (0-5 cm) weist bei insgesamt höheren Sorptivitätswerten S_e und S_w ähnliche Benetzungshemmungseigenschaften auf, jedoch ist ab -15000 hPa nochmals ein signifikanter Anstieg der Benetzungshemmung zu erkennen. In der Tiefe 0-10 cm ist die Hydrophobie bis zu einer

Entwässerungsstufe von -15000 hPa weniger stark ausgeprägt bei im Vergleich zu 0-5 cm Tiefe ähnlichen S_e - und leicht erhöhten S_w -Werten. Mit Trocknung bei 45°C und 105 °C jedoch ist auch hier die Benetzungshemmung signifikant erhöht. Für die Tiefen 20-40 cm und 50-70 cm sind wiederum ähnliche S_e -Werte wie bei den darüberliegenden mineralischen Horizonten zu verzeichnen, S_w ist jedoch stark erhöht, so daß in der Tiefe 20-40 cm kaum, in der Tiefe 50-70 cm keine subkritische Benetzungshemmung mehr festgestellt werden konnte.

Die Benetzungseigenschaften der Humusauflage und der mineralischen Horizonte des Standortes D3-4* weisen ähnliche Tendenzen auf wie die des Standortes D1-2* und verändern sich ebenfalls deutlich mit zunehmender Tiefe (Abbildung 11). Die Humusauflage des Standortes D3-4* ist geprägt durch leicht zunehmende Sorptivitätswerte für Ethanol S_e , S_w hingegen ist im Vergleich dazu geringer und nimmt mit zunehmender Austrocknung ab, so daß die bereits bei -30 hPa subkritische Benetzungshemmung bei höheren Matrixpotentialen erkennbar

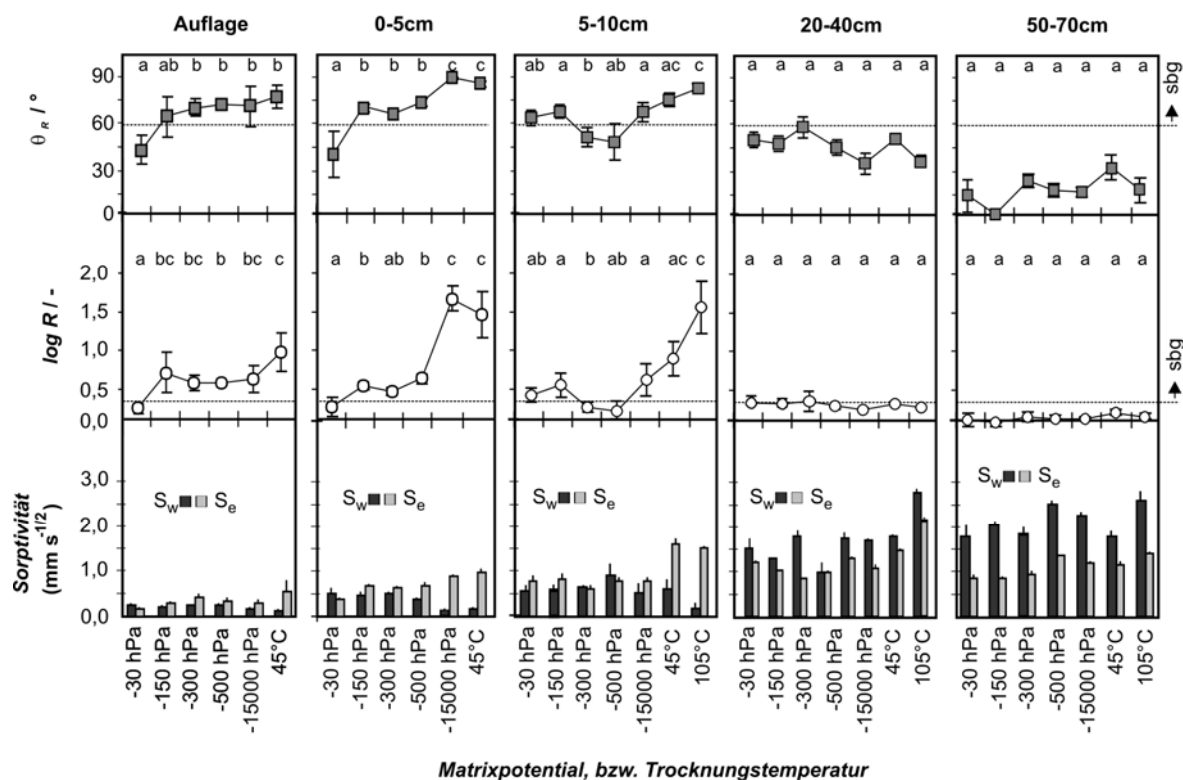


Abbildung 10: Austrocknungsabhängige Benetzungseigenschaften des Standortes D1-2* ermittelt über Sorptivitätseigenschaften (S_w = Sorptivität von Wasser, S_e = Sorptivität von Ethanol, $\log R$ = dekadischer Logarithmus des Repellency Indexes, θ_R = Infiltrationswinkel abgeleitet aus dem Repellency Index; sbgr = subkritisch benetzungsgehemmt (TILLMAN et al., 1989); Fehlerbalken = Standardfehler, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede $p < 0,05$).

zunimmt. Der mineralische Oberboden (0-10 cm) weist ebenfalls austrocknungsabhängige Benetzungseigenschaften auf, die Intensität der Hydrophobie nimmt zu und weist für 105°C den signifikant höchsten Wert auf. In den Tiefen 10-20 cm und 20-40 cm sind die S_e -Werte ähnlich ausgeprägt und nehmen mit zunehmender Austrocknung zu. S_w ist in 10-20 cm noch leicht reduziert aufgrund teilweise subkritischer Benetzungshemmung, in 20-40 cm Tiefe ist diese jedoch kaum noch zu erkennen. In der Tiefe 60-80 cm liegen veränderte Infiltrationsbedingungen aufgrund eines Substratwechsels vor. Sowohl S_e als auch S_w fallen sehr gering und beide mit austrocknungsabhängig zunehmender Tendenz aus. Die Benetzungshemmung ist daher gering bis nicht vorhanden.

Für die Standorte Brikettflugasche Bitterfelder Berg (0-10 cm) und die Humusauflagen und mineralischen Oberbodenhorizonte der Standorte D1-2* und D3-4* wurden zum Teil signifikante Zunahmen der Benetzungshemmung mit zunehmender Austrocknung festgestellt. Um den funktionellen Zusammenhang zwischen der Austrocknung und der Ausprägung der Benetzungshemmung zu

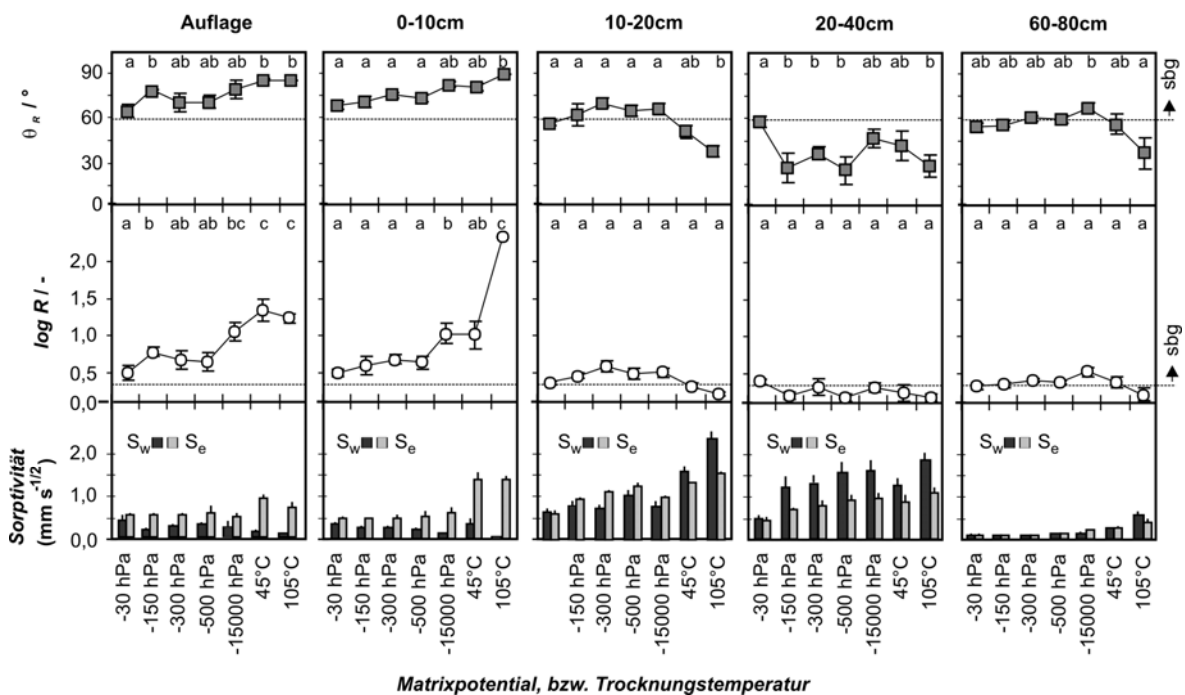


Abbildung 11: Austrocknungsabhängige Benetzungseigenschaften des Standortes D3-4* ermittelt über Sorptivitätseigenschaften (S_w = Sorptivität von Wasser, S_e = Sorptivität von Ethanol, $\log R$ = dekadischer Logarithmus des Repellency Indexes, θ_R = Infiltrationswinkel abgeleitet aus dem Repellency Index; sbg = subkritisch benetzungsgehemmt (TILLMAN et al., 1989); Fehlerbalken = Standardfehler, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede $p < 0,05$).

quantifizieren, wurden die Mittelwerte von θ_R mit der pF-Stufe ($\log\psi$) bis pF7 ($45^\circ\text{C} = \text{pF5}$, $105^\circ\text{C} = \text{pF7}$) korreliert. Obwohl logarithmische Anpassungen in einigen Fällen höhere Korrelationen liefern (siehe z.B. Abbildung 12, Standort D1-2*, Humusauflage), erwies sich eine lineare Anpassung in der Mehrzahl der Fälle als geeigneter (siehe z.B. Abbildung 12, Standort D3-4*, Humusauflage). So wurden die Eigenschaften der Standorte Flugasche Bitterfelder Berg BB, D1-2*, D3-1, D3-2, D3-3, D3-4, D3-4*, D3-5 und D3-6 linear korreliert, um Vergleichbarkeit zu gewährleisten. Die Zusammenhänge sind hierbei für die Humusauflagen und die mineralischen Oberbodenhorizonte überwiegend signifikant und positiv (Tabelle 11). Die Steigungen $\theta_R/\log\psi$ für die Humusauflagen liegen im Bereich zwischen $2,31$ und $6,56^\circ$ bei y-Achsenabschnitten zwischen $42,3$ und $77,5^\circ$, für die mineralischen Oberbodenhorizonte (0-5 cm) betragen die Steigungen $\theta_R/\log\psi$ $1,65$ bis $8,52^\circ$ bei y-Achsenabschnitten zwischen $5,2$ und $69,9^\circ$. Die Korrelationen der mineralischen Unterbodenhorizonte (>10 cm) sind nicht signifikant und weisen tendenziell negative Steigungen auf, was bedeutet, dass bei trockeneren Bedingungen Wasser leichter infiltrieren kann.

Für die Humusauflagen und die mineralischen Oberbodenhorizonte (0-5 cm) besteht eine hoch signifikante negative Abhängigkeit der Steigung $\theta_R/\log\psi$ vom y-Achsenabschnitt (Abbildung 13). Standorte mit hohen Anfangskontaktwinkeln θ_R weisen die geringsten Steigungen auf, bei Standorten mit geringen Anfangskontaktwinkeln θ_R ist eine intensivere Steigerung der Benetzungshemmung mit zunehmender Austrocknung erkennbar.

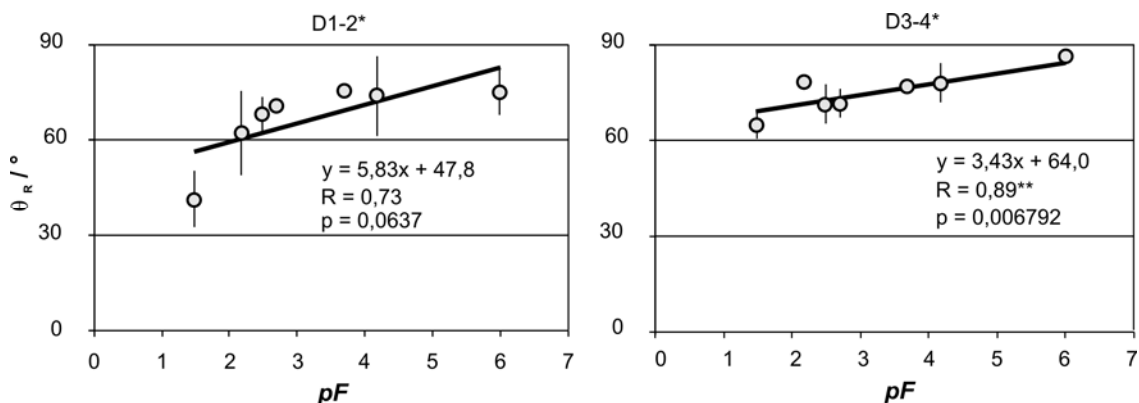


Abbildung 12: Zusammenhang zwischen der Entwässerungsstufe pF und dem Infiltrationskontaktwinkel θ_R für die Humusauflagen der Standorte D1-2* und D3-4* (Fehlerbalken = Standardabweichungen, r = Pearsons Korrelationskoeffizient, p = Signifikanz).

Tabelle 11: Funktioneller Zusammenhang zwischen dem Infiltrationskontaktwinkel $\gamma = \theta_R$ und der Entwässerungsstufe ($x = pF = \log|\psi|$) für die untersuchten Horizonte der Dübener Heide.

Bezeichnung	Horizont - Tiefe	f(x)	r	p	
BB	0-10 cm	$y=6,12x+47,0$	0,70	0,0360	*
BB	10-20 cm	$y=4,27x+24,8$	0,35	0,3320	-
BB	20-40 cm	$y=4,70x+28,2$	0,41	0,2760	-
D1-2*	a	$y=5,83x+47,8$	0,73	0,0637	+
D1-2*	m	$y=4,36x+52,0$	0,66	0,1095	-
D1-2*	5-10 cm	$y=3,69x+55,4$	0,61	0,0982	+
D1-2*	20-40 cm	$y=-3,78x+49,9$	-0,31	0,2460	-
D1-2*	50-70 cm	$y=-0,48x+26,9$	-0,05	0,8932	-
D3-1	a	$y=6,56x+42,3$	0,87	0,0261	*
D3-1	m	$y=8,10x+29,1$	0,75	0,0308	*
D3-2	a	$y=2,31x+70,1$	0,82	0,0469	*
D3-2	m	$y=4,11x+60,2$	0,83	0,0391	*
D3-3	a	$y=6,17x+51,3$	0,98	0,0001	***
D3-3	m	$y=4,00x+54,2$	0,59	0,1234	-
D3-4	a	$y=5,05x+57,4$	0,93	0,0007	***
D3-4	m	$y=1,65x+69,9$	0,58	0,2319	-
D3-4*	a	$y=3,43x+64,0$	0,89	0,0068	**
D3-4*	m	$y=3,38x+64,8$	0,93	0,0021	**
D3-4*	10-20 cm	$y=-1,87x+59,7$	-0,26	0,5417	-
D3-4*	20-40 cm	$y=-2,43x+49,6$	-0,30	0,4721	-
D3-4*	60-80 cm	$y=-2,34x+65,5$	-0,54	0,1714	-
D3-5	a	$y=5,06x+56,8$	0,71	0,1155	-
D3-5	m	$y=2,42x+64,7$	0,73	0,0645	+
D3-6	a	$y=4,46x+63,0$	0,79	0,0610	+
D3-6	m	$y=4,80x+58,2$	0,86	0,0277	*

a = Humusauflage

m = mineralischer Oberboden 0-5 cm

r = Pearsons Korrelationskoeffizient

p = Signifikanzwert der Korrelation: < 0,001 ***, < 0,01 **, < 0,05 *, < 0,10 +, > 0,10 -

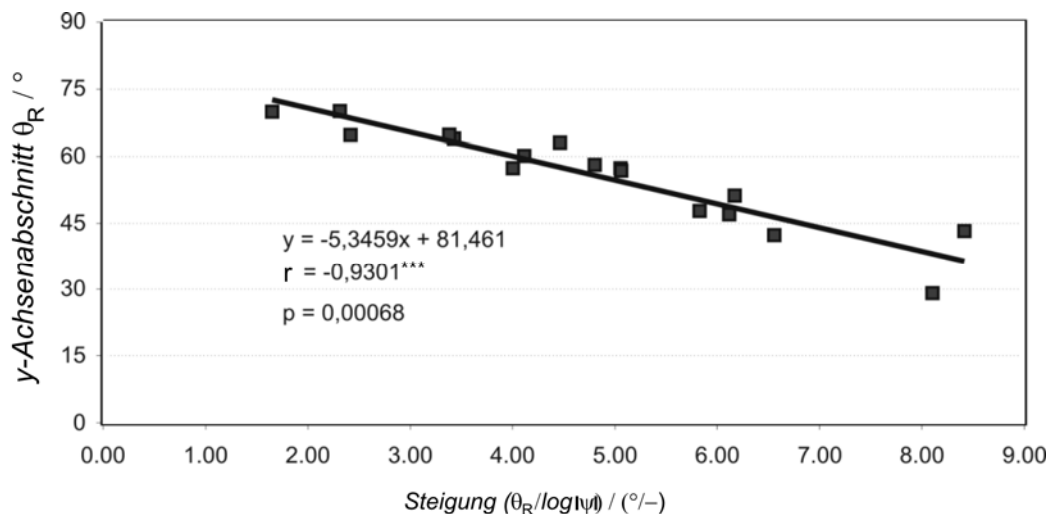


Abbildung 13: Zusammenhang zwischen der Steigung ($\theta_R / \log |\psi|$) und dem y-Achsenabschnitt θ_R für lineare Korrelationen der mittels Infiltrationskontaktwinkel θ_R bestimmten Benetzungshemmungen und der pF-Stufe ($\log|\psi|$) der Humusauflagen und der mineralischen Oberbodenhorizonte der Dübener Heide.

- *Benetzungshemmung des Wasserretentionverlaufes*

Der Vergleich der mit Wasser (=benetzungsgehemmt) und mit Ethanol (=nicht benetzungsgehemmt) bestimmten Retentionsfunktionen der Humusauflage und der mineralischen Horizonte bis 85 cm Tiefe des Standortes D1-2* (Parameter siehe Anhang F) lässt deutliche Unterschiede im Austrocknungsverhalten erkennen (Abbildung 14). Die Humusauflage ist durch einen stark reduzierten Lufteintrittspunkt für Wasser ($< -0,1$ hPa) im Gegensatz zu Ethanol (skaliert bei -2 hPa) und eine starke Wassergehaltsabnahme bereits bei geringen Matrixpotentialen gekennzeichnet. Der Verlauf der Ethanolkurve ist nach Lufteintritt steiler, um ab ca. -300 hPa wiederum ähnlich zu verlaufen wie die Wasserretentionskurve. Der mineralische Oberboden weist ähnliche, jedoch abgeschwächt ausgeprägte Unterschiede der Ethanol- und der Wasserretentionskurve auf. Bereits ab -100 hPa sind die Unterschiede gering. Mit zunehmender Tiefe verringern sich diese Unterschiede, so dass ab 50 cm Tiefe die Kurven annähernd deckungsgleich verlaufen.

Die Humusauflage des Standortes D3-4* weist im Vergleich zur Humusauflage des Standortes D1-2* durch Benetzungshemmung stärker reduzierte Wassergehalte auf (Abbildung 15a und a*). Der Lufteintrittspunkt ist von ca. -10 hPa auf < -1 hPa reduziert, bei weiterer Austrocknung sind die Ethanol- und die Wasserretentionskurve durch ähnliche Steigungen charakterisiert und ab einer Spannung von ca. -300 hPa sind die Kurvenverläufe wieder deckungsgleich. Aus dem direkten Vergleich der skalierten Ethanolretentionskurve mit der Wasserretentionskurve kann der Kontaktwinkel θ_{pFEG} für unterschiedliche Äquivalentporendurchmesser abgeleitet werden (Abbildung 15b und b*). Daraus wird ersichtlich, dass insbesondere die Grob- und Mittelporen durch eine hohe Benetzungshemmung geprägt sind, beim Standort D3-4* intensiver als beim Standort D1-2*, bei dem die Mittelporen geringfügiger benetzungsgehemmt sind. So erscheinen alle Poren durch ihre benetzungsgehemmte Oberfläche im Zusammenhang mit Wasser größer. Die Anteile der Porenklassen erfahren durch die Benetzungshemmung eine Verschiebung in Richtung Grobporen (Abbildung 15c und c*). Dies hat zur Folge, dass für Wasser der tatsächliche Anteil der weiten Grobporen deutlich zuzunehmen scheint, wohingegen enge Grobporen und

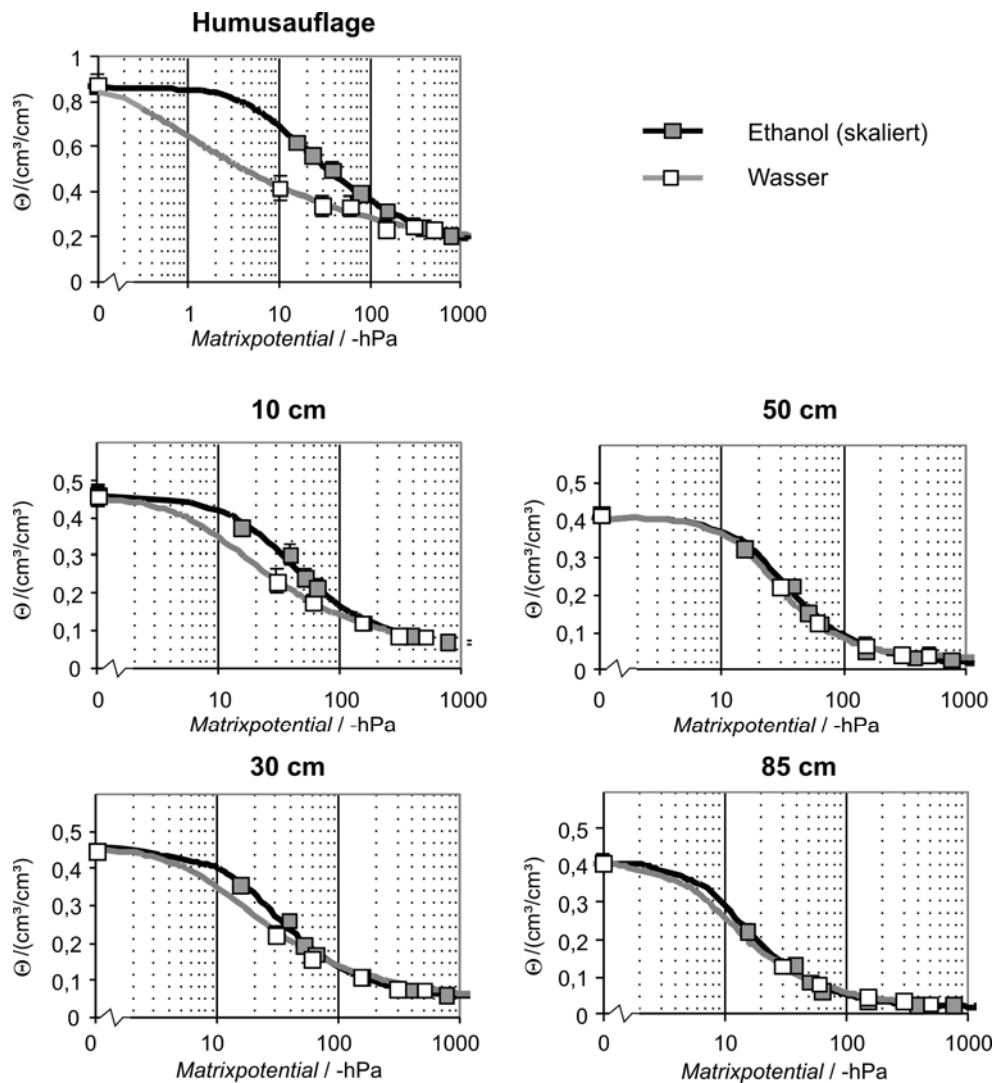


Abbildung 14: Retentionskurven für Ethanol (skaliert) und Wasser für die Humusauflage und die mineralischen Horizonte der Tiefen 10 cm, 30 cm, 50 cm und 85 cm des Standortes D1-2* (die durchgezogenen Linien entsprechen den nach VAN GENUCHTEN, 1980 angepassten Retentionsverläufen basierend auf den mit Kästchen dargestellten Messungen; Fehlerbalken = Standardabweichung).

Mittelporen reduziert werden. Beim emittentennahen Standort D3-4* tritt dieses Phänomen besonders deutlich in Erscheinung, Mittelporen und enge Grobporen sind zu ~90 % reduziert, auch die weiten Grobporen mit Radius $r < 0,25$ mm sind reduziert, wohingegen der Anteil an Grobporen $r > 0,25$ mm um ~800 % extrem erhöht ist (Prozentangaben entsprechen $\Delta = (\Theta_{\text{Wasser}} - \Theta_{\text{Ethanol-skaliert}}) / \Theta_{\text{Ethanol-skaliert}}$). Der Kennwert nFK ist daher um 87 % verringert, im Gegenzug ist die Luftkapazität LK um 95% erhöht. Die Humusauflage des emittentennahen Standortes D1-2* weist im Gegensatz dazu deutlich geringere Reduzierungswerte der engen Grob- und Mittelporen (~50%) auf, der Anteil der Grobporen $> 0,25$ mm ist nur um 114 % erhöht (nFK -51 %; LK + 26 %).

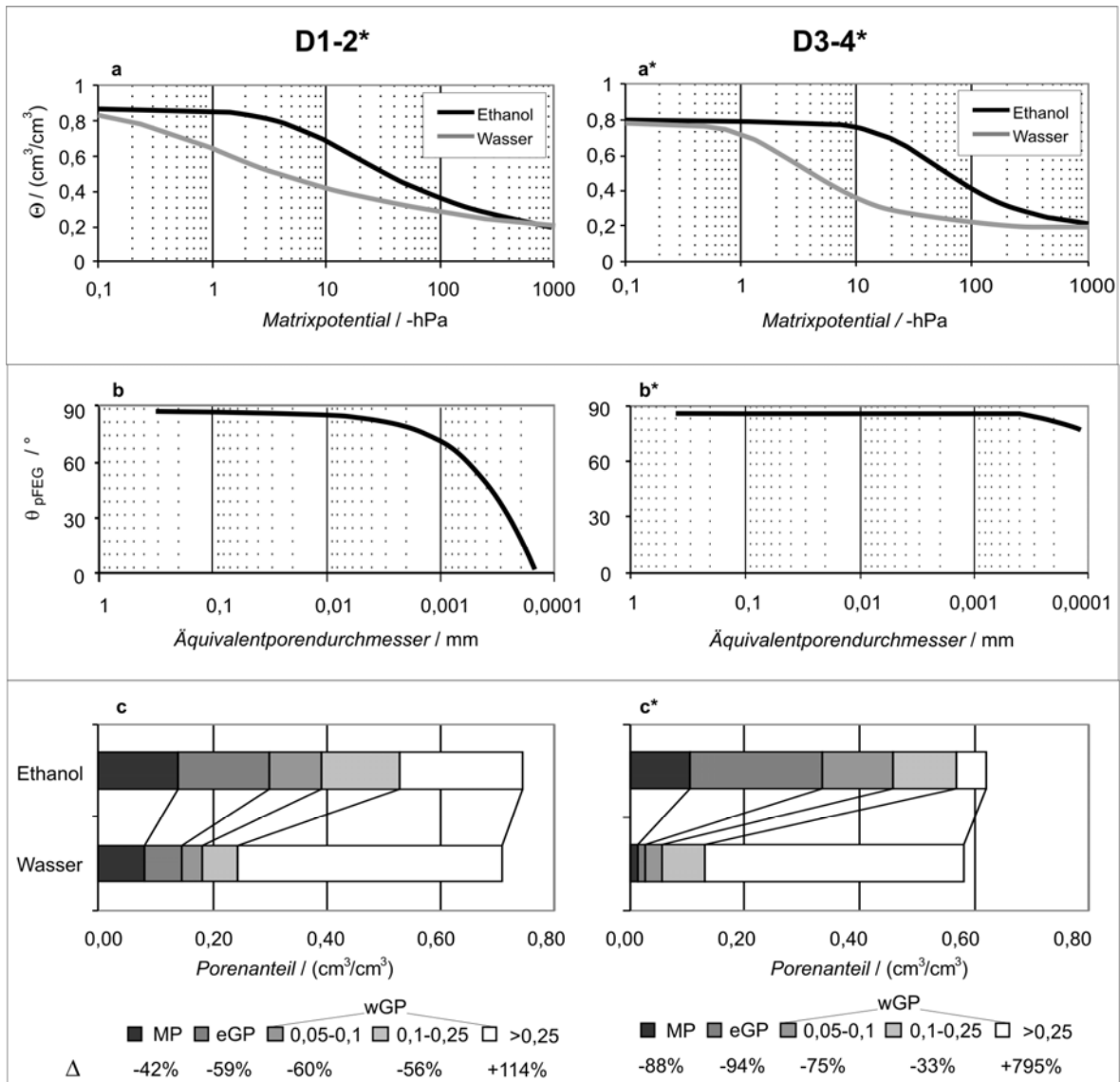


Abbildung 15: Retentionsverläufe mit Ethanol (skaliert) und mit Wasser (a für D1-2*, a* für D3-4*): der aus dem Vergleich der Retentionskurven abgeleitete Kontaktwinkel θ_{pFEG} (b und b*) und die Anteile definierter Porenklassen (c und c*) (MP = Mittelporen, eGP = enge Grobporen, wGP = weite Grobporen unterteilt in die Klassen 0,05 – 0,1 mm, 0,1 – 0,25 mm und > 0,25 mm sowie deren durch die Benetzungshemmung induzierte Veränderung Δ in %).

Mit zunehmender Tiefe und abnehmendem Humusgehalt nähern sich die Kurvenverläufe der skalierten Ethanol- und der Wasserretentionskurve aneinander an, die berechneten Kontaktwinkel θ_{pFEG} liegen dann durchgehend in Bereichen $< 60^\circ$. Die Differenzen zwischen den mit Ethanol und mit Wasser ermittelten Kennwerten LK, nFK und der Porengrößenklassen eGP und MP sind ab einer Tiefe von 20 cm nur noch schwach ausgeprägt (Tabelle 12).

Tabelle 12: Über angepasste Retentionskurven für Ethanol (E^* =skaliert) und Wasser (W) ermittelte Luft- und Wasserhaushaltskennwerte des Standortes D1-2* (Auflage und in 10 cm, 30 cm, 50 cm, 85 cm Bodentiefe) und D3-4* (Auflage, 10 cm) (LK = Luftkapazität, nFK = nutzbare Feldkapazität, eGP = enge Grobporen, MP = Mittelporen, $\Delta = (\Theta_W - \Theta_{E^*}) / \Theta_{E^*}$).

Horizont		LK Vol.-%	Δ LK %	nFK=eGP+MP Vol.-%	Δ nFK %	eGP Vol.-%	Δ eGP %	MP Vol.-%	Δ MP %
D1-2* Auflage	E*	44,6		29,9		15,9		14,0	
	W	56,2	+26	14,6	-51	6,5	-59	8,1	-42
D1-2* 10 cm	E*	22,7		17,6		12,9		4,7	
	W	28,6	+26	12,8	-27	8,0	-38	4,8	2
D1-2* 30 cm	E*	25,7		13,9		10,6		3,3	
	W	28,6	+11	12,8	-7	8,0	-24	4,8	46
D1-2* 50 cm	E*	26,0		13,3		10,8		2,5	
	W	28,2	+8	9,5	-29	8,1	-25	1,5	-43
D1-2* 85 cm	E*	32,9		6,3		5,1		1,2	
	W	32,6	-1	6,1	-4	4,6	-10	1,5	22
D3-4* Auflage	E*	28,6		33,4		22,8		10,6	
	W	55,8	+95	4,5	-87	1,3	-94	1,3	-88
D3-4* 10 cm	E*	28,9		21,1		12,7		8,4	
	W	31,5	+9	16,9	-20	10,5	-17	6,4	-23

5.1.3.3 Methodenvergleich

Die zur Bestimmung der Benetzungshemmung untersuchten Kennwerte θ_{wpm} , θ_{pFEG} , θ_R , und WDPT weisen für die Standorte D1-2* und D3-4* für die Humusauflagen und die mineralischen Horizonte bis in eine Tiefe von 60 cm überwiegend vergleichbare tiefenabhängige Verläufe auf (Abbildung 16). Durch alle Methoden wurde eine deutlich eingeschränkte Benetzbarkeit der Humusauflagen festgestellt. Die potentiellen Kontaktwinkel θ_{wpm} sind $> 90^\circ$ und somit als hydrophob einzustufen, θ_{pFEG} weist für die Äquivalentporendurchmesser Werte von 80° (D1-2*), bzw. 87° (D3-4*) auf, θ_R liegt im subkritisch benetzungsgehemmten Bereich und auch die WDPT-Werte sind als extrem benetzungsgehemmt zu klassifizieren. Der mineralische Oberboden (0-10 cm) ist ebenfalls überwiegend durch Benetzungshemmung gekennzeichnet, wobei die θ_{pFEG} -Werte nur noch im Bereich von $40 - 55^\circ$ liegen. Mit zunehmender Tiefe ist eine Reduzierung der Benetzungshemmung mit allen Methoden zumindest tendenziell zu erkennen, so dass beim Standort D1-2* ab einer Tiefe von 10 cm und beim Standort D3-4* ab einer Tiefe von 30 cm kaum Benetzungshemmung ausgemacht wurde. Eine Ausnahme stellen die im Sommer 2006 untersuchten θ_{wpm} -Werte dar. Hier weisen die mineralischen Horizonte, die im Frühjahr 2006 nach der Schneeschmelze genommen wurden, deutlich geringere Kontaktwinkel

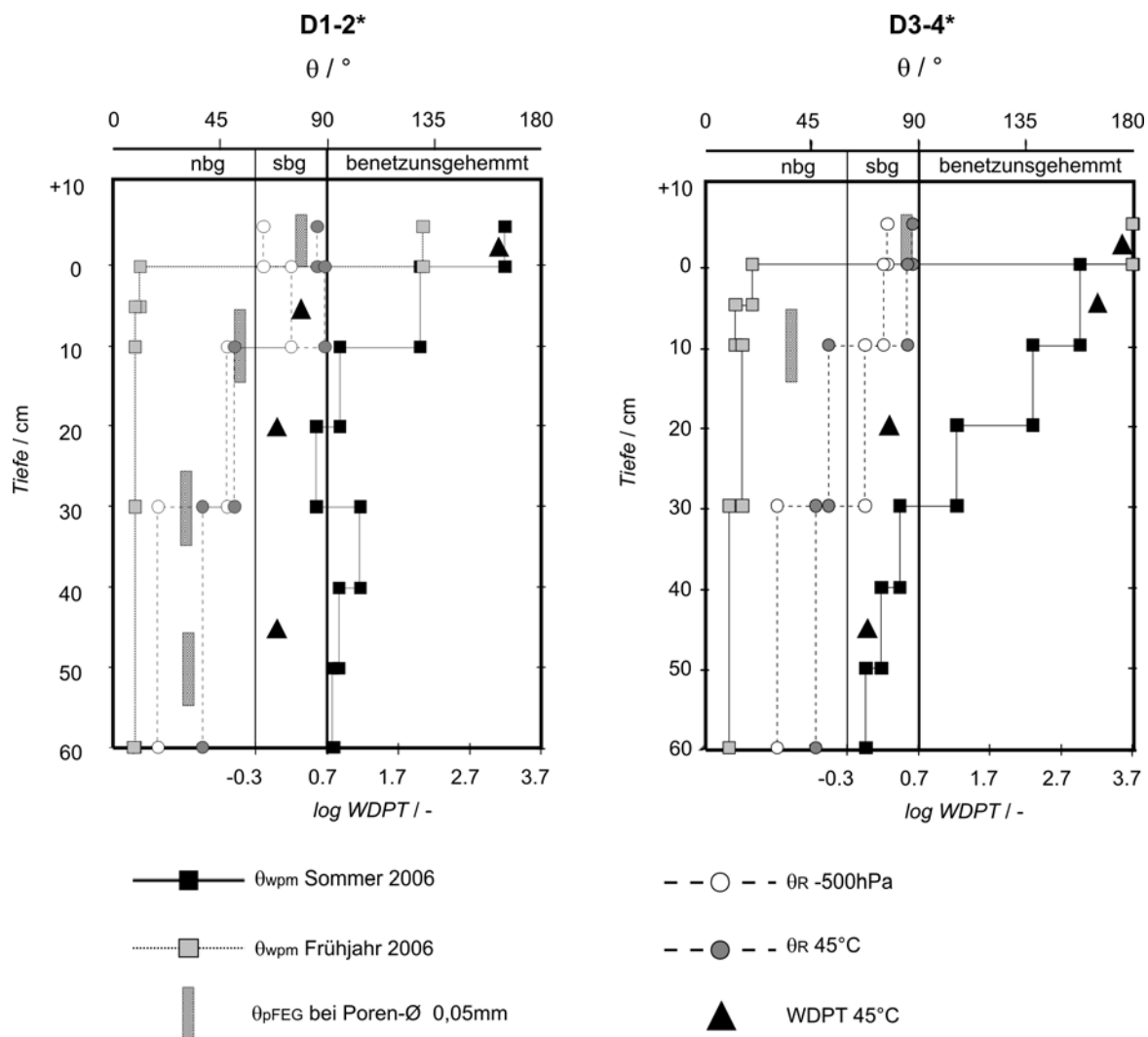


Abbildung 16: Kennwerte der Benetzungshemmung für die Standorte D1-2* und D3-4* bis in eine Tiefe von 60 cm: fortschreitende Kontaktwinkel θ_{wpm} im Sommer 2006 und im Frühjahr 2006; θ_{pFEG} für den Äquivalentporendurchmesser von 0,05 mm; Infiltrationskontaktwinkel θ_R bei -500 hPa und bei 45°C getrockneten Proben; WDPT für 45°C getrocknete Proben (benetzungsgehemmt = hydrophob: θ_{wpm} und $\theta_R > 90^\circ$ und $\log WDPT > 0,7$; sbg = subkritisch benetzungsgehemmt: $90^\circ > \theta_R > 59^\circ$; nbg = nicht benetzungsgehemmt = hydrophil: $\theta_{wpm} < 90^\circ$, $\theta_R < 59^\circ$ und $\log WDPT < 0,7$).

(8 bis 21°) auf als Proben, die im Sommer unter trockenen Bedingungen genommen wurden (68 bis 158°). Auch die Humusauflage des emittentennahen Standortes D1-2* ist im Frühjahr geringer benetzungsgehemmt als im Sommer, im Gegensatz zur Humusauflage des Standortes D3-4*, die zu beiden Zeiten 180° aufweist. Ebenfalls eine Abhängigkeit von der Austrocknung wird durch θ_R verdeutlicht, so sind die bei -500 hPa entwässerten Proben überwiegend weniger stark benetzungsgehemmt als die bei 45°C getrockneten.

5.1.4 ^{13}C -CPMAS-NMR-Spektren

Das ^{13}C -CPMAS-NMR-Spektrum der Brikettflugasche Bitterfelder Berg (0-10 cm) weist zwei deutliche Peaks auf (Abbildung 17). Es dominieren Lipide (Signal bei 32 ppm) und nicht substituierte aromatische C-Verbindungen (Signal bei 120-140 ppm). Ein weiteres deutliches Signal wurde für Carboxyl-C (172 ppm) festgestellt, das organische Säuren aus der Zersetzung organischer Substanzen repräsentiert.

Als Vergleichssubstrat wurde eine Kraftwerksfilterasche aus dem Kraftwerk Zschornowitz analysiert. Aufgrund des hohen Anteils an paramagnetischen Substanzen war die Probe trotz HF-Vorbehandlung nur schwer meßbar, das ^{13}C -CPMAS-NMR-Spektrum fällt undeutlich aus. Dennoch lassen sich die vorherrschenden C-Gruppen feststellen. Dominant sind, wie bei der Brikettflugasche, die nicht substituierten aromatischen C-Verbindungen (Signal bei 120-140 ppm), die aliphatischen Verbindungen im Bereich 0 – 45 ppm fallen jedoch deutlich geringer aus, da diese bei der Verbrennung der Braunkohle verloren gehen.

Die ^{13}C -CPMAS-NMR-Spektren zeigen in den Of,Oh-Horizonten der Standorte D1-1, D1-2* und D3-4* typische Zusammensetzungen rezenter organischer Substanzen (Tabelle 13). So dominieren Polysaccharide (Signale bei 72 ppm und 105 ppm), Lipide und Hemicellulose (Signale bei 21 ppm, 56 ppm, 115 ppm, 153 ppm) und Säuren (COOH, Signal bei 175 ppm). Aufsummiert ist die organische Substanz dieser Standorte vornehmlich aus aliphatischen Verbindungen (Alkyl C und O/N-Alkyl C) zusammengesetzt.

Das Verhältnis ((Alkyl-C+Aryl-C) zu (O/N-Alkyl+Carboxyl-C)) (Tabelle 13) von 2,75 der Brikettflugasche bestätigt, daß sich deren organische Substanz zu einem Großteil aus braunkohlebürtigen Verbindungen zusammensetzt. Die C-Zusammensetzungen und Verhältnisse der Humusaufgaben weisen alle sehr ähnliche Werte auf, der Einfluß flugaschebürtiger organischer Substanz ist nicht nachweisbar, obwohl der Gesamtkohlenstoffgehalt der Proben D1-1 und D1-2* deutlich geringer ist als der des Standortes D3-4* und daher von einer starken mineralischen Flugascheanreicherung auszugehen ist. Die in der Brikettflugasche

und der Kraftwerksasche vorherrschenden substituierten aromatischen C-Verbindungen (Signal bei 120-140 ppm) sind bei den Humusauflagen gleichermaßen schwach vorhanden.

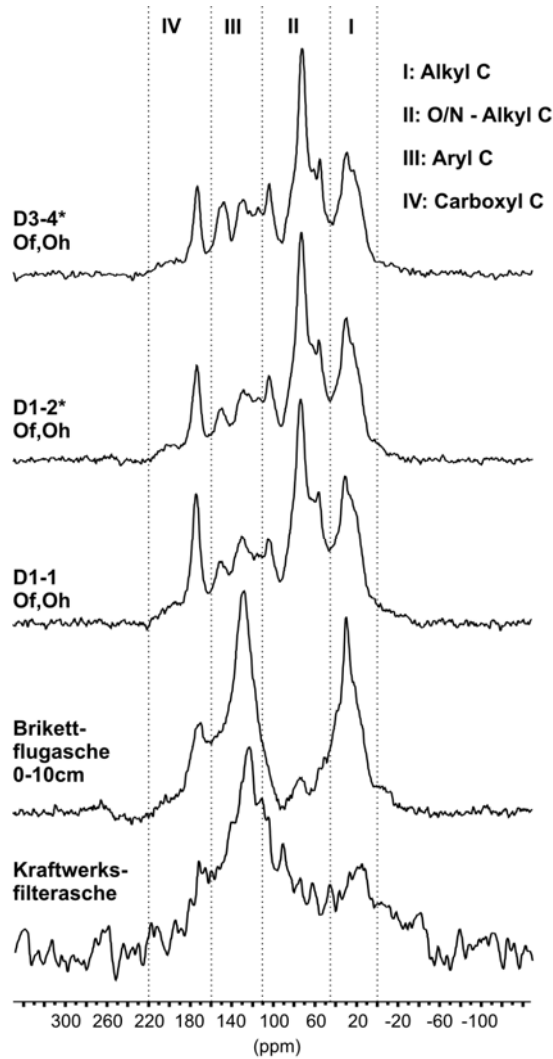


Abbildung 17: ^{13}C -CPMAS-NMR-Spektren der Humusauflagen der Standorte D1-1, D1-2* und D3-4*, der Brikettflugasche Bitterfelder Berg sowie einer Filterasche (Analysenwerte vom Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München).

Tabelle 13: Gesamtkohlenstoffgehalt C_t in Masse-% und Signalintensitäten in %C in den vier Bereichen chemischer Verschiebung der ^{13}C -CPMAS-NMR-Spektren und das Verhältnis braunkohletypischer Verbindungen (Alkyl-C + Aryl-C) zu (O/N-Alkyl-C + Carboxyl-C) (Analysenwerte vom Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München).

Probe	C_t	Alkyl C	O/N-Alkyl C	Aryl C	Carboxyl C	(Alkyl-C+Aryl-C) / (O/N-Alkyl+Carboxyl-C)
D3-4*	42	24	44	22	10	0,83
D1-2*	9	25	45	19	11	0,78
D1-1	17	25	43	20	13	0,81
Brikettflugasche	19	31	13	42	14	2,75
Kraftwerksfilterasche	3	19	27	40	14	1,44

5.1.5 Rasterelektronenmikroskopische Untersuchung der Brikettflugasche Bitterfelder Berg

Die rasterelektronenmikroskopische Untersuchung der Brikettflugasche Bitterfelder Berg lässt eine Dominanz dreier verschiedener Partikeltypen erkennen. Kennzeichnend für Aschen sind kugelige, anorganische Strukturen, die entweder mit einer großen Anzahl an Hohlräumen (Abbildung 18a) oder mit glatter Oberfläche (Abbildung 18b) in Erscheinung treten. Die aufgefundenen Sphären weisen Durchmesser von 40 – 100 µm auf und sind somit der Grobschluff- bis Feinsandfraktion zuzurechnen. Plerosphärische Partikel weisen eine vielfach größere Oberfläche als cenosphärische auf. So weist das Partikel von Abbildung 18a auf seiner Oberfläche Porenräume auf, die im Bereich von 0,5 bis 1,0 µm und somit im feinen Mittelporenbereich liegen (Abbildung 18a*). Mineralische Konglomerate der Größe 100 – 500 µm (Feinsand bis Mittelsand) mit Bestandteilen unterschiedlicher Struktur (z.B. Schlacken) (Abbildung 18c) bilden einen weiteren Anteil der anorganischen Bestandteile. Organische Braunkohlenreste erscheinen als große Partikel (>1000µm) mit faseriger, holzähnlicher Struktur (Abbildung 18d), auf deren Oberflächen sphärische Aschepartikel anheften.

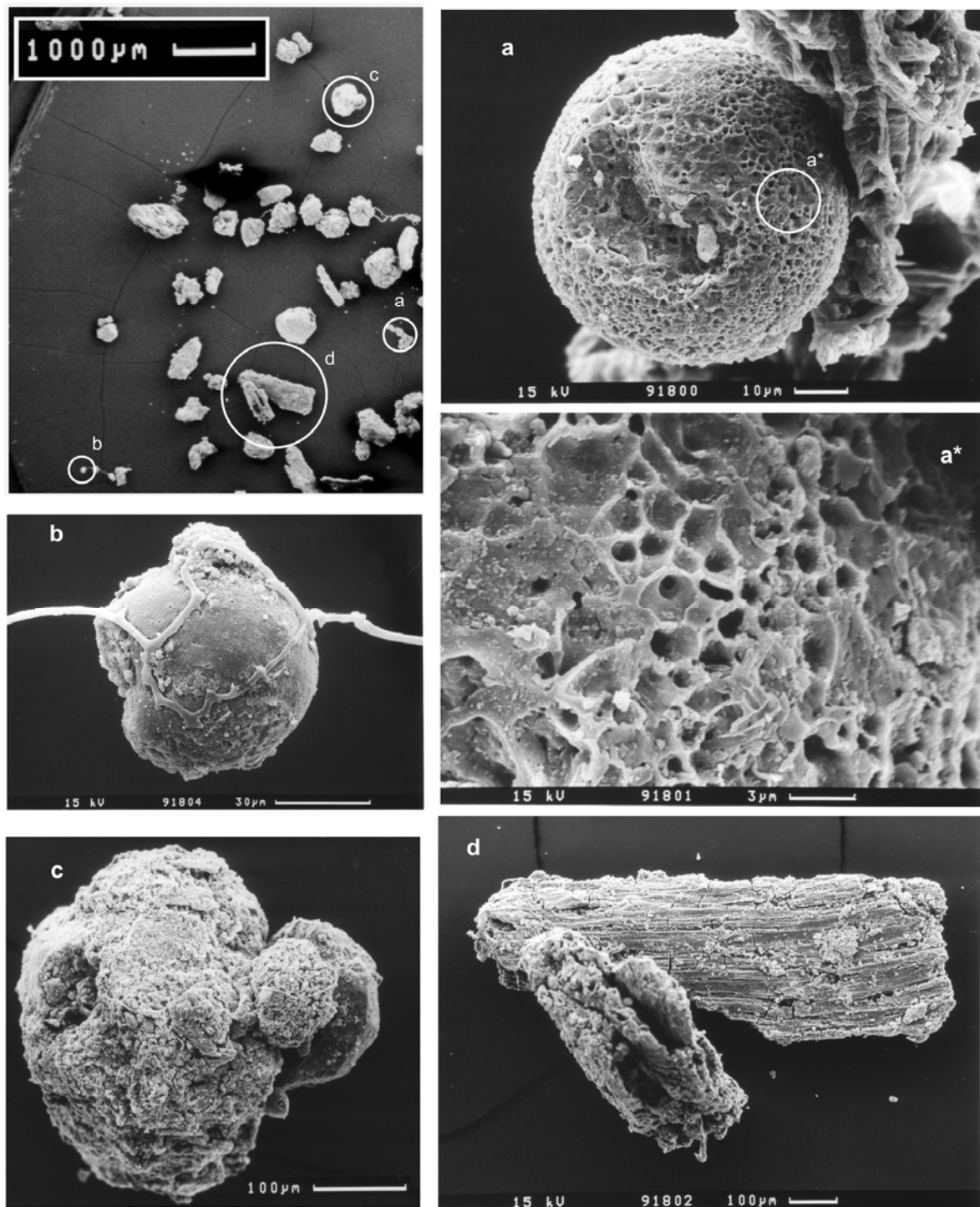


Abbildung 18: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen der Brikettflugasche Bitterfelder Berg (oben links: Übersicht mit Verweis auf vergrößerte Aufnahmen a bis d: a = sphärischer Flugaschepartikel; a* = Vergrößerung von a; b = Flugaschepartikel; c = Schlackefragment; d = Braunkohlerest).

5.1.6 Einfluss der Flugasche auf bodenphysikalische Eigenschaften

Die untersuchte Brikettflugasche Bitterfelder Berg weist ähnliche Luft- und Wasserhaushaltskennwerte wie die Humusauflagen der Dübener Heide auf. Sowohl die Gesamtporenvolumina, die Luftkapazitäten als auch die gesättigten Wasserleitfähigkeiten sind hoch bis extrem hoch. Auch der Totwasseranteil TW ist vergleichbar.

In Abhängigkeit von der Distanz zum Hauptemittenten in Zschornowitz konnten graduelle Unterschiede bei der Ausprägung einiger bodenphysikalischer Eigenschaften der Humusauflagen festgestellt werden (Abbildung 19 und Anhang C). Emittentennah sind LK, k_f und ρ_s erhöht, wohingegen nFK, TW, θ_{wpm} und log WDPT verringerte Werte aufweisen. Statistische Signifikanz ist gegeben für die Kennwerte LK, nFK, k_f (ohne den Ausreißer D3-4), θ_{wpm} und log WDPT. Kein Einfluß ist erkennbar für ρ_t und GPV. Unter der Annahme, daß emittentennah Aschen mit einer gröberen, sandigen Textur akkumulierten, erhöht sich die LK und k_f . Weiter entfernt reicherten sich feinkörnigere Aschen in geringerem Ausmaß an, so daß emittententfern die LK und somit k_f verringert sind, wohingegen sich die nFK erhöht.

Tendenziell höhere Festsubstanzdichten in der Nähe des Hauptemittenten können auf eine stärkere Anreicherung mineralischen Flugaschematerials zurückgeführt werden, die wiederum eine Reduzierung von C_{org} signifikant herbeiführt. Dadurch verändern sich die Benetzungseigenschaften der Humusauflagen. So sind emittentennah geringere Werte der potentiellen Benetzungshemmung mit WDPT und θ_{wpm} festgestellt worden. Beim Vergleich des emittentennahen Standortes D1-2* mit dem weiter entfernten D3-4* ist auch eine deutlich reduzierte Retentionsbenetzungshemmung θ_{pFEG} für die flugascheangereicherte Humusauflage gemessen worden. Daß diese Reduzierung der Benetzungshemmung auf den Eintrag von Flugasche zurückzuführen ist, stützen die Kennwerte der Brikettflugasche Bitterfelder Berg, die eine deutlich geringere Benetzungshemmung sowohl potentiell (WDPT, θ_{wpm}), als auch matrixpotentialabhängig (θ_R , ab 10 cm Tiefe) erkennen lassen. Die Zusammensetzung der organischen Substanz der Humusauflagen der Waldstandorte zeigt

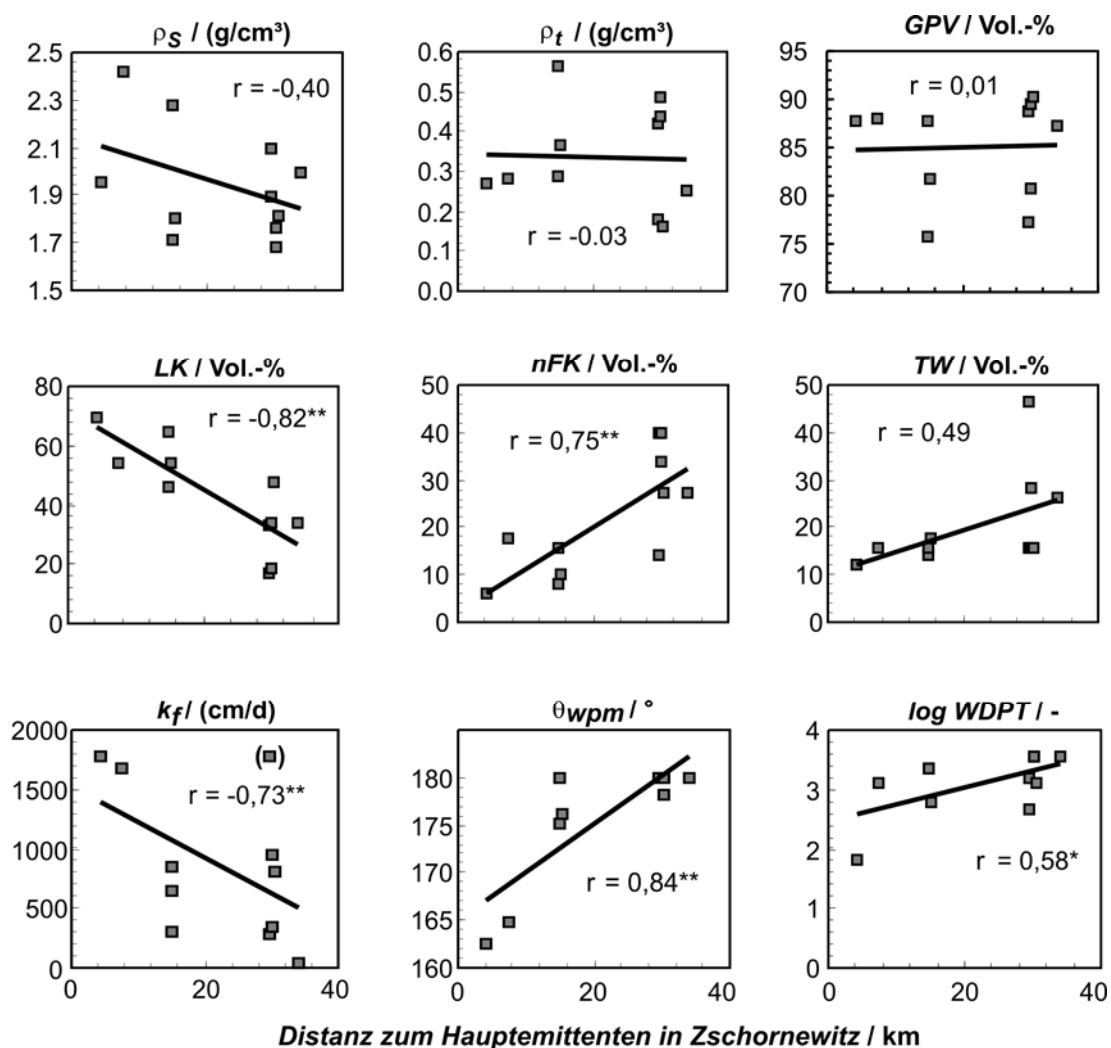


Abbildung 19: Bodenphysikalische Eigenschaften der Humusauflagen der Standorte der Dübener Heide in Abhängigkeit von der Distanz zum Hauptmittelpunkten in Zschornowitz (ρ_s = Festsubstanzdichte, ρ_t = Trockenrohddichte, GPV = Gesamtporenvolumen, LK = Luftkapazität, nFK = nutzbare Feldkapazität, TW = Totwasseranteil, k_f = gesättigte Wasserleitfähigkeit, θ_{wpm} = Wilhelmy-Platten-Methode Kontaktwinkel, $\log WDPT$ = dekadischer Logarithmus der Wassertropfeneindringzeit; r = Pearsons Korrelationskoeffizient; Signifikanz der Korrelation ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$).

keinen erkennbaren Einfluß durch den Eintrag flugaschebürtigen organischen Materials. Jedoch wird der mineralische Anteil erhöht und der Gesamtgehalt an C_{org} reduziert.

Eine hierarchische Clusteranalyse der Humusauflagen basierend auf den Parametern LK, nFK, k_f , θ_{wpm} und ρ_s bestätigt die Hypothese eines graduellen, distanzabhängigen Flugascheeinflusses (Abbildung 20). Die Standorte D1-1 und D1-2* gruppieren sich bei einer geringen euklidischen Distanz und schließen sich den restlichen Standorten jedoch erst ab einer großen Distanz an, was bedeutet, daß sie sich deutlich von den anderen Standorten unterscheiden. Die bei mittlerer

Distanz gelegenen Standorte D2-1, D2-2 und D2-3 gruppieren sich anschließend, gefolgt von den weiter entfernten Standorten der Zone D3 mit Ausnahme des Standortes D3-4, der einen vergleichsweise hohen k_f - und ρ_s -Wert aufweist.

Die mineralischen Oberbodenhorizonte (0-5 cm) weisen nur für den Totwasseranteil TW eine signifikante Distanzabhängigkeit auf. Jedoch ist dabei zu beachten, dass insbesondere die Korngrößenzusammensetzungen der Ausgangssubstrate den stärksten Einfluss auf die Ausprägung des Porensystems haben (siehe Anhang C). Diese wiederum zeigen keine Distanzabhängigkeit, so daß davon auszugehen ist, daß nur die Humusauflagen signifikant durch die Anreicherung von Flugasche beeinflusst sind.

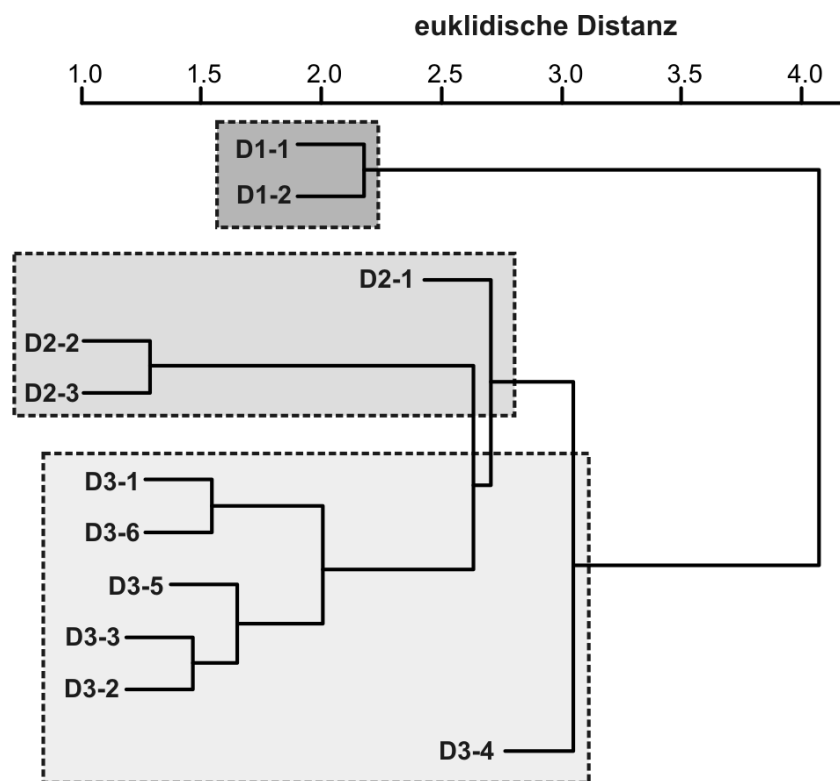


Abbildung 20: Dendrogramm der hierarchischen Clusteranalyse der Humusauflagen der untersuchten Standorte in der Dübener Heide basierend auf den Kennwerten Luftkapazität, nutzbare Feldkapazität, Festsubstanzdichte, gesättigte Wasserleitfähigkeit und Wilhelmy-Platten-Methode Kontaktwinkel (Methode: Single Linkage, euklidische Distanz).

5.2 Oberlausitz

5.2.1 Bodenformen

Alle untersuchten Profile sind durch Substratwechsel gekennzeichnet (Tabelle 14 und Anhang B). Die mineralischen Oberböden werden von schluffigem Lösslehm dominiert, der unterschiedliche Mächtigkeiten aufweist (40 bis 120 cm) und somit teilweise bis in den Unterboden reicht. Unterhalb des (umgelagerten) Lösslehms stehen zunehmend durch Grobbodenpartikel (>2 mm) geprägte Zersatzprodukte des Ausgangsgesteins (Biotitgranit, Biotitgranodiorit) oder Geschiebelehme an, deren Feinsubstanzen schluffigen bis lehmigen Sandcharakter aufweisen. Da die flugascheangereicherten Humusauflagen teilweise C_{org} -Gehalte von weniger als 30 % aufweisen, können diese nicht mehr als rein organische Horizonte klassifiziert werden. Aufgrund der Durchmischung von Humusauflagen (Of-Oh) und der akkumulierten Flugasche (yC = anthropogen umgelagertes Ausgangsmaterial) wird diesen Mischhorizonte Braunkohlenkraftwerksasche als Ausgangssubstrat zugeordnet. In den Profilen mit Flugascheanreicherung wird daher der natürliche mineralische Oberboden einem zweiten Ausgangssubstrat („II“) zugeordnet.

Als Humusform dominieren (rohhumusartige) Moder. Vorherrschende bodenbildende Prozesse im Oberboden sind Humusanreicherung, eine leichte Podsolierung und eine Auswaschung von Tonpartikeln. Die mineralischen Unterböden sind durch unterschiedliche Prozesse geprägt. So ist der Prozess der Verbraunung als vorherrschend an den Standorten L1-1, L2-2 und L2-3 zu beobachten, Tonverlagerung als Folge der Lessivierung (Parabraunerde) konnte anhand von Körnungsunterschieden festgestellt werden. So weisen die Standorte L1-2, L1-3, und L2-1 einen Tonanreicherungshorizont auf. Dies führt im Zusammenspiel mit der tiefenabhängigen Zunahme der Trockenrohdichten ρ_t zu einer deutlichen Verringerung der gesättigten Wasserleitfähigkeiten k_f , so dass es zu zeitweiligem Wasserstau nach Niederschlag und Hydromorphierung (Pseudovergleyung) oberhalb dieser dichten Stauschichten kommt. Dementsprechend sind auch die darüber gelagerten wasserführenden Horizonte durch Marmorierung gekennzeichnet. Diese Staunässe hat unterschiedliche Vernässungsgrade zur Folge (nicht vernässt: Standort L2-2 bis sehr stark

Tabelle 14: Bodensubtypen, Ausgangssubstrate und Bestände der untersuchten Standorte der Oberlausitz.

Standort	Bodensubtyp nach AG BODEN (2005)	Ausgangssubstrat	dominierender Bestand
L1-1	Pseudogley-Braunerde	Yab/Lol/+G	Rotbuche
L1-2	Parabraunerde-Pseudogley	Yab/Lol/+G	Rotbuche
L1-3	Parabraunerde-Pseudogley	Yab/Lol/+G	Fichte
L2-1	Parabraunerde-Pseudogley	Lol/Lg	Fichte
L2-2	Normbraunerde	Lol/+GDr	Fichte
L2-3	Pseudogley-Braunerde	Lol/+GDr	Rotbuche

Yab = Braunkohlenkraftwerksasche
 Lol = Lösslehm
 +G = (Biotit-) Granit
 +GDr = Granodiorit
 Lg = Geschiebelehm

vernässt: Standorte L1-2, L1-3 und L2-1). Durch die Tonverlagerung (sekundärer Pseudogley) wird der durch die Substratschichtung (Lösslehm über Biotitgranit, primärer Pseudogley) bereits induzierte Stau von Niederschlagswasser noch verstärkt. Des Weiteren sind alle Standorte durch eine starke Azidität mit pH-Werten zwischen 2,9 und 4,3 geprägt; durch die Akkumulation der alkalischen Flugaschen kam es zu einer Aufbasung der Humusauflagen, die dann pH-Werte zwischen 4,2 und 5,7 aufweisen.

5.2.2 Bodenphysikalische Kennwerte

Zunächst werden die bodenphysikalische Kennwerte (Textur, Porengrößenverteilung, gesättigte Wasserleitfähigkeit, Bodendichten) der Humusauflagen mit und ohne Flugascheanreicherung (5.2.2.1) dargestellt, anschließend die Werte der mineralischen Oberbodenhorizonte (5.2.2.2). Die nutzbaren Feldkapazitäten im effektiven Wurzelraum nFKWe werden in Kapitel 5.2.2.3 charakterisiert.

5.2.2.1 Humusauflagen mit und ohne Flugascheanreicherung

Deutlich erhöhte Festsubstanzdichten ρ_s der flugascheangereicherten Standorte deuten auf einen hohen Anteil an mineralischen Flugaschepartikeln hin (Tabelle 15, Anhang B und Anhang D). Dadurch wird auch die Porengrößenverteilung beeinflusst (GPV $r=0,69$; LK $r=0,95^{**}$; nFK $r=-0,62$; TW $r=-0,54$). So ist bei flugascheangereicherten Standorten eine zum Teil signifikante Erhöhung der Gesamtporenvolumina GPV und der Luftkapazitäten LK zu verzeichnen (Abbildung 21), wohingegen eine signifikante Abnahme der nutzbaren Feld-

kapazitäten nFK zumindest der emittentennächsten Standorte L1-1 und L1-2 erkennbar ist. Ein nur schwacher Effekt auf den Totwasseranteil TW ist feststellbar. Eine Zunahme der Grobporen führt zu erhöhten gesättigten Wasserleitfähigkeiten k_f (Korrelation LK- k_f : $r=0,83^*$). Bei einer bewertenden Betrachtung der Humusaufgaben zeichnen sich alle Standorte durch sehr hohe GPV aus. Die flugascheangereicherten Standorte weisen eine sehr hohe LK und mittlere bis sehr hohe nFK auf, die Humusaufgaben ohne Flugasche hohe bis sehr hohe LK und nFK-Werte. Der Totwasseranteil TW ist als mittel bis hoch einzustufen. Die gesättigten Wasserleitfähigkeiten k_f sind als extrem hoch einzuordnen, außer für die Standorte L2-1 und L2-3, die sehr hohe Werte aufweisen.

Tabelle 15: Bodenphysikalische Kennwerte der Humusaufgaben der Standorte der Oberlausitz.

Standort	GPV Vol-%	LK Vol-%	nFK Vol-%	TW Vol-%	k_f cm/d	ρ_t g/cm ³	ρ_s g/cm ³	S %	U %	T %
L1-1	86 ± 1	49 ± 3	22 ± 2	15 ± 3	1372 ± 331	0,26 ± 0,02	2,12 ± 0,05	51	46	3
L1-2	74 ± 5	33 ± 6	20 ± 2	21 ± 4	745 ± 253	0,45 ± 0,06	1,94 ± 0,01	29	65	6
L1-3	86 ± 1	33 ± 5	31 ± 7	21 ± 4	1104 ± 216	0,25 ± 0,01	1,83 ± 0,07	21	73	6
L2-1	76 ± 7	26 ± 8	31 ± 4	18 ± 2	209 ± 189	0,54 ± 0,19	1,57 ± 0,07	-	-	-
L2-2	80 ± 2	21 ± 8	39 ± 4	21 ± 4	695 ± 151	0,27 ± 0,06	1,52 ± 0,01	-	-	-
L2-3	63 ± 12	14 ± 8	26 ± 4	23 ± 6	216 ± 137	0,47 ± 0,11	1,50 ± 0,07	-	-	-

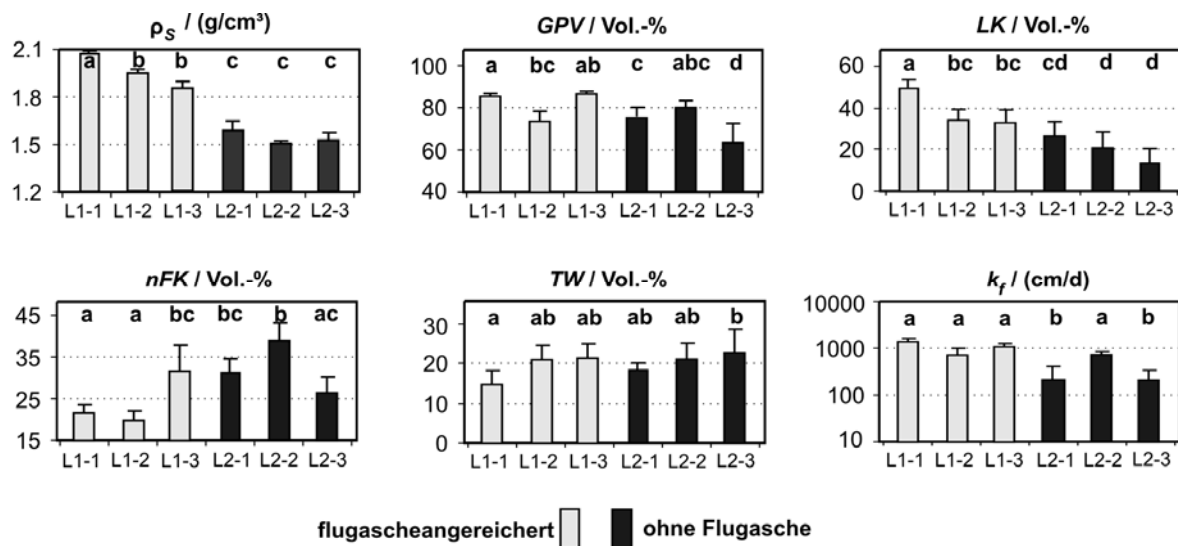


Abbildung 21: Bodenphysikalische Eigenschaften flugascheangereicherter Humusaufgaben sowie unbelasteter Humusaufgaben (ρ_s = Festsubstanzdichte, GPV = Gesamtporenvolumen, LK = Luftkapazität, nFK = nutzbare Feldkapazität, TW = Totwasseranteil, k_f = gesättigte Wasserleitfähigkeit; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikant unterschiedliche Mittelwerte $p < 0,05$).

Bilanzierung der mineralischen Flugaschedeposition

Für die flugascheangereicherten Humusauflagen wurden basierend auf den flugaschebürtigen mineralischen Anteilen (60 bis 79 Gew.-%), der Trockenrohdichten und der Mächtigkeiten die persistenten mineralischen Flugaschedepositionen berechnet. Emittentennah wurden höhere Werte ermittelt als emittententfern und beziffern sich auf 280 t/ha beim Standort L1-1, auf 210 t/ha beim Standort L1-2 und auf 150 t/ha beim Standort L1-3 (Abbildung 22). Des Weiteren wurde ein hoher Sortierungsgrad der Korngrößenzusammensetzung festgestellt, der mit zunehmender Entfernung zu den Hauptemittenten eine Verschiebung der dominierenden Fraktion von Feinsand zu Grob- und Mittelschluff aufweist.

5.2.2.2 Mineralische Oberbodenhorizonte

Die mineralischen Oberbodenhorizonte (0-5 cm) sind gekennzeichnet durch eine schluffdominierte Textur mit variierenden Sand- und Tonanteilen (Tabelle 16). Die Trockenrohdichten ρ_t sind sehr gering und haben maßgeblichen Einfluss auf die Ausprägung der Kennwerte des Luft- und Wasserhaushaltes (GPV $r=-0,97^{**}$; LK $r=-0,63$; nFK $r=-0,51$; k_f $r=-0,83^*$). Die Festsubstanzdichten ρ_s liegen zwischen 2,3 und 2,5 g/cm^3 . Dementsprechend weisen die Horizonte sehr hohe

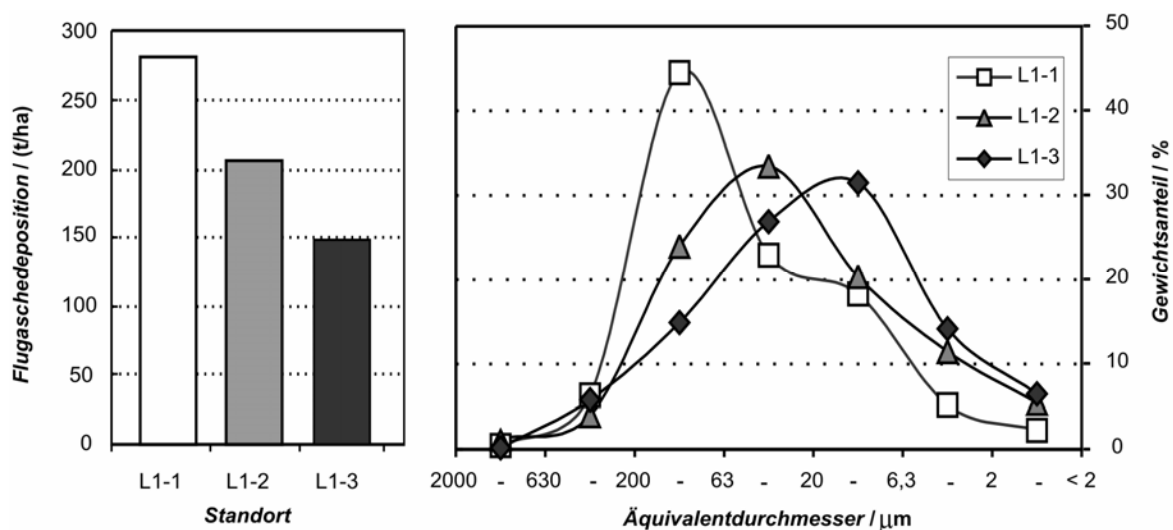


Abbildung 22: Flugaschedeposition (links) und Korngrößenzusammensetzung (rechts) der mineralischen Komponente der flugascheangereicherten Humusauflagen der Standorte L1-1, L1-2 und L1-3 des Untersuchungsgebietes Oberlausitz.

Tabelle 16: Bodenphysikalische Kennwerte der mineralischen Oberbodenhorizonte (0-5 cm) der Standorte der Oberlausitz.

Standort	GPV Vol-%	LK Vol-%	nFK Vol-%	TW Vol-%	k _f cm/d	pt g/cm ³	ps g/cm ³	S %	U %	T %
L1-1	51 ± 2	21 ± 3	18 ± 2	12 ± 3	106 ± 17	1,09 ± 0,06	2,34 ± 0,03	14	77	9
L1-2	56 ± 7	19 ± 4	20 ± 3	17 ± 2	194 ± 104	1,09 ± 0,12	2,42 ± 0,01	13	75	12
L1-3	61 ± 7	14 ± 8	28 ± 5	19 ± 4	93 ± 56	0,92 ± 0,17	2,34 ± 0,07	6	85	9
L2-1	56 ± 4	17 ± 9	21 ± 10	17 ± 1	96 ± 57	1,04 ± 0,12	2,52 ± 0,09	8	79	13
L2-2	75 ± 4	29 ± 4	23 ± 5	23 ± 2	639 ± 96	0,63 ± 0,1	2,31 ± 0,08	19	66	15
L2-3	55 ± 3	19 ± 6	21 ± 3	15 ± 2	184 ± 58	1,06 ± 0,07	2,54 ± 0,03	38	53	9

Gesamtporenvolumina GPV auf, vornehmlich geprägt durch hohe bis sehr hohe Luftkapazitäten LK. Die nutzbare Feldkapazität nFK ist aufgrund des hohen Schluffanteils als mittel bis hoch einzustufen. Der Totwasseranteil TW variiert zwischen mittel und hoch und hängt signifikant vom Tonanteil ab ($r=0,71^*$). Die gesättigte Wasserleitfähigkeit k_f ist stark korreliert mit der LK ($r=0,91^*$) und weist hohe bis extrem hohe Werte auf.

5.2.2.3 Nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum nFKWe

Die Akkumulation von Flugasche bewirkt eine Zunahme der Mächtigkeiten der Humusauflagen (vgl. Anhang B), wodurch die nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum nFKWe erhöht wird (Abbildung 23), obwohl zumindest die flugascheangereicherten Humusauflagen der Standorte L1-1 und L1-2 im Vergleich zu nicht belasteten Auflagen geringere relative nutzbare Feldkapazitäten nFK aufweisen (vgl. Tabelle 15).

Die Werte für Nadelgehölz ($We = 10$ dm, bzw. max. bis Oberkante Sd-Horizont +1 dm) und für Laubgehölz ($We = 15$ dm, bzw. max. bis Oberkante Sd-Horizont +1 dm oder Ausgangsgestein) sind aufgrund der Schluffdominanz aller Standorte als mittel bis hoch für staunässegeprägte Standorte (L1-2, L1-3, L2-1 und L2-3) und als sehr hoch bis äußerst hoch für die Standorte mit Staunässe im Untergrund (L1-1), bzw. ohne Staunässe (L2-2) einzustufen. Dabei stellen die flugascheangereicherten Humusauflagen 12 bis 32 % der nFKWe. Die Humusauflagen ohne Flugascheanreicherung nehmen nur 6 bis 11 % der nFKWe ein.

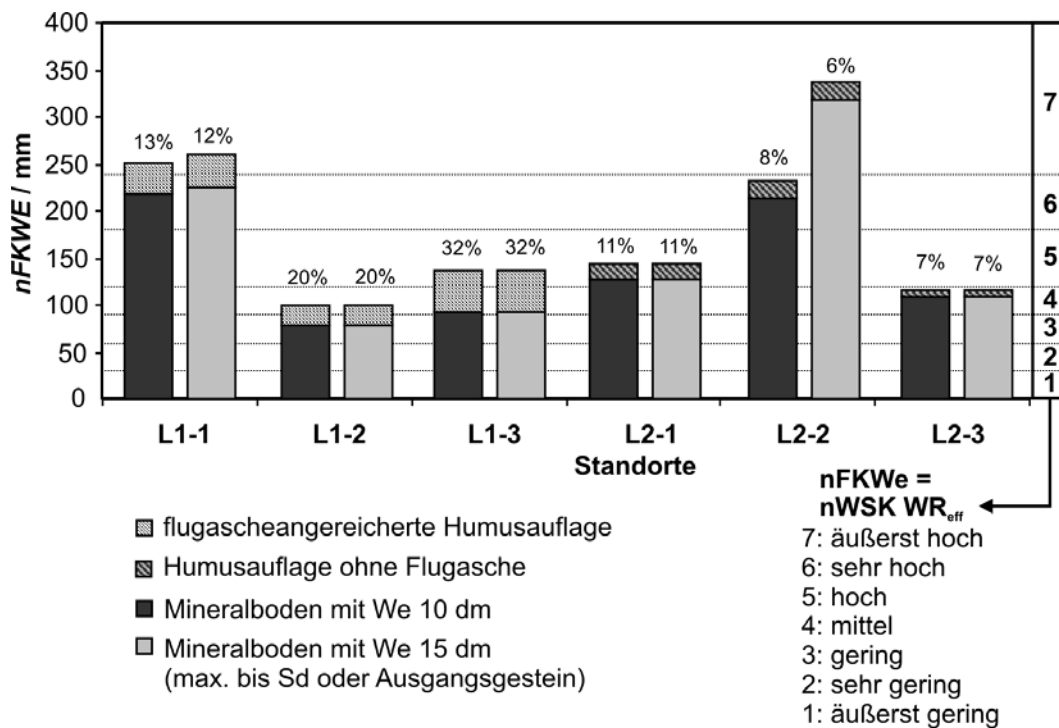


Abbildung 23: Nutzbare Feldkapazitäten im effektiven Wurzelraum $nFKWe$ für unterschiedliche effektive Durchwurzelungstiefen ($We = 10$ dm für Nadelgehölz und $We = 15$ dm für Laubgehölz) und der prozentuale Anteil der Humusauflagen an der gesamten $nFKWe$ ($= nWSK WR_{eff}$ = nutzbare Wasserspeicherkapazität im effektiven Wurzelraum nach AK STANDORTSKARTIERUNG, 2003) für die Standorte der Oberlausitz.

5.2.3 Benetzungshemmung

Im Folgenden werden die Benetzungseigenschaften (ermittelt über θ_{wpm} , WDPT, Sorptivität und die Ethanolretentionsfunktion) der Humusauflagen mit und ohne Flugascheanreicherung vorgestellt.

5.2.3.1 Wilhelmy-Platten-Methode-Kontaktwinkel θ_{wpm}

Die reinen Humusauflagen der Standorte L2-1, L2-2 und L2-3 erweisen sich luftgetrocknet mit der Wilhelmy-Platten-Methode als extrem hydrophob mit Werten von 180° (Abbildung 24). Im Gegensatz dazu sind die flugascheangereicherten Humusauflagen als hydrophil (L1-1, L1-2) bzw. als schwach hydrophob (L1-3) einzustufen.

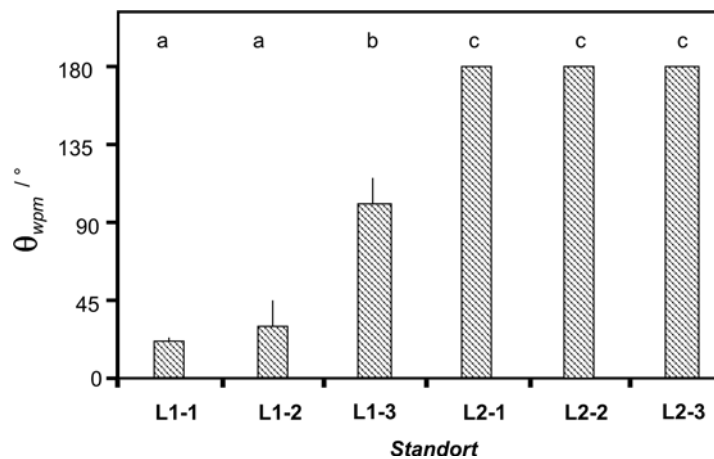


Abbildung 24: θ_{wpm} der Humusauflagen der Standorte der Oberlausitz (Fehlerbalken = Standardabweichung, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede $p < 0,05$).

5.2.3.2 WDPT und Sorptivität

Der auf Sorptivitätsmessungen basierende Infiltrationskontaktwinkel θ_R sowie die WDPT-Messungen zeigen eine signifikante Zunahme der Benetzungshemmung mit zunehmender Austrocknung sowohl für die flugascheangereicherten Humusauflagen als auch für diejenigen ohne Flugascheanreicherung an (Abbildung 25).

Die Sorptivität von Ethanol S_e variiert in den meisten Fällen zwischen -30 hPa und -1000 hPa nur gering und weist auf eine stabile intrinsische Kapillarität hin. Nachdem die Proben auf -15000 hPa entwässert wurden, wurde ein deutlicher Anstieg der S_e -Werte beobachtet, der auf Modifikationen der Infiltrationsbedingungen im Zuge von Austrocknung und Schrumpfung hinweist. Im Gegensatz dazu verringert sich die Sorptivität von Wasser S_w deutlich mit zunehmender Austrocknung außer für die Standorte L1-1, L1-2 und L1-3, die nach Trocknung bei 45 °C höhere S_w – Werte aufweisen als bei -15000 hPa und 105°C. Eine Reduzierung von S_w und ein Anstieg von S_e resultiert in einem signifikanten Anstieg von θ_R mit zunehmender Entwässerung.

Zwischen -30 hPa und -500 hPa sind für alle Standorte die geringsten θ_R ermittelt worden, darauf folgt ein erster signifikanter Anstieg bis -1000 hPa, so dass die θ_R Werte annehmen, die mit Ausnahme des Standortes L1-3 als „subkritisch benetzungsgehemmt“ eingestuft werden. Ab -15000 hPa zeigen θ_R – Werte, die

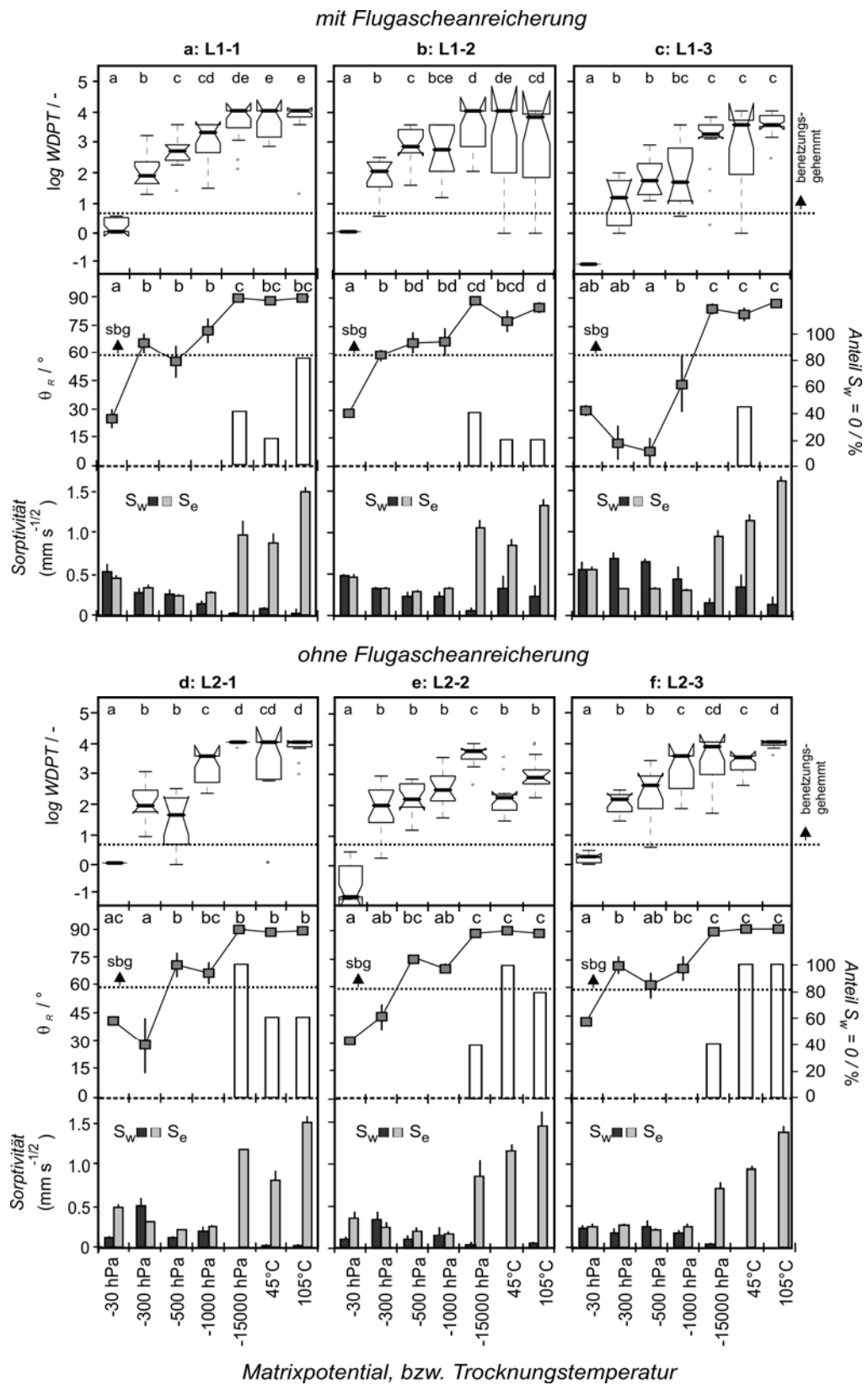


Abbildung 25: Austrocknungsabhängige Benetzungseigenschaften der flugascheangereicherten Standorte L1-1, L1-2 und L1-3 sowie der Standorte ohne Flugascheanreicherung L2-1, L2-2 und L2-3 ermittelt über Sorptivitätseigenschaften und über Wassertropfeneindringzeit WDPT (S_w = Sorptivität von Wasser, S_e = Sorptivität von Ethanol, θ_R = Infiltrationswinkel abgeleitet aus dem Repellency Index, sbg = subkritisch benetzungsgehemmt (TILLMAN et al., 1989); Fehlerbalken = Standardfehler; unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede $p < 0,05$).

gegen 90° tendieren eine stark eingeschränkte oder komplett reduzierte Benetzbarkeit an. Auffallend ist der hohe Anteil an $S_w -$ Werten = 0 ($\theta_R = 90^\circ$), die auf totale Benetzungshemmung schließen lassen, insbesondere bei den Standorte L2-1, L2-2 und L2-3. Im Gegensatz dazu weisen die flugascheangereicherten Standorte überwiegend Werte im subkritisch benetzungsgehemten Bereich ($59 < \theta_R < 90^\circ$) auf.

Die mittels WDPT ermittelte Persistenz und Heterogenität der Benetzungshemmung zeigt eine mit θ_R vergleichbare Abhängigkeit von der Entwässerung. Während bei -30 hPa für alle Standorte die log WDPT-Werte $< 0,7$ (WDPT < 5 s) ausfallen und auf Benetzbarkeit hindeuten, wurden ab -300 hPa für die Mehrzahl der WDPT-Messungen Werte > 5 s und somit Benetzungshemmung ermittelt. Starke und sehr starke Benetzungshemmung dominiert alle Standorte mit Ausnahme von L1-3 bis -15000 hPa. Extreme Benetzungshemmung (>3600 s) wurde ebenfalls bereits bei -500 hPa festgestellt, deren Anteil nimmt mit zunehmender Austrocknung deutlich zu. 105°C getrocknete Proben werden alle von extremer Benetzungshemmung dominiert.

Eine sehr hohe Variabilität wurde insbesondere bei den Standorten L1-2 und L1-3 beobachtet, wobei benetzbare Bereiche direkt neben extrem benetzungsgehemmten Bereichen ermittelt wurden.

Der Vergleich der Standorte innerhalb einer Entwässerungsstufe lässt eine geringe Reduktion der Benetzungshemmung der flugascheangereicherten Humusaufgaben für den Infiltrationskontaktwinkel θ_R erkennen (Tabelle 17). Bei -30 hPa weisen die Standorte L1-1, L1-2, L1-3 und L2-2 die geringsten Werte auf, während die Unterschiede bei -300 hPa und -500 hPa gering ausfallen, außer für den Standort L1-3, der die geringsten Werte zeigt. Bei -1000 hPa wurden keine signifikanten Unterschiede festgestellt. Bei stärkerer Austrocknung (-15000 hPa, 45°C) sind die flugascheangereicherten Auflagen durch nicht immer signifikant geringere Werte gekennzeichnet, wohingegen bei 105°C bei allen Standorte sehr hohe Benetzungshemmungen vorliegen. Die Unterschiede bei WDPT sind nur in wenigen Fällen signifikant. Der Standort L1-3 weist die geringsten Mediane auf, jedoch nicht immer signifikant, während die anderen Standorte sich kaum unterscheiden

Tabelle 17: Signifikanzen der Unterschiede der log WDPT-Werte und des Infiltrationswinkels θ_R zwischen den untersuchten Humusauflagen der Oberlausitz innerhalb einer Entwässerungsstufe; dabei steht a für den signifikant geringsten Wert, c für den höchsten Wert.

	log WDPT						θ_R					
	L1-1	L1-2	L1-3	L2-1	L2-2	L2-3	L1-1	L1-2	L1-3	L2-1	L2-2	L2-3
-30 hPa	b	b	a	b	a	c	a	a	a	b	a	b
-300 hPa	a	a	a	a	a	a	b	b	a	ab	b	a
-500 hPa	b	b	a	a	ab	ab	b	b	a	b	b	a
-1000 hPa	b	ab	a	b	a	b	a	a	a	a	a	a
-15000 hPa	b	b	a	b	b	b	ab	ab	a	b	ab	ab
45 °C	c	ac	ac	c	a	b	ab	a	ab	ab	b	b
105 °C	c	abc	b	c	a	c	a	a	a	a	a	a

Zusammenhang zwischen θ_R und WDPT

Zwischen der Austrocknung und der Ausprägung der Benetzungshemmung besteht ein funktioneller Zusammenhang. Die Mittelwerte von θ_R wurden bis pF 7 (45°C = 10⁵hPa, 105°C = 10⁷hPa), die Mediane von log WDPT nur bis pF 4,2 linear korreliert, da alle Standorte dann durch extreme Hydrophobie geprägt sind und die Messungen nach 10800 s abgebrochen wurden. Hierbei zeigen alle Standorte signifikante Korrelationen (Tabelle 18). Die Steigungen für log WDPT/pF variieren gering mit Werten zwischen 1,34 und 1,70, die Standorte L1-3 und L2-2, die durch relativ geringe Benetzungshemmungen gekennzeichnet sind, weisen den geringsten y-Achsen-Abschnitt auf, L2-2 jedoch eine größere Steigung. Ähnliche Zusammenhänge weisen die Funktionen für θ_R auf. Der Standort L1-3 weist wiederum den kleinsten y-Achsen-Abschnitt auf, die Steigungen $\theta_R/\log \psi$ liegen in vergleichbaren Bereichen mit Werten von 7,89 bis 9,73°. Der Zusammenhang zwischen den Steigungen und den y-Achsenabschnitten ist nur schwach, da alle Standorte ähnliche Werte aufweisen (vergleiche Standorte Dübener Heide in Kapitel 5.1.3.2).

Tabelle 18: Funktioneller Zusammenhang zwischen der Entwässerungsstufe ($x = pF = \log(\psi)$) und der Wassertropfeneindringzeit $y = \log WDPT$ bzw. dem Infiltrationskontaktwinkel $y = \theta_R$ für die untersuchten Humusauflagen der Oberlausitz (log WDPT bis pF4,2; θ_R bis pF7; r = Pearsons-Produkt-Moment-Korrelationskoeffizienten, p = Signifikanz).

	log WDPT				θ_R			
	f(x)	r	p		f(x)	r	p	
L1-1	y=1,48x-1,67	0,95	0,01295	*	y=9,68x+31,8	0,83	0,0225	*
L1-2	y=1,43x-1,60	0,96	0,01108	*	y=7,89x+37,1	0,78	0,0377	*
L1-3	y=1,54x-2,88	0,98	0,00467	**	y=9,73x+5,7	0,79	0,0362	*
L2-1	y=1,51x-1,91	0,92	0,02625	*	y=9,51x+30,6	0,82	0,0256	*
L2-2	y=1,70x-2,82	0,95	0,01492	*	y=8,02x+33,1	0,87	0,0110	*
L2-3	y=1,34x-1,23	0,93	0,02232	*	y=9,10+37,4	0,84	0,0185	*

Da sowohl θ_R als auch WDPT einen vergleichbaren Anstieg der Benetzungshemmung mit zunehmender Austrocknung anzeigen, ist auch die Korrelation zwischen beiden Kennwerten hoch signifikant (Abbildung 26). Böden mit einer hohen Persistenz der Benetzungshemmung (WDPT) sind auch durch eine starke Reduzierung der Wasserinfiltrierbarkeit gekennzeichnet.

Proben, die beim WDPT-Test keine Benetzungshemmung aufweisen ($\log \text{WDPT} < 0,7$), sind durch subkritisch benetzungsgehemmte Infiltrationskontaktwinkel $\theta_R < 59^\circ$ charakterisiert. Umgekehrt sind auch Standorte mit $\theta_R < 59^\circ$ zusätzlich durch WDPT-Werte gekennzeichnet, die eine (teilweise extreme) Benetzungshemmung aufweisen. Das bedeutet, dass eine hohe Persistenz der Benetzungshemmung (WDPT) nicht grundsätzlich (subkritisch) benetzungsgehemmte Infiltrationsbedingungen (θ_R) zur Folge hat.

5.2.3.3 Benetzungshemmung des Wasserretentionsverlaufes

Die mit Wasser und mit Ethanol bestimmten Retentionsfunktionen (Abbildung 27) der flugascheangereicherten Standorte L1-1 und L1-2 weisen ein

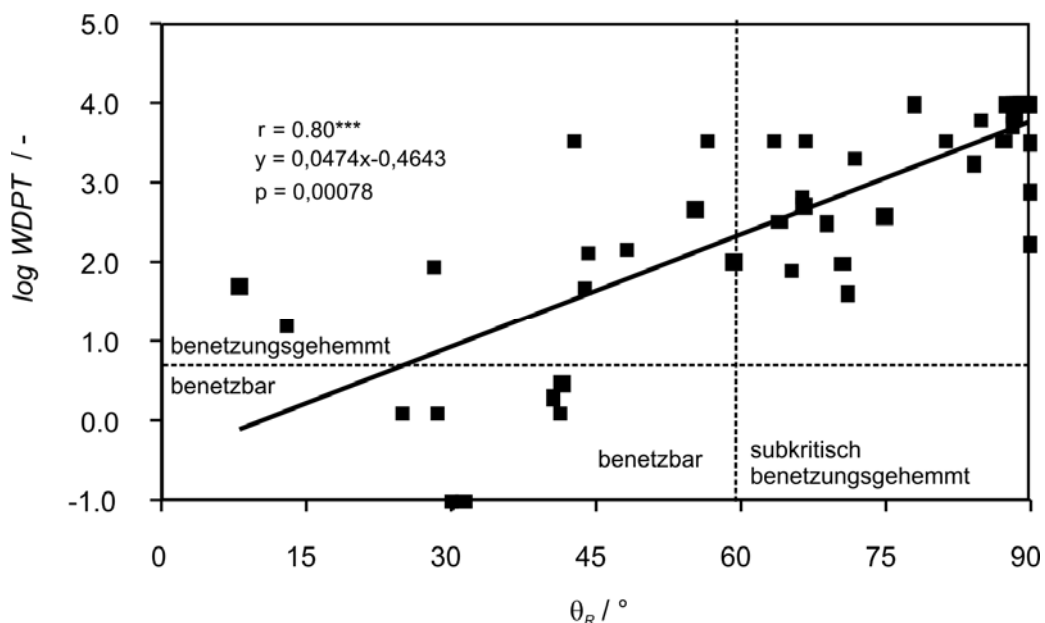


Abbildung 26: Korrelation zwischen θ_R (subkritisch benetzungsgehemmt bei $R > 1,95$, bzw. $\theta_R > 59^\circ$) und $\log \text{WDPT}$ (benetzungsgehemmt bei $\text{WDPT} > 5s$ bzw. $\log \text{WDPT} > 0,7$).

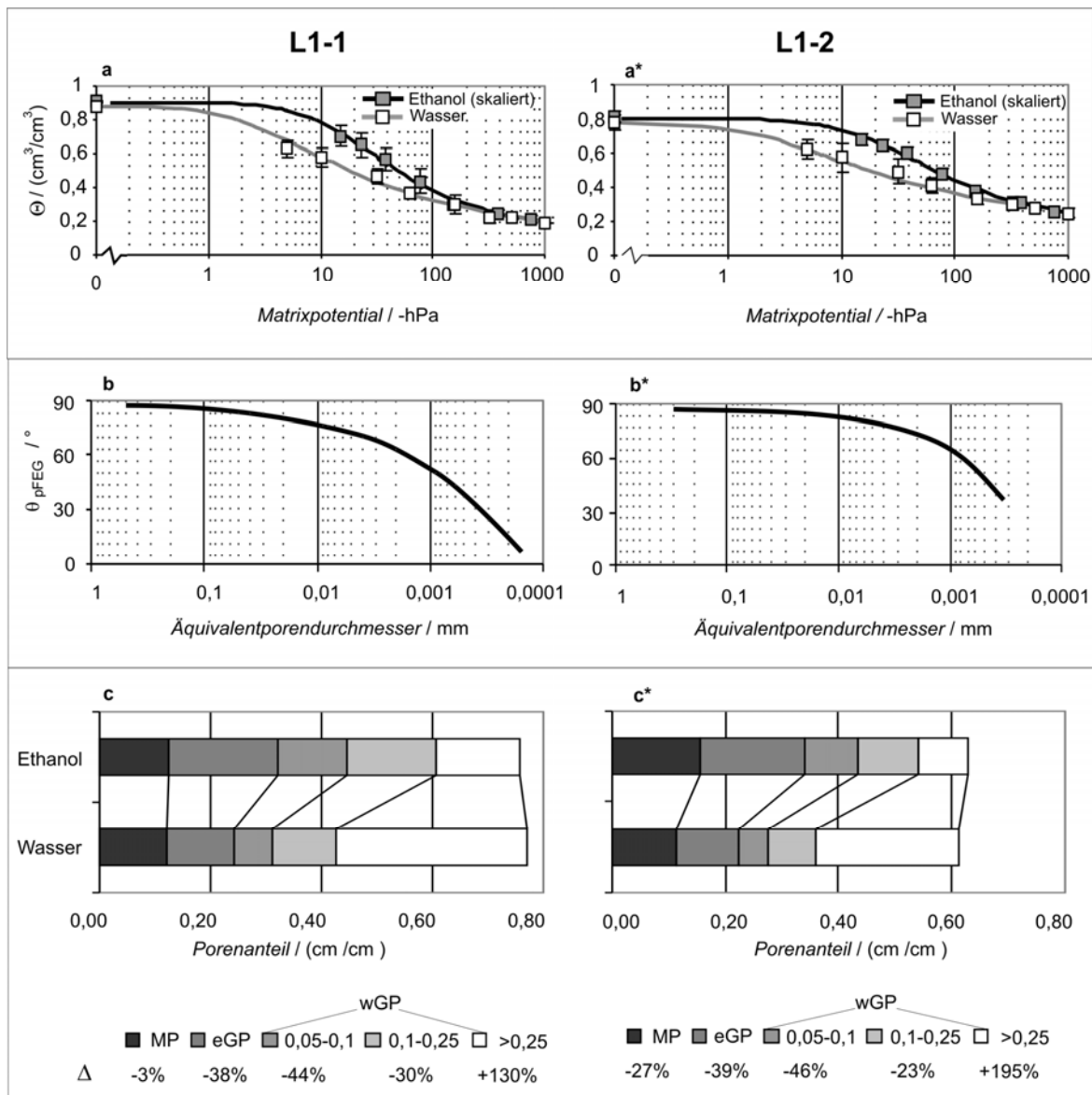


Abbildung 27: Retentionsfunktionen mit Ethanol (skaliert) und mit Wasser (a für L1-1, a* für L1-2): der aus dem Vergleich der Retentionskurven abgeleitete Kontaktwinkel θ_{pFEG} (b und b*) und die Anteile definierter Porenklassen (MP = Mittelporen, eGP = enge Grobporen, wGP = weite Grobporen unterteilt in die Klassen 0,05 – 0,1 mm, 0,1 – 0,25 mm und > 0,25 mm) sowie deren durch die Benetzungshemmung induzierte Veränderung Δ .

vergleichbares Austrocknungsverhalten auf (Abbildung 27a und a*). Mit Wasser erscheinen niedrigere Lufteintrittspunkte (<-1 hPa) sowie eine starke Austrocknung bei bereits gering negativen Matrixpotentialen im Gegensatz zur nicht benetzungsgehemmten Messung mit Ethanol, bei der die Lufteintrittspunkte deutlich erhöht sind (-1 bis -10 hPa). Der weitere Verlauf fällt mit Austrocknung steiler aus als bei den Wasserretentionsverläufen, erst bei ~ -300 hPa weisen die Retentionskurven für Wasser und Ethanol wiederum ähnliche Werte auf (vergleiche Kapitel 5.1.3.2). Der Kontaktwinkel θ_{pFEG} für unterschiedliche

Äquivalentporendurchmesser lässt auf eine stärkere Benetzungshemmung größerer Poren schließen (Abbildung 27b und b*), wobei der Standort L1-2 stärker benetzungsgehemmt ist. Die Porenklassen erfahren für Wasser durch die Benetzungshemmung eine Verschiebung in Richtung gröbere Poren (Abbildung 27c und c*) mit der Folge, dass der tatsächliche Anteil der weiten Grobporen deutlich zuzunehmen scheint, wohingegen enge Grobporen und Mittelporen reduziert werden. Auch die weiten Grobporen <0,25 mm sind reduziert, wohingegen der Anteil an Grobporen >0,25 mm stark erhöht ist. Die nFK erscheint am Standort L1-1 um 27 % reduziert, die Luftkapazität um 20 % erhöht. Die Humusaufgabe des Standortes L1-2 weist im Vergleich dazu eine stärkere Reduzierung der Poren <0,25 mm auf, der Anteil der Grobporen >0,25 mm ist im Gegenzug noch stärker erhöht. Dies resultiert in einer Verringerung der nFK um 40 % und einer Erhöhung der Luftkapazität um 33 %.

5.2.4 Rasterelektronenmikroskopische Untersuchung

Die rasterelektronenmikroskopische Untersuchung der flugascheangereicherten Humusaufgabe des Standortes L1-1 lässt eine deutliche Heterogenität erkennen. Es herrschen durch organische Substanzen, Aggregation und Wurzeln geprägte Strukturen vor. Kennzeichnend sind mineralische Partikel mit sphärischem Charakter, die in großer Anzahl auf organischen Partikeln (Abbildung 28a), in aggregierten Partikeln (Abbildung 28b und e) auf Holzresten (Abbildung 28c) oder als singuläre Partikel mit oberflächlichen Anlagerungen (Abbildung 28d) zu finden sind. Die Größen dieser Sphären liegen im Bereich von 3 bis 200 µm (Feinschluff bis Feinsand). Durch die Verwitterung der ursprünglich sphärischen Strukturen vergrößert sich die Oberfläche, wobei auch Fein- und Mittelporen (< 1 bis 10 µm) entstehen (Abbildung 28b*, c*, c** oder e).

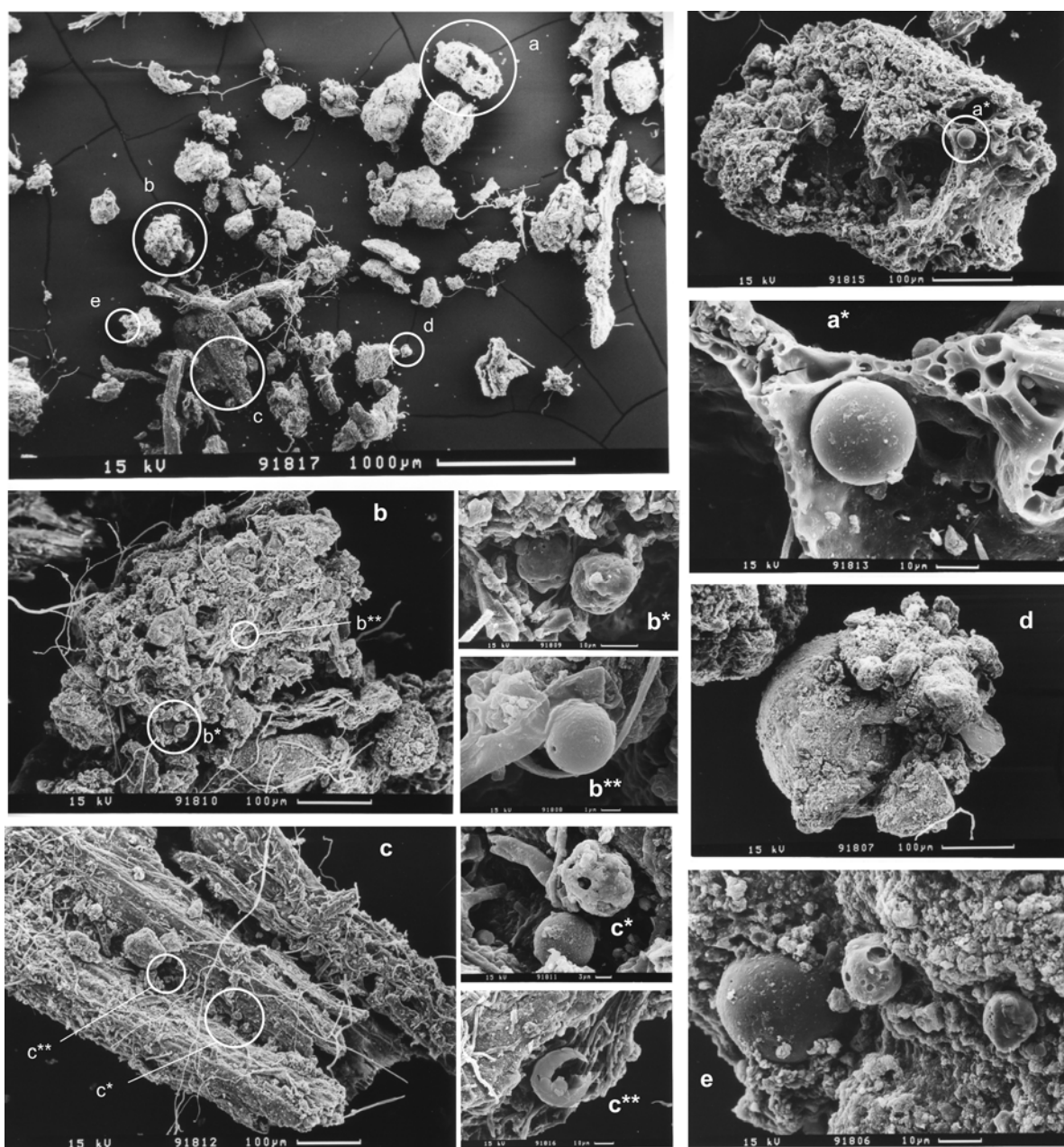


Abbildung 28: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen der flugascheangereicherten Humusauflage des Standortes L1-1 (oben links: Übersicht mit Verweis auf vergrößerte Aufnahmen a bis e: a = organischer Bestandteil mit Flugaschepartikel (a*); b = aggregiertes Partikel mit sphärischen Flugaschepartikeln (b* und b**) vergleiche e; c = Holzfragment mit Flugaschepartikeln (c* und c**), d = sphärisches Flugaschepartikel mit Anlagerungen).

5.2.5 Einfluss der Flugasche auf bodenphysikalische Eigenschaften

Im Folgenden werden die Unterschiede zwischen Humusauflagen mit und ohne Flugascheanreicherung als Zusammenfassung der in den Kapiteln 5.2.1 bis 5.2.4 vorgestellten Ergebnisse dargestellt.

Eine hierarchische Clusteranalyse der bodenphysikalischen Parameter GPV, LK, nFK, k_f , ρ_s und θ_{wpm} bestätigt eine Differenzierung zwischen flugascheangereicherten und nicht angereicherten Humusauflagen (Abbildung 29). So gruppieren sich zum einen die Standorte L1-1, L1-2 und L1-3, zum anderen die Standorte L2-1, L2-2 und L2-3.

Darauf basierend wurden die Standorte der Zone L1 in die Gruppe „flugascheangereichert“ und die Standorte der Zone L2 in die Gruppe „ohne Flugasche“ zusammengefasst und gruppenspezifische Kennwerte der untersuchten Bodenparameter berechnet. Um eine anschauliche Darstellung der Ergebnisse mit dem Ziel der Vergleichbarkeit zu erreichen, werden in Abbildung 30 zum Teil standardisierte Werte präsentiert. Dabei entspricht „0“ dem arithmetischen Mittelwert aller Messungen, ein positiver Wert leitet sich aus Werten ab, die größer sind als der Mittelwert.

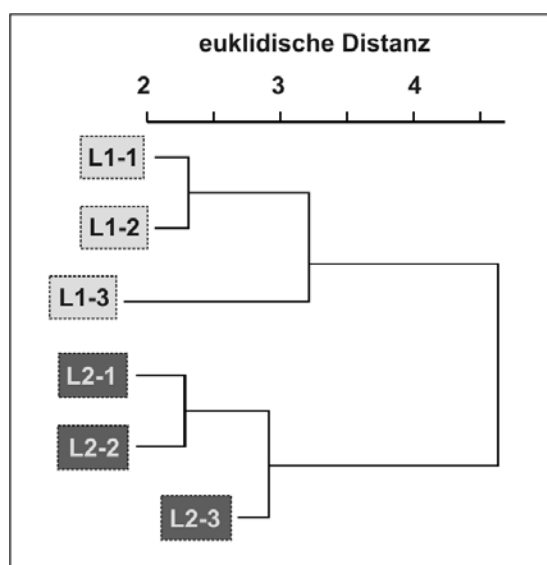


Abbildung 29: Dendrogramm der hierarchischen Clusteranalyse der Humusauflagen der untersuchten Standorte in der Oberlausitz basierend auf den Kennwerten Gesamtporenvolumen, Luftkapazität, nutzbare Feldkapazität, Festsubstanzdichte, gesättigte Wasserleitfähigkeit und Wilhelmy-Platten-Methode Kontaktwinkel (Methode: Single Linkage, euklidische Distanz).

Die flugascheangereicherten Standorte weisen zum Teil signifikante Unterschiede zu den Humusaufgaben ohne Flugascheanreicherung auf. Erhöhte ρ_s bei ähnlichen ρ_t führen zu erhöhten GPV und LK, die wiederum eine Erhöhung der k_f mit sich bringen. Die nFK ist aufgrund der Sanddominanz der untersuchten Standorte verringert (beachte Standort L1-3: vergleichsweise höhere Schluffanteile und höhere nFK). Die Anreicherung mineralischer Substanz führt zu einer signifikanten Reduktion der potentiellen Benetzungshemmung (θ_{wpm}).

Für θ_R und log WDPT wurden keine standardisierten Werte herangezogen, um die Matrixpotentialabhängigkeit zu verdeutlichen. Während der direkte Vergleich aller Einzelstandorte zwar tendenzielle Aussagen über den Einfluss der Flugasche auf die Benetzungshemmung zuließ, wird bei der gruppierten Betrachtung der θ_R -Werte eine reduzierte Benetzungshemmung erkennbar. Diese ist allerdings nur bei -30 hPa und für 45 °C getrocknete Proben signifikant. Die Auswertung der WDPT-Werte zeigt nur tendenzielle Unterschiede an außer bei -300 hPa und -1000 hPa entwässerten Proben. Auffallend sind die großen Streubreiten der WDPT-Werte, die die Heterogenität der Benetzungshemmung verdeutlichen.

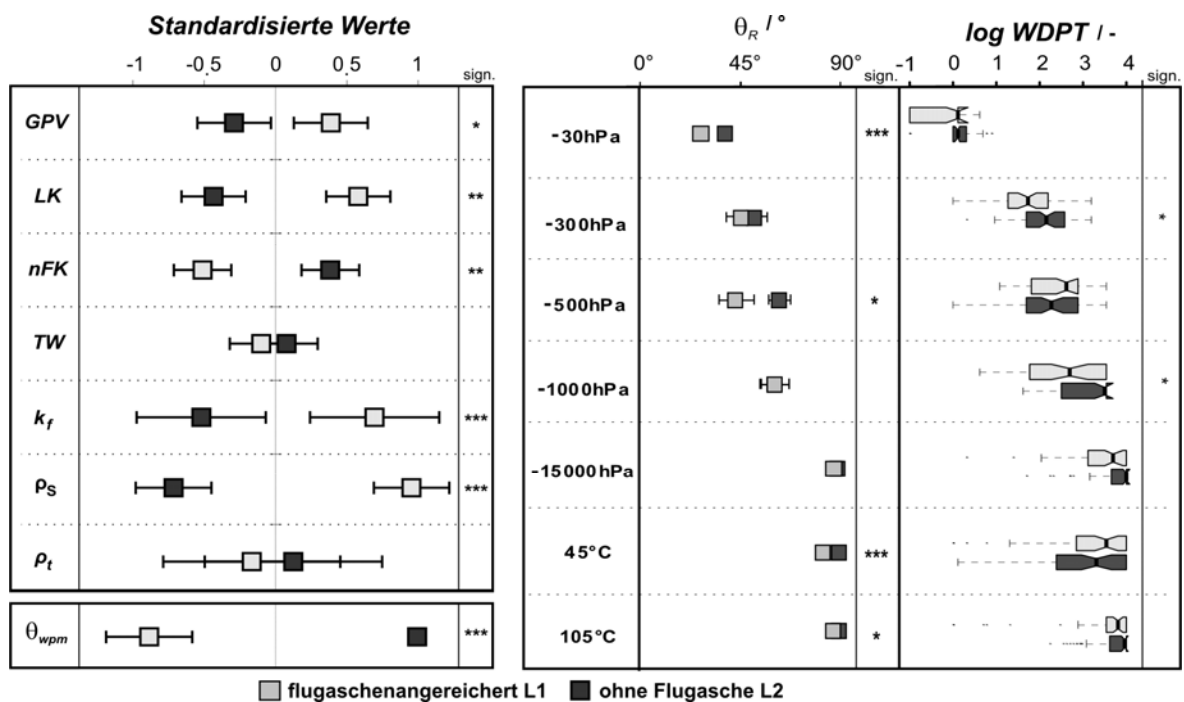


Abbildung 30: Vergleich der für die gruppierten Standorte mit (L1) und ohne Flugasche (L2) ermittelten Mittelwerte (standardisiert: GPV = Gesamtporenvolumen, LK = Luftkapazität, nFK = nutzbare Feldkapazität, TW = Totwasser, k_f = gesättigte Wasserleitfähigkeit, ρ_s = Festsubstanzdichte, ρ_t = Trockenrohddichte; nicht standardisiert θ_R = sorptivitätsbas. Infiltrationskontaktwinkel) und Mediane (log WDPT) (sign. = Signifikanz: <0,001 ***, <0,01 **, <0,05 *).

5.3 Monitoring und Modellierung des Bodenwasserhaushaltes

Zunächst werden die Monitoringstandorte D1-2* und D3-4* sowie die Randbedingungen beschrieben (Kapitel 5.3.1), im weiteren die Monitoring- und Modellierungsergebnisse vorgestellt und verglichen (Kapitel 5.3.2) sowie der Einfluss starker Flugascheanreicherung auf den Bodenwasserhaushalt simuliert (Kapitel 5.3.3).

5.3.1 Standortbeschreibungen

Standort D1-2* ist eine emittentennahe, reliktsch flach vergleyte Podsol-Braunerde aus Geschiebedecksand über Schmelzwassersand, D3-4* ein emittentenferner Gley-Podsol aus Geschiebedecksand über Geschiebelehm. Die Horizontierungen der Standorte D1-2* und D3-4*, an denen Messanlagen installiert wurden, sind im Anhang A beschrieben. Für die Modellierung wurden die Wasserretentionsfunktionen sowie die ungesättigten Wasserleitfähigkeit nach VAN GENUCHTEN, 1980 und MUALEM, 1976 angepasst. Die Messwerte sowie die die Kurvenverläufe beschreibenden Parameter sind in den Anhängen G, H, J und K beschrieben.

Um den Grundwassereinfluss am Standort D3-4* im Modell zu berücksichtigen, wurde das gemessene Matrixpotential zwischen den Bäumen der Tiefe 85 cm als untere Randbedingung in das Modell implementiert.

Die ermittelten Wurzelverteilungen sind für beide Standorte vergleichbar und wurden nach JACKSON et al., 1996 angepasst, wobei der Vegetationsparameter β als 0,97 festgelegt wurde (siehe Anhang I).

Für die matrixpotentialabhängige Wasseraufnahme nach FEDDES et al., 1978 wurden folgende Kennwerte im Modell benutzt: Anaerobisch bis -20 hPa, optimale Transpiration ab -30 hPa, Stressreduktion P2 ab -300 hPa und Welkepunkt bei -15000 hPa.

Eine monatliche Übersicht über die in das Modell einfließenden Klimaparameter Bestandesniederschlag, potentielle Transpiration und potentielle Evaporation gibt Abbildung 31.

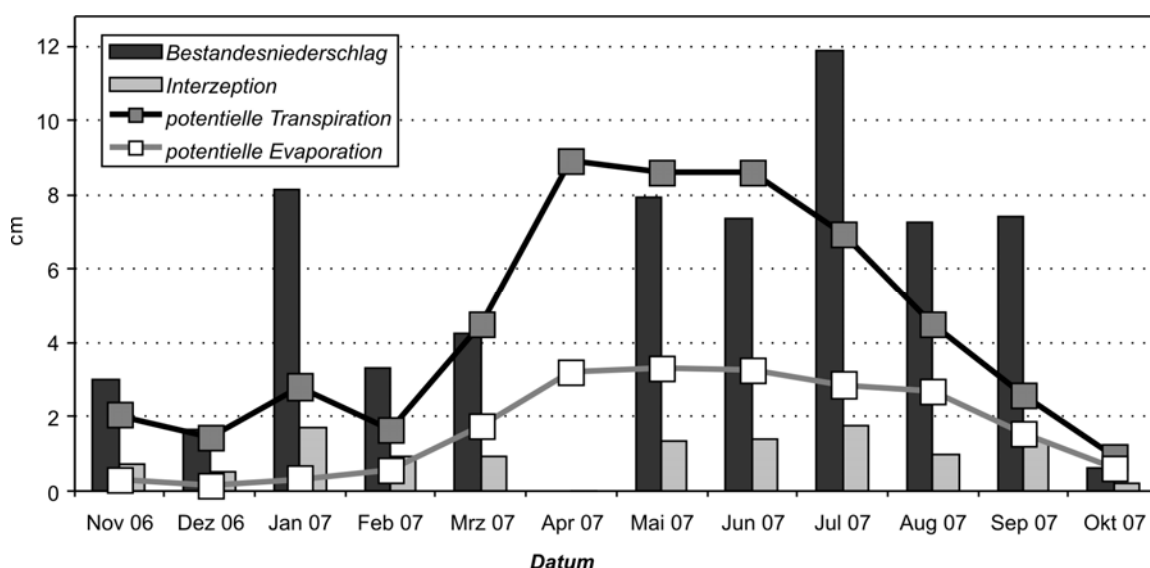


Abbildung 31: Für die Waldbestände der Dübener Heide ermittelte meteorologische Größen Bestandesniederschlag, Interzeption, potentielle Transpiration und potentielle Evaporation für das hydrologische Jahr 2006/2007.

5.3.2 Mess- und Modellierungsergebnisse

Im Folgenden werden die mit der Software HYDRUS 1-D (ŠIMŮNEK et al., 2005) erzielten Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodellierung für die Standorte D1-2* und D3-4* den Monitoringergebnissen (Mittelwerte aus den Messungen „stammnah“ und „zwischen den Bäumen“) gegenübergestellt.

5.3.2.1 Standort D1-2*

Die gemessenen Verläufe der Matrixpotentiale ψ und der Bodenwassergehalte Θ weisen für das hydrologische Jahr 2006/2007 einen deutlichen Jahresverlauf mit feuchten Bedingungen im Winterhalbjahr und Austrocknung im Sommerhalbjahr in allen untersuchten Bodentiefen auf (Abbildung 32). Dabei liegen Θ und ψ stammnah gemessen immer unterhalb der zwischen den Bäumen gemessenen Werte. Zu Beginn des hydrologischen Jahres (Nov. 2006) liegen aufgrund des extrem trockenen Sommers 2006 sehr geringe Wassergehalte insbesondere ab einer Tiefe von 30 cm vor, die durch sukzessive Wiederbefeuchtung bis Mitte Jan. 07 erhöht werden. Das Maximum der Wassergehalte und das entsprechende Maximum der Matrixpotentiale wird Ende Mrz. 2006 erreicht, worauf eine Periode starker Austrocknung infolge nicht vorhandener Niederschläge im Apr. 2007 folgt (vergleiche Abbildung 31). Dies zeigt sich besonders deutlich an den Wassergehalten aller

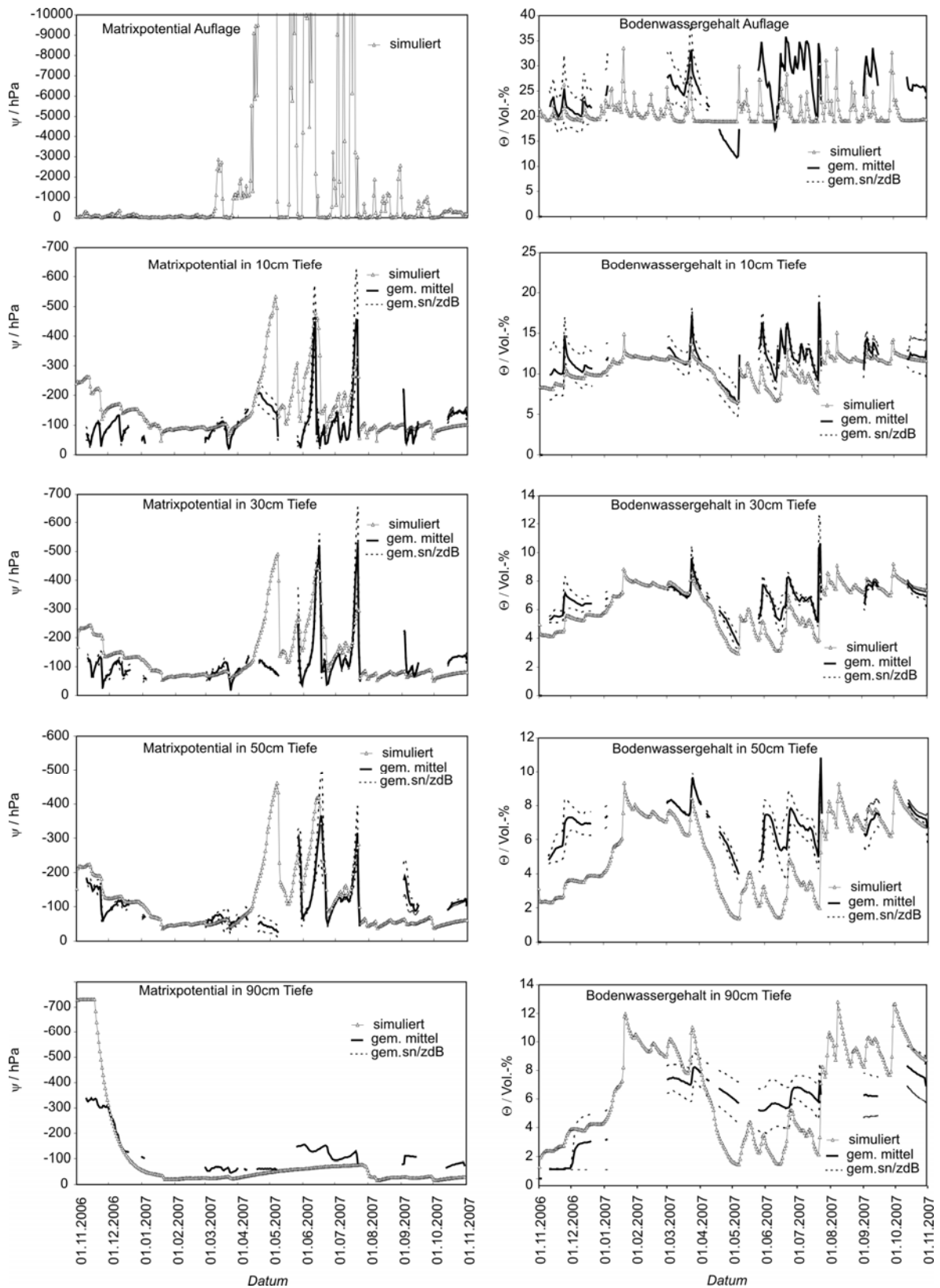


Abbildung 32: Simulierte und gemessene Matrixpotentiale ψ und Bodenwassergehalte Θ am Standort D1-2* (gem. mittel = Mittelwert aus Messungen sn (stammnah) und zdB (zwischen den Bäumen)).

Messtiefen, die bis Anfang Mai 2007 deutlich reduziert werden. Analog verringern sich die Matrixpotentiale, allerdings nur bis Ende April, woraufhin diese wieder leicht zunehmen. Darauf folgen im Mai 07 bis Aug. 07 mehrere Wechsel von Wiederbefeuchtung und Austrocknung, wobei die Wassergehalte ab Ende Jul. 07 eine leichte Zunahme erfahren. Die Wassergehalte am Ende des hydrologischen Jahres 2006/2007 liegen insbesondere in den Tiefen 50 cm und 90 cm deutlich über den Wassergehalten zu Beginn des hydrologischen Jahres.

Die Simulation der Matrixpotentiale ψ und der Bodenwassergehalte Θ zeigen überwiegend mit den Mittelwerten der gemessenen Werte vergleichbare Verläufe und Werte. Die Korrelationen für ψ und Θ sind alle signifikant ($p < 0,001$), der rmse (root mean squared error) beträgt für Θ in den mineralischen Horizonten < 3 Vol.-%, in der Auflage ist dieser aufgrund höherer Gesamtschwankungen größer (Tabelle 19). Zu Beginn des hydrologischen Jahres 2006/2007 schätzt das Modell die Matrixpotentiale trotz Berücksichtigung der Hysterese in den mineralischen Horizonten zu niedrig ein, da als Initialbedingungen nur die sehr niedrigen, gemessenen Wassergehalte in das Modell eingehen. Dies zeigt sich entsprechend in hohen rmse für ψ im Gegensatz zu geringen rmse für Θ im Nov. 2006. Für die Humusaufgabe werden die Schwankungen von Θ nicht so deutlich abgebildet wie in den in situ-Messungen. Zwar sind niederschlagsbedingte Anstiege der Wassergehalte gleichermaßen abgebildet, im Modell trocknet die Humusaufgabe jedoch schneller wieder ab. Im Sommerhalbjahr weist das Modell der Humusaufgabe extrem niedrige Matrixpotentiale zu (< -10000 hPa), die entsprechenden Wassergehalte unterschreiten jedoch nicht den vorgegeben Restwassergehalt $\Theta_R (= \Theta_{pF4,2})$ im Gegensatz zur in situ-Messung für Mitte April. Die Simulation von ψ und Θ in den mineralischen Horizonten weist geringe rmse bis März 2007 auf, die folgende Austrocknung bis Anfang Mai 2007 wird jedoch mit zunehmender Profiltiefe überschätzt. So stimmt in 10 cm Tiefe Θ noch mit den Messungen überein, ab 30 cm Tiefe liegen die simulierten Θ unterhalb der gemessenen Werte. Auch die Änderung von ψ aller Messtiefen wird überschätzt. In den folgenden Phasen der Wiederbefeuchtung und Austrocknung stimmt ψ trotz relativ hoher rmse gut mit den Messungen überein. Aufgrund höherer Gesamtbeträge fallen auch die rmse höher aus. Die Wassergehalte werden bis Anfang August unterschätzt, ab Sep. 07 verbessert sich die Güte der Anpassung wieder.

Tabelle 19: Statistische Kennwerte der Wasserhaushaltsparameter Wassergehalt Θ und Matrixpotential ψ im Vergleich „gemessen – simuliert“ für den Standort D1-2* (r =Korrelationskoeffizient; $rmse$ = root mean squared error).

Horizont	Θ / Vol.-%					ψ / hPa				
	Auflage	10 cm	30 cm	50 cm	90 cm	10 cm	30 cm	50 cm	90 cm	
r-Jahr	0,38	0,42	0,51	0,50	0,50	0,51	0,45	0,32	0,64	
rmse-Jahr	6,9	2,7	1,6	2,9	2,8	129	127	120	259	
rmse-Monat	Nov. 06	1,8	2,0	1,3	3,1	1,7	138	134	118	656
	Dez. 06	1,6	1,0	1,0	3,4	1,4	65	50	35	632
	Jan. 07	2,9	1,4	0,8	3,1	1,4	79	68	53	676
	Feb. 07	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Mrz. 07	6,3	1,1	0,4	1,0	2,0	24	21	32	60
	Apr. 07	11,0	5,7	3,5	3,5	4,0	125	101	86	136
	Mai. 07	8,9	1,7	1,5	2,8	4,1	265	262	244	75
	Jun. 07	7,9	4,0	2,2	3,8	2,9	165	169	163	130
	Jul. 07	9,6	3,3	2,0	3,5	3,0	98	99	98	150
	Aug. 07	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sep. 07	7,8	1,6	0,9	0,9	3,7	39	41	50	72	
Okt. 07	6,5	1,3	0,9	0,8	2,0	43	63	83	116	

5.3.2.2 Standort D3-4*

Die Verläufe der Matrixpotentiale ψ und der Bodenwassergehalte Θ am Standort D3-4* lassen feuchte Bedingungen im Winter sowie eine deutliche Austrocknung aller Messtiefen im Sommerhalbjahr erkennen (Abbildung 33). Im Unterschied zum Standort D1-2* ist in 85 cm Tiefe ab Mitte Feb. 07 ein deutlicher Sprung im Verlauf von Θ gemessen worden, der auf Grundwassereinfluss zurückgeführt wird. Auch ψ liegt dabei im positiven Bereich. Das Maximum der Wassergehalte und Matrixpotentiale bis in eine Tiefe von 50 cm wurde Ende Mrz. 07 erreicht, worauf eine Periode starker Austrocknung infolge fehlender Niederschläge im Apr. 2007 folgt. Diese ist für Θ in allen Messtiefen bis Anfang Mai 08 nachvollziehbar, wohingegen die Matrixpotentiale nur eine geringfügige Veränderung erfahren. Bis Okt. 07 folgen mehrere Wechsel von Wiederbefeuchtung und Austrocknung, wobei die Wassergehalte, mit Ausnahme der Humusaufgabe, sukzessiv von einer weiteren, leichten Abnahme betroffen sind, ab Jul. 07 wurden wieder höhere Θ -Werte gemessen wurden. Die Wassergehalte am Ende des hydrologischen Jahres 2006/2007 liegen leicht über den Wassergehalten im Nov. 06.

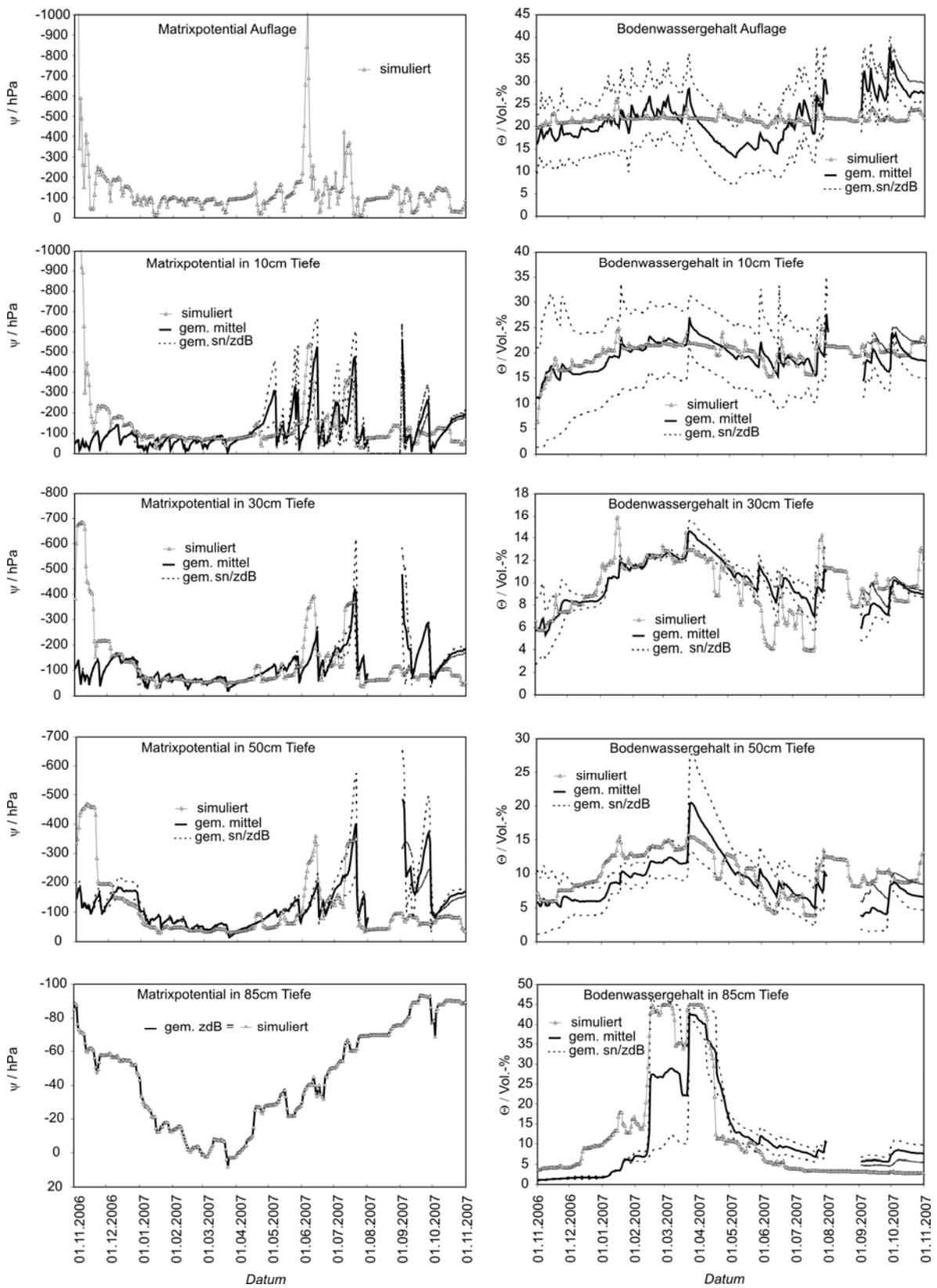


Abbildung 33: Simulierte und gemessene Matrixpotentiale ψ und Bodenwassergehalte Θ am Standort D3-4* (gem. mittel = Mittelwert aus Messungen sn (stammnah) und zdB (zwischen den Bäumen)).

Die Simulation der Verläufe und Werte der Matrixpotentiale ψ und der Bodenwassergehalte Θ stimmen gut mit den gemessenen Werten überein. Die Korrelationen für ψ und Θ sind alle signifikant ($p < 0,001$), der rmse beträgt für Θ in den mineralischen Horizonten < 5 Vol.-%, in der Auflage ist dieser aufgrund höherer Gesamtschwankungen größer (Tabelle 20). Zu Beginn des hydrologischen Jahres 2006/2007 schätzt das Modell die Matrixpotentiale in den mineralischen Horizonten zu niedrig ein, da als Initialbedingungen nur die sehr niedrigen, gemessenen Wassergehalte eingegeben wurden (vergleiche Standort D1-2*). Dies zeigt sich entsprechend in extrem hohen rmse für ψ im Gegensatz zu geringen rmse für Θ im Nov. 2006. Für die Humusaufgabe weist das Modell überwiegend Θ knapp oberhalb vom Restwassergehalt Θ_R ($= \Theta_{pF4,2}$) auf im Gegensatz zur in situ-Messung, wo stärkere Schwankungen auch unterhalb von Θ_R festgestellt wurden. Dennoch ist der rmse gering. Die Simulation von ψ und Θ in den mineralischen Horizonten weist geringe rmse sowohl für Θ als auch für ψ im gesamten Jahresverlauf auf, wobei die Austrocknung im Sommer 07 in 30 cm Tiefe leicht überschätzt wird. Höhere Fehlerwerte für ψ im Sommer können mit den insgesamt höheren betragsmäßigen Werten begründet werden und schwächen die gute Übereinstimmung nicht ab. Die starken Abweichungen in 85 cm Tiefe im Feb. und März 07 können auf den Umstand zurückgeführt werden, dass die Simulationswerte

Tabelle 20: Statistische Kennwerte der Wasserhaushaltsparameter Wassergehalt Θ und Matrixpotential ψ im Vergleich „gemessen – simuliert“ für den Standort D3-4* (r =Korrelationskoeffizient; rmse = root mean squared error).

		Θ / Vol.-%					ψ / hPa			
	Horizont	Auflage	10 cm	30 cm	50 cm	85 cm	10 cm	30 cm	50 cm	85 cm
	r-Jahr	0,21	0,64	0,65	0,68	0,85	0,32	0,46	0,47	-
	rmse-Jahr	7,5	5,8	3,1	3,0	6,3	92,0	84,0	78,8	-
rmse-Monat	Nov. 06	3,1	1,9	0,8	1,1	2,9	757978	375	255	-
	Dez. 06	2,7	2,2	0,7	2,7	6,3	70	32	38	-
	Jan. 07	2,4	2,5	2,2	4,2	9,7	43	24	29	-
	Feb. 07	2,0	0,8	0,3	2,6	14,8	31	12	16	-
	Mrz. 07	2,5	1,9	0,9	3,1	12,0	25	13	12	-
	Apr. 07	5,2	1,6	1,7	3,0	8,9	54	21	20	-
	Mai. 07	6,5	1,8	1,3	1,5	2,9	120	41	44	-
	Jun. 07	4,5	2,3	4,0	2,5	4,6	192	122	98	-
	Jul. 07	4,1	3,0	3,3	2,2	4,4	132	86	66	-
	Aug. 07	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Sep. 07	7,6	3,4	2,1	5,0	2,8	136	150	216	-
Okt. 07	7,0	2,9	1,7	2,6	5,0	88	74	69	-	

mit den Mittelwerten der stammnah und zwischen den Bäumen gemessenen Werten verglichen werden, wobei diese Unterschiede im Grundwassereinfluss aufweisen (vergleiche Abbildung 33, Bodenwassergehalt in 85 cm Tiefe: untere gestrichelte Linie = stammnah, obere gestrichelte Linie = zwischen den Bäumen).

5.3.2.3 Gesamtbodenwassergehalte

Die simulierten Gesamtbodenwassergehalte weisen für die Standorte D1-2* und D3-4* signifikante Übereinstimmungen mit den über die einzelnen Messtiefen und Mächtigkeiten berechneten Gesamtbodenwassergehalten im Jahresverlauf auf (Abbildung 34). Der durch Grundwasser beeinflusste Standort D3-4* ist durch höhere Gesamtbodenwassergehalte gekennzeichnet, wobei auch die potentiellen Werte $\Theta_{W(-60 \text{ hPa})}$ (=LK) und $\Theta_{W(-15000 \text{ hPa})}$ (=TW) deutlich höher ausfallen als beim Standort D1-2*.

Die nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum nFKWe ($=\Theta_{W(-60 \text{ hPa})} - \Theta_{W(-15000 \text{ hPa})}$) wird im Folgenden als relativer Bezug zur Beurteilung des Gesamtbodenwassergehaltes herangezogen. Der Standort D1-2* weist im Nov. 06 relative Werte von ~20 % nFKWe auf, die bis Mitte Jan.07 auf knapp 90 % ansteigen. Ab Mitte Mrz. 07 folgt die sommerliche Periode mit Wechseln zwischen Austrocknung und Wiederbefeuchtung, so dass ~30-50 % nFKWe erreicht werden. Ab Sep. 07 steigt der Wassergehalt wieder deutlich an und erreicht dann Werte von ~ 70-90 % nFKWe. Der Standort D3-4* weist zu Beginn des hydrologischen Jahres im Nov. 06 nur 11 % nFKWe auf, die dann durch sukzessive Wiederbefeuchtung und den Einfluss des Grundwassers auf knapp 100 % nFKWe Ende Mrz.07 ansteigt. In der folgenden Periode sommerlicher Austrocknung schwankt der nutzbare Gesamtbodenwassergehalt zwischen ~15 und 60 % nFKWe. Am Ende des hydrologischen Jahres 2006/07 weisen beide Standorte deutlich höhere Gesamtbodenwassergehalte als zu Beginn auf (D1-2* Anstieg von 23 auf 70 % nFKWe und D3-4* von 11 auf 40 % nFKWe).

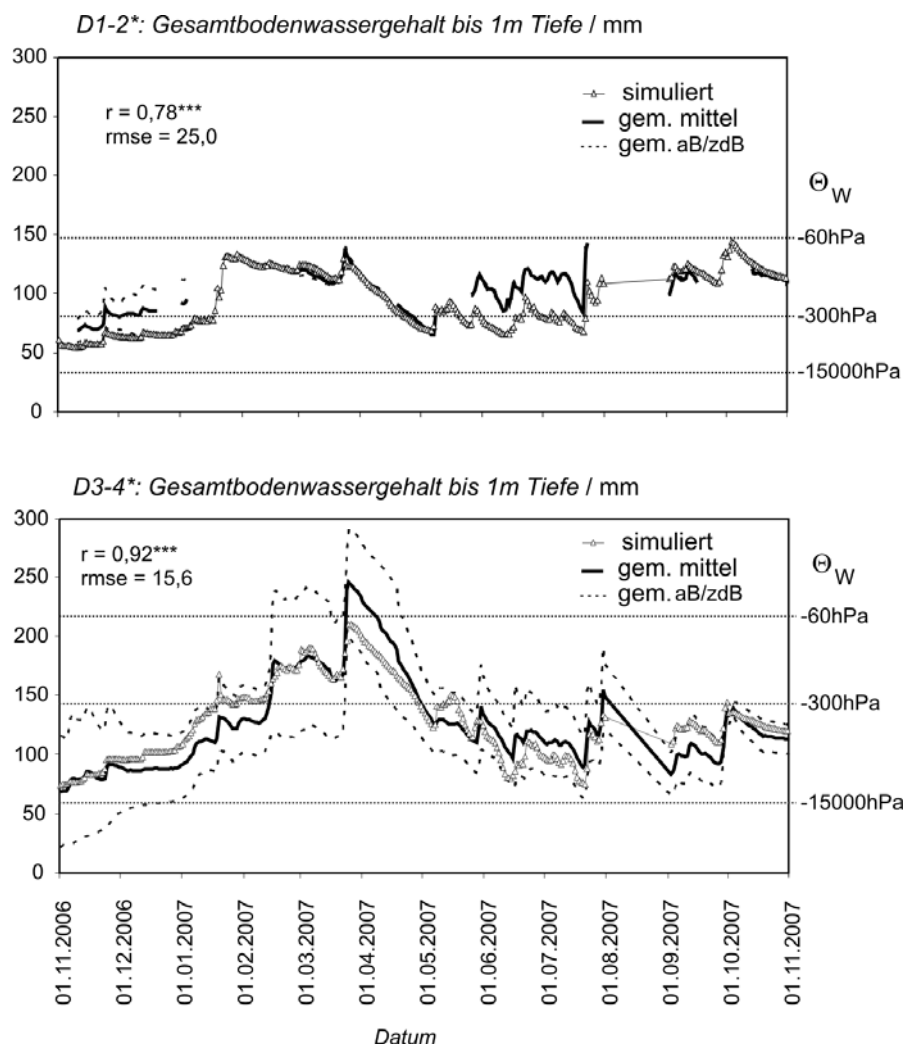


Abbildung 34: Gemessene und simulierte Gesamtbodenwassergehalte der Standorte D1-2* (oben) und D3-4* (unten) bis in 1 m Tiefe für das hydrologische Jahr 2006/2007 sowie die potentielle Gesamtbodenwassergehalte im Wurzelraum Θ_W bei -60 hPa (=FK), bei -300 hPa und bei -15000 hPa (=TW) (r = Korrelationskoeffizient, $rmse$ = root mean squared error).

5.3.3 Simulation des Einflusses von starker Flugascheanreicherung auf den Bodenwasserhaushalt

Zunächst werden die bodenhydrologischen Eigenschaften der in den Modellen verwendeten Humusaufgaben beschrieben (Kapitel 5.3.3.1), um in Kapitel 5.3.3.2 und 5.3.3.3 den Einfluss der simulierten zusätzlichen Flugascheanreicherung auf den Bodenwasserhaushalt der Standorte D1-2* und D3-4* darzustellen.

5.3.3.1 Bodenhydrologische Eigenschaften der Humusauflagen

Um den Einfluss intensiver Flugascheanreicherung zu simulieren, wurde nach einer Anpassung der realen Wasserhaushaltsverhältnisse an den Standorten D1-2* und D3-4* statt der in situ vorhandenen Humusauflagen eine 15 cm mächtige, flugascheangereicherte Humusschicht als Auflage (entspricht der Auflage des Standortes L1-1; vergleiche Anhang L) in das Modell integriert. Der Vergleich der Humusauflagen der Standorte D1-2*, D3-4* und L1-1 zeigt deutliche matrixpotentialabhängige Unterschiede der Parameter K_u und Θ (Abbildung 35). Die emittentennahen Standorte D1-2* und L1-1 sind bis zu einem Matrixpotential von -10^3 hPa durch höhere ungesättigte Wasserleitfähigkeiten gekennzeichnet als der emittentenferne Standort D3-4*. Die Wasserretentionsverläufe unterschieden sich dahingehend, dass L1-1 durch einen späteren Lufteintrittspunkt und einen geringeren Anteil an weiten Grobporen bei höherem Mittelporenanteil im Vergleich zu den Standorten D1-2* und D3-4* gekennzeichnet ist; D1-2* wiederum weist eine langsamere Entwässerung als D3-4* auf.

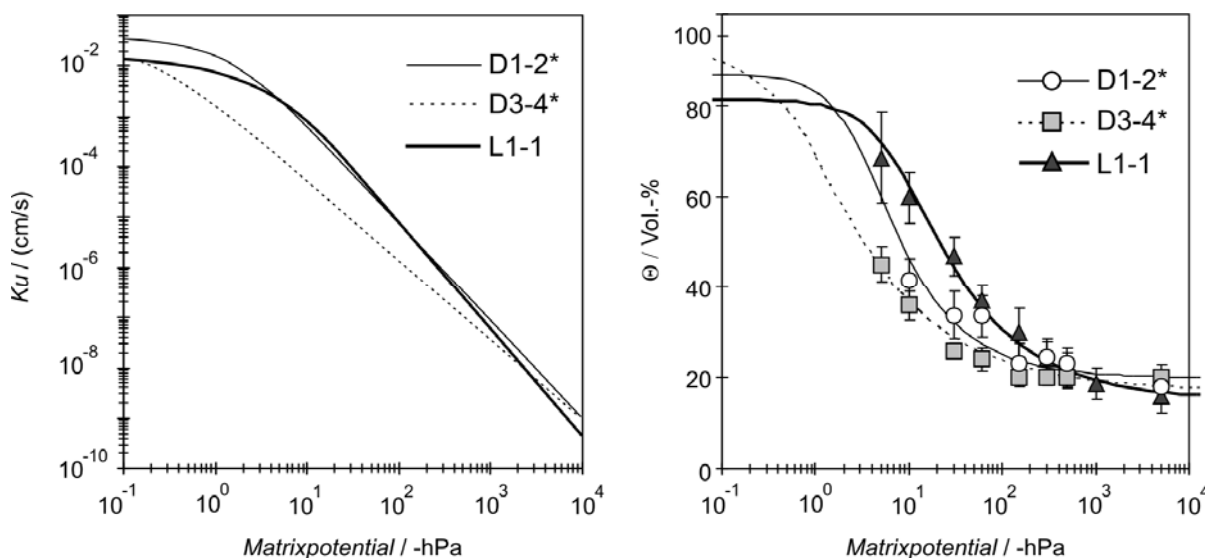


Abbildung 35: Matrixpotentialabhängige ungesättigte Wasserleitfähigkeit K_u und volumetrische Wassergehalte Θ der Humusauflagen der Standorte D1-2*, D3-4* und L1-1 (Punkte = gemessene Werte, Fehlerbalken = Standardabweichung, Linien = nach MUALEM, 1976; VAN GENUCHTEN, 1980 angepasste Kurvenverläufe).

5.3.3.2 Standort D1-2*

Durch die zusätzliche Flugascheanreicherung erhöht sich beim Standort D1-2* anfangs der Bodenwassergehalt im gesamten Profil BWG (Abbildung 36) im Vergleich zu der Simulation ohne die zusätzliche Flugascheanreicherung. Durch die leicht erhöhte Transpiration T_a (Tabelle 21) nimmt dieser Unterschied bis Mitte Mrz. 07 wieder ab, so daß Anfang Apr. 07 in beiden Simulation vergleichbare BWG vorliegen; die Matrixpotentiale sind in der zusätzlichen Humusaufgabe geringer, in den mineralischen Horizonten vergleichbar.

In der folgenden Phase intensiver Austrocknung bei geringen Niederschlägen in den Monaten Apr. 07 bis Jul. 07 ist der zusätzlich flugascheangereicherte Standort durch um bis zu 38 % höhere Evaporationsraten nahe der potentiellen Evaporation gekennzeichnet, wodurch weniger Wasser in das weitere Profil infiltriert und eine leichte Reduzierung des BWG und der Transpiration hervorruft. Trotz geringerer Wassergehalte ist das Matrixpotential in der zusätzlichen Humusaufgabe deutlich erhöht, wohingegen die Matrixpotentiale in den mineralischen Horizonten verringert sind. Da die zusätzliche Humusaufgabe durch starke Durchwurzelung gekennzeichnet ist, erscheint daher ψ_{wmit} in dieser Phase erhöht. In den Monaten August bis Oktober verringern sich die Unterschiede wieder, die Transpiration erhöht sich aufgrund erhöhter pflanzenverfügbarer Wassergehalte insbesondere in der zusätzlichen Flugascheanreicherung. Im gesamten Jahr ist die tatsächliche Transpirationsrate nur leicht, die tatsächliche Evaporationsrate im Vergleich dazu stärker erhöht. Die Steigerung des mittleren BWG im Jahresverlauf ist auf die leicht erhöhten Wassergehalte der flugascheangereicherten Humusaufgabe im Gegensatz zu der ursprünglichen Humusaufgabe in den Monaten November bis März und August bis Oktober zurückzuführen.

Der kapillare Aufstieg KA über den unteren Rand des simulierten Profils ist in beiden Fällen 0, wohingegen sich bei den Sickerwassermengen SW Unterschiede zeigen. So verursacht zum einen die durch erhöhte Evaporationsraten bedingte stärkere Austrocknung (April bis Juli) bei der Simulation mit zusätzlicher Flugascheanreicherung eine Reduzierung des Wassergehaltes im gesamten Profil und somit auch eine Reduzierung der Wassermengen, die über den unteren Rand aus dem Profil abgeführt werden. Zum anderen erhöhen sich in den restlichen Mona-

ten die tatsächlichen Transpirationsraten, wodurch ebenfalls die Sickerwassermengen reduziert werden.

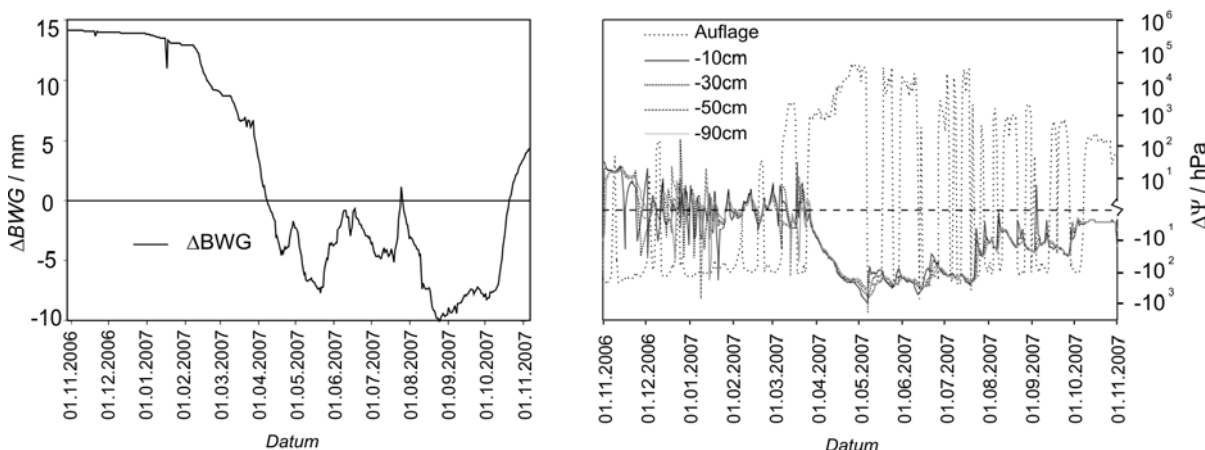


Abbildung 36: Vergleich der Simulation des Bodenwasserhaushaltes des Standortes D1-2* mit und ohne zusätzliche starke Flugascheanreicherung: Differenzen des Bodenwassergehaltes im gesamten Profil (ΔBWG) und Differenzen der Matrixpotentiale $\Delta \psi$ in unterschiedlichen Tiefen für das hydrologische Jahr 2006/2007 (Δ = Kennwert mit zusätzlicher Flugascheanreicherung – Kennwert ursprünglicher Standort).

Tabelle 21: Simulierte Bodenwasserhaushaltskennwerte für das hydrologische Jahr 2006/2007 für den Standort D1-2* mit (+) und ohne (-) starke Flugascheanreicherung.

	Ta / Tp		Ea / Ep		MW BWG		Σ KR		Σ SW		Ψ_{Wmit}	
	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+
+Flugasche												
N 06	0,78	0,81	1,00	1,00	65	79	0	0	0	0	-347	-315
D 06	0,96	0,99	1,00	1,00	76	90	0	0	0	0	-272	-243
J 07	0,84	0,98	1,00	1,00	109	122	0	0	0	0	-189	-162
F 07	0,94	0,98	1,00	1,00	136	147	0	0	4	7	-60	-60
M 07	0,69	0,92	1,00	1,00	136	144	0	0	10	9	-67	-62
A 07	0,53	0,52	0,62	1,00	88	101	0	0	7	4	-1902	-217
M 07	0,50	0,39	0,67	0,99	85	83	0	0	2	1	-1350	-434
J 07	0,49	0,41	0,75	1,00	83	81	0	0	1	1	-335	-371
J 07	0,68	0,60	0,81	1,00	94	92	0	0	1	0	-320	-218
A 07	0,75	1,00	1,00	1,00	138	130	0	0	7	0	-72	-74
S 07	0,78	0,99	1,00	1,00	135	127	0	0	7	1	-65	-78
O 07	0,86	1,00	1,00	1,00	144	143	0	0	18	5	-58	-64
Jahr	ΣTa		ΣEa		MW BWG		ΣKR		ΣSW		Ψ_{Wmit}	
	248	257	138	168	103	111	0	0	57	29	-550	-194
Δ(mit-ohne)	+9 mm		+30 mm		+8 mm		0 mm		-28 mm		+356 hPa	

Ta = tatsächliche Transpiration / mm
 Tp = potentielle Transpiration / mm
 Ea = tatsächliche Evaporation / mm
 Ep = potentielle Evaporation / mm
 MW BWG = mittlerer Bodenwassergehalt im gesamten Profil / mm
 KR = kapillarer Aufstieg über den unteren Rand (125cm) / mm
 SW = Sickerwasser über den unteren Rand (125cm) / mm
 Ψ_{Wmit} = mittleres Matrixpotential im Wurzelraum / hPa
 Δ (mit-ohne) = Differenz zwischen den Simulationen mit und ohne zusätzliche Flugascheanreicherung

5.3.3.3 Standort D3-4*

Der Bodenwasserhaushalt des grundwasserbeeinflussten Standortes D3-4* wird durch die zusätzliche Flugascheanreicherung nur gering beeinflusst. Die Transpirationsraten T_a sind leicht erhöht im Vergleich zu der Simulation/Messung ohne die zusätzliche Flugascheanreicherung, die Evaporationsraten sind für beide Simulationen gleich und entsprechen der potentiellen Evaporation (Tabelle 22). Durch den zusätzlich vorhandenen Horizont erhöht sich im gesamten Jahr der BWG im Mittel um 30 mm. Die kapillaren Aufstiegs- und Sickerwasserraten über den unteren Rand des Modells unterscheiden sich kaum. Ein deutlicher Unterschied zeigt sich bei Austrocknung und Absenkung des Grundwasserspiegels in den Monaten Juni bis August. Bei annähernd gleichen Transpirationswerten trocknet der Boden mit zusätzlicher Flugascheanreicherung weniger stark aus, was sich durch erhöhte Matrixpotentiale im gesamten Profil und erhöhte BWG-Werte zeigt (Abbildung 37).

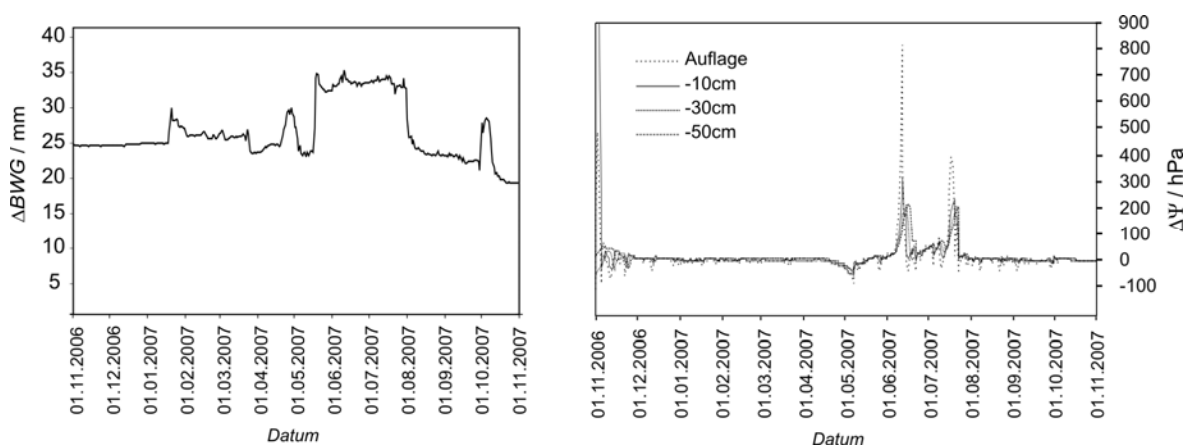


Abbildung 37: Vergleich der Simulation des Bodenwasserhaushaltes des Standortes D3-4* mit und ohne zusätzliche starke Flugascheanreicherung: Differenzen des Bodenwassergehaltes im gesamten Profil (ΔBWG) und Differenzen der Matrixpotentiale $\Delta \psi$ in unterschiedlichen für das hydrologische Jahr 2006/2007 (Δ = Kennwert mit zusätzlicher Flugascheanreicherung – Kennwert ursprünglicher Standort).

Tabelle 22: Simulierte Bodenwasserhaushaltskennwerte für das hydrologische Jahr 2006/2007 für den Standort D3-4* mit (+) und ohne (-) starke Flugascheanreicherung.

	Ta / Tp		Ea / Ep		MW BWG		Σ KR		Σ SW		ψ _{Wmit}	
	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-	+
+Flugasche												
N 06	0,94	0,94	1,00	1,00	79	103	0	0	-1	-1	(105863)	(67184)
D 06	1,00	1,00	1,00	1,00	99	124	1	5	-1	-5	-136	-137
J 07	0,98	0,99	1,00	1,00	144	172	3	3	-36	-34	-52	-54
F 07	0,97	0,99	1,00	1,00	156	182	31	31	-19	-20	-52	-56
M 07	0,92	0,95	1,00	1,00	179	205	64	61	-53	-53	-44	-48
A 07	0,96	0,99	1,00	1,00	176	183	44	49	-23	-22	-52	-76
M 07	1,00	0,99	1,00	1,00	131	153	8	3	-15	-7	-67	-95
J 07	0,99	1,00	1,00	1,00	90	120	4	5	-1	-1	-189	-144
J 07	0,99	1,00	1,00	1,00	92	127	0	0	-1	-2	-179	-117
A 07	0,99	1,00	1,00	1,00	117	142	0	0	-18	-26	-73	-75
S 07	1,00	1,00	1,00	1,00	119	137	0	0	-8	-3	-71	-80
O 07	0,99	1,00	1,00	1,00	127	154	0	0	-10	-19	-66	-64
Jahr	ΣTa		Σ Ea		MW BWG		Σ KR		Σ SW		ψ _{Wmit}	
	390	394	168	168	125	155	154	158	-185	-191	-88	-80
Δ(mit-ohne)	+4 mm		0 mm		+30 mm		+4 mm		-6 mm		+8 hPa	

Ta = tatsächliche Transpiration / mm

Tp = potentielle Transpiration / mm

Ea = tatsächliche Evaporation / mm

Ep = potentielle Evaporation / mm

MW BWG = mittlerer Bodenwassergehalt im gesamten Profil / mm

KR = kapillarer Aufstieg über den unteren Rand (125cm) / mm

SW = Sickerwasser über den unteren Rand (125cm) / mm

ψ_{Wmit} = mittleres Matrixpotential im Wurzelraum / hPa

Δ(mit-ohne) = Differenz zwischen den Simulationen mit und ohne zusätzliche Flugascheanreicherung

6 Diskussion

Zunächst werden die Eigenschaften einer emittentennah abgelagerten, atmosphärischen Brikettflugasche erörtert, um darauf folgend die charakteristischen bodenphysikalischen Kennwerte von Waldböden und deren Beeinflussung durch Flugascheanreicherung in den Untersuchungsgebieten Dübener Heide und Oberlausitz zu diskutieren. Die Methoden zur Bestimmung der Benetzungseigenschaften, deren Beeinflussung durch Flugascheanreicherung sowie die Auswirkungen der Benetzungshemmung auf das Porensystem werden anschließend gesondert erörtert, da sie einen Schwerpunkt dieser Arbeit bilden. Im letzten Teil werden die Wasserhaushaltsmonitoring- und -modellierungsergebnisse am Beispiel eines grundwasserfernen und eines grundwassernahen Standortes mit unterschiedlichen Flugascheeinflüssen diskutiert.

6.1 Eigenschaften von Flugaschen

Morphologie und strukturchemische Zusammensetzung

Als charakteristische Morphologien wurden mittels Rasterelektronenmikroskopie neben sphärischen Flugaschepartikeln Schlackefragmente sowie Braunkohlenreste identifiziert. Vergleichbare Morphologien beschreiben auch KLOSE et al. (2001) für Standorte in der Dübener Heide, RUMPEL et al. (1998) für forstlich rekultivierte Kippböden des Lausitzer Braunkohlereviere, KASTLER (2005) für aufgespülte Filteraschen in Sachsen-Anhalt und DUDAS & WARREN (1987) zusammenfassend und modellhaft für Filteraschen in den USA. Insbesondere sphärische Strukturen mit einer durch Poren teilweise vergrößerten Oberfläche haben Einfluss auf den Luft-, Wasser- und Stoffhaushalt (KASTLER, 2005).

Die mit ^{13}C -CPMAS-NMR ermittelte strukturchemische Zusammensetzung der organischen Substanz (mit C_T -Gehalten $> 20\%$) der Brikettflugasche weist auf eine Dominanz aromatischer Verbindungen hin, die nach SCHMIDT et al. (1996) als braunkohlebürtig einzustufen ist. Die organische Substanz der untersuchten Kraftwerksfilterasche besteht primär aus aromatischen Komponenten, da bei der Verbrennung von Braunkohle die aliphatischen Komponenten größtenteils verloren gehen (vergleiche RUMPEL et al. (1998)). Die aliphatischen Alkyl-C-Gruppen im

Oberboden der Brikettasche stammen somit entweder aus Verbrennungsrückständen der Braunkohle oder sind rezente Zersetzprodukte.

Bodenphysikalische Eigenschaften

Die mineralische Komponente zeichnet sich durch einen hohen Sortierungsgrad mit dominierenden Sandanteilen (Bodenart: mSfs) aus. WIECHMANN (1978) führt das Maximum an Mittelsand und Feinsand als typisches Merkmal für natürliche Flugasche an. Die Trockenrohdichten der untersuchten Brikettflugasche sind sehr gering ($0,35 - 0,45 \text{ g/cm}^3$) bei quarzähnlichen Festsubstanzdichten ($2,53 - 2,64 \text{ g/cm}^3$), wodurch eine hohe Porosität (79 – 82 Vol.-%) und entsprechend der hohen Grobporenanteile sehr hohe bis extrem hohe gesättigte Wasserleitfähigkeiten ($198 - 874 \text{ cm/d}$) auftreten. Feiner texturierte (schluffdominierte) Flugaschen mit ebenfalls geringen Trockenrohdichten und ähnlich hohen Gesamtporenvolumina mit dominierenden Luftkapazitäten und hohen gesättigten Wasserleitfähigkeiten beschreiben HORN & TAUBNER (1997). Auch atmosphärisch abgelagerte, sanddominierte Braunkohleflugaschen in Sachsen-Anhalt weisen ähnliche bodenphysikalische Eigenschaften wie die untersuchte Brikettflugasche auf, jedoch bedingt dort eine leicht erhöhte Trockenrohdichte ($0,5$ bis $0,8 \text{ g/cm}^3$) eine geringere Porosität mit geringeren Luftkapazitäten und erhöhten nutzbaren Feldkapazitäten (KASTLER, 2005). Aufgespülte Filteraschen aus der Stein- und Braunkohleverbrennung in Australien wurden von PATHAN et al. (2003) untersucht, deren Ergebnisse nur teilweise mit der atmosphärisch deponierten Brikettflugasche vergleichbar sind. Zum einen weisen diese Aschen ebenfalls sanddominierte Texturen und Festsubstanzdichten von $2,3$ bis $2,5 \text{ g/cm}^3$ auf, jedoch befinden sich diese in dichteren Lagerungen ($0,8$ bis $1,2 \text{ g/cm}^3$), wodurch das Porensystem stark verringert ist (Gesamtporenvolumen von 40 Vol.-% mit dominierenden engen Grob- und Mittelporen) und damit auch die hydraulischen Eigenschaften reduziert sind.

Entsprechend ihrer sandigen Textur und der hohen C_{org} -Gehalte von über 30% ist für die Brikettflugasche nach AG BODEN (2005) eine nutzbare Feldkapazität nFK von 14 Vol.-% zu erwarten. Tatsächlich fällt aufgrund cenosphärischer Morphologien und vergrößerter Oberflächen die nFK mit Werten zwischen 26 und 35 Vol.-% deutlich höher aus und ist vergleichbar mit Regressionswerten, die HORN & TAUBNER (1997) für Ascheböden aufgestellt haben. Eine ähnliche Diskrepanz zwischen

gemessenen und abgeleiteten Werten nach AG BODEN (2005) stellte KASTLER (2005) für verspülte und atmosphärisch abgelagerte Flugaschen fest.

Benetzungshemmung

Aufgrund der primären Zusammensetzung aus mineralischen Komponenten mit polaren Oberflächen (=hydrophil (TSCHAPEK, 1984)) und der überwiegend kompakt als Braunkohlereste vorliegenden organischen Substanz weist die Brikettflugasche ab einer Tiefe von 10 cm überwiegend hydrophile, bzw. gering benetzungsgemehrte Eigenschaften auf. Der humusangereicherte Oberboden (0 - 10 cm) ist dahingegen durch eine deutliche Benetzungshemmung charakterisiert, die vermutlich durch die Anreicherung aliphatischer, rezenter Zersetzprodukte der vorhandenen Vegetation (*Calamagrostis epigejos*) verursacht wird (vergleiche z.B. DOERR et al. (2000b) oder ELLERBROCK et al. (2005)).

6.2 Flugaschebeeinflusste Waldböden

Nachweis von Flugascheanreicherungen

Die Flugascheanreicherung in Humusauflagen konnte anhand mehrerer Methoden und physikalischer Eigenschaften nachgewiesen werden. (1) Bei der Horizontansprache im Gelände konnte für die Standorte der Oberlausitz eine Flugascheanreicherung ausgemacht werden, wobei eine zum Teil deutliche Wechsellagerung von organischem Auflagenmaterial und von Flugaschen (Horizont: yC+Of,Oh) vorgefunden wurde. Die intensive Flugascheanreicherung reduziert den relativen Gehalt an organischem Material, so dass diese Horizonte zum Teil nicht mehr der Definition eines organischen Horizontes nach AG BODEN (2005) ($C_{org} \geq 30\%$) entsprechen (vergleiche auch ZIKELI et al. (2002); KLOSE et al. (2003)). (2) Durch rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen wurden in den angereicherten Horizonten für Flugaschen typische sphärische Morphologien identifiziert (vergleiche KLOSE et al. (2001)). (3) Die relative Anreicherung mineralischer Substanzen verursacht eine Erhöhung der Festsubstanzdichten der Humusauflagen. So sind die Festsubstanzdichten in der gesamten Dübener Heide (1,7 bis 2,4 g/cm³) größer als für reine Humusauflagen (<1,5 g/cm³ nach BLAKE & HARTGE (1986); 1,5 - 1,6 g/cm³ nach REDDING et al. (2005)). Die Standorte der Oberlausitz trennen sich im Gegensatz dazu deutlich in flugascheangereicherte Bereiche mit erhöhten Fest-

substanzdichten (1,8 bis 2,1 g/cm³) und solche, die keine Flugascheakkumulation und somit für Humus typische Festsubstanzdichten aufweisen. (4) Dass es sich bei den mineralischen Anreicherungen in den Humusauflagen der Oberlausitz um äolische Sedimente handelt, konnte durch die Untersuchung der mineralischen Anteile nachgewiesen werden, die aufgrund des hohen Sortierungsgrades in Abhängigkeit von der Entfernung zum Emittenten feinsandige bis schluffige Texturen aufweisen. Ähnliche Texturen beschreiben KLOSE et al. (2003) für Flugaschen in der Oberlausitz, allerdings fallen die in der vorliegenden Arbeit berechneten Gesamtmengen an persistenten mineralischen Flugaschepartikeln (150 - 280 t/ha) höher aus als die Werte, die von KLOSE & MAKESCHIN (2005) für die gleiche Region bestimmt wurden (58 – 128 t/ha).

Der überwiegende Teil der untersuchten bodenphysikalischen Eigenschaften (Porensystem, gesättigte Wasserleitfähigkeit, Benetzbarkeit) der Humusauflagen weist ebenfalls graduelle Unterschiede auf, jedoch als Folge einer Flugascheanreicherung, und sind daher nur indirekte Hinweise auf eine Flugascheakkumulation.

Durch bodenchemische Untersuchungen (z.B. pH-Wert, KAK, Basensättigung) an den flugaschebeeinflussten Waldstandorten der Dübener Heide konnte im Gegensatz zu bodenphysikalischen Methoden ein Depositionseinfluss auch im Mineralboden bis in 30 cm Tiefe nachgewiesen werden (FRITZ & MAKESCHIN, 2007). Die bodenphysikalischen Eigenschaften der mineralischen Horizonte sind jedoch überwiegend geprägt durch die geologisch vorgegebenen Substrate und den Gehalt an organischer Substanz. Ein Unterschied für flugascheangereicherte und unbelastete Standorte konnte hierbei nicht festgestellt werden.

Bodenphysikalische Eigenschaften

Durch die Humusauflagen besitzen Waldböden zusätzlich eine teilweise stark durchwurzelte (MÜLLER et al., 2002; STEINER, 2006), extrem poröse Schicht mit hohen Wasserspeicher- und gesättigten Wasserleitfähigkeitswerten bei geringen Festsubstanz- und Trockenrohdichten (REHFUESS, 1990; GREIFFENHAGEN, 2005). In dieser Arbeit konnte verdeutlicht werden, dass insbesondere mit den überwiegend dominierenden Grobporen extrem hohe gesättigte Wasserleitfähigkeiten ein-

hergehen ($r=0,65^* - 0,85^*$, $p < 0,05$), wohingegen der stark variierende Mittelporeranteil zusammen mit den engen Grobporen einen zusätzlichen bedeutenden Wasserspeicher für die Vegetation darstellen. Diese Luft- und Wasserhaushaltskennwerte weisen eine Beeinflussung durch atmosphärische Flugascheakkumulationen auf. Vergleichbare Untersuchungen bodenphysikalischer Kennwerte in Waldgebieten liegen nach Kenntnis des Autors bisher nicht vor, jedoch fanden zahlreiche Untersuchungen zu den meliorativen Effekten von Filteraschen statt, die auf Ackerstandorte aufgebracht wurden (GANGLOFF et al., 2000; ADRIANO & WEBER, 2001; KUMAR & SINGH, 2003; PATHAN et al., 2003; YUNUSA et al., 2006; RAM et al., 2007). Aus diesen Untersuchungen lässt sich ableiten, dass je nach Ausgangsmaterial des Ackerbodens insbesondere bei sandigen Substraten eine Erhöhung der nutzbaren Feldkapazität und bei Substraten mit geringer Wasserleitfähigkeit eine Erhöhung derselben erzielt wurde. An den untersuchten Waldstandorten der Dübener Heide und der Oberlausitz fand jedoch keine künstliche Durchmischung mineralischer Materialien statt, vielmehr wurde die Humusaufgabe sukzessive mit atmosphärischer, überwiegend mineralischer Flugasche in Wechsellagerung angereichert, wodurch eine extrem geringe Lagerungsdichte erhalten blieb. Dies führt im Zusammenhang mit erhöhten Festsubstanzdichten zu teilweise erhöhten Porositäten, wobei insbesondere die Luftkapazitäten und die gesättigten Wasserleitfähigkeiten der emittentennäheren, überwiegend durch sandige Aschen beeinflussten Standorte zunehmen. Deren nutzbare Feldkapazitäten sind gleichzeitig signifikant reduziert, wohingegen mit größerer Entfernung der Schluffanteil der Aschen zunimmt und der Anteil an weiten Grobporen zugunsten der nFK abnimmt.

Trotz teilweiser signifikanter Unterschiede untereinander sind die gemessenen Luft- und Wasserhaushaltskennwerte aller in der vorliegenden Arbeit untersuchten, auch (flugascheangereicherten) Humusaufgaben vergleichbar mit den stark variierenden Werten für Waldstandorte mit unterschiedlichen Beständen (BLEICH et al., 1987; GREIFFENHAGEN, 2005). Obwohl die Humusaufgaben durch Bäume teilweise intensiv durchwurzelt sind und damit eine deutliche Wasserspeicherfunktion innehaben, finden die Humusaufgaben bisher keine Berücksichtigung bei der forststandortlichen Bewertung der nutzbaren Wasserspeicherkapazität im effektiven Wurzelraum (entspricht der nFKWe) (AK STANDORTSKARTIERUNG, 2003). Dies

mag damit begründet werden, dass die Datenbasis momentan noch zu gering ist bzw. geeigneten Pedotransferfunktionen fehlen (HAMMEL & KENNEL, 2001; HÖRMANN et al., 2003), wie sie für mineralische Horizonte vorliegen.

Die Wasserhaushaltskennwerte von Waldböden unterscheiden sich aufgrund unterschiedlicher Bewirtschaftung und der Streuanreicherung deutlich von Ackerstandorten. So weisen die mineralischen Oberböden an Waldstandorten geringere Lagerungsdichten bei erhöhten Grobporenanteilen auf (TEEPE et al., 2003), zusätzlich lockern flachstreichende Baumwurzeln durch Rütteln den mineralischen Oberboden (REHFUESS, 1990). Wurden langjährig genutzte Waldböden kaum befahren, unterliegen sie einer geringeren Ober- und Unterbodenverdichtung als Ackerstandorte, jedoch bedingt die Intensivierung des Einsatzes von schweren Forstmaschinen eine Erhöhung der Lagerungsdichten bei gleichzeitiger Stabilitätsverringern und Einschränkung der Durchwurzelbarkeit (HORN et al., 2007). Die mineralischen Oberbodenhorizonte der Dübener Heide und der Oberlausitz weisen ebenfalls überwiegend sehr geringe Lagerungsdichten mit hohen Grobporenanteilen auf, hierbei wurden jedoch gezielt Bereiche beprobt, die nicht offensichtlich durch Befahrung beeinträchtigt sind. Wasserretentions- und Leitfähigkeitswerte der mineralischen Oberbodenhorizonte sind vergleichbar mit Werten, die für unterschiedliche Texturen, Humusgehalte und Lagerungsdichten in AG BÖDEN, 2005 gegeben sind.

Benetzungshemmung

Im Folgenden werden zunächst die zur Bestimmung der Benetzungshemmung angewandten Methoden diskutiert, daraufhin der Einfluss der Flugascheanreicherung auf die Benetzungshemmung. Abschließend werden die Folgen der Benetzungshemmung auf das Porensystem erörtert.

▪ *Methodenvergleich*

Die durch die Wilhelmy-Platten-Methode an gestörtem Material ermittelten Kontaktwinkel θ_{wpm} weisen zumindest für die stark flugascheangereicherten Auflagen der Oberlausitz deutlich geringere Benetzungshemmungen ($< 90^\circ$) auf als durch die Messungen an ungestörten Zylinderproben mittels Sorptivitätsmessungen und Wassertropfeneindringzeit WDPT bei Austrocknung bestimmt wurden (zum Teil

extreme Benetzungshemmung). Eine Erklärung hierfür kann die unterschiedliche Vorbehandlung der Proben sein. Für die θ_{wpm} -Messung wurden die Proben gesiebt, wodurch eine Zerstörung von Oberflächenumhüllungen oder der teilweise hohlen sphärischen Flugaschepartikel herbeigeführt wird. Dadurch treten hydrophilere Bereiche mit Wasser in Kontakt, die Benetzungshemmung erscheint gering. JASINSKA et al., 2006 berichten über eine stärker ausgeprägte Benetzungshemmung in den äußeren Bereichen von Aggregaten als in den inneren, da hydrophobe Bestandteile sich an den Oberflächen konzentrieren (vergleiche auch BISDOM et al., 1993; DOERR et al., 2000b). Daher kommt es zu einer Unterschätzung der tatsächlichen Benetzungshemmung ungestörter Bodenproben. Ein anderer einschränkender Faktor bei der Wilhelmy-Platten-Methode ist die kaum quantifizierbare Oberflächenrauigkeit der auf den Objektträger aufgetragenen Bodenprobe und dadurch auftretende Lufteinschlüsse. Durch diesen sogenannten „Cassie-Status“ (vergleiche BICO et al., 2002; LAFUMA & QUERE, 2003; CALLIES & QUERE, 2005; MCHALE et al., 2005; MCHALE et al., 2007) wird bei der Messung eine Überhöhung der tatsächlichen Benetzungswinkel bis hin zum sogenannten „*superhydrophobic state*“ mit Kontaktwinkeln $> 150^\circ$ verursacht. Da insbesondere bei den Humusaufgaben Kontaktwinkel $> 150^\circ$ gemessen wurden, ist daher davon auszugehen, dass die tatsächlichen Kontaktwinkel mit der Wilhelmy-Platten-Methode überschätzt werden.

Die mittels WDPT bestimmte Persistenz der Benetzungshemmung zeigt eine stärkere Benetzungshemmung an als die sorptivitätsbasierte θ_{R} -Messung. Dieser Umstand kann auf der schwachen Sensibilität des WDPT-Tests für Kontaktwinkel $< 90^\circ$ beruhen (BACHMANN et al., 2000; LETEY, 2000). Eine ähnliche Beobachtung machten BUCZKO & BENS (2006) beim Vergleich des WDPT-Tests mit Sessile-Drop-Methode-Kontaktwinkeln. Nachdem eine hohe Persistenz der Benetzungshemmung überwunden ist, müssen die Infiltrationsbedingungen nicht gleichermaßen eingeschränkt sein. Des Weiteren begrenzt die hohe Variabilität der Benetzungshemmung die Vergleichbarkeit der Methoden. Räumliche Variabilität der Benetzungshemmung ist in Böden jedoch eher die Regel als die Ausnahme (DEKKER et al., 2001; GERKE et al., 2001; HALLETT et al., 2004; BUCZKO et al., 2005) und bedingt präferentiellen Fluss (BAUTERS et al., 1998; DOERR, 2000a; WESSOLEK et al., 2008). Zusätzlich ist die jahreszeitliche Variabilität der Benetzungshemmung

(JUNKERSFELD & HORN, 1997; DEKKER et al., 2001; KEIZER et al., 2005; LEIGHTON-BOYCE et al., 2005; BUCZKO et al., 2007) ein Faktor, der beim Vergleich der Standorte und der Methoden beachtet werden muss. Da die Standorte der Oberlausitz und die für die Gradientendiskussion ausgewerteten Standorte der Dübener Heide jeweils im gleichen Zeitraum beprobt wurden, sollte dieser Effekt jedoch vernachlässigbar sein.

Den Einfluss der organischen Substanz auf die Wasserretentionsfunktion untersuchte BACHMANN (1996) an natürlichen und an zum Teil künstlich hydrophobierten Substraten. Dabei erwiesen sich die an organischer Substanz reicheren Proben als stärker benetzungsgehemmt. Durch den Vergleich der Wasserretentionsfunktion mit der Ethanolretentionsfunktion (θ_{pFEG}) konnte ebenfalls eine stärkere Benetzungshemmung insbesondere der Grobporen für Standorte mit höheren Gehalten an organischer Substanz festgestellt werden.

Die Kennwerte θ_R und WDPT zeigen beide eine signifikante Abhängigkeit der Benetzungshemmung von der Austrocknung an. Dieses Phänomen ist in Böden weit verbreitet. GREIFFENHAGEN et al. (2006) bestimmten einen signifikanten Anstieg der Benetzungshemmung von Waldbodenhumusauflagen mit zunehmender Austrocknung. DEKKER et al. (2001) stellen für sandige Böden einen Anstieg der Benetzungshemmung mit zunehmender Trocknungsintensität dar. Bei 105°C wurde die extremste Benetzungshemmung festgestellt, was auch für die Standorte der Dübener Heide und der Oberlausitz zutrifft.

Fazit: Da mittels WDPT-Test und sorptivitätsbasierter θ_R -Messung die wasserspannungsabhängige Benetzungshemmung an ungestörten Proben vorgenommen werden kann, sind diese vorzuziehen, wenn Aussagen über die Heterogenität und die tatsächlichen Infiltrationsbedingungen getroffen werden sollen. Trotz der eingeschränkten physikalischen Interpretierbarkeit ist der WDPT-Test aufgrund der weltweiten Etablierung und Einfachheit ein probates Mittel zur Charakterisierung der Benetzungshemmung. Die sorptivitätsbasierte θ_R -Messung ist geeignet, um intrinsische Poreneigenschaften und deren Benetzungshemmung im kleinen Maßstab zu untersuchen, allerdings können keine Aussagen über eine Benetzungshemmung getroffen werden, die sich durch Kontaktwinkel $> 90^\circ$ äußert. Hierbei erwies sich die Wilhelmy-Platten-Methode als geeignet, da damit Kontakt-

winkel von 0 bis 180° nachgewiesen werden können, allerdings mit den vorher diskutierten Einschränkungen. Eine Differenzierung der Benetzungshemmung unterschiedlicher Porengrößen kann durch den Vergleich der Retentionsverläufe mit Wasser und mit Ethanol durchgeführt werden.

- *Einfluss der Flugascheanreicherung*

Durch die vier angewandten Methoden konnte eine zum Teil signifikante Reduzierung der Benetzungshemmung der untersuchten Humusauflagen durch Flugascheanreicherung nachgewiesen werden. Dabei steht die Benetzungshemmung in direktem Zusammenhang mit dem Gehalt und der Zusammensetzung der organischen Substanz. Humusreiche Oberbodenhorizonte sowie Humusauflagen weisen insbesondere bei Austrocknung stärkere Benetzungshemmungen auf als mineralische Unterbodenhorizonte mit geringen Anteilen an organischer Substanz (GREIFFENHAGEN, 2005; WOCHÉ et al., 2005; JASINSKA, 2006; BUCZKO et al., 2007; ZHAO et al., 2007). Durch die Immission von Flugaschen werden neben den dominierenden mineralischen Partikeln auch organische Komponenten in die Humusauflagen eingetragen. Die Zusammensetzung der organischen Substanz der Humusauflagen der Waldstandorte der Dübener Heide zeigt jedoch keinen erkennbaren Einfluss durch den Eintrag flugaschebürtigen organischen Materials und ist vergleichbar mit der Zusammensetzung eines typischen Rohhumus (KÖGEL-KNABNER et al., 1988). Hierbei ist eine Dominanz aliphatischer Bestandteile zu erkennen, die in erster Linie für die Benetzungshemmung verantwortlich gemacht werden (TSCHAPEK, 1984; MICHEL et al., 2001; ELLERBROCK et al., 2005; MORLEY et al., 2005; WOCHÉ et al., 2005; es wurden jedoch auch keine signifikanten Zusammenhänge festgestellt: DOERR et al. (2005)). Des Weiteren beschreiben RUMPEL et al. (1998) einen aufgeforsteten, braunkohlereichen Kippboden, dessen organischer Kohlenstoff im mineralischen Oberboden nach 36 Jahren zu mehr als der Hälfte aus zersetztem, überwiegend aliphatischem Pflanzenmaterial stammt. GERKE et al. (2001) beschreiben eine stark ausgeprägte und räumlich variable Benetzungshemmung in Waldböden aus kohlehaltigen Kippenböden der Lausitz, die vermutlich auf die aliphatischen Komponenten zurückgeführt werden kann. Trotz der vergleichbaren strukturellen Zusammensetzung und der Dominanz aliphatischer Gruppen in den Humusauflagen der Dübener Heide ist ein Gradient mit emittentennaher Reduzierung der Benetzungshemmung insbesondere anhand

der θ_{wpm} zu erkennen. Diese Reduzierung der Benetzungshemmung ist auf den Eintrag von Flugasche zurückzuführen, wodurch der relative Anteil an organischer Substanz signifikant reduziert und gleichzeitig hydrophiles mineralisches Material angereichert wird. Aufgrund der geringen, bzw. nicht vorhandenen Benetzungshemmung der Brikettflugasche ab 10 cm Tiefe ist davon auszugehen, dass eine Hydrophobierung des Oberbodens erst nach Akkumulation der Aschen im Zuge weiterer Humusanreicherung stattgefunden hat. Dieser Prozess ist modellhaft in Abbildung 38 für eine flugascheangereicherte Humusaufgabe dargestellt. Zunächst kommt es zur Akkumulation des überwiegend mineralischen hydrophilen Flugaschematerials (bestehend aus sphärischen Partikel und Schlackefragmenten sowie zusätzlich aromatischen Braunkohlenresten) auf der vorhandenen Humusaufgabe. Dies geschieht in Wechsellagerung oder gleichzeitig mit dem Streufall, da durch Immissionen geschädigte Nadeln abgeworfen werden (LUX, 1965). Durch Humifizierung und Zersetzung der organischen Substanz werden aus der die Asche um- und überlagernden Streuschicht mobile organische Fraktionen (amphiphil, aliphatisch) gelöst und verlagert (vergleiche KÖGEL-KNABNER et al. (1988)). Insbesondere bei Austrocknung lagern sich die funktionellen Gruppen verstärkt an den hoch reaktiven, polaren Oberflächen der mineralischen Partikel (DUDAS & WARREN, 1987; KLOSE et al., 2003; ZIKELI et al., 2004) an und es kommt aufgrund der dann die Oberfläche bildenden hydrophoben „Backbones“ der organischen Substanz zur Hydrophobierung (vergleiche ELLERBROCK et al. (2005)).

- *Auswirkungen der Benetzungshemmung auf das Porensystem*

Der Einfluss der Benetzungshemmung auf die Wasserretentionsfunktion findet bisher bei der Bewertung pedologischer Eigenschaften keine Berücksichtigung (AG BODEN, 2005). So werden stets die nach der kapillaren Aufstiegsleichung für einen Kontaktwinkel von 0° geltenden Porenräume und die dazugehörigen Matrixpotentiale als Grundlage der Definition von Luft- und Wasserhaushaltskennwerten angewandt. Unter dem Aspekt einer reinen Bewertung des Bodens, bei dem die effektiven Eigenschaften von Bedeutung sind, mag dieser Ansatz ausreichen. Die intrinsischen Porengrößenverteilungen können damit jedoch nicht abgebildet werden. Die benetzungsgehemmte Wasserretentionsfunktion ist keine Konstante, vielmehr ist die Benetzungshemmung von vielen Faktoren gesteuert (insbesondere jahreszeitliche und räumliche Variabilität, Abhängigkeit vom Wassergehalt, Zu-

sammensetzung und Gehalt an organischer Substanz), so dass auch die Kennwerte wie Luftkapazität und nutzbare Feldkapazität starken Schwankungen unterlegen sind. Hydrophobe Böden besitzen ein deutlich

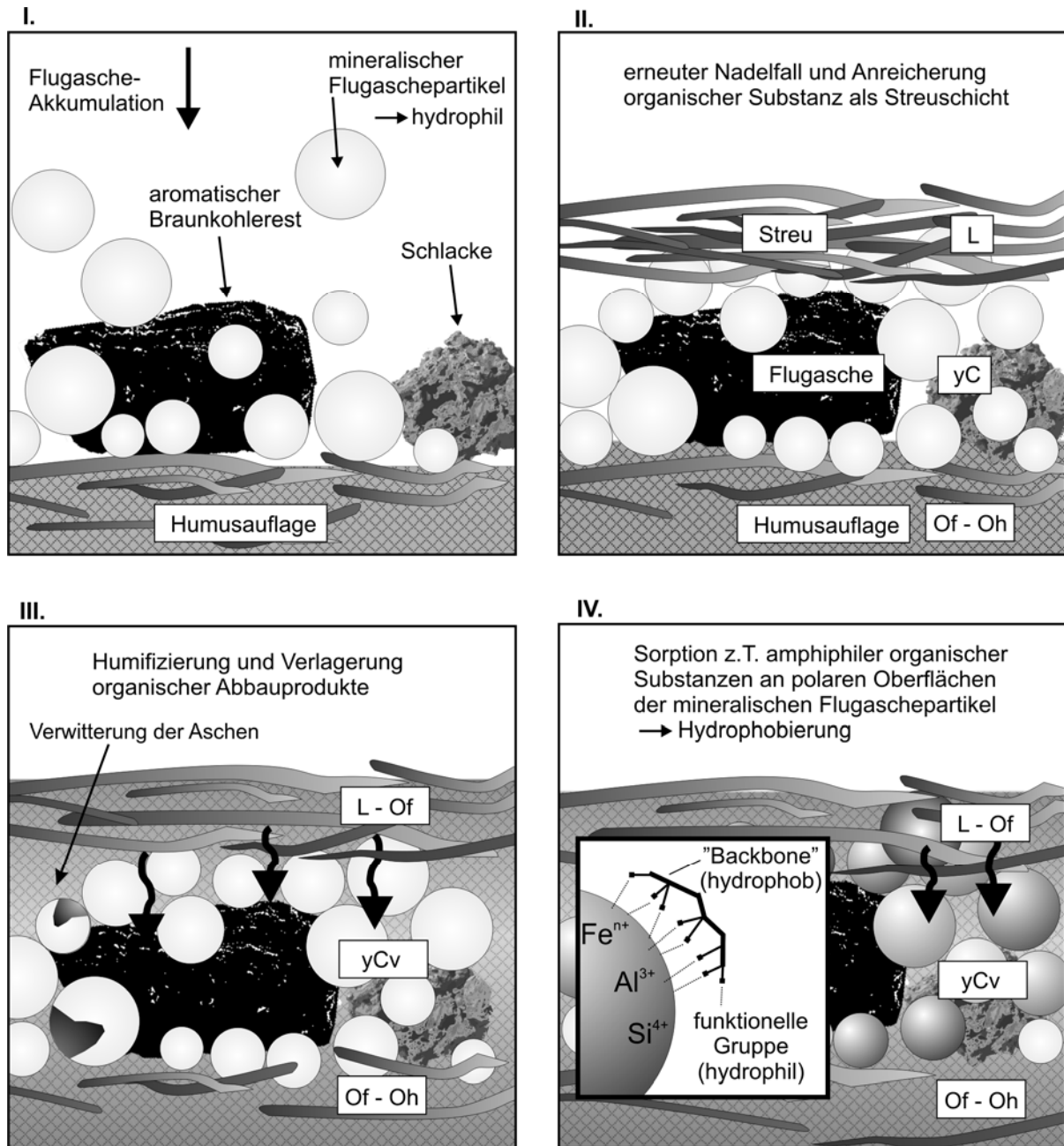


Abbildung 38: Schematisches Modell der Hydrophobierung einer atmosphärischen Flugascheanreicherung in einer Waldbodenhumusauflage (nicht maßstabsgetreu!): I. Akkumulation überwiegend mineralischen hydrophilen Flugaschematerials (sphärische Partikel, Schlackefragmente sowie aromatische Braunkohlenreste); II. Wechsellagerung mit Nadelstreu; III. Humifizierung und Mobilisierung organischer Substanzen (z.T. aliphatisch, amphiphil) aus der Streu, Verwitterung der Aschepartikel; IV. Sorption der organischen Substanz an den polaren Oberflächen der mineralischen Flugaschepartikel insbesondere bei Austrocknung → Hydrophobierung.

geringeres Wasserretentionsvermögen als nicht benetzungsgehemmte Böden (BACHMANN, 1996; LAMPARTER et al., 2007). Für flugascheangereicherte Humusauflagen und nicht belastete Standorte konnte gezeigt werden, dass die Benetzungshemmung für unterschiedliche Porenräume unterschiedlich stark ausgeprägt ist und insbesondere grobe Poren stark benetzungsgehemmt sind. Dieser Effekt kann damit erklärt werden, dass beim Austrocknen zunächst immer die groben Poren entwässert werden und somit beim Trockenfallen Bereiche darstellen, in denen u.a. amphiphile Säuren ausfallen und die Oberfläche hydrophobieren können. MICHEL et al. (2001) beschreiben für einen Torfstandort eine mit Austrocknung fortschreitende Umwandlung von bipolaren zu apolaren Eigenschaften, wodurch eine Intensivierung der Benetzungshemmung hervorgerufen wird. Durch die Hydrophobierung werden rein strukturbedingte Hystereseeffekte bei der Wiederbefeuchtung noch verstärkt (NIEBER, 1996).

Im mineralischen Unterboden ist die Benetzungshemmung nicht oder nur schwach ausgeprägt. Die Wasser- und die Ethanolretentionsfunktion verlaufen annähernd deckungsgleich, auch der auf Sorptivitätsmessungen basierende matrixpotentialabhängige Infiltrationskontaktwinkel θ_R ist für diese Horizonte überwiegend im nicht benetzungsgehemmten Bereich.

6.3 Wasserhaushalt von Waldstandorten unter Flugascheeinfluss

Die Güte von Wasserhaushaltsmodellierungen hängt stark von der Qualität der Eingangsgrößen ab. So haben neben den hydraulischen Bodenparametern insbesondere die meteorologischen Größen Niederschlag, Interzeption, Transpiration und Evaporation sowie Wurzelverteilung und Wasseraufnahme durch die Wurzeln großen Einfluss auf den Wasserhaushalt. Die überwiegend gute Übereinstimmung simulierter und gemessener Wassergehalte und Matrixpotentiale weist darauf hin, dass die Modell-Input-Parameter den vorgegebenen Daten entsprechend gut die Konditionen an den Monitoring-Standorten wiedergeben.

Hydraulische Bodenparameter

Die in HYDRUS-1D ausgewiesenen Bodenschichten werden mittels der nach VAN GENUCHTEN (1980) und MUALEM (1976) angepassten Verläufe der Wasserretentions- und -leitfähigkeitsfunktion parametrisiert. Für mineralische Horizonte liegen

bereits ausreichend Charakterisierungen hydraulischer Eigenschaften und Pedotransferfunktionen vor (RAWLS et al., 1982; CARSEL & PARRISH, 1988; BOHNE et al., 1993; TEEPE et al., 2003, AG BODEN, 2005), Humusauflagen und atmosphärisch abgelagerte Flugaschen sind jedoch nur in geringem Umfang beschrieben (TAUBNER & HORN, 1999; GREIFFENHAGEN, 2005; KASTLER, 2005). Für flugascheangereicherte Humusauflagen gibt es bisher keine Untersuchungen hinsichtlich der Wasserhaushaltsparameter. Wie in der vorliegenden Arbeit gezeigt werden konnte, ändern sich durch die Flugascheanreicherung die Luft- und Wasserhaushaltskennwerte der Auflagen (höhere gesättigte und ungesättigte Wasserleitfähigkeiten und gesteigertes Wasserretentionsvermögen). Für den Wasserhaushalt von Waldböden sind Humusauflagen aufgrund ihrer hydraulischen Eigenschaften (hohes Wasserspeichervermögen, hohe Wasserleitfähigkeiten, vergleiche GREIFFENHAGEN (2005)) von maßgeblicher Bedeutung, da sie als stark durchwurzelte Interaktionsschicht zwischen Mineralboden, Pflanze und Atmosphäre liegen.

Als problematisch erwies sich die Modellierung des zu Beginn des hydrologischen Jahres teilweise unter den im Labor ermittelten Totwassergehalt ($=pF_{4,2}$) ausgetrockneten Bodens an beiden Standorten. Diese geringen Wassergehalte sind als Folge des extrem trockenen Sommers 2006 anzusehen und verdeutlichen, dass unter Waldnutzung in Mitteleuropa das Matrixpotential auch $>pF_{4,2}$ sein kann. Über die nach VAN GENUCHTEN (1980) angepassten Wasserretentionsverläufe ergeben sich aus diesen geringen Wassergehalten Matrixpotentiale im Bereich von bis zu pF_6 , die jedoch mittels Tensiometer aus messtechnischen Gründen nicht mehr validiert werden können.

Randbedingungen

Für die Berechnung der meteorologischen Randbedingungen wurden Daten genutzt, die auf täglicher Basis an der DWD-Klimastation Wittenberg (Nr. 5629) gemessen wurden. Im Untersuchungsgebiet selbst fanden hierzu keine Messungen statt. Aufgrund der räumlichen Variabilität insbesondere der Niederschläge können daher bei der Modellierung Unsicherheiten auftreten, da diese maßgeblich die Wiederbefeuchtung steuern. Der Vergleich der modellierten mit den gemessenen Verläufen lässt jedoch eine gute Übereinstimmung der Niederschläge der DWD-

Station mit den untersuchten Standorten vermuten, da Befeuchtungsphasen sowohl gemessen als auch simuliert zeitlich kongruieren.

Die Niederschlagsintensität kann jedoch nicht validiert werden und bleibt ein Unsicherheitsfaktor. Die nach dem Verfahren von HOYNINGEN-HUENE (1983) berechneten Interzeptionsverluste liegen im Durchschnitt bei 30 % und sind somit vergleichbar mit den von verschiedenen Autoren beschriebenen Interzeptionsverlusten von 10 – 50 % für Nadelwaldbestände (KELLIHER et al., 1993; KLAASSEN et al., 1998; MÜLLER et al., 2002; TOBA & OHTA, 2005; GEBHARDT, 2007). Das für Forstbestände konzipierte Modell von RUTTER & MORTON (1977) konnte aufgrund nicht vorhandener Informationen über Kronendimension und -form, Kronenschlussgrad, etc. nicht benutzt werden.

Die potentielle Evapotranspiration ET_p (nach MONTEITH, 1965; ALLEN et al., 1998; ATV-DVWK, 2002) ist ebenfalls auf den Messungen der DWD-Station Wittenberg basierend berechnet worden. Für die Region Dübener Heide lassen sich dem Hydrologischen Atlas von Deutschland (BMU, 2003) Werte von 575 bis 650 mm/a entnehmen, die berechnete Grasreferenzverdunstung für das hydrologische Jahr 2006/2007 liegt mit 582 mm innerhalb dieser Spanne. Die mittels eines Pflanzenfaktors (nach BGR (2008a)) angepasste ET_p wurde nach dem Ansatz von RITCHIE (1972) (beschrieben in EHLERS & GOSS (2003)) in die Bestandteile potentielle Evaporation und potentielle Transpiration aufgeteilt. Im Modell HYDRUS-1D wird die tatsächliche Evaporation durch die Wasserverfügbarkeit limitiert, so dass diese beim grundwassernahen Standort bis zu 100 % der potentiellen Evaporation und 30 % der ET_p beträgt. Der grundwasserferne Standort weist Werte von 81 % der tatsächlichen und 26 % ET_p auf. Die Angaben über den Anteil der Evaporation an der ET_p in Waldbeständen schwanken stark zwischen 3 und 50 % (GRANIER et al., 1990; KELLIHER et al., 1990; MÜLLER et al., 2002; GEBHARDT, 2007). Die Reduktion der Transpiration erfolgt nach dem Verfahren von FEDDES et al. (1978). In der Literatur werden für das Matrixpotential, unterhalb dessen eine Reduzierung der Wasseraufnahme stattfindet, stark unterschiedliche Werte zwischen -100 hPa und -2500 hPa (RUST, 1999; WIJK & BOUTEN, 2001; VERSTRAETEN et al., 2005) angegeben; abgeleitet nach GRANIER et al. (1999) sind Werte zwischen -900 hPa und -2300 hPa für die untersuchten Standorte zu erwarten, allerdings bezieht sich die hierbei definierte Feldkapazität auf ein Matrixpotential von -300 hPa im

Gegensatz zu -60 hPa im deutschsprachigen Raum (AG BODEN, 2005). Weiterhin ist zu beachten, dass die Leistungsfähigkeit der hydraulischen Architektur von Kiefern (*Pinus sylvestris* L.) durch Immissionen im Raum Bitterfeld-Wolfen herabgesetzt ist. So resultieren im Vergleich zu unbelasteten Varianten höhere Blattflächenindizes bei reduzierten hydraulischen Leitfähigkeiten des Xylems in deutlich geringeren Transpirationsraten (RUST, 1999). Des Weiteren verringerte sich in dessen Untersuchung der Xylemfluss unabhängig vom Immissionshintergrund deutlich ab einer Unterschreitung des Bodenwassergehaltes von 40 % der nFK. Dies stimmt mit den im Modell simulierten Wasserhaushaltsverläufen am grundwasserfernen Standort insofern gut überein, als zumindest in den Sommermonaten die Transpirationsleistungen unterhalb eines Bodenwassergehaltes von 44 % der nFK am stärksten reduziert sind. Daher erwies sich das Matrixpotential von -300 hPa, ab dem die Wasseraufnahme durch die Wurzeln eingeschränkt wird, als geeignete Kenngröße. Die tatsächlichen Transpirationsraten liegen mit 248 mm bis 390 mm bei 63 % (grundwasserfern) bis 99 % (grundwassernah) der potentiellen Transpiration innerhalb des weiten Spektrums für unterschiedliche Kiefernbestände (173 - 756 mm/a bei einem Mittelwert von 342 mm/a nach verschiedenen Autoren in PECK & MAYER (1996)).

Ein wichtiger Modellparameter ist die Wurzelverteilung, die an den Profilgruben nach der AK STANDORTSKARTIERUNG (2003) geschätzt und nach dem Modell der asymptotischen Wurzelverteilung nach GALE & GRIGAL (1987) (vergleiche JACKSON et al. (1996)) angepasst wurde. Im Gegensatz zu dem Modell SWUF (Soil Water Under Forests; vgl. PAUL et al. (2003)) wird die Humusaufgabe als durchwurzelt angenommen, da sich insbesondere die mit Flugasche angereicherten Humusaufgaben als stark durchwurzelt erwiesen. MÜLLER et al. (2002) und STEINER (2006) berichten ebenfalls von einer starken Durchwurzlung der Of,h-Horizonte unter Kiefern- und Buchenbeständen. Die Durchwurzlungstiefe variiert je nach Standort sehr stark und kann bis zu 4 m betragen (RAISSI et al., 2001; STEINER, 2006). Die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Profile wurden nur bis 150 cm Tiefe untersucht, daher bildet die Durchwurzlung einen Unsicherheitsfaktor. STEINER (2006) berichtet zudem von einem zweiten Durchwurzlungsmaximum von Kiefernfeinwurzeln in einer Tiefe von 150 - 200 cm unterhalb des von Graswurzeln dominierten Bodens, so dass bei starker Austrocknung des

Oberbodens der Wasserbedarf aus tieferen Schichten gedeckt werden kann. Dieser Umstand wurde in den Simulationen nicht berücksichtigt und könnte neben der möglicherweise Überschätzung der tatsächlichen Transpirationsleistung (vgl. immissionsbedingte Reduzierung der Transpirationsleistungen nach RUST et al., 1995) eine Erklärung für die Überschätzung der Austrocknungsintensität sein.

Flugascheeinfluss und Benetzungshemmung

Für beide Standorte konnte der Einfluss der (flugascheangereicherten) Humusauf-lagen auf den Wasserhaushalt nachgewiesen werden, wodurch eine Einbindung dieser als durchwurzelte Schichten in die Modellierung gerechtfertigt erscheint (vergleiche HÖRMANN et al. (2003); GREIFFENHAGEN (2005)). Die untersuchten Standorte liegen zum einen emittentennah, zum anderen emittentenfern, jedoch wird ein möglicher Flugascheeinfluss durch die unterschiedlichen Grundwasser-verhältnisse überlagert. Daher wurde eine zusätzliche Flugascheanreicherung, wie sie in der Oberlausitz untersucht wurde, als zusätzliches Szenario in die Modellie-rung beider Standorte implementiert. Dabei erschien an beiden Standorten die gesamte Transpirationsleistung durch den zusätzlichen Wasserspeicher erhöht, allerdings erwies sich der grundwasserferne Standort bei Trockenphasen aufgrund erhöhter Evaporationsraten als stärker austrocknungsanfällig. Insbesondere som-merliche Austrocknung steht in direktem Zusammenhang mit der Ausprägung starker Benetzungshemmung (DEKKER, 1998; DE JONGE et al., 1999; BAUTERS et al., 2000; BUCZKO et al., 2006; BUCZKO et al., 2007). Der Einfluss der Benetzungs-hemmung wurde in der vorliegenden Arbeit jedoch nur indirekt durch die Wasser-retentions- und -leitfähigkeitsfunktionen in das Modell integriert, die räumliche und jahreszeitliche Variabilität hingegen wurde nicht beachtet. Insbesondere die räum-liche Variabilität steht in direktem Zusammenhang mit der Ausbildung präferentieller Fliesswege, entlang derer auch unter trockenen Bedingungen eine Sickerwas-serbildung und somit eine verstärkte Verlagerung gelöster (Schad-)Stoffe stattfinden kann (DEKKER & RITSEMA, 1994; BAUTERS et al., 2000; DUSEK, 2006; WESSOLEK et al., 2008). Aufgrund der künftig noch mehr zu erwartenden sommerlichen Austrocknung (BERNHOFER et al., 2007; BATES et al., 2008) wird die bereits vorhandene Benetzungshemmung und somit die Ausbildung präferentieller Fliesswege intensiviert werden.

7 Zusammenfassung

Im Rahmen des Projektes ENFORCHANGE wurden forstwirtschaftlich geprägte Regionen in Sachsen und Sachsen-Anhalt untersucht, die über Jahrzehnte unter dem Einfluss industrieller Immissionen standen, insbesondere in Form von Flugaschen aus der Braunkohlenverbrennung. Der Forschungsschwerpunkt lag auf der Untersuchung bodenphysikalischer Eigenschaften und der Benetzbarkeiten von flugaschebeeinflussten Waldböden. Zusätzlich wurde der jahreszeitliche Verlauf des Bodenwasserhaushaltes in der Dübener Heide an einem grundwassernahen und einem -fernen flugaschebeeinflussten Standort mittels permanenter Messanlagen untersucht und im Rahmen einer Modellierung simuliert.

Die aus der Braunkohleverbrennung stammende, äolisch abgelagerte (Brikett-) Flugasche ist durch folgende Eigenschaften charakterisiert: sphärische Partikel und Braunkohlereste mit einer Dominanz aromatischer Kohlenstoffverbindungen, hoher Sortierungsgrad der Textur, quarzähnliche Festsubstanzdichten, sehr geringe Lagerungsdichten, sehr hohe Porosität und damit einhergehende sehr hohe bis extrem hohe gesättigte Wasserleitfähigkeiten. Die Anreicherung mineralischer Flugaschepartikel konnte für die untersuchten Waldböden in den Humusaufgaben nachgewiesen werden. Für die Oberlausitz wurden Gesamtmengen an persistenten mineralischen Flugaschepartikeln von 150 - 280 t/ha berechnet.

Die Akkumulation von Flugaschen verändert bodenphysikalische Kennwerte der Humusaufgaben. Emittentennah (sandige Flugaschen) sind die Luftkapazitäten und die gesättigten Wasserleitfähigkeiten signifikant erhöht, wohingegen die nutzbaren Feldkapazitäten und die Kennwerte der Benetzungshemmung zum Teil signifikant verringerte Werte aufweisen. Mit zunehmender Entfernung (schluffige Flugaschen bis keine Ascheanreicherung) verringern sich die Luftkapazitäten und die gesättigten Wasserleitfähigkeiten, wobei ein Anstieg der nutzbaren Feldkapazität festgestellt wurde. Für die mineralischen Oberbodenhorizonte konnte kein Flugascheeinfluss auf bodenphysikalische Eigenschaften festgestellt werden.

Die stark durchwurzelteten Humusaufgaben nehmen insbesondere bei sandigen und bei durch Stauwasser geprägten Standorten mit bis zu ca. 30 % einen bedeutenden Anteil an der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum nFKWe ein. Zwar weisen die durch (sandige) Flugaschen angereicherten Humusaufgaben geringere nFK-Werte auf als Humusaufgaben mit geringem oder keinem Flugasche-

einfluss, jedoch bewirkt deren Akkumulation emittentennah eine teilweise deutliche Zunahme der Mächtigkeiten der Auflagenhorizonte, wodurch die nFKWe erhöht wird.

Zur Charakterisierung der Benetzungshemmung wurden vier unterschiedliche Methoden angewandt (Wilhelmy-Platten-Methode, WDPT-Test, Sorptivitätsmessung, Vergleich von Ethanol- und Wasserretentionsfunktion). Dabei erwiesen sich die Humusauflagen und die mineralischen Oberbodenhorizonte potentiell als überwiegend extrem benetzungsgehemmt, wobei die Humusauflagen der emittentennahen Standorte teilweise signifikant geringere Benetzungshemmungen aufweisen. Dies ist auf die in den Flugaschen mineralischen und somit hydrophilen Substanzen zurückzuführen.

In Abhängigkeit von der Entwässerungsstufe und Austrocknung nahm eine bereits bei geringer Entwässerung vorhandene Benetzungshemmung mit fortschreitender Austrocknung noch deutlich zu. Durch den Vergleich der Retentionskurven ermittelt mit Wasser und mit Ethanol konnte eine Benetzungshemmung insbesondere der Grobporen identifiziert werden. Die untersuchten mineralischen Unterbodenhorizonte wiesen dahingegen in der Regel keine oder nur eine schwache Benetzungshemmung auf.

Durch die zufriedenstellende Güte der Modellierung der Bodenwasserhaushalte mit HYDRUS 1-D an zwei Standorten der Dübener Heide konnte gezeigt werden, dass die im Labor bestimmten Bodenparameter (Wasserretentionsfunktion und ungesättigte Wasserleitfähigkeit) sowie die auf den Messwerten der nächstgelegenen Klimastation abgeleiteten meteorologischen Randbedingungen geeignet sind, um die Standortgegebenheiten widerzuspiegeln. Durch die Simulation einer zusätzlichen starken Flugascheanreicherung veränderten sich die Verläufe der Bodenwasserhaushalte dahingehend, dass der grundwasserferne Standort aufgrund erhöhter Evaporationsraten in Trockenphasen stärker austrocknen würde bei einer reduzierten Sickerwasserrate. Der grundwassernahe Standort hingegen wiese aufgrund des zusätzlichen wasserspeichernden Wurzelraums in Trockenphasen eine erhöhte Transpirationsleistung bei ansonsten kaum beeinflussten Wasserbilanzgrößen auf.

Summary

Within the project ENFORCHANGE silvicultural regions in Saxony and Saxony-Anhalt (Germany), which had been influenced by industrial immissions for decades, in particular by lignite fly ashes, were examined. Research focused on the influence of fly ash enrichments on soil-physical properties and wettability of forest soils. Measurement and modeling of seasonal courses of the soil water regime were examined by installing permanent measuring systems at two locations with different fly ash enrichment and ground water levels.

Aeolian briquette fly ash depositions originating from lignite combustion are characterized by the following properties: spherical particles and lignite residuals, high textural sorting, very low bulk densities, quartz-similar particle densities, very high porosity resulting in a very high to extremely high saturated hydraulic conductivity. The enrichment of mineral fly ash particles could be proven for the examined forest floor horizons. Total quantities of persistent fly ash enrichment amount to 150 - 280 t/ha in the region Upper Lusatia.

The enrichment of fly ash affects soil-physical soil water regime characteristics. Close to the emission source (sandy fly ashes) air capacity and saturated hydraulic conductivity are significantly increased, whereas the plant available water and the water repellency exhibit partially significantly reduced values. With increasing distance (silty fly ashes up to no ash enrichment) air capacity and saturated hydraulic conductivity are reduced, while an increase of plant available water was determined. The top mineral horizons did not show a fly ash influence on soil-physical properties.

The investigated forest floor horizons are partially strongly rooted and store a considerable amount of plant available water in the effective root zone (up to 30 %), especially at sites, which are sand dominated or influenced by water logging. Although forest floor horizons enriched by sandy fly ashes exhibit smaller values of plant available water than those with silty fly ashes or without fly ash, a distinct increase of the top layer thickness close to the emission source causes an increase of plant available water in the root zone.

Different methods were used for the characterization of water repellency (Wilhelmy plate method, WDPT test, measurement of sorptivity, comparison of ethanol and water retention curve). The forest floor horizons and the top mineral horizons partially showed extreme water repellency. Close to the emission source, the forest floor horizons are characterized by significantly reduced water repellency due to the dominance of hydrophilic mineral particles in the fly ash.

With progressive desiccation a distinct increase of water repellency could be examined. Water repellency in particular in macropore regions could be identified by the comparison of retention curves determined with water and with ethanol, respectively. The analyzed mineral subsoil horizons only show a weak or no water repellency.

Modeling of the annual soil water regime at two locations of the Dübener Heide is in good agreement with measurements. This indicates that the examined soil parameters (water retention curve and unsaturated hydraulic conductivity) as well as the meteorological boundary conditions derived from the measured values of the nearby climatic station are suitable to reflect the local conditions. Based on the simulation of an additional strong fly ash enrichment the soil water regime is suggested to change in different ways: Soil without ground water influence would dry out more extensively due to an increased evaporation rate especially in dry periods and thus a reduced seepage water rate (in the whole year) would be a consequence. Soil with ground water influence would show, due to the additional water-storing root area, an increased transpiration rate in dry phases while other water balance characteristics will not be significantly affected.

8 Literaturverzeichnis

- ADRIANO, D.C., PAGE, A.L., ELSEEWI, A.A., CHANG, A.C. und STRAUGHAN, I.** (1980): Utilization and Disposal of Fly-Ash and Other Coal Residues in Terrestrial Ecosystems - a Review. *Journal of Environmental Quality*, 9(3): 333-344.
- ADRIANO, D.C. & WEBER, J.T.** (2001): Influence of fly ash on soil physical properties and turfgrass establishment. *Journal of Environmental Quality*, 30(2): 596-601.
- AG BODEN** (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN) (Hrsg.) (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten der Bundesrepublik Deutschland. 5.Auflage, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover, 2005. 437 S.
- AK STANDORTSKARTIERUNG** (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORSTEINRICHTUNG) (Hrsg.) (2003): *Forstliche Standortaufnahme. Begriffe, Definitionen, Einteilungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen*. 6. Auflage, IHW-Verlag, Eching bei München, 2003, 352 S.
- ALLEN, R.G., PEREIRA, D.R. und SMITH, M.** (1998): Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements. *FAO Irrigation and drainage paper*, 56. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- ATV-DVWK** (Hrsg.), (2002): Verdunstung in Bezug zu Landnutzung, Bewuchs und Boden Merkblatt ATV-DVWK M 504, Hennef, 144 S.
- BACHMANN, J.** (1996): Benetzbarkeit im Zusammenhang mit dem Humifizierungsgrad der organischen Substanz und ihr Einfluss auf Infiltration und Wasserretentionskurven. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung*, 37: 190-196.
- BACHMANN, J., HORTON, R., VAN DER PLOEG, R.R. und WOCHER, S.** (2000): Modified sessile drop method for assessing initial soil-water contact angle of sandy soil. *Soil Science Society of America Journal*, 64(2): 564-567.
- BACHMANN, J., WOCHER, S.K., GOEBEL, M.-O., KIRKHAM, M.B. und HORTON, R.** (2003): Extended methodology for determining wetting properties of porous media. *Water Resources Research*, 39(12): 1353.
- BATES, B.C., KUNDZEWICZ, Z.W., WU, S. und PALUTIKOF, J.P.** (Hrsg.), (2008): *Climate Change and Water*. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Secretariat, Genf, 210 S.
- BAUTERS, T.W.J., DICARLO, D.A., STEENHUIS, T.S. und PARLANGE, J.Y.** (1998): Preferential flow in water-repellent sands. *Soil Science Society of America Journal*, 62(5): 1185-1190.
- BAUTERS, T.W.J., STEENHUIS, T.S., DICARLO, D.A., NIEBER, J.L., DEKKER, L.W., RITSEMA, C.J., PARLANGE, J.Y. und HAVERKAMP, R.** (2000): Physics of water repellent soils. *Journal of Hydrology*, 231: 233-243.
- BERNASCONI, A.** (1996): Von der Nachhaltigkeit zu nachhaltigen Systemen. *Forstliche Planung als Grundlage nachhaltiger Waldbewirtschaftung*. Schweiz. Z. Forstwes., 76: 176 ff.
- BERNHOFER, C., GOLDBERG, V., SURKE, M. und FISCHER, B.** (2007): *Meteorologie - Regionalisierung von Klima / Bestandesklimamodellierung*. ENFORCHANGE Wälder von heute für eine Umwelt von morgen. Statusbericht 2007: 50-62.

- BGR (AD-HOC-AG BODEN DER STAATLICHEN GEOLOGISCHEN DIENSTE UND DER BGR) (Hrsg.) (2008a):** Verknüpfungsregel 3.20: Ermittlung des Parameters f zur Errechnung der mittleren jährlichen maximalen potentiellen Evapotranspiration.
- BGR (AD-HOC-AG BODEN DER STAATLICHEN GEOLOGISCHEN DIENSTE UND DER BGR) (Hrsg.) (2008b):** Verknüpfungsregel 3.21: Ermittlung der mittleren jährlichen maximalen Evapotranspiration auf der Basis der FAO-Gras-Referenzverdunstung.
- BICO, J., THIELE, U. und QUERE, D. (2002):** Wetting of textured surfaces. *Colloids and Surfaces - a Physicochemical and Engineering Aspects*, 206(1-3): 41-46.
- BISDOM, E.B.A., DEKKER, L.W. und SCHOUTE, J.F.T. (1993):** Water Repellency of Sieve Fractions from Sandy Soils and Relationships with Organic Material and Soil Structure. *Geoderma*, 56(1-4): 105-118.
- BLAKE, G.R. & HARTGE, K.H. (1986):** Particle Density. In: A. Klute (Hrsg.), *Methods of Soil Analysis, Part I. Physical and Mineralogical Methods*. Amer. Soc. Agron. and Soil Sci. Soc. Amer., Madison (Wisconsin), USA, S. 363-375.
- BLEICH, K.E., PAPENFUß, K.H., VAN DER PLOEG, R.R. und SCHLICHTING, E. (1987):** Exkursionführer zur Jahrestagung 1987 in Stuttgart-Hohenheim. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.*, 54: 246-247.
- BLUME, H.-P. & SCHLEUSS, U. (Hrsg.), (1997):** Bewertung anthropogener Stadtböden. Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenernährung und Bodenkunde Universität Kiel, 38, Kiel, 346 S.
- BMU (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT) (Hrsg.), (2003):** Hydrologischer Atlas von Deutschland, Bonn, Berlin, 239 S.
- BOHNE, K., HORN, R. und BAUMGARTL, T. (1993):** Providing the Parameters of Unsaturated Soil Hydraulic Functions on the Basis of Soil Texture, Bulk-Density and Type of Horizon. *Zeitschrift Für Pflanzenernährung Und Bodenkunde*, 156(3): 229-233.
- BUCZKO, U. & BENS, O. (2006):** Assessing Soil Hydrophobicity and Its Variability through the Soil Profile Using Two Different Methods. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 70: 718-727.
- BUCZKO, U., BENS, O. und DURNER, W. (2006):** Spatial and temporal variability of water repellency in a sandy soil contaminated with tar oil and heavy metals. *Journal of Contaminant Hydrology*, 88(3-4): 249-268.
- BUCZKO, U., BENS, O. und HÜTTL, R.F. (2007):** Changes in soil water repellency in a pine-beech forest transformation chronosequence: Influence of antecedent rainfall and air temperatures. *Ecological Engineering*, 31(3): 154-164.
- BUCZKO, U., BENS, O. und HÜTTL, R.F. (2005):** Variability of soil water repellency in sandy forest soils with different stand structure under Scots pine (*Pinus sylvestris*) and beech (*Fagus sylvatica*). *Geoderma*, 126(3-4): 317-336.
- BUCZKO, U., BENS, O., FISCHER, H., HÜTTL, R.F. (2002):** Water repellency in sandy luvisols under different forest transformation stages in northeast Germany. *Geoderma*, 109: 1-18.
- CALLIES, M. & QUERE, D. (2005):** On water repellency. *Soft Matter*, 1(1): 55-61.
- CARSEL, R.F. & PARRISH, R.S. (1988):** Developing Joint Probability-Distributions of Soil-Water Retention Characteristics. *Water Resources Research*, 24(5): 755-769.

- CLOTHIER, B.E., VOGELER, I. und MAGESAN, G.N.** (2000): The breakdown of water repellency and solute transport through a hydrophobic soil. *Journal of Hydrology*, 231: 255-264.
- DE JONGE, L.W., JACOBSEN, O.H. und MOLDRUP, P.** (1999): Soil water repellency: Effects of water content, temperature, and particle size. *Soil Science Society of America Journal*, 63(3): 437-442.
- DEKKER, L.W., DOERR, S.H., OOSTINDIE, K., ZIOGAS, A.K. und RITSEMA, C.J.** (2001): Water repellency and critical soil water content in a dune sand. *Soil Science Society of America Journal*, 65(6): 1667-1674.
- DEKKER, L.W., OOSTINDIE, K. und RITSEMA, C.J.** (2005): Exponential increase of publications related to soil water repellency. *Australian Journal of Soil Research*, 43(3): 403-441.
- DEKKER, L.W. & RITSEMA, C.J.** (1994): How Water Moves in a Water Repellent Sandy Soil 1. Potential and Actual Water Repellency. *Water Resources Research*, 30(9): 2507-2517.
- DEKKER, L.W., RITSEMA, C.J., OOSTINDIE, K., BOERSMA, O.H.** (1998): Effect of drying temperature on the severity of soil water repellency. *Soil Science*, 163(10): 780-796.
- DEUTSCH-POLNISCHE KOMMISSION FÜR NACHBARSCHAFTLICHE ZUSAMMENARBEIT AUF DEM GEBIET DES UMWELTSCHUTZES** (Hrsg.), (1995): Kraftwerke und Tagebaue beiderseits der deutsch-polnischen Grenze, Berlin, 98 S.
- DOERR, S.H., LLEWELLYN, C.T., DOUGLAS, P., MORLEY, C.P., MAINWARING, K.A., HASKINS, C., JOHNSEY, L., RITSEMA, C.J., STAGNITTI, F., ALLINSON, G., FERREIRA, A.J.D., KEIZER, J.J., ZIOGAS, A.K. und DIAMANTISF, J.** (2005): Extraction of compounds associated with water repellency in sandy soils of different origin. *Australian Journal of Soil Research*, 43(3): 225-237.
- DOERR, S.H., SHAKESBY, R.A., und WALSH, R.P.D.** (2000a): Hydrophobicity in soils of the European Atlantic margin: preliminary observations and implications for soil hydrological response. *British Hydrological Society Occasional Paper*, No. 11: 211-218.
- DOERR, S.H., SHAKESBY, R.A., und WALSH, R.P.D.** (2000b): Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Reviews*, 51(1-4): 33-65.
- DUDAS, M.J. & WARREN, C.J.** (1987): Submicroscopic Model of Fly-Ash Particles. *Geoderma*, 40(1-2): 101-114.
- DUNGER, W., DUNGER, I., EBGELMANN, H.-D. und SCHNEIDER, R.** (1972): Untersuchungen zur Langzeitwirkung von Industrie-Emissionen auf Böden, Vegetation und Bodenfauna des Neissetals bei Ostritz/Oberlausitz. *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz*, 47(3): 1-40.
- DUSEK, J., VOGEL, T., LICHNER, L., CIPAKOVA, DOHNAL, M.** (2006): Simulated cadmium transport in macroporous soil during heavy rainstorm using dual-permeability approach. *Biologia Bratislava*, 61(19): 251-254.
- EHLERS, W. & GOSS, M.** (2003): *Water Dynamics in Plant Production*. CABI Publishing, Wallingford (UK), Cambridge (USA), 273 S.
- ELLERBROCK, R.H., GERKE, H.H., BACHMANN, J. und GOEBEL, M.-O.** (2005): Composition of Organic Matter Fractions for Explaining Wettability of Three Forest Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 69: 57-66.
- EU** (2005): EN 450-1. Amtsblatt der Europäischen Union 2005/C315/01 vom 14.12.2005.

- FEDDES, R.A., KOWALIK, P.J. und ZARADNY, H.** (1978): Simulation of field water use and crop yield. Centre of Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen, Netherlands, 195 S.
- FRANCO, C.M.M., TATE, M.E. und OADES, J.M.** (1995): Studies on Nonwetting Sands 1. The Role of Intrinsic Particulate Organic-Matter in the Development of Water-Repellency in Nonwetting Sands. *Australian Journal of Soil Research*, 33(2): 253-263.
- FRITZ, H. & MAKESCHIN, F.** (2007): Chemische Eigenschaften Flugaschebeeinflusster Böden der Dübener Heide. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung*, 46(3): 105-120.
- FÜRST, C. & MAKESCHIN, F.** (2007): Der Einfluss von Industriegeschichte und geologischen Grundlagen auf die Waldstandorte in der Dübener Heide - Editorial. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung*, 46(3): 1-3.
- GALE, M.R. & GRIGAL, D.F.** (1987): Vertical Root Distributions of Northern Tree Species in Relation to Successional Status. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, 17(8): 829-834.
- GANGLOFF, W.J., GHODRATI, M., SIMS, J.T. und VASILAS, B.L.** (2000): Impact of fly ash amendment and incorporation method on hydraulic properties of a sandy soil. *Water Air and Soil Pollution*, 119(1-4): 231-245.
- GEBHARDT, S.** (2007): Wasserhaushalt und Funktionen der Böden im Grundwasserabsenkbereich des Wasserwerkes Wacken in Schleswig-Holstein. *Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenernährung und Bodenkunde Universität Kiel*, 75, Kiel, 155 S.
- GERKE, H.H., HANGEN, E., SCHAAF, W. und HÜTTL, R.F.** (2001): Spatial variability of potential water repellency in a lignitic mine soil afforested with *Pinus nigra*. *Geoderma*, 102(3-4): 255-274.
- GRANIER, A., BOBAY, V., GASH, J.H.C., GELPE, J., SAUGIER, B. und SHUTTLEWORTH, W.J.** (1990): Vapor Flux-Density and Transpiration Rate Comparisons in a Stand of Maritime Pine (*Pinus-Pinaster Ait*) in Les-Landes Forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 51(3-4): 309-319.
- GRANIER, A., BREDI, N., BIRON, P. und VILLETTE, S.** (1999): A lumped water balance model to evaluate duration and intensity of drought constraints in forest stands. *Ecological Modelling*, 116(2-3): 269-283.
- GREIFFENHAGEN, A.** (2005): Einfluss der Humusaufgabe auf das Benetzungsverhalten und den Wasserhaushalt von Kiefernstandorten = *Bodenökologie und Bodengenese* 37, Papyrus-Druck Berlin, 132 S.
- GREIFFENHAGEN, A., WESSOLEK, G., FACKLAM, M., RENGER, M. und STOFFREGEN, H.** (2006): Hydraulic functions and water repellency of forest floor horizons on sandy soils. *Geoderma*, 132: 182-195.
- HAJNOS, M., JOZEFACIUK, G., SOKOLOWSKA, Z., GREIFFENHAGEN, A. und WESSOLEK, G.** (2003): Water storage, surface, and structural properties of sandy forest humus horizons. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Für Pflanzenernährung Und Bodenkunde*, 166(5): 625-634.
- HALLETT, P.D., BAUMGARTL, T. und YOUNG, I.M.** (2001): Subcritical water repellency of aggregates from a range of soil management practices. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65: 184-190.
- HALLETT, P.D., NUNAN, N., DOUGLAS, J.T. und YOUNG, I.M.** (2004): Millimeter-scale spatial variability in soil water sorptivity: Scale, surface elevation, and subcritical repellency effects. *Soil Science Society of America Journal*, 68(2): 352-358.

- HALLETT, P.D. & YOUNG, I.M.** (1999): Changes to water repellence of soil aggregates caused by substrate-induced microbial activity. *European Journal of Soil Science*, 50: 35-40.
- HAMMEL, K. & KENNEL, M.** (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. *Forstliche Forschungsberichte*, 185, München, 135 S.
- HARTGE, K.H. & HORN, R.** (2006): Die physikalische Untersuchung von Böden. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 177 S.
- HARTIG, G.L. & HARTIG, T.** (1834): Forstliches und forstwissenschaftliches Conservations-Lexikon, Stuttgart und Tübingen, 523 S.
- HOHL, R.** (Hrsg.), (1989): Die Entwicklungsgeschichte der Erde. Mit einem ABC der Geologie. Brockhaus-Nachschlagewerk Geologie. Brockhaus, Leipzig, 703 S.
- HOLZ, U.** (2007): Das Industriegebiet Bitterfeld-Wolfen - Eine Einführung in die Industriegeschichte der Region. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 46(3): 5-12.
- HÖRMANN, G., SCHERZER, J., SUCKOW, F., MÜLLER, J., LUKES, M., HAMMEL, K., KNIß, A. und MEESENBURG, H.** (2003): Wasserhaushalt von Waldökosystemen: Methodenleitfaden zur Bestimmung der Wasserhaushaltskomponenten auf Level II-Flächen. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL), Referat 533, 92 S.
- HORN, R. & TAUBNER, H.** (1997): Wasser- und Lufthaushalt. In: H.-P. Blume and U. Schleuss (Hrsg.), *Bewertung anthropogener Stadtböden = Schriftenreihe des Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel* 38, Kiel, S. 32-65.
- HORN, R., VOSSBRINK, J., PETH, S. und BECKER, S.** (2007): Impact of modern forest vehicles on soil physical properties. *Forest Ecology and Management*, 248(1-2): 56-63.
- HOYNINGEN-HUENE, J.V.** (1983): Die Interzeption des Niederschlags in landwirtschaftlichen Pflanzenbeständen. *Schriftenreihe DVWK*, 57, 53 S.
- JACKSON, R.B., CANADELL, J., EHLERINGER, J.R., MOONEY, H.A., SALA, O.E. und SCHULZE, E.D.** (1996): A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia*, 108(3): 389-411.
- JAHN, R. & ZIKELI, S.** (2002): Böden aus Asche der Braunkohleverbrennung und ihre Klassifikation. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.*, 99: 9-10.
- JASINSKA, E.** (2006): Management effects on carbon distribution in soil aggregates and its consequences on water repellency and mechanical strength. *Schriftenreihe: Agrar- und Ernährungswissenschaftliche Fakultät. Christian Albrechts Universität zu Kiel, Kiel*, 173 S.
- JASINSKA, E., WETZEL, H., BAUMGARTL, T. und HORN, R.** (2006): Heterogeneity of physico-chemical properties in structured soils and its consequences. *Pedosphere*, 16(3): 284-296.
- JUNKERSFELD, L.E. & HORN, R.** (1997): Temporal and spatial variability of hydrological parameters of single soil aggregates. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Für Pflanzenernährung Und Bodenkunde*, 160(2): 179-186.
- KAINZ, W.** (2007): Geologie und Bodenentwicklung in der Dübener Heide. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung*, 46(3): 47-64.

- KASTLER, M.** (2005): Einfluss der Pedogenese auf die räumliche Porengeometrie und damit verbundene hydraulische Transporteigenschaften in Böden aus Braunkohlenaschen. Hallenser Bodenwissenschaftliche Abhandlungen, 9. Der Andere Verlag, Tönning, 150 S.
- KEIZER, J.J., COELHO, C.O.A., MATIAS, M.J.S., DOMINGUES, C.S.P. und FERREIRA, A.J.D.** (2005): Soil water repellency under dry and wet antecedent weather conditions for selected land-cover types in the coastal zone of central Portugal. *Australian Journal of Soil Research*, 43(3): 297-308.
- KELLIHER, F.M., LEUNING, R. und SCHULZE, E.D.** (1993): Evaporation and Canopy Characteristics of Coniferous Forests and Grasslands. *Oecologia*, 95(2): 153-163.
- KELLIHER, F.M., WHITEHEAD, D., MCANENEY, K.J. und JUDD, M.J.** (1990): Partitioning Evapotranspiration into Tree and Understorey Components in 2 Young Pinus-Radiata D Don Stands. *Agricultural and Forest Meteorology*, 50(3): 211-227.
- KLAASSEN, W., BOSVELD, F. und DE WATER, E.** (1998): Water storage and evaporation as constituents of rainfall interception. *Journal of Hydrology*, 213(1-4): 36-50.
- KLOSE, S., KOCH, J., BÄUCKER, E. und MAKESCHIN, F.** (2001): Indicative properties of fly-ash affected forest soils in North-eastern Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Für Pflanzenernährung Und Bodenkunde*, 164: 561-568.
- KLOSE, S. & MAKESCHIN, F.** (2003): Effects of past fly ash deposition on the forest floor humus chemistry of pine stands in Northeastern Germany. *Forest Ecology and Management* 183(1-3): 113-126.
- KLOSE, S. & MAKESCHIN, F.** (2004): Chemical properties of forest soils along a fly-ash deposition gradient in eastern Germany. *European Journal of Forest Research* 123(1): 3-11.
- KLOSE, S. & MAKESCHIN, F.** (2005): Soil properties in coniferous forest stands along a fly ash deposition gradient in eastern Germany. *Pedosphere*, 15(6): 681-694.
- KLOSE, S., TOLLE, R., BAUCKER, E. und MAKESCHIN, F.** (2003): Stratigraphic distribution of lignite-derived atmospheric deposits in forest soils of the Upper Lusatian region, East Germany. *Water Air and Soil Pollution*, 142(1-4): 3-25.
- KOCH, J., KLOSE, S. und MAKESCHIN, F.** (2002): Stratigraphic and Spatial Differentiation of Chemical Properties in Long-term Fly Ash Influenced Forest Soils in the Dübener Heide Region, NEGermany. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 121(4): 157-170.
- KÖGEL-KNABNER, I.** (2000): Analytical approaches for characterizing soil organic matter. *Organic Geochemistry*, 31(7-8): 609-625.
- KÖGEL-KNABNER, I. & RUMPEL, C.** (2000): Bestimmung und Charakterisierung der organischen Substanz in braunkohlehaltigen aschemelierten Kippenböden unter Wald. In: Gesellschaft für Umwel-Geowissenschaften (GUG) in der Deutschen Geologischen Gesellschaft (DGG) (Hrsg.): *Rekultivierung in Bergbaufolgelandschaften*. Springer.
- KÖGEL-KNABNER, I., ZECH, W. und HATCHER, P.G.** (1988): Chemical composition of the organic matter in forest soils: The humus layer. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Für Pflanzenernährung Und Bodenkunde.*, 151: 331-340.
- KOOL, J.B. & PARKER, J.C.** (1987): Development and evaluation of closed-form expressions for hysteretic soil hydraulic properties. *Water Resour. Res.*, 23(1): 105-114.
- KOVACS, F. & MANG, B.** (2002): Solid and fly ash materials of brown coal power plants, their characteristics and utilisation. *Acta Montanistica slovacica*, 7(3): 156-160.

- KUMAR, D. & SINGH, B.** (2003): The use of coal fly ash in sodic soil reclamation. *Land Degradation & Development*, 14(3): 285-299.
- LAFUMA, A. & QUERE, D.** (2003): Superhydrophobic states. *Nature Materials*, 2(7): 457-460.
- LAMPARTER, A., BACHMANN, J. und DEURER, M.** (2007): Ableitung intrinsischer hydraulischer Bodeneigenschaften mittels Tensionsinfiltrationsmessungen unter Ausschluss von Grenzflächeneffekten. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.*, 110(Heft 1): 115-116.
- LEIGHTON-BOYCE, G., DOERR, S.H., SHAKESBY, R.A., WALSH, R.P.D., FERREIRA, A.J.D., BOULET, A.K. und COELHO, C.O.A.** (2005): Temporal dynamics of water repellency and soil moisture in eucalypt plantations, Portugal. *Australian Journal of Soil Research*, 43(3): 269-280.
- LETEY, J., CARRILLO, M.L.K., PANG, X.P.** (2000): Approaches to characterize the degree of water repellency. *Journal of Hydrology*, 231-232: 61-65.
- LETEY, J., OSBORN, J. und PELISHEK, R.E.** (1962): Measurement of liquid-solid contact angles in sand and soil. *Soil Science*, 93: 149-153.
- LUX, H.** (1965): Die großräumige Abgrenzung von Rauchschadenszonen im Einflußbereich des Industriegebietes um Bitterfeld. *Wissenschaftliche Zeitschrift der Technischen Universität Dresden*, 14(2): 433-442.
- LUX, H.** (1970): Ergebnisse von Luftuntersuchungen im Einflußbereich der Kraftwerke um Hirschfelde (Neiße, Oberlausitz). *Zeitschrift für die gesamte Hygiene und ihre Grenzgebiete*, 16(3): 185-187.
- MAKESCHIN, F. & FÜRST, C.** (2007): ENFORCHANGE - Einfluss gerichteter Veränderungen von Umweltfaktoren auf Landnutzungskonzepte am Beispiel des Waldes, ENFORCHANGE Wälder von heute für eine Umwelt von morgen - Statusbericht 2007, S. 4-11.
- MANNFELD, K. & BERNHARDT, A.** (1995): Naturräume in Sachsen. *Forschungen zur deutschen Landeskunde* 238. Zentralaussschuß für dt. Landeskunde, Trier 228 S.
- MCGILL, R., TUKEY, J.W. und LARSEN, W.A.** (1978): Variations of box plots. *The American Statistician*, 32: 12-16.
- MCHALE, G., NEWTON, M.I. und SHIRTCLIFFE, N.J.** (2005): Water-repellent soil and its relationship to granularity, surface roughness and hydrophobicity: a materials science view. *European Journal of Soil Science*, 56: 445-452.
- MCHALE, G., SHIRTCLIFFE, N.J., NEWTON, M.I. und PYATT, F.B.** (2007): Implications of ideas on super-hydrophobicity for water repellent soil. *Hydrological Processes*, 21(17): 2229-2238.
- MEYNEN, E. & SCHMITHÜSEN, J.** (Hrsg.) (1952-1963): *Handbuch der Naturräumlichen Gliederung*. Bundesanstalt f. Landeskunde u. Raumforschung, Bad Godesberg.
- MICHEL, C., RIVIERE, L.M. und BELLON-FONTAINE, M.N.** (2001): Measurement of the wettability of organic materials in relation to water content by the capillary rise method. *European Journal of Soil Science*, 52: 459-467.
- MONTEITH, J.L.** (1965): Evaporation and environment. *Symp. Exp. Biol.*, 19: 205-234.
- MORLEY, C.P., MAINWARING, K.A., DOERR, S.H., DOUGLAS, P., LLEWELLYN, C.T. und DEKKER, L.W.** (2005): Organic compounds at different depths in a sandy soil and their role in water repellency. *Australian Journal of Soil Research*, 43(3): 239-249.

- MUALEM, Y.** (1976): A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resour. Res.*, 12: 513-522.
- MÜLLER, J., BECK, W., HORNSCHUCH, F. und STEINER, A.** (2002): Quantifizierung der ökologischen Wirkungen aufwachsender Kiefern-Buchen-Mischbestände im nordostdeutschen Tiefland. *Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie*, 36(3): 125-131.
- NEUMEISTER, H., FRANKE, C., NAGEL, C., PEKLO, G., PEKLO, R. und ZIERATH, R.** (1991): Immissionsbedingte Stoffeinträge aus der Luft als geomorphologischer Faktor - 100 Jahre atmosphärische Deposition im Raum Bitterfeld (Sachsen-Anhalt). *Geoökodynamik*, 12(1/2): 1-40.
- NIEBER, J.L.** (1996): Modeling finger development and persistence in initially dry porous media. *Geoderma*, 70(2-4): 207-229.
- PATHAN, S.M., AYLMOORE, L.A.G. und COLMER, T.D.** (2003): Properties of several fly ash materials in relation to use as soil amendments. *Journal of Environmental Quality*, 32(2): 687-693.
- PAUL, K.I., POLGLASE, P.J., O'CONNELL, A.M., CARLYLE, J.C., SMETHURST, P.J., KHANNA, P.K. und WORLEDGE, D.** (2003): Soil water under forests (SWUF): a model of water flow and soil water content under a range of forest types. *Forest Ecology and Management*, 182(1-3): 195-211.
- PECK, A. & MAYER, H.** (1996): Einfluß von Bestandesparametern auf die Verdunstung von Wäldern. *Forstw. Cbl.*, 115: 1-9.
- PHILIP, J.R.** (1957): The theory of infiltration: 4. Sorptivity and algebraic infiltration equations. *Soil Science*, 84: 257-264.
- PLAGGE, R.** (1991): Bestimmung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit im Boden, TU, Berlin, 152 S.
- RAISSI, F., MÜLLER, U. und MEESENBERG, H.** (2001): Ermittlung der effektiven Durchwurzelungstiefe von Forststandorten, Geofakten 9. Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung, Hannover.
- RAM, L.C., SRIVASTAVA, N.K., JHA, S.K., SINHA, A.K., MASTO, R.E. und SELVI, V.A.** (2007): Management of lignite fly ash for improving soil fertility and crop productivity. *Environmental Management*, 40(3): 438-452.
- RAWLS, W.J., BRAKENSIEK, D.L. und SAXTON, K.E.** (1982): Estimation of Soil-Water Properties. *Transactions of the Asae*, 25(5): 1316-&.
- REDDING, T.E., HANNAM, K.D., QUIDEAU, S.A. und DEVITO, K.J.** (2005): Particle density of Aspen, Spruce, and Pine forest floors in Alberta, Canada. *Soil Science Society of America Journal*, 69(5): 1503-1506.
- REHFUESS, K.E.** (1990): Waldböden: Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. Pareys Studentexte, 29. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- RITCHIE, J.T.** (1972): Model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. *Water Resour. Res.*, 8(5): 1204-1213.
- RITSEMA, C.J., DEKKER, L.W., NIEBER, J.L. und STEENHUIS, T.S.** (1998): Modeling and field evidence of finger formation and finger recurrence in a water repellent sandy soil. *Water Resources Research*, 34(4): 555-567.

- RUMPEL, C., KNICKER, H., KÖGEL-KNABNER, I., SKJEMSTAD, J.O. und HÜTTL, R.F.** (1998): Types and chemical composition of organic matter in reforested lignite-rich mine soils. *Geoderma*, 86(1-2): 123-142.
- RUST, S.** (1999): *Hydraulische Architektur und Wasserhaushalt von Kiefer (Pinus sylvestris L.)*. Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung, Band 3. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Cottbus.
- RUST, S., LUTTSCHWAGER, D. und HÜTTL, R.F.** (1995): Transpiration and hydraulic conductivity in three Scots pine (*Pinus sylvestris* L) stands with different air pollution histories. *Water Air and Soil Pollution*, 85(3): 1677-1682.
- RUTTER, A.J. & MORTON, A.J.** (1977): Predictive Model of Rainfall Interception in Forests .3. Sensitivity of Model to Stand Parameters and Meteorological Variables. *Journal of Applied Ecology*, 14(2): 567-588.
- SCHAAF, W., NEUMANN, C. und HÜTTL, R.F.** (2001): Actual cation exchange capacity in lignite containing pyritic mine soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science - Zeitschrift Für Pflanzenernährung Und Bodenkunde*, 164(1): 77-78.
- SCHAEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P.** (Hrsg.), (2002): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Heidelberg-Berlin, 593 S.
- SCHLICHTING, E., BLUME, H.-P. und STAHR, K.** (1995): *Bodenkundliches Praktikum*. Pareys Studentexte, 81. Blackwell Wissenschaft-Verlag, Berlin-Wien.
- SCHMIDT, M.W.I., KNICKER, H., HATCHER, P.G. und KOGEL-KNABNER, I.** (2000): Airborne contamination of forest soils by carbonaceous particles from industrial coal processing. *Journal of Environmental Quality*, 29(3): 768-777.
- SCHMIDT, M.W.I., KNICKER, H., HATCHER, P.G. und KOGEL-KNABNER, I.** (1996): Impact of brown coal dust on the organic matter in particle-size fractions of a Mollisol. *Organic Geochemistry*, 25(1-2): 29-39.
- SCHMIDT, R.** (1995): Östliche Oberlausitz, in: Mannsfeld, K. & Bernhardt, A. (Hrsg.): *Naturräume in Sachsen. Forschungen zur deutschen Landeskunde*, 238, 146-150.
- ŠIMŮNEK, J., VAN GENUCHTEN, M.T. und ŠEJNA, M.** (2005): The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in variably-Saturated Media. U.S. Salinity Laboratory, USDA, Riverside, CA.
- SPIELVOGEL, S., PRIETZEL, J. und KOGEL-KNABNER, I.** (2006): Soil organic matter changes in a spruce ecosystem 25 years after disturbance. *Soil Science Society of America Journal*, 70(6): 2130-2145.
- STEINER, A.** (2006): *Strukturanalyse und biogeochemische Prozessaufklärung am Beispiel zweier unterschiedlich depositionsbelasteter Kiefernforstökosysteme (Pinus sylvestris L.) des norddeutschen Tieflandes*. Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung, Band 36. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Cottbus, 414 S.
- TAUBNER, H. & HORN, R.** (1999): Estimating soil water and air capacity from physical properties in anthropogenic substrate horizons. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Für Pflanzenernährung Und Bodenkunde*, 162(1): 33-40.
- TEEPE, R., DILLING, H. und BEESE, F.** (2003): Estimating water retention curves of forest soils from soil texture and bulk density. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Für Pflanzenernährung Und Bodenkunde*, 166(1): 111-119.

- THE R FOUNDATION FOR STATISTICAL COMPUTING (Hrsg.)** (2007): R version 2.5.1.
- TILLMAN, R.W., SCOTTER, D.R., WALLIS, M.G. und CLOTHIER, B.E.** (1989): Water-repellency and its measurement by using intrinsic sorptivity. *Aust. J. Soil. Res.*, 27: 637-644.
- TOBA, T. & OHTA, T.** (2005): An observational study of the factors that influence interception loss in boreal and temperate forests. *Journal of Hydrology*, 313(3-4): 208-220.
- TSCHAPEK, M.** (1984): Criteria for determining the hydrophilicity-hydrophobicity of soil. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 147(2): 137-147.
- UNECE** (Hrsg.), (2007): Status of the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution and its related Protocols. United Nations Economic Commission for Europe, Geneva, 2 S.
- VAN GENUCHTEN, M.T.** (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44: 892-898.
- VAN GENUCHTEN, M.T., SIMUNEK, J., LEIJ, F.J. und SEJNA, M.** (1994): RETC, Version 6.0; Code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. US Salinary Laboratory, USDA, ARS, Riverside, CA.
- VERSTRAETEN, W.W., MUYS, B., FEYEN, J., VEROUSTRATE, F., MINNAERT, M., MEIRESONNE, L. und DE SCHRIJVER, A.** (2005): Comparative analysis of the actual evapotranspiration of Flemish forest and cropland, using the soil water balance model WAVE. *Hydrology and Earth System Sciences*, 9(3): 225-241.
- WANG, Z., WU, Q.J., WU, L., RITSEMA, C.J., DEKKER, L.W. und FEYEN, J.** (2000): Effects of soil water repellency on infiltration rate and flow instability. *Journal of Hydrology*, 231: 265-276.
- WESSOLEK, G., SCHWÄRZEL, K., GREIFFENHAGEN, A. und STOFFREGEN, H.** (2008): Percolation characteristics of a water-repellent sandy forest soil. *European Journal of Soil Science*, 59(1): 14-23.
- WHALLEY, W.R.** (1993): Considerations on the use of time-domain reflectometry (TDR) for measuring soil moisture content. *Journal of Soil Science*, 44: 1-9.
- WHITE, I., KNIGHT, J.H., ZEGELIN, S.J. und TOPP, G.C.** (1994): Comments on "Considerations on the use of time-domain reflectometry (TDR) for measuring soil moisture content" by Whalley, W.R.. *Journal of Soil Science*, 45: 503-508.
- WHITE, I. & SULLY, M.J.** (1987): Macroscopic and Microscopic Capillary Length and Time Scales from Field Infiltration. *Water Resources Research*, 23(8): 1514-1522.
- WIECHMANN, H.** (1978): Stoffverlagerung in Podsolon. *Hohenheimer Arbeiten Band 94*. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 142 S.
- WIJK, M.T. & BOUTEN, W.** (2001): Towards understanding tree root profiles: simulating hydrologically optimal strategies for root distribution. *Hydrology and Earth System Sciences*, 5(4): 629-644.
- WILSON, M.A.** (1987): NMR techniques and applications in geochemistry and soil chemistry. Pergamon Press, Oxford, 353 S.
- WOCHE, S.K., GOEBEL, M.-O., KIRKHAM, M.B., HORTON, R., VAN DER PLOEG, R.R. und BACHMANN, J.** (2005): Contact angle of soils as affected by depth, texture, and land management. *European Journal of Soil Science*, 56(4): 239-251.

- YUNUSA, I.A.M., EAMUS, D., DESILVA, D.L., MURRAY, B.R., BURCHETT, M.D., SKILBECK, G.C. und HEIDRICH, C.** (2006): Fly-ash: An exploitable resource for management of Australian agricultural soils. *Fuel*, 85(16): 2337-2344.
- ZHAO, Y., PETH, S., KRÜMMELBEIN, J., HORN, R., WANG, Z.Y., STEFFENS, M., HOFFMANN, C. und PENG, X.H.** (2007): Spatial variability of soil properties affected by grazing intensity in Inner Mongolia grassland. *Ecological Modelling*, 205(1-2): 241-254.
- ZIKELI, S., JAHN, R. und KASTLER, M.** (2002): Initial soil development in lignite ash landfills and settling ponds in Saxony-Anhalt, Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science - Zeitschrift Für Pflanzenernährung Und Bodenkunde*, 165(4): 530-536.
- ZIKELI, S., KASTLER, M. und JAHN, R.** (2004): Cation exchange properties of soils derived from lignite ashes. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Für Pflanzenernährung Und Bodenkunde*, 167(4): 439-448.

9 Anhang

Anhang A: Standorte der Dübener Heide.

Horizont	Tiefe cm	BArt	S %	U %	T %	>2mm %	C _{org} %	ρ _t g/cm ³	k _f cm/d
D1-1: podsolige Normbraunerde aus Geschiebedecksand über Schwemmkiessand über Schmelzwassersand; nicht vernässt; Bestand: Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>) / Eiche (<i>Quercus robur</i>)									
L	+8	-	-	-	-	-	-	-	-
Of,Oh	+6	Sl2	82	13	5	<2	10,8	0,27	1784
A(e)h	-10	mSfs	90	7	3	10-25	1,7	1,37	737
IIb(s)v	-50	mS	91	7	2	25-50	-	1,50	874
Bv	-80	gS	97	2	1	<2	-	1,53	3089
IIICv1	-90	fS	98	2	0	<2	-	1,58	279
Cv2	-200	fSms	97	2	1	<2	-	1,60	478
D1-2*: reliktoisch flach vergleyte Podsol-Braunerde aus Geschiebedecksand über Schmelzwassersand; nicht vernässt; Bestand: Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>)									
L	+8	-	-	-	-	-	-	-	-
Of,Oh	+6	-	-	-	-	-	17,6	0,39	1684
Aeh	-7	Su2	86	10	4	2-10	1,9	1,26	428
Bsv1	-40	mSfs	88	10	2	<2	-	1,46	1084
IIbsv2	-43	mSfs	94	5	1	<2	-	1,51	559
Bv	-80	mSfs	97	1	2	<2	-	1,53	418
rGo-Bv	-100	mSgs	96	2	2	2-10	-	1,58	712
rGo-Cv1	-120	fSms	93	6	1	<2	-	1,62	410
rGo-Cv2	-200	gSms	92	4	4	<2	-	1,65	380
D2-1: pseudovergleyte Normbraunerde aus Geschiebedecksand über Schmelzwassersand über Geschiebelehm; sehr schwach vernässt; Bestand: Buche (<i>Fagus sylvatica</i>)									
L	+8	-	-	-	-	-	-	-	-
Of,Oh	+5	-	-	-	-	-	21,1	0,55	651
A(e)h	-8	Su2	76	20	4	2-10	6,9	0,97	591
B(s)v	-24	Su2	77	18	5	2-10	-	1,26	591
Bv	-70	Su2	75	20	5	2-10	-	1,26	577
IIcV	-100	mSfs	92	5	3	2-10	-	1,42	361
Sw-Cv	-150	mSfs	91	6	3	2-10	-	1,63	346
IIISd	-200	Slu	44	42	14	2-10	-	1,87	52
D2-2: Normpodsol aus Schmelzwassersand; nicht vernässt; Bestand: Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>)									
L	+8	-	-	-	-	-	-	-	-
Of,Oh	+6	-	-	-	-	-	48,4	0,27	841
Ahe	-5	mS	92	7	1	2-10	2,6	1,41	1280
A(h)e	-20	mS	93	5	2	<2	-	1,44	1483
Ae	-35	mS	96	3	1	<2	-	1,44	1591
B(h)s	-60	mSgs	95	4	1	2-10	-	1,62	1307
Cv	-200	mSfs	97	2	1	2-10	-	1,60	1794

Fortsetzung Anhang A: Standorte der Dübener Heide.

Horizont	Tiefe cm	BArt	S %	U %	T %	>2mm %	C _{org} %	ρ _t g/cm ³	k _f cm/d
D2-3: Podsol-Braunerde aus Geschiebedecksand über Schmelzwassersand; nicht vernässt; Bestand: Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>) / Rotbuche (<i>Fagus sylvatica</i>)									
L	+10	-	-	-	-	-	-	-	-
Of,Oh	+7	-	-	-	-	-	50,9	0,41	312
Aeh	-5	SI2	72	23	5	2-10	4,6	0,82	247
Bsv	-11	SI2	75	20	5	2-10	-	1,35	247
Bv	-20	SI2	76	19	5	2-10	-	1,46	308
IIBv	-80	mSfs	89	9	2	2-10	-	1,52	266
Cv	-200	mSfs	92	5	2	2-10	-	1,58	789
D3-1: podsolige Pseudogley-Braunerde aus Geschiebedecksand über Geschiebelehm; sehr schwach vernässt; Bestand: Rotbuche (<i>Fagus sylvatica</i>) / Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>)									
L	+10	-	-	-	-	-	-	-	-
Of,Oh	+8	-	-	-	-	-	77,8	0,19	941
Ahe	-2	Su2	81	16	3	2-10	4,4	1,38	172
Bsv	-15	Su2	82	13	5	2-10	-	1,38	460
Bv	-45	Su2	83	13	4	10-25	-	1,34	278
Sw-Bv	-80	Su2	86	12	2	2-10	-	1,38	102
IISd1	-130	SI3	74	12	14	2-10	-	1,62	203
Sd2	-170	SI2	82	10	8	2-10	-	1,59	172
Cv	-200	SI2	80	12	8	2-10	-	1,61	189
D3-2: Normpodsol aus Flugsand; nicht vernässt; Bestand: Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>)									
L	+8	-	-	-	-	-	-	-	-
Of,Oh	+6	-	-	-	-	-	74,2	0,48	215
Aeh1	-5	mSfs	92	8	0	<2	2,6	1,19	215
Aeh2	-15	mSfs	89	9	2	<2	-	1,19	1682
Ahe	-35	mSfs	95	4	1	<2	-	1,12	6007
Bh	-37	mSfs	98	1	1	<2	-	1,38	4010
Bhs	-40	mSfs	98	1	2	<2	-	1,43	440
Bs	-70	mSfs	100	0	0	<2	-	1,49	542
Cv	-200	mSfs	99	1	0	<2	-	1,62	611
D3-3: Podsol-Gley aus Schmelzwassersand; mittel vernässt; Bestand: Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>) / Rotbuche (<i>Fagus sylvatica</i>)									
L	+7	-	-	-	-	-	-	-	-
Of,Oh	+5	-	-	-	-	-	66,4	0,25	818
Ahe	-10	mSfs	90	8	2	2-10	2,8	1,23	273
Bs	-25	mSgs	91	6	3	2-10	-	1,23	528
Bs-Go	-60	mSgs	95	3	2	2-10	-	1,39	1071
Go	-100	mSgs	94	4	2	2-10	-	1,52	930
Gro	-150	mS	98	1	1	2-10	-	1,52	1333
Gr	-200	mSgs	98	1	1	2-10	-	1,67	555

Fortsetzung Anhang A: Standorte der Dübener Heide.

Horizont	Tiefe cm	BArt	S %	U %	T %	>2mm %	Corg %	pt g/cm ³	kf cm/d
D3-4: Podsol-Braunerde aus Geschiebedecksand über Schmelzwassersand; nicht vernässt; Bestand: Rotbuche (<i>Fagus sylvatica</i>)									
L	+8	-	-	-	-	-	-	-	-
Of,Oh	+5	-	-	-	-	-	45,0	0,17	1778
Aeh	-3	Su2	86	12	2	2-10	7,3	1,04	225
Bsh-Bv	-10	mSgs	89	8	3	2-10	-	1,04	225
Bsv	-35	mSgs	89	8	3	2-10	-	1,30	2098
IIbV1	-40	mSgs	93	5	2	2-10	-	1,55	3331
Bv2	-70	mSgs	95	3	2	2-10	-	1,54	1393
Cv	-200	mSgs	97	2	1	2-10	-	1,68	909
D3-4*: Gley-Podsol aus Geschiebedecksand über Geschiebelehm; Bestand: Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>)									
L	+10	-	-	-	-	-	-	-	-
Of,Oh	+7	-	-	-	-	-	83,5	0,24	1778
Ahe	-12	SI2	80	15	5	2-10	10,5	0,66	842
Bs	-40	Su2	87	12	1	2-10	0,5	1,21	1142
Go-Bs	-70	Su2	86	14	0	2-10	0,4	1,48	1032
IIGo	-150	SI2	72	22	6	2-10	0,1	1,75	170
D3-5: vergleyter Braunerde-Podsol aus Geschiebedecksand über Schmelzwassersand; Bestand: Rotbuche (<i>Fagus sylvatica</i>)									
L	+10	-	-	-	-	-	-	-	-
Of,Oh	+7	-	-	-	-	-	76,0	0,42	289
Aeh	-20	mSfs	93	6	1	2-10	3,7	1,34	247
Bhs	-25	mSfs	87	10	3	2-10	-	1,34	247
Bsv	-50	Su2	88	11	1	2-10	-	1,44	373
Bv	-100	fSms	92	7	1	<2	-	1,44	471
Cv1	-130	gSms	99	1	0	2-10	-	1,46	2774
Cv2	-180	mSgs	99	0	1	2-10	-	1,47	1813
Go	-200	mSgs	99	0	1	2-10	-	1,56	1412
D3-6: podsolige Pseudogley-Braunerde aus Geschiebedecksand über Geschiebelehm; Bestand: Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>)									
L	+7	-	-	-	-	-	-	-	-
Of,Oh	+5	-	-	-	-	-	41,0	0,37	50
Aeh	-5	Su3	64	31	5	2-10	2,8	1,04	32
Bsv	-15	SI2	66	29	5	2-10	-	1,31	584
Bv	-50	SI2	61	34	5	2-10	-	1,57	51
Bv-Sw	-70	Su2	57	38	5	2-10	-	1,72	18
IIISd	-150	Ls3	57	25	18	2-10	-	1,82	2

Fortsetzung Anhang A: Standorte der Dübener Heide: Brikettflugasche Bitterfelder Berg.

Horizont	Tiefe cm	BArt	S %	U %	T %	>2mm %	Corg %	pt g/cm ³	kf cm/d
BB: Normregosol aus Braunkohlenkraftwerksasche über Bergematerial (Halde) ; nicht vernässt; Bestand: Reitgras (<i>Calamagrostis epigejos</i>)									
Ah-yloC	0 - 10	mSfs	92	7	2	< 2	34	0,35	874
yloC1	10 - 20	mSfs	90	5	5	< 2	38	0,38	669
yloC2	20 - 40	mSfs	87	9	4	< 2	36	0,45	198
IICv	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Fortsetzung Anhang A: Standorte der Dübener Heide: Koordinaten und Bezeichnung im Projekt ENFORCHANGE.

Standort	Name ENFORCHANGE	X	Y
D1-1	Burgkernitz	12°24"55,6'	51°40"57,5'
D1-2*	Buchholz	12°30"43,9'	51°43"37,0'
D2-1	Tornau 45	12°35"35,4'	51°39"30,8'
D2-2	Ochsenkopf/EU 259	12°36"46,5'	51°41"27,4'
D2-3	Eisenhammer	12°35"49,0'	51°39"19,1'
D3-1	Jagdhaus E585	12°46"55,3'	51°34"45,1'
D3-2	Jagdhaus E593	12°46"57,1'	51°34"56,8'
D3-3	Wartha A249	12°44"8,05'	51°32"28,9'
D3-4	Torfhaus A169 I	12°44"59,6'	51°33"50,3'
D3-5	Torfhaus A169 II	12°44"53,2'	51°33"46,1'
D3-6	Spitze E733	12°51"12,9'	51°35"58,6'

Anhang B: Standorte der Oberlausitz.

Horizont	Tiefe cm	BArt	S %	U %	T %	>2mm %	pH CaCl ₂	C _{org} %	ρ _t g/cm ³	k _f cm/d
L1-1: podsolige Pseudogley-Braunerde aus Flugasche über umgelagertem Lößlehm über Biotitgranit; flachgründig; sehr schwach vernässt; Bestand: Rotbuche (<i>Fagus sylvatica</i>)										
L	+17	-	-	-	-	-	5,7	61,6	-	-
Of-Oh +yC	+15	Su4	52	46	2	<2	5	21,0	0,26	1372
II A(e)h	-2	Ut2	14	77	9	<2	3,9	5,2	1,09	106
B(s)v	-5	Ut2	15	75	10	<2	3,8	2,9	1,29	99
Bv	-17	Ut2	9	81	10	<2	3,8	0,9	1,44	37
Sw-Bv	-65	Ut2	9	81	10	2-<10	3,6	0,3	1,51	33
III Sd-Cv	-105	SI4	53	34	13	≥75	3,7	0,0	1,62	-
L1-2: podsoliger Parabraunerde-Pseudogley aus Flugasche über Lößlehm über Biotitgranit; mittelgründig; sehr stark vernässt; Bestand: Rotbuche (<i>Fagus sylvatica</i>)										
L	+12	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Of-Oh +yC	+10	Us	29	66	5	<2	4,8	16,0	0,45	745
II A(e)h	-1	Us	13	75	12	<2	4,0	2,6	1,09	194
AI-Sw	-9	Ut3	13	75	12	<2	3,8	1,4	1,21	157
Bt-Swd	-22	Ut4	10	71	19	<2	3,8	1,0	1,48	9
Btv-Swd1	-50	Ut3	10	76	14	<2	3,7	0,5	1,53	13
Btv-Swd2	-80	Ut3	11	74	15	2-<10	3,7	0,3	1,53	10
III Sd	-100	Slu	44	41	15	50-<75	3,7	0,2	1,63	-
L1-3: vergleyter, podsoliger Parabraunerde-Pseudogley aus Flugasche über Lößlehm über Biotitgranit; flachgründig; sehr stark vernässt; Bestand: Fichte (<i>Picea abies</i>)										
L	+15	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Of-Oh +yC	+14	Us	21	75	4	<2	4,2	31,0	0,25	1104
II A(e)h	-3	Ut2	6	85	9	<2	3,5	7,1	0,92	93
AI-Sw	-27	Ut3	6	82	12	<2	3,7	1,9	1,43	30
Bt-Sd	-52	Ut4	5	77	18	<2	3,6	0,5	1,54	3
Btv-Sd	-110	Ut3	12	73	15	<2	3,8	2,8	1,59	1
III Go	-150	SI3	55	33	12	25-<50	3,9	0,2	1,39	132

Fortsetzung Anhang B: Standorte der Oberlausitz.

Horizont	Tiefe cm	BArt	S %	U %	T %	>2mm %	pH CaCl ₂	C _{org} %	ρ _t g/cm ³	k _f cm/d
L2-1: podsoliger Parabraunerde-Pseudogley aus umgelagertem Lößlehm über Geschiebelehm; mittelgründig; sehr stark vernässt; Bestand: Fichte (<i>Picea abies</i>)										
L	+6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Of	+5	-	-	-	-	-	3,2	60,4	0,54	209
Sw-A(e)h	-6	Ut3	8	79	13	<2	3,1	5,7	1,04	96
Al-Sw	-35	Ut2	7	83	10	<2	3,3	3,8	1,04	70
Bt-Sd1	-90	Ut3	6	79	15	<2	3,8	0,7	1,34	2
Bt-Sd2	-120	Ut3	5	78	17	<2	4,0	0,3	1,58	1
II Sd	-150	Lu	14	61	25	<2	4,3	0,0	1,68	1
L2-2: podsolige Normbraunerde aus Lößlehm über Biotitgranodiorit; mittelgründig; nicht vernässt; Bestand: Rotbuche (<i>Fagus sylvatica</i>) und Fichte (<i>Picea abies</i>)										
L	+6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Of(Oh)	+5(2)	-	-	-	-	-	2,9	57,2	0,27	695
A(e)h	-3	Ut3	19	65	16	10-<25	3,1	5,3	0,63	639
B(s)v	-8	Uls	23	62	15	10-<25	3,7	1,9	0,87	434
Bv	-40	Uls	27	59	14	25-<50	3,9	0,3	1,23	714
II Bv	-80	Sl3	67	25	8	25-<50	3,7	0,2	1,44	1106
Cv	-150	Su3	66	27	7	50-<75	3,7	0,2	1,48	-
L2-3: podsolige Pseudogley-Braunerde aus Lößlehm über Biotitgranodiorit; mittelgründig; mittel vernässt; Bestand: Rotbuche (<i>Fagus sylvatica</i>)										
L	+5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Of(Oh)	+3(1)	-	-	-	-	-	3,4	76,2	0,47	216
A(e)h	-2	Uls	38	53	9	10-<25	3,1	4,5	1,06	184
B(s)v	-20	Uls	36	54	10	10-<25	3,5	1,6	1,26	153
Sw-Bv	-35	Uls	32	58	10	10-<25	3,9	0,5	1,45	133
Sdw-Bv	-70	Uls	29	61	10	10-<25	3,9	0,3	1,57	12
II Sd-Cv	-100	Su3	64	31	5	50-<75	3,8	0,2	1,69	2

Fortsetzung Anhang B: Standorte der Oberlausitz: Koordinaten und Bezeichnung im Projekt ENFORCHANGE.

Standort	Name ENFORCHANGE	X	Y
L1-1	Steinberg-Sued	14°54"16,2'	50°58"30,2'
L1-2	Steinberg-Nord	14°54"6,36'	50°58"40,7'
L1-3	Kloster-Wald	14°49"55,7'	50°58"43,6'
L2-1	Schoenbrunn	14°53"25,5'	50°59"52,8'
L2-2	Kottmar	14°40"3,23'	51°0"45,9'
L2-3	Schafberg	14°42"18,5'	51°4"15,8'

Anhang E: Korrelationsmatrix für alle untersuchten Humusauflagen und die mineralischen Oberbodenhorizonte (Dübener Heide und Oberlausitz) (Pearsons-Produkt-Moment-Korrelationskoeffizienten, Signifikanzen $p < 0,001$ ***, $p < 0,01$ **, $p < 0,05$ *).

	GPV	LK	nFK	TW	kf	pt	ps	θ_{wpm}	log WDPT	Ct
GPV										
LK	0,56**									
nFK	0,44*	-0,35								
TW	0,55**	-0,17	0,33							
kf	0,69***	0,62***	0,16	0,15						
pt	-0,92***	-0,49**	-0,36	-0,6**	-0,69***					
ps	-0,58**	-0,13	-0,37	-0,53**	-0,16	0,64***				
θ_{wpm}	0,15	0,03	0,05	0,19	-0,05	-0,11	-0,58**			
log WDPT	0,84***	0,35	0,48**	0,56**	0,5**	-0,87***	-0,59**	0,12		
Ct	0,66***	0,04	0,5**	0,71***	0,25	-0,74***	-0,92***	0,43*	0,72***	

Anhang F: Parameter des Van Genuchten-Modells (VAN GENUCHTEN, 1980) für die Anpassung der Ethanol- und Wasserretentionskurven für die Standorte D1-2* (Auflage, 0-10 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm), D3-4* (Auflage, 0-10cm), L1-1 (Auflage) und L1-2 (Auflage).

Horizont		Θ_r	Θ_s	α	n
D1-2* Auflage	Ethanol	0,08955	0,87031	0,3359	1,40666
	Wasser	0,11574	0,87031	3,33282	1,25767
D1-2* 0-10cm	Ethanol	0,04742	0,45253	0,10413	1,84497
	Wasser	0,03863	0,45832	0,11696	1,57699
D1-2* 20-40cm	Ethanol	0,04736	0,44465	0,12908	1,90767
	Wasser	0,03863	0,45832	0,11696	1,57699
D1-2* 40-60cm	Ethanol	0,01259	0,40624	0,11309	2,05883
	Wasser	0,0292	0,40624	0,05107	2,1893
D1-2* 60-80cm	Ethanol	0,01717	0,40952	0,25389	2,0244
	Wasser	0,02022	0,40811	0,13685	1,8711
D3-4* Auflage	Ethanol	0,16457	0,7909	0,0836	1,75252
	Wasser	0,18711	0,79091	0,51499	1,75155
D3-4* 0-10cm	Ethanol	0,064	0,5752	0,1885	1,5454
	Wasser	0,08	0,57202	0,09512	1,5741
L1-1 Auflage	Ethanol	0,12963	0,90418	0,17557	1,5647
	Wasser	0,08511	0,89908	0,41883	1,32395
L1-2 Auflage	Ethanol	0,14518	0,80326	0,13404	1,45993
	Wasser	0,13296	0,78707	0,48105	1,26603

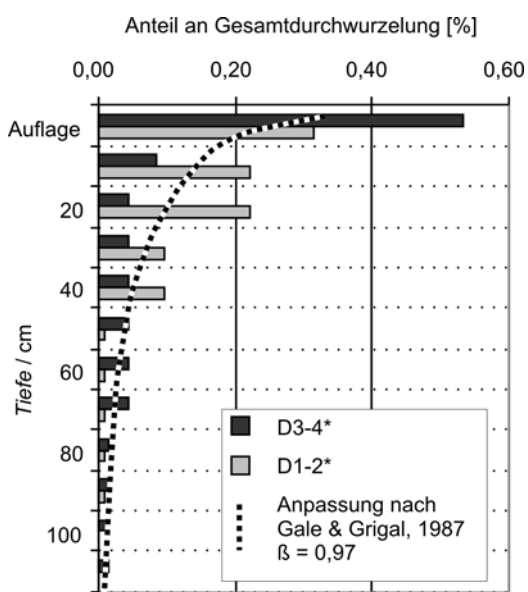
Anhang G: Parameter der nach VAN GENUCHTEN, 1980 und MUALEM, 1976 angepassten Parameter der Horizonte des Standortes D1-2*.

Horizont	1	2	3	4	5	6
Tiefe (cm)	8 bis 0	0 bis -10	-10 bis -20	-20 bis -40	-40 bis -75	-75 bis -100
kf (cm/d)	3552	82427	95315	475551	1189	240
Θ_{rd}	0,1800	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Θ_{sd}	0,8900	0,5000	0,4598	0,4344	0,3749	0,3678
α_d	0,4236	0,2888	0,2664	0,2300	0,0804	0,3114
$n_d=n_w$	2,0409	1,2636	1,3511	1,4993	1,7860	1,6310
l	-2,0582	0,0001	0,0001	0,0001	-1,1104	0,5000
Θ_m	0,8900	0,5000	0,4598	0,4344	0,3749	0,3678
Θ_{sw}	0,8900	0,5000	0,4598	0,4344	0,3749	0,3678
α_w	0,8472	0,5775	0,5328	0,4600	0,1609	0,3114

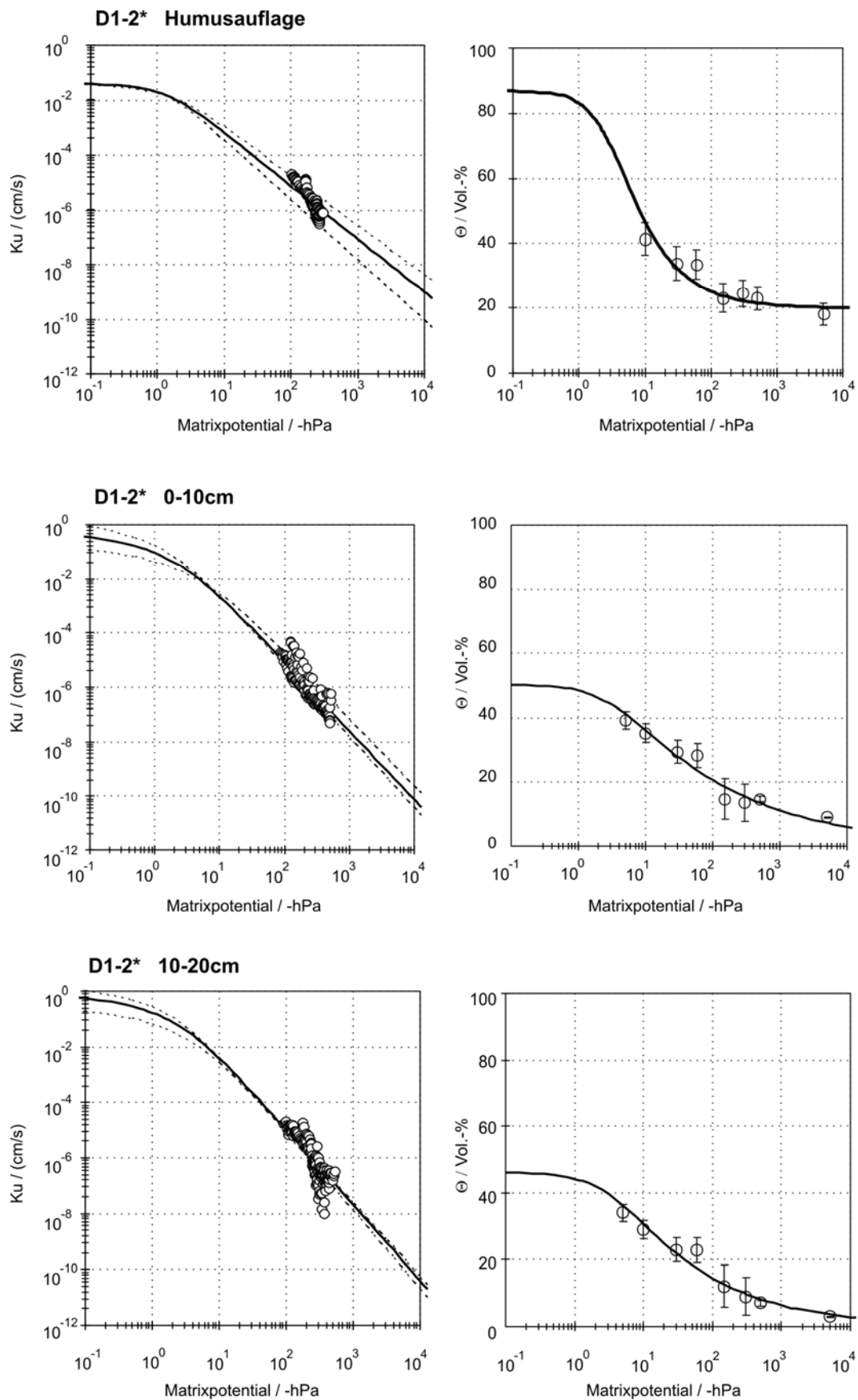
Anhang H: : Parameter der nach VAN GENUCHTEN, 1980 und MUALEM, 1976 angepassten Parameter der Horizonte des mit HYDRUS1-D modellierten Standortes D3-4*.

Horizont	1	2	3	4	5
Tiefe (cm)	8 bis 0	0 bis -20	-20 bis -40	-40 bis -75	-75 bis -100
kf (cm/d)	3554	842	1142	1032	170
Θ_{rd}	0,190	0,000	0,000	0,000	0,020
Θ_{sd}	0,910	0,500	0,410	0,360	0,450
α_d	1,650	0,050	0,060	0,060	0,100
$n_d=n_w$	1,250	1,270	1,590	1,570	2,500
l	-2,930	0,000	-0,780	-0,660	0,500
Θ_m	0,910	0,500	0,410	0,380	0,450
Θ_{sw}	0,600	0,300	0,350	0,280	0,450
α_w	3,290	0,090	0,120	0,110	0,200

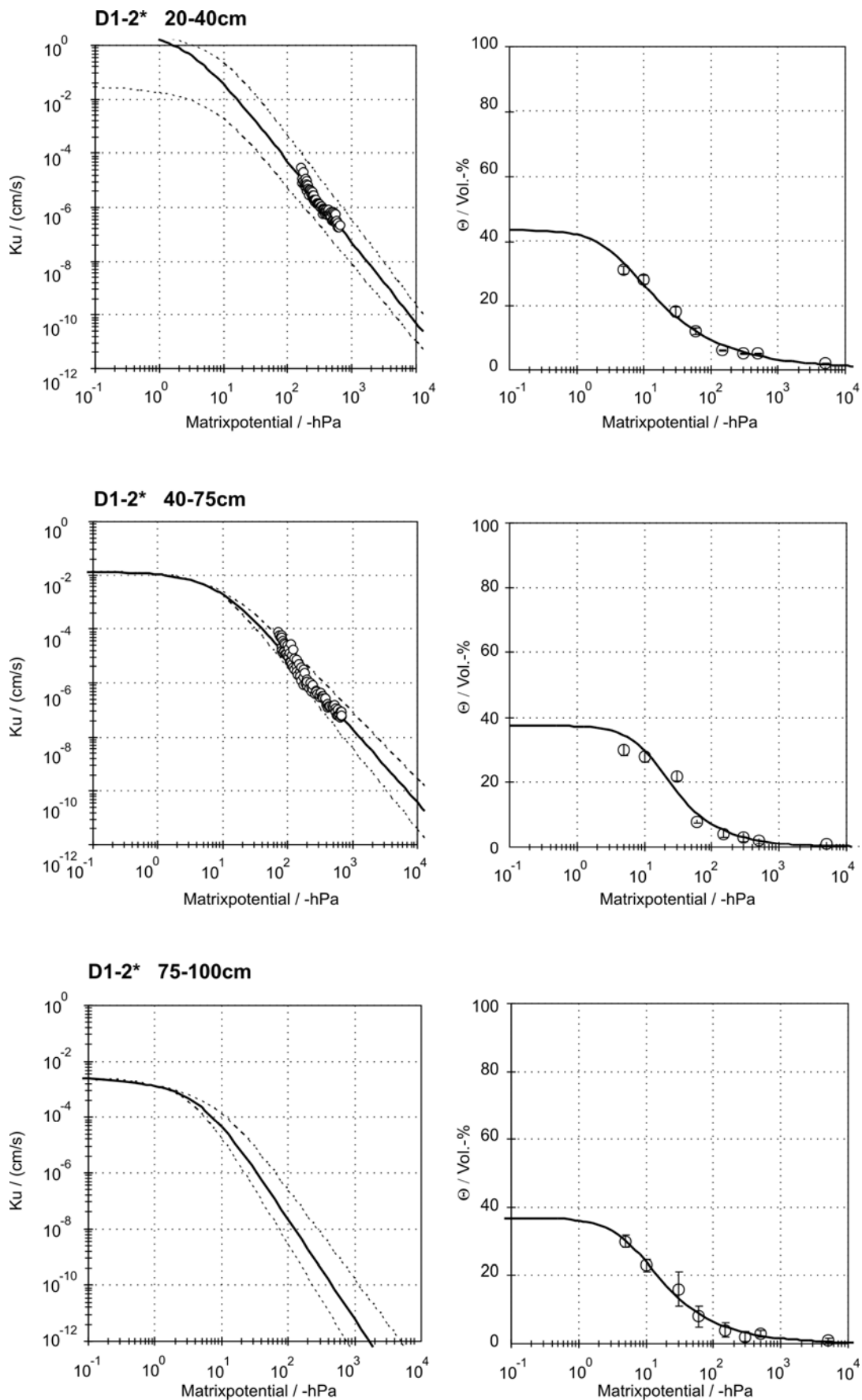
Anhang I: Wurzelverteilungen an den Standorten D1-2* und D3-4* sowie die im Modell implementierte Anpassung nach GALE & GRIGAL, 1987.



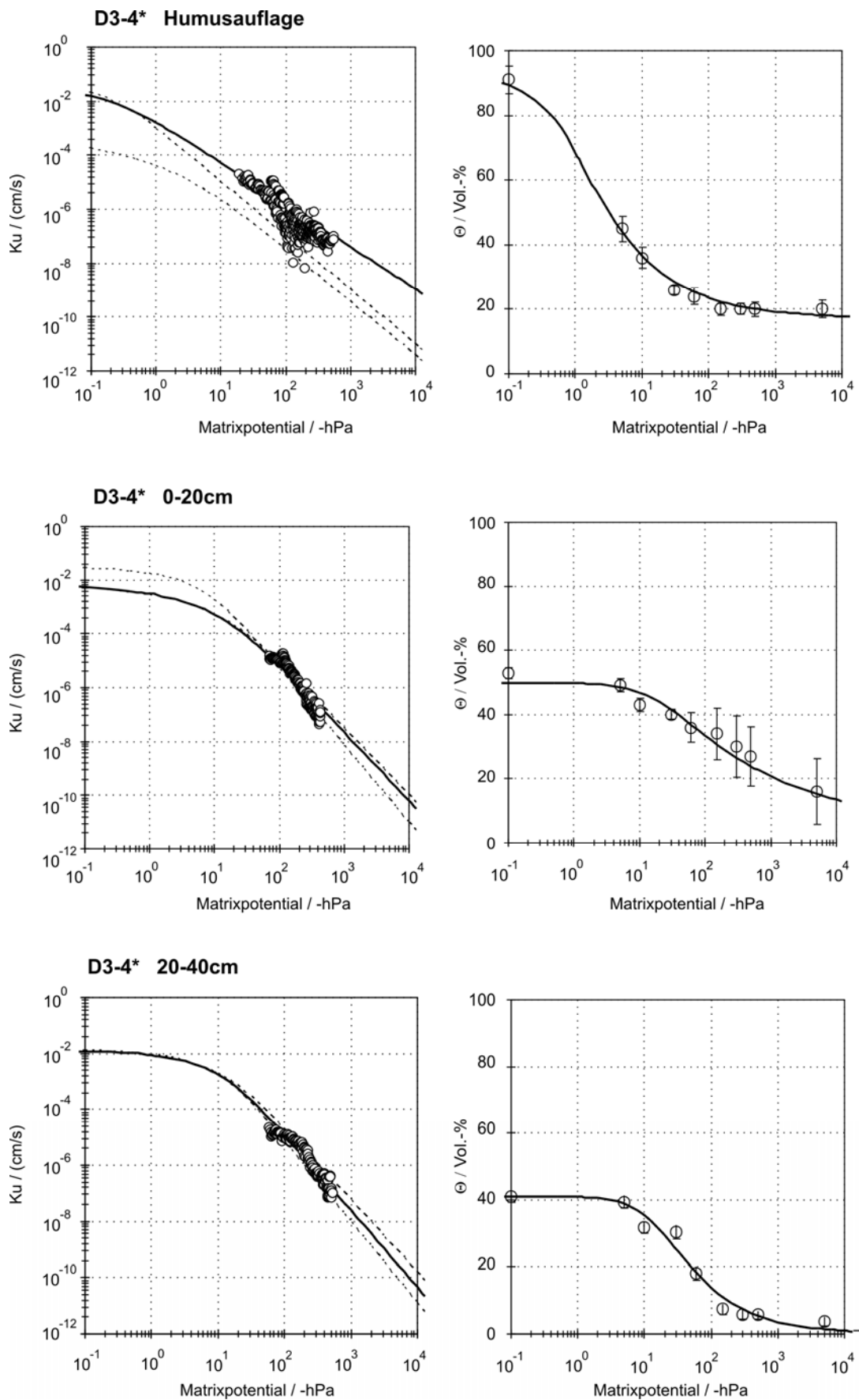
Anhang J: Standort D1-2*: gemessene ungesättigte Wasserleitfähigkeiten K_u und Wasserretentionsverläufe sowie deren Anpassung nach MUALEM, 1976; VAN GENUCHTEN, 1980.



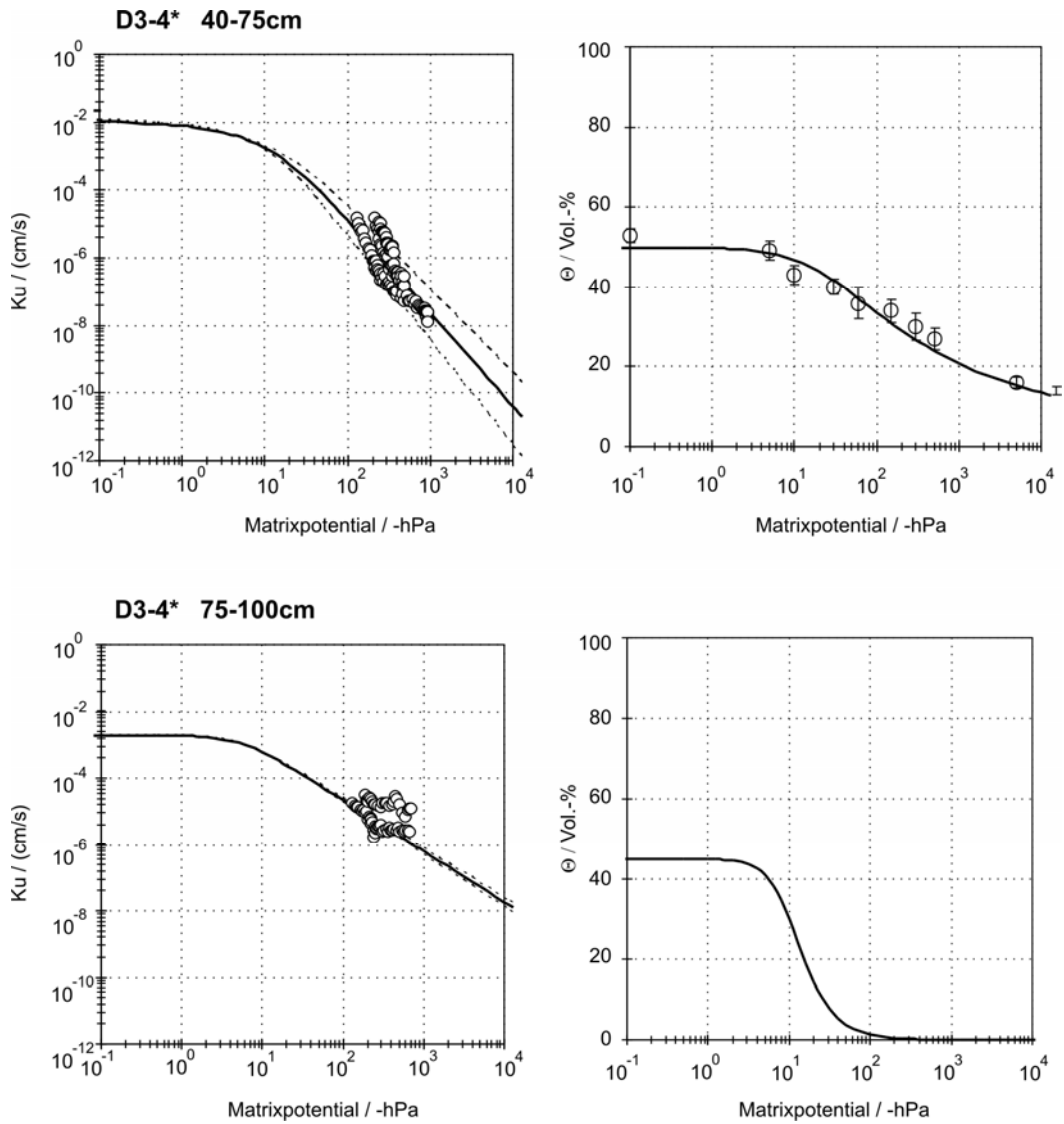
Fortsetzung Anhang J: Standort D1-2*: gemessene ungesättigte Wasserleitfähigkeiten K_u und Wasserretentionsverläufe sowie deren Anpassung nach MUALEM, 1976; VAN GENUCHTEN, 1980.



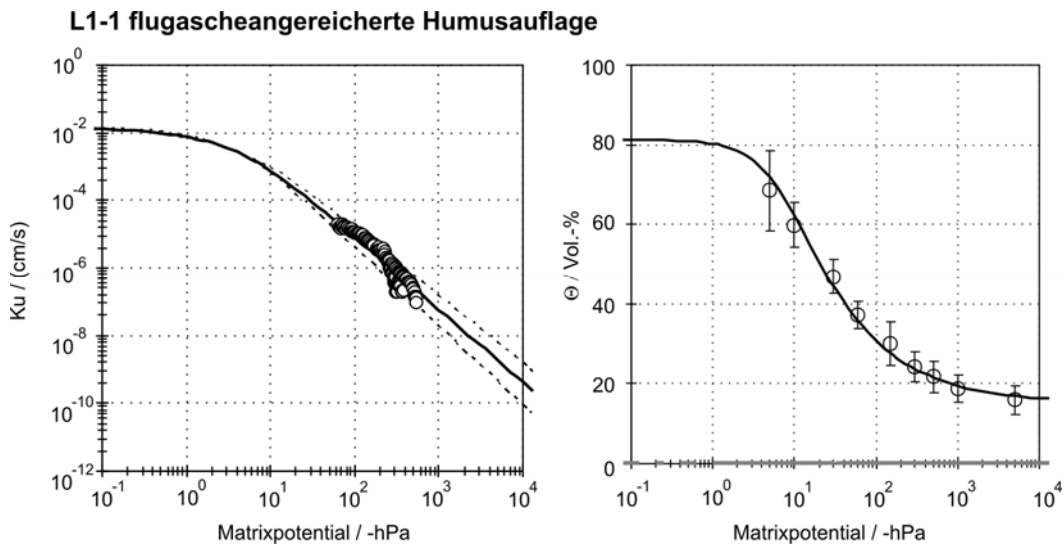
Anhang K: Standort D3-4*: gemessene ungesättigte Wasserleitfähigkeiten K_u und Wasserretentionsverläufe sowie deren Anpassung nach MUALEM, 1976; VAN GENUCHTEN, 1980.



Fortsetzung Anhang K: Standort D3-4*: gemessene ungesättigte Wasserleitfähigkeiten K_u und Wasserretentionsverläufe sowie deren Anpassung nach MUALEM, 1976; VAN GENUCHTEN, 1980.



Anhang L: Standort L1-1: gemessene ungesättigte Wasserleitfähigkeiten K_u und Wasserretentionsverläufe sowie deren Anpassung nach MUALEM, 1976; VAN GENUCHTEN, 1980.



DANKSAGUNG

Mein Dank gilt allen, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

An erster Stelle steht hierbei Herr Prof. Dr. Rainer Horn, der mir das Thema überlassen hat, und stets Zeit und Interesse für meine Arbeit fand.

Herrn Prof. Dr. Rainer Duttmann danke ich für die Übernahme des Koreferats.

Ein besonderer Dank geht an Dr. Heiner Fleige, der sich intensiv mit meinen Ergebnissen auseinandergesetzt hat und mir viele gute Ratschläge erteilen konnte. Dr. Stephan Peth danke ich für seine Auseinandersetzung mit mathematischen Überlegungen und englischen Unsicherheiten. Für die Unterstützung bei Laboranalysen danke ich allen technischen Angestellten des Instituts für Pflanzenernährung und Bodenkunde, insbesondere Sudelia Kneesch, Birgit Vogt und Doris Rexilius. Für die Ratschläge bei technischen Problemen danke ich Jens Rosteck und Joachim Lohse, der durch seine feinmechanischen Begabungen so manche Analytik erst ermöglichte.

Ein herzliches Dankeschön an alle HIWIS, die mir im Wald und im Labor geholfen haben!

Für die Messung und Erläuterung der NMR-Spektren danke ich Prof. Dr. Heike Knicker und Dr. Angelika Kölbl von der Technischen Universität München.

Für die rasterelektronenmikroskopischen Untersuchungen danke ich Prof. Dr. Priska Schäfer und Frau Ute Schuldt.

Besonders für das gemeinsame Durchstehen kulinarischer Höhepunkte um halb zwölf und die Diskussionsbereitschaft nicht nur wissenschaftlicher Themen auch nach der Arbeit danke ich Alex, Kristine, Imke, Katrin, Stephan und Julia.

... und nicht zu vergessen, vielen Dank an Heiko Fritz für die oft stundenlangen Telefonate über Flugasche.

Nicht zuletzt möchte ich meinen Eltern dafür danken, dass sie mich und meine Familie unterstützt haben, so gut sie konnten.

Mein besonderer Dank gilt meiner Freundin Kathrin für ihr Verständnis, ihre Diskussionsbereitschaft und die Kraft, die sie mir nicht nur während dieser Arbeit gegeben hat.

LEBENS LAUF

Name: Peter Maximilian Hartmann
Geburtsdatum: 16. Januar 1978
Geburtsort: Karlstadt am Main, Bayern
Nationalität: deutsch
Familienstand: ledig, zwei Kinder

Berufliche Tätigkeiten:

10.2005 – 10.2008: Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel im Rahmen des Projektes „ENFORCHANGE“

Studium:

2001 - 2005 Diplom - Geographie an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel (Hauptstudium)
Nebenfächer: Geologie, Bodenkunde Abschluss: Diplom

1998 – 2001 Diplom - Geographie an der Julius-Maximilians-Universität Würzburg (Grundstudium)
Nebenfächer: Geologie, Botanik

Studienbegleitende Tätigkeiten:

2005 wissenschaftliche Hilfskraft am Ökologiezentrum der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

Juni - Aug. 2004 Praktikum beim Ingenieurbüro GBU (Gesellschaft für Baugrunduntersuchungen und Umwelt) in Fahrenkrug / Bad Segeberg

2001 - 2002, 2005 wissenschaftliche Hilfskraft am Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

1998 - 2000 wissenschaftliche Hilfskraft am Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der LMU München

Schul Ausbildung und Zivildienst:

1997/98 Zivildienst im Gesundheitswesen
1988 - 1997 Besuch des Johann-Schöner-Gymnasiums Karlstadt