

**Das „Speicher- und Verdunstungskonzept“
alternativer Oberflächenabdeckungen: Messung
und Simulation des Wasser- und Gashaushaltes
und sein Einsatz bei der Sanierung der
Wismut-Altlasten**

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
eines Doktors der Naturwissenschaften
an der Fakultät für Geowissenschaften
der Ruhr-Universität Bochum

vorgelegt von

Uwe Hoepfner
aus Mönchengladbach

Bochum, Januar 2006

1. Gutachter	Prof. Dr. Zepp, Fakultät für Geowissenschaften
2. Gutachter	Prof. Dr. Schumann, Fakultät für Bauingenieurwesen
Fachfremder Gutachter	Prof. Dr. Gies, Fakultät für Geowissenschaften

Kolloquium 10.5.2006

Inhaltsverzeichnis

Tabellenverzeichnis	iv
Abbildungsverzeichnis	vii
Symbole, Abkürzungen	xxi
Zusammenfassung	1
1 Einleitung	7
1.1 Problemstellung	7
1.2 Ziel der Untersuchung	11
2 Oberflächenabdeckungen – Stand der Technik und Forschung	13
2.1 Praxis der Oberflächenabdeckungen von Deponien und Altlasten und alternative Ansätze	13
2.2 Das Speicher- und Verdunstungskonzept	20
2.2.1 Die Funktion der Rekultivierungsschicht	21
2.2.2 Die Funktion der Vegetation	22
2.2.3 Die Umsetzung des Speicher- und Verdunstungskonzeptes	27
3 Die Oberflächenabdeckung der Bergbaustandorte – Bedingungen, Konzepte und Ziele	31
3.1 Die Sanierung der Wismut-Bergbaustandorte	31
3.1.1 Überblick	31
3.1.2 Das Ronneburger Revier	33
3.2 Die Oberflächenabdeckung des rückverfüllten Tagebaus Lichtenberg	42
4 Methodik	48
4.1 Untersuchungskonzept	48
4.2 Feldmethoden	50
4.2.1 Versuchsanlage Lichtenberg	50
4.2.2 Abflußmessungen	55
4.2.2.1 Sickerung	55
4.2.2.2 Hypodermischer Abfluß	59
4.2.2.3 Oberflächenabfluß	61
4.2.3 Tension	63
4.2.4 Wassergehalt	69
4.2.5 Bodentemperatur	76
4.2.6 Sauerstoffmessungen	76
4.2.7 Hydraulische Leitfähigkeit	77
4.2.8 Meteorologische Messungen	77

4.2.8.1	Wetterstation Lichtenberg	77
4.2.8.2	Interzeption	79
4.2.8.3	DWD-Station Gera-Leumnitz	81
4.2.8.4	Niederschlagskorrektur	84
4.3	Labormethoden	90
4.3.1	Bodenphysikalische Parameter	90
4.3.2	$\theta(\psi)$ - und $K(\psi)$ -Funktion	91
4.3.2.1	Bestimmung	91
4.3.2.2	Parametrisierung	92
4.4	Modellierung	92
4.4.1	Allgemeines	92
4.4.2	Wasserscheidenverfahren	94
4.4.3	HELP	96
4.4.3.1	Modellansatz	96
4.4.3.2	Parametrisierung	99
4.4.4	HYDRUS	100
4.4.4.1	Modellansatz	100
4.4.4.2	Parametrisierung	102
4.4.5	Verdunstung	102
4.4.5.1	Allgemeines	102
4.4.5.2	Potentielle Evapotranspiration nach PEN- MAN-MONTEITH	104
4.4.5.3	Evapotranspiration von Waldbeständen nach PENMAN-MONTEITH	109
4.4.5.4	Das GASH-Interzeptionsmodell	113
4.4.6	Kalibrierung und Validierung	115
4.4.7	Sensitivitätsanalysen	118
4.4.8	Szenarien der Klima- und Bodenentwicklung	119
4.4.9	Berechnungen zum Gashaushalt	124
4.4.9.1	Modellansatz	124
4.4.9.2	Verifikation des Modellansatzes	129
5	Ergebnisse	132
5.1	Ergebnisse der Feldmessungen	132
5.1.1	Witterung im Untersuchungszeitraum	132
5.1.2	Bodentemperatur	139
5.1.3	Bodenfeuchte: Wassergehalt und Tension	142
5.1.3.1	Allgemeines	142
5.1.3.2	Versuchsfeld 1	143
5.1.3.3	Versuchsfeld 2	150
5.1.3.4	Versuchsfeld 3	153
5.1.3.5	Versuchsfeld 4	155
5.1.4	Abflüsse	155
5.1.4.1	Oberflächenabfluß A_o	155
5.1.4.2	Hypodermischer Abfluß A_i	160
5.1.4.3	Sickerung A_u	166
5.1.5	Interzeption	170
5.2	Ergebnisse der Modellierung	172

5.2.1	Ergebnisse des GASH-Interzeptionsmodells	172
5.2.2	Ergebnisse der Wasserscheidenmethode	177
5.2.3	Ergebnisse der HELP-Berechnungen	180
5.2.3.1	Ergebnisse der Sensitivitätsuntersuchungen . . .	180
5.2.3.2	Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse . . .	192
5.2.3.3	Ergebnisse der Prognosen	197
5.2.4	Ergebnisse der HYDRUS-Berechnungen	204
5.2.4.1	Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse . . .	204
5.2.4.2	Ergebnisse der Prognosen	208
5.2.5	Ergebnisse der Berechnungen zum Gashaushalt	224
6	Schlußfolgerungen	233
	Danksagung	241
	Literaturverzeichnis	242
	Anhang^a	318
A	Dokumentation Versuchsanlage Lichtenberg	318
B	Laborergebnisse	341
C	Ergebnisse Meteorologie	355
D	Hydrologische Ergebnisse der Versuchsfelder	376
E	Ergebnisse der Interzeptionsmodellierung	409
F	Ergebnisse der Wasserscheidenmethode	420
G	Sensitivitätsuntersuchungen HELP-Modell	437
H	Ergebnisse HELP-Modell: Kalibrierung, Validierung und Prognosen	534
I	Ergebnisse HYDRUS_2D-Modell: Kalibrierung, Validierung und Prognosen	580
J	Ergebnisse der Berechnungen zum Gashaushalt	649

^a Auf Datenträger.

Tabellenverzeichnis

2.1	Statistik jährlicher Transpirationsraten von Waldbeständen	23
2.2	Statistik jährlicher Interzeptionsraten von Waldbeständen	24
4.1	Lysimetermessungen, gemessener und korrigierter Abfluß	58
4.2	Systematischer Fehler Niederschlagsmessung	85
4.3	Benetzungsverluste Niederschlagssammler	87
4.4	Windfehler Niederschlagssammler Lichtenberg	88
4.5	Niederschlagskorrektur Gera-Leumnitz	90
4.6	Vergleich der berechneten ET_P , Einfluß Parametrisierung	108
4.7	Parameter Berechnung potentielle Gras- und Waldverdunstung	112
4.8	Sensitivität des GASH-Interzeptionsmodells	115
4.9	Klimatische Kennwerte Gera-Leumnitz und GLOWA-Klimaszenario	123
5.1	Meteorologische Kennwerte im Untersuchungszeitraum	132
5.2	Gemessener Abfluß im Untersuchungszeitraum, Übersicht	156
5.3	Sensitivität Lufttemperaturerhöhung auf Wasserhaushalt (HELP)	170
5.4	Kronendurchlaß walddydrologisches Meßfeld Südwesthalde	171
5.5	Stammabfluß walddydrologisches Meßfeld Helmsdorf	171
5.6	Statistik Interzeptionsmodellierung	173
5.7	Parametrisierung Interzeptionsmodell	174
5.8	Ergebnis der Interzeptionsmodellierung	175
5.9	Ergebnis Wasserscheidenmethode, Untersuchungszeitraum	179
5.10	HELP-Sensitivität: Übersicht ET_A , A_o , A_i und A_u	182
5.11	Vergleich der berechneten ET_P nach FAO und HELP	189
5.12	Sensitivität Niederschlagskorrektur auf HELP-Prognose	191
5.13	HELP-Prognose: Abfluß VF 2	194
5.14	HELP-Prognose: Vergleich Sickerung	203
5.15	HYDRUS_2D-Kalibrierung/Validierung, A_i VF 1–3	205
5.16	Übersicht Verdunstungsraten	218
6.1	Übersicht Wasserhaushaltsprognosen	235
A1	Instrumentierung der Meßplätze Versuchsanlage Lichtenberg	320
B1	Mittlere Fein- und Grobbodenanteile der Substrate	342
B2	Mittlere Parametrisierung Substrate nach VAN GENUCHTEN	343
B3	Trockenrohdichte der Abdecksubstrate	344
B4	Bestimmungen des K_s -Wertes auf der Versuchsanlage Lichtenberg	345
C1	Niederschlag Lichtenberg und Gera-Leumnitz, 2000	356
C2	Niederschlag Lichtenberg und Gera-Leumnitz, 2001	357
C3	Niederschlag Lichtenberg und Gera-Leumnitz, 2002	358
C4	Niederschlag Lichtenberg und Gera-Leumnitz, 2003	359
C5	Niederschlag Lichtenberg und Gera-Leumnitz, 2004	360
C6	T , R_s , ET_P und klimatische Wasserbilanz im Jahr 2000	361

C7	T, R_s, ET_P und klimatische Wasserbilanz im Jahr 2001	362
C8	T, R_s, ET_P und klimatische Wasserbilanz im Jahr 2002	363
C9	T, R_s, ET_P und klimatische Wasserbilanz im Jahr 2003	364
C10	T, R_s, ET_P und klimatische Wasserbilanz im Jahr 2004	365
C11	T, P, ET_P sowie klimatische Wasserbilanz Gera-Leumnitz 1970– 1999	366
C12	T, P, ET_P sowie klimatische Wasserbilanz Klimaprognose 2001– 2055	368
D1	Gemessener Abfluß im Untersuchungszeitraum, Versuchsfeld 1	393
D2	Gemessener Abfluß im Untersuchungszeitraum, Versuchsfeld 2	395
D3	Gemessener Abfluß im Untersuchungszeitraum, Versuchsfeld 3	397
E1	Freilandniederschlag und Interzeptionsverlust Untersuchungszeit- raum	412
E2	Freilandniederschlag und Interzeptionsverlust 1970–1999	412
E3	Freilandniederschlag und Interzeptionsverlust Klimaprognose	413
E4	Freilandniederschlag und Interzeptionsverlust Klimaprognose	414
G1	HELP-Sensitivität, Parametrisierung	438
G2	HELP-Sensitivität, Parametrisierung	439
G3	HELP-Sensitivität, Parametrisierung	440
G4	HELP-Sensitivität, absolute Sensitivitätsindizes	442
G5	HELP-Sensitivität, relative Sensitivitätsindizes	445
H1	HELP-Kalibrierung: Parametrisierung	535
H2	HELP-Kalibrierung: Sensitivität Ein- und Dreischichtansatz	536
H3	HELP-Prognose: Parametrisierung Szenarien	537
H4	HELP-Prognose: Parametrisierung Szenarien	538
H5	HELP-Prognose: Parametrisierung Szenarien	539
H6	HELP-Prognose: Parametrisierung Szenarien	540
H7	HELP-Prognose: Parametrisierung Szenarien	541
H8	HELP-Prognose: Parametrisierung Szenarien	542
H9	HELP-Kalibrierung/Validierung: Statistik A_o	543
H10	HELP-Kalibrierung/Validierung: Statistik A_o	543
H11	HELP-Kalibrierung/Validierung: Statistik A_i	543
H12	HELP-Kalibrierung/Validierung: Statistik A_i	543
H13	HELP-Prognose: Untersuchungszeitraum, VF 2, DK I und II	544
H14	HELP-Prognose: 1970–1999, VF 2, DK I und II	545
H15	HELP-Sensitivität: Ein- und Dreischichtansatz	546
H16	HELP-Prognose: Boden- und Vegetationsszenario I und II	547
H17	HELP-Prognose: Klimaszenarien I und II	548
H18	HELP-Prognose: Boden- und Vegetationsszenario I und II, Klimas- zenario II	549
H19	HELP-Prognose: Alterung DK I und II	550
H20	HELP-Prognose: Alterung DK I und II und Klimaszenario II	551
I1	HYDRUS_2D-Prognose: Parametrisierung VF 1	581
I2	HYDRUS_2D-Prognose: Parametrisierung Szenarien, VF 1	582
I3	HYDRUS_2D-Prognose: Parametrisierung Szenarien, VF 1	583
I4	HYDRUS_2D-Prognose: Parametrisierung, VF 2	584
I5	HYDRUS_2D-Prognose: Parametrisierung Szenarien, VF 2	585
I6	HYDRUS_2D-Prognose: Parametrisierung Szenarien, VF 2	586

I7	HYDRUS_2D-Prognose: Parametrisierung, VF 3	587
I8	HYDRUS_2D-Prognose: Parametrisierung Szenarien, VF 3	588
I9	HYDRUS_2D-Prognose: Parametrisierung Szenarien, VF 3	589
I10	HYDRUS_2D-Kalibrierung/Validierung: Statistik A_i VF 1	599
I11	HYDRUS_2D-Kalibrierung/Validierung: Statistik A_i VF 1	599
I12	HYDRUS_2D-Kalibrierung/Validierung: Statistik A_i VF 2	599
I13	HYDRUS_2D-Kalibrierung/Validierung: Statistik A_i VF 2	599
I14	HYDRUS_2D-Kalibrierung/Validierung: Statistik A_i VF 3	599
I15	HYDRUS_2D-Kalibrierung/Validierung: Statistik A_i VF 3	600
I16	Bodenphysikalische Parameter: Messung und HYDRUS_2D	601
I17	HYDRUS_2D-Prognose: Untersuchungszeitraum, VF 1–3	608
I18	HYDRUS_2D-Prognose: 1970–1999, VF 1–3	609
I19	HYDRUS_2D-Prognose: VF 1, Boden- und Vegetationsszenario I und II	610
I20	HYDRUS_2D-Prognose: VF 1, Klimaszenarien I und II	611
I21	HYDRUS_2D-Prognose: VF 1, Boden- und Vegetationsszenario I und II, Klimaszenario II	612
I22	HYDRUS_2D-Prognose: VF 2, Boden- und Vegetationsszenario I und II	613
I23	HYDRUS_2D-Prognose: VF 2, Klimaszenarien I und II	614
I24	HYDRUS_2D-Prognose: VF 2, Boden- und Vegetationsszenario I und II, Klimaszenario II	615
I25	HYDRUS_2D-Prognose: VF 3, Boden- und Vegetationsszenario I und II	616
I26	HYDRUS_2D-Prognose: VF 3, Klimaszenarien I und II	617
I27	HYDRUS_2D-Prognose: VF 3, Boden- und Vegetationsszenario I und II, Klimaszenario II	618
J1	Gasdiffusion: VF 1–3, Untersuchungszeitraum, Parametrisierung D_{eff} nach ELBERLING	650
J2	Gasdiffusion: VF 1–3, 1970–1999, Parametrisierung D_{eff} nach EL- BERLING	651
J3	Gasdiffusion: VF 1, Parametrisierung D_{eff} nach ELBERLING	652
J4	Gasdiffusion: VF 1, Parametrisierung D_{eff} nach MOLDRUP	653
J5	Gasdiffusion: VF 1, Parametrisierung D_{eff} nach MOLD- RUP/CAMPBELL	654
J6	Gasdiffusion: VF 2, Parametrisierung D_{eff} nach ELBERLING	655
J7	Gasdiffusion: VF 2, Parametrisierung D_{eff} nach MOLDRUP	656
J8	Gasdiffusion: VF 2, Parametrisierung D_{eff} nach MOLD- RUP/CAMPBELL	657
J9	Gasdiffusion: VF 3, Parametrisierung D_{eff} nach ELBERLING	658
J10	Gasdiffusion: VF 3, Parametrisierung D_{eff} nach MOLDRUP	659
J11	Gasdiffusion: VF 3, Parametrisierung D_{eff} nach MOLD- RUP/CAMPBELL	660

Abbildungsverzeichnis

1.1	Uranabbau und Aufbereitungsbetriebe der Wismut 1946–1990 . . .	8
1.2	Ansatz zur Konzipierung und Bewertung von Abdeckungen	12
2.1	Abschätzung Profiltiefen der Rekultivierungsschicht aufgrund der nFK	22
2.2	Abflußanteile Lysimeter St. Arnold	25
2.3	Niederschlag und Abfluß Lysimeteranlage Colbitzer Heide	26
3.1	Historischer Uranerzbergbau der Wismut in Thüringen und Sachsen	32
3.2	Übersichtskarte Ronneburger Revier	34
3.3	Luftbild Ronneburger Revier	35
3.4	Luftbild Ronneburger Revier	36
3.5	Pyritoxidation und AMD im Ronneburger Revier:	37
(a)	Schwefelausblühungen Tagebau Lichtenberg, 1963	37
(b)	Acid Mine Drainage, Versuchsanlage Lichtenberg, April 2002 . . .	37
3.6	Schema Tagebauverfüllung	38
3.7	Tagebauverfüllung Lichtenberg	39
3.8	Hydrologisches Schema Tagebau Lichtenberg	43
3.9	Prognose der Nickelkonzentrationen Tagebau Lichtenberg	45
3.10	Prognose der Nickelkonzentrationen Tagebau Lichtenberg	45
4.1	Überblick Untersuchungsmethodik	49
4.2	Lage der Versuchsorte Lichtenberg, Seelingstädt und Helmsdorf . .	50
4.3	Luftbild Versuchsanlage Lichtenberg	51
4.4	Luftbild Versuchsanlage Lichtenberg	52
4.5	Versuchsanlage Lichtenberg: Substrattypen und Schichtmächtig- keiten	53
4.6	Bau der Lysimeter Versuchsfelder Lichtenberg: Folienwanne	55
4.7	Bau der Lysimeter Versuchsfelder Lichtenberg: Dränagen Folien- wanne	55
4.8	Auffangkasten hypodermischer Abfluß	59
4.9	Dränagen Versuchsfelder Lichtenberg: Schematischer Schnitt . . .	60
4.10	Bau der Dränagen Versuchsfelder Lichtenberg	60
4.11	Messung Oberflächenabfluß Versuchsfelder Lichtenberg: Kasten- rahmen	62
4.12	Methodik Druckaufnehmertensiometer: Einfluß Temperatur	65
4.13	Methodik Druckaufnehmertensiometer: Einfluß Temperatur	65
4.14	Methodik Druckaufnehmertensiometer: Einfluß Luftdruck	67
4.15	Methodik Druckaufnehmertensiometer: Einfluß Luftdruck	67
4.16	Methodik Equitensiometer: Einfluß Temperatur	68
4.17	Methodik Equitensiometer: Einfluß Temperatur	68
4.18	Methodik Equitensiometer: Einfluß Temperatur	69

4.19	Kalibrierung TDR-Sonde, alle Substrate	72
4.20	Kalibrierung TDR-Sonde, Substrat der Rekultivierungsschicht, VF 2	73
4.21	Kalibrierung TDR-Sonde, Vergleich Kalibrierkurven	74
4.22	Vergleich unkorrigierte und korrigierte TDR-Messung, VF 2	74
4.23	Methodik Wassergehaltsmessung: Einfluß Temperatur	75
4.24	Niederschlagsmessung Versuchsanlage Lichtenberg:	78
(a)	Bodengleiche Messung bis November 2001	78
(b)	Bodengleiche Messung ab November 2001 und Sammler 1 m Höhe	78
4.25	Waldhydrologische Messungen	80
(a)	Messung des Kronendurchlasses	80
(b)	Messung des Stammabflusses	80
4.26	Differenz Lufttemperatur Gera-Leumnitz und Versuchsanlage Lichtenberg	82
4.27	Differenz Niederschläge, Lichtenberg und Gera-Leumnitz:	83
(a)	Differenz Monatssummen unkorrigierte Niederschläge	83
(b)	Differenz Monatssummen korrigierte Niederschläge	83
4.28	Niederschlagsmessung: Windfehler Versuchsanlage Lichtenberg	88
4.29	Niederschlagsmessung: Windfehler in Abhängigkeit von Windge- schwindigkeit	89
4.30	Vergleich von gemessener zu geschätzter Globalstrahlung	107
4.31	Entwicklung des K_s -Wertes, Rekultivierungsschicht VF 2	120
4.32	Mittlere Temperaturen Gera-Leumnitz 1966–2004, sowie Klimasi- mulation 2005–2055	121
4.33	Mittlere Niederschläge Gera-Leumnitz 1966–2004, sowie Klimasi- mulation 2005–2055	122
4.34	Häufigkeitsverteilung Niederschläge 1959–2003 und Klimaszenario	122
4.35	Funktionen der Diffusionskoeffizienten	125
4.36	Funktionen der Diffusionskoeffizienten	126
4.37	Funktionen der Diffusionskoeffizienten	127
4.38	Sauerstoffkonzentration Bodenluft, VF 2, 70 cm Tiefe	129
4.39	Sauerstoffkonzentration Bodenluft, VF 2, 200 cm Tiefe	130
4.40	Sauerstoffkonzentration Bodenluft, VF 2, 300 cm Tiefe	130
4.41	Sauerstoffkonzentration Bodenluft, VF 2, Juli 2002	131
4.42	Sauerstoffkonzentration Bodenluft, VF 2, November 2002	131
5.1	Lufttemperatur Lichtenberg	133
5.2	Niederschlag Lichtenberg und Differenz zu Gera-Leumnitz	134
5.3	Potentielle Evapotranspiration Lichtenberg	135
5.4	Klimatische Wasserbilanz Lichtenberg	135
5.5	Häufigkeitsverteilung Niederschlag	138
5.6	Windrichtung auf der Versuchsanlage Lichtenberg	138
5.7	Niederschlag, Evapotranspiration und klimatische Wasserbilanz	139
5.8	Tagesgang Luft- und Bodentemperatur, VF 1 und 2	140
5.9	Temperaturprofile VF 1, Abdeckung und Haldenmaterial	141
5.10	Temperaturprofile VF 1 Lichtenberg sowie VF 2 Seelingstädt	142
5.11	Tension Rekultivierungsschicht, April–Juni 2004	144
5.12	Tension Rekultivierungsschicht, April–Juni 2004	144

5.13	Tension Rekultivierungsschicht, Oktober–Dezember 2002	145
5.14	Tension Rekultivierungsschicht, Oktober–Dezember 2002	145
5.15	Niederschlag und Wassergehalt VF 1, November 2002	146
5.16	Tensionen VF 1 während einer Befeuchtungsphase	146
5.17	Bodenfeuchteverhältnisse in der Dichtschicht, Versuchsfeld 1	147
5.18	Aufgrabung einer Kiefernwurzel, Versuchsfeld 1	148
5.19	Vernässung Versuchsfeld 2, März 2003	151
5.20	Bodenfeuchteverhältnisse bei Bodenfrost im Versuchsfeld 2	152
5.21	Methodik Druckaufnehmertensiometer: Präferenzieller Fluß	154
5.22	Oberflächenabfluß VF 1–3	157
5.23	Rißbildung Rekultivierungsschicht VF 1 und 3	158
5.24	Setzungsrisse Lichtenberg	158
5.25	Oberflächenabfluß VF 2	159
5.26	Hypodermischen Abfluß VF 1–3	160
5.27	A_i und A_u VF 1, November–Dezember 2002	161
5.28	Vergleich Meßmethode A_i VF 1	162
5.29	Niederschlag und Abfluß VF 2, November 2002	163
5.30	Schema Hydraulik A_i VF 2	165
5.31	Abfluß und Stauwasserspiegel VF 2, November 2002	166
5.32	Sickerwasser Lysimeter VF 1–3	167
5.33	Auf Lysimeterfläche berechnete Sickerwassermenge VF 2	167
5.34	Stauwasserspiegel Lysimeter VF 3	169
5.35	Freiland- und Bestandsniederschlag	173
5.36	Ergebnis Interzeptionsmodellierung, Untersuchungszeitraum	175
5.37	Ergebnis Interzeptionsmodellierung, 1970–1999	176
5.38	Ergebnis Interzeptionsmodellierung, GLOWA-Klimaprognose	176
5.39	Vergleich ET_A Wasserscheidenverfahren, HELP, HYDRUS_2D	179
5.40	Vergleich ET_A Wasserscheidenverfahren, HELP, HYDRUS_2D	180
5.41	Sensitivität HELP: ET_A und nutzbare Feldkapazität	184
5.42	Sensitivität HELP: A_u und nutzbare Feldkapazität	187
5.43	Vergleich der berechneten ET_P nach FAO und HELP	189
5.44	Vergleich der berechneten ET_P nach FAO und HELP	190
5.45	Sensitivität HELP: Niederschlagskorrektur	191
5.46	HELP-Sensitivität: Drei- und Einschichtansatz	194
5.47	HELP-Prognose: VF 2, DK I und II, 1970–1999	196
5.48	HELP-Prognose: VF 2, DK I und II, Untersuchungszeitraum	196
5.49	HELP-Prognose: Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien	198
5.50	HELP-Prognose: Klimaszenarien	200
5.51	HELP-Prognose: Boden-, Vegetations- und Klimaszenarien	200
5.52	HELP-Prognose: DK I, Alterung und Klimaszenario	202
5.53	HELP-Prognose: DK II, Alterung und Klimaszenario	202
5.54	Vergleich HELP- und HYDRUS_2D-Simulation A_i , VF 2	206
5.55	HYDRUS_2D-Prognose: VF 1–3, 1970–1999	209
5.56	HYDRUS_2D-Prognose: VF 1–3, Untersuchungszeitraum	210
5.57	Sensitivität Sickerung und hypodermischer Abfluß, VF 1–3	213
5.58	HYDRUS_2D-Prognose: VF 1, Boden- und Vegetationsszenarien	215
5.59	HYDRUS_2D-Prognose: VF 2, Boden- und Vegetationsszenarien	215
5.60	HYDRUS_2D-Prognose: VF 3, Boden- und Vegetationsszenarien	216

5.61	Vergleich Verdunstungshöhe Grasvegetation und Kiefernwald . . .	218
5.62	HYDRUS_2D-Prognose: VF 1, Klimaszenarien	220
5.63	HYDRUS_2D-Prognose: VF 2, Klimaszenarien	220
5.64	HYDRUS_2D-Prognose: VF 3, Klimaszenarien	221
5.65	HYDRUS_2D-Prognose: VF 1, Boden-, Vegetations- und Klima- szenarien	222
5.66	HYDRUS_2D-Prognose: VF 2, Boden-, Vegetations- und Klima- szenarien	222
5.67	HYDRUS_2D-Prognose: VF 3, Boden-, Vegetations- und Klima- szenarien	223
5.68	Mittlerer Sauerstoffdiffusionsstrom, Abdeckungen VF 1–3	224
5.69	Sauerstoffdiffusionsstrom, Abdeckungen VF 1–3	225
5.70	Sauerstoffdiffusion VF 1–3, Klimaszenario	227
5.71	Kumulative Sauerstoffdiffusion VF 1–3, Klimaszenario	228
5.72	Sauerstoffdiffusion VF 1–3, Boden- und Vegetationsentwicklungs- szenarien	229
5.73	Kumulative Sauerstoffdiffusion VF 1–3, Boden- und Vegetations- entwicklungsszenario II	229
5.74	Sauerstoffdiffusion VF 1–3, Boden-, Vegetations- und Klimaszena- rio	230
5.75	Sauerstoffdiffusion, Vergleich Diffusionskoeffizienten	231
6.1	Bodenwasservorrat und Abfluß	234
A1	Übersichtsplan Versuchsanlage Lichtenberg	319
A2	Versuchsanlage Lichtenberg: Geländeneigung	326
A3	Versuchsfeld 1: Übersicht	327
A4	Versuchsfeld 1: Übersicht	328
A5	Versuchsfeld 1: Bodenhydrologischer Meßplatz	329
A6	Versuchsfeld 1: Kastenrahmen	330
A7	Versuchsfeld 2: Übersicht	331
A8	Versuchsfeld 2: Übersicht	332
A9	Versuchsfeld 2: Bodenhydrologischer Meßplatz	333
A10	Versuchsfeld 2: Kastenrahmen	334
A11	Versuchsfeld 3: Übersicht	335
A12	Versuchsfeld 3: Übersicht	336
A13	Versuchsfeld 3: Bodenhydrologischer Meßplatz	337
A14	Versuchsfeld 3: Kastenrahmen	338
A15	Versuchsfeld 4: Übersicht	339
A16	Versuchsfeld 4: Bodenhydrologischer Meßplatz	340
B1	Fein- und Grobbodenanteile der untersuchten Substrate	346
B2	Feinbodenanteile der untersuchten Substrate	346
B3	$\theta(\psi)$ -Funktionen der Rekultivierungsschicht VF 1	347
B4	$K(\psi)$ -Funktionen der Rekultivierungsschicht VF 1	347
B5	$\theta(\psi)$ -Funktionen der Dichtschicht VF 1	348
B6	$K(\psi)$ -Funktionen der Dichtschicht VF 1	348
B7	$\theta(\psi)$ -Funktionen der Rekultivierungsschicht VF 2	349
B8	$K(\psi)$ -Funktionen der Rekultivierungsschicht VF 2	349
B9	$\theta(\psi)$ -Funktionen der Rekultivierungsschicht VF 3	350

B10	$K(\psi)$ -Funktionen der Rekultivierungsschicht VF 3	350
B11	$\theta(\psi)$ -Funktionen des Haldenmaterials	351
B12	$K(\psi)$ -Funktionen des Haldenmaterials	351
B13	Mittlere $\theta(\psi)$ -Funktionen der untersuchten Substrate	352
B14	Mittlere $K_r(\psi)$ -Funktionen der untersuchten Substrate	352
B15	Mittlere $K(\psi)$ -Funktionen der untersuchten Substrate	353
B16	Mittlere $K(\theta)$ -Funktionen der untersuchten Substrate	353
B17	Effektive Sättigung der untersuchten Substrate	354
C1	Niederschlag im Untersuchungszeitraum	371
C2	Lufttemperatur im Untersuchungszeitraum	372
C3	Potentielle Evapotranspiration im Untersuchungszeitraum	373
C4	Freiland- und Bestandsniederschlag im Untersuchungszeitraum	374
C5	Freilandniederschlag und Stammabfluß im Untersuchungszeitraum	375
D1	Bodentemperaturen Versuchsfeld 1	377
D2	Bodentemperaturen Versuchsfeld 2	378
D3	Bodentemperaturen Versuchsfeld 3	379
D4	Bodentemperaturen Versuchsfeld 4	380
D5	Bodentemperaturen Versuchsfelder 1–3	381
D6	Bodentemperaturen Versuchsfelder 1, 3 und 4	382
D7	Bodentension Versuchsfeld 1	383
D8	Bodentension Versuchsfeld 1	384
D9	Bodentension Versuchsfeld 2	385
D10	Bodentension Versuchsfeld 2	386
D11	Bodentension Versuchsfeld 3	387
D12	Bodentension Versuchsfeld 3	388
D13	Bodentension Versuchsfeld 4	389
D14	Wassergehalte Versuchsfeld 1	390
D15	Wassergehalte Versuchsfeld 2	391
D16	Wassergehalte Versuchsfeld 3	392
D17	Oberflächenabfluß und Niederschlag VF 1	399
D18	Hypodermischer Abfluß und Niederschlag VF 1	400
D19	Hypodermischer Abfluß und Niederschlag VF 1	401
D20	Sickerung und Niederschlag VF 1	402
D21	Oberflächenabfluß und Niederschlag VF 2	403
D22	Hypodermischer Abfluß und Niederschlag VF 2	404
D23	Sickerung und Niederschlag VF 2	405
D24	Oberflächenabfluß und Niederschlag VF 3	406
D25	Hypodermischer Abfluß und Niederschlag VF 3	407
D26	Sickerung und Niederschlag VF 3	408
E1	Kalibrierung Interzeptionsmodell: Mittlere absolute Fehler	410
E2	Kalibrierung Interzeptionsmodell: Absolute Fehler	410
E3	Validierung des Interzeptionsmodell: Mittlere absolute Fehler	411
E4	Validierung Interzeptionsmodell: Absolute Fehler	411
E5	Gemessener und modellierter Kronendurchlaß, Fichtenbestand	415
E6	Kronendurchlaß Untersuchungszeitraum, Kiefernbestand	416
E7	Kronendurchlaß 1970–1999, Kiefernbestand	417
E8	Kronendurchlaß Klimaprognose, Kiefernbestand	418
E9	Kronendurchlaß Klimaprognose, Kiefernbestand	419

F1	Interpolierte Tensionsprofile, Versuchsfeld 1	421
F2	Interpolierte Wassergehaltsprofile, Versuchsfeld 1	422
F3	Interpolierte Gradientenprofile, Versuchsfeld 1	423
F4	Interpolierte Tensionsprofile, Versuchsfeld 2	424
F5	Interpolierte Wassergehaltsprofile, Versuchsfeld 2	425
F6	Interpolierte Gradientenprofile, Versuchsfeld 2	426
F7	Interpolierte Tensionsprofile, Versuchsfeld 3	427
F8	Interpolierte Wassergehaltsprofile, Versuchsfeld 3	428
F9	Interpolierte Gradientenprofile, Versuchsfeld 3	429
F10	Ergebnis der Wasserscheidenmethode, Versuchsfeld 1	430
F11	Ergebnis der Wasserscheidenmethode, Versuchsfeld 1	431
F12	Ergebnis der Wasserscheidenmethode, Versuchsfeld 2	432
F13	Ergebnis der Wasserscheidenmethode, Versuchsfeld 2	433
F14	Ergebnis der Wasserscheidenmethode, Versuchsfeld 3	434
F15	Ergebnis der Wasserscheidenmethode, Versuchsfeld 3	435
F16	Vergleich ET_A Wasserscheidenverfahren, HELP- und HY- DRUS_2D-Modell	436
G1	HELP-Sensitivität: Verdunstungstiefe und LAI	448
G2	HELP-Sensitivität: Verdunstungstiefe und LAI	448
G3	HELP-Sensitivität: Verdunstungstiefe und LAI	449
G4	HELP-Sensitivität: LAI	449
G5	HELP-Sensitivität: LAI	450
G6	HELP-Sensitivität: LAI	450
G7	HELP-Sensitivität: Verdunstungstiefe	451
G8	HELP-Sensitivität: Verdunstungstiefe	451
G9	HELP-Sensitivität: Verdunstungstiefe	452
G10	HELP-Sensitivität: Beginn Vegetationsperiode	453
G11	HELP-Sensitivität: Beginn Vegetationsperiode	453
G12	HELP-Sensitivität: Beginn Vegetationsperiode	454
G13	HELP-Sensitivität: Beginn Vegetationsperiode	454
G14	HELP-Sensitivität: Beginn Vegetationsperiode	455
G15	HELP-Sensitivität: Beginn Vegetationsperiode	455
G16	HELP-Sensitivität: Ende Vegetationsperiode	456
G17	HELP-Sensitivität: Ende Vegetationsperiode	456
G18	HELP-Sensitivität: Ende Vegetationsperiode	457
G19	HELP-Sensitivität: Ende Vegetationsperiode	457
G20	HELP-Sensitivität: Ende Vegetationsperiode	458
G21	HELP-Sensitivität: Ende Vegetationsperiode	458
G22	HELP-Sensitivität: Lage der Wetterstation	459
G23	HELP-Sensitivität: Lage der Wetterstation	459
G24	HELP-Sensitivität: Windgeschwindigkeit	460
G25	HELP-Sensitivität: Windgeschwindigkeit	460
G26	HELP-Sensitivität: Luftfeuchtigkeit (1. Quartal)	461
G27	HELP-Sensitivität: Luftfeuchtigkeit (1. Quartal)	461
G28	HELP-Sensitivität: Luftfeuchtigkeit (2. Quartal)	462
G29	HELP-Sensitivität: Luftfeuchtigkeit (2. Quartal)	462
G30	HELP-Sensitivität: Luftfeuchtigkeit (3. Quartal)	463
G31	HELP-Sensitivität: Luftfeuchtigkeit (3. Quartal)	463

G32	HELP-Sensitivität: Luftfeuchtigkeit (4. Quartal)	464
G33	HELP-Sensitivität: Luftfeuchtigkeit (4. Quartal)	464
G34	HELP-Sensitivität: Niederschlagshöhe	465
G35	HELP-Sensitivität: Niederschlagshöhe	465
G36	HELP-Sensitivität: Niederschlagshöhe	466
G37	HELP-Sensitivität: Niederschlagshöhe	466
G38	HELP-Sensitivität: Lufttemperatur	467
G39	HELP-Sensitivität: Lufttemperatur	467
G40	HELP-Sensitivität: Globalstrahlung	468
G41	HELP-Sensitivität: Globalstrahlung	468
G42	HELP-Sensitivität: K_s Rekultivierungsschicht, 1. Lage	469
G43	HELP-Sensitivität: K_s Rekultivierungsschicht, 1. Lage	469
G44	HELP-Sensitivität: K_s Rekultivierungsschicht, 2. Lage	470
G45	HELP-Sensitivität: K_s Rekultivierungsschicht, 2. Lage	470
G46	HELP-Sensitivität: K_s Dränageschicht	471
G47	HELP-Sensitivität: K_s Dränageschicht	471
G48	HELP-Sensitivität: K_s Dichtungsschicht	472
G49	HELP-Sensitivität: K_s Dichtungsschicht	472
G50	HELP-Sensitivität: Mächtigkeit Rekultivierungsschicht, 1. Lage	473
G51	HELP-Sensitivität: Mächtigkeit Rekultivierungsschicht, 1. Lage	473
G52	HELP-Sensitivität: Mächtigkeit Rekultivierungsschicht, 2. Lage	474
G53	HELP-Sensitivität: Mächtigkeit Rekultivierungsschicht, 2. Lage	474
G54	HELP-Sensitivität: Mächtigkeit Dränageschicht	475
G55	HELP-Sensitivität: Mächtigkeit Dränageschicht	475
G56	HELP-Sensitivität: Mächtigkeit Dichtungsschicht	476
G57	HELP-Sensitivität: Mächtigkeit Dichtungsschicht	476
G58	HELP-Sensitivität: Neigung	477
G59	HELP-Sensitivität: Neigung	477
G60	HELP-Sensitivität: Hanglänge	478
G61	HELP-Sensitivität: Hanglänge	478
G62	HELP-Sensitivität: SCS-Kurvenzahl	479
G63	HELP-Sensitivität: SCS-Kurvenzahl	479
G64	HELP-Sensitivität: GPV Rekultivierungsschicht, 1. Lage	480
G65	HELP-Sensitivität: GPV Rekultivierungsschicht, 1. Lage	480
G66	HELP-Sensitivität: GPV Rekultivierungsschicht, 1. Lage	481
G67	HELP-Sensitivität: GPV Rekultivierungsschicht, 1. Lage	481
G68	HELP-Sensitivität: GPV Rekultivierungsschicht, 1. Lage	482
G69	HELP-Sensitivität: GPV Rekultivierungsschicht, 1. Lage	482
G70	HELP-Sensitivität: GPV Rekultivierungsschicht, 1. Lage	483
G71	HELP-Sensitivität: GPV Rekultivierungsschicht, 1. Lage	483
G72	HELP-Sensitivität: FK Rekultivierungsschicht, 1. Lage	484
G73	HELP-Sensitivität: FK Rekultivierungsschicht, 1. Lage	484
G74	HELP-Sensitivität: FK Rekultivierungsschicht, 1. Lage	485
G75	HELP-Sensitivität: FK Rekultivierungsschicht, 1. Lage	485
G76	HELP-Sensitivität: FK Rekultivierungsschicht, 1. Lage	486
G77	HELP-Sensitivität: FK Rekultivierungsschicht, 1. Lage	486
G78	HELP-Sensitivität: FK Rekultivierungsschicht, 1. Lage	487
G79	HELP-Sensitivität: FK Rekultivierungsschicht, 1. Lage	487

G80	HELP-Sensitivität: PWP Rekultivierungsschicht, 1. Lage	488
G81	HELP-Sensitivität: PWP Rekultivierungsschicht, 1. Lage	488
G82	HELP-Sensitivität: PWP Rekultivierungsschicht, 1. Lage	489
G83	HELP-Sensitivität: PWP Rekultivierungsschicht, 1. Lage	489
G84	HELP-Sensitivität: PWP Rekultivierungsschicht, 1. Lage	490
G85	HELP-Sensitivität: PWP Rekultivierungsschicht, 1. Lage	490
G86	HELP-Sensitivität: PWP Rekultivierungsschicht, 1. Lage	491
G87	HELP-Sensitivität: PWP Rekultivierungsschicht, 1. Lage	491
G88	HELP-Sensitivität: GPV Rekultivierungsschicht, 2. Lage	492
G89	HELP-Sensitivität: GPV Rekultivierungsschicht, 2. Lage	492
G90	HELP-Sensitivität: GPV Rekultivierungsschicht, 2. Lage	493
G91	HELP-Sensitivität: GPV Rekultivierungsschicht, 2. Lage	493
G92	HELP-Sensitivität: GPV Rekultivierungsschicht, 2. Lage	494
G93	HELP-Sensitivität: GPV Rekultivierungsschicht, 2. Lage	494
G94	HELP-Sensitivität: GPV Rekultivierungsschicht, 2. Lage	495
G95	HELP-Sensitivität: GPV Rekultivierungsschicht, 2. Lage	495
G96	HELP-Sensitivität: FK Rekultivierungsschicht, 2. Lage	496
G97	HELP-Sensitivität: FK Rekultivierungsschicht, 2. Lage	496
G98	HELP-Sensitivität: FK Rekultivierungsschicht, 2. Lage	497
G99	HELP-Sensitivität: FK Rekultivierungsschicht, 2. Lage	497
G100	HELP-Sensitivität: FK Rekultivierungsschicht, 2. Lage	498
G101	HELP-Sensitivität: FK Rekultivierungsschicht, 2. Lage	498
G102	HELP-Sensitivität: FK Rekultivierungsschicht, 2. Lage	499
G103	HELP-Sensitivität: FK Rekultivierungsschicht, 2. Lage	499
G104	HELP-Sensitivität: PWP Rekultivierungsschicht, 2. Lage	500
G105	HELP-Sensitivität: PWP Rekultivierungsschicht, 2. Lage	500
G106	HELP-Sensitivität: PWP Rekultivierungsschicht, 2. Lage	501
G107	HELP-Sensitivität: PWP Rekultivierungsschicht, 2. Lage	501
G108	HELP-Sensitivität: PWP Rekultivierungsschicht, 2. Lage	502
G109	HELP-Sensitivität: PWP Rekultivierungsschicht, 2. Lage	502
G110	HELP-Sensitivität: PWP Rekultivierungsschicht, 2. Lage	503
G111	HELP-Sensitivität: PWP Rekultivierungsschicht, 2. Lage	503
G112	HELP-Sensitivität: GPV Dränschicht	504
G113	HELP-Sensitivität: GPV Dränschicht	504
G114	HELP-Sensitivität: GPV Dränschicht	505
G115	HELP-Sensitivität: GPV Dränschicht	505
G116	HELP-Sensitivität: GPV Dränschicht	506
G117	HELP-Sensitivität: GPV Dränschicht	506
G118	HELP-Sensitivität: GPV Dränschicht	507
G119	HELP-Sensitivität: GPV Dränschicht	507
G120	HELP-Sensitivität: FK Dränschicht	508
G121	HELP-Sensitivität: FK Dränschicht	508
G122	HELP-Sensitivität: FK Dränschicht	509
G123	HELP-Sensitivität: FK Dränschicht	509
G124	HELP-Sensitivität: FK Dränschicht	510
G125	HELP-Sensitivität: FK Dränschicht	510
G126	HELP-Sensitivität: FK Dränschicht	511
G127	HELP-Sensitivität: FK Dränschicht	511

G128	HELP-Sensitivität: PWP Dränschicht	512
G129	HELP-Sensitivität: PWP Dränschicht	512
G130	HELP-Sensitivität: PWP Dränschicht	513
G131	HELP-Sensitivität: PWP Dränschicht	513
G132	HELP-Sensitivität: PWP Dränschicht	514
G133	HELP-Sensitivität: PWP Dränschicht	514
G134	HELP-Sensitivität: PWP Dränschicht	515
G135	HELP-Sensitivität: PWP Dränschicht	515
G136	HELP-Sensitivität: GPV Dichtschicht	516
G137	HELP-Sensitivität: GPV Dichtschicht	516
G138	HELP-Sensitivität: GPV Dichtschicht	517
G139	HELP-Sensitivität: GPV Dichtschicht	517
G140	HELP-Sensitivität: GPV Dichtschicht	518
G141	HELP-Sensitivität: GPV Dichtschicht	518
G142	HELP-Sensitivität: GPV Dichtschicht	519
G143	HELP-Sensitivität: GPV Dichtschicht	519
G144	HELP-Sensitivität: FK Dichtschicht	520
G145	HELP-Sensitivität: FK Dichtschicht	520
G146	HELP-Sensitivität: FK Dichtschicht	521
G147	HELP-Sensitivität: FK Dichtschicht	521
G148	HELP-Sensitivität: FK Dichtschicht	522
G149	HELP-Sensitivität: FK Dichtschicht	522
G150	HELP-Sensitivität: FK Dichtschicht	523
G151	HELP-Sensitivität: FK Dichtschicht	523
G152	HELP-Sensitivität: PWP Dichtschicht	524
G153	HELP-Sensitivität: PWP Dichtschicht	524
G154	HELP-Sensitivität: PWP Dichtschicht	525
G155	HELP-Sensitivität: PWP Dichtschicht	525
G156	HELP-Sensitivität: PWP Dichtschicht	526
G157	HELP-Sensitivität: PWP Dichtschicht	526
G158	HELP-Sensitivität: PWP Dichtschicht	527
G159	HELP-Sensitivität: PWP Dichtschicht	527
G160	HELP-Sensitivität: Lufttemperatur, Verhältnis $ET_P : ET_A$	528
G161	HELP-Sensitivität: Globalstrahlung, Verhältnis $ET_P : ET_A$	528
G162	HELP-Sensitivität: Windgeschwindigkeit, Verhältnis $ET_P : ET_A$	529
G163	HELP-Sensitivität: Luftfeuchte (1. Quartal), Verhältnis $ET_P : ET_A$	529
G164	HELP-Sensitivität: Luftfeuchte (2. Quartal), Verhältnis $ET_P : ET_A$	530
G165	HELP-Sensitivität: Luftfeuchte (3. Quartal), Verhältnis $ET_P : ET_A$	530
G166	HELP-Sensitivität: Luftfeuchte (4. Quartal), Verhältnis $ET_P : ET_A$	531
G167	HELP-Sensitivität: Niederschlag, Verhältnis $ET_P : ET_A$	531
G168	HELP-Sensitivität: K_s 1. Lage Rekultivierungsschicht, Verhältnis $ET_P : ET_A$	532
G169	HELP-Sensitivität: SCS-Faktor, Verhältnis $ET_P : ET_A$	532
G170	HELP-Sensitivität: FK Rekultivierungsschicht (1. Lage), Verhältnis $ET_P : ET_A$	533
H1	HELP-Kalibrierung/Validierung: A_o gemessen/simululiert	552
H2	HELP-Kalibrierung/Validierung: A_o gemessen/simululiert	553
H3	HELP-Kalibrierung/Validierung: A_i gemessen/simululiert	554

H4	HELP-Kalibrierung/Validierung: A_i gemessen/simululiert	555
H5	HELP-Kalibrierung/Validierung: Sensitivität Verdunstungstiefe, LAI	556
H6	HELP-Kalibrierung/Validierung: Sensitivität Verdunstungstiefe, LAI	556
H7	HELP-Kalibrierung/Validierung: Sensitivität Verdunstungstiefe, LAI	557
H8	HELP-Kalibrierung/Validierung: Sensitivität Verdunstungstiefe, LAI	557
H9	HELP-Kalibrierung/Validierung: Sensitivität K_s Haldenmaterial	558
H10	HELP-Kalibrierung/Validierung: Sensitivität GPV Rekultivierungsschicht	558
H11	HELP-Kalibrierung/Validierung: Sensitivität GPV Rekultivierungsschicht	559
H12	HELP-Kalibrierung/Validierung: Sensitivität GPV Rekultivierungsschicht	559
H13	HELP-Kalibrierung/Validierung: Sensitivität GPV Rekultivierungsschicht	560
H14	HELP-Kalibrierung/Validierung: Sensitivität FK Rekultivierungsschicht	560
H15	HELP-Kalibrierung/Validierung: Sensitivität FK Rekultivierungsschicht	561
H16	HELP-Kalibrierung/Validierung: Sensitivität FK Rekultivierungsschicht	561
H17	HELP-Kalibrierung/Validierung: Sensitivität FK Rekultivierungsschicht	562
H18	HELP-Prognose: Untersuchungszeitraum	563
H19	HELP-Prognose: 1970–1999	564
H20	HELP-Prognose: Ein- und Dreischichtansatz	565
H21	HELP-Prognose: Ein- und Dreischichtansatz	566
H22	HELP-Prognose: Boden- und Vegetationsentwicklung I	567
H23	HELP-Prognose: Boden- und Vegetationsentwicklung II	568
H24	HELP-Prognose: Klimaentwicklung	569
H25	HELP-Prognose: Boden- und Vegetationsentwicklung I und Klimaentwicklung II	570
H26	HELP-Prognose: Boden- und Vegetationsentwicklung II und Klimaentwicklung II	571
H27	HELP-Prognose: Deponieklasse I, Untersuchungszeitraum	572
H28	HELP-Prognose: Deponieklasse I, 1970–1999	573
H29	HELP-Prognose: Gealterte Deponieklasse I, 1970–1999	574
H30	HELP-Prognose: Gealterte Deponieklasse I, Klimaentwicklung II	575
H31	HELP-Prognose: Deponieklasse II, Untersuchungszeitraum	576
H32	HELP-Prognose: Deponieklasse II, 1970–1999	577
H33	HELP-Prognose: Gealterte Deponieklasse II, 1970–1999	578
H34	HELP-Prognose: Gealterte Deponieklasse II, Klimaentwicklung II	579
I1	HYDRUS_2D: FEM-Modellgitter VF 1	590
I2	HYDRUS_2D: Substrattypen VF 1	590
I3	HYDRUS_2D: Anisotropie-Parameter VF 1	591

I4	HYDRUS_2D: Wurzelverteilung VF 1	591
I5	HYDRUS_2D: Wurzelverteilung Szenarien VF 1	592
I6	HYDRUS_2D: Wurzelverteilung Szenarien VF 1	592
I7	HYDRUS_2D: FEM-Modellgitter VF 2	593
I8	HYDRUS_2D: Substrattypen VF 2	593
I9	HYDRUS_2D: Anisotropie-Parameter VF 2	594
I10	HYDRUS_2D: Wurzelverteilung VF 2	594
I11	HYDRUS_2D: Wurzelverteilung Szenarien VF 2	595
I12	HYDRUS_2D: Wurzelverteilung Szenarien VF 2	595
I13	HYDRUS_2D: FEM-Modellgitter VF 3	596
I14	HYDRUS_2D: Substrattypen VF 3	596
I15	HYDRUS_2D: Anisotropie-Parameter VF 3	597
I16	HYDRUS_2D: Wurzelverteilung VF 3	597
I17	HYDRUS_2D: Wurzelverteilung Szenarien VF 3	598
I18	HYDRUS_2D: Wurzelverteilung Szenarien VF 3	598
I19	$\theta(\psi)$ -Funktion Rekultivierungsschicht VF 1, HYDURS_2D	602
I20	$\theta(\psi)$ -Funktion Rekultivierungsschicht VF 2, HYDURS_2D	602
I21	$\theta(\psi)$ -Funktion Rekultivierungsschicht VF 3, HYDURS_2D	603
I22	Sensitivität hypodermischer Abfluß und Sickerung, VF 1	603
I23	Sensitivität hypodermischer Abfluß und Sickerung, VF 1	604
I24	Sensitivität hypodermischer Abfluß und Sickerung, VF 2	604
I25	Sensitivität hypodermischer Abfluß und Sickerung, VF 2	605
I26	Sensitivität hypodermischer Abfluß und Sickerung, VF 3	605
I27	Sensitivität hypodermischer Abfluß und Sickerung, VF 3	606
I28	Fehler HYDRUS_2D-Prognose A_i , VF 1	606
I29	Fehler HYDRUS_2D-Prognose A_i , VF 2	607
I30	Fehler HYDRUS_2D-Prognose A_i , VF 3	607
I31	HYDRUS_2D-Kalibrierung/Validierung: VF 1, A_i	619
I32	HYDRUS_2D-Kalibrierung/Validierung: VF 1, A_i	620
I33	HYDRUS_2D-Prognose: VF 1, Untersuchungszeitraum	621
I34	HYDRUS_2D-Prognose: VF 1, 1970–1999	622
I35	HYDRUS_2D-Prognose: VF 1, Boden- und Vegetationsent- wicklung I	623
I36	HYDRUS_2D-Prognose: VF 1, Boden- und Vegetationsent- wicklung II	624
I37	HYDRUS_2D-Prognose: VF 1, Klimaentwicklung I	625
I38	HYDRUS_2D-Prognose: VF 1, Klimaentwicklung II	626
I39	HYDRUS_2D-Prognose: VF 1, Boden- und Vegetationsent- wicklung I und Klimaentwicklung II	627
I40	HYDRUS_2D-Prognose: VF 1, Boden- und Vegetationsent- wicklung II und Klimaentwicklung II	628
I41	HYDRUS_2D-Kalibrierung/Validierung: VF 2, A_i	629
I42	HYDRUS_2D-Kalibrierung/Validierung: VF 2, A_i	630
I43	HYDRUS_2D-Prognose: VF 2, Untersuchungszeitraum	631
I44	HYDRUS_2D-Prognose: VF 2, 1970–1999	632
I45	HYDRUS_2D-Prognose: VF 2, Boden- und Vegetationsent- wicklung I	633

I46	HYDRUS_2D-Prognose: VF 2, Boden- und Vegetationsentwicklung II	634
I47	HYDRUS_2D-Prognose: VF 2, Klimaentwicklung I	635
I48	HYDRUS_2D-Prognose: VF 2, Klimaentwicklung II	636
I49	HYDRUS_2D-Prognose: VF 2, Boden- und Vegetationsentwicklung I und Klimaentwicklung II	637
I50	HYDRUS_2D-Prognose: VF 2, Boden- und Vegetationsentwicklung II und Klimaentwicklung II	638
I51	HYDRUS_2D-Kalibrierung/Validierung: VF 3, A_i	639
I52	HYDRUS_2D-Kalibrierung/Validierung: VF 3, A_i	640
I53	HYDRUS_2D-Prognose: VF 3, Untersuchungszeitraum	641
I54	HYDRUS_2D-Prognose: VF 3, 1970–1999	642
I55	HYDRUS_2D-Prognose: VF 3, Boden- und Vegetationsentwicklung I	643
I56	HYDRUS_2D-Prognose: VF 3, Boden- und Vegetationsentwicklung II	644
I57	HYDRUS_2D-Prognose: VF 3, Klimaentwicklung I	645
I58	HYDRUS_2D-Prognose: VF 3, Klimaentwicklung II	646
I59	HYDRUS_2D-Prognose: VF 3, Boden- und Vegetationsentwicklung I und Klimaentwicklung II	647
I60	HYDRUS_2D-Prognose: VF 3, Boden- und Vegetationsentwicklung II und Klimaentwicklung II	648
J1	Sättigungsprofile VF 1, Untersuchungszeitraum	661
J2	Profile Diffusionskoeffizient nach ELBERLING VF 1, Untersuchungszeitraum	662
J3	D_{eff} nach ELBERLING VF 1, Untersuchungszeitraum	663
J4	Sauerstoffdiffusion VF 1 im Untersuchungszeitraum	664
J5	Sättigung VF 1, 1970–1999	665
J6	D_{eff} nach ELBERLING VF 1, 1970–1999	666
J7	Sauerstoffdiffusion VF 1, 1970–1999	667
J8	Sättigung VF 1, Boden- und Vegetationsentwicklung I	668
J9	D_{eff} nach ELBERLING VF 1, Boden- und Vegetationsentwicklung I	669
J10	Sauerstoffdiffusion VF 1, Boden- und Vegetationsentwicklung I	670
J11	Sättigung VF 1, Boden- und Vegetationsentwicklung II	671
J12	D_{eff} nach ELBERLING VF 1, Boden- und Vegetationsentwicklung II	672
J13	Sauerstoffdiffusion VF 1, Boden- und Vegetationsentwicklung II	673
J14	Sättigung VF 1, Klimaentwicklung I	674
J15	D_{eff} nach ELBERLING VF 1, Klimaentwicklung I	675
J16	Sauerstoffdiffusion VF 1, Klimaentwicklung I	676
J17	Sättigung VF 1, Klimaentwicklung II	677
J18	D_{eff} nach ELBERLING VF 1, Klimaentwicklung II	678
J19	Sauerstoffdiffusion VF 1, Klimaentwicklung II	679
J20	Sättigung VF 1, Boden- und Vegetationsentwicklung I und Klimaentwicklung II	680
J21	D_{eff} nach ELBERLING VF 1, Boden- und Vegetationsentwicklung I und Klimaentwicklung II	681

J22	Sauerstoffdiffusion VF 1, Boden- und Vegetationsentwicklung I und Klimaentwicklung II	682
J23	Sättigung VF 1, Boden- und Vegetationsentwicklung II und Klimaentwicklung II	683
J24	D_{eff} nach ELBERLING VF 1, Boden- und Vegetationsentwicklung II und Klimaentwicklung II	684
J25	Sauerstoffdiffusion VF 1, Boden- und Vegetationsentwicklung II und Klimaentwicklung II	685
J26	Sättigungsprofile VF 2, Untersuchungszeitraum	686
J27	Profile Diffusionskoeffizient nach ELBERLING VF 2, Untersuchungszeitraum	687
J28	D_{eff} nach ELBERLING VF 2, Untersuchungszeitraum	688
J29	Sauerstoffdiffusion VF 2 im Untersuchungszeitraum	689
J30	Sättigung VF 2, 1970–1999	690
J31	D_{eff} nach ELBERLING VF 2, 1970–1999	691
J32	Sauerstoffdiffusion VF 2, 1970–1999	692
J33	Sättigung VF 2, Boden- und Vegetationsentwicklung I	693
J34	D_{eff} nach ELBERLING VF 2, Boden- und Vegetationsentwicklung I	694
J35	Sauerstoffdiffusion VF 2, Boden- und Vegetationsentwicklung I	695
J36	Sättigung VF 2, Boden- und Vegetationsentwicklung II	696
J37	D_{eff} nach ELBERLING VF 2, Boden- und Vegetationsentwicklung II	697
J38	Sauerstoffdiffusion VF 2, Boden- und Vegetationsentwicklung II	698
J39	Sättigung VF 2, Klimaentwicklung I	699
J40	D_{eff} nach ELBERLING VF 2, Klimaentwicklung I	700
J41	Sauerstoffdiffusion VF 2, Klimaentwicklung I	701
J42	Sättigung VF 2, Klimaentwicklung II	702
J43	D_{eff} nach ELBERLING VF 2, Klimaentwicklung II	703
J44	Sauerstoffdiffusion VF 2, Klimaentwicklung II	704
J45	Sättigung VF 2, Boden- und Vegetationsentwicklung I und Klimaentwicklung II	705
J46	D_{eff} nach ELBERLING VF 2, Boden- und Vegetationsentwicklung I und Klimaentwicklung II	706
J47	Sauerstoffdiffusion VF 2, Boden- und Vegetationsentwicklung I und Klimaentwicklung II	707
J48	Sättigung VF 2, Boden- und Vegetationsentwicklung II und Klimaentwicklung II	708
J49	D_{eff} nach ELBERLING VF 2, Boden- und Vegetationsentwicklung II und Klimaentwicklung II	709
J50	Sauerstoffdiffusion VF 2, Boden- und Vegetationsentwicklung II und Klimaentwicklung II	710
J51	Sättigungsprofile VF 3, Untersuchungszeitraum	711
J52	Profile Diffusionskoeffizient nach ELBERLING VF 3, Untersuchungszeitraum	712
J53	D_{eff} nach ELBERLING VF 1, Untersuchungszeitraum	713
J54	Sauerstoffdiffusion VF 3 im Untersuchungszeitraum	714
J55	Sättigung VF 3, 1970–1999	715
J56	D_{eff} nach ELBERLING VF 3, 1970–1999	716

J57	Sauerstoffdiffusion VF 3, 1970–1999	717
J58	Sättigung VF 3, Boden- und Vegetationsentwicklung I	718
J59	D_{eff} nach ELBERLING VF 3, Boden- und Vegetationsentwicklung I	719
J60	Sauerstoffdiffusion VF 3, Boden- und Vegetationsentwicklung I	720
J61	Sättigung VF 3, Boden- und Vegetationsentwicklung II	721
J62	D_{eff} nach ELBERLING VF 3, Boden- und Vegetationsentwicklung II	722
J63	Sauerstoffdiffusion VF 3, Boden- und Vegetationsentwicklung II	723
J64	Sättigung VF 3, Klimaentwicklung I	724
J65	D_{eff} nach ELBERLING VF 3, Klimaentwicklung I	725
J66	Sauerstoffdiffusion VF 3, Klimaentwicklung I	726
J67	Sättigung VF 3, Klimaentwicklung II	727
J68	D_{eff} nach ELBERLING VF 3, Klimaentwicklung II	728
J69	Sauerstoffdiffusion VF 3, Klimaentwicklung II	729
J70	Sättigung VF 3, Boden- und Vegetationsentwicklung I und Kli- maentwicklung II	730
J71	D_{eff} nach ELBERLING VF 3, Boden- und Vegetationsentwicklung I und Klimaentwicklung II	731
J72	Sauerstoffdiffusion VF 3, Boden- und Vegetationsentwicklung I und Klimaentwicklung II	732
J73	Sättigung VF 3, Boden- und Vegetationsentwicklung II und Kli- maentwicklung II	733
J74	D_{eff} nach ELBERLING VF 3, Boden- und Vegetationsentwicklung II und Klimaentwicklung II	734
J75	Sauerstoffdiffusion VF 3, Boden- und Vegetationsentwicklung II und Klimaentwicklung II	735

Symbole, Abkürzungen

a	Koeffizient Niederschlagskorrektur	[-]
a_s	Koeffizient Schätzung R_s	[-]
A	Permeameter, Querschnittsfläche	[m ²]
A_i	Hypodermischer Abfluß	[mm], [mm d ⁻¹], [mm a ⁻¹]
A_o	Oberflächenabfluß	[mm], [mm d ⁻¹], [mm a ⁻¹]
A_u	Versickerung, Perkolation	[mm], [mm d ⁻¹], [mm a ⁻¹]
b	Koeffizient Niederschlagskorrektur	[-]
b_s	Koeffizient Schätzung R_s	[-]
c	Gaskonzentration	[g m ⁻³]
c_p	Spezifische Wärme	[MJ kg ⁻¹ ° C ⁻¹]
C	Permeameter, Proportionalitätsfaktor	[-]
CAE	Kumulativer absoluter Fehler	[Einheit Input]
d	Verdrängungshöhe	[m]
d_r	Inverse relative Entfernung Sonne-Erde	[-]
D	Gasdiffusionskoeffizient	[m ² s ⁻¹]
D_S	Diffusionskoeffizient im Boden	[m ² s ⁻¹]
D_O	Diffusionskoeffizient in Luft	[m ² s ⁻¹]
D_W	Diffusionskoeffizient in Wasser	[m ² s ⁻¹]
D_{eff}	Effektiver Diffusionskoeffizient	[m ² s ⁻¹]
D_{Pr}	Verdichtungsgrad Proctor-Test	[%]
e	Basis des natürlichen Logarithmus	
e_a	Aktueller Dampfdruck	[kPa]
e_s	Sättigungsdampfdruck	[kPa]
$e^o(T)$	Sättigungsdampfdruck bei T	[kPa]
$e_s - e_a$	Sättigungsdampfdruckdefizit	[kPa]
$(e_s - e_a)_{50}$	Sättigungsdampfdruckdefizit bei 50 % Stomataschluß	[kPa]
\bar{E}	Verdunstungsrate	[mm h ⁻¹]
ET	Evapotranspiration	[mm], [mm d ⁻¹], [mm a ⁻¹]
ET_P	Potentielle Evapotranspiration	[mm], [mm d ⁻¹], [mm a ⁻¹]
ET_A	Aktuelle Evapotranspiration	[mm], [mm d ⁻¹], [mm a ⁻¹]
FK	Feldkapazität	[Vol.-%]
g_s	Stomatäre Leitfähigkeit	[m s ⁻¹]
g_m	Maximale stomatäre Leitfähigkeit	[m s ⁻¹]
GWN	Grundwasserneubildungsrate	[mm a ⁻¹], [%]
G	Bodenwärmefluß	[MJ m ⁻² d ⁻¹]
G_{sc}	Solarkonstante	[MJ m ⁻² min ⁻¹]
h_{veg}	Vegetationshöhe	[m]
H	HENRY-Konstante	[-]
H_z	Permeameter, Wasserstandshöhe	[m]
I	Interzeption	[mm], [mm d ⁻¹], [mm a ⁻¹]
I_A	Aktuelle Interzeption	[mm], [mm a ⁻¹]

J	Gasfluß	$[\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}]$
J_{date}	Julianisches Datum	$[-]$
K	Hydraulische Leitfähigkeit	$[\text{m s}^{-1}]$
K_s	Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit	$[\text{m s}^{-1}]$
K_r	Relative hydraulische Leitfähigkeit	$[-]$
K_u	Ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit	$[\text{m s}^{-1}]$
KW	Klimatische Wasserbilanz	$[\text{mm}], [\text{mm a}^{-1}]$
l	Tortuositätsparameter $\theta(\psi)$ -Funktion	$[-]$
LAI	Blattflächenindex	$[-]$
m	Fittingparameter $\theta(\psi)$ -Funktion	$[-]$
ME	Mittlerer Fehler	[Einheit Input]
MAE	Mittlerer absoluter Fehler	[Einheit Input]
n	Anzahl	$[-]$
n	Fittingparameter $\theta(\psi)$ -Funktion	$[-]$
nFK	Nutzbare Feldkapazität	$[\text{mm}], [\text{Vol.}\%]$
p	Direkt durchfallender P -Anteil	$[-]$
P	Niederschlag	$[\text{mm}], [\text{mm d}^{-1}], [\text{mm a}^{-1}]$
P_B	Kronendurchlaß	$[\text{mm}], [\text{mm d}^{-1}], [\text{mm a}^{-1}]$
P_K	Korrigierter Niederschlag	$[\text{mm}], [\text{mm d}^{-1}], [\text{mm a}^{-1}]$
ΔP	Niederschlagsmeßfehler	$[\text{mm}], [\text{mm d}^{-1}], [\text{mm a}^{-1}]$
ΔP_1	Aerodynamischer Fehler	$[\text{mm}], [\text{mm d}^{-1}], [\text{mm a}^{-1}]$
ΔP_2	Benetzungsfehler Trichter	$[\text{mm}], [\text{mm d}^{-1}], [\text{mm a}^{-1}]$
ΔP_3	Benetzungsverlust Meßgefäß	$[\text{mm}], [\text{mm d}^{-1}], [\text{mm a}^{-1}]$
ΔP_4	Verdunstungsverlust	$[\text{mm}], [\text{mm d}^{-1}], [\text{mm a}^{-1}]$
ΔP_5	Rückprallfehler	$[\text{mm}], [\text{mm d}^{-1}], [\text{mm a}^{-1}]$
ΔP_6	Schneedrift	$[\text{mm}], [\text{mm d}^{-1}], [\text{mm a}^{-1}]$
P_{atm}	Atmosphärischer Luftdruck	[kPa]
PWP	Permanenter Welkepunkt	[Vol.-%]
r	Korrelationskoeffizient	$[-]$
r_s	Pflanzenwiderstand	$[\text{s m}^{-1}]$
r_a	Aerodynamischer Widerstand	$[\text{s m}^{-1}]$
R	Permeameter, Wasserstandsänderung	$[\text{m s}^{-1}]$
\bar{R}	Niederschlagsrate	$[\text{mm h}^{-1}]$
R_a	Extraterrestrische Strahlung	$[\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}]$
R_n	Nettostrahlung	$[\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}]$
R_{nl}	Langwellige Nettostrahlung	$[\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}]$
R_s	Globalstrahlung	$[\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}]$
R_{so}	Maximal mögliche Globalstrahlung	$[\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}]$
R_0	Globalstrahlung bei 50 % Lichtsättigung	$[\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}]$
RH	Luftfeuchte	[%]
$RH_{max,min}$	Maxima, Minima der Luftfeuchte	[%]
$RMSE$	Quadratischer mittlerer Fehler	[Einheit Input]
S	Effektive Sättigung	$[-]$
S_{akt}	Sonnenscheindauer	[h]
S_{max}	Maximal mögliche Sonnenscheindauer	[h]
S_{veg}	Senkenterm	
S_K	Kronendach-Speicherkapazität	[mm]
SCS	Kurvenzahl	$[-]$

SI	Sensitivitätsindex	$[\{Einheit O\} \{Einheit I\}^{-1}]$
SI_{Rel}	Relativer Sensitivitätsindex	[-]
t	Zeitvariable	
T	Lufttemperatur	[° C]
$T_{max,min}$	Maxima, Minima der Lufttemperatur	[° C]
T_P	Potentielle Transpiration	[mm], [mm d ⁻¹], [mm a ⁻¹]
T_A	Aktuelle Transpiration	[mm], [mm d ⁻¹], [mm a ⁻¹]
u_z	Windgeschwindigkeit in z m Höhe	[m s ⁻¹]
x	Raumvariable	
z	Raumvariable	
z_{Pr}	Profiltiefe	[m]
z_{WS}	Lage der Wasserscheide	[m]
z_O	Bodenoberfläche	[m]
z_U	Lage der untersten Meßebeine	[m]
z_r	Aerodynamische Rauigkeit	[m]
α	Fittingparameter $\theta(\psi)$ -Funktion	[kPa ⁻¹]
β	Permeameter, Bohrlochradius	[m]
γ	Psychrometrische Konstante	[kPa ° C ⁻¹]
δ	Deklination der Sonne	[rad]
Δ	Steigung Sättigungsdampfdruck	[kPa]
ϵ	Dielektrizitätskonstante	[-]
η	Albedo	[-]
θ	Wassergehalt	[Vol.-%]
θ_s	Sättigungswassergehalt	[Vol.-%]
θ_r	Residualer Wassergehalt	[Vol.-%]
κ	KARMAN-Konstante	[-]
λ	Textur- und Strukturparameter	[m ⁻¹]
ρ_a	Luftdichte bei konstantem Druck	[kg m ⁻³]
σ	STEFAN-BOLTZMANN-Konstante	[MJ K ⁻⁴ m ⁻² d ⁻¹]
ϕ	Geographische Breite	[rad]
Φ_G	Gesamtporenvolumen	[m ³ m ⁻³]
Φ_L	Lufterfülltes Porenvolumen	[m ³ m ⁻³]
ψ	Tension	[kPa]
ω_s	Sonnenhöhe	[rad]

Zusammenfassung

Der Uranerzbergbau durch die *Wismut* hat in Sachsen und Thüringen große Umweltprobleme hinterlassen. Nach der politischen Wende in der damaligen DDR und Beendigung des aktiven Bergbaus 1990 begannen an den Bergbaustandorten die Sanierungsarbeiten des damals weltweit drittgrößten Uranproduzenten.

Eines der Umweltprobleme ist die Bildung saurer, mit Schadstoffen belasteter Sickerwässer in den Bergmassen der Erzförderung und den Schlämmen der Uranaufbereitung (Tailings). Durch die Diffusion atmosphärischen Sauerstoffs wird im Haldenmaterial bzw. in den Tailings enthaltenes Pyrit oxidiert. Die Sickerwässer sind durch die Bildung von Schwefelsäure bei der Pyritoxidation stark sauer, lösen das im Bergematerial und in den Tailings enthaltene Schadstoffinventar und belasten den Untergrund und die regionalen Vorfluter mit Radionukliden, Schwermetallen und Salzen (*Acid Mine Drainage*) – eine typische Begleiterscheinung an Bergbaustandorten.

Ein wichtiges Element der Sanierung ist deshalb die Oberflächenabdeckung der Bergmassen und Tailings, wodurch sowohl der Sickerwassereintrag als auch der Gasaustausch mit der Atmosphäre reduziert wird. Die *Bodenhydrologie der Abdecksysteme* ist hierbei die steuernde Größe des potentiellen Schadstoffaustrags aus dem abzudeckenden Körper: Die Wassersättigung der Abdecksubstrate steuert die Sauerstoffdiffusion im Boden, der Abfluß den Transport von gelösten Schadstoffen.

In der internationalen Praxis bei der Sanierung von Bergbaustandorten werden vor allem mineralische *Zweischichtabdeckungen* auf den abzudeckenden Körper aufgebracht, um die Bildung von *Acid Mine Drainage* zu reduzieren. Überlagert von einer oft geringmächtigen Rekultivierungsschicht übernimmt die Dichtungsschicht die wesentliche Funktionalität des Abdecksystems durch die Reduzierung der Sauerstoffdiffusion und der Versickerung. Im Gegensatz dazu werden für die Oberflächenabdeckung von Deponien im Regelfall komplexe Abdecksysteme errichtet (z.B. *Dreischichtabdeckung*), in welchen über einem Dichtelement das Sickerwasser lateral in der Dränschicht weggeführt wird.

Von beiden Systemen wurden Versagensfälle dokumentiert (z.B. Rißbildung in Dichtungen, Bioturbation), so daß die ursprüngliche Anforderung an die hydraulische Durchlässigkeit oder zur Gasdiffusion wesentlich überschritten wurde. Dieses, verbunden mit hohen Herstellungs- und Nachsorgekosten, führte seit vielen Jahren zur Diskussion und Erprobung von *alternativen Abdeckkonzepten* (z.B. vergütete Dichtungssubstrate oder Kapillarsperren).

Einer dieser alternativen Ansätze ist das *Speicher- und Verdunstungskonzept* (auch *ET-Cap* oder *Store-and-Release Cover*), welches versucht, mit einem *Natural-Analog-Ansatz* die hohe Verdunstungsleistung der Waldvegetation für die wasserhaushaltliche Wirkung der Oberflächenabdeckung zu nutzen, verbunden mit einem hohen Speichervermögen der Rekultivierungsschicht zur Aufnahme

der Winterniederschläge. Eine *ideale Abdeckung* dieses Typs würde zu Zeiten mit positiver klimatischer Wasserbilanz die Infiltration im Porenraum der Abdeckung aufnehmen, sowie in Phasen negativer Bilanz den Porenraum durch die Verdunstungsleistung der Vegetation wieder leeren. Reicht der verfügbare Porenraum zum Zeitpunkt des auftretenden Niederschlages zur Aufnahme der Infiltration nicht aus, oder ist der gefüllte Porenraum für die Verdunstung nicht verfügbar, so ist mit einer Abflußbildung an der Unterkante der Abdeckung zu rechnen – und einem potentiellen Sickerwassereintritt in den abgedeckten Körper.

Bei der Sanierung der Bergbaualtlasten ist die langfristige Wirkung der Sanierungsstrategie nachzuweisen, ohne daß a priori einzelne (konzeptionelle oder technische) Lösungen definiert werden; zudem werden bei der Betrachtung von Sanierungsoptionen lange Bewertungszeiträume (bis zu 200–1000 Jahre) zu Grunde gelegt, so daß hierdurch Konzepte, welche auf eine langfristige, gleichmäßig hohe oder sogar zunehmende Wirkungsweise angelegt sind, überlegen sein können. Bei der Sanierung der Wismut-Standorte wird deshalb neben den Standardsystemen auch der Einsatz von alternativen Abdeckungen geprüft. Insbesondere die Anwendung des Speicher- und Verdunstungskonzeptes, umgesetzt in einfachen Ein- und Zweischichtsystemen mit forstlicher Nutzung, wird als mögliche Oberflächenabdeckung gesehen, unter anderem aufgrund der Größe der abzudeckenden Flächen (ca. 800 ha).

Das Speicher- und Verdunstungskonzept wurde in der vorliegenden Untersuchung mit *Feld- und Simulationsmethoden* untersucht, um seine wasser- und gashaushaltliche Wirkungsweise im Vergleich mit Standardabdeckungen zu beurteilen.

Auf einem Versuchshang wurde eine Zweischichtabdeckung (1,5 m Rekultivierungsschicht, 0,4 m Dichtungsschicht) sowie zwei Einschichtabdeckungen (1 und 1,6 m mächtig) über Haldenmaterial errichtet und mit einer Grasanfaat und Forstpflanzung begrünt. Während des gesamten bzw. für Teile des vierjährigen Untersuchungszeitraums wurden die Abflußanteile, die Bodenwassergerhalte und -tensionen sowie die meteorologischen Verhältnisse erfaßt, die Sauerstoffgehalte in der Bodenluft bestimmt und auf bewaldeten Haldenbereichen die Interzeption und der Stammabfluß gemessen.

Der Wasserhaushalt wurde mit HELP, einem schichtorientierten DARCY-Modell, sowie mit dem numerischen RICHARDS-Modell HYDRUS_2D simuliert, die Interzeption mit dem GASH-Interzeptionsmodell. Zur Simulation der Waldhydrologie (Kiefernbestand) wurde HYDRUS_2D mit einem kombinierten Interzeptions-Transpirationsansatz gekoppelt und darauf aufbauend die Gasdiffusion unter Zugrundelegung der instationären Sättigungs- und Diffusionskoeffizienten berechnet. Neben der Modellierung der rezenten Verhältnisse des Einbauzustandes der Abdeckungen wurden langfristige Szenarien der Boden-, Vegetations- und Klimaentwicklung berücksichtigt.

Die Feldversuche lieferten wesentliche Erkenntnisse zum Prozeßverständnis des Wasser- und Gashaushaltes der Testabdeckungen. So wurde die Abflußentstehung und Dauer der Sickerung, die Richtung der Bodenwasserbewegung und die Schöpftiefe und Verdunstungsleistung der Vegetation beobachtet.

Die Testabdeckungen zeigten den charakteristischen jahreszeitlichen Wechsel von Speicherleerung und -auffüllung. Die Verdunstungsleistung der Krautschicht und der aufwachsenden Forstpflanzung auf den Versuchsabdeckungen war in den Sommermonaten sehr hoch, so daß eine tiefgreifende Austrocknung der Abdeckung und des Haldenmaterials bis in Tiefen von > 2 m beobachtet wurde.

In den Winterhalbjahren erreichte der Bodenwasservorrat über längere Zeiträume die maximalen Werte der Speicherauffüllung, so daß es in allen drei Abdeckungen zur langanhaltender Sickerwasserbildung an der Unterkante der Abdeckungen kam. Diese Zeiträume ausgeprägter Staunässe und Abflußbildung wurden mit den Felduntersuchungen umfassend dokumentiert. Insbesondere auf den Einschichtabdeckungen zeigten die Messungen in diesen Zeiträumen dauerhaft Tensionen kleiner Feldkapazität. Hier erfolgte die Speicherauffüllung der Rekultivierungsschicht schon früh in den Herbstmonaten, so daß schon die ersten größeren Winterniederschläge zur unmittelbaren Abflußbildung führten. In den Sommermonaten war dagegen die Speicherwirkung ausreichend, um auch sehr große Infiltrationsmengen aufzunehmen, ohne daß es bei solchen Starkniederschlägen zur tiefen Sickerwasserbildung kam.

Der *Oberflächenabfluß* auf dem 6–15 % geneigten Versuchshang war nach Aufwuchs der Vegetation niedrig und lag bei 2–9 %. Er nahm im Untersuchungszeitraum zu Gunsten des oberflächennahen hypodermischen Abflusses ab, bedingt durch die beginnende Gefügeentwicklung an der Bodenoberfläche. Bei stark verdichteten Rekultivierungsschichtlagen kam es am Hangfuß zum Wiederaustritt von hypodermischen Abfluß (*Return-Flow*).

Der gemessene *hypodermische Abfluß* war in der Zweischichtabdeckung unerwartet niedrig (11 %), in den Einschichtabdeckungen unerwartet hoch (11–21 %).

Die *Sickerung* in das abzudeckende Haldenmaterial wurde mittels der validierten HYDRUS_2D-Simulationen bestimmt, da die Lysimetermessungen große Unsicherheiten in der Abgrenzung des Einzugsgebietes aufwiesen. Die berechneten Sickerraten liegen zwischen 26 und 102 mm, bzw. 4 und 14 % des Niederschlages, wobei die niedrigste Sickerrate für die geringmächtige Einschichtabdeckung ausgewiesen wurde.

Steuernder *Regelparameter des tiefen Abflusses* in den Abdeckungen ist das Verhältnis der K_s -Werte von dränender und dichtender Schicht. Die Prüfung der Sensitivität der Durchlässigkeiten zeigte, daß die Dränkapazität der Rekultivierungsschichten so gering ist, daß selbst bei niedrigen Durchlässigkeiten der dichtenden Schicht von $1,0 \cdot 10^{-9}$ (Dichtungsschicht in der Zweischichtabdeckung) bzw. $1,4\text{--}3,5 \cdot 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ (Haldenmaterial unter der Einschichtabdeckung) die Sickerung durch diese Schicht hoch bleibt – um den Faktor 2 höher als eine Dreischichtabdeckung mit Dränschicht. Erst mit höheren Durchlässigkeiten im Bereich von $1 \cdot 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$ des Rekultivierungsschichtsubstrates der geringmächtigen Einschichtabdeckung steigt der hypodermische Abfluß deutlich an, so daß die unteren Lagen der Rekultivierungsschicht schneller entwässern, der auf der dichtenden Schicht lastende Gradient sinkt und die Sickerung in die Dichtungsschicht in der Zweischichtabdeckung bzw. in das Haldenmaterial der Einschichtabdeckung spürbar abnimmt – so daß diese Abdeckung die geringste vertikale Sickerung in das Haldenmaterial aufweist.

Ein unerwartetes Ergebnis der Prognose der Szenarien der Entwicklung eines Kiefernbestandes auf der Abdeckung ist die nahezu unveränderte *Verdunstungshöhe* gegenüber der Grasvegetation. Die Gesamthöhe der aktuellen Verdunstung ist, neben den limitierenden Bodenfaktoren, vor allem eine Funktion des Energiedargebotes (Höhe der potentiellen Verdunstung) und des Energieumsatzes (Verhältnis von potentieller zu aktueller Verdunstung). Die Gesamtentzüge aus der Abdeckung sind nahezu gleich, auch wenn sich die Verdunstung im Fall der Waldvegetation aus einem Transpirations- und Interzeptionsanteil zusammensetzt.

Daraus wird deutlich, daß die Wirkungsweise der Testabdeckungen zu einem großen Teil von der Dichtungswirkung des Haldenmaterials und hoch verdichteter Lagen der Rekultivierungsschicht bestimmt wird – und damit der Wasserhaushalt nicht alleine vom Speicher- und Verdunstungsprinzip. Zur Abschätzung der hydraulischen Wirkung dieses Konzeptes ohne dichtende Effekte einer liegenden Schicht wurden Szenarien gebildet, in denen die hydraulische Leitfähigkeit des Haldenmaterial bzw. der Dichtungsschicht um den Faktor 10 erhöht wurde. Dieses führt erwartungsgemäß zur Verschiebung des $A_i : A_u$ -Verhältnisses und damit zu höheren Sickerraten. Für die drei untersuchten Abdeckungen liegen die prognostizierten Sickerraten des reinen *Speicher- und Verdunstungskonzeptes* bei ca. 150–190 mm bzw. bei 21–26 % des Niederschlages – und damit deutlich oberhalb der Modellergebnisse für den Versuchshang. Auch unter den trockenen Bedingungen des Klimawandels bleiben die Sickerraten mit > 100 mm hoch.

Als Fazit muß deshalb konstatiert werden, daß weder unter den derzeitigen, noch unter den zukünftig zu erwartenden hydrometeorologischen Bedingungen für Ostthüringen dieser Ansatz Sickerraten erwarten läßt, die in der Größenordnung einer Standarddeponieabdeckung (Dreischichtsystem) liegen. Wird auf dichtende Elemente verzichtet, so liegt die Sickerung in das Haldenmaterial um den Faktor 3–4 oberhalb der Werte einer Standarddichtung des Typs Deponieklasse I. Nur eine gealterte mineralische Deponiedichtung zeigt eine Sickerung in vergleichbarer Größenordnung. Die *standortbezogene hydraulische Anforderung*, mit einer zulässigen Sickerung in das Haldenmaterial von 10–20 % des Niederschlages, wird durch alle drei Abdeckungen unter rezenten Verhältnissen des Einbauzustandes erreicht.

Daß der verbreitete Einsatz der Zweischichtabdeckungen in der Praxis der Sanierung von Bergbaualtlasten ursprünglich aus der Fragestellung der Verringerung der *Gasdiffusion* abgeleitet ist, ist aus den Messungen und Simulationen des Sauerstoffeintrages in das Haldenmaterial ersichtlich. Diese zeigen, daß durch die mächtige, mit einer bindigen, kompakten und dauerhaft feuchten Dichtungsschicht versehene Zweischichtabdeckung die Diffusion in das Haldenmaterial effektiv verringert wird. In den Einschichtabdeckungen, mit der in den Feldversuchen dokumentierten tiefgründigen Austrocknung bis weit in das Haldenmaterial hinein, treten dagegen einzelne Schübe hoher Diffusion auf, die – insbesondere bei der Annahme der trockenen Bodenverhältnisse der Szenarien der Boden-, Vegetations- und Klimaentwicklung – zu wesentlich

höheren Prognosen des Sauerstoffeintrages führen.

Damit zeigt sich insgesamt, daß eine Reihe von Aspekten der zwei wesentlichen Komponenten des Speicher- und Verdunstungskonzeptes, nämlich

- der Funktion der Rekultivierungsschicht und der
- Funktion der Vegetationsdecke,

in der *praktischen Umsetzung* des Konzeptes limitierend auf das Ziel der Verdunstungsmaximierung bzw. der Minimierung der Sickerung wirken können.

So läßt sich eine *niedrige nutzbare Feldkapazität des Substrates* nur in Grenzen durch eine Erhöhung der Profiltiefe ausgleichen. Da der nutzbare Porenraum der Rekultivierungssubstrate mit typischen Werten der nFK von < 10 bis 15 mm recht gering ist, kommt es vergleichsweise schnell zu einer Sickerwasserbildung. Den hohen Anforderungen an eine wasserhaushaltlich wirksame Rekultivierungsschicht steht damit eine gegenteilige Praxis gegenüber, in der technologische Randbedingungen und die Verfügbarkeit von Substrat zum Bau der Rekultivierungsschicht die Eigenschaften dieser Schicht bestimmen. Hohe Verdichtungsgrade, hohe Steingehalte und geringe Gehalte an organischer Substanz lassen zwar eine Begrünung zu, reduzieren jedoch die wasserhaushaltliche Speicherwirkung ganz wesentlich, wie die Ergebnisse der Versuchsabdeckungen zeigten.

Ein zweiter limitierender Faktor ist der *Makroporenfluß in der Rekultivierungsschicht*, der zum schnellen und tiefen Transport von Sickerwasser führen kann. Die Sickerwasserbewegung und -speicherung in der Rekultivierungsschicht geht im konzeptionellen Ansatz des Speicher- und Verdunstungskonzeptes von einem unimodalen Porensystem und von einem homogenen Matrixfluß des Sickerwassers in der speichernden Rekultivierungsschicht aus.

Porensysteme in natürlichen oder in anthropogenen Böden sind jedoch häufig bimodal mit einem Anteil von Makroporen, in dem eine schnelle Sickerwasserbewegung erfolgen kann, ohne den Porenraum der Bodenmatrix vollständig auffüllen zu müssen. So kann eine Sickerwasserbildung an der Unterkante der Rekultivierungsschicht nicht nur bei Überschreiten der Speicherkapazität des Porenraumes, sondern auch bei Sickerereignissen mit tiefreichendem präferenziellen Fluß auftreten. Die Ergebnisse der Felduntersuchungen haben die Relevanz der schnellen Fließereignisse auch in großen Profiltiefen gezeigt.

Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen weiterhin, daß für die *Verdunstungswirkung der Vegetationsdecke* die wesentliche Limitation das Energieangebot ist, ausgedrückt als potentielle Evapotranspiration. Die klimatische Wasserbilanz einer Nadelwaldvegetation in Ostthüringen wurde mit +198 mm bestimmt, die klimatische Wasserbilanz einer Grasvegetation ist mit +81 mm etwas günstiger – beide Werte lassen jedoch eine deutliche Sickerwasserbildung erwarten, wie sie auch in den Felduntersuchungen und Modellprognosen bestimmt wurde. Erst wenn die klimatische Wasserbilanz deutlich negativ wird, kann von günstigen Verhältnissen für den Einsatz dieses alternativen Ansatzes ausgegangen werden.

Aber auch wenn sich die mittlere Sickerwassermenge durch die Maximierung der Verdunstungsleistung einer Abdeckung reduzieren läßt, so wird doch zumindest kurzzeitig bei ungünstigen hydrologischen Verhältnissen mit höheren Versickerungsraten zu rechnen sein, wenn die Sickerwasserrate alleine durch die hydraulischen Durchlässigkeiten des Substrates, z.B. bei Starkniederschlagsereignissen mit präferenziellen Fluß in Makroporen bestimmt wird.

Sollen auch einzelne Sickerwasserschübe für einen Standort vermieden werden, so sind zusätzliche funktionale Elemente eines Abdecksystems zu integrieren. Die Rekultivierungsschicht kann dann als zweites funktionales Element der Oberflächenabdeckung, z.B. neben einem Dicht- oder Kapillarsperrenelement, einen wesentlichen Anteil an der Gesamtwirkung des Abdecksystems einnehmen, wenn die dargestellten Aspekte des Speicher- und Verdunstungskonzeptes umgesetzt werden. Unabdingbar ist hierfür jedoch eine entsprechende Wahrnehmung der potentiellen hydraulischen Funktionalität dieser Schicht in der Sanierungs- und Deponiepraxis, sowie der Aufnahme wichtiger, hier diskutierter Substrateigenschaften der Rekultivierungsschicht in die entsprechenden Regelwerke.

1 Einleitung

1.1 Problemstellung

Der Uranerzbergbau der ehemaligen SDAG Wismut hat in Sachsen und Thüringen große Umweltprobleme hinterlassen. Nach der politischen Wende in der damaligen DDR und der Beendigung des aktiven Bergbaus im Jahre 1990 begannen an den Standorten der Uranförderung und -aufbereitung die Sanierungsarbeiten des damals weltweit drittgrößten Uranproduzenten. Die Flutung der untertägigen Bergwerke, die Sanierung der Haldenlandschaften sowie die Verwahrung der Schlämme der Uranaufbereitung („Tailings“) sind seitdem die Sanierungsschwerpunkte in den ehemaligen Bergbaubetrieben. Neben der durch die Haldenlandschaft geprägten Bergbauregion im Erzgebirge ist vor allem in Ostthüringen, im *Ronneburger Revier*, die Umformung der vom aktiven Bergbau geprägten Region zu einer *Bergbaufolgelandschaft* mittlerweile weit fortgeschritten.

Der Uranerzbergbau hatte weitreichende Eingriffe in die Ökosysteme zur Folge. Die Aufhaltung von Bergemassen mit Restgehalten an Uran und Radium und der damit verbundenen Emission von Radionukliden der Uran-Zerfallsreihe führt zu erhöhten Werten der Gamma-Strahlung sowie verstärkter Konzentration von Radon und Radonfolgeprodukten in der bodennahen Atmosphäre. Die Verwehung von Staub der offen liegenden Halden- bzw. Tagebauflächen sowie austretende Haldensickerwässer verlagern Radionuklide in die direkte Umgebung der Bergbaustandorte. Die Sickerwässer sind z.T. durch die Pyritoxidation im Bergematerial stark sauer, lösen das im Gestein enthaltene Schadstoffinventar und belasten den Untergrund und die regionalen Vorfluter mit Radionukliden, Schwermetallen und Salzen.

Im Gegensatz zu großen Uranminen in den USA, Kanada oder Australien, welche in gering besiedelten Gebieten liegen, fand die Urangewinnung und Produktion im dicht besiedelten und hoch industrialisierten Süden der damaligen DDR statt (vgl. Abb. 1.1). So liegen die Bergbaubetriebe des Ronneburger Reviers mit ihren Betriebsflächen, Halden sowie dem Tagebaurestloch Lichtenberg in unmittelbarer Nähe zur Stadt Ronneburg. Diese räumlich enge Verzahnung des Bergbaus mit Wohngebieten, landwirtschaftlichen Nutzflächen sowie sonstiger Flächen z.B. für Freizeit und Erholung führt zu einer Erhöhung der Strahlenbelastung nicht nur der im Bergbau Beschäftigten, sondern auch der ortsansässigen Bevölkerung.

Die Anfang der 90er Jahre erstellten Konzepte für eines der weltweit größten Umweltsanierungsprojekte sehen für die Rückstandsbecken der Uranaufbereitung eine in-situ Sanierung und für die Bergehalden die Rückverfüllung in das Tagebaurestloch Lichtenberg vor. Nach ersten Maßnahmen der Gefahrenab-

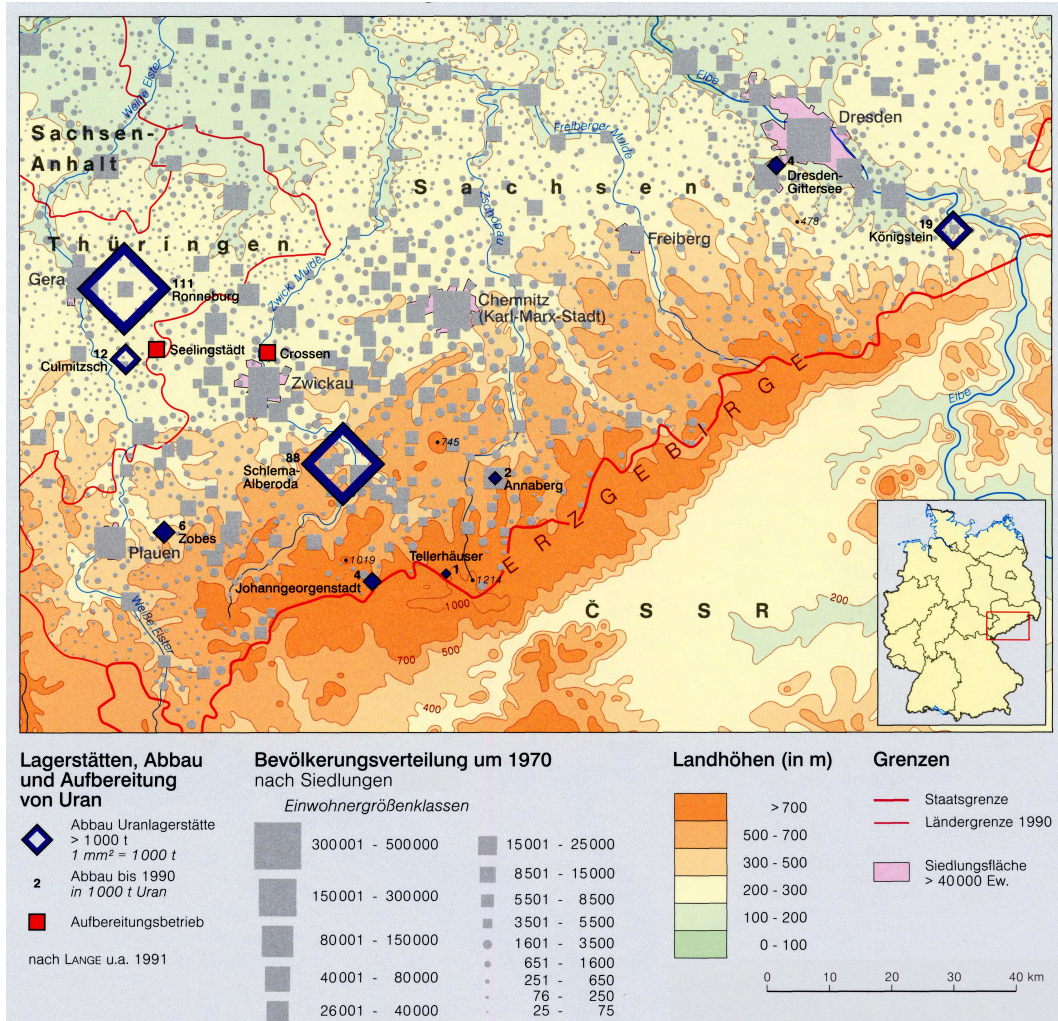


Abb. 1.1: Uranabbau und Aufbereitungsbetriebe der Wismut 1946–1990 in Thüringen und Sachsen (verändert aus HOEPFNER u. PAUL 2003).

wehr besteht die trockene in-situ Verwahrung der Rückstandsbecken aus der Freiwasserentfernung, Aufbringung einer Zwischenabdeckung, der Konturierung der endgültigen Geländeform sowie der Endabdeckung. Die Verwahrung der Bergemassen im Ronneburger Revier erfolgt durch die geochemisch gesteuerte Umlagerung von einzelnen Halden in das Tagebaurestloch bzw. an einen neuen Haldenkomplex sowie durch die Endabdeckung der neu konturierten Bergemassen.

Bestandteil der Sanierungskonzeption ist dabei jeweils eine standortangepaßte mineralische Oberflächenabdeckung, welche sowohl den Sickerwassereintrag in die Bergemassen bzw. Tailings, als auch den Gasaustausch mit der Atmosphäre reduzieren soll.

Der *Wasserhaushalt der Abdecksysteme* ist hierbei die steuernde Größe des potentiellen Schadstoffaustrags aus dem abzudeckenden Körper. Dabei ist zum einen die Wassersättigung der Abdecksubstrate wichtig, durch welche die Sauerstoffdiffusion aus der Atmosphäre in den Untergrund und damit die Pyritoxidation gesteuert wird; andererseits sind die Abflußanteile entscheidend für den möglichen Transport von gelösten Schadstoffen.

In der internationalen Praxis der Sanierung von Bergbaustandorten werden vor allem mineralische Zweischichtabdeckungen auf die abzudeckenden Körper aufgebracht, um die Bildung von sauren Sickerwässern durch die Pyritoxidation zu reduzieren¹. Überdeckt von einer unverdichteten, oft geringmächtigen Rekultivierungsschicht, übernimmt eine hoch verdichtete Abdichtungsschicht die wesentliche Funktionalität des Abdecksystems durch die Reduzierung der Sauerstoffdiffusion und der Versickerung. In den 90iger Jahren wurden bei vielen Sanierungs- und Verwahrungsprojekten Abdeckungen dieses Typs in unterschiedlichen Klimaregionen errichtet und ein nachfolgender Rückgang der Schadstoffausträge beobachtet. Über das langfristige Systemverhalten dieser Abdeckungen ist bisher relativ wenig bekannt.

Im Gegensatz dazu wird für die Oberflächenabdeckung von Deponien im Regelfall eine Dreischichtabdeckung errichtet mit einer Rekultivierungsschicht, einer Drän- sowie einer mineralischen Dichtungsschicht. Ältere Deponien sind dagegen oft mit Ein- und Zweischichtsystemen abgedeckt. Nach Berichten über Versagensfälle von mineralischen Dichtungsschichten wurde in den letzten zehn Jahren zum einen das Systemverhalten dieser Abdecksysteme, zum anderen alternative Abdeckkonzepte intensiv untersucht. Auch wenn diese Diskussion noch nicht abgeschlossen ist, so kann festgestellt werden, daß das Langzeitverhalten von Oberflächenabdeckungen mit mineralischen Dichtungsschichten kritisch zu sehen ist, insbesondere bei der Umsetzung als Zweischichtsystem ohne kapillarbrechende Dränschicht.

Als Konsequenz des unsicheren Langzeitsystemverhaltens der Oberflächenabdecksysteme mit mineralischer Dichtungsschicht können zwei Wege beschritten werden²:

- a. Optimierung der Systeme mit mineralischer Dichtungsschicht, zum Beispiel durch Schutz der Dichtungsmaterialien durch eine Folienüberdeckung, Optimierung der Rekultivierungsschicht oder Wahl von vergüteten Dichtungsmaterialien;
- b. Anwendung von alternativen Abdeckkonzepten ohne mineralische Dichtungsschicht, z.B. von Kapillarsperren.

Beide Punkte führen bei Realisierung zu relativ aufwendigen Abdecksystemen mit hohen Herstellungs- und Nachsorgekosten, wobei die Funktionsfähigkeit sowohl von vergüteten Dichtungsmaterialien oder Kunststoffelementen als auch von Kapillarsperrensystemen nur für einen Zeitraum von höchstens einigen Jahrzehnten sicher zu prognostizieren und gewährleisten ist.

Ein weiteres alternatives Abdeckkonzept ist der Ansatz des *Speicher- und Verdunstungskonzeptes*, bestehend aus einer mineralischen Einschichtabdeckung mit Gras-/Kraut- oder Gehölzbestockung. Bei diesem Konzept wird die Funktionalität der Oberflächenabdeckung nicht durch technische Lösungen wie

¹ Neben dieser Funktion dienen die Abdeckungen weiterer Sanierungsziele, wie z.B. der Etablierung einer Vegetation.

² Eine vertiefte Diskussion erfolgt in Kap. 2.1.

Dichtungs- und Dränelemente, welche das Sickerwasser seitwärts abfließen lassen („Oberflächenabdichtung als Bauwerk“, [STIEF 2000](#)), sondern durch die Optimierung der Verdunstungsleistung der Vegetationsdecke erreicht. Dieses Konzept versucht damit im Sinne der Bildung von *Natural Analogs* ([WAUGH et al. 1994](#)) die hydrologische Wirkungsweise von Vegetationsstandorten nachzubilden, von denen niedrige Versickerungsraten über lange Zeiträume bekannt sind.

Neben dem Vorteil der relativ geringen Bau- und Unterhaltungskosten dieser Abdeckungen sollen hierdurch Probleme der Langzeitstabilität vermieden werden. Andererseits ist zu erwarten, daß die Versickerungsraten dieses Abdeckungstyps im humiden Klimaraum die sehr niedrige Versickerung durch dichtende Elemente (bei Ausschluß von Systemversagen der Dichtung) z.B. bei Starkniederschlagsereignissen übertreffen kann.

Insgesamt läßt sich feststellen, daß einerseits für die oben genannte Problemstellung der Oberflächenabdeckung von Halden und Rückstandsbecken in vielen Fällen eine Zweischichtabdeckung mit mineralischer Dichtungsschicht als Regelprofil eingesetzt wird, andererseits aus der Deponiepraxis das Langzeit-Systemverhalten dieser Abdeckungen kritisch zu sehen ist.

Vor diesem Hintergrund wird bei der Sanierung der Wismut-Standorte neben den oben genannten Zweischichtabdeckungen mit mineralischer Dichtungsschicht auch der Einsatz von alternativen Abdeckungen geprüft. Neben Kapillarsperrensystemen wird insbesondere die Anwendung des Speicher- und Verdunstungskonzeptes als mögliche Oberflächenabdeckung gesehen, da, anders als in der Genehmigungspraxis im Deponiebau, in der die zu errichtende Abdeckung detailliert in Rechtsnormen definiert ist, bei der Sanierung der Bergbaualtlasten die langfristige Wirkung der Sanierungsstrategie nachzuweisen ist, ohne daß a priori einzelne (konzeptionelle oder technische) Lösungen definiert werden. Zudem werden bei der Betrachtung von Sanierungsoptionen lange Bewertungszeiträume (bis zu 200–1000 Jahre, entsprechend Langzeitsicherheitsanalysen bei der Bewertung der Endlagerung radioaktiver Abfälle) zu Grunde gelegt, so daß hierdurch Konzepte, welche auf eine langfristige, gleichmäßig hohe oder sogar zunehmende Wirkungsweise angelegt sind, überlegen sein können.

1.2 Ziel der Untersuchung

Die Anwendung von Standardabdeckungen sowie alternativen Ansätzen zur Oberflächenabdeckung großer Flächen der Bergbaustandorte wie Halden oder Tailingbecken soll in der vorliegenden Untersuchung unter folgenden Gesichtspunkten geprüft werden:

- Bewertung von Abdeckungen aus der Praxis der Bergbausanierung sowie Standardabdeckungen aus dem Deponiebau hinsichtlich der wasser- und gashaushaltlichen Wirksamkeit und Eignung zur Abdeckung von Altlasten des Uranbergbaus in Thüringen und Sachsen;
- Bewertung des Speicher- und Verdunstungsansatzes als alternatives Abdeckkonzept, Eignung dieses Ansatzes bei der Endabdeckung von säuregenerierenden Bergmassen und Tailings;
- Bewertung der Abdeckkonzepte hinsichtlich ihres Langzeitverhaltens.

Dabei sind für die Bewertung des Speicher- und Verdunstungskonzeptes insbesondere folgende Einzelfragen zu beantworten:

- Mit welchen Versickerungsraten ist bei verschiedenen Nutzungsszenarien in den untersuchten Abdecksystemen zu rechnen und wie sind Standard-systeme aus dem Deponiebau vergleichend zu beurteilen?
- Welches hydraulische Langzeitverhalten ist bei den untersuchten Abdecksystemen bei Szenarien der Klima- und Bodenentwicklung zu erwarten?
- Welche Auswirkungen auf die Sauerstoffdiffusion und damit die Bildung von sauren Sickerwässern können abgeschätzt werden?

Die Fragestellung wird hier zum einen anhand von Untersuchungen im Feldmaßstab, zum anderen durch den Einsatz von Prognoserechnungen des Wasserhaushaltes sowie der Sauerstoffdiffusion untersucht.

Über einen Zeitraum von vier Jahren wurden Teilglieder der Wasserbilanz, die bodenhydrologische Prozeßdynamik sowie die Sauerstoffgehalte in der Bodenluft auf jeweils 3000 m² großen Versuchsfeldern für drei mineralische Ein- und Zweischichtabdeckungen des Typs „Speicher- und Verdunstungskonzept“ erfaßt.

Die langfristigen Prognosen der hydraulischen Wirksamkeit der untersuchten Oberflächenabdeckungen wurden mit Wasserhaushaltsmodellen erstellt; darauf aufbauend wurde der Sauerstofffluß durch die Abdeckungen simuliert.

Das Untersuchungskonzept folgt damit dem Ansatz von [WAUGH et al. 1994](#), welcher das Design und die Bewertung von Oberflächenabdeckungen als Resultat aus natürlichem Analogon (konzeptioneller Ansatz), Felduntersuchung und modellgestützter Prognose ableitet (Abb. 1.2), wobei in der vorliegenden Untersuchung als konzeptioneller Ansatz das Speicher- und Verdunstungsprinzip in Analogie zu natürlichen Vegetationsstandorten mit hoher Verdunstungsleistung angewendet wird.

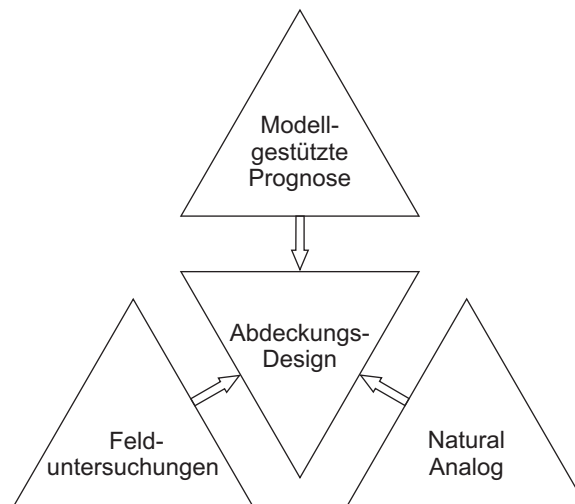


Abb. 1.2: Komponenten der Konzipierung und Bewertung von Abdeckungen, verändert nach WAUGH *et al.* 1994. Nicht dargestellt sind mögliche Wechselbeziehungen zwischen den Komponenten, wie etwa zwischen dem konzeptionellen Ansatz „Natural Analog“ und der Komponente „Felduntersuchung“ (vgl. auch Schema auf S. 49).

Die Darstellung der Untersuchung gliedert sich in drei Teile:

- In den Kapiteln 2 und 3.1 wird der Stand der Technik und Forschung beim Einsatz von Oberflächenabdeckungen, das Speicher- und Verdunstungskonzept sowie die Problemstellung der Sanierung der Bergbaustandorte des Uranerzbergbaus der Wismut vertieft dargestellt.
- Die Feld- und Labormethoden sowie der Einsatz modellgestützter Methoden werden im Kapitel 4 diskutiert.
- Im Kap. 5 werden die Ergebnisse der Felduntersuchungen sowie der Prognosen des langfristigen hydraulischen Verhaltens von Abdeckungen des Speicher- und Verdunstungskonzeptes und Standardabdeckungen des Deponiebaus dargestellt, einschließlich der Ergebnisse der Sensitivitäts-, Kalibrierungs- und Validierungsuntersuchungen. Es werden die Schlußfolgerungen zur Eignung der Abdeckkonzepte bei der Sanierung der Wismut-Standorte sowie als alternatives Abdeckkonzept für andere Standorte getroffen (Kap. 6).

2 Oberflächenabdeckungen – Stand der Technik und Forschung

2.1 Praxis der Oberflächenabdeckungen von Deponien und Altlasten und alternative Ansätze

Die Konzeption von hydraulisch wirksamen Oberflächenabdeckungen³ auf Deponien, Altlasten oder Halden zur Limitierung der Versickerung in den im Sinne des Multibarrierenkonzeptes von der Umwelt abzukapselnden Körper ist trotz der langjährigen Praxis des Einsatzes von Standardsystemen umstritten.

Einerseits ist der Einsatz standardisierter technischer Lösungen entsprechend nationaler Regelwerke gängige Praxis; andererseits gibt es erhebliche Zweifel zur langfristigen nachhaltigen Wirksamkeit dieser Bauwerke.

Als Standardkonzept wird in den USA und in Europa ein in drei funktionalen Schichten aufgebautes Abdecksystem umgesetzt, in dem das in die Abdeckung infiltrierende Niederschlagswasser, welches die Rekultivierungsschicht (oberste Schicht) durchsickert, lateral in einer Dränschicht (mittlere Schicht) mit hoher hydraulischen Durchlässigkeit über einem Dichtsystem (unterste Schicht) mit sehr niedriger hydraulischer Durchlässigkeit abgeführt wird (STIEF 1992). Das Dichtsystem kann dabei z.B. aus hoch verdichteten Tonen, aus Bentonitmatten oder Folienlagen bzw. Kombinationen dieser Elemente bestehen.

Für diese Oberflächenabdichtungssysteme sind entsprechende Regelprofile entwickelt worden, in denen z.B. Schichtmächtigkeiten und Materialparameter wie z.B. die hydraulische Durchlässigkeit festgelegt sind (allgemein zur nationalen Praxis der Deponieabdichtung nach TA Abfall bzw. TA Siedlungsabfall: BURKHARDT u. EGLOFFSTEIN 1994, NIENHAUS 1994, STIEF 1994, LOTTNER 1995, BURKHARDT u. EGLOFFSTEIN 2000 und SIMON u. MÜLLER 2002; zur Deponieverordnung: WAGNER 2003; zur Praxis in den USA bezüglich EPA RCRA Subtitle C bzw. D: EPA 1989 u. 1991, DANIEL 1995a u. 1995b, JESIONEK u. DUNN 1995, OTHMAN et al. 1995 und FOX 1996).

Die Unsicherheit über das Langzeitverhalten einzelner Elemente dieser Regelprofile sowie die hohen Bau- und Nachsorgeaufwendungen haben von Beginn an zu Diskussionen über die Optimierung dieser Systeme und des Einsatzes von alternativen Abdeckkonzepten geführt (vgl. Diskussion z.B. bei STIEF 2002 und 2004). Der in der Praxis⁴ auftretende wesentlichste Versagensfall ist die

³ Oberflächenabdeckung wird hier als übergeordneter Begriff für alle Arten von Abdecksystemen verwendet und schließt Oberflächenabdichtungen, also Systeme mit mineralischen oder sonstigen Dichtungselementen, mit ein. Zur Terminologie vgl. auch Fußnote (11) auf S. 50.

⁴ Viele Praxisberichte zum Bau, zur Qualitätssicherung und zur Langzeitstabilität von

Erhöhung der hydraulischen Durchlässigkeit der mineralischen Abdichtungsschichten durch austrocknungsinduzierte Rißbildung, insbesondere bei Systemen, in denen die Dichtungsschicht nicht mit einer zusätzlichen Folie überdeckt ist; daneben kann die hydraulische Wirksamkeit aber auch durch Frosteinwirkung oder Setzungen herabgesetzt werden (einen einführenden Überblick über mögliche Versagensfälle geben MITCHELL u. JABER 1990 und SUTER et al. 1993).

In einer Untersuchung zur tatsächlich erreichten hydraulischen Wirksamkeit von 85 Dichtungsschichten mittels Feldtests der hydraulischen Durchlässigkeiten fanden BENSON et al. (1999) bei einem Viertel aller Fälle ein Überschreiten des Einbaukriterium von $K_s \leq 1 \cdot 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$, wobei Haupteinflußgrößen auf die realisierte hydraulische Durchlässigkeit die Substratfeuchte beim Einbau sowie die Mächtigkeit der Dichtungsschicht waren.

Von einer schon beim Bau erhöhten hydraulischen Durchlässigkeit gegenüber den geforderten Einbauwerten von mineralischen Dichtschichten berichten z.B. DANIEL (1984) und THIENEMANN et al. (1996). Dieses wird zurückgeführt auf eine nicht ausreichende Qualitätssicherung beim Bau, zu geringe Mächtigkeiten der Tonbarrieren oder eine prinzipiell die Rißbildung fördernden Einbautechnik bei Feuchten oberhalb der im Proctorversuch ermittelten optimalen Wassergehalte („nasser Proctorast“, SEED u. CHAN 1959, KLEPPE u. OLSON 1985, DANIEL u. WU 1992, PHIFER et al. 1994, HORN et al. 1996, JUNGE et al. 1996, ALBRECHT u. BENSON 2001, HORN 2001, BAUMGARTL et al. 2002, HORN 2002, HORN u. JUNGE 2002, BAUER 2003 und BAUER et al. 2004).

HORN und andere oben genannte Autoren empfehlen deshalb, im Gegensatz zur üblichen Praxis des nassen Einbaus, den Einbau von mineralischen Dichtschichtsubstraten auf dem trockenen Ast der Proctorkurve (vgl. auch die Praxiserfahrungen hierzu von HUPE et al. 2002), wobei hierbei die kritische Randbedingung der Zusammenhang von Verdichtungsgrad und hydraulischer Durchlässigkeit ist (siehe die grundlegenden Versuche von LAMBE 1954 u. 1958 sowie MITCHELL et al. 1965). So kann der Einbau auf dem trockenen Proctorast zu nicht ausreichender Verdichtung führen, so daß zwischen den Einzelaggregaten des Dichtungssubstrates ein Makroporensystem verbleibt, resultierend in höheren Durchlässigkeiten (ELSBURY et al. 1990, DANIEL u. BENSON 1990, HEYER u. RÖDL 2002, NEFF 2002). Das zeigen auch die Versuche von BENSON u. DANIEL (1990), welche Tone bei unterschiedlichen Feuchtestufen und zwei Verdichtungsgraden auf ihre effektive hydraulische Durchlässigkeit untersuchten. Um ein homogenes, kohärentes Tongefüge zu erreichen, mußte der Ton entweder auf dem nassen Ast der Proctorkurve oder mit höherer Verdichtungsenergie verdichtet werden. Bei Verdichtung auf dem trockenen Ast der Proctorkurve bei zu niedrigen Verdichtungsenergien verblieb ein deutliches Grobporengefüge mit effektiven hydraulischen Durchlässigkeiten des Tones im Bereich von $> 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$.

Neben dem trockenen Einbau des Dichtungsschichtsubstrates wird auch die Auflage einer zusätzlichen Schutzschicht aus Sand auf die Dichtungsschicht

Dichtungsschichtsubstraten beziehen sich sowohl auf Basisabdichtungen als auch auf Oberflächenabdeckungen; von beidem wird hier berichtet.

vorgeschlagen (BAUMGARTL et al. 2002, WITT et al. 2004 u. 2005).

Es ist zu vermuten, daß in vielen weiteren Fällen ein Überschreiten der hydraulischen Einbaukriterien in der Praxis erfolgt, jedoch nicht beobachtet wird, da die hydraulische Durchlässigkeit nur in seltenen Fällen in Feldtests im Rahmen der Qualitätssicherung bei Errichtung der Abdichtung gemessen wird. Aus vielen methodischen Untersuchungen ist zudem bekannt, daß die Bestimmung der hydraulischen Durchlässigkeit in hohem Maße skalenabhängig ist (z.B. DAY u. DANIEL 1985b u. 1985a, ZOBECK et al. 1985, STEWART u. NOLAN 1987, TRAUTWEIN u. WILLIAMS 1990, SHACKELFORD u. JAVED 1991, HOUSTON u. RANDENI 1992, BENSON et al. 1994, DÖLL u. SCHNEIDER 1994, TRAUTWEIN u. BOUTWELL 1994, BENSON et al. 1997, ARYA et al. 1998, FULEIHAN 1999, KORFIATIS et al. 2002), so daß die in der Regel durchgeführten Labornachweise um Größenordnungen niedrigere Werte für K_s gegenüber den im Feld gemessenen Durchlässigkeiten belegen können und nicht die effektiven hydraulischen Parameter widerspiegeln, da im Labor mögliche Defekte, etwa durch die Ausbildung eines sekundären Makroporensystems, nicht erfaßt werden.

Noch kritischer als die Einhaltung der Einbaukriterien ist die Langzeitstabilität von mineralischen Dichtungsschichten zu beurteilen.

Die hydraulische Durchlässigkeit einer Tonbarriere kann durch Frosteinwirkung wesentlich herabgesetzt werden (CHAMBERLAIN et al. 1990, ZIMMIE u. PLANTE 1990, WONG u. HAUG 1991, CZURDA 1992, KIM u. DANIEL 1992, LUDWIG 1993, OTHMAN u. BENSON 1993, VOIGT 1994, BENSON et al. 1995a u. 1995b, KONRAD u. SAMSON 2000, MEIERS et al. 2003). Hierbei reichen wenige Frost-/Tauwechsel aus, um zu einer deutlichen kryogenen Gefügebildung zu führen. Dieser Prozeß ist zum einen auf den Feuchteentzug vom nicht gefrorenen Boden zur Frostfront (Dehydrierung, „Gefriersog“) und entsprechender Rißbildung, sowie auf das Wachsen von Eislinsen und Eisnadeln im gefrorenen Bodenbereich und damit verbundener Aggregation, Zerfrostung und Einregelung von Bodenpartikeln zurückzuführen. Sowohl in dem Bodenbereich oberhalb der Frostfront als auch in dem Boden unterhalb wird eine Zunahme der hydraulischen Durchlässigkeit beobachtet (BENSON u. OTHMAN 1993, vgl. auch Diskussion bei PARUVAKAT 1994).

Die Feuchteabgabe aus mineralischen Dichtungssubstraten, entweder kapillar an benachbarte Bodenschichten, oder durch den direkten Entzug durch eingedrungene Pflanzenwurzeln, und die daraus resultierende Schrumpfung und Rißbildung der bindigen Dichtungssubstrate, scheint der wesentlichste Versagensfall in Abdecksystemen mit mineralischer Dichtung zu sein. Der Wasserentzug durch Luftströmung in einer, die Dichtung überlagernden Entwässerungsschicht, ist dagegen vernachlässigbar gering (SCHÖPE et al. 2001).

Nachdem zuerst MELCHIOR von Rißbildungen in der Dichtungsschicht auf den Versuchsfeldern in Hamburg-Georgswerder und einer spürbaren Erhöhung der die Dichtungsschicht durchsickernden Abflüsse in den nachfolgenden Jahren berichtet hat (1993, 1994, 1994a, 1994b, 1994c; die Schädigungen der Dichtungsschicht sind dokumentiert in MELCHIOR u. VIELHABER 1996 und

VIELHABER u. MELCHIOR 1996), wurde auch von anderen Deponiestandorten und Versuchsanlagen bei Aufgrabungen sowie in Laborversuchen von einer austrocknungsbedingten Rißbildung in mineralischen Dichtschichtsubstraten berichtet. Seit der irreversiblen Schädigung in Hamburg-Georgswerder durchsickern dort die Dichtung etwa 20 % des Niederschlages (ca. 200 mm a⁻¹) und damit 50 % des für die Versickerung durch die Dichtung zur Verfügung stehenden Wassers (MELCHIOR et al. 2002a).

Die Rißbildung kann durch Auflast vermindert, jedoch durch die relativ geringmächtige Oberflächenabdeckung nicht vollständig verhindert werden (KIM u. DANIEL 1992, BOWDERS JR. u. MCCLELLAND 1994, BENSON et al. 1995b, ALBRECHT u. BENSON 2001). Bei Wiederbefeuchtung kann zwar teilweise eine Abnahme der hydraulischen Durchlässigkeiten durch Quellung von Tonmineralen beobachtet werden, das ausgebildete Makroporensystem schließt sich jedoch hierdurch nicht vollständig (bedingt z.B. durch eine Partikeleinregelung und Cutanbildung auf den Aggregatoberflächen, vgl. MELCHIOR et al. 2002a), so daß die Schädigung irreversibel bleibt.

Der potentielle Feuchteentzug in der Dichtungsschicht ist ganz wesentlich von der Durchwurzelungstiefe der auf der Abdeckung aufwachsenden Vegetation abhängig. Die Konzeption oben genannter Regelprofile sieht vor, daß die Vegetation nur die Rekultivierungsschicht durchwurzelt und ihren Wasserbedarf aus dieser Bodenschicht speist. Mittlerweile sind aus der Praxis aber viele Fälle bekannt, in denen die tatsächliche Durchwurzelung im Abdeckprofil wesentlich tiefer reicht.

LINERT (1995) stellte bei Aufgrabungen auf der Deponie Karlsruhe-West Durchwurzelungen von Trenngeotextilbahnen sowie von mineralischen Dichtungsschichten fest mit Wurzeltiefen von bis zu 1,5 m (Vegetation: Acker-Kratzdistel, Mehligke Königskerze).

Von den Aufgrabungen dreier Altdeponien in Bayern berichtet HÄMMERLE (1997); hier wurden Durchwurzelungen der mineralischen Dichtung bei geringen Mächtigkeiten der Rekultivierungsschicht (< 1 m, z.T. Gehölzbestockung) festgestellt, jedoch keine Rißbildungen.

Von den Versuchsfeldern der Deponie Aurach berichten HENKEN-MELLIES et al. (2000) und HENKEN-MELLIES (2002) über starke Austrocknungserscheinungen in einer mineralischen Dichtungsschicht, vor allem durch kapillaren Feuchteentzug. Die Dichtungsschicht des Zweischichtsystems ist hier mit einer nur 20 cm mächtigen Rekultivierungsschicht überdeckt.

Von Aufgrabungen der Dichtungsschicht der Deponie Eisenberg (Rheinland-Pfalz) berichtet FEIN (2002). Hier wurden Wurzeln bis zur Basis der mineralischen Dichtungsschicht festgestellt, die in-situ gemessenen hydraulischen Durchlässigkeiten sind bis auf Werte von $2 \cdot 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$ erhöht.

Aufgrabungen der Oberflächenabdeckung der Industriemülldeponie Prael, einem Zweischichtsystem ohne Dränageschicht mit bentonitvergüteter Ton- und Lößdichtung, zeigten auch bei hohen Mächtigkeiten der Rekultivierungsschicht von 1,7 m eine Durchwurzelung der Dichtschicht (MAIER-HARTH u. MELCHIOR 2001 u. 2002). In die Risse sind z.T. Wurzeln eingedrungen, in der Lößdichtung wurden Wurmgänge festgestellt. Die Wassergehalte in den

Dichtungen zeigen im Herbst Tensionen $> pF 4,2$ und die in-situ gemessenen hydraulischen Durchlässigkeiten sind bis auf Werte von $6 \cdot 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$ erhöht.

RÖDL et al. (2002) berichten von Aufgrabungen an 10 Deponiestandorten in Bayern, bei denen durchwurzelt Drainage- und Dichtschichten aufgefunden wurden. Die Dichtungsschichten zeigten Rißbildungen, in die Risse waren Wurzeln eingewachsen.

Auf den Versuchsfeldern der Deponie Gerolsheim wurden auf dem Versuchsfeld mit mineralischer Abdichtung bei einer Aufgrabung die Durchwurzelung der Drän- und Dichtschicht festgestellt (URBAN-KISS u. RETTENBERGER 2002).

Von weiteren Fällen der austrocknungsbedingten Abnahme der Wirksamkeit von mineralischen Dichtschichten berichten ALBRECHT u. BENSON (2002), BREH et al. (2002), GRÖNGRÖFT et al. (2002) und WAGNER u. SCHNATMEYER (2002) (zum Diskussionsstand „Dichtschichtaustrocknung“ siehe MELCHIOR et al. 2002a und RAMKE et al. 2002b).

Eine Zusammenstellung von MELCHIOR (2000) von maximalen Wurzeltiefen von den auf einer Deponieabdeckung angetroffenen Pflanzenarten zeigt, daß etwa 15 % der Arten maximale Wurzeltiefen von 2 bis 4 m erreichen. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen FOXX et al. (1984) und LINK et al. (1994, 1995) für Oberflächenabdeckungen an Standorten in den USA. Unter semiariden bis ariden Bedingungen können Gräser und Sträucher Wurzeltiefen $> 2 \text{ m}$ (KLEPPER et al. 1985, LINK et al. 1990) und Bäume Wurzeltiefen $> 10 \text{ m}$ erreichen (CARBON et al. 1980). HEINZE et al. (2001) geben auf Basis von Untersuchungen zur Wurzelverteilung verschiedener Baumarten auf einem Haldenstandort in Thüringen maximale Wurzeltiefen zwischen 1 und 3 m an, ohne das bisher das Tiefenwachstum der Wurzeln des dreißigjährigen Bestandes beendet ist.

Zwar hemmen verdichtete, wasserstauende und zu schlechter Bodendurchlüftung führende Unterbodenschichten das Wurzelwachstum (KREUTZER 1961, PHILLIPS u. KIRKHAM 1962, FOIL u. RALSTON 1967, TAYLOR 1974, HEILMAN 1981, MCSWEENEY u. JANSEN 1984, EICHHORN 1992, SOMMER et al. 1995), d.h. die Standorteigenschaften können die genetisch bedingte Wurzelform überprägen (KÖSTLER 1956, LEHNARDT u. BRECHTEL 1980, HEINZE et al. 1997). Die genannten Befunde von durchwurzelt Dicht- oder Dränschichten sowie die Untersuchungen von CLINE (1979) bzw. CLINE et al. (1980, 1982), HAKONSON et al. (1982) und HAKONSON (1986) sowie NYHAN et al. (1986), REYNOLDS (1990) und WATTENDORF u. EHRMANN (2002) zu Wurzelsperren (d.h. technischen Elementen, die ein weiteres Tiefenwachstum von Wurzeln verhindern sollen) zeigen jedoch, daß selbst mit großem Aufwand ein Eindringen von Wurzeln in bestimmte Schichten einer Oberflächenabdeckung nicht sicher verhindert werden kann (vgl. auch Übersicht bei BOWERMAN u. REDENTE 1998).

Durch eine entsprechende Pflanzenauswahl sowie den hinreichend mächtigen Aufbau der Rekultivierungsschicht kann das Risiko einer Durchwurzelung vermindert werden (WATTENDORF u. SOKOLLEK 2000), dies setzt aber dauerhafte Pflegemaßnahmen voraus (z.B. mit der Entfernung von unerwünschten Tiefwurzlern).

Die Biointrusion und Bioturbation wird dabei nicht nur durch Pflanzenwurzeln, sondern auch durch grabende Käfer, Ameisen, Würmer oder Säugetiere verursacht (GRAFF u. MAKESCHIN 1979, HOLE 1981). Dabei kann neben der Schaffung eines biogenen Makroporensystems mit der damit verbundenen Zunahme von Infiltration (GRANT et al. 1980, CADWELL et al. 1989, LANDEEN 1994, HAKONSON 1999) und Makroporenfluß auch Material selbst aus dem abzudeckenden Körper an die Bodenoberfläche gelangen (WINSOR u. WHICKER 1980, HAKONSON et al. 1982, REYNOLDS u. LAUNDRÉ 1988) oder der Gasaustausch mit der Atmosphäre zunehmen (z.B. Zunahme der Radonexhalation von Urantailings, SHUMAN u. WHICKER 1986). Dokumentiert sind solche biogenen Makroporen auch in großer Tiefe, z.B. als Regenwurmgänge in Dichtungsschichten (MAIER-HARTH u. MELCHIOR 2001).

Neben den Feldbeobachtungen zur Alterung von Dichtungssystemen liegen auch einzelne Laborergebnisse zum Schrumpfungsverhalten von im Deponiebau verwendeter Substrate vor, welche sowohl die geotechnischen, als auch die hydraulischen Parameter (v.a. Feuchtegehalte, Durchlässigkeiten) dokumentieren.

In Laboruntersuchungen zeigten STEINERT et al. (2002), daß eine Rißbildung des in der Dichtschicht Hamburg-Georgswerder eingebauten Geschiebemergels schon bei einer Tension von 40–60 kPa auftritt, verbunden mit einer deutlichen Erhöhung der hydraulischen Leitfähigkeit.

Erste Ergebnisse der Untersuchungen an Dichtungssubstraten mit gleichzeitiger Einstellung von Tension und Auflast in der Probe und Messung der Durchlässigkeit (QUANDT et al. 2002, GEBISSA et al. 2002) zeigen, daß bereits geringe Abnahmen des volumetrischen Wassergehaltes zu beginnender Rißbildung führen können. Die Auflast der Abdeckungssubstrate trägt zu keiner nennenswerten Rißverzögerung bei. Daß die Auflast der Oberflächenabdeckung nicht ausreicht, um mechanische Risse in der Dichtungsschicht zu schließen, zeigen MALLWITZ (1996) und MCBRAYER et al. (1997) (vgl. auch Diskussion bei DAY 1998), ein sog. Selbstheilungsvermögen von Tonen ist damit nicht bzw. bei hohen Anteilen von quellfähigen Tonmineralen nur teilweise gegeben.

Die dargestellten Problemkreise im Praxiseinsatz von Oberflächenabdeckungen mit mineralischer Dichtungsschicht führten seit längerem zur Diskussion von alternativen Abdeckkonzepten. Dabei gibt es im wesentlichen drei konzeptionelle Ansätze (vgl. Übersicht bei ANKENY et al. 1997 und ENGELMANN 2000; vgl. auch die Berichte der weiter unten genannten Versuchsfelder):

- Optimierung des Systemverhaltens der Dichtelemente, z.B. Einsatz von Bentonitmatten (z.B. HEERTEN et al. 1994, VON MAUBEUGE u. EHRENBURG 1995, HEERTEN 1996b, MELCHIOR u. STEINERT 1997, THOMAS 1998, CAZAUX u. DIDIER 2000, FOX et al. 2000, BLÜMEL et al. 2002b u. 2002a) oder Ton-Polymer-Mischungen (z.B. Trisoplast, MELCHIOR et al. 2002b u. 2003), Folien in Kombinationsdichtungen (z.B. HEERTEN 1996a, GIARDINO u. GUGLIELMETTI 1997, OTHMAN et al. 1997, BACHMANN u. VON FELDE 1998, MÜLLER 1998);

- laterale Wegführung des Sickerwassers nicht durch Dichtelemente, sondern durch das Kapillarsperrenprinzip (z.B. [WOHNLICH 1991](#), [STORMONT 1995](#) u. [1997](#), [MORRIS u. STORMONT 1997](#), [ZISCHAK 1997](#), [JELINEK 1999](#), [VON DER HUDE et al. 1999](#), [WOHNLICH u. BAUER 1999](#), [KHIRE et al. 2000](#) und [VON DER HUDE 2001](#)) und
- Optimierung der bodenhydrologischen Verhältnisse der Rekultivierungsschicht (ausreichende Mächtigkeit, geringer Verdichtungsgrad u.a.) zur Erhöhung der Verdunstungsleistung; als Grenzfall der Bau eines Einschichtsystem mit völligem Verzicht auf Dichtelemente (*Speicher- und Verdunstungskonzept*, vgl. unten).

Daneben werden vereinzelt noch singuläre Lösungen wie z.B. die vollständige Oberflächenversiegelung von Deponiekörpern genannt ([HAKONSON et al. 1997](#), [O'DONNELL et al. 1997](#), [SCHULZ et al. 1997](#)). Die alternativen Elemente können sowohl als singuläre Lösung als auch als ergänzendes Element von Standardabdeckungen (z.B. Kapillarsperre über Dichtungsschicht) eingesetzt werden.

Diese Diskussion begleitend ist das Systemverhalten verschiedenster Abdeckungssysteme in den letzten zwei Jahrzehnten in einer Vielzahl von Feldversuchen untersucht worden. Dabei wurden meistens Regelprofile nach den national geltenden Standards und vergleichend alternative Abdeckungen in Versuchsanlagen von wenigen Quadratmetern bis zu einigen Hektar Größe aufgebaut und die Abflußanteile, die Bodenhydrologie sowie die Meteorologie erfaßt. Versuchsfelder, über die in der Literatur ausführlich berichtet wurde, sind:

- *Deponie Hamburg-Georgswerder* (z.B. [MELCHIOR 1993](#));
- *Deponie Karlsruhe-West* (z.B. [ZISCHAK 1997](#));
- *Deponie „Im Dienstfeld“ bei Aurach, Landkreis Ansbach* (z.B. [HENKENMELLIES et al. 2000](#));
- *Deponie „Monte Scherbelino“, Frankfurt a.M.* (z.B. [KÄMPF et al. 1998](#));
- *Deponie „Am Stempel“, Marburg-Biedenkopf* (z.B. [VON DER HUDE et al. 1994](#));
- *Deponie Gerolsheim* (z.B. [URBAN-KISS u. RETTENBERGER 2002](#));
- *Hanford, USA* (z.B. [GEE et al. 1989a](#));
- *Los Alamos, New Mexico, USA* (z.B. [NYHAN et al. 1989](#));
- *Sandia, New Mexico, USA* (z.B. [DWYER 1995](#));
- *Hill Air Force Base, Utah, USA* (z.B. [WARREN et al. 1997](#));
- *Eagle Flat Basin, Texas, USA* (z.B. [SCANLON et al. 1997](#));
- *Versuchsanlagen ACAP, USA* (z.B. [EPA 2001](#)).

Letztgenanntes Versuchsprogramm, verteilt über verschiedene klimatische Regionen in den USA, ist bisher der umfangreichste Versuch, das Speicher- und Verdunstungskonzept bei Oberflächenabdeckungen zu nutzen (vgl. auch S. 28).

Im Folgenden soll dieser Ansatz, aufgrund seiner großen Bedeutung bei der Konzipierung der Abdecksysteme für die Halden und Absetzbecken der Bergbaustandorte der Wismut, vertieft dargestellt werden.

2.2 Das Speicher- und Verdunstungskonzept

Ausgehend von der allgemeinen Wasserhaushaltsgleichung eines Oberflächenabdecksystems,

$$P - ET_A - A_o - A_i - A_u - \Delta\theta = 0 \quad (2.1)$$

können Ansätze zur Reduzierung der Versickerung (A_u) in der Erhöhung der seitlichen Abflüsse (Oberflächenabfluß A_o oder Dränabfluß A_i), in der Erhöhung des Verdunstungsanteils (ET_A) oder in Kombinationen dieser Ansätze bestehen.

Das sogenannte *Speicher- und Verdunstungskonzept*⁵ setzt dabei zum einen auf die Erhöhung des Feuchteentzuges in der Abdeckung durch die Vegetationsschicht, zum anderen auf eine hohe Speicherwirkung für das Sickerwasser im Porenraum des Abdecksubstrates in den verdunstungsarmen Zeiträumen. In der Modellvorstellung (und im Idealfall) wird dabei im Winterhalbjahr das Bodenfeuchtedefizit über die gesamte Profiltiefe der Abdeckung aufgefüllt, ohne daß es zu einer Sickerwasserbildung an der Unterkante des Abdecksystems kommt; im Sommerhalbjahr wird der „Bodenwasserspeicher“ wieder geleert. Das Ausmaß der sommerlichen Speicherentleerung wird dabei durch die Höhe der aktuellen Evapotranspiration der aufwachsenden Vegetation bestimmt, wobei unter günstigen Bedingungen schon eine Gras- und Strauchvegetation hinreichend wirksam sein kann. So zeigten [ANDERSON et al. \(1987\)](#), daß in semiariden Klimaten die Verdunstungsleistung von Grasvegetation ausreicht, um die Bodendecke soweit auszutrocknen, daß sie die folgenden Winterniederschläge vollständig aufnehmen kann. Übersteigt die Infiltration den verfügbaren Porenraum, so können auch sehr große Sickerwassermengen das Profil vertikal durchströmen, da keine hydraulische Barriere einen seitlichen hypodermischen Abfluß erzwingt.

Daraus wird deutlich, daß neben den gegebenen klimatischen Randbedingungen zur Umsetzung dieses Konzeptes zwei Aspekte wesentlich sind:

- a. Die Dimensionierung und Gestaltung der Abdeckschicht(en) hinsichtlich der bodenphysikalischen Eigenschaften (vor allem hinsichtlich der Porenverteilung sowie der Eignung als Pflanzenstandort) sowie
- b. die Gestaltung und Entwicklung der Vegetation selbst.

Beide Punkte werden nachfolgend ausführlicher erläutert.

⁵ Abdeckungen dieses Typs werden im englischsprachigen Raum als *Evapotranspiration Cover*, *ET-Cover*, *ET-Caps* oder *Store-and-Release Cover* bezeichnet.

2.2.1 Die Funktion der Rekultivierungsschicht

Die wasserhaushaltliche Speicherwirkung der Rekultivierungsschicht wird durch die Porenkenngrößen des Bodensubstrates bestimmt. Die gesamte Speicherkapazität des Abdeckprofils ist dabei eine Funktion des Gesamtporenvolumens, das „Wasserhaltevermögen“ von der sogenannten Feldkapazität des Bodens abhängig.

Der Begriff der „Feldkapazität“ (FK) definiert dabei die Wassermenge, die ein Boden gegen die Schwerkraft zurückhalten kann. Auch wenn die verschiedenen Definitionen der FK⁶ und Abhängigkeiten der Wassergehalte bei FK z.B. von der Tiefe der Grundwasseroberfläche zeigen, daß die Feldkapazität nicht als konstanter Parameter eines Bodens zu verstehen ist (vgl. Diskussion bei MEYER u. GEE 1999), so wird dieser Bodenkennwert doch als ungefähre obere Grenze des Wasserspeichervermögens in der Praxis verwendet.

Die untere Grenze der Speicherwirkung der Rekultivierungsschicht wird durch den Wassergehalt bestimmt, bis zu dem die Vegetation dem Boden Wasser entziehen kann („permanenter Welkepunkt“, pF 4,2).

Die wasserhaushaltliche Speicherwirkung der Rekultivierungsschicht wird damit durch das vorhandene Porenvolumen bestimmt, welches pflanzenverfügbares Bodenwasser speichert. Diese Differenz, also die Spreizung der $\theta(\psi)$ -Funktion zwischen den Tensionen bei pF 1,8 und 4,2, als „nutzbare Feldkapazität“ (nFK) bezeichnet, ist im wesentlichen abhängig vom Anteil der engen Grob- und vor allem Mittelporen des Bodens. Mittelporenreiche Böden wie Löss mit hohen Schluffanteilen erreichen nutzbare Feldkapazitäten von $> 20\%$, wohingegen grobporenreiche Sande und feinporenreiche Tone niedrigere nutzbare Feldkapazitäten aufweisen. Organische Substanz mit hohen Anteilen an Mittelporen erhöht die nFK eines Bodens, Bodenverdichtung erniedrigt sie.

Ein aus der Sicht einer möglichst hohen Speicherwirkung günstiges Bodensubstrat zum Aufbau der Rekultivierungsschicht wäre also schluffreich mit geringem Bodenskelettanteil, mit hohen Gehalten an organischer Substanz und würde mit geringer Verdichtung aufgebracht werden.

Eine erste Abschätzung von erforderlichen Profilmächtigkeiten der Rekultivierungsschicht zur Aufnahme einer bestimmten Sickerwassermenge läßt sich aus der Funktion der summierten nFK ableiten (Abb. 2.1; vgl. auch die Darstellungen in GDA 2000a). Geht man dabei davon aus, daß eine ideale Abdeckung des Speicher- und Verdunstungsprinzips den gesamten Winterniederschlag aufnehmen soll (unter Vernachlässigung möglicher Verlustglieder der Wasserhaushaltsbilanz wie Oberflächenabfluß und Verdunstung im Winterhalbjahr), so wäre z.B. bei einem Niederschlag bzw. einer potentiellen Infiltration von 300 mm und einer nFK von 15 % eine Profiltiefe der Rekultivierungsschicht von ca. 2 m erforderlich. Auch die in der Deponiepraxis diskutierte Empfehlung einer Mindest-nFK des Gesamtprofils von 200 mm wäre nur mit Profiltiefen > 1 m zu realisieren, wenn die nFK bei Werten $< 15\%$ liegt, wie

⁶ Erreichen eines Gleichgewichtszustandes mit $\frac{\delta\theta}{\delta t} = 0$; Wassergehalte bei den Tensionen pF 1,8 oder 2,5.

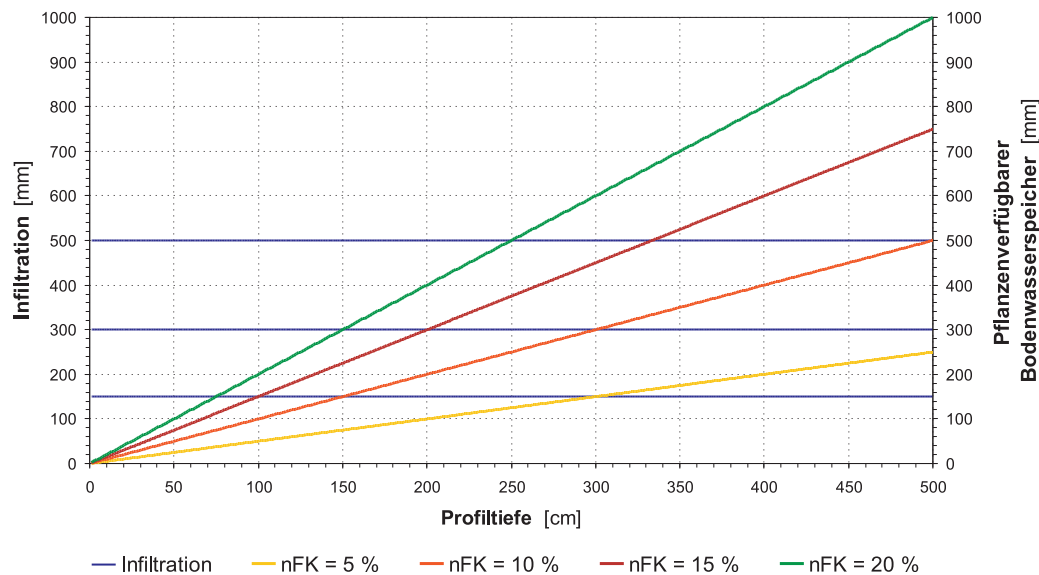


Abb. 2.1: Abschätzung der notwendigen Profiltiefen der Rekultivierungsschicht zur Aufnahme einer bestimmten Infiltrationsmenge in Abhängigkeit von der nutzbaren Feldkapazität (nFK).

sie typischerweise in Rekultivierungsschichtsubstraten auftritt.

Neben den bodenphysikalischen Eigenschaften, welche die wasserhaushaltliche Speicherwirkung steuern, sind eine Reihe weiterer Eigenschaften der Rekultivierungsschicht wie Durchwurzelbarkeit, Nährstoffversorgung oder Lufthaushalt für die Entwicklung der Vegetationsschicht und damit des evapotranspirativen Entzuges von Bedeutung, welcher nachfolgend diskutiert wird.

2.2.2 Die Funktion der Vegetation

Die Nutzung der Verdunstungsleistung eines Deponiewaldes zur positiven Beeinflussung des Wasserhaushaltes von Oberflächenabdeckungen wurde schon von BRECHTEL 1978 vorgeschlagen. Auch von MOLZ et al. (1974) und MOLZ u. BROWNING (1977) wurde in den 70iger Jahren auf die mögliche Reduzierung der Sickerwassermengen von Deponien durch den erhöhten Feuchteentzug von Gehölzvegetation hingewiesen. Wesentlich für die Umsetzung des Verdunstungsaspektes des Speicher- und Verdunstungsprinzips ist die Bestockung der Abdeckung mit Waldvegetation, sei es als gezielte Aufforstung, sei es als Aufwuchs eines Sukzessionswaldes.

Eine Vielzahl von Untersuchungen aus der Waldhydrologie zeigt, daß die Verdunstungsleistung schon eines jungen, aufwachsenden Waldes die Evapotranspiration⁷ von Gras- oder Agrarstandorten deutlich übertreffen kann und mit zunehmendem Bestandesalter zu vergleichsweise geringen Grundwasserneubildungsraten führt.

Auch wenn in der frühen Literatur der Waldhydrologie noch vereinzelt die Meinung vertreten wurde, daß der Wald Wasser „produziert“ (vgl. auch Diskus-

⁷ Zu Begriffen der Verdunstung siehe Kap. 4.4.5.

Tab. 2.1: Statistik jährlicher Transpirationsraten von Waldbeständen nach PECK u. MAYER (1996).

Gattung	n	Mittelwert [mm a ⁻¹]	Minimum [mm a ⁻¹]	Maximum [mm a ⁻¹]
Fichte	20	287	119	516
Kiefer	20	342	173	765
Buche	9	363	268	601
Eiche	7	285	171	327

sion bei POLSTER 1954), so bestätigten bald Felduntersuchungen die bereits im 19. Jhd. von EBERMEYER (1889) vertretene Ansicht, daß Waldbestände gegenüber anderen Vegetationstypen geringere Abflüsse und eine höhere Gesamtverdunstung aufweisen. Frühe waldhydrologische Untersuchungen, die zu diesem Ergebnis führten, sind z.B. die Abflußmessungen von BURGER (1934).

In der zweiten Hälfte des 20. Jhd. wurden zur Waldhydrologie aufgrund der zunehmend erkannten Bedeutung der Abfluß- und Grundwasserneubildung in bewaldeten Einzugsgebieten eine Fülle von Untersuchungen durchgeführt (vgl. auch die Übersicht bei MENDEL 2000 sowie die in Kap. 4.4.5.3 aufgeführten Einzeluntersuchungen). Aus den Ergebnissen läßt sich für die Fragestellung einer Abdeckung mit hoher Verdunstungsleistung zum einen die Art und Zusammensetzung einer geeigneten Vegetationsdecke ableiten, zum anderen kann die zu erwartende Verdunstungsleistung der Vegetation näherungsweise abgeschätzt werden.

Aus einer Literaturzusammenstellung von PECK u. MAYER (1996) von waldhydrologischen Untersuchungen in Mitteleuropa und Nordamerika wird deutlich, daß die mittleren Transpirationsraten von Fichte, Kiefer, Buche und Eiche zwischen etwa 290 und 360 mm a⁻¹ liegen und sich für die gezeigten vier Baumarten relativ wenig in ihrem Mittelwert unterscheiden (Tab. 2.1). Die tatsächliche Transpirationsrate einer Baumart an einem Standort ergibt sich dabei einerseits aus dem vorhandenen Energie- und Wasserdargebot, andererseits aus der pflanzenphysiologischen, genetisch bedingten Fähigkeit der Baumart, dieses Potential auszunutzen. Zusätzlich haben Bestandsparameter wie Alter und Dichte großen Einfluß. Beides führt zu großen Streubreiten der Transpirationsraten unterschiedlicher Arten und Standorte.

Größer als die Abweichungen der mittleren Transpirationsraten sind die Unterschiede der mittleren Interzeptionsraten von Laub- und Nadelbäumen (Tab. 2.2), vor allem bedingt durch die höhere benetzbare Oberfläche von Nadelbäumen im Winterhalbjahr.

Neben der Vielzahl von Einzeluntersuchungen zur Verdunstungsbestimmung einzelner Baumarten über kürzere Zeiträume gibt es nur wenige langjährige Meßkampagnen von bewaldeten Einzugsgebieten. Bekannt sind die Lysimetermessungen von Gras, Nadel- und Laubwald der Lysimeterstationen St. Arnold bei Rheine/Westfalen (SCHROEDER 1975, 1988, 1990, 1992) und Castri-

Tab. 2.2: Statistik jährlicher Interzeptionsraten (in % des Niederschlages) von Waldbeständen nach PECK u. MAYER (1996).

Gattung	n	Mittelwert [%]	Minimum [%]	Maximum [%]
Fichte	31	32	14	49
Kiefer	26	28	14	37
Buche	19	20	5	48
Eiche	13	21	10	34

cum/Niederlande (UHLIG 1956, SCHROEDER 1970, VEEN 1982). Eine ähnliche Lysimeteranlage wird seit 1973 nördlich von Magdeburg (Colbitzer Heide) betrieben (MEISSNER 1993).

Vergleichbar mit den oben genannten mittleren Ergebnissen verschiedener Standorte ergibt sich auch hier bei Untersuchungen einzelner Baumarten an einem Standort die Rangfolge der Verdunstungsleistung von

$$\text{Gras} < \text{Laubwald} < \text{Nadelwald},$$

wobei die Differenz von Laub- zu Nadelwald vor allem auf die höhere Interzeptionsverdunstung zurückgeführt wird. So liegt die langjährig gemessene Sickerwasserhöhe unter Nadelwald des Großlysimeters St. Arnold bei 27 % bzw. 217 mm der Meßreihe von 1966 bis 2003 bei einem mittleren Niederschlag von 798 mm (Abb. 2.2). Die mittlere Grundwasserneubildung ist damit etwa 80 mm a^{-1} niedriger als unter Laubwald und 200 mm a^{-1} niedriger als die der Grasfläche.

Daß unter den stärker kontinental geprägten klimatischen Verhältnissen in Ostdeutschland die Grundwasserneubildung im Mittel noch wesentlich niedriger liegen kann, zeigen die Ergebnisse des Großlysimeters Colbitzer Heide, welches mit einem Kiefernbestand bestockt ist. Das Großlysimeter ist 2 m tief mit Mittelsand, darunter mit Grobsand befüllt. Größere Abflüsse wurden nur in den ersten Jahren nach der Errichtung der Anlage gemessen, in den letzten Jahren ist die Grundwasserneubildung fast vollständig zum Erliegen gekommen (DEUTSCHMANN et al. 1996, MÜLLER 1996, SCHINDLER et al. 1997a, SCHINDLER et al. 1997b, MEISSNER et al. 2001). Der Verlauf der kumulativen Sickerwassermenge (Abb. 2.3) zeigt, daß etwa 10 Jahre nach Aufforstung die kumulative Grundwasserneubildung eine wesentlich flachere Steigung annimmt; im ersten Jahrzehnt (1974–1983) wurde eine mittlere Sickerung von 30 % (181 mm, bei 597 mm Niederschlag), von 1984 bis 2003 nur noch von 4 % registriert, bei mittleren Niederschlägen von 587 mm. Dieser Rückgang ist auf die zunehmenden Evapotranspirationsraten des aufwachsenden Kiefernbestandes zurückzuführen.

Eine vergleichbar niedrige Sickerrate unter Nadelwaldnutzung wurde in Ostdeutschland durch die langjährigen Messungen der Lysimeteranlage Britz in Brandenburg dokumentiert (MÜLLER 2005). Im dreißigjährigen Kiefernbe-

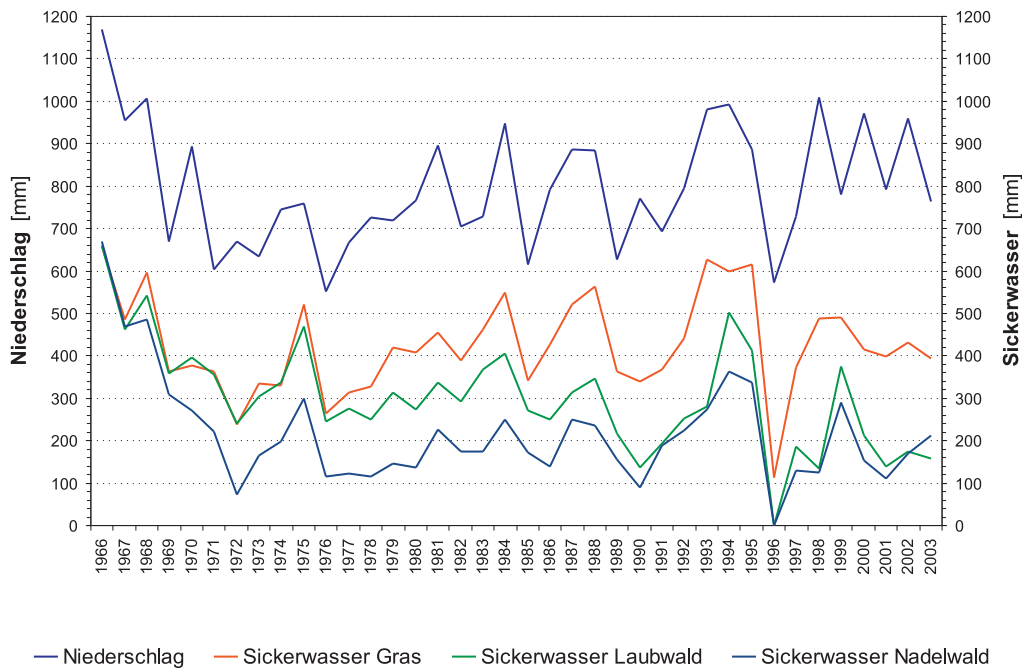


Abb. 2.2: Niederschlag und Abflußanteile Lysimeteranlage St. Arnold (nach STAWA 2004).

stand wurde dort im letzten Jahrzehnt eine Sickerrate von $< 2\%$, im Douglasienbestand eine Sickerrate von $< 10\%$ aufgezeichnet.

Sehr niedrige Sickerraten agrarisch genutzter tiefgründiger Lößböden sind von der Lysimeterstation Großobringen bei Weimar dokumentiert (ROTH et al. 1994 u. 1995, KNOBLAUCH et al. 1996 u. 2004); so wurde für den Zeitraum 1984–1995 die mittlere Grundwasserneubildung (wechselnder Fruchtfolgen) mit 11 mm bestimmt, mit Jahren ohne nennenswerte Sickerung, bei ca. 550 mm Niederschlag. Die Schwankung der Sickerraten ist sehr groß mit Jahren ohne Sickerung, aber auch einem Jahr mit fast 100 mm Grundwasserneubildung (bei einem Niederschlag von 550 mm in diesem Jahr).

Neben pflanzenphysiologischen Unterschieden, insbesondere der Fähigkeit der stomatären Steuerung der Transpiration sowie den verschiedenen Interzeptionsverhältnissen der Vegetationsoberflächen, ist für die unterschiedliche Verdunstungshöhe zwischen Gras- und Waldbeständen der größere Strahlungsgewinn der Waldvegetation wichtig (Wald: niedrige Albedo, größerer kurzweiliger Strahlungsgewinn, mächtige und gestaffelte Strahlungsumsatzschicht; Gras: höhere Albedo, höhere kurzweilige Reflexion und langwellige Ausstrahlung), welcher zu einem höheren Energieumsatz in latente Wärme bzw. Evapotranspiration führt (BAUMGARTNER 1965, LÜTZKE 1966 u. 1969, TAJCHMAN 1971, JAEGER u. KESSLER 1980, GARTHE et al. 1985, WICKE u. BERNHOFER 1996).

Auch die Krautschicht kann einen hohen Anteil an der Gesamtverdunstung einer Waldfläche liefern, wobei die verschiedenen Vegetationsstockwerke den jeweiligen Strahlungsgenuß in Verdunstung umsetzen und so zu relativ gleich hohen Gesamttranspirationsraten der Gesamtfläche auch bei unterschiedlich

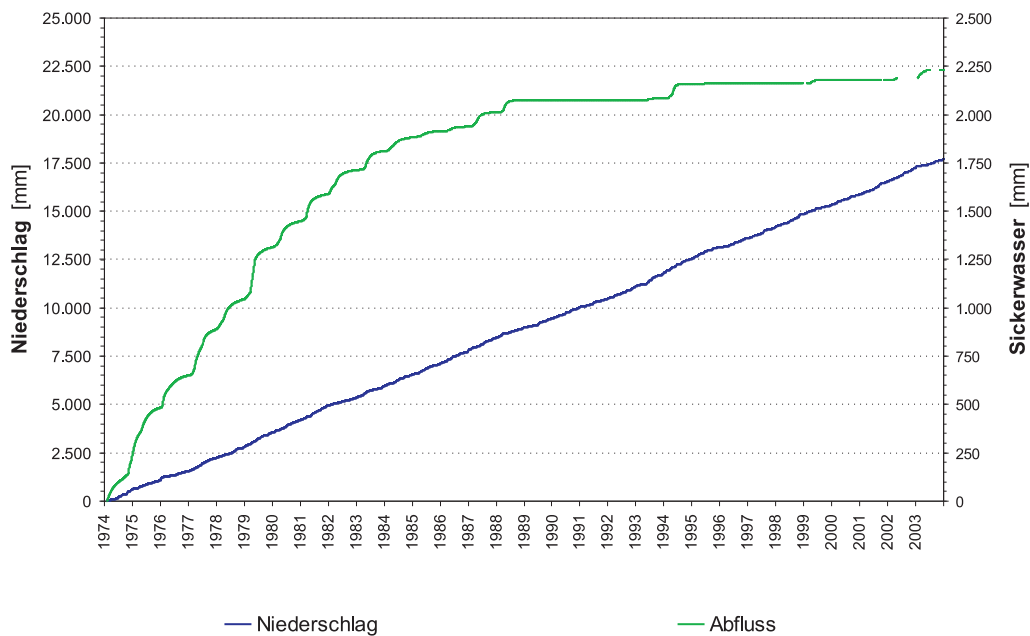


Abb. 2.3: Kumulativer Niederschlag und Abfluß Lysimeteranlage Colbitzer Heide (nach LHW 2004).

strukturierten Vegetationsbeständen, z.B. durch geringen Kronenschluß der Waldbäume, führen (ROBERTS et al. 1980, ROBERTS 1983, 1985). Bei günstigen Bedingungen hinsichtlich der potentiellen Verdunstung (hoher Strahlungsgenuß und Luftaustausch) am Waldboden kann die Krautschicht bis zu 20–40 % der aktuellen Gesamtverdunstung ausmachen (BLACK u. KELLIHER 1989, TENHUNEN et al. 1994, LÜTTSCHWAGER et al. 1997, MÜLLER et al. 1999); ist keine Krautschicht ausgebildet, so ist die reine Bodenverdunstung aufgrund des geringen Strahlungsgewinns sehr klein (SCHAAP u. BOUTEN 1997).

Ebenso kann die Interzeption der Kraut- und der Streuschicht am Waldboden oder auf Lichtungen größere Werte bis zu 10–30 % erreichen, wie Messungen an Gräsern oder auch an Agrarpflanzen zeigen (LEYTON et al. 1965, BALÁZS 1982, HOYNINGEN-HUENE 1983, HALL 1985, PITMAN 1989a u. 1989b, CAMPBELL u. MURRAY 1990, SCHMIDT u. MUELLER 1991, MILLBACHER 1992, PUTUHENA u. CORDERY 1996).

Neben den genannten Ergebnissen gibt es viele weitere Untersuchungen zur Quantifizierung der Waldverdunstung. Viele Untersuchungen belegen z.B. die Änderung des Wasserhaushaltes auf der Einzugsgebietsskala bei Nutzungsänderungen (Aufforstung, Umwandlung von Forstflächen in Acker- oder Grünlandstandorte). Nachgewiesen ist hierbei die Reduzierung der Grundwasserneubildung durch Aufforstungsmaßnahmen bzw. die Zunahme des Abflusses durch die Reduzierung von Forstflächen oder Änderungen des Verhältnisses von Laub- zu Nadelgehölzanteilen in Einzugsgebieten (z.B. HIBBERT 1965, SWANK u. MINER 1968, BOSCH u. HEWLETT 1982, MCNAUGHTON u. JARVIS 1983, WESSOLEK et al. 1985, BURCH et al. 1987, JANSSON 1987, MEISSNER et al. 1997).

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß die Grundwasserneubildung unter einer Wald-, und insbesondere unter einer Nadelwaldnutzung gegenüber einer Grasvegetation oder Agrarnutzung deutlich reduziert sein kann. Wichtig ist hierbei besonders die Interzeption des Bestandes, welche vor allem im Winterhalbjahr einen wesentlichen Bestandteil der Gesamtverdunstung bildet.

Die Gesamthöhe der Grundwasserneubildung wird dabei, neben den genannten Vegetationseigenschaften und der Substratcharakteristik, von der klimatischen Wasserbilanz sowie der Verteilung von Winter- zu Sommerniederschlägen bestimmt. Unter (für die Zielstellung von niedrigen Versickerungsraten) günstigen Bedingungen liegt die mittlere Grundwasserneubildung in Deutschland in einer Größenordnung von < 10 bis ca. 20 % des Niederschlages; solche günstigen Verhältnisse sind unter stärker kontinentalen klimatischen Bedingungen mit geringeren Winterniederschlägen und niedrigen Jahressummen des Niederschlages gegeben. Unter stärker maritimen Verhältnissen, mit hohen Jahres- und vor allem Winterniederschlägen kann die Grundwasserneubildung auch unter Waldbeständen eine Größenordnung von 30–40 % erreichen und mit zunehmenden Jahresniederschlägen proportional zunehmen (vgl. auch die Lysimetergeraden in [PROKSCH 1990](#)).

Als Fazit für die Gestaltung der Vegetation bei der Anwendung des Speicher- und Verdunstungskonzeptes ist im Sinne einer Verdunstungsmaximierung eine Waldbestockung mit Nadelbaumarten vorzunehmen, wobei hier Baumarten mit hoher Verdunstungsleistung (Kiefer, Douglasie) bevorzugt werden sollten. Dieses bedeutet auch, daß ein Sukzessionswald oder eine Aufforstung mit einem „naturnahen“ Mischwald (potentielle Vegetation in Ostthüringen: Kiefern-Eichen-Wald mit Rotbuche, [HEINZE et al. 2001](#)) im Winterhalbjahr aufgrund des Laubbaumanteils eine höhere Sickerwasserbildung erwarten läßt gegenüber einer reinen Nadelwaldbestockung.

2.2.3 Die Umsetzung des Speicher- und Verdunstungskonzeptes

Auch wenn die verdunstungsfördernde Wirkung eines „Deponiewaldes“ ([BÖNECKE 2001](#)) früh erkannt wurde, so ist die in der Deponiepraxis übliche Form der Vegetationsbedeckung der Abdeckung eine Grasvegetation, und nur in wenigen Fällen wurden Oberflächenabdeckungen von Deponien oder Endabdeckungen von Altstandorten oder Altlasten mit einer Gehölzbestockung bepflanzt bzw. der natürlichen Sukzession überlassen.

Die Bepflanzung mit Gehölzen von Abdeckungen, welche Dichtelemente enthalten, wird wegen der oben dargestellten Durchwurzelungs- und Austrocknungsproblematik als kritisch angesehen. Weitere Problempunkte sind die Windwurfgefährdung sowie der lange Entwicklungszeitraum bis zur Ausbildung eines Endzustandes der Vegetation. Die tatsächliche Wirkungsweise einer so gestalteten Abdeckung kommt damit erst Jahrzehnte nach Errichtung zur Geltung.

Über die Praxis der forstlichen Nutzung von Deponiestandorten in Baden-Württemberg und die positive Wirkung einer Waldnutzung durch die Minderung der Versickerungsmengen in Deponiekörpern wurde von [BOTHMANN](#)

(1997, 2000) und BÖNECKE (1994, 1995, 2001) berichtet. In LFU (1997) werden spezielle Anforderungen an die Speicherschicht bei einer Waldnutzung aufgeführt für nach TA Siedlungsabfall konformen Oberflächenabdeckungen. Wird nach diesem Anforderungsprofil die Rekultivierungsschicht angelegt und einer Nutzung unterworfen, soll ein „Deponiewald“ wesentliche hydrologische Langzeitfunktionen eines Abdecksystems übernehmen, gerade vor dem Hintergrund einer unsicheren Langzeitfunktionalität von Dichtelementen.

Auch wenn der „Deponiewald“ umstritten ist, so wird aus der Diskussion über das unsichere Langzeitverhalten von Oberflächenabdecksystemen deutlich, daß die Rekultivierungsschicht zunehmend als wichtiges Element hinsichtlich der hydraulischen Wirksamkeit des Gesamtsystems wahrgenommen wird, da sie die wesentlichen Aufgaben einer Langzeitbarriere übernimmt (z.B. REHLINGHAUS u. HÜTTER 1995, BOTHMANN 2000, WIEMER et al. 2003). Daraus ergeben sich höhere Anforderungen an die Konzeption und Gestaltung dieser Schicht hinsichtlich des Bodenwasserhaushaltes und Pflanzenstandortes (ROTH 1995, MELCHIOR 1998, GDA 2000b, MELCHIOR 2000, WATTENDORF u. SOKOLLEK 2000, TIEDT 2004), als sie in der TA Siedlungsabfall genannt waren.

Als mögliches alternatives Abdeckkonzept werden Abdeckungen mit großer Verdunstungsleistung in den USA von der EPA derzeit in einem breit angelegten Felduntersuchungsprogramm ACAP (Alternative Cover Assessment Program) unter verschiedenen klimatischen Bedingungen getestet (BOLEN et al. 2001, EPA 2001, ALBRIGHT et al. 2002, ROESLER et al. 2002, ITRC 2003). Unter semiariden bis ariden Klimaten werden ET-Cover im ALCD-Programm (Alternative Landfill Cover Demonstration) in Sandia, New Mexico untersucht (DWYER, 1996, 1997, 1998b u. 1998a, EDGE 2002). Auf den Versuchsflächen Hill Air Force Base, USA soll der Verdunstungsansatz das Kapillarsperrenprinzip unterstützen und ergänzen (HAKONSON et al. 1994, WARREN et al. 1997). Weitere Beispiele zum Einsatz von ET-Cover in den USA finden sich bei HAUSER (1995) und HAUSER et al. (1995, 2001, 2001) sowie ANDERSON (1997), LEVITT et al. (2005), NYHAN (2005) und SCANLON et al. (2005). HAUSER unterscheidet dabei prinzipiell zwischen *Vegetative Cover* und *Evapotranspiration Cover*; gegenüber erstgenannten müssen die ET-Cover definierte Kriterien erfüllen hinsichtlich der wasserhaushaltlichen Wirksamkeit. Genannt wird dabei die Wirksamkeit bei langjährig ermittelten Starkniederschlagsereignissen.

HAUSER et al. (2001) haben für die USA mittels des Verhältnisses von potentieller Verdunstung zum Niederschlag eine grobe regionale Abschätzung zum möglichen Einsatz des Speicher- und Verdunstungsansatzes vorgenommen. Aufgrund der großräumig negativen klimatische Wasserbilanz wurden so weite Teile der USA als potentiell geeignet für dieses Konzept ausgewiesen. Für die standortbezogene Abschätzung der Wirksamkeit kann dieses jedoch nur ein erster Anhaltspunkt sein.

Über erste Ergebnisse der im ACAP untersuchten ET-Cover nach 1 bis 3 Jahre Laufzeit der Versuchsanlagen berichten ROESLER et al. (2002) und ALBRIGHT

et al. (2003, 2004). Wie zu erwarten, sind unter subhumiden, semiariden und ariden Klimaverhältnissen die Sickerraten sehr gering ($< 2 \text{ mm a}^{-1}$), eine monolithische 1 m mächtige Einschichtabdeckung weist aber auch unter diesen Klimaverhältnissen Sickerraten von ca. 10 % (52 mm a^{-1}) auf. Die Versuchsabdeckungen des Typs ET-Cover zeigen bis jetzt unter humiden Klimaverhältnissen Sickerraten von 6 bzw. 18 % (33 bzw. 160 mm a^{-1}). Standardabdichtungen mit Kunststoffdichtungsbahn und/oder mineralischer Dichtschicht an den humiden Standorten zeigten im Vergleichszeitraum Sickerraten zwischen 1 und 18 mm; ein Zweischichtsystem aus geringmächtiger Rekultivierungsschicht und mineralischer Dichtschicht weist aber schon sehr hohe Sickerraten von > 20 % auf (280 mm a^{-1} Sickerung bei 1260 mm a^{-1} Niederschlag). Hier wird eine austrocknungsbedingte Schädigung durch Rißbildung vermutet (ALBRECHT u. BENSON 2002).

Über die erste von der U.S. EPA genehmigte Abdeckung des Typs ET-Cover für einen Standort des Altlasten Superfund-Programmes in Südkalifornien berichten ZORNBERG et al. 2003. Die Abdeckung ist als 1,2 m mächtige Einschichtabdeckung einer Wasserhaushaltsschicht über einer 0,6 m mächtigen Ausgleichs- und einer 1–5 m mächtigen mineralischen Altdeckung ausgelegt, der Standort ist mit 380 mm a^{-1} Niederschlag und hoher potentieller Evapotranspiration von ca. 1000 mm a^{-1} als arid einzustufen.

Bei der Sanierung von Tailings an Bergbaustandorten in den USA und Australien wird dieses Konzept der ET-Cover an semiariden Standorten als Alternative zu Abdeckungen mit Dichtschichten gesehen und in Feldversuchen erprobt (BEWS et al. 1997, KOWALEWSKI et al. 2002, MCLENDON et al. 2002, WELS et al. 2002, AYRES et al. 2003b, MILCZAREK et al. 2003, O’KANE u. WATERS 2003, WILLIAMS et al. 2003) bzw. als Endabdeckung umgesetzt (FRECHETTE u. BERGSTROM 2002). So gehen z.B. MCLENDON et al. (2002) aufgrund von Simulationsrechnungen für einen aufgeforsteten Minenstandort in Montana/USA von einer langfristigen mittleren Versickerungsrate von < 1 % aus bei mittleren Jahresniederschlägen von etwa 400 mm a^{-1} .

O’DONNELL et al. (1994 u. 1998) untersuchten sogenannte *bioengineering cover* zur Abdeckung von radioaktiven Altlasten in den USA, bei denen der Speicher- und Verdunstungsansatz mit einer Teilversiegelung der Bodenoberfläche (auf Flächen zwischen Pflanzreihen) kombiniert wird. Unter humiden klimatischen Bedingungen wird eine sehr effektive Reduzierung der Sickerraten durch langjährige Feldbeobachtungen belegt.

In Deutschland wurde das Speicher- und Verdunstungskonzept, neben den oben genannten forstlichen Rekultivierungen von Deponien in Baden-Württemberg, für die Begrünung von Halden der Kaliindustrie von PODLACHA (1999) untersucht und angewendet. In Nordwest-Thüringen wurden 0,75 m mächtige Rekultivierungsschichten in mit Grasansaat begrüntem Lysimetern untersucht; in einem zweijährigen Zeitraum wurden Sickerwasserhöhen von 16 bis 22 % des Jahresniederschlags (640 mm a^{-1}) gemessen. Aufgrund der achtjährigen Mekreihe schätzt STUDE et al. (2004) die zu erwartende Versickerung der Einschichtsysteme auf < 20 % ein. Weitere Beispiele der expliziten Nut-

zung der wasserhaushaltlichen Wirksamkeit der Rekultivierungsschicht zur Sickerwasserreduzierung finden sich z.B. bei [ARLT u. WOLSFELD \(2004\)](#) und [WIMMER et al. \(2005\)](#).

Bei der Sanierung von Altablagerungen und Altlasten wird in Deutschland auch der Begriff der „qualifizierten Abdeckung“ verwendet⁸, wobei hierbei in der Regel eine Optimierung der wasserhaushaltlichen Funktion der Rekultivierungsschicht („Wasserhaushaltsschicht“) unter der Zielstellung des Ersatzes von dichtenden Elementen verstanden wird ([BERGER u. SOKOLLEK 1997](#)).

[BERGER u. SOKOLLEK \(1997\)](#) beurteilen den möglichen Einsatz solcher Einschichtabdeckungen in Deutschland aufgrund von Lysimeterdaten und Simulationsrechnungen mittels HELP. Bei Niederschlagshöhen zwischen ≤ 500 bis 700 mm sowie verschiedenen Vegetations- und Substratszenarien sind danach bei Mächtigkeiten der Rekultivierungsschicht von 2–3 m Versickerungsraten von ≤ 100 mm zu erreichen, so daß der Einsatz solcher Einschichtabdeckungen in klimatisch hierfür vorteilhaften Regionen als möglich angesehen wird.

Die Deponieverordnung ermöglicht für Altdeponien Erleichterungen für eine zeitlich vorgezogene Stilllegung von Altdeponien (§ 14, Abs. 6). Hierbei sind im Rahmen von Ausnahmezulassungen auch Reduzierungen der Anforderungen an einzelne Komponenten bzw. der Verzicht auf Komponenten der Oberflächenabdecksysteme möglich, wobei in dem maßgeblichen Eckpunktepapier der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall für den Vollzug des § 14, Abs. 6, neben Erleichterungen hinsichtlich der Auslegung der Dichtungsschicht auch der gänzliche Verzicht auf eine Abdichtung und Aufbau einer geeigneten Wasserhaushaltsschicht, und damit die Anwendung einer Abdeckung basierend auf dem Speicher- und Verdunstungsprinzip, als mögliche Variante angeführt wird ([BRÄCKER 2004](#)). So wird z.B. bei der Stilllegung von Altdeponien in Sachsen eine Einschichtabdeckung als ausreichend für Standorte mit geringem Gefährdungspotential angesehen ([SMU 1999](#) und [2003](#)).

Als Fazit kann festgestellt werden, daß in Deutschland zwar einzelne Aspekte des Speicher- und Verdunstungskonzeptes bei der Abdeckung von Deponien oder Altlasten und Altablagerungen beachtet und angewendet werden, eine Wahrnehmung und Prüfung als eigenständiges alternatives Abdecksystem im Sinne des in Kap. 2.2 beschriebenen Ansatzes jedoch bisher kaum erfolgt ist.

⁸ Der Begriff wird auch teilweise im Sinne einer Modifikation für einzelne Teilschichten eines Regelprofils (z.B. für eine Kombinationsabdichtung bei [BETHKE u. WEMHOFF 2002](#)) oder als Gegensatz von definierten Regelprofilen zu undefiniert errichteten Altdeckungen ohne bekannte Herstellungsanforderungen verwendet (z.B. in [LUA 2001](#)).

3 Die Oberflächenabdeckung der Bergbaustandorte – Bedingungen, Konzepte und Ziele

3.1 Die Sanierung der Wismut-Bergbaustandorte

3.1.1 Überblick

Im Erzgebirge, einer Region mit lange zurückreichender Bergbautradition mit Freiberg als bekanntem Zentrum des Silberbergbaus, begann 1946 der Abbau von Uranerzen durch die Wismut. Uranerz, zu Zeiten des mittelalterlichen Bergbaus als „Pechblende“ bezeichnet, wurde zum strategisch wichtigen Rohstoff für die militärische Nutzung, später auch für die Kernenergiegewinnung. Die Erzlagerstätten in dieser Region waren schon im 18. Jahrhundert bekannt; so entdeckte KLAPROTH 1789 das Element „Uran“ aus Johanngeorgenstädter Erz. Die wirtschaftliche Bedeutung beschränkte sich jedoch vor 1945 auf die zugeschriebene Heilwirkung der Radiumquellen (Radiumbad Oberschlema) sowie die Verwendung in Uranfarben (BRUMMEISL et al. 1991). Die Fördermengen waren bis 1945 sehr gering, zwischen 1825 und 1931 wurden in Sachsen ca. 112 t Uran produziert (SCHROEDER 1995).

Der industrielle Uranerzbergbau in Ostdeutschland begann mit der Gründung des sowjetischen, als Militäreinheit mit Hauptsitz in Moskau geführten Reparationsbetriebes SAG Wismut, welcher 1954 nach Beendigung der ostdeutschen Reparationszahlungen an die UdSSR in eine sowjetisch-deutsche Aktiengesellschaft SDAG Wismut mit Sitz in Karl-Marx-Stadt (Chemnitz) umgewandelt wurde (zur Geschichte der Wismut siehe PROKOP et al. 1991, BARTHEL 1993, KARLSCH 1993, BEYER et al. 1995, FEIRER u. HILLER 1995, KADEN 1995 und 2002).

Die damalige DDR entwickelte sich in über 40 Jahren zum weltweit drittgrößten Uranproduzenten (nach den USA und Kanada) mit einer Gesamtproduktion von ca. 231.000 t Uran bis 1990 und trug neben der UdSSR und CSSR wesentlich zur Uranversorgung des damaligen RGW-Wirtschaftsraumes bei. Die Uranförderung erreichte ihren Höhepunkt in den 60er und 70er Jahren mit maximal 7100 t a^{-1} und sank Ende der 80er Jahre auf 3800 t a^{-1} . Das Unternehmen Wismut war in der Bergbauregion ein wichtiger Wirtschaftsfaktor und Arbeitgeber mit zeitweise über 140.000 Beschäftigten.

Den Hauptanteil der Uranförderung lieferten im wesentlichen drei Bergbauregionen in Sachsen und Thüringen (Abb. 1.1): die hydrothermalen Ganglagerstätten im mittleren Erzgebirge mit einer Gesamtförderung von 88.000 t Uran,

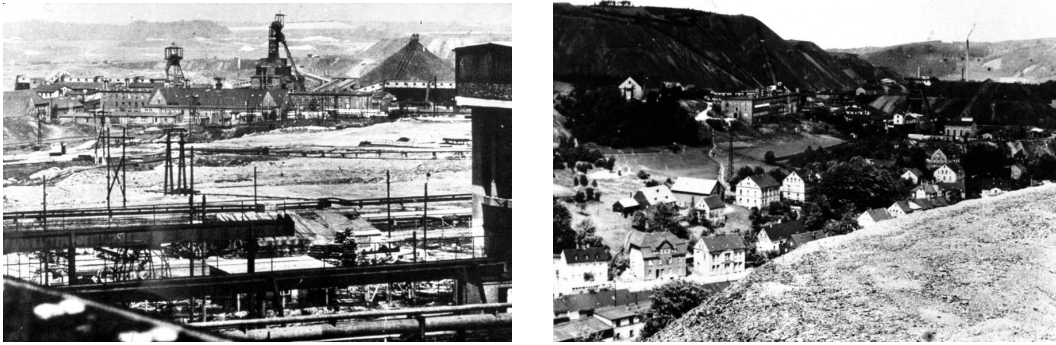


Abb. 3.1: Historischer Uranerzbergbau der Wismut in Thüringen und Sachsen (1965): Zentralbergwerk Schmirchau/Ostthüringen (links) und Halden Schlema/Erzgebirge (rechts).

die Lagerstätten in den Sandsteinen der Kreide und Trias in Königsstein mit 19.000 t Uran sowie die Ronneburger linsen- und stockwerkartigen Lagerstätten in altpaläozoischen Schiefen, Kalksteinen und Diabasen (unikaler Lagerstättentyp „Ronneburg“) mit 111.000 t Uran (LANGE et al. 1991, LANGE et al. 1994), wobei insgesamt 90 % des Urans im Tiefbau gewonnen wurden. Daneben gab es eine Vielzahl von kleineren Gewinnungsbetrieben, welche aber überwiegend nur kurzzeitig mit geringen Fördermengen in Betrieb waren (WISMUT 1999a).

Die Aufbereitung des geförderten Erzes zu Urankonzentrat, sogenanntem „yellow cake“, erfolgte in Ostdeutschland (Erz wurde z.T. auch in der UdSSR aufbereitet) im wesentlichen in zwei großen Aufbereitungsbetrieben an den Standorten Seelingstädt und Crossen. Die Anreicherung erfolgte ausschließlich in der damaligen UdSSR.

Nach der politischen Wende in der damaligen DDR wurde die Produktion 1990 aus wirtschaftlichen Gründen beendet (die prognostischen Uranressourcen betragen 1990 noch etwa 66.000 t Uran, LANGE et al. 1994) und das Unternehmen 1991 in gesamtdeutschen Bundesbesitz überführt (vgl. Dokumentation in BRETSCHNEIDER et al. 1990). Seitdem werden durch dieses Bundesunternehmen (Wismut GmbH) die Hinterlassenschaften des Uranerzbergbaues saniert.

Der Uranerzbergbau führte zur Erhöhung der Strahlenexposition der im Bergbau Beschäftigten und der ortsansässigen Bevölkerung sowie zu weitreichenden Eingriffen in die Ökosysteme der Bergbauregion. Die Strahlenbelastung wird im wesentlichen durch die Inhalation des radioaktiven Edelgases Radon und seiner Folgeprodukte verursacht, wobei die erhöhten Radongehalte der bodennahen Atmosphäre sowohl geogen als auch durch den Uranerzbergbau bedingt sind (DUSHE et al. 1992).

Während zu Zeiten des aktiven Bergbaues die Strahlenexposition strenger Geheimhaltung unterlag, begann 1990 eine intensive Erfassung und Berichterstattung über die gesundheitliche Situation der Bevölkerung in den Bergbauregionen in Sachsen und Thüringen und der Bergleute der Wismut (vgl. z.B. CZARWINSKI u. LEHMANN 1991, ETTENHUBER u. RÖHNSCH 1991, CZAR-

WINSKI u. LEHMANN 1992, MARTIGNONI 1992, SCHWEDT u. ULLMANN 1992, BFS 1996b, BRACHNER et al. 1996, SARDISONG u. ULLMANN 1996, BAUER 1997, JURK u. SAWALLISCH 1998, SARDISONG u. ULLMANN 1998, WICHTEREY 1998, JACOBI 1999, EIGENWILLIG u. ETTENHUBER 2000).

Die Umweltbelastung der Bergbauregion wurde von der Wismut selbst seit 1991 systematisch erfaßt und veröffentlicht (WISMUT 1992, 1993, 1994, 1995, 1996, 1997, 1998, 1999b, 2000, 2001a, 2002b, 2003, 2004b). Eine Vielzahl von Studien untersuchte die Umweltsituation der Wismutregion, so berichten z.B. über die Anreicherung der Böden und Sedimenten mit Radionukliden JURK et al. (1994), BUNZL et al. (1995), LEHMANN et al. (1999), SCHÖNBUCHNER et al. (1999 und 2003) sowie BECKERS et al. (2003) und BECKERS (2005).

Die Stilllegung und Sanierung der Anlagen und Flächen des ehemaligen Uranerzbergbaus ist mit geschätzten Kosten von 6,2 Mrd. € und einer voraussichtlichen Dauer von mehr als 20 Jahren eines der weltweit größten Umweltsanierungsprojekte (MAGER 1996). Schwerpunkte der Sanierung sind dabei (GATZWEILER et al. 1996):

- die *Flutung* der untertägigen Grubengebäude in Aue, Königsstein und Ronneburg (SCHREYER 1996);
- die Sanierung der *Haldenlandschaften* in Aue, Königsstein und Ronneburg sowie die Rückverfüllung eines Tagebaurestloches bei Ronneburg (GATZWEILER u. MARSKI 1996) und
- die Sanierung der *Industriellen Absetzanlagen* mit Schlämmen der Uranaufbereitung bei Seelingstädt und Crossen (PAUL et al. 1996).

Nach über einem Jahrzehnt der Sanierungstätigkeit sind mittlerweile die untertägigen Sanierungsarbeiten weitgehend abgeschlossen, die übertägigen zu 50 bis 85 % mit einem voraussichtlichen Abschluß der Arbeiten zwischen dem Jahr 2007 und 2015 (JAKUBICK u. HAGEN 2002, HAGEN et al. 2003, HAGEN u. JAKUBICK 2003).

3.1.2 Das Ronneburger Revier

Ein räumlicher Schwerpunkt der Sanierungsarbeiten der Wismut ist das Ronneburger Revier in Ostthüringen (HOEPFNER u. PAUL 2003) mit ehemals sechs Bergbaubetrieben und einer direkt vom Uranerzbergbau betroffenen Gesamtfläche von 1600 ha. Ein 160 ha großes Tagebaurestloch mit einem maximalen Volumen von 160 Mio. m³, Haldenflächen von 460 ha mit einem Bergematerialvolumen von 200 Mio. m³ an 16 Haldenstandorten sowie Betriebsflächen von ca. 1000 ha zeigen den Umfang der vom Bergbau berührten Landschaft (vgl. Abb. 3.2–3.4). Untertage erstreckten sich die Grubenbaue auf einer Länge von ca. 3000 km mit Abbauteufen von 30 m bis 940 m. In einem etwa 70 km² großen Gebiet wurde durch die bergmännische Wasserhaltung in 15 Grubenfeldern der natürliche Grundwasserspiegel künstlich abgesenkt.

Die Halden und der Tagebau Lichtenberg liegen in unmittelbarer Nähe zur Stadt Ronneburg sowie zu umliegenden Dörfern wie Rußdorf und Reust. Bei

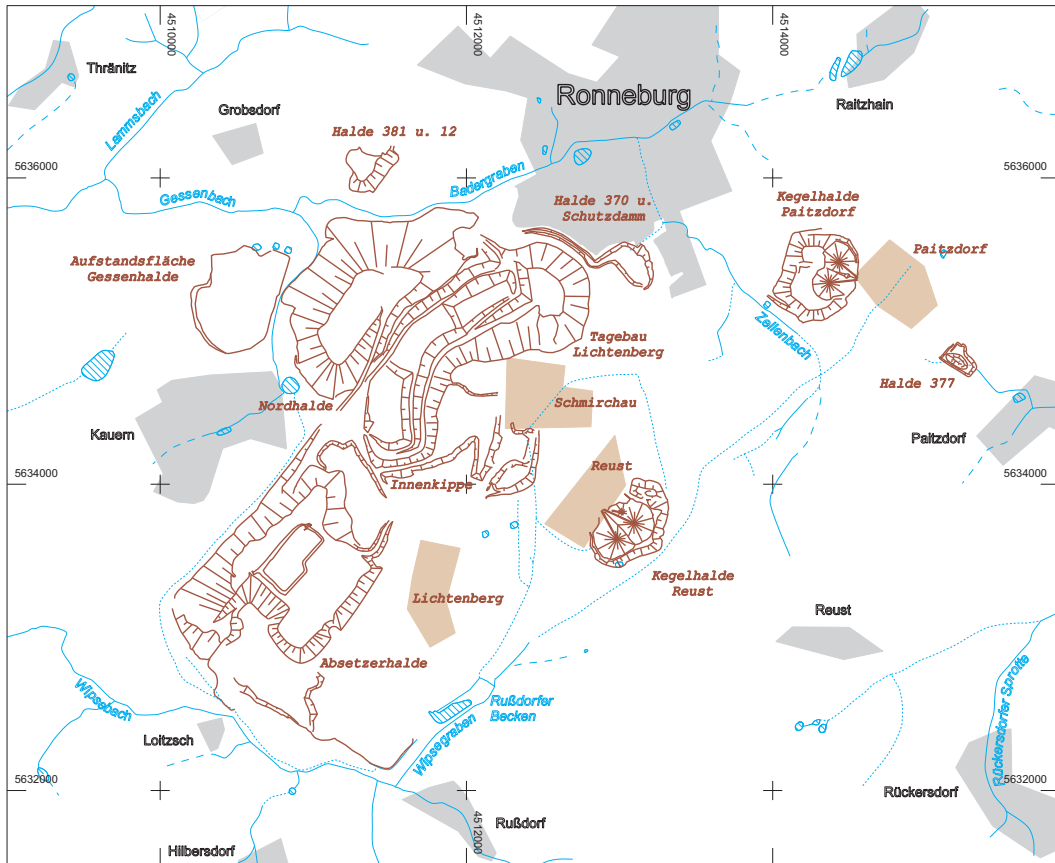


Abb. 3.2: Übersicht über das südliche Ronneburger Revier: Betriebsteile der Wismut (Paitzdorf, Schmirchau, Reust, Lichtenberg), Halden und der Tagebau Lichtenberg (Stand 2000) sowie umliegende Ortschaften, natürliche und künstliche Gewässer.

Errichtung der Bergbaubetriebe wurden Ortschaften wie Schmirchau, Lichtenberg und Gessen umgesiedelt und die Ortsnamen für die Produktionsbetriebe übernommen.

Der Schwerpunkt der Sanierungsarbeiten im Ronneburger Revier liegt, neben der Flutung des untertägigen Grubengebäudes, in der Zusammenführung der Bergemassen an zwei Standorten: Zum einen nördlich der Bundesautobahn A 4 am Haldenkomplex Beerwalde durch Umlagerung der Halden der Bergbaustandorte Drosen und Korbußen an die ehemalige Halde Beerwalde, zum anderen durch Rückverfüllung der südlich der A 4 liegenden Halden in das Tagebaurestloch Lichtenberg.

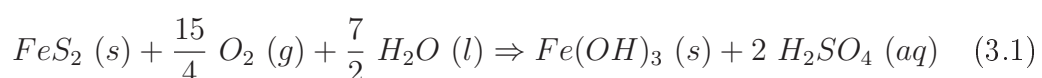
Die Bergemassen des Ronneburger Revieres enthalten, neben einem mittleren Urangehalt von 40 ppm und einem mittleren ^{226}Ra -Gehalt von $0,5 \text{ Bq g}^{-1}$ lithologieabhängig bis zu 7 % Pyrit (WEISE et al. 1996). Durch Oxidation werden stark saure Sickerwässer produziert (*Acid Rock Drainage*, ARD oder *Acid Mine Drainage*, AMD), welche die Auslaugung von Schwermetallen, Salzen und Radionukliden im Bergematerial verursachen. Typische saure Haldensickerwässer der Nordhalde zeigen so zum Beispiel pH-Werte von 2,0–3,5, Sulfatgehalte von $5.000\text{--}20.000 \text{ mg l}^{-1}$ und Eisengehalte von 300 bis größer 3000 mg l^{-1}



Abb. 3.3: Luftbild vom südlichen Ronneburger Revier, Dezember 1998, Blickrichtung Nordost. Im Vordergrund die sich im Abtrag befindende Absetzerhalde und die Ortschaft Kauern; in der Bildmitte die Nordhalde (begonnender Abtrag), das bereits teilweise verfüllte Tagebaurestloch Lichtenberg sowie die Betriebsgelände Schmirchau und Reust und die Spitzkegelhalden Reust; im Bildhintergrund die Ortschaft Ronneburg sowie die Spitzkegelhalden Paitzdorf.

(DEISSMANN et al. 2000, vgl. auch Abb. 3.5).

Der Austrag von gelösten Verwitterungsprodukten in die Grund- und Oberflächenwässer ist eine typische Begleiterscheinung an Bergbaustandorten (vgl. Übersichtsdarstellungen bei ROGOWSKI et al. 1977, HARRIES 1987, TREMBLAY 2000a u. 2000b, TREMBLAY u. HOGAN 2001a und MILLS 2002b) und tritt in aufgehaldeten Bergmassen, Tagebaurestlöchern oder Tailings (Rückstände/Feinschlämme der Aufbereitung) auf. Dabei wird Pyrit bei Anwesenheit von Sauerstoff und Wasser oxidiert, wobei Bakterien (*Thiobacillus ferrooxidans*) als Katalysator wirken (MILLS 2002c). Die Reaktion läßt sich zusammenfassen zu (JAYNES et al. 1984, MORIN et al. 1991, TREMBLAY u. HOGAN 2001a):



Die Bildung von Schwefelsäure führt dabei zu sehr niedrigen pH-Werten in der Verwitterungslösung, typischerweise werden pH-Werte von 2,5 bis 3 gemessen,



Abb. 3.4: Luftbild vom Tagebaurestloch Lichtenberg, Mai 2002, Blickrichtung Süd. Im Vordergrund der Ortsrand von Ronneburg; in der Bildmitte das teilweise verfüllte Tagebaurestloch Lichtenberg sowie die Aufstandsfläche der umgelagerten Nordhalde; im Bildhintergrund die Versuchsanlage Lichtenberg, die sich im Abtrag befindende Absetzerhalde sowie die Betriebsgelände Schmirchau und Reust und die Spitzkegelhalden Reust.

z.T. aber auch noch wesentlich niedrige pH-Werte (NORDSTROM et al. 2000).

Bei niedrigen pH-Werten kleiner 3 wirkt Fe(III) selber als Oxidationsmittel und kann zur Lösung von anderen Schwermetall-Sulphidverbindungen (SM-S) führen:



Beide Prozesse (3.1 und 3.2) verursachen die Auslaugung von im Gestein vorhandenen Metallen, Radionukliden und Salzen. Die Reaktion ist stark exotherm; so wurden in Haldenkörpern hohe Temperaturen $> 50\text{--}60^\circ\text{C}$ gemessen (HARRIES u. RITCHIE 1985 u. 1987, LEFEBVRE et al. 1993, ANDRINA et al. 2003). Auch in der Absetzerhalde im Ronneburger Revier wurden hohe Temperaturen in Bohrungen angetroffen.

Acid Rock Drainage tritt auch natürlicherweise in Gesteinen oder Böden mit hohen Pyritgehalten auf (Beispiele in BRONSWIJK et al. 1993, DENT u. PONS 1995, JOHNSON u. SKOUSEN 1995, BOVE et al. 2000, POSEY et al. 2000, YAGER et al. 2000, DOWNING 2002 und DOWNING u. MILLS 2002).

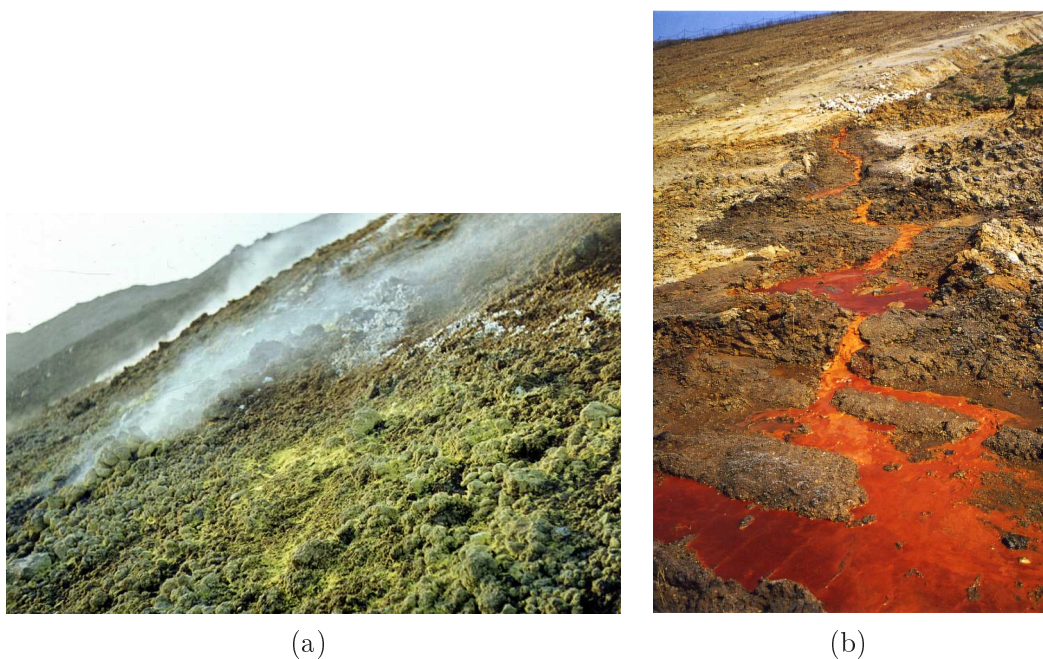


Abb. 3.5: Pyritoxidation und Acid Mine Drainage im Ronneburger Revier: (a) Schwefelausblühungen Tagebau Lichtenberg, 1963. (b) Acid Mine Drainage, Versuchsanlage Lichtenberg, April 2002.

Die Belastung von Bergbaustandorten durch AMD ist oft und ausführlich dokumentiert, vgl. z.B. [YANFUL et al. \(1990\)](#), [SRK \(1991\)](#), [CHOQUETTE et al. \(1993\)](#), [DEVOS et al. \(1997\)](#), [MORIN et al. \(1997\)](#), [JEFFREE et al. \(2000\)](#), [NORDSTROM et al. \(2000\)](#), [DOWNING et al. \(2002\)](#), [MILLS \(2002a\)](#), [DOBOS u. BRISEBOIS \(2003\)](#), [FARELL u. BRISEBOIS \(2003\)](#) und [TAYLOR u. COX \(2003\)](#).

Der Austrag von mit Salzen und Schwermetallen angereicherten Sickerwässern in die regionalen Vorfluter führt zu Belastungen der aquatischen Ökosysteme (z.B. [TERKELTOUB 1971](#), [ARNEKLEIV u. STØRSET 1995](#), [AZCUE et al. 1995](#), [FERNANDES et al. 1995](#), [BECKER et al. 2001](#), [BORTNIKOVA et al. 2001](#), [DINELLI et al. 2001](#), [HOZHINA et al. 2001](#), [PILE et al. 2003](#)) und zur Anreicherung von Schadstoffen in Biota und Sedimenten. So lassen sich historische Bergbauphasen in Sedimentchronologien mit entsprechenden Schwermetallanreicherungen wiederfinden ([AZCUE u. NRIAGU 1995](#), [HOROWITZ et al. 1995](#), [JOHNS 1995](#)). Bekannt sind auch die versauerten Tagebauseen des mitteldeutschen Braunkohlebergbaus (z.B. [KLAPPER u. SCHULTZE 1997](#), [NIXDORF et al. 1997](#), [STOTTMEISTER et al. 1999](#)).

Die Bildung von sauren Sickerwässern in Bergmassen oder Tailings kann zum einen durch die Förderung von Neutralisationsreaktionen, zum anderen durch die Hemmung der Sauerstoffzufuhr verringert werden (vgl. Übersicht bei [PAYANT u. YANFUL 1995](#), [DELANEY et al. 1997](#), [TREMBLAY 2000a](#), [TREMBLAY u. HOGAN 2001b](#) und [PAUL 2003](#)). Die Neutralisation von säuregenerierendem Bergematerial kann dabei durch Zugabe von Kalk oder Beimischung von Gestein mit hohem Basenpotential erfolgen. Die Unterbindung des Sauerstoffzutritts und damit der Pyritoxidation ist durch die Überlagerung mit mineralischen Abdecksystemen oder organischen Substraten (*dry cover*) möglich, durch

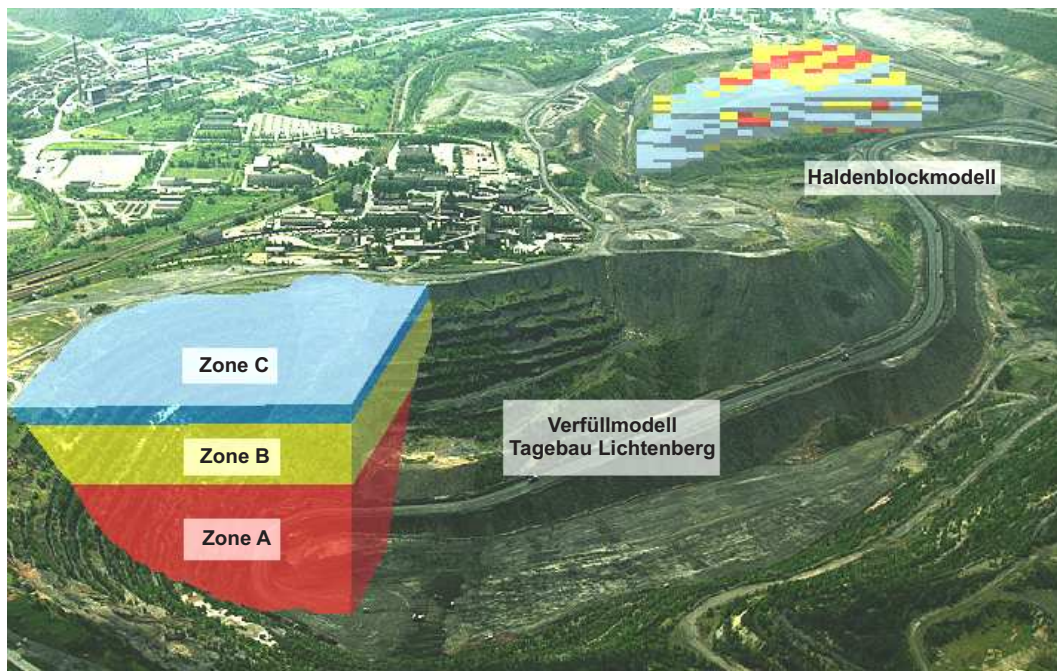


Abb. 3.6: Schema der Tagebauverfüllung: Eigenschaftsmodelle der Bergmassen (Haldenblockmodell, Krigingblöcke 25 x 25 x 10 m), Umlagerung der Bergmassen in drei Tiefenzonen des Tagebaurestloches Lichtenberg (vgl. auch Abb. 3.8).

die Bedeckung mit einem Freiwasserkörper (*wet cover*) oder die tiefe Verfüllung der Bergmassen in die anoxische Zone z.B. von Tagebaurestlöchern (*pit backfilling*).

Das Sanierungskonzept der Wismut für den Standort Lichtenberg im Ronneburger Revier verfolgt ein mehrstufiges Konzept zur Minimierung der Bildung von Acid Mine Drainage in den rückverfüllten Bergmassen (KNOPF et al. 1996, WEISE et al. 1996, HOCKLEY et al. 1997, HOEPFNER et al. 1997, JAKUBICK et al. 1997, CHAPMAN et al. 1998, CHAPMAN et al. 2000) mit:

- a. geochemischer Charakterisierung des Haldenmaterials hinsichtlich des aktuellen und potentiellen Säure- und Basenbildungspotentials und Generierung von dreidimensionalen Eigenschaftsmodellen der Haldenkörper (Abb. 3.6),
- b. Kalkung und Umlagerung der potentiell säuregenerierenden Bergmassen in das Tagebautiefste unterhalb des prognostizierten Flutungswasserspiegels sowie der potentiell säurekonsumierenden Bergmassen in die oberste Zone des Verfüllkörpers (Abb. 3.7) und
- c. Überdeckung der verfüllten Bergmassen mit einer mineralischen Abdeckung mit kombinierter hydraulischer, infiltrationsmindernder sowie den Sauerstofffluß minimierender Wirkung.

Die Abdeckung von Bergmassen und Tailings mit mineralischen Abdeckungen mit kombinierter hydraulischer und diffusionshemmender Wirkung wird in den nachfolgenden Ausführungen vertieft diskutiert.



Abb. 3.7: Tagebaurestloch Lichtenberg: Rückverfüllung der Bergmassen, Einbau des Haldenmaterials in 1,2 m mächtigen Lagen und Verdichtung auf Werte der Trockenrohdichte von $\geq 2,0 \text{ g cm}^{-3}$ durch Überfahrt.

Aus in-situ Messungen des Sauerstoffgehaltes bzw. des Sauerstoffflusses ist die Wirksamkeit von gasdiffusionshemmenden mineralischen Abdeckungen bekannt. [BELL et al. \(1994, 1995\)](#) berichten über einen Rückgang der Sauerstoffgehalte in einer Halde auf 1–2 % nach der Abdeckung mit einer 1,3 m mächtigen Kombinationsabdeckung aus einer Kapillarsperre und einer Dichtschicht aus Geschiebelehm. Im Sickerwasser wurde ein pH-Anstieg beobachtet, die Pyritoxidation und die Bildung von AMD ging signifikant zurück. Vergleichbar gute Ergebnisse hinsichtlich des Rückgangs der Oxidationsraten und der Bildung von Acid Mine Drainage werden von [ADI \(1996a, 1996b, 1998\)](#) dokumentiert von Haldenabdeckungen, bestehend aus einer mineralischen Dichtschicht, welche zwischen zwei Kiesschichten gepackt wurde.

Ebenfalls über den Rückgang der Sauerstoffgehalte in Tailings nach der Endabdeckung berichten [YANFUL et al. \(1993, 1994\)](#). In Labor- und Feldversuchen wurde neben dem Rückgang der Sauerstoffdiffusion auch ein Absinken der Schwermetallgehalte im Porenwasser der Tailings und ein pH-Anstieg beobachtet.

Der Erfolg der Oberflächenabdeckung mit einem Rückgang der Oxidationsraten lässt sich auch am langsam stattfindenden Temperaturrückgang im Haldenmaterial ablesen, wie [HARRIES u. RITCHIE \(1987\)](#) für Halden in Rum Jungle, Australien zeigen.

Über die langfristige Wirksamkeit von Abdeckungen zur Reduzierung der Pyritoxidation ist relativ wenig bekannt; die Berichte über den Einsatz der *dry*

cover beziehen sich in der Regel auf den Zeitraum der Variantenauswahl und Errichtung der Endabdeckung.

TIMMS u. BENNETT (2000), KUO et al. (2003) und TAYLOR et al. (2003a, 2003b) berichten über Infiltrations- und Sauerstoffdiffusionsmessungen über einen Zeitraum von 15 bzw. 18 Jahren der Abdeckungen von Halden in Rum Jungle, Australien, welche 1984–85 als geringmächtige (≈ 75 cm) Zweischichtabdeckung aufgebracht wurde. Sowohl die Infiltration als auch die Sauerstoffdiffusion nahm in diesem Zeitraum langsam zu. Nach einem starken Rückgang der Sulfatgehalte direkt nach Errichtung der Abdeckung stiegen diese in den Sickerwässern nach einigen Jahren wieder kontinuierlich an. In einer Untersuchung 18 Jahre nach Errichtung der Abdeckung (TAYLOR et al. 2003a) mit einzelnen Aufgrabungen wurden alle Anzeichen einer gealterten, degenerierten Abdeckung, wie in Kap. 2.1 dargestellt, angetroffen. Sowohl die Rekultivierungs- als auch die Dichtungsschicht wies biogene Grabgänge und Wurzeln auf, wobei die Durchwurzelung bis in den Haldenkörper reichte. Die ursprünglich kompakte Dichtungsschicht hatte ein polyedrisches Schrumpffüge ausgebildet, die hydraulische Durchlässigkeit hatte um einige Größenordnungen gegenüber dem Einbauzustand zugenommen. Gleichzeitig fand in den 18 Jahren der Abdeckung ein kapillaren Transport von Schwermetallen und Salzen aus dem abgedeckten Haldenkörper in die Abdecksubstrate hinein statt.

Über den langfristigen Erfolg der Endabdeckung der Bersbo Mine (Südschweden) berichtet LUNDGREN (1997). Sieben Jahre nach der Abdeckung der Halden mit einer Zweischichtabdeckung (Geschiebelehm über mineralischer Dichtschicht) ist der Wasser- und Sauerstofftransport in die Bergmassen unverändert niedrig.

Den unterschiedlichen Erfolg von Testabdeckungen über einen Zeitraum von sieben Jahren dokumentieren BEZUIDENHOUT et al. (2000); bei einfachen Einschichtabdeckungen wurde nur ein teilweiser Rückgang der Oxidationsprozesse beobachtet, wodurch ein langsamer Anstieg der Salzlasten im Sickerwasser über den gesamten Zeitraum hervorgerufen wurde.

Neben dem langfristigen Rückgang der Sauerstoffdiffusion durch die Oberflächenabdeckung kann durch die Umlagerung von Bergmassen kurze Zeit nach der Abdeckung eine Zunahme der Sauerstoffoxidation auftreten; dieser Oxidationsschub ist jedoch ein kurzzeitiger Effekt, wie die Beobachtungen von WOYSHNER et al. (1997) zeigen.

Weitere Beispiele des Einsatzes von Abdeckungen mit der Zielstellung der Reduzierung der Pyritoxidation in Tailings und Bergmassen finden sich bei RITCHIE u. HARRIES (1987), SRK (1991), AACHIB et al. (1994), SWANSON et al. (1995), AUBERTIN et al. (1997), AZIZ u. FERGUSON (1997), BUSSIÈRE et al. (1997), LAKEFIELD (1997), LINDVALL et al. (1997) u. 1997, MCGREGOR et al. (1997), RICARD et al. (1997), TABOADA et al. (1997), TIBBLE u. NICHOLSON (1997), WILSON et al. (1997), BEWS et al. (1998), GARAND et al. (1999), GARAND u. RICARD (1999), GUSTAFSSON et al. (1999), O'KANE et al. (2000), DUEX (2000), DURHAM et al. (2000), KOMNITSAS et al. (2000), AYRES et al.

(2002), CARLSSON (2002), AYRES et al. (2003a), FERNANDES et al. (2003) und SUNDBLAD (2003).

Wie die Vielzahl der genannten Praxisbeispiele zeigt, kann die Überdeckung von Bergmassen oder Tailings mit einer mineralischen Abdeckung mit kombinierter hydraulischer und diffusionsminimierender Wirkung als Standardtechnologie zur Sanierung dieser Objekte und Standorte angesehen werden, wenn die Bildung von AMD minimiert werden soll (vgl. auch TREMBLAY u. HOGAN 2001a, TREMBLAY u. HOGAN 2001b), entweder als singuläre Sanierungslösung oder als integraler Bestandteil der auf S. 38 genannten weiteren Optionen. In den meisten Fällen wird die Endabdeckung als Zweischichtsystem aus locker aufgebauter Rekultivierungsschicht und hoch verdichteter, lehmiger oder toniger Dichtungsschicht umgesetzt.

Neben den mineralischen Abdeckungen werden aber auch andere, aus dem Deponiebau stammende Abdeckkonzepte eingesetzt. So berichten SRK (1991) von der Abdeckung von Halden mit einer Folienabdichtung, MYLONA et al. (2003) testen Folienabdichtungen zur Endabdeckung von Tailings. WOYSHNER u. YANFUL (1995) und BUSSIÈRE et al. (2000) berichten über den Einsatz von Kapillarsperren bei der Sanierung von Tailings und Bergehalden.

Die Wirkung der mineralischen Abdeckungen kann durch die Sauerstoffzehrung in organischen Beimischungen im Abdeckmaterial durch die Oxidation der organischen Substanz (Kompost, Klärschlamm, Torf usw.) erhöht werden (PIERCE et al. 1994, SENES 1994, TREMBLAY 1994, PIERCE et al. 1995, CABRAL et al. 1997, LAKEFIELD 1997, TASSÉ et al. 1997, ELLIOTT et al. 1997, GERMAIN et al. 2003a u. 2003b). Neben der Funktion als physikalische, diffusionshemmende Barriere und dem Sauerstoffverbrauch selbst beruht die Wirkung auf der Adsorption von Schwermetallen an der organischen Substanz sowie der biochemischen Hemmung der die Sauerstoffoxidation katalysierenden Bakterienentwicklung.

Der Sauerstofffluß durch die Abdeckung erfolgt im wesentlichen durch Diffusion im luftgefüllten Porenraum; bedingt durch die geringe Löslichkeit von Sauerstoff in Wasser ist der advective Transport im Sickerwasser sehr gering (z.B. KIM u. BENSON 2004). Ein advectiver Transport in der Bodenluft kann jedoch bei hohen thermischen Gradienten z.B. in Kippsubstraten oder bei großem Einfluß von Luftdruckschwankungen oder intensiver Luftzirkulation in locker geschütteten Substraten eine Rolle spielen (GUO et al. 1994, HOCKLEY et al. 2000, WELS et al. 2003). Die Wirksamkeit einer Abdeckung zur Minimierung der Bildung von AMD hängt damit ganz wesentlich von den Gasdiffusionseigenschaften der aufgebrachten Substrate ab.

Der diffusive Sauerstofftransport im Boden ist zum einen abhängig von der Porengrößenverteilung, wobei ein hoher Lufteintrittspunkt der $\theta(\psi)$ -Funktion die Gasdiffusion senkt, zum anderen vom aktuellen Feuchtezustand des Bodens (HARTGE 1968, FLÜHLER 1973, CURRIE u. ROSE 1985, NICHOLSON et al. 1989, AKINDUNNI et al. 1991, DELAGE et al. 1998, MOLDRUP et al. 1998, MOLDRUP et al. 2000a u. 2000b, WERNER 2000, WERNER u. BERGLUND 2003).

Die Funktion der Diffusion in Abhängigkeit vom Feuchte-Sättigungsgrad ist insbesondere bei hohen Feuchten stark nichtlinear (Abb. 4.35 auf S. 125), wobei Sättigungsgrade größer 80 % die Diffusion effektiv behindern. Der wesentliche Steuerparameter des Designs von Abdeckungen zur Reduzierung der Bildung saurer Sickerwässer sind somit die effektiven Sättigungsverhältnisse an der Unterkante des Abdecksystems („dry-site versus wet-site cover design“, SWANSON et al. 1997).

Die sommerliche Austrocknung des Bodens (oder einer Abdeckung) durch die Vegetation, insbesondere der tiefreichende Feuchteentzug unter Wald führt somit zu einer Zunahme der Sauerstoffdiffusion in die Tiefe (KING et al. 1986) und einem saisonalen Jahrgang der Sauerstoffkonzentration in der Bodenluft (BLUME u. ZIMMERMANN 1975, GARDINER et al. 1997, WOYSHNER et al. 1997, LUNDGREN 2001).

Der Sauerstofftransport ist dabei als präferenziell anzusehen (DZIEJOWSKI et al. 1997) und hoch von der Kontinuität und Tortuosität des Porenraumes abhängig (RICHTER u. GROSSGEBAUER 1978, BALL et al. 1988, RICHTER u. WILLENBOCKEL 1992), d.h. er wird stark begünstigt durch zusammenhängende, luftgefüllte Makroporen wie Trockenrisse und Wurmgänge. Auch Setzungsrisse im Oberboden oder Trockenrisse in Dichtungsschichten können den Gasfluß ganz wesentlich erhöhen (RITCHIE u. HARRIES 1987, CABRAL et al. 1997, SHAN u. YAO 2000).

Daraus wird deutlich, daß für die Wirksamkeit von Abdeckungen zur Reduzierung der Bildung von AMD die Hydrologie des Abdecksystems eine wesentliche Steuergröße darstellt. Im folgenden soll der dritte Aspekt der Sanierungsstrategie zur Minimierung der Bildung von AMD, die Abdeckung der verfüllten Bergemassen bei der Sanierung des Ronneburger Reviers, weiter betrachtet werden.

3.2 Die Oberflächenabdeckung des rückverfüllten Tagebaus Lichtenberg

Aus dem Tagebau Lichtenberg (Abb. 3.2) wurden von 1958 bis 1976 insgesamt ca. 160 Mill. m³ Material gefördert. Der Tagebau erreichte eine maximale Tiefe von 70 m NN (etwa 220 m unterhalb der ehemaligen Geländeoberfläche). Nach Einstellung der Tagebauförderung wurde 1977 in das damalige Tiefste des Tagebaues eine 2 bis 3 m mächtige Lehmschicht und eine ca. 30 m mächtige Lage aus Haldenmaterial eingebracht. Während des unter- und übertägigen Gewinnungsbetriebes wurden im Tagebau zwei große Innenkippen angelegt mit etwa 76 Mio. m³. Bei Einstellung der (untertägigen) Erzförderung 1990 betrug das offene Hohlraumvolumen des Tagebaurestloches noch ca. 70 Mio. m³.

Das Tagebaurestloch Lichtenberg wird seit 1991 mit dem Material der neun umliegenden Halden des südlichen Ronneburger Reviers verfüllt (Gessen-, Absetzer- und Nordhalde, Halden Reust und Paitzdorf, Diabashalde, Halde 4 und 370 sowie Schutzdamm Ronneburg, vgl. Abb. 3.2). Die Schüttkontur bezieht neben dem eigentlichen Erztagebau Lichtenberg auch Teile der Aufstandsflä-

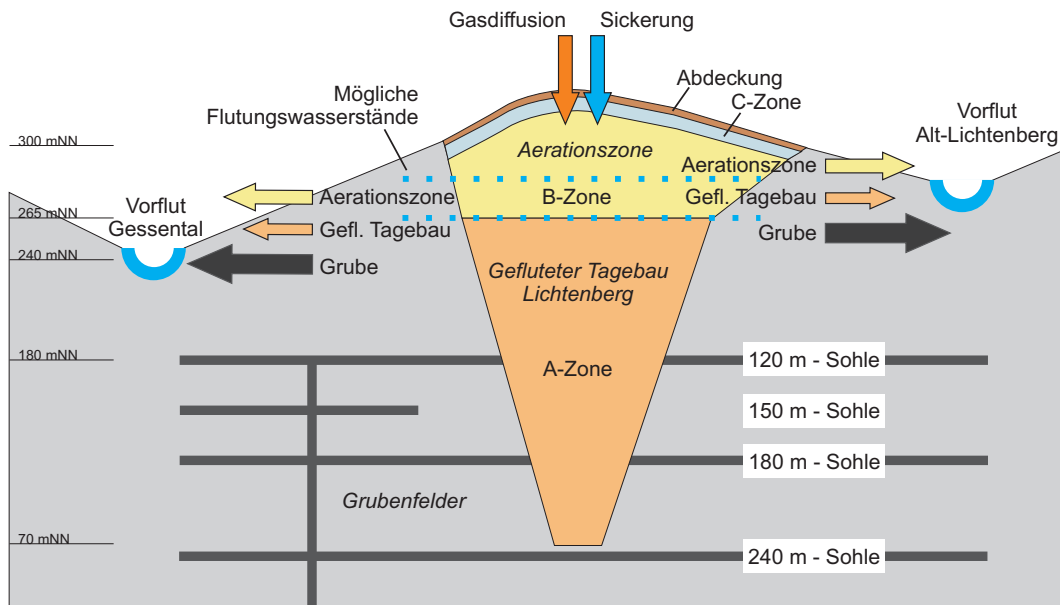


Abb. 3.8: Prinzipdarstellung des südlichen Ronneburger Reviers (verändert und vereinfacht nach WISMUT 2001b). Darstellung der drei Schadstoffquellen (Grube, gefluteter Tagebau und ungesättigte Aerationszone) sowie der prinzipiellen Strömungs- und Lastverhältnisse in den zwei Vorflutern Gessental und Alt-Lichtenberg (ungefähre Lastbeiträge der drei Schadstoffquellen).

chen der Absetzerhalde, der Halde 4 sowie Teile der Betriebsflächen des ehemaligen Bergbaubetriebes Schmirchau mit ein und umfaßt eine Gesamtfläche von ca. 220 ha.

Nach Abschluß der Verfüllung des Tagebaurestloches und der Flutung des untertägigen Grubengebäudes soll auf die Schüttkontur eine Oberflächenabdeckung aufgebracht werden zur Reduzierung der Sauerstoffdiffusion und des Sickerwassereintritts in die Bergemassen. Diese Abdeckung der rückverfüllten Bergemassen ist dabei integraler Bestandteil des Gesamtkonzeptes zur Sanierung des Ronneburger Revieres, wie in Kap. 3.1.2 dargestellt, und bildet die oberste Schicht des Verfüllkörpers.

Für die Ableitung der notwendigen Wirksamkeit dieser Grenzschicht zwischen Bergemassen und Atmosphäre ist entscheidend, daß ein wesentlicher Teil der durch das Ronneburger Revier entstammenden Belastung der Vorfluter (vgl. Abb. 3.8), insbesondere in den ersten Jahrzehnten nach Abschluß der Sanierung, aus den gefluteten untertägigen Grubenfeldern um den verfüllten Tagebaukörper herum stammt. Modellierungen des gesamten hydrologischen Systems des Ronneburger Revieres (HPC 2000 und 2001, PAUL et al. 2003) zeigen, daß erst für eine späte Betrachtungsphase wesentliche Lastbeiträge aus dem eigentlichen Tagebaukörper zu erwarten sind.

Für diesen gilt, daß das Ausmaß der Schadstoffmobilisierung vor allem in dem oberen Teil der verfüllten Bergemasse, der sogenannten B- und C-Zone, durch eine Oberflächenabdeckung beeinflusst werden kann (d.h. in der unge-

sättigten Aerationzone, Abb. 3.8), wobei die Lage des Grundwasserspiegels und damit der Mächtigkeit der A- bzw. B-Zone durch die hydraulischen Verhältnisse des Gesamtsystems (hydraulische Durchlässigkeiten in den Grubenfeldern, im verfüllten Tagebau sowie in den Austrittsgebieten, hydraulischer Kurzschluß um den Tagebau durch das vorhandene Streckensystem) und durch die Höhe der die Abdeckung vertikal durchströmenden Sickerwassermenge bestimmt wird.

Die Zonen des verfüllten Tagebaus lassen sich hinsichtlich der geochemischen Bedingungen und Konsequenzen für den potentiellen Schadstoffaustrag aus dem dorthin verbrachten Haldenmaterial wie folgt charakterisieren (WISMUT 2001b):

Zone A: Nach Abschluß der Flutung sicher wassergesättigter Bereich unterhalb der Grundwasseroberfläche; ein Fortschreiten der Sulfidoxidation im Haldenmaterial wird infolge des Luftabschlusses weitgehend unterbunden und damit eine weitere Säuregenerierung verhindert, eine potentielle Freisetzung von Schadstoffen wird im wesentlichen durch die Löslichkeit unter reduzierenden Bedingungen bestimmt.

Zone B: Material oberhalb der Mindestflutungswasseroberfläche (ca. 260 m NN) im ungesättigten Bereich des verfüllten Tagebaus; sauerstoffarmes Milieu durch die geringe Diffusion von atmosphärischem Sauerstoff im kompaktiertem Haldenmaterial sowie den Verbrauch von Sauerstoff durch Oxidationsprozesse in der darüberliegenden Zone C und in den oberen Bereichen der Zone B.

Zone C: Ungesättigter Bereich mit höherer Sauerstoffdiffusion, so daß aufgrund des hier herrschenden chemischen Milieus eine Oxidation von im Haldenmaterial enthaltenen Sulfiden sowie die Lösung von Schadstoffen durch saure Sickerwässer erfolgen kann, wobei der Übergang von Zone B zu Zone C gradueller Art ist.

Oberflächenabdeckung: Grenzschicht zwischen Bergmassen und Atmosphäre, welche sowohl die Sauerstoffdiffusion als auch den Sickerwasserzutritt in die liegenden Zonen C und B bestimmt.

Daraus wird insgesamt deutlich, daß eine typische Abdeckung zur Minimierung von Acid Mine Drainage, wie sie an vielen Bergbaustandorten als wesentliches Element der Sanierung eingesetzt wird, bei der Abdeckung des Tagebaus Lichtenberg nur ein Teilelement in der Gesamtsanierungsstrategie darstellen kann. Eine Verringerung des vertikalen Sickerwassereintritts und der Gasdiffusion an der Oberkante des Verfüllkörpers aus Haldenmaterial hat nur einen eingeschränkten kurzfristigen Effekt auf die Mengen und Qualitäten der Sicker- und Flutungswässer, jedoch eine zunehmende Bedeutung nach Abklingen der Auswaschung der Grubenfelder nach einigen Jahrzehnten (PAUL et al. 2003).

So zeigen die Prognosen des für die Bewertung relevanten Schadstoffes Nickel, daß am direkten Tagebaurand („Tagebauabstrom“, Abb. 3.9) in den ersten Jahrzehnten nach der Verfüllung des Tagebaus relativ niedrige Konzentrationen zu erwarten sind, gegenüber Beobachtungspunkten, in denen eine

Abb. 3.9: Prognose der Nickelkonzentrationen in den zwei Vorflutern Gessental und Alt-Lichtenberg bei Annahme eines hohen Flutungswasserstandes von 288 m NN (verändert nach PAUL et al. 2003): Beitrag des verfüllten Tagebaus Lichtenberg zur Nickelkonzentration im Vergleich mit dem Gesamtsystem.

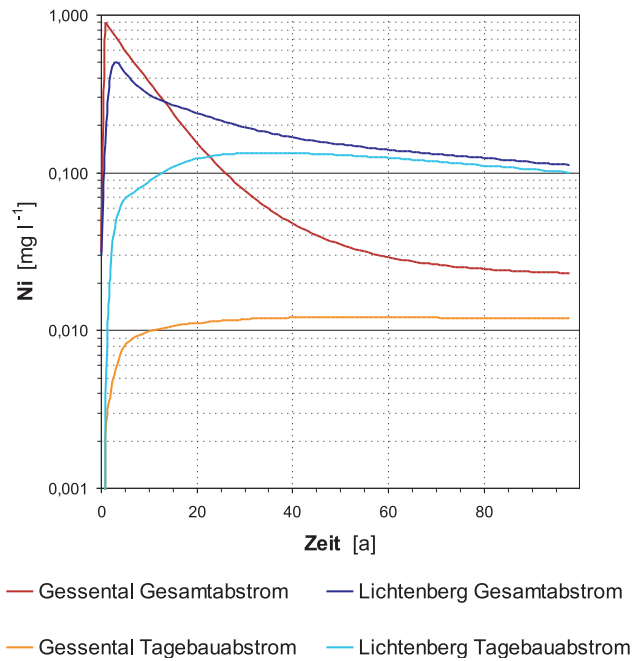
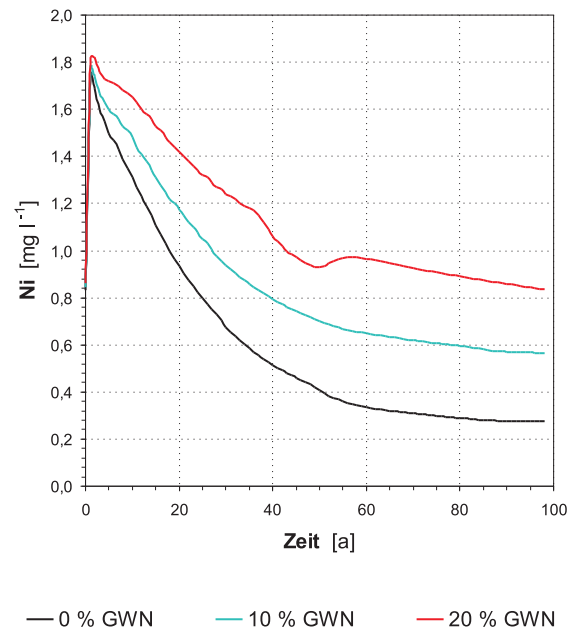


Abb. 3.10: Prognose der Nickelkonzentrationen am Rand des verfüllten Tagebaus Lichtenberg (Tagebaudrange) bei Annahme eines hohen Flutungswasserstandes von 288 m NN (verändert nach PAUL et al. 2003): Einfluß der Grundwasserneubildungsrate auf die Nickelkonzentration.



Beeinflussung durch die Grubenfelder auftritt („Gesamtabstrom“), so daß eine geringere vertikale Durchströmung des Tagebaus erst einen mittel- bis langfristigen Effekt auf die Konzentrationen in der Vorflut hat (Abb. 3.10).

Basierend auf geochemischen Modellprognosen für den Flutungsverlauf sowie unter Einbeziehung von möglichen Wasserbehandlungskosten und Kosten für die Errichtung von verschiedenen Endabdeckungsvarianten mit gestaffelter hydraulischer Wirksamkeit wurde als Anforderung an die Oberflächenabdeckung, neben der Einhaltung von Mindestanforderungen aus Sicht des Strahlenschutzes, der Wiedernutzbarmachung, der Standsicherheit sowie des Bodenschutzes, aus hydraulischer Sicht eine mittlere Durchsickerung von 10–20 % des Niederschlages formuliert (WISMUT 2001b, PAUL et al. 2003). Diese als zulässig angesehenen mittleren Sickerraten in das Haldenmaterial von ca. 70–

140 mm a⁻¹ liegen damit im Bereich der mittleren Grundwasserneubildung, die in Kap. 2.2.2 aus der ungefähren Abschätzung der Verdunstungsleistung eines Waldbestandes abgeleitet wurde.

Bei der Auswahl von Sanierungsoptionen und den zu prüfenden Varianten für die Endabdeckung wurden deshalb, neben den bekannten Regelprofilen aus der Deponiepraxis, auch alternative Abdeckkonzepte, wie in Kap. 2.1 genannt, welche diese Mindestanforderungen erfüllen, in die Variantenauswahl und Prüfung mit einbezogen.

Wesentlichen Anteil an der hydraulischen Funktionalität der Abdeckung soll hierbei die Speicher- und Verdunstungswirkung der Rekultivierungsschicht leisten, entweder in Kombination mit einer mineralischen Dichtungsschicht wie bei der Konzipierung der Endabdeckung des Haldenkomplexes Beerwalde (Zweischichtsystem, GATZWEILER et al. 2001) und der im Bau befindlichen Zweischichtabdeckung der Industriellen Absetzanlage Trünzig (BARNEKOW et al. 2004), oder als reines Einschichtsystem, wie es auch für die Endabdeckung der Industriellen Absetzanlage Trünzig geprüft wurde (C&E 2001, BS 2004a). Der Entwurf dieser Abdeckungen ist im Prinzip eine Kombination des genannten Regelprofils zur Minimierung der Pyritoxidation (Zweischichtsystem) und dem Speicher- und Verdunstungsprinzips (Gehölzbestockung).

Günstige Faktoren für den Einsatz dieses Konzeptes an den Standorten in Ostthüringen sind unter anderem:

- Günstige *klimatische Verhältnisse*⁹ mit einer im Mittel nur leicht positiven klimatischen Wasserbilanz von +81 mm a⁻¹ (langjähriger Niederschlag 739 mm a⁻¹, langjährige potentielle Verdunstung 658 mm a⁻¹) und einem Verhältnis der Sommer- und Winterniederschläge von 4 : 3.
- *Größe der abzudeckenden Flächen* mit ca. 580 ha abzudeckenden Tailingbecken und ca. 220 ha abzudeckender Fläche des rückverfüllten Tagebaus Lichtenberg.

Geht man von derzeitigen Kosten für eine hochwertige Abdeckung von ca. 50–100 € m⁻² aus, wie sie z.B. BURKHARDT u. EGLOFFSTEIN (2004) für den Bau verschiedener Oberflächenabdichtungen (Dreischichtsystem nach TASI und alternative Kombinationsdichtungen) angeben, so würden sich für den gesamten Tagebau Kosten für die Abdeckung in der Größenordnung von 130–220 Mio. € ergeben. Diese Summe erreicht damit ca. 50–80 % der Gesamtkosten der eigentlichen Rückverfüllung des Haldenmaterials¹⁰.

Neben dem Kostenaspekt sind auch Nachnutzungskonzepte für diese großen Flächen zu beachten, welche für weite Teile der ehemaligen Bergbauflächen eine Aufforstung vorsehen.

⁹ Langjähriges Mittel der DWD-Station Gera-Leumnitz 1970–99, vgl. Tab. 5.1 auf S. 132; Niederschlag korrigiert nach RICHTER (1995), Verdunstung berechnet nach PENMAN-MONTEITH.

¹⁰ ca. 275 Mio. € bei durchschnittlichen Kosten pro Kubikmeter Haldenmaterial von 2,5 € m⁻³.

- Geforderte *langfristige Wirksamkeit* der Funktionalität hinsichtlich des Wasser- und Gashaushaltes der Abdeckung; so wird in der gutachterlichen Prüfung unterschiedlicher Varianten einer Abdeckung des Tagebaus Lichtenberg im bergrechtlichen Planfeststellungsverfahren ein Betrachtungszeitraum von 200 Jahren, bei der Prüfung der Abdeckung für die Industrielle Absetzanlage Trünzig ein Zeitraum von 1000 Jahren bewertet ([BS 2004a](#) u. [2004b](#)).
- *Genehmigungspraxis* bei der Sanierung der Bergbaualtlasten, in der die zu errichtende Oberflächenabdeckung nicht in Rechtsnormen detailliert definiert ist, sondern die langfristige Wirkung der Sanierungsstrategie für den Standort insgesamt nachzuweisen ist.

Aufgrund dieser Ergebnisse ist die Umsetzung des Konzeptes der Speicher- und Verdunstungsschicht für die Abdeckung der 220 ha des verfüllten Tagebaus Lichtenberg vorgesehen ([WISMUT 2001b](#) u. [2002a](#)). Als Abdecksubstrat sind lokal anstehende Gemische aus Löß- und Geschiebelehmen sowie ein stark heterogenes Substrat vorgesehen, welches bereits auf Halden des Uranerzbergbaus zu Abdeckungszwecken verwendet wurde und bei der Haldenumlagerung separat gewonnen und zwischengelagert wird. Aus diesen mineralischen Substraten soll eine zweilagige Einschichtabdeckung mit einer Gesamtmächtigkeit von 1,6 m aufgebaut werden, auf welcher – auf einer Teil- oder der Gesamtfläche der Endkontur – eine Waldnutzung (Aufforstung oder natürliche Sukzession) etabliert wird.

4 Methodik

4.1 Untersuchungskonzept

Die in Kap. 1.2 umrissene Fragestellung, also im wesentlichen die Frage der langfristigen Wirksamkeit von „alternativen“ Abdecksystemen des Typs „*Speicher- und Verdunstungskonzept*“ hinsichtlich des Wasser- und Gashaushaltes, wird hier mit einem zweistufigen methodischen Ansatz untersucht (vgl. Abb. 4.1):

- I. **Felduntersuchungen:** Der Wasser- und Gashaushalt von möglichen alternativen Abdecksystemen wurde über einen Zeitraum von vier Jahren im Feldmaßstab beobachtet. Auf vier Versuchsfeldern wurden drei Abdeckvarianten des Typs „*Speicher- und Verdunstungskonzept*“ aufgebaut, das vierte Untersuchungsfeld blieb unabgedeckt. Auf der Versuchsanlage wurden die wesentlichen Prozeßgrößen wie Wassergehalt und Tension, meteorologische Parameter sowie einzelne Abflußkomponenten für den Gesamt- bzw. Teile des Untersuchungszeitraums kontinuierlich bestimmt. Zur Charakterisierung des Gashaushaltes wurden periodische Bestimmungen der Sauerstoffkonzentration in der Bodenluft durchgeführt.

Ergänzende waldhydrologische Daten wurden auf zwei Standorten in Seelingstädt (Interzeption) und in Helmsdorf (Stammabfluß) erhoben.

- II. **Modellierung:** Aufbauend auf den Ergebnissen des Feldmeßprogrammes wurden Modelluntersuchungen durchgeführt, um das hydraulische Langfristverhalten zu prognostizieren. Es wurden hierzu verschiedene Modellansätze zur Prognose der Evapotranspiration, der Interzeption, der Abflußanteile sowie der Bodenfeuchte eingesetzt (Wasserscheidenverfahren, HELP-Modell, HYDRUS_2D-Modell, GASH-Interzeptions-Modell) und teilweise miteinander gekoppelt.

Die Felduntersuchungen dienten in einem ersten Schritt der Modellierung der Kalibrierung bzw. Validierung der verwendeten Modelle. Zusätzlich wurden für einzelne Parameter und Modellansätze Sensitivitätsuntersuchungen durchgeführt.

Die so parametrisierten hydraulischen Modelle wurden in einem zweiten Schritt zur Prognose der langfristigen Wirksamkeit der Abdeckung verwendet. Hierzu wurden neben der Betrachtung des Verhaltens unter heutigen klimatischen Verhältnissen und unter Beibehaltung der bodenphysikalischen Parameter der Abdecksubstrate auch Szenarien der Boden- und Vegetationsentwicklung sowie des Klimawandels berücksichtigt sowie vergleichende Prognosen für Standard-Abdecksysteme aus der Deponiepraxis durchgeführt.

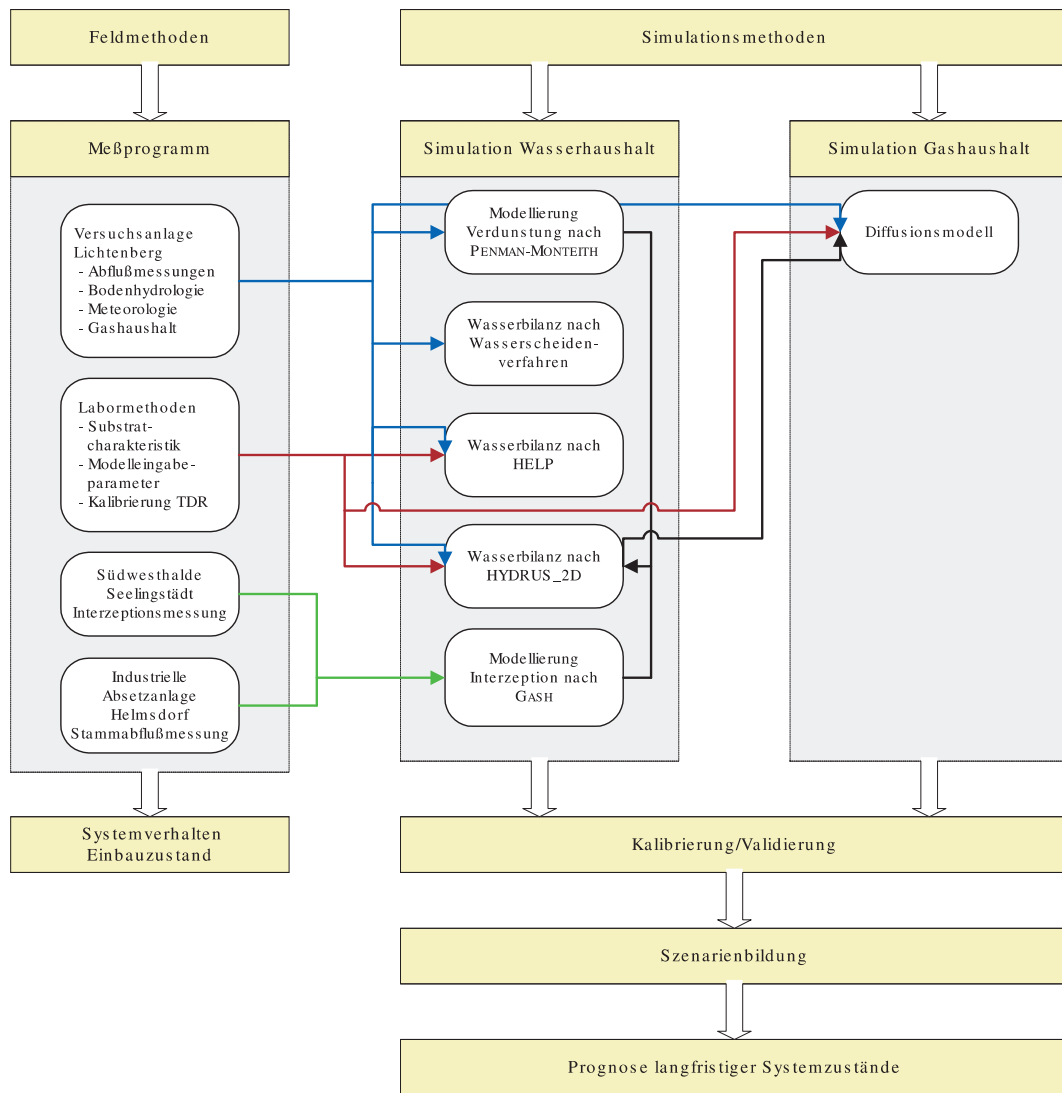


Abb. 4.1: Überblick über die eingesetzten Methoden der Untersuchung und wichtige Beziehungen der Methoden zueinander.

In einem dritten Schritt der Modellierung wurden die Ergebnisse der hydraulischen Prognosen verwendet, um die Entwicklung der Sauerstoffdiffusion für die Langfristszenarien abzuschätzen. Der verwendete Modellansatz wurde anhand der Felduntersuchungen zum Gashaushalt verifiziert.

Nachfolgend werden die wesentlichen verwendeten Methoden der Untersuchung dargestellt und, soweit für die Interpretation der Ergebnisse wichtig, Anwendungsgrenzen und Randbedingungen kritisch diskutiert.

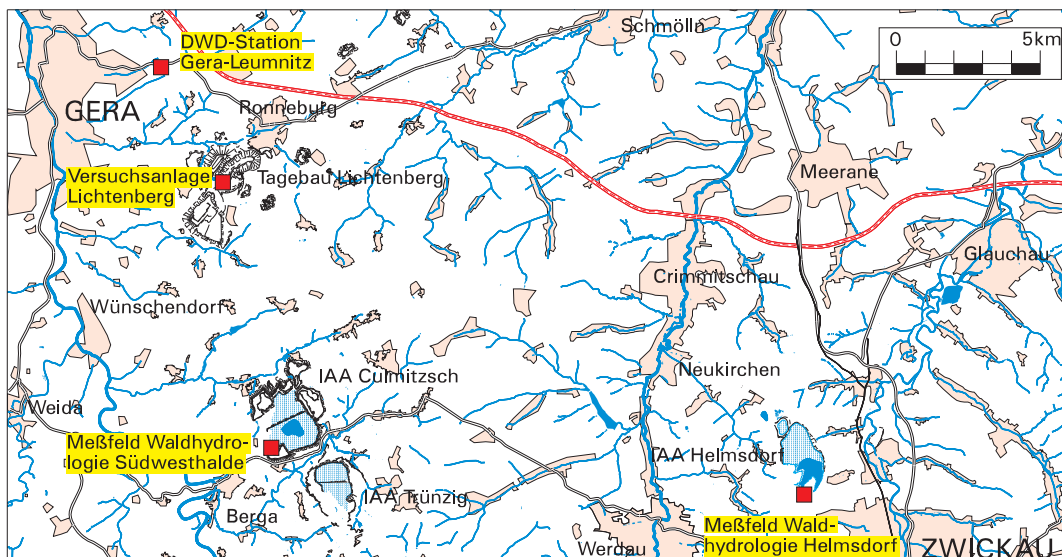


Abb. 4.2: Lage der Versuchsanlage Lichtenberg/Ronneburg, der waldhydrologischen Meßfelder auf der Südwesthalde/Seelingstädt und südlich der IAA Helmsdorf/Crossen, sowie der DWD-Station Gera-Leumnitz.

4.2 Feldmethoden

4.2.1 Versuchsanlage Lichtenberg

Am Rande des ehemaligen Tagebaus Lichtenberg wurde in einem neu konturierten, mit Bergmassen verfüllten Bereich eine Versuchsanlage zur Untersuchung des Wasser- und Gashaushaltes von verschiedenen Abdeckvarianten sowie des unabgedeckten Haldenmaterials angelegt (zur Lage vgl. Abb. 4.2–4.4 sowie Anlage A1 und A2). Die Versuchsanlage besteht aus vier jeweils ca. 50 x 60 m großen Versuchsfeldern, welche wie folgt aufgebaut sind (Abb. 4.5 und Anlage A und B):

- **Versuchsfeld 1 (VF 1):** Zweischichtabdeckung mit 1,5 m mächtiger Rekultivierungsschicht¹¹ (schluffiger Sand) und 0,4 m mächtiger mineralischen Dichtungsschicht (lehmig-sandiger Schluff). Das Substrat der Rekultivierungs- und Dichtungsschicht wurde im Sand- und Kiestagebau Starkenberg gewonnen, wobei für das Rekultivierungsschichtsubstrat ein Gemisch aus 2 bis 3 Teilen Geschiebelehm und 1 Teil Sand, für die Dichtungsschicht ein Gemisch aus Geschiebe- und Lößlehm im Verhältnis 1 : 1 eingesetzt wurde.

Die wesentlichen Einbaubedingungen waren Verdichtungsgrade von $D_{Pr} \geq 95\%$ für die Dichtungsschicht und $D_{Pr} \leq 90\%$ für das Rekultivierungsschichtsubstrat sowie K_s -Werte für die Dichtungsschicht von $\leq 1 \cdot 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$, für die Rekultivierungsschicht $\geq 1 \cdot 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$.

¹¹ Die Terminologie zur Bezeichnung der Schichten der Oberflächenabdecksysteme folgt hier im wesentlichen den verwendeten Bezeichnungen der TA Siedlungsabfall; vielfach anderweitig verwendete Begriffe zur Schichtbezeichnung dieser Versuchsfelder sind *Speicherschicht* bzw. *Wasserhaushaltsschicht* und *Dämmschicht*.



Abb. 4.3: Versuchsanlage Lichtenberg (Dezember 2002): Blick von Westen auf den verfüllten Westrand des ehemaligen Tagebaus Lichtenberg (sogenannter Kippbereich 3) mit den vier Versuchsfeldern VF 1 (rechts, S) bis VF 4 (links, N). Im Vordergrund und rechts sind Sickerwasserbecken und Verrieselungsflächen auf der Absetzerhalde zu erkennen; im Hintergrund das Tagebaurestloch Lichtenberg mit Innenkippenbereichen sowie die Spitzkegelhalden Reust (vgl. auch Abb. 3.2 und 4.4).

Die bodenphysikalischen Werte nach Errichtung der Abdeckung zeigten, daß die Rekultivierungsschicht hoch verdichtet ist, mit einer mittleren Trockenrohdichte von $1,7 \text{ g cm}^{-3}$, und K_s -Werten von $7 \cdot 10^{-7}$ (Labor) bzw. $1 \cdot 10^{-6}$ (Feld) m s^{-1} . Die Anforderung an die hydraulische Durchlässigkeit der Dichtungsschicht wurde mit einem mittleren K_s -Wert von $8 \cdot 10^{-10} \text{ m s}^{-1}$ erreicht.

Unterlagert wird das Abdecksystem aus einer 0,6 m mächtigen Schicht des Rekultivierungsschichtsubstrates, welches für das Versuchsfeld 2 verwendet wurde (Zwischenabdeckung, vgl. unten); für diese Schicht war das Einbaukriterium eine Verdichtung von $D_{Pr} \geq 90 \%$.

- **Versuchsfeld 2 (VF 2):** Einschichtabdeckung mit 1 m mächtiger Rekultivierungsschicht (lehmig-schluffiger Sand mit hohem Steinanteil von ca. 30 %). Das Substrat der Rekultivierungsschicht entstammt Abdeckungen von Halden, welche mittlerweile in das Tagebaurestloch umgelagert wurden, das Abdecksubstrat wurde dabei separat gewonnen und zwischengelagert.



Abb. 4.4: Versuchsanlage Lichtenberg (Juni 2001): Blick von Norden auf den verfüllten Westrand des ehemaligen Tagebaus Lichtenberg mit den vier Versuchsfeldern VF 4 (vorne) bis VF 1 (hinten).

Die Rekultivierungsschicht besteht aus einer unteren, 0,6 m mächtigen hoch verdichteten Schicht mit einem Verdichtungsgrad von $D_{Pr} \geq 90 \%$ als Einbaukriterium, und einer oberen, 0,4 m mächtigen Schicht mit geringerer Verdichtung von $D_{Pr} \leq 90 \%$. Die untere Lage wurde gleichzeitig auf allen drei Feldern als erste Zwischenabdeckung¹² aufgebaut. Nach dem Einbau zeigten beide Lagen des Substrates hohe Trockenrohdichten von $1,8 \text{ g cm}^{-3}$, sowie niedrige Durchlässigkeiten der unteren Lage von $3 \cdot 10^{-8}$ (Labor) bzw. $8 \cdot 10^{-8}$ (Feld) m s^{-1} ; die obere Lage wies geringfügig höhere Durchlässigkeiten von $1 \cdot 10^{-7}$ (Labor) bzw. $9 \cdot 10^{-8}$ (Feld) m s^{-1} auf.

- **Versuchsfeld 3 (VF 3):** Einschichtabdeckung mit einer 1,6 m mächtigen Rekultivierungsschicht, bestehend aus einer oberen Lößlehmschicht (1 m, lehmig-sandiger Schluff) aus dem Sand- und Kiestagebau Starkenberg, sowie einer unteren Schicht (0,6 m) aus Rekultivierungsschichtsubstrat, welches für das Versuchsfeld 2 verwendet wurde (Zwischenabdeckung).

Für die obere 1 m mächtige Schicht der Rekultivierungsschicht galt ein

¹² Das beschriebene Altdeckungs-Substrat wurde vor der Genehmigung einer Endabdeckung für den Verfüllkörper Tagebau Lichtenberg auf Teilen der Kontur als oberste Lage aufgebracht, und erfüllte damit faktisch die Funktion einer „Zwischenabdeckung“ des Haldenmaterials; aus diesem Grund wird diese Lage hier durchgängig mit diesem Terminus bezeichnet.

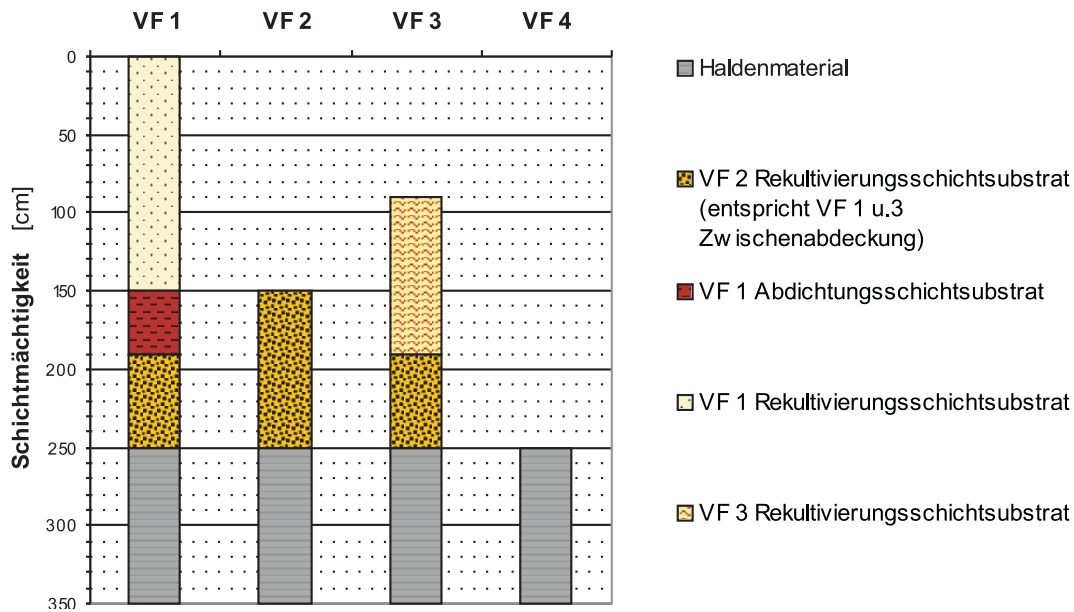


Abb. 4.5: Versuchsanlage Lichtenberg: Substrattypen und Schichtmächtigkeiten der Versuchsfelder 1 bis 4 (für das Haldenmaterial ist jeweils nur der oberste Meter des verfüllten Tagebaus dargestellt).

Einbaukriterium von $D_{Pr} \leq 90\%$, die unteren 0,6 m der Zwischenabdeckung wurden höher verdichtet mit $D_{Pr} \geq 90\%$ eingebaut.

Wie für die bereits genannten Rekulivierungsschichten zeigten auch die Werte nach Einbau des Feldes 3 eine hohe Verdichtung dieser Schicht mit einer mittleren Trockenrohdichte von $1,7 \text{ g cm}^{-3}$. Die K_s -Werte lagen etwas höher als die beiden vorgenannten Oberböden mit Werten von $1 \cdot 10^{-6}$ (Labor) bzw. $6 \cdot 10^{-7}$ (Feld) m s^{-1} .

- **Versuchsfeld 4 (VF 4):** Unabgedecktes Haldenmaterial; rückverfüllte, verdichtete Bergmassen mit der Einbaubedingung einer Trockenrohdichte von $\geq 2,0 \text{ g cm}^{-3}$.

Die Versuchsanlage wurde im ersten Halbjahr 2000 errichtet: Auf die glattgewalzte Oberfläche der Bergmassen des Verfüllkörpers Tagebau Lichtenberg (sog. *Kippbereich 3*, Betriebsgelände der Wismut GmbH, Betriebsteil Ronneburg) wurden zwei Lagen des Rekulivierungsschichtsubstrates des Versuchsfeldes 2 aufgebracht und verdichtet (3 Überfahrten mit CAT 825 G). Die Dichtungsschicht des VF 1 wurde einlagig aufgebaut und mit einer Walze (Dynapac CA 301) mit 6 Überfahrten verdichtet. Die Rekulivierungsschichten der Versuchsfelder 1 bis 3 wurden jeweils in Vor-Kopf-Schüttung mit einer Raupe (CAT D6) eingebaut; die Rekulivierungsschicht des Feldes 1 in drei Lagen je 0,5 m, die obere Schicht der Rekulivierungsschicht des Feldes 2 in zwei Lagen je 0,2 m und die Rekulivierungsschicht des Feldes 3 in zwei Lagen von 0,2 m (hängend) und 0,8 m (liegend). Insgesamt wurden die Versuchsfelder mit Technik errichtet, wie sie auch beim späteren Bau der Oberflächenabdeckung für die gesamte Fläche des rückverfüllten Tagebaues eingesetzt werden soll. Die Installation und Inbetriebnahme der Meßplätze erfolgte Anfang Juli 2000.

Die Felder sind west- bis nordwestexponiert und flach bis mittel geneigt mit Neigungen zwischen 5,5 % und 14,5 %, zunehmend vom VF 1 zum VF 3, wobei jeweils innerhalb jedes Versuchsfeldes der Oberhang flachere Neigungen aufweist (Anlage A2). Die Felder sind durch in Gräben verlegte Folie hydraulisch getrennt (Folienunterkante 0,6 m unterhalb der Oberkante Haldenmaterials), wobei die Trennung der Felder nachträglich im Winterhalbjahr 2001/2002 erfolgte.

Im September 2000 wurde auf den Versuchsfeldern eine Erosionsschutzbegrüpfung aufgebracht (Naßsaatverfahren), bestehend aus einer Gras-/Kräuter-Mischung und organischem Langzeitdünger. Im April 2001 erfolgte eine Erstaufforstung der Felder. Dabei wurden mit einem Reihenabstand von 2 m sowie einem Pflanzabstand von 1 m folgende Gehölze gepflanzt:

- *Carpinus betulus* (Hainbuche, zweijährig),
- *Pinus sylvestris* (Gemeine Kiefer, einjährig),
- *Quercus petraea* (Traubeneiche, zweijährig) und
- *Alnus incana* (Grauerle, zweijährig).

Auf der Versuchsanlage wurden während des Untersuchungszeitraumes eine Vielzahl von Meßkampagnen durchgeführt, welche hier nicht vollständig dargestellt werden. So wurden unter anderem Felduntersuchungen zur Radiologie, zur Geochemie der Sickerwässer und zur Vegetationsentwicklung auf den Abdecksystemen durchgeführt. Der Gashaushalt wurde, neben den hier dargestellten Untersuchungen im oberflächennahen Bereich, in 50–60 m tief reichenden Bohrungen im Haldenmaterial untersucht.

Für die hier relevante Fragestellung des Wasser- und Gashaushaltes der Oberflächenabdeckungen wurden folgende Meßplätze installiert:

- Bodenhydrologische Meßplätze VF 1 bis VF 4: Messung von Tension, Wassergehalt, Bodentemperatur;
- Lysimetermeßplätze VF 1 bis VF 3: Messung der Abflüsse;
- Meßplätze Gashaushalt VF 1 bis VF 4: Bestimmung der Sauerstoffgehalte in der Bodenluft;
- Meteorologischer Meßplatz VF 2.

Eine Auflistung der installierten Meßinstrumente für jeden Meßplatz ist in der Anlage A1 zu finden; detailliert ist die installierte Meßtechnik in den Kap. 4.2.2–4.2.8 beschrieben.



Abb. 4.6: Lysimeter Versuchsfelder Lichtenberg: Bau der Folienwanne.



Abb. 4.7: Lysimeter Versuchsfelder Lichtenberg: Bau der Dränage in der Folienwanne.

4.2.2 Abflußmessungen

4.2.2.1 Sickerung

Die Erfassung der Sickerwassermengen in das Haldenmaterial erfolgte hier mit der *Lysimetermethode*.

Die Bestimmung der Sickerung im Boden mit Hilfe von Auffanggefäßen, sogenannten *Lysimetern*¹³, ist eine der ältesten bekannten bodenphysikalischen Methoden. Frühe Versuche sind aus dem 17. Jhd. bekannt ([BRUTSAERT 1984](#), [GREBET u. CUENCA 1991](#)); im 20. Jhd. hat sich die Lysimetertechnik mit Versuchsanordnungen zur Bestimmung der Grundwasserneubildung und der Evapotranspiration zu einer Standardmethode der Bodenhydrologie entwickelt (allgemeines zur Methode der Lysimetermessungen siehe auch [SCHROEDER 1976](#), [DVWK 1980](#), [BERGSTRÖM 1990](#), [HOWELL et al. 1991](#), [TITUS u. MAHENDRAPPA 1996](#), [LANTHALER u. FANK 2005](#) und [MEISSNER et al. 2005](#)).

Die unterschiedlichen Lysimetermethoden lassen sich unterscheiden nach:

- der Art und Größe des Lysimetergefäßes,
- der Art der Befüllung des Bodens im erfassten Meßvolumen,

¹³ In der englischsprachigen Literatur werden z.T. auch Saugkerzen als Lysimeter bezeichnet; hier wird der Begriff *Lysimeter* im engeren Sinne nach [DVWK \(1980\)](#) verwendet.

- der Möglichkeit der Erfassung von Feuchteänderungen im Bodenvolumen über Wägung,
- der Art der unteren Randbedingung des Meßvolumens (freier Ausfluß oder Anlegen eines Unterdrucks, evt. vorhandener Grundwassereinfluß).

Entsprechend können Lysimeter relativ einfach konstruierte einzelne Meßgefäße sein, welche in den Untergrund eingebaut sind, oder sehr aufwendig errichtete und zu betreibende Lysimeterstationen mit wägbaren monolithischen Gefäßlysimetern; als Beispiel für letztere seien die Lysimeterstationen der GSF (KLOTZ et al. 1999, KLOTZ 2004a) und die Lysimeteranlagen des UFZ (MORITZ et al. 1993) genannt. Die Größe des Meßvolumens kann von wenigen Kubikzentimetern bei sog. Mikrolysimetern (HÖLL 1974, BOAST u. ROBERTSON 1982, TODD et al. 2000) bis zu einigen hundert Kubikmetern Bodenvolumen bei Großlysimetern wie der Anlage in St. Arnold (Kap. 2.2.2) reichen.

Lysimetermessungen können durch eine Reihe von methodischen Problemen beeinflusst und fehlerbehaftet sein (vgl. Überblick bei ALLEN et al. 1991b):

- Durch die Durchtrennung des Bodenprofils am unteren Rand des Meßvolumens wird ein möglicher kapillarer Aufstieg von Bodenwasser aus dem Boden unterhalb des Lysimeters in den Lysimeterkörper verhindert (KEESE u. KNAPPE 1995, BLIGHT u. BLIGHT 1998); zudem wird bei zu geringer Tiefe des Lysimeters die nutzbare Feldkapazität des Wurzelraumes gegenüber dem Freilandstandort verringert.
- An der unteren Grenze von frei dränenden Lysimetern wird eine gegenüber dem Freiland abweichende hydrologische Randbedingung geschaffen, das Tensionsprofil innerhalb des Lysimeterkörpers unterscheidet sich von den Freilandverhältnissen (AYRES et al. 2003a, O'KANE u. BARBOUR 2003). Durch den Kapillarbruch an der Unterseite des Lysimeters und der Schaffung einer Grenzfläche Boden-Atmosphäre tritt eine Sickerung erst nach Überwindung dieses Grenzwiderstandes auf und damit später als im ungestörten Boden. Oberhalb dieser Grenzfläche kann sich ein Wasserstau ausbilden (RICHARDS 1950, FRIEDRICH 1961, KLAGHOFER 1991, KASTANEK 1995) und das Lysimeter seitlich umflossen werden (SIMMS u. YANFUL 1999, DURNER u. BUCZKO 2003), wenn kein bzw. ein niedriger Rand die Auffangfläche begrenzt. Sowohl die Sickerwassermengen als auch die -qualitäten werden durch diese Grenzflächeneffekte beeinflusst (HAINES et al. 1982, MERKEL 1991, KNAPPE u. KEESE 1996, FLURY et al. 1999, ADAM 2005). Zur Reduzierung dieser Fehler wird deshalb in tensionsgesteuerten Lysimetern an der unteren Grenze ein Unterdruck angelegt (z.B. CZERATZKI 1966, KLEINSTÄUBER u. GÜNTHER 1987, RAMSPACHER 1993), was jedoch technisch nur aufwendig zu realisieren ist; frei dränende Lysimeter müssen ausreichend tief mit hohen Randbegrenzungen ausgelegt werden.
- Unterscheiden sich die Bewuchs- und mikroklimatologischen Verhältnisse der Lysimeteroberfläche von der Umgebung, so können sogenannte Oaseneffekte auftreten (DAVENPORT u. HUDSON 1967, ROSENBERG 1968,

ABOUKHALED u. SARRAF 1972, BURMAN et al. 1975, DUGAS u. BLAND 1989, BECKER 1994). Eine zu hohe Verdunstung des Lysimeters kann insbesondere durch advective Energiezufuhr von unbewachsenen Bodenoberflächen aus der Lysimeterumgebung auftreten. Im humiden Klima sind diese Effekte jedoch gering (DAVENPORT u. HUDSON 1967).

- Weitere Störungen der Lysimetermessungen können z.B. durch Randeffekte auftreten; so kann, bedingt durch Randspalten an der Lysimeteinfassung, der Temperaturhaushalt im Lysimeterkörper beeinflusst werden (KRENN et al. 2003).

Die Bestimmung der Sickerung in das Haldenmaterial (A_u) erfolgte auf den Versuchsfeldern in Anlehnung an die in der GDA-Richtlinie E5-7 (GDA 1997) beschriebenen Methodik mit Hilfe von Folienwannen (Abb. 4.6–4.7). Im Prinzip handelt es sich hier um Sickerwassersammler¹⁴ mit frei dränendem Ausfluß, wie sie auch zur Erfassung der Grundwasserneubildung (z.B. CEPUDER et al. 1997) oder zur Messung von Sickerwässern in Deponien, Halden oder Altlasten (z.B. DÜNGELHOFF et al. 1983, KMET u. LINDORFF 1983, WITTREICH u. WILSON 1991, MARCOLINE et al. 2003, NICHOL et al. 2003) verwendet werden, jedoch dort mit meist kleinerer Grundfläche.

Zur Errichtung der Lysimeter auf der Versuchsanlage Lichtenberg wurde von der Oberkante des Haldenmaterials aus eine Grube von 50 m² ausgehoben, in welche eine Wanne aus HDPE-Folie (2,5 mm Stärke) verlegt wurde, geschützt im Sandbett. In die Folienwanne wurde als unterste Lage 30 cm Drän Kies sowie an den zwei hangabwärts gelegenen Seiten jeweils ein Dränrohr verlegt (Abb. 4.7), welches an den Abfluß an der unteren Spitze des Lysimeters angeschlossen ist. Auf den Drän Kies wurde ein Geovlies verlegt als Suffosionsschutz und dann das Lysimeter bis zur Oberkante der ursprünglichen Haldenoberfläche mit Haldenmaterial verfüllt sowie anschließend das Haldenmaterial durch Überfahrten einer Glattmantelwalze verdichtet. Die Lysimeter liegen in jeweils südwestlichen Quadranten der Versuchsfelder 1 bis 3 (vgl. Lageplan Anlage A1).

Der Abfluß des Großlysimeters wurde zu einem begehbaren Schacht in 5 m Entfernung verlegt. Die Bestimmung des Abflusses erfolgte im Sickerwasserschacht mittels Kippzählern (Hersteller: UGT) mit einem Kippvolumen von 0,1 l und einer maximalen Fließrate von 0,05 l s⁻¹. Die Abflußerfassung erfolgte elektronisch in Datenloggern, wobei die Abflußmengen kumulativ sowie maximale bzw. minimale Abflußraten jeweils im Stundenintervall aufgezeichnet wurden.

Bei allen hier dargestellten Abflußmessungen wurden zur Registrierung Kippzähler unterschiedlicher Bauart eingesetzt, für die vom Hersteller maximale Fließraten angegeben werden. Die Genauigkeit der Aufzeichnungen mittels Kippzähler hängt dabei vom Volumen der Kippschale und vom Aufzeichnungsintervall der Volumenleerung ab. Beide Parameter bestimmen die Form der

¹⁴ In der Lysimeterklassifikation auch als „EBERMEYER-Typ“ (GREBET u. CUENCA 1991) bezeichnet, bei der Auffanggefäße entweder von einem Schurf aus seitwärts unter das zu messende Bodenprofil eingebaut werden oder aber bei der nach Einsetzen des Auffanggefäßes in einen Schurf das Bodenprofil gestört wieder eingebaut wird.

Tab. 4.1: Lysimetermessungen Versuchsfelder Lichtenberg: Gemessene und korrigierte Abflußmengen im Zeitraum 1.7.2000–30.6.2004. DS: Dichtungsschicht, ZAD: Zwischenabdeckung, RS: Rekultivierungsschicht.

Meßstelle	Gemess.	Korr.	Δ	
	Abfluß [l]	Abfluß [l]	[l]	[%]
VF 1, A_{i1} (DS, Auffangkasten)	25.964,3	29.541,3	+3.577,0	+13,8
VF 1, A_{i2} (DS, Dränage)	283.415,0	283.746,5	+331,5	+0,1
VF 1, A_{i3} (ZAD, Dränage)	189.289,5	189.769,0	+479,5	+0,3
VF 2, A_i (RS, Dränage)	568.421,7	570.571,9	+2.150,2	+0,4
VF 3, A_{i1} (RS, Dränage)	29.955,5	30.012,8	+57,3	+0,2
VF 3, A_{i2} (ZAD, Dränage)	291.344,6	291.705,8	+361,2	+0,1
VF 1, A_u	13.559,3	14.745,2	+1.185,9	+8,7
VF 2, A_u	51.158,3	55.289,6	+4.131,3	+8,1
VF 3, A_u	48.948,9	61.076,9	+12.128,0	+24,8

gestuften Summenkurve eines Kippzählers, wobei die Übereinstimmung mit der tatsächlichen Abflußfunktion mit abnehmendem Kippchalenvolumen und zunehmenden Aufzeichnungstakt zunimmt (HABIB et al. 2001). Dem entgegen steht die mechanisch bedingte maximale Kippfrequenz der Kippshalen, aus welcher ein Mindestvolumen der Kippshalen ableitbar ist.

Sowohl die maximale Kippfrequenz, welche für alle hier und in Kap. 4.2.2.2 und 4.2.2.3 genannten Meßstellen im Untersuchungszeitraum zu keiner Zeit überschritten wurde, als auch das Aufzeichnungsintervall (1 h), welches für die Betrachtung von Tagessummen des Abflusses hinreichend genau ist, können hier als mögliche Fehlerquelle der Abflußmessung vernachlässigt werden.

Dagegen wurden hier weitere Fehlerquellen der Kippzählermessung beobachtet:

- Dejustierung der Kippchale;
- Mechanische Störung der Kippung (z.B. durch Flutung der Meßstelle oder Eis in der Kippchale);
- Störung der Datenaufzeichnung der Kippung durch Unterbrechung der Stromversorgung.

Die Justierung der Kippshalen wurde halbjährlich überprüft. Wurde die Meßreihe durch Störungen der Aufzeichnung unterbrochen, so wurde die Abflußreihe im Zeitintervall linear interpoliert. Obwohl der Meßzeitausfall zeitlich sehr gering ist (nur wenige Tage in 4 Jahren Meßdauer), so unterscheiden sich die gemessenen Rohdaten zu den korrigierten Abflüssen A_u doch erheblich (+8 bis +25 %, Tab. 4.1), da die Störungen vor allem durch die Flutung der Meßstelle bei sehr hohem Abfluß verursacht wurden. Die interpolierten Abflüsse an diesen Tagen müssen dabei als untere Grenze des wahren Abflusses gesehen werden, da mit einer linearen Interpolation der Abflußpeak nicht vollständig nachgebildet wird.



Abb. 4.8: Einbau des Auffangkastens zur Erfassung des hypodermischen Abflusses, VF 1.

4.2.2.2 Hypodermischer Abfluß

Neben den Lysimetermethoden zur Erfassung der vertikalen Tiefsickerung ist auch der Einsatz von Auffanggefäßen zur Bestimmung der lateralen Abflußkomponenten (*hypodermischer Abfluß*, *Interflow*) möglich. Hierzu werden, ähnlich wie bei Sickerwassersammlern zur Erfassung der vertikalen Sickerströme, Auffanggefäße vertikal in den Boden eingesetzt (auch als Bodenlysimeter bezeichnet) oder, bei größeren zu messenden Bodenvolumen, horizontal verlaufende Dränagen in den Boden verlegt. Anstromseitig wird der Anschluß an das zu messende Bodenvolumen mit horizontal eingestochenen Blechen oder auf das Profil eingebrachten Folienstreifen gewährleistet, abstromseitig wird das zu messende Bodenprofil vertikal vollständig abgedichtet (vgl. Abb. 4.9).

Beispiele solcher Messungen des hypodermischen Abflusses mittels Bodenlysimetern oder Dränagen finden sich bei [LEHMAN u. AHUJA \(1985\)](#), [PARLANGE et al. \(1989\)](#), [WILSON et al. \(1990\)](#), [SMETTEM et al. \(1991\)](#), [HOLZMANN u. SEREINIG \(1997\)](#), [FEYEN et al. \(1999\)](#) und [HEPPELL et al. \(2000\)](#) sowie den in Kap. 2.1 genannten Versuchsanlagen zur Untersuchung von Abdecksystemen.

Auf der Versuchsanlage Lichtenberg wurde der hypodermische Abfluß auf der Dichtschicht des Versuchsfeldes 1 von Beginn der Meßreihe an erfaßt. Hierzu wurde nach Fertigstellung der Rekultivierungsschicht ein 1 m breiter, 0,3 m hoher Auffangkasten in einem Schurf auf die Oberkante der Dichtschicht aufgesetzt und mit dem Sickerwasserschacht verbunden (Abb. 4.8). Die Bestimmung des Abflusses erfolgte mit Kippzählern (Hersteller: UGT) mit einem Kippvolumen von 0,5 l und einer maximalen Fließrate von $0,25 \text{ l s}^{-1}$.

Das Einzugsgebiet einer so installierten Meßstelle ist nur näherungsweise (als Hanglänge \times Breite des Sammlers) abschätzbar. Zudem wird durch die geringe Größe des Auffangkastens nur ein sehr kleiner Fließquerschnitt erfaßt. Da sich nach Aufnahme der Messungen schnell zeigte, daß auf den Versuchsfel-

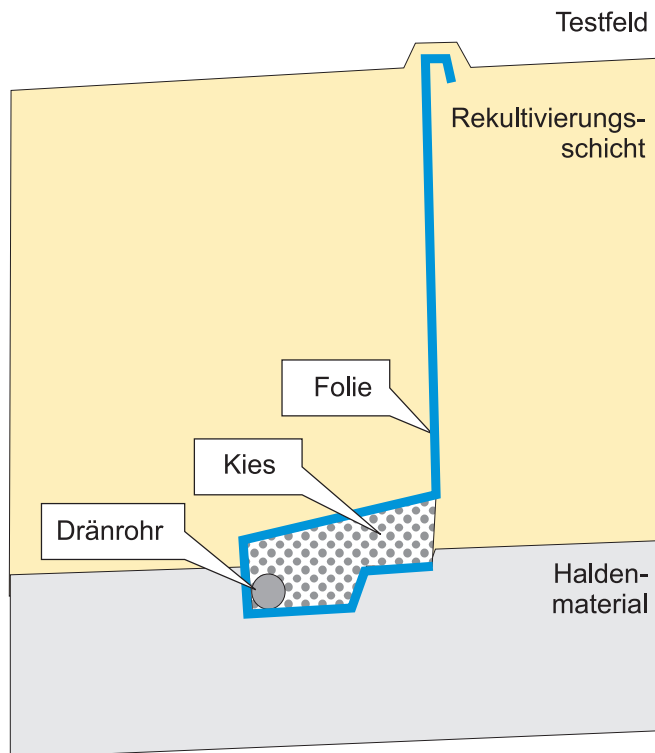


Abb. 4.9: Dränagen Versuchsfelder Lichtenberg: Schematischer Schnitt.



Abb. 4.10: Bau der Dränagen Versuchsfelder Lichtenberg (September 2002). VF 1, Graben zum Einbau der Folien und Dränrohre, mit aufgelegtem Geovlies.

dern große hypodermische Abflüsse nicht nur oberhalb der Dichtungsschicht im VF 1, sondern auch innerhalb der Rekultivierungsschicht sowie an den Schichtgrenzen Rekultivierungsschicht-Halde auftreten, wurden im Herbst 2002 ergänzende Messungen zur Erfassung des hypodermischen Abflusses auf den Feldern 1 bis 3 aufgenommen.

An den jeweils abstromseitig gelegenen Grenzen der Versuchsfelder (Nord- und Westflanke) wurden Dränagen zur Erfassung der gesamten hypodermischen Abflüsse in den Abdeckschichten verlegt. Hierzu wurde ein Graben am Versuchsfeldrand ausgehoben und in das Abdeckungsprofil eine Stufe geschnitten (Abb. 4.10); auf die Stufe wurde eine HDPE-Folie sowie im Graben ein Dränrohr in Dränkies verlegt. Abstromseitig wurde die Folie an der Grabenwand hochgezogen und so das Profil vertikal abgedichtet, die Dränrohre wurden zu einem Sickerwasserschacht geführt. Die Dränagen erfassen dabei die folgenden hypodermischen Schichtabflüsse:

- VF 1: 1,5 m Tiefe, hypodermischer Schichtabfluß in der Rekultivierungsschicht bzw. auf der Dichtungsschicht;
- VF 1: 2,5 m Tiefe, hypodermischer Schichtabfluß in der Zwischenabdeckung bzw. auf dem Haldenmaterial;
- VF 2: 1,0 m Tiefe, hypodermischer Schichtabfluß in der Rekultivierungsschicht bzw. auf dem Haldenmaterial;
- VF 3: 1,0 m Tiefe, hypodermischer Schichtabfluß in der Rekultivierungsschicht bzw. auf der Zwischenabdeckung;
- VF 3: 1,6 m Tiefe, hypodermischer Schichtabfluß in der Zwischenabdeckung bzw. auf dem Haldenmaterial.

Die Bestimmung des Abflusses erfolgte mit Kippzählern (Hersteller: UGT) mit einem Kippvolumen von 0,5 l und einer maximalen Fließrate von $0,25 \text{ l s}^{-1}$; die Aufzeichnung der Meßwerte erfolgte wie für den Abfluß A_u .

Wie für die Abflußerfassung mittels Kippzähler für den A_u dargestellt, kam es auch bei den Meßstellen für den A_i zu Störungen der Aufzeichnung, die linear interpoliert wurden. Für die Meßstellen der Dränagen sind die interpolierten Abflußmengen mit $< 1 \%$ sehr gering, für den Auffangkasten mit 13% höher (Tab. 4.1). Wie für den A_u genannt müssen die interpolierten Abflüsse an diesen Tagen dabei als untere Grenze des wahren Abflusses gesehen werden, da mit einer linearen Interpolation der Abflußpeak nicht vollständig nachgebildet wird.

4.2.2.3 Oberflächenabfluß

Gegenüber der Bestimmung der Abflußkomponenten im Boden selbst ist die Erfassung des Abflusses auf der Bodenoberfläche methodisch weniger aufwendig. Für ein Einzugsgebiet kann an einem oder mehreren Tiefpunkten die Abflußmenge bestimmt werden. Zur Erfassung des Oberflächenabflusses von kleinen Einzugsgebieten von wenigen Quadratmetern kann dabei die Abgrenzung des Einzugsgebietes durch seitliche Bleche oder ähnliche Begrenzungen geschaffen werden, größere Einzugsgebiete lassen sich durch die Morphologie bzw. die hydraulischen Verhältnisse abgrenzen. Der Abfluß selbst kann entweder in dem natürlichen Vorfluter oder durch Schaffung eines angrenzenden Gerinnes oder einer Auffangvorrichtung erfolgen. Je nach technischer Auslegung der Meßeinrichtung wird neben dem direkten Oberflächenabfluß auch ein Anteil an oberflächennahem hypodermischen Abflusses mit aufgefangen.

Die Bestimmung des Oberflächenabflusses für kleine, nur wenige Quadratmeter umfassende Ausschnitte eines größeren Hangabschnittes wurde in vielen Untersuchungen zum Wasserhaushalt durchgeführt, Beispiele finden sich bei [LEHMAN u. AHUJA \(1985\)](#), [WILSON et al. \(1990\)](#), [SMETTEM et al. \(1991\)](#), [GILMORE u. WALTERS \(1993\)](#) und [FEYEN et al. \(1999\)](#) sowie den in Kap. 2.1 genannten Versuchsanlagen zur Untersuchung von Abdecksystemen.



Abb. 4.11: Einbau Kastenrahmen zur Messung Oberflächenabfluß Versuchsfelder Lichtenberg.

Auf der Versuchsanlage Lichtenberg wurden quadratische Rahmen mit einer Grundfläche von 1 m^2 zur Erfassung des Oberflächenabflusses verwendet (Kastenrahmen, Abb. 4.11), welche auf die Bodenoberfläche aufgesetzt und anstromseitig 20 cm tief in den Boden eingetrieben wurden. In der abstromseitig liegenden Spitze dieser Kastenrahmen liegt die Ableitung des Oberflächenabflusses hin zum Sickerwasserschacht. Die Bestimmung des Abflusses erfolgt dort mit Kippzählern (Hersteller: UGT) mit einem Kippvolumen von $0,1 \text{ l}$ und einer maximalen Fließrate von $0,05 \text{ l s}^{-1}$. Die Aufzeichnung der Meßwerte erfolgte analog des Abflusses A_u .

Der mit der dargestellten Methodik erfaßte Oberflächenabfluß ist aufgrund der sehr geringen Größe der erfaßten Bodenoberfläche nur eingeschränkt repräsentativ für die gesamte Versuchsfeldoberfläche. Die Bodenoberfläche innerhalb des Kastenrahmens muß methodenbedingt relativ eben sein; die hohe Oberflächenrauigkeit der Versuchsfeldoberfläche mit kleinräumigen Höhenunterschieden des Mikroreliefs von 10–20 cm ist so nicht zu erfassen. Die geringere Rauigkeit der Bodenoberfläche innerhalb des Kastenrahmens wird zu einer Erhöhung der registrierten Abflußmengen gegenüber dem Abfluß des Gesamtfeldes bei dieser Versuchsanordnung führen.

Durch die geringe Größe des Einzugsgebietes können zudem nur Abflußereignisse vom Typ „Infiltrationsüberschuß“ und „Sättigungsüberschuß“ erfaßt werden. Tritt ein Ereignis auf, bei dem an einem Hang hypodermischer Abfluß wieder an die Bodenoberfläche austritt und so Oberflächenabfluß erzeugt („Return-Flow“, auch „Run-On“; zu Typen des Oberflächenabflusses siehe auch DUNNE 1983 und WARD 1984), so wird zwangsläufig eine quasi punktuelle Messung an einer bestimmten Hangposition nur die Abflußmenge bestimmen können, jedoch nicht den auf ein Einzugsgebiet bezogenen Abfluß.

Im Verlauf der Messungen auf der Versuchsanlage zeigte sich, daß hiervon der Sammler auf dem Versuchsfeld 2 betroffen war, der unplausibel hohe Abflüsse aufzeichnete. Nach Prüfung der technischen Funktionsfähigkeit wurde festgestellt, daß zu Zeiten mit großer Stauwasserbildung im Versuchsfeld (vgl.

Ergebnisse der Tensionsmessungen, Kap. 5.1.3) der am Unterhang plazierte Kastenrahmen in erheblichem Umfang durch an der Bodenoberfläche diffus aussickernden hypodermischen Abfluß (Return-Flow) beeinflusst wird. Die aufgezeichnete Abflußmenge kann nicht als Oberflächenabfluß im engeren Sinne interpretiert werden, wie er z.B. mit dem HELP-Modell berechnet wird, eine Kalibrierung und Validierung der Simulation wäre an dieser Meßreihe nicht möglich. Es wurde deshalb versucht, den hypodermischen Abflußanteil mit folgendem Ansatz zu eliminieren:

- Es wird nur ein Oberflächenabfluß berücksichtigt in Stunden, in denen auch Niederschlag fällt;
- Der Oberflächenabfluß kann den gefallenen Niederschlag nicht übertreffen, bezogen auf ein stündliches Aufzeichnungsintervall.
- Die Differenz von so korrigiertem A_o zum gemessenen A_o wird als Return-Flow interpretiert, und auf ein Einzugsgebiet entsprechend der Hanglänge bezogen.

Die so korrigierte Abflußmenge beträgt für den eigentlichen Run-Off nur noch etwa 10 % der aufgezeichneten Abflußhöhe (Tab. 5.2, Run-Off: 140 l, Return-Flow: 1354 l). Eliminiert wird durch diese Korrektur allerdings auch ein zeitlich verzögerter Oberflächenabfluß bei Schneeschmelze; solche größeren Abflußereignisse wurden jedoch weder beobachtet noch in den Meßreihen der Versuchsfelder 1 und 3 aufgezeichnet (der gesamte Oberflächenabfluß in vier Winterhalbjahren beträgt auf diesen beiden Feldern nur 8,5 bzw. 9,5 mm und damit ca. 20–30 % des gesamten A_o), so daß dieser Fehler vernachlässigbar ist. Wie in Kap. 5.2.3 gezeigt wird, kann das HELP-Modell mit geringer Abweichung an den so korrigierten Oberflächenabfluß kalibriert und validiert werden, so daß umgekehrt von einer hinreichend guten Korrektur der Abflußmeßreihe ausgegangen werden kann.

Auf den Versuchsfeldern 1 und 3 wurde der Effekt des Return-Flow nicht beobachtet, die Messungen wurden nahezu unverändert, nur um Abflußmengen durch Wartungsarbeiten korrigiert, übernommen.

Aufgrund der dargestellten Unsicherheiten der Messungen mittels der kleinen Sammler wurden im Winterhalbjahr 2002/2003 weitere Meßstellen in Betrieb genommen. Am Hangfuß der Versuchsfelder wurde jeweils ein Foliengraben errichtet, an dessen Ende mit einem Wehr die Durchflußmenge bestimmt wird. Bedingt durch den Rückgang des Oberflächenabflusses in der zweiten Hälfte des Untersuchungszeitraumes wurden aber seit Aufnahme der Messungen bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes keine Abflußereignisse aufgezeichnet, so daß hier diese Messungen nicht weiter dargestellt werden.

4.2.3 Tension

Die Bestimmung der Bodensaugspannung im Boden wird seit den frühen experimentellen Arbeiten von RICHARDS in den 30iger Jahren (NEAL et al. 1937,

RICHARDS 1954) mit Hilfe von *Tensiometern*¹⁵ durchgeführt (zur Darstellung des Meßprinzips siehe CASSEL u. KLUTE 1986, STANNARD 1992 und YEH u. GUZMAN-GUZMAN 1995).

Die Bestimmung der Bodensaugspannung erfolgte hier mit elektronischen Druckaufnehmer-Tensiometern (Hersteller: UGT), ausgerüstet mit P80-Keramikkerzen (Durchmesser 20 mm, Länge 50 mm). Der Meßbereich beträgt im gesättigten Bereich 20 kPa, im ungesättigten Bereich 85 kPa bei einer Genauigkeit von 0,5 kPa. Pro Meßebebene wurden drei Parallelmessungen installiert. Der Einbau der Tensiometer erfolgte vertikal von der Bodenoberfläche aus im rechten Winkel zur Hangneigung; die genauen Meßtiefen sind aus Anlage Tab. A1 ersichtlich. Die Tensiometer wurden im Untersuchungszeitraum halbjährlich einer Wartung unterzogen sowie bei Defekten instandgesetzt. Waren die Tensiometer im Sommer trockengefallen, so erfolgte die Wiederauffüllung der Keramik jeweils im Herbst.

Neben dem Ausfall der Tensiometermessungen durch Überschreiten des Meßbereiches oberhalb des Lufteintrittspunktes der Keramik sind als mögliche Fehler der Tensionsbestimmung der Einfluß von Lufttemperatur und Luftdruck auf die Meßergebnisse sowie präferenzialer Fluß am Sondenschaft bei vertikalem Sondeneinbau relevant (WATSON u. JACKSON 1967, JARVIS u. LEEDS-HARRISON 1987, BUCHTER et al. 1999). Bei der Installation der Keramik in den Boden kann es zu Strukturstörungen, zu Veränderungen des Bodengefüges im Kerzenbereich kommen (BECKMANN et al. 1991 u. 1992).

Temperatureffekte können z.B. durch Volumenänderungen im Tensiometer bzw. der Tensiometermaterialien auftreten. Temperatureffekte wurden für die Druckaufnehmertensiometer während des Meßzeitraumes nicht festgestellt. Auch bei Verhältnissen zu Beginn der Meßreihe mit nur spärlicher Vegetationsbedeckung und damit großer Erwärmung des Bodens und hohen Amplituden der Bodentemperatur zeigen die zeitlich hochaufgelösten Meßreihen der Tension mittels Druckaufnehmertensiometer (Abb. 4.12–4.13) eine nur sehr geringe Schwingung, welche den feuchtebedingten Kurvenverlauf überlagert. Der temperaturbedingte Fehler der Tensionsbestimmungen wird auf $< 0,5$ kPa eingeschätzt.

Die Messung der Tension des Bodenwassers kann nur in flüssiger Phase erfolgen, bei Temperaturen $< 0^\circ$ C und Eisbildung in der Keramik kommt die Aufzeichnung zum Stillstand, es wird der letzte Meßwert der flüssigen Phase fortgeschrieben.

Bei den hier durchgeführten Felduntersuchungen wurde eine derartige Eisbildung nicht beobachtet, weder eine kontinuierliche Aufzeichnung eines fixen Tensionswertes noch ein schneller Rückgang der Tension, bedingt durch einen erhöhten Innendruck im Tensiometer durch Eisbildung wurde registriert, so

¹⁵ Tensiometer sind im Prinzip geschlossene Wasserstandsrohre mit einer semipermeablen Membran, welche im Kontakt mit der Bodenmatrix steht. Eine Saugspannung im Boden entzieht bzw. drückt Wasser durch die Membran und bewirkt im Tensiometer einen Unter- oder Überdruck, welcher gemessen wird. Bei höheren Saugspannungen (80–85 kPa bei den üblicherweise verwendeten Keramiken) dringt Luft über die Poren der Membran in die Meßzelle ein, so daß diese sich entleert.

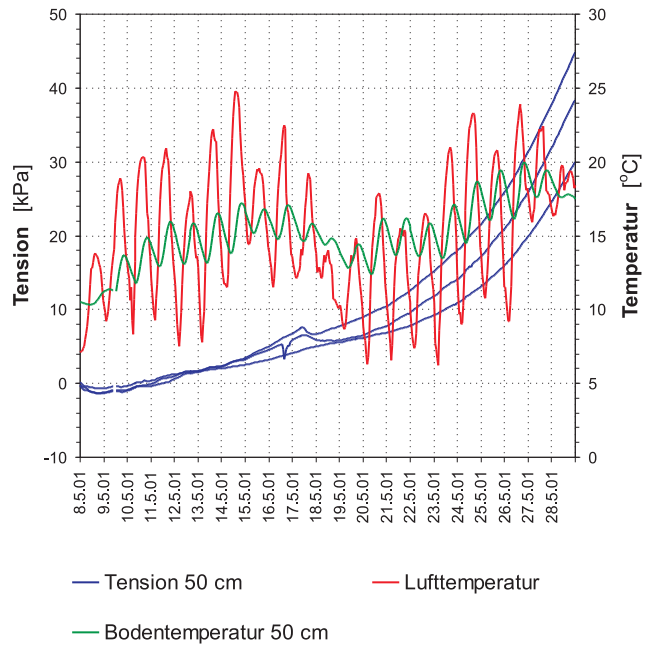


Abb. 4.12: Temperatur- und Tensionsmessungen (jeweils drei parallele Druckaufnehmer-tensiometer, Stundenmittelwerte) im Versuchsfeld 2, 8–28. Mai 2001.

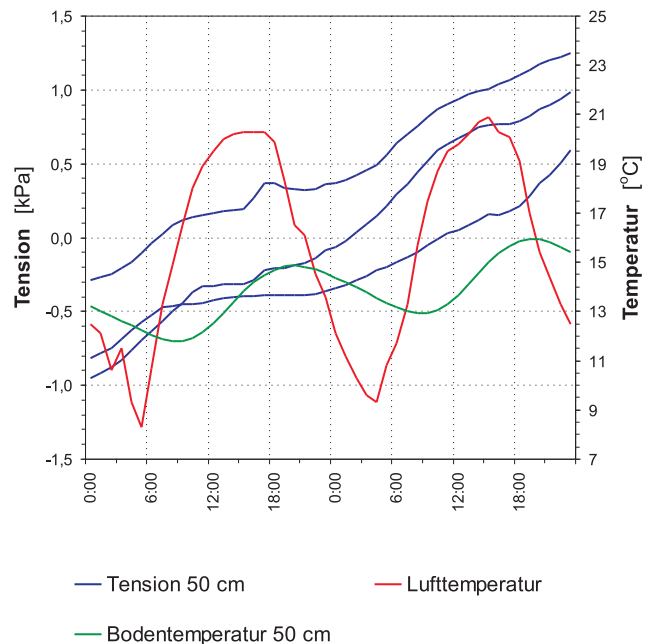


Abb. 4.13: Temperatur- und Tensionsmessungen im Versuchsfeld 2, Detail: 10–11. Mai 2001.

daß die Ergebnisse der Tensionsmessungen bei Bodenfrost (vgl. Ergebnisse S. 155) als ungestört anzusehen sind.

Ein größerer Einfluß auf die Tensionsbestimmungen auf den Versuchsfeldern wurde durch Schwankungen des atmosphärischen Luftdrucks bzw. der Differenz des Gasdrucks der Bodenatmosphäre zum Luftdruck der freien Atmosphäre festgestellt. In den tieferen Meßebenen sowie bei sehr nassen Bedingungen ist eine Korrelation von Luftdruck und Tensionsmessung feststellbar (Abb. 4.14), während bei trockenen Bodenverhältnissen dieser Zusammenhang zurückgeht (Abb. 4.15). Ähnliche Beobachtungen machte MELCHIOR (1993) bei Tensionsmessungen in Dichtungsschichtsubstraten.

Es handelt sich hierbei nicht um Meßfehler, da die verwendeten Tensiometer

mit Relativdruckaufnehmern ausgestattet sind, welche die Druckverhältnisse in Relation zum Atmosphärendruck anzeigen. In hoch verdichteten, feinporigen Böden mit geringer Porenkontinuität kann die Druckfortpflanzung bei Druckänderungen in der Atmosphäre verzögert und gedämpft sein, so daß im Boden in der Gasphase zeitweilig andere Drücke herrschen als in der freien Atmosphäre (RENAULT et al. 1998). Gleiches gilt bei einer aktiven Gasbildung im Boden (was hier aber ausgeschlossen werden kann) oder bei der Zunahme des Gasdruckes in der Bodenatmosphäre bei Infiltrationsereignissen (LINDEN u. DIXON 1975). Die Tensiometer messen unter diesen Umständen nicht nur das Matrixpotential, sondern die Summe aus Gas- und Matrixpotential (vgl. ausführliche Darstellung bei MELCHIOR 1993). Bei einer Interpretation der Tensionsverläufe bzw. Verwendung der Kurven für eine Modellkalibrierung muß deshalb zwischen den sich überlagernden unterschiedlichen Wellenmustern unterschieden werden. Bei Verwendung von Tagesmittelwerten der Tension werden die gaspotentialbedingten Schwingungen weitestgehend geglättet bzw. eliminiert, da diese Schwankungen typischerweise innerhalb weniger Stunden auftreten, eine weitere Berücksichtigung dieser Effekte erfolgt deshalb hier nicht.

Der vertikale Einbau der Sonden führt dazu, daß sich an der Nahtstelle von Sondenschicht (bzw. entlang eines Hüllrohres) und Bodenmatrix bevorzugte Fließbahnen bilden können. An den hier verwendeten Tensiometern wird durch Manschetten am Sondenschicht verhindert, daß Niederschlag direkt am Sondenschicht einsickern kann. Die schnelle Reaktion einzelner, auch tief installierter Tensiometer auf Niederschlagsereignisse ist nicht methodenbedingt, sondern durch tatsächlich im Boden auftretenden präferenziellen Sickerwassertransport zu erklären (Vgl. Diskussion in Kap. 5.1.3 und Abb. 5.21).

Für Messungen der Tension im Bereich bis pF 4,2 wurden sogenannte Equitensiometer eingesetzt (LIU 1999, LIU u. GROTE 2000, SCANLON et al. 2002a). Das Equitensiometer besteht aus einer FDR-Bodenfeuchtesonde, welche in einen porösen Körper (den Equilibrierkörper) eingebettet ist. Der Equilibrierkörper verfügt über eine bekannte Beziehung zwischen Wassergehalt und Tension. Im Boden gleicht sich die Saugspannung des Equilibrierkörpers dem des Bodens an; die Feuchtesonde mißt den Wassergehalt der Keramik und mittels der sondenspezifischen $\theta(\psi)$ -Funktion kann so indirekt die Tension im Boden bestimmt werden.

Es wurde je Versuchsfeld ein Equitensiometer in 20 cm Tiefe installiert (Anlage Tab. A1). Es wurden Sonden des Herstellers Ecomatik verwendet (EQ 15, Meßbereich bis 1500 kPa) mit einem Keramikkörper mit einem Durchmesser von 40 mm und einer Länge von 60 mm. Der Einsatz ist beschränkt auf Temperaturen $> 0^\circ \text{C}$ und Leitfähigkeiten der Bodenlösung $< 3\text{--}4 \text{ mS cm}^{-1}$; die Genauigkeit beträgt $< 10 \text{ kPa}$ im Meßbereich 0–100 kPa und 10 % im Meßbereich 100 bis 1500 kPa.

Die Equitensiometer zeigen bei hohen Temperaturamplituden der Luft- und Bodentemperatur einen Tagesgang der Tensionsmessung (Abb. 4.16). Da diese

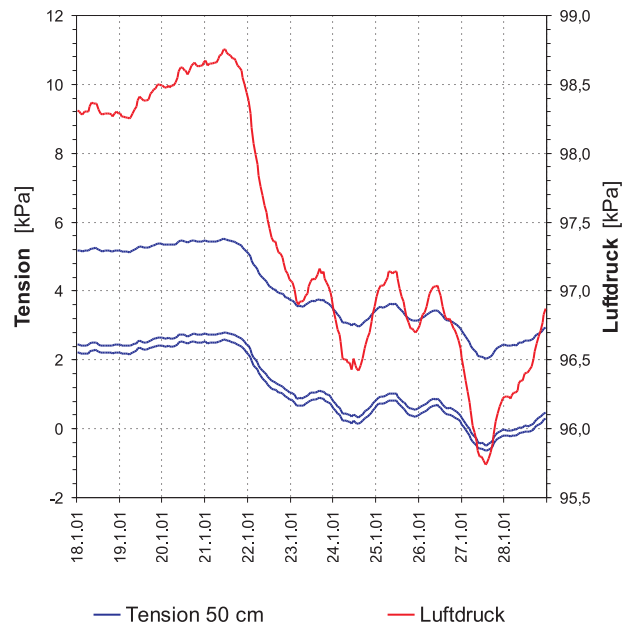


Abb. 4.14: Luftdruck- und Tensionsmessungen (jeweils drei Druckaufnehmertensiometer, Stundenmittelwerte) im Versuchsfeld 2, Januar 2001.

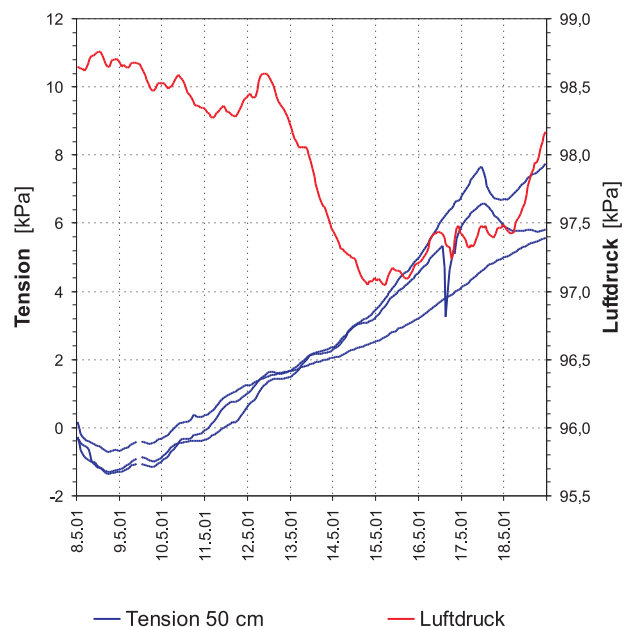


Abb. 4.15: Luftdruck- und Tensionsmessungen (jeweils drei Druckaufnehmertensiometer, Stundenmittelwerte) im Versuchsfeld 2, Mai 2001.

gleichmäßige Schwingung den feuchtebedingten Kurvenverlauf überlagert, ist davon auszugehen, daß er durch Temperatureinflüsse bedingt ist. Ein wirklicher Tagesgang der Bodenfeuchte sollte einen stark asymmetrischen Verlauf mit großer Zunahme der Tension am Tag und sehr geringem Rückgang der Tension bei Nacht aufweisen, wie er z.B. in hochauflösenden wägbaren Lysimetern feststellbar ist.

Die Störung der Messung der Equitensiometer beruht auf dem Meßprinzip der FDR-Sonden, die den Wassergehalt indirekt über die Bestimmung der Dielektrizitätskonstanten ermitteln, welche temperaturabhängig ist (Kap. 4.2.4). Diese Störung der Messung trat in der Meßreihe vor allem zu Beginn auf, in der sowohl der Boden als auch die Sonden unbeschattet waren (Abb. 4.16–4.17); mit Aufwuchs der Vegetation und damit stärkerem Schutz der Sonden vor direkter Sonneneinstrahlung nimmt die temperaturbedingte Meßbeeinflus-

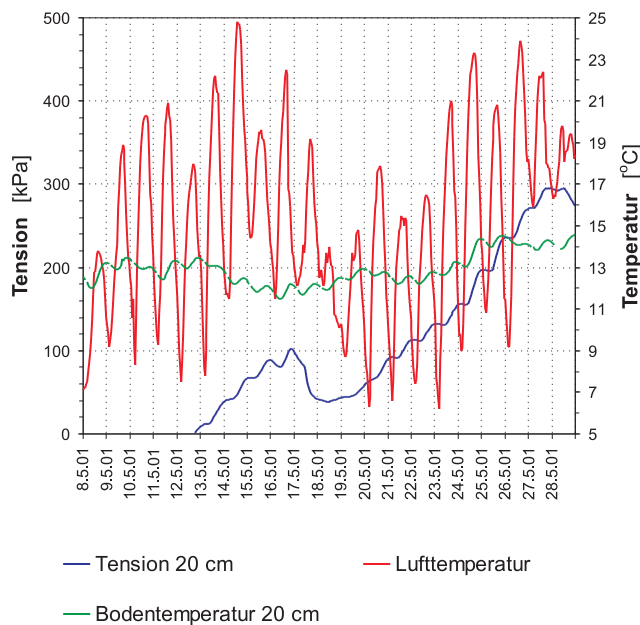


Abb. 4.16: Temperatur- und Tensionsmessungen (Equitensiometer, Stundenmittelwerte) im Versuchsfeld 2, Mai 2001.

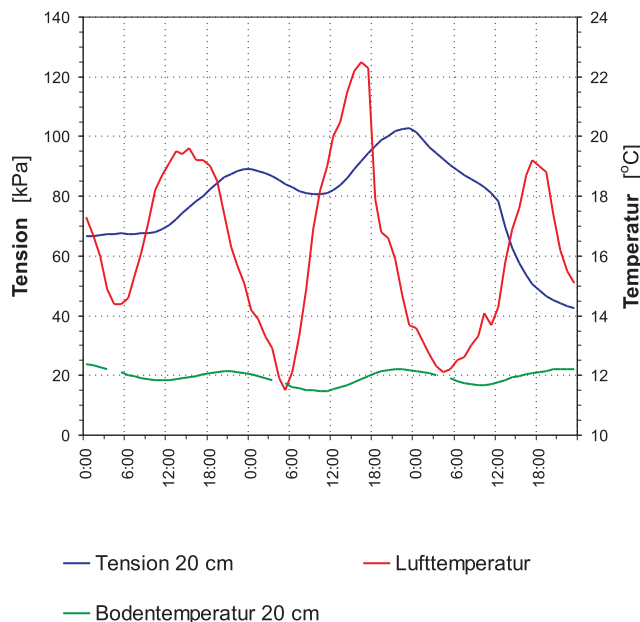


Abb. 4.17: Temperatur- und Tensionsmessungen (Equitensiometer, Stundenmittelwerte) im Versuchsfeld 2, Detail: 15–17. Mai 2001.

sung ab. So war im Sommer 2003 ein Tagesgang nicht mehr feststellbar (Abb. 4.18).

Die Datenerfassung der Tensionsmessungen erfolgte elektronisch in Datenloggern, wobei der Meßwert im Minutentakt erfaßt und als Stundenstatistik (Mittelwert, minimaler und maximaler Meßwert) im Datenlogger gespeichert wurde. Hier dargestellt ist der mittlere Tageswert (Median) der drei Parallelmessungen der Druckaufnehmertensiometer mit Ausschluß von unplausiblen Meßwerten, bedingt durch technische Störungen, und Zeiträumen, in denen die Keramik nicht bzw. nur unvollständig mit Wasser gefüllt war (Abreißen der Anstiege der Tensionsverläufe bei etwa 75–85 kPa, vgl. Anlage D7–D13), sowie der Tagesmittelwert (Median) der Equitensiometer.

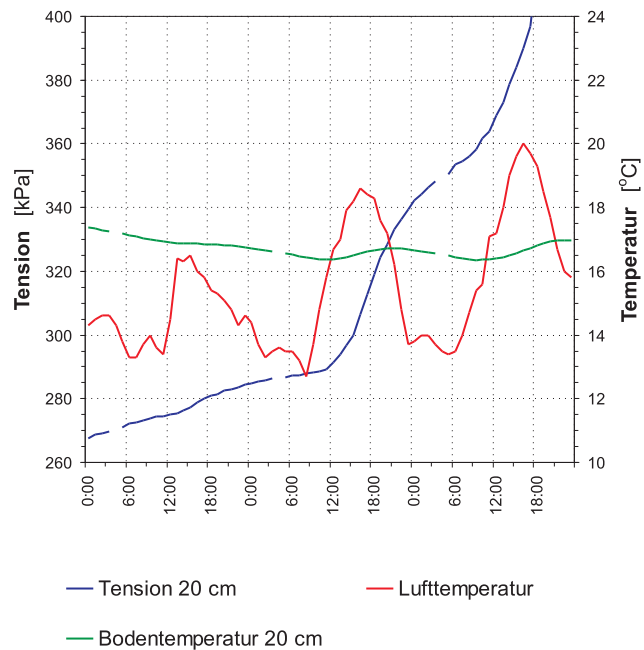


Abb. 4.18: Temperatur- und Tensionsmessungen (Equiten-siometer, Stundenmittelwerte) im Versuchsfeld 2, Detail: 5–7. Juli 2003.

4.2.4 Wassergehalt

Die Bestimmung der Bodenfeuchte erfolgte mittels der Methode der Time-Domain-Reflektometrie (TDR)¹⁶. Seit Ende der 70er Jahre wird diese Methode zur zerstörungsfreien Messung von Materialfeuchten, u.a. von Böden, eingesetzt (zur Methode der TDR in Böden siehe auch [TOPP et al. 1980](#), [DALTON 1992](#), [STACHEDER et al. 1994](#), [TOPP et al. 1994](#), [WHITE u. ZEGELIN 1995](#), [STACHEDER 1996](#) und [ROBINSON et al. 2003](#)).

Da die Ausbreitungsgeschwindigkeit in nichtmagnetischen Materialien nur von der relativen Dielektrizitätskonstanten ϵ abhängig ist, läßt sich diese bei bekannter Leiterlänge aus der gemessenen Laufzeit der Welle (welche sich im Leiter sowie im Medium um die Leiter ausbreitet bzw. reflektiert wird) berechnen. Die Dielektrizitätszahl von Wasser ($\epsilon = 81$) ist sehr viel größer als diejenige anderer Bestandteile des Bodens (mineralische Partikel: $\epsilon = 2-5$) und der Luft ($\epsilon = 1$), so daß sich aus der gemessenen augenscheinlichen, zusammengesetzten Dielektrizitätskonstanten des Mediums der Wasseranteil um die Leiter über eine Regressionsfunktion bestimmen läßt. Eine der ersten und heute weit verbreitesten Regressionsfunktionen der $\theta(\epsilon)$ -Beziehung ist die von [TOPP, DAVIS u. ANNAN \(1980\)](#) aufgestellte Kalibrierkurve (Polynom 3. Grades), welche sie aus der Messung vier verschiedener Böden ableiteten. In vielen Untersuchungen wurde diese Funktion als universelle Kalibrierfunktion für mineralische Böden verwendet. Weitere Regressionsfunktionen zur Beschreibung der $\theta(\epsilon)$ -Beziehung wurden z.B. von [MALICKI et al. \(1994\)](#) und [PLAGGE et al. \(1997\)](#) bestimmt.

¹⁶ Dieses elektrotechnische Verfahren wurde ursprünglich zur Ortung von Kabelbrüchen oder Kurzschlüssen in elektrischen Leitungen entwickelt. Dabei wird ein Spannungsimpuls auf die Leitung geschickt, welcher entlang des Leiters läuft und eine elektromagnetische Welle ausbildet. Je nach Länge bzw. Beschaffenheit (z.B. Unterbrechung) der Leitungsbahn verändert sich die Charakteristik und Laufzeit des Impulses und es treten am Kabelende Reflexionen auf; aus der Laufzeit des Impulses bzw. der Reflexionen wird die Fehlstelle lokalisiert.

Neben diesen empirischen Beschreibungen gibt es die Möglichkeit, den Wassergehalt über physikalisch fundierte gemischt-dielektrische Modelle abzuleiten, in welchen ϵ durch eine Funktion der verschiedenen Komponenten der Bodenmatrix sowie weiteren Faktoren (z.B. einem Geometriefaktor) beschrieben wird (BOHL 1996). In einem Vergleich verschiedener Eichbeziehungen für mineralische Böden bestimmten PLAGGE et al. (1997) für Regressionsmodelle die geringsten Standardfehler der Schätzung, aber relativ hohe Fehler der originären TOPP-Beziehung. Bei Korrektur der TOPP-Beziehung um einen Lagerungsdichtenfaktor ist diese Funktion jedoch für mineralische Böden den gemischt-dielektrischen Modellen vorzuziehen (BOHL 1996).

Sowohl aus den genannten Arbeiten zur Ableitung der Kalibrierfunktionen als auch aus Untersuchungen zum Einsatz der TDR-Methode in verschiedenen Bodensubstraten wird deutlich, daß die „universelle“ Kalibrierfunktion nur in einem engen Eigenschaftsbereich des Bodens mit den von TOPP angegebenen Abweichungen gültig ist. Mögliche zusätzliche Einflußgrößen auf die Messung der Dielektrizitätszahl sind hohe Ton- und Humusgehalte, sehr niedrige oder sehr hohe Lagerungsdichten sowie hohe elektrische Leitfähigkeiten der Bodenlösung.

Die Kalibrierfunktion nach TOPP et al. wurde für Böden mit einer mittleren Lagerungsdichte zwischen 1,04 bis 1,44 g cm⁻³ erstellt mit geringem Einfluß der Dichte auf die gemessene ϵ in diesem Dichtebereich. Ein größerer Einfluß der Lagerungsdichte bzw. Porosität des Bodens auf die $\theta(\epsilon)$ -Beziehung wurde dagegen später in vielen Untersuchungen bei Böden mit sehr hohen oder sehr niedrigen Dichten festgestellt (RAJKAI u. RYDÉN 1992, JACOBSEN u. SCHJØNING 1993, MALICKI et al. 1994, PLAGGE et al. 1995, MALICKI et al. 1996, BOHL 1996, STACHEDER 1996, HALM et al. 1997 und WRIGHT et al. 2001), wobei höhere Lagerungsdichten zu einer Überschätzung der Wassergehalte, niedrige zu einer Unterschätzung führen.

Eine wichtige Eigenschaft der TDR-Methode ist die Beziehung von ϵ zur elektrischen Leitfähigkeit (CAMPBELL 1990, WHITE et al. 1994, TOPP et al. 2000), welche sich meßtechnisch als Dämpfung der Reflexionen des Impulses bemerkbar macht. Dieses ist zum einen eine mögliche Störungsgröße, da das Signal bei hohen Dämpfungen nicht mehr auswertbar ist, zum anderen erlaubt es die simultane Messung von Wassergehalt und elektrischer Leitfähigkeit (DASBERG u. DALTON 1985, PERSSON 1997, COMEGNA et al. 1999). Hohe Salzgehalte können die Wassergehaltsbestimmung stören, weil bei der Bestimmung der augenscheinlichen, zusammengesetzten ϵ des Bodens nur ein Teil der Konstante (Realteil) bestimmt wird und der Imaginärteil als konstant gesetzt wird. DALTON (1992), WHITE et al. (1994), STACHEDER (1996), WYSEURE et al. (1997), NADLER et al. (1999) und TOPP et al. (2000) zeigen jedoch, daß dieses bei hohen Salzgehalten nicht gültig ist, und somit auch eine Beeinflussung der Wassergehaltsbestimmung durch Elektrolyte auftreten kann, wobei die kritischen Elektrolytkonzentrationen mit etwa 8 dS m⁻¹ angegeben werden. NADLER et al. (1999) fanden dagegen keine Beeinflussung der Wassergehaltsbestimmung in Salzböden.

Für Böden mit hohen *Tongehalten* wird die Herleitung der $\theta(\epsilon)$ -Funktion beeinflusst durch den zunehmenden Anteil des stärker gebundenen Wassers der Tonminerale mit hohen Oberflächenladungen und deshalb höherer ϵ gegenüber freiem Wasser. Dieses führt bei hohen Tongehalten zu einer Unterschätzung der Wassergehalte bei Anwendung der TOPP-Funktion (BRIDGE et al. 1995, DASBERG u. HOPMANS 1992, JACOBSEN u. SCHJØNNING 1993), wobei die kritischen Tongehalte in den genannten Untersuchungen zwischen $> 20\%$ und $60\text{--}70\%$ lagen.

Bei sehr niedrigen Wassergehalten ist, unabhängig von den Tongehalten, durch den höheren Anteil des gebundenen Wassers ein ähnlicher Effekt zu beobachten, welcher zur Nichtlinearität der Kalibrierkurve in diesem Bereich führt, so daß bei der Erstellung einer Kalibrierkurve auch sehr trockene Bodenzustände erfaßt werden sollten (HEATHMAN et al. 2003).

Für Böden mit hohen *Humusgehalten*, und damit gegenüber mineralischen Böden höheren inneren Oberflächen (ähnlich den Böden mit hohen Tongehalten), wurden bereits von TOPP et al. gesonderte Kalibrierkurven aufgestellt. Stark abweichende Funktionen wurden z.B. auch von PEPIN et al. (1992), ROTH et al. (1992) und MAHR u. HORN (1993) für organische Böden verwendet.

Weitere Einflußgrößen auf die $\theta(\epsilon)$ -Funktion können eisenreiche Minerale darstellen (ROBINSON et al. 1994). HALM et al. (1999) fanden dagegen keinen nachweisbaren Einfluß. Ein Temperatureinfluß auf die ϵ -Bestimmung ist zwar vorhanden (CAMPBELL 1990, HARTMANN et al. 1995, PERSSON u. BERNDTSSON 1998b), gegenüber den anderen Einflußgrößen jedoch relativ klein. Zudem ist das Temperaturverhalten von der Mineralzusammensetzung und dem Feuchteniveau abhängig, so daß eine einheitliche Temperaturkorrektur von STACHEDER (1996) als nicht möglich angesehen wird.

Dieser Exkurs zur Methodik der TDR-Messung zeigt, daß ungeachtet des weitverbreiteten Einsatzes dieser Methode in bodenhydrologischen Feldmessungen für eine Vielzahl von Böden und Meßbedingungen große Störungen und Abweichungen der Standardbeziehung von $\theta(\epsilon)$ zu erwarten sind, welche durch eine entsprechende Kalibrierung zu ermitteln und zu korrigieren sind.

Bei Beachtung der genannten Einflußgrößen ist der Einsatz der TDR-Methode dann nicht nur in typischen Mineralböden, sondern z.B. auch in gestörten Rekultivierungsböden, Lockergesteinen wie Haldenmaterial, Kohlen und Aschen oder Abfall- und Recyclingstoffen (REEVES u. ELGEZAWI 1992, ZEGELIN u. WHITE 1994, VAN LOON et al. 1994, CABRAL et al. 1999) oder sogar in Festgesteinen (HOKETT et al. 1992) möglich.

Hier erfolgte die Bestimmung der Bodenfeuchte mittels TRIME TDR-Sonden (Hersteller: IMKO), ausgerüstet mit zwei 11 mm langen Sondenstäben. Der Meßbereich beträgt $0\text{--}95\%$ bei einer Genauigkeit von 1% bei Feuchten von $0\text{--}40\%$ und 2% bei höheren Feuchten. Pro Meßebene wurde eine Sonde installiert (Anlage Tab. A1). Der Einbau der Sonden erfolgte vertikal von der Bodenoberfläche aus im rechten Winkel zur Hangneigung.

Die Meßdatenerfassung der TDR-Sonden erfolgte elektronisch in Datenlog-

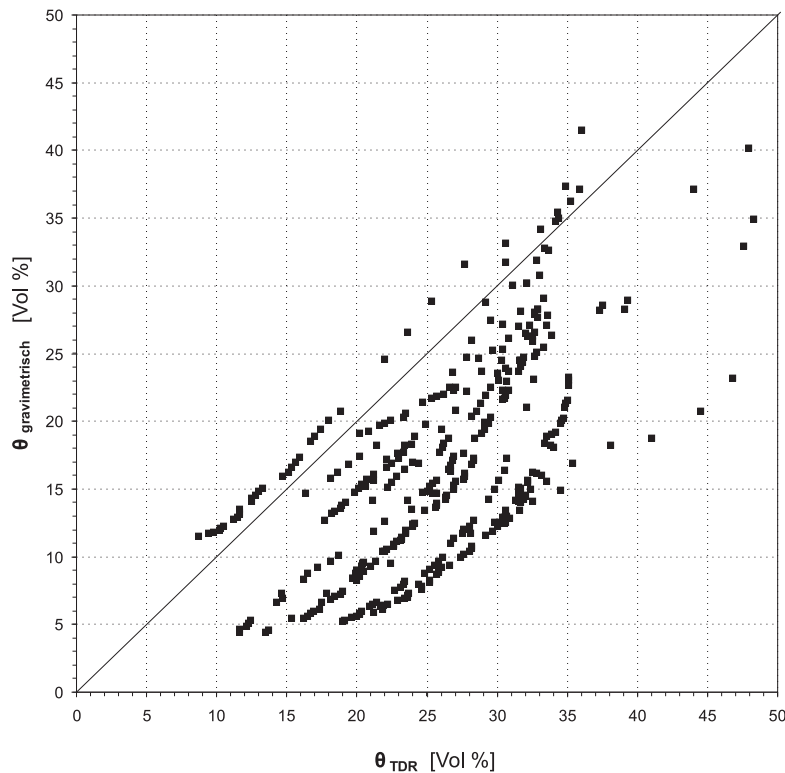


Abb. 4.19: Kalibrierung der IMKO-TDR-Sonde: Wertepaare $\theta_{TDR}-\theta_{grav}$, alle Substrate der Versuchsanlage Lichtenberg.

gern, wobei der Meßwert im Stundentakt erfaßt und als Mittelwert im Datenlogger gespeichert wurde. Hier dargestellt ist der mittlere Tageswert (Median) mit Ausschluß von unplausiblen Meßwerten, bedingt durch technische Störungen.

Zur Aufzeichnung der Bodenfeuchte wurde die Kalibrierfunktion nach [TOPP et al. \(1980\)](#) verwendet. Da aus den oben genannten Zusammenhängen deutlich wird, daß für den Einsatz der TDR-Methode eine substratspezifische Kalibrierung notwendig ist, insbesondere beim Einsatz in hoch verdichteten Rekultivierungsböden, wurde hier eine Feld- und Laborkalibrierung durchgeführt. In beiden Fällen wurde eine mobile TDR-Sonde, baugleich mit den fest installierten Sonden, in das Bodensubstrat eingebaut (in der Feldmeßkampagne horizontal ungestört in das Oberbodensubstrat von einem Schurf aus; in der Laborkampagne vertikal in ein Gefäß) und nach Messung von θ_{TDR} die gravimetrische Feuchte bestimmt. In der Laborkalibrierung wurde dabei die Sonde in einen Zylinder eingebaut, welcher vorher mit dem entsprechenden Substrat befüllt und aufgesättigt wurde, und ein Austrocknungszyklus des Probenzylinders gewogen. Am Ende des Austrocknungszyklus wurde der gravimetrische Wassergehalt sowie die Trockenrohddichte bestimmt, so daß für den gesamten Zyklus die volumetrischen Wassergehalte bestimmt werden können.

Die geplotteten Wertepaare $\theta_{TDR}-\theta_{grav}$ für alle Substrate zeigen, daß praktisch in allen Versuchen eine große Abweichung zur 1 : 1-Geraden festgestellt wurde, mit einer überwiegenden Überschätzung der Feuchte durch die TDR-Messung (Abb. 4.19). Aus den Wertepaaren wurde für jedes Substrat eine li-

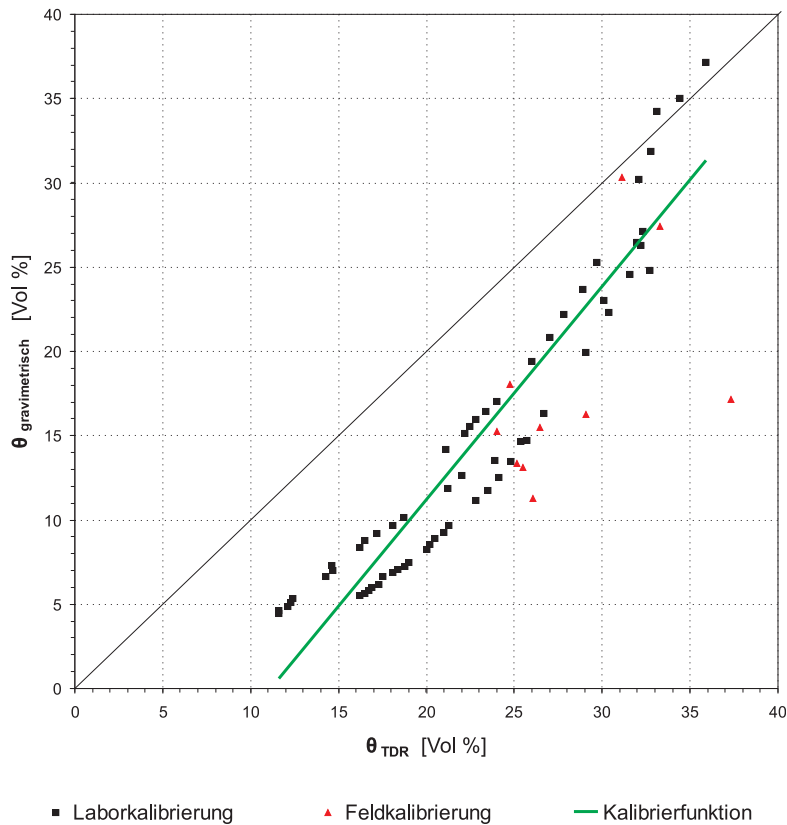


Abb. 4.20: Kalibrierung der IMKO-TDR-Sonde: Wertepaare θ_{TDR} - θ_{grav} , Substrat der Rekultivierungsschicht, VF 2, und lineare Kalibrierfunktion.

neare Korrekturfunktion gebildet. Zwar wäre durch nichtlineare Regressionen eine bessere Anpassung möglich, es würden sich dann aber im extrapolierten Bereich sehr hohe Wassergehalte ergeben, die nicht plausibel sind.

Die für das Substrat der Zwischenabdeckung bzw. der Rekultivierungsschicht VF 2 so abgeleitete Korrekturfunktion zeigt Abb. 4.20. Deutlich wird, daß zum einen die zwei verschiedenen Ansätze der Feld- und Laborkalibrierung im gleichen Wertebereich liegen, und daß zum anderen die originäre Kalibrierfunktion nach TOPP et al. (1980) für dieses Substrat eine hohe Abweichung von ca. 10–20 Vol.-% aufweist. Vergleicht man die so für alle Substrate ermittelten Kalibrierfunktionen, und stellt man zusätzlich die von WEGEHENKEL (1998) für Sandböden ermittelten linearen Kalibrierfunktionen einer TDR-TRIME-Dreistabsonde dar, so zeigt sich, daß die hier berechneten Funktionen eine etwas geringere Spannweite als die für eine TDR-Messung eher unproblematisch geltenden Sandböden aufweisen (Abb. 4.21). Aus den gemessenen Kalibrierfunktionen ließen sich keine signifikanten Zusammenhänge zwischen der Abweichungshöhe und einzelnen Bodeneigenschaften ableiten. Die Kalibrierfunktionen der einzelnen Substrate unterscheiden sich dabei wenig, mit Ausnahme des Haldenmaterials, für welches allerdings die Streuung der Wertepaare θ_{TDR} - θ_{grav} sehr groß war. Eine Störung durch hohe Salzgehalte im Porenwasser ist unwahrscheinlich, da typische Werte im Haldenmaterial bei 5 mS cm^{-1} liegen und damit innerhalb der vom Hersteller angegebenen Toleranz.

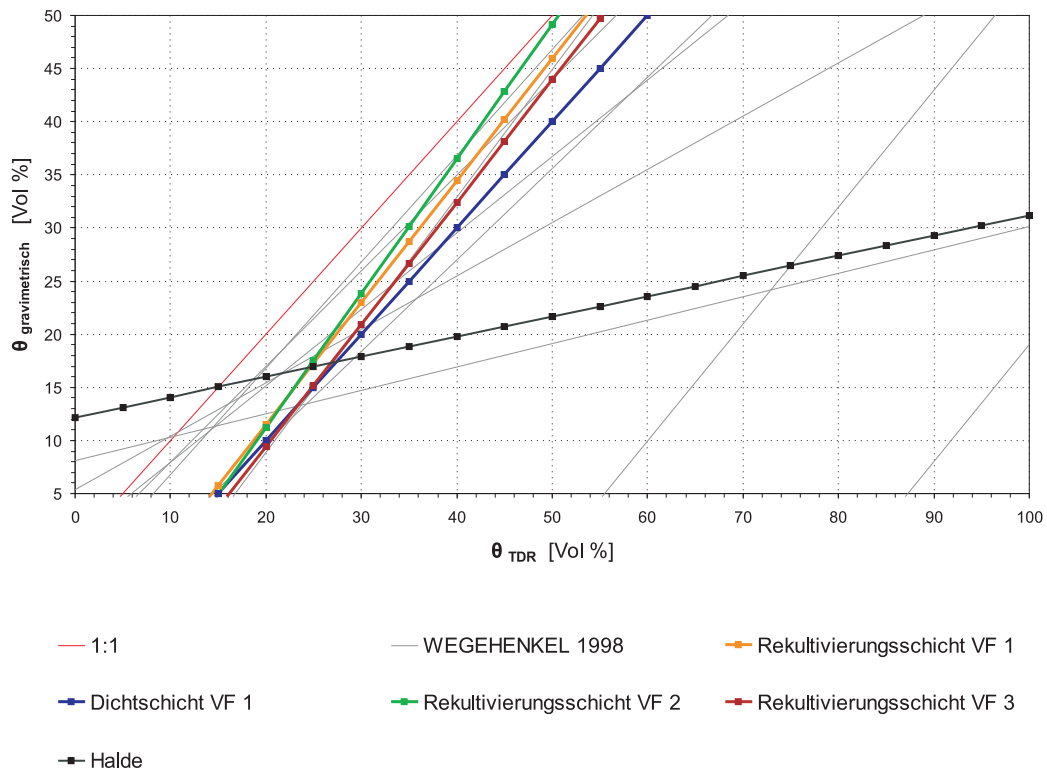


Abb. 4.21: Vergleich der für die Substrate der Versuchsanlage Lichtenberg ermittelten linearen Kalibrierkurven. Zusätzlich von [WEGEHENKEL \(1998\)](#) ermittelte Kalibrierfunktionen für TRIME-TDR-Sonden auf Sandböden.

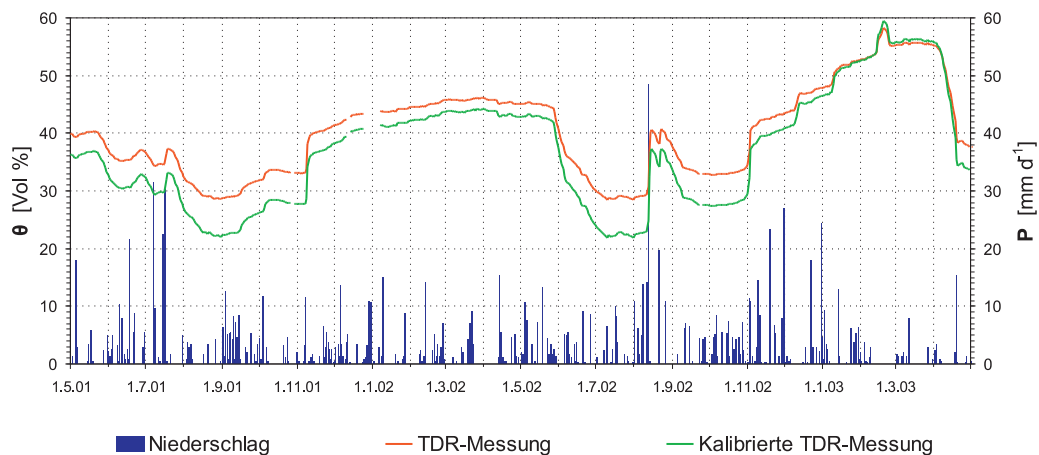


Abb. 4.22: Vergleich von unkorrigierter und mittels Kalibrierfunktion korrigierter TDR-Messung, VF 2, Substrat der Rekultivierungsschicht.

Ein Beispiel für die so erfolgte Korrektur der Feuchtemessungen zeigt Abb. 4.22; deutlich wird hieraus, daß sich durch die größere Steigung der Kalibrierfunktion gegenüber der 1 : 1-Geraden die Spannweite der Feuchtemessung erhöht. Die im Feld gemessenen hohen Feuchteniveaus von > 50 % konnten in den Laborversuchen trotz sehr langer Aufsättigungszeiten nicht reproduziert werden (vgl. Anmerkungen zur Feuchtemessung auf S. 151).

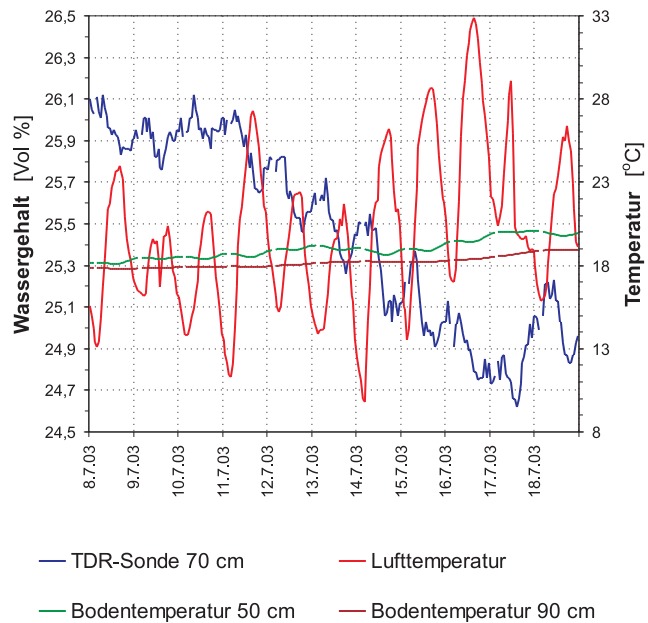


Abb. 4.23: Temperatur- und Wassergehaltmessungen (TDR-Sonde, Stundenmittelwerte) im Versuchsfeld 2, Juli 2003.

Bei den Feldmessungen mittels TDR-Sonden wurde bei Bedingungen mit sehr hohen Lufttemperaturamplituden ein leichter Tagesgang des TDR-Signals festgestellt (Abb. 4.23). Da eine einheitliche Temperaturkorrektur jedoch nicht möglich ist (STACHEDER 1996), wurde keine weitere Korrektur der Feuchtemeßreihen vorgenommen. Zudem wird bei der Verwendung von Tagesmittelwerten eine temperaturbedingte überlagernde Schwingung in der Meßreihe weitestgehend geglättet.

Bei der Erfassung der Bodenfeuchte über TDR-Messungen ist das sehr kleine effektive Probenvolumen der TDR-Sonden zu beachten, da im wesentlichen der Bereich um die Sondenstäbe gemessen wird. Eine genaue Quantifizierung des Meßvolumens hängt von der Stabgeometrie ab (vgl. ZEGELIN et al. 1992); Darstellungen des elektrischen Feldes zeigen, daß sich dieses bei Zweistabsonden vor allem um den Sondenstab befindet mit einem Kreisradius des halben Abstandes zwischen den zwei Stäben. Damit ist auch der Einfluß von Luftspalten oder Poren am Sondenstab groß. Eigene Versuche mit der TRIME-TDR-Sonde zum effektiven Radius der Bodenfeuchtemessung zeigten, daß bei einer stufenweisen Verkleinerung des Bodenvolumens um die Sonde herum erst ab einem Abstand von 2–3 cm vom Sondenstab ein Einfluß auf die Feuchtemessung zu beobachten ist. Von IMKO (2003) wird das effektive Meßvolumen als Zylinder um die Stäbe mit einem Radius von 1–2 cm und einer Länge von der Stabspitze bis 0,5–1 cm über das Stabende am Sondenchaft hinaus beschrieben. Einen ähnlich kleinen Einflußradius beschreiben BAKER u. LASCANO (1989), PETERSEN et al. (1995) und PERSSON u. BERNDTSSON (1998a) um die Sondenstäbe.

Versuche von GREGORY et al. (1995), ROTHE et al. 1997, VON WILPERT et al. (1998), KIM et al. (2000) und SIDDIQUI et al. (2000) zeigten, daß kleine, schon 1 mm breite Luftspalten an den Stäben durch Einbaufehler oder schrumpfende Böden zu einem starken Rückgang der Feuchtesignale führen. Durch das Einstechen der Sondenstäbe in den Boden wird außerdem die Dichte um den Sondenstab erhöht sowie das Porensystem am Kontakt Sondenstab-

Boden verändert, was ebenfalls die Messung beeinflusst. Die Methode ist damit sehr sensitiv auf die Einbaubedingungen hinsichtlich des Anschlusses der Sondenstäbe an die Bodenmatrix.

4.2.5 Bodentemperatur

Die Bodentemperatur wurde auf der Versuchsanlage mit Widerstandsthermometern bestimmt¹⁷. Es wurden Pt-100-Thermistoren eingesetzt (Hersteller: UGT), wobei die Sensoren in die installierten Druckaufnehmertensiometer integriert sind (zu den Meßtiefen vgl. Anlage Tab. A1). Die Genauigkeit der Thermistoren beträgt 0,2° C im Meßbereich -30 bis +50° C.

Die Meßdatenerfassung der Temperaturmessungen erfolgte elektronisch in Datenloggern, wobei der Meßwert im Minutentakt erfaßt wird und als Stundenstatistik (Mittelwert, minimaler und maximaler Meßwert) im Datenlogger gespeichert wird. Hier dargestellt ist der mittlere Tageswert (Median) mit Ausschluß von unplausiblen Meßwerten, bedingt durch technische Störungen.

4.2.6 Sauerstoffmessungen

Zur Bestimmung der Sauerstoffkonzentration in der Bodenluft wurden sogenannte Luftlanzen verwendet. Bei dieser Meßmethode wird eine Gasmenge durch ein dünnes Rohr an die Bodenoberfläche gesaugt und dort analysiert (zur Methodik der Bodengasmessung siehe auch RICHTER 1972b, THOMSON 1995, ULLOM 1995). Die verwendeten Edelstahl-lanzen (Hersteller: UGT) haben einen Innendurchmesser von 7 mm, sind am bodenseitigen Ende mit einem Edelstahl-Gewebefilter versehen (0,2 mm Maschenweite) und haben Längen zwischen 0,6 m und 4,5 m (vgl. Anlage Tab. A1).

Die Bodenluftlanzen wurden jeweils vertikal in den Boden eingebaut, die eigentliche Meßstelle dabei mit Sand verfüllt, um zusätzlich zum Gewebefilter ein Einschlämmen der Meßstelle zu verhindern. Der Kontakt Lanze-Boden wurde mit Bentonit abgedichtet.

Die Bestimmung der Sauerstoffkonzentrationen erfolgte mit einem tragbaren Abgas-Analysegerät (Hersteller: TESTO). Der Meßbereich der elektrochemischen Meßzelle reicht dabei von 0–25 Vol.-%, bei einer Genauigkeit von $\pm 0,8$ Vol.-%.

Ein Nachteil dieser Meßmethode ist das relativ große Gasvolumen, welches bis zu einer möglichen Analyse bis an die Bodenoberfläche gezogen werden muß, insbesondere bei großen Meßtiefen. Bei Lanzenlängen von 4,5 m beträgt das Totvolumen ca. 0,4 l, so daß der effektive Probenradius am Lanzenende mit der Meßtiefe zunimmt. Andererseits erlaubt diese Methode, an einer Meßstelle längere Zeitreihen der Gaskonzentrationen zu bestimmen.

¹⁷ Das Meßprinzip basiert auf der Temperaturabhängigkeit des elektrischen Widerstandes: Zur Messung wird dabei ein Leiter von einem Konstantstrom durchflossen und die Spannung registriert; bei einer Temperaturänderung wird der Spannungsabfall über den Leiter größer oder kleiner.

Vergleichsmessungen mit einem Verfahren, bei dem ein jeweils konstantes Bodenluftvolumen von 100 ml beprobt und gemessen wurde (Bodenluftsonde S-2387 Stitz, Dräger-Kurzzeitröhrchen Sauerstoff), zeigten gute Übereinstimmungen der Sauerstoffbestimmungen und gaben keine Hinweise auf mögliche methodischen Probleme der hier verwendeten Luftpflanzen-Beprobung (C&E 2004).

4.2.7 Hydraulische Leitfähigkeit

Die Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit der obersten Lagen der Abdeckungen erfolgte mittels Feldmessungen (neben den Laborbestimmungen, Kap. 4.3.1) bei Errichtung der Versuchsanlage und nach 4 Jahren im Winterhalbjahr 2004/2005 mittels des sogenannten Guelph-Permeameters (REYNOLDS u. ELRICK 1985 u. 1987, GÄTH et al. 1990, ELRICK u. REYNOLDS 1992). Bei dieser Methode wird in einem zylindrischen, unverrohrten Bohrloch die in den Boden versickernde Wassermenge bestimmt, wobei der Wasserstand im Bohrloch konstant gehalten wird.

Die Auswertung erfolgte unter Ansatz eines konstanten λ -Faktors zur Beschreibung des ungesättigten Flusses; die hydraulische Leitfähigkeit unter Feldsättigung ist damit bestimmbar als:

$$K_s = \frac{CAR}{2\pi H_z^2 + C\pi\beta^2 + \frac{2\pi H_z}{\lambda}} \quad (4.1)$$

	K_s	Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit [m s^{-1}],
	C	Proportionalitätsfaktor [-],
	A	Querschnittsfläche des Wasserreservoirs im Permeameter [m^2],
mit	R	Wasserstandsänderung im Permeameter [m s^{-1}],
	H_z	Wasserstandshöhe im Bohrloch [m],
	β	Bohrlochradius [m],
	λ	Textur- und Strukturparameter [m^{-1}].

Für den Textur- und Strukturparameter λ wurde dabei zur Berücksichtigung der unterschiedlichen kapillaren Leitfähigkeit für die relativ bindigen, wenig strukturierten Abdecksubstrate ein Wert von 4 m^{-1} , für das gröbere Haldenmaterial von 12 m^{-1} angesetzt (ELRICK u. REYNOLDS 1992).

4.2.8 Meteorologische Messungen

4.2.8.1 Wetterstation Lichtenberg

Die Wetterstation auf der Versuchsanlage Lichtenberg liegt in der Mitte des Versuchsfeldes 2 auf 304 m NN Höhe (Anlage A1). Die unmittelbare Umgebung ist flach bis mäßig geneigt und nach Nordwesten exponiert. Hier verwendet werden die Aufzeichnungen folgender Meßinstrumente:



Abb. 4.24: Niederschlagsmessung auf der Versuchsanlage Lichtenberg: (a) Bodengleiche Messung bis November 2001; (b) Vergrößerte Meßgrube ab Winterhalbjahr 2001/2002 und Sammler in 1 m Aufstellhöhe.

- Lufttemperatur, Luftfeuchte:** Kombiniertes Luftfeuchte-/Temperatursensor (Hersteller: Mela) in Thermometerhütte 2 m über Grund; Pt-100 Widerstands-Meßfühler mit einer Genauigkeit $\pm 0,15$ K, Meßbereich $-30 \dots +70^\circ$ C; kapazitives Feuchte-Meßelement mit einer Genauigkeit von ± 2 % relativer Feuchte und einem Meßbereich von $0 \dots 100$ %.
- Globalstrahlung:** Pyranometer CM 3 (ISO-Klassifikation Second Class) zur Messung der Globalstrahlungsintensität im Bereich von ca. $300 \dots 3000$ nm Wellenlänge (Hersteller: Kipp&Zonen), Empfindlichkeit $10 \dots 35 \mu\text{V W}^{-1} \text{m}^{-2}$ (Temperaturabhängigkeit 6 % bei $-10 \dots +40^\circ$ C), Neigungsfehler $< \pm 2$ %.
- Niederschlag:** Niederschlagsgeber mit 200 cm^2 Auffangfläche (Hersteller: Seba), Kippwaage (1 Impuls: 0,1 mm Niederschlagshöhe), Trichterheizung zum Abtauen fester Niederschläge. Aufstellhöhe 1 m und 0 m in Meßgrube. Der Sammler in 1 m Aufstellhöhe war von Beginn der Messungen an beheizt, der Sammler in 0 m Aufstellhöhe vom 26.11.2001 an. Zu diesem Zeitpunkt wurde auch die Meßgrube für den bodengleichen Sammler, welche bis dahin bündig an den Auffangtrichter des Sammlers heranreichte, erheblich vergrößert (Bauart nach [DWD 2000](#), Abb. 4.24), so daß ab dem Winterhalbjahr 2001/2002 eine Störung der Messung durch Schneedrift ausgeschlossen werden kann.
- Windmessung:** Windfahne für die Messung der Windrichtung und Anemometer zur Messung der Windgeschwindigkeit (Hersteller: Vaisala), Meßhöhe 10 m; Meßbereich Windgeschwindigkeit $0,4 \dots 75 \text{ m s}^{-1}$ mit einer Genauigkeit von $\pm 0,17 \text{ m s}^{-1}$, Meßbereich Windrichtung $0 \dots 360^\circ$ mit einer Genauigkeit von $< \pm 3^\circ$.
- Luftdruck:** Barogebter PTB 100A (Hersteller: Vaisala), Meßbereich $800 \dots 1060 \text{ hPa}$, Genauigkeit $\pm 0,3 \text{ hPa}$.

4.2.8.2 Interzeption

Die Interzeption, also der Teil der Evapotranspiration, welcher von den benetzten Pflanzenoberflächen verdunstet, läßt sich indirekt als Differenz zwischen Freiland- und Bestandsniederschlag bestimmen. Der Bestandsniederschlag setzt sich dabei aus dem zwischen den Pflanzen durchfallenden Niederschlag und dem von benetzten Pflanzenoberflächen abtropfenden Niederschlag (Kronendurchlaß) sowie dem Stammabfluß zusammen. Diese indirekte Bestimmung der Interzeption wird seit Ende des 19. Jhd. in der Waldhydrologie eingesetzt (z.B. [HORTON 1919](#)); direkte Bestimmungen der Verdunstung von benetzten Pflanzenoberflächen sind, wie die in Kap. 4.4.5 genannten direkten Meßverfahren der ET_P , sehr aufwendig (z.B. [STEWART 1977](#)).

Da, bedingt durch das sehr heterogene Muster der Vegetationsbestockung in einem Pflanzenbestand, auch der Bestandsniederschlag kleinräumig stark variieren kann, muß für eine solche indirekte Messung entweder eine hohe Zahl von Parallelbestimmungen oder eine ausreichend große Meßfläche verwendet werden. In vielen Untersuchungen werden deshalb entweder relativ kleine Niederschlagssammler (100–200 cm² Auffangfläche) in hoher Anzahl zufällig oder systematisch in einem Bestand aufgestellt (z.B. [BRECHTEL 1965](#), [GERMANN 1975](#), [CALHEIROS DE MIRANDA u. BUTLER 1986](#), [WHELAN u. ANDERSON 1996](#), [BLATTNER 1999](#), [TEICHERT et al. 1999](#)). Eine andere Möglichkeit ist die Messung mit wenigen Sammlern (z.B. Rinnen oder Wannen), aber mit jeweils, gegenüber Standardniederschlagssammlern, wesentlich größerer Auffangfläche, die den heterogenen Bestandsniederschlag erfassen kann (Meßfläche bis einige m², z.B. [DELFS 1955](#), [EIDMANN 1959](#), [GRUNOW 1965](#), [ROGERSON u. BYRNES 1968](#), [WEIHE 1976](#), [SCHROEDER 1984](#)). [GRUNOW \(1965\)](#), [WEIHE \(1976\)](#) und [MAHENDRAPPA u. KINGSTON \(1982\)](#) haben beide Methoden verglichen und fanden jeweils eine gute Übereinstimmung der Bestandsniederschlagsmessungen von einzelnen Sammlern und großen Wannen.

Zur Bestimmung des Interzeptionsverlustes von Nadelwald wurden im Jahr 2001 Untersuchungen auf der Südwesthalde begonnen (ca. 9 km von der Versuchsanlage Lichtenberg entfernt, Betriebsgelände der Wismut GmbH, Betriebsteil Seelingstädt, vgl. Karte S. 50). Hierzu wurde in einer Fichtenschonung der Bestandsniederschlag und am ca. 50 m entfernten Waldrand der Freilandniederschlag bestimmt.

Die Erfassung des Kronendurchlasses erfolgte auf einer effektiven Fläche von 1 m², wobei die Meßfläche gewinkelt in zwei Teilsammlern von je 0,17 m x 0,3 m zwischen den Baumreihen angeordnet ist (Abb. 4.25). Der Fichtenbestand weist ein Alter von ca. 15 a auf, die mittlere Höhe beträgt 5–8 m, der durchschnittliche Baumabstand ca. 1–2 m.

Die Niederschlagserfassung erfolgte über einen Kippzähler mit 100 ml Volumen. Die Rinne wurde über Thermolemente im Winter beheizt. Der Freilandniederschlag wurde analog der technischen Ausrüstung der Station Lichtenberg mit einem Niederschlagsgeber mit 200 cm² Auffangfläche in einer Meßgrube (Messung bodengleich) erfaßt (Hersteller: Seba, Kippwaage mit 1 Impuls: 0,1 mm Niederschlagshöhe, Trichterheizung zum Abtauen fester Niederschläge).

Nach einer ersten Auswertung der Interzeptionsmessungen zeigte sich, daß

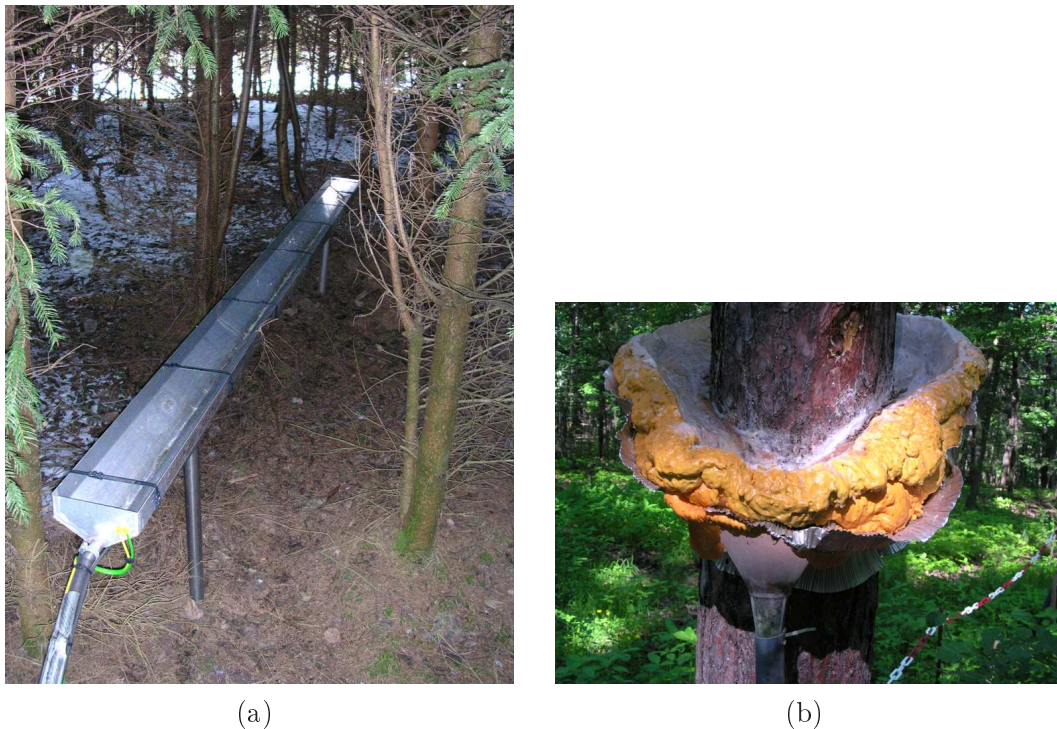


Abb. 4.25: Waldhydrologische Messungen: (a) Messung des Kronendurchlasses, Südwesthalde Seelingstädt ($0,5 \text{ m}^2$ Interzeptionsrinne) und (b) Messung des Stammabflusses, IAA Helmsdorf, Crossen.

die Rinnen sehr ungünstig aufgestellt waren, was zu einer sehr hohen Zahl von Niederschlagsereignissen mit negativer Interzeption (DELFS 1958) führte, also Niederschlägen mit höherem Kronendurchlaß als Freilandniederschlag. Grund war eine Überrepräsentanz von Traufbereichen auf der Meßfläche der Rinnen, da diese parallel mittig zu den Baumreihen aufgestellt waren. Im September 2002 wurden die Rinnen schräg zu den Baumreihen neu plaziert, so daß alle Kronenbereiche erfaßt wurden und eine bessere Repräsentanz des heterogenen Kronendurchlasses erreicht wurde.

Die Datenerfassung der Niederschlagsmessungen erfolgte elektronisch in Datenloggern mit Aufzeichnung als Stundensumme sowie maximalem Niederschlag pro Minute. Für beide Sammler wurde der Niederschlag um den Benetzungsfehler korrigiert (Kap. 4.2.8.4).

Viele Untersuchungen zur Interzeption zeigen, daß der Stammabfluß nur einen geringen Anteil am gesamten Bestandsniederschlag ausmacht ($< 1 \%$ bis ca. 5% , vgl. DELFS 1958, ROTHACHER 1963, ROGERSON u. BYRNES 1968, HEUVELDOP et al. 1972, SCHROEDER 1984, CALHEIROS DE MIRANDA u. BUTLER 1986, JOHNSON 1990, VIVILLE et al. 1993, GOWER et al. 1995). Vereinzelt wurde jedoch auch von wesentlich höheren Stammabflußwerten berichtet, wobei insbesondere an Gehölzen mit relativ glatter Stammoberfläche, Rinde mit niedriger Benetzungskapazität oder mit günstiger Astanordnung am Stamm wie z.B. der Buche Stammabflüsse bis zu ca. 20% auftreten können (HOOVER et al. 1953, EIDMANN 1959, VOIGT 1960, VOIGT u. ZWOLINSKI 1964, ZELENÝ 1969, BRECHTEL 1970, WEIHE 1979, AUSSENAC u. BOULANGÉAT

1980, BROCKMANN u. BRECHTEL 1985b, NEAL et al. 1991 u. 1993, CHANG u. MATZNER 2000).

Aus den genannten Untersuchungen wird deutlich, daß bei den hier für eine Waldnutzung relevanten Vegetationsszenarien (Nadelwald oder Mischwald mit hohem Nadelbaumanteil) der Stammabfluß eine untergeordnete Rolle spielen wird, ein Einfluß jedoch nicht auszuschließen ist. Zur Prüfung wurde deshalb der Stammabfluß an 4 Einzelbäumen (Kiefer) in einem Mischwaldbestand nahe der Industriellen Absetzanlage Helmsdorf gemessen (ca. 23 km von der Versuchsanlage Lichtenberg entfernt, Betriebsgelände der Wismut GmbH, Betriebsteil Crossen, vgl. Karte S. 50). Hierzu wurden Auffangmanschetten in 2 m Höhe um die Baumstämme angebracht, mit einem Abfluß versehen und in ein Auffanggefäß geführt (Abb. 4.25). Die Mengenerfassung erfolgte durch wöchentliche Ausliterung.

4.2.8.3 DWD-Station Gera-Leumnitz

Die Station Gera-Leumnitz des Deutschen Wetterdienstes (DWD) liegt am Ostrand von Gera auf 311 m NN Höhe. Die unmittelbare Umgebung ist eben, nach Südwesten exponiert. Hier verwendet werden die Aufzeichnungen folgender Meßinstrumente:

- **Lufttemperatur, Luftfeuchte:** Kombiniertes Luftfeuchte und Lufttemperatursensor Rotronic-MP101A; Pt-100 Widerstands-Meßfühler in Thermometerhütte 2 m über Grund.
- **Sonnenscheindauer:** Sonnenscheinsensor Siggelkow-SONI e2;
- **Niederschlag:** Tropfenzähler/Niederschlagsmengenähler NG 200, Auflösung 0,1 mm, Meßhöhe 1 m; Niederschlagsart durch Augenbeobachtung.
- **Windmessung:** Elektronisches Universal-Windmeßgerät WMG-201, Meßhöhe 12 m.

Wenn, wie hier in Kap. 5.1.1 in der Darstellung des Witterungsverlaufes, oder in Kap. 4.4.8 in der Ableitung von Langfristszenarien der atmosphärischen Randbedingungen der hydrologischen Modellierung, die Daten der Station Lichtenberg mit den langjährigen mittleren Werten der Station Gera-Leumnitz verglichen oder mit den Langzeitreihen ergänzt werden, so sind diese zwei Stationen hinsichtlich systematischer Abweichungen zu prüfen. Beide Stationen liegen auf fast gleicher Höhe und sind voneinander etwa 4,5 km entfernt. Die mikroklimatische Situation beider Stationen ist dagegen etwas unterschiedlich: Die Lichtenberger Station liegt weit außerhalb von bebautem Gebiet auf einem leicht geneigten Hang mit aufwachsender Vegetation, die Station Gera dagegen in Stadtrandnähe auf einer ebenen Grasfläche eines Sportflughafengeländes.

In Abb. 4.26 sind die mittleren Temperaturabweichungen beider Stationen im Untersuchungszeitraum aufgeführt. Die Lichtenberger Station zeigt systematisch höhere mittlere Lufttemperaturen (von im Mittel 0,6 ° C), wobei die

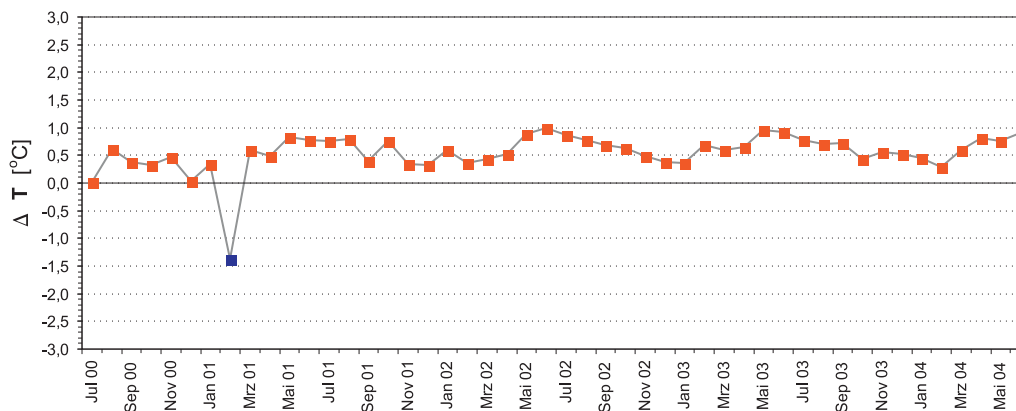


Abb. 4.26: Differenz der Monatsmittel der Lufttemperatur der DWD-Station Gera-Leumnitz und 4,5 km entfernten Versuchsanlage Lichtenberg ($T_{Li} - T_{Gera}$). Jeweils Mittelwert der vier Terminwerte.

Abweichung im Untersuchungszeitraum leicht zunimmt. Auch die Luftfeuchte zeigt eine systematische Abweichung von im Mittel $-2,1\%$. Nur im Zeitraum Februar 2001 wurden tiefere Temperaturen registriert; hier kann vermutet werden, daß ein auf kurzer Entfernung differenzierter Auf- bzw. Abbau einer Schneedecke zu hohen Abweichungen der mikroklimatologischen Verhältnisse geführt hat, da Fehlmessungen nach Prüfung der Einzelwerte ausgeschlossen werden können.

Die systematische Abweichung ist nicht auf eine unterschiedliche Mittelwertsbildung zurückzuführen, da sowohl bei Vergleich der Lichtenberger Mittelwerte aus den gesamten Einzelmessungen des Tages als auch bei einer Mittelwertsbildung analog DWD aus den vier (bzw. drei, letzter Terminwert wird doppelt verwendet) Terminwerten diese systematische Abweichung zur DWD-Station auftritt. Nicht auszuschließen ist ein geringer Einfluß der verschiedenen Abschirmung des Sensors, da in Gera-Leumnitz eine relativ große sogenannte englische Wetterhütte verwendet wird, auf der Station Lichtenberg jedoch eine wesentlich kleinere Lamellenschutzhütte.

Da sich die Windgeschwindigkeiten beider Stationen kaum unterscheiden (mittlere Windgeschwindigkeit Gera: $4,2 \text{ m s}^{-1}$ in 12 m, Lichtenberg: $3,7 \text{ m s}^{-1}$ in 10 m) und auch die geringe Neigung des Versuchshanges nicht einen wesentlich höheren Strahlungsgenuß und damit eine deutlich höhere Erwärmung der Bodenoberfläche und der bodennahen Luft erwarten läßt, sind die wärmeren Bedingungen vermutlich auf mikroklimatischen Verhältnisse auf dem Versuchshang und der Umgebung der Versuchsanlage zurückzuführen, also einen „Oaseneffekt“ im Tagebaumfeld (vgl. auch Diskussion auf S. 170).

Die großen Brachflächen in der Umgebung (Tagebau Lichtenberg, Absetzerhalde, Nordhalde) mit ihrer dunklen Gesteinsfarbe erwärmen sich bei Sonneneinstrahlung sehr stark, was zu einer höheren Erwärmung der bodennahen Luft in der Umgebung der Versuchsanlage gegenüber dem Freiland führt (vgl. Ergebnisse der Bodentemperatur, Kap. 5.1.2). Ein Indiz hierfür ist die Zunahme der Abweichung mit der Höhe der Lufttemperatur ($r = 0,37$) und der Globalstrahlung ($r = 0,43$) sowie der saisonale Trend in der Abweichung mit höheren Werten im Sommerhalbjahr (Sommerhalbjahre: $0,7^\circ \text{ C}$, Winter-

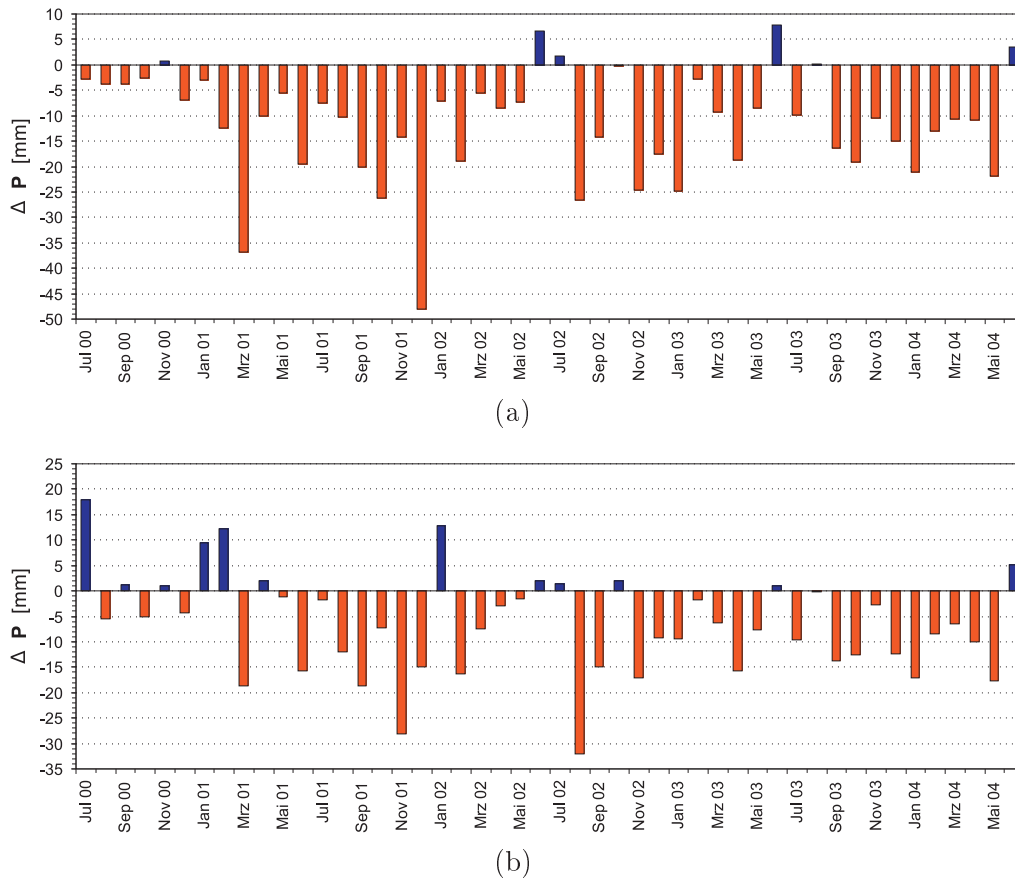


Abb. 4.27: Differenz der Niederschläge, Lichtenberg und Gera-Leumnitz: (a) Differenz der Monatssummen der unkorrigierten Niederschläge ($P_{Li} - P_{Gera}$), Lichtenberg Sammler 1 m Aufstellhöhe und Gera-Leumnitz, Sammler 1 m Aufstellhöhe; (b) Differenz der jeweils „bodengleich“ korrigierten Niederschläge (Monatssummen $P_{Li} - P_{Gera}$).

halbjahre: $0,4^\circ \text{C}$). Ab dem Frühjahr 2001 kann auch ein Einfluß der höheren Krautschicht sowie der Forstpflanzung auf das bodennahe Windfeld und -profil vermutet werden, welches zu einem reduzierten Luftaustausch auf der Versuchsfläche und damit zu bodennah höheren Lufttemperaturen führt.

In der Abb. 4.27 sind die Abweichungen der Niederschlagsmessungen der Station Gera-Leumnitz und Lichtenberg im Untersuchungszeitraum aufgeführt. Vergleicht man die jeweils korrigierten Messungen, so zeigt sich insgesamt eine deutlich niedrigere Niederschlagssumme von $-11,6\%$ auf dem Versuchshang im Gesamtzeitraum (-318 mm). Daß diese Abweichung nicht durch unterschiedliche Korrekturansätze verursacht wird, zeigt der Vergleich der zwei unkorrigierten Sammler in 1 m Aufstellhöhe, die eine noch höhere Differenz von -24% bzw. -556 mm aufweisen.

Bei Ausschluß von tatsächlich abweichenden mittleren Gebietsniederschlägen muß hier ein Einfluß des bodennahen Windfeldes durch die aufwachsende Vegetationsschicht sowie eine leicht windgeschütztere Lage des Versuchshanges angenommen werden, welches einen hohen Einfluß auf die Niederschlagsbestimmung hat. So wiesen die zwei in Lichtenberg nebeneinander installierten

Sammler im selben Zeitraum eine um 16 % abweichende Messung auf, nur bedingt durch die unterschiedliche Lage im bodennahen Windfeld (Kap. 4.2.8.4). Aus Untersuchungen von [KLOTZ et al. \(2001\)](#) zur kleinräumigen Variabilität der Niederschlagsbestimmung auf hydrologischen Meßfeldern ist bekannt, daß auch bei baugleichen Sammlern und gleichartiger Aufstellung Abweichungen von < 5 % der wöchentlichen, und bis < 2 % der jährlichen Niederschlagssummen auftreten können bei Entfernungen der Sammler von nur wenigen Metern. Bei größeren Abständen von ca. 100 m der Sammler zueinander wurden jährliche Abweichungen von 10 % registriert.

Als Fazit des Vergleichs kann festgestellt werden, daß die meteorologischen Messungen am Hang der Versuchsanlage Lichtenberg durch die mikrometeorologischen Bedingungen der aufwachsenden Vegetation gering beeinflusst sind. Die abweichenden Temperaturen am Versuchshang sind nicht methodenbedingt, sondern spiegeln die tatsächlichen Bedingungen am Versuchshang wider (Oaseneffekt, Vegetation am Versuchshang). Für die abweichenden Niederschlagsmessungen kann eine methodenbedingte leichte Unterschätzung für den Untersuchungszeitraum nicht ausgeschlossen werden, welche zwar die Verhältnisse am Versuchshang widerspiegeln, den Gebietsniederschlag jedoch leicht unterschätzen können. Für die Untersuchung wird dieses jedoch als nicht problematisch eingeschätzt, da die meteorologischen Ergebnisse im Untersuchungszeitraum für die Bewertung der bodenhydrologischen Prozesse sowie die Kalibrierung der Modelle am Untersuchungshang verwendet werden, für eine Übertragung auf eine höhere Raum- und Zeitskala jedoch die langjährigen Reihen der Station Gera-Leumnitz verwendet werden. Zudem erfolgte die Kalibrierung für Zeiträume des Winterhalbjahres, für die eine Beeinflussung der Niederschlagsmessung durch die Vegetationsdecke als sehr gering einzuschätzen ist.

4.2.8.4 Niederschlagskorrektur

Die Bestimmung des Niederschlages und damit der Eingangsgröße der Wasserhaushaltsbilanz ist mit einer Reihe von methodischen Schwierigkeiten verbunden. Neben der Problematik der Ableitung eines Gebietsniederschlages aus einzelnen punktuellen Messungen ist schon die eigentliche Messung des Stationsniederschlages mit erheblichen systematischen Fehlern behaftet, welche in Summe unter ungünstigen Meßbedingungen (hohe Windexponiertheit, Winterhalbjahr) zu einer Unterschätzung der wahren Niederschläge von bis zu > 50 % führen können ([LARSON u. PECK 1974](#), [SEVRUK 1983](#), [SOKOLLEK u. HAAMANN 1986](#), [RICHTER 1995](#)).

Für die Betrachtung von lokalen Wasserbilanzen ist damit aufgrund der möglichen Größe der relativen Fehler eine Berücksichtigung der Korrektur der Stationsniederschlagsmessungen zwingend notwendig ([SOKOLLEK 1986](#), [MANIAK u. WORRESCHK 1989](#), [SOKOLLEK et al. 1989](#)). [RICHTER \(1995\)](#) gibt für Deutschland den Niederschlagsmeßfehler für Hellmann-Sammler im Jahresmittel mit 8 % bis 18 % an, [ALLERUP u. MADSEN \(1980\)](#) für Dänemark zwischen 12 % bis 20 % im Jahresmittel. Für die DDR ermittelten [GÜNTHER u. RICHTER \(1986\)](#) einen mittleren Fehler von 12 % bis 18 % im Gesamtjahr und 6 %

Tab. 4.2: Hauptkomponenten des systematischen Fehlers der Niederschlagsmessung (nach SEVRUK 1986a).

	Fehler	Größenordnung
ΔP_1	Aerodynamischer Fehler	2–10 % (10–50 % bei Schnee)
ΔP_2	Benetzungsfehler Trichter	2–10 %
ΔP_3	Benetzungsverlust Meßgefäß	0–4 %
ΔP_4	Verdunstungsverlust	1–2 %
ΔP_5	Rückprallfehler	-
ΔP_6	Schneedrift	-

bis 11 % im hydrologischen Sommerhalbjahr (GÜNTHER 1986); ähnlich hohe Abweichungen von bis zu 18 % wurden von SOKOLLEK u. HAAMANN (1986) festgestellt.

Der Fehler der Niederschlagsmessung wurde von SEVRUK (1981, 1982, 1987, 1989b) umfassend untersucht; er läßt sich prinzipiell auf die Summe der systematischen Teilfehler ΔP_1 bis ΔP_6 zurückführen (Tab. 4.2) sowie den eigentlichen Meßfehler, hervorgerufen insgesamt durch drei Fehlerquellen (VISCHER u. SEVRUK 1975):

- Fehler beim Auffangvorgang: Hinein- und Herausspritzen von Regentropfen (Rückprallfehler), Veränderung des Windfeldes bei nichtbodengleicher Aufstellung (Zunahme der Windgeschwindigkeit mit Aufstellungshöhe und Veränderung des Windfeldes durch die Meßapparatur selbst), Schneedrift (Einwehung und Ausblasung), Haftwasserverlust am Auffangtrichter.
- Fehler bei der Speicherung: Verdunstung aus dem Sammelgefäß, Haftwasserverlust oder Kondensation an der Sammelkanne.
- Fehler beim eigentlichen Meßvorgang.

Werden die Niederschlagssammler in 1 m Höhe aufgestellt (wie bei vielen meteorologischen Messungen), so macht der durch das Windfeld verursachte Fehler (MUELLER u. KIDDER 1972) den größten Anteil am Gesamtfehler aus. Durch die Wahl des Meßplatzes sowie durch Optimierung von Geräteparametern können die systematischen Fehler minimiert, jedoch nicht völlig aufgehoben werden.

Der Windfehler läßt sich durch eine bodengleiche Aufstellhöhe des Auffanggefäßes minimieren; die Ermittlung des windbedingten Fehlers an einem Meßort kann durch eine Parallelmessung von bodengleicher und Standardaufstellung erfolgen.

An Standorten mit hochaufgelösten Messungen der Teilglieder der Wasserbilanz mittels wägbarer Lysimeter ist die Bestimmung des bodengleich gefallenen Niederschlags als Restglied der Wasserbilanz möglich. So ermittelten LOUGEAY (1976) und HELLEKES (1985) aus der Wasserbilanz Abweichungen zu den in 1 m aufgestellten Niederschlagssammlern von etwa 10 %.

Die hier verwendeten Meßreihen der meteorologischen Stationen Lichtenberg, Seelingstädt (Bestands- und Freilandniederschlag) und Gera-Leumnitz sind jeweils mit unterschiedlichen Niederschlagssammlern ausgestattet. Daneben unterscheidet sich bei allen Stationen die Anzahl der für eine mögliche Korrektur erfassten notwendigen meteorologischen Parameter sowie die Aufzeichnungsintervalle. Aufgrund dieser Heterogenität der Datenlage wird deshalb hier – je nach Verfügbarkeit von Stations- und meteorologischen Daten – ein individueller Korrekturansatz verwendet. Hierbei wird versucht, für jede Station mit dem bestmöglichen Korrekturansatz den bodengleich gefallenen Niederschlag P_K zu ermitteln.

Im Einzelnen wurden folgende Korrekturen durchgeführt:

a. **Wetterstation Versuchsanlage Lichtenberg:**

Die Meßreihe des bodengleichen Niederschlagssammlers wurde nur um den Benetzungsfehlers des Sammeltrichters korrigiert; der aerodynamische Fehler ist durch die Aufstellung des Sammelgefäßes minimiert, der Benetzungs- und Verdunstungsverlust des Sammelgefäßes kann bei der Messung durch Kippwaagen vernachlässigt werden.

Die hier verwendete Korrektur des Haftwasserverlustes des Auffangtrichters geht auf Messungen von [SEVRUK \(1974\)](#) an Hellmann-Sammlern zurück, welcher einen mittleren Verlust von 0,15 mm pro Niederschlagsereignis angibt bei einer Abtrocknungsdauer in den Sommermonaten von < 1 h, im April und Mai von < 2 h.

Da hier der Niederschlagssammler ab Ende November 2001 in den Wintermonaten beheizt betrieben wird, kann generell von einer Abtrocknungsdauer von < 1 h ausgegangen werden, so daß der Auffangtrichter beim nächsten Niederschlagsereignis trocken ist und jeweils der volle Haftwasserverlust wirksam wird. Für den Winter 2000/2001 wird für kurze Abtrocknungszeiten von < 2 h die halbe Haftwassermenge für ΔP_2 angesetzt, um eine Restfeuchte des Auffangtrichters zu berücksichtigen. Damit gilt hier als Korrekturansatz für den bodengleichen Sammler:

$$\Delta P = \Delta P_2 \quad \text{und} \quad P_K = P + \Delta P \quad (4.2)$$

mit

$$\Delta P_2 = 0,15 \text{ mm} \quad (4.3)$$

je Niederschlagsereignis; im Winterhalbjahr 2000/2001 bei einer Abtrocknungsdauer von < 2 h:

$$\Delta P_2 = 0,075 \text{ mm} \quad (4.4)$$

Für den Niederschlagssammler in 1 m Aufstellhöhe wurde in gleicher Weise der Benetzungsverlust nach Gl. 4.3 berechnet (der Sammler war von Beginn der Meßreihe an beheizt, so daß generell von Abtrocknungszeiten < 1 h ausgegangen werden kann). Wie für den bodengleichen Sammler werden die Fehler ΔP_3 bis ΔP_6 vernachlässigt. Der windbedingte Fehler

Tab. 4.3: Berechnete Benetzungsverluste der beiden Niederschlagssammler Lichtenberg, 1.7.2000–30.6.2004 nach Gl. 4.3 und 4.4, 1 m Aufstellhöhe: $n = 580$, 0 m Aufstellhöhe: $n = 632$.

		Nov	Dez	Jan	Feb	Mär	Apr			
1 m	[mm]	12,0	9,3	11,3	8,9	11,4	11,1			
	[%]	6,6	11,9	14,5	13,3	10,8	15,5			
0 m	[mm]	12,9	11,3	13,8	12,5	12,2	12,7			
	[%]	6,4	9,5	9,1	10,3	8,8	12,3			
		Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	<i>Jahr</i>		
1 m	[mm]	15,6	15,5	15,5	9,2	14,9	17,3	151,7		
	[%]	8,6	8,1	6,3	4,1	6,2	13,7	8,5		
0 m	[mm]	16,4	16,5	15,8	8,7	15,3	15,6	163,6		
	[%]	7,7	8,4	5,9	3,7	6,0	9,4	7,6		

ΔP_I ergibt sich als Differenz zwischen dem Sammler in 1 m Aufstellhöhe und dem bodengleich installierten.

Die so berechneten bzw. gemessenen Fehler für die Station Lichtenberg im Zeitraum 7/2000–6/2004 sind in den Tabellen 4.3 und 4.4 aufgeführt. Beide Fehler sind in einer Größenordnung, wie sie in der angeführten Literatur und in Tab. 4.2 genannt werden, wobei entsprechend der wind-exponierten Lage der Station vor allem der Fehler ΔP_I mit 386 mm bzw. 16 % relevant ist. Der aerodynamische Fehler zeigt einen deutlichen Jahresgang (Abb. 4.28) mit Werten < 10 % im Sommer und bis zu > 40 % in den Wintermonaten, was auf die besonders hohen Differenzen in den Messungen der zwei Sammler bei festem Niederschlag zurückzuführen ist.

Da bei einzelnen Niederschlagsereignissen auch Messungen auftraten, bei denen der Sammler bodengleich eine niedrigere Niederschlagsmenge verzeichnete (vgl. Abb. 4.28 und in Abb. 4.29 positiver Bereich für ΔP), sind auch „negative Windfehler“ möglich und in Tab. 4.4 für die Sommermonate ausgewiesen. Möglicherweise sind diese Ereignisse durch einen höher gewachsenen Bewuchs um den bodengleichen Sammler bedingt, so daß hierdurch die aufgefangene Niederschlagsmenge reduziert wurde. Die hohe negative Abweichung im November 2001 ist vor allem auf ein einzelnes Niederschlagsereignis am 8–9.11 zurückzuführen, bei dem ein starker Temperaturabfall zu einer Vereisung des Sammlers führte, welcher zu diesem Zeitpunkt noch nicht beheizt war.

Die hohen positiven Abweichungen im Winterhalbjahr 2000/2001 (vor allem Februar 2001) können auch teilweise durch Schneedrift in den bodengleichen Sammler bedingt sein, für die nachfolgenden Wintermonate kann das jedoch ausgeschlossen werden (Umbau der Meßgrube, vgl. Kap. 4.2.8.1), so daß hier nachfolgend von tatsächlichen Abweichungen > 40 % auszugehen ist.

Die Abweichung ändert sich im Untersuchungszeitraum nicht mit der

Tab. 4.4: Gemessener Windfehler Niederschlagssammler Lichtenberg (Differenz der Stundensummen der Niederschlagssammler bodengleich und in 1 m Aufstellhöhe, korrigiert jeweils um den Benetzungsfehler), 1.7.2000–30.6.2004; P_g : Gesamt, $n = 528$, P_f : Flüssig: $n = 334$, P_m : Fest und Mischniederschlag: $n = 194$.

		Nov	Dez	Jan	Feb	Mär	Apr	
P_g	[mm]	20,1	42,3	77,4	57,6	34,0	33,1	
	[%]	9,2	24,9	45,5	43,3	20,1	27,6	
P_f	[mm]	24,7	20,1	24,5	29,9	1,5	15,5	
P_m	[mm]	-4,6	22,3	52,8	27,7	32,5	17,7	
		Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Jahr
P_g	[mm]	30,8	5,3	23,3	6,2	18,1	37,9	386,1
	[%]	13,5	2,5	7,8	2,6	6,5	20,9	16,0
P_f	[mm]	16,4	8,6	23,1	5,7	18,0	39,8	227,8
P_m	[mm]	14,5	-3,4	0,2	0,5	0,1	-1,9	158,3

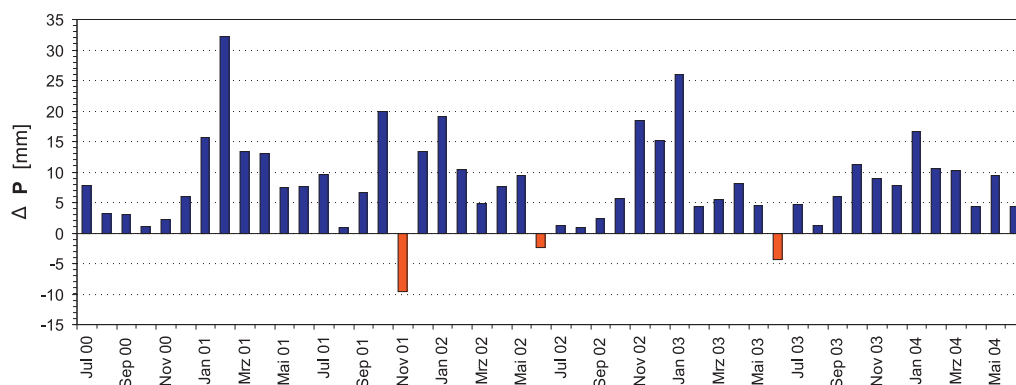


Abb. 4.28: Gemessener Windfehler als Differenz von Niederschlagssammler in 1 m Aufstellhöhe zu bodengleicher Messung, Abweichung der Monatssummen des Niederschlages auf der Versuchsanlage Lichtenberg (korrigiert um Benetzungsfehler).

Windgeschwindigkeit (keine Korrelation von Windgeschwindigkeit und ΔP , $r = -0,08$ für flüssigen Niederschlag, $r = -0,14$ für festen Niederschlag, in Abb. 4.29 für festen Niederschlag gezeigt), die Abweichungen treten gleichermaßen auch bei niedrigen Windgeschwindigkeiten auf. Eine Korrektur des aerodynamischen Fehlers in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit, wie von DAHLSTRÖM (1986) und GUO et al. (2001) durchgeführt, ist hier also nicht möglich.

b. Wetterstation Südwesthalde (Interzeptionsmeßplatz):

Entsprechend dem Ansatz nach Gl. 4.2 wurde für den Bestandsniederschlagssammler der Benetzungsfehler korrigiert, unter der Annahme, daß der Windfehler durch die geschützte Lage in der Fichtenschonung vernachlässigbar klein ist. Für den bodengleich installierten Freilandsammler ist ebenso nur der Benetzungsfehler relevant. Die Korrektur erfolgte

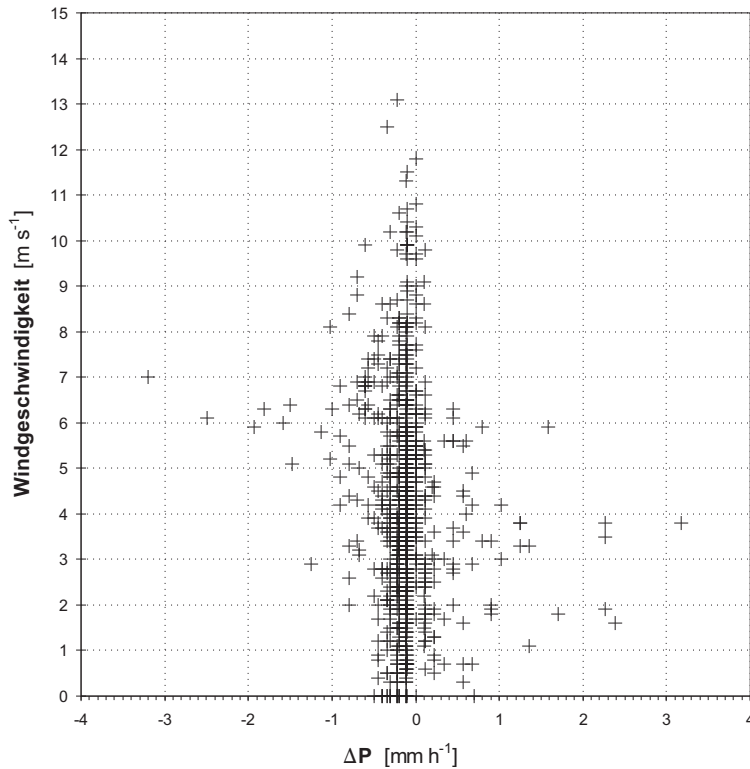


Abb. 4.29: Gemessener Windfehler als Differenz von Niederschlagsammler in 1 m Aufstellhöhe zu bodengleicher Messung, in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit. Niederschlagstage mit Niederschlagsart „fest“ und Mischniederschlag, Station Lichtenberg, nicht um Benetzungsfehler korrigierte Stundensummen ($n = 791$).

hier für beide beheizte Sammler nach Gl. 4.3 je Niederschlagsereignis, für den Bestandsniederschlagsammler für kurze Abtrocknungszeiten nach Gl. 4.4, da hier die Heizung auf größeren Abschnitten der Interzeptionsrinne nicht zu einem vollständigen Abtauen des festen Niederschlages führte, so daß hier bei kurzen Zeitintervallen zwischen Niederschlagsereignissen eine Restfeuchte der Auffangfläche angenommen werden kann.

c. **DWD-Station Gera-Leumnitz:**

Es wurde das Korrekturverfahren nach RICHTER (1995), Gl. 4.5, unter Verwendung täglicher Niederschlagsdaten (Niederschlagssumme und -art) sowie des Parametersatzes für den Stationstyp „freie Stationslage“ angewendet:

$$\Delta P = a P^b \quad (4.5)$$

mit

$$a = \begin{cases} 0.345 & \text{für Regen (Sommer)} \\ 0.340 & \text{für Regen (Winter)} \\ 0.535 & \text{für Mischniederschlag} \\ 0.720 & \text{für Schnee} \end{cases}$$

und

Tab. 4.5: Berechnete monatliche Niederschlagskorrektur für Gera-Leumnitz im Untersuchungszeitraum UZ ($n = 686$) sowie der langjährigen Reihe LR ($n = 8168$), nach Gl. 4.5 bzw. RICHTER (1995).

		Nov	Dez	Jan	Feb	Mär	Apr			
UZ	[mm]	8,7	11,2	10,2	8,3	9,9	6,8			
	[%]	15,3	27,0	30,4	29,3	23,6	22,8			
LR	[mm]	10,8	12,7	12,6	11,0	10,3	9,3			
	[%]	21,9	27,0	31,7	34,0	26,1	18,6			
		Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Jahr		
UZ	[mm]	7,9	6,7	7,5	6,1	7,5	7,4	98,2		
	[%]	13,0	14,0	11,3	9,2	10,3	17,1	16,6		
LR	[mm]	7,3	8,2	7,4	7,0	5,8	6,6	109,0		
	[%]	12,0	11,2	10,2	9,2	12,0	15,9	17,3		

$$b = \begin{cases} 0.38 & \text{für Regen (Sommer)} \\ 0.46 & \text{für Regen (Winter)} \\ 0.55 & \text{für Mischniederschlag} \\ 0.82 & \text{für Schnee} \end{cases}$$

Die nach Gl. 4.5 berechnete Korrektur beträgt für die Niederschlagsreihe von 1970–1999 im Mittel 17,3 % (Tab. 4.5), wobei die berechnete Abweichung einen starken Jahresgang aufweist aufgrund der höheren Korrekturfaktoren für die Wintermonate, so wie er auch im Verlauf der in Lichtenberg gemessenen zwei Niederschlagsreihen zu beobachten ist. Die im Untersuchungszeitraum berechnete Korrektur nach RICHTER ist mit 16,6 % geringfügig geringer, mit leichten Abweichungen einzelner Monate vom langjährigen Mittel aufgrund der abweichenden monatlichen Niederschlagshöhe und Struktur gegenüber der langjährigen Reihe (geringere Anzahl an Niederschlagsereignissen mit festem Niederschlag bzw. Mischniederschlag).

4.3 Labormethoden

4.3.1 Bodenphysikalische Parameter

Die Bestimmung der bodenphysikalischen Parameter der Abdecksubstrate erfolgte im wesentlichen mit Standardmethoden, welche hier nicht ausführlich dargestellt und diskutiert werden sollen. Hier verwendet wurden folgende Bestimmungen:

- Kornverteilung nach DIN 18123, dabei Naßtrennung bei 0,063 mm, Siebanalyse (trocken) des Anteils $> 0,063$ mm, Schlämmanalyse des Anteils $< 0,063$ mm mit COULTER Partikelgrößenanalysator;
- Trockenrohddichte nach DIN 18125 Teil 2 und 18121 Teil 2;

- K_s -Wert nach DIN 18130-TX-DE-ST, Triaxialzelle mit $i=30$;
- Proctorversuch nach DIN 18 127;
- $\theta(\psi)$ - und $K(\psi)$ -Funktion mittels Verdunstungsverfahren.

Letztgenannte Methode wird, da nicht zu den bodenkundlichen Standardmethoden zählend und da die hieraus abgeleiteten Parameter für die durchgeführten Modellierungen sensitiv sind, nachfolgend näher diskutiert.

4.3.2 $\theta(\psi)$ - und $K(\psi)$ -Funktion

4.3.2.1 Bestimmung

Die Wassergehalts-Tensionsbeziehungen $\theta(\psi)$ und die Wasserleitfähigkeitsfunktionen $K(\psi)$ wurden mittels der stationären Profil-Verdunstungsmethode ermittelt (UGT 2000). Bei diesem Meßverfahren wird die Probe der freien atmosphärischen Verdunstung ausgesetzt und der Gradient und die Fließrate im Probenkörper bestimmt (zur Methodik siehe WIND 1969, BECHER 1971, PLAGGE 1991, PLAGGE et al. 1992, 1993 u. 1996).

Eine wichtige Voraussetzung bei der Anwendung dieser Methode ist die Annahme linearer Wassergehaltsverteilungen in der Probe (BECHER 1975, SCHINDLER 1993). Die Tiefenverteilungen der Wassergehalte sind bei tonigen Probekörpern jedoch stark nichtlinear. WENDROTH et al. (1993a, 1993b) haben zur Evaluierung der Verdunstungsmethode die gemessenen $\theta(\psi)$ - und $K(\psi)$ -Funktionen invers berechnet und eine hohe Übereinstimmung auch für einen Tonboden (58 % Ton) festgestellt, so daß für die hier untersuchten Böden (mit relativ niedrigen Tongehalten) von der Gültigkeit der eingesetzten Methodik ausgegangen werden kann. Zu vergleichbar guten Ergebnissen durch Simulation und Vergleich mit der Verdunstungsmethode kommen ŠIMŮNEK et al. (1998).

Die Bestimmung erfolgte an 250 cm³ großen Stechzylindern, welche in-situ auf den Versuchsfeldern kurze Zeit nach der Errichtung entnommen wurden. Anschließend wurden die Proben aufgesättigt und in der Versuchsanlage an der oberen Probenfläche der Verdunstung ausgesetzt, die Basalfläche der Probe wurde dabei abgedichtet. Während der Versuchslaufzeit wurde der Gradient der entstehenden Wasserbewegung und die Fließrate im Probenkörper bestimmt. Hierzu wurde die Probe periodisch gewogen und die Tension im Stechzylinder in zwei Ebenen im Abstand von 3 cm erfaßt. Die im Zeitintervall die Probenoberfläche durchströmende Wassermenge wird durch die Wägung ermittelt, der Gradient der Wasserspannung durch die Tensionsmessungen.

Die hydraulische Leitfähigkeit der Proben wurde nach der DARCY-Gleichung berechnet unter Annahme quasistationärer Fließbedingungen und eines konstanten hydraulischen Gradienten über die Probenlänge des Stechzylinders. Über die Bestimmung der aktuellen Wassergehalte sowie die Berechnung der hydraulischen Leitfähigkeit wurden die Wertepaare der $K(\psi)$ -Funktion ermittelt. Die Wertepaare der $\theta(\psi)$ -Funktion wurden aus den aktuellen Wassergehalten und den Mittelwerten der jeweiligen beiden Tensiometerwerte gebildet.

Der Bestimmung der $\theta(\psi)$ -Kurve kann bis zur oberen Grenze des Meßbereiches der Tensiometer durchgeführt werden (ca. 85 kPa); der $K(\psi)$ -Wertebereich ist durch den kleinsten sicher meßbaren Gradienten (ca. 0,1 kPa 3 cm⁻¹) sowie den Meßbereich der Tensiometer bestimmt.

4.3.2.2 Parametrisierung

Die Parametrisierung der $\theta(\psi)$ - und $K(\psi)$ -Funktionen erfolgte mit dem Ansatz nach [VAN GENUCHTEN \(1980\)](#), für die $\theta(\psi)$ -Funktion in der Form des VAN GENUCHTEN-BURDINE-Ansatzes, für die $K(\psi)$ -Funktion des VAN GENUCHTEN-MUALEM-Ansatzes mit drei unabhängigen Fittingparametern (θ_r , α und n).

Die Kurvenanpassung erfolgte mit [SOILVISION \(2001\)](#). Hier verwendet werden damit folgende Funktionen:

$$\theta(\psi) = \theta_r + \frac{\theta_s + \theta_r}{[1 + (\alpha \psi)^n]^m} \quad (4.6)$$

$$K_r(\psi) = S^l \left[1 - (1 - S^{1/m})^m \right]^2 \quad (4.7)$$

$$K(\psi) = K_s K_r \quad (4.8)$$

$$S = \frac{\theta(\psi) - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad (4.9)$$

	ψ	Tension [kPa],
	θ	Wassergehalt bei Tension [%],
	θ_s	Sättigungswassergehalt [%],
	θ_r	Residualer Wassergehalt [%],
	α	Fittingparameter [kPa ⁻¹],
	n	Fittingparameter [-],
mit	m	$= 1 - \frac{1}{n}$ und $n > 1$ [-],
	l	Tortuositätsparameter [-],
	S	Effektive Sättigung [-],
	K_s	Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit [m s ⁻¹],
	$K(\psi)$	Ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit [m s ⁻¹],
	$K_r(\psi)$	Relative hydraulische Leitfähigkeit [-].

4.4 Modellierung

4.4.1 Allgemeines

Die Simulation des Wasser- und Stoffhaushaltes der ungesättigten Bodenzone ist heute, dreißig Jahre nach der Entwicklung der Methoden und erster Modellwerkzeuge in den 70iger Jahren (z.B. [VAN KEULEN u. VAN BEEK 1971](#), [VAN DER PLOEG u. BENECKE 1974](#), [SAXTON et al. 1974](#), [SHAWCROFT et al. 1974](#), [FEDDES et al. 1975](#), [VAN BAVEL u. AHMED 1976](#), [ROSE et al. 1976](#), [FEDDES et al. 1978](#), [VAN DER PLOEG et al. 1978](#) und [WESSOLEK 1979](#)), mit einer

Vielzahl von Softwarelösungen möglich. Diese lassen sich z.B. unterscheiden nach

- den berücksichtigten hydraulischen Prozessen (z.B. DARCY- oder RICHARDS-Ansatz, mögliche hydraulische Randbedingungen);
- der Beschreibung der Substrateigenschaften (z.B. Parametrisierung der $\theta(\psi)$ - und $K(\psi)$ -Funktionen, Berücksichtigung von Makroporenfluß);
- der Geometrie des Simulationskörpers (z.B. 1D-, 2D- oder 3D-Ansatz, Schichten- oder Plattenmodell, FEM) oder
- sonstigen Eigenschaften wie Verifizierungsstatus, Handhabbarkeit, Dokumentation und Verfügbarkeit.

Die Modellkonzepte und Softwarelösungen kann man weiterhin nach ihrer (ursprünglichen und hauptsächlich) Verwendung unterscheiden zur Simulation des Wasserhaushaltes

- von agrarisch oder forstlich genutzten Standorten, z.B. FOREST-BGC: [RUNNING u. COUGHLAN \(1988\)](#), [RUNNING u. GOWER \(1991\)](#), D-HYSAM: [KARAJEH et al. \(1994a, 1994b\)](#), SIMWASER: [STENITZER \(1983, 2001\)](#), [STENITZER u. HOESCH \(2005\)](#), SWATRE: [BELMANS et al. \(1983\)](#), VERD: [KOITZSCH et al. \(1980, 1990\)](#);
- von Lysimetern, z.B. [BRAUN \(1975\)](#);
- von Deponien, Altlasten und insbesondere Oberflächenabdeckungen, z.B. BOWAHALD: [DUNGER u. DORNBUSCH \(2000\)](#), HELP: vgl. Kap. 4.4.3, UNSAT-H: [FAYER et al. \(1992, 2000\)](#) sowie
- flexible Modelllösungen zur Simulation in der ungesättigten Zone, welche durch eine hohe Programmanpassungsfähigkeit sowohl für die drei genannten Anwendungsfälle, als auch für viele weitere Problemstellungen anwendbar sind, z.B. HYDRUS: vgl. Kap. 4.4.4, SOIL/COUP: [JANSSON \(1998\)](#), [JANSSON u. KARLBERG \(2001\)](#).

Eine Reihe von Vergleichen unterschiedlicher Simulationsmodelle und konzeptioneller Ansätze (z.B. [KELLER 1979](#), [JONES et al. 1984](#), [FAYER 1993](#), [CLEMENTE et al. 1994](#), [BOUTEN u. JANSSON 1995](#), [FLEENOR u. KING 1995](#), [MEYER et al. 1996](#), [FAYER u. GEE 1997](#), [KEMP et al. 1997](#), [KHIRE et al. 1997](#), [VINK et al. 1997](#), [JANSSEN et al. 1999](#), [SCANLON et al. 2002b](#), [ZEH u. WITT 2002](#), [NOËL u. RYKAART 2003](#)) sowie Vergleiche zwischen Simulations- und Feldergebnissen (z.B. [BARNES u. RODGERS 1988](#), [PEYTON u. SCHROEDER 1988](#), [MILLER u. MISHRA 1989](#), [DE JONG et al. 1992](#), [MARTIAN 1994](#), [BERGER et al. 1996](#), [PAIGE et al. 1996](#), [WEGEHENKEL 1996](#), [ASCOUGH II et al. 1997](#), [WEISS et al. 1998](#), [EVANS et al. 1999](#), [LILLY 1999](#)) zeigen, daß die Simulationsergebnisse verschiedener Modellkonzepte und -werkzeuge stark streuen können mit teilweise hohen Abweichungen untereinander sowie zum Feldversuch. Diese große Unsicherheit hinsichtlich der Gültigkeit des konzeptionellen Ansatzes und der oben genannten, in Modellen berücksichtigten Prozesse und Faktoren, hat zur Konsequenz, daß in einer Modellierung nicht nur die Sensitivität

innerhalb eines Modellsystems, sondern auch zwischen verschiedenen Modellansätzen relevant ist. Dieses kann zum einen im Rahmen der Validierung, zum anderen durch den Modellvergleich geprüft werden.

Die Modellierung wird deshalb hier mit drei verschiedenen, im Grad der Komplexität zunehmenden Ansätzen durchgeführt:

- a. mittels eines einfachen Bodenwasser-Bilanzmodells (Wasserscheidenverfahren);
- b. mit einem Schichten-Modell, welches oft in der Deponiepraxis eingesetzt wird (HELP) sowie
- c. einem zweidimensionalen Finite-Elemente-Modell mit Lösung der *Richards*-Gleichung (HYDRUS_2D).

4.4.2 Wasserscheidenverfahren

In der ungesättigten Zone des Bodens bildet sich zeitweise eine sogenannte *vertikale Wasserscheide* aus. Hiermit wird die horizontale Fläche bezeichnet, an welcher der hydraulische Gradient den Wert Null annimmt; die Wasserscheide trennt damit die Bodenzone in zwei vertikal übereinanderliegende Zonen mit abwärts gerichteter Versickerung und aufwärts gerichteter Wasserbewegung. Wenn die Lage der Wasserscheide bekannt ist, können mittels der Bestimmung der Änderungen der Wassergehalte in der Bodenzone und des Niederschlages sowohl die (aktuelle) Verdunstung als auch die Versickerung bestimmt werden (KASTANEK et al. 2001 sprechen deshalb auch vom *virtuellen Lysimeter*; zur Methodik des Wasserscheidenverfahrens siehe RENGER et al. 1970, DVWK 1996 und HEALY 2003).

Wesentlich bei dieser Methode ist die Betrachtung der Wasserspeicherung in Profilabschnitten der ungesättigten Bodenzone, wobei Speicheränderungen unterhalb der Wasserscheide als Versickerung bzw. Grundwasserneubildung, Speicheränderungen oberhalb der Wasserscheide als Verdunstung bilanziert werden. Damit wird die Versickerung und die Verdunstung angesetzt mit:

$$A_u = \sum_{z_{WS}}^{z_U} \frac{\Delta\theta}{\Delta t} \Delta z_{Pr} \quad (4.10)$$

$$ET_A = P + \sum_{z_O}^{z_{WS}} \frac{\Delta\theta}{\Delta t} \Delta z_{Pr} \quad (4.11)$$

	A_u	Sickerung während Δt durch z_U
	ET_A	Verdunstung während Δt
	θ	Volumetrischer Wassergehalt
	P	Niederschlag während Δt
mit	t	Zeit
	z_{Pr}	Profiltiefe
	z_{WS}	Lage der Wasserscheide
	z_O	Bodenoberfläche
	z_U	Lage der untersten Beobachtungsebene.

Die Wasserscheidenmethode, von RICHARDS et al. (1956) eingeführt, ist in vielen Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt verwendet worden (z.B. GRIP et al. 1979, HÄDRICH 1979, PERTTU et al. 1980, BENECKE 1984, WELLINGS 1984, ZEPP 1986 u. 1987, HEALY 1989, RAKEI et al. 1989, COOPER et al. 1990, KIRSCH 1993, FEISTEL et al. 1996, STURM et al. 1996, JOSHI et al. 1997, DELIN u. HERKELRATH 1999, HALM et al. 1999, ROMÁN et al. 1999, PARAMASIVAM et al. 2000, HERKELRATH u. DELIN 2001).

Ihre Anwendung und Genauigkeit hängt zum einen von der räumlichen und zeitlichen Erfassung der Tiefenlage bzw. Bewegung der Wasserscheide selbst ab, zum anderen von der Qualität und zeitlichen Auflösung der Bestimmung der Bodenwasserspeicheränderungen. Werden diese in großen Zeitintervallen erfasst, so können einzelne schnelle Sickerströme unregistriert bleiben. Gleiches gilt für die Erfassung der Gradienten, wobei hier zusätzlich die Genauigkeit der Lagebestimmung der Wasserscheide direkt von den Meßtiefen der Tensionsbestimmung abhängt. Laterale Zu- und Abströme werden bei diesem 1D-Ansatz nicht berücksichtigt. Bei Lage der Wasserscheide im Wurzelraum kann zudem auch ein Verdunstungsanteil aus dem abwärts gerichteten Bodenwasserfluß direkt durch die Wurzeln entnommen werden.

Die Anwendung der Wasserscheidenmethode im eigentlichen Sinne ist auf Zeiten mit der Ausprägung der beiden genannten hydraulischen Bodenzonen beschränkt. Da hier die gesamte Wasserbilanz des Untersuchungszeitraumes relevant ist, wurde in Zeiträumen, in denen im gesamten Bodenprofil eine vertikale Versickerung vorherrscht (d.h. die Lage der Nulllinie des hydraulischen Gradienten stimmt mit der Geländeoberkante überein), ein einfacher Ansatz zur Wasserhaushaltsbilanz verwendet:

$$ET_A = ET_P \quad (4.12)$$

$$A_u = P - ET_A + \sum_{z_{WS}}^{z_U} \frac{\Delta\theta}{\Delta t} \Delta z_{Pr} \quad (4.13)$$

Wird $\Delta\theta = 0$, so wird Gl. 4.13 zur einfachen klimatischen Wasserbilanz ($P - ET_P$). Beispiele für solche kombinierten Ansätze finden sich bei z.B. SOPHOCLEOUS u. PERRY (1985) und COOPER et al. (1990). Zur Berechnung der ET_P wurde der Ansatz nach PENMAN-MONTEITH (Gl. 4.16), als Niederschlag wurde der nach Gl. 4.3 bzw. Gl. 4.4 korrigierte Niederschlag der meteorologischen Meßstelle auf den Versuchsfeldern Lichtenberg verwendet.

Dieser Ansatz führt zu einer hohen Übereinstimmung der berechneten ET_A in den Zeiträumen ohne Ausprägung einer vertikalen Bodenwasserscheide zwischen dem Wasserscheidenverfahren und der numerischen Simulation mittels HYDRUS_2D (Abb. 5.39 und 5.40). Aufgrund des in beiden Modellen verwendeten Ansatzes nach Gl. 4.16 sind beide ET_A -Bestimmungen nahezu gleich hoch, da im HYDRUS_2D-Ansatz die Reduktionsfunktion der ET_P erst bei höheren Tensionen im Bodenprofil wirksam wird.

Lag die Wasserscheide während langanhaltender Trockenperioden tiefer als die

unterste Meßebeine des beobachteten Bodenprofils, so wurde die Lage der Wasserscheide auf die tiefste erfaßte Tensionsbestimmung festgelegt. Eine geringe Unterschätzung der ET_A ist somit möglich aufgrund der nicht vollständigen Erfassung der Verdunstungszone. Für Zeiten mit Ausfällen der Tensionsbestimmung wurden die Tensionen interpoliert (linear, zeitlich und räumlich). Da auf den Versuchsfeldern die vertikale Auflösung der Wassergehaltsbestimmung in den Profilen wesentlich größer als die Tensionsbestimmung war (Anlage Tab. A1) und zudem die Messungen mittels TDR mit einer Vielzahl von Problemen behaftet sind (Kap. 4.2.4), wurden die Wassergehalte auf Grundlage der parametrisierten $\theta(\psi)$ -Kurven (Kap. 4.3.2.2) anhand der Tensionsmessungen berechnet.

4.4.3 HELP

4.4.3.1 Modellansatz

Das HELP-Modell („Hydrologic Evaluation of Landfill Performance“) ist ein deterministisches Schichtmodell zur Beschreibung des Wasserhaushaltes in Deponieprofilen. Das von SCHROEDER et al. (1994a, 1994b) entwickelte Modell berechnet die eindimensionale Wasserbilanz, als laterale Abflüsse werden der Wasserbilanz der Oberflächenabfluß und bei Profilen mit Dichtschicht ein Drainageabfluß dem 1D-Profil seitlich entzogen, weshalb HELP auch als „quasi-zweidimensional“ bezeichnet wird. Eine tatsächliche zweidimensionale Verteilung z.B. der Bodenfeuchte eines Hangquerschnittes wird aber nicht simuliert. HELP ist ein schichtorientiertes Modell, welches mittels vier Schichttypen:

- Perkolationschichten,
- Dränschichten,
- mineralische Abdichtungsschichten und
- Kunststoffdichtungsbahnen

den Profilaufbau typischer Deponieprofile nachbildet mit unterschiedlicher Berücksichtigung von hydrologischen Prozessen in den jeweiligen Schichttypen. Für die mögliche vertikale Stapelung der Schichttypen in einem Profil gelten einschränkende Regeln.

Die Berechnung des Wasserhaushaltes erfolgt in Tagesschritten, als Eingabedaten werden meteorologische Tageswerte des Niederschlages, der Lufttemperatur und der Globalstrahlung, Parameter für die Verdunstungsberechnung sowie Boden- bzw. Materialeigenschaften und Daten zum Profilaufbau benötigt. Die Bodenbedeckung kann mit Grasbewuchs oder unbewachsen angesetzt werden, für die Verdunstung muß eine maximale Verdunstungstiefe angegeben werden. Die Angaben zum Profilaufbau sowie die Boden- und Materialeigenschaften sind während eines Simulationslaufes konstant¹⁸. Zur Beschreibung des Wasserhaushaltes und der Wasserflüsse werden im HELP-Modell im wesentlichen folgende Prozesse berücksichtigt:

¹⁸ Mittlerweile erlaubt die Version 3.8 D (2004) zeitlich variante Bodenparameter, hier wurde jedoch durchgehend die Vorgängerversion des Modells verwendet.

- Niederschlag, Oberflächenabfluß, Frieren und Tauen im Boden, Schneedeckenaufbau und Schneeschmelze, Infiltration und ungesättigter vertikaler Fluß in Perkolationsschichten;
- Pflanzenwachstum und Verdunstung in Perkolationsschichten;
- Speichervorgänge im Boden;
- lateraler Abfluß in Dränschichten;
- vertikale Versickerung in mineralischen Dichtungsschichten und
- Durchsickerung von Fehlstellen in Kunststoffdichtungsbahnen.

Eine ausführliche Darstellung des HELP-Modelles ist in [SCHROEDER et al. \(1994a, 1994b\)](#) sowie in der Validierungsstudie von [BERGER \(1998\)](#) zu finden. Eine Weiterentwicklung des ursprünglichen Modells Version 3.07 liegt mit der von [BERGER](#) entwickelten deutschen Version vor ([BERGER 2000b, 2001](#)), welche zum einen einzelne Implementierungsfehler behebt, zum anderen bei den internen Datenbanken (Klimastationen, Bodendaten) die deutschen Verhältnisse berücksichtigt. Auch wurden einige Teilmodelle, welche die oben genannten Prozesse abbilden, weiterentwickelt. In dieser Untersuchung wurde die Version 3.55 D verwendet ([SCHROEDER et al. 2001, BERGER 2003](#)).

Von [BERGER](#) wurden die Einsatzmöglichkeiten und Anwendungsgrenzen des HELP-Modelles aufgezeigt. Wesentliche Annahmen und Beschränkungen der Version 3.55 D sind ([BERGER 1998, 2000a, 2002](#) und [BERGER et al. 1999](#)):

- Das betrachtete Profil ist räumlich homogen. Abweichende Geometrien des Profils oder räumliche Heterogenitäten z.B. in den Bodeneigenschaften oder der Vegetationsbedeckung werden nicht berücksichtigt.
- Der Profilaufbau ist zeitlich homogen. Eine Alterung der Abdeckschichten (z.B. Ausbildung von Rissen in Dichtungsschichten) oder eine Sukzessionsfolge der Vegetation kann nicht innerhalb eines Simulationslaufes erfolgen (vgl. Fußnote (18)).
- Die zeitliche Auflösung (1 Tag) läßt keine höher aufgelöste Prozeßabbildung zu. So werden z.B. kurzzeitige Prozesse wie Starkregenereignisse oder Prozesse mit einem Tagesgang (Verdunstung) nur unvollständig bzw. gemittelt oder kumulativ wiedergegeben werden.
- Hypodermischer Abfluß wird nur in den Dränschichten berücksichtigt, insbesondere wird kein Interflow in Perkolationsschichten berechnet.
- Ungesättigter Fluß wird ausschließlich durch die Gravitation angetrieben, das Matrixpotential wird vernachlässigt. Der ungesättigte Fluß ist hierdurch stets vertikal abwärts gerichtet, ein kapillarer Aufstieg findet nicht statt (wird jedoch implizit durch den Senkenterm in der Verdunstungszone erfaßt; ein Entzug ist damit aber nur in Perkolationsschichten möglich).

- Die untere Grenze der möglichen Wassergehalte ist begrenzt. Als untere Grenze wird hierfür bei mineralischen Dichtungsschichten das Porenvolumen angenommen (d.h. die Dichtungsschicht ist stets gesättigt, eine Austrocknung ist ausgeschlossen), für Perkolations- und Dränschichten der permanente Welkepunkt (pF 4,2) innerhalb der Verdunstungszone und pF 2,5 unterhalb der Verdunstungszone.
- Die Berechnung der Verdunstung erfolgt mit einem vereinfachten PENMAN-Ansatz (vgl. Diskussion auf S. 189), andere Verdunstungsansätze für die ET_P sind nicht möglich, ebenso nicht eine Berechnung von Transpirations- und Interzeptionswerten für Waldbestände.
- Die Porengrößenverteilungen werden unimodal parametrisiert, Wasserfluß durch bevorzugte Fließwege wird nicht berücksichtigt. Die Beschreibung der $\theta(\psi)$ - und $K(\psi)$ -Beziehungen erfolgt durch das BROOKS-COOREY-Modell, andere Parametrisierungen der $\theta(\psi)$ -Funktion sind nicht möglich.
- Prognosen des Feuchteverlaufes in bestimmten Profiltiefen können nur sehr eingeschränkt erstellt werden, da die Ausgabe des HELP-Modelles nur den Wassergehalt der gesamten Verdunstungszone ausgibt sowie die Aufstauhöhe auf einer Dichtschicht.
- Bodenmechanische (z.B. Quellung/Schrumpfung) oder weitergehende biologische Prozesse (z.B. Pflanzenernährung) werden nicht berücksichtigt.

Trotz dieser Einschränkungen ist aus vielen Anwendungen bekannt, daß die Berechnung des Wasserhaushaltes mittels des HELP-Modelles zu guten Ergebnissen führen kann, wobei insbesondere die Betrachtung von Wasserbilanzen über längere Zeiträume zu hoher Übereinstimmung mit empirischen Datenreihen führt, die Betrachtung auf Tagesbasis aber auch hohe Abweichungen zeigen kann (Beispiele finden sich z.B. in [BARNES u. RODGERS 1988](#), [PEYTON u. SCHROEDER 1988](#), [MARKWARDT 1990](#), [HAKONSON 1994](#), [MARTIAN 1994](#), [WOYSHNER u. YANFUL 1995](#), [HAKONSON 1996](#), [PAIGE et al. 1996](#), [ASCOUGH II et al. 1997](#), [BERGER u. MIEHLICH 1997](#), [FAYER u. GEE 1997](#), [KHIRE et al. 1997](#), [WEISS et al. 1998](#), [HENKEN-MELLIES u. GARTUNG 2000](#), [REUTER u. MARKWARDT 2002](#), [GERLACH et al. 2004](#) und [2005](#)).

Insgesamt wird deshalb der Einsatz des HELP-Modelles eher zur Prognose von langjährigen mittleren Wasserbilanzen oder zum Variantenvergleich von möglichen Abdeckungsaufbauten als zur zeitlich hoch aufgelösten Prognose von Abflußereignissen oder Simulation der Tensions- und Wassergehaltsprofile gesehen.

Aufgrund der einfachen Handhabbarkeit sowie der wenig rechenintensiven und stabilen Modellanwendung wurde HELP hier, neben der Prognose des Wasserhaushaltes der Abdecksysteme, auch zur Sensitivitätsprüfung der Regelparameter des Wasserhaushaltes dieser Systeme verwendet.

4.4.3.2 Parametrisierung

Die Parametrisierung der Modellläufe der Sensitivitätsuntersuchungen, der Kalibrierungs- und Validierungsrechnungen sowie der Szenarienrechnungen mittels HELP erfolgte mit den folgenden Datensätzen und Geometrieaufbauten (vgl. Anlage Tab. G1–G2 und Tab. H1–H8):

- *Meteorologie*: Datenreihen der Versuchsanlage Lichtenberg für die Kalibrierungs- und Validierungsuntersuchungen, dabei Verwendung der korrigierten Niederschlagsreihe des bodengleichen Sammlers; langjährige Datenreihen der Station Gera-Leumnitz (1970–1999 und GLOWA-Klimaszenario) für Sensitivitäts- und Szenarienrechnungen mit Verwendung der korrigierten Niederschlagsreihe. Systematische Variation aller meteorologischen Parameter in den Sensitivitätsuntersuchungen; in den Kalibrierungs- und Validierungsrechnungen keine Änderungen der meteorologischen Randbedingungen.
- *Verdunstung*: Schätzwerte für LAI, Verdunstungstiefe und Zeitdauer der Verdunstungsperiode. Systematische Variation der Verdunstungsparameter in den Sensitivitätsrechnungen (Variation des Parameters ET_P indirekt über Variation der Eingangsgrößen); in den Kalibrierungs- und Validierungsrechnungen Variation des Parameters Verdunstungstiefe. In den Vegetations- und Klimaszenarien Variation von LAI und Verdunstungstiefe sowie der Eingangsgrößen der ET_P .
- *Substrat*: Ergebnisse der Felduntersuchungen Versuchsflächen Lichtenberg. Systematische Variation der Substratparameter in den Sensitivitätsrechnungen; in den Kalibrierungs- und Validierungsrechnungen Variation der hydraulischen Leitfähigkeiten einzelner Schichten, der SCS-Kurvenzahl und den Parametern der $\theta(\psi)$ -Funktionen. In den Bodenszenarien Variation der Werte der $\theta(\psi)$ -Funktion und der K_s -Werte.
- *Geometrie*: Systematische Variation von Schichtmächtigkeiten, der Hangneigung und -länge in den Sensitivitätsrechnungen; in den Kalibrierungs- und Validierungsrechnungen Verwendung der Geometrie der Versuchsanlage Lichtenberg.

Da die Ausweisung von hypodermischem Schichtabfluß in HELP nur bei Profildefinitionen möglich ist, welche den Typ „Dichtschicht“ enthalten, wurde zur Simulation der gemessenen Abflüsse in der Rekultivierungsschicht (vgl. Kap. 5.1.4) das Haldenmaterial als „Dichtschicht“ definiert, mit einer aufliegenden geringmächtigen „Dränschicht“. Die Sensitivität dieses Ansatzes wurde geprüft. Es zeigt sich, daß die Modifikation des Modellansatzes zu einer gleich hohen ET_A -Summe und einem gleich hohen Gesamtabfluß führt, sich die Abflußanteile untereinander aber deutlich verschieben (zur weiteren Diskussion vgl. Kap. 5.2.3.2).

4.4.4 HYDRUS

4.4.4.1 Modellansatz

HYDRUS_2D (hier verwendet in der Version 2.007) ist ein numerisches Stofftransport-Modell, welches

- SWMS_2D, ein zweidimensionales Finite-Elemente Programm zur Simulation der Wasserbewegung sowie des Wärme- und Stofftransportes in ungesättigten und gesättigten Böden,
- MESHGEN-2D zur Erstellung von Modellgittern und
- verschiedene Postprozessoren zur graphischen Datendarstellung

unter einer Benutzeroberfläche vereint ([ŠIMŮNEK et al. 1999](#)).

Zur Simulation der Wasserbewegung wird die RICHARDS-Gleichung mit Senkenterm verwendet:

$$\frac{\delta\theta}{\delta t} = \frac{\delta}{\delta x_i} \left[K_u \left(K_{ij}^A \frac{\delta\psi}{\delta x_j} + K_{iz}^A \right) \right] - S_{Veg} \quad (4.14)$$

und

$$K_u(\psi, x, z) = K_s(x, z)K_r(\psi, x, z) \quad (4.15)$$

	θ	Wassergehalt,
	ψ	Matrixpotential,
	K_s	Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit,
mit	K_u	Ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit,
	$K_r(\psi)$	Relative hydraulische Leitfähigkeit,
	x_i, z	Räumliche Koordinaten, $i = 1, 2$,
	K_{ij}^A	Komponenten der Anisotropie,
	S_{Veg}	Senkenterm.

Die Berechnung des Wasser- und Stoffhaushaltes¹⁹ erfolgt in variabel wählbaren Zeitschritten, als Eingabewerte werden Zeitreihen des Niederschlages sowie der Evaporation und Transpiration (bei atmosphärischer Randbedingung) sowie Boden- bzw. Materialparameter benötigt. Das Modellgitter kann rechteckig und mit gleichförmig verteilter Knotendichte oder irregulär mit variabler Knotendichte und flexibel geformten Gittergrenzen aufgebaut werden. Die Gitterknoten können dabei mit verschiedenen Materialtypen belegt werden, welche sich in den hydraulischen Parametrisierungen unterscheiden. Die Angaben zum Profilaufbau sowie die Materialeigenschaften sind während eines Simulationslaufes konstant. Für die numerische Lösung (GALERKIN Finite-Elemente Methode) werden Angaben zur Zeit- und Raumdiskretisierung sowie Angaben zu Rechentiefe und -genauigkeit benötigt.

Das zweidimensionale Bodenprofil kann horizontal, vertikal oder vertikal-achsensymmetrisch ausgerichtet sein. Zur Simulation von räumlicher Heterogenität oder Anisotropie können die Materialeigenschaften variiert werden. Durch

¹⁹ Auf die Simulation des Stofftransportes wird hier nicht weiter eingegangen.

den Ansatz von bimodalen $\theta(\psi)$ -Funktionen kann Makroporenfluß simuliert werden. Neben der Simulation der Wasserbewegung durch Lösung der Gl. 4.14 ist die Parameteroptimierung durch inverse Simulation möglich.

Folgende wichtige Prozesse und Randbedingungen werden bei der Simulation der Wasserbewegung berücksichtigt:

- parametrisierbarer Senkenterm zur Berechnung des Wasserentzuges durch Pflanzen, Berücksichtigung von reduzierter Wasseraufnahme durch Wasserstreßfunktionen;
- Berücksichtigung von variablen Wurzeltiefenverteilungen;
- Parametrisierung der $\theta(\psi)$ - und $K(\theta)$ -Funktionen u.a. nach VAN GENUCHTEN (1980), dabei mögliche Berücksichtigung von Hysterese und Temperatureinfluß auf die hydraulischen Funktionen;
- initiale Feuchteverteilung und stationäre bzw. instationäre Randbedingungen an den Grenzen des Modellgitters (Tensions- bzw. DIRICHLET-Typ) oder Flußbedingungen (NEUMANN-Typ);
- Berechnung des Oberflächenabflusses als Infiltrations- und Sättigungsüberschuß;
- Niederschlag, Evaporation und Transpiration als mögliche oberere atmosphärische Randbedingung des Modellgitters.

Im Vergleich mit vielen in Kap. 4.4 genannten Modellansätzen und den in Kap. 4.4.3 aufgezeigten Anwendungsgrenzen des HELP-Modelles können für HYDRUS_2D folgende Vorzüge und erweiterte Anwendungsmöglichkeiten zur Berechnung des Wasserflusses genannt werden:

- Flexiblere Parametrisierung der hydraulischen Funktionen;
- mögliche Berücksichtigung von verschiedenen Ansätzen zur Berechnung der ET_P (z.B. nach PENMAN-MONTEITH);
- echte zweidimensionale Berechnung des Wasserflusses im gesamten Bodenprofil statt nur in ausgewählten Schichten eines Profils;
- Modellausgabe des Verlaufs der Bodenfeuchte an beliebigen Gitterpunkten.

Im Gegensatz zum HELP-Modell wird deshalb HYDRUS in vielen Arbeiten zur zeitlich hochaufgelösten Simulation der Wasserbewegung und der θ - bzw. ψ -Tiefenprofile über kürzere Modellzeiträume eingesetzt; Beispiele finden sich bei WU et al. 1995, BERGER et al. 1996, KADEŠOVÁ et al. 1998, ŠIMŮNEK et al. 1998, BUCZKO et al. 1999, HAMMEL et al. 1999, HONISCH u. KLOTZ 1999, MESHKAT et al. 1999, RAMKE 2002, BUCZKO et al. 2003, DURNER u. BUCZKO 2003, KÄMPF et al. 2003, PETERS et al. 2003 und ZEILINGER u. HUWE 2003.

Einzelne Autoren setzen HYDRUS auch zur Langfristprognose der Wasserhaushaltskomponenten über Zeiträume > 1 a ein, z.B. FANK u. RUCH 2000, MONTENEGRO et al. 2000, PANG et al. 2000, WILSON et al. 2000, KAHLE et al. 2002, SCANLON et al. 2003 und NÜTZMANN et al. 2004.

4.4.4.2 Parametrisierung

Die Parametrisierung der Modellläufe der Kalibrierungs- und Validierungsrechnungen sowie der Szenarienrechnungen mit HYDRUS_2D erfolgte mit den folgenden Datensätzen:

- *Meteorologie*: Datenreihen der Versuchsanlage Lichtenberg für die Kalibrierungs- und Validierungsuntersuchungen, dabei Verwendung der korrigierten Niederschlagsreihe des bodengleichen Sammlers; langjährige Datenreihen der Station Gera-Leumnitz (1970–1999 und GLOWA-Klimaszenario) für die Szenarienrechnungen mit Verwendung der korrigierten Niederschlagsreihe.

Zur Initialisierung wurde dem eigentlichen Modellauf ein Simulationszeitraum von 1 Jahr Dauer vorangestellt.

- *Verdunstung*: Ansatz der potentiellen Verdunstung nach PENMAN-MONTEITH, Gl. 4.16 als Transpirationsterm ohne Berücksichtigung eines Evaporationsanteils; Variation des relativen Entzuges durch verschiedene Wurzelverteilungen (vgl. Anlage Abb. I4–I6, I10–I12 und I16–I18).

Für die Szenarienrechnungen mit Waldbestockung wurde die Nettoinfiltration unter Berücksichtigung des Interzeptionsverlustes (berechnet mit dem GASH-Ansatz, Kap. 4.4.5.4), die potentielle Evapotranspiration nach Kap. 4.4.5.3 (modifizierter PENMAN-MONTEITH-Ansatz) verwendet.

- *Substrat*: Ergebnisse der Felduntersuchungen Versuchsflächen Lichtenberg. In den Kalibrierungs- und Validierungsrechnungen Variation der hydraulischen Leitfähigkeiten einzelner Schichten und der Parameter der $\theta(\psi)$ -Funktionen, in den Szenarienrechnungen Skalierungen der Feld-Parameter. Zusätzliche Berücksichtigung möglicher anisotroper K_s -Werte in den Rekultivierungsschichten (vgl. Anlage Abb. I3, I9 und I15).
- *Geometrie*: Modellierung der untersuchten Abdeckprofile mit Finite-Elemente-Gittern (vgl. Anlage Abb. I1–I2, I7–I8 und I13–I14), dabei Simulation eines 10 x 5 m umfassenden Hangquerschnittes.

4.4.5 Verdunstung

4.4.5.1 Allgemeines

Die Verdunstung (ET), also die Verdampfung von flüssigen Wassers von Oberflächen einer Landschaft, ist in der Bodenwasserbilanz – außer unter extrem humiden Verhältnissen – das größte Verlustglied und damit für die Bilanzierung des Wasserhaushaltes von hoher Bedeutung. Im Speicher- und Verdunstungskonzept kommt diesem Bilanzterm zentrale Bedeutung zu, so daß hier relevante Begriffe und Methoden vertieft dargestellt werden sollen.

Begrifflich wird zwischen *potentieller* und *aktueller* Verdunstung (ET_P , ET_A) unterschieden, wobei unter ersterer die unter gegebenen meteorologischen Bedingungen maximale Verdunstung eines optimal wasserversorgten Pflanzenbestandes verstanden wird; die aktuelle Verdunstung ist dagegen die

sich tatsächlich einstellende (verminderte) Verdunstung bei nicht ausreichender Bodenwasserversorgung eines Pflanzenbestandes.

Unter *Evaporation* wird die Verdunstung von unbelebten Oberflächen verstanden (unbewachsene Bodenoberflächen, freie Wasserflächen u.a.), unter *Transpiration* die (auch als aktiv oder produktiv bezeichnete) Verdunstung von Pflanzen. *Interzeption* ist die Verdunstung von benetzten Pflanzenoberflächen. Der gesamte Wassertransfer in die Atmosphäre eines Landschaftsausschnittes aus Evaporation, Transpiration und Interzeption wird als *Evapotranspiration* bezeichnet (zu Begriffen der Verdunstung siehe auch VAN EIMERN 1964, WARD 1971, SAXTON u. MCGUINNESS 1982, BRUTSAERT 1984, MONTEITH 1985, SCHRÖDTER 1985, JENSEN et al. 1990 und DVWK 1996).

Die direkte Messung der potentiellen Evapotranspiration ist möglich, jedoch entweder methodisch ungenau oder sehr aufwendig. Mögliche Methoden sind die Bestimmung mit Evaporometern (bei denen die Wasserabgabe z.B. eines Fließpapiertes oder einer porösen Keramik bestimmt wird) oder mittels Verdunstungswannen (bei denen die Verdunstung durch Messung des Wasserstandes im Gefäß bestimmt wird) sowie mit der in Kap. 4.2.2.1 beschriebenen Lysimetermethode. Der Einsatz der beiden erstgenannten Methoden ist jedoch mit vielen Einschränkungen des möglichen Einsatzes und Fehlern behaftet (BRUTSAERT 1984, SCHRÖDTER 1985). Die zeitlich hoch aufgelöste Bestimmung der ET_P ist dagegen mit wägbaren Lysimetern möglich, wobei die optimale Wasserversorgung des Pflanzenbestandes durch Bewässerung gewährleistet wird (z.B. VAN EIMERN 1964, WENDLING 1975, 1982 und 1982, ESSERY u. WILCOCK 1990, KATUL et al. 1992, GÜNTHER u. ROTH 1994, BJERKHOLT u. MYHR 1996); bei den meisten Lysimeteruntersuchungen wird jedoch die ET_A bestimmt.

Aufgrund dieser methodischen Schwierigkeiten sind seit langem verschiedene indirekte Methoden zur Bestimmung der Verdunstung entwickelt worden. Neben der indirekten Bestimmung der ET_A aus der Bodenwasserbilanz (vgl. Kap. 4.4.2) und Messungen des Wasserdampfaustausches oder der Energiebilanz sind vor allem Methoden von Bedeutung, welche die potentielle Verdunstung mit Hilfe von meteorologischen Parametern bestimmen. Hierzu wurden eine Reihe von empirischen und halbempirischen Formeln abgeleitet, welche in der Regel nur einfach zu messende meteorologische Parameter benötigen (vgl. Übersicht bei SCHRÖDTER 1985 und DVWK 1996). Die wesentlichen Einflußgrößen sind dabei die Energieaufnahme der verdunstenden Oberfläche (gekennzeichnet durch Strahlung und Temperatur), die Ventilation der Oberfläche (charakterisiert z.B. durch Windgeschwindigkeit oder Turbulenz) und die Feuchtebedingungen der Atmosphäre (z.B. charakterisiert durch die relative Luftfeuchte und das Sättigungsdefizit).

Der wichtigste Ansatz zur Bestimmung der ET_P ist die Verdunstungsformel von PENMAN, welche nach Einführung zunehmend Verwendung fand und in der mit dem später von MONTEITH eingeführten Ansatz der Verdunstungswiderstände auch die ET_A beschreiben werden kann (PENMAN 1956, PEREIRA et al. 1996). In Deutschland werden auch oft die Ansätze von HAUDE (1954, 1955) und TURC (1961) verwendet.

In Validierungsstudien mit Vergleichen von modellierten und gemessenen potentiellen bzw. aktuellen Verdunstungsraten ist die Überlegenheit des sogenannten PENMAN-MONTEITH-Ansatzes gezeigt worden (ALLEN 1986, ALLEN et al. 1989, JENSEN et al. 1990, CASTRIGNAGNO et al. 1991, PEREIRA u. ADAIXO 1991, GÜNTHER u. ROTH 1994, BASELGA u. ALLEN 1996, MCGLINCHEY u. IMMAN-BAMBER 1996 und MECHAM 1996); einfachere empirische Ansätze wie z.B. die Methode nach HAUDE führen dagegen insbesondere bei Anwendung von kurzen Prognosezeiträumen (≤ 1 d) zu größeren Fehlern bei der Abschätzung der ET_P .

4.4.5.2 Potentielle Evapotranspiration nach PENMAN-MONTEITH

Die Berechnung der ET_P erfolgte hier nach PENMAN bzw. PENMAN-MONTEITH, wobei der PENMAN-Ansatz im HELP-Modell implementiert ist und der PENMAN-MONTEITH als atmosphärische Randbedingung im modifizierten Wasserscheiden-Verfahren, im GASH-Interzeptionsmodell und im HYDRUS_2D-Modell verwendet wird.

Die Berechnung der ET_P nach PENMAN-MONTEITH wurde nach der FAO-Richtlinie (FAO 56, SMITH et al. 1996 und ALLEN et al. 1998) durchgeführt für die hypothetische Gras-Referenzfläche²⁰:

$$ET_P = \frac{0,408 \Delta (R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma (1 + 0,34 u_2)} \quad (4.16)$$

	ET_P	Evapotranspiration [mm d ⁻¹],
	R_n	Nettostrahlung an der Oberfläche des Pflanzenbestandes [MJ m ⁻² d ⁻¹],
	G	Bodenwärmefluß [MJ m ⁻² d ⁻¹],
	T	Lufttemperatur in 2 m Höhe [° C],
mit	u_2	Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe [m s ⁻¹],
	e_s	Sättigungsdampfdruck [kPa],
	e_a	Aktueller Dampfdruck [kPa],
	$e_s - e_a$	Sättigungsdefizit [kPa],
	Δ	Steigung der Kurve des Sättigungsdampfdrucks [kPa],
	γ	Psychrometrische Konstante [kPa ° C ⁻¹].

Die Anwendung einer standardisierten Formel wie Gl. 4.16 setzt die Einhaltung einer Vielzahl von Berechnungsvorschriften voraus, welche zum Teil von der Verfügbarkeit der meteorologischen Eingabeparameter, zum Teil von der zu erzielenden zeitlichen Auflösung der Verdunstungsbestimmung abhängen.

Für die Berechnung von Tageswerten der Verdunstung wurden hier die in Gl. 4.16 genannten Parameter nach ALLEN et al. (1998) wie folgt berechnet:

$$e^o(T) = 0,6108 e^{\left(\frac{17,27 T}{T + 237,3}\right)} \quad (4.17)$$

²⁰ Schreibweise nach ALLEN et al. 1998: Referenzverdunstung ET_o .

$$e_s = \frac{e^o(T_{max}) + e^o(T_{min})}{2} \quad (4.18)$$

$$e_a = \frac{e^o(T_{min}) \frac{RH_{max}}{100} + e^o(T_{max}) \frac{RH_{min}}{100}}{2} \quad (4.19)$$

$$T = \frac{T_{max} + T_{min}}{2} \quad (4.20)$$

$$u_2 = u_z \frac{4,87}{\ln(67,8z - 5,42)} \quad (4.21)$$

$$\gamma = 0,000665 P_{atm} \quad (4.22)$$

$$\Delta = \frac{4098 \cdot 0,6108 e^{\left(\frac{17,27 T}{T + 237,3}\right)}}{(T + 237,3)^2} \quad (4.23)$$

$$R_n = R_{ns} - R_{nl} \quad (4.24)$$

$$R_{ns} = (1 - \eta) R_s \quad (4.25)$$

$$R_{nl} = \sigma \left[\frac{(T_{max} + 273,16)^4 + (T_{min} + 273,16)^4}{2} \right] (0,34 - 0,14\sqrt{e_a}) \left(1,35 \frac{R_s}{R_{so}} - 0,35\right) \quad (4.26)$$

$$R_{so} = (a_s + b_s) R_a \quad (4.27)$$

$$R_a = \frac{24(60)}{\pi} G_{sc} d_r [\omega_s \sin(\phi) \sin(\delta) + \cos(\phi) \cos(\delta) \sin(\omega_s)] \quad (4.28)$$

$$d_r = 1 + 0,033 \cos\left(\frac{2\pi}{365} J_{date}\right) \quad (4.29)$$

$$\omega_s = \arccos[-\tan(\phi)\tan(\delta)] \quad (4.30)$$

$$\delta = 0,409 \sin\left(\frac{2\pi}{365} J_{date} - 1,39\right) \quad (4.31)$$

$$G \approx 0 \quad (4.32)$$

	$e^o(T)$	Sättigungsdampfdruck bei Lufttemperatur T [kPa],
	RH_{max}, RH_{min}	Maxima, Minima der Luftfeuchte [%],
	T_{max}, T_{min}	Maxima, Minima der Lufttemperatur in 2 m Höhe [$^{\circ}$ C],
	u_z	Windgeschwindigkeit in Höhe z [$m\ s^{-1}$],
	P_{atm}	Atmosphärischer Luftdruck [kPa],
	e	Basis des natürlichen Logarithmus,
	σ	STEFAN-BOLTZMANN- Konstante 4,903 [$MJ\ K^{-4}\ m^{-2}\ d^{-1}$],
	η	Albedo, für Gras: 0,23 [-],
mit	R_s	Globalstrahlung [$MJ\ m^{-2}\ d^{-1}$],
	R_{nl}	Langwellige Nettostrahlung [$MJ\ m^{-2}\ d^{-1}$],
	R_{so}	Maximal mögliche Globalstrahlung [$MJ\ m^{-2}\ d^{-1}$],
	a_s, b_s	Koeffizienten, 0,19 für a_s und 0,53–57 für b_s , [-],
	R_a	Extraterrestrische Strahlung [$MJ\ m^{-2}\ d^{-1}$],
	G_{sc}	Solarkonstante 0,082 [$MJ\ m^{-2}\ min^{-1}$],
	ω_s	Sonnenhöhe [rad],
	ϕ	Geographische Breite [rad],
	δ	Deklination der Sonne [rad],
	d_r	Inverse relative Entfernung Sonne-Erde [-],
	J_{date}	Julianisches Datum [-],
	Sonst wie Gl. 4.16.	

Die Globalstrahlung wurde hier für horizontale, nicht geneigte Flächen bestimmt. WEEKS u. WILSON (2003) zeigen, daß für west- und ostexponierte Hänge kaum Unterschiede der solaren Einstrahlung für verschiedene Hangneigungen bestehen, für süd- und nordexponierte Hänge dagegen die Differenzen schon bei Hangneigungen von 5° ca. 10 % zur horizontalen ET_P , bei 20° etwa 30 % Abweichung zur horizontal bestimmten ET_P ausmachen. Da die Versuchsfelder hier v.a. westexponiert ausgerichtet sind, kann die horizontal bestimmte ET_P als hinreichend gültig für die Bestimmung der atmosphärischen Randbedingung für diesen Versuchshang angesehen werden.

Die Berechnung der ET_P nach Gl. 4.16 setzt die Erhebung bzw. Verfügbarkeit vieler meteorologischer Eingangsgrößen voraus. Zur Bestimmung der ET_P im Untersuchungszeitraum standen diese Daten vollständig zur Verfügung (meteorologische Messungen Lichtenberg), jedoch nicht zur Berechnung von langjährigen Reihen, wie sie hier anhand der Daten der DWD-Station Gera-Leumnitz durchgeführt wurden, so daß für die fehlenden Eingabedaten für die Globalstrahlung sowie die Minima und Maxima der Lufttemperatur und Luftfeuchte folgende abgeleitete Parametrisierung vorgenommen wurde:

- Berechnung der Globalstrahlung R_s aus den Werten der Sonnenscheindauer der DWD-Station Gera-Leumnitz nach ALLEN et al. (1998) wie folgt:

$$R_s = \left(a_s + b_s \frac{S_{akt}}{S_{max}} \right) R_a \quad (4.33)$$

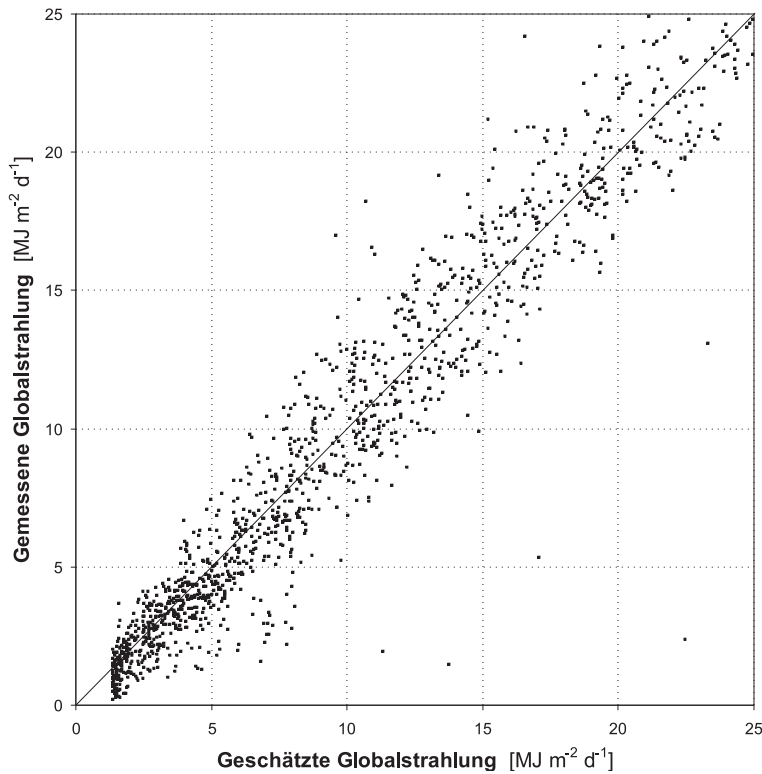


Abb. 4.30: Vergleich von gemessener (Versuchsanlage Lichtenberg) zu geschätzter Globalstrahlung (Gl. 4.33, DWD-Station Gera-Leumnitz), 1.7.2000–30.6.2004.

$$N = \frac{24}{\pi} \omega_s \quad (4.34)$$

mit a_s, b_s Koeffizienten, nach DVWK (1996) 0,19 für a_s und 0,53–0,57 für b_s [-],
 S_{akt} Sonnenscheindauer [h],
 S_{max} Maximal mögliche Sonnenscheindauer [h].

Der Vergleich von gemessener zu berechneter Globalstrahlung nach Gl. 4.33 zeigt eine hohe Übereinstimmung (Abb. 4.30, mittlere Abweichung: $-0,16 \text{ MJ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, Korrelationskoeffizient: 0,96), so daß hier die in DVWK (1996) genannten Koeffizienten unverändert übernommen wurden.

- Temperatur- und Luftfeuchtwerte liegen für die langjährigen Meßreihen nur als Tagesmittelwerte vor, deren Verwendung in ALLEN et al. (1998) jedoch explizit nicht empfohlen wird aufgrund der nichtlinearen Funktionen zur Berechnung des Sättigungsdefizits. Ein Vergleich der Berechnungsmethodik mit Werten der Wetterstation der Versuchsanlage Lichtenberg bestätigt dieses (Tab. 4.6): Die Berechnung der ET_P mit Tagesmittelwerten der Lufttemperatur T und Luftfeuchte RH führt im Vergleich zu der Berechnung der ET_P mit Tagesmaxima bzw. -minima

Tab. 4.6: Vergleich der berechneten ET_P unter Verwendung von gemessenen T_{max} -, T_{min} -, RH_{max} - und RH_{min} -Werten, von mittleren Temperatur- und Feuchtwerten sowie von abgeleiteten T_{max} -, T_{min} -, RH_{max} - und RH_{min} -Werten als Eingangsparameter: Verdunstungssummen, Abweichungen, mittlerer absoluter Fehler und Korrelationskoeffizient im Untersuchungszeitraum, Versuchsanlage Lichtenberg ($n = 1422$).

		$T_{max/min}, RH_{max/min}$ Messung Lichtenberg	T_{mean}, RH_{mean} Messung Lichtenberg	$T_{max/min}, RH_{max/min}$ Regressionsmodell
Σ	[mm]	3046	2656	2994
Δ	[mm]	-	-390,3	-52,4
	[%]	-	-12,8	-1,7
MAE	[mm d ⁻¹]	-	0,55	0,17
r	[-]	-	0,99	0,99

zu einer um 13 % bzw. um -390 mm geringeren Verdunstungssumme, mit einem mittleren Fehler von 0,6 mm d⁻¹.

Eine Ableitung von T_{max} , T_{min} , RH_{max} und RH_{min} aus mittleren Temperatur- und Luftfeuchtwerten ist möglich, indem ein ΔT bzw. ΔRH zu T_{mean} bzw. RH_{mean} addiert oder subtrahiert wird, wobei für

- ΔT bzw. ΔRH ein konstanter Wert angenommen werden kann, z.B. als mittlere Differenz von T_{mean} und T_{max} einer Meßreihe, oder
- ΔT bzw. ΔRH als variable Parameter gebildet werden, z.B. als Regressionsfunktion zwischen ΔT und anderen gemessenen meteorologischen Parametern.

Hier wurde ein variables ΔT und ΔRH verwendet, abgeleitet mittels einfacher linearer Regressionen aus der mittleren Lufttemperatur bzw. Luftfeuchte sowie der Globalstrahlung. Zur Ermittlung der Güte des Regressionsmodells wurde die ET_P mit den so ermittelten Werten für T_{max} , T_{min} , RH_{max} und RH_{min} berechnet (Tab. 4.6).

Gegenüber der Verwendung von mittleren Temperatur- und Feuchtwerten kann so der gesamte Fehler der Verdunstungsbestimmung auf < 2 % reduziert werden bzw. auf eine mittlere Abweichung von $< 0,2$ mm d⁻¹, so daß eine hinreichend genaue Parametrisierung der Gl. 4.16 für langjährige Reihen der ET_P angenommen werden kann.

Eine multiple Regressionsanalyse unter Einbeziehung von Luftfeuchte und Lufttemperaturwerten, zusätzlich zur Globalstrahlung, führte zu keiner Verbesserung der ET_P -Schätzung, so daß hier der lineare Regressionsansatz verwendet wurde.

4.4.5.3 Evapotranspiration von Waldbeständen nach PENMAN-MONTEITH

Die genannten indirekten Methoden zur Bestimmung der ET_P sind ursprünglich zur Bestimmung der Verdunstungsleistung einer Grasvegetation entwickelt worden. Die Übertragung auf anders geartete Vegetationsdecken ist nicht ohne weiteres möglich, da hier sowohl pflanzenspezifische physiologische Unterschiede im Transpirationsvermögen, als auch der spezifische morphologische Aufbau der Vegetationsdecke von Bedeutung sind. Insbesondere die Verdunstungsleistung der Waldvegetation ist nicht mehr durch einfache Skalierungsfunktionen, wie sie oft erfolgreich für Agrarpflanzen eingesetzt werden, aus den indirekten Bestimmungen der Grasreferenzverdunstung ableitbar, so daß hier komplexe Ansätze Verwendung finden müssen.

Zur Bestimmung der Verdunstungsleistung von Einzelbäumen, Baumgruppen oder größeren zusammenhängenden Waldbeständen werden in der Waldhydrologie eine Vielzahl von Methoden eingesetzt, welche im Vergleich z.T. sehr unterschiedliche Ergebnisse liefern können (JAEGER 1999). Wichtige direkte und indirekte Feldmethoden, welche in einer großen Anzahl von Untersuchungen angewendet wurden, sind:

- Transpirationsmessungen an Ästen oder Blättern (z.B. MICHAEL 1967, MITSCHERLICH u. KÜNSTLE 1975, KÜNSTLE u. ULLRICH 1976, KÜNSTLE u. MITSCHERLICH 1977, KÜNSTLE et al. 1979, GROSS et al. 1980, TAKOS 1987 und 1990);
- Freilanduntersuchungen mittels Lysimeter oder Messungen in Laborgefäßen an *Einzelbäumen* (z.B. KALWEIT 1953, PRENK 1960, FRIEDRICH 1961, BRAUN 1973, FRITSCHEN et al. 1973, KELLER u. BEDA-PUTA 1975, LÜTZKE u. SIMON 1975, SCHMIDT 1975, BRAUN 1976, FRITSCHEN et al. 1977, LASSOIE u. SALO 1981, MAGNUSSEN 1983, DUNIN et al. 1985, RIEKERK 1985a u. 1985b, TAKOS 1986, BYRNE et al. 1988, FRITSCHEN 1991, MÜLLER 1993, BOMAN 1994, KRENN et al. 1999, MÜLLER u. SEYFARTH 1999) oder in *größeren Baumbeständen* (z.B. PATRIC 1961, SCHROEDER 1969, VRBEK 1996 und 2005, MÜLLER 2005 sowie die in Kap. 2.2.2 genannten Lysimeteranlagen Castricum, Colbitzer Heide und St. Arnold);
- Messungen zum Feuchteverlauf und der Bodenwasserbilanz in Waldböden (z.B. DELLA-BIANCA u. DILS 1960, BRÜLHART 1969, HOLMES u. COLVILLE 1970, BRECHTEL 1973, BLUME u. ZIMMERMANN 1975, GERMANN 1975, HÄDRICH 1979, BORER 1980, BRECHTEL 1980, GREMINGER u. LEUENBERGER 1983, LEHNARDT u. BRECHTEL 1983, HUDSON 1988, RAKEI et al. 1989, BOUTEN 1995, BRÉDA et al. 1995, FEISTEL et al. 1996, STURM et al. 1996, FARES u. ALVA 1999, GRIMMEISEN u. KENNEL 1999, SCHUME et al. 2003);
- Abflußmessungen oder Messungen der Spiegelstandsänderungen in Grundwassermeßstellen (z.B. URIE 1965, BÖKE u. LINDSTEDT 1981, MURAKAMI et al. 2000);

- meteorologische Methoden zur Erfassung der aktuellen Evapotranspiration der Vegetationsschicht (z.B. STEWART u. THOM 1973, PERTTU et al. 1980, SPITTLEHOUSE 1985, WERNER 1980, VOGT 1995, FEISTEL et al. 1996, WICKE u. BERNHOFER 1996) sowie
- sonstige Methoden wie Messung des Xylemflusses (z.B. LADEFOGED 1963, BALEK et al. 1983, LANG 1999) oder Bestimmung mittels Tracer (KLINE et al. 1976).

Neben den Feldmethoden können die in Kap. 4.4.5.2 dargestellten Ansätze zur indirekten Bestimmung der ET_P bzw. ET_A angewendet werden. Insbesondere der Ansatz nach PENMAN-MONTEITH ist geeignet, die Evapotranspiration von Waldbeständen zu berechnen, da hier folgende Merkmale der Pflanzenverdunstung berücksichtigt werden:

- Berücksichtigung des gegenüber Grasflächen stark abweichenden aerodynamischen Austausches über Waldbeständen durch den aerodynamischen Widerstandsterm r_a ;
- Berücksichtigung des gegenüber Gras- oder agrarischen Nutzpflanzen stark abweichenden pflanzenphysiologischen Verhaltens der stomatären Steuerung der Transpiration durch Gehölze durch den Widerstandsterm r_s , sowie die
- mögliche Unterscheidung von Verdunstungsverhältnissen bei nassen und trockenen Pflanzenoberflächen, und damit die Berücksichtigung von Interzeptions- und Transpirationsbedingungen und -zeiträumen.

Der Ansatz nach PENMAN-MONTEITH wird deshalb in der Mehrzahl der Modellierungsansätze zur Waldverdunstung verwendet (z.B. SWIFT JR. et al. 1977, GASH et al. 1979, KELLER 1979, HALLDIN et al. 1980, HALLDIN et al. 1984, ROSE 1984, BRINGFELT 1985, DOLMAN et al. 1988, RUNNING u. COUGHLAN 1988, MCCARTHY et al. 1992, TIKTAK u. VAN GRINSVEN 1994 u. 1995, REY 1999, MURAKAMI et al. 2000), wobei sich insbesondere die Ansätze zur Beschreibung des Widerstandsterms r_s unterscheiden.

Neben der Verwendung von konstanten Pflanzenwiderstandswerten (z.B. in PERTTU et al. 1980 und einigen älteren Modellen der Waldhydrologie, vgl. TIKTAK u. VAN GRINSVEN 1995) sind für r_s eine Reihe von Funktionen abgeleitet worden, welche das physiologische Verhalten der Pflanze in Abhängigkeit von den meteorologischen Verhältnissen beschreiben. Einzelne Modellansätze beschreiben zudem die Waldvegetation detailliert in einzelnen Stockwerken einschließlich der Bodenoberfläche bzw. Krautschicht und berücksichtigen die variierende Energieeinstrahlung und damit die Verdunstungsmöglichkeiten dieser Vegetationsstockwerke (z.B. COOPER u. LOCKWOOD 1987, BERNHOFER et al. 1996, WU et al. 2000).

Ein einfacher Ansatz zur Berechnung der Waldverdunstung ist die Skalierung von Verdunstungsformeln, welche die potentielle Verdunstung für Grasflächen berechnen, mit Hilfe von spezifischen, für einen bestimmten Vegetationstyp geltenden Koeffizienten (*crop coefficients*; für Wald z.B. ITEM 1979, ERNSTBERGER u. SOKOLLEK 1983, ERNSTBERGER 1985, LEVITT et al. 1995,

ZIMMERMANN 1995). Den oben dargestellten komplexen Verdunstungsverhältnissen wird dieser Ansatz jedoch nicht gerecht.

Der hier gewählte Ansatz zur Berechnung der potentiellen Waldverdunstung verwendet die allgemeine PENMAN-MONTEITH-Gleichung (Gl. 4.35) mit angepaßten Albedowerten sowie r_a - und r_s -Termen für die Baumart *Kiefer* (vgl. Kap. 4.4.8).

Im ersten Schritt der Berechnung wird ein Interzeptionsmodell verwendet, welches den Bestandsniederschlag, die Zeiträume, in denen die Pflanzenoberfläche benetzt oder trocken ist, sowie die Evaporation von benetzten Pflanzenoberflächen bestimmt. In einem zweiten Schritt wird dann die Transpiration für Zeiten mit trockenen Pflanzenoberflächen bestimmt. Dieser Ansatz folgt damit im wesentlichen dem in vielen waldhydrologischen Modellen verwendeten methodischen Vorgehen zur Abschätzung der potentiellen Waldverdunstung.

Die potentielle Evapotranspiration für Zeiten mit trockenen Blattoberflächen ($r_s > 0$) wird mit der allgemeinen PENMAN-MONTEITH-Gleichung bestimmt (ALLEN et al. 1998):

$$\lambda ET_P = \frac{\Delta (R_n - G) + \rho_a c_p \frac{(e_s - e_a)}{r_a}}{\Delta + \gamma \left(1 + \frac{r_s}{r_a}\right)} \quad (4.35)$$

	λET_P	Evapotranspiration [$\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$],
	ρ_a	Luftdichte bei konstantem Druck [kg m^{-3}],
	c_p	Spezifische Wärme bei konstantem
mit		Druck [$\text{MJ kg}^{-1} \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$],
	r_s	Pflanzenwiderstand [s m^{-1}],
	r_a	Aerodynamischer Widerstand [s m^{-1}],
	Sonst wie Gl. 4.16.	

Der Pflanzenwiderstand r_s (bzw. die stomatäre Leitfähigkeit als Maß für die Öffnung der Stomata) wird, neben dem Einfluß der Feuchte des Bodens, durch die meteorologischen Einflußgrößen Globalstrahlung, Luftfeuchte und -temperatur sowie den CO_2 -Gehalt der Luft bestimmt (TAKAKURA et al. 1975, JARVIS 1976, SINGH u. SZEICZ 1980, BRINGFELT 1982a u. 1982b, HATFIELD 1985, LINDROTH 1985, STEWART u. DE BRUIN 1985, DOLMAN 1988, STEWART 1988), wobei sich die physiologische Fähigkeit der stomatären Steuerung der Transpiration einzelner Vegetationsarten unterscheidet.

Einen empirischen Ansatz zur Vorhersage des r_s -Terms für die Waldvegetation, welcher die meteorologischen Einflußgrößen Globalstrahlung und Luftfeuchte berücksichtigt, leiten LOHAMMAR et al. (1980) ab, welcher in einer Reihe von Studien zur Simulation der Waldtranspiration verwendet wurde (z.B. HALLDIN et al. 1979, 1980 u. 1984, BRINGFELT u. LINDROTH 1987, PERSSON u. LINDROTH 1994, HEIDMANN et al. 2000). Dieser Ansatz wird hier mit den Parametrisierungen für die Baumart *Kiefer* (Tab. 4.7) verwendet:

Tab. 4.7: Verwendete Parameter in Gl. 4.16 und 4.35 zur Berechnung der potentiellen Gras- und Waldverdunstung.

^a nach ALLEN et al. 1998^b nach JARVIS et al. 1976 und SHUTTLEWORTH 1989^c nach LINDROTH 1985^d nach SCURLOCK et al. 2001a, 2001b

Vegetation	R_0 [MJ m ⁻² d ⁻¹]	g_m [m s ⁻¹]	$(e_s - e_a)_{50}$ [Pa]	η [-]	LAI [-]
Gras	-	-	-	0,23 ^a	-
<i>Pinus syl.</i>	11,8 ^c	0,0231 ^c	359 ^c	0,12 ^b	6 ^d

$$r_s = \frac{1}{g_s LAI} \quad (4.36)$$

$$g_s = \frac{R_s}{R_s + R_0} \frac{g_m}{1 + (e_s - e_a)/(e_s - e_a)_{50}} \quad (4.37)$$

mit	g_s	Stomatäre Leitfähigkeit [m s ⁻¹],
	LAI	Blattflächenindex [-],
	R_s	Globalstrahlung [MJ m ⁻² d ⁻¹],
	R_0	Globalstrahlung bei 50 % Lichtsättigung [MJ m ⁻² d ⁻¹],
	g_m	Maximale stomatäre Leitfähigkeit [m s ⁻¹],
	$e_s - e_a$	Sättigungsdampfdruckdefizit [kPa],
	$(e_s - e_a)_{50}$	Sättigungsdampfdruckdefizit bei 50 % Stomatenschluß [kPa].

Der aerodynamische Widerstand r_a kann in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit sowie Parametern, welche das logarithmische Windprofil beschreiben, bestimmt werden (SZEICZ et al. 1969; Parametrisierung von d und z_0 nach MURAKAMI et al. 2000):

$$r_a = \frac{1}{\kappa^2 u_z} \left[\ln \left(\frac{z - d}{z_r} \right) \right]^2 \quad (4.38)$$

$$d = 0,78 h_{veg} \quad (4.39)$$

$$z_r = 0,07 h_{veg} \quad (4.40)$$

mit	κ	KARMAN-Konstante 0,41 [-],
	u_z	Windgeschwindigkeit in Höhe z [m s ⁻¹],
	d	Verdrängungshöhe [m],
	z_r	Aerodynamische Rauigkeit [m],
	h_{veg}	Vegetationshöhe [m].

Der Ansatz nach Gl. 4.38 impliziert, daß die Windgeschwindigkeit oberhalb des betrachteten Vegetationsbestandes bestimmt wird, im Falle der Waldverdunstung also oberhalb der Baumkronen. Da sowohl die Bestimmungen auf der

Versuchsanlage Lichtenberg als auch der DWD-Station Gera-Leumnitz über niedrigen Vegetationshöhen durchgeführt wurden mit gegenüber einer Waldbestockung stärker abweichenden Windprofilen, kann hierdurch r_a für diesen Fall nur näherungsweise bestimmt werden. Da im PENMAN-MONTEITH-Ansatz der Widerstandsparameter r_a jedoch um eine Größenordnung geringer ist als der stomatäre Widerstand r_s , die potentielle Waldverdunstung damit in nur geringem Maße von r_a bestimmt wird, kann diese Parametrisierung als hinreichend angesehen werden, zumal die Ableitungen von d und z_0 aus h_{veg} nach MURAKAMI et al. 2000 für eine Waldvegetation durchgeführt wurden.

4.4.5.4 Das GASH-Interzeptionsmodell

Seit der frühen Untersuchung von HORTON werden zur Berechnung des Interzeptionsvorganges Simulationsmethoden eingesetzt. Waren es in den ersten Jahrzehnten Regressionsansätze, basierend auf dem Verhältnis von Freiland- zu Bestandsniederschlag (z.B. HORTON 1919, DELFS 1958, HELVEY 1965 u. 1967, ZINKE 1965, JACKSON 1975, MAHENDRAPPA u. KINGSTON 1982, HOYNINGEN-HUENE 1983, SCHROEDER 1984 u. 1989, HOFFMANN 1999), so werden seit den Arbeiten von RUTTER et al. (1971, 1975 und 1977), welcher die Wasserbilanz des Interzeptionsprozesses in den drei Phasen

- Aufsättigen des Kronenraumspeichers,
- Sättigungsphase bei anhaltendem Niederschlag bzw. solange der Niederschlag den Kronenraumspeicher übersteigt, sowie
- Abtrocknungsphase

detailliert beschrieben und simuliert hat, komplexe Modelle entwickelt und eingesetzt (z.B. MULDER-Modell, MULDER 1983 u. 1985; GASH-Modell, GASH 1979, GASH et al. 1979 und GASH et al. 1995; CALDER-Modell, CALDER 1986 u. 1996).

Hier wird zur Beschreibung des Interzeptionsvorgangs der analytische Ansatz nach GASH verwendet, welcher aufgrund seiner relativ einfachen Parametrisierung und der möglichen Verwendung von Tageswerten des Niederschlages in vielen Interzeptionsstudien verwendet wurde (z.B. ERIKSSON u. GRIPP 1979, DOLMAN 1987, RAO 1987, HUTJES et al. 1990, LOUSTAU et al. 1992, HERBST u. THAMM 1994, DYKES 1997, VALENTE et al. 1997, CARLYLE-MOSES u. PRICE 1999). Das numerische MULDER-Modell, welches hier auch getestet wurde, benötigt dagegen zeitlich hoch aufgelöste Niederschlagsdaten, welche zwar für den Untersuchungszeitraum zur Verfügung standen, nicht jedoch für die Simulation von Langzeitprognosen. Auch zeigten die Ergebnisse der hier durchgeführten Testläufe, daß keine wesentlich bessere Validierung dieses Modelles gegenüber dem GASH-Modell möglich war. Zu diesem Ergebnis kam auch DOLMAN (1987) bei einem Modellvergleich.

Der Ansatz nach GASH beruht dabei auf dem schon von HORTON 1919 verwendeten Regressionsansatz:

$$I = a P + b, \quad (4.41)$$

wobei hier a aus dem Verhältnis der Verdunstungsrate der nassen Kronenraumboberfläche zur Niederschlagsrate beim Niederschlagsereignis und b als Funktion des Kronenraumspeichers abgeleitet wird. Die Berechnung der Interzeption kann auf Basis von Tageswerten des Niederschlages oder ereignisbezogen geprüft werden.

Die Niederschlagshöhe P' zum Sättigen der Kronendach-Speicherkapazität wird nach Gl. 4.42 berechnet, die gesamte Interzeptionshöhe setzt sich aus der Verdunstung vor Erreichen der Sättigung (Gl. 4.43), der Verdunstung während der Sättigung (Gl. 4.44) sowie der Verdunstung nach Niederschlagsende (Gl. 4.45) zusammen:

$$P' = S_K \left(-\frac{\bar{R}}{\bar{E}} \right) \ln \left[1 - \left(\frac{\bar{E}}{\bar{R}} \right) \left(\frac{1}{1-p} \right) \right] \quad (4.42)$$

$$I_1 = (1-p)P' - S_K \quad (4.43)$$

$$I_2 = \left(\frac{\bar{E}}{\bar{R}} \right) (P - P') \quad (4.44)$$

$$I_3 = S_K \quad (4.45)$$

$$P_B = \begin{cases} 0 & \text{bei } P \leq P' \\ P - I_1 - I_2 - I_3 & \text{bei } P > P' \end{cases} \quad (4.46)$$

	P	Freilandniederschlag [mm d ⁻¹],
	P_B	Kronendurchlaß [mm d ⁻¹],
	I	Interzeption [mm d ⁻¹],
mit	S_K	Kronendach-Speicherkapazität [mm],
	\bar{R}	Niederschlagsrate [mm h ⁻¹],
	\bar{E}	Verdunstungsrate [mm h ⁻¹],
	p	Direkt durchfallender P -Anteil [-].

Die Niederschlags- und Verdunstungsraten \bar{R} und \bar{E} sind dabei für Niederschlagsereignisse, bei denen gesättigte Verhältnisse im Kronenraum anzunehmen sind, zu berechnen, für die Benetzungskapazität des Kronenraumes S_K und den relativen Anteil des frei durch den Kronenraum durchfallenden Niederschlag p müssen Annahmen getroffen werden. Für den Parameter \bar{R} wurden hierzu die zeitlich hochaufgelösten Niederschlagswerte der Versuchsflächen verwendet; da keine entsprechenden Verdunstungswerte vorlagen, wurde die Verdunstungsrate nach PENMAN-MONTEITH für \bar{E} angesetzt. Das GASH-Modell ist einerseits sensitiv in Bezug auf das Parameterverhältnis von \bar{E} zu \bar{R} (LOUSTAU et al. 1992), andererseits zeigen KLAASSEN et al. (1998), daß die Interzeptionshöhe vor allem durch den Speichervorgang im Kronenraum, jedoch wenig von der Verdunstungsrate während des Niederschlagsereignisses bestimmt wird.

In den hier durchgeführten Simulationen des Kalibrierungs- und Validierungszeitraumes führte die Prüfung der Sensitivität (zur Berechnung vgl. Kap.

Tab. 4.8: Test der Sensitivität der Parameter \bar{R} , \bar{E} , S_K und p des GASH-Interzeptionsmodells: Parametervariation, berechneter Kronendurchlaß P_B und Sensitivitätsindizes SI und SI_{Rel} . Basisfall: Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse, Kap. 5.2.1.

	\bar{R} [mm h ⁻¹]	\bar{E} [mm h ⁻¹]	S_K [mm]	p [-]	P_B [mm]	SI [out in ⁻¹]	SI_{Rel} [-]
Basisfall	3,17	0,08	2,10	0,150	550	-	-
2,0 \bar{R}	6,34	0,08	2,10	0,150	558	2,6	0,0
0,5 \bar{R}	1,59	0,08	2,10	0,150	534	10,2	0,0
2,0 \bar{E}	3,17	0,15	2,10	0,150	534	-231,5	-0,1
0,5 \bar{E}	3,17	0,04	2,10	0,150	558	-204,2	0,0
2,0 S_K	6,20	0,13	4,20	0,150	382	-80,2	-0,9
0,5 S_K	2,05	0,06	1,05	0,150	703	-145,7	-0,2
2,0 p	3,17	0,08	2,10	0,300	552	15,3	0,0
0,5 p	3,17	0,08	2,10	0,075	558	-109,3	0,0

4.4.7) im GASH-Modell zu folgenden Ergebnissen (Tab. 4.8): Die Verdoppelung der Verdunstungsrate \bar{E} führt zu einer geringen Reduzierung, eine Halbierung zu geringer Erhöhung des Kronendurchlasses, so daß hier die Ergebnisse von LOUSTAU et al. (1992), welche eine hohe Sensitivität dieses Parameters angeben, nicht bestätigt werden können. Auch die Parameter \bar{R} und p sind relativ unempfindlich; wesentlich empfindlicher im GASH-Modell ist dagegen der Parameter S_K , was die Ergebnisse von KLAASSEN et al. (1998) bestätigt.

Die hier durchgeführte Parametrisierung für \bar{E} wird somit als hinreichend abgeschätzt. Die Bestandsparameter, S_K und p , wurden hier für die Fichtenschonung in den Kalibrierungs- und Validierungsläufen ermittelt, für die Berechnung des Kiefernbestandes wurden Werte von RUTTER et al. (1971) und LLORENS u. GALLART (2000) verwendet (vgl. Diskussion auf S. 176). Da die Stamm-Speicherkapazität von Nadelbäumen sehr gering ist, wurde nur die Speicherkapazität des Kronenraumes berücksichtigt.

4.4.6 Kalibrierung und Validierung

Die Anwendung von Modellierungswerkzeugen ist unvermeidlich mit Fehlern behaftet, welche bei der Interpretation der Simulationsergebnisse zu berücksichtigen sind. Fehler in der Modellanwendung beruhen auf drei Teilfehlern:

- Interne Modellfehler (Gültigkeit des konzeptionellen Modells für die Beschreibung eines zu betrachtenden Systemverhaltens; fehlerhafte Umsetzung des konzeptionellen Modells in den Modellalgorithmen);
- Fehler in den Eingabedaten (z.B. systematische Fehler in den Niederschlagsdaten);

- Fehler in der Parametrisierung des Modells (z.B. fehlerhafte Annahmen zu hydraulischen Durchlässigkeiten).

Die Kalibrierung bzw. Validierung eines Modells dient der Reduzierung des dritten Teilfehlers. Unter *Kalibrierung* wird hier die Findung eines Parametersatzes verstanden, welcher zu einer befriedigenden Übereinstimmung von Modellprognose und Beobachtung führt. Unter *Validierung* wird hier die Fortschreibung der Simulation mit dem in der Kalibrierung gefundenen Parametersatz verstanden, jedoch nicht eine übergeordnete, allgemeingültige Prüfung und Verifikation des Modelles. Damit ist auch die Validierung immer „history matching“ wie die Kalibrierung („Ground-water models cannot be validated“, KONIKOW u. BREDEHOEFT 1992, vgl. auch DE MARSILY et al. 1992 und BREDEHOEFT u. KONIKOW 1992; zur Modellvalidierung siehe auch TSAN 1987, ADDISCOTT et al. 1995, PESCATORE 1995, ZUIDEMA 1995, SCHULTZ 1997, BERGER 1998 u. CORWIN et al. 1999a). Zur Beurteilung der Abweichungen von Modellprognosen und empirischen Beobachtungen sind diese zu quantifizieren; ein allgemeingültiges Kriterium für eine zulässige Abweichung gibt es jedoch nicht (ROSSMANN 1997), sondern ist für jede Modellanwendung zu definieren.

Die Kalibrierung bzw. Validierung erfolgt hier anhand der gemessenen Abflüsse A_o und A_i der Versuchsfelder, wobei die Vorgehensweise hier dem Ansatz des „split-sample testing“ folgt (HAWLEY et al. 1980, SHRADER et al. 1980, KLEMEŠ 1986, WHITMORE 1991, EWEN u. PARKIN 1996, MULLA u. ADDISCOTT 1999). Hierbei wird ein Datensatz in zwei voneinander unabhängige Teildatensätze unterteilt, für den ersten Teildatensatz die Kalibrierung durchgeführt und mit dem optimierten Parametersatz die Validität am zweiten Teildatensatz überprüft. Die Teilung kann dabei zeitlich, räumlich, für Wiederholungsmessungen oder anhand unterschiedlicher Systemzustände (z.B. nasse oder trockene hydrologische Bedingungen) erfolgen. Bei den hier durchgeführten Untersuchungen erfolgte eine zeitliche Trennung des Gesamtdatenbestandes (1.7.2000–30.6.2004) in die Teildatensätze

- 1.11.2000–31.10.2001 Kalibrierungszeitraum A_o ,
- 1.11.2001–31.10.2002 Validierungszeitraum A_o ,
- 1.11.2002–31.1.2003 Kalibrierungszeitraum A_i ,
- 1.2.2003–30.4.2003 Validierungszeitraum A_i .

Die gegenüber dem Kalibrierungszeitraum für den Parameter A_o abweichenden Zeiträume für A_i beruhen auf der im Untersuchungszeitraum später aufgenommenen Messung dieses Abflusses (Kap. 4.2.2) und auf den fehlenden Abflußereignissen im Sommerhalbjahr, so daß die Einbeziehung dieses Zeitraumes nicht sinnvoll ist.

Die Findung eines optimierten Parametersatzes im Kalibrierprozeß kann durch „Versuch und Irrtum“ oder durch inverse Simulation erfolgen. Bei der unter Umständen hohen Anzahl der einzubeziehenden Parameter ist die Durchführung durch Versuch und Irrtum langwierig und nicht vollständig; automatische

Verfahren der inversen Simulation stehen jedoch nicht in allen Modellen zur Verfügung. Zur Variation der Parameter für die Kalibrierung des HELP- und HYDRUS-Modelles wurde ein Softwaretool entwickelt, welches für einen vorgegebenem Parameterraum (obere und untere Parametergrenzen, Diskretisierung) die Modellsteuerung übernimmt und die Modellprognosen hinsichtlich der Übereinstimmung von prognostizierten und gemessenen Datenreihen auswertet. Die Umsetzung dieser Werkzeuge erfolgte mit *Microsoft*© *Visual Basic for Applications* in *Microsoft*© *Excel*, die Steuerung des HELP- bzw. HYDRUS-Modelles mit entsprechenden Batchdatei-Aufrufen. Durch diese Technik ist die systematische Kalibrierung möglich, wobei der Aufwand letztlich durch die verfügbare Rechenkapazität begrenzt ist. Für die vorliegende Untersuchungen konnten so Modellläufe in der Anzahl von einigen 10^6 (HELP) bzw. 10^3 (HYDRUS_2D) durchgeführt und ausgewertet werden.

Die Beurteilung der Kalibrierung erfolgte zum einen durch eine visuelle Prüfung anhand der graphisch aufgetragenen Meß- und Modellreihen, zum anderen durch quantitative Maße. Wichtige Prüfgrößen beim Vergleich von Modell- zu Beobachtungsreihen sind zum einen Maße der Einzelabweichungen der Wertepaare y_{obs} und y_{pred} bzw. ihre Mittelwerte, zum anderen die Größe des Zusammenhangs von y_{obs} zu y_{pred} . In der Literatur wird eine Vielzahl von einzelnen statistischen Maßen zur Beurteilung von Modellergebnissen verwendet (z.B. CAVADIAS u. MORIN 1986, GREEN u. STEPHENSON 1986, LOAGUE u. GREEN 1990 u. 1991, FLAVELLE 1992, WMO 1992, ZEPP u. BELZ 1992), wobei viele verwendete statistische Größen voneinander abhängig sind (WEGLARCZYK 1998).

Die Beurteilung eines einzelnen Modellaufes erfolgte hier an den Maßen *ME* (*Mean Error*), *MAE* (*Mean Absolute Error*), *RMSE* (*Root Mean Square Error*), *CAE* (*Cumulative Absolute Error*) und dem *Produktmoment-Korrelationskoeffizienten* r :

$$ME = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n y_{obs(i)} - y_{pred(i)} \quad (4.47)$$

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |y_{obs(i)} - y_{pred(i)}| \quad (4.48)$$

$$RMSE = \left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_{obs(i)} - y_{pred(i)})^2 \right)^{\frac{1}{2}} \quad (4.49)$$

$$CAE = \sum_{i=1}^n y_{obs(i)} - \sum_{i=1}^n y_{pred(i)} \quad (4.50)$$

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (y_{pred(i)} - \bar{y}_{pred})(y_{obs(i)} - \bar{y}_{obs})}{\left(\sum_{i=1}^n (y_{pred(i)} - \bar{y}_{pred})^2 \right)^{\frac{1}{2}} \left(\sum_{i=1}^n (y_{obs(i)} - \bar{y}_{obs})^2 \right)^{\frac{1}{2}}} \quad (4.51)$$

	$y_{obs(i)}$	Gemessener Wert zum Zeitpunkt i , mit $i = 1 \dots n$,
mit	$y_{pred(i)}$	Prognostizierter Wert zum Zeitpunkt i , mit $i = 1 \dots n$,
	\bar{y}_{obs}	Mittelwert der gemessenen Werte im Zeitraum $1 \dots n$,
	\bar{y}_{pred}	Mittelwert der prognostizierten Werte im Zeitraum $1 \dots n$.

Die Werte der Abweichungen sind zu minimieren bzw. r zu maximieren; als anzustrebendes Mindestgütekriterium soll hier gelten, daß die kumulative Abweichung von gemessenen und simuliertem Abfluß in der Kalibrierungs- und Validierungsphase maximal 10 % beträgt:

$$\left| \sum_{i=1}^n y_{obs(i)} - \sum_{i=1}^n y_{pred(i)} \right| \leq 0,1 \sum_{i=1}^n y_{obs(i)} \quad (4.52)$$

4.4.7 Sensitivitätsanalysen

Die Vielzahl der Freiheitsgrade bei der Findung der optimierten Parametersätze während der Modellkalibrierung macht eine Wichtung der Steuerungsparameter sowie die Abschätzung der relevanten Wertebereiche der Steuerungsparameter notwendig.

Mittels der *Parameter-Sensitivitätsanalyse* wird durch systematische Parametervariation der Modelleingabewerte die Änderung der zu betrachtenden Ausgangsgröße bestimmt (Beispiele und Diskussion bei [PINGOUD 1984](#), [BATHURST 1986](#), [CORWIN 1995](#), [LOAGUE u. CORWIN 1996](#), [NANDAKUMAR u. MEIN 1997](#), [CORWIN et al. 1999a](#), [EITZINGER et al. 2002](#), [RANKINEN et al. 2002](#)). Die Sensitivität bei Variation eines Parameters wird ausgedrückt durch:

$$SI = \frac{\Delta O}{\Delta I} \quad (4.53)$$

mit	SI	Sensitivitätsindex [$\{Einheit O\} \{Einheit I\}^{-1}$]
	I	Eingabewert
	O	Ausgabewert

Da die Werte des Sensitivitätsindizes SI von den Einheiten der verwendeten Eingabe- bzw. Ausgabeparametern abhängig sind, ist für einen Vergleich von Sensitivitäten verschiedener Steuerungsparameter der normalisierte, relative Sensitivitätsindex SI_{Rel} zu verwenden:

$$SI_{Rel} = \frac{\Delta O}{\Delta I} \frac{I}{O} \quad (4.54)$$

mit	SI_{Rel}	Relativer Sensitivitätsindex [-]
-----	------------	----------------------------------

Die Durchführung der Sensitivitätsanalyse der Regelparameter des Bodenwasserhaushaltes erfolgte mit dem HELP-Modell, wobei zur Steuerung des Modelles die in Kap. 4.4.6 genannten Softwaretools angewendet wurden. Hierbei wurden für einen Parameter bzw. für eine Parameterkombination eine systematische Parametervariation innerhalb eines vorgegebenen Wertebereiches

durchgeführt und die Sensitivitätsindizes berechnet, wobei der Wertebereich und die Parameterdiskretisierung sowohl in Abhängigkeit von modellinternen zulässigen Werten, als auch von plausiblen Grenzwerten gewählt wurde.

4.4.8 Szenarien der Klima- und Bodenentwicklung

Die Bewertung des Wasser- und Gashaushaltes der untersuchten Abdeckungen muß sich zum einen auf Systemzustände bei Errichtung des Bauwerkes unter heutigen Bedingungen beziehen, zum anderen auf die mögliche langfristige Entwicklung des Systems in einigen Jahrzehnten bis Jahrhunderten. Damit wird die Abschätzung der

- Bodenentwicklung des Abdecksystems selbst, der
- Vegetationsentwicklung auf der Abdeckung sowie die
- Entwicklung der klimatischen Randbedingungen

für den Bewertungszeitraum relevant. Diese Entwicklungen sind für den Zeitraum nach Errichtung des Abdecksystems als sehr dynamisch einzuschätzen, und sind, neben der Diskussion der veränderten bodenphysikalischen Eigenschaften von Dichtsystemen, insbesondere durch die aktuelle Diskussion der prognostizierten Klimaänderungen für die Langfristprognose des Systemverhaltens von Abdeckungen von Bedeutung (PETERSEN 1994 u. 1996, KNEIB 1996, SWIFT et al. 1996 und WAUGH u. PETERSEN 1996). Folgende Aspekte sind für die langfristige Entwicklung der Abdeckungen wesentlich:

- *Bodenentwicklung*: Untersuchungen zur Entwicklung von Rohböden, z.B. von Neulandböden der rekultivierten Braunkohlegebiete, zeigen in den ersten Jahrzehnten die typischen Prozesse einer Rohbodenentwicklung wie Gefügebildung und Oberbodenauflockerung oder Humusakkumulation. Diese Prozesse durchdringen mit zunehmender Alterung das Ausgangsprofil und können in relativ kurzen Zeiträumen die Eigenschaften des Bodens überprägen (SMITH et al. 1971, SCHAFER et al. 1980, CIOLKOSZ et al. 1985, JOHNSON u. SKOUSEN 1995, NIKLAUS et al. 1997, HAUBOLD-ROSAR 1998, vgl. auch Diskussion auf S. 237).

In der Literatur werden Angaben zur Entwicklung der bodenphysikalischen Eigenschaften für die Parameter der $\theta(\psi)$ -Funktion und zum K_s -Wert getroffen. POTTER et al. (1988) berichten von der Zunahme des Grobporenvolumens von Rekultivierungsböden, die seit Aufbringung keiner Nutzung oder Lockerungsmaßnahme unterlagen. Die Mittel- und Feinporenanteile blieben über die kurzen beobachteten Zeiträume von wenigen Jahren konstant. GLAB (2005) dokumentiert die Zunahme der Grobporengehalte durch die Durchwurzelung von hoch verdichteten Oberböden. SCHAFER et al. (1980) fanden eine deutliche Gefügebildung in fünfzigjährigen Bergbauböden ohne Nutzungseinfluß in den obersten 10 cm, SCHNEIDER et al. (1997) eine Gefügebildung und die Zunahme weiter Grobporen in aufgeföresteten Löß-Rekultivierungsböden.

Über die Zunahme des K_s -wertes wurde im Rahmen der Diskussion zu Deponieabdichtungen berichtet (vgl. Diskussion auf S. 14); dort werden

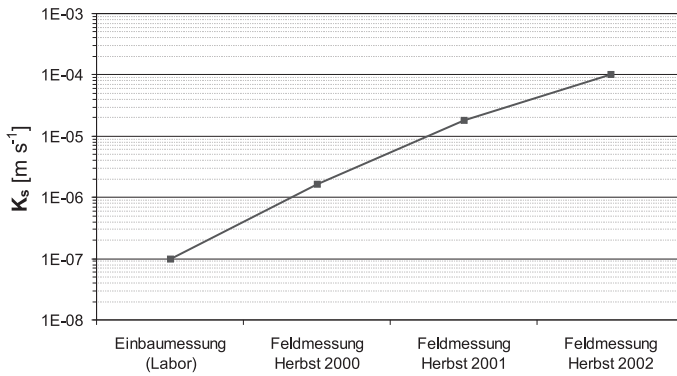


Abb. 4.31: Entwicklung des K_s -Wertes, Rekultivierungsschicht VF 2 (verändert nach HOEPFNER u. SCHNEIDER 2003). Messung im Jahr 2000: Qualitätssicherung beim Einbau, Messung 2001–2003: Infiltrationsmessung auf der Bodenoberfläche.

(erhöhte) Durchlässigkeiten bis zu 10^{-6} m s^{-1} genannt, so daß bei Einbauwerten von $< 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ eine Erhöhung um den Faktor 1000 möglich ist, und das in großen Profiltiefen.

Auf den Versuchsfeldern Lichtenberg wurde eine größere Auflockerung der Bodenoberfläche festgestellt. Messungen drei Jahre nach Einbau zeigten eine Zunahme der Durchlässigkeiten um den Faktor 1000 (Abb. 4.31, HOEPFNER u. SCHNEIDER 2003), bedingt durch die beginnende Gefügebildung in den obersten Bereichen der Rekultivierungsschicht.

- *Vegetationsentwicklung*: Sollen die Abdeckungen langfristig nicht mit einer Grasvegetation, wie auf Deponiestandorten üblich, sondern mit gesteuert aufwachsender Forstvegetation oder mit einem Sukzessionswald begrünt werden, so sind zum einen die Einflüsse einer zunehmenden Durchwurzelung und Bioturbation (vgl. Diskussion auf S. 16) zu beachten, zum anderen verändern sich die Verdunstungsbedingungen mit einer zunehmenden Bedeutung des Interzeptionsanteils und den spezifischen Transpirationsraten des Baumbestandes (vgl. Diskussion auf S. 109 und S. 113).
- *Klimaentwicklung*: Globale und regionale Klimaprognosen sagen für Mitteleuropa spürbare Änderungen der Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse voraus (vgl. Übersicht bei IPCC 2001 und EEA 2004). Für Thüringen und Sachsen wird bis ca. 2040–2060 mit einer Temperaturzunahme von 2,0 bis 2,7° C und einer leichten Niederschlagsabnahme gerechnet, bei gleichzeitiger Zunahme von Starkniederschlagsereignissen (ENKE 2001, GERSTENGARBE u. WERNER 2004, KÜCHLER 2004). Dieses wird gestützt durch die Trends klimatischer Langzeitreihen für Sachsen (BERNHOFER u. GOLDBERG 2001) oder für die Station Gera-Leumnitz in Thüringen, welche eine Temperaturzunahme von ca. 0,04° C a⁻¹ (Abb. 4.32) und einen Rückgang der Jahressummen der Niederschläge von ca. 1,1 mm a⁻¹ in den letzten Jahrzehnten belegen (Abb. 4.33).

Zur Simulation der Langzeittrends der klimatischen Entwicklung wurden hier Ergebnisse des GLOWA-Projektes verwendet, in dem die Klimaentwicklung im Elbe-Einzugsgebiet für den Zeitraum 2001–2055 mit Hilfe eines regionalen Szenarienmodells (STAR) simuliert wurde (GLOWA 2004, Daten der Prognose für Gera-Leumnitz: Anlage Tab. C12). Für die Klimaentwicklung bis 2055 wurde ein Temperaturtrend von 1,4 K

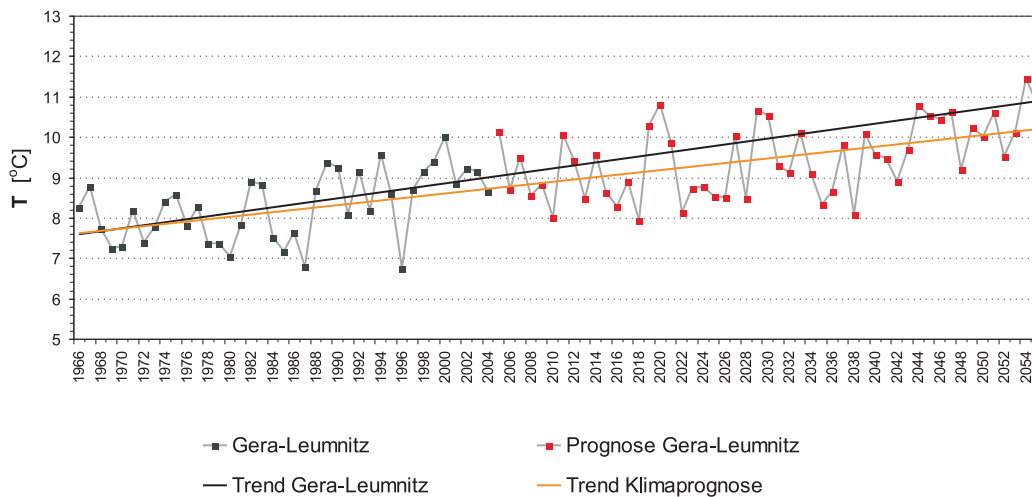


Abb. 4.32: Mittlere Jahrestemperaturen der DWD-Station Gera-Leumnitz 1966–2004, sowie Klimasimulation 2005–2055 (GLOWA/STAR).

angenommen; dieses entspricht in etwa dem moderaten A1-Szenario des IPCC (2001). Der Temperaturtrend liegt damit etwas unterhalb des linearen Trends des in Ostthüringen beobachteten Temperaturanstiegs der letzten Jahrzehnte (Abb. 4.32).

Für das Elbeinzugsgebiet wurden folgende wichtige Klimaänderungen (neben der Temperaturerhöhung) prognostiziert (GERSTENGARBE u. WERNER 2004):

- Niederschlagsrückgang, je nach Region bis zu 200 mm a^{-1} (Ausnahme: Harz und Thüringer Wald);
- Verschiebung des Niederschlagsregimes in den Jahreszeiten (Sommer: starke Abnahme, Winter: leichte Zunahme);
- Abnahme der relativen Feuchte, Zunahme des Dampfdruckes und
- Zunahme der Sonnenscheindauer im Sommer bei gleichzeitigem Rückgang der Bewölkung.

Diese klimatischen Änderungen wirken sich zum einen direkt auf den Wasserhaushalt aus, indem sich die Terme der klimatischen Wasserbilanz ändern (Tab. 4.9, LIEBSCHER 1991, LOAICIGA et al. 1996); zum anderen sind auch komplexe Wechselbeziehungen zu beobachten (LINDNER u. MURRAY 1998, OVENDIECK et al. 1998). So sinkt die Transpirationsleistung der Vegetation bei zunehmendem CO_2 -Gehalt der Atmosphäre, der Wasserverbrauch sinkt (KIMBALL u. IDSO 1983, MORISON u. GIFFORD 1984, CHAUDHURI et al. 1990, SCARASCIA-MUGNOZZA u. DE ANGELIS 1998).

Zur Systembeschreibung dieser dynamischen Entwicklungen wurden in dieser Arbeit *Simulationsszenarien* gebildet, welche einzelne Zustandsformen, wie z.B. eine Annahme der klimatischen Randbedingung in 50 Jahren, abbilden und so mögliche Entwicklungen der Abdecksysteme beschreiben. Wechselwirkungen

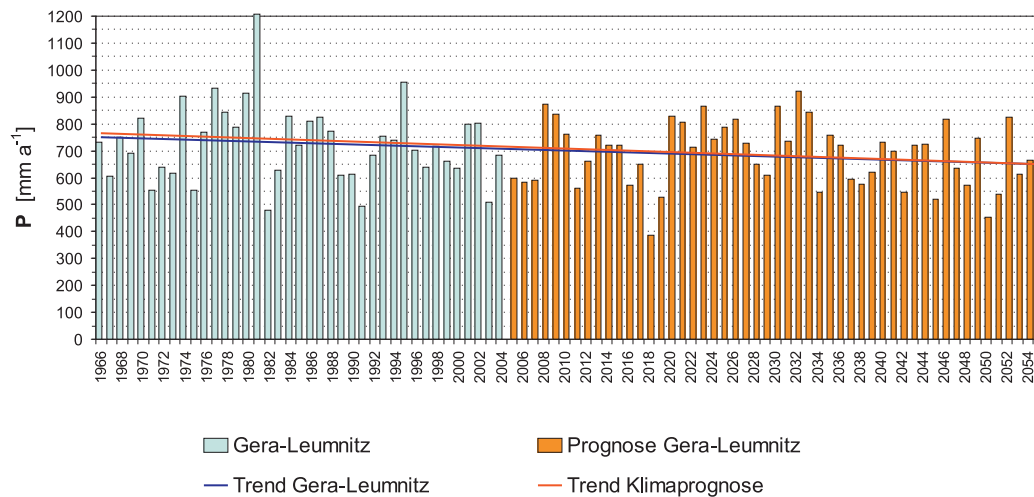


Abb. 4.33: Jährliche Niederschlagssummen der DWD-Station Gera-Leumnitz 1966–2004, sowie Klimasimulation 2005–2055 (GLOWA/STAR, jeweils korrigiert nach RICHTER).

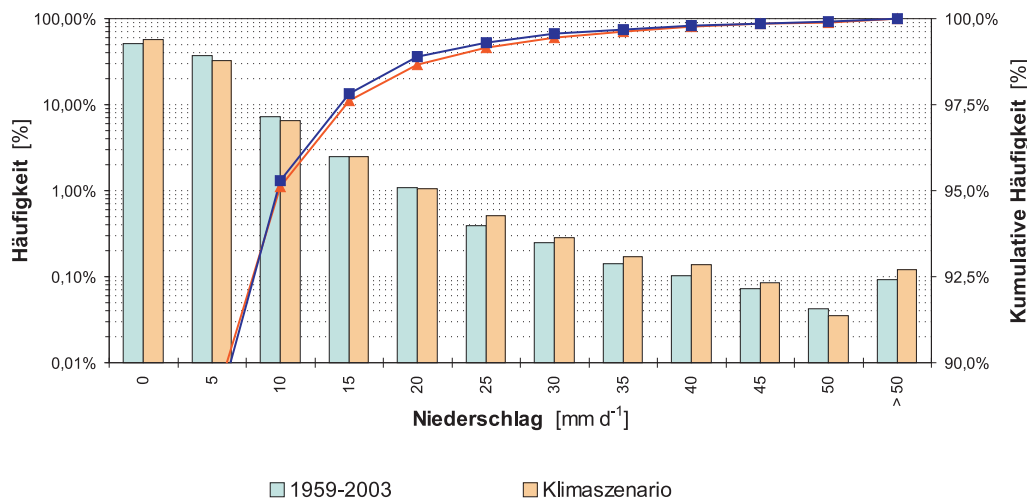


Abb. 4.34: Häufigkeitsverteilung der täglichen Niederschlagssummen, DWD-Station Gera-Leumnitz 1959–2003, sowie Klimasimulation 2001–2055 (GLOWA/STAR, jeweils korrigiert nach RICHTER).

zwischen den einzelnen Trends und Prozessen wurden dabei durch die Kombination einzelner Szenarien berücksichtigt, komplexe Rückkoppelungen wurden nicht einbezogen. Als vom Klimawandel beeinflusste Parameter wurden nur die atmosphärischen Randbedingungen, jedoch nicht die sich ändernden hydraulischen Parameter des Bodensubstrats berücksichtigt, wie sie z.B. KLOTZ (2004b, 2005) einbezieht.

Dabei wurden für die Prognose des Wasserhaushaltes des „Speicher- und Verdunstungskonzeptes“ zwei Boden- und Vegetationsszenarien sowie zwei Klimaszenarien gebildet, welche jeweils separat und miteinander kombiniert simuliert wurden:

- *Boden- und Vegetationsszenario I*: Im Szenario I wird eine oberflächennahe Bodenauflockerung angenommen sowie eine mittlere Vegetations-

Tab. 4.9: Klimatische Kennwerte des langjährigen Mittels der Station Gera-Leumnitz, sowie des GLOWA/STAR-Klimaszenarios 2001–2055. Niederschlagskorrektur nach RICHTER (1995), für GLOWA-Werte unter Verwendung von Monatskorrekturfaktoren. ET_P nach PENMAN-MONTEITH (Gl. 4.16).

		Gera-L. 1970–99	Szenario 2001–2055	2016–2035	2036–2055
T	[° C]	8,2	9,4	9,2	9,9
P_K	[mm a ⁻¹]	739,1	686,9	717,8	640,4
ET_P	[mm a ⁻¹]	657,9	702,3	694,0	722,2
KW	[mm a ⁻¹]	+81,2	-15,4	+23,7	-81,7

entwicklung, z.B. eines jungen aufwachsenden Waldes.

- *Boden- und Vegetationsszenario II*: Szenario einer tiefgründigen Gefügebildung und Durchwurzelung, die Bodenauflockerung hat bei geringmächtigen Abdeckungen (Versuchsfeld 2) das Haldenmaterial, bei hohen Mächtigkeiten (Versuchsfeld 1 und 3) die unteren Lagen der Abdeckung erreicht; für die Durchwurzelung und die Verdunstungsparametrisierung wird eine fortgeschrittene Vegetationsentwicklung eines Waldes angenommen.
- *Klimaszenario I*: GLOWA-Szenario zwischen 2016–2035, mittlere Temperaturerhöhung um 1,0° C und mittlere jährliche Niederschlagsverringerung um 21,3 mm mit noch leicht positiver mittlerer klimatischer Wasserbilanz in diesem Zeitraum, und
- *Klimaszenario II*: GLOWA-Szenario zwischen 2036–2055, mittlere Temperaturerhöhung um 1,7° C, mittlere jährliche Niederschlagsverringerung um 98,7 mm und damit negativer klimatischer Wasserbilanz (Tab. 4.9).

Zur Prognose des Systemverhaltens unter rezenten Verhältnissen wurden Szenarien gebildet, welche die Substratcharakteristik des Einbauzustandes widerspiegeln, und es wurden die meteorologischen Verhältnisse ohne Annahme eines zukünftigen Klimawandels angesetzt (Referenzszenarien VF 1 bis 3). Als *Prognosezeitraum*²¹ wurde dabei der vierjährige Untersuchungszeitraum (1.7.2000–30.6.2004, UZ) sowie der dreißigjährige Zeitraum vor Beginn der Untersuchung (1970–1999, LR) verwendet.

Für die Vegetationsszenarien wurden für die Varianten mit einer Waldbestockung Nadelwald-Monokulturen angenommen, um den Grad der Komplexität der Verdunstungsbestimmung und -parametrisierung – etwa durch einen Mischbestand mit unterschiedlichen Vegetationsstockwerken und zeitlich variablen Blatt- und Nadeloberflächen – nicht weiter zu erhöhen (vgl. Kap. 4.4.5.3). Für die Endabdeckung des verfüllten Tagebaus Lichtenberg werden für die Begrünung Laub-/Nadelwald-Mischbestände mit den Hauptbaumarten Eichen,

²¹ Der Begriff „Prognosezeitraum“ wird hier auch für zeitlich zurückliegende Zeiträume verwendet im Sinne einer Modellprognose für einen Systemzustand unter der Randbedingung historischer Daten, ohne Unterscheidung in „Prognose“- und „Epignose“-Zeiträume.

Buchen, Erlen und Kiefern geplant. Wie in Kap. 2.2.2 gezeigt wurde, unterscheiden sich die mittleren Transpirationsraten der Hauptbaumarten allerdings nur wenig. Die Laubbaumarten führen dagegen zu signifikant niedrigeren Interzeptionsanteilen, so daß sich insbesondere die effektiven Infiltrationsverhältnisse im Winterhalbjahr deutlich unterscheiden können, mit geringerer Verdunstung der Misch- und Laubbaumbestände.

Zur Prüfung des Speicher- und Verdunstungskonzeptes wurde deshalb die Nadelbaumart „Kiefer“ der potentiellen Vegetation in Ostthüringen (Kiefern-Eichen-Wald mit Rotbuche, HEINZE et al. 2001) ausgewählt, und ein Vegetationsszenario eines reinen *Kiefernbestandes* gebildet, um die hohe potentielle Verdunstungsleistung der Waldvegetation zu simulieren.

Wie für die Ein- und Zweischichtabdeckungen der Versuchsanlage sind auch für die Standardtypen der Deponieabdeckung Szenarienbetrachtungen für die langfristige Prognose der wasserhaushaltlichen Wirksamkeit durchzuführen. Neben den oben genannten Klimaszenarien der GLOWA-Prognose wurden hier deshalb folgende „Versagensfälle“ einer gealterten Deponieabdeckung des Typs Deponieklasse (DK) I und II betrachtet:

- DK I: Austrocknungsinduzierte Erhöhung der hydraulischen Durchlässigkeit der mineralischen Dichtungsschicht in der Dreischichtabdeckung um den Faktor 10, keine Veränderung der Boden- und Vegetationsparameter der Rekultivierungsschicht.
- DK II: Durchwurzelung der Kunststoffdichtungsbahn, hierdurch Ausbildung von Fehlstellen (jeweils ca. 1 cm² groß) und austrocknungsinduzierte Erhöhung der hydraulischen Durchlässigkeit der mineralischen Dichtungsschicht um den Faktor 10 sowie Verschlechterung des Kontaktes von Kunststoffdichtungsbahn und Dichtungsschichtoberkante.

Die vollständige Parametrisierung der Szenarien ist in der Anlage Tab. H3–H4 und H6–H8 für das HELP-Modell sowie in der Anlage Tab. I1–I9 für das HYDRUS_2D-Modell aufgeführt; die Klimaszenarien sind in Tab. 4.9 zusammenfassend dargestellt.

4.4.9 Berechnungen zum Gashaushalt

4.4.9.1 Modellansatz

Der diffusive Gasfluß in porösen Medien ist vom Konzentrationsgradienten des betrachteten Gases und seinem Diffusionskoeffizienten in dem betrachteten Medium abhängig (1. Fick'sche Gesetz, CRANK 1975):

$$J = -D \frac{\delta c}{\delta z} \quad (4.55)$$

mit

J	Gasfluß [g m ⁻² s ⁻¹],
D	Diffusionskoeffizient [m ² s ⁻¹],
c	Gaskonzentration [g m ⁻³],
z	Ortskoordinate [m].

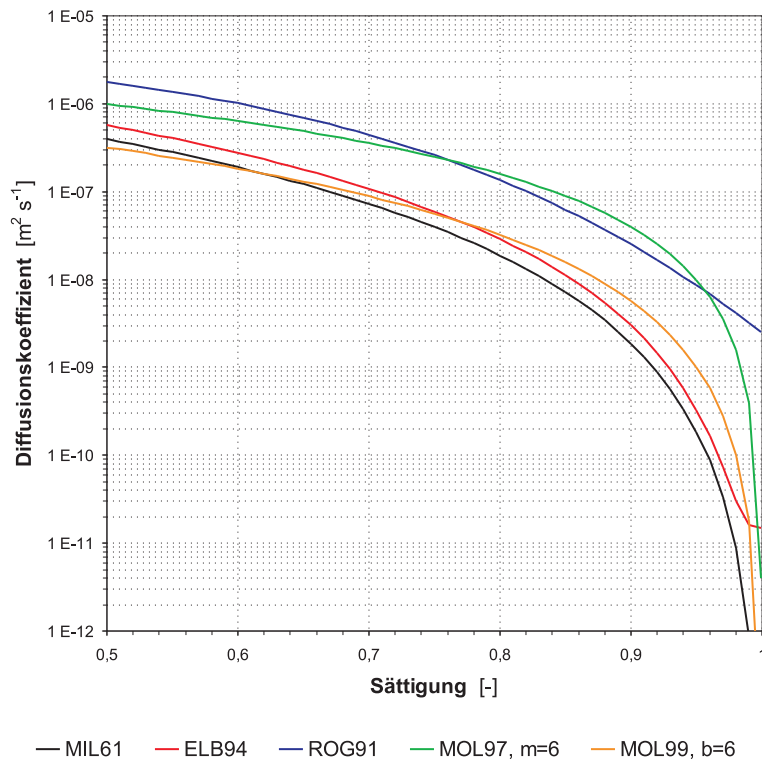


Abb. 4.35: Funktionen der Diffusionskoeffizienten nach MILLINGTON u. QUIRK 1961, ROGERS u. NIELSON 1991, ELBERLING et al. 1994, MOLDRUP et al. 1997 (natürliches Porensystem) und MOLDRUP et al. 1999b (Lehm); Diffusionskoeffizient als Funktion der Wassersättigung eines einschichtigen Bodenprofils mit angenommenem Gesamtporenvolumen von $0,3 [m^3 m^{-3}]$.

Der Diffusionskoeffizient D ist dabei eine direkte Funktion des luftgefüllten Porenraumes, und damit der Porengrößenverteilung, der Porenkontinuität und -tortuosität²². Zur Beschreibung der Funktionen von D in Abhängigkeit genannter Parameter wurden eine Reihe von Modellansätzen entwickelt; frühe empirische Modelle beziehen dabei nur das luftgefüllte Porenvolumen ein, weiterentwickelte physikalisch fundierte Modelle berücksichtigen auch das Gesamtporenvolumen und Parameter zur Beschreibung der Porengeometrie (z.B. MILLINGTON u. QUIRK 1961, TROEH et al. 1982, ROGERS u. NIELSON 1991, ELBERLING et al. 1994, MOLDRUP et al. 1997).

Abb. 4.35 zeigt eine Reihe dieser Ansätze zur Vorhersage des Diffusionskoeffizienten, welche oft zur Prognose des Sauerstofftransportes in Abdeckungen verwendet werden. Deutlich wird, daß insbesondere im Bereich hoher Wassersättigung die verschiedenen Modelle um Größenordnungen divergierende Diffusionskoeffizienten berechnen.

Für die Beurteilung der Gasdiffusion bei der Sanierung von Bergbaualtlasten wird oft das Modell nach ELBERLING et al. 1994 verwendet:

²² Tortuosität: Verhältnis von Porenlänge zur Länge des Mediums.

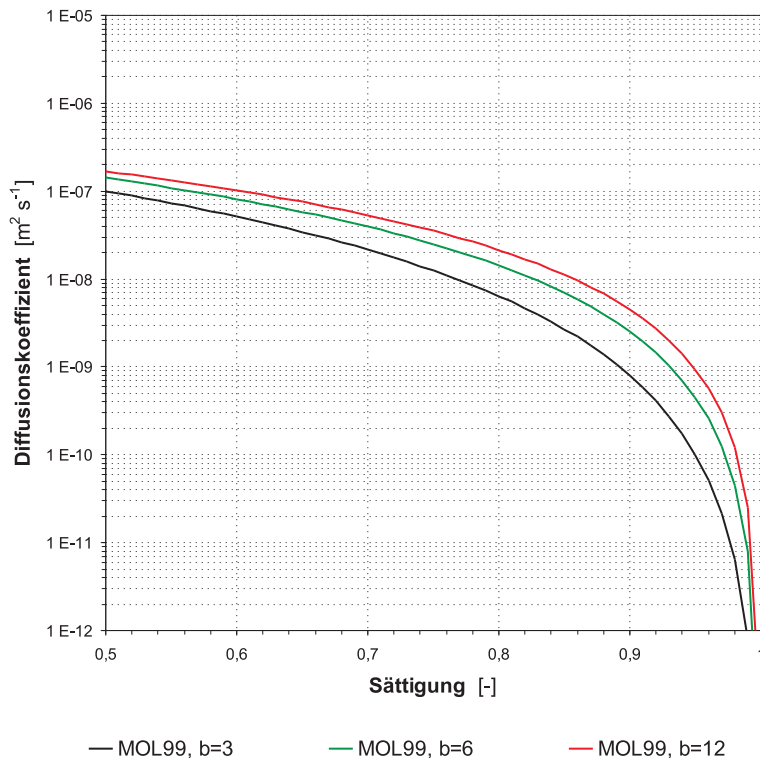


Abb. 4.36: Funktionen der Diffusionskoeffizienten nach [MOLDRUP et al. 1997](#) mit Variation des Tortuositätsfaktors m ; Diffusionskoeffizient als Funktion der Wassersättigung eines einschichtigen Bodenprofils mit angenommenem Gesamtporenvolumen von $0,3 \text{ [m}^3 \text{ m}^{-3}\text{]}$.

$$D_S = 0,273 D_O \left(1 - \left[1 - \frac{\Phi_L}{\Phi_G} \right] \right)^{3,26} + \left(\frac{0,273 \left[1 - \frac{\Phi_L}{\Phi_G} \right] D_W}{H} \right) \quad (4.56)$$

mit

- D_S Diffusionskoeffizient im Boden [$\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$],
- D_O Diffusionskoeffizient in Luft [$\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$],
- D_W Diffusionskoeffizient in Wasser [$\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$],
- Φ_G Gesamtporenvolumen [$\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$],
- Φ_L Lufterfülltes Porenvolumen [$\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$],
- H HENRY-Konstante für Gleichgewicht Sauerstoff Luft/Wasser, $H=24$ [-].

[MOLDRUP et al. \(1996, 1997, 1999a, 1999b, 2000a, 2000b\)](#) kombinieren eine Reihe der Ansätze zur Vorhersage von D zu Modellen, welche das Gesamtporenvolumen, das lufterfüllte Porenvolumen und die Tortuosität berücksichtigen.

Das PMQ-Modell (PENMAN, MILLINGTON u. QUIRK: [MOLDRUP et al. 1997](#)) verwendet einen Tortuositätsfaktor m , wobei hierfür Werte von $m = 3$ (hohe Tortuosität: ungestörtes, natürliches Porensystem) und $m = 6$ (mittlere Tortuosität: gestörtes Porensystem gepackter Proben) angegeben werden:

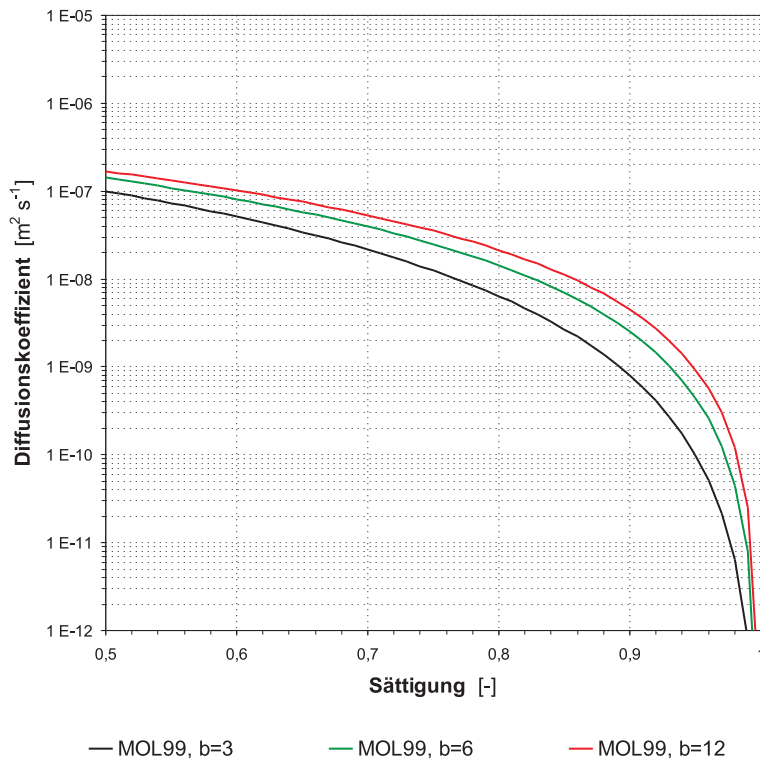


Abb. 4.37: Funktionen der Diffusionskoeffizienten nach [MOLDRUP et al. 1999b](#) mit Variation des Faktors b der $\theta(\psi)$ -Funktion; Diffusionskoeffizient als Funktion der Wassersättigung eines einschichtigen Bodenprofils mit angenommenem Gesamtporenvolumen von $0,3 \text{ [m}^3 \text{ m}^{-3}\text{]}$.

$$D_S = D_O \cdot 0,66 \cdot \Phi_G \left(\frac{\Phi_L}{\Phi_G} \right)^{\frac{12-m}{3}} \quad (4.57)$$

In [Abb. 4.36](#) wird der Einfluß zunehmender Tortuosität in nicht natürlich gelagerten, gestörten Porensystemen nach [Gl. 4.57](#) deutlich, jeweils unter Annahme eines gleich großen Gesamtporenvolumens. [MOLDRUP et al. \(2001\)](#) zeigen, daß Porensysteme natürlicher Böden eine höhere Tortuosität und eine geringere Gasdiffusion aufweisen gegenüber künstlich geschaffenen Porensystemen von Probenkörpern, welche aufgrund der stärker vernetzten Poren höhere Gasdiffusionskoeffizienten haben. Zudem zeigen sie, daß eine zunehmende Aggregation, und damit zunehmenden Bildung von Makroporen, nur sehr geringen Einfluß auf die Gasdiffusion hat (einen hohen dagegen auf die Gasleitfähigkeit und den konvektiven Gasfluß).

Das BBC-Modell (BUCKINGHAM, BURDINE u. CAMPBELL: [MOLDRUP et al. 1999b](#)) verwendet als Parameter zur Beschreibung der Porengeometrie den Faktor b der Parametrisierung der $\theta(\psi)$ -Funktion nach [CAMPBELL \(1974\)](#) (entspricht der Steigung der $\theta(\psi)$ -Funktion in einer doppellogarithmischen Darstellung):

$$D_S = D_O \Phi_G^2 \left(\frac{\Phi_L}{\Phi_G} \right)^{2 + \frac{3}{b}} \quad (4.58)$$

In Abb. 4.37 ist die Abhängigkeit der Gasdiffusion von der Steigung der $\theta(\psi)$ -Funktion nach Gl. 4.58 dargestellt. Die Gasdiffusionskoeffizienten steigen dabei von sandigen Substraten ($b = 3$) über Lehme ($b = 6$) zu Tonen ($b = 12$), jeweils unter Annahme eines gleich großen Gesamtporenvolumens.

Hier wurden, neben dem Ansatz nach ELBERLING, die beiden Modelle nach MOLDRUP (Gl. 4.57 und 4.58) verwendet, da sie durch die Berücksichtigung der Porengeometrie zur Vorhersage des Diffusionskoeffizienten von Rohböden mit gegenüber natürlichen Böden abweichenden Porensystemen besonders geeignet erscheinen.

Bei der Betrachtung von Schichtprofilen mit voneinander abweichenden Sättigungsgraden einzelner Schichten und damit abweichender Diffusionskoeffizienten ist als effektiver Diffusionskoeffizient D_{eff} des Gesamtprofils das harmonische Mittel („Parallelschaltung der Widerstände“) zu bilden (CRANK 1975):

$$D_{eff} = \frac{\sum_{i=1}^n z_i}{\sum_{i=1}^n \frac{z_i}{D_i}} \quad (4.59)$$

mit D_{eff} Effektiver Diffusionskoeffizient [$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$],
 z_i Mächtigkeit der Schicht i bei n Schichten [m],
 D_i Diffusionskoeffizient der Schicht i bei n Schichten [$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$].

Der Sauerstofffluß durch die betrachteten Oberflächenabdeckungen wurde hier, neben dem stationären Diffusionsansatz, instationär eindimensional für eine vertikale Bodensäule, in Abhängigkeit von der Wassersättigung des Bodenprofils, mittels Gl. 4.60 berechnet:

$$J(z, t) = -D(z, t) \frac{\Delta c(z, t)}{\Delta z}, \quad (4.60)$$

unter der Annahme einer oberen Randbedingung mit einer Sauerstoffkonzentration von 21 Vol % (Atmosphäre) sowie einer unteren Randbedingung von 0 Vol %. Die instationäre Konzentrationsverteilung läßt sich analytisch oder mittels numerischer Verfahren berechnen. Wendet man zur näherungsweise Bilanzierung der Sauerstoffflüsse ein einfaches Schichtmodell wie bei RICHTER (1972a) an, so kann die Konzentrationsänderung in der Tiefe z nach Gl. 4.61 als Differenz von diffusivem Zu- und Abstrom einer einzelnen Schicht berechnet werden:

$$\Delta c = \Delta t \left(\frac{1}{\Delta z} \downarrow J - \uparrow J \right) \quad (4.61)$$

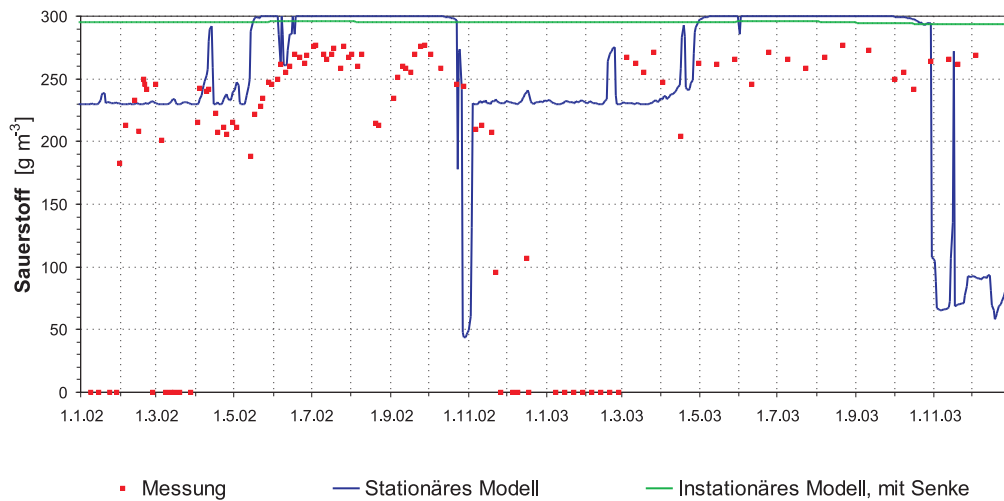


Abb. 4.38: Gemessene und berechnete Sauerstoffkonzentration in der Bodenluft, Abdeckung VF 2, in 70 cm Tiefe. Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56.

mit

$\downarrow J$	Sauerstoffzustrom $[g\ m^{-2}\ s^{-1}]$
$\uparrow J$	Sauerstoffabstrom $[g\ m^{-2}\ s^{-1}]$

Als potentieller Senkenterm wurde die biologische Sauerstoffzehrung in Abhängigkeit von der Bodentemperatur in den obersten 0,3 m des Bodens nach BEYER (1990) angesetzt. Der Sauerstoffverbrauch durch die Pyritoxidation wurde hier nicht berücksichtigt, da dieser Prozeß erst in tiefliegenden Bereichen des Haldenmaterials zu größeren Senkenbeiträgen führt (A- und B-Zone, vgl. Abb. 3.6 und 3.8), im Abdeckmaterial aufgrund der sehr niedrigen Pyritgehalte bzw. der hohen Basenkapazität im liegenden Haldenmaterial der C-Zone gering sein sollte.

4.4.9.2 Verifikation des Modellansatzes

Die verschiedenen Modellansätze sowie Beschreibungen des Diffusionskoeffizienten wurden anhand der Sauerstoffmessungen des Versuchsfeldes 2 überprüft, da für die Einsichtabdeckung über dem Haldenmaterial ein kontinuierliches Sauerstoffprofil geringer Komplexität zu erwarten ist, gegenüber diskontinuierlichen, komplexen Profilen der Versuchsfelder 1 und 3 aufgrund der dort ausgeprägten Mehrschichtigkeit und Diskontinuitäten der Feuchteprofile. Im Einzelnen wurde geprüft: stationärer/instationärer Ansatz, biologische Senke, Diffusionskoeffizient nach ELBERLING et al. 1994, MOLDRUP et al. 1997 und 1999b.

Nur mit der Parametrisierung des Diffusionskoeffizienten nach ELBERLING sowie dem stationäre Modellansatz konnten die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen in der Bodenluft annähernd durch die Simulation nachgebildet werden (Abb. 4.38–4.42). Sowohl die Funktionen nach MOLDRUP als auch das instationäre Schichtmodell nach RICHTER führte in der Abdeckung zu höheren simulierten Sauerstoffgehalten. In den Zeiträumen, in denen die Sauerstoffmessung in 70 cm und 200 cm keinen Sauerstoff registriert, berechnet der

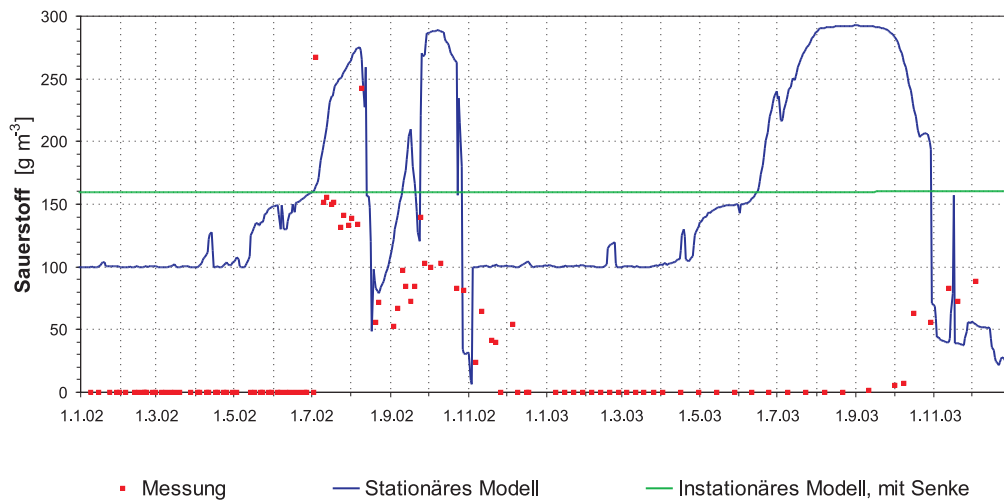


Abb. 4.39: Gemessene und berechnete Sauerstoffkonzentration in der Bodenluft, Haldenmaterial VF 2, in 200 cm Tiefe. Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56.

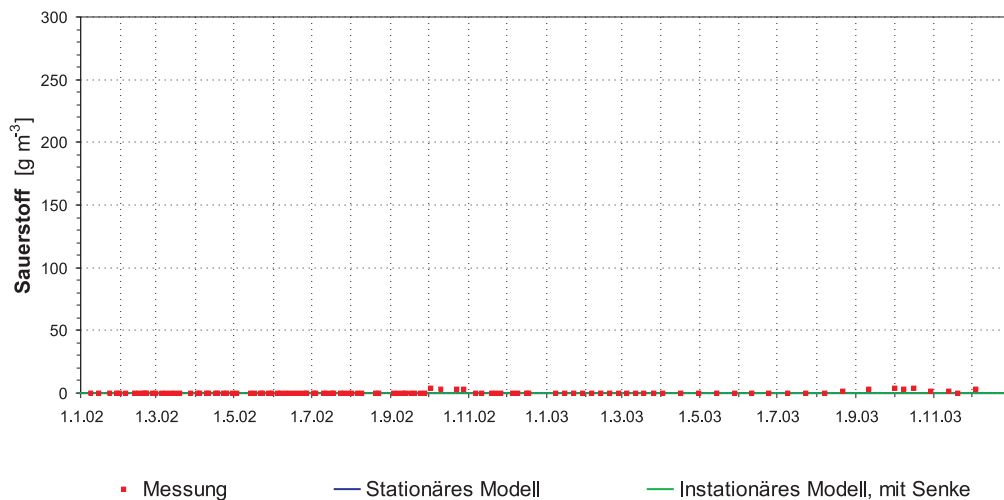


Abb. 4.40: Gemessene und berechnete Sauerstoffkonzentration in der Bodenluft, Haldenmaterial VF 2, in 300 cm Tiefe. Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56.

Diffusionsansatz stets eine höhere Gasdiffusion und höhere Sauerstoffgehalte in der Bodenluft.

Insgesamt wird eingeschätzt, daß der stationäre Modellansatz nach Gl. 4.55 hinreichend ist zur Bewertung der gashaushaltlichen Wirksamkeit verschiedener Oberflächenabdeckungen. Um den Gasfluß durch die Wahl des Diffusionskoeffizienten nach ELBERLING, welcher relativ niedrige Werte liefert (Abb. 4.35), nicht zu unterschätzen, wurde in allen weiteren Berechnungen auch der Ansatz nach MOLDRUP für Böden mittlerer Tortuosität (Gl. 4.57, $m = 6$) sowie der Ansatz nach MOLDRUP und CAMPBELL (Gl. 4.58, $b = 6$ für Abdeckung und $b = 4, 5$ für Haldenmaterial) verwendet.

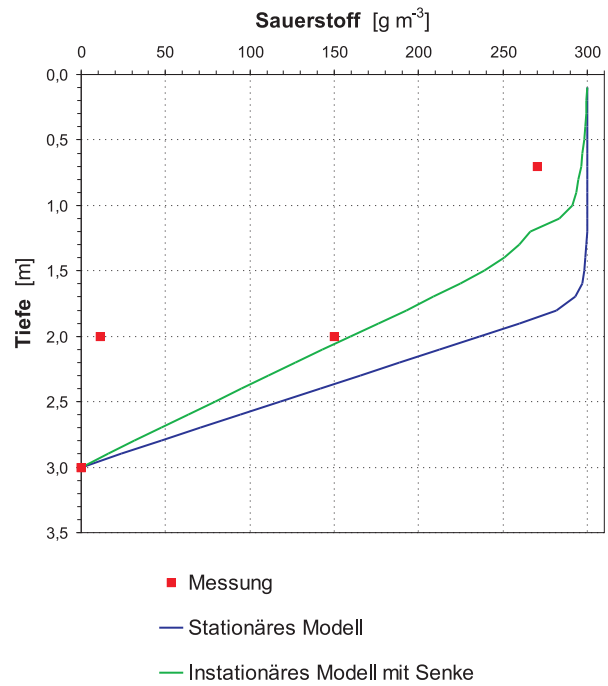


Abb. 4.41: Gemessene und berechnete Sauerstoffkonzentration in der Bodenluft, Profil VF 2 Mitte Juli 2002. Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56.

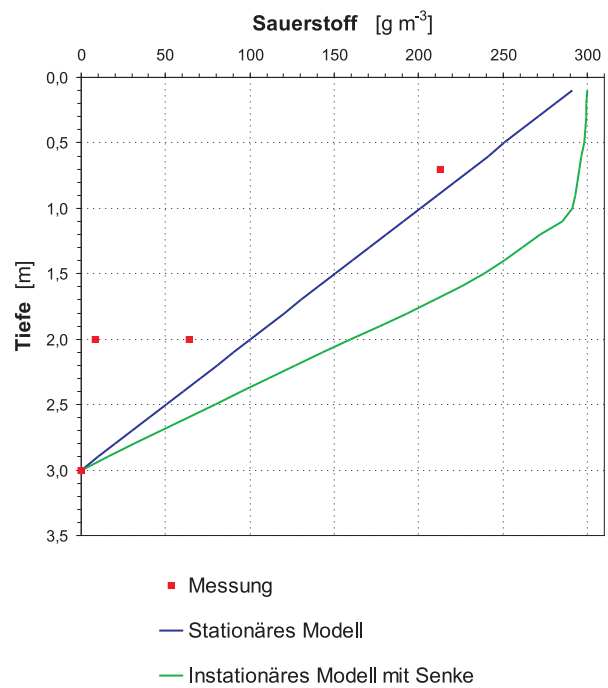


Abb. 4.42: Gemessene und berechnete Sauerstoffkonzentration in der Bodenluft, Profil VF 2 Mitte November 2002. Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56.

5 Ergebnisse

Im folgenden werden im ersten Abschnitt (Kap. 5.1) die wesentlichen bodenhydrologischen Ergebnisse der Versuchsanlage Lichtenberg dargestellt, einschließlich der hydrometeorologischen Bedingungen während des Untersuchungszeitraums. In Kap. 5.1.5 und 5.2.1 werden die Interzeptionsmessungen sowie die Prognosen des GASH-Interzeptionsmodells diskutiert. In den Kap. 5.2.2, 5.2.3 und 5.2.4 werden die Ergebnisse der Wasserhaushaltssimulationen mit der Wasserscheidenmethode, des HELP- und des HYDRUS_2D-Modells gezeigt, in Kap. 5.2.5 die Resultate der Simulationen des Gashaushaltes für die betrachteten Abdeckvarianten. Eine zusammenfassende Bewertung der Ergebnisse erfolgt in Kap. 6.

5.1 Ergebnisse der Feldmessungen

5.1.1 Witterung im Untersuchungszeitraum

Die Witterung während des Untersuchungszeitraumes kann insgesamt als wärmer und trockener gegenüber dem langjährigen mittleren Verlauf charakterisiert werden mit einer um $1,4^\circ\text{C}$ höheren mittleren Lufttemperatur, gegenüber den mittleren Jahresniederschlägen um 135 mm geringeren Niederschlägen²³, einer um 119 mm höheren potentiellen Verdunstung und damit einer insgesamt stark negativen klimatischen Wasserbilanz von -172 mm (Tab. 5.1 sowie Anhang Tab. C1–C10).

Anhand der mittleren monatlichen Lufttemperaturen (Abb. 5.1) sowie der Monatssummen des Niederschlages, der potentiellen Verdunstung und der klimatischen Wasserbilanz (Abb. 5.2–5.4) können die Sommer- und Winterhalb-

²³ Zur besseren Lesbarkeit werden Jahresniederschlags- oder Abflußsummen im Kap. 5 nicht mit der Einheit mm a^{-1} , sondern mit mm versehen, diese Einheit bezieht sich stets auf ein Kalenderjahr.

Tab. 5.1: Meteorologische Kennwerte der Station Lichtenberg des Untersuchungszeitraumes im Vergleich zum langjährigen Mittel der Station Gera-Leumnitz, $n = 1422$.

		Langjähriges-Mittel	Untersuchungszeitraum	Δ
T	$[\text{° C}]$	8,2	9,7	+1,5
P_K	$[\text{mm a}^{-1}]$	739,1	604,6	-134,5
$\sum R_s$	$[\text{MJ m}^{-2} \text{ a}^{-1}]$	3608	3663	+55
ET_P	$[\text{mm a}^{-1}]$	657,9	776,8	+118,9
KW	$[\text{mm a}^{-1}]$	+81,2	-172,2	-253,4

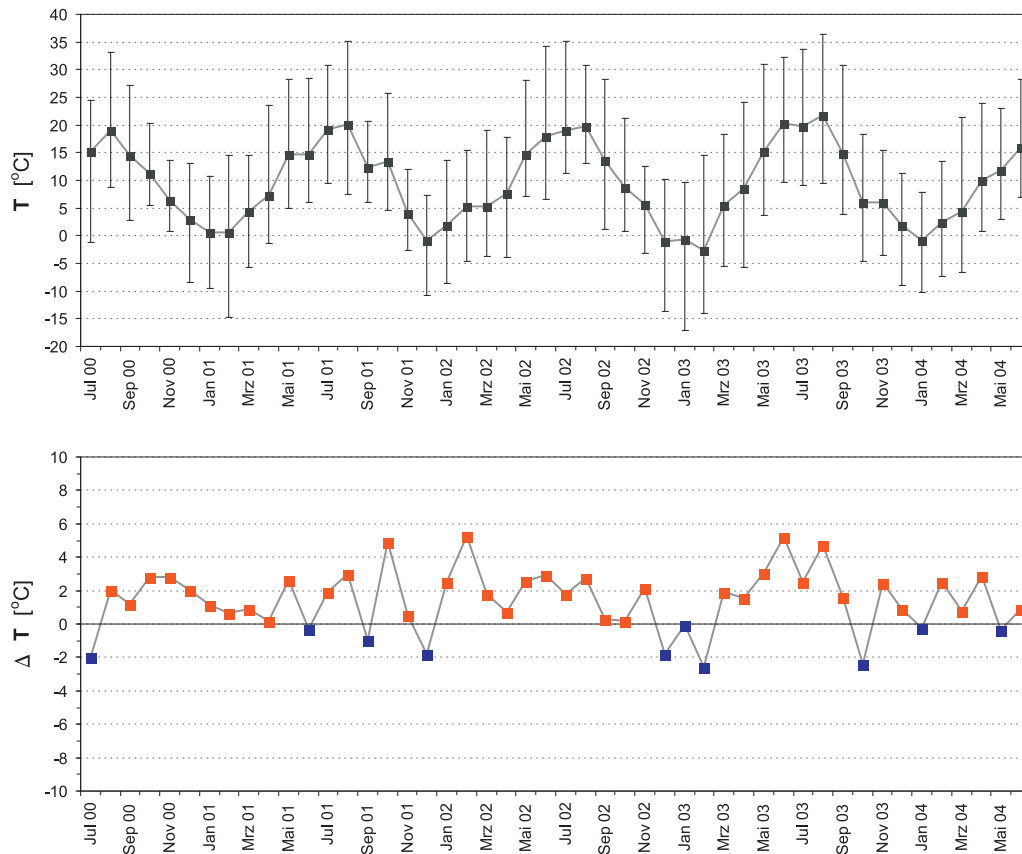


Abb. 5.1: Lufttemperatur auf der Versuchsanlage Lichtenberg: (oben) Monatsmittel sowie maximale und minimale Lufttemperaturen sowie (unten) Differenz zum langjährigen Monatsmittel der DWD-Station Gera-Leumnitz (1970–1999).

jahre des Untersuchungszeitraumes wie folgt hinsichtlich ihrer hydrometeorologischen Beschaffenheit charakterisiert werden²⁴:

- *Sommerhalbjahr 2000*: Überdurchschnittlich warm ($+1,6^{\circ}\text{C}$ gegenüber dem Sommermittel) mit kühlen Juli, T_{max} im August von $33,2^{\circ}\text{C}$; mit 357 mm unterdurchschnittliche Niederschläge (-57 mm) mit nassen Juli und September; die ET_P ist mit 583 mm um 91 mm höher als im langjährigen Durchschnitt, die klimatische Wasserbilanz im Sommerhalbjahr insgesamt negativ mit -226 mm .
- *Winterhalbjahr 2000/2001*: Überdurchschnittlich warm ($+1,3^{\circ}\text{C}$ gegenüber dem Wintermittel) mit einer sehr warmen ersten Winterhälfte, T_{min} im Februar von $-14,7^{\circ}\text{C}$; mit 246 mm stark unterdurchschnittliche Niederschläge (-78 mm) mit einem nassen März; die ET_P ist mit 185 mm durchschnittlich hoch, die klimatische Wasserbilanz im Winterhalbjahr positiv mit $+61\text{ mm}$.
- *Sommerhalbjahr 2001*: Überdurchschnittlich warm ($+1,9^{\circ}\text{C}$ gegenüber dem Sommermittel) mit einem kühlen Juni und September und einem

²⁴ Hinsichtlich des Vergleichs der Stationen Lichtenberg und Gera-Leumnitz siehe auch Kap. 4.2.8.3.

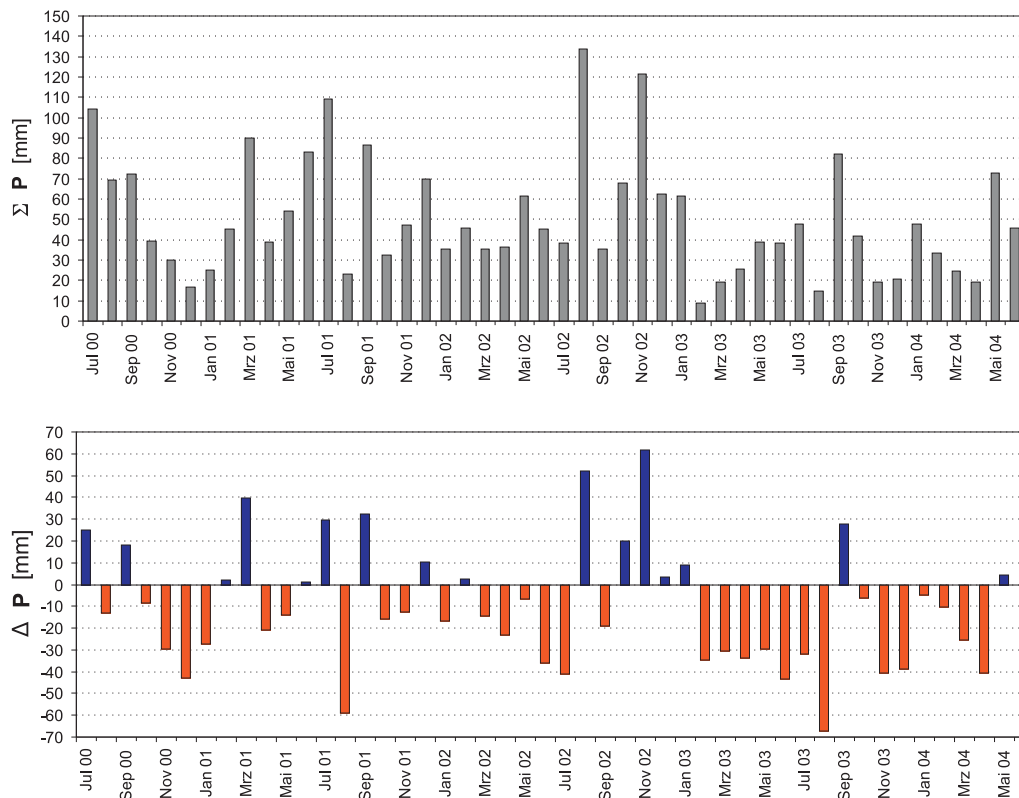


Abb. 5.2: Niederschlag auf der Versuchsanlage Lichtenberg: (oben) Monatssummen des Niederschlages auf der Versuchsanlage Lichtenberg (Sammler bodengleich, korrigiert) und (unten) Differenz zum langjährigen Monatsmittel der DWD-Station Gera-Leumnitz (1970–1999).

sehr warmen Oktober, T_{max} im August von $35,2^\circ\text{C}$; mit 389 mm gering unterdurchschnittliche Niederschläge (-26 mm) mit einem nassen Juli und September sowie sehr trockenen August; die ET_P ist mit 575 mm um 93 mm höher als im langjährigen Durchschnitt, die klimatische Wasserbilanz im Sommerhalbjahr insgesamt negativ mit -186 mm .

- *Winterhalbjahr 2001/2002*: Überdurchschnittlich warm ($+1,6^\circ\text{C}$ gegenüber dem Wintermittel) mit einem kalten Dezember und sehr warmen Februar, T_{min} im Dezember von $-10,7^\circ\text{C}$; mit 270 mm unterdurchschnittliche Niederschläge (-54 mm); die ET_P ist mit 206 mm um 30 mm höher als im langjährigen Durchschnitt, die klimatische Wasserbilanz im Winterhalbjahr positiv mit $+64\text{ mm}$.
- *Sommerhalbjahr 2002*: Überdurchschnittlich warm ($+1,7^\circ\text{C}$ gegenüber dem Sommermittel) mit einer warmen ersten Sommerhälfte, T_{max} im Juli von $35,1^\circ\text{C}$; mit 383 mm gering unterdurchschnittliche Niederschläge (-31 mm) mit einem sehr nassen August (134 mm); die ET_P ist mit 554 mm um 72 mm höher als im langjährigen Durchschnitt, die klimatische Wasserbilanz im Sommerhalbjahr insgesamt negativ mit -171 mm .
- *Winterhalbjahr 2002/2003*: Durchschnittliche Temperaturen ($+0,2^\circ\text{C}$ gegenüber dem Wintermittel) mit einem kalten Dezember und Februar

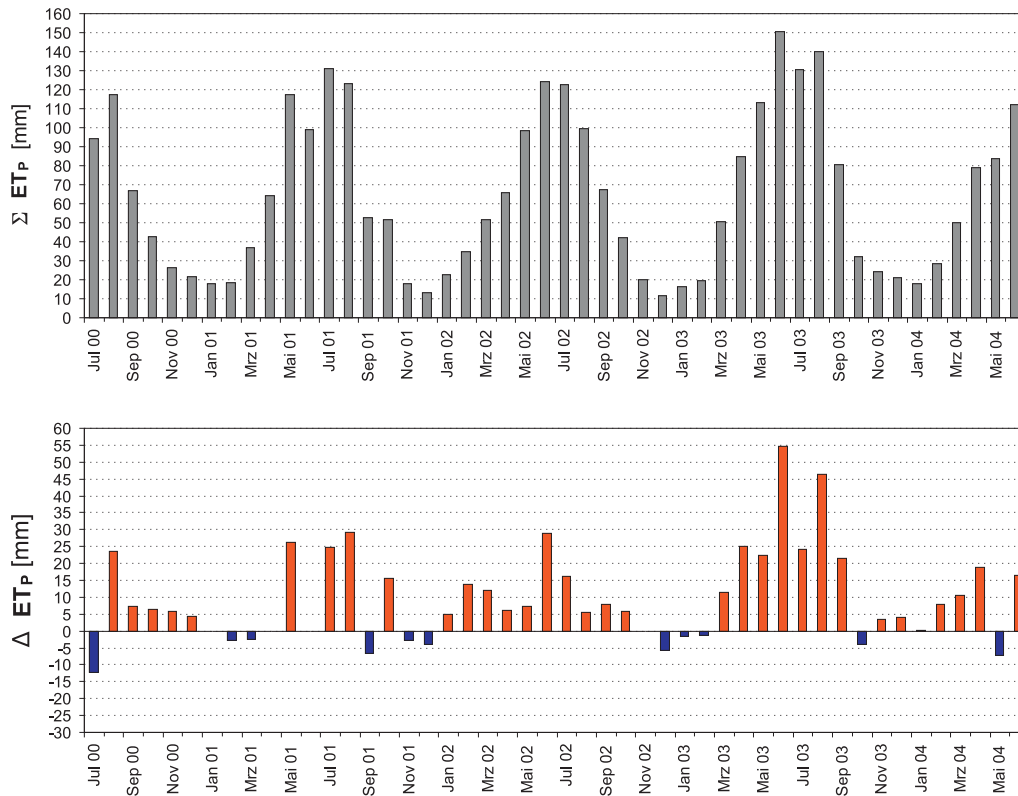


Abb. 5.3: Potentielle Evapotranspiration auf der Versuchsanlage Lichtenberg: (oben) Monatssummen der potentiellen Evapotranspiration auf der Versuchsanlage Lichtenberg und (unten) Differenz zum langjährigen Monatsmittel der DWD-Station Gera-Leumnitz (1970-1999).

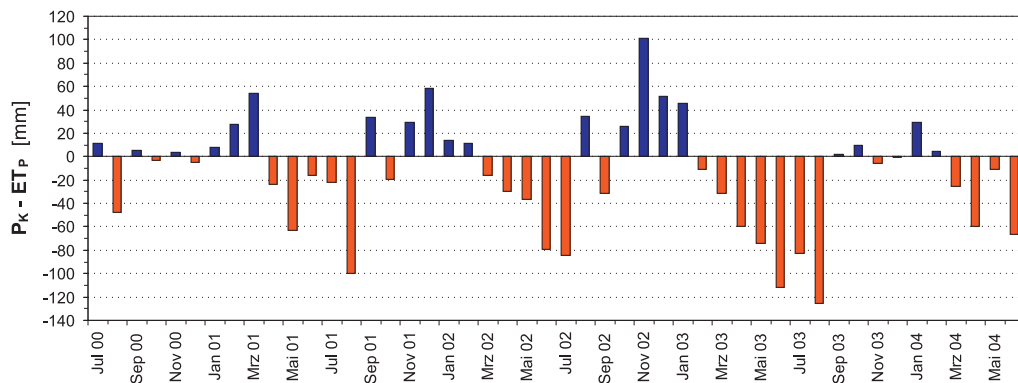


Abb. 5.4: Monatssummen des klimatischen Wasserbilanz auf der Versuchsanlage Lichtenberg (Niederschlag Sammler bodengleich, korrigiert und potentielle Evapotranspiration).

und sehr warmen Spätwinter, T_{min} im Januar von $-17,1^\circ\text{C}$; mit 299 mm gering unterdurchschnittliche Niederschläge (-25 mm) mit einem sehr nassen November (121 mm) und einer sehr trockenen zweiten Winterhälfte; die ET_P ist mit 203 mm um 27 mm höher als im langjährigen Durchschnitt, die klimatische Wasserbilanz im Winterhalbjahr positiv mit +96 mm.

- *Sommerhalbjahr 2003*: Überdurchschnittlich warm ($+2,5^\circ\text{C}$ gegenüber dem Sommermittel) mit einem sehr warmen Juni und August sowie kühlen Oktober, T_{max} im August von $36,4^\circ\text{C}$; mit 264 mm sehr geringe Sommerniederschläge (-151 mm) mit einem sehr trockenen August (15 mm) und nassen September; die ET_P ist mit 647 mm um 165 mm höher als im langjährigen Durchschnitt, die klimatische Wasserbilanz im Sommerhalbjahr insgesamt stark negativ mit -384 mm .
- *Winterhalbjahr 2003/2004*: Überdurchschnittlich warm ($+1,5^\circ\text{C}$ gegenüber dem Wintermittel) mit einem warmen November, Februar und April, T_{min} im Januar von $-10,3^\circ\text{C}$; mit 164 mm sehr geringe Winterniederschläge (-160 mm); die ET_P ist mit 220 mm um 45 mm höher als im langjährigen Durchschnitt, die klimatische Wasserbilanz im Winterhalbjahr negativ mit -56 mm .

Im Untersuchungszeitraum waren 12 Niederschlagsereignisse mit Tagessummen $> 20\text{ mm d}^{-1}$ zu verzeichnen, davon 8 im Sommerhalbjahr und 4 im Winterhalbjahr; drei Ereignisse waren davon sehr intensiv mit Niederschlägen $> 10\text{ mm h}^{-1}$. Weiterhin wurden 43 Niederschlagsereignisse mit Tagessummen $> 10\text{ mm d}^{-1}$ aufgezeichnet, davon 13 intensive Niederschläge mit $> 5\text{ mm h}^{-1}$.

Für die Bodenhydrologie wichtige einzelne Niederschlagsereignisse²⁵ mit hohen Niederschlagssummen eines Einzelereignisses oder einer längeren Niederschlagsperiode waren (vgl. Darstellung der Tagessummen und des kumulativen Niederschlages in Anhang Abb. C1)²⁶:

- Einzelne Starkniederschläge in der zweiten Hälfte des Sommerhalbjahres 2000, davon drei Ereignisse mit $> 20\text{ mm d}^{-1}$ bzw. $> 10\text{ mm h}^{-1}$.
- Hohe einzelne Sommerniederschläge im Jahr 2001, davon vier Ereignisse mit $> 20\text{ mm d}^{-1}$ im Juni und Juli sowie einem Ereignis mit einem Gesamtniederschlag von $> 20\text{ mm}$ in zwei Tagen Anfang Mai.
- Eine längere Niederschlagsperiode in der ersten Septemberhälfte im Sommerhalbjahr 2001 mit geringen Tagesniederschlägen, aber einer Gesamtniederschlagssumme von 70 mm in zwei Wochen.
- Ein Niederschlagsereignis am 7–8.11.2001 mit 32 mm, davon ein hoher Anteil an festem Niederschlag.
- Extreme Niederschläge im August 2002 mit 103 mm zwischen dem 1.8. und 12.8., davon 48 mm am 12.8., wobei die Niederschläge sehr gleichmäßig langanhaltend am 12.8. fielen (maximaler Niederschlag 11.8.: $6,2\text{ mm h}^{-1}$, 12.8.: $6,0\text{ mm h}^{-1}$). Auch in der zweiten Augusthälfte waren zwei größere Niederschlagsereignisse am 21.8. mit 20 mm (mit 19 mm h^{-1}) und am 27.8. mit 11 mm zu verzeichnen. In der dreißigjährigen Reihe der Station Gera-Leumnitz markiert der August 2002 mit einer Monatssumme von 134 mm das dritte Ereignis dieser Größenordnung,

²⁵ Bedingt durch die Datenerfassung des Niederschlages beträgt die maximale zeitliche Auflösung 1 h für Einzelereignisse.

²⁶ Nicht aufgeführt ist hier das Niederschlagsereignis am 5.2.2000, da es vermutlich durch Schneedrift in den bodengleichen Sammler bedingt ist; das Niederschlagsereignis vom 7–8.11.2001 wurde nur im Sammler in 1 m Höhe registriert, zu beidem vgl. Kap. 4.2.8.4.

vergleichbare Spätsommerniederschläge wurden 1977 (176 mm) und 1981 (198 mm) aufgezeichnet.

- Sehr hohe November- und Dezemberriederschläge im Winterhalbjahr 2002/2003, davon drei Ereignisse mit $> 20 \text{ mm d}^{-1}$. In der langjährigen Reihe der Station Gera-Leumnitz markiert der November 2002 mit 138,5 mm ein neues Novembermaximum (das bisherige Maximum war der November 1977 mit 104 mm).
- Ein Starkniederschlagsereignis in der zweiten Hälfte des Sommerhalbjahres 2003 vom 11–12.9. mit 67 mm.
- Eine längere Niederschlagsperiode in der ersten Hälfte des Sommerhalbjahres 2004 vom 1–7.5. mit 43 mm.

Trockene Perioden²⁷ von mindestens 10 Tagen Dauer gab es im Untersuchungszeitraum 29, davon 11 im Sommerhalbjahr und 18 im Winterhalbjahr. Für die Bodenhydrologie waren insbesondere sechs Zeiträume mit mehreren aufeinanderfolgenden trockenen Perioden von mindestens 10 Tagen Dauer von größerer Bedeutung:

- Fünf Trockenperioden von Oktober 2000 bis Februar 2001 (Dauer: 10/2000: 18, 11/2000: 10, 12/2000: 13, 1/2001 und 2/2001: 10 d);
- im Sommerhalbjahr 2001 drei Trockenperioden im Mai, August und Oktober (Dauer: 5/2001: 12, 8/2001: 13, 10/2001: 13 d);
- im Winterhalbjahr 2001/2002 vier Trockenperioden zwischen Januar und April 2002 (Dauer: 1/2002: 15, 2/2002: 10, 3/2002: 14, 4/2002: 20 d);
- im Spätwinter 2002/2003 vier Trockenperioden (Dauer: 2/2003: 21, 3/2003: 20, 4/2003: 14, 4–5/2003: 19 d);
- im Sommer 2003 drei Trockenperioden, davon eine sehr lang anhaltende im August (Dauer: 5/2003: 10, 8/2003: 31, 9/2003: 10 d) und
- im Winter 2003/2004 sieben Trockenperioden (Dauer: 11/2003: 11 und 10, 12/2003: 13 und 12, 1/2004: 11, 2/2004: 12, 4/2003: 14 d).

Die Häufigkeitsverteilung der Niederschläge im Untersuchungszeitraum (Abb. 5.5) zeigt im Bereich höherer Niederschläge Abweichungen vom langjährigen Mittel in der relativen Verteilung, die auf den kleinen Stichprobenumfang zurückzuführen sind. Eine Auswertung der langjährigen meteorologischen Reihe der Station Gera-Leumnitz sowie der Klimaprognose zeigte, daß keine signifikante Änderung in der Niederschlagsstruktur zu beobachten war (HOEPFNER u. NEUDERT 2005 und Abb. 4.34), eine eventuelle Zunahme von Starkniederschlagsereignissen, wie sie in regionalen Klimaprognosen für Ostdeutschland im Zuge der Diskussion eines globalen Klimawandels angenommen wird (vgl. Kap. 4.4.8), in den Tagesniederschlagshöhen hier nicht nachweisbar ist.

²⁷ Hier als Zeitdauer mit einem durchschnittlichen Niederschlag von $< 0,2 \text{ mm d}^{-1}$ definiert, unabhängig von der Verdunstungshöhe.

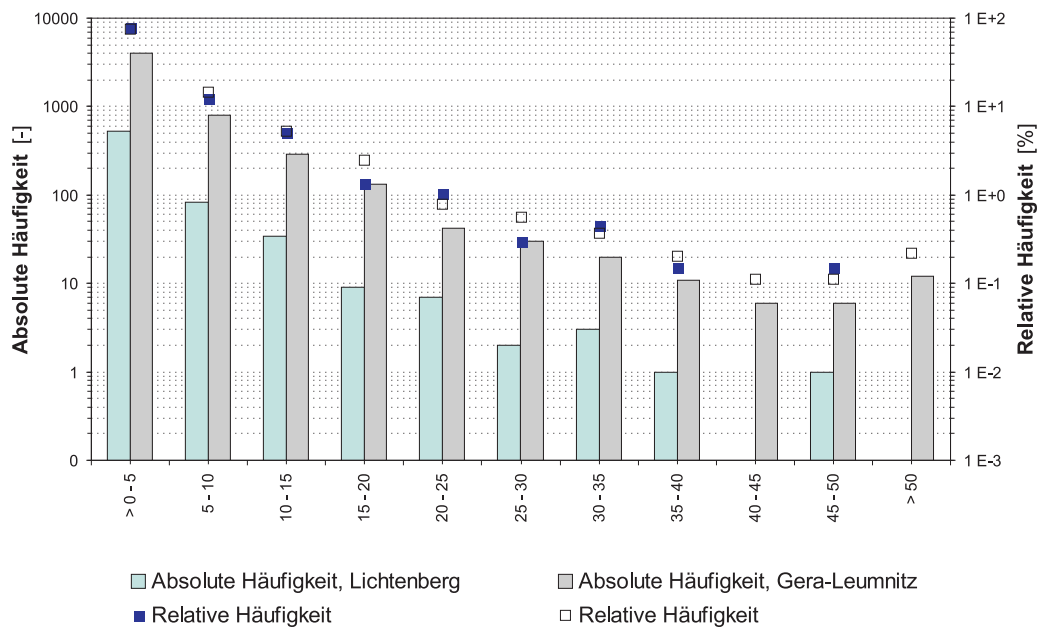


Abb. 5.5: Häufigkeitsverteilung der Tagessummen des Niederschlags, Versuchsanlage Lichtenberg im Untersuchungszeitraum (Sammler bodengleich, $n = 664$) sowie der langjährigen Reihe der DWD-Station Gera-Leumnitz ($n = 5407$, 1970–1999).

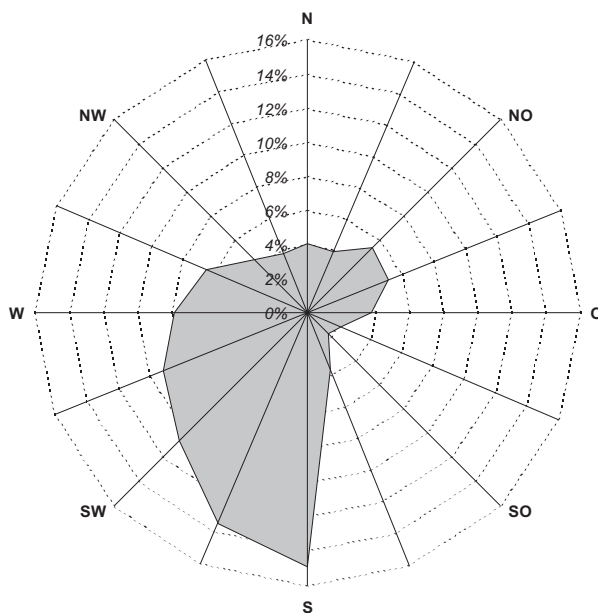


Abb. 5.6: Gemessene Windrichtung auf der Versuchsanlage Lichtenberg, Stundenmittelwerte, 1.7.2000–30.6.2004.

Die gemessene Globalstrahlung im Untersuchungszeitraum weist in Summe nur geringe Abweichungen zum langjährigen Mittel auf (Anlage Tab. C1–C10) mit Ausnahme des Jahres 2003, in dem eine um 11 % höhere Strahlung gemessen wurde. Einen gering unterdurchschnittlichen Strahlungsgenuß wies das zweite Halbjahr 2000 und das erste Halbjahr 2004 auf.

Die mittlere Windgeschwindigkeit lag im Untersuchungszeitraum bei $3,7 \text{ m s}^{-1}$ (entspricht Windstärke 3 der Beaufortskala) mit einer maximal gemessenen Windgeschwindigkeit von $25,8 \text{ m s}^{-1}$ (Bf 10), mit hauptsächlich auftretenden

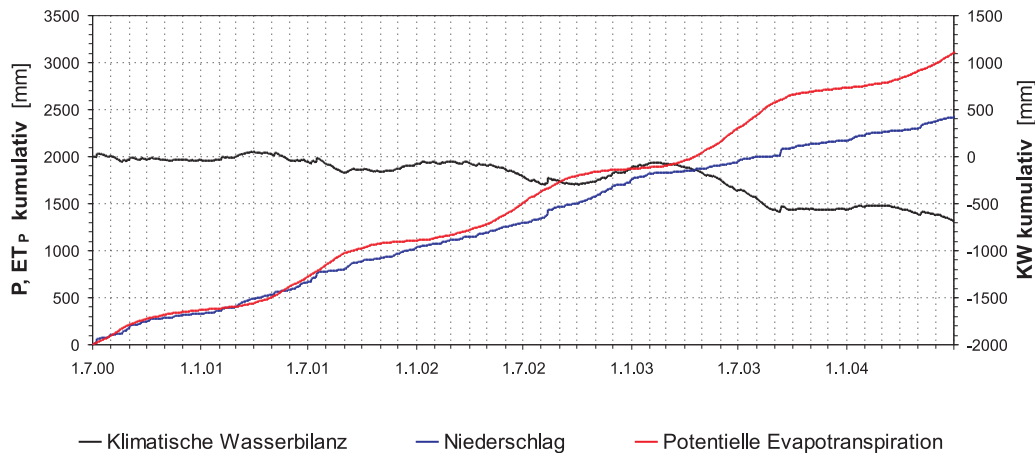


Abb. 5.7: Kumulativer Niederschlag, potentielle Evapotranspiration sowie klimatische Wasserbilanz im Untersuchungszeitraum

Windrichtungen von Süd bis West (Abb. 5.6). Nach Südosten ist der Versuchshang aufgrund seiner nordwestexponierten Lage deutlich windgeschützt.

Als erste, vereinfachte Bilanzierung der hydrologischen Bedingungen im Untersuchungszeitraum ist in Abb. 5.7 die klimatische Wasserbilanz kumulativ über vier Jahre dargestellt.

Neben dem kumulativen Bilanzdefizit von 172 mm im Gesamtzeitraum wird aus dem Verlauf der klimatischen Wasserbilanz deutlich, daß mit Beginn des Jahres 2003 an fortdauernd trockene Bedingungen vorherrschend waren. Zeiträume mit deutlich positiver Bilanz waren die ersten zwei Winterhalbjahre und insbesondere das dritte Winterhalbjahr 2002/2003.

5.1.2 Bodentemperatur

Der Tages- und Jahresgang der Bodentemperatur in den Abdecksubstraten folgt dem Gang der Lufttemperatur und zeigt den typischen sinusförmigen Verlauf, wobei die Tages- und Jahresamplitude mit der Bodentiefe abnimmt und sich das Temperaturmaximum des Temperaturganges mit der Bodentiefe mit der Zeit verschiebt (Anlage Abb. D1–D4).

Die mittleren Temperaturen im Oberboden betragen in 20 cm Tiefe auf allen drei Feldern ca. 10° C (VF 1: 10,2° C, VF 2: 10,0° C, VF 3: 10,3° C) und unterscheiden sich im Jahresgang in den drei Abdeckungen nur wenig; die Jahresamplitude beträgt in 20 cm Tiefe etwa 21–23° C und nimmt in der Reihenfolge VF 2 < VF 3 < VF 1 leicht zu (VF 2: 21,3° C, VF 3: 21,8° C, VF 1: 21,9° C, Anlage Abb. D5). Unterschiedliche thermische Bedingungen, bedingt z.B. durch die Beschattung der auf den Feldern verschieden dicht aufwachsenden Vegetation oder der unterschiedlichen Bodenfeuchte, wirken sich insgesamt also nur sehr wenig auf die mittleren thermischen Verhältnisse aus.

Die jahreszeitliche Schwankung der Bodentemperatur wird bis weit in das Haldenmaterial in 7–8 m Tiefe registriert (Abb. 5.9) und damit bis in Tiefen,

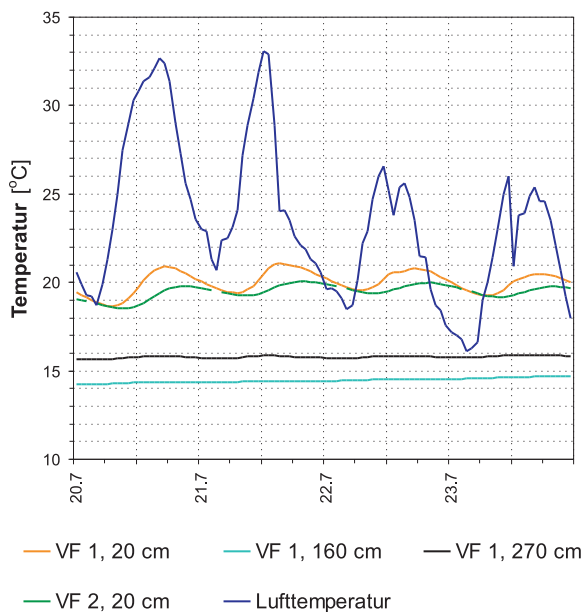


Abb. 5.8: Tagesgang der Luft- und Bodentemperatur, Versuchsfeld 1 und 2, Stundenmittelwerte 20–23 Juli 2003.

wie sie auch aus natürlichen Böden bekannt sind (TREMMELE 1996). Eine Erwärmung der Abdeckung durch Wärmequellen im Haldenmaterial durch die exotherme Pyritverwitterung (vgl. Kap. 3.1.2) ist nicht feststellbar, die Temperaturprofile weisen für das unter der Abdeckung liegende Haldenmaterial keine Anomalien mit Bereichen stark erhöhter Temperatur auf, die thermischen Verhältnisse in der Abdeckung werden nur durch die meteorologischen Bedingungen bestimmt. Dies zeigt auch ein Vergleich mit den Temperaturverhältnissen zwischen dem VF 1 der Versuchsanlage Lichtenberg und einer Abdeckung auf der Versuchsanlage Seelingstädt²⁸ (Dreischichtsystem, mineralische Abdichtung in 1,3 m Tiefe), welcher für beide Abdeckungen insgesamt sehr ähnliche Temperaturgradienten zeigt (Abb. 5.10).

Substratwechsel im Bodenprofil führen zu deutlichen Diskontinuitäten in der Temperatur-Tiefenverteilung, bedingt durch unterschiedliche Feuchtegehalte und damit im thermischen Verhalten. So ist im VF 1 die Dichtschicht als kühle, nasse Schicht im Profil deutlich erkennbar sowie der Wechsel zwischen B- und C-Zone im Haldenmaterial mit etwas höheren Temperaturgradienten in der tief liegenden B-Zone.

Im Vergleich zu den Oberflächenabdeckungen wird im oberflächennahen Haldenmaterial auf dem Versuchsfeld 4 ein wesentlich größerer Jahresgang der Temperatur gemessen, bedingt durch die dunkle Gesteinsfarbe und die fehlende Vegetationsbedeckung, mit einer sehr hohen Aufwärmung an der Geländeoberfläche im Sommer (maximale Temperatur in 50 cm Tiefe von 30,4° C im August 2003) sowie einer starken Auskühlung im Winter. Auch in einer Tiefe von 1,5 m ist hier die jährliche Temperaturamplitude noch wesentlich größer als in den Abdeckschichten (Anlage Abb. D6, Temperatur in VF 3 und in VF 4 jeweils in 1,5 m).

Auffällig an den in Anlage Abb. D1–D4 dargestellten Jahresgängen der Bodentemperatur sind auf allen Abdeckungen die unterschiedlichen Verläufe im

²⁸ Hier nicht weiter dargestellte Versuchsanlage, vgl. HOEPFNER et al. (2003).

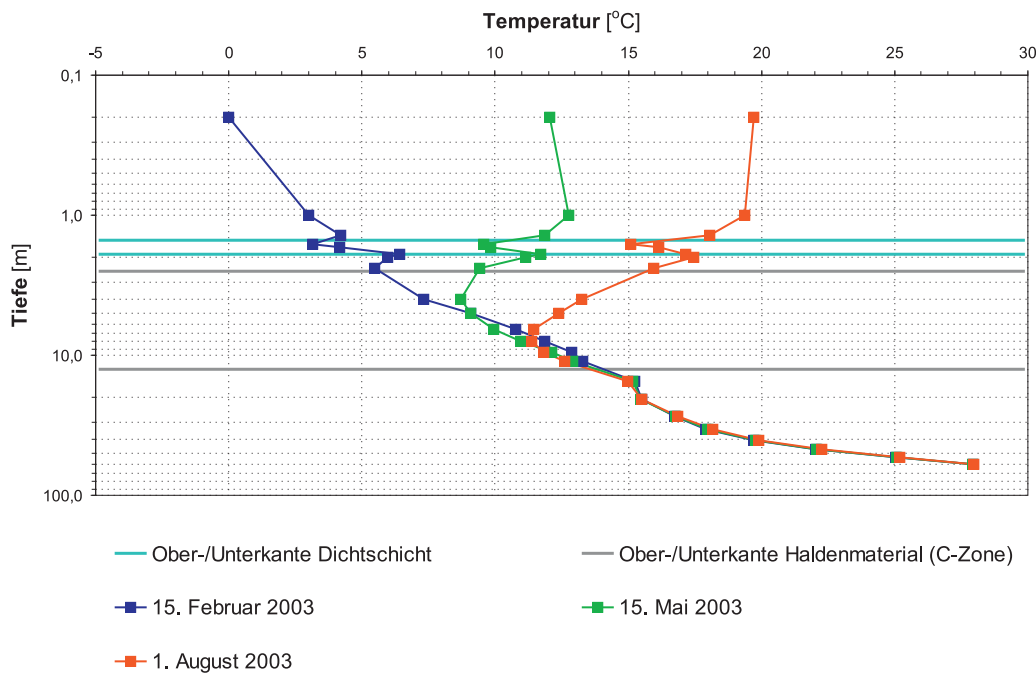


Abb. 5.9: Temperaturprofile im Versuchsfeld 1 in der Abdeckung sowie im liegenden Haldenmaterial (Bohrung Li23-2/99, WISMUT 1999c) sowie Ober- und Unterkante der Dichtschicht und des C-Zonen-Haldenmaterials.

Frühjahr und Herbst, mit einer weiten Scharung der Bodentemperaturen im Herbst bei trockenen Bodenverhältnissen und einer engen Scharung im Frühjahr bei nassen Verhältnissen, bedingt durch die Änderung der Temperaturleitfähigkeiten und Wärmekapazitäten der feuchten bzw. trockenen Böden.

Die Betrachtung der Tagesamplituden der Bodentemperatur (Abb. 5.8) zeigt, daß die trockeneren Bodenverhältnisse des sandigeren Oberbodensubstrates im Versuchsfeld 1 mit damit niedrigeren Temperaturleitfähigkeiten zu etwas größeren mittleren Temperaturamplituden führen von $1,5^{\circ}\text{C}$ (VF 3: $1,1^{\circ}\text{C}$, VF 2: $0,9^{\circ}\text{C}$); die Tageswelle des Temperaturganges ist im Unterboden dagegen in allen Abdeckungen kaum noch meßbar und beträgt z.B. im VF 1 im Mittel an der Oberkante der Dichtschicht in 1,6 m Tiefe nur noch $0,2^{\circ}\text{C}$.

Die Tagesamplituden und die Maximaltemperaturen im Oberboden nehmen aufgrund der zunehmenden Beschattung durch die aufwachsende Vegetation im Versuchszeitraum ab; so lagen die Amplituden in 20 cm Bodentiefe auf dem VF 1 im Sommer 2000 bei bis zu $6\text{--}7^{\circ}\text{C}$, im Sommerhalbjahr 2001 bei maximal $3\text{--}4^{\circ}\text{C}$ und in den Sommermonaten der Jahre 2002 und 2003 nur noch bei $2\text{--}3^{\circ}\text{C}$. Im Sommer 2000 wurden maximale Oberbodentemperaturen von $25\text{--}27^{\circ}\text{C}$ in allen drei Abdeckungen gemessen.

Bodenfrost²⁹ wurde auf den Feldern mit Abdeckung nur in der Meßtiefe von 20 cm registriert, die minimalen Temperaturen wurden jeweils im Januar 2001 mit $-2,0^{\circ}\text{C}$ (VF 1), $-0,9^{\circ}\text{C}$ (VF 2) und $-0,7^{\circ}\text{C}$ (VF 3) erreicht.

²⁹ Unter *Bodenfrost* wird hier Bodengefrorenis im engeren Sinne verstanden mit Bodentemperaturen von $\leq 0^{\circ}\text{C}$, in Abgrenzung zur meteorologischen Definition.

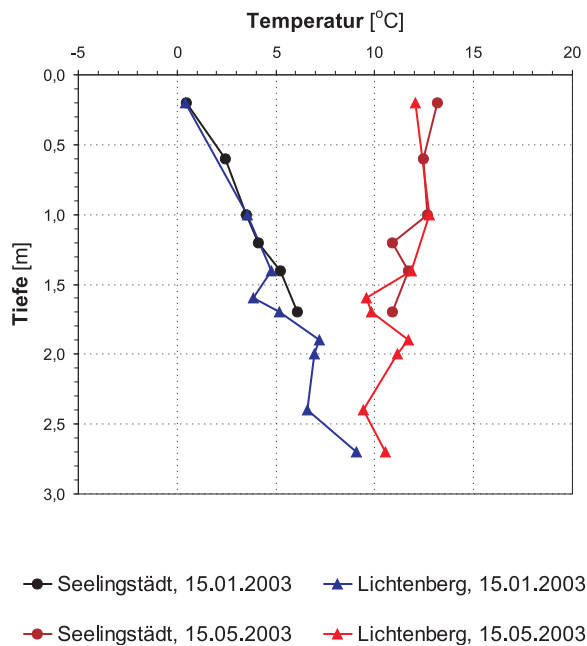


Abb. 5.10: Vergleich von Temperaturprofilen in Abdeckungen mit mineralischer Dichtschicht: Versuchsfeld 1 der Versuchsanlage Lichtenberg sowie Versuchsfeld 2 der Versuchsanlage Seelingstädt.

Die Oberkante der Dichtungsschicht im VF 1 war damit im Untersuchungszeitraum weit von der maximalen Frosteindringtiefe entfernt, hier wurden minimale Temperaturen von $2,5^{\circ}\text{C}$ im März 2003 festgestellt.

Auf dem unabgedeckten Feld 4 dringt die Frostfront gegenüber den Mineralböden der Abdeckungen wesentlich tiefer ein, hier wurde auch in 50 cm Tiefe Bodenfrost registriert und eine minimale Temperatur von $-0,5^{\circ}\text{C}$ im Dezember 2002 aufgezeichnet.

Die thermischen Verhältnisse in den Abdecksystemen können damit zusammengefaßt als relativ ausgeglichen, ohne große Abweichungen zwischen den drei Abdeckkonfigurationen, mit zunehmend dämpfendem Einfluß durch die aufwachsende Vegetation und ungestört von lokalen Wärmequellen im Haldenmaterial beschrieben werden.

Nicht erfaßt wird mit der hier dargestellten Versuchsanordnung der Einfluß der Exposition des Versuchshanges, durch den sich die thermischen Bedingungen in der Abdeckung stark verändern können. So sind auf der Halde Beerwalde, die mit dem Schichtaufbau des Versuchsfeldes 1 abgedeckt ist, auf unterschiedlichen Hangexpositionen wesentlich differenziertere thermische Verhältnisse als zwischen den drei Feldern der Versuchsanlage Lichtenberg zu beobachten (WISMUT 2004a); hier wurde z.B. auf dem Haldenplateau im Dezember 2002 noch in 50 cm Bodenfrost registriert und im Sommer 2003 auf südexponierten Lagen sehr hohe Bodentemperaturen in 50 cm Tiefe von über 26°C festgestellt.

5.1.3 Bodenfeuchte: Wassergehalt und Tension

5.1.3.1 Allgemeines

Wesentliche Aussagen zur Beurteilung der Wirksamkeit der Abdeckkonfigurationen auf der Versuchsanlage sowie allgemein des Speicher- und Verdunstungs-

konzeptes können auf Grundlage der Feuchtebestimmungen getroffen werden, so daß dieser Thematik eine große Bedeutung zukommt und hier breiter Raum eingeräumt wird. Die Abflußentstehung und Dauer der Sickerung, die Richtung der Bodenwasserbewegung, die Schöpftiefe und Verdunstungsleistung der Vegetation und damit die für das Speicher- und Verdunstungskonzept wichtige Frage der Speicherleerung sowie die Wuchs- und Standortbedingungen der Vegetation lassen sich hieraus ableiten und quantifizieren. Auch die Quantifizierung der Gasdiffusion erfolgt auf Grundlage der Feuchte- und Sättigungsverhältnisse in und unter der Abdeckung.

Hierbei zeigen die Messungen der Tension in den Abdecksubstraten und im Haldenmaterial, deutlicher als die methodenbedingt kritischer zu wertenden Wassergehaltsbestimmungen mittels TDR-Verfahren (vgl. Diskussion in Kap. 4.2.4), den jahreszeitlichen Gang der Bodenfeuchte mit den typischen tiefenstaffelten sommerlichen Austrocknungsphasen und der Wiederbefeuchtung in den Herbst- und Wintermonaten. Dabei spiegeln sich sowohl die unterschiedlichen Witterungsbedingungen einzelner Sommer- und Winterhalbjahre, wie in Kap. 5.1.1 beschrieben, als auch die Entwicklung der Abdecksubstrate selbst, wie z.B. die zunehmende Durchwurzelung und beginnende Gefügegenwicklung im Oberboden, im Gang der Wassergehalte und Tensionen wider.

In den ersten acht Monaten des Untersuchungszeitraumes, bis zu hohen Niederschlägen im Spätwinter 2000/2001, zeigten die Tensionen in den Abdecksubstraten einen langsamen Ausgleich der Einbaufeuchten an, so daß dieser Meßzeitraum hier nicht für die eigentliche Beschreibung und Beurteilung der Abdeckkonfigurationen einbezogen wird. Mit der vollständigen Durchdringung des Abdeckprofils mit der winterlichen Sickerwasserbewegung war im März 2001 ein vollständiger Ausgleich dieser Einbaufeuchten vollzogen und die nachfolgende Entwicklung der Bodenfeuchte stand im Ausgleich mit den atmosphärischen Bedingungen.

Der Gang der Bodenfeuchte der Versuchsfelder 1 bis 4 der Versuchsanlage Lichtenberg kann mit Beginn des Sommerhalbjahres 2001 anhand der Tensions- sowie der Wassergehaltsbestimmungen wie folgt zusammenfassend charakterisiert werden (Anhang Abb. D7–D13 und D14–D16, vgl. auch die interpolierten Tensions-, Wassergehalts-, Gradienten- und Sättigungsprofile der Wasserscheidenmethode, Anhang Abb. F1–F9 und J1, J26 und J51):

5.1.3.2 Versuchsfeld 1

Rekultivierungsschicht

Das sandig-schluffige Substrat der Rekultivierungsschicht im VF 1 hat, aufgrund der steil verlaufenden $\theta(\psi)$ -Funktion und der vergleichsweise hohen nutzbaren Feldkapazität von 17 % zwar einen relativ ausgeglichenen, für die Vegetation in trockenen Zeiträumen jedoch schnell ungünstigen Wasserhaushalt, da es aufgrund der geringen kapillaren Leitfähigkeit bei hohen Tensionen zu einer nur geringen Nachlieferung von Bodenwasser aus tieferen Bodenschichten kommt. Hierdurch konnte schon im Frühsommer eine beginnende Wuchsreduzierung und Trockenschäden an der Gras- und Krautvegetation sowie der Forstpflanzung beobachtet werden, wobei insbesondere die langanhaltende Trockenheit im Sommer 2003 die Laubbaumarten stark dezimierte.

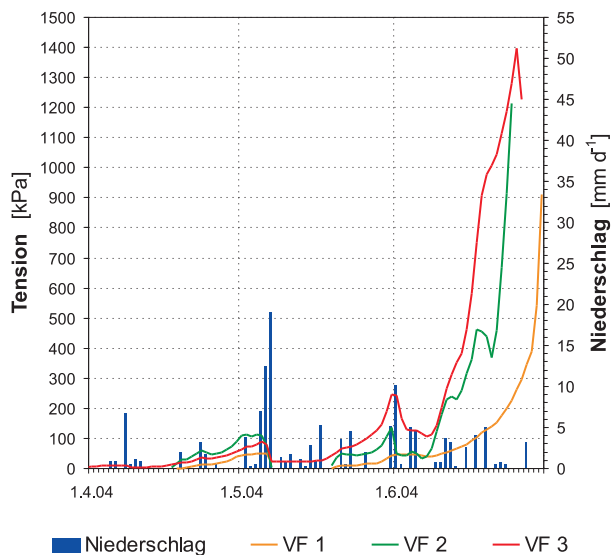


Abb. 5.11: Verlauf der Tensionen während einer Austrocknungsphase in der Rekultivierungsschicht im Versuchsfeld 1, 2 und 3, April–Juni 2004, obere Abb.: 20 cm Tiefe.

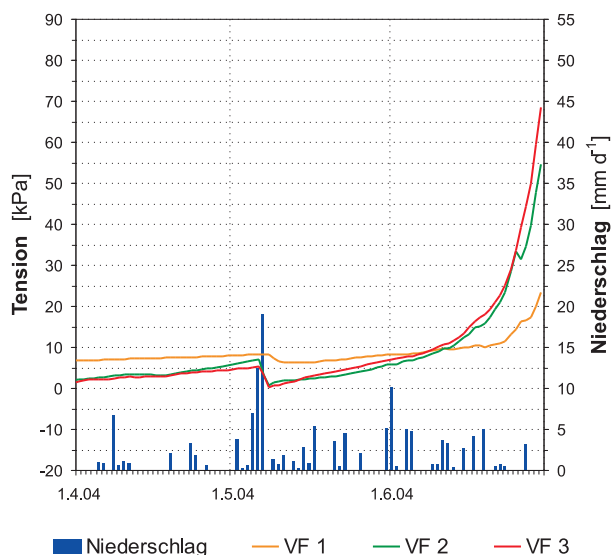


Abb. 5.12: Verlauf der Tensionen während einer Austrocknungsphase in der Rekultivierungsschicht im Versuchsfeld 1, 2 und 3, April–Juni 2004, VF 1 100 cm Tiefe, VF 2 und 3 90 cm Tiefe.

Hohe Tensionen im Oberboden wurden durch die Substratcharakteristik in den meisten Austrocknungsperioden etwas später als auf den beiden anderen Feldern mit Abdeckung erreicht, die absolute Höhe der gemessenen Tensionen der Equitensiometer lag zudem in den Sommermonaten meistens etwas unter denen der bindigen Substrate im VF 2 und VF 3 (Abb. 5.11).

In den zwei unteren Lagen der Rekultivierungsschicht ist über den gesamten Versuchszeitraum hinweg eine zunehmende Höhe und Dynamik der Austrocknung feststellbar. So wurden in der untersten Lage der Rekultivierungsschicht im ersten Sommerhalbjahr maximal 10–15 kPa, in dem zweiten 30–40 kPa und im dritten Sommer Werte > 80 kPa aufgezeichnet. Auch hier wurden höhere Tensionen etwas verzögert im Vergleich zu den beiden anderen Feldern erreicht (Abb. 5.12). So wurde der Meßbereich der Druckaufnehmertensiometer in 100 cm Tiefe auf dem VF 1 im Sommer 2003 etwa Mitte Juni überschritten, auf dem VF 3 dagegen 2–3 Wochen früher.

In den Wintermonaten lagen die Tensionen im Bereich der Feldkapazität, die Substrate dränieren stärker als die bindigen Böden der VF 2 und VF 3,

Abb. 5.13: Verlauf der Tensionen während einer Befeuchtungsphase in der Rekultivierungsschicht im Versuchsfeld 1, 2 und 3, Oktober–Dezember 2002, 20 cm Tiefe.

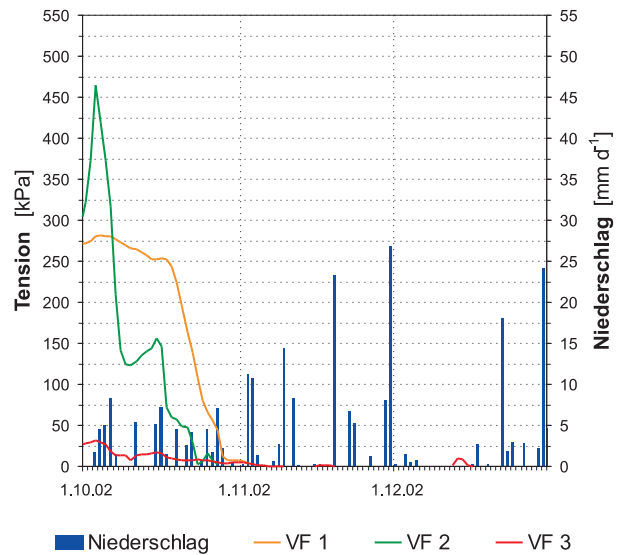
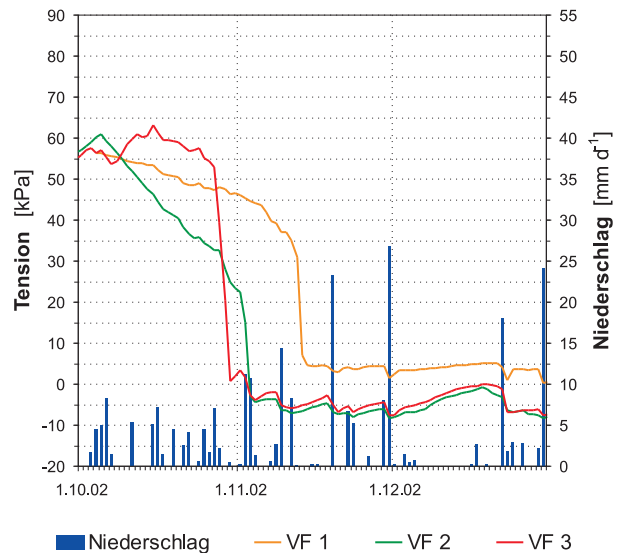


Abb. 5.14: Verlauf der Tensionen während einer Befeuchtungsphase in der Rekultivierungsschicht im Versuchsfeld 1, 2 und 3, Oktober–Dezember 2002, VF 1 100 cm Tiefe, VF 2 und 3 90 cm Tiefe.



nur bei Starkniederschlägen wurde kurzzeitig ein Überstau (Tensionen < 0) registriert (Abb. 5.14).

Die TDR-Sonde in der untersten Lage der Rekultivierungsschicht zeigte ebenfalls diesen jahreszeitlichen Gang der Feuchteentwicklung bis zum Jahr 2003³⁰. Deutlich sind neben diesem langsamen zyklischen Verlauf einzelne kurzzeitige, sehr schnelle Anstiege der Feuchte zu erkennen (Abb. 5.15). Nach diesen Ereignissen lag das mittlere Feuchteniveau jeweils etwas höher. Diese Ereignisse sind als präferenzialer Fluß zu interpretieren, bei dem das sehr kleinräumige Meßvolumen der TDR-Sonde (vgl. Kap. 4.2.4) im Bereich schnell dränender Makroporen liegen muß. Die aufgezeichneten maximalen Wassergehalte können durch den Einfluß der Makroporen oberhalb des mittleren Sättigungswassergehaltes des Substrates liegen: So wurde im Winter 2002/2003 ein maximaler Wassergehalt von 45 Vol.-% registriert, bei einem θ_s des Substrates von 31 Vol.-%.

³⁰ Ab dem Frühjahr 2003 ist die Meßreihe durch einen Defekt gestört mit nachfolgendem vollständigem Ausfall der Messung.

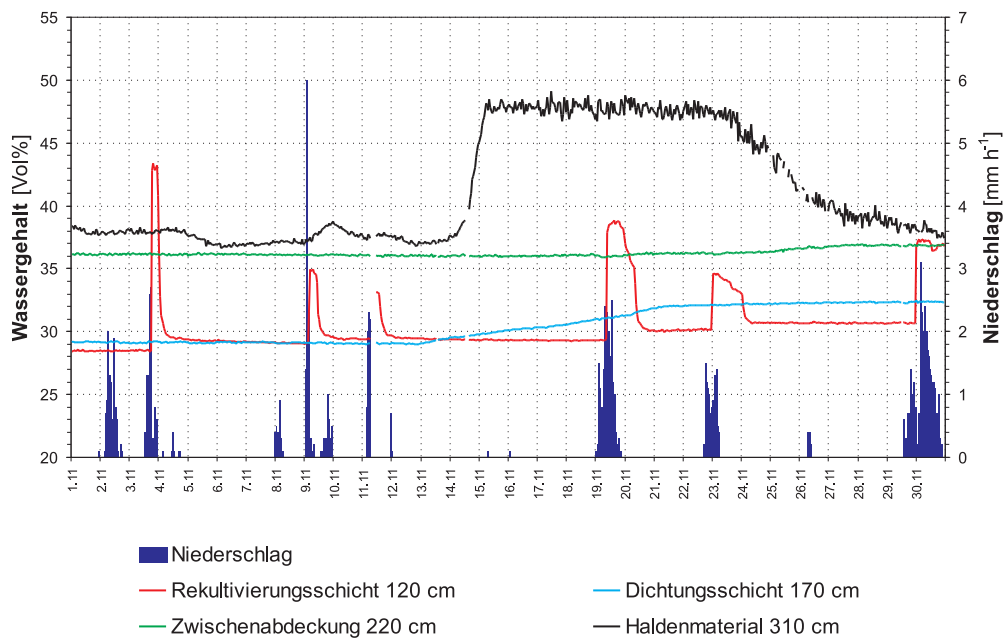


Abb. 5.15: Niederschlag und Wassergehalt VF 1, November 2002. Mit Kalibrierfunktionen korrigierte Stundenmittelwerte der TDR-Sonden.

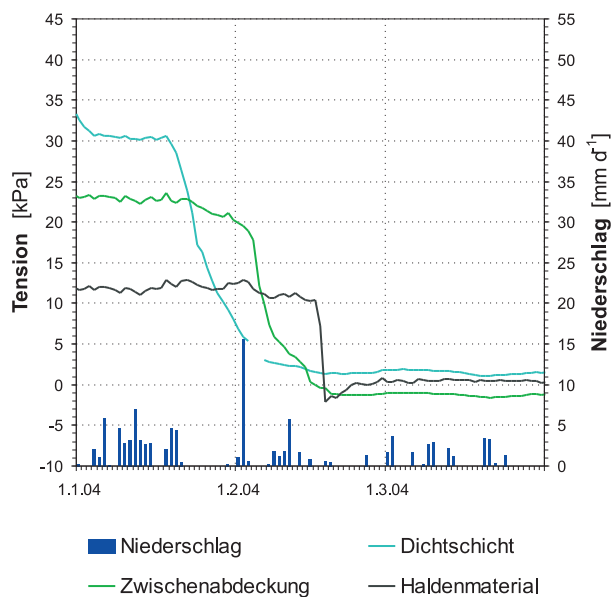


Abb. 5.16: Verlauf der Tensionen im VF 1 während einer Befeuchtungsphase in der Dichtschicht, der Zwischenabdeckung sowie im Haldenmaterial (jeweils Oberkante der Schicht), Januar–März 2004.

Das Bodenfeuchteniveau der Bodenmatrix, abgeleitet aus der Feuchtemessung vor und nach dem schnellen Sickerwassertransport, stieg in dieser Zeit jeweils geringfügig an.

Dichtungsschicht

Die Messungen der Bodenfeuchte in der Dichtungsschicht unterhalb der 1,5 m mächtigen Rekultivierungsschicht wiesen eine erstaunlich große Dynamik des jahreszeitlichen Wechsels von Austrocknung und Wiederbefeuchtung auf, der in dieser Tiefe nicht erwartet wurde.

Nach dem im Februar 2001 vollzogenen Ausgleich der Einbauwassergehalte (welche bei ca. 15–16 Vol.-% lagen und damit unterhalb der optimalen Proc-

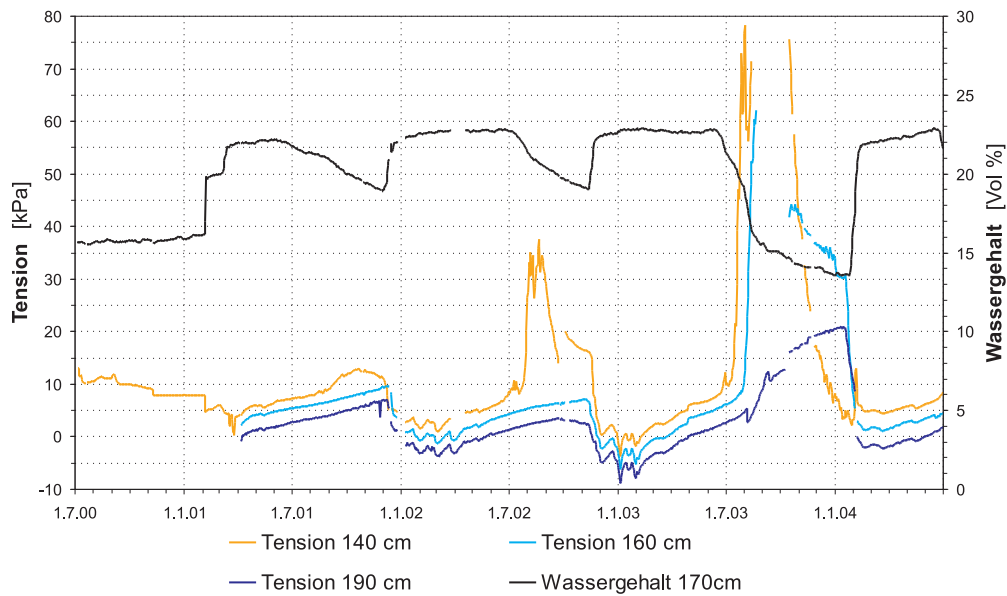


Abb. 5.17: Bodenfeuchteverhältnisse in der Dichtungsschicht, Versuchsfeld 1: Tension an der Unterkante der Rekultivierungsschicht, in der Ober- und Unterkante der Dichtungsschicht sowie Wassergehalt in der Mitte der Dichtungsschicht.

tor-Wassergehalte von 23 Vol.-%) wurde in den Sommerhalbjahren 2001 und 2002 ein Feuchteentzug von 3–4 Vol.-% und ein niedriger Anstieg der Tensionen auf max. 10 kPa, im trockenen Sommer 2003 ein Feuchteentzug von ca. 9 Vol.-% mit hohen Tensionen von 60 kPa an der Oberkante und 20 kPa an der Unterkante beobachtet (Abb. 5.17). Die Tension an der Oberkante der Dichtungsschicht kann im Sommer 2003 noch oberhalb dieser Werte gelegen haben, da hier der Meßbereich der Tensiometer überschritten war.

Die gemessene Wassergehaltsschwankung in den drei Sommerhalbjahren sowie die Tension im Sommer 2003 lag damit in bzw. oberhalb der Bereiche, bei dem in bindigen Substraten von einer beginnenden Rißbildung berichtet wird (vgl. Diskussion auf S. 18). So liegt diese Tension bei dem Geschiebemergel in der Dichtungsschicht Hamburg-Georgswerder bei 40–60 kPa (STEINERT et al. 2002). Für einen schluffigen Ton wurde eine Wassergehaltsänderung von 6 Gew.-% (QUANDT et al. 2002), für einen Geschiebemergel und einen Schluff bereits eine Änderungen von 0,5–1 Gew.-% (GEBISSA et al. 2002) als ausreichend für eine Rißbildung dokumentiert. Die genannten Substrate haben allerdings höhere Tongehalte (ca. 25 %) als das hier verwendete Dichtungsschichtsubstrat (10 %), so daß hier eine Rißbildung vermutlich bei höheren Tensionen bzw. Feuchteentzügen liegen wird. Beobachtungen oder Messungen hierzu liegen nicht vor.

Die Feuchtebedingungen bei Aufnahme der Messungen, etwa 1–2 Monate nach Errichtung der Dichtungsschicht zeigen, daß die Dichtungsschicht auf dem trockenen Proctor-Ast eingebaut wurde, so daß von sehr günstigen Verhältnissen in Bezug auf eine mögliche Rißgefährdung auszugehen ist (vgl. Diskussion auf S. 14).



Abb. 5.18: Aufgrabung einer Kiefernwurzel, Versuchsfeld 1, Januar 2005. Maximale Durchwurzelung der Rekultivierungsschicht zwischen 1,1 und 1,2 m.

Die Austrocknung der Dichtschicht ist durch die kapillare Nachlieferung von Bodenfeuchte aus dem bindigeren Dichtschichtsubstrat in die Rekultivierungsschicht bedingt, trotz des hohen Sandanteils im Rekultivierungsschichtsubstrat. Die hydraulischen Gradienten im Dichtschichtsubstrat sind in den Sommermonaten dauerhaft negativ und zeigen die tiefe, aufwärts gerichtete Wasserbewegung an (Anlage Abb. F3).

Bei den Aufgrabungen im Herbst 2002 beim Bau der Abflußmeßstellen für den hypodermischen Abfluß konnte keine Durchwurzelung der untersten Lage der Rekultivierungsschicht oder der Dichtungsschicht festgestellt werden. Eine Aufgrabung einer Wurzel einer gutwüchsigen Kiefer auf dem VF 1 im Winterhalbjahr 2004/2005 zeigte, daß die maximale Durchwurzelung (1,1–1,2 m Tiefe) die unterste Lage der Rekultivierungsschicht erreicht hat, jedoch keine Wurzeln in die Dichtungsschicht vorgedrungen waren (Abb. 5.18). Dieses zeigt, daß die Vegetation zumindest für Teilbereiche der Fläche aus tiefen Bereichen der Rekultivierungsschicht Bodenwasser schöpft, und damit eine kapillare Nachlieferung aus dem liegenden, feuchten Bereich der Schichtgrenze Rekultivierungsschicht-Dichtungsschicht induziert. Eine weiter fortschreitende Durchwurzelung mit dem Eindringen der Pfahlwurzeln der Kiefern in die Dichtungsschicht wird aber in jedem Fall zu einer Herabsetzung der hydraulischen Wirksamkeit dieser Schicht führen.

Die Ergebnisse bestätigen damit die z.B. von MAIER-HARTH u. MELCHIOR

(2001, 2002) getroffenen kritischen Aussagen zu Zweischicht-Abdecksystemen, bestehend aus Rekultivierungs- und Dichtschicht bei Verzicht auf eine kapillarbrechende Dränschicht. Auch ohne direkte Durchwurzelung und hangende Entwässerung durch eine Dränschicht kann die Dichtungsschicht austrocknen. Auch WEISS u. ZEPP (2004) registrierten in einem Vergleich der hydrologischen Leistungsfähigkeit zweier alternativer Oberflächenabschlußsysteme mit mineralischer Dichtschicht in dem System ohne Dränschicht eine Austrocknung des Dichtungssubstrates, mit negativen, aufwärts gerichteten hydraulischen Gradienten in der Dichtungsschicht.

Der Feuchteentzug in der Dichtungsschicht erhöht den potentiellen Gasfluß durch diese Schicht, da die Sättigungsgrade sich entsprechend erniedrigen. Der maximal gemessenen Tension von 60 kPa im Sommer 2003 entspricht eine Sättigung von ca. 0,92 (Anlage Abb. J1). Wie in Kap. 5.2.5 gezeigt werden wird, erhöht sich in diesem Zeitraum der effektive Diffusionskoeffizient und der Sauerstofftransport.

Auch wenn die Ergebnisse für diesen Zeitraum auf die ungewöhnlich trockenen Witterungsbedingungen zurückzuführen sind, so wird die mit der weiter aufwachsenden Vegetation zunehmende Durchwurzelung, welche auch wahrscheinlich die Dichtungsschicht als Wurzelraum erschließen wird, auch unter feuchteren Witterungsbedingungen zu ähnlich großen Feuchteschwankungen in den tiefen Bodenschichten führen mit der genannten Erhöhung der Sauerstoffdiffusion. Dieses wird im Kap. 5.2.4 und 5.2.5 weiter diskutiert.

Zwischenabdeckung und Haldenmaterial

Auch in dem in 1,9 bis 2,5 m tief liegenden Substrat der Zwischenabdeckung sowie im Haldenmaterial wurde die beschriebene jahreszeitliche Dynamik des Bodenfeuchtegangs beobachtet, wobei die maximal erreichten Tensionen mit der Tiefe abnahmen, die Überstauhöhen mit der Tiefe anstiegen. In der Zwischenabdeckung ist dabei über die gesamte Meßdauer eine Zunahme des Feuchteniveaus (in dem ersten, zweiten und dem vierten Winterhalbjahr) und eine Zunahme der Höhe des Überstaus (in den ersten drei Winterperioden) zu beobachten, so daß insgesamt von einer fortdauernden Zunahme der Bodenfeuchte auszugehen ist, die nur kurzzeitig in den Spätsommermonaten unterbrochen wurde. Durch die besonderen Bedingungen im Jahr 2003 dauerte diese Austrocknung bis weit in das Winterhalbjahr 2003/2004 an, hier wurden im Januar 2004 maximale Tensionen in 2 bzw. 2,4 m Tiefe von 15–23 kPa gemessen, bevor die Sickerwasserbewegung Mitte Januar 2004 diese Schicht erreichte. Die Gradienten waren in diesem Zeitraum bis zur Unterkante der Zwischenabdeckung aufwärts gerichtet (Anlage Abb. F3). Die winterliche Wiederbefeuchtung der Zwischenabdeckung erfolgte in den drei Winterhalbjahren 2001/2002, 2002/2003 und 2003/2004 unmittelbar nach dem beobachteten Wiederanstieg der Feuchte in der Dichtungsschicht. Die Sickerwasserbewegung erreichte dabei sehr schnell, nachdem sie in der Dichtschicht registriert wurde, die tieferen Bodenschichten (im Winter 2003/2004 etwa nach 2 Wochen, Abb. 5.16).

Durch die hohen Feuchten waren die Sättigungen durchweg hoch ($> 0,9$, Minima 0,91 im Spätsommer 2003 bis Winterhalbjahr 2003/2004).

Die Tensions- und Wassergehaltmessungen im Haldenmaterial zeigten einen gering ausgeprägten Jahresgang der Bodenfeuchte mit sehr nassen Bedingungen und geringer Amplitude der Feuchteänderung. In 3,5 m Tiefe wurden dauerhaft Druckhöhen bis zu 15 kPa gemessen, nur kurzzeitig unterbrochen von Phasen, in denen ungesättigte Verhältnisse im Haldenmaterial vorherrschten. Durch die Austrocknung im Jahr 2003 wurden hier maximal Werte von ca. 13 kPa erreicht.

Wie in der Zwischenabdeckung lagen die Sättigungen durchweg bei hohen Werten oberhalb von 0,9 (Minima 0,94 an der Oberkante des Haldenmaterials im Winterhalbjahr 2003/2004).

5.1.3.3 Versuchsfeld 2

Rekultivierungsschicht

Der Bodenfeuchtehaushalt des bindigen, hoch verdichteten Substrates der Zwischenabdeckung, aus dem im VF 2 die 1 m mächtige Rekultivierungsschicht aufgebaut ist, ist gegenüber der Rekultivierungsschicht des VF 1 weit weniger ausgeglichen. Charakteristisch sind Phasen langanhaltender Staunässe im Winter mit gesättigten Bedingungen bis in das Frühjahr. So wurden z.B. an der Unterkante der Rekultivierungsschicht im Winter 2002/2003 nach den hohen Novemberriederschlägen dauerhaft Tensionen zwischen -8 und 0 kPa gemessen, in der Mitte der Schicht zwischen -3 und 5 kPa und in den hangparallelen Furchen der Bodenoberfläche stand über einige Wochen dauerhaft Wasser (Abb. 5.19).

Mit Beginn der Vegetationsperiode und dem einsetzenden transpirativen Feuchteentzug wurden schnell hohe Tensionen gemessen; in 20 cm Tiefe war der Welkepunkt in den Sommern 2002 bis 2004 etwa im Juni, an der Unterkante der Rekultivierungsschicht Tensionen > 80 kPa zwischen Mitte Juni und Mitte Juli erreicht. Im Sommer 2001 war die Austrocknung etwas niedriger aufgrund der geringeren Entzüge der noch schüttereren Vegetation, hier trocknete der Oberboden maximal bis auf ca. 1000 kPa aus, die Unterkante erreichte 80 kPa erst im August.

Die sehr geringe nutzbare Feldkapazität von 8,5 % bzw. 85 mm der Rekultivierungsschicht wurde zumindest teilweise durch die gute kapillare Nachlieferung von Bodenfeuchte aus dem Unterboden einschließlich des liegenden Haldenmaterials kompensiert, so daß auf diesem Versuchsfeld im Sommer 2003 gegenüber dem VF 1 geringere Vegetationsausfälle beobachtet wurden. Problematisch für die Vegetation ist hier eher die langanhaltende Staunässe, die zu größeren Ausfällen der Buchen- und Erlenpflanzungen führte.

Das in geringer Bodentiefe eingebaute Equitensiometer zeichnete, neben der sommerlichen Austrocknung bedingt durch den evapotranspirativen Feuchteentzug, auch in den Wintermonaten hohe Tensionen bei Bodenfrost auf. So wurden in 20 cm Tiefe im Dezember 2000 maximale Tensionen von 400–500 kPa beim Vorrücken der Frostfront erreicht (Abb. 5.20), verursacht durch den Feuchteentzug vom nicht gefrorenen Boden hin zur Frostfront.

Die Bildung von Bodeneis sowie die Dehydrierung unterhalb der Frostfront, wie auch die sommerliche Austrocknung der Bodenoberfläche mit starker Rißbildung, führten zur Aggregat-Gefügebildung im Oberboden des Rekultivie-



Abb. 5.19: Stark vernässstes Versuchsfeld 2 im Winter 2002/2003, Situation Anfang März 2003.

rungsschichtsubstrates, und zur Erhöhung der hydraulischen Leitfähigkeiten während des Untersuchungszeitraumes, wie unten gezeigt werden wird.

Die Messung des Feuchtegehaltes in der unteren Lage der Rekultivierungsschicht zeigt, neben dem jahreszeitlichen Wechsel von sehr nassen Perioden mit Wassergehalten > 35 Vol.-% und einer Austrocknung bis auf ein Feuchte-niveau von < 25 Vol.-% in den Sommerhalbjahren 2001 und 2002 sowie bis auf 16 Vol.-% im Sommerhalbjahr 2003, weitere Besonderheiten dieses Substrates und der Messung mittels der TDR-Sonde auf:

- Die Messung der Tension zeigt für die Wintermonate gesättigte Verhältnisse in 70 cm Tiefe an, so daß der gemessene Wassergehalt dem Gesamtporenvolumen entsprechen sollte. Tatsächlich lagen die maximalen Wassergehalte im Winterhalbjahr 2000/2001 und im Frühsommer 2001 in der Größenordnung von θ_s (33 Vol.-%) des Substrates. Um bis zu 10 bis 20 Vol.-% höher waren sie jedoch in den zwei Winterhalbjahren 2001/2002 und 2002/2003, mit maximalen Wassergehalten von > 50 Vol.-%.

Diese hohen volumetrischen Wassergehalte können nur durch Grobporenverhältnisse im Bereich des Meßvolumens der Sondenstäbe erklärt werden, welche das auffüllbare Porenvolumen erhöhen. Die Messung zeigt dann nicht nur den Feuchtegehalt der eigentlichen Bodenmatrix, sondern wird beeinflusst durch die voll gesättigten Makroporen. Diese sehr nassen Verhältnisse wurden zu dieser Zeit auch an der Oberfläche beobachtet

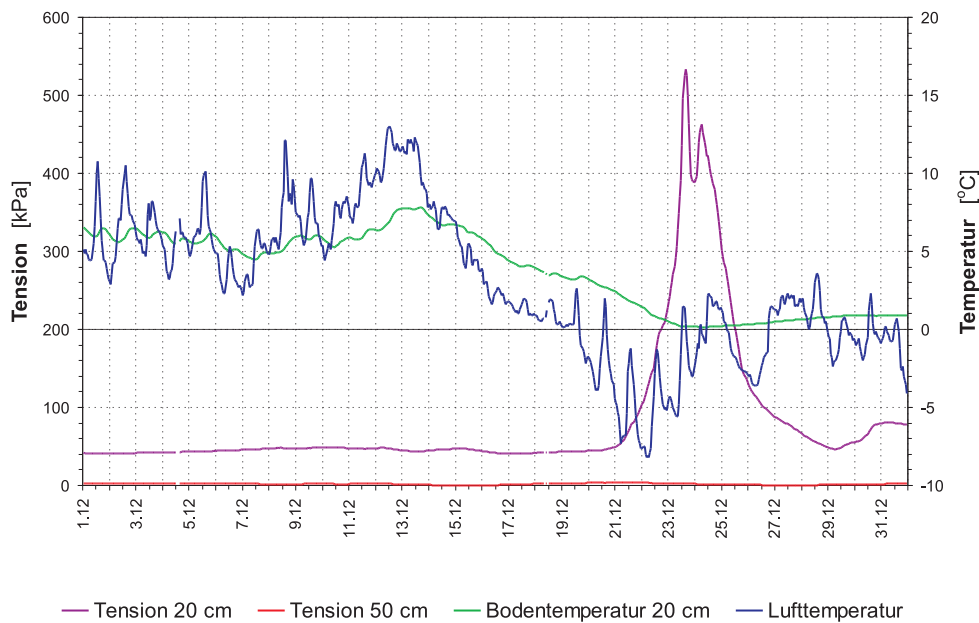


Abb. 5.20: Bodenfeuchteverhältnisse bei Bodenfrost im Versuchsfeld 2, Dezember 2000: Luft- und Bodentemperatur, Tension in 20 und 50 cm Tiefe.

(Abb. 5.19).

Im Winterhalbjahr 2003/2004 kann der Verlauf der aufgezeichneten Bodenfeuchtemessung mit kurzzeitigen präferenziellen Flußereignissen in den Makroporen erklärt werden. Die Feuchte in der Bodenmatrix lag in einem plausiblen Bereich des θ_s bei 30 Vol.-%, mit sehr schnellen kurzen Anstiegen der Feuchte auf Werte bis > 50 Vol.-% wie in dem vorherigen Winterhalbjahr.

- Auch die sehr schnelle Wiederbefeuchtung bei Starkniederschlagsereignissen spricht für einen großen Einfluß schnellen Makroporenflusses im Substrat. Die drei Niederschlagsereignisse im Juli 2001, im August 2002 sowie im September 2003 unterbrachen bzw. beendeten dabei unmittelbar die Trockenperiode.

Entsprechend der großen Dynamik der Bodenfeuchte wiesen die Sättigungsgrade in der Rekultivierungsschicht eine große Spannweite zwischen Sättigungsgraden von 1 in den Winterhalbjahren und 0,7 in den Sommerhalbjahren auf (Anlage Abb. J26). Durch die tiefgreifende Austrocknung auch des Unterbodens lagen die minimalen Sättigungen an der Unterkante der Abdeckung für lange Zeiträume bei Werten von ca. 0,85; wie in Kap. 5.2.5 gezeigt werden wird, nimmt in diesen Zeiträumen der effektive Diffusionskoeffizient und der Sauerstofftransport durch die Abdeckung stark zu.

Haldenmaterial

Im Haldenmaterial war, bedingt durch die nur geringe Überdeckung, eine hohe Austrocknung im oberen Meter der C-Zone festzustellen. In den Sommern 2001 und 2002 wurden dabei maximale Tensionen von 40 kPa, im Sommer 2003 von 75 kPa aufgezeichnet. Die TDR-Sonde zeigte in den Sommern 2002 und 2003

ebenfalls einen tiefen Entzug von Feuchte aus dem Haldenmaterial an. Die Sättigung im Haldenmaterial lag in den Sommermonaten daher über längere Zeiträume bei $< 0,95$ (Anlage Abb. J26).

5.1.3.4 Versuchsfeld 3

Rekultivierungsschicht und Zwischenabdeckung:

Die zweilagig aufgebaute Rekultivierungsschicht des VF 3, bestehend aus der unteren Lage der steinreichen Zwischenabdeckung sowie der oberen schluffreichen eigentlichen Wasserhaushaltsschicht, weist, ähnlich wie das VF 2, eine große Spannweite der jahreszeitlichen Schwankung der Wassergehalte und Tensionen auf. Es wechseln lange Zeiträumen mit ausgeprägten Stauwasserspiegeln in der Abdeckung und Zeiten in den Sommerhalbjahren mit einer sehr tiefreichenden Austrocknung weit in das Haldenmaterial hinein.

Während nasser Zeiträume in den Winterhalbjahren wurden dabei an der Unterkante der Rekultivierungsschicht bis zu 5 kPa Überstau gemessen, und damit ungefähr die Größenordnung der Druckhöhen der Stauwasserspiegel im VF 2. In der Zwischenabdeckung nahmen die Druckhöhen zu und erreichten bei sehr hohen Niederschlägen wie im Winter 2002/2003 Werte bis zu > 10 kPa.

Beispielhaft läßt sich der gestaffelte Feuchteentzug im Bodenprofil anhand der Tensionsverläufe im Sommer 2002 aufzeigen, mit der zunehmenden Verlagerung der Schöpftiefen der Vegetation. Anfang Mai wurden in 50 cm Tiefe noch gesättigte bzw. staunasse Verhältnisse aufgezeichnet, an der Oberkante der Schicht ein beginnender Feuchteentzug. In den folgenden zwei Monaten trocknete die Rekultivierungsschicht tiefgreifend aus, erreichte Ende Juni den Welkepunkt an der Oberkante der Schicht und Tensionen in der Mitte der Schicht, welche den oberen Meßbereich der Druckaufnehmertensiometer erreichten bzw. überschritten. An der Unterkante der Rekultivierungsschicht in 1,5 m Tiefe endete die schnelle Sickerwasserbewegung mit Überschreiten der Feldkapazität. Der Feuchteentzug erfolgte dabei sehr schnell in der jeweiligen Tiefe, so verlief z.B. der Anstieg der Tension in 1,1 m Tiefe von Feldkapazität bis auf Tensionen größer 80 kPa innerhalb von ca. 2 Wochen.

Die während der Austrocknungsperioden erreichten Tensionen lagen dabei in 1 m Tiefe etwa in dem Bereich, der auch im VF 2 zu beobachten war, an der Oberkante der Rekultivierungsschicht etwas oberhalb der Werte des VF 2 (Abb. 5.11–5.12). Aufgrund der größeren Mächtigkeit der mineralischen Abdeckung aus Rekultivierungsschicht und Zwischenabdeckung von hier 1,6 m reichte der kapillare Entzug sehr tief, über viele Monate hin waren die hydraulischen Gradienten in der Rekultivierungsschicht bis in Tiefen $> 1,6$ m aufwärts gerichtet (Anlage Abb. F9).

An der Unterkante der Abdeckung waren in den Sommer- und Herbstmonaten langanhaltend niedrige Sättigungen vorherrschend. Sie lagen im Sommer 2001 bei Werten von 0,9 und in den Sommerhalbjahren 2002 und 2003 bei ca. 0,85. Wie für die Felder 1 und 2 bereits gezeigt, nahm in diesen Zeiträumen der effektive Diffusionskoeffizient und der Sauerstofftransport durch die Abdeckung erheblich zu (Kap. 5.2.5).

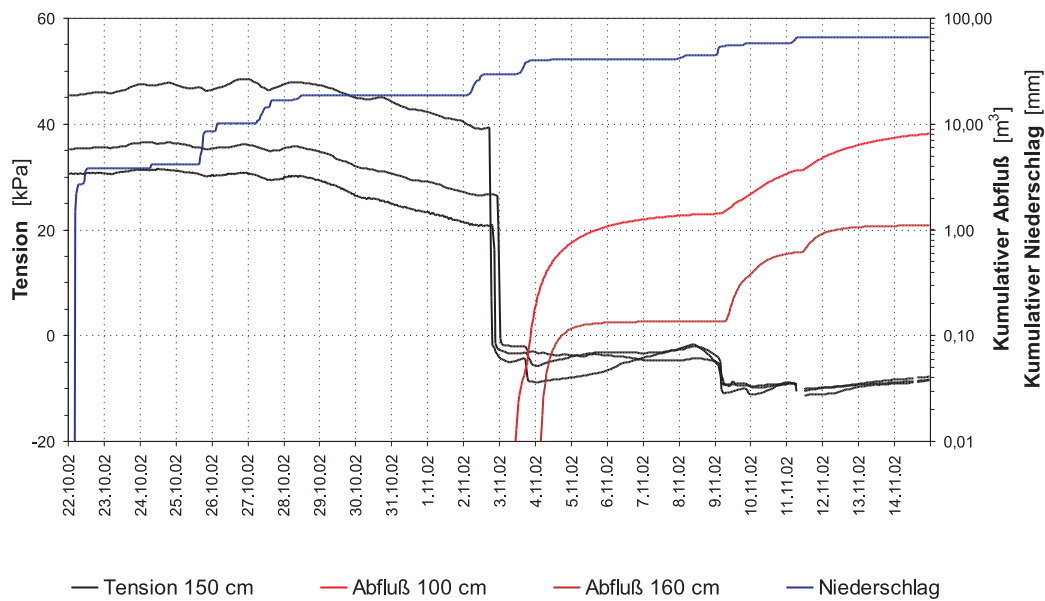


Abb. 5.21: Tensionsmessungen (drei parallele Druckaufnehmertensiometer, Stundenmittelwerte) sowie kumulativer Niederschlag und Abfluß (Stundensummen) im Versuchsfeld 3.

Dieses zeigt insgesamt, daß im Vergleich der zwei Rekultivierungsschichten im VF 2 und VF 3 sich beide Systeme ähnlich verhalten, wobei im VF 2 aufgrund der geringmächtigen Abdeckung und zugleich sehr niedriger nutzbaren Feldkapazität der Feuchteentzug im Sommer zu hohen Anteilen aus dem Haldenmaterial erfolgt. Im Gegensatz zum sandigeren Substrat der Rekultivierungsschicht des VF 1 sind die Böden der VF 2 und 3 langanhaltend von Staunässe geprägt.

In beiden Abdecksystemen VF 2 und 3 liefern die Tensions- und Feuchtemessungen klare Anzeichen eines schnellen *präferenziellen Sickerwassertransport in Makroporen*. Die direkte Reaktion einzelner, auch tief installierter Tensiometer auf Niederschlagsereignisse könnte vermuten lassen, daß diese durch präferenziellen Wasserfluß am Sondenschaft beeinflusst werden. Ein deutliches Indiz für einen jedoch tatsächlich bis in diese Tiefe auftretenden schnellen Sickerwassertransport ist die Abflußreaktion in den Lysimetern bei einzelnen Niederschlagsereignissen (Abb. 5.21). Es ist deshalb davon auszugehen, daß die schnelle Reaktion der Tensiometer auch in großer Meßtiefe die tatsächlichen hydraulischen Verhältnisse widerspiegelt.

Haldenmaterial:

Im Haldenmaterial wurde, wie im Versuchsfeld 2, eine hohe Austrocknung im oberen Meter der C-Zone festgestellt. In den Sommern 2001 und 2002 wurden dabei Tensionen von 20–60 kPa, im Sommer 2003 von $80 > \text{kPa}$ aufgezeichnet. Über längere Zeiträume waren bis an die Untergrenze des Meßprofils die Gradienten aufwärts gerichtet (Anlage Abb. F9), die Bodenwasserscheide lag tiefer als 2,6 m. Die Sättigungen lagen in den Sommermonaten daher über längere Zeiträume bei $< 0,95$ (Anlage Abb. J26). Starkniederschlagsereignisse wie im August 2002 wurden auch in Tiefen von größer 2 m registriert und

unterbrochen im Spätsommer die Austrocknungsbewegung, so daß tiefreichende präferenzielle Fließwege, die das Haldenmaterial erreichen, vorhanden sein müssen.

Vergleicht man die Tensionen im VF 2 und im VF 3 im Haldenmaterial in 2 m bzw. 1,8 m Tiefe, so zeigt sich ein ähnliches Feuchteniveau von ca. 20–40 kPa in den Sommern 2001 und 2002, nur im Sommer 2003 war die Austrocknung im VF 3 in dieser Profiltiefe höher. Wesentlich feuchter ist dagegen das Haldenmaterial unter der Abdeckung des Versuchsfeldes 1.

5.1.3.5 Versuchsfeld 4

Haldenmaterial

Die Tensionsmessungen im Haldenmaterial zeigen den rein evaporativen Feuchteentzug, der gegenüber der hohen Evapotranspiration auf den bewachsenen Abdeckungen zu wesentlich niedrigeren Entzügen führte und auch nur in den obersten Dezimetern des Profils wirksam war. Selbst in längeren Trockenperioden, verbunden mit einer starken Bodenerwärmung des dunklen Haldenmaterials, wurden in 0,5 m Tiefe nur Tensionen im Bereich von 30–40 kPa erreicht, in 1 m Tiefe ist nur ein minimaler Jahresgang des Feuchteverlaufes erkennbar. Kleinere Niederschlagsereignisse führten zu einer schnellen Befeuchtung des Substrates, in den Wintermonaten ist das Haldenmaterial dauerhaft naß.

Wie für das VF 2 gezeigt, wurde auch auf dem unabgedeckten Versuchsfeld eine starke frostbedingte Reaktion der Tension unter der Frostfront beobachtet. So wurden im Januar und Dezember 2002 hohe Tensionen von 40–50 kPa in 0,5 m Tiefe gemessen, wobei die Frostfront jeweils etwas tiefer als 0,5 m lag. Während des Absinkens der Temperatur bis auf knapp unter 0° C wurde dabei ein Anstieg der Tension auf bis zu 50 kPa gemessen. Die maximale Tension in den Wintermonaten lag damit im Bereich der in den Sommermonaten gemessenen – nur im extrem trockenen August 2003 wurden höhere Saugspannungen erreicht.

5.1.4 Abflüsse

Die Abflußmessungen im Untersuchungszeitraum, als eigentlicher Kernbestandteil des Versuchsprogramms, liefern einerseits wesentliche Ergebnisse zum hydrologischen Prozeßverständnis der Versuchshänge bzw. der Abdecksysteme, andererseits muß konstatiert werden, daß Teile der Meßreihen und damit der Versuchsmethodik als problematisch bzw. unplausibel zu bewerten sind (vgl. im Detail unten).

Aus den Messungen der Abflüsse (zusammengefaßt in Tab. 5.2, Einzelergebnisse in Anlage Tab. D1–D3 und Abb. D17–D26) lassen sich dabei folgende Ergebnisse zur Hydraulik der Versuchsabdeckungen sowie zur Meßmethodik ableiten:

5.1.4.1 Oberflächenabfluß A_o

Der gemessene Oberflächenabfluß ist auf den Versuchsfeldern insgesamt gering und liegt zwischen 1,2 % (VF 3) und 6,8 % (VF 2). Der kumulative Verlauf der

Tab. 5.2: Gemessener Abfluß im Untersuchungszeitraum: Absolute Abflußmengen, auf das Einzugsgebiet bezogene Abflüsse in mm sowie auf den im Meßzeitraum gefallenen Niederschlag bezogene relative Abflüsse in %.

Meßstellen hypodermischer Abfluß:

- VF 1 A_{i1} : Abfluß auf Dichtschicht, Auffangkasten,
 A_{i2} : Abfluß auf Dichtschicht, Dränage,
 A_{i3} : Abfluß auf Halde, Dränage.
 VF 2 A_i : Abfluß auf Halde, Dränage.
 VF 3 A_{i1} : Abfluß auf Zwischenabdeckung, Dränage,
 A_{i2} : Abfluß auf Halde, Dränage.

	Meßzeitraum	Abfluß		
		[l]	[mm]	[%]
VF 1, A_o	1.7.2000–30.6.2004	45,7	45,7	1,9
VF 2, $A_{oRun-Off}$	1.7.2000–30.6.2004	139,9	139,9	5,8
VF 2, $A_{oReturn-Flow}$	1.7.2000–30.6.2004	1.353,6	24,2	1,0
VF 3, A_o	1.7.2000–30.6.2004	29,9	29,9	1,2
VF 1, A_{i1}	1.7.2000–30.6.2004	29.541	527,5	21,8
VF 1, A_{i2}	1.11.2002–30.6.2004	283.747	93,6	11,1
VF 1, A_{i3}	1.11.2002–30.6.2004	189.769	61,2	7,2
VF 2, A_i	1.11.2002–30.6.2004	570.572	175,0	20,7
VF 3, A_{i1}	1.11.2002–30.6.2004	30.013	9,0	1,1
VF 3, A_{i2}	1.11.2002–30.6.2004	291.706	84,8	10,0
VF 1, A_u	1.7.2000–30.6.2004	14.745	-	-
VF 2, A_u	1.7.2000–30.6.2004	55.290	-	-
VF 3, A_u	1.7.2000–30.6.2004	61.077	-	-

Abflußsummen (Abb. 5.22) zeigt, daß im Versuchsfeld 1 die Abflußmenge im wesentlichen durch Abflußereignisse zu Beginn der Untersuchung im Juli 2000 und während der Starkniederschläge im Juli 2001 sowie durch ein Abflußereignis im Winterhalbjahr 2002/2003 verursacht ist. Der Oberflächenabfluß im Versuchsfeld 3 trat vor allem im Sommer 2000 auf, 2/3 des gesamten Abflusses wurde im ersten Meßjahr registriert; seit dem Winterhalbjahr 2000/2001 sind auf dem VF 3 nur noch sehr geringe Abflußraten feststellbar. Ein Einfluß der Neigung (VF 1: 5,5 %, VF 3: 14,5 %) auf die Höhe des A_o ist aus dem Vergleich der beiden Hänge nicht ableitbar.

Die geringe Bedeutung des A_o in der zweiten Hälfte des Untersuchungszeitraumes ist, neben der trockeneren Witterung, durch die zunehmende Entwicklung des Bewuchses sowie die Gefügeentwicklung des Oberbodens zu erklären. Jährliche Messungen des K_s -Wertes der Bodenoberfläche (Abb. 4.31 in Kap. 4.4.8, HOEPFNER u. SCHNEIDER 2003) zeigen, daß im Oberboden schon nach 2–3 Jahren hydraulische Leitfähigkeiten gemessen werden, die um den Faktor 100 bis 1000 über den Einbauwerten liegen. Auch wenn ein Teil dieses gemessenen Anstiegs methodenbedingt sein kann (durch den Vergleich des mit unterschiedlichen Methoden bestimmten K_s -Wertes, vgl. Diskussion auf S. 15), so

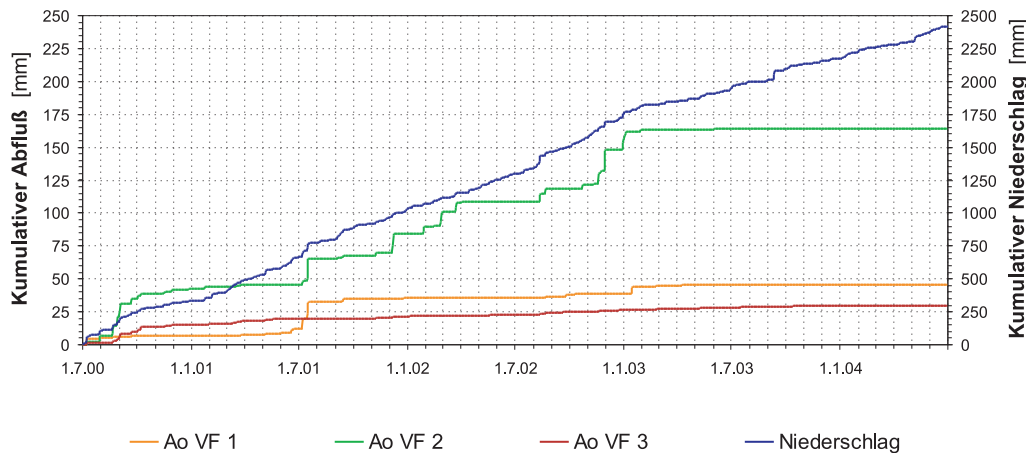


Abb. 5.22: Vergleich der Oberflächenabflüsse auf den Versuchsfeldern 1–3, 1.7.2000–30.6.2004.

zeigen z.B. Beobachtungen von Schrumpfrissen (Abb. 5.23), von durch wenige Frostwechsel verwitterten Resten des Haldenmaterials an der Bodenoberfläche im VF 2 oder von biogenen Grab- und Wühlgängen, daß die oberflächennahe Bodenauflockerung einer der wesentlichen bodenbildenden Prozesse in dem Rekultivierungsschichtsubstrat in den ersten Jahren nach Errichtung der Abdeckung ist.

Dabei führt zum einen die Dynamik der Frost-, Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungswechsel zu einer flächenhaften, beginnenden Entwicklung eines Aggregatgefüges in dem beim Einbau hoch verdichteten, kohärenten Rekultivierungsschichtsubstrat, zum anderen können sich zusätzlich punktuell oder linear Makroporen ausbilden. Resultierend daraus erhöht sich während des Untersuchungszeitraumes die Infiltrationskapazität, der Oberflächenabfluß nimmt stark ab; gleichzeitig verschiebt sich das Verhältnis von A_o zu A_i .

Vergleicht man die drei Starkniederschlagsereignisse im Juli 2001, August 2002 und September 2003 auf den Versuchsfeldern 1 und 3, so zeigt sich, daß bei jeweils ähnlich hohen Niederschlagssummen schon bei den Extremniederschlägen im August 2002 nur noch eine Abflußrate von $< 1\%$ des 2 Jahre alten Abdecksystems gemessen wurde, und nach drei Jahren im September 2003 praktisch kein A_o registriert wurde. Visuelle Beobachtungen während letztgenanntem Ereignis zeigten in einem Profilschnitt eines Sickerwassergrabens einer Einschichtabdeckung³¹, daß der schnelle Abfluß während des Niederschlagsereignisses fast vollständig als oberflächennaher hypodermischer Abfluß in den obersten 10–20 cm der Abdeckung stattfand.

Größere tiefgreifende Risse, die vermutlich auf Setzungen im verfüllten Haldenmaterial zurückzuführen sind, wurden in der zweiten Hälfte des Untersuchungszeitraums beobachtet (Abb. 5.24). Auch wenn sich diese bis zu 10–20 cm breiten, zwischen wenigen cm bis zu > 1 m tiefen und mehrere 10 m langen Risse im Winterhalbjahr z.T. wieder schließen, indem nachbrechende Aggregate in den Hohlraum fallen, bleiben diese Systeme hydraulisch wirksam und

³¹ Hier nicht weiter diskutiertes Versuchsfeld 5 auf der ehemaligen Innenkippe, Tagebau Lichtenberg.

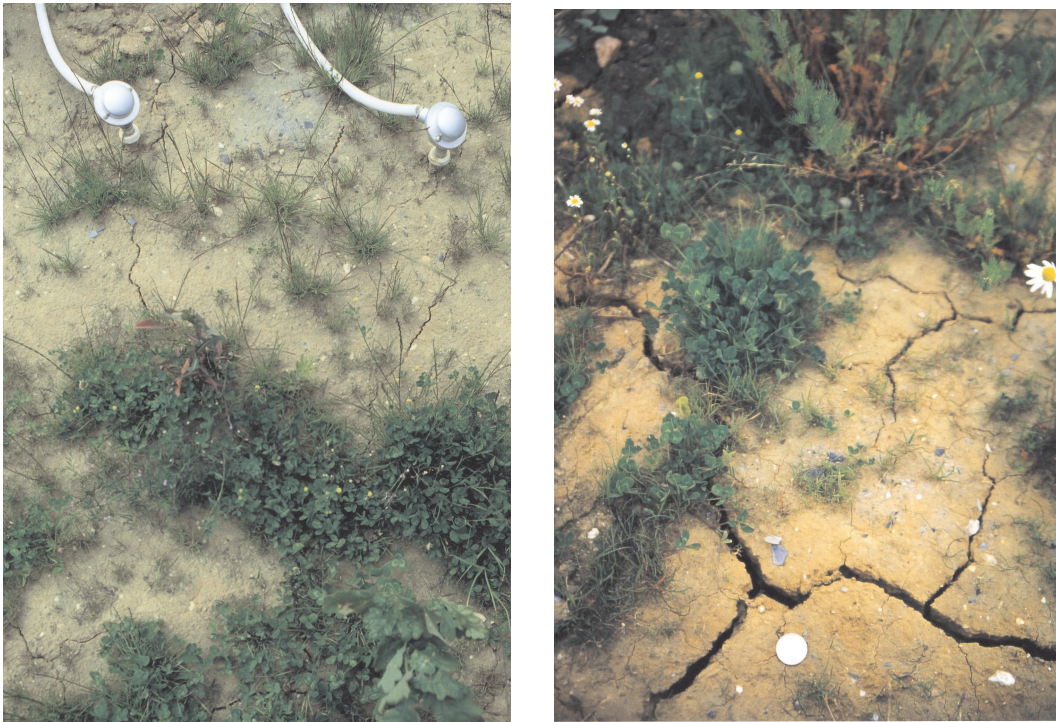


Abb. 5.23: Austrocknungsbedingte Rißbildung im Rekultivierungsschichtsubstrat, Juni 2001: (links) VF 1 (rechts) VF 3.



Abb. 5.24: Setzungsri im Haldenmaterial VF 4 (links, Bildmitte) und in der Rekultivierungsschicht VF 3 (rechts), September 2003.

können auch in den unteren Lagen der Abdeckung sowie im Haldenmaterial zu veränderten Fließbedingungen führen. Beobachtet wurden solche Rißsysteme im Spätsommer 2003 am Oberhang des VF 3 und VF 4, am Unterhang des VF 2 sowie in direkter Umgebung der Versuchsanlage.

Ein Einfluß der Risse auf die Messungen des A_o ist ausgeschlossen, da die hier ausgewerteten Meßstellen (Kastenrahmen, Abb. 4.11) weit außerhalb dieser lagen. Für den gesamten Versuchshang ist davon auszugehen, daß der Oberflächenabfluß durch die hangparallelen Risse stark abnimmt, und sich der hypodermische Abfluß entsprechend erhöht.

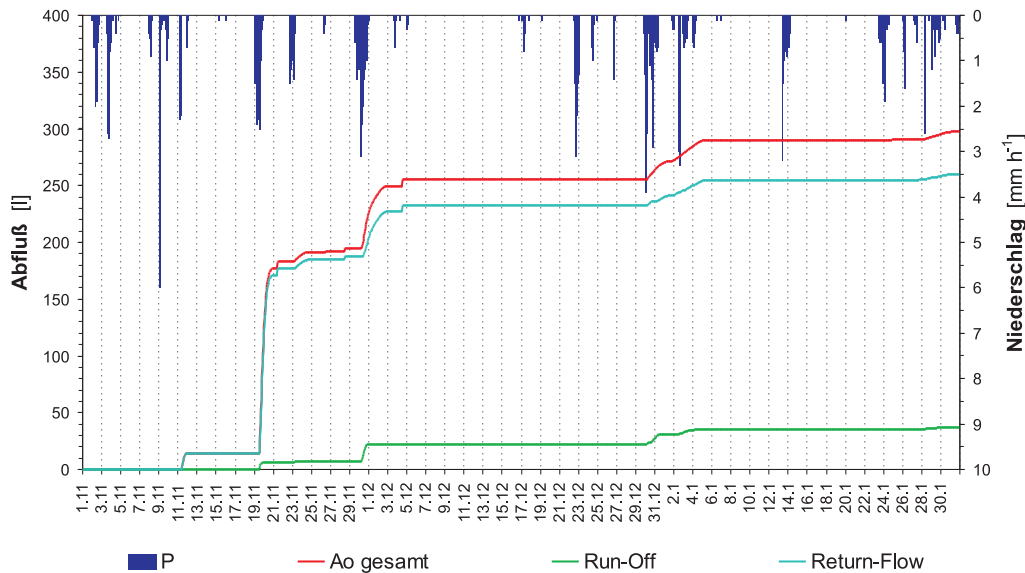


Abb. 5.25: Niederschlag und kumulativer Oberflächenabfluß Versuchsfeld 2, 1.11.2002–31.1.2003.

Aus methodischen Gründen problematisch sind die Messungen auf dem Versuchsfeld 2, wie bereits in Kap. 4.2.2.3 diskutiert, da hier der oberflächennahe A_i am Unterhang zu diffusen Vernässungen führt und als „Return-Flow“ teilweise wieder austritt. Nach der Korrektur der Messungen (vgl. S. 63) ergibt sich für das VF 2 ein gesamter Oberflächenabfluß von 6,8 %, welcher damit um den Faktor 4–6 über den niedrigen Abflüssen der Felder 1 und 3 liegt.

Dieser höhere Oberflächenabfluß ist auf die geringe Infiltrationskapazität des Rekultivierungsschichtsubstrates zurückzuführen (geringes Gesamtporenvolumen von 33 %, niedrige nutzbare Feldkapazität von 8,5 %, hoher Steingehalt von 30 %). Die hydraulischen Durchlässigkeiten waren bei Errichtung des Versuchsfeldes signifikant niedriger als die der Versuchsfelder 1 und 3 und lagen bei $9 \cdot 10^{-8}$ bis $1 \cdot 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$. Die Wiederholungsmessungen im Winterhalbjahr 2004/2005 zeigen jedoch keine wesentlichen Unterschiede zwischen den drei Abdeckungen mehr (Anlage Tab. B4), die Einbautzustände sind durch die Oberbodenauflockerung in gleicher Weise überprägt.

Der Return-Flow macht zwar eine bedeutende absolute Abflußmenge aus (Abb. 5.25), das Verhältnis bei Berücksichtigung des Einzugsgebietes von eigentlichem Run-Off zu Return-Flow beträgt jedoch 6 : 1 (5,8 % Run-Off, 1 % Return-Flow, Tab. 5.2), mit hohen Return-Flow-Anteilen im Winterhalbjahr. So wurden im Winterhalbjahr 2002/2003 nach den sehr hohen Novemberriederschlägen langanhaltende Wiederaustritte des hypodermischen Abflusses registriert (Abb. 5.25, vgl. auch A_i in Abb. 5.29).

Wie für die Versuchsfelder 1 und 3 gilt auch für den A_o des VF 2, daß in der zweiten Hälfte des Untersuchungszeitraumes nur sehr geringe Abflüsse registriert wurden. Auch die hohen Septemberriederschläge im Jahr 2003 führten zu keinem Oberflächenabfluß, weder als Infiltrationsüberschuß, noch als Return-Flow.

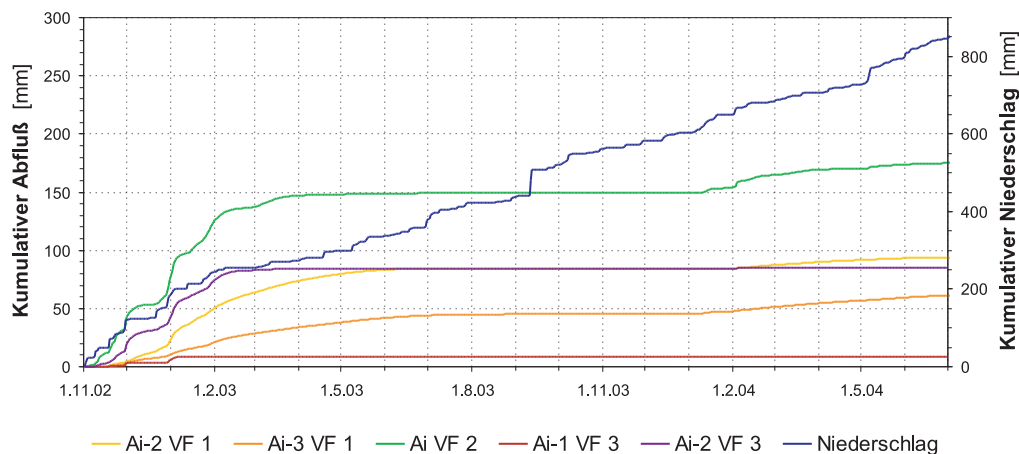


Abb. 5.26: Vergleich der hypodermischen Abflüsse auf den Versuchsfeldern 1–3, 1.7.2000–30.6.2004. Abflußbezeichnungen siehe Tab. 5.2.

5.1.4.2 Hypodermischer Abfluß A_i

Die Messungen des hypodermischen Schichtabflusses, beginnend in der zweiten Hälfte des Untersuchungszeitraumes, liefern wesentliche Ergebnisse zum Verständnis der Hydraulik der Ein- und Zweischichtabdeckungen. Entgegen der Arbeitshypothese – der Annahme eines nur in der Abdeckung mit Dichtungsschicht bedeutsamen A_i – wurde aus den Ergebnissen der Tensionsmessungen frühzeitig deutlich, daß auch in den Einschichtsystemen über lange Zeiträume Stauwasserspiegel auftreten, welche auf den geneigten Versuchshängen zu entsprechenden hypodermischen Abflüssen führen können. Dieses konnte mit Beginn der Abflußmessungen im Winterhalbjahr 2002/2003 für die Abdeckungen ohne eigentliche Dichtungsschicht der Versuchsfelder 2 und 3 bestätigt werden.

Im Einzelnen sind folgende wichtige Ergebnisse der Messungen des hypodermischen Schichtabflusses zu nennen:

Versuchsfeld 1

In der Rekultivierungsschicht bzw. auf der Dichtungsschicht wurde ein mittlerer hypodermischer Abfluß von 11 % (A_{i2}), in der Schicht der Zwischenabdeckung ein A_i von 7 % (A_{i3}) registriert. Maximale Abflußspitzen wurden auf der Dichtungsschicht im Dezember 2002 mit 535 l h^{-1} ($0,18 \text{ mm h}^{-1}$), in der Zwischenabdeckung im Februar 2004 mit 145 l h^{-1} ($0,05 \text{ mm h}^{-1}$) aufgezeichnet.

Angesichts der niedrigen K_s -Werte des Dichtungsschichtsubstrates ($8,3 \cdot 10^{-10} \text{ m s}^{-1}$ bei Einbau, Anlage Tab. B4) wäre auf der Dichtungsschicht ein größerer Abfluß zu erwarten gewesen. In einer Abdeckung des Typs Deponieklasse I (Dreischichtabdeckung, K_s -Wert der Dichtungsschicht: $5 \cdot 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) wurde für diesen Standort ein mittlerer Dränabfluß von 32 % prognostiziert (Kap. 5.2.3.3, Anlage Tab. H14). Auch wenn in der Zweischichtabdeckung des Versuchsfeldes 1 aufgrund der fehlenden Dränschicht der A_i geringer sein wird als der Dränabfluß in einer Dreischichtabdeckung, so zeigen doch die Abflußmessungen der zweiten, tieferen Meßstelle (A_{i3}) sowie die Ergebnisse

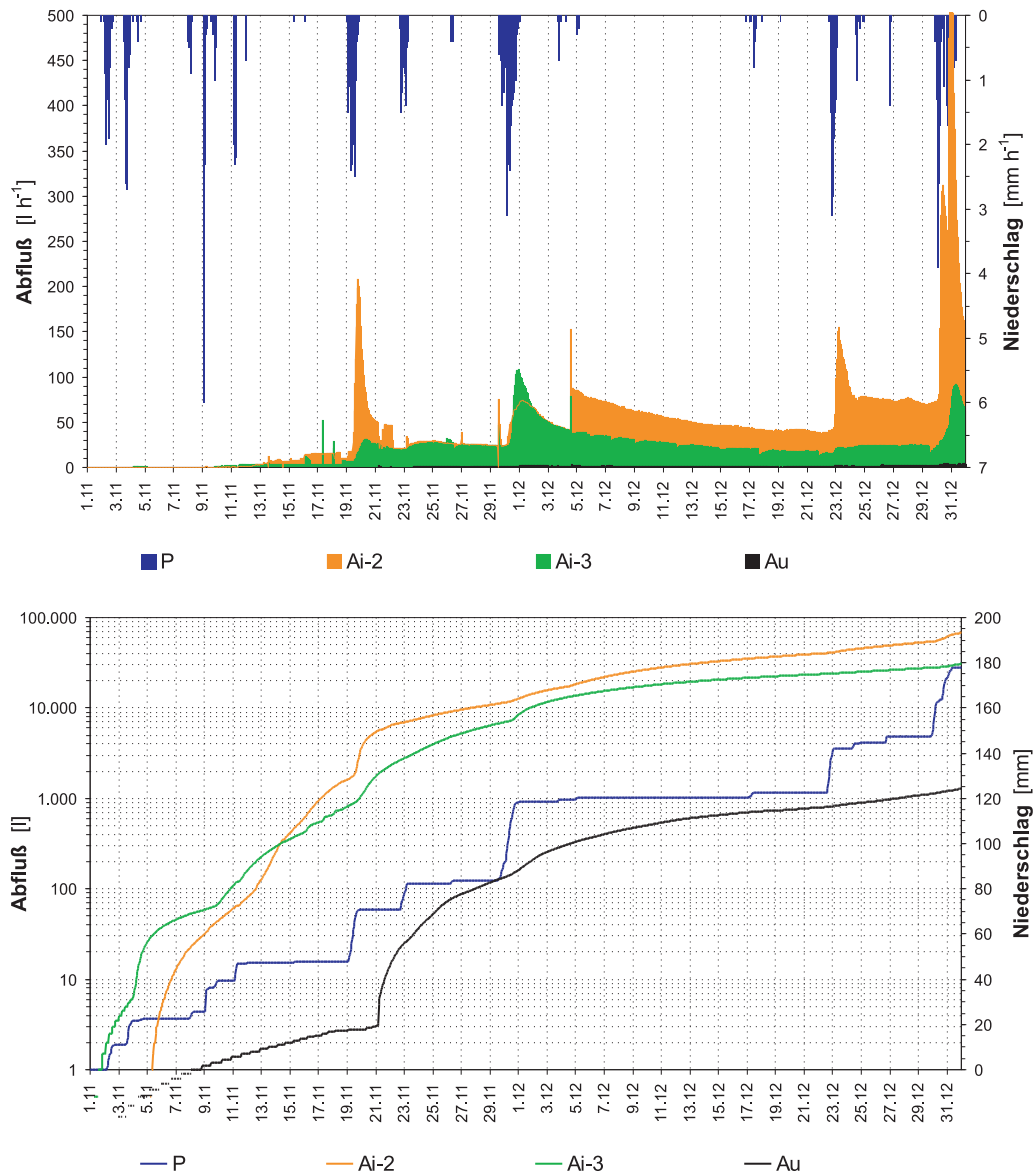


Abb. 5.27: Niederschlag und Abfluß auf dem Versuchsfeld 1, November–Dezember 2002.

der Tensions- und Wassergehaltsbestimmungen (vgl. Kap. 5.1.3.2), daß es zu signifikanten Sickerwasserbewegungen durch die Dichtungsschicht kommt, bevor eine zweite stauende Schicht, das Haldenmaterial, einen zweiten tiefen hypodermischen Schichtabfluß hervorruft. Dieser tiefe A_i macht etwa 2/3 der Abflußmenge des oberen Schichtabflusses aus.

Ein Beispiel dieser schnellen Sickerwasserbewegung zeigen die Abflußverhältnisse zu Beginn des Winterhalbjahres 2002/2003 (Abb. 5.27): Hier ist praktisch keine zeitliche Verzögerung des tiefen Abflusses zu beobachten, die Abflußspitze des tieferen hypodermischen Abflusses beim Niederschlagsereignis 29.11.–1.12. ist sogar höher als die des Abflusses auf der Dichtungsschicht. Wesentlich gedämpfter verläuft die 0,6 m tiefer erfaßte Sickerung A_u .

Als Ergebnis der Tensions- und Wassergehaltsbestimmungen und der Mes-

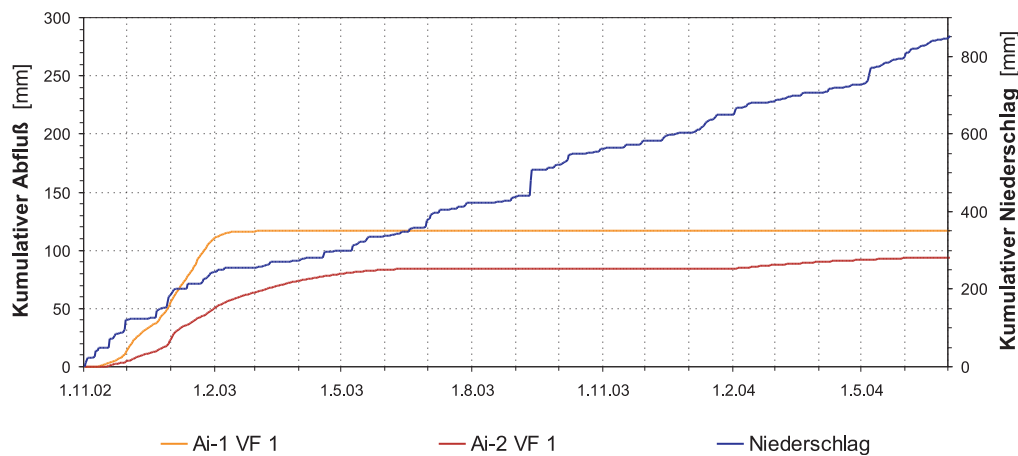


Abb. 5.28: Vergleich der Meßmethode zur Erfassung des hypodermischen Abflusses auf der Dichtungsschicht, Versuchsfeld 1: Ai-1 Auffangkasten, Ai-2 Drainage.

sungen des hypodermischen Schichtabflusses muß damit insgesamt eine hohe Durchsickerung der Dichtungsschicht konstatiert werden. Diese Durchsickerung wird in Kap. 5.2.4.2 durch die HYDRUS_2D-Simulation quantifiziert; wie dort gezeigt werden wird, ist diese Durchsickerung durch die geringe Dränkapazität der Rekultivierungsschicht bedingt, und somit durch den Schichtaufbau der Zweischichtabdeckung erzwungen.

Ob diese größere Durchsickerung der Dichtungsschicht zusätzlich auf eine Schädigung mit einer Erhöhung der hydraulische Durchlässigkeit zurückzuführen ist, kann hier nicht abschließend beurteilt werden. Der mit HYDRUS_2D kalibrierte K_s -Wert der Dichtungsschicht ($1,0 \cdot 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) liegt nur um den Faktor 1,2 oberhalb des Medians der Laborbestimmung, so daß im Kalibrierungs- bzw. Validierungszeitraum von Bedingungen des Einbauzustandes der Dichtung ausgegangen werden kann.

Für eine Zunahme der Durchlässigkeit in der zweiten Hälfte des Untersuchungszeitraums spricht dagegen die starke Verschiebung bzw. Erhöhung des Verhältnisses von A_{i2} zu A_{i3} nach dem Sommerhalbjahr 2003; so betrug dieses Verhältnis 0,5 im Winterhalbjahr 2002/2003 mit einem überwiegenden Anteil des Dichtungsschichtabflusses, im Winterhalbjahr 2003/2004 überwog dagegen der tiefe hypodermische Abfluß, das Verhältnis betrug 1,5.

Methodisch interessant ist der Vergleich der beiden Meßstellen zur Erfassung des A_i auf der Dichtungsschicht (Abb. 5.28). Er zeigt, daß mit dem Kastenrahmen, bei Annahme eines Einzugsgebietes entsprechend der Hanglänge, höhere Abflussmengen ausgewiesen werden. Während des gesamten Untersuchungszeitraumes wurde mit dieser Methodik ein A_i von 22 % aufgezeichnet. Zu erwarten wären hier tendenziell niedrigere Abflüsse im Vergleich mit den Messungen der Drainage, da mit dieser Methodik nur der unterste Profilabschnitt der Rekultivierungsschicht erfaßt wird (vgl. Kap. 4.2.2.2), die Ergebnisse der Messungen des Oberflächenabflusses aber zeigen, daß gerade der oberflächen-nahe A_i von Bedeutung sein kann. Die Drainagen erfassen dagegen sowohl das gesamte Schichtprofil als auch das gesamte potentielle Einzugsgebiet des Ver-

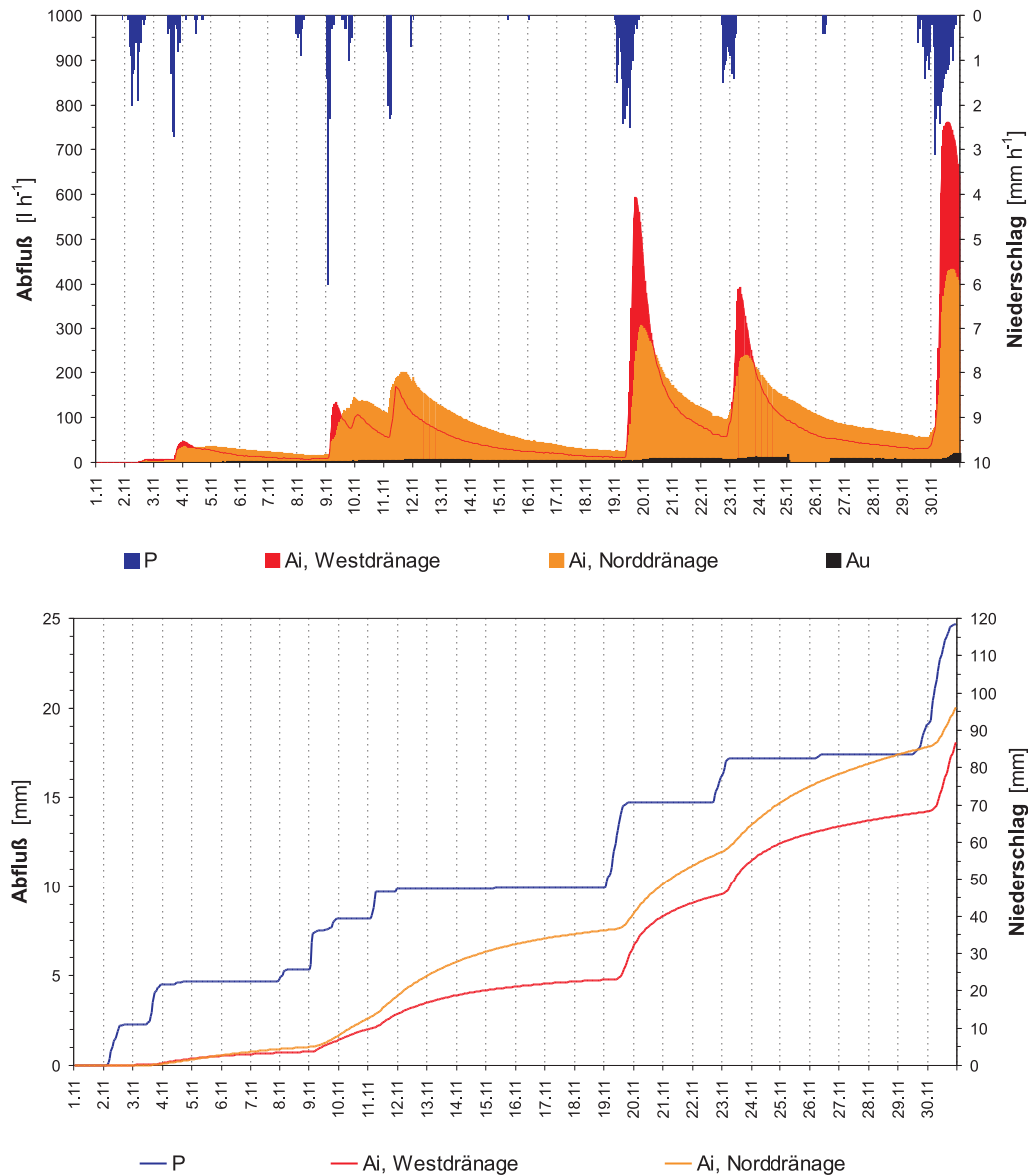


Abb. 5.29: Niederschlag und Abfluß auf dem Versuchsfeld 2, November 2002.

suchsfeldes. Die Ergebnisse der Meßstelle A_{i1} müssen als wenig belastbar aufgrund der fehlenden sicheren Zuordnung eines Einzugsgebietes bewertet werden.

Versuchsfeld 2

Auf dem VF 2 wurde ein überraschend hoher hypodermischer Abfluß in dem Rekultivierungsschichtsubstrat bzw. auf der Haldenoberkante registriert. Mit 175 mm bzw. 21 % ist dieser A_i fast doppelt so hoch wie der im gleichen Zeitraum gemessene A_i auf der Dichtschicht des Versuchsfeldes 1. Maximale Abflußspitzen wurden im Dezember 2002 mit 1215 l h^{-1} ($0,37 \text{ mm h}^{-1}$) registriert.

Diese Fließverhältnisse sind durch die während der Errichtung gewonnenen Ergebnisse der Substrateigenschaften des Versuchsfeldes nicht zu erwarten gewesen – hieraus sind weder eine Abnahme des K_s -Wertes mit der Tiefe, noch auf einen Kapillarsperreneffekt hindeutende Körnungsverhältnisse zu erken-

nen.

Hier können zur Deutung des in der Rekultivierungsschicht bzw. im oberen Bereich des Haldenmaterials auftretenden A_i zwei Punkte angeführt werden:

- a. *Hydraulische Durchlässigkeit*: Die schon im Kap. 5.1.4.1 genannte Auflockerung des Oberbodens, die zu einer Erhöhung des K_s -Wertes um den Faktor 100–1000 führen kann, resultiert in einer Diskontinuität in der K_s -Tiefenverteilung in den obersten Dezimetern der Rekultivierungsschicht und Ausbildung eines oberflächennahen hypodermischen Abflusses auf den tieferen, hoch verdichteten Lagen des Substrates, die mit Durchlässigkeiten von $9 \cdot 10^{-7}$ bis $9 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$ stauend wirken.

Ein zweiter Sprung in der Tiefenverteilung der hydraulischen Durchlässigkeit ist die Schichtgrenze von erster, unterer Lage der Rekultivierungsschicht, welche mit einem Verdichtungsgrad von $D_{Pr} \geq 90 \%$ eingebaut wurde, gegenüber der etwas geringer verdichteten oberen Lage mit $D_{Pr} \leq 90 \%$. Diese hohe Verdichtung der unteren Lage wurde dabei durch Befahren mit Baufahrzeugen erreicht. Die Oberkante der Lage stellt zugleich den „Fahrspiegel“ dar, welcher zumindest für Teilflächen ebenfalls stauende Wirkung besitzen kann. Die Laborbestimmungen des K_s -Wertes zeigen für die untere Lage eine um den Faktor 3 niedrigere Durchlässigkeit. Die Bestimmungen mit Guelph-Permeameter zeigen dagegen kaum Unterschiede von oberer zu unterer Lage, evt. werden hier Unterschiede durch die integrale Messung des Permeameters (horizontale und vertikale Durchlässigkeit) überdeckt.

Eine dritte potentiell stauende Schichtgrenze ist die Oberkante des Haldenmaterials. Die effektive vertikale hydraulische Durchlässigkeit des Haldenmaterials ist offensichtlich geringer, als es die Ergebnisse der Feldmessungen des K_s -Wertes, welche sowohl die vertikale als auch die horizontale Durchlässigkeit erfassen, zeigen. Zudem liegt bei der verwendeten Methodik (Guelph-Permeameter, Kap. 4.2.7) die untere Bestimmungsgrenze bei $1 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$. Messungen an Stechzylinderproben mit Haldenmaterial, welches auf $< 2 \text{ mm}$ abgesiebt und auf Verhältnisse verdichtet wurde, wie sie durch die großtechnische Tagebauverfüllung erreicht werden, zeigen dagegen niedrigere K_s -Werte im Bereich $5 \cdot 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ (Anlage Tab. B4), was auf eine dichtende Wirkung analog einer Dichtungsschicht hindeutet.

- b. *Porensysteme*: Die sich mit der Tiefe ändernden bodenphysikalischen Verhältnisse, welche zur Ausbildung des A_i führen, sind nicht nur am K_s -Wert, sondern auch aus den Porensystemen und -verteilungen ableitbar. So führt die beschriebene Entwicklung eines Aggregatgefüges in den oberen Dezimetern der Rekultivierungsschicht zu einer Erhöhung des Gesamtporenvolumens, und damit zu einer Diskontinuität im Porensystem, welche die Bildung des A_i begünstigt. Zwei weitere Diskontinuitäten sind zum einen die Schichtgrenze der zwei Lagen der Rekultivierungsschicht, welche zwei gleichartige Porensysteme durchschneidet, zum anderen die Schichtgrenze zwischen der unteren Lage der Rekultivierungsschicht und dem Haldenmaterial, welche zwei verschiedene Porensysteme trennt, mit einer deutlichen Abnahme der Gesamtporenvolumina im Haldenmaterial.

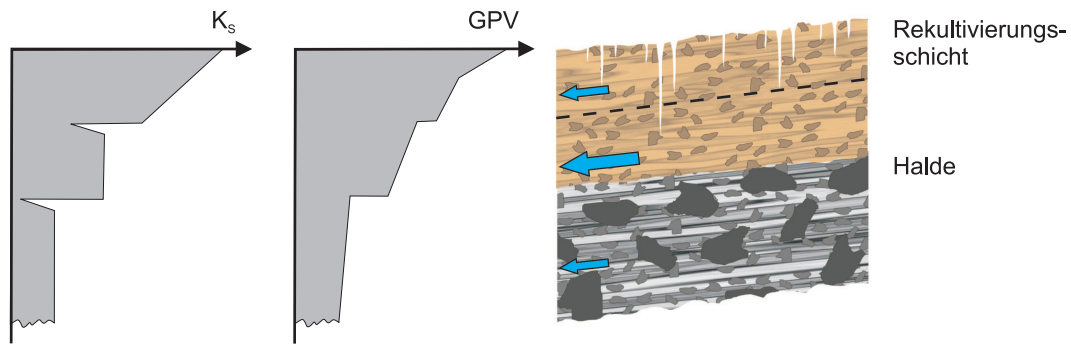


Abb. 5.30: Schematische Darstellung der bodenphysikalischen und hydraulischen Verhältnisse im Versuchsfeld 2, welche zur Ausbildung des A_i führen.

In Abb. 5.30 sind die hydraulischen Verhältnisse, wie sie aus den vorliegenden Daten interpretiert werden können, schematisch dargestellt. Die beiden möglichen Teilströme des hypodermischen Abflusses in der Rekultivierungsschicht werden an den beiden Meßstellen des VF 2 (Nord- und Westdrainage, Anlage Abb. A1) summarisch erfaßt, so daß hieraus keine Aussagen über die vertikalen Verhältnisse im Profil abgeleitet werden können. Die Ergebnisse des tiefen hypodermischen Abflusses des Versuchsfeldes 1 und des Versuchsfeldes 3 zeigen jedoch, daß der Abfluß auf der Haldenoberkante bedeutend ist.

Die Messungen der Tension im VF 2 (Abb. 5.31) für Zeiträume mit ausgeprägter Staunässe verdeutlichen, daß die zwei Tensiometerebenen in der Rekultivierungsschicht und im Haldenmaterial in etwa eine gleiche Tiefenlage eines Stauwasserspiegels anzeigen, wobei die Haldenmessungen stärker voneinander abweichen und eine größere Teufe des Wasserspiegels widerspiegeln. Dieses spricht für einen oberen Wasserspiegel in der Rekultivierungsschicht auf der Haldenoberkante (Messungen der Tension in 50 und 90 cm Tiefe), und tiefere Stauwasserspiegel auf tieferen Schichtgrenzen des ebenfalls lagenweise eingebauten und kompaktierten Haldenmaterials. Im November 2002 scheint insbesondere der Aufstau im Haldenmaterial die großen lateralen Sickerwasserabflüsse induziert zu haben.

Versuchsfeld 3

Die hydraulischen Fließverhältnisse des A_i im VF 3 sind denen des Versuchsfeldes 2 ähnlich, nur daß hier der Abfluß in einer größeren Profiltiefe stattfand, und aufgrund des sehr intensiven und tiefreichenden Feuchteentzuges im Sommerhalbjahr nicht die absoluten Höhen des VF 2 erreichte.

Der oberflächennahe A_i in der Rekultivierungsschicht war mit 9 mm bzw. 1 % gering, hier wurde ein Abfluß nur unter den sehr nassen Verhältnissen des Winters 2002/2003 aufgezeichnet. Maximale Abflußspitzen wurden im November 2002 mit 727 l h^{-1} ($0,22 \text{ mm h}^{-1}$) registriert. Höher war dagegen wieder der Abfluß in der Zwischenabdeckung bzw. auf der Haldenoberkante. Der kumulative Anstieg verläuft nahezu parallel zum kumulativen Abfluß des VF 2, erreicht aber mit 85 mm bzw. 10 % nur die Hälfte des dort gemessenen Abflusses. Maximale Abflußspitzen wurden hier im Januar 2003 mit 373 l h^{-1} ($0,11 \text{ mm h}^{-1}$) registriert. Wie der obere A_i ist auch der tiefe Abfluß im Winter 2003/2004 sehr gering.

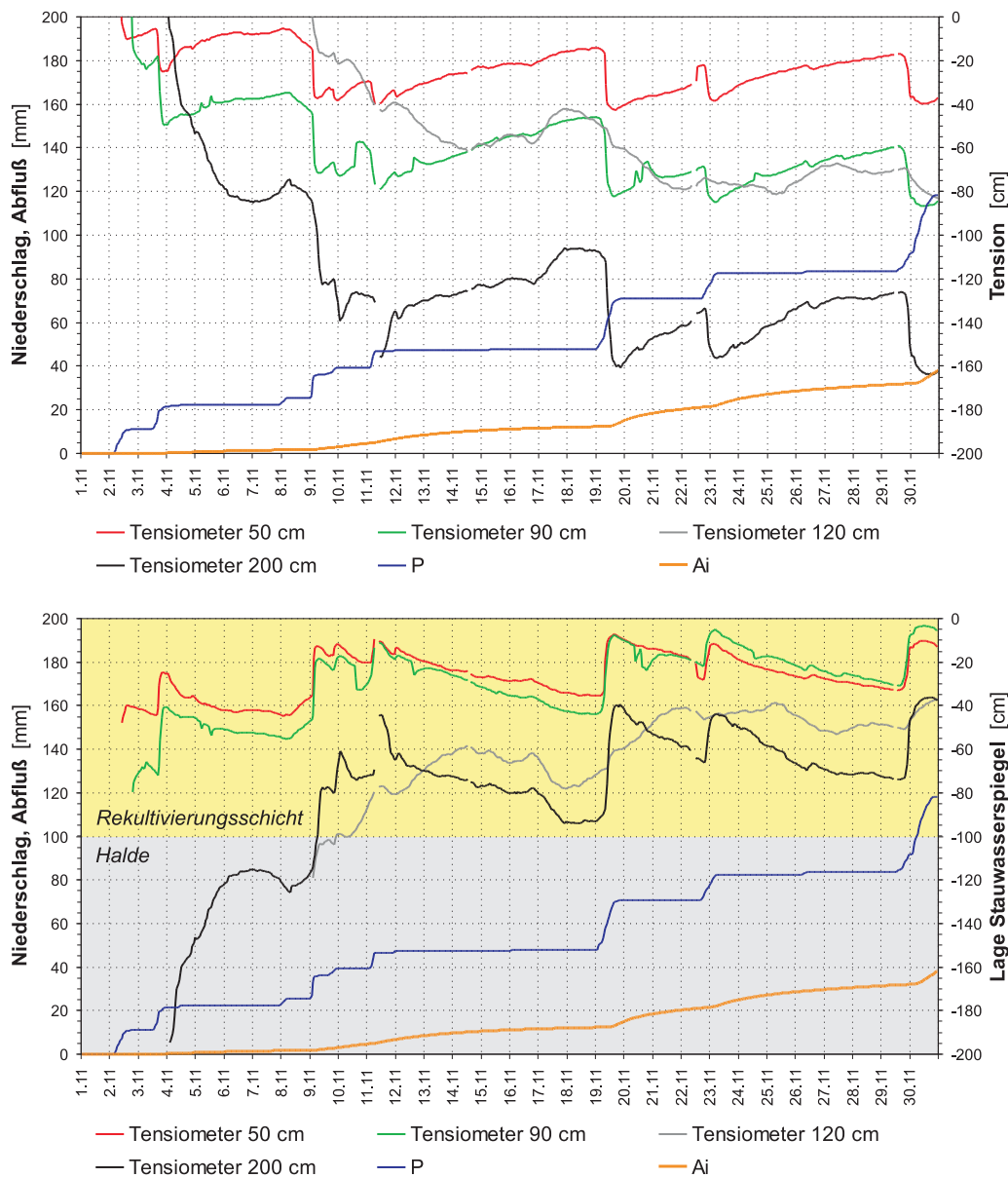


Abb. 5.31: Niederschlag, Abfluß und Stauwasserspiegel im Versuchsfeld 2, November 2002. Oben: Gemessene Tensionen; unten: Stauwasseroberfläche (Annahme Potential-Gleichgewicht).

5.1.4.3 Sickerung A_u

Eine tiefe, vertikale Sickerung in die im Haldenmaterial eingebauten Sickerwassersammler wurde im VF 1 in den ersten drei Winterhalbjahren, im VF 2 in allen vier Winterhalbjahren und im VF 3 nur im zweiten und dritten Winterhalbjahr des Untersuchungszeitraumes registriert. Die Abflüsse waren vor allem auf den Versuchsfeldern 2 und 3 sehr dynamisch, mit nur kurzer Verzögerung zum hypodermischen Abfluß, da beide Sickerströme in enger Nähe im Grenzbereich Abdeckung-Haldenmaterial auftreten bzw. gemessen werden. Maximale Abflußspitzen wurden im Winterhalbjahr 2002/2003 aufgezeichnet und lagen bei 43 l h^{-1} (VF 1), bei 302 l h^{-1} (VF 3) und 776 l h^{-1} (VF 2) – bei einer Größe des Lysimeters von ca. 50 m^2 .

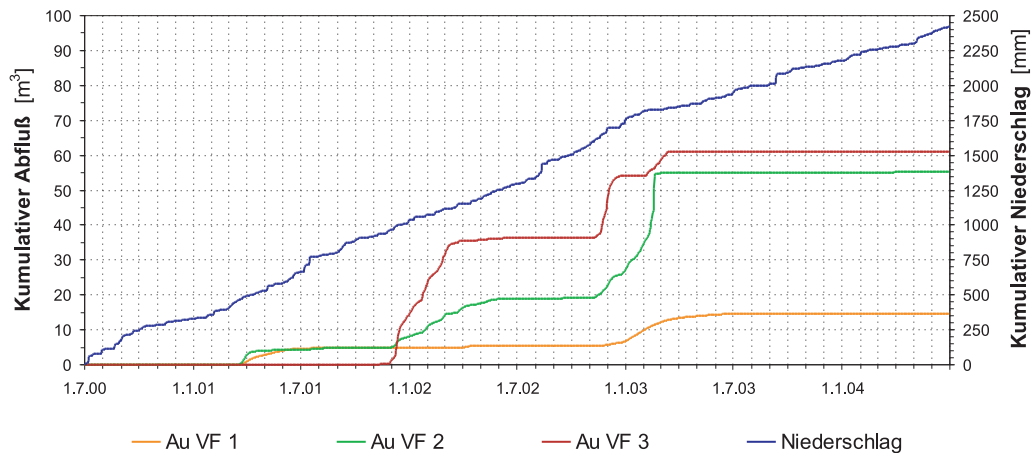


Abb. 5.32: Vergleich der Sickerwassermengen auf den Versuchsfeldern 1–3, 1.7.2000–30.6.2004.

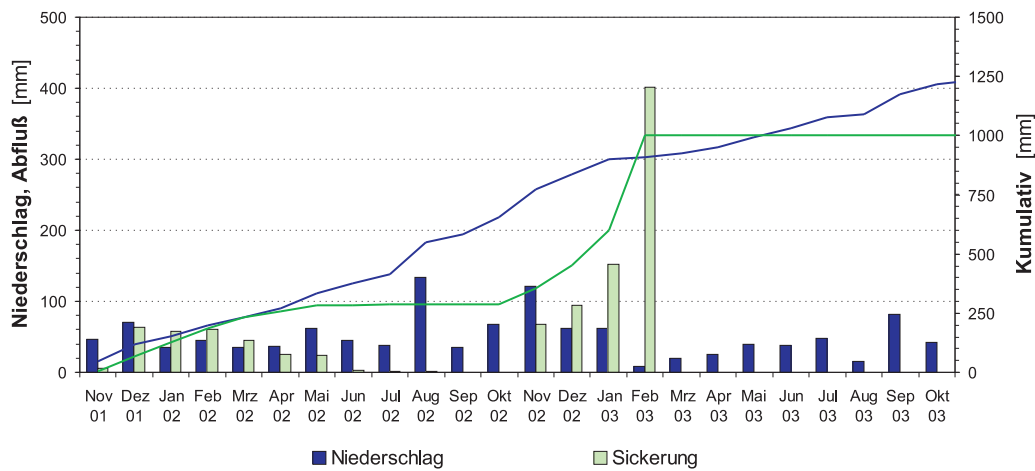


Abb. 5.33: Niederschlag und hypothetische, auf die Lysimeterfläche berechnete Sickerwassermenge, Versuchsfeld 2.

Bezieht man die Abflüßmengen des gesamten oder längerer Teilzeiträume des Untersuchungszeitraumes auf eine Einzugsgebietsgröße entsprechend der Lysimeterfläche, so wird deutlich, daß die erfaßten Abflüsse nicht alleine aus dem Einzugsgebiet der Lysimeter stammen können, da sie sowohl plausible Größenordnungen einer Tiefensickerung als teilweise sogar die kumulativen Niederschlagsmengen übersteigen. So zeigt eine Beispielrechnung für das Lysimeter VF 2 für das Winterhalbjahr 2002/2003 (Abb. 5.33), daß die kumulative Abflußsumme im Januar 2003 den kumulativen Niederschlag übersteigt, sowohl bezogen auf einen Zeitraum beginnend Anfang November 2002 als auch von November 2001 an. Auch die extrem hohe Abflußmenge von > 400 mm im Februar 2003 übersteigt den gesamten Winterniederschlag von November 2002 bis Februar 2003.

Die Lysimetermessungen zeigen damit, zumindest in den VF 2 und 3, keine plausiblen Werte der vertikalen Sickerung in das Haldenmaterial an, und auch für das VF 1 können unplausible Werte nicht ausgeschlossen werden.

Zwei Erklärungen sind für dieses Ergebnis denkbar:

a. *Variabilität der Sickerrate auf dem Versuchshang:*

Wie oben gezeigt wurde, bilden sich auf dem Versuchshang Stauwasserspiegel aus, welche hangabwärts entwässern. Stichtagsmessungen der Wasserstände³² in der Abdeckung zeigten, daß sich die Stauwasserspiegel vor allem am Mittel- und Unterhang aufbauen, so daß hier aufgrund der höheren hydraulischen Gradienten die vertikale Sickerung gegenüber dem Oberhang erhöht sein muß. Ein am Oberhang platziertes Lysimeter würde geringere Sickerraten aufzeichnen.

b. *Divergierende hydraulische Eigenschaften des Haldenmaterials von Versuchsfeld und Lysimeter:*

Stichtagsmessungen im Winterhalbjahr 2003/2004 auf dem Versuchsfeld 3 im An- und Abstrom (Abb. 5.34) zeigten, daß die Stauwasserspiegeloberfläche auf der abstromseitigen Lysimeterseite bei der Mehrzahl der Meßtermine eine etwa 10–20 cm tiefere Lage aufwies, verglichen mit der Oberfläche im Anstrombereich des Lysimeters. Da in diesem Bereich die Geländeoberfläche gleichmäßig geneigt ist, steht zu vermuten, daß diese systematische Absenkung durch eine höhere Sickerung in das Haldenmaterial im Lysimeter bedingt ist. Zwar wurde das Haldenmaterial in der Folienwanne hoch verdichtet eingebaut (vgl. S. 57), es wurden aber vermutlich³³ nicht die sehr niedrigen hydraulischen Durchlässigkeiten erreicht, die im Zuge des großtechnischen Einbaus von Haldenmaterial auf der Versuchsanlage realisiert wurden.

Neben diesen Effekten auf die Lysimeterergebnisse sind drei, schon in Kap. 4.2.2.1 auf S. 56 genannte Lysimeterfehler – Profiltiefe, Art der hydraulischen unteren Randbedingung und Oaseneffekt – für den hier eingesetzten Lysimertyp von Bedeutung.

Aus den Ergebnissen der Tensionsmessungen (Kap. 5.1.3) wird deutlich, daß die sommerliche Austrocknung im Versuchsfeld 2 und 3 tiefer reichte als die Einbautiefe des Lysimeters. Die maximale Lage der Bodenwasserscheide lag in den Sommermonaten im VF 2 tiefer als 2 m, im VF 3 tiefer als 2,6 m (Anlage Abb. F6 und F9) und damit tiefer als die Unterkante der Lysimeter (VF 2: 1,6 m, VF 3: 2,2 m, jeweils unter GOK). Die kapillare Nachlieferung von Bodenwasser aus dieser Tiefe in Spätsommerphasen wird jedoch als gering eingeschätzt, so daß dieser Lysimeterfehler hier vernachlässigt werden kann. Wuchsunterschiede zwischen der Vegetation auf der eigentlichen Lysimeterfläche und der daran angrenzenden Vegetation, welche auf unterschiedliche Wasserversorgung hindeuten könnten, wurden nicht beobachtet.

Da es sich bei den hier verwendeten Folienwannen um frei dränende Lysimeter handelt, tritt hier das in Kap. 4.2.2.1 beschriebene Phänomen der abweichenden unteren hydraulischen Randbedingung auf. Hierdurch kann eine

³² Messungen in Hüllrohren, welche ursprünglich zur Messung der Bodenfeuchte mit einer mobilen FDR-Sonde installiert wurden (hier nicht weiter ausgewertet).

³³ Messungen des K_s -Wertes des Haldenmaterials im Lysimeter liegen nicht vor.

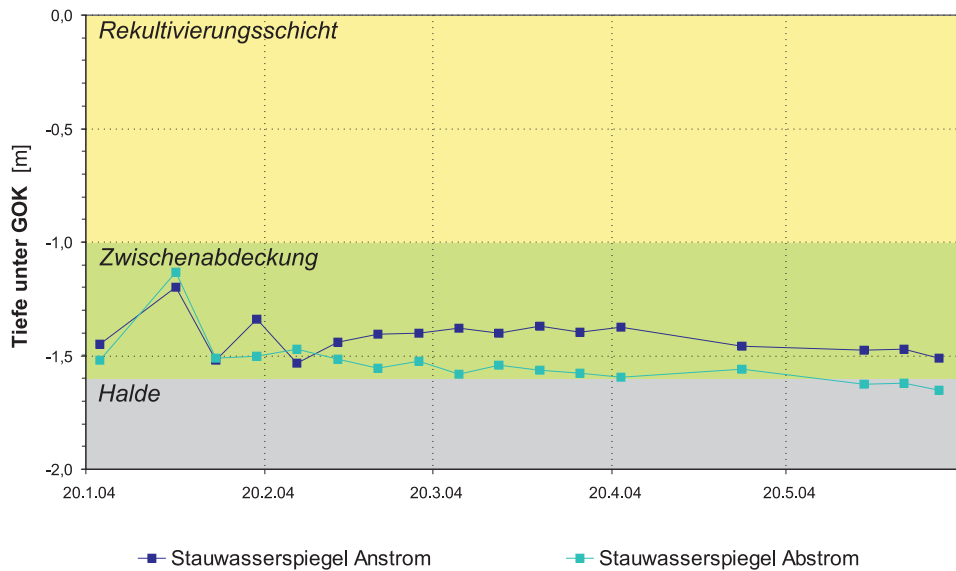


Abb. 5.34: Lage des Stauwasserspiegels im An- und Abstrom des Lysimeters im Versuchsfeld 3. Messungen in Hüllrohren, die in ca. 2–3 m horizontaler Entfernung zur an- und abstromseitigen Lysimeteraußengrenze platziert sind.

Unterschätzung des Abflusses verursacht sein; ein Umfließen des Auffanggefäßes, wie von DURNER u. BUCZKO (2003) für seitliche Ränder zwischen 10 und 40 cm Höhe beschrieben, ist aufgrund der höheren seitlichen Einfassungen, welche in das Haldenmaterial eingelassen sind (Abb. 4.6) aber unwahrscheinlich. Durch Simulation der Fließvorgänge von frei dränenden Lysimetern wurde von DURNER u. BUCZKO gezeigt, daß eine Randhöhe von 40 cm zu einer Auffangeffizienz von nahezu 100 % führt, so daß die hier verwendeten Randhöhen von etwa 60 cm als ausreichend angesehen werden können.

Nicht auszuschließen für die Versuchsanlage ist eine Beeinflussung der Messungen durch den Oaseneffekt. Unter humiden Klimaverhältnissen werden diese Effekte als gering angesehen, wenn eine homogene Vegetationsbedeckung von schon wenigen Dekametern über die eigentliche Lysimeterfläche hinaus gegeben ist. DAVENPORT u. HUDSON (1967) registrierten unter humiden Klimabedingungen einen Rückgang der Transpiration um 13 % vom Rand der Vegetationsfläche über 40 m zur Mitte der Fläche hin, bedingt durch eine leichte Beeinflussung durch eine angrenzende trockene Brachfläche.

Da auf der Versuchsanlage sowohl die Lysimeter als auch die bodenhydrologischen Meßplätze z.T. nur wenige Meter vom Versuchsflächenrand und damit von größeren Brachflächen entfernt liegen (vgl. Abb. 4.3 und 4.4), kann eine advective Zufuhr von trockenen, warmen Luftmassen aus den gering bewachsenen umliegenden Halden- und Tagebauflächen nicht ausgeschlossen werden. Die in Kap. 4.2.8.3 festgestellte systematische Temperaturabweichung mit einer im Mittel um $0,6^\circ\text{C}$ höheren Temperatur sowie einer um 2 % niedrigeren Luftfeuchte auf der Versuchsanlage gegenüber der Referenzstation Gera-Leumnitz sind ein deutliches Indiz für mikroklimatisch abweichende Verhältnisse am Versuchshang, die zumindest teilweise auf die in der Umgebung liegenden, sich stark erwärmenden Tagebau- und Haldenflächen zurückgeführt werden müs-

	T [° C]	ET_P [mm]	ET_A [mm]	A_u [mm]
Langjähriges Mittel	8,2	693,8	356,3	343,4
Klimatisch begünstigter Standort	8,8	707,4	362,5	338,7
Δ	+0,6	+13,6	+6,2	-4,7

Tab. 5.3: Sensitivität der Erhöhung der mittleren Lufttemperatur um $0,6^\circ\text{C}$ auf den simulierten Wasserhaushalt einer Einschichtabdeckung, HELP-Modell.

sen.

Für die Untersuchung wird der Einfluß der besonderen mikroklimatischen Bedingungen am Versuchshang auf die hydrologischen Ergebnisse als unproblematisch eingeschätzt, da die Messung und Modellierung der Hydraulik des Versuchshanges diese Bedingungen einschließt. Durch die Kalibrierung der Modelle an klimatisch begünstigten Standorten könnte die aktuelle Evapotranspiration, welche neben dem Wert der ET_P in den hier verwendeten Modellen vor allem durch die Parameter der Tiefenverteilung der Durchwurzelung gesteuert wird, überschätzt werden, der Abfluß entsprechend unterschätzt.

Die Ergebnisse der Sensitivitätsuntersuchungen (Kap. 5.2.3.1) zeigen jedoch, daß eine Erhöhung der mittleren Lufttemperatur um $0,6^\circ\text{C}$ im HELP-Modell nur zu einer geringfügig höheren Verdunstungshöhe und geringfügig niedrigeren Sickerung führt (Tab. 5.3). Die Abweichung der Sickerung um 5 mm bzw. 1,4 % ist sehr niedrig, auch im Verhältnis zu Fehlergrößen der wasserhaushaltlichen Modellierung (vgl. z.B. Tab. 5.13).

Für die langfristige Prognose des Wasser- und Gashaushaltes der Abdeckungen werden zudem die langjährigen Reihen der 6 km entfernten Station Geraleumnitz verwendet, unter Verwendung von Szenarienbetrachtungen z.B. zum Tiefenentzug der Vegetationsdecke und zur langfristigen Entwicklung der klimatischen Randbedingungen, so daß durch diese Übertragung der Fragestellung auf eine höhere Raum- und Zeitskala eine Beeinflussung der Bewertung der Abdeckungen durch die lokalen Meßbedingungen während des Untersuchungsprogrammes ausgeschlossen werden kann.

Auch wenn damit ein Teil der ursprünglichen Versuchskonzeption, die Bestimmung der Sickerung in das Haldenmaterial, nicht befriedigend gelöst ist, so läßt sich doch der Wasserhaushalt der Abdecksysteme vollständig quantifizieren, wenn auch (nur) mit Hilfe von Simulationsmethoden, wie in den Kap. 5.2.2–5.2.4 gezeigt werden wird.

5.1.5 Interzeption

Die vorangegangenen Ausführungen der Kap. 5.1.1–5.1.4 stellen die Ergebnisse der Felduntersuchungen in Ronneburg vor. Weitere Untersuchungen wurden auf den 9 bzw. 23 km entfernten walddydrologischen Meßfeldern in Seelingstädt und Crossen (vgl. Abb. 4.2) durchgeführt.

Die Interzeptionsbestimmungen auf der Südwesthalde ergaben für die Fichten-

Tab. 5.4: Freilandniederschlag und Kronendurchlaß der waldhydrologisches Meßfeld Südwesthalde, Untersuchungszeitraum 1.7.2002–30.6.2004, Niederschlags-tage: $n = 346$.

		Freiland- niederschlag	Kronen- durchlaß	Δ
$\sum P_K$	[mm]	974,7	543,7	–431,0
$P_K < 10 \text{ mm d}^{-1}$	[mm]	569,7	283,1	–255,3
$P_K > 10 \text{ mm d}^{-1}$	[mm]	405,0	244,2	–113,0

Tab. 5.5: Freilandniederschlag (unkorrigiert) und Stammabfluß, waldhydrologisches Meßfeld Helmsdorf, Untersuchungszeitraum 1.7.2003–30.6.2004.

Niederschlag, Abfluß		
$\sum P$	[mm]	437,0
Kiefer 1	[l]	66,9
Kiefer 2	[l]	93,2
Kiefer 3	[l]	63,1
Kiefer 4	[l]	115,1

schonung eine Interzeptionshöhe von 215,5 mm bzw. 44 % des Freilandniederschlags (Abb. 5.35 u. Anlage Abb. C4) und liegen damit im oberen Bereich der für Fichtenarten in der Literatur berichteten Werte, die zwischen 20–40 % liegen (DELFS 1958, EIDMANN 1959, GRUNOW 1965, ZELENÝ 1969, BRECHTEL 1970, HEUVELDOP 1973a, WEIHE 1973, FELLER 1981, BALÀZS 1982, BENECKE 1984, AGSTER 1985, BALÀZS u. BRECHTEL 1985, BENECKE 1985, JOHNSON 1990, VIVILLE et al. 1993); vereinzelt wurden jedoch auch wesentlich höhere Interzeptionsraten von $> 50 \%$ bestimmt (STÅLFELT 1944, FORGEARD et al. 1980, ZIMMERMANN et al. 1999). Die Interzeptionsrate nimmt mit zunehmender Niederschlagshöhe leicht ab, mit Werten von ca. 50 % bei Niederschlägen $< 10 \text{ mm d}^{-1}$ und geringeren Raten von ca. 40 % bei Niederschlägen $> 10 \text{ mm d}^{-1}$.

Die Benetzungskapazität, abgeleitet aus dem Verhältnis von Freiland- zu Kronendurchlaß (Schnittpunkt der Regressionsgeraden oberhalb der effektiven Sättigung des Kronenraumes mit der Abszisse, LEYTON u. CARLISLE 1959, BRINGFELT u. HÅRSMAR 1974, SCHROEDER 1984), liegt bei ca. 1,5–2,5 mm und damit im Bereich der z.B. durch HUTCHINGS et al. (1988) für Fichten ermittelten Werte (vgl. auch Zusammenstellung bei LLORENS u. GALLART 2000). Durch die Kalibrierung des Interzeptionsmodelles wurde ein Wert von 2,0 mm bestimmt (Kap. 5.2.1).

Im Winterhalbjahr kam es zu einzelnen Niederschlagsereignissen mit negativen Interzeptionswerten, hervorgerufen durch Trauf bei Schneefall bzw. Schneeschmelze und bei Starkniederschlägen, vor allem im Winterhalbjahr 2002/2003. Hierdurch kann es zu einer Überschätzung des Kronendurchlasses beim Einzelereignis kommen, für die Gesamtbilanz werden diese Fehlmessungen (im

Sinne einer nicht hinreichend großen Auffangfläche zur richtigen Ermittlung der Heterogenität des Kronendurchlasses und damit einer repräsentativen Flächenbilanz) jedoch als nicht wesentlich angesehen (vgl. auch Abb. 5.35). Dies zeigt auch die positive Validierung des Interzeptionsmodells (Kap. 5.2.1).

Die Messungen des Stammabflusses auf dem walddydrologischen Meßfeld Helmsdorf/Crossen (Tab. 5.5 und Anlage Abb. C5) zeigen, daß dieser 0,2–1 % des Freilandniederschlages ausmacht und damit für Kiefern vernachlässigbar gering ist (bei Annahme eines geschätzten Kronenraumes von ca. 25–75 m²). Über ähnlich niedrige Werte für Kiefernarten wurde von THORUD (1963), BRECHTEL u. PAVLOV (1977) und MULDER (1985) berichtet, nicht bestätigt können hier die höheren Stammabflußwerte für Kiefernarten von OVERTON (1954), RUTTER (1963), HELVEY (1967), SCHROEDER (1988 u. 1992) und JOHNSON (1990). Die Unterschiede sind wahrscheinlich auf die abweichenden Niederschlagsverhältnisse am Standort zurückzuführen, mit hier deutlich niedrigeren Jahres- und Winterniederschlägen gegenüber z.B. den Untersuchungen von SCHROEDER auf der Lysimeteranlage St. Arnold.

Das am Untersuchungsstandort auch bei hohen Niederschlägen nicht wesentlich größere Stammabflüsse auftreten, zeigen die Ergebnisse aus dem Monat Mai 2004: Hier sind bei einem Monatsniederschlag von 97 mm zwischen 17,6 und 36,7 l Stammabfluß gemessen worden, was einem vergleichbar niedrigen Anteil von ca. 0,2–1,5 % entspricht, so daß hier nicht von einer wesentlichen Beeinflussung des Untersuchungsergebnisses durch die trockene Witterung im Untersuchungszeitraum ausgegangen wird.

5.2 Ergebnisse der Modellierung

5.2.1 Ergebnisse des GASH-Interzeptionsmodells

Das Interzeptionsmodell nach GASH wurde erfolgreich für die Fichtenschönung für eine jeweils zehn Monate dauernde Periode kalibriert und validiert. Bei einem Gesamtfehler des modellierten Kronendurchlasses von –5 % bzw. +12 % (jeweils Kalibrierungs- und Validierungszeitraum), mittleren Abweichungen von < 0,1 mm d⁻¹, mittleren absoluten Abweichungen von 0,5 mm d⁻¹ und einem Korrelationskoeffizienten größer 0,85 (Tab. 5.6) kann konstatiert werden, daß dieser Modellansatz geeignet ist, den Interzeptionsprozeß abzubilden und damit zu prognostizieren.

Die in der Kalibrierung ermittelten Parameter für die Benetzungskapazität des Kronenraumes S_K und für den Koeffizienten des frei durchfallenden Niederschlages p liegen in einem Wertebereich, der auch in anderen Untersuchungen zur Interzeption bestimmt wurde (ERIKSSON u. GRIPP 1979, GASH 1979, GASH et al. 1979, DOLMAN 1987, RAO 1987, HUTJES et al. 1990, LOUSTAU et al. 1992, HERBST u. THAMM 1994, GASH et al. 1995, DYKES 1997, VALENTE et al. 1997, CARLYLE-MOSES u. PRICE 1999). Aus den Funktionen der mittleren absoluten Fehler MAE bzw. des Gesamtfehlers AE (Anlage Abb. E1–E2 und E3–E4) wurde dabei in der Kalibrierung für S_K ein Wert von 2,1 mm ermittelt, welcher auch als ungefährender Wert aus dem Verhältnis von

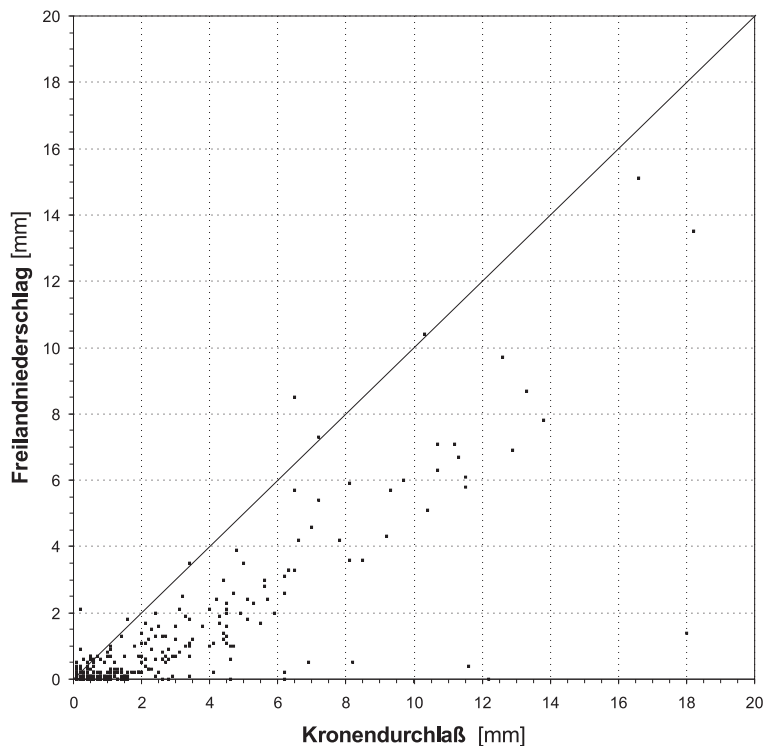


Abb. 5.35: Vergleich von Freiland- und Bestandsniederschlag, waldhydrologisches Meckfeld Südwesthalde, 1.7.2002–30.6.2004; ereignisbezogene Niederschlagssummen.

Tab. 5.6: Statistik der Interzeptionsmodellierung: Gemessener und berechneter Kronendurchlaß, Korrelationskoeffizient und mittlere Fehler. Kalibrierungszeitraum: 1.10.2002–31.8.2003; Validierungszeitraum: 1.9.2003–30.6.2004.

		Kalibrierung	Validierung
$\sum P_{Messung}$	[mm]	335,0	208,7
$\sum P_{Modell}$	[mm]	317,6	233,4
Δ	[mm]	-17,4	+24,7
r	[-]	0,89	0,85
ME	[mm d ⁻¹]	-0,05	0,08
MAE	[mm d ⁻¹]	0,50	0,49

Freilandniederschlag zu Kronendurchlaß bestimmt wurde (Abb. 5.35); für p wurde ein Wert von 0,15 ermittelt.

Vergleicht man diese Werte mit den Ergebnissen der Validierung, so liegen hier zwar die Minima der Fehler MAE bei etwas höheren Werten der S_K , das Kalibrierungsergebnis von $S_K = 2,1$ führt jedoch zu einem gleich hohen mittleren absoluten Fehler von 0,5 mm d⁻¹, so daß die Parametrisierung erfolgreich validiert wurde. Auch für den Gesamtfehler sind aus der Validierung etwas höhere Werte für S_K ableitbar, so daß insgesamt der etwas zu niedrig simulierten Interzeption im (feuchteren) Kalibrierungszeitraum eine gering überschätzte im (trockeneren) Validierungszeitraum gegenüber steht.

Tab. 5.7: Parametrisierung des Interzeptionsmodells, Kalibrierungs-, Validierungs- und Prognosezeiträume.

	S_K [mm]	p [-]	\bar{R} [mm h ⁻¹]	\bar{E} [mm h ⁻¹]	P' [mm]
Fichte, Kalibrierung	2,1	0,15	3,47	0,08	2,50
Fichte, Validierung	2,1	0,15	3,35	0,07	2,50
Kiefer, Prognose	2,0	0,25	3,66	0,08	2,71

Der Vergleich der kumulativen Verläufe von gemessenem und berechnetem Kronendurchlaß (Anlage Abb. E5) zeigt, daß größere Modellfehler vor allem in den Wintermonaten sowie bei Starkniederschlagsereignissen auftreten. Im Winterhalbjahr 2002/2003 wurde dabei der Kronendurchlaß unterschätzt, in der weiteren Reihe bei hohen Niederschlägen überschätzt. Eine gute Anpassung ist bei mittleren bis niedrigen Niederschlägen gegeben.

Diese Abweichungen sind zum einen auf modellbedingte Fehler, zum anderen zumindest teilweise auf Probleme der Interzeptionsmessung selbst zurückzuführen:

- Der Modellfehler MAE der Tagessummen des Kronendurchlasses korreliert hoch ($r = 0,86$) mit den gemessenen negativen Interzeptionsraten, bei denen an einzelnen Tagen auf der Meßfläche ein höherer Kronendurchlaß als Freilandniederschlag registriert wurde. Ein Teil der Modellabweichung beruht also auf Fehlern in der Interzeptionsmeßreihe und tritt bei Interzeptionsereignissen mit punktueller hoher Kronentraufe auf, welche durch den Modellansatz mit der Berechnung einer mittleren Flächeninterzeption nicht abgebildet werden können.
- Die Bestandsparameter wurden als zeitlich konstant angenommen. Tatsächlich muß aber auch bei Nadelgehölzen von jahreszeitlich leicht variierendem LAI ausgegangen werden, wie VOSE u. SWANK (1990) und SAMPSON et al. (2003) zeigten, und damit auch von jahreszeitlich unterschiedlichen S_K - und p -Parametern. Zudem ist die Benetzungskapazität auch von meteorologischen und sonstigen Faktoren wie Windgeschwindigkeit, Niederschlagsintensität oder Geländeexponiertheit (Luv-/Lee-Effekte) abhängig (HEUVELDOP et al. 1972, HEUVELDOP 1973a u. 1973b, HUTCHINGS et al. 1988 und LLORENS u. GALLART 2000).
- Im verwendeten GASH-Modell werden vereinfachte Annahmen zur Niederschlagsstruktur getroffen (ein Niederschlagsereignis pro Tag, mittlere Werte der Niederschlagsintensität und der Verdunstungsrate), welche bei hiervon stark abweichenden meteorologischen Verhältnissen mit z.B. vielen einzelnen Regenschauern zu größeren Modellfehlern führen können. Nicht berücksichtigt werden auch z.B. die besonderen Interzeptionsverhältnisse bei Schneefall.

Vereinzelt wurden in Untersuchungen zur Interzeptionssimulation die Modellfehler quantifiziert (z.B. MULDER 1983 u. 1985, DOLMAN 1987, HUTJES et al. 1990, LOUSTAU et al. 1992, HERBST u. THAMM 1994, GASH et al. 1995,

Tab. 5.8: Ergebnis der Interzeptionsmodellierung: Kronendurchlaß für Kiefernforst, Untersuchungszeitraum (UZ) 1.7.2000–30.6.2004 sowie langjährige Reihe 1970–1999 und GLOWA-Klimaprognose.

	Freilandniederschlag [mm]	Kronendurchlaß [mm]	Interzeption [mm]	[%]
Kiefer, Prognose UZ	2.418	1.659	760	31,4
Kiefer, Prognose 1970–1999	22.863	17.199	5.664	24,8
Kiefer, Prognose 2016–2035	14.355	11.247	3.108	21,6
Kiefer, Prognose 2036–2055	12.809	9.992	2.817	22,0

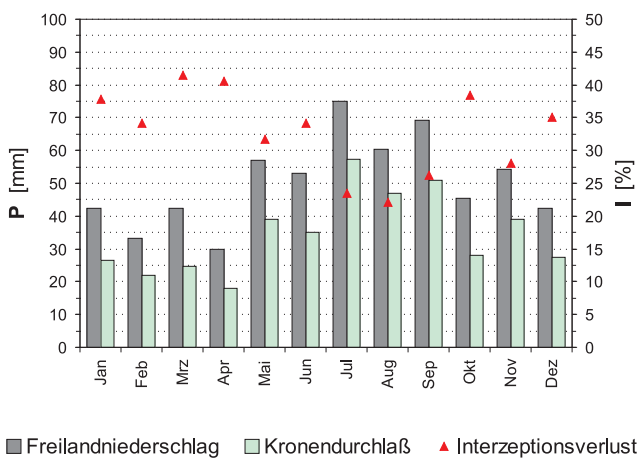


Abb. 5.36: Ergebnis der Interzeptionsmodellierung, Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004: Mittlere Monatssummen des Freilandniederschlages, berechneter Kronendurchlaß und relativer Interzeptionsverlust für Kiefernforst.

DYKES 1997 und CARLYLE-MOSES u. PRICE 1999), oft ist jedoch nur der graphische Vergleich von Meß- und simulierten Bestandsniederschlagsreihen möglich. Vergleicht man die in der vorliegenden Untersuchung ermittelten absoluten und relativen Fehler der Interzeptionsmodellierung damit, so sind die hier resultierenden Fehler der absoluten Abweichung als gering einzuschätzen. Vergleicht man Einzelereignisse, so können diese durch weitergehende Modellsätze, welche den Niederschlags- und Interzeptionsprozeß zeitlich hochaufgelöst betrachten, mit geringeren Abweichungen simuliert werden (z.B. Ergebnisse von HUTJES et al. 1990, XU 1995 und HALL et al. 1996).

Das GASH-Modell wurde im zweiten Schritt der Interzeptionsmodellierung zur Prognose des Interzeptionsverlustes eines Kiefernbestandes verwendet.

Die in Untersuchungen genannte Benetzungskapazität einzelner Kieferarten weist eine große Spannweite auf mit Werten zwischen < 1 mm bis zu hohen Werten von 3 mm. In einer Übersicht zitieren LLORENS u. GALLART (2000) Werte für *Pinus sylvestris* von 0,3–3 mm; RUTTER et al. (1971) und MULDER (1983 u. 1985) geben für *Pinus nigra* Werte von 0,4–1,1 mm an, LOUSTAU

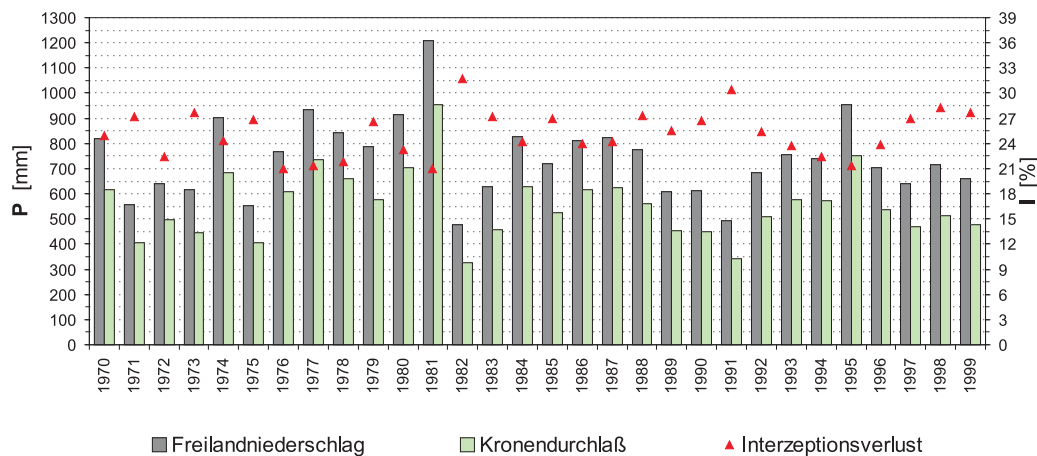


Abb. 5.37: Ergebnis der Interzeptionsmodellierung, langjährige Reihe 1970–1999: Jahressummen des Freilandniederschlages, berechneter Kronendurchlaß und relativer Interzeptionsverlust für Kiefernforst.

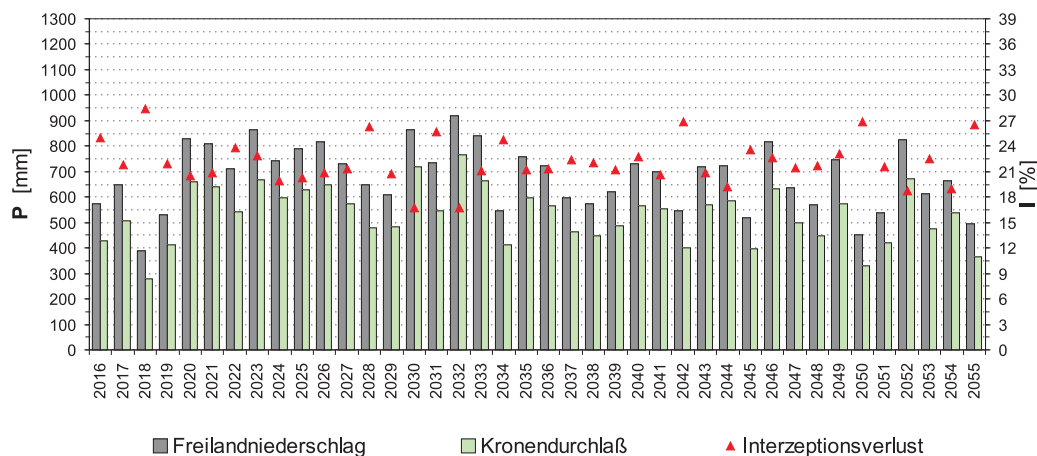


Abb. 5.38: Ergebnis der Interzeptionsmodellierung, GLOWA-Klimaprognose 2016–2055: Jahressummen des Freilandniederschlages, berechneter Kronendurchlaß und relativer Interzeptionsverlust für Kiefernforst.

et al. 1992 und VALENTE et al. 1997 für *Pinus pinaster* Werte von 0,4–0,6 mm. Hohe Werte nennt auch SCHROEDER (1984, 1989, 1992) für *Pinus strobus* mit 2,0–2,7 mm. Die genannten Benetzungskapazitäten wurden indirekt durch den Vergleich von Freiland- zu Bestandsniederschlag mittels Regressionsanalysen bestimmt und sind mit größeren Unsicherheiten behaftet. Durch LLORENS u. GALLART (2000) wurde ein direktes Meßverfahren zur Bestimmung der Benetzungskapazität verwendet, für *Pinus sylvestris* wurde so ein Wertebereich von 1,24–2,65 mm (Mittelwert 2,0 mm) ermittelt.

Hier wurde als Bestandsparameter für S_K der mittlere Wert für *Pinus sylvestris* von LLORENS u. GALLART (2000) verwendet; da für *Pinus sylvestris* keine Werte für p genannt werden, wurde der Wert für *Pinus nigra* von RUTTER et al. angesetzt (Tab. 5.7).

Für die Prognosezeiträume wurden Interzeptionsraten von 31 % für den Un-

tersuchungszeitraum der Versuchsanlage, 25 % für die langjährige Meßreihe von 1970 bis 1999 und 22 % für den Modellzeitraum der Klimaprognose zwischen 2016 und 2055 ermittelt (Tab. 5.8 und Anlage Tab. E1–E4 sowie Abb. E6–E9). Die Interzeptionsrate liegt damit unter den für die Fichtenschonung ermittelten Werten von 44 % aufgrund des höheren p -Faktors und liegt im Vergleich im mittleren Bereich anderer Interzeptionsmessungen in Kiefernbeständen. Die Spannweite der für Kiefernarten genannten Interzeptionsraten ist relativ weit und reicht von niedrigen Raten von ca. 20–30 % bis zu Werten von > 50 % (RUTTER 1963, THORUD 1963, FORGEARD et al. 1980, BALÀZS 1982, MULDER 1983 u. 1985, SCHROEDER 1984, 1989 u. 1992, MCCARTHY et al. 1992, MÜLLER 1996), ähnlich den Ergebnissen der Literaturübersicht zur Fichteninterzeption in Kap. 5.1.1.

Die Interzeptionsraten weisen dabei einen deutlichen Jahresgang auf mit geringen Raten kleiner 30 % in den Sommermonaten und höheren Raten bis > 40 % im Winterhalbjahr (Abb. 5.36). Auch die langjährigen Reihen (Abb. 5.37–5.38) zeigen schwankende Interzeptionsraten mit niedrigen Werten von < 25 % in Naßjahren und hohen Raten > 30 % in Trockenjahren. Beides ist auf den sinkenden relativen Interzeptionsverlust mit steigender Niederschlagshöhe zurückzuführen. Zwar gibt es im Interzeptionsprozeß neben dem Einfluß der Niederschlagshöhe auch andere jahreszeitlich wirksame Faktoren (z.B. Verdunstungshöhe, Anzahl der Niederschlagsereignisse), diese werden im GASH-Modell aber nicht berücksichtigt.

Wie die Ergebnisse des waldhydrologischen Versuchsfeldes Helmsdorf zeigten (Kap. 5.1.5), ist der Stammabfluß für die Baumart Kiefer unbedeutend, so daß sich die Prognose des Bestandsniederschlags auf den Kronendurchlaß beschränken kann.

Damit liegt insgesamt mit den Ergebnissen der Interzeptionsmodellierung eine belastbare Prognose dieses für die Waldverdunstung bedeutenden Gliedes der Wasserbilanz vor, welche zugleich in der Simulation des Wasserhaushaltes mittels HYDRUS_2D als obere Randbedingung für den Bestandsniederschlag der Vegetationsszenarien Verwendung finden kann.

5.2.2 Ergebnisse der Wasserscheidenmethode

Zur Berechnung der aktuellen Evapotranspiration und der vertikalen Sickerung an der unteren Grenze des Bodenprofils mittels der Wasserscheidenmethode wurden vollständige Tiefenprofile der Tensionen, Wassergehalte und der hydraulischen Gradienten über den gesamten Untersuchungszeitraum erstellt (Anlage Abb. F1–F9). Grundlage dieser $\psi(t, z)$ -, $\theta(t, z)$ - und $Grad \psi(t, z)$ -Verteilungen sind die Tensionsmessungen der Versuchsfelder, die über die Tiefe z und die Zeit t linear interpoliert wurden.

Der Wassergehalt wurde aufgrund der als methodisch unsicher einzuschätzenden TDR-Bestimmung (vgl. Kap. 4.2.4) und der geringen Anzahl an Meßtiefen indirekt aus den Tensionsmessungen mittels der laborativ bestimmten $\theta(\psi)$ -Funktionen ermittelt.

Die Tiefenlage der Wasserscheide wurde a) aus dem Gradientenfeld und b) aus den Tensiometer- und Niederschlagsdaten bestimmt. Insbesondere der Zeitpunkt der vollständigen Durchdringung der herbstlichen Wiederbefeuchtung und des Anstiegs der Wasserscheide wurde anhand der Verläufe der Tension an der Systemunterkante festgelegt.

Aus den so erstellten vollständigen Profildarstellungen wird der in Kap. 5.1.3 ausführlich dargestellte jahreszeitliche Gang der Bodenfeuchte anschaulich sichtbar. Zugleich zeigen sich aber auch Unsicherheiten der Anwendung und methodische Schwächen des Wasserscheidenansatzes:

- An der Oberkante des Systems liegen für längere Zeiträume keine oder nur ungenaue Meßreihen vor, da die dort installierten Equitensiometer nur im ungesättigten Bereich messen, bei sehr feuchten Bedingungen zudem mit größeren Fehlern. Durch die geringe Anzahl der Meßebenen im Profil ergeben sich deutliche Sprünge im zeitlichen Verlauf der Feuchte und der Wasserscheide.
- Die maximale Tiefenlage der Schöpftiefe wurde im VF 2 und 3 nicht erfaßt, der Feuchteentzug reichte tiefer als die untersten Meßebenen in 2 bzw. 2,6 m. Die Wasserscheide, welche in diesen Fällen hier mit der Unterkante des Systems gleichgesetzt wurde, lag in den Spätsommer- und Herbstzeiträumen tiefer, die Verdunstung höher als berechnet.
- Die herbstliche Wiederbefeuchtung konnte in vielen Fällen nur interpoliert werden, da methodenbedingt für diesen Zeitraum durch die Leerung der Keramik der Tensiometer im Sommerhalbjahr keine Messungen vorlagen.
- Bedingt durch die Meßausfälle sowie aufgrund der teilweise nicht eindeutigen Lage im Gradientenfeld ist eine manuelle Festlegung der Lage der Wasserscheide notwendig; hieraus ergibt sich ein hohes Maß an Subjektivität bei der Festlegung des wesentlichen Steuerungsparameters des Wasserscheidenverfahrens.
- Da die Abdeckungen im VF 2 und 3 für längere Zeiträume mit Stauwasser gesättigt sind, ist hier die Anwendung des eigentlichen Wasserscheidenverfahrens nicht möglich, so daß andere Ansätze wie die einfache Bilanzierung nach Gl. 4.12 und 4.13 verwendet werden müssen.
- Die Anwendung des kombinierten Verfahrens mit den Gl. 4.12 und 4.13 ist sensitiv auf die Wahl des methodischen Ansatzes der Bestimmung der ET_P . So lieferte die versuchsweise durchgeführte Bestimmung der Wasserbilanz mit dem HAUDE- statt des PENMAN-MONTEITH-Ansatzes eine um den Faktor 10 höhere Sickerung für das Versuchsfeld 3, da insbesondere in den Wintermonaten der HAUDE-Ansatz niedrigere ET_P -Raten berechnet.

Als Ergebnis des kombinierten Wasserscheidenverfahrens wurden für die kumulative Wasserbilanz hohe ET_A -Anteile und geringe Sickerwassermengen zwischen 3 und 8 % berechnet (Tab. 5.9). Die Sickerung tritt ausschließlich in Zeiträumen auf, in denen keine Wasserscheide ausgebildet ist, die Verdunstung

	P [mm]	ET_P [mm]	ET_A [mm]	A_u [mm]	$\Delta\theta$ [mm]
Versuchsfeld 1	2418	3107	2398	67	-47
Versuchsfeld 2	2418	3107	2353	67	-1
Versuchsfeld 3	2418	3107	2278	181	-41

Tab. 5.9: Ergebnisse der Wasserscheidenmethode: Niederschlag P , potentielle Evapotranspiration ET_P und berechnete aktuelle Evapotranspiration ET_A und Sickerung A_u für den Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004.

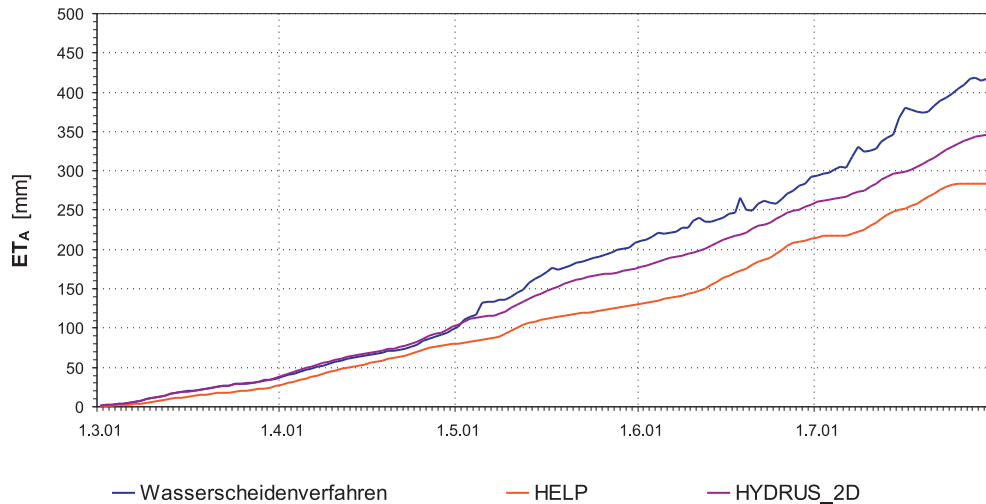


Abb. 5.39: Vergleich der berechneten ET_A mittels Wasserscheidenverfahren und validiertem HELP- und HYDRUS_2D-Modell (vgl. Kap. 5.2.3.3 und 5.2.4.2): Kumulative Tagessummen der ET_A im Zeitraum 1.3.2001–31.7.2001 auf dem Versuchsfeld 2.

also als potentielle Evapotranspiration und die Sickerung als klimatische Wasserbilanz zuzüglich der Bodenfeuchteänderung berechnet wird. Zudem zeigen die kumulativen Verläufe (Anlage Abb. F10–F15), daß in diesen Zeiträumen das Verfahren negative Sickerraten ausweist. Diese werden berechnet, wenn in trockenen Winterzeiträumen die klimatische Wasserbilanz negativ wird ohne Anzeige einer Bodenfeuchteänderung. Für den Untersuchungszeitraum kann deshalb mit diesem Verfahren nur eine Gesamtbilanz, nicht aber ein zeitlich hochaufgelöster Verlauf der Sickerwassermengen angegeben werden.

Der Vergleich der berechneten aktuellen Evapotranspiration mittels des Wasserscheidenverfahrens sowie der kalibrierten und validierten Wasserhaushaltsmodelle HELP und HYDRUS_2D für die Abdeckung des Versuchsfeldes 2 zeigt, daß mittels des Wasserscheidenverfahrens für den Untersuchungszeitraum eine um 285 mm höhere ET_A im Vergleich zur HYDRUS_2D-Bestimmung und eine um 790 mm höhere ET_A im Vergleich zur HELP-Bestimmung ausgewiesen wird (Anlage Abb. F16; ein Detail zeigt Abb. 5.39). Die Abweichungen der Tageswerte der ET_A -Bestimmungen der HYDRUS_2D-Simulation zum Wasserscheidenverfahren sind dabei sehr hoch, in Zeiträumen

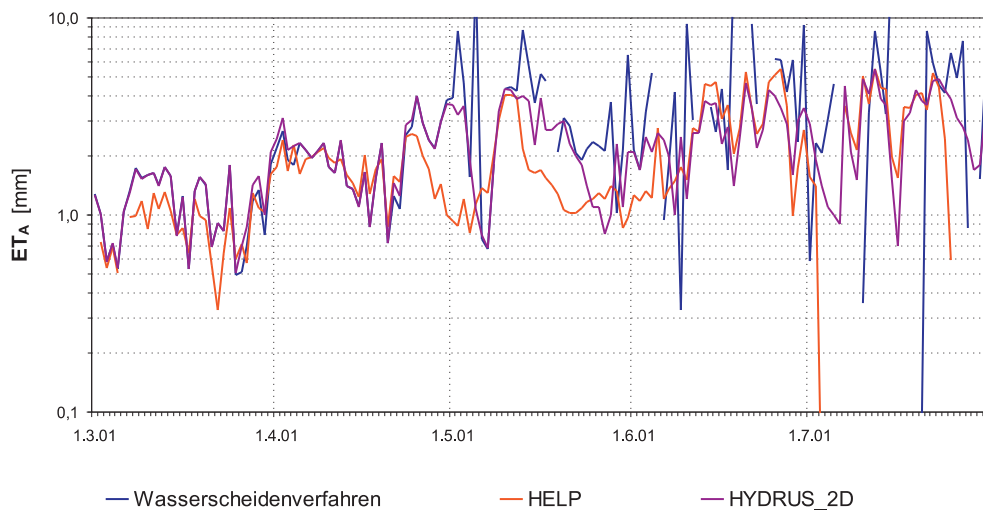


Abb. 5.40: Vergleich der berechneten ET_A mittels Wasserscheidenverfahren und validiertem HELP- und HYDRUS_2D-Modell: Tagessummen der ET_A im Zeitraum 1.3.2001–31.7.2001 auf dem Versuchsfeld 2.

ohne Ausprägung einer Wasserscheide aufgrund der in beiden Ansätzen verwendeten PENMAN-MONTEITH-Gleichung sehr niedrig (Abb. 5.40).

Abschließend muß der Einsatz der Wasserscheidenmethode hier kritisch bewertet werden. Zwar sind für kürzere Zeiträume die aktuellen Verdunstungsraten der Systeme bestimmbar, eine längerfristige Bilanzierung ist jedoch mit vielen Unsicherheiten und methodischen Problemen behaftet. Dabei wird die Anwendbarkeit dieses Verfahrens, neben den schon genannten Problemen hier durch die besonderen bodenhydrologischen Bedingungen der Abdecksysteme eingeschränkt, mit den schnellen Wechseln von sehr nassen Bedingungen ohne Ausbildung einer Wasserscheide, sowie Phasen sehr tiefgründiger schneller Leerung des Bodenwasserspeichers, in der die Wasserscheide teilweise außerhalb des Beobachtungsraumes liegt. Zudem wird bei der Anwendung der Methode eine nur vertikal auftretende Bodenwasserbewegung in einer homogenen Bodenmatrix vorausgesetzt, die Ergebnisse der Felduntersuchungen belegen jedoch sowohl auftretenden präferenziellen Fluß als auch hypodermische Schichtabflüsse, so daß hier der Übergang zu einer zweidimensionalen Betrachtung notwendig wird.

Für die Bewertung der wasserhaushaltlichen Wirkungsweise der Abdecksysteme werden deshalb die Ergebnisse der Wasserscheidenmethode nicht weiter verwendet.

5.2.3 Ergebnisse der HELP-Berechnungen

5.2.3.1 Ergebnisse der Sensitivitätsuntersuchungen

Die Prüfung der Sensitivitäten der Eingabe-, Design- und Regelparameter der Prognosen des Wasserhaushaltes erfolgte mittels des HELP-Modells, jeweils für eine Ein- und Dreischichtabdeckung. Mit den Simulationen des Einschicht-

systems wurden die Sensitivitäten der klimatischen Parameter sowie die Steuerungsgrößen der Verdunstungsberechnung (ET_P , ET_A) geprüft, mit den Simulationen des Dreischichtsystems die Designparameter einer Regelabdeckung aus Rekultivierungs-, Drän- und Dichtungsschicht (Mächtigkeiten, Hanglänge und Neigung, SCS-Kurvenzahl und Parameter der $\theta(\psi)$ -Funktion). Zur Parametrisierung des jeweiligen Basisfalles wurden zum einen Werte der Versuchsanlage Lichtenberg verwendet (z.B. Hangneigung und -länge), zum anderen wurden Wertebereiche gewählt, die für den Abfluß eine Mindesthöhe bzw. eine hohe Wahrscheinlichkeit des Auftretens erwarten lassen. So wurde z.B. der K_s -Wert der Dichtungsschicht mit $5 \cdot 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$ mit hoher Durchlässigkeit angenommen, um für eine hohe Sickerung die Sensitivität anderer Regelgrößen prüfen zu können.

Die Parameter der Basisfälle sowie der Sensitivitätsläufe sind in der Anlage Tab. G1–G3 aufgeführt, die Ergebnisse detailliert in der Anlage Tab. G4–G5 und Abb. G1–G155 sowie zusammengefaßt in der Tab. 5.10 dargestellt.

Die Darstellungen der Evapotranspiration sowie der Abflüsse in Abhängigkeit von den untersuchten Regelgrößen auf S. 448 bis S. 525 zeigen anschaulich die Bandbreite der möglichen auftretenden Sensitivitäten. So wurden z.B. sehr große Änderungen der Abflußmengen, aber auch der Evapotranspiration, bei Variation der hydraulischen Leitfähigkeiten festgestellt, wobei nicht nur (erwartungsgemäß) der K_s -Wert der Dichtungs- und Dränschicht sensitiv ist, sondern auch die K_s -Werte der Rekultivierungsschicht im untersuchten Dreischichtsystem (Anlage Abb. G42–G49). Hoch ist auch die Sensitivität der Geometrieparameter Neigung, Hanglänge und SCS-Kurvenzahl, niedrig jedoch die Sensitivität der einzelnen Schichtmächtigkeiten. Für die Rekultivierungsschicht sind außerdem die Parameter der $\theta(\psi)$ -Funktion relevant.

Für die meisten Klima- und Verdunstungsparameter wurden hohe Sensitivitäten für die ET_A und den A_u bestimmt, nicht sensitiv sind nur die Parameter, welche den Beginn und das Ende der Vegetationsperiode in HELP festlegen sowie der Hilfsparameter der geographischen Koordinate, welcher zur Verdunstungsbestimmung im PENMAN-Ansatz verwendet wird.

Neben den prozeßgesteuerten Abhängigkeiten fallen im Verlauf der Funktionen der Sensitivität vereinzelt Unstetigkeiten auf, z.T. am Rand des möglichen Wertebereiches, z.T. aber auch sich über den gesamten erlaubten Wertebereich erstreckend, welche vermutlich auf modellinterne Methoden zurückzuführen sind. Da das Ziel der Untersuchungen hier nicht eine Verifizierung des Simulationsmodelles war, wird im weiteren nicht detailliert auf modellspezifische Sensitivitäten eingegangen (vgl. hierzu auch die Verifizierung von BERGER 1998).

Beschränkt man die Auswertung der Ergebnisse auf die berechneten Sensitivitäten in den relevanten Parameterbereichen und klammert genannte Unstetigkeiten aus, so sind für die Evapotranspiration und den Abfluß folgende Parameter als relevante Steuerungsgrößen zusammenfassend ableitbar:

- **ET_A** : Eine Zunahme der *aktuellen Evapotranspiration* ist zum einen bei Zunahme der Steuerungsgrößen der potentiellen Verdunstung (Luftfeuch-

Tab. 5.10: Sensitivität der mit HELP berechneten aktuellen Verdunstung ET_A , des Oberflächenabflusses A_o und des hypodermischen Abflusses A_i sowie der Sickerung A_u unter Berücksichtigung relevanter Parameterbereiche.

- Geringe Sensitivität, $SI_{Rel} - 0,1 \dots + 0,1$
- Abnahme, $SI_{Rel} - 0,1 \dots - 1$
- hohe Abnahme, $SI_{Rel} < - 1$
- + Zunahme, $SI_{Rel} + 0,1 \dots + 1$
- ++ hohe Zunahme, $SI_{Rel} > + 1$

	ET_A	A_o	A_i	A_u
Mächtigkeit Rekult.-S., 1. Lage	○	○	○	○
Mächtigkeit Rekult.-S., 2. Lage	○	○	○	○
Mächtigkeit Dränschicht	○	○	○	○
Mächtigkeit Dichtungsschicht	○	○	○	○
Neigung	○	○	+ -	- +
SCS Kurvenzahl	-	++	--	--
Hanglänge	○	○	-	+
K_s Rekult.-S., 1. Lage	+	-	++	++
K_s Rekult.-S., 2. Lage	+	-	++	++
K_s Dränschicht	○	○	++	-
K_s Dichtungsschicht	○	○	-	+
GPV Rekult.-S., 1. Lage	○	--	+	+
FK Rekult.-S., 1. Lage	+	++	-	-
PWP Rekult.-S., 1. Lage	-	-	+	+
GPV Rekult.-S., 2. Lage	○	-	○	+
FK Rekult.-S., 2. Lage	+	+	+ -	-
PWP Rekult.-S., 2. Lage	-	○	+	+
GPV Dränschicht	○	○	--	+
FK Dränschicht	○	○	++	-
PWP Dränschicht	○	○	○	○
GPV Dichtungsschicht	○	○	○	○
FK Dichtungsschicht	○	○	○	○
PWP Dichtungsschicht	○	○	○	○

Fortsetzung auf nächster Seite

te und -temperatur, Windgeschwindigkeit und Globalstrahlung) feststellbar, zum anderen bei Zunahme der Größen der transpirativen Entzugsfunktion (LAI-Faktor und Verdunstungstiefe).

Bei Variation der mittleren Lufttemperatur zwischen ca. 3 und 10 ° C ist das Verhältnis von $ET_P : ET_A$ nahezu konstant (ca. 0,51), die ET_P

Fortsetzung von vorheriger Seite

	ET_A	A_o	A_i	A_u
LAI	+	(o) -	n.b.	-
Verdunstungstiefe	+	(+) -	n.b.	-
Beginn Vegetationsperiode	o	o	n.b.	o
Ende Vegetationsperiode	o	o	n.b.	o
Geogr. Breite	o	o	n.b.	o
Mittlere Windgeschwindigkeit	+	o	n.b.	-
Mittlere Luftfeuchte 1. Quartal	-	o	n.b.	+
Mittlere Luftfeuchte 2. Quartal	-	o	n.b.	+
Mittlere Luftfeuchte 3. Quartal	-	o	n.b.	+
Mittlere Luftfeuchte 4. Quartal	-	o	n.b.	+
Lineare Änderung Niederschlag	+	++	n.b.	++
Nichtlineare Änderung Niederschlag	+	++	n.b.	++
Lineare Änderung Lufttemperatur	+	-	n.b.	+ -
Lineare Änderung Globalstrahlung	+	-	n.b.	-

und die ET_A erhöhen sich in gleichem Maße (Anlage Abb. G160). Bei höheren Durchschnittstemperaturen sinkt das Verhältnis auf $< 0,5$, die ET_A erhöht sich damit unterproportional. Für die Globalstrahlung und die Windgeschwindigkeit ist eine Abnahme der Verhältnisse von $ET_P : ET_A$ über den gesamten Wertebereich feststellbar, so daß hier die ET_A nur langsam steigt (Anlage Abb. G161 und G162). Bei Variation der Luftfeuchte im 2. und 3. Quartal führt die Erhöhung der Feuchte zu einer Zunahme des $ET_P : ET_A$ -Verhältnisses, so daß trotz eines Rückganges der ET_P die ET_A nahezu konstant bleibt; im 1. und 4. Quartal verlaufen die ET_P - und ET_A -Funktionen dagegen weitgehend parallel (Anlage Abb. G163–G166).

Der LAI-Faktor ist vor allem im niedrigen Wertebereich von 0 bis ca. 3 sensitiv, die Funktionen der ET_A für hohe LAI-Werte liegen dagegen sehr nahe beieinander (Anlage Abb. G1). Die Verdunstungstiefe ist bei niedrigen LAI-Werten bis Entzugstiefen von ca. 50 cm sehr sensitiv, bei hohen LAI-Werten auch bis zu sehr großen Tiefen von > 2 m.

Die Erhöhung der Niederschlagsmenge führt zu einer Verschiebung des Verhältnisses der ET_P und der ET_A (Anlage Abb. G167) und damit zu einer Erhöhung der Verdunstung, wobei der Wendepunkt der Funktion $ET_P : ET_A$ dann erreicht ist, wenn die potentielle Verdunstungshöhe der Niederschlagshöhe entspricht. Unterhalb dieses Punktes wird die ET_A durch die Niederschlagshöhe limitiert, oberhalb durch das Energiedargebot.

Ebenso ist die Erhöhung der Verdunstung durch die Variation der hydraulischen Leitfähigkeit des Oberbodens und des SCS-Wertes auf die Änderung des $ET_P : ET_A$ -Verhältnisses zurückzuführen (Anlage Abb.

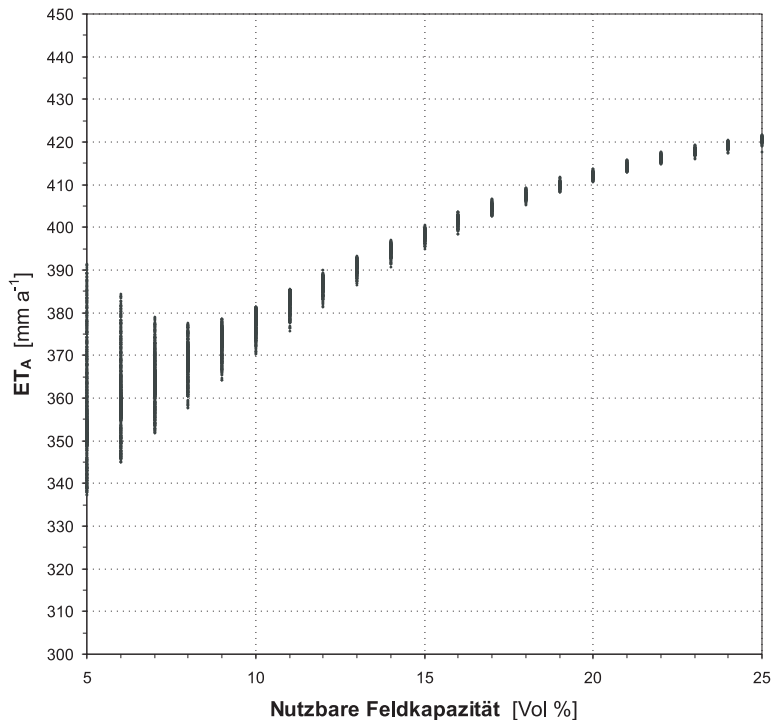


Abb. 5.41: Sensitivität der mit HELP berechneten aktuellen Verdunstung ET_A in Abhängigkeit von der nutzbaren Feldkapazität durch Variation des Gesamtporenvolumens, der Feldkapazität und des permanenten Welkepunktes (Dreischichtsystem, vgl. Tab. G2).

G168 und G169). Sehr niedrige Durchlässigkeiten bzw. sehr hohe SCS-Werte führen zu sehr hohen Oberflächenabflüssen und geringer Bodendurchfeuchtung, so daß das Verhältnis $ET_P : ET_A$ bei $< 0,3$ liegt bei K_s -Werten von $< 5 \cdot 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$ und bei $> 0,5$ bei K_s -Werten von $> 1 \cdot 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ der Bodenoberfläche. Sehr sensitiv ist hier der Bereich der Durchlässigkeiten zwischen 10^{-9} und 10^{-7} m s^{-1} des Oberbodens. Für die SCS-Kennzahl sind Werte von > 90 sensitiv, hier sinkt das $ET_P : ET_A$ -Verhältnis auf Werte $< 0,5$, und die ET_A geht aufgrund der nicht mehr ausreichenden Bodendurchfeuchtung zurück.

Verdunstungserhöhend wirkt sich die Zunahme der Feldkapazität der Rekultivierungsschicht aus, umgekehrt führt die Erhöhung des Welkepunktes zu einer Verminderung der ET_A (Anlage Abb. G170). Bei hohen Feldkapazitäten von 25 % liegt im simulierten Einschichtsystem das $ET_P : ET_A$ -Verhältnis bei ca. 0,6; eine Verringerung der Werte der Feldkapazität auf 5–10 % erniedrigt das Verhältnis auf ca. 0,5.

Die Abhängigkeit der aktuellen Verdunstung von den Parametern der $\theta(\psi)$ -Funktion läßt sich auch als Funktion der nutzbaren Feldkapazität darstellen. In Abb. 5.41 sind alle berechneten Wertepaare für die oberste Lage der Rekultivierungsschicht dargestellt, durch Variation des Gesamtporenvolumens, der Feldkapazität und des permanenten Welkepunktes.

- **A_o**: Für den Oberflächenabfluß sind zum einen die potentiell infiltrierende Niederschlagsmenge, zum anderen Parameter, welche den Entzug

oder den Transport des Sickerwassers im Oberboden beeinflussen, hoch sensitiv.

Die Erhöhung der Niederschlagssummen führt deshalb zu einer hohen Zunahme des A_o , insbesondere im Szenario mit prozentualer Variation der Niederschläge, bei dem die Tagesniederschläge um den Faktor 1–100 % erhöht wurden (Anlage Abb. G34–G37).

Da die Berechnung des Oberflächenabflusses in HELP mittels des SCS-Verfahrens durchgeführt wird, sind die eigentliche SCS-Kennziffer sowie die Parameter des Bodenfeuchtezustands hoch sensitiv. Positive Werte des SI_{Rel} traten in dem Dreischichtsystem bei SCS-Werten von > 40 auf (Anlage Abb. G62), bei gleichzeitig hohen hydraulischen Durchlässigkeiten der Rekultivierungsschicht (K_s -Wert der obersten 10 cm von $5 \cdot 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$ und $5 \cdot 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$ der unteren 90 cm). Bei konstantem (hohem) SCS-Wert von 85 wirkt sich eine Erhöhung der hydraulischen Leitfähigkeit sowohl in den obersten 10 cm als auch in den unteren 90 cm stark abflußmindernd aus. Sehr sensitiv ist hier der Bereich der Durchlässigkeiten von $< 5 \cdot 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$ (Anlage Abb. G42–G45). Die Hangneigung und -länge geht nicht in die Berechnung des SCS-Verfahrens ein, der Oberflächenabfluß ist damit nicht sensitiv hinsichtlich dieser Parameter (Anlage Abb. G58–G61).

Die Parameter der $\theta(\psi)$ -Funktion der Rekultivierungsschicht wirken sich auf den Oberflächenabfluß in zwei Richtungen aus: Zum einen vermindert sich der A_o mit zunehmendem Gesamtporenvolumen, da die potentiell infiltrierende Wassermenge zunimmt (Anlage Abb. G65 und G89), zum anderen variiert der Oberflächenabfluß, wenn sich durch die geänderten $\theta(\psi)$ -Parameter der Feuchtezustand des Oberbodens ändert. So erhöht sich der A_o mit der Zunahme der Feldkapazität (Anlage Abb. G73 und G97).

Abflußmindernd wirkt sich eine Erhöhung verdunstungsrelevanter Parameter aus; so führt die Erhöhung der Lufttemperatur und der Globalstrahlung sowie die Zunahme der Verdunstungstiefe und des LAI-Faktors zur Senkung des A_o . Bei Variation der Lufttemperatur bei niedrigen Durchschnittstemperaturen ist die Sensitivität des A_o besonders hoch aufgrund des zusätzlichen Effektes der Bodengefrorenis, welche den Abfluß stark erhöht. Bei Zunahme der Verdunstungstiefe in einem Wertebereich von 1–10 cm ist allerdings eine Erhöhung des Oberflächenabflusses zu beobachten, der nicht plausibel ist (Anlage Abb. G2). Sowohl die Funktionen der ET_A als auch des A_u verlaufen in diesem Bereich stetig und plausibel, so daß das simulierte Verhalten des A_o für diesen Parameterbereich nicht durch Kreuzabhängigkeiten, wie z.B. eine Verschiebung der Abflußanteile, erklärt werden kann.

- **A_i :** Für den *hypodermischen Abfluß* auf der Dichtungsschicht sind zum einen Steuerungsgrößen, welche den gesamten Abfluß beeinflussen, zum anderen Parameter, welche die Abflußanteile untereinander verschieben, sensitiv. Ersteres wird weiter unten für den A_u exemplarisch dargestellt, wobei die Sensitivität der klimatischen Randbedingungen in vergleichba-

rer Weise für A_i und A_u zutrifft.

Hohe Sensitivitätsindizes für den Dränabfluß mit $SI_{Rel} > 1$ wurden für die K_s -Werte der Rekultivierungsschicht und der Dränschicht berechnet (Anlage Abb. G43, G45, G47), wobei mit zunehmender Durchlässigkeit zum einen die in die Dränschicht zusickernde Wassermenge sich erhöht, zum anderen auch die Dränkapazität der Schicht selbst zunimmt. Mit Zunahme des K_s -Wertes der Dichtungsschicht nimmt die Dränmenge erwartungsgemäß ab (Anlage Abb. G48).

Eine starke Abnahme der Dränhöhe ist bei hohen SCS-Werten zu beobachten, hier verschieben sich die Abflußanteile zugunsten des Oberflächenabflusses (Anlage Abb. G62).

Mit zunehmender Hang- bzw. Dränlänge nimmt der Dränabfluß ab, wobei die Abnahme bei Dränlängen < 50 m sehr hoch ist (Anlage Abb. G60; bei einer Annahme einer konstanten Hangneigung von 10 % und einem K_s -Wert der Dränschicht von $3 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$). Für den Parameter Neigung sind zwei Bereiche zu unterscheiden: Für geringe Neigungen bis ca. 15 % ist eine Zunahme des Dränabflusses mit zunehmender Neigung zu erkennen (Anlage Abb. G58; bei einer Annahme einer konstanten Hanglänge von 60 m und einem K_s -Wert der Dränschicht von $3 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$); bis zu dieser Neigung verschiebt sich das Abflußverhältnis von Dränabfluß und Sickerung zu Gunsten des Dränabflusses. Bei höheren Neigungen nimmt mit weiterer Zunahme der Neigung der Dränabfluß wieder leicht ab, die Sickerung zu – und zeigt damit ein unplausibles Verhalten des Modells.

Als sensitive Parameter der $\theta(\psi)$ -Funktion der Dränschicht wurden das Gesamtporenvolumen und die Feldkapazität der Dränschicht bestimmt. Der Verlauf der berechneten Funktionen (Anlage Abb. G114 und G122) ist jedoch in hohem Maße unstetig, so daß hier keine weitere Diskussion erfolgt. Auch ist die Tendenz der beobachteten Sensitivitäten nicht plausibel (Abnahme des A_i mit zunehmendem Gesamtporenvolumen, Zunahme des A_i mit zunehmender Feldkapazität). Plausibel sind dagegen die Effekte der Parameter der $\theta(\psi)$ -Funktion der Rekultivierungsschicht, welche mit zunehmendem Gesamtporenvolumen eine Erhöhung des Dränabflusses, mit zunehmender Feldkapazität eine Verringerung des A_i verursachen.

- **A_u** : Wie für den hypodermischen Abfluß auf der Dichtungsschicht gilt für die *Sickerung*, daß der tiefe, vertikale Abfluß durch die Dichtungsschicht zum einen durch Parameter, welche den gesamten Abfluß erhöhen bzw. erniedrigen, zum anderen durch Parameter, welche die Abflußanteile untereinander verschieben, gesteuert wird, mit jeweils hohen berechneten Sensitivitäten für die Regelgrößen.

In hohem Maße abflußfördernd mit Sensitivitäten von > 1 des SI_{Rel} ist erwartungsgemäß die Niederschlagshöhe. In dem Bereich, in dem der Niederschlag geringer als die ET_P ist, verläuft der Anstieg des A_u mit geringerer Steigung und fast parallel zum Anstieg der ET_A , bei höheren Niederschlägen dagegen mit hoher Steigung (Anlage Abb. G34).

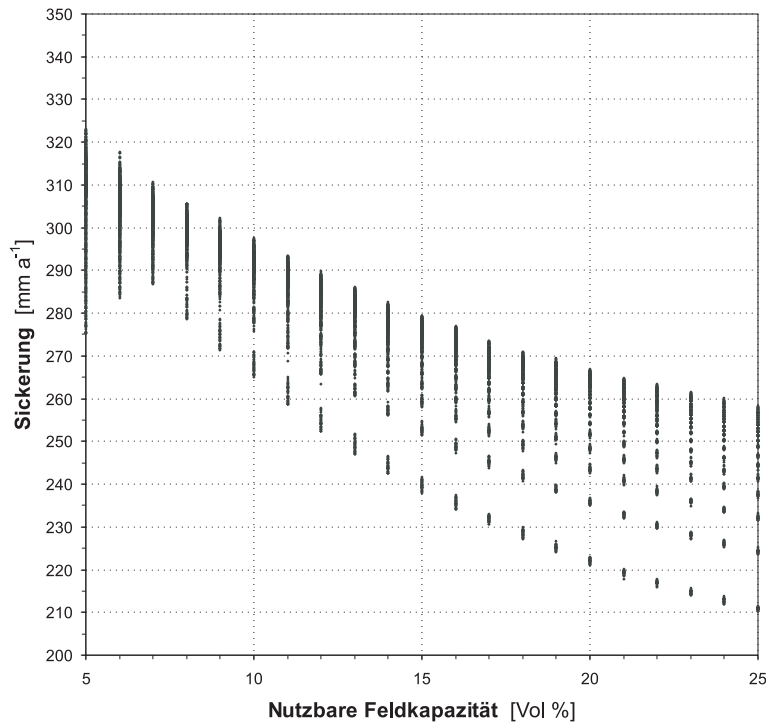


Abb. 5.42: Sensitivität der mit *HELP* berechneten Sickerung A_u in Abhängigkeit von der nutzbaren Feldkapazität durch Variation des Gesamtporenvolumens, der Feldkapazität und des permanenten Welkepunktes (Dreischichtsystem, vgl. Tab. G2).

Hohe Sensitivitäten wurden für alle Eingangsgrößen der ET_P ausgewiesen, welche bei Erhöhung der potentiellen Evapotranspiration entsprechend die aktuelle Evapotranspiration erhöhen und so den potentiellen Abfluß mindern, so daß ein jeweils niedriger A_u berechnet wird. Ein Sonderfall stellt die Variation der Lufttemperatur dar, da hier bei niedrigen Durchschnittstemperaturen der A_o sehr sensitiv ist und bei Erhöhung der Temperatur stark sinkt, der A_u deshalb (durch die Erhöhung der Nettoinfiltration) leicht zunimmt (Anlage Abb. G38).

Nahezu spiegelbildlich zu den Funktionen der ET_A verlaufen die Funktionen des A_u in Abhängigkeit vom LAI-Faktor und der Verdunstungstiefe (Anlage Abb. G3). Die Verdunstungstiefe ist bei niedrigen LAI-Werten vor allem im Bereich bis 50 cm hoch sensitiv, bei hohen LAI-Werten auch bis zu großen Tiefen von > 2 m. Der LAI-Faktor ist vor allem im niedrigen Wertebereich von 0 bis ca. 3 sensitiv, die Funktionen der A_u für hohe LAI-Werte liegen dagegen, vergleichbar mit den ET_A -Funktionen, sehr nahe beieinander.

Hoch sensitiv für den A_u und abflußfördernd ist die Erhöhung der Durchsickerung der Rekultivierungsschicht durch eine entsprechende Variation der K_s -Werte und der Parameter der $\theta(\psi)$ -Funktion. Hohe Durchlässigkeiten im Oberboden (Anlage Abb. G42 und G44) und hohe Gesamtporenvolumen oder niedrige Feldkapazitäten (Anlage Abb. G67 und G91 sowie G75 und G99) führen zu einer hohen Nettoinfiltration, großen

Zusickerung zu der Dränschicht und Erhöhung der Sickerung durch die Dichtungsschicht. Das Verhältnis von A_i zu A_u verschiebt sich dabei mit den beiden jeweiligen K_s -Werten sowie der Neigung und Länge des Hanges.

Wie für die ET_A läßt sich die Abhängigkeit der Sickerung von den Parametern der $\theta(\psi)$ -Funktion auch als Funktion der nutzbaren Feldkapazität darstellen. In Abb. 5.42 sind alle berechneten Wertepaare für die oberste Lage der Rekultivierungsschicht, durch Variation des Gesamtporenvolumens, der Feldkapazität und des permanenten Welkepunktes, dargestellt. Jeweils hohe Werte des A_u bei gleich hoher nFK wurden bei den möglichen Kombinationen dieser Parameter bei einer großen Differenz von Gesamtporenvolumen und Feldkapazität berechnet. Hierdurch erhöht der große Anteil von Grobporen die Sickerung durch die Rekultivierungsschicht. Die Sickerung ist, bei einem (hohen) K_s -Wert von $5 \cdot 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$ der Dichtungsschicht im angesetzten Basisfall, nicht sensitiv auf eine Variation der Parameter der $\theta(\psi)$ -Funktion des Dichtschichtsubstrates, der Abfluß wird alleine durch die oben beschriebenen Faktoren gesteuert.

Wie für den A_i dargestellt, ist auch für den A_u eine starke Abnahme der Sickerung bei hohen SCS-Werten zu beobachten, hier verschieben sich die Abflußanteile zugunsten des Oberflächenabflusses (Anlage Abb. G62).

Diesem Ergebnis mit der Vielzahl von aufgezeigten Regel- und Steuerungsgrößen (wobei viele weitere mögliche Abhängigkeiten hier nicht weiter dargestellt wurden, z.B. sei die Funktion des hypodermischen Abflusses von der Neigung und der Dränlänge nicht bei fixem, sondern variablem K_s -Wert genannt) steht in der Praxis der modellgestützten Simulation eine notwendige Beschränkung auf wenige variante Eingangsparameter entgegen, da der gesamte Parameterraum mit den derzeit verfügbaren rechnergestützten Methoden nicht handhabbar ist.

Für die Kalibrierung und Validierung der wasserhaushaltlichen Simulation der Oberflächenabdeckung reduziert sich die Zahl der Steuerungs- und Regelparameter um die meteorologischen Eingangsgrößen der ET_P sowie um den Niederschlag.

Zwar zeigen PARMELE (1972), SCHULTZ (1997), VÖRÖSMARTY et al. (1998), SAMBALE u. PESCHKE (2000) und EITZINGER et al. (2002), daß die Wahl des Verdunstungsansatzes bzw. dessen Parametrisierung großen Einfluß auf die Verdunstungs- und Abflußhöhe des Simulationsergebnisses haben kann; auch die Ergebnisse des kombinierten Wasserscheidenverfahrens in Kap. 5.2.2 zeigen dieses. Durch die Wahl des Verdunstungsansatzes nach PENMAN-MONTEITH in der Form der Gl. 4.16 mit einer sehr geringen Zahl von empirischen Faktoren, welche eine lokale Kalibrierung erfordern könnten, kann die ET_P jedoch als fixe, nur von den meteorologischen Variablen abhängige Randbedingung gesetzt werden. Die in den Sensitivitätsuntersuchungen einbezogenen Parameter wie Globalstrahlung, Lufttemperatur usw. können damit in den Kalibrierungs- und Validierungsphasen ausgeklammert werden, die meteorologische Modellrandbedingung nur als zeitlich variant gesetzt werden.

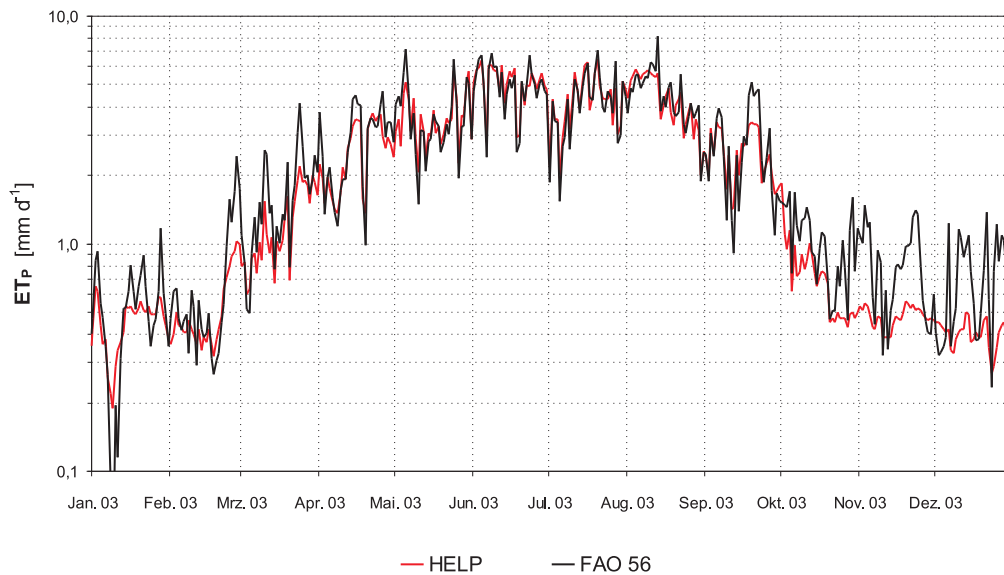


Abb. 5.43: Vergleich der berechneten ET_P nach FAO-Richtlinie 56 (Gl. 4.16) sowie des HELP-Modelles: Tagessummen der Verdunstung im Jahr 2003, Daten der Station Lichtenberg.

Tab. 5.11: Vergleich der berechneten ET_P nach FAO-Richtlinie 56 (Gl. 4.16) sowie des HELP-Modelles: Verdunstungssummen, Abweichungen, mittlerer und mittlerer absoluter Fehler, Standardabweichung sowie Korrelationskoeffizient im Untersuchungszeitraum, Versuchsanlage Lichtenberg ($n = 1422$).

		FAO 56	HELP
Σ	[mm]	3046,2	2954,2
Δ	[mm]	-	-92,1
	[%]	-	-3,0
ME	[mm d ⁻¹]	-	+0,10
MAE	[mm d ⁻¹]	-	0,34
SD	[-]	1,60	1,65
r	[-]	-	0,96

Im HELP-Modell wird eine vereinfachte Version der PENMAN-Formel verwendet (BERGER 1998), welche sich hauptsächlich in folgenden Punkten von der Berechnung der ET_P nach Gl. 4.16 unterscheidet:

- Verwendung von gemittelten Luftfeuchtwerten (Jahresquartalsmittel) zur Berechnung des Sättigungsdefizites sowie der langwelligen Strahlungsbilanz;
- von gemittelten Lufttemperaturwerten (Tagesmittel) zur Berechnung des Sättigungsdefizites;
- von gemittelten Windgeschwindigkeiten (Jahresmittel) zur Berechnung der Windfunktion und
- Erhöhung der Albedo bei Modellierung einer Schneebedeckung auf 0,6 statt eines fixen Wertes von 0,23 für Gras.

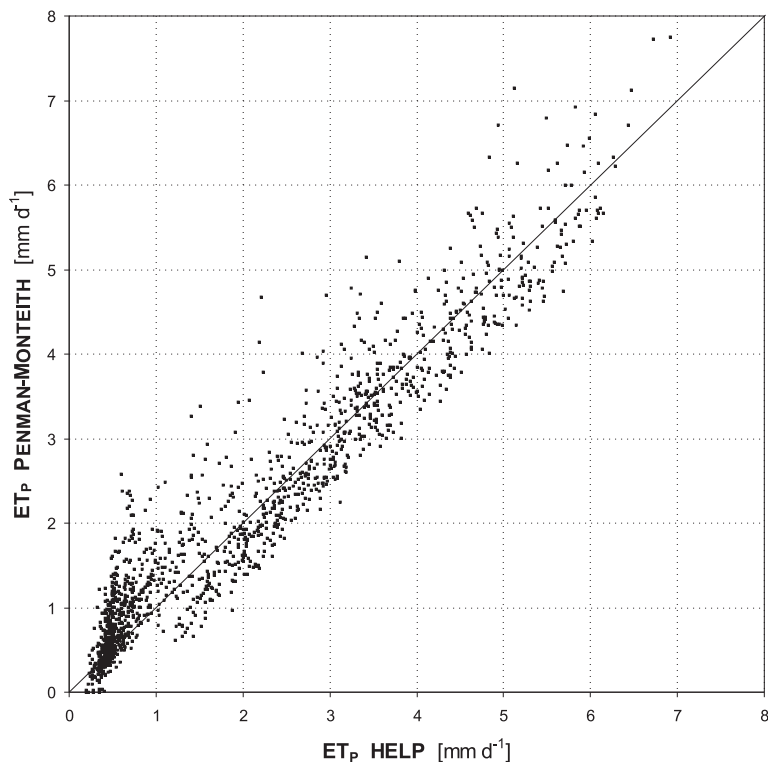


Abb. 5.44: Vergleich der berechneten ET_p nach FAO-Richtlinie 56 (Gl. 4.16) sowie des HELP-Modelles: Tagessummen der Verdunstung im Untersuchungszeitraum, Daten der Station Lichtenberg.

Wie in Kap. 4.4.5.2 (S. 107) gezeigt wurde, führt die Verwendung mittlerer Parametersätze zu abweichenden Ergebnissen bei der Verdunstungsberechnung. Für den Untersuchungszeitraum wurde deshalb überprüft, ob es durch die Unterschiede der Berechnungsverfahren nach FAO-Richtlinie (PENMAN-MONTEITH, Gl. 4.16) und dem im HELP-Modell implementierten PENMAN-Ansatz zu größeren Abweichungen der Verdunstungsbestimmung kommt, und wie sich damit die atmosphärische obere Randbedingung im HELP- und im HYDRUS-Modell, in dem hier der FAO-Ansatz verwendet wird, unterscheidet.

Ein Vergleich der Jahressummen (Tab. 5.11) sowie der Tageswerte (Abb. 5.43–5.44) zeigt, daß insgesamt vom HELP-Modell eine leicht geringere Gesamtverdunstung berechnet wird (-3%) mit einer mittleren Abweichung von $0,34 \text{ mm d}^{-1}$. Die Einzelabweichungen sind dabei bei kleinen Verdunstungsraten relativ hoch (vgl. Bereich $< 1 \text{ mm d}^{-1}$ in Abb. 5.44). Durch die Verwendung von mittleren Parametrisierungen erscheint der Verlauf der Verdunstungskurve geglättet, die Standardabweichungen beider Zeitreihen unterscheiden sich aber nur gering.

Damit kann insgesamt eine gute Übereinstimmung der beiden Ansätze für den Untersuchungszeitraum festgestellt werden, wobei die Abweichungen der HELP-Berechnung bei von mittleren Verhältnissen stark abweichenden meteorologischen Bedingungen zunehmen, eine Parametrisierung mit dem FAO-Ansatz dagegen eine zeitlich hochaufgelöste Bestimmung der atmosphärischen, oberen Randbedingung zum Ergebnis hat.

Tab. 5.12: Sensitivität der Niederschlagskorrektur nach RICHTER auf den mit HELP berechneten Wasserhaushalt eines Einschichtsystems. Langjähriges Mittel der dreißigjährigen Reihe der DWD-Station Gera-Leumnitz. Parametrisierung des Modells wie Anlage Tab. G1.

		P	ET_A	A_o	A_u
unkorrigiert	[mm a ⁻¹]	630,1	334,8	34,6	260,9
korrigiert	[mm a ⁻¹]	738,5	359,7	38,2	341,0
Δ	[mm]	+108,4	+24,9	+3,6	+80,1
	[%]	+17,2	+7,4	+10,4	+30,7

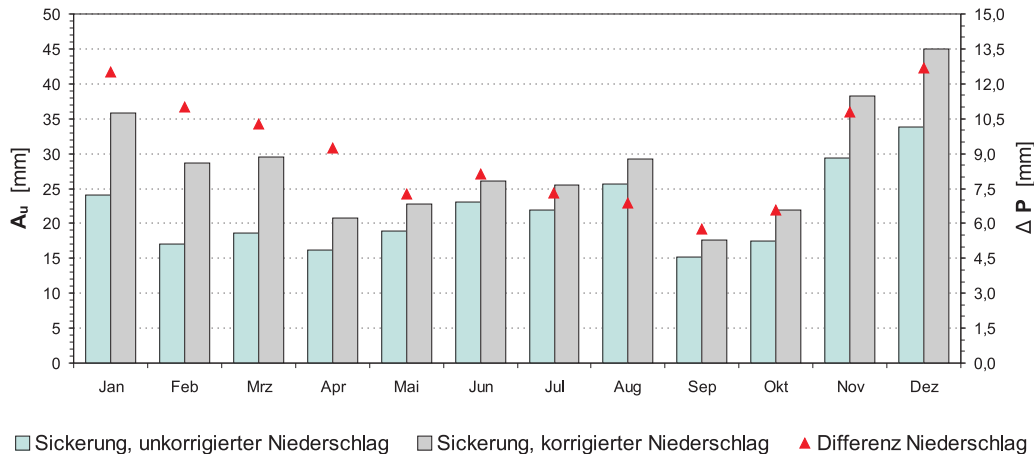


Abb. 5.45: Sensitivität der Niederschlagskorrektur nach RICHTER auf den mit HELP berechneten Wasserhaushalt eines Einschichtsystems. Langjähriges Mittel des A_u der dreißigjährigen Reihe der DWD-Station Gera-Leumnitz.

Die sehr hohen Sensitivitätsindizes für die Niederschlagshöhe und damit für die potentielle Infiltration an der Bodenoberfläche zeigen, wie wichtig die Bestimmung des „wahren“, bodengleichen Niederschlags ist (vgl. Diskussion in Kap. 4.2.8.4). Zur Prüfung wurde für den oben verwendeten Basisfall des Einschichtsystems der Wasserhaushalt anhand der dreißigjährigen Reihe der DWD-Station Gera-Leumnitz mit und ohne Niederschlagskorrektur nach RICHTER berechnet (Gl. 4.5, Tab. 5.12 und Abb. 5.45).

Die durch die Korrektur sich von 630 mm auf 739 mm bzw. sich um 17 % erhöhende Niederschlagsmenge bewirkt eine Steigerung der ET_A um 25 mm bzw. 7 %, eine Zunahme des Gesamtabflusses um 84 mm sowie eine überproportionale Erhöhung des A_u um 31 %, da die Winterniederschläge aufgrund der Korrekturvorschrift überproportional steigen – begründet in den hohen systematischen Meßfehlern im Winterhalbjahr.

Die Verwendung von unkorrigierten Niederschlägen im HELP-Modell würde somit zu einer starken Unterschätzung der potentiellen Sickerung führen. BERGER (1998 und BERGER et al. 1999) konnte das HELP-Modell nur mit unkorrigierten Niederschlägen an den Abflußdaten der Versuchsfelder der Deponie Georgswerder in Hamburg validieren, so daß BERGER empfiehlt (1998, S. 447ff), auf eine Korrektur zu verzichten – begründet mit der Nichtberücksichtigung der Niederschlagskorrektur bei der Ableitung der PENMAN-Verdun-

stungsformel aus Lysimetermessungen, welche tendenziell zur *Unterschätzung* der Verdunstung führen würde.

Wie oben gezeigt wurde, sind die summarischen Abweichungen der PENMAN-Verdunstungsformel und des FAO-Ansatzes nach PENMAN-MONTEITH relativ gering. Die vielen Verifizierungsarbeiten zum PENMAN-MONTEITH-Ansatz (z.B. ALLEN 1986, ALLEN et al. 1989, JENSEN et al. 1990, CASTRIGNAGNO et al. 1991, PEREIRA u. ADAIXO 1991, GÜNTHER u. ROTH 1994, BASELGA u. ALLEN 1996, MCGLINCHEY u. IMMAN-BAMBER 1996 und MECHAM 1996), welche unter anderem an bewässerten Lysimetern und mit mikroklimatischen Methoden durchgeführt wurden, zeigen die Gültigkeit dieser Bestimmung. RAES (2005) weist darauf hin, daß der FAO-Ansatz für Verhältnisse geringer Verdunstungsraten zu einer *Überschätzung* der *ET* führen kann, wenn auf eine lokale Kalibrierung der Windfunktion verzichtet wird.

Wie in Kap. 5.2.3.2 gezeigt werden wird, war hier eine Kalibrierung und Validierung des HELP-Modells unter Verwendung der bodengleich erhobenen Niederschlags (als Näherung an den „wahren“ Niederschlag) möglich. Daraus wird deutlich, daß prinzipiell eine Anpassung des Modells an Abflußmessungen mit korrigierten Niederschlägen durchführbar ist, so daß der Verzicht auf die Parametrisierung der oberen Randbedingung der potentiellen Infiltration mit der Verwendung von korrigierten Niederschlägen nicht sinnvoll erscheint, der Empfehlung der Verwendung unkorrigierter Niederschläge wird explizit nicht gefolgt.

Als *Ergebnis der Sensitivitätsuntersuchungen* wurden bei den hier durchgeführten Kalibrierungs- und Validierungsphasen folgende Parameter in den Simulationsläufen mit dem HELP- und dem HYDRUS_2D-Modell variiert:

- ET_A : LAI-Faktor in HELP, Verdunstungstiefe in HELP und HYDRUS_2D.
- A_o : SCS-Faktor, K_s -Wert und Parameter der $\theta(\psi)$ -Funktion der obersten 10 cm der Rekultivierungsschicht in HELP. In HYDRUS_2D Variation des K_s -Wertes und Parameter der $\theta(\psi)$ -Funktion der obersten 20 cm der Rekultivierungsschicht.
- A_i und A_u : Variation des K_s -Wertes und Parameter der $\theta(\psi)$ -Funktion des gesamten Profils in HELP und HYDRUS_2D. In HYDRUS_2D Variation des vertikalen und horizontalen K_s -Wertes (Anisotropie).

5.2.3.2 Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse

Das HELP-Modell konnte erfolgreich an den Daten der Versuchsanlage kalibriert und validiert werden. Die Überprüfung erfolgte anhand der Meßreihe des hypodermischen Schichtabflusses im Versuchsfeld 2 für die Abflußperiode des Winterhalbjahres 2002/2003.

Für die Kalibrierungs- und Validierungsperiode konnte so der hypodermische Abfluß mit hoher Übereinstimmung mit den Meßwerten nachgebildet werden, mit einer absoluten Abweichung des Abflusses von -12 mm, einer mittleren Tagesabweichung von $0,90$ mm d⁻¹ in der Kalibrierungsphase bzw. $0,14$ mm d⁻¹

in der Validierungsphase und einem Korrelationskoeffizienten zwischen simuliertem und gemessenem Tagesabfluß von 0,47 bzw. 0,87 (Tab. 5.13 und Anlage H11–H12, Abb. H3–H4).

Der Gesamtabfluß läßt sich damit für das Winterhalbjahr 2002/2003 gut simulieren. Die mittlere Tagesabweichung ist dagegen relativ hoch, die Abweichung der HYDRUS_2D-Kalibrierung liegt mit einer mittleren Tagesabweichung von $0,4 \text{ mm d}^{-1}$ in der Kalibrierungsphase um den Faktor 2 niedriger (Kap. 5.2.4.1). Hierdurch erscheint die Abflußkurve der HELP-Modellierung stark geglättet, einzelne Abflußpeaks werden nur unvollkommen abgebildet.

Deutlich höhere Gesamtabweichungen sind in der etwas trockeneren Validierungsphase in der zweiten Hälfte des Winterhalbjahres 2002/2003 festzustellen, hier wird der Abfluß um ca. 9 mm unterschätzt. Setzt man die kumulativen Abweichungen von gemessenem zu simuliertem Abfluß in Relation zum Gesamtabfluß, so ist mit einer Abweichung von -8% das Gütekriterium der Modellierung (Abweichung $< 10 \%$, S. 118) eingehalten.

Auch der Oberflächenabfluß läßt sich für die zweijährige Kalibrierungs- und Validierungsphase erfolgreich simulieren, mit einer absoluten Abweichung des Abflusses von 3 mm, einer mittleren Tagesabweichung von $0,1 \text{ mm d}^{-1}$ in der Kalibrierungsphase bzw. $0,2 \text{ mm d}^{-1}$ in der Validierungsphase und einem Korrelationskoeffizienten zwischen simuliertem und gemessenem Tagesabfluß von 0,60 bzw. 0,34 (Tab. 5.13 und Anlage Tab. H9–H10, Anlage Abb. H1–H2).

Die so ermittelten Parameter des Schichtprofils (bodenphysikalische Kenngrößen, Verdunstungsparameter, Anlage Tab. H1) zeigen, daß der Wasserhaushalt der simulierten Einsichtabdeckung durch die stauende Wirkung des Haldenmaterials bestimmt wird. Mit einem kalibrierten K_s -Wert von $5,4 \cdot 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$, also einer Substrateigenschaft einer Dichtungsschicht, wird der im Feld beobachtete hypodermischer Abfluß im Modell erzwungen.

Dieser K_s -Wert liegt um den Faktor 125 unter dem Median der in-situ K_s -Werte, die beim Einbau des Haldenmaterials in das Tagebaurestloch Lichtenberg bestimmt wurden ($6,8 \cdot 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$, Anlage Tab. B4), jedoch genau im Bereich der Ergebnisse der laborativen Messungen an Stechzylinderproben mit Haldenmaterial, welche auf Verhältnisse verdichtet wurden, wie sie durch die großtechnische Tagebauverfüllung erreicht werden.

Für die Werte der $\theta(\psi)$ -Funktion wurden, sowohl für das Gesamtporenvolumen, für die Feldkapazität als auch für den permanenten Welkepunkt, deutlich niedrigere Werte in der Kalibrierung gegenüber der Laborbestimmung ermittelt, wobei die nutzbare Feldkapazität im Modell in vergleichbar niedriger Größenordnung blieb (Messung: 8,5 mm; Kalibrierung: 9,7–11,3 mm nFK). Die Verdunstungstiefe wurde mit 34 cm bestimmt.

Zur Prüfung der Sensitivität des gewählten Dreischicht-Modellansatzes mit der Abbildung der Fließverhältnisse durch eine Drän- und Dichtungsschicht wurden die in der Kalibrierung gefundenen Parameter für ein Einsichtsystem angewandt (Anlage Tab. H2). Der Vergleich zeigt, daß die Modifikation des Modellansatzes mit der Ausweisung einer Dichtungsschicht zu einem gleich

Tab. 5.13: Gemessene und mittels HELP simulierte Abflüsse für das Versuchsfeld 2 in den Kalibrierungs- und Validierungszeiträumen.

	Messung [mm]	HELP [mm]	Δ [mm]
$\sum A_o$ (1.11.00–31.10.02)	63,1	66,6	+3,4
Kalibrierung	25,3	27,5	+2,3
Validierung	37,9	39,0	+1,1
$\sum A_i$ (1.11.02–30.4.03)	148,2	136,1	-12,1
Kalibrierung	124,7	121,4	-3,4
Validierung	23,5	14,7	-8,7

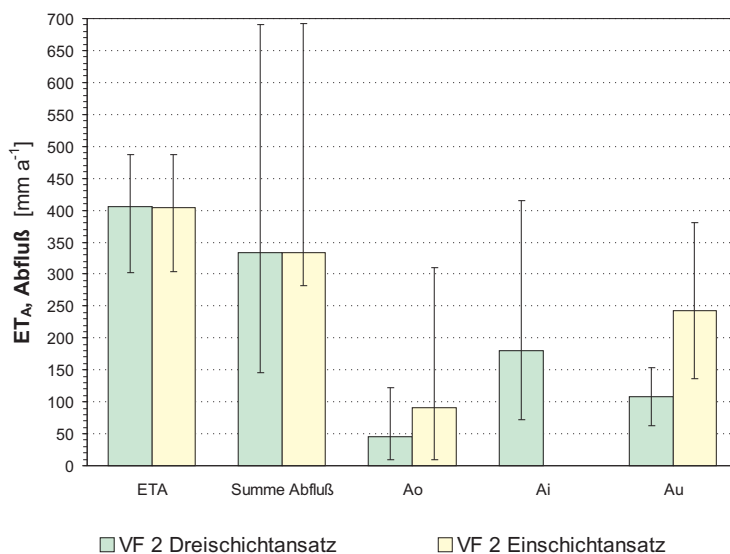


Abb. 5.46: Vergleich des mittleren Wasserhaushaltes sowie Minima und Maxima des Drei- und Einschichtansatzes des validierten HELP-Modells VF 2, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999.

hohen Gesamtabfluß führt, sich die Abflußanteile untereinander aber verschieben. Da methodenbedingt ein hypodermischer Abfluß im HELP-Einschichtsystem nicht auftreten kann, erhöht sich die Sickerung und der Oberflächenabfluß (Abb. 5.46 und Anlage H20–H21, Anlage Tab. H15). Vor dem Hintergrund der Ergebnisse der Feldversuche ist der Ansatz und das Ergebnis der Einschichtsimulation mittels HELP nicht plausibel, jedoch die gelungene Anpassung des Dreischichtansatzes an die Felddaten. Ein Nachteil des Dreischichtansatzes ist die Reduzierung der möglichen evapotranspirativen Entzugstiefe auf die Mächtigkeit der obersten Schicht. Zwar liegt die kalibrierte Entzugstiefe weit unterhalb der Schichtmächtigkeit, für Szenarienbetrachtungen sind allerdings Fälle mit hohen Entzugstiefen ohne Erhöhung der Schichtmächtigkeit nicht simulierbar.

Für den kalibrierten Dreischichtansatz (A_u : Sickerung durch das Haldenmaterial, A_i : hypodermischer Abfluß auf Haldenoberkante) wurden die Sensitivitäts-

ten der Verdunstungstiefe, des LAI-Faktors, der Parameter der $\theta(\psi)$ -Funktion des Rekultivierungsschichtsubstrates sowie des K_s -Wertes des Haldenmaterials geprüft (Anlage Abb. H5–H17). Neben den in Kap. 5.2.3.1 allgemein dargestellten Abhängigkeiten sind für die Tiefensickerung A_u drei Zusammenhänge wesentlich:

- Der K_s -Wert des Haldenmaterials ist der steuernde Parameter des Verhältnisses von hypodermischem Abfluß und Sickerung (Anlage Abb. H9). Beide Funktionen verlaufen zueinander reziprok, mit sehr großen Sensitivitäten im Bereich von $5 \cdot 10^{-10}$ bis $5 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$. Der kalibrierte Wert von $5,4 \cdot 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ liegt dabei noch in einem Bereich, in dem das System durch das Überwiegen des A_i geprägt wird; bei höheren Durchlässigkeiten ($> 8 \cdot 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) überwiegt die Sickerung A_u . Der in den Szenarienrechnungen angenommene Wert der Auflockerung des Haldenmaterials auf $5,4 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$ (vgl. unten) liegt im Bereich stark zurückgehender Sensitivität sowohl der A_i - als auch der A_u -Funktion, dieses System wird praktisch vollständig durch die Tiefensickerung bestimmt.
- Die Funktionen der ET_A und der einzelnen Abflußanteile weisen für die ermittelten Werte der Verdunstungstiefe und des LAI-Faktors niedrige Steigungen und damit relativ geringe Sensitivitäten auf. Der Bereich großer Sensitivität liegt für die Verdunstungstiefe bei niedrigen Werten $< 20 \text{ cm}$. Eine Erhöhung der Verdunstungstiefe auf 50 cm , wie in den Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien vorgenommen, führt zu einer geringen Erhöhung der ET_A bzw. einem Rückgang der Sickerung um ca. 20 mm a^{-1} ; eine weitere Erhöhung der Verdunstungstiefe auf 100 cm führt nur noch zu einer sehr geringen Verschiebung um wenige mm (Anlage Abb. H5 und H8). Der LAI-Faktor ist bei dem ermittelten Wert von 3 bzw. dem in den Szenarien verwendeten Wert von 5 nur sehr gering sensitiv.
- Die Parameter der $\theta(\psi)$ -Funktion des Rekultivierungsschichtsubstrates haben im Vergleich zur Sensitivität des K_s -Wertes des Haldenmaterials nur geringen Einfluß auf die Höhe der Tiefensickerung im Haldenmaterial (Anlage Abb. H13 und H17). Die in den Szenarienrechnungen angesetzte Erhöhung der Gesamtporenvolumina und nutzbaren Feldkapazitäten des Rekultivierungsschichtsubstrates führt bei konstantem K_s -Wert des Haldenmaterials zu einem Rückgang der Tiefensickerung von ca. $10\text{--}20 \text{ mm a}^{-1}$. Sensitiver reagiert der hypodermische Abfluß auf die Zunahme der Zusickerung aus der Rekultivierungsschicht (Anlage Abb. H12 und H16). Die Erhöhung des hypodermischen Abflusses durch die zunehmende Durchsickerung der Rekultivierungsschicht infolge höherer Gesamtporenvolumen oder niedrigerer nutzbarer Feldkapazitäten liegt im Bereich von ca. $30\text{--}40 \text{ mm a}^{-1}$.

Die Anwendung des HELP-Modells wurde für alle drei Versuchsfelder getestet; es zeigte sich jedoch, daß eine befriedigende Simulation nur für das relativ einfach aufgebaute Einschichtsystem mit zwei Substrattypen und *einem* hypodermischen Schichtabfluß im Profil des VF 2 möglich ist. Die hydrologischen

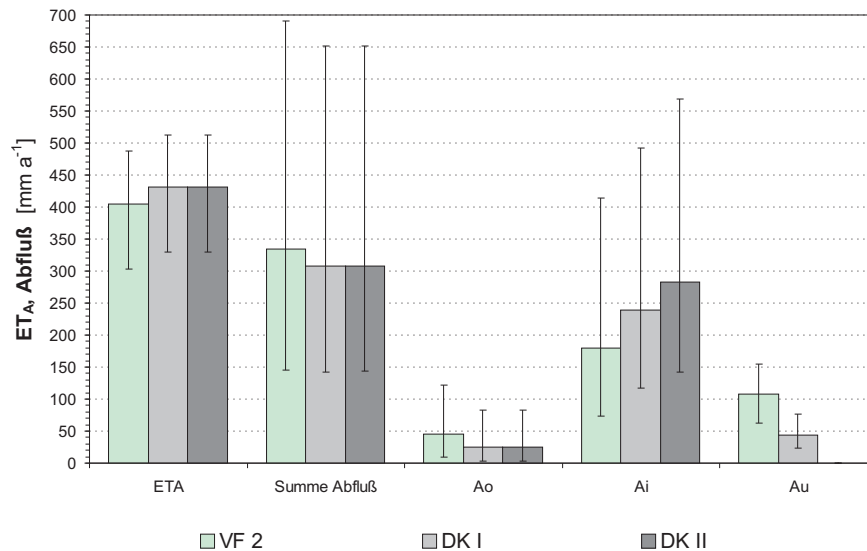


Abb. 5.47: Mittlerer Wasserhaushalt sowie Jahresminima und -maxima des validierten HELP-Modells Versuchsfeld 2 sowie Abdeckungen des Typs Deponieklasse I und II, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999.

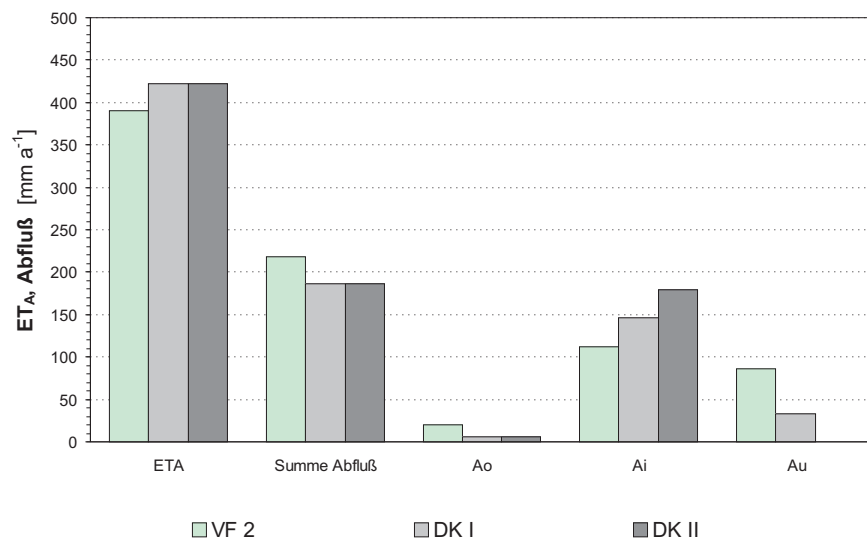


Abb. 5.48: Mittlerer Wasserhaushalt des validierten HELP-Modells Versuchsfeld 2 sowie Abdeckungen des Typs Deponieklasse I und II, Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004.

Feldergebnisse des Versuchsfeldes 1 zeigten, daß sich in der Abdeckung auf der Dichtungsschicht bzw. in der Zwischenabdeckung auf der Haldenoberkante mindestens zwei hypodermische Schichtabflüsse ausbilden. Dieses ist zwar prinzipiell mit einem gestapelten HELP-Ansatz mit jeweils zwei Drän- und Dichtungsschichten möglich; aufgrund der Komplexität der Hydraulik wurde jedoch dieser Ansatz nicht weiter verfolgt, zugunsten einer zweidimensionalen Simulation in HYDRUS_2D (Kap. 5.2.4). Gleiches gilt für das Versuchsfeld 3.

5.2.3.3 Ergebnisse der Prognosen

Für das kalibrierte Modell einer Einschichtabdeckung des Typs „Speicher- und Verdunstungsprinzip“ (Versuchsfeld 2) wurde der Wasserhaushalt im Untersuchungszeitraum sowie für eine langjährige meteorologische Reihe (1970–1999), welche die gegenwärtigen klimatischen Verhältnisse repräsentiert, berechnet (Abb. 5.47 und 5.48, Anlage Abb. H18 und H19, Anlage Tab. H13 und H14).

Im langjährigen Mittel wird für diese Abdeckung (Bewuchs: Grasvegetation) eine aktuelle Verdunstung von 405 mm bzw. 55 % prognostiziert, bei einem mittleren Jahresniederschlag von 739 mm und einer mittleren potentiellen Verdunstung von 658 mm. Der mittlere Oberflächenabfluß beträgt 46 mm bzw. 6 %, der hypodermische Abfluß 180 mm bzw. 24 % und die Sickerung in das Haldenmaterial 108 mm bzw. 15 %. Die Spannweite der Abflüsse ist vor allem für den A_o und den A_i groß; die Sickerung erreicht minimale Werte in den Trockenjahren 1971 und 1982 mit Werten von 77 bzw. 70 mm, in Naßjahren mit Niederschlägen > 900 mm werden maximale Sickerraten von ca. 140–150 mm erreicht. Im extremen Naßjahr 1981 mit 1208 mm Niederschlag wurde eine Sickerung in das Haldenmaterial von 142,5 mm und damit von 11,8 % ausgewiesen; in diesem Jahr erreicht der A_i mit 414 mm sein Maximum in der dreißigjährigen Abflußreihe.

In dem gegenüber dem langjährigen Mittel etwas wärmeren und trockeneren Untersuchungszeitraum ist die aktuelle Verdunstung mit 391 mm geringfügig niedriger, relativ mit 64 % aufgrund der niedrigeren Bezugsbasis des Niederschlages höher. Die trockenen Witterungsverhältnisse führen zu wesentlich geringeren Oberflächen- (20 mm bzw. 3 %) und hypodermischen Abflüssen (112 mm bzw. 18 %) im Untersuchungszeitraum. Die Sickerung ist gegenüber dem langjährigen Mittel um 20 mm reduziert auf 87 mm, die relative Sickerrate liegt etwa gleich hoch bei 14 %.

Die berechnete Sickerrate in das Haldenmaterial von 108 mm bzw. 15 % liegt über der mittleren klimatischen Wasserbilanz von +81 mm (vgl. Tab. 5.1) und in der Größenordnung der zur erwartenden Grundwasserneubildung im Untersuchungsraum. So wird die Grundwasserneubildung für Ostthüringen im Hydrologischen Atlas mit einer Spannweite von < 50 mm bis ca. 150 mm angegeben (BMU 2003); die dort verzeichnete Sickerwasserrate für diese Region liegt mit ca. 200 mm etwas unterhalb der hier prognostizierten Summe aus Grundwasserneubildung und hypodermischem Abfluß.

Eine Standarddeponieabdeckung des Typs „mineralische Dreischichtabdeckung“ (Deponieklasse I, Anlage Abb. H27 und H28) würde in das Haldenmaterial eine Sickerung von 33 mm oder 5 % (Untersuchungszeitraum) bzw. von 44 mm oder 6 % (langjähriges Mittel) zulassen und damit die Sickerung gegenüber der Einschichtabdeckung um den Faktor 2,5 reduzieren. Im Naßjahr 1981 wird hier eine maximale Durchsickerung der Dichtungsschicht von 77 mm prognostiziert.

Nahezu vollständig ausgeschlossen, mit mittleren und maximalen Sickerraten $< 0,1$ mm, wird die Zusickerung in das Haldenmaterial durch die Kombinationsdichtung aus einer Kunststoffdichtungsbahn über einer mineralischen

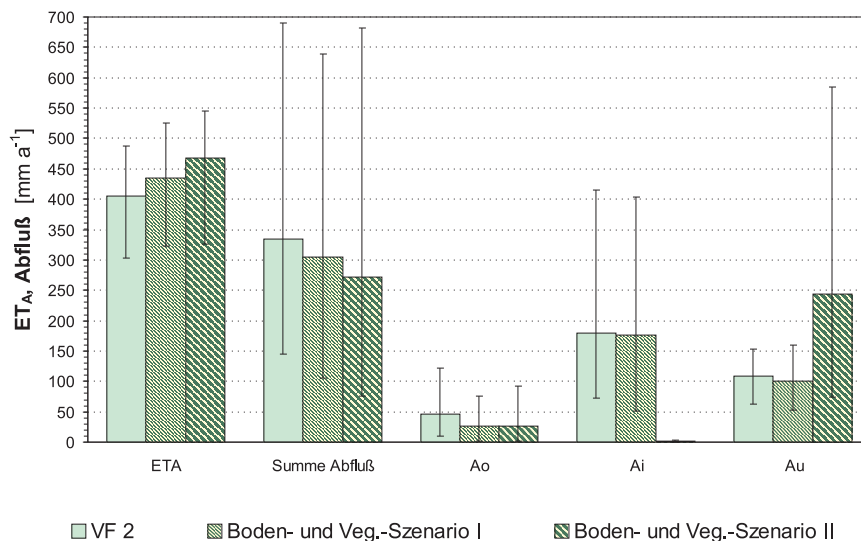


Abb. 5.49: Mittlerer Wasserhaushalt sowie Jahresminima und -maxima des validierten HELP-Modells Versuchsfeld 2 (VF 2: Referenzszenario Einbauzustand, Grasvegetation) und Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien I und II, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999.

Dichtungsschicht (Deponieklasse II, Anlage Abb. H31 und H32).

Die in den Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien simulierte Alterung der Einschichtabdeckung (vgl. Kap. 4.4.8), mit Annahme einer zunehmenden Durchwurzelung und Bodenauflockerung, führt insgesamt zu einem Anstieg der aktuellen Verdunstung um ca. 30 mm auf 434 mm bei Erhöhung der Maximaltiefe des evapotranspirativen Entzuges auf 0,5 m und Erhöhung der nutzbaren Feldkapazität der Rekultivierungsschicht von 8 auf 19 % (Abb. 5.49 und Anlage H22–H23, Anlage Tab. H16). Bei weiterer Erhöhung der Durchwurzelung auf 1 m steigt die Verdunstung auf 465 mm (vgl. auch Anlage Abb. H5–H8 und H10–H17).

Zugleich sinkt insgesamt in beiden Varianten der simulierte Gesamtabfluß von 334 mm (Einbauzustand) auf 304 mm (Szenario I) bzw. 272 mm (Szenario II), mit einer Verschiebung der Abflußanteile untereinander:

- Der Oberflächenabfluß nimmt in beiden Szenarien aufgrund der erhöhten Infiltrationskapazität der Rekultivierungsschicht von 46 auf 27 bzw. 26 mm ab.
- Der hypodermische Abfluß nimmt im Szenario I nur geringfügig von 180 auf 177 mm ab. Im Szenario II mit erhöhter Durchlässigkeit des Haldenmaterials wird dagegen praktisch kein A_i mehr ausgewiesen.
- Wie für den A_i wird für die Sickerung in das Haldenmaterial im Szenario I nur ein sehr geringer Rückgang prognostiziert, die Sickerung sinkt auf 100 mm, die maximale Sickerung wird mit 162 mm ausgewiesen. Im Szenario II hat sich das Verhältnis A_i zu A_u fast vollständig zu Gunsten der Sickerung verschoben (vgl. auch Anlage Abb. H9); mit 244 mm wird trotz der höheren Speicher- und Verdunstungsleistung der Rekultivie-

rungsschicht eine um 136 mm höhere Sickerung in das Haldenmaterial gegenüber dem Einbauzustand ausgewiesen, wenn sich der K_s -Wert des Haldenmaterials um den Faktor 10 auf $5,4 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$ erhöht. Die maximale Sickerung im Naßjahr 1981 erreicht mit 585 mm ein sehr hohes Niveau von fast 50 % des Niederschlags; in Trockenjahren wie 1971 werden unverändert niedrige Raten von ca. 100 mm prognostiziert.

Diese mittlere Sickerrate von 33 % stellt zugleich die von HELP ausgewiesene Obergrenze der mittleren Sickerung einer einfachen Abdeckung des Typs „Speicher- und Verdunstungsprinzip“ unter rezenten Klimaverhältnissen dar, mit der Annahme eines tiefen evapotranspirativen Entzuges in der Speicherschicht und einer hohen nutzbaren Feldkapazität des Substrates. Nicht explizit berücksichtigt werden in diesem Modellansatz und in den Ergebnissen die besonderen Verdunstungsverhältnisse einer Waldbestockung der Abdeckung.

Zwar hat BERGER im weiterentwickelten HELP-Modell der Version 3.5 die ursprüngliche Interzeptionsberechnung, welche als reiner Regressionsansatz für Grasvegetation implementiert war und maximale Interzeptionsverluste von ca. 1,3 mm auswies (BERGER 1998), durch einen Ansatz nach HOYNINGEN-HUENE (1983) mit Interzeptionsspeicher ersetzt (BERGER 2001), welcher tendenziell zu höheren Interzeptionsverlusten führen sollte. Wie die Sensitivitätsanalyse zeigte, führt jedoch die Erhöhung des LAI-Faktors nur zu einer geringen Erhöhung der Verdunstungswerte (maximale Zunahme < 50 mm bei Erhöhung des LAI-Faktor von 0 auf 5, vgl. Anlage Abb. H5).

Neben der Interzeptionsbestimmung ist in HELP die eigentliche potentielle Transpiration sowie die tiefengewichtete Entzugsfunktion nicht für eine Waldbestockung parametrisierbar. Die vorgegebene Tiefenverteilung des Wurzelentzuges wichtet die oberflächennahen Segmente des berechneten Bodenprofils sehr hoch, ein tiefer Feuchteentzug durch Tiefwurzler ist so nicht parametrisierbar. So zeigten die Sensitivitätsanalysen, daß nur die obersten Dezimeter der Verdunstungszone relevant für die Höhe der ET_A sind (Anlage Abb. H5). Durch den gewählten Modellansatz ist zudem die maximale Entzugstiefe der hier betrachteten Einschichtabdeckung auf die eigentliche Rekultivierungsschicht begrenzt, ein Feuchteentzug aus dem Haldenmaterial ist nicht simulierbar. Die Ergebnisse der Feuchte- und Tensionsbestimmungen auf der Versuchsanlage Lichtenberg zeigen jedoch eine sehr tiefgreifende Austrocknung der Abdeckung bzw. des Haldenmaterials und belegen damit eine höhere Verdunstungsleistung der Abdeckung.

Eine vertiefende Betrachtung und Diskussion des Speicher- und Verdunstungsansatzes der Einschichtabdeckung muß deshalb mit dem erweiterten kombinierten Ansatz der PENMAN-MONTEITH-Verdunstungsberechnung, des GASH-Interzeptions- und des HYDRUS_2D-Modells erfolgen (Kap. 5.2.4).

Die Simulation des Wasserhaushaltes unter Zugrundelegung des GLOWA-Klimaszenarios (vgl. Tab. 4.9) für Ostthüringen bis zum Modelljahr 2055 zeigt (Abb. 5.50 und Anlage H24, Anlage Tab. H17), daß mittelfristig mit einem Anstieg der aktuellen Verdunstung, langfristig jedoch aufgrund der zunehmend negativen klimatischen Wasserbilanz mit sinkenden ET_A -Summen zu rechnen sein wird. Die summarischen Abflüsse nehmen in der Prognose ab, wobei die relativen Abflußanteile gegenüber dem Wasserhaushalt unter rezenten Klima-

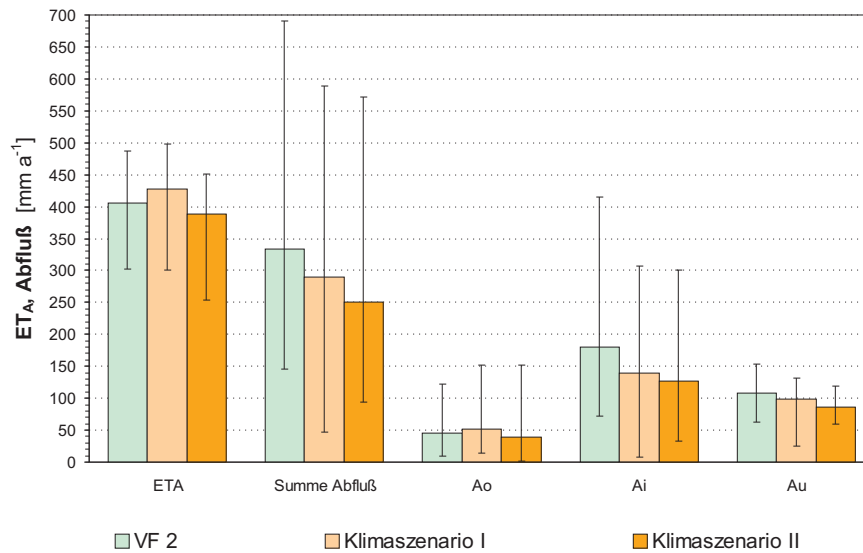


Abb. 5.50: Mittlerer Wasserhaushalt sowie Jahresminima und -maxima des validierten HELP-Modells Versuchsfeld 2 (VF 2: Referenzszenario Einbauzustand, Grasvegetation) und Klimaszenarien I (2016–2035) und II (2036–2055).

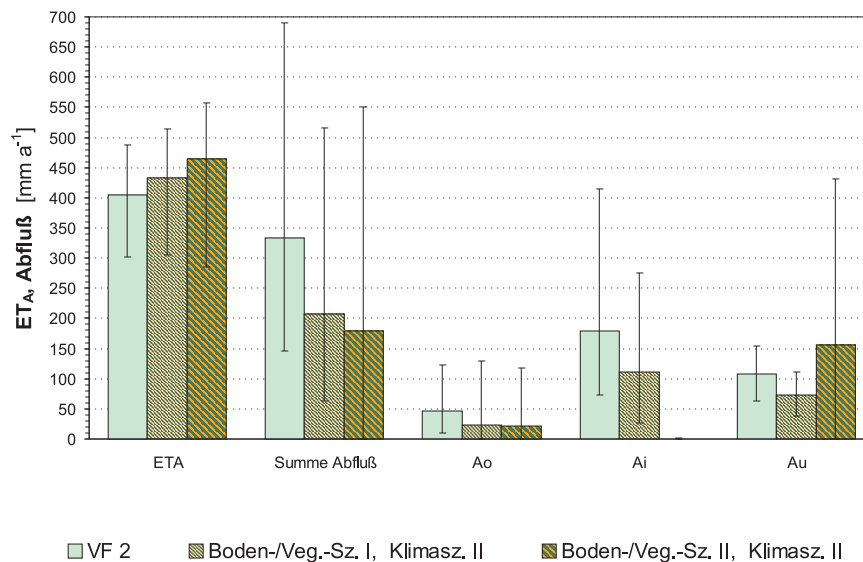


Abb. 5.51: Mittlerer Wasserhaushalt sowie Jahresminima und -maxima des validierten HELP-Modells Versuchsfeld 2 (VF 2: Referenzszenario Einbauzustand, Grasvegetation) und Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien I und II kombiniert mit Klimaszenario II, langjährige Reihe 2036–2055.

verhältnissen kaum verschoben sind. Die Maxima der Oberflächenabflüsse nehmen aufgrund einzelner Starkniederschlagsereignisse zu, die Maxima des hypodermischen Abflusses und der Sickerung dagegen aufgrund der zunehmend trockenen Bodenverhältnisse ab.

Die Sickerung sinkt dabei vom oben ermittelten Wert von 108 mm mittelfristig (2016–2035) auf 99 mm und langfristig (2036–2055) auf 86 mm, mit einer verminderten maximalen Sickerung von 119 mm. Aus Abb. 4.33 wird deutlich,

daß neben dem Rückgang der mittleren Niederschlagssummen auch eine Verringerung der Jahresmaxima prognostiziert wird, so daß typische Naßjahre in der zweiten Hälfte der GLOWA-Prognose etwa 800–850 mm Jahresniederschlag aufweisen und damit etwa 100 mm weniger als die typischen Naßjahre im Zeitraum 1970–1999, mit einem entsprechenden Rückgang der Abflüsse in diesen Jahren. Das sehr niedrige Minimum der Sickerung im Zeitraum 2016–2035 ist durch das extrem trockene Modelljahr 2018 bedingt, mit Niederschlägen von weniger als 400 mm.

Kombiniert man die Szenarien der Boden- und Vegetationsentwicklung sowie die Prognosen der zukünftigen Klimaentwicklung (hier unter Zugrundelegung des Zeitraumes 2036–2055), so läßt sich das wahrscheinliche langfristige Systemverhalten einer einfachen Einschichtabdeckung prognostizieren (Abb. 5.51 und Anlage H25–H26, Anlage Tab. H18).

Im ersten kombinierten Szenario, mit einer hohen Verdunstungs- und Speicherleistung der Rekultivierungsschicht und Erhalt der dichtenden Funktion des Haldenmaterials, wird die Sickerung auf 73 mm bzw. 11,5 % reduziert. Dieser Wert stellt zugleich die untere Grenze der mit dem HELP-Ansatz berechneten Sickerrate für das Speicher- und Verdunstungskonzept dar, wobei wie für die oben diskutierte Obergrenze gilt, daß hier keine Berücksichtigung der besonderen Waldverdunstungs- und Interzeptionsverhältnisse erfolgt. Die Spannweite im ersten kombinierten Szenario umfaßt etwa 70 mm, maximal wird eine Sickerung von 111 mm prognostiziert.

In dem zweiten kombinierten Szenario mit weiterer Zunahme der Verdunstungstiefe, jedoch dem Verlust der dichtenden Wirkung des Haldenmaterials, nimmt die Sickerung – wie oben beschrieben – stark zu aufgrund der Verschiebung des Verhältnisses A_i zu A_u . Gegenüber dem Szenario mit Verlust der Dichtheit des Haldenmaterials ohne Einfluß des Klimawandels sind aber die Sickerraten geringer, aufgrund der abflußmindernden klimatischen Verhältnisse. Im Mittel wird eine Sickerung von 156 mm bzw. 24 % prognostiziert, sowie maximale Abflüsse von 432 mm bzw. 58 % im Modelljahr 2049 mit 746 mm Niederschlag. Die mittlere Sickerung im zweiten kombinierten Szenario liegt damit um 48 mm über den mittleren Raten im Vergleich mit den rezenten Verhältnissen des Einbauzustandes, das Maxima um ca. 280 mm darüber.

Die Szenarienbetrachtung für die langfristige Prognose der wasserhaushaltlichen Wirksamkeit der Standardtypen der Deponieabdeckung berücksichtigt sowohl eine Alterung der Dichtelemente, als auch die Änderung der klimatischen Randbedingungen.

Die Erhöhung der hydraulischen Durchlässigkeit der mineralischen Dichtungsschicht im Dreischichtsystem (DK I) auf $5 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$ führt zu einer Erhöhung der Sickerung um den Faktor 5 gegenüber dem Einbauzustand auf 180 mm bzw. 24 % (Anlage Abb. H29 und Tab. H19); der laterale Abfluß ist um die gleiche Menge vermindert. Im Naßjahr 1981 wird eine maximale Sickerung von 330 mm bzw. 27 % prognostiziert gegenüber maximal 154 mm bei niedrigem K_s -Wert der nicht gealterten Dichtschicht.

Der „Versagensfall“ einer Abdeckung des Typs DK I, mit hier noch moderat angenommener Erhöhung der Durchlässigkeit um den Faktor 10 (vgl. Diskus-

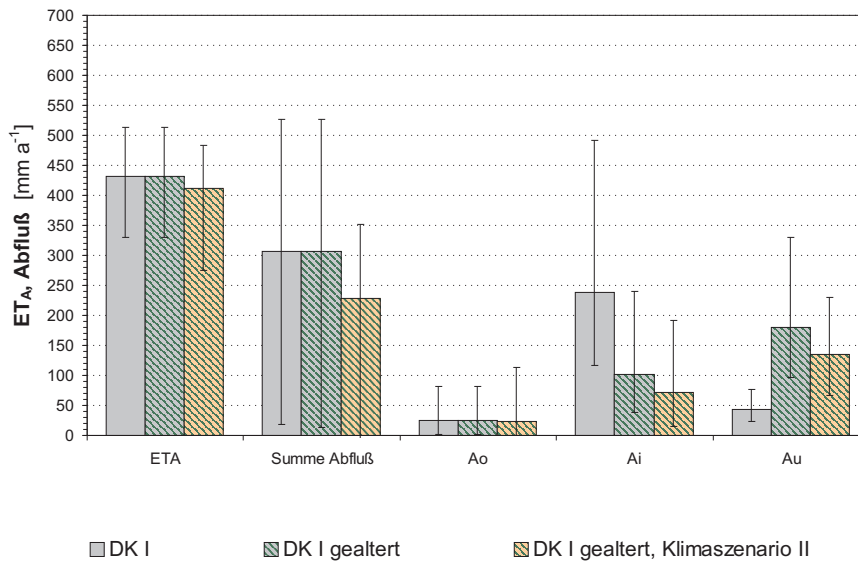


Abb. 5.52: Mittlerer Wasserhaushalt sowie Jahresminima und -maxima der Abdeckungen des Typs Deponieklasse I, Alterung und Klimaszenario II (2036–2055).

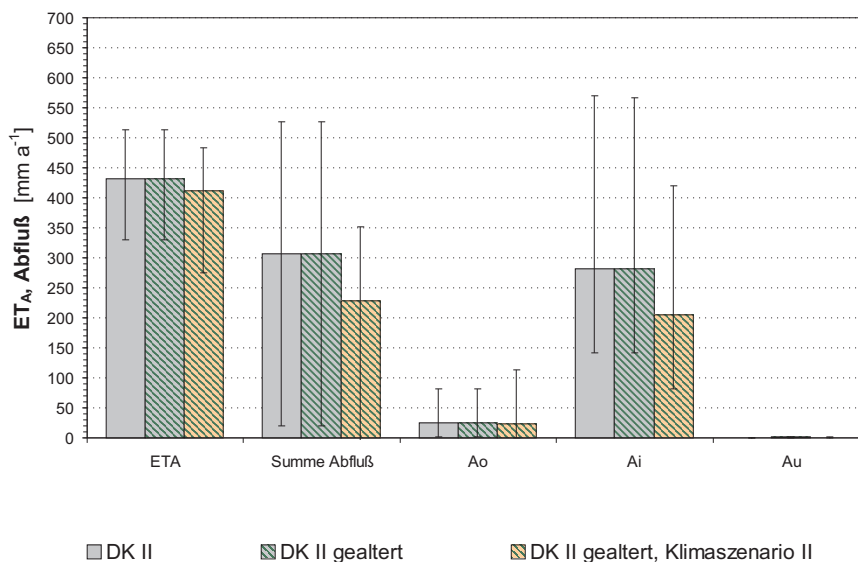


Abb. 5.53: Mittlerer Wasserhaushalt sowie Jahresminima und -maxima der Abdeckungen des Typs Deponieklasse II, Alterung und Klimaszenario II (2036–2055).

sion in Kap. 2.1 und 4.4.8), führt somit zu Sickerraten, die etwas über der mittleren Sickerung des Einschichtsystems im Einbauzustand liegen, jedoch zu einer um 60 mm niedrigeren Sickerung im Vergleich zum Einschichtsystem ohne dichtende Wirkung des Haldenmaterials. Dieses ist alleine auf die jeweils verschiedene Parametrisierung des Substrates der Rekultivierungsschicht zurückzuführen, eine grundsätzliche hydraulische Überlegenheit des Systems DK I ist hieraus nicht ableitbar. Die Rekultivierungsschicht des Einschichtsystems wurde aufgrund der Kalibrierungsergebnisse sehr durchlässig angenommen ($6 \cdot 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$), für die Rekultivierungsschicht des Systems DK I

Tab. 5.14: Ergebnis der HELP-Prognose: Langjähriges Mittel der Sickerung im Versuchsfeld 2, Boden- und Vegetationsszenarien, Klimaszenarien und Deponieklasse I und II.

	A_u [mm a ⁻¹]	[%]
Versuchsfeld 2, Einbauzustand	108,1	14,6
VF 2, Boden- und Vegetationsszenario I	100,4	13,6
VF 2, Boden- und Vegetationsszenario II	244,3	33,1
VF 2, Klimaszenario I	98,5	13,7
VF 2, Klimaszenario II	86,4	13,5
VF 2, Boden- und Vegetationsszenario I, Klimaszenario II	73,4	11,5
VF 2, Boden- und Vegetationsszenario II, Klimaszenario II	156,4	24,4
Deponieklasse I	43,8	5,9
Deponieklasse I, gealtert	179,9	24,4
Deponieklasse I, gealtert, Klimaszenario II	134,9	21,1
Deponieklasse II	0,0	0,0
Deponieklasse II, gealtert	1,1	0,1
Deponieklasse II, gealtert, Klimaszenario II	0,8	0,1

wurde ein für die Bodenart geschätzter Wert von $1,6 \cdot 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$ angesetzt (SCHROEDER et al. 2001). Wie die Sensitivitätsanalysen zeigten, führt diese hohe Durchlässigkeit der Rekultivierungsschicht des Versuchsfeldes 2 zu einer starken Zunahme der Tiefensickerung (vgl. Anlage Abb. G42 und G44).

Die Betrachtung der Alterung einer Kombinationsdichtung des Typs DK II (Anlage Abb. H33 und Tab. H20), mit der Annahme von 100 Fehlstellen je Hektar Abdeckung in der Kunststoffdichtungsbahn und einer Erhöhung der Durchlässigkeit der Dichtungsschicht auf $5 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$ zeigt, daß trotz dieser Minderung der Abdichtungsqualität die Sickerung auf sehr niedrigem Niveau (1 mm im Mittel) verbleibt. Maximal wird hier eine Sickerung von 2,1 mm im Naßjahr prognostiziert; die hydraulische Wirksamkeit wird weiterhin durch die niedrige hydraulische Durchlässigkeit der Kunststoffdichtungsbahn bestimmt.

Wie für die Einschichtabdeckung dargestellt, führen die Prognosen der Klimaentwicklung auch für die Szenarien der gealterten Deponieabdeckungen zu geringeren Gesamtabflüssen (Anlage Abb. H30 und H34, Tab. H20). Die Sickerung der Dreischichtabdeckung sinkt hierdurch langfristig auf 135 mm, mit einem Maximum von 230 mm. Die schon unter rezenten Klimaverhältnissen sehr niedrige Sickerung der gealterten Abdeckung DK II sinkt unter den trockenen und warmen Bedingungen des Zeitraumes 2036–2055 auf $< 1 \text{ mm}$, mit einer maximalen Sickerung von 1,6 mm.

Auf Grundlage der HELP-Prognosen läßt sich ein erster *Vergleich der Sicker-raten* vornehmen (Tab. 5.14) und es kann folgendes *Zwischenfazit der Wasser-haushaltsmodellierung* gezogen werden:

- Für Einschicht- oder Zweischichtabdeckungen läßt sich anhand der HELP-Prognosen des Versuchsfeldes 2 zeigen, daß die mittleren Sicker-raten in das Haldenmaterial in einer engen Spannbreite von 73–108 mm bzw. 11,5–14,6 % liegen, wenn das Haldenmaterial dauerhaft die niedrigen K_s -Werte aufweist, wie sie aus den Ergebnissen der Versuchsan-lage Lichtenberg abgeleitet wurden. Wichtig für die Abflußbedingungen ist dabei das A_i - A_u -Verhältnis, welches durch die Relation von Drän-
kapazität der Rekultivierungsschicht und K_s -Wert des Haldenmaterials gesteuert wird.
- Für den Fall der Erhöhung der Durchlässigkeit im Haldenmaterial steigt die Sickerung deutlich an auf prognostizierte mittlere Werte zwischen 156–244 mm bzw. 24–33 %.
- Mit dem methodischen Ansatz des HELP-Modells ist die Kalibrierung und Validierung für das Versuchsfeld 2 prinzipiell möglich, eine Reihe verschiedener Aspekte schränkt jedoch sowohl die breitere Anwendung dieses Ansatzes auf die beiden anderen Versuchsfelder als auch die vertiefte Anwendung auf Szenarien der Vegetationsentwicklung ein, so daß die weitere Diskussion des Speicher- und Verdunstungsansatzes mit dem kombinierten HYDRUS_2D-Modell erfolgt.
- Standardabdeckungen des Typs Deponieklasse I zeigen unter rezenten Einbaubedingungen eine um den Faktor 2,5 reduzierte Sickerung im Ver-gleich zur Einschichtabdeckung; eine Alterung führt hier zu einer großen Zunahme der Sickerraten auf 180 mm.

Weitgehend ausgeschlossen wird die Sickerung durch die Kombinations-dichtung der Deponieklasse II, sowohl unter rezenten als auch im geal-
terten Zustand.

5.2.4 Ergebnisse der HYDRUS-Berechnungen

5.2.4.1 Kalibrierungs- und Validierungsergebnisse

Das HYDRUS_2D-Modell konnte erfolgreich für alle drei Versuchsabdeckun-gen der Felder 1–3 kalibriert und validiert werden. Wie für die HELP-Simula-tion erfolgte die Überprüfung anhand der hypodermischen Abflüsse im Win-terhalbjahr 2002/2003.

Für die jeweils dreimonatige Kalibrierungs- bzw. Validierungsperiode konn-te so der Abfluß mit hoher Übereinstimmung zur gemessenen Abflußganglinie nachgebildet werden, mit absoluten Abweichungen des Gesamtabflusses von –3,2 mm im VF 1, +12,6 mm im VF 2 und –0,2 mm im VF 3 in der Kalibrie-rungsperiode, und von –3,4 mm im VF 1, –12,5 mm im VF 2 und +0,5 mm im VF 3 in der Validierungsperiode (Tab. 5.15 und Anlage I10–I15; Anlage Abb. I31–I32, I41–I42 und I51–I52).

Tab. 5.15: Gemessene und mittels HYDRUS_2D simulierte Abflüsse für die Versuchsfelder 1–3 in den Kalibrierungs- und Validierungszeiträumen.

	Messung [mm]	HYDRUS_2D [mm]	Δ [mm]
VF 1 $\sum A_i$ (1.11.02–30.4.03)	79,8	73,1	–6,7
Kalibrierung	50,0	46,7	–3,2
Validierung	29,8	26,4	–3,4
VF 2 $\sum A_i$ (1.11.02–30.4.03)	148,2	148,3	+0,1
Kalibrierung	124,7	137,4	+12,6
Validierung	23,5	11,0	–12,5
VF 3 $\sum A_i$ (1.11.02–30.4.03)	92,8	93,0	+0,3
Kalibrierung	82,6	82,4	–0,2
Validierung	10,1	10,6	+0,5

Die absoluten Fehler für das Versuchsfeld 2 liegen damit in einer Größenordnung, wie sie auch durch die Kalibrierung des HELP-Modells erreicht wurden (Tab. 5.13), jedoch sind die mittleren Abweichungen der HYDRUS_2D-Simulation der Tagesabflüsse wesentlich geringer, mit einem mittleren absoluten Fehler MAE von $0,44 \text{ mm d}^{-1}$ (Kalibrierung) bzw. $0,16 \text{ mm d}^{-1}$ (Validierung). Die Korrelationskoeffizienten sind mit $0,89$ (Kalibrierung) bzw. $0,84$ (Validierung) jeweils hoch. Abb. 5.54 zeigt vergleichend die HELP- und HYDRUS_2D-Simulation im Kalibrierungs- und Validierungszeitraum sowie den gemessenen hypodermischen Abfluß. Sichtbar wird die bessere Abbildung kurzfristiger Abflußereignisse des HYDRUS_2D-Ansatzes, bei gleich hohem kumulativen Gesamtabfluß. Den gemessenen Abfluß im Spätwinter 2003 simulieren beide Modelle unbefriedigend – wahrscheinlich bedingt durch die besonderen Verhältnisse mit Bodenfrost im Februar 2003 sowie der nachfolgenden Auftauperiode im März (vgl. Anlage Abb. D1–D3). Eine Berücksichtigung von Bodeneis erfolgt im HYDRUS_2D-Modell nicht, in HELP mit einem vereinfachten Ansatz.

Die statistischen Werte der Anpassungen der HYDRUS_2D-Simulationen sind für das Versuchsfeld 1 im Kalibrierungs- und Validierungszeitraum und für das Versuchsfeld 3 im Validierungszeitraum etwas günstiger als für das Versuchsfeld 2; hier liegt die mittlere Abweichung MAE bei $0,20 \text{ mm d}^{-1}$ (VF 1) und $0,48 \text{ mm d}^{-1}$ (VF 3) in der Kalibrierungs- und bei $0,13 \text{ mm d}^{-1}$ (VF 1) und $0,03 \text{ mm d}^{-1}$ (VF 3) in der Validierungsphase. Die Korrelationskoeffizienten sind mit $0,74$ bzw. $0,72$ (Kalibrierung) und $0,97$ bzw. $0,96$ (Validierung) jeweils hoch.

Aus den Gesamtfehlern und den Tagesabweichungen läßt sich keine systematische Differenz der Anpassung von Messung und Modell zwischen Kalibrierungs- und Validierungszeitraum ableiten. Einer nahezu gleich hohen kumulativen Gesamtabweichung im VF 1 in beiden Zeiträumen stehen für das VF 2 jeweils eine Überschätzung des hypodermischen Abflusses im Kalibrierungs- und eine

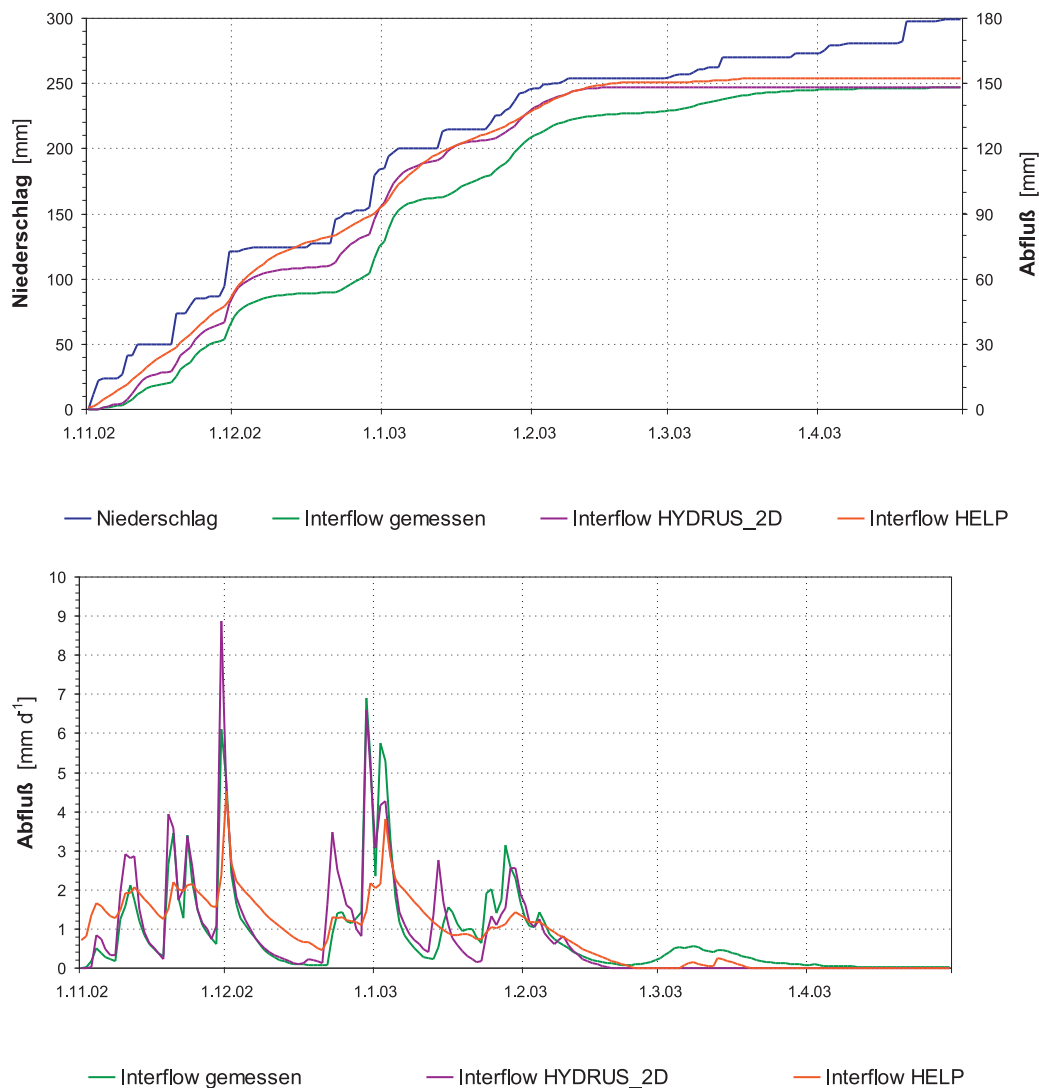


Abb. 5.54: Vergleich der HELP- und HYDRUS_2D-Simulationen des hypodermischen Abflusses, VF 2, im Kalibrierungs- und Validierungszeitraum.

Unterschätzung im Validierungszeitraum gegenüber, und umgekehrt eine Unterschätzung des Abflusses im Kalibrierungszeitraum und Überschätzung im Validierungszeitraum im VF 3 (in allerdings geringer Höhe). Die Tagesabweichungen im Validierungszeitraum sind auf allen drei Feldern um den Faktor 1,5 bis 16 geringer, die relative Abweichung jedoch aufgrund der niedrigen absoluten Höhe des Abflusses hoch (Anlage Abb. I28–I30).

Insgesamt wird für alle drei Versuchsfelder das Gütekriterium der Modellierung ($< 10\%$ Abweichung) für den Gesamtzeitraum 1.11.2002–30.4.2003 eingehalten, in allen Feldern auch für den dreimonatigen Kalibrierungszeitraum. Für die Versuchsfelder 1 und 2 übersteigt die Abweichung im Validierungszeitraum 10% , im VF 1 gering, im VF 2 (wie in der HELP-Kalibrierung) hoch.

Die Anlage Tab. I16 gibt einen Überblick über die während der Kalibrierung geänderten bodenphysikalischen Parameter im Vergleich zu den Feld- und Laborbestimmungen.

Die kalibrierte hydraulische Durchlässigkeit des Haldenmaterials liegt auf allen drei Versuchsabdeckungen im stark undurchlässigen Bereich, mit $1,4 \cdot 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ auf den Versuchsfeldern 1 und 2, und $3,5 \cdot 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ im VF 3. Der Wert des VF 2 liegt damit noch unter dem in der HELP-Kalibrierung ermittelten K_s -Wert von $5,4 \cdot 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$. Die aus den Feldmessungen in Kap. 5.1.4.2 abgeleiteten Aussagen zur hydraulischen Wirkung des Haldenmaterials als stauende Grenzschicht unter der Abdeckung werden damit (wie durch die HELP-Berechnung) durch die HYDRUS_2D-Simulation bestätigt und gestützt.

Für die Dichtungsschicht des Versuchsfeldes 1 wurde in der Kalibrierung ein K_s -Wert von $1,0 \cdot 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ ermittelt. Dieser Wert liegt nur geringfügig (um den Faktor 1,2) oberhalb des Medians der Laborbestimmung.

Während für das Haldenmaterial und das Substrat der Dichtungsschicht im VF 1 nur die K_s -Werte während der Kalibrierung angepaßt wurden, die Parameter der $\theta(\psi)$ -Funktion nach Prüfung jedoch konstant gehalten werden konnten, erfolgte für die Rekultivierungsschichtsubstrate auf allen drei Feldern zusätzlich eine Anpassung der $\theta(\psi)$ -Funktion anhand der VAN GENUCHTEN-Parameter α und n . Die Parameter θ_r und θ_s konnten unverändert aus der Laborbestimmung übernommen werden.

Im VF 1 wurde α um den Faktor 2 erhöht und n um 0,2 erniedrigt; im VF 2 wurde α ebenso um den Faktor 2 erhöht bei konstantem n und im VF 3 wurde α um den Faktor 3,5 erhöht bei gleichzeitiger Zunahme von n um 0,1.

Damit verlaufen die $\theta(\psi)$ -Funktionen steiler als die mittleren Funktionen der Laborbestimmungen (Anlage Abb. I19–I21). Die nutzbare Feldkapazität nimmt im VF 1 um 2,3 mm ab, im VF 2 um 0,7 mm geringfügig zu und im VF 3 durch die große Erhöhung von α erheblich um 7,6 mm zu.

Die in der Kalibrierung bestimmten K_s -Werte der Substrate der Rekultivierungsschichten weichen in hohem Maße von den Feld- und Laborbestimmungen ab. Insbesondere für die obersten Dezimeter der Rekultivierungsschicht mußten um den Faktor 2–200 höhere Durchlässigkeiten angenommen werden als die Laborbestimmungen aus dem Jahr 2000 zeigten (Einbauzustand). Die bereits oben getroffenen Aussagen zur Auflockerung des Oberbodens werden damit durch die HYDRUS_2D-Kalibrierung bestätigt. Zudem mußte auf allen drei Versuchsfeldern eine anisotrope Verteilung der K_s -Werte in der Rekultivierungsschicht angesetzt werden (Anlage Abb. I3, I9 und I15), mit um den Faktor 1,5–100 höheren horizontalen, parallel zum Hang geneigten hydraulischen Durchlässigkeiten gegenüber den vertikalen, senkrecht zur Hangneigung gerichteten.

Auf dem VF 1 wurde für die oberen 20 cm der Rekultivierungsschicht ein vertikaler K_s -Wert von $2,9 \cdot 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$ in der Kalibrierung bestimmt, und eine um den Faktor 100 erhöhte horizontale Durchlässigkeit von $2,9 \cdot 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$. Für die unteren Lagen der Rekultivierungsschicht wurde sowohl die vertikale als auch die horizontale Durchlässigkeit mit $3,5 \cdot 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$ kalibriert. Diese K_s -Werte liegen um den Faktor 2 unterhalb des Medians der Bestimmung nach DIN 18130, und innerhalb der Spannweite der Bestimmungen mittels Guelph-

Permeameter. Das Verhältnis der K_s -Werte der Rekultivierungsschicht, in welcher der hypodermische Schichtabfluß auf der Dichtungsschicht auftritt, und der Dichtungsschicht beträgt damit 350.

Für das Substrat der Zwischenabdeckung bzw. der Rekultivierungsschicht des Versuchsfeldes 2 wurde für die oberen 20 cm ein vertikaler K_s -Wert von $6,9 \cdot 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$ in der Kalibrierung bestimmt, und eine um den Faktor 2 erhöhte horizontale Durchlässigkeit von $1,4 \cdot 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$. Für die unteren Lagen der Rekultivierungsschicht im VF 2 und der Zwischenabdeckung unterhalb der Dichtungsschicht im VF 1 wurde sowohl die vertikale als auch die horizontale Durchlässigkeit mit $1,2 \cdot 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$ kalibriert. Diese K_s -Werte liegen um den Faktor 200 oberhalb des Medians der Bestimmung nach DIN 18130, und um den Faktor 10 bis 80 oberhalb der Spannweite der (stark streuenden) Bestimmungen mittels Guelph-Permeameter. Das Verhältnis der K_s -Werte der Rekultivierungsschicht des VF 2, in welcher der tiefere hypodermische Schichtabfluß auftritt, und des liegenden Haldenmaterials ist mit 860 gegenüber dem VF 1 wesentlich höher.

Für das Substrat der Zwischenabdeckung des Versuchsfeldes 3 wurde eine deutlich niedrigere Durchlässigkeit kalibriert, mit einem K_s -Wert von $3,5 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$ wurde nahezu die Laborbestimmung reproduziert. In diesem Versuchsfeld wurde auch in tiefen Lagen der Zwischenabdeckung bzw. der Rekultivierungsschicht eine anisotrope Verteilung der hydraulischen Durchlässigkeit kalibriert, mit einer um den Faktor 1,5 höheren horizontalen Durchlässigkeit von $5,25 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$. Das Verhältnis der K_s -Werte der Zwischenabdeckung des VF 3, in welcher der tiefe hypodermische Schichtabfluß auftritt, und des liegenden Haldenmaterials ist mit 10 gegenüber dem VF 1 und 3 sehr niedrig.

Für die oberen 20 cm der Rekultivierungsschicht wurde ein vertikaler K_s -Wert von $5,8 \cdot 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$ bestimmt, und eine um den Faktor 100 erhöhte horizontale Durchlässigkeit von $5,8 \cdot 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$. In den unteren Lagen der Rekultivierungsschicht liegt die vertikale Durchlässigkeit bei $9,3 \cdot 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$, die vertikale um den Faktor 1,5 höher bei $1,4 \cdot 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$. Diese K_s -Werte liegen um den Faktor 2 bis 12 unterhalb des Medians der Laborbestimmung, und innerhalb der Spannweite der Bestimmungen mittels Guelph-Permeameter.

Neben den genannten Parametern zur Beschreibung der bodenphysikalischen Eigenschaften der Substrate wurde als weiteres Kalibrierungsergebnis die relative Wurzelverteilung im Oberboden bestimmt. Die Wurzelverteilung wurde in den Kalibrierungsläufen in Tiefen von 5–30 cm variiert. Im Ergebnis wurde für alle drei Felder eine gestufte Verteilung angenommen, mit einer relativen Wurzeldichte von 1 in den obersten 10 cm, und von 0,5 in einer Tiefe von 10–20 cm (Anlage Abb. I4, I10 und I16). Tiefer reichende Wurzelverteilungen wurden in den Szenarien der Vegetationsentwicklung angesetzt.

5.2.4.2 Ergebnisse der Prognosen

Mittels der kalibrierten HYDRUS_2D-Modellansätze der Ein- und Zweischichtabdeckungen des Typs „Speicher- und Verdunstungsprinzip“ der Versuchsanlage Lichtenberg wurde der Wasserhaushalt im Untersuchungszeitraum

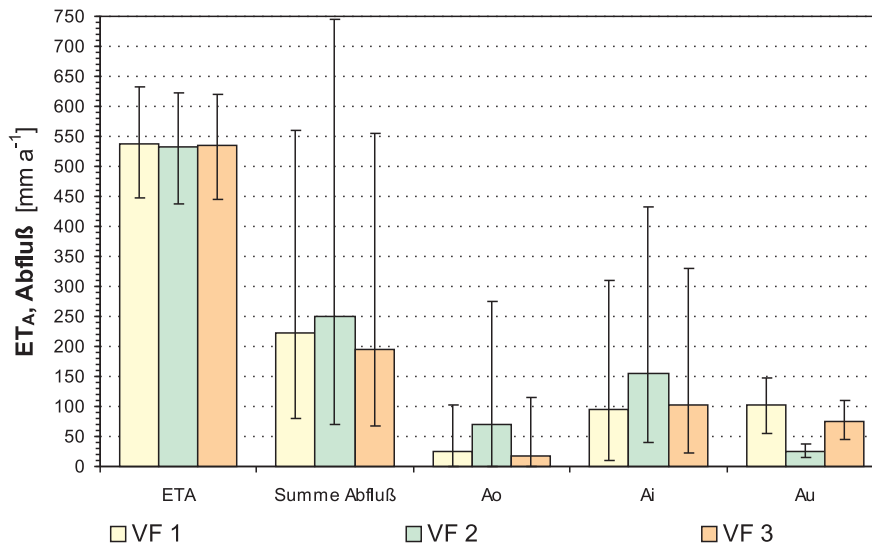


Abb. 5.55: Mittlerer Wasserhaushalt sowie Jahresminima und -maxima der validierten HYDRUS_2D-Modelle der Versuchsfelder 1–3, langjährige Reihe 1970–1999.

sowie für die langjährige meteorologische Reihe (1970–1999) berechnet (Abb. 5.55 und 5.56, Anlage Abb. I33–I34, I43–I44, I53–I54 sowie Tab. I17 und I18).

Im langjährigen Mittel beträgt für alle drei Abdeckungen die aktuelle Verdunstung zwischen 532 und 539 mm bzw. 72,0 und 72,9 %, bei einem mittleren Jahresniederschlag von 739 mm und einer mittleren potentiellen Verdunstung von 658 mm (ET_P nach PENMAN-MONTEITH: Grasvegetation, vgl. Tab. 5.1). Die Minima der Jahressummen der ET_A liegen bei 438–448 mm und treten in den Trockenjahren 1976, 1982 und 1991 auf; die Maxima betragen 621–633 mm in dem Naßjahr 1995. Die Verdunstungsraten unterscheiden sich damit zwischen den drei Abdeckungen nur geringfügig, weder in den mittleren Verhältnissen, noch in den Minima oder Maxima.

Die Gesamtabflüsse sind folglich auf allen drei Versuchsfeldern ähnlich hoch und liegen bei 196–250 mm. Deutlich differenziert sind jedoch die Fließverhältnisse in den Abdeckungen aufgrund der unterschiedlichen Substrateigenschaften und der Schichtabfolge, resultierend in differenzierten Abflußanteilen des Oberflächenabflusses sowie vor allem des Verhältnisses von hypodermischem Abfluß zur vertikalen Tiefensickerung.

Der *Oberflächenabfluß* erreicht in der langjährigen Prognose nur in der geringmächtigen Abdeckung des Versuchsfeldes 2 höhere Werte von 69 mm bzw. 9 %; für die Abdeckungen im VF 1 und 3 werden um den Faktor 2–3 geringere Abflüsse von 25 mm bzw. 3 % und 18 mm bzw. 2 % prognostiziert. Maximal wird auf dem VF 2 ein Abfluß von 276 mm bzw. 23 % im Naßjahr 1981 ausgewiesen; in diesem Jahr tritt auch der maximale Tagesabfluß von 109 mm bei einem Tagesniederschlag von 127 mm auf.

Der höhere A_o im VF 2 wird durch die langen Zeiträume mit hoher Sättigung und Staunässe im Rekultivierungsschichtsubstrat hervorgerufen. Da Abflußer-

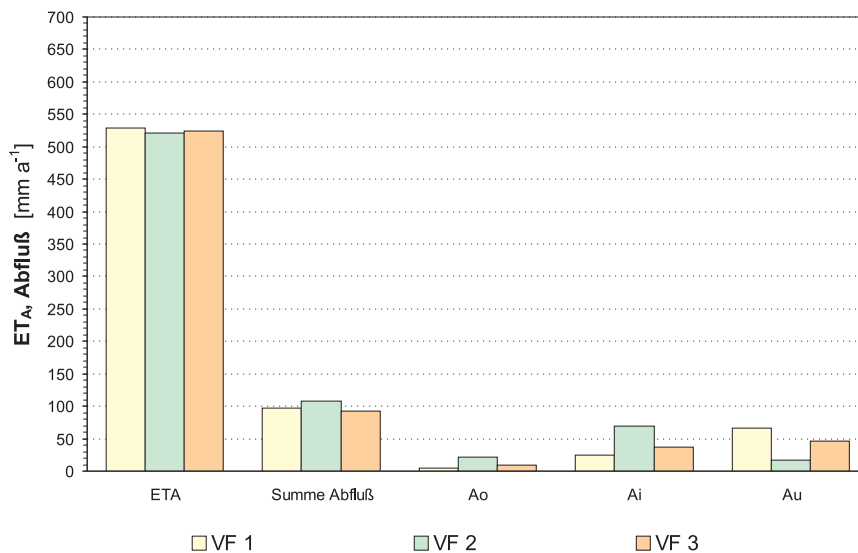


Abb. 5.56: Mittlerer Wasserhaushalt sowie Jahresminima und -maxima der validierten HYDRUS_2D-Modelle der Versuchsfelder 1–3 im Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004.

eignisse des Typs „Return-Flow“ an der oberen Grenze des HYDRUS_2D-Modellgitters nicht berücksichtigt werden, ist dieser Wert als untere Grenze des tatsächlich auftretenden Oberflächenabflusses zu sehen. Wie die Feldergebnisse des VF 2 zeigten (Kap. 5.1.4.1), ist zumindest am Unterhang mit höheren Oberflächenabflüssen zu rechnen aufgrund des Wiederaustritts von oberflächennah fließendem hypodermischem Abfluß.

Für den Oberflächenabfluß liegen kontinuierliche Meßreihen des Untersuchungszeitraums vor (vgl. Tab. 5.2), so daß hier ein Vergleich mit der Prognose des (am hypodermischem Abfluß kalibrierten) HYDRUS_2D-Ansatzes möglich ist. Der mittlere jährliche A_o wird durch die Simulation auf dem VF 1 um 6 mm und auf dem VF 2 um 14 mm unterschätzt, auf dem VF 3 um 2 mm überschätzt. Vergleicht man die kumulativen Verläufe (Abb. 5.22 sowie Anlage I33, I43 und I53), so zeigt sich, daß die Übereinstimmung von Messung und Simulation für eine Reihe von Abflußereignissen niedrig ist. So wurden bei dem Starkniederschlagsereignis im August 2002 auf den Meßstellen VF 1 und 3 nur geringe Oberflächenabflüsse gemessen – durch HYDRUS_2D wurde hier jedoch ein A_o von 16 (VF 1) bzw. 13 mm (VF 3) ausgewiesen. Dieser beobachtete Rückgang der Bedeutung des Oberflächenabflusses auf dem Versuchshang kann im HYDRUS_2D-Ansatz innerhalb einer Simulation nicht berücksichtigt werden, da die bodenphysikalischen Eigenschaften als zeitlich konstant gesetzt werden.

Als Fazit ist festzustellen, daß die Fließverhältnisse auf bzw. im Bereich der Bodenoberfläche auch durch das HYDRUS_2D-Modell nur näherungsweise zu prognostizieren sind. Auch der HELP-Ansatz konnte den A_o nur kumulativ, nicht jedoch für Einzelereignisse mit höherer Genauigkeit prognostizieren (vgl. Kap. 5.2.3.2). Wichtige Eigenschaften und Prozesse, welche den Oberflächenabfluß der Abdeckung steuern, werden weder im HELP-, noch im HYDRUS_2D-Ansatz berücksichtigt – aber auch die zum Vergleich herangezogenen Messun-

gen des A_o sind mit methodischen Schwächen belastet (vgl. Diskussion in Kap. 4.2.2.3).

Eine verbesserte Prognose des Oberflächenabflusses wäre bei Berücksichtigung folgender Eigenschaften der Bodenoberfläche und hydraulischer Prozesse denkbar:

- *Mikromorphologie der Bodenoberfläche*: Die Furchenstruktur der Bodenoberfläche führt zur Zwischenspeicherung von A_o in Mulden, aus denen über längere Zeit Oberflächenwasser infiltrieren kann. Der A_o wird damit geringer, die Infiltration höher als der Modellansatz mit einer ebenen Bodenoberfläche prognostiziert.
- *Makroporenfluß*: Wie z.B. die Abb. 5.23 zeigte, sind zumindest temporär auf der Bodenoberfläche austrocknungsbedingte Rißsysteme ausgebildet. Zudem zeigten die Ergebnisse der K_s -Messungen, daß die Bodenoberfläche Zeichen einer beginnenden Gefügebildung aufweist mit einer deutlichen Zunahme des oberflächennahen K_s -Wertes. Die $\theta(\psi)$ -Funktion des Rekultivierungsschichtsubstrates ist damit bimodal zu parametrisieren, der Wasserfluß als Matrix- und Makroporenfluß zu simulieren. Der oberflächennahe Makroporenfluß führt zur erhöhten Infiltration, geringerem A_o und höherem oberflächennahen A_i als im rein matrixflußbasierten Modellansatz.
- *Return-Flow*: Die beobachteten Return-Flow-Ereignisse sind in der oberen Modellgrenze als mögliche Wiederaustritte des hypodermischen Abflusses zu simulieren. Der A_o erhöht sich hierdurch gegenüber dem im Modellansatz berücksichtigten Abfluß, welcher nur durch Infiltrations- und Sättigungsüberschuß hervorgerufen wird.

Für die Fragestellung der Beurteilung des Wasserhaushaltes der verschiedenen Abdecksysteme wird die hier vorgelegte mittlere Prognose des Oberflächenabflusses als hinreichend genau beurteilt, zudem der relative Anteil des A_o in den untersuchten Szenarien der Boden- und Vegetationsentwicklung sowie der Klimaszenarien zunehmend an Bedeutung verliert.

Der *hypodermische Abfluß* in der Rekultivierungsschicht beträgt in den Abdeckungen der Versuchsfelder 1 und 3 jeweils ca. 43–53 % des Gesamtabflusses, auf dem VF 1 95 mm, auf dem VF 3 103 mm im langjährigen Mittel. In dem Trockenjahr 1991 werden hier weniger als 20 mm A_i prognostiziert, im Naßjahr 1981 steigt der A_i dagegen auf Werte > 300 mm an.

Die *Sickerung* durch die Dichtungsschicht bzw. in das Haldenmaterial liegt etwa in der gleichen Größenordnung mit 102 mm für das VF 1 und 76 mm für das VF 3; der Abfluß in großer Tiefe³⁴ verläuft jedoch wesentlich gedämpfter, so daß hier die minimalen Abflüsse bei 44–55 mm und die maximalen Sickerungen bei 109–148 mm liegen.

Die Tiefensickerung im VF 1 spaltet sich, wie auch die Messungen gezeigt hatten (vgl. Kap. 5.1.4.2–5.1.4.3), in einen tiefen hypodermischen Abfluß auf

³⁴ Modellunterkante in 5 m Tiefe uGOK.

dem Haldenmaterial, und eine vor allem vertikal gerichtete Sickerung im Haldenmaterial selbst auf. Da das Haldenmaterial als homogenes, isotropes Substrat parametrisiert wurde, überwiegt hier der vertikale Abfluß – tatsächlich ist hier jedoch ebenso von anisotropen Verhältnissen und einem höheren Anteil an hypodermischen Abfluß auszugehen, wie die Diskussion der Versuchsfelderergebnisse des VF 2 (vgl. S. 165) zeigte. Für die Fragestellung der Bewertung der hydraulischen Wirksamkeit der Oberflächenabdeckung sind diese tiefen Fließwege jedoch unbedeutend – für den Wasserhaushalt der Endabdeckung steht dieses Bodenwasser nicht mehr zur Verfügung.

Ein höherer hypodermischer Abfluß wurde für die Abdeckung des Versuchsfeldes 2 ausgewiesen, mit 155 mm im langjährigen Mittel bzw. 21 %, minimalen Abflüssen im Trockenjahr von 41 mm und maximalen Abflüssen im Naßjahr 1981 von 433 mm.

Entsprechend niedrig ist hier die vertikale Tiefensickerung in das Haldenmaterial; mit 26 mm liegt sie bei nur 3,5 % des jährlichen mittleren Niederschlages und damit um den Faktor 3–4 niedriger als die Sickerung der Abdeckungen der Versuchsfelder 1 und 3. Auch die maximale Sickerung im Jahr 1981 mit 37 mm liegt unter den mittleren und minimalen A_u -Raten im VF 1 und 3.

Dieses Ergebnis der Prognose des Wasserhaushaltes ist insofern überraschend, als die kalibrierten K_s -Werte der obersten dichtenden Schicht, im Aufbau der Abdeckungen der Versuchsfelder also der Dichtungsschicht bzw. des Haldenmaterials, für alle drei untersuchten Varianten im undurchlässigen Bereich liegen, mit der geringsten Durchlässigkeit der Dichtungsschicht im VF 1 von $1,0 \cdot 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$.

Steuernder Regelparameter ist, wie schon in der Sensitivitätsanalyse mittels HELP gezeigt (Kap. 5.2.3.1), das Verhältnis der K_s -Werte von dränender und dichtender Schicht. Prüft man die Sensitivität beider Durchlässigkeiten im Bereich der mit HYDRUS kalibrierten K_s -Werte (hier wiederum mit HELP durchgeführt), so zeigt sich (Anlage Abb. I22–I27), daß die Dränkapazität der Rekultivierungsschichten der Abdeckungen im VF 1 und 3 so gering ist, daß selbst bei niedrigen Durchlässigkeiten der dichtenden Schicht von $1,0 \cdot 10^{-9}$ (VF 1) bzw. $3,5 \cdot 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ (VF 3) die Sickerung hoch bleibt – um den Faktor 2 höher als eine Dreischichtabdeckung mit einer Dränschicht mit ausreichender Dränkapazität (vgl. Tab. 5.14, Abdeckung Typ Deponieklasse I: mittlere Sickerung 44 mm). Erst mit höheren Durchlässigkeiten im Bereich von $1,2 \cdot 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$ des Rekultivierungsschichtsubstrates der Abdeckung im Versuchsfeld 2 steigt der hypodermische Abfluß deutlich an, so daß die unteren Lagen der Rekultivierungsschicht schneller entwässern, der auf der dichtenden Schicht lastende Gradient sinkt und die Sickerung in das Haldenmaterial spürbar abnimmt.

Vergleicht man die Dränkapazitäten der drei Rekultivierungsschichtsubstrate (Abb. 5.57 unten), so zeigt sich, daß der hypodermische Abfluß erst bei K_s -Werten $> 1 \cdot 10^{-6}$ im VF 1 und 2 und bei $> 5 \cdot 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$ im VF 3 überwiegt. Selbst bei Durchlässigkeiten von $1 \cdot 10^{-10} \text{ m s}^{-1}$ der dichtenden Schicht würde der relative Anteil der Durchsickerung in der Zweischichtabdeckung ca.

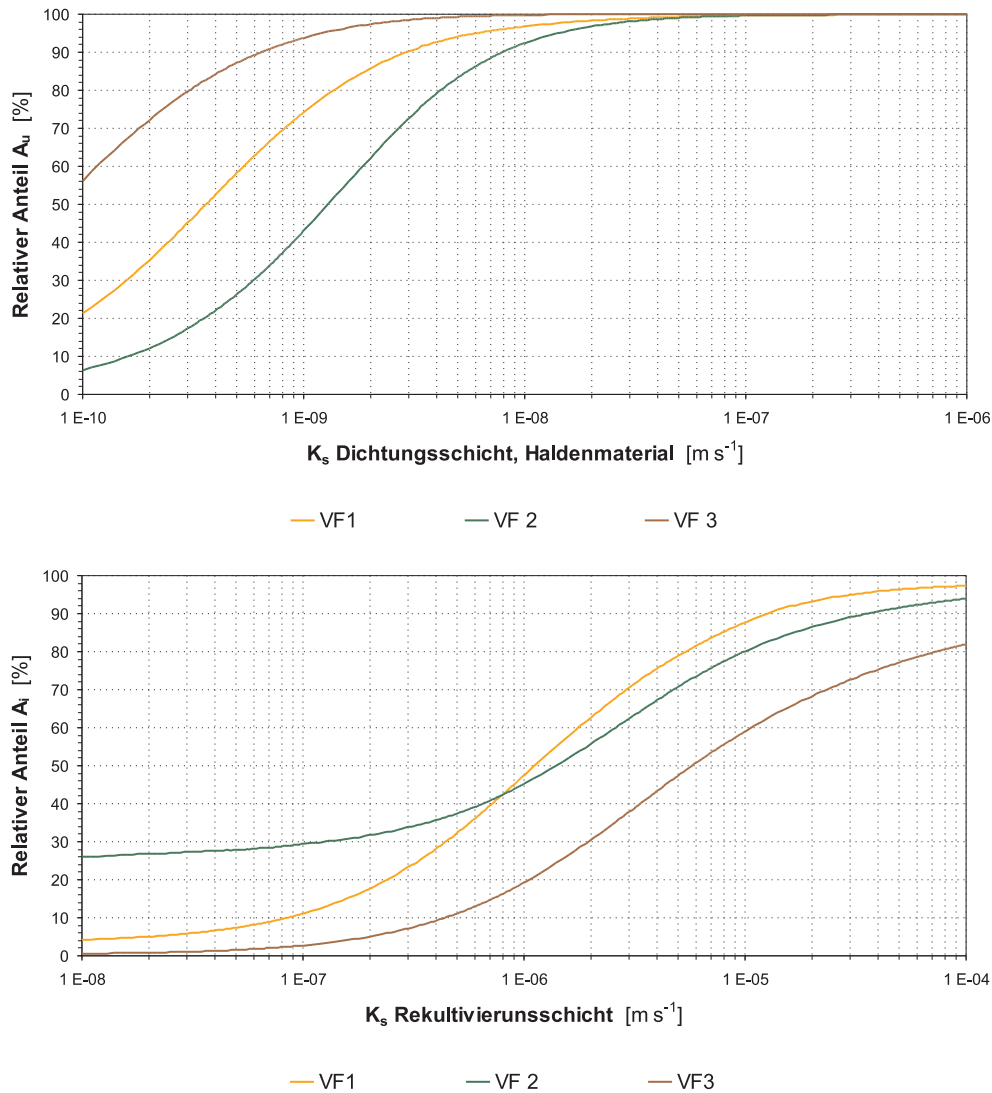


Abb. 5.57: Sensitivitätsuntersuchung mittels *HELP* zum Verhältnis von hypodermischen Abfluß und Tiefensickerung (relativer Anteil am Gesamtabfluß von A_i und A_u), VF 1–3 bei Annahme der bodenphysikalischen Parameter der *HYDRUS_2D*-Kalibrierung.

Oben: Sickerung durch die Dichtungsschicht (VF 2 und 3: Dichtungsschicht aus Haldenmaterial) bei Variation des K_s -Wertes der Dichtungsschicht.

Unten: Hypodermischer Abfluß bei Variation des K_s -Wertes der Rekultivierungsschicht.

20 % ausmachen, in der höhermächtigen Einsichtabdeckung sogar über 50 % (Abb. 5.57 oben).

Dieses Ergebnis der Wasserhaushaltsprognose ist von großer Bedeutung hinsichtlich der Bewertung der Ergebnisse des Versuchsfeldes 1. In den Kap. 5.1.3 und 5.1.4.2 wurden größere Sickerwasserbewegungen unterhalb der Dichtungsschicht diskutiert, sowie die Frage einer möglichen Schädigung der Dichtungsschicht mit Erhöhung der hydraulischen Durchlässigkeit. Aus den Ergebnissen der Simulationen und Sensitivitätsprüfungen wird deutlich, daß es dieser (mög-

licherweise zusätzlich vorhandenen) Schädigung nicht bedarf, sondern daß die beobachteten und simulierten Fließverhältnisse durch den Schichtaufbau des Zweischichtsystems, die Substratparameter der Rekultivierungsschicht sowie durch die geringe Neigung des Versuchshanges immanent bedingt sind.

Auch eine dauerhaft den Einbaukriterien entsprechende Zweischichtabdeckung des Typs VF 1 wird eine mittlere Sickerung an der Unterkante der Abdeckung von ca. 100 mm und damit $> 10\%$ aufweisen. Nur bei einer höheren Dränkapazität der Rekultivierungsschicht (durch ein höheres Porenvolumen, höhere Durchlässigkeit oder höhere Hangneigung, vgl. Ergebnisse der Sensitivitätsuntersuchungen zum Dränabfluß, Kap. 5.2.3.1) sind Sickerraten < 100 mm im Zweischichtsystem unter den gegenwärtigen hydrometeorologischen Verhältnisse zu erwarten.

Wie schon in der HELP-Simulation prognostiziert, werden auch in den HYDRUS_2D-Prognosen des wärmeren und trockeneren Untersuchungszeitraums mit 521–530 mm etwas niedrigere Verdunstungsraten gegenüber dem langjährigen Durchschnitt berechnet (Tab. 117), relativ ist die Verdunstung aber höher mit Anteilen von 86–88 %. Die Abflüsse sind deutlich erniedrigt, der hypodermische Abfluß liegt zwischen 25 und 69 mm und damit im Versuchsfeld 2 um 86 mm unter dem langjährigen Mittel. Die Sickerung ist in den Abdeckungen VF 1 und 3 mit hohen mittleren Werten deutlich reduziert, um 36 mm auf dem VF 1 und um 29 mm auf dem VF 3; die geringe Sickerung im VF 2 geht nochmal um 8 mm zurück. Die relative Sickerung beträgt damit 11,0 % auf dem VF 1, 2,9 % auf dem VF 2 und 7,6 % auf dem VF 3.

Die prognostizierte Spannweite der mittleren Sickerraten in das Haldenmaterial von 26–102 mm liegt im unteren Bereich der zu erwartenden Grundwasserneubildung im Untersuchungsraum (< 50 mm bis ca. 150 mm, BMU 2003); die Sickerwasserrate aus A_i und A_u mit Werten zwischen 183 und 198 mm liegt dem für diese Region in BMU angegebenen Wert von ca. 200 mm sehr nahe.

Vergleicht man das Prognoseergebnis der geringmächtigen Einschichtabdeckung VF 2 der HYDRUS_2D-Simulation mit den Ergebnissen der HELP-Berechnungen (S. 197ff), so zeigt sich, daß die prognostizierten Oberflächen- und hypodermischen Abflüsse relativ gering (um 23 bzw. 25 mm) abweichen, jedoch durch das HELP-Modell eine wesentlich niedrigere Verdunstung (405 gegenüber 532 mm) und entsprechend höhere Sickerung (108 gegenüber 26 mm) ausgewiesen wird. Neben den sich etwas unterscheidenden Ergebnissen der Kalibrierung (z.B. K_s -Wert Haldenmaterial, HELP: $5,4 \cdot 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$, HYDRUS_2D: $1,4 \cdot 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$) sind vor allem methodische Aspekte für diese Unterschiede verantwortlich. Die methodischen Ansätze des HELP-Modells wurden bereits oben kritisch diskutiert; in diesem Vergleich zeigt sich erneut, daß die Speicher- und Verdunstungswirkung einer Einschichtabdeckung nur unzureichend mit dem HELP-Ansatz simuliert werden kann. Kritisch ist vor allem die erzwungene Trennung in verdunstungswirksame und dränende Schichttypen bzw. Lagen der Rekultivierungsschicht, so daß z.B. im Fall der geringmächtigen Abdeckung der evapotranspirative Entzug im HELP-Modell auf die obersten 90 cm der Abdeckung limitiert werden mußte. Erst der zweidimensio-

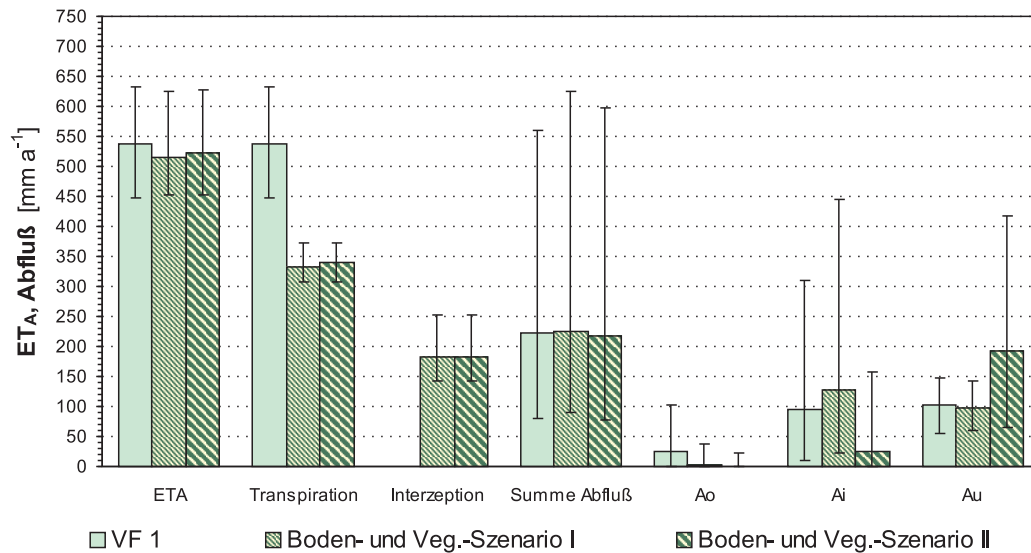


Abb. 5.58: Mittlerer Wasserhaushalt sowie Jahresminima und -maxima des validierten HYDRUS_2D-Modells Versuchsfeld 1 (VF 1: Referenzszenario Einbauzustand, Grasvegetation) und Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien I und II, meteorologische Reihe 1970–1999.

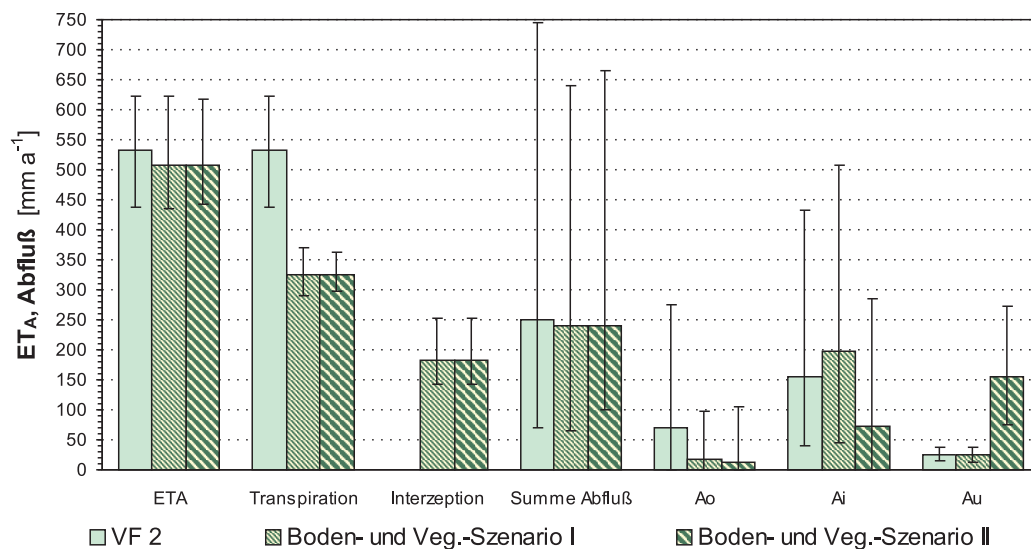


Abb. 5.59: Mittlerer Wasserhaushalt sowie Jahresminima und -maxima des validierten HYDRUS_2D-Modells Versuchsfeld 2 (VF 2: Referenzszenario Einbauzustand, Grasvegetation) und Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien I und II, meteorologische Reihe 1970–1999.

nale Ansatz des HYDRUS_2D-Modells mit der Berücksichtigung sowohl von hypodermischem Sickerwasser in der Rekultivierungsschicht als auch der tiefgreifenden Austrocknung des Profils bis in das Haldenmaterial spiegelt die auf dem Versuchshang angetroffenen komplexen Verhältnisse wider.

Die in den Szenarienrechnungen berücksichtigten Prozesse der Alterung der Abdecksysteme, der Vegetationsentwicklung eines Nadelwaldes sowie der zukünftigen Klimaentwicklung (vgl. Kap. 4.4.8) führen einerseits zu veränderten

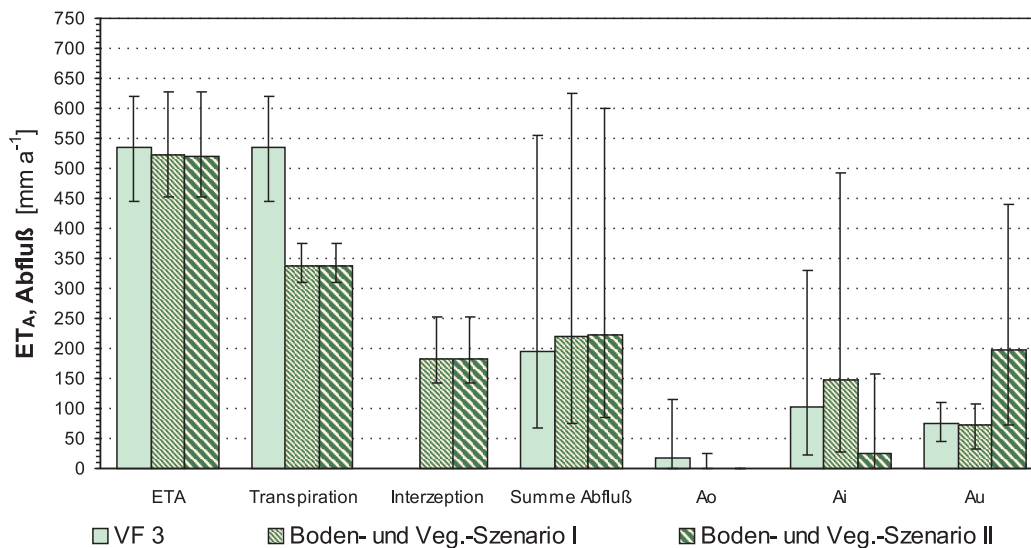


Abb. 5.60: Mittlerer Wasserhaushalt sowie Jahresminima und -maxima des validierten HYDRUS_2D-Modells Versuchsfeld 3 (VF 3: Referenzszenario Einbauzustand, Grasvegetation) und Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien I und II, meteorologische Reihe 1970–1999.

Verdunstungsverhältnissen, andererseits zu veränderten Gesamtabflüssen und Abflußanteilen, mit einer Verschiebung der A_o - A_i - und A_i - A_u -Verhältnisse.

Die in den Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien I und II (Abb. 5.58–5.60, Anlage Tab. I19, I22 und I25, Anlage Abb. I35–I36, I45–I46 und I55–I56) simulierte Alterung der Abdeckung, mit der Annahme einer zunehmenden Durchwurzelung der Rekultivierungsschicht und Bodenauflockerung der Abdeckung (in den Szenarien I) sowie der dichtenden Schicht (in den Szenarien II) durch den aufwachsenden Nadelwald, führt zu insgesamt geringfügig niedrigeren Gesamtraten der aktuellen Verdunstung von 508–522 mm bzw. 69–71 % gegenüber dem langjährigen Mittel der mit einer Grasvegetation bewachsenen Abdeckung. Die mittlere Transpiration des Kiefernbestandes liegt zwischen 325 und 340 mm und macht ca. 65 % der Gesamtverdunstung aus; 35 % bzw. 183 mm der ET_A werden durch die Interzeption des Bestandes gebildet (Ergebnis des GASH-Interzeptionsmodells). Die potentielle Transpiration des Nadelwaldbestandes beträgt nach PENMAN-MONTEITH (Gl. 4.35, Parametrisierung Kiefer) 359 mm im Zeitraum 1970–1999; sie liegt damit um fast 300 mm unter der potentiellen Grasverdunstung aufgrund der höheren Stomatawiderstände.

Der durch die Interzeption um 183 mm erniedrigte Bestandsniederschlag sowie die um den Faktor 10 erhöhte hydraulische Durchlässigkeit der Bodenoberfläche führt auf allen drei Abdeckungen zu einem starken Rückgang des Oberflächenabflusses auf Werte von < 1 % auf dem VF 1 und 3 und auf 2 % auf dem VF 2. Der A_o ist auf den bewaldeten Abdeckungen mit zunehmender Gefügebildung im Oberboden, welche wie in Kap. 5.1.4.1 und 5.1.4.2 beschrieben zur Verschiebung des A_o - A_i -Verhältnisses führt, für den mittleren Wasserhaushalt unbedeutend. Nur für das Naßjahr 1981 werden höhere Abflüsse berechnet,

mit Abflüssen von 38 bzw. 22 mm im VF 1, 97 bzw. 106 mm im VF 2 und 24 bzw. 1 mm im VF 3 (jeweils Szenarien I und II). Der maximale Tagesabfluß beträgt dabei auf dem Versuchsfeld 2 im August 1981 82 mm, bei einem Niederschlagsereignis von 127 mm (Freilandniederschlag).

In den Szenarien I der Bodenentwicklung mit konstanter Dichtwirkung der Dichtungsschicht im VF 1 bzw. des Haldenmaterials im VF 2 und 3 wird eine Zunahme des hypodermischen Abflusses prognostiziert, welcher ungefähr der Größenordnung der Abnahme des Oberflächenabflusses entspricht. Der A_i steigt damit auf Werte zwischen 127 und 198 mm bzw. 17–27 %; maximal wird im VF 2 ein Abfluß von 507 mm und damit 42 % im Naßjahr 1981 prognostiziert. Die Maxima nehmen überproportional zu, das Maximum des hypodermischen Abflusses liegt im VF 2 um 74 mm oberhalb des Wertes des Einbauzustandes im Naßjahr 1981.

Ein wichtiges (und unerwartetes) Ergebnis der Prognose der Szenarien der Vegetationsentwicklung eines Kiefernwaldes auf der Abdeckung ist die nahezu unveränderte Sickerrate an der Unterkante aller drei Abdeckungen, trotz in hohem Maße abweichenden Annahmen zur Verdunstung und Durchwurzelung. Auf dem Zweischichtsystem VF 1 werden im Mittel 97 mm und damit 5 mm weniger Sickerung als im Einbauzustand berechnet, auf dem Einschichtsystem VF 2 26 mm und damit eine unverändert niedrige Sickerrate, und auf dem Einschichtsystem VF 3 73 mm und damit eine ebenfalls nur geringfügig, um 3 mm niedrigere Sickerung ausgewiesen. Auch die Minima und Maxima weichen nur unwesentlich von den Werten des Einbauzustandes ab.

Ursache für die an der Unterkante der Abdecksysteme unveränderten Fließverhältnisse ist, daß die Gesamtentzüge aus der Abdeckung nahezu gleich sind (vgl. die ET_A -Raten), auch wenn sich die Verdunstung im Fall des Kiefernwaldes aus einem Transpirations- und Interzeptionsanteil zusammensetzt. Die tiefere Durchwurzelung von ca. 0,5 m führt nicht zu spürbar höheren Gesamtentzügen.

Die ähnlich hohen Summen der aktuellen Verdunstung zeigen, daß die Gesamthöhe der aktuellen Verdunstung, neben den limitierenden Bodenfaktoren, vor allem eine Funktion des meteorologischen Energiedargebots ist, und nicht durch einen grundsätzlich verschiedenen Energieumsatz von Gras- oder Kiefernvegetation am Standort geprägt ist. Der Anteil der Tiefsickerung wird damit vom Energiedargebot (Höhe der potentiellen Verdunstung) und vom Energieumsatz (Verhältnis von potentieller zu aktueller Verdunstung) sowie der Abflußanteile untereinander gesteuert.

Der kombinierte Interzeptions- und Transpirationsansatz, in dem zu Zeiten nasser Blatt- bzw. Nadeloberflächen die Interzeptionsverdunstung angesetzt und bei trockenen Oberflächen die potentielle ET_P des Nadelwaldes aufgrund der Widerstandsparameter zur ET_A reduziert wird, führt im Modell zu einem in etwa gleich hohen Energieumsatz von Kiefernwald und Grasvegetation (vgl. Tab. 5.16 und Abb. 5.61, ET_A Grasvegetation und Summe aus Interzeption und Transpiration des Kiefernbestandes).

Tab. 5.16: Übersicht über die ermittelten potentiellen und aktuellen Verdunstungsraten für Gras- und Waldvegetation unter rezenten Klimaverhältnissen, VF 1–3.

ET_P u. T_P : PENMAN-MONTEITH, Interzeption: GASH-Interzeptionsmodell, ET_A u. T_A : HYDRUS_2D, jeweils Mittelwerte 1970–1999.

	ET_P Grasveg. [mm a ⁻¹]	ET_A Grasveg. [mm a ⁻¹]	I_A Waldveg. [mm a ⁻¹]	T_P Waldveg. [mm a ⁻¹]	T_A Waldveg. [mm a ⁻¹]	$\sum ET_A$ Waldveg. [mm a ⁻¹]
VF 1	657,9	538,7	183,3	358,7	332,4	515,7
VF 2	657,9	532,3	183,3	358,7	324,8	508,1
VF 3	657,9	534,9	183,3	358,7	338,7	522,0

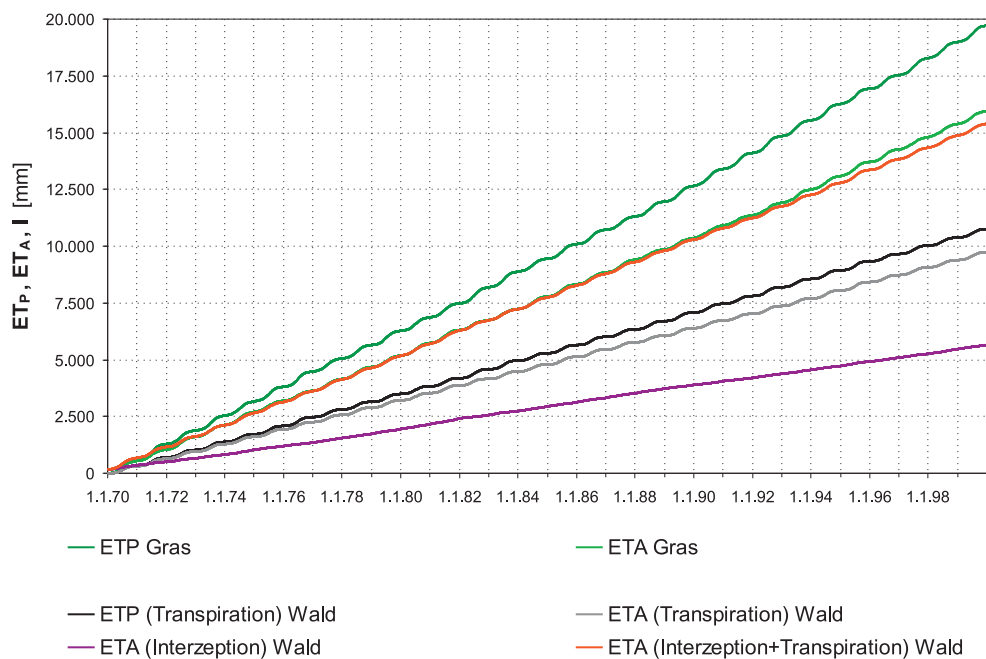


Abb. 5.61: Vergleich der berechneten Verdunstungshöhen der mit Grasvegetation bewachsenen Oberflächenabdeckung Typ VF 2, sowie des Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarios I (Kiefernwald): Kumulative potentielle und aktuelle Verdunstung sowie Interzeption und Summe aus Interzeption und Transpiration des Kiefernwaldes.

Die mittlere Transpirationssumme von 325–340 mm liegt nahe dem in Tab. 2.1 genannten Mittel von 342 mm, welches aus verschiedenen Studien zur Verdunstungsleistung von Kiefernbeständen abgeleitet wurde.

Vergleichsmessungen der Transpiration zur Prüfung der Plausibilität der unerwarteten Modellergebnisse liegen von der waldhydrologischen Meßstelle an dem 23 km entfernten Standort Crossen³⁵ vor. Dort wurde in der Vegetationsperiode 2004 und 2005 mittels der Xylemflußmethode (vgl. Kap. 4.4.5.3) die Transpiration von Kiefern in einem Mischbestand bestimmt (BONN 2005 und 2006). In dieser Feldmessung wurde für den Zeitraum Mai–Oktober eine

³⁵ Abb. 4.2, Waldversuchsfläche IAA Helmsdorf der Wismut GmbH.

Gesamtverdunstung der Einzelbäume von im Mittel 2645 l (2004) und 3808 l (2005) aufgezeichnet. Für einen reinen Kiefernbestand³⁶ würde sich daraus eine mittlere Transpiration in der Vegetationsperiode von 145–216 mm (2004) bzw. 209–310 mm (2005) ableiten, so daß davon auszugehen ist, daß die oben genannten Modellergebnisse die Transpiration nicht unterschätzen.

Diese Modellergebnisse stehen im Widerspruch zu den in Kap. 2.2.2 aufgeführten vergleichenden Messungen des Wasserhaushaltes unterschiedlicher Vegetationsdecken, mit einer Vielzahl von Belegen unterschiedlicher Sickerraten. Dieser Widerspruch kann hier nicht abschließend geklärt werden, eine Reihe von methodischen Differenzen zu den Messungen sowie große Standortunterschiede hinsichtlich der meteorologischen Randbedingungen und der Substratparameter sind Anhaltspunkte für mögliche Ursachen. So sind alle aufgeführten Messungen der Waldlysimeter typischerweise in sandigen und unverdichteten Böden durchgeführt worden (vor dem Hintergrund wasserwirtschaftlicher Untersuchungen zur Trinkwassergewinnung in Lockergesteinen), jedoch liegen keine Messungen vor aus hochverdichteten, zu Staunässe neigenden Böden, wie sie die Abdecksysteme darstellen.

Der wesentliche Unterschied der hier betrachteten Vegetationsszenarien z.B. zu den Messungen der Großlysimeter St. Arnold liegt zum einen in der absoluten Höhe der ET_P des Grasszenarios, zum anderen im jeweiligen ET_P-ET_A -Verhältnis. In SCHROEDER (1992) wird für den Standort St. Arnold eine mittlere jährliche ET_P nach PENMAN von 557 mm angegeben, so daß bei einer mittleren aktuellen Verdunstung des Graslysimeters von 359 mm sich ein Anteil von 64 % ergibt, mit einer entsprechend hohen Sickerwasserbildung auf dem sandigen Standort. Wie oben genannt, ist die aktuelle Verdunstung der mit Gras bewachsenen Abdeckungen gegenüber diesem Wert um 170 mm höher, und die ET_P-ET_A -Verhältnisse auf den in Lichtenberg untersuchten Abdeckungen wesentlich enger. Die aktuelle Verdunstung erreicht Raten von > 70 % der potentiellen, im Untersuchungszeitraum sogar fast 90 %. Dementsprechend niedrig ist die Sickerwasserbildung des Referenz-Grasszenarios, so daß zu den Szenarien mit höheren Vegetationsbeständen kaum Unterschiede ausgewiesen werden können.

In dem zweiten Szenario der Boden- und Vegetationsentwicklung, mit der Erhöhung der hydraulischen Durchlässigkeit der dichtenden Schicht um den Faktor 10, verschiebt sich das A_i-A_u -Verhältnis deutlich, die Sickerung erhöht sich im VF 1 und den Faktor 2 auf 192 mm bzw. 26 %, im VF 2 um den Faktor 6 auf 154 mm bzw. 21 % und im VF 3 um den Faktor 2,6 auf 197 mm bzw. 27 %. Die oben genannte Größenordnung der aktuellen Verdunstung bleibt in etwa erhalten, so daß auch die Gesamtabflüsse nahezu unverändert zu den Szenarien mit dichtender Wirkung der liegenden Schichten verbleiben.

Wie schon in der HELP-Prognose diskutiert, kann die in den Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien *prognostizierte Spannweite der Sickerraten von hier 4–13 % als obere Grenze der mittleren Sickerung von Abdeckungen des Typs „Speicher- und Verdunstungsprinzip“ unter rezenten Klimaverhältnissen*

³⁶ 3. Ertragsklasse, 80 Jahre: 815 Stämme/ha; 100 Jahre: 548 Stämme/ha.

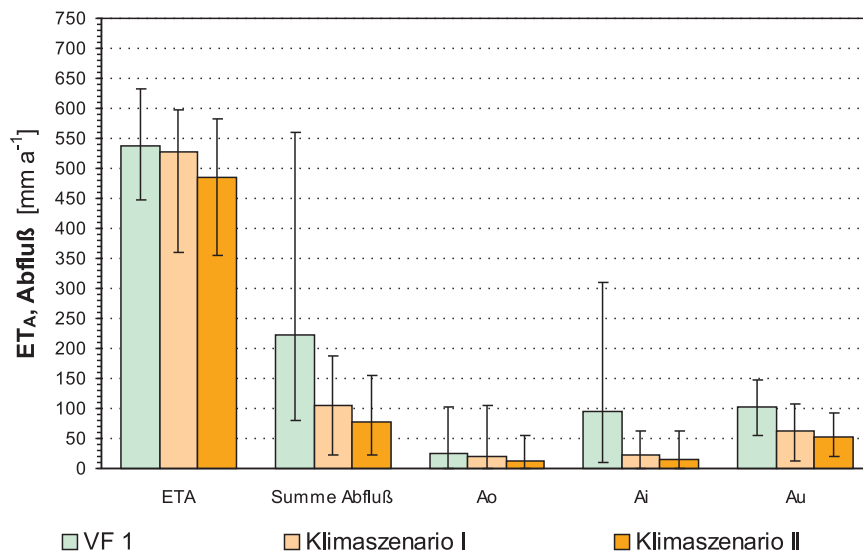


Abb. 5.62: Mittlerer Wasserhaushalt sowie Jahresminima und -maxima des validierten HYDRUS_2D-Modells Versuchsfeld 1 (VF 1: Referenzszenario Einbauzustand, Grasvegetation) und Klimaszenarien I (meteorologische Reihe 2016–2035) und II (meteorologische Reihe 2036–2055).

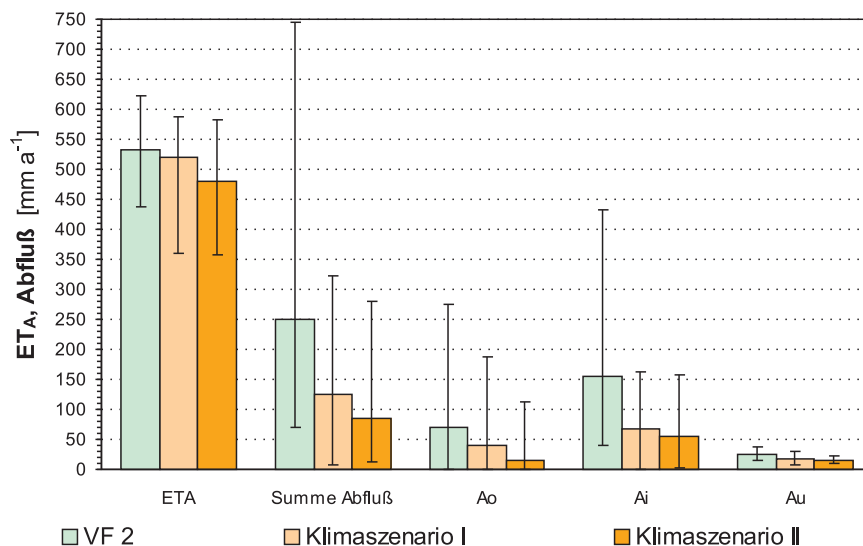


Abb. 5.63: Mittlerer Wasserhaushalt sowie Jahresminima und -maxima des validierten HYDRUS_2D-Modells Versuchsfeld 2 (VF 2: Referenzszenario Einbauzustand, Grasvegetation) und Klimaszenarien I (meteorologische Reihe 2016–2035) und II (meteorologische Reihe 2036–2055).

gesehen werden, wenn die dichtende Funktion der liegenden Schicht erhalten bleibt. Sinkt diese stauende Wirkung um eine Größenordnung, so sind wesentlich höhere Sickerraten von 21–27 % unter rezenten Klimaverhältnissen wahrscheinlich.

Die Prognose des Wasserhaushaltes der drei Abdeckungen unter Zugrundelegung des GLOWA-Klimaszenarios (vgl. Tab. 4.9) für Ostthüringen bis zum Modelljahr 2055 zeigt (Abb. 5.62–5.64, Anlage Tab. I20, I23 und I26, Abb. I37–

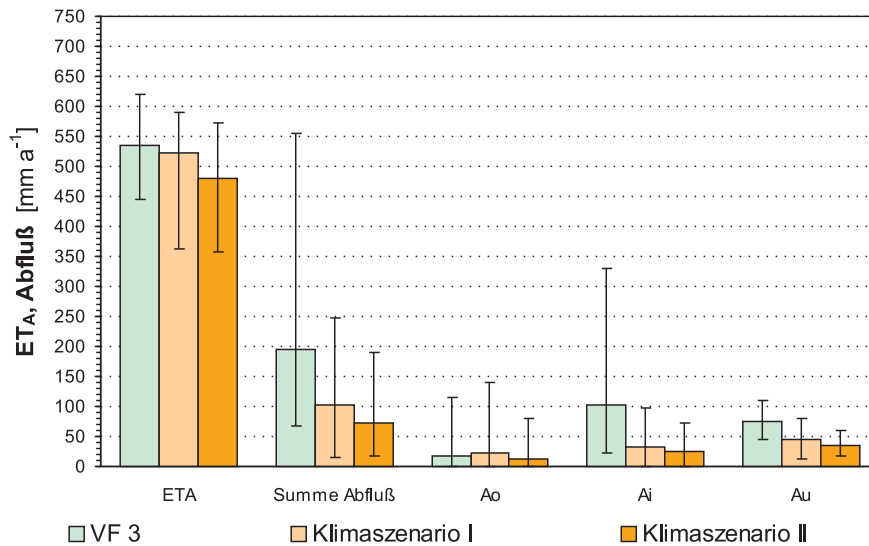


Abb. 5.64: Mittlerer Wasserhaushalt sowie Jahresminima und -maxima des validierten HYDRUS_2D-Modells Versuchsfeld 3 (VF 3: Referenzszenario Einbauzustand, Grasvegetation) und Klimaszenarien I (meteorologische Reihe 2016–2035) und II (meteorologische Reihe 2036–2055).

I38, I47–I48 und I57–I58) für den ersten Teilzeitraum von 2016–2035 kaum veränderte mittlere Verdunstungsverhältnisse, mit einem allerdings deutlich niedrigeren Minimum von ca. 360 mm im Modelljahr 2018, bei Niederschlägen von weniger als 400 mm.

Im zweiten Teilzeitraum von 2036–2055 sinkt auch die mittlere ET_A deutlich um ca. 50 mm gegenüber den rezenten Verhältnissen auf Werte von 480–485 mm aufgrund der zunehmend negativ verlaufenden klimatischen Wasserbilanz.

Die Gesamtabflüsse sinken im Zeitraum 2016–2035 gegenüber den mittleren Verhältnissen zwischen 1970–1999 um den Faktor 2 auf Werte von 102–125 mm, im Zeitraum 2036–2055 um den Faktor 3 auf Werte von 73–84 mm. Die einzelnen Abflußanteile verschieben sich gegenüber den rezenten Verhältnissen, da der Abflußrückgang des A_i überproportional hoch ist.

Die Sickerung an der Unterkante der Dichtungsschicht bzw. in das Haldenmaterial sinkt im GLOWA-Betrachtungszeitraum auf Werte von 63 bzw. 52 mm im VF 1, 18 bzw. 14 mm im VF 2 und 45 bzw. 35 mm im VF 3 (jeweils Szenario I und II). Diese Werte stellen zugleich die untere Grenze der mit dem HYDRUS_2D-Ansatz prognostizierten Sickerraten für das Speicher- und Verdunstungskonzept dar.

Der Oberflächenabfluß nimmt auf den Abdeckungen VF 1 und 3 gering, auf dem VF 2 etwas stärker ab, hier wirkt sich die zunehmende Trockenheit des Oberbodens deutlich aus. Eine signifikante Zunahme der Maxima des A_o , wie in der HELP-Prognose berechnet, konnte nicht festgestellt werden. Offensichtlich überwiegen im HYDRUS_2D-Ansatz die Effekte der abnehmenden Oberbodensättigung, so daß trotz hoher Einzelniederschlagsereignisse der A_o abnimmt.

Aus der Kombination der Szenarien der Boden- und Vegetationsentwicklung

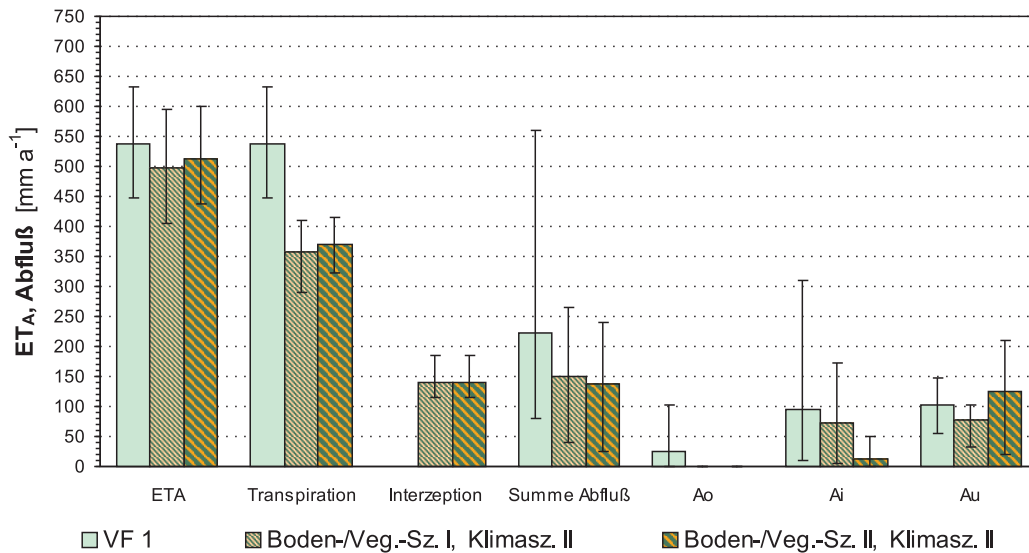


Abb. 5.65: Mittlerer Wasserhaushalt sowie Jahresminima und -maxima des validierten HYDRUS_2D-Modells Versuchsfeld 1 (VF 1: Referenzszenario Einbauzustand, Grasvegetation) und Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien I und II kombiniert mit Klimaszenario II (meteorologische Reihe 2036–2055).

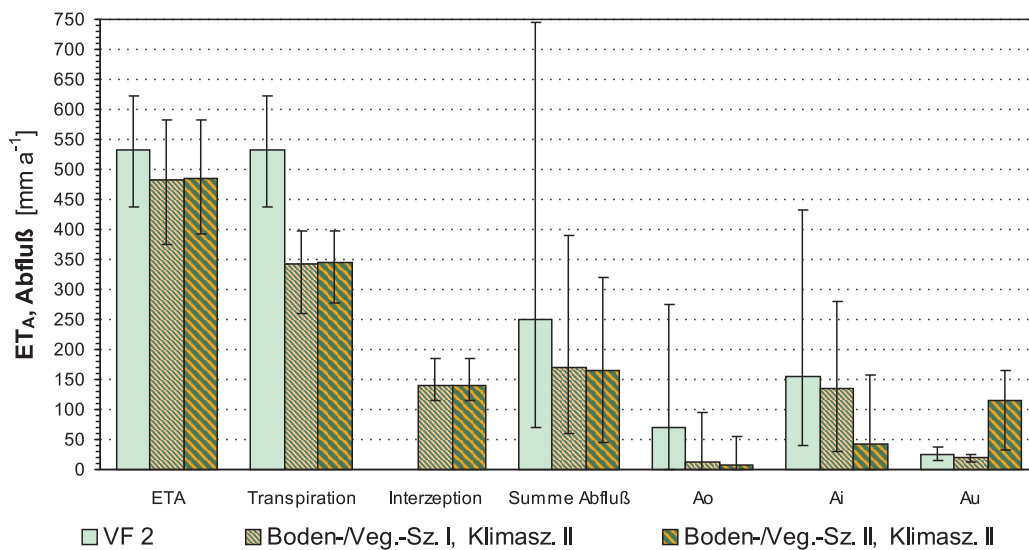


Abb. 5.66: Mittlerer Wasserhaushalt sowie Jahresminima und -maxima des validierten HYDRUS_2D-Modells Versuchsfeld 2 (VF 2: Referenzszenario Einbauzustand, Grasvegetation) und Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien I und II kombiniert mit Klimaszenario II (meteorologische Reihe 2036–2055).

sowie der Prognose der zukünftigen Klimaentwicklung (hier unter Zugrundelegung des Zeitraumes 2036–2055) läßt sich das *wahrscheinliche langfristige Systemverhalten* der Ein- und Zweischichtabdeckungen prognostizieren (Abb. 5.65–5.67, Anlage Tab. I21, I24 und I27, Abb. I39–I40, I49–I50 und I59–I60). Hierbei überlagern sich die Effekte der Verschiebung der A_o - A_i - und A_i - A_u -Verhältnisse, resultierend aus der Bodenentwicklung, und die Wirkung der zu-

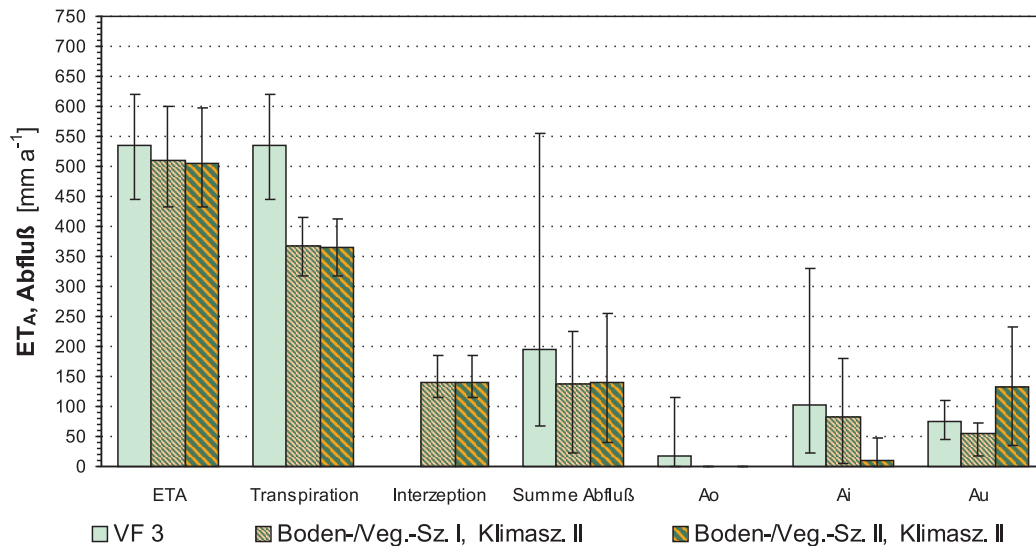


Abb. 5.67: Mittlerer Wasserhaushalt sowie Jahresminima und -maxima des validierten HYDRUS_2D-Modells Versuchsfeld 3 (VF 3: Referenzszenario Einbauzustand, Grasvegetation) und Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien I und II kombiniert mit Klimaszenario II (meteorologische Reihe 2036–2055).

nehmend trockenen klimatischen Bedingungen, resultierend insgesamt in sinkenden Gesamtabflüssen.

In den Szenarien mit Erhalt der dichtenden Funktion der Dichtungsschicht bzw. des Haldenmaterials wird deshalb eine Abnahme des hypodermischen Abflusses prognostiziert, welche jedoch aufgrund der Zunahme der Dränkapazität der Rekultivierungsschichten geringer ausfällt als im Klimaszenario II. Die Sickerraten an der Unterkante der jeweiligen Abdeckung liegen zwischen den Werten der beiden Einzelszenarien der Kombination, mit Werten von 78 mm im VF 1, 20 mm im VF 2 und 54 mm im VF 3, und damit jeweils ca. 6–22 mm unterhalb der Sickerraten für den Einbauzustand unter rezenten klimatischen Bedingungen unter einer Grasvegetation. In Perioden mit positiver klimatischer Wasserbilanz wie im Modellzeitraum 2046/2047 steigt die Sickerung im VF 1 auf Werte von 104 mm, im VF 2 auf 26 mm und im VF 3 auf 72 mm.

Erhöht sich die Durchlässigkeit der Dichtungsschicht bzw. des Haldenmaterials um den Faktor 10, so erhöhen sich, wie oben beschrieben, die Sickerraten, jedoch in geringerem Ausmaß als im Szenario ohne die hydraulische Wirkung des Klimawandels. Für das VF 1 wird eine Sickerung von 124 mm bzw. 19 %, für das VF 2 von 114 mm bzw. 18 % und für das VF 3 von 131 mm bzw. 21 % berechnet. Die maximalen Sickermengen liegen zwischen 164 und 233 mm.

Damit liegen für alle relevanten Systemzustände der untersuchten Abdeckungen des Typs „Speicher- und Verdunstungskonzept“ (auf Grundlage der HYDRUS_2D-Berechnungen) sowie der vergleichend betrachteten hochwertigen Standarddeponieabdeckungen des Typs Deponieklasse I und II (auf Grundlage der HELP-Berechnungen) Wasserhaushaltsprognosen vor, auf deren Grundlage

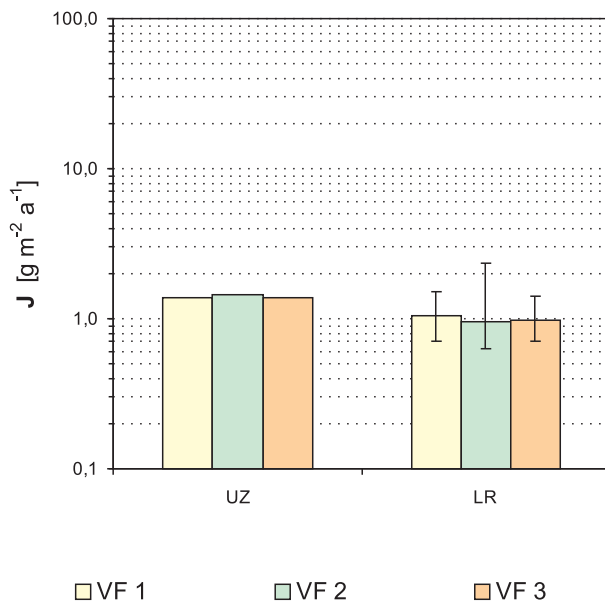


Abb. 5.68: Mittlerer jährlicher Sauerstoffdiffusionsstrom in das Haldenmaterial, Abdeckungen VF 1–3. UZ: Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004; LR: Langjährige meteorologische Reihe 1970–1999, mit Angabe der Jahresminima und -maxima. D_{eff} nach ELBERLING.

die hydraulische Wirksamkeit dieser Abdeckungen abschließend beurteilt werden kann (Kap. 6) sowie folgend die Sauerstoffdiffusion prognostiziert wird.

5.2.5 Ergebnisse der Berechnungen zum Gashaushalt

Für die drei Abdeckungen des Typs „Speicher- und Verdunstungskonzept“ wurde auf Basis der gemessenen Tensionsprofile im Untersuchungszeitraum sowie der berechneten Feuchteverhältnisse in den HYDRUS_2D-Szenarien die Sauerstoffdiffusion in das Haldenmaterial mittels des Diffusionsansatzes prognostiziert (Abb. 5.68–5.73 und Anlage Abb. J1–J75, Tab. J1–J3, J6 sowie J9).

Unter den rezenten klimatischen Verhältnissen und den bodenphysikalischen Eigenschaften des Einbauzustandes werden für die drei Abdeckungen nahezu gleich niedrige Sauerstoffeinträge von ca. $0,9\text{--}1,0\text{ g m}^{-2}\text{ a}^{-1}$ im dreißigjährigen Mittel bzw. $1,0\text{--}1,4\text{ g m}^{-2}\text{ a}^{-1}$ im Mittel des vierjährigen Untersuchungszeitraums ausgewiesen. Die Minima liegen in dem Zeitraum 1970–1999 bei ca. $0,6\text{--}0,7\text{ g m}^{-2}\text{ a}^{-1}$, die Maxima auf der Zweischicht- und höhermächtigen Einschichtabdeckung bei $1,3\text{--}1,5\text{ g m}^{-2}\text{ a}^{-1}$, auf der geringmächtigen Einschichtabdeckung bei $2,3\text{ g m}^{-2}\text{ a}^{-1}$.

Trotz diesen sehr ähnlichen mittleren Verhältnisse verläuft die Gasdiffusion auf der Zwei- und den beiden Einschichtabdeckungen in ihrem zeitlichen Verlauf signifikant unterschiedlich ab (Abb. 5.69):

- Wie in Kap. 5.1.3 gezeigt, erreicht die Austrocknung des sandigeren Substrates der Rekultivierungsschicht der Zweischichtabdeckung nicht die Höhe und Profiltiefe wie die bindigeren Substrate der Einschichtabdeckungen, der Feuchteverlauf ist insgesamt ausgeglichener. Die steile $\theta(\psi)$ -Funktion führt auch bei hoher Bodenfeuchte zu niedrigen Sättigungsgraden (Anlage Abb. B17), so daß hier auch im Winter relative Sättigungen von $< 0,8$ im Untersuchungszeitraum gemessen wurden (Anlage Abb. J1).

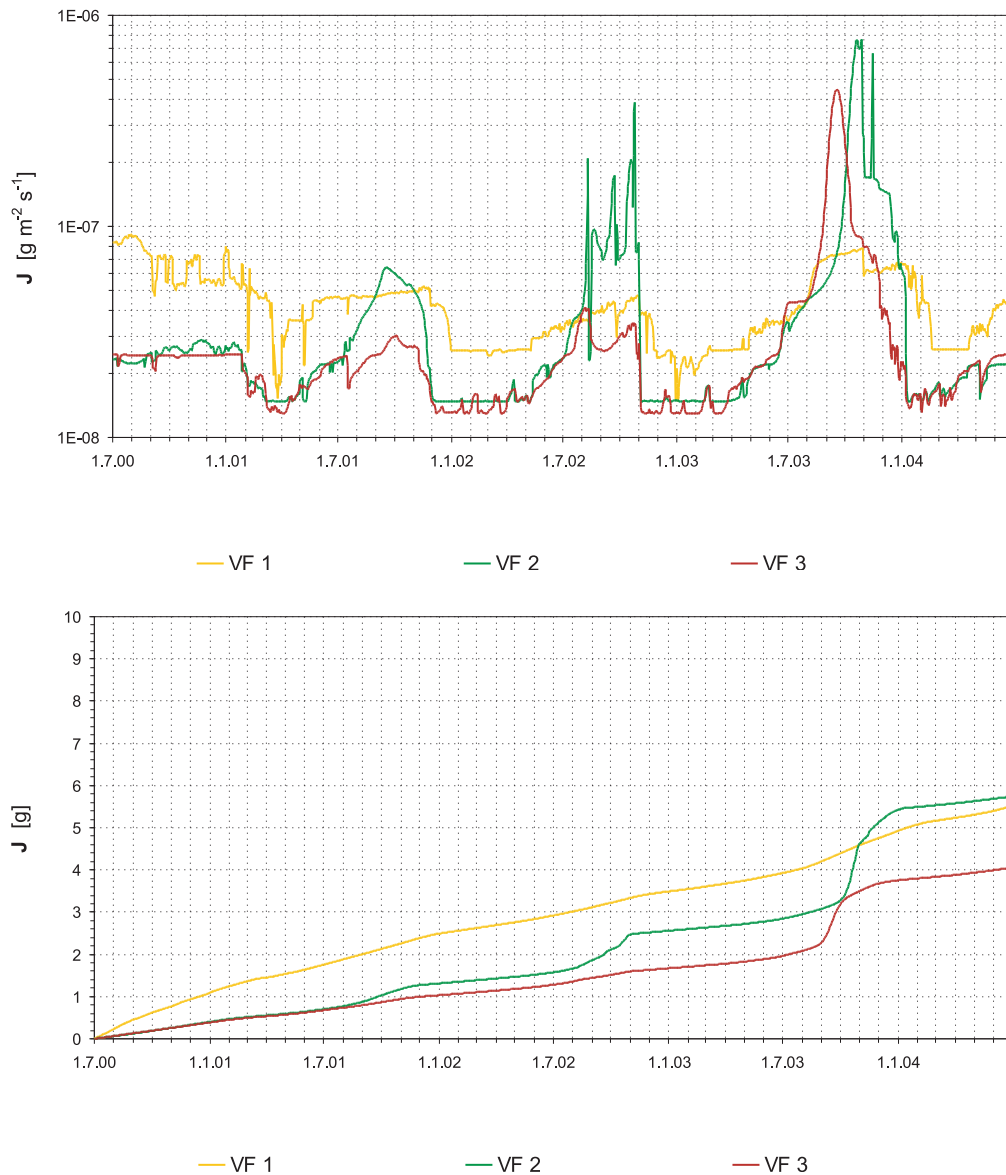


Abb. 5.69: Sauerstoffdiffusionsstrom in das Haldenmaterial, Abdeckungen VF 1–3, Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004. D_{eff} nach ELBERLING auf Grundlage der Tensionsmessungen. Oben: Mittlere tägliche Diffusionsrate. Unten: Kumulative Diffusion

Die Sättigung in der Dichtungsschicht bleibt dagegen nahezu konstant hoch, nur im Herbst 2003 sinkt sie geringfügig auf Werte von ca. 0,9.

Hieraus ergibt sich eine charakteristische Verteilung der Diffusionskoeffizienten im Abdeckprofil mit einer ausgeprägten Diskontinuität an der Grenze Rekultivierungs-/Dichtungsschicht (Anlage Abb. J2). Im Oberboden erreicht der Diffusionskoeffizient dabei Werte $> 5 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ in den Sommermonaten, im Winter Werte $< 1 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$. Die effektiven Diffusionskoeffizienten liegen im Untersuchungszeitraum im Mittel bei $7 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ an der Unterkante der Abdeckung, mit maximalen Werten von $3,5 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ im Herbst 2003. Das langjährige Mittel an der Unterkante der Abdeckung liegt etwas niedriger bei $4,7 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$,

mit einem (im Vergleich zum Untersuchungszeitraum wesentlich niedrigeren) Maximum von $7,4 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$, da durch die HYDRUS_2D-Prognose an der Unterkante der Rekultivierungsschicht dauerhaft Sättigungen von 0,9–1 prognostiziert werden. Die Verhältnisse im Haldenmaterial in 3 m Tiefe unterscheiden sich nur wenig von der Unterkante der Abdeckung, die Sättigungen liegen über lange Zeiträume bei 1, die effektiven Diffusionskoeffizienten im langjährigen Mittel noch etwas niedriger bei $3 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$.

Der kumulative Sauerstoffeintrag verläuft aufgrund dieser Diffusionsverhältnisse mit geringen Schwankungen der effektiven Diffusionskoeffizienten sehr gleichmäßig, mit nur gering höheren Raten im Sommer, und vergleichsweise hohen Einträgen in den Wintermonaten.

- Die bindigen Substrate der Rekultivierungsschicht der Einschichtabdeckungen trocknen im Sommer zwar sehr stark aus, die Sättigungsgrade der flacher verlaufenden $\theta(\psi)$ -Funktion liegen jedoch wesentlich höher als im VF 1 (Anlage Abb. J26 und J51), mit minimalen Werten im Untersuchungszeitraum von ca. 0,7 auf dem VF 2 und ca. 0,65 auf dem VF 3 gegenüber den niedrigen Werten von $< 0,3$ im VF 1. Im Winter, mit langen Phasen ausgeprägter Staunässe, liegt die Sättigung im gesamten Profil des VF 2 und 3 bei Werten $> 0,95$, resultierend in sehr niedrigen Diffusionskoeffizienten $< 1 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$.

Sehr großen Einfluß auf die Gasdiffusion in den beiden Einschichtabdeckungen hat die tiefgreifende Austrocknung bis in das Haldenmaterial hinein. So wurde im oberen Haldenmaterial im Herbst 2003 auf dem VF 2 eine Sättigung von $< 0,9$ und Diffusionskoeffizienten $> 1 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ berechnet – die Diffusionskoeffizienten im VF 1 an der Haldenoberkante liegen dagegen um den Faktor 100 niedriger.

Hieraus resultieren wesentlich stärker jahreszeitlich schwankende Diffusionskoeffizienten (Anlage Abb. J27 und J52). Die mittleren effektiven Diffusionskoeffizienten in beiden Einschichtsystemen liegen bei $2 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ im Untersuchungszeitraum bzw. $2\text{--}3 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ im langjährigen Mittel (jeweils 3 m Tiefe), und damit etwa bei den Werten der Zweischichtabdeckung; die maximalen Werte an der Unterkante der jeweiligen Abdeckung jedoch bei Werten von $4\text{--}8 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$, und damit um den Faktor 100 über dem Wert der Zweischichtabdeckung. In jeweils 3 m Tiefe, an der Oberkante des Haldenmaterials, liegen die maximalen effektiven Diffusionskoeffizienten noch um den Faktor 4–8 im Untersuchungszeitraum und 2–4 in der langjährigen Reihe über den Werten der Zweischichtabdeckung.

Der kumulative Sauerstoffeintrag der beiden Einschichtabdeckungen schwankt deshalb sehr stark, mit sehr hohen Einträgen in den trockenen Zeiträumen, jedoch sehr niedrigen Raten in Zeiten mit hoher Stauwasserbildung.

Damit wird deutlich, daß die Mächtigkeit der Abdeckung großen Einfluß auf die effektiven Diffusionskoeffizienten und damit die Gasdiffusion hat, da die höhermächtige Überdeckung die Oberkante des Haldenma-

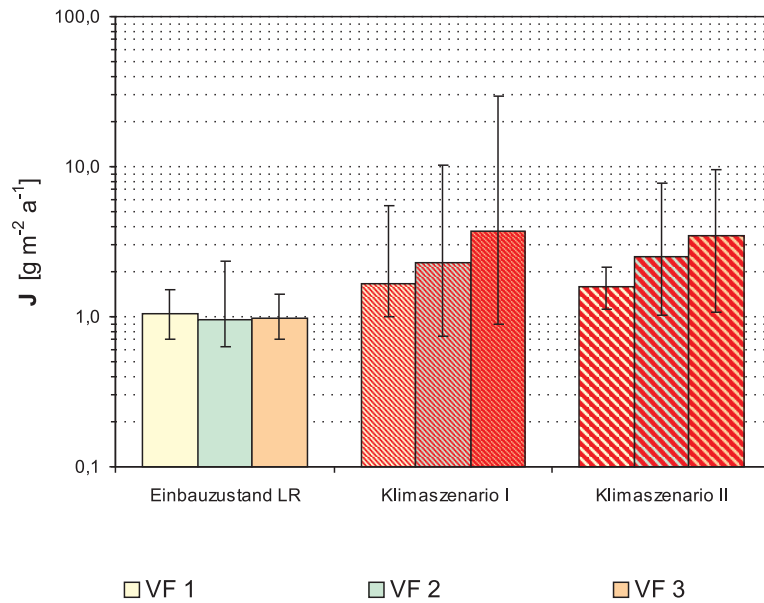


Abb. 5.70: Mittlerer Sauerstoffdiffusionsstrom sowie Jahresminima und -maxima in das Haldenmaterial, Abdeckungen VF 1–3, GLOWA-Klimaszenario I (2016–2035) und II (2036–2055) für Gera-Leumnitz. D_{eff} nach ELBERLING.

terials stärker vor der Austrocknung schützt. Ein direkter Einfluß der Diffusionslänge auf den berechneten Sauerstoffeintrag ist in dem Berechnungsansatz nicht gegeben, da bei allen drei Abdeckungen das Konzentrationsprofil in Gl. 4.55 mit 3 m angesetzt wurde.

Der mittlere Sauerstoffeintrag von ca. $1 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ liegt im unteren Bereich der Ergebnisse, die von SRK (2002) und C&E (2004) für Abdeckungen von Sanierungsstandorten in Ostthüringen berechnet wurden. Von SRK wurde für die drei Abdeckungen unter Annahme von drei Feuchtestufen der Sauerstoffeintrag stationär berechnet. Die berechneten Raten liegen bei $1\text{--}27 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ auf der Zweischichtabdeckung, und bei $1\text{--}79 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ auf den beiden Einschichtabdeckungen, wobei die große Spannweite durch die stark nichtlineare Funktion des Diffusionskoeffizienten für trockene und feuchte Bodenzustände bedingt ist. Für die unabgedeckte Referenzfläche wurde ein Sauerstoffeintrag von $9\text{--}162 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ausgewiesen.

Ähnlich niedrige Sauerstoffeinträge wie in der vorliegenden Untersuchung prognostizierten C&E für eine 1,5 m mächtige Endabdeckung eines Standortes in Seelingstädt (< 1 bis $8 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), bei Anwendung eines ähnlichen Berechnungsansatzes.

Im Gegensatz zu den gleichwertigen mittleren Sauerstoffeinträgen unter rezenten Bedingungen werden für die Szenarien der Boden- und Vegetationsentwicklung sowie des Klimawandels zwischen den Abdeckungen deutlich differenzierte Verhältnisse prognostiziert, mit grundsätzlich höheren Sauerstoffeinträgen – wobei das Ausmaß der Erhöhung wiederum von der prognostizierten Feuchteänderung im Abdeckprofil und im Haldenmaterial abhängig ist.

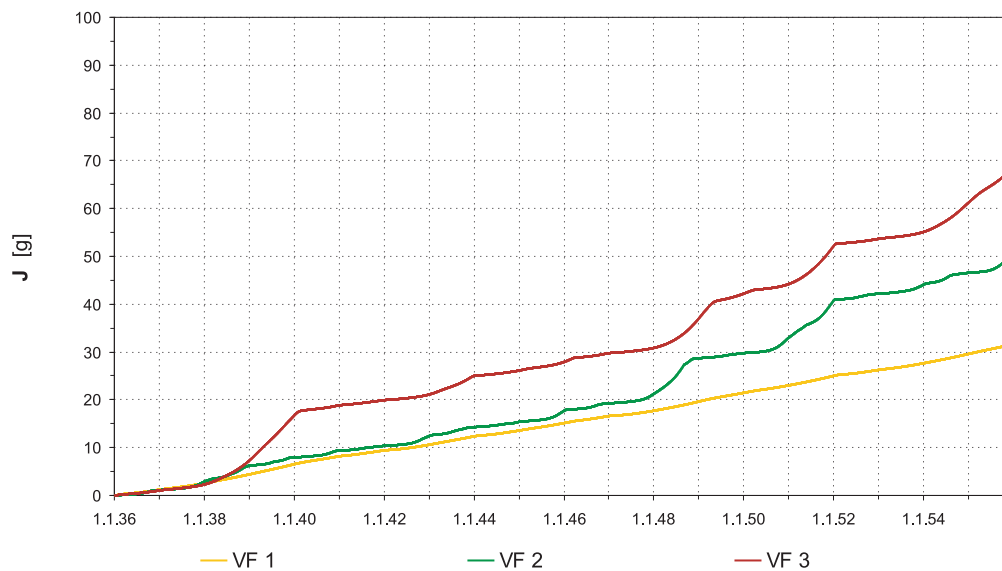


Abb. 5.71: Kumulativer Sauerstoffdiffusionsstrom in das Haldenmaterial, Abdeckungen VF 1–3, GLOWA-Klimaszenario 2036–2055. D_{eff} nach ELBERLING.

Die prognostizierte Klimaänderung erhöht die Sauerstoffdiffusion um den Faktor 2–4 auf Werte von $1,6\text{--}3,7 \text{ g m}^2 \text{ a}^{-1}$ (Abb. 5.70–5.71). Höher sensitiv auf die klimatisch trockenen Bedingungen reagieren die Einschichtabdeckungen, hier werden im Modell-Trockenjahr 2018/2019 maximale effektive Diffusionsraten von $6 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ (VF 2) bzw. $1 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ (VF 3) in 3 m Tiefe erreicht. Der nach wie vor ausgeglichene Feuchtehaushalt der Dichtungsschicht in der Zweischichtabdeckung führt dagegen nur zu einer geringen Erhöhung der Diffusionskoeffizienten, selbst im Modell-Trockenjahr 2018/2019 übersteigt D_{eff} nicht $7 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$; erst zu Ende der Trockenperiode 2020 werden kurzzeitig Werte $> 2 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ erreicht.

Noch stärker als die Effekte der klimatischen Änderung wirken sich die Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien auf die Sauerstoffdiffusion aus. Sowohl die Abnahme der Infiltration durch den verminderten Bestandsniederschlag, als auch die Abnahme der Zeiten mit ausgeprägten Stauwasserspiegel in den Abdeckungen wirken stark diffusionserhöhend, wobei diese Effekte wiederum vor allem in den Einschichtabdeckungen ausgeprägt sind.

Hier werden in den Szenarien mit dichtender Funktion des Haldenmaterials Sauerstoffeinträge von $1,0\text{--}1,3 \text{ g m}^2 \text{ a}^{-1}$ im langjährigen Mittel, bei maximalen Einträgen im Trockenjahr 1982 von $3,0$ (VF 2) bis $4,1 \text{ g m}^2 \text{ a}^{-1}$ (VF 3) prognostiziert. Die effektiven Diffusionsraten steigen in diesem Jahr an der Unterkante der Abdeckung auf Werte von $5 \cdot 10^{-9}$ (VF 2) und $7 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ (VF 3). In 3 m Tiefe werden unverändert niedrige effektive Diffusionskoeffizienten von $2\text{--}3 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ im VF 2 und 3 ausgewiesen. In dem Szenario mit Erhalt der geringen hydraulischen Durchlässigkeit der Dichtungsschicht in der Zweischichtabdeckung wird ein unverändert niedriger Sauerstoffstrom von $1 \text{ g m}^2 \text{ a}^{-1}$ prognostiziert.

Steigt dagegen die hydraulische Durchlässigkeit des Haldenmaterials in den Einschichtsystemen bzw. in der Dichtungsschicht im Zweischichtsystem, so

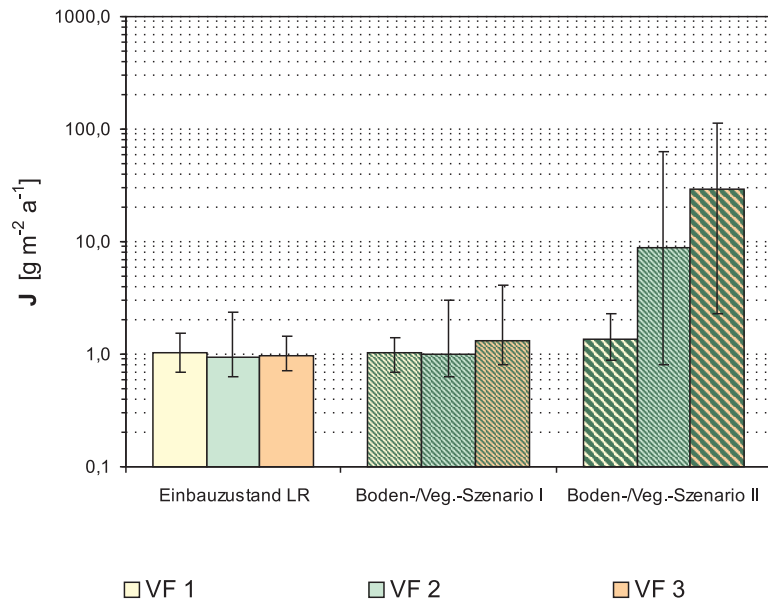


Abb. 5.72: Mittlerer Sauerstoffdiffusionsstrom sowie Jahresminima und -maxima in das Haldenmaterial, Abdeckungen VF 1–3, Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien I und II. D_{eff} nach ELBERLING.

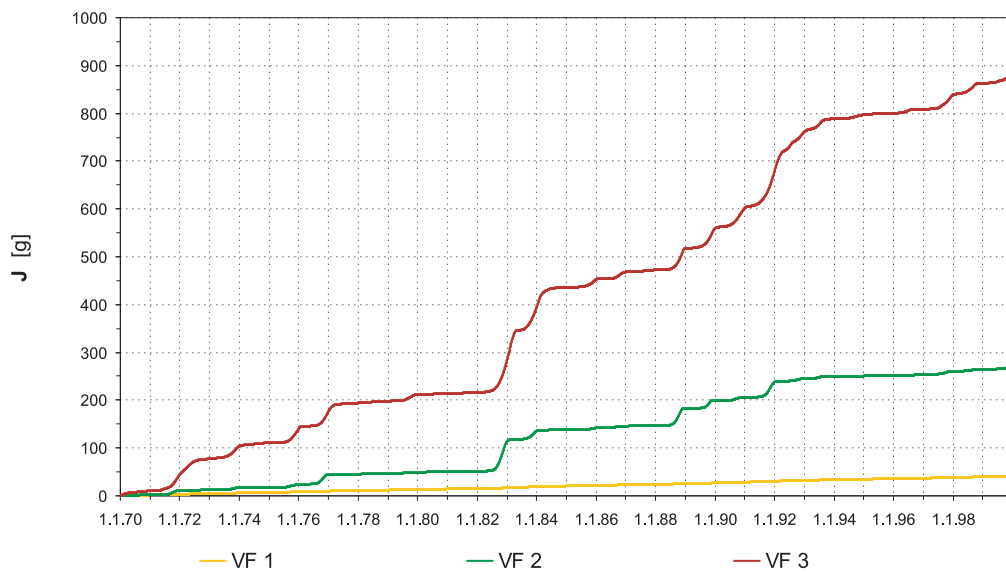


Abb. 5.73: Kumulativer Sauerstoffdiffusionsstrom in das Haldenmaterial, Abdeckungen VF 1–3, Boden- und Vegetationsentwicklungsszenario II. D_{eff} nach ELBERLING.

führt die geringe Stauwasserbildung auf dem dichtenden Substrat zu einer Zunahme der mittleren effektiven Diffusionskoeffizienten auf Werte von $7 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ (VF 1), $3 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ (VF 2) und $9 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ (VF 3). Die Sauerstoffeinträge liegen um den Faktor 1,3–30 über den Einbauzuständen, und erreichen im Zwischichtsystem mittlere Werte von $1,3 \text{ g m}^2 \text{ a}^{-1}$ und auf den Einschichtabdeckungen von $9 \text{ g m}^2 \text{ a}^{-1}$ (VF 2) und $29 \text{ g m}^2 \text{ a}^{-1}$ (VF 3). Die auf dem VF 3 jeweils höhere Rate gegenüber der geringmächtigen Einschichtabdeckung beruht auf den niedrigeren Sättigungen im Abdeckmaterial bei hohen

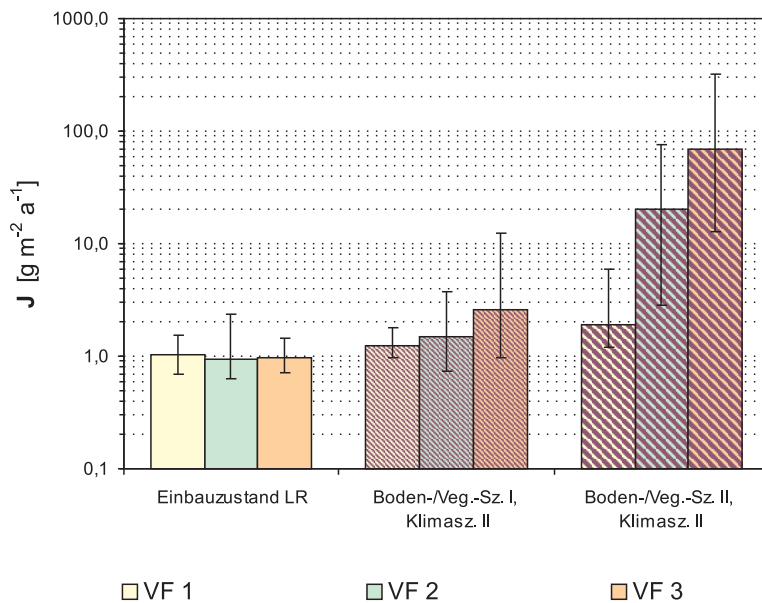


Abb. 5.74: Mittlerer Sauerstoffdiffusionsstrom sowie Jahresminima und -maxima in das Haldenmaterial, Abdeckungen VF 1–3, Boden- und Vegetationsentwicklungsszenario II (Zunahme K_s -Wert Dichtungsschicht/Haldenmaterial, Kiefernbestand) und GLOWA-Klimaszenario 2036–2055 für Gera-Leumnitz. D_{eff} nach ELBERLING.

Tensionen gegenüber dem Substrat im VF 2. Die Maxima in den Einschichtabdeckungen steigen überproportional an, im Trockenjahr 1982 steigen die Jahressummen um den Faktor 30–80 auf 64 (VF 2) bzw. 112 g m² a⁻¹ (VF 3). Die Sauerstoffdiffusion im Zeitraum 1982–1983 macht damit 29 % (VF 2) bzw. 20 % (VF 3) des gesamten Eintrags der dreißigjährigen Reihe aus (Abb. 5.73).

Der wahrscheinliche Fall der kombinierten Klima- und Boden- sowie Vegetationsentwicklung (Abb. 5.74) zeigt die große Zunahme des Sauerstoffflusses in allen Szenarien. Eine vergleichsweise geringe Zunahme weist dabei die Zweischichtabdeckung auf, hier werden um den Faktor 1,2 (Boden- und Vegetationsszenario I) bzw. um den Faktor 1,9 (Boden- und Vegetationsszenario II) erhöhte Sauerstoffeinträge in das Haldenmaterial gegenüber der nicht gealterten Abdeckung unter rezenten klimatischen Bedingungen prognostiziert. Die Zunahme für die Einschichtabdeckungen ist dagegen höher, mit einer Erhöhung um den Faktor 1,7–2,6 bei Erhalt der dichtenden Funktion des Haldenmaterials, und um den Faktor 23–70 bei Zunahme der K_s -Werte im Haldenmaterial. In den Trockenjahren steigen die D_{eff} -Werte in den Einschichtabdeckungen auch in 3 m Tiefe stark an auf Werte von $8 \cdot 10^{-8}$ (VF 2) bzw. $1 \cdot 10^{-7}$ m² s⁻¹ (VF 3), so daß der Sauerstoffeintrag in diesen Zeiträumen sehr hoch ist (Maxima VF 2: 77, VF 3: 325 g m² a⁻¹).

Damit werden für diese Szenarien Einträge prognostiziert, die in der Größenordnung des unabgedeckten Referenzfeldes ohne mineralische Abdeckung unter rezenten Verhältnissen liegen (101 g m² a⁻¹, SRK 2002).

Die Ergebnisse der Sauerstoffdiffusion sind hoch sensitiv hinsichtlich des ver-

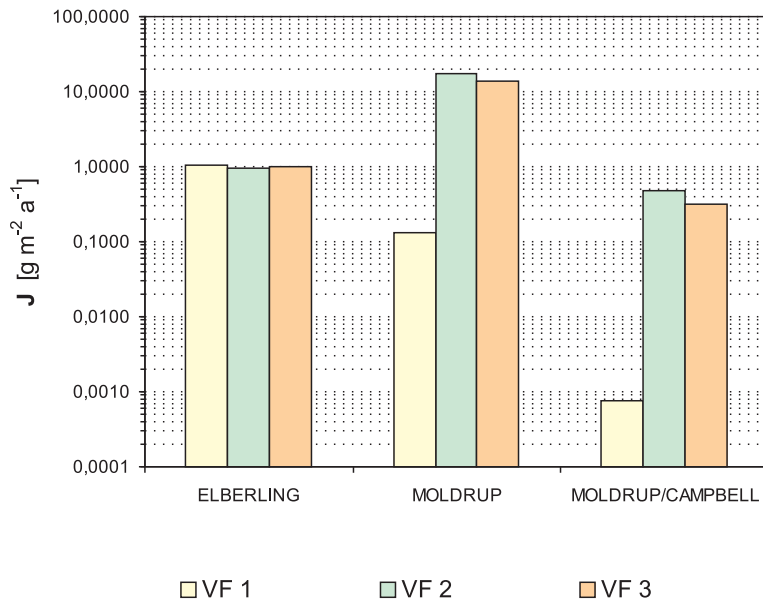


Abb. 5.75: Vergleich der mittleren Sauerstoffdiffusion in das Haldenmaterial, Abdeckungen VF 1–3, bei verschiedenen Ansätzen zur Berechnung der Diffusionskoeffizienten.

wendeten Ansatzes zur Beschreibung der Diffusionskoeffizienten in Abhängigkeit von der Wassersättigung im Substrat (vgl. Diskussion Kap. 4.4.9). Die oben dargestellten Ergebnisse wurden auf Grundlage der Funktion nach [ELBERLING et al. \(1994\)](#) berechnet, dem oft in Untersuchungen zur Bergbau-sanierung verwendeten Ansatz.

Vergleichende Berechnungen nach [MOLDRUP et al. 1997](#) („MOLDRUP“) und [MOLDRUP et al. 1999b](#) („MOLDRUP/CAMPBELL“, Abb. 5.75, Anlage Tab. J4–J5, J7–J8 sowie J10–J11) zeigen, daß im langjährigen Mittel durch den MOLDRUP-Ansatz für die Zweischichtabdeckung um den Faktor 10 niedrigere Sauerstoffeinträge, für die beiden Einschichtabdeckungen um den Faktor 14–19 höhere Raten berechnet werden. Diese stark abweichenden Raten beruhen auf den abweichenden Verläufen der Funktionen $D(S)$ (Abb. 4.35–4.37). Im Bereich sehr niedriger Sättigungen werden durch die MOLDRUP-Funktion sehr viel niedrigere, bei höheren Sättigungen bis um den Faktor > 10 höhere Diffusionskoeffizienten berechnet, so daß die Wirkung der diffusionshemmenden Dichtungsschicht im VF 1 noch verstärkt abgebildet wird, wie auch die tiefgreifende Austrocknung in das Haldenmaterial im VF 2 und 3.

Im MOLDRUP/CAMPBELL-Ansatz werden für das Rekultivierungsschichtsubstrat bei Sättigungen zwischen 0,75 und 0,99 gering höhere Diffusionskoeffizienten berechnet, bei niedrigen Sättigungen wiederum tiefere Werte. Für das Haldenmaterial werden dagegen durchgehend niedrigere Konstanten ausgewiesen. Dieses resultiert in einer wesentlich geringeren Diffusion in der Zweischichtabdeckung, und einer gering um den Faktor 2–3 niedrigeren Diffusion in den Einschichtabdeckungen.

Wie für die rezenten Verhältnisse der Abdeckung im Einbauzustand sind auch für alle Szenarien große Differenzen der Berechnungen bei Berücksichtigung

der verschiedenen Diffusionskoeffizienten festzustellen.

Die MOLDRUP-Funktion führt dabei sowohl in den Einschichtabdeckungen (um den Faktor 12–33), als auch in der Zweischichtabdeckung zu höheren Sauerstoffeinträgen (um den Faktor 1,3–17), mit Ausnahme des Boden- und Vegetationsszenarios I, welches wie im oben genannten rezenten Zustand eine niedrigere Diffusion zeigt aufgrund der unverändert niedrigen Sättigungen in der Dichtungsschicht.

Der MOLDRUP/CAMPBELL-Ansatz prognostiziert für die Zweischichtabdeckung wesentlich niedrigere Diffusionswerte, für die Einschichtabdeckungen dagegen wenig um den Faktor 1,1–2 abweichende Werte.

Eine Verifizierung dieser unterschiedlichen Ansätze für die besonderen bodenphysikalischen Eigenschaften der Abdecksysteme steht aus, so daß über die Gültigkeit keine Aussagen getroffen werden kann, und die Prognose des Gashaushaltes (gegenüber den Wasserhaushaltsprognosen) damit mit einer höheren Unsicherheit belastet ist. Davon unbenommen sind jedoch die qualitativen Aussagen und die Größenordnung der Zunahme des Sauerstoffeintrages in den Szenarienrechnungen der Boden-, Vegetations- und Klimaentwicklung. Auch die beiden alternativen Ansätze zur Berechnung der Diffusionskoeffizienten führen in der Modellierung zu einer vergleichbaren Größenordnung der Zunahme des Sauerstoffstromes wie im Ansatz nach ELBERLING – wobei wiederum die Einschichtabdeckungen von der großen Zunahme betroffen sind, die Zweischichtabdeckung eine nur moderate Zunahme erfährt.

6 Schlußfolgerungen

Das sogenannte *Speicher- und Verdunstungskonzept* alternativer Abdeckungen wurde in der vorliegenden Untersuchung mittels Feld- und Simulationsmethoden auf seine Wirksamkeit hinsichtlich der Reduzierung der Tiefsickerung sowie der Sauerstoffdiffusion in den abzudeckenden Körper geprüft. Zusätzlich zu den bereits in Kap. 5 getroffenen Bewertungen soll hier eine Diskussion der Wirksamkeit zum einen an den (standortbezogenen) Anforderungen zur Sanierung der Halden des Ronneburger Reviers erfolgen, zum anderen (standortübergreifend) im Vergleich mit Standardabdeckungen, wie sie in der Bergbausanierung und Deponietechnik angewendet werden.

Dieses Konzept, welches vor dem Hintergrund anhaltender Diskussionen zum unsicheren Langzeitverhalten von Dichtelementen (vgl. Kap. 2.1) als eine Alternative zu herkömmlichen Abdeckungen gesehen wird, beruht auf der Wechselwirkung der hydrometeorologischen Verhältnisse mit den Bodeneigenschaften (vgl. ausführliche Diskussion in Kap. 2.2). Es wird damit im wesentlichen von den Steuerungsgrößen *aktuelle* und *potentielle Evapotranspiration* sowie den *hydraulischen Durchlässigkeiten* und den *Porenverhältnissen* der Abdecksubstrate bzw. des abzudeckenden Körpers bestimmt.

Eine *ideale Abdeckung* dieses Typs würde zu Zeiten mit positiver klimatischer Wasserbilanz den Infiltrationsüberschuß im Porenraum der Abdeckung aufnehmen, sowie in Phasen negativer klimatischer Wasserbilanz den Porenraum durch die Verdunstungsleistung der Vegetation wieder leeren. Reicht der verfügbare Porenraum zum Zeitpunkt des auftretenden Niederschlages zur Aufnahme des Infiltrationsüberschusses nicht aus, oder ist der gefüllte Porenraum für die Verdunstung nicht verfügbar, so ist mit einer Abflußbildung bzw. einer Sickerwasserbildung an der Unterkante der Abdeckung zu rechnen.

Dieser charakteristische jahreszeitliche Wechsel von Speicherleerung und Wiederauffüllung sowie die Sickerwasserbildung ist für die drei untersuchten mineralischen Abdeckungen des Versuchshanges in der Abb. 6.1 dargestellt. Die Schwankung des Bodenwasservorrates der obersten 200 cm der Systeme zeigt anschaulich dieses Prinzip der Speicher- und Verdunstungsleistung. Die absolute Höhe des Bodenwasservorrates ist dabei eine Funktion des Gesamtporenvolumens und der nutzbaren Feldkapazität der Substrate, der minimale Bodenwasservorrat zeigt die maximale Speicherleerung durch die Evapotranspiration im Sommer an.

In den beiden Winterhalbjahren 2001/2002 und 2002/2003 erreichte der Bodenwasservorrat über längere Zeiträume konstant diese maximalen Werte der Speicherauffüllung, so daß es in allen drei Abdeckungen zur langanhaltender Sickerwasserbildung an der Unterkante der Abdeckungen kam. Diese Zeiträume ausgeprägter Staunässe und Abflußbildung wurden mit den Felduntersuchungen umfassend und anschaulich dokumentiert. Insbesondere auf den Ein-

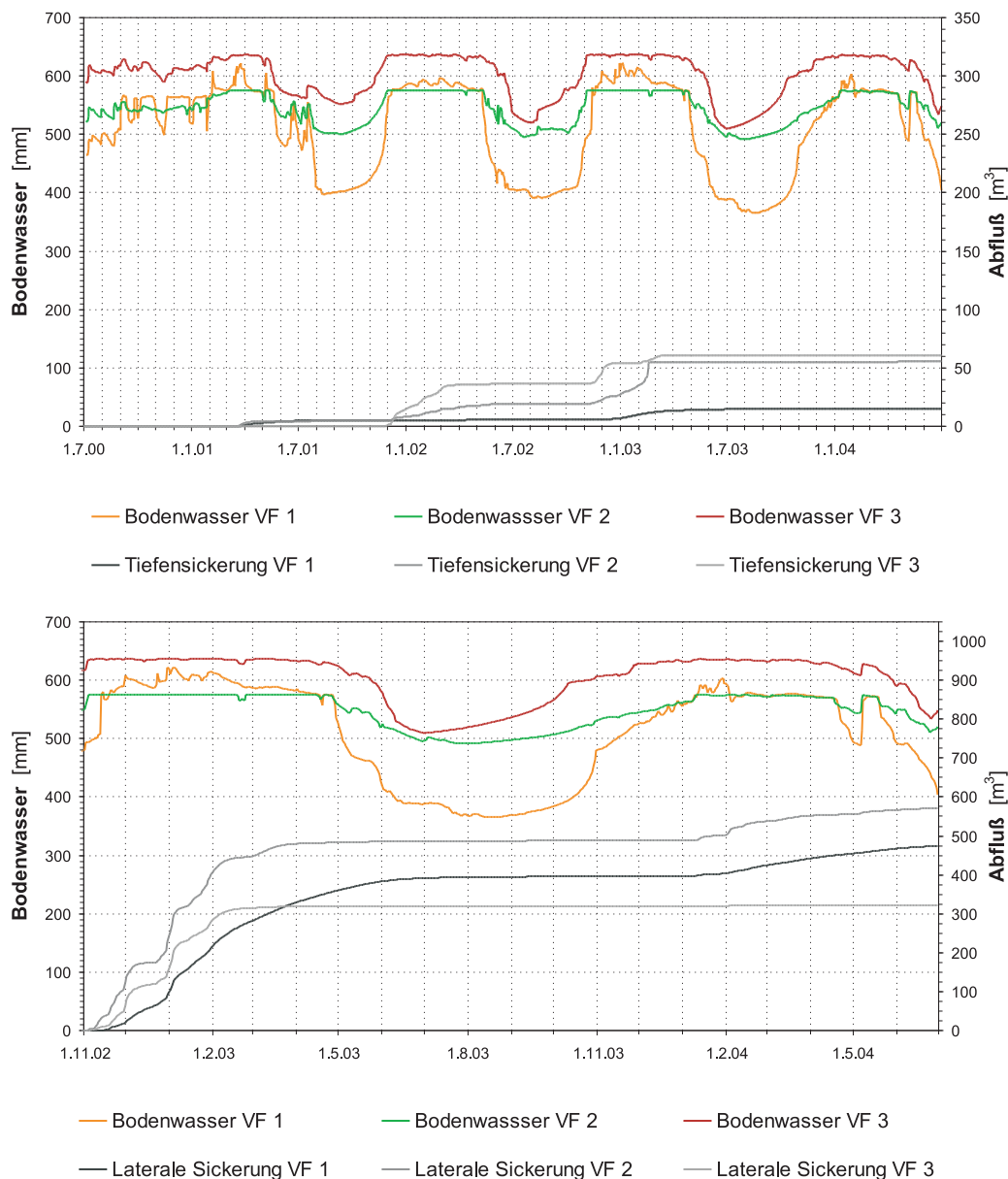


Abb. 6.1: Bodenwasservorrat der obersten 200 cm der Versuchsabdeckungen bzw. der Zwischenabdeckung und des Haldenmaterials, sowie Tiefensickerung der Lysimeter (oben) und hypodermischer Abfluß der Dränagen (unten).

schichtabdeckungen zeigten die Messungen in diesen Zeiträumen dauerhaft Tensionen kleiner Feldkapazität. Hier erfolgte die Speicherauffüllung der Reaktivierungsschicht schon früh in den Herbstmonaten, so daß schon die ersten größeren Winterniederschläge zur unmittelbaren Abflußbildung führten. In den Sommermonaten war dagegen die Speicherwirkung ausreichend, um auch sehr große Infiltrationsmengen (wie im August 2002) aufzunehmen, ohne daß es bei solchen Starkniederschlägen zur tiefen Sickerwasserbildung kam.

Daß die Abflußbildung in den Wintermonaten an der Unterkante der Abdeckung nur teilweise in das abzudeckende Substrat einsickert, wie auf dem Versuchshang beobachtet, beruht auf dem zusätzlichen Dichtungseffekt hoch

Tab. 6.1: Ergebnis der Wasserhaushaltsprognose: Spannweiten der langjährigen Mittel der Sickerung in den Versuchsfeldern 1–3, Einbauzustand und Boden-, Vegetations- und Klimaszenarien (jeweils HYDRUS_2D) und Ergebnisse der HELP-Prognose Deponieklasse I und II.

	A_u [mm a ⁻¹]	[%]
VF 1–3, Einbauzustand	25,7–102,3	3,5–13,8
VF 1–3, Boden-/Vegetationssz. I	25,9–96,7	3,5–13,1
VF 1–3, Boden-/Vegetationssz. II	154,3–191,5	20,9–25,9
VF 1–3, Klimaszenario I	17,6–62,2	2,5–8,7
VF 1–3, Klimaszenario II	13,9–51,7	2,2–8,1
VF 1–3, Boden-/Vegetationssz. I, Klimasz. II	19,7–77,8	3,1–12,1
VF 1–3, Boden-/Vegetationssz. II, Klimasz. II	114,3–131,4	17,9–20,5
Deponieklasse I	43,8	5,9
Deponieklasse I, gealtert	179,9	24,4
Deponieklasse I, gealtert, Klimaszenario II	134,9	21,1
Deponieklasse II	0,0	0,0
Deponieklasse II, gealtert	1,1	0,1
Deponieklasse II, gealtert, Klimaszenario II	0,8	0,1

verdichteter Lagen der Rekultivierungsschicht, des Haldenmaterials bzw. auf der Funktionsfähigkeit der Dichtungsschicht in der Zweischichtabdeckung. Eine nur auf der Wirkung des *Speicher- und Verdunstungskonzeptes* basierende Abdeckung würde zu wesentlich höheren Sickerraten in das Haldenmaterial führen, wie die Simulationsergebnisse zeigen³⁷. Für die drei untersuchten Abdeckungen liegen deshalb die Sickerraten des *Speicher- und Verdunstungskonzeptes* bei ca. 150–190 mm (Boden-/Vegetationsszenario II, Tab. 6.1) bzw. bei 21–26 % des Niederschlages – und damit deutlich oberhalb der Modellergebnisse für den Versuchshang (Szenarien Einbauzustand bzw. Boden-/Vegetationsszenario I). Auch unter den trockenen Bedingungen des prognostizierten Klimawandels bleiben die Sickerraten des reinen *Speicher- und Verdunstungskonzeptes* mit > 100 mm hoch.

Als Fazit muß deshalb konstatiert werden, daß weder unter den derzeitigen, noch unter den prognostizierten hydrometeorologischen Bedingungen für Ostthüringen dieser Ansatz Sickerraten erwarten läßt, die in der Größenordnung einer Standarddeponieabdeckung (Dreischichtsystem) liegen. Wird auf dichtende Elemente verzichtet, so liegt die Sickerung in das Haldenmaterial um den Faktor 3–4 oberhalb der Werte einer Standarddichtung des Typs Deponieklasse I. Nur eine gealterte mineralische Deponiedichtung zeigt eine Sickerung

³⁷ Boden- und Vegetationsszenario II, Erhöhung der K_s -Werte Dichtungsschicht bzw. Haldenmaterial um Faktor 10.

in vergleichbarer Größenordnung.

Die in Kap. 3.2 genannte *standortbezogene hydraulische Anforderung*, mit einer zulässigen Sickerung in das Haldenmaterial von 10–20 % des Niederschlages, wird durch alle drei im Feld untersuchten Abdeckungen unter rezenten Verhältnissen des Einbauzustandes erreicht. In dem wahrscheinlichsten Szenario der langfristigen Entwicklung der Abdeckung, mit einer Kombination der Einflüsse der Abflußzunahme durch die Erhöhung der hydraulischen Durchlässigkeiten, sowie der abflußmindernden Wirkung durch den prognostizierten Klimawandel, werden Sickerraten vorhergesagt, welche mit 18–21 % im oberen Bereich dieser zulässigen Sickerung liegen.

Wie für die Beobachtungen zu den Einschichtabdeckungen, gilt für die als Standardkonzept zur Abdeckung von säuregenerierenden Bergmassen geltende Zweischichtabdeckung, daß die hydraulische Wirkung in hohem Maße von der seitlichen Wegführung des Sickerwassers an der Unterkante der Rekultivierungsschicht abhängt. Hier zeigte sich, daß die Verhältnisse auf dem Versuchshang – mit einer geringen Dränkapazität der Rekultivierungsschicht – trotz niedriger hydraulischer Durchlässigkeit der Dichtungsschicht zu einer hohen Durchsickerung dieser Schicht führen. Nur eine höhere Dränkapazität würde die Sickerung reduzieren, so daß dann Sickerraten < 100 mm erreicht werden können.

Daß der verbreitete Einsatz der Zweischichtabdeckung in der Praxis der Sanierung von Bergbaualtlasten ursprünglich aus der Fragestellung der Verringerung der Gasdiffusion abgeleitet ist, ist aus den Feldergebnissen und den Simulationen des Sauerstoffeintrages in das Haldenmaterial ersichtlich. Diese zeigen, daß durch die mächtigere, mit einer bindigen, kompakten und dauerhaft feuchten Dichtungsschicht versehene Zweischichtabdeckung die Diffusion in das Haldenmaterial effektiv verringert werden kann. In den Einschichtabdeckungen, mit der in den Feldversuchen dokumentierten tiefgründigen Austrocknung bis weit in das Haldenmaterial hinein, treten dagegen einzelne Schübe mit hoher Diffusion auf, die – insbesondere bei der Annahme der trockeneren Bodenverhältnisse der Szenarien der Boden-, Vegetations- und Klimaentwicklung – zu wesentlich höheren Prognosen des Sauerstoffeintrages führen.

Damit zeigt sich insgesamt, daß eine Reihe von Faktoren der zwei wesentlichen Aspekte des Speicher- und Verdunstungskonzeptes, nämlich

- der Funktion der Rekultivierungsschicht und der
- Funktion der Vegetationsdecke,

in der praktischen Umsetzung des Konzeptes stark limitierend auf das Ziel der Verdunstungsmaximierung bzw. der Minimierung der Sickerung wirken können.

So läßt sich eine *niedrige nutzbare Feldkapazität des Substrates* nur in Grenzen durch eine Erhöhung der Profiltiefe ausgleichen. Zwar ist aus Untersuchungen

zu Schöpftiefen von Waldstandorten bekannt, daß sowohl Laub- als auch Nadelbaumarten aus Profiltiefen von bis zu 1,5–2 m ihren Feuchtebedarf decken, also unter diesen Vegetationsstandorten das Bodenprofil sehr tiefreichend im Sommer austrocknen kann (z.B. [BORER 1980](#), [BRECHTEL 1980](#), [LEHNARDT u. BRECHTEL 1983](#), [BROCKMANN u. BRECHTEL 1985a](#), [KREUTZER 1985](#)). Auch von tiefwurzelnden Agrarpflanzen und der Krautschicht sind Schöpftiefen bis 2 m in tiefgründigen Lößböden dokumentiert bei klimatischem Trockenstreß ([KNOBLAUCH u. ROTH 1995](#)). Auch die hier vorgestellten Felduntersuchungen zeigen diese hohe Schöpftiefe der Vegetation.

Da aber der nutzbare Porenraum der Rekultivierungssubstrate mit typischen Werten der nFK von < 10 bis 15 mm recht gering ist, kommt es vergleichsweise schnell zu einer Sickerwasserbildung, wie hier gezeigt wurde. Den hohen Anforderungen an eine wasserhaushaltlich wirksame Rekultivierungsschicht steht damit eine gegenteilige Praxis gegenüber, in der technologische Randbedingungen und die Verfügbarkeit von Substrat zum Bau der Rekultivierungsschicht die Eigenschaften dieser Schicht bestimmen.

Aus vielen Untersuchungen zu „Rekultivierungsböden“, sowohl aus der bergbaulichen Rekultivierung als auch aus dem Deponiebau, ist bekannt, das diese oft wesentlich schlechtere Eigenschaften aufweisen als oben zur Umsetzung des Speicher- und Verdunstungskonzeptes gefordert (z.B. [SMITH et al. 1971](#), [PEDERSEN et al. 1980](#), [SCHAFER et al. 1980](#), [FEHRENBACHER et al. 1982](#), [BUSLER et al. 1984](#), [SCHRIEFER 1985](#), [THURMAN u. SENCINDIVER 1986](#), [POTTER et al. 1988](#), [HAUBOLD u. SCHRÖDER 1989](#), [SCHNEIDER u. SCHRÖDER 1995](#), [BECHER 1997](#), [NIKLAUS et al. 1997](#), [TRESSELT et al. 1998](#), [NEUMANN et al. 2003](#)). Hohe Verdichtungsgrade, hohe Steingehalte und geringe Gehalte an organischer Substanz lassen zwar eine Begrünung zu, reduzieren jedoch die im Anforderungsprofil (Kap. 2.2.1) genannte wasserhaushaltliche Speicherwirkung ganz wesentlich.

So weisen z.B. die typischen Rekultivierungsböden in den rheinischen und mitteldeutschen Braunkohlerevieren zwar hohe Schluffanteile auf, sind jedoch oft hoch verdichtet mit geringem Grobporenvolumen und haben damit (vor allem aufgrund der geringen Anteile an engen Grobporen im Bereich von pF 1,8 bis 2,5) relativ niedrige nutzbare Feldkapazitäten gegenüber vergleichbaren Lößböden der Region ([SCHRÖDER et al. 1985](#), [HAUBOLD-ROSAR et al. 1991](#), [BARTEL et al. 1997](#), [SCHMIDT et al. 1997](#), [SCHNEIDER et al. 1997](#), [SCHNEIDER u. SCHRÖDER 1997](#), [DUMBECK 1998](#), [HAUBOLD-ROSAR 1998](#), [SCHNEIDER et al. 1998](#)).

Eine zweiter limitierender Faktor ist der *Makroporenfluß in der Rekultivierungsschicht*, der zum schnellen und tiefen Transport von Sickerwasser führen kann. Die Sickerwasserbewegung und -speicherung in der Rekultivierungsschicht geht im konzeptionellen Ansatz des Speicher- und Verdunstungskonzeptes von einem unimodalen Porensystem aus. Als möglicher Versagensfall wird die Überschreitung des auffüllbaren Porenraumes im hydrologischen Winterhalbjahr oder bei Starkniederschlagsereignissen gesehen. So beurteilen [HAUSER et al. \(2001\)](#) den Versagensfall einer Speicher- und Verdunstungsabdeckung aus dem langjährigen maximalen Niederschlagsereignis, und dem aus FK und PWP abgeleiteten auffüllbaren Bodenwasserspeicher. Auch [SCANLON](#)

et al. (2005) leiten Empfehlungen zu Schichtmächtigkeiten einer Verdunstungsabdeckung aus Betrachtungen der nFK ab. Dieses Konzept geht damit insgesamt von einem homogenen Matrixfluß des Sickerwassers in der speichernden Rekultivierungsschicht aus.

Porensysteme in natürlichen oder in anthropogenen Böden sind jedoch häufig bimodal mit einem Anteil von Makroporen, in dem eine schnelle Sickerwasserbewegung erfolgen kann, ohne den Porenraum der Bodenmatrix vollständig auffüllen zu müssen (*preferential flow*; zur Thematik Makroporenfluß siehe z.B. BOUMA 1981 und BEVEN u. GERMANN 1982). So kann eine Sickerwasserbildung an der Unterkante der Rekultivierungsschicht nicht nur bei Überschreiten der Speicherkapazität des Porenraumes, sondern auch bei Sickerereignissen mit tiefreichendem präferenziellen Fluß auftreten. Die Ergebnisse der Felduntersuchungen haben die Relevanz der schnellen Fließereignisse auch in großen Profiltiefen gezeigt.

Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen weiterhin, daß für die *Wirkung der Vegetationsdecke* die wesentliche Limitation das Energiedargebot ist, ausgedrückt als potentielle Evapotranspiration. Die klimatische Wasserbilanz einer Nadelwaldvegetation in Ostthüringen wurde mit +198 mm bestimmt³⁸, die klimatische Wasserbilanz einer Grasvegetation ist mit +81 mm etwas günstiger – beide Werte lassen jedoch eine deutliche Sickerwasserbildung erwarten. Die klimatische Wasserbilanz ist damit am Standort weit ungünstiger, als in vielen der in Kap. 2.2 genannten Untersuchungen zum Speicher- und Verdunstungskonzept, welche vor allem in Gebieten mit deutlich negativ verlaufender klimatischer Wasserbilanz durchgeführt wurden. So gehen auch HAUSER et al. (2001) erst bei einem Verhältnis $ET_P : P > 1,2$ von eingeschränkten, bei $> 1,5$ von günstigen Verhältnissen für den Einsatz dieses alternativen Ansatzes aus.

Auch wenn sich die mittlere Sickerwassermenge durch die Maximierung der Verdunstungsleistung einer Abdeckung reduzieren läßt, so wird zumindest kurzzeitig bei ungünstigen hydrologischen Verhältnissen mit höheren Versickerungsraten zu rechnen sein, wenn die Sickerwasserrate alleine durch die hydraulischen Durchlässigkeiten des Substrates, z.B. bei Starkniederschlagsereignissen mit präferenziellen Fluß in Makroporen bestimmt wird.

Selbst unter semiariden oder ariden Verhältnissen kann eine signifikante Sickerung durch eine Oberflächenabdeckung auftreten, wenn die oben genannten Prozesse bedeutsam sind, wie die Ergebnisse der Versuchsanlagen Hanford, aus der Amargosa-Wüste und aus Los Alamos, USA zeigen (KIRKHAM u. GEE 1983, GEE u. KIRKHAM 1984, GEE 1987, GEE et al. 1989b, CAMPBELL et al. 1991, GEE et al. 1992 u. 1994, ANDRASKI 1997a u. 1997b, NYHAN et al. 1998 und GEE et al. 2002). Bei schlecht entwickelter Vegetation mit nur flacher Durchwurzelung sowie hohen hydraulischen Durchlässigkeiten im Oberboden oder Ausprägung eines Makroporensystems führen einzelne Starkregenereignisse zu schnellem, tiefen Sickerwassertransport. Für einen natürlichen, ariden Standort mit Grasvegetation bei Hanford, USA (Niederschlag 160 mm a⁻¹) wurden so, bedingt durch vereinzelt auftretende Winterniederschläge, Versickerungsraten von bis zu > 30 % in einer dreijährigen Versuchsdauer gemessen

³⁸ Zeitraum 1970–1999, ET_P : Summe Interzeption und potentielle Transpiration Kiefernbestand.

(GEE et al. 1992). Als Fazit dieser Untersuchungen nennen GEE et al. (2005) die *Annahme, daß semiaride oder aride Verhältnisse per se eine Sickerung ausschließen, einen Mythos.*

Eine Oberflächenabdeckung, nur basierend auf dem Speicher- und Verdunstungskonzept, kann also auch unter sehr günstigen Bedingungen einzelne Sickerwasserschübe nicht verhindern, auch wenn die mittleren Sickerraten sehr gering sein können. Sollen diese Einzelereignisse für einen Standort vermieden werden, so sind zusätzliche funktionale Elemente eines Abdecksystems zu integrieren, wie sie unter Kap. 2.1 genannt wurden. Die in den USA am Standort Hanford als Vorzugsvariante vorgesehene Endabdeckung mit (sehr hohen) Anforderungen an die Lebensdauer von 1000 Jahren und einer Sickerwasserrate nahe Null ist deshalb redundant als Verdunstungs- und Dichtschichtsystem ausgelegt (WING u. GEE 1994, GEE u. WARD 1997), so daß auch bei Ausfall der hydraulischen Funktionalität eines der zwei Systeme eine Versickerung in den Untergrund vermieden werden kann.

Auch in der Deponiepraxis kann die Rekultivierungsschicht als zweites Element, z.B. neben einem Dicht- oder Kapillarsperrenelement, einen wesentlichen Anteil an der Gesamtfunktionalität des Abdecksystems einnehmen, wenn die dargestellten Aspekte des Speicher- und Verdunstungskonzeptes umgesetzt werden. Unabdingbar ist jedoch hierfür eine entsprechende Wahrnehmung der potentiellen Funktionalität dieser Schicht in der Sanierungs- und Deponiepraxis, sowie der Aufnahme wichtiger, hier diskutierter Substrateigenschaften der Rekultivierungsschicht in die entsprechenden Regelwerke.

Damit konnte die im Kap. 1.2 umrissene Fragestellung mit den durchgeführten Feld- und Simulationsmethoden abschließend beantwortet, und die Anwendung des alternativen Ansatzes zur Oberflächenabdeckung geprüft und bewertet werden.

Ansätze für weitere Untersuchungen, offene Fragen der Thematik der Oberflächenabdeckung sowie methodische Erweiterungen der vorliegenden Arbeit wurden in den vorangegangenen Kapiteln angerissen. Für die Fragestellung des Wasser- und Gashaushaltes der Abdeckung sind zwei Themenkomplexe zu nennen:

- *Simulation des Wasserhaushaltes der Abdeckung:* Sowohl die HELP-, als auch die HYDRUS_2D-Ergebnisse zeigen, daß die Abbildung des Wasserhaushaltes mit diesen Modellen einige wichtige beobachtete Prozesse der Hydrologie der Abdeckung nicht berücksichtigen, wie etwa den Makroporenfluß. Mit der fortschreitenden Modellentwicklung ist zu erwarten, daß die Güte der Modellanpassung zunimmt, so daß auch z.B. einzelne Oberflächenabflußereignisse sicher prognostizierbar werden.
- *Gekoppeltes 2D-Modell Hydrologie/Geochemie:* Zur Prognose der Oxidationsprozesse im Haldenmaterial, und damit des Schadstoffaustrages, ist die Koppelung der vorgelegten Prognosen zur Hydrologie und des Gashaushaltes mit einem entsprechenden Ansatz zur Simulation der Geochemie notwendig, welcher die Instationarität der einzelnen Sickerwasser- und Diffusionsschübe berücksichtigt.

Danksagung

Mein besonderer Dank gilt der Wismut GmbH für die Möglichkeit, die Ergebnisse der hydrologischen Untersuchungsflächen für die vorliegende Arbeit zu nutzen. Für alle Unterstützung, Diskussionen und Anregungen danke ich insbesondere Dr. Michael Paul, Gert Neubert, Dr. Albrecht Neudert sowie den Mitarbeitern des Technikums Thomas Mehlhorn, Michael Brodale und Dieter Seyfarth für die Betreuung im Feld. Ein Wegbereiter der Felduntersuchungen war Bernd Eschrich (†). Für alle Diskussionen möchte ich mich bei Silvia Jahn, Mirko Köhler, Dr. René Kahnt und Dorit Zimmermann bedanken.

Für die Betreuung der Arbeit sowie für viele Anregungen und kritische Diskussionen bedanke ich mich bei Prof. Dr. H. Zepp, Ruhr-Universität Bochum. Gleichermaßen bedanke ich mich bei Prof. Dr. Schumann und Prof. Dr. Gies für ihre Tätigkeit als Gutachter.

Für die gute Zusammenarbeit bei der technischen Betreuung der Versuchsanlagen möchte ich mich bei den Mitarbeitern der UGT GmbH Müncheberg, insbesondere bei B. Fürst und M. Beuter, sowie der UTK GmbH Zeitz, R. Oestreicher bedanken.

Weiterhin danke ich dem Staatlichen Umweltamt Münster, Herrn M. Brandenburg, für die unkomplizierte Bereitstellung von Daten der Großlysimeteranlage St. Arnold sowie dem Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt Magdeburg, Herrn Wolfgang Wiermann, für die Daten der Großlysimeteranlage Colbitz. Für die Übersendung der Klimaprognosen des GLOWA-Projektes danke ich Herrn Dr. P. Werner (Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung PIK).

Ohne die Anregungen, den Support und die Diskussionen mit den Programmautoren der hier verwendeten Software wären die Modellierungsarbeiten in diesem Umfang nicht möglich gewesen. Hierfür bedanke ich mich bei Dr. K. Berger (Universität Hamburg) für den Support beim HELP-Modell, bei Dr. M. Fredlund (Saskatoon) für den Support bei SoilVision und allen Diskussionen der $\theta(\psi)$ -Funktion, sowie bei Prof. Dr. J. Šimůnek (University of California Riverside) für den Support beim HYDRUS_2D-Modell sowie allen Teilnehmern des HYDRUS-Diskussionsforums unter <http://www.pc-progress.cz>.

Den Mitarbeitern der Universitätsbibliothek Chemnitz danke ich ganz herzlich für die geduldige Bearbeitung aller Aufträge.

Diese Arbeit wurde mit L^AT_EX und KOMA-Script gesetzt. Für alle Hilfe beim Satz danke ich den Diskussionsteilnehmern von `de.comp.text.tex`.

Nicht zuletzt möchte ich meiner Familie und allen Freunden für ihre Unterstützung danken – ohne Euch wäre die Arbeit nicht möglich gewesen!

Literatur

- AACHIB, M.; AUBERTIN, M. u. CHAPUIS, R. [1994]: Column tests investigation of milling wastes properties used to build cover systems. *In: LAND RECLAMATION AND MINE DRAINAGE CONFERENCE: S. 128-137.* **40**
- ABOUKHALED, A. u. SARRAF, S. [1972]: Irrigation requirements of crops in Lebanon as determined by a neutron probe with reference to other methods. *In: MACKSOUD, S. (Hrsg.): S. 43-52.* **57**
- ACID ROCK DRAINAGE [1997]: *Proc. Fourth Intern. Conf., Vancouver, B.C. Canada, 31.5-6.6.1997.*
- ADAM, M. [2005]: Identification of discrepancies on water quantity and quality data according to lysimeter types. *In: BAL (Hrsg.): S. 139-142.* **56**
- ADDISCOTT, T.; SMITH, J. u. BRADBURY, N. [1995]: Critical evaluation of models and their parameters. *J. Environ. Qual., Bd. 24, S. 803-807.* **116**
- ADI [1996a]: Engineering design and construction report phase IV – Composite soil cover acid waste rock study Heath Steele Mines. *ADI Nolan Davis, MEND Report 2.31.1b.* **39**
- ADI [1996b]: Monitoring report phase IV – Composite soil cover acid waste rock study Heath Steele Mines. *ADI Nolan Davis, MEND Report 2.31.1bb.* **39**
- ADI [1998]: Monitoring program 1995–96 phase V – Composite soil cover acid waste rock pile 7/12 at Heath Steele, New Brunswick. *ADI Nolan Davis, MEND Report 2.31.1c.* **39**
- AG BODEN [1994]: Bodenkundliche Kartieranleitung. *Ad-hoc Arbeitsgruppe Boden. Hannover.* **346**
- AGSTER, G. [1985]: Vergleich des Wasser- und Stoffhaushalts in einem Nadel- und Laubwaldgebiet des Schönbuschs. *In: NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD (Hrsg.): S. 481-490.* **171**
- AKINDUNNI, F.; GILLHAM, R. u. NICHOLSON, R. [1991]: Numerical simulations to investigate moisture-retention characteristics in the design of oxygen-limiting covers for reactive mine tailings. *Can. Geotech. J., Bd. 28, S. 446-451.* **41**
- ALBRECHT, B. u. BENSON, C. [2001]: Effect of desiccation on compacted natural clays. *J. Geotech. Geoenviron. Engrg., Bd. 127, S. 67-75.* **14, 16, 243**
- ALBRECHT, B. u. BENSON, C. [2002]: Diskussion zu ALBRECHT u. BENSON (2001). *J. Geotech. Geoenviron. Engrg., Bd. 128, S. 356-360.* **17, 29**
- ALBRIGHT, W.; BENSON, C.; GEE, G.; ABICHO, T.; ROESLER, A. u. ROCK, S. [2003]: Evaluating the alternatives. *Civ. Engrg.-ASCE, Bd. 73, S. 70-75.* **29**
- ALBRIGHT, W.; BENSON, C.; GEE, G.; ROESLER, A.; ABICHO, T.; APIWANTRAGOON, P.; LYLES, B. u. ROCK, S. [2004]: Field water balance of landfill final covers. *J. Environ. Qual., Bd. 33, S. 2317-2332.* **29**
- ALBRIGHT, W.; GEE, G.; WILSON, G. u. FAYER, M. [2002]: Alternative Cover Assessment Project: Phase I report. *Desert Research Institute, Nevada, USA; Rep. 41183.* **28**
- ALLEN, R. [1986]: A Penman for all seasons. *J. Irrig. Drain. Engrg., ASCE, Bd. 112, S. 348-368.* **104, 192**

-
- ALLEN, R.; HOWELL, T.; PRUITT, W.; WALTER, I. u. JENSEN, M. (Hrsg.) [1991a]: Lysimeters for evapotranspiration and environmental measurements. *New York. Proceedings international symposium on lysimetry, Honolulu, Hawaii, 23-25.7.1991.*
- ALLEN, R.; JENSEN, M.; WRIGHT, J. u. BURMAN, R. [1989]: Operational estimates of reference evapotranspiration. *Agron. J., Bd. 81, S. 650-662.* **104, 192**
- ALLEN, R.; PEREIRA, L.; RAES, D. u. SMITH, M. [1998]: Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. *FAO Irrig. Drain. Paper, Bd. 56. Rom.* **104, 106, 107, 111, 112**
- ALLEN, R.; PRUITT, W. u. JENSEN, M. [1991b]: Environmental requirements for lysimeters. *In: ALLEN, R.; HOWELL, T.; PRUITT, W.; WALTER, I. u. JENSEN, M. (Hrsg.): S. 170-181.* **56**
- ALLERUP, P. u. MADSEN, H. [1980]: Accuracy of point precipitation measurements. *Nordic Hydrol., Bd. 11, S. 57-70.* **84**
- ALMEIDA, M. u. DE MELLO, L. (Hrsg.) [2002]: Environmental Geotechnics. *Proc. 4th Int. Congr., Rio de Janeiro, Brazil, 11-15.8.2002.*
- AMERICAN METEOROLOGICAL SOCIETY (Hrsg.) [1992]: 21st conference on agricultural and forest meteorology. *Proc., San Diego, California, 7-11.3.94.*
- AMERICAN NUCLEAR SOCIETY (Hrsg.) [1996]: International topical meeting on nuclear and hazardous waste management – Spectrum '96. *Proc., Seattle, Washington, 18-23.8.96.*
- ANDERSON, J. [1997]: Soil-plant cover systems for final closure of solid waste landfills in arid regions. *In: REYNOLDS, T. u. MORRIS, R. (Hrsg.): S. 27-38.* **28**
- ANDERSON, J.; SHUMAR, M.; TOFT, N. u. NOWAK, R. [1987]: Control of the soil water balance by sagebrush and three perennial grasses in a cold-desert environment. *Arid Soil Res. Rehab., Bd. 1, S. 229-244.* **20**
- ANDRASKI, B. [1997a]: Soil-water movement under natural-site and waste-site conditions: A multiple-year field study in the Mojave Desert, Nevada. *Water Resour. Res., Bd. 33, S. 1901-1916.* **238**
- ANDRASKI, B. [1997b]: Test-trench studies in the Amargosa-Desert, southern Nevada: Results and application of information to landfill covers in arid environments. *In: REYNOLDS, T. u. MORRIS, R. (Hrsg.): S. 165-179.* **238**
- ANDRINA, J.; MILLER, S. u. NEALE, A. [2003]: The design, construction, instrumentation and performance of a full-scale overburden stockpile trial for mitigation of acid rock drainage, Grassberg Mine, Papua province, Indonesia. *In: FARELL, T. u. TAYLOR, G. (Hrsg.): S. 123-132.* **36**
- ANKENY, M.; COONS, L.; MAJUMDAR, P.; KELSEY, J. u. MILLER, M. [1997]: Performance and cost considerations for landfill caps in semi-arid climates. *In: REYNOLDS, T. u. MORRIS, R. (Hrsg.): S. 243-261.* **18**
- ARLT, K.-J. u. WOLSFELD, N. [2004]: Angepasste Oberflächenabdichtungs-Systeme für Monodeponien der Stahlindustrie – 2 Jahre Monitoring der 12 Testfelder am Standort Dillinger Hütte. *In: EGLOFFSTEIN, T.; BURKHARDT, G. u. CZURDA, K. (Hrsg.): S. 241-257.* **30**
- ARNEKLEIV, J. u. STØRSET, L. [1995]: Downstream effects of mine drainage on benthos and fish in a Norwegian river: A comparison of the situation before and after river rehabilitation. *J. Geochem. Exploration, Bd. 52, S. 35-43.* **37**

- ARYA, L.; DIEROLF, T.; SOFYAN, A.; WIDJAJA-ADHI, I. u. VAN GENUCHTEN, M. [1998]: Field measurement of the saturated hydraulic conductivity of a macroporous soil with unstable subsoil structure. *Soil Sci., Bd. 163, S. 841–852.* **15**
- ASAE (Hrsg.) [1985]: Advances in Evapotranspiration. *American Society of Agricultural Engineers, Proceedings of the national conference, Chicago, Illinois, 16-17.12.1985. St. Joseph.*
- ASCE (Hrsg.) [1990]: Waste containment systems: Construction, regulation, and performance. *Geotech. Spec. Publ., Bd. 26. Proc. Symp. American Society Civil Engineers, San Francisco, 6-7.11.1990.*
- ASCOUGH II, J.; RECTOR, H.; DEER-ASCOUGH, L. u. MALTBY, V. [1997]: Validation of the hydrological evaluation of landfill performance (HELP) version 3 model for landfill test cells in Michigan, Utah, and Delaware. *In: REYNOLDS, T. u. MORRIS, R. (Hrsg.): S. 69–86.* **93, 98**
- AUBERTIN, M.; BUSSIÈRE, B.; BARBERA, J.-M.; CHAPUIS, R.; MONZON, M. u. AACHIB, M. [1997]: Construction and instrumentation of in situ test plots to evaluate covers built with clean tailings. *In: ACID ROCK DRAINAGE: S. 715–730.* **40**
- AUSSENAC, G. u. BOULANGEAT, C. [1980]: Interception des précipitations et évapotranspiration réelle dans des peuplements de feuillu (*Fagus silvatica* L.) et de résineux (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb) Franco). *Ann. Sci. Forest., Bd. 37, S. 91–107.* **81**
- AYRES, B.; DIROM, G.; CHRISTENSEN, D.; JANUSZEWSKI, S. u. O’KANE, M. [2003a]: Performance of cover system field trials for waste rock at Myra Falls operations. *In: FARELL, T. u. TAYLOR, G. (Hrsg.): S. 233–239.* **41, 56**
- AYRES, B.; O’KANE, M.; CHRISTENSEN, D. u. LANTEIGNE, L. [2002]: Construction and instrumentation of waste rock test covers at Whistle Mine, Ontario, Canada. *In: TAILINGS AND MINE WASTE 2002: S. 163–171.* **41**
- AYRES, B.; SILVEIRA, C.; ELLICE, C.; CHRISTENSEN, D. u. O’KANE, M. [2003b]: Development of a cover system design for potentially acid-forming tailings at Peak Gold Mines. *In: FARELL, T. u. TAYLOR, G. (Hrsg.): S. 957–963.* **29**
- AZCUE, J. (Hrsg.) [1999]: Environmental impacts of mining activities. *Berlin.*
- AZCUE, J.; MUDROCH, A.; ROSA, F.; HALL, G.; JACKSON, T. u. REYNOLDSON, T. [1995]: Trace elements in water, sediments, porewater, and biota polluted by tailings from an abandoned gold mine in British Columbia, Canada. *J. Geochem. Exploration, Bd. 52, S. 25–34.* **37**
- AZCUE, J. u. NRIAGU, J. [1995]: Impact of abandoned mine tailings on the arsenic concentrations in Moira Lake, Ontario. *J. Geochem. Exploration, Bd. 52, S. 81–89.* **37**
- AZIZ, M. u. FERGUSON, K. [1997]: Equity Silver Mine – integrated case study. *In: ACID ROCK DRAINAGE: S. 181–195.* **40**
- BACHMANN, J. u. VON FELDE, D. [1998]: Vergleich verschiedener Deponieoberflächenabdichtungssysteme unter dem Aspekt Emissionsminimierung und Rekultivierbarkeit. *Z. Kulturtechnik u. Landentw., Bd. 39, S. 220–227.* **18**
- BAKER, J. u. LASCANO, R. [1989]: The spatial sensitivity of time-domain reflectometry. *Soil Sci., Bd. 147, S. 378–384.* **75**
- BAL (Hrsg.) [1991]: Art der Sickerwassergewinnung und Ergebnisinterpretation. *Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Bericht über die 1. Gumpensteiner Lysimetertagung, 16-17.4.1991. Irdning.*

-
- BAL (Hrsg.) [1993]: Lysimeter und ihre Hilfe zur umweltschonenden Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Nutzflächen. *Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Bericht über die 3. Gumpensteiner Lysimetertagung, 20-21.4.1993. Irdning.*
- BAL (Hrsg.) [1994]: Übertragung von Lysimeterergebnissen auf landwirtschaftlich genutzte Flächen und Regionen. *Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Bericht über die 4. Gumpensteiner Lysimetertagung, 19-20.4.1994. Irdning.*
- BAL (Hrsg.) [1995]: Stofftransport und Stoffbilanz in der ungesättigten Zone. *Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Bericht über die 5. Gumpensteiner Lysimetertagung, 25-26.4.1995. Irdning.*
- BAL (Hrsg.) [1996]: Lysimeter im Dienste des Grundwasserschutzes. *Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Bericht über die 6. Gumpensteiner Lysimetertagung, 16-17.4.1996. Irdning.*
- BAL (Hrsg.) [1997]: Lysimeter und nachhaltige Landnutzung. *Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Bericht über die 7. Gumpensteiner Lysimetertagung, 7-9.4.1997. Irdning.*
- BAL (Hrsg.) [1999]: Stoffflüsse und ihre regionale Bedeutung für die Landwirtschaft. *Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Bericht über die 8. Gumpensteiner Lysimetertagung, 13-14.4.1999. Irdning.*
- BAL (Hrsg.) [2001]: Gebietsbilanzen bei unterschiedlicher Landnutzung. *Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Bericht über die 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, 24-25.4.2001. Irdning.*
- BAL (Hrsg.) [2003]: Bericht über die 10. Gumpensteiner Lysimetertagung. *Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, 29-30.4.2003. Irdning.*
- BAL (Hrsg.) [2005]: Lysimetrie im Netzwerk der Dynamik von Ökosystemen. *Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Bericht über die 11. Gumpensteiner Lysimetertagung, 5-6.4.2005. Irdning.*
- BALÄZS, A. [1982]: Ein kausalanalytischer Beitrag zur Quantifizierung des Bestands- und Nettoniederschlags von Waldbeständen. *Beitr. z. Hydrol. Kirchzarten*. **26**, **171**, **177**
- BALÄZS, A. u. BRECHTEL, H. [1985]: Einflüsse des Standortes und der Bestockung auf die örtliche Niederschlagsbilanz. *In: NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD (Hrsg.): S. 91-102.* **171**
- BALEK, J.; ČERMÁK, J.; KUČERA, J. u. PRAX, A. [1983]: A direct method for forest transpiration measurement. *J. Hydrol., Bd. 66, S. 123-131.* **110**
- BALL, B.; O'SULLIVAN, M. u. HUNTER, R. [1988]: Gas diffusion, fluid flow and derived pore continuity indices in relation to vehicle traffic and tillage. *J. Soil Sci., Bd. 39, S. 327-339.* **42**
- BARNEKOW, U.; NEUDERT, A. u. HOEPFNER, U. [2004]: Re-contouring and final covering of Trünzig and Culmitzsch tailings ponds at WISMUT. *Proc. IAEA-Meeting, Straz, 5-7.9.2004.* **46**
- BARNES, F. u. RODGERS, J. [1988]: Evaluation of hydrologic models in the design of stable landfill covers. *Los Alamos Nat. Lab. EPA/600/2-88/048.* **93**, **98**
- BARTEL, W.; SCHNEIDER, R. u. SCHRÖDER, D. [1997]: Bodenphysikalische Untersuchungen von Kippenböden und gewachsenen Böden unter Ackernutzung im Westelbischen Braunkohlerevier. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 85, S. 831-834.* **237**

- BARTHEL, F. [1993]: Die Urangewinnung auf dem Gebiet der ehemaligen DDR von 1945 bis 1990. *Geol. Jahrb. A, Bd. 142, S. 335–346.* **31**
- BASELGA, J. u. ALLEN, R. [1996]: A Penman-Monteith for a semi-arid climate in south-western Spain. *In: CAMP, C.; SADLER, E. u. YODER, R. (Hrsg.): S. 999–1007.* **104, 192**
- BATHURST, J. [1986]: Sensitivity analysis of the systeme hydrologique europeen for an upland catchment. *J. Hydrol., Bd. 87, S. 103–123.* **118**
- BAUER, B. [2003]: Strukturbildung in der mineralischen Komponente von Deponiedichtungen. *Bremen.* **14**
- BAUER, B.; HORN, R.; TAUBNER, H. u. TIPPKÖTTER, R. [2004]: Primäre und sekundäre Grobporen in mineralischen Oberflächendichtungen. *Müll u. Abfall, Bd. 36, S. 496–502.* **14**
- BAUER, H.-D. [1997]: Staubbelastungen in untertägigen Betrieben der ehemaligen Wismut während der Frühphase der Uranerzgewinnung nach dem 2. Weltkrieg. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft, Bd. 57, S. 349–354.* **33**
- BAUMGARTL, T.; HORN, R.; RICHARDS, B. u. JUNGE, T. [2002]: Possibilities for long-term security of capping systems of landfills using mineral substrates. *In: JAKUBICK, A.; MAGER, D. u. METZLER, D. (Hrsg.): S. 1–11.* **14, 15**
- BAUMGARTNER, A. [1965]: Energetic bases for differential vaporization from forest and agricultural lands. *In: SOPPER, W. u. LULL, H. (Hrsg.): S. 381–389.* **25**
- BECHER, H. [1971]: Ein Verfahren zur Messung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit. *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk., Bd. 128, S. 1–12.* **91**
- BECHER, H. [1975]: Bemerkungen zur Ermittlung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit unter nichtstationären Bedingungen. *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk., Bd. 138, S. 1–12.* **91**
- BECHER, H. [1997]: Eindringwiderstand von Einzelaggregaten nach Rekultivierung von Lehmgruben. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 85, S. 59–62.* **237**
- BECKER, A.; KLÖCK, W.; FRIESE, K.; SCHRECK, P.; TREUTLER, H.-C.; SPETTEL, B. u. DUFF, M. [2001]: Lake Süßer See as a natural sink for heavy metals from copper mining. *J. Geochem. Exploration, Bd. 74, S. 205–217.* **37**
- BECKER, K.-W. [1994]: Der klimatologische und pedohydrologische Vergleich Lysimeter – Freiland als Grundlage der Datenübertragung. *In: BAL (Hrsg.): S. 87–93.* **57**
- BECKERS, N. [2005]: Böden auf künstlichen und natürlichen Substraten der ostthüringischen Bergbaufolgelandschaft als Senken und Quellen bergbauinduzierter Stoffe. *Regensburger Beitr. Bodenk., Landschaftsöko., Quartärforsch., Bd. 5.* **33**
- BECKERS, N.; RAAB, T. u. VÖLKEL, J. [2003]: Grundlagen des Stofftransfers in der Pedosphäre einer rekultivierten Halde im Gebiet des ehemaligen Uranbergbaus Ostthüringens. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 102, S. 47–48.* **33**
- BECKMANN, T.; HASENPUSCH, K.; KÜCKE, M. u. ALTEMÜLLER, H.-J. [1991]: Strukturstörungen beim Einbau von keramischen Saugkerzen auf unterschiedlichen Böden. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 66, S. 107–108.* **64**
- BECKMANN, T.; KÜCKE, M.; HASENPUSCH, K. u. ALTEMÜLLER, H.-J. [1992]: Einbaubedingte Gefügeänderungen in der Bodenzone um keramische Saugkerzen. *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk., Bd. 155, S. 247–250.* **64**
- BELL, A.; RILEY, M. u. YANFUL, E. [1994]: Evaluation of a composite soil cover to control acid waste rock pile drainage. *In: BUREAU OF MINES (Hrsg.): S. 113–121.* **39**

-
- BELL, A.; RILEY, M. u. YANFUL, E. [1995]: Evaluation of a composite soil cover to control acid waste rock pile drainage. *CIM Bulletin, Bd. 88, S. 41–46.* **39**
- BELMANS, C.; WESSELING, J. u. FEDDES, R. [1983]: Simulation model of the water balance of a cropped soil: SWATRE. *J. Hydrol., Bd. 63, S. 271–286.* **93**
- BENECKE, P. [1984]: Der Wasserumsatz eines Buchen- und eines Fichtenwaldökosystems im Hochsolling. *Schriften Forstl. Fak. Univ. Göttingen u. Niedersächs. Forstl. Versuchsanstalt, Bd. 77. Frankfurt a. M.* **95, 171**
- BENECKE, P. [1985]: Bildung und Bilanzierung der Wasserhaushaltskomponenten forstlicher Ökosysteme. In: NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD (Hrsg.): *S. 389–401.* **171**
- BENSON, C.; ABICHOU, T.; OLSON, M. u. BOSSCHER, P. [1995a]: Winter effects on hydraulic conductivity of compacted clay. *J. Geotech. Engrg., Bd. 121, S. 69–79.* **15**
- BENSON, C.; CHAMBERLAIN, E.; ERICKSON, A. u. WANG, X. [1995b]: Assessing frost damage in compacted clay liners. *Geotech. Test. J., Bd. 18, S. 324–333.* **15, 16**
- BENSON, C. u. DANIEL, D. [1990]: Influence of clods on hydraulic conductivity of compacted clay. *J. Geotech. Engrg., Bd. 116, S. 1231–1250.* **14**
- BENSON, C.; DANIEL, D. u. BOUTWELL, G. [1999]: Field performance of compacted clay liners. *J. Geotech. Geoenviron. Engrg., Bd. 125, S. 390–403.* **14**
- BENSON, C.; GUNTER, J.; BOUTWELL, G.; TRAUTWEIN, S. u. BERZANSKIS, P. [1997]: Comparison of four methods to assess hydraulic conductivity. *J. Geotech. Geoenviron. Engrg., Bd. 123, S. 929–938.* **15, 264**
- BENSON, C.; HARDIANTO, F. u. MOTAN, E. [1994]: Representative specimen size for hydraulic conductivity assessment of compacted soil liners. In: DANIEL, D. u. TRAUTWEIN, S. (Hrsg.): *S. 3–29.* **15**
- BENSON, C. u. OTHMAN, M. [1993]: Hydraulic conductivity of compacted clay frozen and thawed in situ. *J. Geotech. Engrg., Bd. 119, S. 276–294.* **15, 290**
- BERGER, K. [1998]: Validierung und Anpassung des Simulationsmodells HELP zur Berechnung des Wasserhaushalts von Deponien für deutsche Verhältnisse. *Hamburg.* **97, 116, 181, 189, 191, 199**
- BERGER, K. [2000a]: Möglichkeiten und Grenzen der Anwendung des HELP-Modells. *Müll u. Abfall, Bd. 7, S. 65–76.* **97**
- BERGER, K. [2000b]: Neues zur Entwicklung des HELP-Modells und zu Möglichkeiten und Grenzen seiner Anwendung. In: RAMKE, H.-G.; BERGER, K. u. STIEF, K. (Hrsg.): *S. 19–50.* **97**
- BERGER, K. [2001]: Weiterentwickeltes HELP-Modell 3.50 D zur Simulation des Wasserhaushalts von Deponieabdichtungssystemen verfügbar. *Müll u. Abfall, Bd. 33, S. 469–472.* **97, 199**
- BERGER, K. [2002]: Einsatz des HELP-Modells im Rahmen der Abschätzung der Austrocknungsgefährdung von mineralischen Dichtschichten. In: RAMKE, H.-G.; GARTUNG, E.; HEIBROCK, G.; LÜKEWILLE, W.; MELCHIOR, S.; VIELHABER, B.; BOHNE, K.; MEIER-HARTH, U. u. WITT, K.-J. (Hrsg.): *S. 365–376.* **97**
- BERGER, K. [2003]: Simulation des Wasserhaushalts von Oberflächenabdichtungssystemen – Stand und Entwicklungsperspektiven des HELP-Modelles. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 102, S. 619–620.* **97**

- BERGER, K. u. MIEHLICH, G. [1997]: Zur Eignung des HELP-Modells zur Simulation des Wasserhaushalts von Oberflächenabdichtungssystemen für Deponien und Altlasten. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, Bd. 85, S. 1287–1290. **98**
- BERGER, K.; SCHNEIDER, W. u. MIEHLICH, G. [1999]: Validierung des HELP-Modells zur Wasserhaushaltssimulation von Oberflächenabdichtungssystemen. *Wasser u. Boden*, Bd. 51, S. 20–25. **97, 191**
- BERGER, K. u. SOKOLLEK, V. [1997]: Sind qualifizierte Abdeckungen von Altdeponien unter den gegebenen klimatischen Voraussetzungen der BRD sinnvoll bzw. möglich? In: EGGLEFFSTEIN, T. u. BURKHARDT, G. (Hrsg.): S. 15–39. **30**
- BERGER, K.; STEINERT, B.; MELCHIOR, S.; BURGER, K. u. MIEHLICH, G. [1996]: Validierungsstudie zur Simulation des Abflußverhaltens in Kapillarsperren mit SWMS_2D. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, Bd. 79, S. 91–94. **93, 101**
- BERGSTRÖM, L. [1990]: Use of lysimeters to estimate leaching of pesticides in agricultural soils. *Env. Pollut.*, Bd. 67, S. 325–347. **55**
- BERNHOFER, C.; BLANFORD, J.; SIEGWOLF, R. u. WEDLER, M. [1996]: Applying single and two layer canopy models to derive conductances of a scots pine plantation from micrometeorological measurements. *Theor. Appl. Climatol.*, Bd. 53, S. 95–104. **110**
- BERNHOFER, C. u. GOLDBERG, V. [2001]: Statistische Untersuchungen regionaler Klimatrends in Sachsen. *Dresden. Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie*. **120**
- BETHKE, H. u. WEMHOFF, T. [2002]: Sicherung der Altablagerung Bockhorner Weg mit einer modifizierten Kombinationsdichtung. *Manuskript zum Vortrag 10. Braunschweiger Deponie- und Dichtwandbauseminar, 21-22.3.02*. **30**
- BEVEN, K. u. GERMANN, P. [1982]: Macropores and water flow in soils. *Water Resour. Res.*, Bd. 18, S. 1311–1325. **238**
- BEWS, B.; O’KANE, M.; WILSON, G.; WILLIAMS, D. u. CURREY, N. [1997]: The design of a low flux cover system, including lysimeters, for acid generating waste rock in semi-arid environments. In: ACID ROCK DRAINAGE: S. 747–762. **29**
- BEWS, B.; WILSON, G. u. DURHAM, A. [1998]: The use of unsaturated soils principles in the design of low flux covers for solid waste management. In: SOCIETY OF SOIL MECHANICS AND GEOTECHNICAL ENGINEERING (Hrsg.): S. 196–199. **40**
- BEYER, K.; KADEN, M.; RAASCH, E. u. SCHUPPAN, W. [1995]: Wismut – „Erz für den Frieden“? *Marienberg*. **31**
- BEYER, L. [1990]: Die Standortbewertung der biologischen Aktivität von Böden über Ermittlung der Bodenatmung und der zellulolytischen Aktivität im Feld. *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk.*, Bd. 153, S. 261–269. **129**
- BEZUIDENHOUT, N.; VAN NIEKERK, A. u. VERMAAK, J. [2000]: The effects of natural soil covers on geochemical processes associated with coal discard deposits – Results from a pilot scale study. In: SMME (Hrsg.): S. 827–839. **40**
- BFS (Hrsg.) [1992]: Jahresbericht 1991. *Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter*.
- BFS (Hrsg.) [1994]: Jahresbericht 1994. *Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter*.
- BFS (Hrsg.) [1996a]: Jahresbericht 1995. *Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter*.
- BFS [1996b]: Umweltradioaktivität im Ostthüringer Bergbauggebiet. *Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter. BfS-ST-9/96*. **33**
- BFS (Hrsg.) [1998]: Jahresbericht 1997. *Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter*.

-
- BJERKHOLT, J. u. MYHR, E. [1996]: Potential evapotranspiration from some agricultural crops. In: CAMP, C.; SADLER, E. u. YODER, R. (Hrsg.): S. 317–322. 103
- BLACK, T. u. KELLIHER, F. [1989]: Processes controlling understorey evapotranspiration. *Phil. Trans. R. Soc. London, Ser. B, Bd. 324*, S. 207–231. 26
- BLATTNER, M. [1999]: Bestimmung des Bestandesniederschlags ohne räumlich hoch aufgelöste Messung. *Ber. Freiburger Forstl. Forsch., Bd. 7*, S. 7–10. 79
- BLIGHT, J. u. BLIGHT, G. [1998]: Using the radiation balance to measure evaporation losses from the surface of the soil. In: SOCIETY OF SOIL MECHANICS AND GEOTECHNICAL ENGINEERING (Hrsg.): S. 327–332. 56
- BLÜMEL, W.; MÜLLER-KIRCHENBAUER, A. u. MARKWARDT, N. [2002a]: Lysimeteruntersuchungen zu Wasserdurchlässigkeit und -haushalt an Deponieabdichtungssystemen mit Bentonitmatten. *Geotechnik, Bd. 25*, S. 261–270. 18
- BLÜMEL, W.; MÜLLER-KIRCHENBAUER, A.; EHRENBERG, H. u. VON MAUBEUGE, K. [2002b]: Langzeituntersuchungen zur Wasserdurchlässigkeit von Bentonitmatten in Lysimetern. In: EGLOFFSTEIN, T.; BURKHARDT, G. u. CZURDA, K. (Hrsg.): S. 183–198. 18
- BLUME, H.-P. u. ZIMMERMANN, U. [1975]: Zum Einfluß landwirtschaftlicher und forstlicher Nutzung auf die Wasser- und Luftverhältnisse typischer Böden aus Löß Nordwürttembergs. *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk., Bd. 138*, S. 541–550. 42, 109
- BMFT (Hrsg.) [1994]: Sicherung von Altlasten: Erfahrungen und Empfehlungen. Hamburg. Bundesministerium für Forschung und Technologie.
- BMU (Hrsg.) [2003]: Hydrologischer Atlas von Deutschland. Bonn. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. 197, 214
- BOAST, C. u. ROBERTSON, T. [1982]: A „micro-lysimeter“ method for determining evaporation from bare soil: Description and laboratory evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 46*, S. 689–696. 56
- BÖKE, E. u. LINDSTEDT, H.-J. [1981]: Zur Grundwasserneubildung in Waldgebieten der Rhein-Main-Niederung. *Geol. Jahrb. Hessen, Bd. 109*, S. 179–189. 109
- BÖNECKE, G. [1994]: Forstwirtschaftliche Belange bei der Oberflächenabdichtung und Rekultivierung von Deponien. In: EGLOFFSTEIN, T. u. BURKHARDT, G. (Hrsg.): S. 409–424. 28
- BÖNECKE, G. [1995]: Beeinflussung des Wasserhaushalts von Abdeckungen durch höheren Bewuchs – unter besonderer Berücksichtigung von Wald als Vegetationsdecke. In: EGLOFFSTEIN, T. u. BURKHARDT, G. (Hrsg.): S. 14/1–16. 28
- BÖNECKE, G. [2001]: Verzicht auf Oberflächenabdichtungen durch forstliche Rekultivierung von Deponien – Deponiewald statt Oberflächenabdichtungen? In: EGLOFFSTEIN, T.; BURKHARDT, G. u. CZURDA, K. (Hrsg.): S. 263–280. 27, 28
- BOHL, H. [1996]: Eichung von TDR zur Wassergehaltsbestimmung in Böden auf Basis gemischt-dielektrischer Modelle. *Bodenökol. Bodengen., Bd. 22*. Berlin. 70
- BOLEN, M.; ROESLER, A.; BENSON, C. u. ALBRIGHT, W. [2001]: Alternative Cover Assessment Program: Phase II report. *Geo Eng. Rep., Bd. 01-10*. Madison, Wisconsin. 28
- BOMAN, B. [1994]: Evapotranspiration by young florida flatwoods citrus trees. *J. Irrig. Drain. Engrg., ASCE, Bd. 120*, S. 80–88. 109

- BONN, S. [2005]: Versuchsfläche Crossen: Auswertung der Xylemflussmessungen im Jahr 2004. *Unver. Bericht, Dendro-Institut Tharandt*. 218
- BONN, S. [2006]: Versuchsfläche Crossen: Auswertung der Xylemflussmessungen im Jahr 2005. *Unver. Bericht, Dendro-Institut Tharandt, in Vorbereitung*. 218
- BORER, F. [1980]: Zur Wasserbilanz eines Einzelbaums innerhalb eines Waldbestands. *Schweiz. Z. Forstwes., Bd. 131, S. 423–441*. 109, 237
- BORTNIKOVA, S.; SMOLYAKOV, B.; SIDENKO, N.; KOLONIN, G.; BESSONOVA, E. u. ANDROSOVA, N. [2001]: Geochemical consequences of acid mine drainage into a natural reservoir: Inorganic precipitation and effects on plankton activity. *J. Geochem. Exploration, Bd. 74, S. 127–139*. 37
- BOSCH, J. u. HEWLETT, J. [1982]: A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *J. Hydrol., Bd. 55, S. 3–23*. 26
- BOTHMANN, P. [1997]: Anforderungen an Oberflächenabdichtung und Wasserhaushaltsschicht bei vorgesehener Aufforstung. In: PRÜHS, H. (Hrsg.): *S. 317–325*. 28
- BOTHMANN, P. [2000]: Bedeutung der Rekultivierungsschicht für die langfristige Sicherheit von Deponien. In: RAMKE, H.-G.; BERGER, K. u. STIEF, K. (Hrsg.): *S. 181–189*. 27, 28
- BOUMA, J. [1981]: Soil morphology and preferential flow along macropores. *Agric. Water Manag., Bd. 3, S. 235–250*. 238
- BOUTEN, W. [1995]: Soil water dynamics of the Solling spruce stand, calculated with the FORHYD simulation package. *Ecol. Model., Bd. 83, S. 67–75*. 109
- BOUTEN, W. u. JANSSON, P.-E. [1995]: Water balance of the Solling spruce stand as simulated with various forest-soil-atmosphere models. *Ecol. Model., Bd. 83, S. 245–253*. 93
- BOVE, D.; MAST, M.; WRIGHT, W.; VERPLANCK, P.; MEEKER, G. u. YAGER, D. [2000]: Geologic control on acidic and metal-rich waters in the southeast Red Mountains area, near Silverton, Colorado. In: SMME (Hrsg.): *S. 523–533*. 36
- BOWDERS JR., J. u. MCCLELLAND, S. [1994]: The effects of freeze/thaw cycles on the permeability of three compacted soils. In: DANIEL, D. u. TRAUTWEIN, S. (Hrsg.): *S. 461–481*. 16
- BOWERMAN, A. u. REDENTE, E. [1998]: Biointrusion of protective barriers at hazardous waste sites. *J. Environ. Qual., Bd. 27, S. 625–632*. 17
- BRACHNER, A.; GROSCHE, B. u. MARTIGNONI, K. [1996]: Datenlage zur geplanten Wismut-Kohortenstudie nach Analyse von 8001 Datensätzen. In: BFS (Hrsg.): *S. 70–72*. 33
- BRÄCKER, W. [2004]: Fachliche Eckpunkte für die Beurteilung von Ausnahmeanträgen nach § 14 Absatz 6 Deponieverordnung. In: EGLOFFSTEIN, T.; BURKHARDT, G. u. CZURDA, K. (Hrsg.): *S. 61–73*. 30
- BRAUN, G. [1975]: Entwicklung eines physikalischen Wasserhaushaltsmodells für Lysimeter. *Mitt. Leichtweiss-Inst. Wasserbau Tech. Univ. Braunschweig, Bd. 49. Braunschweig*. 93
- BRAUN, H. [1976]: Rhythmus und Größe von Wachstum, Wasserverbrauch und Produktivität des Wasserverbrauchs bei Holzpflanzen. II. *Acer platanoides* L., *Acer pseudoplatanus* L. und *Fraxinus excelsior* L. mit einem Vergleich aller untersuchten Baumarten einschließlich einiger *Populus*-Klone. *Allg. Forst- u. Jagd-Z., Bd. 147, S. 163–168*. 109

-
- BRAUN, J. [1973]: Baum und Umwelt. *Allg. Forst- u. Jagd-Z.*, Bd. 144, S. 60–62. **109**
- BRECHTEL, H. [1965]: Methodische Beiträge zur Erfassung der Wechselwirkung zwischen Wald und Wasser. *Forstarchiv*, Bd. 36, S. 229–241. **79**
- BRECHTEL, H. [1970]: Wald und Retention – Einfache Methoden zur Bestimmung der lokalen Bedeutung des Waldes für die Hochwasserdämpfung. *Dtsch. Gewässerserk. Mitt.*, Bd. 14, S. 91–103. **80, 171**
- BRECHTEL, H. [1973]: Ein methodischer Beitrag zur Quantifizierung des Einflusses von Waldbeständen verschiedener Baumarten und Altersklassen auf die Grundwasserneubildung in der Rhein-Main-Ebene. *Z. Deutsch. Geol. Ges.*, Bd. 124, S. 593–605. **109**
- BRECHTEL, H. [1978]: Möglichkeiten der Steuerung des Wasserhaushaltes von Deponien durch Pflanzendecken. *Abfallwirtschaft TU Berlin*, Bd. 3, S. 186–220. **22**
- BRECHTEL, H. [1980]: Bestimmung der Menge und Tiefe des Bodenwasser-Aufbrauches von Waldbeständen auf Lockersediment-Standorten mit abgesenktem Grundwasser. *Tagung der IUFRO-Arbeitsgruppen S 1.2-06 (Standortklassifizierung) und S 1.02-07 (Quantitative Untersuchung von Standortfaktoren) vom 5. bis 9. Mai 1980 in Wien*. **109, 237**
- BRECHTEL, H. u. PAVLOV, M. [1977]: Niederschlagsbilanz von Waldbeständen verschiedener Baumarten und Altersklassen in der Rhein-Main-Ebene. Vorläufige Schätztabelle zur Ermittlung des Nettoniederschlags und der Interceptions-Verdunstung des Waldes, auf der Basis örtlich gemessener Monatssummenwerte des Freilandniederschlags. *Arbeitspapier. Kuratorium für Wasser und Kulturbauwesen (KWK)*. **172**
- BRÉDA, N.; GRANIER, A.; BARATAUD, F. u. MOYNE, C. [1995]: Soil water dynamics in an oak stand. *Plant a. Soil*, Bd. 172, S. 17–27. **109**
- BREDEHOEFT, J. u. KONIKOW, L. [1992]: Diskussion zu DE MARSILY et al. (1992). *Advanc. Wat. Res.*, Bd. 15, S. 371–372. **116**
- BREH, W.; GIURGEA, V. u. HÖTZL, H. [2002]: Langzeitbeobachtung zum Verhalten einer verstärkten mineralischen Dichtungsschicht in einer kombinierten Oberflächenabdichtung. In: RAMKE, H.-G.; GARTUNG, E.; HEIBROCK, G.; LÜKEWILLE, W.; MELCHIOR, S.; VIELHABER, B.; BOHNE, K.; MEIER-HARTH, U. u. WITT, K.-J. (Hrsg.): S. 75–89. **17**
- BRETSCHNEIDER, D.; PETROLL, M. u. ROSER, T. [1990]: Wismut – 40 Jahre Uranbergbau in Thüringen und Sachsen. *Dokumentation, Deutsch. Atomforum e. V.* **32**
- BRIDGE, B.; SABBURG, J.; HABASH, K.; BALL, J. u. HANCOCK, N. [1995]: The dielectric behaviour of clay soils and its application to time domain reflectometry. *Aust. J. Soil Res.*, Bd. 34, S. 825–835. **71**
- BRINGFELT, B. [1982a]: A forest evapotranspiration model using synoptic data. *Rep. Meteor. Climatol.*, Bd. RMK 36. SMHI Norrköping. **111**
- BRINGFELT, B. [1982b]: Air humidity and radiation influence on forest transpiration. *Agricult. Meteorol.*, Bd. 26, S. 297–307. **111**
- BRINGFELT, B. [1985]: A forest evapotranspiration model using synoptic weather data. In: HUTCHISON, B. u. HICKS, B. (Hrsg.): S. 161–176. **110**
- BRINGFELT, B. u. HÅRSMAR, P.-O. [1974]: Rainfall interception in a forest in the Velen hydrological representative basin. Treatment of data from the summer and autumn of 1973. *Nordic Hydrol.*, Bd. 5, S. 146–165. **171**

- BRINGFELT, B. u. LINDROTH, A. [1987]: Synoptic evapotranspiration model applied to two northern forests of different density. *J. Hydrol., Bd. 95, S. 185–201.* **111**
- BROCKMANN, W. u. BRECHTEL, H. [1985a]: Einflüsse des Standortes auf die Bodenwasserbilanz von Laub- und Nadelwaldbeständen verschiedener Altersklassen auf Lockersediment-Standorten. *In: NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD (Hrsg.): S. 235–243.* **237**
- BROCKMANN, W. u. BRECHTEL, H. [1985b]: Kronendurchlass, Stammabfluss und Interzeptionsverdunstung eines Buchenaltbestandes und deren Beziehungen zum Freiflächenniederschlag. *In: NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD (Hrsg.): S. 59–76.* **81**
- BROLL, G.; DUNGER, W.; KEPLIN, B. u. TOPP, W. (Hrsg.) [1997]: Rekultivierung in Bergbaufolgelandschaften. Bodenorganismen, bodenökologische Prozesse und Standortentwicklung. *Geowissensch. + Umwelt, Bd. 4.*
- BRONSWIJK, J.; NUGROHO, K.; ARIBAWA, I.; GROENENBERG, J. u. RITSEMA, C. [1993]: Modeling of oxygen transport and pyrite oxidation in acid sulphate soils. *J. Environ. Qual., Bd. 22, S. 544–554.* **36**
- BRÜLHART, A. [1969]: Jahreszeitliche Veränderungen der Wasserbindung und der Wasserbewegung in Waldböden des schweizerischen Mittellandes. *Schweiz. Anst. Forstl. Versuchswesen: Mitt., Bd. 45, S. 126–233.* **109**
- BRUMMEISL, A.; LIECKFELD, G.; SCHÖFFL, P.; SCHÖPF, A. u. SCHWANKNER, R. [1991]: Frühe Anwendungen von Z = 92 (Uran). *In: JACOBS, H. u. BONKA, H. (Hrsg.): S. 85–95.* **31**
- BRUTSAERT, W. [1984]: Evaporation into the atmosphere. *Dordrecht.* **55, 103**
- BS [2004a]: Fachliche Stellungnahme zu strahlenschutzrechtlichen und wasserwirtschaftlichen Aspekten im Zusammenhang mit der Endabdeckung im Bereich des Bauloses I/1 der IAA Trünzig. *Unver. Bericht, Brenk Systemplanung GmbH, Aachen.* **46, 47**
- BS [2004b]: Strahlenschutz- und wasserrechtliches Gutachten zum vorzeitigen Beginn der Abdeckung des rückverfüllten Uranerztagebaus Lichtenberg der WISMUT GmbH. *Unver. Bericht, Brenk Systemplanung GmbH, Aachen.* **47**
- BUCHTER, B.; HINZ, C.; WYDLER, H. u. FLÜHLER, H. [1999]: Evaluation of temperature and bypass flow sensitivity of tensiometers in a field soil. *Geoderma, Bd. 87, S. 281–291.* **64**
- BUCZKO, U.; GERKE, H. u. HÜTTL, R. [1999]: Beschreibung der räumlichen Verteilung hydraulischer Eigenschaften in Abraumkippen des Braunkohletagebaues und deren Effekt auf Fluß und Stofftransport. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 91, S. 148–151.* **101**
- BUCZKO, U.; GERKE, H. u. HÜTTL, R. [2003]: Ein- und zweidimensionale Modellierung der Wasserflüsse in heterogenen, forstlich rekultivierten Kippenböden des Braunkohletagebaues. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 102, S. 53–54.* **101**
- BUNZL, K.; KRETNER, R.; SCHRAMEL, P.; SZELES, M. u. WINKLER, R. [1995]: Speciation of ^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{228}Ra , and stable Pb in the soil near an exhaust ventilating shaft of a uranium mine. *Geoderma, Bd. 67, S. 45–53.* **33**
- BURCH, G.; BATH, R.; MOORE, I. u. O'LOUGHLIN, E. [1987]: Comparative hydrological behaviour of forested and cleared catchments in southeastern Australia. *J. Hydrol., Bd. 90, S. 19–42.* **26**
- BUREAU OF MINES (Hrsg.) [1994]: Mine drainage. *Intern. land reclamation and mine drainage conference and third intern. conf. on the abatement of acidic drainage.*

-
- BURGER, H. [1934]: Einfluß des Waldes auf den Stand der Gewässer. *Zürich*. 23
- BURKHARDT, G. u. EGLOFFSTEIN, T. [1994]: Ausführungsvarianten von Oberflächenabdichtungssystemen und Hinweise zu deren Auswahl. In: EGLOFFSTEIN, T. u. BURKHARDT, G. (Hrsg.): *S. 59–101*. 13
- BURKHARDT, G. u. EGLOFFSTEIN, T. (Hrsg.) [1996]: Alternative Dichtungsmaterialien im Deponiebau und in der Altlastensicherung – Innovative, kostengünstige und gleichwertige Lösungen. *Schriftenr. Angew. Geol. Karlsruhe, Bd. 41*.
- BURKHARDT, G. u. EGLOFFSTEIN, T. [2000]: Stand der Technik bei der Oberflächenabdichtung von Altlasten. In: BURKHARDT, G.; EGLOFFSTEIN, T. u. CZURDA, K. (Hrsg.): *S. 85–105*. 13
- BURKHARDT, G. u. EGLOFFSTEIN, T. [2004]: Vorzeitige Stilllegungen nach § 14 Abs. 6 DepV anhand eines Beispiels einer Dk II-Deponie. In: EGLOFFSTEIN, T.; BURKHARDT, G. u. CZURDA, K. (Hrsg.): *S. 75–96*. 46
- BURKHARDT, G.; EGLOFFSTEIN, T. u. CZURDA, K. (Hrsg.) [2000]: Altlasten 2000–Neue Verfahren zur Sicherung und Sanierung. *Karlsruhe*.
- BURMAN, R.; WRIGHT, J. u. JENSEN, M. [1975]: Changes in climate and estimated evaporation across a large irrigated area in Idaho. *Transact. ASAE, Bd. 18, S. 1089–1093*. 57
- BUSSIÈRE, B.; AUBERTIN, M. u. CHAPUIS, R. [2000]: An investigation of slope effects on the efficiency of capillary barriers to control AMD. In: SMME (Hrsg.): *S. 969–977*. 41
- BUSSIÈRE, B.; NICHOLSON, R.; AUBERTIN, M. u. SERVANT, S. [1997]: Effectiveness of covers built with desulphurized tailings: Column tests investigation. In: ACID ROCK DRAINAGE: *S. 763–778*. 40
- BUSSLER, B.; BYRNES, W.; POPE, P. u. CHANEY, W. [1984]: Properties of minesoil reclaimed for forest land use. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 48, S. 178–184*. 237
- BYRNE, G.; DUNIN, F. u. DIGGLE, P. [1988]: Forest evaporation and meteorological data: A test of a complementary theory advection-aridity approach. *Water Resour. Res., Bd. 24, S. 30–34*. 109
- CABRAL, A.; BURNOTTE, F. u. LEFEBVRE, G. [1999]: Application of TDR technology to water content monitoring of capillary barriers made of pulp and paper residues. *Geotech. Test. J., Bd. 22, S. 39–43*. 71
- CABRAL, A.; LEFEBVRE, G.; BURNOTTE, F.; PROULX, M.-F.; AUDET, C.; LABBÉ, M. u. MICHAUD, C. [1997]: Use of deinking residues as cover material in the prevention of AMD generation at an abandoned mine site. In: ACID ROCK DRAINAGE: *S. 1109–1123*. 41, 42
- CADWELL, L.; EBERHARDT, L. u. SIMMONS, M. [1989]: Animal intrusion studies for protective barriers: Status report for FY 1988. *Pacific Northwest Labs., Richland, WA. PNL-6869*. 18
- CALDER, I. [1986]: A stochastic model of rainfall interception. *J. Hydrol., Bd. 89, S. 65–71*. 113
- CALDER, I. [1996]: Dependence of rainfall interception on drop size: 1. Development of the two-layer stochastic model. *J. Hydrol., Bd. 185, S. 363–378*. 113
- CALHEIROS DE MIRANDA, R. u. BUTLER, D. [1986]: Interception of rainfall in a hedgerow apple orchard. *J. Hydrol., Bd. 87, S. 245–253*. 79, 80
- CAMP, C.; SADLER, E. u. YODER, R. (Hrsg.) [1996]: Evaporation and irrigation scheduling. *St. Joseph. Proceedings international conference, San Antonio, Texas, 3-6.11.1996*.

- CAMPBELL, J. [1990]: Dielectric properties and influence of conductivity in soils at one to fifty megahertz. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 54, S. 332-341.* **70, 71**
- CAMPBELL, D. u. MURRAY, D. [1990]: Water balance of snow tussock grassland in New Zealand. *J. Hydrol., Bd. 118, S. 229-245.* **26**
- CAMPBELL, G. [1974]: A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data. *Soil Sci., Bd. 117, S. 311-314.* **127**
- CAMPBELL, M.; GEE, G.; KIRKHAM, R.; PHILLIPS, S. u. WING, N. [1991]: Water balance lysimetry at a nuclear waste site. *In: ALLEN, R.; HOWELL, T.; PRUITT, W.; WALTER, I. u. JENSEN, M. (Hrsg.): S. 125-132.* **238**
- CARBON, B.; BARTLE, G.; MURRAY, A. u. MACPHERSON, D. [1980]: The distribution of root length, and the limits to flow of soil water to roots in a dry sclerophyll forest. *Forest Sci., Bd. 26, S. 656-664.* **17**
- CARLSSON, E. [2002]: Sulphide-rich tailings remediated by soil cover. Evaluation of cover efficiency and tailings geochemistry, Kristeneberg, northern Sweden. *Luleå. Dep. Environ. Engrg., Div. Appl. Geology.* **41**
- CARLYLE-MOSES, D. u. PRICE, A. [1999]: An evaluation of the Gash interception model in northern hardwood stand. *J. Hydrol., Bd. 214, S. 103-110.* **113, 172, 175**
- CARSON, E. (Hrsg.) [1974]: The plant root and its environment. *Charlottesville.*
- CASSEL, D. u. KLUTE, A. [1986]: Water potential: Tensiometry. *In: KLUTE, A. (Hrsg.): S. 563-596.* **64**
- CASTRIGNAGNO, A.; DI BARO, V. u. RIZZO, V. [1991]: Comparisons of different forms of Penman equation. *In: ALLEN, R.; HOWELL, T.; PRUITT, W.; WALTER, I. u. JENSEN, M. (Hrsg.): S. 344-352.* **104, 192**
- CAVADIAS, G. u. MORIN, G. [1986]: The combination of simulated discharges of hydrological models. *Nordic Hydrol., Bd. 17, S. 21-32.* **117**
- CAZAUX, D. u. DIDIER, G. [2000]: Field evaluation of hydraulic performance of geosynthetic clay liners by small and large-scale tests. *Geotex. Geomembr., Bd. 18, S. 163-178.* **18**
- C&E [2001]: Endabdeckung der IAA Trünzig zur Gewährleistung der Langzeitsicherheit. Genehmigungsplanung. *Unver. Bericht, C&E GmbH, Chemnitz.* **46**
- C&E [2004]: Sauerstoffzehrung und Sauerstoffzurückhaltung in Abdeckschichten. *Unver. Bericht, C&E GmbH, Chemnitz.* **77, 227**
- CEPUDER, P.; TULLER, M. u. SHUKLA, M. [1997]: Eignung von Sickerwassersammlern zur Bestimmung der Grundwasserneubildung. *In: BAL (Hrsg.): S. 11-16.* **57**
- CHAMBERLAIN, E.; ISKANDAR, I. u. HUNSICKER, S. [1990]: Effect of freeze-thaw cycles on the permeability and macrostructure of soils. *In: COOLEY, K. (Hrsg.): S. 145-155.* **15**
- CHANG, S.-C. u. MATZNER, E. [2000]: The effect of beech stemflow on spatial pattern of soil solution chemistry and seepage fluxes in a mixed beech/oak stand. *Hydrol. Proc., Bd. 14, S. 135-144.* **81**
- CHAPMAN, J.; HOCKLEY, D.; SEVICK, J.; DACHEL, R. u. PAUL, M. [1998]: Pit backfilling on two continents: Comparison of recent experiences in the Wismut and Flambeau projects. *In: TAILINGS AND MINE WASTE 1998: S. 55-65.* **38**
- CHAPMAN, J.; PAUL, M.; JAHN, S. u. HOCKLEY, D. [2000]: Sulphide and carbonate availability and geochemical controls established from long-term column tests. *In: SMME (Hrsg.): S. 581-590.* **38**

-
- CHAUDHURI, U.; KIRKHAM, M. u. KANEMASU, E. [1990]: Carbon dioxide and water level effects on yield and water use of winter wheat. *Agron. J.*, Bd. 82, S. 637-641. **121**
- CHOQUETTE, M.; GÉLINAS, P. u. ISABEL, D. [1993]: Monitoring of acid mine drainage: Chemical data from La Mine Doyon-south waste rock dump. *Québec. Groupe de recherche en géologie de l'ingénieur, Rapport GREGI 93-05. MEND Report 1.14.2b.* **37**
- CHRISTENSEN, T.; COSSU, R. u. STEGMANN, R. (Hrsg.) [1994]: Landfilling of waste: Barriers. *London.*
- CIOLKOSZ, E.; CRONCE, R.; CUNNINGHAM, R. u. PETERSEN, G. [1985]: Characteristics, genesis, and classification of Pennsylvania minesoils. *Soil Sci.*, Bd. 139, S. 232-238. **119**
- CLEMENTE, R.; DE JONG, R.; HAYHOE, H.; REYNOLDS, W. u. HARES, M. [1994]: Testing and comparison of three unsaturated soil water flow models. *Agric. Water Manag.*, Bd. 25, S. 135-152. **93**
- CLINE, J. [1979]: Biobarriers used in shallow-burial ground stabilization. *Pacific Northwest Labs., Richland, WA. PNL-2918.* **17**
- CLINE, J.; BURTON, F.; CATALDO, D.; SKIENS, W. u. GANO, K. [1982]: Long-term biobarriers to plant and animal intrusions of uranium tailings. *Pacific Northwest Labs., Richland, WA. DOE/UMT-0209.* **17**
- CLINE, J.; GANO, K. u. ROGERS, L. [1980]: Loose rock as biobarriers in shallow land burial. *Health Phys.*, Bd. 39, S. 497-504. **17**
- COMEGNA, V.; COPPOLA, A. u. SOMMELLA, A. [1999]: Nonreactive solute transport in variously structured soil materials as determined by laboratory-based time domain reflectometry (TDR). *Geoderma*, Bd. 92, S. 167-184. **70**
- COOLEY, K. (Hrsg.) [1990]: Frozen soil impacts on agricultural, range, and forest lands. *Proc. Symp., Hannover, New Hampshire, 21-22.3.1990.*
- COOPER, J.; GARDNER, C. u. MACKENZIE, N. [1990]: Soil controls on recharge to aquifers. *J. Soil Sci.*, Bd. 41, S. 613-630. **95**
- COOPER, T. u. LOCKWOOD, J. [1987]: The influence of rainfall distribution in numerical simulation of evapotranspiration from a multilayer model pine canopy. *Water Resour. Res.*, Bd. 23, S. 1645-1656. **110**
- CORWIN, D. [1995]: Sensitivity analysis of a simple layer-equilibrium model for the one-dimensional leaching of solutes. *Env. Sci. Health/A*, Bd. A30, S. 201-238. **118**
- CORWIN, D. (Hrsg.) [1996]: Applications of GIS to the modeling of non-point source pollutants in the vadose zone. *Soil Sci. Soc. Am. Spec. Publ.*, Bd. 48. *Madison, Wisconsin.*
- CORWIN, D.; LETEY JR., J. u. CARRILLO, M. [1999a]: Modeling non-point source pollutants in the vadose-zone: Back to the basics. *In: CORWIN, D.; LOAGUE, K. u. ELLSWORTH, T. (Hrsg.): S. 323-342.* **116, 118**
- CORWIN, D.; LOAGUE, K. u. ELLSWORTH, T. (Hrsg.) [1999b]: Assessment of non-point source pollution in the vadose zone. *Geophys. Monogr.*, Bd. 108.
- CRANK, J. [1975]: The mathematics of diffusion. *Oxford.* **124, 128**
- CURRIE, J. u. ROSE, D. [1985]: Gas diffusion in structured materials: The effect of tri-modal pore size distributions. *J. Soil Sci.*, Bd. 36, S. 487-493. **41**

- CZARWINSKI, R. u. LEHMANN, R. [1991]: Die Strahlenexposition durch Radon und Radon-Folgeprodukte in Gebäuden der Bergbauggebiete in Sachsen und Thüringen und eine Analyse der Ursachen. *In: JACOBS, H. u. BONKA, H. (Hrsg.): S. 313–323.* **32**
- CZARWINSKI, R. u. LEHMANN, R. [1992]: Die Beeinflussung der Radonkonzentration in Gebäuden durch Bergbau. *In: BFS (Hrsg.): S. 137–140.* **33**
- CZERATZKI, W. [1966]: Die Bewegungen des Bodenwassers in Unterdrucklysimetern unter dem Einfluß von Verdunstung und Frostwirkung bei verschiedenem Bodenzustand. *Landbauf. Völkenrode, Bd. 16, S. 143–154.* **56**
- CZURDA, K. [1992]: Die Frostempfindlichkeit von mineralischen Deponieabdichtungen. *In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. (Hrsg.): S. 159–182.* **15**
- CZURDA, K. u. STIEF, K. (Hrsg.) [1996]: Oberflächenabdichtung oder Oberflächenabdeckung? Regelwerke oder alternative Systeme? *Schriftenr. Angew. Geol. Karlsruhe, Bd. 45. Karlsruhe.*
- DAHLSTRÖM, B. [1986]: The improvement of point precipitation data on an operational basis – A modular concept. *In: SEVRUK, B. (Hrsg.): S. 125–129.* **88**
- DALTON, F. [1992]: Development of time-domain reflectometry for measuring soil water content and bulk soil electrical conductivity. *In: TOPP, G.; REYNOLDS, W. u. GREEN, R. (Hrsg.): S. 143–167.* **69, 70**
- DANE, J. u. TOPP, G. (Hrsg.) [1986]: Methods of soil analysis – Part 4: Physical methods.
- DANIEL, D. [1984]: Predicting hydraulic conductivity of clay liners. *J. Geotech. Engrg., Bd. 110, S. 285–300.* **14**
- DANIEL, D. [1995a]: Soil barrier layers versus geosynthetic barriers in landfill cover systems. *In: DUNN, R. u. SINGH, U. (Hrsg.): S. 1–18.* **13**
- DANIEL, D. [1995b]: State of the art of U.S. landfill capping systems. *In: EGLOFFSTEIN, T. u. BURKHARDT, G. (Hrsg.): S. 4/1–28.* **13**
- DANIEL, D. u. BENSON, C. [1990]: Water content-density criteria for compacted soil liners. *J. Geotech. Engrg., Bd. 116, S. 1811–1830.* **14**
- DANIEL, D. u. TRAUTWEIN, S. (Hrsg.) [1994]: Hydraulic conductivity and waste contaminant transport in soil. *ASTM Spec. Techn. Publ., Bd. 1142. Philadelphia. Proc. Symp., San Antonio, Texas, 21-22.1.1994.*
- DANIEL, D. u. WU, Y.-K. [1992]: Compacted clay liners and covers for arid sites. *J. Geotech. Engrg., Bd. 119, S. 223–237.* **14**
- DASBERG, S. u. DALTON, F. [1985]: Time domain reflectometry field measurements of soil water content and electrical conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 49, S. 293–297.* **70**
- DASBERG, S. u. HOPMANS, J. [1992]: Time domain reflectometry calibration for uniformly and nonuniformly wetted sandy and clayey loam soils. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 56, S. 1341–1345.* **71**
- DAVENPORT, D. u. HUDSON, J. [1967]: Changes in evaporation rates along a 17-km transect in the Sudan Gezira. *Agricult. Meteorol., Bd. 4, S. 339–352.* **56, 57, 169**
- DAY, R. [1998]: Diskussion zu [McBRAYER et al. \(1997\)](#). *J. Geotech. Geoenviron. Engrg., Bd. 124, S. 1149–1152.* **18**
- DAY, S. u. DANIEL, D. [1985a]: Field permeability test for clay liners. *In: JOHNSON, I.; FROBEL, R.; CAVALLI, N. u. PETERSSON, C. (Hrsg.): S. 276–288.* **15**
- DAY, S. u. DANIEL, D. [1985b]: Hydraulic conductivity of two prototype clay liners. *J. Geotech. Engrg., Bd. 111, S. 957–970.* **15**

-
- DE JONG, R.; TOPP, G. u. REYNOLDS, W. [1992]: The use of measured and estimated hydraulic properties in the simulation of soil water movement – A case study. *In: VAN GENUCHTEN, M. (Hrsg.): S. 569–584. 93*
- DE MARSILY, G.; COMBES, P. u. GOBLET, P. [1992]: Diskussion zu KONIKOW u. BREDEHOEFT (1992). *Advanc. Wat. Res., Bd. 15, S. 367–369. 116, 252*
- DEISSMANN, G.; KISTINGER, S.; KIRKALDY, J. u. PETTIT, C. [2000]: Predictive geochemical modeling of long-term environmental impacts from waste rocks. *In: SMME (Hrsg.): S. 743–750. 35*
- DELAGE, P.; CUI, Y. u. DE LAURE, E. [1998]: Air flow through an unsaturated compacted silt. *In: SOCIETY OF SOIL MECHANICS AND GEOTECHNICAL ENGINEERING (Hrsg.): S. 563–568. 41*
- DELANEY, T.; HOCKLEY, D. u. SOLLNER, D. [1997]: Applications of methods for delaying the onset of acidic drainage. *In: ACID ROCK DRAINAGE: S. 795–810. 37*
- DELFS, J. [1955]: Die Niederschlagszurückhaltung im Walde (Interzeption). *Mitt. Arbeitskr. „Wald und Wasser“, Bd. 2. Koblenz. 79*
- DELFS, J. [1958]: Die Niederschlagszurückhaltung in den Beständen – Interzeption. *Aus dem Walde, Bd. 3, S. 76–107. 80, 113, 171*
- DELIN, G. u. HERKELRATH, W. [1999]: Long-term monitoring of unsaturated-zone properties to estimate recharge at the Bemidji crude-oil spill site. *In: MORGAN-WALP, D. u. BUXTON, H. (Hrsg.): S. 143–152. 95*
- DELLA-BIANCA, L. u. DILS, R. [1960]: Some effects of stand density in a red pine plantation on soil moisture, soil temperature, and radial growth. *J. Forestry, Bd. 58, S. 373–377. 109*
- DENT, D. u. PONS, L. [1995]: A world perspective on acid sulphate soils. *Geoderma, Bd. 67, S. 263–276. 36*
- DEUTSCHMANN, G.; BEESE, F. u. MEISSNER, R. [1996]: Der Einfluß von Kiefernauforstungen auf den Wasserhaushalt und die Verteilung gelöster Stoffe im Boden im Bereich der Colbitzer Heide. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 79, S. 309–312. 24*
- DEVOS, K.; PETTIT, C.; MARTIN, J.; KNAPP, R. u. JANSONS, K. [1997]: Whistle Mine waste rock study: Volume 1. *MEND Report 1.41.4. 37*
- DINELLI, E.; LUCCHINI, F.; FABBRI, M. u. CORTECCI, G. [2001]: Metal distribution and environmental problems related to sulfide oxidation in the Libiola copper mine area (Ligurian Apennines, Italy). *J. Geochem. Exploration, Bd. 74, S. 141–152. 37*
- DOBOS, S. u. BRISEBOIS, J. [2003]: Rehabilitation of the Lake George Mine at Captains Flat NSW – 25 years on. *In: FARELL, T. u. TAYLOR, G. (Hrsg.): S. 35–45. 37*
- DOÖLL, P. u. SCHNEIDER, W. [1994]: Comparison of laboratory and field measurements of the vertical hydraulic conductivity of clayey silts. *In: KOVAR, K. u. SOVERI, J. (Hrsg.): S. 129–139. 15*
- DOLMAN, A. [1987]: Summer and winter rainfall interception in an oak forest. Prediction with an analytical and a numerical simulation model. *J. Hydrol., Bd. 90, S. 1–9. 113, 172, 174*
- DOLMAN, A. [1988]: Transpiration of an oak forest as predicted from porometer and weather data. *J. Hydrol., Bd. 97, S. 225–234. 111*

- DOLMAN, A.; STEWART, J. u. COOPER, J. [1988]: Predicting forest transpiration from climatological data. *Agricult. Forest Meteorol.*, Bd. 42, S. 339–353. 110
- DOWDING, C. (Hrsg.) [2001]: Time domain reflectometry for innovative geotechnical applications. *Proc. Sec. Int. Symp., Evanston, Illinois, 5-7.9.2001*.
- DOWNING, B. [2002]: Acid rock generation/drainage in mineral deposits throughout time (Kemess case study). URL <http://www.enviromine.com/ard/case%20studies/kemess.htm>. 36
- DOWNING, B.; GRAVEL, J. u. MILLS, C. [2002]: Trace element geochemistry in acid rock drainage. URL <http://www.vironmine.com/ard/introduction/trace.htm>. 37
- DOWNING, B. u. MILLS, C. [2002]: Natural acid rock drainage and its impact upon background metal concentrations. URL <http://www.vironmine.com/ard/introduction/natural.htm>. 36
- DÜNGELHOFF, J.-M.; LENGEMANN, A.; PLANKERT, M.; SCHLIMM, W.; SCHMIDT, W. u. WILDER, H. [1983]: Bergehalden und Grundwasser. *Krefeld*. 57
- DUEX, T. [2000]: Reclamation at the Richmond Hill Mine, Lawrence County, South Dakota. In: SMME (Hrsg.): S. 807–811. 40
- DUGAS, W. u. BLAND, W. [1989]: Effect of bordering soil surface moisture conditions on evaporation from Soybean. *Field Crops Res.*, Bd. 21, S. 161–166. 57
- DUMBECK, G. [1998]: Bodenkundliche Aspekte der landwirtschaftlichen Rekultivierung. In: PFLUG, W. (Hrsg.): S. 111–120. 237
- DUNGER, V. u. DORNBUSCH, L. [2000]: Bestimmung von Restdurchsickerungsraten von Altablagerungen als Zielgröße der Altlastensanierung durch Wasserhaushaltsmodelle. *Müll u. Abfall*, Bd. 32, S. 431–437. 93
- DUNIN, F.; MCILROY, I. u. O'LOUGHLIN, E. [1985]: A lysimeter characterization of evaporation by eucalypt forest and its representativeness for the local environment. In: HUTCHISON, B. u. HICKS, B. (Hrsg.): S. 271–291. 109
- DUNN, R. u. SINGH, U. (Hrsg.) [1995]: Landfill closures – environmental protection and land recovery. *Geotech. Spec. Publ.*, Bd. 53. New York. *Proceedings ASCE, San Diego, California, 23-27.10.95*.
- DUNNE, T. [1983]: Relation of field studies and modeling in the prediction of storm runoff. *J. Hydrol.*, Bd. 65, S. 25–48. 62
- DURHAM, A.; WILSON, G. u. CURREY, N. [2000]: Field performance of two low infiltration cover systems in a semi arid environment. In: SMME (Hrsg.): S. 1319–1326. 40
- DURNER, W. u. BUCZKO, U. [2003]: Numerische Simulation zur Sickerwassererfassung durch Lysimeter unterschiedlicher Bauart. In: BAL (Hrsg.): S. 163–165. 56, 101, 169
- DUSHE, C.; KÜMMEL, M. u. LEHMANN, R. [1992]: Untersuchungen zur Verteilung der Rn-222-Konzentrationen in der bodennahen Atmosphäre in den Südreionen der ehemaligen DDR. In: BFS (Hrsg.): S. 134–136. 32
- DVWK (Hrsg.) [1980]: Empfehlungen zum Bau und Betrieb von Lysimetern. *DVWK-Regeln Wasserwirtsch.*, Bd. 114. Hamburg. 55
- DVWK (Hrsg.) [1996]: Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. *DVWK-Merkblätter*, Bd. 238. 94, 103, 107
- DWD [2000]: Richtlinie für automatische Wetterstationen AUKLIM. Datenblatt für erdbodengleiche Niederschlagsmessung Meßnetz 2000. *Deutscher Wetterdienst, Offenbach a. M.* 78

-
- DWYER, S. [1995]: Alternative landfill cover demonstration. *In: DUNN, R. u. SINGH, U. (Hrsg.): S. 19–34. 19, 28*
- DWYER, S. [1996]: Landfill covers for dry environments. *In: AMERICAN NUCLEAR SOCIETY (Hrsg.): S. 411–417. 28*
- DWYER, S. [1997]: Large-scale field study of landfill covers at Sandia National Laboratories. *In: REYNOLDS, T. u. MORRIS, R. (Hrsg.): S. 87–107. 28*
- DWYER, S. [1998a]: Alternative landfill covers pass the test. *Civ.Engng.-ASCE, Bd. 68, S. 50–52. 28*
- DWYER, S. [1998b]: Large-scale field study of landfill covers at Sandia National Laboratories. *Sandia National Laboratories, Albuquerque. SAND98-2021. 28*
- DYKES, A. [1997]: Rainfall interception from a lowland tropical rainforest in Brunei. *J. Hydrol., Bd. 200, S. 260–279. 113, 172, 175*
- DZIEJOWSKI, J.; RIMMER, A. u. STEENHUIS, T. [1997]: Preferential movement of oxygen in soils? *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 61, S. 1607–1610. 42*
- EBERMEYER, X. [1889]: Einfluß des Waldes und der Bestandsdichte auf die Bodenfeuchtigkeit und auf die Sickerwassermenge. *Allg. Forst- u. Jagd-Z., Bd. 65, S. 1–13. 23*
- EDGE, R. [2002]: Aspects of cap and cover research: Overview of two recent Department of Energy funded studies. *In: JAKUBICK, A.; MAGER, D. u. METZLER, D. (Hrsg.): S. 1–12. 28*
- EEA [2004]: Impacts of Europe's changing climate. *European Environment Agency, Copenhagen. EEA Rep. 2/04. 120*
- EGLOFFSTEIN, T. u. BURKHARDT, G. (Hrsg.) [1994]: Oberflächenabdichtungssysteme für Deponien und Altlasten. *Schriftenr. Angew. Geol. Karlsruhe, Bd. 34.*
- EGLOFFSTEIN, T. u. BURKHARDT, G. (Hrsg.) [1995]: Oberflächenabdichtungen für Deponien und Altlasten – Abdichtung oder Abdeckung? *Schriftenr. Angew. Geol. Karlsruhe, Bd. 37.*
- EGLOFFSTEIN, T. u. BURKHARDT, G. (Hrsg.) [1997]: Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten: Planung-Bau-Kosten. *Abfallwirtschaft Forschung u. Praxis, Bd. 103. Berlin.*
- EGLOFFSTEIN, T.; BURKHARDT, G. u. CZURDA, K. (Hrsg.) [1998]: Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten '98. Wirksame und kostengünstige Systeme – Reststoffe als alternative Dichtungsmaterialien? *Abfallwirtschaft Forschung u. Praxis, Bd. 109. Karlsruhe.*
- EGLOFFSTEIN, T.; BURKHARDT, G. u. CZURDA, K. (Hrsg.) [2001]: Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 2001: Neue Erkenntnisse aus Wissenschaft und Praxis – Neuerungen durch die Abfallablagerversordnung und die Deponieverordnung. *Abfallwirtschaft Forschung u. Praxis, Bd. 122. Berlin.*
- EGLOFFSTEIN, T.; BURKHARDT, G. u. CZURDA, K. (Hrsg.) [2002]: Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 2002: Auswirkungen der AbfAbIV und der DepV auf Betreiber, Behörden, Planer, Hersteller und die Bauindustrie. *Abfallwirtschaft Forschung u. Praxis, Bd. 125. Berlin.*
- EGLOFFSTEIN, T.; BURKHARDT, G. u. CZURDA, K. (Hrsg.) [2004]: Abschluss und Rekultivierung von Deponien und Altlasten 2004. Die Umsetzung der AbfAbIV und der DepV in der Praxis. Welche Neuerungen bringt die Deponieverwertungsverordnung? Wie wird die EU-Deponierichtlinie in anderen Ländern umgesetzt? Kreislaufwirtschaft ohne Deponien ab 2020? *Abfallwirtschaft Forschung u. Praxis, Bd. 132. Berlin.*

- EICHHORN, J. [1992]: Wurzeluntersuchungen an sturmgeworfenen Bäumen in Hessen. *Forst u. Holz, Bd. 47, S. 555–559.* **17**
- EIDMANN, F. [1959]: Die Interception in Buchen- und Fichtenbeständen; Ergebnis mehrjähriger Untersuchungen im Rothaargebirge (Sauerland). *In: INTERNATIONAL ASSOCIATION OF SCIENTIFIC HYDROLOGY (Hrsg.): S. 5–25.* **79, 80, 171**
- EIGENWILLIG, G. u. ETTENHUBER, E. (Hrsg.) [2000]: Strahlenexposition und strahleninduzierte Berufskrankheiten im Uranbergbau am Beispiel Wismut. Darstellung des Arbeitskreises Uranbergbau und radioaktive Altlasten (AKURA). *Fortschr. Strahlenschutz. Fachverband Strahlenschutz, FS-00-112-AKURA.* **33**
- EITZINGER, J.; MARINKOVIC, D. u. HÖSCH, J. [2002]: Sensitivity of different evapotranspiration calculation methods in different crop-weather models. *In: IEMSS (Hrsg.): S. 395–400.* **118, 188**
- ELBERLING, B.; NICHOLSON, R.; REARDON, E. u. TIBBLE, P. [1994]: Evaluation of sulphide oxidation rates: A laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release. *Can. Geotech. J., Bd. 31, S. 375–383.* **125, 129, 231**
- ELLIOTT, L.; LIU, L. u. STOGRAN, S. [1997]: Organic cover materials for tailings: Do they meet the requirements of an effective long term cover? *In: ACID ROCK DRAINAGE: S. 811–824.* **41**
- ELRICK, D. u. REYNOLDS, W. [1992]: Infiltration from constant-head well permeameters and infiltrometers. *In: TOPP, G.; REYNOLDS, W. u. GREEN, R. (Hrsg.): S. 1–24.* **77**
- ELSBURY, B.; DANIEL, D.; SRADERS, G. u. ANDERSON, D. [1990]: Lessons learned from compacted clay liner. *J. Geotech. Engrg., Bd. 116, S. 1641–1660.* **14**
- ENGELMANN, B. [2000]: Zur Zukunft der Oberflächenabdichtungen von Deponien. *In: KNIPSCHILD, F. (Hrsg.): S. A1–A13.* **18**
- ENKE, W. [2001]: Regionalisierung von Klimamodell-Ergebnissen des statistischen Verfahren der Wetterlagenklassifikation und nachgeordneter multipler Regressionsanalyse für Sachsen. *Abschlußbericht, Inst. Meteorologie, FU Berlin.* **120**
- EPA [1989]: Technical guidance document: Final covers on hazardous waste landfills and surface impoundments. *U.S. Environmental Protection Agency, Washington. EPA/530-SW-89-047.* **13**
- EPA [1991]: Design and construction of RCRA/CERCLA final covers. *U.S. Environmental Protection Agency, Washington. EPA/625/4-91/025.* **13**
- EPA [2001]: Alternative Cover Assessment Program, Phase II report. *U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. EPA Draft Report.* **19, 28**
- ERIKSSON, E. u. GRIPP, H. [1979]: Comparison of interception models. *In: HALLDIN, S. (Hrsg.): S. 213–224.* **113, 172**
- ERNSTBERGER, H. [1985]: Aktuelle Evapotranspiration eines bewaldeten Einzugsgebietes in Mittelhessen. *In: NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD (Hrsg.): S. 103–116.* **110**
- ERNSTBERGER, H. u. SOKOLLEK, V. [1983]: Der Einfluß land- und forstwirtschaftlicher Bodennutzung auf die Absickerung aus dem durchwurzelteten Bodenraum. *Z. Deutsch. Geol. Ges., Bd. 134, S. 723–734.* **110**
- ESSERY, C. u. WILCOCK, D. [1990]: Checks on the measurement of potential evapotranspiration using water balance data and independent measures of groundwater recharge. *J. Hydrol., Bd. 120, S. 51–64.* **103**

-
- ETTENHUBER, E. u. RÖHNSCH, W. [1991]: Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten. In: JACOBS, H. u. BONKA, H. (Hrsg.): S. 291–295. **32**
- EVANS, S.; MAYR, T.; HOLLIS, J. u. BROWN, C. [1999]: SWBCM: A soil water balance capacity model for environmental applications in the UK. *Ecol. Model.*, Bd. 121, S. 17–49. **93**
- EWEN, J. u. PARKIN, G. [1996]: Validation of catchment models for predicting land-use and climate change impacts. 1. Method. *J. Hydrol.*, Bd. 175, S. 583–594. **116**
- FANK, J. u. RUCH, C. [2000]: „HYDRUS 2D“ zur Simulation des Wasser- und Stoffflusses in Böden variabler Sättigung. In: SEILER, K.-P. u. KLOTZ, D. (Hrsg.): S. 82–94. **101**
- FARELL, T. u. BRISEBOIS, J. [2003]: Remediation planning at a derelict mine site affected by acid drainage. In: FARELL, T. u. TAYLOR, G. (Hrsg.): S. 47–60. **37**
- FARELL, T. u. TAYLOR, G. (Hrsg.) [2003]: *Proc. Sixth Intern. Conf. Acid Rock Drainage (ICARD 2003), Cairns, North Queensland, Australia, 4-7.7.2003.*
- FARES, A. u. ALVA, A. [1999]: Estimation of citrus evapotranspiration by soil water mass balance. *Soil Sci.*, Bd. 164, S. 302–310. **109**
- FAYER, M. [1993]: Model assessment of protective barriers: Part 4, status of FY 1992 work. *Pacific Northwest Labs., Richland, WA. PNL-8498.* **93**
- FAYER, M. u. GEE, G. [1997]: Hydrologic model tests for landfill covers using field data. In: REYNOLDS, T. u. MORRIS, R. (Hrsg.): S. 53–68. **93, 98**
- FAYER, M.; GEE, G. u. JONES, T. [2000]: UNSAT-H version 3.0: Unsaturated soil water and heat flow model. *Pacific Northwest Labs., Richland, WA. PNL-13249.* **93**
- FAYER, M.; ROCKHOLD, M. u. CAMPBELL, M. [1992]: Hydrologic modeling of protective barriers: Comparison of field data and simulation results. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Bd. 56, S. 690–700. **93**
- FEDDES, R.; KOWALIK, P. u. ZARADNY, H. [1978]: Simulation of field water use and crop yield. *Wageningen.* **92**
- FEDDES, R.; NEUMAN, S. u. BRESLER, E. [1975]: Finite element analysis of two-dimensional flow in soils considering water uptake by roots: II. Field applications. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, Bd. 39, S. 231–237. **92**
- FEHRENBACHER, D.; JANSEN, I. u. FEHRENBACHER, J. [1982]: Corn root development in constructed soils on surface-mined land in Western Illinois. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Bd. 46, S. 353–359. **237**
- FEIN, W. [2002]: Oberflächenabdichtung Deponie Eisenberg, Ist-Zustand. In: RAMKE, H.-G.; GARTUNG, E.; HEIBROCK, G.; LÜKEWILLE, W.; MELCHIOR, S.; VIELHABER, B.; BOHNE, K.; MEIER-HARTH, U. u. WITT, K.-J. (Hrsg.): S. 253–260. **16**
- FEIRER, K. u. HILLER, A. [1995]: Zur Entwicklung des ostdeutschen Uranbergbaus bis 1960. *Sächsische Heimatblätter*, Bd. 41, S. 258–262. **31**
- FEISTEL, U.; GRÜNWARD, T. u. BERNHOFER, C. [1996]: Die Evapotranspiration eines Fichtenbestandes in den Hochlagen des Erzgebirges. *Wiss. Z. Techn. Univ. Dresden*, Bd. 45 (2), S. 62–67. **95, 109, 110**
- FELLER, M. [1981]: Water balances in *Eucalyptus regnans*, *E. obliqua*, and *Pinus radiata* forests in Victoria. *Aust. Forestry*, Bd. 44, S. 153–161. **171**

- FERNANDES, H.; RAMALHO, F. u. LEONI, G. [2003]: Comprehensive remediation scheme of the uranium mining and milling site of Pocos de Caldas — Brazil. In: JAKUBICK, A.; MAGER, D. u. METZLER, D. (Hrsg.): *S. 1-12*. 41
- FERNANDES, S.; VEIGA, L.; FRANKLIN, M.; PRADO, V. u. TADDEI, J. [1995]: Environmental impact assessment of uranium mining and milling facilities: A study case at the Poços de Caldas uranium mining and milling site, Brazil. *J. Geochem. Exploration, Bd. 52, S. 161-173*. 37
- FEYEN, H.; WUNDERLI, H.; WYDLER, H. u. PAPRITZ, A. [1999]: A tracer experiment to study flow paths of water in a forest soil. *J. Hydrol., Bd. 225, S. 155-167*. 59, 61
- FEYEN, J. u. WIYO, K. (Hrsg.) [1999]: Modelling of transport processes in soils at various scales in time and space. *Wageningen. Int. Workshop, Leuven, Belgium, 24-26.11.99*.
- FLAVELLE, P. [1992]: A quantitative measure of model validation and its potential use for regulatory purpose. *Advanc. Wat. Res., Bd. 15, S. 5-13*. 117
- FLEENOR, W. u. KING, I. [1995]: Identifying limitations on use of the HELP model. In: DUNN, R. u. SINGH, U. (Hrsg.): *S. 121-138*. 93
- FLÜHLER, H. [1973]: Zusammenhänge zwischen dem entwässerten Porenvolumen und der Bodendurchlüftung. *Schweiz. Z. Forstwes., Bd. 124, S. 754-765*. 41
- FLURY, M.; YATES, M. u. JURY, W. [1999]: Numerical analysis of the effect of the lower boundary condition on solute transport in lysimeters. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 63, S. 1493-1499*. 56
- FOIL, R. u. RALSTON, C. [1967]: The establishment and growth of loblolly pine seedlings on compacted soils. *Soil Sci. Soc. Am. P., Bd. 31, S. 565-568*. 17
- FORGEARD, F.; GLOAGUEN, J. u. TOUFFET, J. [1980]: Interception des précipitations et apport au sol d'éléments minéraux par les eaux de pluie et les pluviollessivats dans une hêtraie atlantique et dans quelques peuplements résineux en Bretagne. *Ann. Sci. Forest., Bd. 37, S. 53-71*. 171, 177
- FOX, P. [1996]: Landfill cover systems in the United States. In: BURKHARDT, G. u. EGLOFFSTEIN, T. (Hrsg.): *S. 2/1-24*. 13
- FOX, P.; DE BATTISTA, D. u. MAST, D. [2000]: Hydraulic performance of geosynthetic clay liners under gravel cover soils. *Geotex. Geomembr., Bd. 18, S. 179-201*. 18
- FOXX, T.; TIERNEY, G. u. WILLIAMS, J. [1984]: Rooting depths of plants relative to biological and environmental factors. *Los Alamos Nat. Lab. LA-10254-MS*. 17
- FRECHETTE, R. u. BERGSTROM, F. [2002]: Selection of a water balance cover over a barrier cap – A case study of the reclamation of the Mineral Hill Mine dry tailings facility. In: TAILINGS AND MINE WASTE 2002: *S. 489-493*. 29
- FRIEDRICH, W. [1961]: Neue Werte für die Grundwassererneuerung (nach Lysimetermessungen). *Z. Deutsch. Geol. Ges., Bd. 113, S. 12-21*. 56, 109
- FRITSCHEN, L. [1991]: Transpiration by Douglas Fir using lysimeters. In: ALLEN, R.; HOWELL, T.; PRUITT, W.; WALTER, I. u. JENSEN, M. (Hrsg.): *S. 246-253*. 109
- FRITSCHEN, L.; COX, L. u. KINERSON, R. [1973]: A 28-meter Douglas-fir in a weighing lysimeter. *Forest Sci., Bd. 19, S. 256-261*. 109

-
- FRITSCHEN, L.; HSIA, J. u. DORAISWAMY, P. [1977]: Evapotranspiration of a Douglas Fir determined with a weighing lysimeter. *Water Resour. Res.*, Bd. 13, S. 145–148. **109**
- FÖRSTNER, U. u. GRATHWOHL, P. (Hrsg.) [2003]: Ingenieurgeochemie. *Berlin*.
- FULEIHAN, N. [1999]: Diskussion zu [BENSON et al. \(1997\)](#). *J. Geotech. Geoenviron. Engrg.*, Bd. 125, S. 621–625. **15**
- GÄTH, S.; FREDE, H.-G. u. MEYER, B. [1990]: Eine Infiltrationsmethode zur Messung der hydraulischen Leitfähigkeit im Felde. *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk.*, Bd. 153, S. 1–4. **77**
- GARAND, P.; KISSIOVA, M. u. RICARD, J.-F. [1999]: Construction and instrumentation of a multi-layer cover Les Terrains Aurifères. *MEND Report 2.22.4a*. **40**
- GARAND, P. u. RICARD, J.-F. [1999]: Field performance of the Les Terrains Aurifères composite dry cover. *MEND Report 2.22.4be*. **40**
- GARDINER, R.; DAWSON, B. u. GIBSON, G. [1997]: Application of ARD abatement technology in reclamation of tailing ponds at Cominco Ltd., Sullivan Mine. In: ACID ROCK DRAINAGE: S. 47–63. **42**
- GARTHE, H.-J.; JAEGER, L. u. KESSLER, A. [1985]: Langzeitmessungen zum Strahlungs- und Energiehaushalt eines Kiefernwaldes. In: NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD (Hrsg.): S. 31–41. **25**
- GASH, J. [1979]: An analytical model of rainfall interception in forests. *Quart. J. R. Met. Soc.*, Bd. 105, S. 43–55. **113, 172**
- GASH, J.; LLOYD, C. u. LACHAUD, G. [1995]: Estimating sparse forest rainfall interception with an analytical model. *J. Hydrol.*, Bd. 170, S. 79–86. **113, 172, 174**
- GASH, J.; LLOYD, C. u. STEWART, J. [1979]: SIM5T/12 – A model of forest transpiration and interception, using data from automatic weather station. In: HALLDIN, S. (Hrsg.): S. 173–184. **110, 113, 172**
- GATZWEILER, R.; JAHN, S.; NEUBERT, G. u. PAUL, M. [2001]: Cover design for radioactive and AMD-producing mine waste in the Ronneburg area, Eastern Thuringia. *Waste Manag.*, Bd. 21, S. 175–184. **46**
- GATZWEILER, R.; JAKUBICK, A. u. PELZ, F. [1996]: WISMUT-Sanierung. *Geowissensch.*, Bd. 11, S. 448–451. **33**
- GATZWEILER, R. u. MARSKI, R. [1996]: Haldensanierung – eine interdisziplinäre Herausforderung. *Geowissensch.*, Bd. 11, S. 461–466. **33**
- GDA [1997]: E5-7: Lysimeter-Meßeinrichtung für mineralische Oberflächenabdichtungen. *Deutsche Geotechnische Gesellschaft e.V. (DGGT)*. **57**
- GDA [2000a]: E2-31: Rekultivierungsschichten (Entwurf). *Deutsche Geotechnische Gesellschaft e.V. (DGGT)*. **21**
- GDA [2000b]: E2-32: Gestaltung des Bewuchses auf AbfalldPONEN (Entwurf). *Deutsche Geotechnische Gesellschaft e.V. (DGGT)*. **28**
- GEBISSA, A.; QUANDT, T. u. BERNDT, S. [2002]: Methode zur Ermittlung des Wassergehaltes bei Schrumpfrisseintritt. In: RAMKE, H.-G.; GARTUNG, E.; HEIBROCK, G.; LÜKEWILLE, W.; MELCHIOR, S.; VIELHABER, B.; BOHNE, K.; MEIER-HARTH, U. u. WITT, K.-J. (Hrsg.): S. 289–296. **18, 147**
- GEE, G. [1987]: Recharge at the Hanford site: Status report. *Pacific Northwest Labs., Richland, WA. PNL-6403*. **238**
- GEE, G.; FAYER, M.; ROCKHOLD, M. u. CAMPBELL, M. [1992]: Variations in recharge at the Hanford site. *Northwest Sci.*, Bd. 66, S. 237–250. **238, 239**

- GEE, G.; KELLER, J. u. WARD, A. [2005]: Measurement and prediction of deep drainage from bare sediments at a semiarid site. *Vadose Zone J.*, Bd. 4, S. 32-40. 239
- GEE, G. u. KIRKHAM, R. [1984]: Arid site water balance: evapotranspiration modeling and measurements. *Pacific Northwest Labs., Richland, WA. PNL-5177.* 238
- GEE, G.; KIRKHAM, R.; DOWNS, J. u. CAMPBELL, M. [1989a]: The field lysimeter test facility (FLTF) at the Hanford site: Installation and initial tests. *Pacific Northwest Labs., Richland, WA. PNL-6810.* 19
- GEE, G.; ROCKHOLD, M. u. DOWNS, J. [1989b]: Status of FY 1988 soil-water balance studies at the Hanford site. *Pacific Northwest Labs., Richland, WA. PNL-6750.* 238
- GEE, G. u. WARD, A. [1997]: Still in quest of the perfect cap. In: REYNOLDS, T. u. MORRIS, R. (Hrsg.): S. 145-164. 239
- GEE, G.; WARD, A. u. WITTEICH, C. [2002]: The Hanford site 1000-year cap design test. *Pacific Northwest Labs., Richland, WA. PNL-14143.* 238
- GEE, G.; WIERENGA, P.; ANDRASKI, B.; YOUNG, M.; FAYER, M. u. ROCKHOLD, M. [1994]: Variations in water balance and recharge potential at three western desert sites. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Bd. 58, S. 63-72. 238
- GEE, W. u. WING, N. (Hrsg.) [1994]: In-situ remediation: Scientific basis for current and future technologies. *Columbus. Proceedings thirty-third Hanford symposium on health and the environment, Pasco, 7-11.11.94.*
- GERLACH, A.; GIURGEA, V. u. HÖTZL, H. [2004]: Übertragung von Lysimetermessungen auf ein größeres Umfeld unter besonderer Berücksichtigung der numerischen Wasserhaushaltsmodellierung mit HELP. In: KLOTZ, D. (Hrsg.): S. 169-174. 98
- GERLACH, A.; GIURGEA, V. u. HÖTZL, H. [2005]: Übertragung von Lysimetermessungen auf ein größeres Umfeld unter Berücksichtigung der numerischen Wasserhaushaltsmodellierung mit HELP. In: BAL (Hrsg.): S. 163-165. 98
- GERMAIN, D.; TASSÉ, J. u. CYR, J. [2003a]: Treatment of acid mine effluents using a wood-waste cover. In: SUDBURY 2003: S. ohne Ang. 41
- GERMAIN, D.; TASSÉ, N. u. CYR, J. [2003b]: Rehabilitation of mine tailings by simultaneous prevention of oxidation and treatment of acid effluents using a wood-waste cover. In: FARELL, T. u. TAYLOR, G. (Hrsg.): S. 263-271. 41
- GERMANN, P. [1975]: Wasserhaushalt und Elektrolytverlagerung in einem mit Wald und einem mit Wiese bestockten Boden in ebener Lage. *Eidgenöss. Anst. forstl. Versuchswesen, Mitt.*, Bd. 52, S. 173-309. 79, 109
- GERSTENGARBE, F.-W. u. WERNER, P. [2004]: Simulationsergebnisse des regionalen Klimamodells STAR. *GLOWA-ELBE I. Abschlußkonferenz. Integrierte Analyse der Auswirkungen des globalen Wandels auf die Umwelt und die Gesellschaft im Elbegebiet. Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung, 16.03.2004, Potsdam.* 120, 121
- GIARDINO, V. u. GUGLIELMETTI, J. [1997]: Long-term performance of a hazardous waste landfill. *Geotex. Geomembr.*, Bd. 15, S. 255-267. 18
- GILMORE, B. u. WALTERS, W. [1993]: Water erosion field tests for Hanford protective barriers: FY 1992 status report. *Pacific Northwest Labs., Richland, WA. PNL-8949.* 61

-
- GLAB, T. [2005]: The influence of roots on perennial legumes on the water retention of soil. In: BAL (Hrsg.): S. 167–168. 119
- GLOWA [2004]: Auswirkungen des Globalen Wandels auf Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet. URL <http://www.glowa-elbe.de>. 120
- GOWER, C.; ROWELL, D.; NORTCLIFF, S. u. WILD, A. [1995]: Soil acidification: Comparison of acid deposition from the atmosphere with inputs from the litter/soil organic layer. *Geoderma*, Bd. 66, S. 85–98. 80
- GRAFF, O. u. MAKESCHIN, F. [1979]: Der Einfluß der Fauna auf die Stoffverlagerung sowie die Homogenität und die Durchlässigkeit von Böden. *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk.*, Bd. 142, S. 476–491. 18
- GRANT, W.; FRENCH, N. u. FOLSE JR., L. [1980]: Effects of pocket gopher mounds on plant production in shortgrass prairie ecosystems. *Southwest. Naturalist*, Bd. 25, S. 215–224. 18
- GREBET, P. u. CUENCA, R. [1991]: History of lysimeter design and effects of environmental disturbances. In: ALLEN, R.; HOWELL, T.; PRUITT, W.; WALTER, I. u. JENSEN, M. (Hrsg.): S. 10–18. 55, 57
- GREEN, I. u. STEPHENSON, D. [1986]: Criteria for comparison of single event models. *Hydrol. Sci.-Jour.*, Bd. 31, S. 395–411. 117
- GREGORY, P.; POSS, R.; EASTHAM, J. u. MICIN, S. [1995]: Use of Time Domain Reflectometry (TDR) to measure the water content of sandy soils. *Aust. J. Soil Res.*, Bd. 33, S. 265–276. 75
- GREMINGER, P. u. LEUENBERGER, J. [1983]: Auswirkungen der Trockenperiode 1976 auf den Wasserhaushalt eines Waldbestandes in Hanglage. *Schweiz. Z. Forstwes.*, Bd. 134, S. 801–810. 109
- GRIMMEISEN, W. u. KENNEL, M. [1999]: Wasserhaushaltsuntersuchungen an den bayrischen Waldklimastationen. *Allg. Forstz.*, Bd. 74, S. 610–611. 109
- GRIP, H.; HALLDIN, S.; JANSSON, P.-E.; LINDROTH, A.; NORÉN, B. u. PERTTU, K. [1979]: Discrepancy between energy and water balance estimates of evapotranspiration. In: HALLDIN, S. (Hrsg.): S. 237–255. 95
- GRÖNGRÖFT, A.; TRESSELT, K.; BERGER, K.; MELCHIOR, S.; TÜRK, M. u. MIEHLICH, G. [2002]: Austrocknungsverhalten einer mineralischen Oberflächendichtung (I): Ergebnisse eines fünfjährigen Feldversuchs. In: RAMKE, H.-G.; GARTUNG, E.; HEIBROCK, G.; LÜKEWILLE, W.; MELCHIOR, S.; VIELHABER, B.; BOHNE, K.; MEIER-HARTH, U. u. WITT, K.-J. (Hrsg.): S. 107–116. 17
- GROSS, K.; PHAM-NGUYEN, T. u. UNGER, H. [1980]: Tägliche und saisonale Änderungen des Wasserpotentials und seiner Komponenten in den Kronen von Fichten unterschiedlichen Alters. *Allg. Forst- u. Jagd-Z.*, Bd. 151, S. 69–79. 109
- GRUNOW, J. [1965]: Die Niederschlagszurückhaltung in einem Fichtenbestand am Hohenpeißenberg und ihre meßtechnische Erfassung. *Forstwiss. Centralbl.*, Bd. 84, S. 212–229. 79, 171
- GÜNTHER, K.-H. (Hrsg.) [1979]: Wald und Wasser – Entwicklung und Stand. *Schriftenreihe DVWK*, Bd. 41. Hamburg.
- GÜNTHER, R. [1986]: Zum Vergleich von Niederschlagswerten – ermittelt mit verschiedenen Meßeinrichtungen. *Z. Meteor.*, Bd. 36, S. 210–213. 85
- GÜNTHER, R. u. ROTH, D. [1994]: Korrekturfaktoren für Schätzverfahren der potentiellen Verdunstung (PET) abgeleitet aus Lysimeterwerten. In: BAL (Hrsg.): S. 79–86. 103, 104, 192

- GÜNTHER, T. u. RICHTER, D. [1986]: Some results of investigations on the correction of precipitation measurements in the German Democratic Republic. *In: SEVRUK, B. (Hrsg.): S. 147–154. 84*
- GUO, J.; URBONAS, B. u. STEWART, K. [2001]: Rain catch under wind and vegetal cover effects. *J. Hydrologic Engrg., Bd. 6, S. 29–33. 88*
- GUO, W.; PARIZEK, R. u. ROSE, A. [1994]: The role of thermal convection in resupplying O₂ to strip coal-mine spoil. *Soil Sci., Bd. 158, S. 47–55. 41*
- GUSTAFSSON, H.; LUNDGREN, T.; LINDVALL, M.; LINDAHL, L.-A.; ERIKSSON, N.; JÖNSSON, H.; BROMAN, P. u. GÖRANSSON, T. [1999]: The Swedish acid mine drainage experience: Research, development, and practice. *In: AZCUE, J. (Hrsg.): S. 203–228. 40*
- HAAN, C.; JOHNSON, H. u. BRAKENSIEK, D. (Hrsg.) [1982]: Hydrologic modeling of small watersheds. *ASCE Monogr., Bd. 5. St. Joseph.*
- HABIB, E.; KRAJEWSKI, W. u. KRUGER, A. [2001]: Sampling errors of tipping-bucket rain gauge measurements. *J. Hydrologic Engrg., Bd. 6, S. 159–166. 58*
- HÄDRICH, F. [1979]: Bodenwasserhaushalt unter Kiefernbeständen im oberrheinischen Trockengebiet. *Allg. Forstz., Bd. 47, S. 1288. 95, 109*
- HÄMMERLE, E. [1997]: Ergebnisse der Aufgrabungen mineralischer Oberflächenabdichtungen. *In: PRÜHS, H. (Hrsg.): S. 233–265. 16*
- HAGEN, M. u. JAKUBICK, A. [2003]: Revitalisierung der Uranerzbergbaufolgelandschaften – Regionen im Wandel. *Bergbau, Bd. 54, S. 1–5. 33*
- HAGEN, M.; JAKUBICK, A. u. PAUL, M. [2003]: Status and results of the Wismut environmental remediation project. *In: JAKUBICK, A.; MAGER, D. u. METZLER, D. (Hrsg.): S. 1–12. 33*
- HAINES, B.; WAIDE, J. u. TODD, R. [1982]: Soil solution nutrient concentrations sampled with tension and zero-tension lysimeters: Report of discrepancies. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 46, S. 658–661. 56*
- HAKONSON, T. [1986]: Evaluation of geologic materials to limit biological intrusion into low-level radioactive waste disposal sites. *Los Alamos Nat. Lab. LA-10286-MS. 17*
- HAKONSON, T. [1994]: Capping as an alternative for remediating radioactive and mixed waste landfills. *Los Alamos Nat. Lab. LA-UH-94-593. 98*
- HAKONSON, T. [1996]: The use of HELP3 for design and evaluation of some cover alternatives at the ALCD. *Colorado State University report. CSU-DRHS-SNL-ALCD-96-1. 98*
- HAKONSON, T. [1999]: The effects of pocket gopher burrowing on water balance and erosion from landfill cover. *J. Environ. Qual., Bd. 28, S. 659–665. 18*
- HAKONSON, T.; BOSTICK, K.; TRUJILLO, G.; MANIES, K.; WARREN, R.; LANE, L.; KENT, J. u. WILSON, W. [1994]: Hydrologic evaluation of four landfill cover designs at Hill Air Force Base, Utah. *Los Alamos Nat. Lab. LAUR-93-4469. 28*
- HAKONSON, T.; KARR, L. u. HARRE, B. [1997]: A water balance study of infiltration control landfill cover designs at Marine Corp Base Hawaii. *In: REYNOLDS, T. u. MORRIS, R. (Hrsg.): S. 129–144. 19*
- HAKONSON, T.; MARTINEZ, J. u. WHITE, G. [1982]: Disturbance of a low-level waste burial site cover by pocket gophers. *Health Phys., Bd. 42, S. 868–871. 17, 18*
- HALL, R. [1985]: Further interception studies of heather using a wet-surface weighing lysimeter system. *J. Hydrol., Bd. 81, S. 193–210. 26*

-
- HALL, R.; CALDER, I.; GUNAWARDENA, E. u. ROSIER, P. [1996]: Dependence of rainfall interception on drop size: 3. Implementation and comparative performance of the stochastic model using data from a tropical site in Sri Lanka. *J. Hydrol., Bd. 185, S. 389–407.* **175**
- HALLDIN, S. (Hrsg.) [1979]: Comparison of forest water and energy exchange models. *Dev. Agricult. Managed-Forest Ecol., Bd. 9. Copenhagen. Proceedings IUFRO Workshop, Uppsala, 24-30.9.78.*
- HALLDIN, S.; GRIP, H.; JANSSON, P.-E. u. LINDGREN, Å. [1980]: Micrometeorology and hydrology of pine forest ecosystems. II. Theory and models. In: PERSSON, T. (Hrsg.): *S. 463–503.* **110, 111**
- HALLDIN, S.; GRIP, H. u. PERTTU, K. [1979]: Model for energy exchange of a pine forest canopy. In: HALLDIN, S. (Hrsg.): *S. 59–75.* **111**
- HALLDIN, S.; SAUGIER, B. u. PONTAILLER, J. [1984]: Evapotranspiration of a deciduous forest: Simulation using routine meteorological data. *J. Hydrol., Bd. 75, S. 323–341.* **110, 111**
- HALM, D.; GAISER, T. u. STAHR, K. [1997]: Meßwertkorrektur und Kalibrierung von TDR-Sonden in Abhängigkeit von der Bodenart und der Lagerungsdichte. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 85, S. 93–96.* **70**
- HALM, D.; GAISER, T. u. STAHR, K. [1999]: Beeinflußt Magnetit Wassergehaltsmessungen mit time domain reflectometry (TDR)? *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk., Bd. 162, S. 661–665.* **71, 95**
- HAMMEL, K.; GROSS, J.; WESSOLEK, G. u. ROTH, K. [1999]: Two-dimensional simulation of bromide transport in a heterogenous field soil with transient unsaturated flow. *Europ. J. Soil Sci., Bd. 50, S. 633–647.* **101**
- HARRIES, J. [1987]: A review of acid drainage from waste rock dumps at mine sites (Australia and Scandinavia). *Australian Nuclear Science and Technology Organisation. ANSTO/E692.* **35**
- HARRIES, J. u. RITCHIE, A. [1985]: Pore gas composition in waste rock dumps undergoing pyritic oxidation. *Soil Sci., Bd. 140, S. 143–152.* **36**
- HARRIES, J. u. RITCHIE, A. [1987]: The effect of rehabilitation on the rate of oxidation of pyrite in a mine waste rock dump. *Env. Geochem. Health, Bd. 9, S. 27–36.* **36, 39**
- HARTGE, K.-H. [1968]: Luftpermeabilität verschiedener Porenbereiche. *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk., Bd. 120, S. 31–45.* **41**
- HARTGE, K.-H. u. STEWART, B. (Hrsg.) [1995]: Soil structure – Its development and function.
- HARTMANN, A.; GRÄSLE, W. u. HORN, R. [1995]: Die Bedeutung der Bodentemperatur für die Berechnung des Wassergehaltes mittels TDR-Technik. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 76, S. 105–108.* **71**
- HATFIELD, J. [1985]: Wheat canopy resistance determined by energy balance techniques. *Agron. J., Bd. 77, S. 279–283.* **111**
- HAUBOLD, M. u. SCHRÖDER, D. [1989]: Die Wirksamkeit verschiedener Meliorationsverfahren in verdichteten und vernästen Böden aus Löß im Rheinischen Braunkohlerevier. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 59, S. 1067–1072.* **237**
- HAUBOLD-ROSAR, M. [1998]: Bodenentwicklung. In: PFLUG, W. (Hrsg.): *S. 573–588.* **119, 237**

- HAUBOLD-ROSAR, M.; KATZUR, J.; SCHRÖDER, D. u. VÖGLER, E. [1991]: Vergleichende Betrachtung der Eigenschaften rekultivierter Böden aus Löß und Geschiebelehm. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 66, S. 955–958.* **237**
- HAUDE, W. [1954]: Zur praktischen Bestimmung der aktuellen und potentiellen Evaporation und Evapotranspiration. *Mitt. Dtsch. Wetterdienstes, Bd. 8. Bad Kissingen.* **103, 104**
- HAUDE, W. [1955]: Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise. *Mitt. Dtsch. Wetterdienstes, Bd. 11. Bad Kissingen.* **103**
- HAUSER, V. [1995]: Landfill cover design and soil resources for the cover on the landfill at Operable Unit 2 Lowry Air Force Base, Colorado. *Report MITRE Corp.* **28**
- HAUSER, V. u. GIMON, D. [2001]: Vegetated landfill covers and phytostabilization – The potential for evapotranspiration-based remediation at Air Force Bases. *Report Mitretek systems.* **28**
- HAUSER, V.; WEAND, B. u. GILL, M. [2001]: Alternative landfill covers. *Report MITRE Corp.* **28, 237, 238**
- HAUSER, V.; WEAND, B. u. SHAW, M. [1995]: Landfill cover selection for Operable Unit 2 (OU2) at Lowry Air Force Base. *Report MITRE Corp.* **28**
- HAWLEY, M.; MCCUEN, R. u. RANGO, A. [1980]: Comparison of models for forecasting snowmelt runoff volumes. *Water Res. Bull., Bd. 16, S. 914–920.* **116**
- HEALY, R. [1989]: Seepage through a hazardous-waste trench cover. *J. Hydrol., Bd. 108, S. 213–234.* **95**
- HEALY, R. [2003]: Zero-flux plane method. *Unver. Manuskript.* **94**
- HEATHMAN, G.; STARKS, P. u. BROWN, M. [2003]: Time domain reflectometry field calibration in the Little Washita River experimental watershed. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 67, S. 52–61.* **71**
- HEERTEN, G. [1996a]: Geokunststoffe für Oberflächenabdichtungen. *In: CZURDA, K. u. STIEF, K. (Hrsg.): S. (4)1–26.* **18**
- HEERTEN, G. [1996b]: Möglichkeiten und Grenzen der Anwendung von geosynthetischen Tondichtungen in Deponiedichtungssystemen. *In: BURKHARDT, G. u. EGLOFFSTEIN, T. (Hrsg.): S. 12/1–14.* **18**
- HEERTEN, G.; SAATHOFF, F.; ALBERS u. MAUBEUGE, K. [1994]: Geosynthetische Tondichtungsbahnen als Oberflächendichtung. *In: EGLOFFSTEIN, T. u. BURKHARDT, G. (Hrsg.): S. 195–222.* **18**
- HEIDMANN, T.; THOMSEN, A. u. SCHELDE, K. [2000]: Modelling soil water dynamics in winter wheat using different estimates of canopy development. *Ecol. Model., Bd. 129, S. 229–243.* **111**
- HEILMAN, P. [1981]: Root penetration of Douglas-fir seedlings into compacted soil. *Forest Sci., Bd. 27, S. 660–666.* **17**
- HEINZE, M.; JAHN, G.; SÄNGER, H.; WITTAU, F. u. KÖHLER, M. [2001]: Zeitliche und räumliche Ausbreitung der Wurzeln ausgewählter Baumarten im Rohboden einer Halde des Ostthüringer Uranbergbaugebietes. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 96, S. 417–418.* **17, 27, 124**
- HEINZE, M.; SÄNGER, H. u. ATTULA, R. [1997]: Zur Abschätzung der Durchwurzelungstiefe von Waldböden aus Bodenparametern. *Beitr. Forstwirtschaft. u. Landschaftsökol., Bd. 31, S. 162–164.* **17**

-
- HELLEKES, R. [1985]: Analyse des Bodenwasserhaushaltes eines Löß-Standortes im Bereich Mönchengladbach bei Anwendung verschiedener Methoden. *Bes. Mitt. Dtsch. Gewässerkr. Jahrb., Bd. 47. Mönchengladbach.* **85**
- HELVEY, J. [1965]: Canopy and litter interception of rainfall by hardwoods of eastern United States. *Water Resour. Res., Bd. 1, S. 193–206.* **113**
- HELVEY, J. [1967]: Interception by eastern white pine. *Water Resour. Res., Bd. 3, S. 723–729.* **113, 172**
- HENKEN-MELLIES, U. [2002]: Wirksamkeit und Wasserhaushalt einer mineralischen Deponie-Oberflächenabdeckung: Ergebnisse von Langzeituntersuchungen an einem Großlysimeter. In: RAMKE, H.-G.; GARTUNG, E.; HEIBROCK, G.; LÜKEWILLE, W.; MELCHIOR, S.; VIELHABER, B.; BOHNE, K.; MEIER-HARTH, U. u. WITT, K.-J. (Hrsg.): *S. 117–126.* **16**
- HENKEN-MELLIES, U. (Hrsg.) [2005]: Abdichtung, Stilllegung und Nachsorge von Deponien; Sanierung von Altdeponien. *Veröfftl. LGA-Grundbauinst., Bd. 84. 16. Nürnberger Deponieseminar.*
- HENKEN-MELLIES, U. u. GARTUNG, E. [2000]: Wasserhaushalt einer Deponie-Oberflächenabdeckung: Vergleich von Großlysimetermessungen mit HELP-Modellrechnungen. In: SEILER, K.-P. u. KLOTZ, D. (Hrsg.): *S. 195–200.* **98**
- HENKEN-MELLIES, U.; GARTUNG, E. u. KRESS, D. [2000]: Wirksamkeit mineralischer Deponie-Oberflächenabdeckungen. *Geotechnik, Bd. 23, S. 206–215.* **16, 19**
- HEPPELL, C.; BURT, T. u. WILLIAMS, R. [2000]: Variations in the hydrology of an underdrained clay hillslope. *J. Hydrol., Bd. 227, S. 236–256.* **59**
- HERBST, M. u. THAMM, F. [1994]: Interzeptionsverlust eines norddeutschen Buchenwaldes – Eine Anwendung des Interzeptionsmodells von Gash. *Z. Kulturtechnik u. Landentw., Bd. 35, S. 311–319.* **113, 172, 174**
- HERKELRATH, W. u. DELIN, G. [2001]: Long-term monitoring of soil-moisture in a harsh climate using reflectometer and TDR probes. In: DOWDING, C. (Hrsg.): *S. 262–272.* **95**
- HEUVELDOP, J. [1973a]: Die Größe der Interzeptionsverdunstung in Fichtenkronen abhängig von einzelnen klimatischen Faktoren. *Allg. Forst- u. Jagd-Z., Bd. 144, S. 35–41.* **171, 174**
- HEUVELDOP, J. [1973b]: Untersuchungen über die Interzeptionsverdunstung in Nadelbaumkronen. *Forstarchiv, Bd. 44, S. 129–130.* **174**
- HEUVELDOP, J.; MITSCHERLICH, G. u. KÜNSTLE, E. [1972]: Über Kronendurchlaß, Stammablauf und Interzeptionsverlust von Douglasienbeständen am Süd- und Nordhang. *Allg. Forst- u. Jagd-Z., Bd. 143, S. 117–121.* **80, 174**
- HEYER, D. u. RÖDL, P. [2002]: Durchlässigkeits- und Austrocknungsversuche mit gemischtkörnigen Abdichtungsmaterialien – Ergebnisse und versuchstechnische Probleme. In: RAMKE, H.-G.; GARTUNG, E.; HEIBROCK, G.; LÜKEWILLE, W.; MELCHIOR, S.; VIELHABER, B.; BOHNE, K.; MEIER-HARTH, U. u. WITT, K.-J. (Hrsg.): *S. 341–347.* **14**
- HIBBERT, A. [1965]: Forest treatment effects on water yield. In: SOPPER, W. u. LULL, H. (Hrsg.): *S. 527–543.* **26**
- HOCKLEY, D.; PAUL, M.; CHAPMAN, J.; JAHN, S. u. WEISE, W. [1997]: Relocation of waste rock to the Lichtenberg pit near Ronneburg, Germany. In: ACID ROCK DRAINAGE: *S. 1267–1283.* **38**

- HOCKLEY, D.; SMOLENSKY, J.; JAHN, S. u. PAUL, M. [2000]: Geochemical investigations and gas monitoring of an acid generating waste rock pile. *In*: SMME (Hrsg.): *S. 181-189*. 41
- HÖLL, K. [1974]: Beschaffenheit von Sickerwasser und Hangwasser aus Nadel- und Laubwaldbeständen. *Allg. Forstz., Bd. 49, S. 1081-1083*. 56
- HOEPFNER, U.; GROSSMANN, T. u. PAUL, M. [1997]: Probenahmestrategie und Datenanalyse bei der Sanierung von Halden des Uranbergbaus im Ronneburger Revier. *In*: RASEMANN, W. (Hrsg.): *S. 117-126*. 38
- HOEPFNER, U. u. NEUDERT, A. [2005]: Untersuchungen zur langfristigen Entwicklung des Wasserhaushaltes von Oberflächenabdeckungen. *In*: BAL (Hrsg.): *S. 45-48*. 137
- HOEPFNER, U.; NEUDERT, A. u. PAUL, M. [2003]: Lysimeteruntersuchungen zum Wasserhaushalt von Endabdeckungen zur Sanierung von Tailings des Uranerzbergbaus in Sachsen. *In*: BAL (Hrsg.): *S. 181-182*. 140
- HOEPFNER, U. u. PAUL, M. [2003]: Die Bergbaufolgelandschaft bei Ronneburg. *In*: LIEDTKE, H.; MÄUSBACHER, R. u. SCHMIDT, K.-H. (Hrsg.): *S. 52-53*. 8, 33
- HOEPFNER, U. u. SCHNEIDER, P. [2003]: Parametrisierung von Wasserhaushaltsmodellen mit zeitlich variablen hydraulischen Bodenkenngrößen: Ein Praxisbeispiel aus der Sanierungstätigkeit der WISMUT. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 101, S. 29-30*. 120, 156
- HOFFMANN, D. [1999]: Schätzung des Interzeptionsverlusts in Waldbeständen aus Freiflächenniederschlag bei Flüssigniederschlägen. *Ber. Freiburger Forstl. Forsch., Bd. 7, S. 93-100*. 113
- HOKETT, S.; CHAPMAN, J. u. RUSSELL, C. [1992]: Potential use of time domain reflectometry for measuring water content in rock. *J. Hydrol., Bd. 138, S. 89-96*. 71
- HOLE, F. [1981]: Effects of animals on soil. *Geoderma, Bd. 25, S. 75-112*. 18
- HOLMES, J. u. COLVILLE, J. [1970]: Forest hydrology in a karstic region of Southern Australia. *J. Hydrol., Bd. 10, S. 59-74*. 109
- HOLZMANN, H. u. SEREINIG, N. [1997]: Messung des lateralen Abflusses und des Bodenwasserhaushaltes an bewaldeten Hangstandorten. *In*: BAL (Hrsg.): *S. 71-75*. 59
- HONISCH, M. u. KLOTZ, D. [1999]: Numerische Simulation des Wasserflusses in Lysimetern. *In*: KLOTZ, D. u. SEILER, K.-P. (Hrsg.): *S. 67-78*. 101
- HOOVER, M.; OLSON, D. u. GREENE, G. [1953]: Soil moisture under a young loblolly pine plantation. *Soil Sci. Soc. Am. P., Bd. 17, S. 147-150*. 80
- HORN, R. [2001]: Verbesserung der Langzeitbeständigkeit durch modifizierte mineralische Abdichtsysteme. *Vortrag 12. Abfalltagung „Neues aus Abfallrecht und Abfallwirtschaft“; LANU Landesamt Umwelt u. Natur Schleswig-Holstein, 22.11.2001, Neumünster*. 14
- HORN, R. [2002]: Analyse des Austrocknungsverhaltens von mineralischem Bodenmaterial anhand von Laboruntersuchungen. *In*: RAMKE, H.-G.; GARTUNG, E.; HEIBROCK, G.; LÜKEWILLE, W.; MELCHIOR, S.; VIELHABER, B.; BOHNE, K.; MEIER-HARTH, U. u. WITT, K.-J. (Hrsg.): *S. 349-358*. 14
- HORN, R. u. JUNGE, T. [2002]: Wege zur langfristig sicheren Abdichtung von Mülldeponien mit mineralischen Dichtschichten. *In*: EGLOFFSTEIN, T.; BURKHARDT, G. u. CZURDA, K. (Hrsg.): *S. 167-182*. 14

-
- HORN, R.; JUNGE, T.; THIENEMANN, J.; GRÄSLE, W. u. BAUMGARTL, T. [1996]: Einige prinzipielle Überlegungen zu hydraulischen und mechanischen Prozessen in Deponieabdichtungen. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 79, S. 47-49.* **14**
- HOROWITZ, A.; ELRICK, K.; ROBBINS, J. u. COOK, R. [1995]: A summary of the effects of mining and related activities on the sediment-trace element geochemistry of Lake Coeur d'Alene, Idaho, USA. *J. Geochem. Exploration, Bd. 52, S. 135-144.* **37**
- HORTON, R. [1919]: Rainfall interception. *Mon. Weather Rev., Bd. 47, S. 603-623.* **79, 113**
- HOUSTON, S. u. RANDENI, J. [1992]: Effect of clod size on hydraulic conductivity of compacted clay. *Geotech. Test. J., Bd. 15, S. 123-128.* **15**
- HOWELL, T.; SCHNEIDER, A. u. JENSEN, M. [1991]: History of lysimeter design and use for evapotranspiration measurements. In: ALLEN, R.; HOWELL, T.; PRUITT, W.; WALTER, I. u. JENSEN, M. (Hrsg.): *S. 1-9.* **55**
- HOYNINGEN-HUENE, J. v. [1983]: Die Interzeption des Niederschlags in landwirtschaftlichen Pflanzenbeständen. *Schriftenreihe DVWK, Bd. 57, S. 1-53. Ham-burg.* **26, 113, 199**
- HOZHINA, E.; KHRAMOV, A.; GERASIMOV, P. u. KUMARKOV, A. [2001]: Uptake of heavy metals, arsenic, and antimony by aquatic plants in the vicinity of ore mining and processing industries. *J. Geochem. Exploration, Bd. 74, S. 153-162.* **37**
- HPC [2000]: Modelltechnische Abbildung der geochemischen und geohydraulischen Vorgänge im verfüllten und abgedeckten Tagebau Lichtenberg und Ankopplung an den Gesamtflutungsprozeß. *Unver. Bericht, HPC GmbH, Gera.* **43**
- HPC [2001]: Modelltechnische Prognoserechnungen zum langfristigen Schadstoffaus-trag über den Wasserpfad aus dem verfüllten Tagebau Lichtenberg in Ankopplung an den Gesamtflutungsprozeß für verschiedene Abdeckvarianten. *Unver. Bericht, HPC GmbH, Gera.* **43**
- HUDSON, J. [1988]: The contribution of soil moisture storage to the water balances of upland forested and grassland catchments. *Hydrol. Sci.-Jour., Bd. 33, S. 289-309.* **109**
- HUPE, K.; HEYER, K.-U.; UNGER, A. u. STEGMANN, R. [2002]: Versuchsfelder auf der Altdeponie Kuhstedt für standortangepasste alternative Oberflächenabdichtungssysteme. In: RAMKE, H.-G.; GARTUNG, E.; HEIBROCK, G.; LÜKEWILLE, W.; MELCHIOR, S.; VIELHABER, B.; BOHNE, K.; MEIER-HARTH, U. u. WITT, K.-J. (Hrsg.): *S. 177-183.* **14**
- HUTCHINGS, N.; MILNE, R. u. CROWTHER, J. [1988]: Canopy storage capacity and its vertical distribution in a sitka spruce canopy. *J. Hydrol., Bd. 104, S. 161-171.* **171, 174**
- HUTCHISON, B. u. HICKS, B. (Hrsg.) [1985]: The forest-atmosphere interaction. *Proceedings of the forest environmental measurements conference, Oak Ridge, 23-28.10.83. Dordrecht.*
- HUTJES, R.; WIERDA, A. u. VEEN, A. [1990]: Rainfall interception in the Tai Forest, Ivory Coast: Application of two simulation models to a humid tropical system. *J. Hydrol., Bd. 114, S. 259-275.* **113, 172, 174, 175**
- HYNES, T. u. BLANCHETTE, M. (Hrsg.) [1995]: Mining and the environment. *Proc. of Sudbury '95, Sudbury, Ontario, 28.5-1.6.95.*

- IEMSS (Hrsg.) [2002]: Integrated assessment and decision support. *Proc. Symp. International Environmental Modelling and Software Society, Lugano, 624-27.6.2002.*
- IMKO [2003]: Schriftliche Mitteilung IMKO GmbH, November 2003. **75**
- INEEL (Hrsg.) [1998]: Low-level radioactive waste management. *Idaho National Engineering and Environmental Laboratory, Proc. 19th Conf., U.S. Department of Energy, 10-12.11.1998, Salt Lake City. INEEL/CONF-98-01138.*
- INTERNATIONAL ASSOCIATION OF SCIENTIFIC HYDROLOGY (Hrsg.) [1959]: Symposium of Hannoversch-Münden. *Gentbrugge.*
- IPCC [2001]: Climate Change 2001: Synthesis report. *Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva.* **120, 121**
- ITEM, H. [1979]: Model for the water regime of forests and meadow. In: HALLDIN, S. (Hrsg.): *S. 133-143.* **110**
- ITRC [2003]: Technology overview using case studies of alternative landfill technologies and associated regulatory topics. *Interstate Technology & Regulatory Council; Alternative Landfill Technologies Team.* **28**
- JACKSON, I. [1975]: Relationships between rainfall parameters and interception by tropical forest. *J. Hydrol., Bd. 24, S. 215-238.* **113**
- JACOBI, W. [1999]: Radiation exposure and attributable cancer risk in former miners of the WISMUT uranium mining company. *Kerntechnik, Bd. 64, S. 39-43.* **33**
- JACOBS, H. u. BONKA, H. (Hrsg.) [1991]: Strahlenschutz für Mensch und Umwelt. *Fortschr. Strahlenschutz. 25 Jahre Fachverband für Strahlenschutz - Jubiläumstagung, Aachen, 30.9-3-10.1991; FS-91-55-T.*
- JACOBSEN, O. u. SCHJØNNING, P. [1993]: A laboratory calibration of time domain reflectometry for soil water measurement including effects of bulk density and texture. *J. Hydrol., Bd. 151, S. 147-157.* **70, 71**
- JAEGER, L. [1999]: Die präzise Bestimmung der Komponenten des Waldniederschlags als Grundlage der Stoffhaushaltsbestimmung. *Ber. Freiburger Forstl. Forsch., Bd. 7, S. 83-91.* **109**
- JAEGER, L. u. KESSLER, A. [1980]: Langzeitmessungen der Strahlungsbilanz und ihrer Komponenten über einem Kiefernbestand der südlichen Oberrheinebene. *Allg. Forst- u. Jagd-Z., Bd. 151, S. 210-218.* **25**
- JAKUBICK, A.; GATZWEILER, R.; MAGER, D. u. ROBERTSON, M. [1997]: The Wismut waste rock pile remediation program of the Ronneburg mining district, Germany. In: ACID ROCK DRAINAGE: *S. 1285-1301.* **38**
- JAKUBICK, A. u. HAGEN, M. [2002]: The WISMUT approach to environmental remediation. In: JAKUBICK, A.; MAGER, D. u. METZLER, D. (Hrsg.): *S. 1-15.* **33**
- JAKUBICK, A.; MAGER, D. u. METZLER, D. (Hrsg.) [2002]: UMREG 2002. *Uranium Mine Remediation Exchange Group Meeting, Freiberg, 17.9.2002.*
- JAKUBICK, A.; MAGER, D. u. METZLER, D. (Hrsg.) [2003]: UMREG 2003. *Uranium Mine Remediation Exchange Group Meeting, Oxford, 24.9.2003.*
- JANSSEN, H.; CARMELIET, J. u. HENS, H. [1999]: Numerical model for coupled heat and moisture transfer in homogeneous soils. In: FEYEN, J. u. WIYO, K. (Hrsg.): *S. 46-56.* **93**
- JANSSON, P.-E. [1987]: Simulated soil temperature and moisture at a clearcutting in central Sweden. *Scand. J. For. Res., Bd. 2, S. 127-140.* **26**

-
- JANSSON, P.-E. [1998]: Simulation model for soil water and heat conditions – Description of the SOIL model. *Stockholm. Swedish Univ. Agric. Sci., Dep. Soil Sci.* **93**
- JANSSON, P.-E. u. KARLBERG, L. [2001]: COUP Model – Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere systems. *Stockholm. Royal Inst. Techn., Dept. Civil Environ. Engin.* **93**
- JARVIS, N. u. LEEDS-HARRISON, P. [1987]: Some problems associated with the use of the neutron probe in swelling/shrinking clay soils. *J. Soil Sci., Bd. 38, S. 149-156.* **64**
- JARVIS, P. [1976]: The interpretation of the variations in leaf water potential and stomatal conductance found in canopies in the field. *Phil. Trans. R. Soc. London, Ser. B, Bd. 273, S. 593-610.* **111**
- JARVIS, P.; AITKEN, A.; BARTON, C.; LEE, H. u. WILSON, S. (Hrsg.) [1998]: European forests and global change. The likely impacts of rising CO₂ and temperature. *Cambridge.*
- JARVIS, P.; JAMES, G. u. LANDSBERG, J. [1976]: Coniferous forest. *In: MONTEITH, J. (Hrsg.): S. 171-240.* **112**
- JAYNES, D.; ROGOWSKI, A. u. PIONKE, H. [1984]: Acid mine drainage from reclaimed coal strip mines – 1. Model description. *Water Resour. Res., Bd. 20, S. 233-242.* **35**
- JEFFREE, R.; TWINING, J. u. LAWTON, M. [2000]: Rum Jungle mine site remediation: Relationship between changing water quality parameters and ecological recovery in the Finnis River system. *In: SMME (Hrsg.): S. 759-764.* **37**
- JELINEK, D. [1999]: Bau und Betrieb der Kapillarsperre auf der Altlast „Am Stempel“ Landkreis Marburg-Biedenkopf. *In: KRAJEWSKI, W.; GÄNSHIRT, U. u. WOHNLICH, S. (Hrsg.): S. 45-77.* **19**
- JENSEN, M.; BURMAN, R. u. ALLEN, R. [1990]: Evapotranspiration and irrigation water requirements. *ASCE Man. Rep. Eng. Pract., Bd. 70. New York.* **103, 104, 192**
- JESIONEK, K. u. DUNN, R. [1995]: Landfill final covers: A review of California practice. *In: DUNN, R. u. SINGH, U. (Hrsg.): S. 51-61.* **13**
- JESSBERGER, H. (Hrsg.) [1995]: Sanierung von Altlasten. *Rotterdam.*
- JOHNS, C. [1995]: Contamination of riparian wetlands from past copper mining and smelting in the headwaters region of the Clark Ford River, Montana, U.S.A. *J. Geochem. Exploration, Bd. 52, S. 193-203.* **37**
- JOHNSON, C. u. SKOUSEN, J. [1995]: Minesoil properties of 15 abandoned mine land sites in West Virginia. *J. Environ. Qual., Bd. 24, S. 635-643.* **36, 119**
- JOHNSON, I.; FROBEL, R.; CAVALLI, N. u. PETTERSSON, C. (Hrsg.) [1985]: Hydraulic barriers in soil and rock. *ASTM Spec. Techn. Publ., Bd. 874. Philadelphia. Proc. Symp., Denver, CO, 25.6.1984.*
- JOHNSON, R. [1990]: The interception, throughfall and stemflow in a forest in Highland Scotland and the comparison with other upland forests in the U.K. *J. Hydrol., Bd. 118, S. 281-287.* **80, 171, 172**
- JONES, T.; CAMPBELL, G. u. GEE, G. [1984]: Water balance at an arid site: A model validation study of bare soil evaporation. *Pacific Northwest Labs., Richland, WA. PNL-4896.* **93**

- JOSHI, B.; MAULE, C. u. DE JONG, E. [1997]: Subsurface hydrologic regime and estimation of diffuse soil water flux in a semi arid region. *Electr. J. Geotech. Engrg.*, Bd. 2. 95
- JUNGE, T.; BAUMGARTL, T.; GRÄSLE, W.; HORN, R. u. THIENEMANN, J. [1996]: Bedeutung der „Entwässerungsgeschicht“ bzw. des Grades der Vorentwässerung für das Schrumpfverhalten von mineralischen Abdichtsystemen. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, Bd. 79, S. 51–54. 14
- JURK, M. u. SAWALLISCH, S. [1998]: Radioaktive Kontamination von Auenböden und ihre radiologische Bewertung. In: BFS (Hrsg.): *S. ST26–ST29*. 33
- JURK, M.; SCHKADE, U.; HOPPE, T. u. KLUGE, A. [1994]: Untersuchungen zur Kontamination von Sedimenten der Freiburger Mulde, Zwickauer Mulde und Vereinigten Mulde. In: BFS (Hrsg.): *S. 144–146*. 33
- KADEN, M. [1995]: Die Gründung der SAG/SDAG Wismut – Eine Dokumentation. *Sächsische Heimatblätter*, Bd. 41, S. 271–280. 31
- KADEN, M. [2002]: Uranprovinz – Zeitzeugen der Wismut erinnern sich. *Schneeberg*. 31
- KADEŠOVÁ, R.; GRIBB, M. u. ŠIMŮNEK, J. [1998]: Estimating soil hydraulic properties from transient cone permeameter data. *Soil Sci.*, Bd. 163, S. 436–453. 101
- KÄMPF, M.; HOLFELDER, T. u. MONTENEGRO, H. [1998]: Bemessungskonzept für Kapillarsperrensysteme. In: EGLOFFSTEIN, T.; BURKHARDT, G. u. CZURDA, K. (Hrsg.): *S. 131–145*. 19
- KÄMPF, M.; HOLFELDER, T. u. MONTENEGRO, H. [2003]: Identification and parameterization of flow processes in artificial capillary barriers. *Water Resour. Res.*, Bd. 39, S. SBH 2/1–9. 101
- KAHLE, P.; CRIEGEE, C. u. LENNARTZ, B. [2002]: Willow stands as an alternative method for the reduction of leachate at contaminated sites – numerical investigations. *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk.*, Bd. 165, S. 501–505. 101
- KALWEIT, H. [1953]: Lysimeterbeobachtungen als Grundlage zur Berechnung des Wasserhaushaltes. *Z. Meteor.*, Bd. 7, S. 35–42. 109
- KARAJEH, F.; TANJI, K. u. KING, I. [1994a]: Agroforestry drainage management model: I. Theory and Validation. *J. Irrig. Drain. Div., ASCE*, Bd. 120, S. 364–381. 93
- KARAJEH, F.; TANJI, K. u. KING, I. [1994b]: Agroforestry drainage management model: II. Field water flow. *J. Irrig. Drain. Div., ASCE*, Bd. 120, S. 382–396. 93
- KARLSCH, R. [1993]: „Ein Staat im Staate“ – Der Uranbergbau der Wismut AG in Sachsen und Thüringen. *Aus Politik u. Zeitgeschichte*, Bd. 49/50, S. 14–23. 31
- KASTANEK, F. [1995]: Kritische Bemerkungen zur Verwendung von Lysimetern. In: BAL (Hrsg.): *S. 93–102*. 56
- KASTANEK, F.; ZARTL, A. u. CEPUDER, P. [2001]: Prinzip und Praxis des virtuellen Lysimeters. In: BAL (Hrsg.): *S. 17–22*. 94
- KATUL, G.; CUENCA, R.; GREBET, P.; WRIGHT, J. u. PRUITT, W. [1992]: Analysis of evaporative flux data for various climates. *J. Irrig. Drain. Engrg.*, ASCE, Bd. 118, S. 601–618. 103

-
- KEESE, U. u. KNAPPE, S. [1995]: Einfluß unterschiedlicher Lysimetertiefen auf Wasser- und Stoffhaushalt grundwasserferner Standorte am Beispiel von zwei Sandlößböden – Ergebnisse aus der Lysimeterstation Brandis. *In: BAL (Hrsg.): S. 61–68.* **56**
- KELLER, H. [1979]: Model comparison to estimate consumptive use. *In: HALLDIN, S. (Hrsg.): S. 225–235.* **93, 110**
- KELLER, T. u. BEDA-PUTA, H. [1975]: Zur Prüfung der Eignung von Lysimetern für das Problem der Sickerwasserbeeinflussung durch Klärschlamm. *Mitt. Eidgenöss. Anstalt forstliche Versuchswesen, Bd. 51, S. 291–299.* **109**
- KEMP, P.; REYNOLDS, J.; PACHEPSKY, Y. u. CHEN, J.-L. [1997]: A comparative modeling study of soil water dynamics in a desert ecosystem. *Water Resour. Res., Bd. 33, S. 73–90.* **93**
- KHIRE, M.; BENSON, C. u. BOSSCHER, P. [1997]: Water balance modeling of earthen final covers. *J. Geotech. Geoenviron. Engrg., Bd. 123, S. 744–754.* **93, 98**
- KHIRE, M.; BENSON, C. u. BOSSCHER, P. [2000]: Capillary barriers: design variables and water balance. *J. Geotech. Geoenviron. Engrg., Bd. 126, S. 695–708.* **19**
- KIM, D.; CHOI, S.; RYSZARD, O.; FEYEN, J. u. KIM, H. [2000]: Determination of moisture content in a deformable soil using time-domain reflectometry (TDR). *Europ. J. Soil Sci., Bd. 51, S. 119–127.* **75**
- KIM, H. u. BENSON, C. [2004]: Contributions of advective and diffusive oxygen transport through multilayer composite caps over mine waste. *J. Contam. Hydrol., Bd. 71, S. 193–218.* **41**
- KIM, W.-H. u. DANIEL, D. [1992]: Effects of freezing on hydraulic conductivity of compacted clay. *J. Geotech. Engrg., Bd. 118, S. 1083–1097.* **15, 16**
- KIMBALL, B. u. IDSO, S. [1983]: Increasing atmospheric CO₂: Effects on crop yields, water use and climate. *Agric. Water Manag., Bd. 7, S. 55–72.* **121**
- KING, J.; SMITH, K. u. PYATT, D. [1986]: Water and oxygen regimes under conifer plantations and native vegetation on upland peaty gley soil and deep peat soils. *J. Soil Sci., Bd. 37, S. 485–497.* **42**
- KIRKHAM, R. u. GEE, G. [1983]: Measurement of unsaturated flow below the root zone at an arid site. *In: NIELSEN, D. u. CURL, M. (Hrsg.): S. 917–935.* **238**
- KIRSCH, S. [1993]: A field test of a soil-based measure of evapotranspiration. *Soil Sci., Bd. 156, S. 396–404.* **95**
- KLAASSEN, W.; BOSVELD, F. u. DE WATER, E. [1998]: Water storage and evaporation as constituents of rainfall interception. *J. Hydrol., Bd. 212–213, S. 36–50.* **114, 115**
- KLAGHOFER, E. [1991]: Bodenphysikalische Aspekte bei der Erfassung von gelösten Stoffen mit Hilfe von Lysimetern. *In: BAL (Hrsg.): S. 19–23.* **56**
- KLAPPER, H. u. SCHULTZE, M. [1997]: Sulfur acidic mining lakes in Germany – ways of controlling geogenic acidification. *In: ACID ROCK DRAINAGE: S. 1727–1744.* **37**
- KLEINSTÄUBER, G. u. GÜNTHER, R. [1987]: Realisierung des Unterdruckprinzips bei Lysimetern mit monolithischer Bodensäule. *Z. Meteor., Bd. 37, S. 52–58.* **56**
- KLEMEŠ, V. [1986]: Operational testing of hydrological simulation models. *Hydrol. Sci.-Jour., Bd. 31, S. 13–24.* **116**
- KLEPPE, J. u. OLSON, R. [1985]: Desiccation cracking of soil barriers. *In: JOHNSON, I.; FROBEL, R.; CAVALLI, N. u. PETTERSSON, C. (Hrsg.): S. 263–275.* **14**

- KLEPPER, E.; GANO, K. u. CADWELL, L. [1985]: Rooting depth and distributions of deep-rooted plants in the 200 area control zone at the Hanford site. *Pacific Northwest Labs., Richland, WA. PNL-5247*. 17
- KLINE, J.; REED, K.; WARING, R. u. STEWART, M. [1976]: Field measurement of transpiration in Douglas-fir. *J. appl. Ecol., Bd. 13, S. 273–283*. 110
- KLOTZ, D. [2004a]: Die GSF-Lysimeteranlage Neuherberg (Stand März 2004). In: KLOTZ, D. (Hrsg.): *S. 184–188*. 56
- KLOTZ, D. [2004b]: Ändert sich der Wassergehalt von Böden durch den prognostizierten Globalen Wandel? In: KLOTZ, D. (Hrsg.): *S. 175–179*. 122
- KLOTZ, D. (Hrsg.) [2004c]: Untersuchungen zur Sickerwasserprognose in Lysimetern. *GSF-Bericht, Bd. 28/04. 4. Lysimeterworkshop, GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, 20-21.4.2004, Neuherberg*.
- KLOTZ, D. [2005]: Änderung des Wasserhaushaltes von Böden durch den prognostizierten globalen Wandel. In: BAL (Hrsg.): *S. 33–35*. 122
- KLOTZ, D.; HINREINER, G. u. SEILER, K.-P. [2001]: Erfassung des Niederschlags – wichtigster Input für Lysimeteruntersuchungen. In: BAL (Hrsg.): *S. 173–175*. 84
- KLOTZ, D. u. SEILER, K.-P. (Hrsg.) [1999]: Bestimmung der Sickerwassergeschwindigkeit in Lysimetern. *GSF-Bericht, Bd. 1/99. Workshop, GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Neuherberg*.
- KLOTZ, D.; SEILER, K.-P.; SCHEUNERT, I. u. SCHROLL, R. [1999]: Die Lysimeteranlagen des GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit. In: BAL (Hrsg.): *S. 157–159*. 56
- KLUTE, A. (Hrsg.) [1986]: Methods of soil analysis – Part 1: Physical and mineralogical methods. *Agronomy, Bd. 9.1. Madison, Wisconsin*.
- KMET, P. u. LINDORFF, D. [1983]: Use of collection lysimeters in monitoring sanitary landfill performance. In: NIELSEN, D. u. CURL, M. (Hrsg.): *S. 554–579*. 57
- KNAPPE, S. u. KEESE, U. [1996]: Untersuchungen zu ausgewählten chemischen Eigenschaften langjährig landwirtschaftlich genutzter Böden von Lysimetern im Vergleich zu Profilen auf deren Herkunftsflächen. In: BAL (Hrsg.): *S. 89–92*. 56
- KNEIB, W. [1996]: Wirkungen des Klimawandels auf naturnahe Abdeckungen von Deponien und Auffüllungen. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 79, S. 127–130*. 119
- KNIPSCHILD, F. (Hrsg.) [2000]: Die sichere Deponie. 16. *Fachtagung Sicherung von Deponien und Altlasten mit Kunststoffen. Würzburg*.
- KNOBLAUCH, S.; HEROLD, L. u. PFLEGER, I. [2004]: Einfluss landwirtschaftlicher Nutzung in Thüringen auf die N-Befruchtung der Gewässer und Lösungswege für einen nachhaltigen Schutz des Wassers. *Erfurter Geogr. Studien, Bd. 11, S. 55–62*. 25
- KNOBLAUCH, S. u. ROTH, D. [1995]: Bodenfeuchteausschöpfung auf einer tiefgründigen Braunschwarzerde aus Löß durch ausgewählte Fruchtarten im mitteldeutschen Trockengebiet. In: BAL (Hrsg.): *S. 75–80*. 237
- KNOBLAUCH, S.; ROTH, D. u. GÜNTHER, R. [1996]: N-Austrag aus einer tiefgründigen Braunerde-Schwarzerde (Löß) im Thüringer Becken. In: BAL (Hrsg.): *S. 19–22*. 25

-
- KNOPF, S.; TIMME, M.; HOEPFNER, U.; FROMMHOLD, R.; RASSMANN, B. u. SZYMANOWSKY, R. [1996]: Geoinformatik und Sanierung. *Geowissensch., Bd. 11, S. 495–499.* **38**
- KÖSTLER, J. [1956]: Waldbauliche Beobachtungen an Wurzelstöcken sturmgeworfener Nadelbäume. *Forstwiss. Centralbl., Bd. 75, S. 65–91.* **17**
- KOITZSCH, R. u. GÜNTHER, R. [1990]: Modell zur ganzjährigen Simulation der Verdunstung und der Bodenfeuchte landwirtschaftlicher Nutzflächen mit und ohne Bewuchs. *Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd., Bd. 34, S. 803–810.* **93**
- KOITZSCH, R.; HELLING, R. u. VETTERLEIN, E. [1980]: Simulation des Bodenfeuchteverlaufes unter Berücksichtigung der Wasserbewegung und des Wasserentzuges durch Pflanzenbestände. *Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd., Bd. 24, S. 717–725.* **93**
- KOMNITSAS, K.; XENIDIS, A. u. TABOURIS, S. [2000]: Composite cover for the prevention of acid mine drainage. *Mining Env. Manag., Bd. 8, S. 14–17.* **40**
- KONIKOW, L. u. BREDEHOEFT, J. [1992]: Ground-water models cannot be validated. *Advanc. Wat. Res., Bd. 15, S. 75–83.* **116, 258**
- KONRAD, J.-M. u. SAMSON, M. [2000]: Influence of freezing temperature on hydraulic conductivity of silty clay. *J. Geotech. Geoenviron. Engrg., Bd. 126, S. 180–187.* **15**
- KORFIATIS, G.; RABAH, N. u. LEKMINE, D. [2002]: Permeability of compacted clay liners in laboratory scale models. *In: EGLOFFSTEIN, T.; BURKHARDT, G. u. CZURDA, K. (Hrsg.): S. 611–624.* **15**
- KOVAR, K. u. SOVERI, J. (Hrsg.) [1994]: Groundwater quality management. *IAHS Publ., Bd. 220. Wallingford. Proc. Int. Conf., Tallinn, Estonia, 6-9.9.93.*
- KOWALEWSKI, P.; BOYCE, S. u. BUFFINGTON, R. [2002]: Field investigation to support the closure design of the Yankee Heap. *In: TAILINGS AND MINE WASTE 2002: S. 173–178.* **29**
- KOZLOWSKI, T. (Hrsg.) [1983]: Water deficits and plant growth – Additional woody crop plants. *Bd. 7. New York.*
- KRAJEWSKI, W.; GÄNSHIRT, U. u. WOHNLICH, S. (Hrsg.) [1999]: Die Kapillarsperre: Innovative Oberflächenabdichtung für Deponien und Altlasten. *Berlin. Akademie f. Bauen u. Umwelt e. V.*
- KRENN, A.; HABERHAUER, G. u. GERZABEK, M. [1999]: Konstruktion eines Waldlysimeters zur Untersuchung des Stickstoffhaushaltes mit N¹⁵. *In: BAL (Hrsg.): S. 101–103.* **109**
- KRENN, A.; KLAGHOFER, E. u. GERZABEK, M. [2003]: Diskussion seitlicher Randeffekte bei Lysimeterexperimenten am Beispiel der Lysimeteranlage Seibersdorf. *In: BAL (Hrsg.): S. 33–36.* **57**
- KREUTZER, K. [1961]: Wurzelbildung junger Waldbildung auf Pseudogleyböden. *Forstwiss. Centralbl., Bd. 80, S. 356–392.* **17**
- KREUTZER, K. [1985]: Modellierung des Einflusses von Bestockungseigenschaften auf die Sickerung. *In: NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD (Hrsg.): S. 193–210.* **237**
- KÜCHLER, W. [2004]: Projektion des Klimawandels in Sachsen für die Dekade 2041–2050. *Wasser u. Abfall, Bd. 6, S. 10–14.* **120**
- KÜNSTLE, E. u. MITSCHERLICH, G. [1977]: Photosynthese, Transpiration und Atmung in einem Mischbestand im Schwarzwald. IV. Teil: Bilanz. *Allg. Forst- u. Jagd-Z., Bd. 148, S. 227–239.* **109**

- KÜNSTLE, E.; MITSCHERLICH, G. u. HÄDRICH, F. [1979]: Gaswechseluntersuchungen in Kiefernbeständen im Trockengebiet der Oberrheinebene. *Allg. Forst- u. Jagd-Z.*, Bd. 150, S. 205–228. 109
- KÜNSTLE, E. u. ULLRICH, C. [1976]: Vergleichende Gaswechsellmessungen an Gemeiner Kiefer (*Pinus silvestris* L.) und Schwarzkiefer (*Pinus nigra* Arn.) unter den Extrembedingungen des Sommers 1975 im oberrheinischen Trockengebiet. *Allg. Forst- u. Jagd-Z.*, Bd. 147, S. 65–68. 109
- KUO, E.; RITCHIE, A. u. TIMMS, G. [2003]: Long-term monitoring of water infiltration through covers at White's waste rock dump at the Rum Jungle mine site using lysimeters. In: FARELL, T. u. TAYLOR, G. (Hrsg.): S. 281–286. 40
- LADEFOGED, K. [1963]: Transpiration of forest trees in closed stands. *Physiol. Plant.*, Bd. 16, S. 378–414. 110
- LAKEFIELD [1997]: Evaluation of the use of covers for reducing acid generation from Strathcona tailings. *Lakefield Res. Ltd.; MEND Report 2.25.3.* 40, 41
- LAMBE, T. [1954]: The permeability of fine-grained soils. *ASTM Spec. Techn. Publ.*, Bd. 163, S. 56–67. 14
- LAMBE, T. [1958]: The engineering behavior of compacted clay. *J. Soil Mech. Found. Div., ASCE*, Bd. 84, S. 1655/1–35. 14
- LANDEEN, D. [1994]: The influence of small-mammal burrowing activity on water storage at the Hanford site. In: GEE, W. u. WING, N. (Hrsg.): S. 523–543. 18
- LAND RECLAMATION AND MINE DRAINAGE CONFERENCE [1994]: *Proc. International Land Reclamation and Mine Drainage Conf.; Third int. Conf. on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, USA, 24-29.4.94.*
- LANG, S. [1999]: Ökophysiologische und anatomische Untersuchungen zum Saftfluss in verschiedenen Splintholzbereichen von *Fagus Sylvatica* L. *Karlsruhe.* 110
- LANGE, G.; MÜHLSTEDT, P.; FREYHOFF, G. u. SCHRÖDER, B. [1991]: Der Uranerzbergbau in Thüringen und Sachsen – ein geologisch-bergmännischer Überblick. *Erzmetall*, Bd. 44, S. 162–171. 32
- LANGE, G.; SCHUSTER, D. u. DIETEL, W. [1994]: Die Uranvererzung in der Lagerstätte Ronneburg. *Veröff. Museum Gera, Naturwiss. Reihe*, Bd. 21/22, S. 25–42. 32
- LANTHALER, C. u. FANK, J. [2005]: Lysimeter stations and soil hydrology measuring sites in Europe – results of a 2004 survey. In: BAL (Hrsg.): S. 19–24. 55
- LARSON, L. u. PECK, E. [1974]: Accuracy of precipitation measurements for hydrologic modeling. *Water Resour. Res.*, Bd. 10, S. 857–863. 84
- LASSOIE, J. u. SALO, D. [1981]: Physiological response of large Douglas-fir to natural and induced soil water deficits. *Canadian J. For. Res.*, Bd. 11, S. 139–144. 109
- LEFEBVRE, R.; GÉLINAS, P. u. ISABEL, D. [1993]: Heat transfer during acid mine drainage production in a waste rock dump, La Mine Doyon (Québec). *Québec. Groupe de recherche en géologie de l'ingénieur, Rapport GREGI 93-03. MEND Report 1.14.2c.* 36
- LEHMAN, O. u. AHUJA, L. [1985]: Interflow of water and tracer chemical on sloping field plots with exposed seepage faces. *J. Hydrol.*, Bd. 76, S. 307–317. 59, 61
- LEHMANN, A.; VIERECK-GÖTTE, L. u. SCHMIDT, M. [1999]: Boden aus Schlamm der Uranerzaufbereitung. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, Bd. 91, S. 422–425. 33

-
- LEHNARDT, F. u. BRECHTEL, H. [1980]: Durchwurzelungs- und Schöpftiefen von Waldbeständen verschiedener Baumarten und Altersklassen bei unterschiedlichen Standortverhältnissen. *Allg. Forst- u. Jagd-Z.*, Bd. 151, S. 120–127. **17**
- LEHNARDT, F. u. BRECHTEL, H. [1983]: Ergebnisse von Bodenwasserhaushalts-Untersuchungen auf grundwasserabgesenkten Waldstandorten des Lockersedimentbereiches in der Rhein-Main-Ebene, Hessisches Ried. *Z. Deutsch. Geol. Ges.*, Bd. 134, S. 701–721. **109, 237**
- LEVITT, D.; HARTMANN, M.; KISIEL, K.; CRISWELL, C.; FARLEY, P. u. CHRISTENSEN, C. [2005]: Comparison of the water balance of an asphalt cover and an evapotranspiration cover at technical area 49 at the Los Alamos National Laboratory. *Vadose Zone J.*, Bd. 4, S. 789–797. **28**
- LEVITT, D.; SIMPSON, J. u. TIPTON, J. [1995]: Water use of two landscape tree species in Tucson, Arizona. *J. Am. Soc. Horticultural Sci.*, Bd. 120, S. 409–416. **110**
- LEYTON, L. u. CARLISLE, A. [1959]: Measurement and interpretation of interception of precipitation by forest stands. In: INTERNATIONAL ASSOCIATION OF SCIENTIFIC HYDROLOGY (Hrsg.): S. 111–119. **171**
- LEYTON, L.; REYNOLDS, E. u. THOMPSON, F. [1965]: Rainfall interception in forest and moorland. In: SOPPER, W. u. LULL, H. (Hrsg.): S. 163–178. **26**
- LFU [1997]: Forstwirtschaftliche Rekultivierung von Deponien mit TA Siedlungsabfall-konformer Oberflächenabdichtung. *Texte und Berichte zur Abfallwirtschaft*, Bd. 13. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. **28**
- LHW [2004]: Daten der Großlysimeteranlage Colbitz, 1974–2003. *Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Magdeburg*. **26**
- LIEBSCHER, H.-J. [1991]: Mögliche Auswirkungen von Klimaänderungen auf den Wasserhaushalt. *Wasserwirtsch.*, Bd. 81, S. 5–10. **121**
- LIEDTKE, H.; MÄUSBACHER, R. u. SCHMIDT, K.-H. (Hrsg.) [1986]: Relief, Boden und Wasser. *Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland. Institut für Länderkunde, Leipzig*.
- LILLY, A. [1999]: The use of inverse modelling and dipwell data in the calibration and evaluation of a soil water simulation model. *Geoderma*, Bd. 92, S. 203–227. **93**
- LINDEN, D. u. DIXON, R. [1975]: Water table position as affected by soil air pressure. *Water Resour. Res.*, Bd. 11, S. 139–143. **66**
- LINDNER, S. u. MURRAY, M. [1998]: Do elevated CO₂ concentrations and nutrients interact? In: JARVIS, P.; AITKEN, A.; BARTON, C.; LEE, H. u. WILSON, S. (Hrsg.): S. 215–235. **121**
- LINDROTH, A. [1985]: Canopy conductance of coniferous forests related to climate. *Water Resour. Res.*, Bd. 21, S. 297–304. **111, 112**
- LINDVALL, M.; ERIKSSON, N.; LINDAHL, L.-A. u. JÖNSSON, H. [1997]: Design of decommissioning plans at boliden minerals Aitik Mine, Sweden. In: ACID ROCK DRAINAGE: S. 905–915. **40**
- LINERT, U. [1995]: Verhalten von Pflanzenwurzeln in Oberflächenabdichtungssystemen. In: EGLOFFSTEIN, T. u. BURKHARDT, G. (Hrsg.): S. 15/1–13. **16**
- LINK, S.; CADWELL, L.; PETERSEN, K.; SACKSCHEWSKY, M. u. LANDEEN, D. [1995]: The role of plants and animals in isolation barriers at Hanford, Washington. *Pacific Northwest Labs., Richland, WA. PNL-10788*. **17**

- LINK, S.; GEE, G. u. THIEDE, M. [1990]: Response of a Shrub-Steppe ecosystem to fire: Soil water and vegetational change. *Arid Soil Res. Rehab.*, Bd. 4, S. 163–172. **17**
- LINK, S.; WAUGH, W. u. DOWNS, J. [1994]: The role of plants in isolation barrier systems. In: GEE, W. u. WING, N. (Hrsg.): S. 561–592. **17**
- LIU, J. [1999]: Eine neue Methode zur Messung des Matrixpotentials – Testergebnisse des Equitensiometers (EQ3). *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, Bd. 91, S. 195–198. **66**
- LIU, J. u. GROTE, R. [2000]: Messung des Matrixpotentials mit Equitensiometern. In: SEILER, K.-P. u. KLOTZ, D. (Hrsg.): S. 100–104. **66**
- LLORENS, P. u. GALLART, F. [2000]: A simplified method for forest water storage capacity measurement. *J. Hydrol.*, Bd. 240, S. 131–144. **115, 171, 174, 175, 176**
- LOAGUE, K. u. CORWIN, D. [1996]: Uncertainty in regional-scale assessment of non-point source pollutants. In: CORWIN, D. (Hrsg.): S. 131–152. **118**
- LOAGUE, K. u. GREEN, R. [1990]: Criteria for evaluating pesticide leaching models. In: ROTH, K.; FLÜHLER, H.; JURY, W. u. PARKER, J. (Hrsg.): S. 175–207. **117**
- LOAGUE, K. u. GREEN, R. [1991]: Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: Overview and application. *J. Contam. Hydrol.*, Bd. 7, S. 51–73. **117**
- LOAICIGA, H.; VALDES, J.; VOGEL, R.; GARVEY, J. u. SCHWARZ, H. [1996]: Global warming and the hydrologic cycle. *J. Hydrol.*, Bd. 174, S. 83–127. **121**
- LOHAMMAR, T.; LARSSON, S.; LINDER, S. u. FALK, S. [1980]: FAST – Simulation models of gaseous exchange in scots pine. In: PERSSON, T. (Hrsg.): S. 505–523. **111**
- LOTTNER, U. [1995]: Neuerungen bei Oberflächenabdichtungssystemen. In: MÜLLNER, B. (Hrsg.): S. 117–129. **13**
- LOUGEAY, R. [1976]: Adjustment of measured precipitation for gage undercatch. *J. Appl. Meteo.*, Bd. 15, S. 1097–1101. **85**
- LOUSTAU, D.; BERBIGIER, P. u. GRANIER, A. [1992]: Interception loss, throughfall and stemflow in a maritime pine stand – II. An application of Gash’s analytical model of interception. *J. Hydrol.*, Bd. 138, S. 469–485. **113, 114, 115, 172, 174, 176**
- LUA [2001]: Langfristiges Emissionsverhalten von Altdeponien. *Materialien, LUA NRW*, Bd. 61. Essen. **30**
- LUDWIG, S. [1993]: Frostgefährdung toniger Deponiebarrieren – Gefrierverhalten, bodenmechanische Eigenschaften, Mikrogefüge. *Schriftenr. Angew. Geol. Karlsruhe*, Bd. 26. **15**
- LÜTTSCHWAGER, D.; WULF, M.; FORKERT, J.; RUST, S. u. HÜTTL, R. [1997]: Zur Wasser Konkurrenz zwischen Baum- und Krautschicht in Kiefernökosystemen. In: BAL (Hrsg.): S. 159–160. **26**
- LÜTZKE, R. [1966]: Vergleichende Energieumsatzmessungen im Walde und auf einer Wiese. *Archiv Forstw.*, Bd. 15, S. 995–1015. **25**
- LÜTZKE, R. [1969]: Wasserverbrauch und Energieumsatz eines Kiefernbestandes und einer Wiese. *Archiv Forstw.*, Bd. 18, S. 921–927. **25**
- LÜTZKE, R. u. SIMON, K.-H. [1975]: Zur Bilanzierung des Wasserhaushalts von Waldbeständen auf Sandstandorten der DDR. *Beitr. Forstwirtsch.*, Bd. 9, S. 5–12. **109**

-
- LUNDGREN, T. [1997]: Bersbo pilot projekt – physical behaviour seven years after covering the waste rock piles. *In: ACID ROCK DRAINAGE: S. 1419–1434. 40*
- LUNDGREN, T. [2001]: The dynamics of oxygen transport into soil covered mining waste deposits in Sweden. *J. Geochem. Exploration, Bd. 74, S. 163–173. 42*
- MACKSOUD, S. (Hrsg.) [1972]: The use of isotopes in hydrology. *Beirut. Proceedings symp., Beirut, Lebanon, 14-16.12.70.*
- MAGER, D. [1996]: Das Sanierungsprojekt WISMUT. *Geowissensch., Bd. 11, S. 443–447. 33*
- MAGNUSSEN, S. [1983]: Wirkungen von Licht, Wasser und Nährstoffen auf junge Küstentannen (*Abies grandis* Lindley). *Allg. Forst- u. Jagd-Z., Bd. 154, S. 10–20. 109*
- MAHENDRAPPA, M. u. KINGSTON, D. [1982]: Prediction of throughfall quantities under different forest stands. *Canadian J. For. Res., Bd. 12, S. 474–481. 79, 113*
- MAHR, A. u. HORN, R. [1993]: Wasserhaushaltsuntersuchungen mit dem TDR in Kleinlysimetern – Möglichkeiten und Grenzen. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 72, S. 175–178. 71*
- MAIER-HARTH, U. (Hrsg.) [2001]: Oberflächenabdichtung und Rekultivierung von Deponien. *Mainz. 4. Deponieseminar des Geologischen Landesamtes Rheinland-Pfalz, 28.3.2001.*
- MAIER-HARTH, U. u. MELCHIOR, S. [2001]: Überprüfung der Wirksamkeit der 10 Jahre alten mineralischen Oberflächenabdichtung der ehemaligen Industiemülldeponie Prael in Sprendlingen, Kreis Mainz-Bingen. *In: MAIER-HARTH, U. (Hrsg.): S. 121–182. 16, 18, 148, 149*
- MAIER-HARTH, U. u. MELCHIOR, S. [2002]: Überprüfung der Wirksamkeit der mineralischen Oberflächenabdichtung der ehemaligen Industiemülldeponie Prael in Sprendlingen, Kreis Mainz-Bingen. *In: RAMKE, H.-G.; GARTUNG, E.; HEIBROCK, G.; LÜKEWILLE, W.; MELCHIOR, S.; VIELHABER, B.; BOHNE, K.; MEIER-HARTH, U. u. WITT, K.-J. (Hrsg.): S. 239–252. 16, 149*
- MALICKI, M.; PLAGGE, R. u. ROTH, C. [1994]: Influence of matrix on TDR soil moisture readings and its elimination. *In: O'CONNOR, K. (Hrsg.): S. 105–114. 69, 70*
- MALICKI, M.; PLAGGE, R. u. ROTH, C. [1996]: Improving the calibration of dielectric TDR soil moisture determination taking into account the solid soil. *Europ. J. Soil Sci., Bd. 47, S. 357–366. 70*
- MALWITZ, K. [1996]: Selbstheilungsvermögen toniger Erdstoffe in Dichtungssystemen von Deponien bei Schädigung durch mechanische Risse und Austrocknung. *Veröffentl. Grundbauinst. TU Berlin, Bd. 24. Berlin. 18*
- MANIAK, U. u. WORRESCHK, J. [1989]: Einfluß und Korrekturen von Niederschlagsmessungen. *Mitt. Leichtweiss-Inst. Wasserbau Tech. Univ. Braunschweig, Bd. 104. Braunschweig. 84*
- MARCOLINE, J.; BECKIE, R.; SMITH, L. u. NICHOL, C. [2003]: Mine waste rock hydrogeology – The effect of surface configuration on internal water flow. *In: FARELL, T. u. TAYLOR, G. (Hrsg.): S. 911–918. 57*
- MARKWARDT, N. [1990]: Der Bodenwasserhaushalt in Deponieabdeckschichten. *Berlin. 98*
- MARTIAN, P. [1994]: Calibration of HELP version 2.0 and performance assessment of three infiltration barrier designs for Hanford site remediation. *Idaho National Engineering Laboratory. EGG-EES-11455. 93, 98*

- MARTIGNONI, K. [1992]: Untersuchungen zur gesundheitlichen Situation der Bevölkerung und der Uranerz-Bergleute im Erzgebirge. *In: BFS (Hrsg.): S. 51–52.* **33**
- MCBRAYER, M.; MAULDON, M.; DRUMM, E. u. WILSON, G. [1997]: Infiltration tests on fractured compacted clay. *J. Geotech. Engrg., Bd. 123, S. 469–473.* **18, 257**
- MCCARTHY, E.; FLEWELLING, J. u. SKAGGS, R. [1992]: Hydrologic model for drained forest watershed. *J. Irrig. Drain. Engrg., ASCE, Bd. 118, S. 242–255.* **110, 177**
- MCGLINCHY, M. u. IMMAN-BAMBER, N. [1996]: Predicting sugarcane water use with the Penman-Monteith equation. *In: CAMP, C.; SADLER, E. u. YODER, R. (Hrsg.): S. 592–598.* **104, 192**
- MCGREGOR, R.; STEGEMANN, J. u. VAN DER SLOOT, H. [1997]: Preliminary results of a field study of a self-sealing/self-healing cover system. *In: ACID ROCK DRAINAGE: S. 1435–1450.* **40**
- MCLENDON, T.; CHILDRESS, W.; COLDREN, C.; FRECHETTE, R. u. BERGSTROM, F. [2002]: Evaluation of alternative designs for a water-balance cover over tailings at the Mineral Hill Mine, Montana, using the EDSY model. *In: TAILINGS AND MINE WASTE 2002: S. 505–518.* **29**
- MCCNAUGHTON, K. u. JARVIS, P. [1983]: Predicting effects of vegetation changes on transpiration and evaporation. *In: KOZLOWSKI, T. (Hrsg.): S. 1–47.* **26**
- MCSWEENEY, K. u. JANSEN, I. [1984]: Soil structure and associated rooting behavior in minesoils. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 48, S. 607–612.* **17**
- MECHAM, B. [1996]: Scheduling turfgrass irrigation by various ET equations. *In: CAMP, C.; SADLER, E. u. YODER, R. (Hrsg.): S. 245–249.* **104, 192**
- MEIERS, G.; BARBOUR, L. u. MEIERS, M. [2003]: The use of field measurements of hydraulic conductivity to characterise the performance of reclamation soil covers with time. *In: FARELL, T. u. TAYLOR, G. (Hrsg.): S. 1085–1090.* **15**
- MEISSNER, R. [1993]: Erfahrungen und Ergebnisse bei der Bearbeitung wasserwirtschaftlicher Fragestellungen durch den Einsatz von Lysimetern unterschiedlicher Bauart. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 71, S. 153–156.* **24**
- MEISSNER, R.; RUPP, H. u. SEEGER, J. [2001]: Sickerwassermonitoring mit Hilfe von Lysimetern unterschiedlicher Bauart. *Zbl. Geol. Paläont. Teil I, Bd. 2001/1-2, S. 33–50.* **24**
- MEISSNER, R.; RUPP, H. u. SEEGER, J. [2005]: Umweltmonitoring mit Hilfe von Lysimetern – Stand und Perspektiven. *In: BAL (Hrsg.): S. 25–28.* **55**
- MEISSNER, R.; SEEGER, J. u. RUPP, H. [1997]: Aufforstung und ökologischer Landbau auf vormalig intensiv genutzten Ackerflächen – Auswirkungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 85, S. 967–970.* **26**
- MELCHIOR, S. [1993]: Wasserhaushalt und Wirksamkeit mehrschichtiger Abdecksysteme für Deponien und Altlasten. *Hamburger Bodenk. Arb., Bd. 22. Hamburg.* **15, 19, 65, 66**
- MELCHIOR, S. [1998]: Ansätze zur Gestaltung und Dimensionierung von Rekultivierungsschichten in Abdecksystemen für Altdeponien und Altlasten. *In: STIEF, K. u. ENGELMANN, B. (Hrsg.): S. 161–180.* **28**

-
- MELCHIOR, S. [2000]: Materialwahl, Schichtaufbau und Dimensionierung der Rekultivierungsschicht. *In: RAMKE, H.-G.; BERGER, K. u. STIEF, K. (Hrsg.): S. 191–216.* **17, 28**
- MELCHIOR, S.; BEHRENS, W. u. CLAUSSEN, A. [2003]: Die Wasserdurchlässigkeit von Trisoplast. Laborversuche, numerische Modellierung und statistische Auswertung. *Müll u. Abfall, Bd. 35, S. 177–182.* **18**
- MELCHIOR, S.; BERGER, K.; VIELHABER, B. u. MIEHLICH, G. [1994a]: Die Wirksamkeit unterschiedlicher Oberflächenabdichtungssysteme auf die Deponie Georgswerder. *In: BMFT (Hrsg.): S. 183–192.* **15**
- MELCHIOR, S.; BERGER, K.; VIELHABER, B. u. MIEHLICH, G. [1994b]: Multilayered landfill covers: Field data on the water balance and liner performance. *In: GEE, W. u. WING, N. (Hrsg.): S. 411–425.* **15**
- MELCHIOR, S.; BERGER, K.; VIELHABER, B. u. MIEHLICH, G. [2002a]: Großlysimeter Deponie Hamburg-Georgswerder: Wasserhaushalt und Wirksamkeit von Oberflächenabdichtungssystemen mit bindigen mineralischen Dichtungen. *In: RAMKE, H.-G.; GARTUNG, E.; HEIBROCK, G.; LÜKEWILLE, W.; MELCHIOR, S.; VIELHABER, B.; BOHNE, K.; MEIER-HARTH, U. u. WITT, K.-J. (Hrsg.): S. 57–74.* **16, 17**
- MELCHIOR, S. u. MIEHLICH, G. [1994]: Hydrological studies on the effectiveness of different multilayered landfill caps. *In: CHRISTENSEN, T.; COSSU, R. u. STEGMANN, R. (Hrsg.): S. 115–137.* **15**
- MELCHIOR, S. u. MIEHLICH, G. (Hrsg.) [1996]: Entwicklung und Bewertung alternativer Abdecksysteme für Altlasten. *Forschungsbericht des Instituts für Bodenkunde der Universität Hamburg im Auftrag der Umweltbehörde Hamburg und der Deutschen Bundesstiftung Umwelt: Abschlußbericht. Hamburg.*
- MELCHIOR, S. u. STEINERT, B. [1997]: Feld- und Laborversuche zur Wirksamkeit von Bentonitmatten in austrocknungsgefährdeten Deponieabdeckungen. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 85, S. 1315–1318.* **18**
- MELCHIOR, S.; STEINERT, B. u. BOELS, D. [2002b]: Aufgrabungen von Oberflächenabdichtungen mit Trisoplast – Zwischenergebnisse. *In: RAMKE, H.-G.; GARTUNG, E.; HEIBROCK, G.; LÜKEWILLE, W.; MELCHIOR, S.; VIELHABER, B.; BOHNE, K.; MEIER-HARTH, U. u. WITT, K.-J. (Hrsg.): S. 261–268.* **18**
- MELCHIOR, S. u. VIELHABER, B. [1996]: Aufgrabung einer Deponieabdeckung mit Rekultivierungsschicht über bindiger mineralischer Dichtung ohne Entwässerungsschicht. *In: MELCHIOR, S. u. MIEHLICH, G. (Hrsg.): Teilbericht 5.* **15**
- MELCHIOR, S.; VIELHABER, B.; BERGER, K. u. MIEHLICH, G. [1994c]: Das Austrocknungsverhalten von mineralischen Oberflächenabdichtungen. *In: EGLOFFSTEIN, T. u. BURKHARDT, G. (Hrsg.): S. 223–241.* **15**
- MENDEL, H.-G. [2000]: Elemente des Wasserkreislaufes: Eine kommentierte Bibliographie zur Abflußbildung. *Berlin.* **23**
- MERKEL, B. [1991]: Sickerwassergewinnung und Interpretation der Ergebnisse. *In: BAL (Hrsg.): S. 1–12.* **56**
- MESHKAT, M.; WARNER, R. u. WORKMAN, S. [1999]: Modeling of evaporation reduction in drip irrigation system. *J. Irrig. Drain. Engrg., ASCE, Bd. 125, S. 315–323.* **101**
- MEYER, P. u. GEE, G. [1999]: Flux-based estimation of field capacity. *J. Geotech. Geoenviron. Engrg., Bd. 125, S. 595–599.* **21**

- MEYER, P.; ROCKHOLD, M.; NICHOLS, W. u. GEE, G. [1996]: Hydrologic evaluation methodology for estimating water movement through the unsaturated zone at commercial low-level radioactive waste disposals. *Pacific Northwest Labs., Richland, WA. NUREG/CR-6346, PNL-10843.* 93
- MICHAEL, G. [1967]: Über die Beanspruchung des Wasserhaushaltes einiger immergrüner Gehölze im Mittelgebirge im Zusammenhang mit dem Frosttrocknisproblem. *Archiv Forstw., Bd. 16, S. 1015–1032.* 109
- MID-ATLANTIC INDUSTRIAL WASTE CONFERENCE [1990]: 22nd Conference Proceedings. *Drexel University, Philadelphia.*
- MILCZAREK, M.; YAO, T.-M.; VINSON, J.; WORD, J.; KIESSLING, S.; MUSSER, B. u. MOHR, R. [2003]: Performance of mono-layer evapotranspirative covers in response to high precipitation and extended drought periods in the Southwestern United States. In: FARELL, T. u. TAYLOR, G. (Hrsg.): *S. 307–317.* 29
- MILLBACHER, E. [1992]: Der Einfluß einer Vergrasung auf den Wasserhaushalt von Fichtenkulturen. *Forstl. Schrift., Univ. Bodenkultur, Wien, Bd. 6. Wien.* 26
- MILLER, C. u. MISHRA, M. [1989]: Diskussion zu PEYTON u. SCHROEDER (1988). *J. Enviro. Engrg., Bd. 115, S. 882–886.* 93
- MILLINGTON, R. u. QUIRK, J. [1961]: Permeability of porous solids. *Faraday Soc. Trans., Bd. 57, S. 1200–1207.* 125
- MILLS, C. [2002a]: The former Britannia Mine, Mount Sheer/Britannia Beach, British Columbia. URL <http://www.environmine.com/ard/case%20studies/britannia.htm>. 37
- MILLS, C. [2002b]: An introduction to Acid Rock Drainage. URL <http://www.environmine.com/ard/introduction/ard.htm>. 35
- MILLS, C. [2002c]: The role of micro-organisms in Acid Rock Drainage. URL <http://www.environmine.com/ard/microorganisms/roleof.htm>. 35
- MITCHELL, J.; HOOPER, D. u. CAMPANELLA, R. [1965]: Permeability of compacted clay. *J. Soil Mech. Found. Div., ASCE, Bd. 9, S. 41–65.* 14
- MITCHELL, J. u. JABER, M. [1990]: Factors controlling the long-term properties of clay liners. In: ASCE (Hrsg.): *S. 84–105.* 14
- MITSCHERLICH, G. u. KÜNSTLE, E. [1975]: Photosynthese, Transpiration und Atmung in einem Mischbestand im Schwarzwald. II. Teil: Transpiration. *Allg. Forst- u. Jagd-Z., Bd. 146, S. 88–100.* 109
- MOLDRUP, P.; KRUSE, C.; ROLSTON, D. u. YAMAGUCHI, T. [1996]: Modeling diffusion and reaction in soils: III. Predicting gas diffusivity from the Campbell soil-water retention model. *Soil Sci., Bd. 161, S. 366–376.* 126
- MOLDRUP, P.; OLESEN, T.; KOMATSU, T.; SCHJØNNING, P. u. ROLSTON, D. [2001]: Tortuosity, diffusivity, and permeability in the soil liquid and gaseous phase. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 65, S. 613–623.* 127
- MOLDRUP, P.; OLESEN, T.; ROLSTON, D. u. YAMAGUCHI, T. [1997]: Modeling diffusion and reaction in soils: VII. Predicting gas and ion diffusivity in undisturbed and sieved soils. *Soil Sci., Bd. 162, S. 632–640.* 125, 126, 129, 231
- MOLDRUP, P.; OLESEN, T.; SCHJØNNING, P.; YAMAGUCHI, T. u. ROLSTON, D. [2000a]: Predicting the gas diffusion coefficient in repacked soil: Water-induced linear reduction model. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 64, S. 1588–1594.* 41, 126
- MOLDRUP, P.; OLESEN, T.; SCHJØNNING, P.; YAMAGUCHI, T. u. ROLSTON, D. [2000b]: Predicting the gas diffusion coefficient in undisturbed soil from soil water characteristics. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 64, S. 94–100.* 41, 126

-
- MOLDRUP, P.; OLESEN, T.; YAMAGUCHI, T.; SCHJØNNING, P. u. ROLSTON, D. [1999a]: Modeling diffusion and reaction in soils: IX. The Buckingham-Burdine-Campbell equation for gas diffusivity in undisturbed soil. *Soil Sci., Bd. 164, S. 542-551.* **126**
- MOLDRUP, P.; OLESEN, T.; YAMAGUCHI, T.; SCHJØNNING, P. u. ROLSTON, D. [1999b]: Modeling diffusion and reaction in soils: VIII. Gas diffusion predicted from single-potential diffusivity or permeability measurements. *Soil Sci., Bd. 164, S. 75-81.* **125, 126, 127, 129, 231**
- MOLDRUP, P.; POULSEN, T.; SCHJØNNING, P.; OLESEN, T. u. YAMAGUCHI, T. [1998]: Gas permeability in undisturbed soils: Measurements and predictive models. *Soil Sci., Bd. 163, S. 180-189.* **41**
- MOLZ, F. u. BROWNING, V. [1977]: Effect of vegetation on landfill stabilization. *Ground Water, Bd. 15, S. 409-415.* **22**
- MOLZ, F.; VAN VLEET, S. u. BROWNING, V. [1974]: Transpiration drying of sanitary landfills. *Ground Water, Bd. 12, S. 394-398.* **22**
- MONTEITH, J. (Hrsg.) [1976]: Vegetation and the atmosphere. *Bd. 2. London.*
- MONTEITH, J. [1985]: Evaporation from land surfaces: Progress in analysis and prediction since 1948. *In: ASAE (Hrsg.): S. 4-12.* **103**
- MONTENEGRO, H.; KÄMPF, M. u. HOLFELDER, T. [2000]: Numerische Modellierung zur Prozessanalyse der Bodenwasserdynamik in geschichteten Böden. *In: SEILER, K.-P. u. KLOTZ, D. (Hrsg.): S. 35-41.* **101**
- MORGANWALP, D. u. BUXTON, H. (Hrsg.) [1999]: Subsurface Contamination from Point Sources. *U.S. Geological Survey Toxic Substances Hydrology Program-Proc. Tech. Meeting, Charleston, South Carolina, 8-12.3.1999.*
- MORIN, K.; GERENCHER, E.; JONES, C. u. KONASEWICH, D. [1991]: Critical literature review of acid drainage from waste rock. *Victoria, Canada. MEND Report 1.11.1.* **35**
- MORIN, K.; HUTT, N. u. HUTT, S. [1997]: History of Eskay Creek Mine's waste-rock dump from placement to disassembly. *MEND Report 1.44.1.* **37**
- MORISON, J. u. GIFFORD, R. [1984]: Plant growth and water use with limited water supply in high CO₂ concentrations. I. Leaf area, water use and transpiration. *Aust. J. Plant Physiol., Bd. 11, S. 361-374.* **121**
- MORITZ, C.; KNAPPE, S. u. KEESE, U. [1993]: Langjährige Untersuchungen zur Versickerungsleistung und Stickstoffverlagerung in monolithischen, wägbaren Lysimetern mit unterschiedlichen Böden. *In: BAL (Hrsg.): S. 59-65.* **56**
- MORRIS, C. u. STORMONT, J. [1997]: Capillary barriers and subtitle D covers: estimating equivalency. *J. Environ. Engrg., Bd. 123, S. 3-10.* **19**
- MUELLER, C. u. KIDDER, E. [1972]: Rain gage catch variation due to airflow disturbances around a standard rain gage. *Water Resour. Res., Bd. 8, S. 1077-1082.* **85**
- MÜLLER, J. [1993]: Die Großlysimeteranlage Britz (bei Eberswalde). *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 71, S. 161-164.* **109**
- MÜLLER, J. [1996]: Beziehungen zwischen Vegetationsstrukturen und Wasserhaushalt in Kiefern- und Buchenökosystemen. *Mitt. Bundesforschungsanstalt Forst- u. Holzwirtschaft, Bd. 185, S. 112-128.* **24, 177**
- MÜLLER, J. [2005]: 30 Jahre forsthydrologische Forschung auf der Großlysimeteranlage in Britz – Zielstellung und Ergebnisse. *In: BAL (Hrsg.): S. 29-32.* **24, 109**

- MÜLLER, J.; BOLTE, A.; BECK, W. u. ANDERS, S. [1999]: Ermittlung des Wasserverbrauches unterschiedlicher Waldbodenvegetationsdecken mit Hilfe von wägbaren Lysimetern. *In: KLOTZ, D. u. SEILER, K.-P. (Hrsg.): S. 91–98. 26*
- MÜLLER, J. u. SEYFARTH, M. [1999]: Ermittlung des Wasserverbrauches unterschiedlicher Waldbodenvegetationsdecken mit Hilfe von wägbaren Lysimetern. *In: BAL (Hrsg.): S. 177–178. 109*
- MÜLLER, W. [1998]: Oberflächenabdichtungen und Oberflächenabdeckungen mit Kunststoffdichtungsbahnen für Altdeponien. *In: EGLOFFSTEIN, T.; BURKHARDT, G. u. CZURDA, K. (Hrsg.): S. 79–90. 18*
- MÜLLNER, B. (Hrsg.) [1995]: Geotechnische Probleme beim Bau von Abfalldeponien. *Veröffth. LGA-Grundbauinst., Bd. 74. 11. Nürnberger Deponieseminar.*
- MULDER, J. [1983]: A simulation of rainfall interception in a pine forest. *Groningen. 113, 174, 175, 177*
- MULDER, J. [1985]: Simulating interception loss using standart meteorological data. *In: HUTCHISON, B. u. HICKS, B. (Hrsg.): S. 177–196. 113, 172, 174, 175, 177*
- MULLA, D. u. ADDISCOTT, T. [1999]: Validation approaches for field-, basin-, and regional-scale water quality models. *In: CORWIN, D.; LOAGUE, K. u. ELLSWORTH, T. (Hrsg.): S. 63–78. 116*
- MURAKAMI, S.; TSUBOYAMA, Y.; SHIMIZU, T.; FUJIEDA, M. u. NOGUCHI, S. [2000]: Variation of evapotranspiration with stand age and climate in a small japanese forested catchment. *J. Hydrol., Bd. 227, S. 114–127. 109, 110, 112, 113*
- MYLONA, E.; PAPASSIOPI, N.; XENIDIS, A. u. PASPALIARIS, I. [2003]: Field performance of dry covers and limestone addition for acid generation control of Lavrion sulfide Tailings, Greece. *In: FARELL, T. u. TAYLOR, G. (Hrsg.): S. 319–326. 41*
- NADLER, A.; GAMLIEL, A. u. PERETZ, I. [1999]: Practical aspects of salinity effect on TDR-measured water content: A field study. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 63, S. 1070–1076. 70*
- NANDAKUMAR, N. u. MEIN, R. [1997]: Uncertainty in rainfall-runoff model simulations and the implications for predicting the hydrologic effects of land-use change. *J. Hydrol., Bd. 192, S. 211–232. 118*
- NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD (Hrsg.) [1985]: Wald und Wasser. Prozesse im Wasser- und Stoffkreislauf von Waldgebieten. *Nationalpark Bayerischer Wald, 5. Tagungsbericht, Grafenau, Bayerischer Wald, 2-5.9.1984.*
- NEAL, C.; ROBSON, A.; BHARDWAJ, C.; CONWAY, T.; JEFFERY, H.; NEAL, M.; RYLAND, G.; SMITH, C. u. WALLS, J. [1993]: Relationship between precipitation, stemflow and throughfall for a lowland beech plantation, Black Wood, Hampshire, southern England: Findings on interception at a forest edge and the effects of storm damage. *J. Hydrol., Bd. 146, S. 221–233. 81*
- NEAL, C.; ROBSON, A.; HALL, R.; RYLAND, G.; CONWAY, T. u. NEAL, M. [1991]: Hydrological impacts of hardwood plantation in lowland Britain: Preliminary findings on interception at a forest edge, Black Wood, Hampshire, southern England. *J. Hydrol., Bd. 127, S. 349–365. 81*
- NEAL, O.; RICHARDS, L. u. RUSSELL, M. [1937]: Observations on moisture conditions in lysimeters. *Soil Sci. Soc. Am. P., Bd. 2, S. 35–44. 63*

-
- NEFF, H. [2002]: Untersuchung von Schrumpfrissen in einem mineralischen Abdichtungskörper. *In*: RAMKE, H.-G.; GARTUNG, E.; HEIBROCK, G.; LÜKEWILLE, W.; MELCHIOR, S.; VIELHABER, B.; BOHNE, K.; MEIER-HARTH, U. u. WITT, K.-J. (Hrsg.): *S. 199–211. 14*
- NEUMANN, T.; SCHNEIDER, U. u. HÜTTL, R. [2003]: Auswirkungen technogener Reliefgestaltung auf Lagerungs- und Wasserverhältnisse Lausitzer Rekultivierungsstandorte. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 102, S. 113–114. 237*
- NICHOL, C.; SMITH, L. u. BECKIE, R. [2003]: Water flow in uncovered waste rock – A multi-year large lysimeter study. *In*: FARELL, T. u. TAYLOR, G. (Hrsg.): *S. 919–926. 57*
- NICHOLSON, R.; GILLHAM, R.; CHERRY, J. u. REARDON, E. [1989]: Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers. *Can. Geotech. J., Bd. 26, S. 1–8. 41*
- NIELSEN, D. u. CURL, M. (Hrsg.) [1983]: Characterization and monitoring of the vadose (unsaturated) zone. *Worthington, Ohio. Proc. of the NWWA/US EPA Conf., Las Vegas, Nev.*
- NIENHAUS, U. [1994]: Kriterien für die Planung von standortangepaßten Oberflächenabdichtungen. *In*: EGLOFFSTEIN, T. u. BURKHARDT, G. (Hrsg.): *S. 343–358. 13*
- NIKLAUS, P.; KLEBER, M. u. STAHR, K. [1997]: Rekultivierung von Bergehalden des Steinkohlebergbaus – Bodenkundliche Untersuchungen am Versuchsstandort Halde Reden. *In*: BROLL, G.; DUNGER, W.; KEPLIN, B. u. TOPP, W. (Hrsg.): *S. 207–221. 119, 237*
- NIXDORF, B.; LESSMANN, D.; GRUENEWALD, U. u. UHLMANN, W. [1997]: Limnology of extremely acidic mining lakes in Lusatia (Germany) and their fate between acidity and eutrophication. *In*: ACID ROCK DRAINAGE: *S. 1745–1760. 37*
- NOËL, M. u. RYKAART, E. [2003]: Comparative study of surface flux boundary models to design soil covers for mine waste facilities. *In*: FARELL, T. u. TAYLOR, G. (Hrsg.): *S. 703–710. 93*
- NORDSTROM, D.; ALPERS, C.; PTACEK, C. u. BLOWES, D. [2000]: Negative pH and extremely acidic mine waters from Iron Mountain, California. *Env. Sci. Technol., Bd. 34, S. 254–258. 36, 37*
- NÜTZMANN, G.; STENITZER, E.; MACIEJEWSKI, S.; STICHLER, W. u. KLOTZ, D. [2004]: Vergleich verschiedener Sickerwasser- und Stofftransportmodelle bei der Simulation eines Doppeltracereperiments am Kieslysimeter in Neuherberg. *In*: KLOTZ, D. (Hrsg.): *S. 103–109. 101*
- NYHAN, J. [2005]: A seven-year water balance study of an evapotranspiration landfill cover varying in slope for semiarid regions. *Vadose Zone J., Bd. 4, S. 466–480. 28*
- NYHAN, J.; ABEELE, W.; HAKONSON, T. u. LOPEZ, E. [1986]: Technology development for the design of waste repositories at arid sites: Field studies of biointrusion and capillary barriers. *Los Alamos Nat. Lab. LA-10574-MS. 17*
- NYHAN, J.; DRENNON, B. u. HAKONSON, T. [1989]: Field evaluation of two shallow land burial trench cap designs for long-term stabilization and closure of waste repositories at Los Alamos, New Mexico. *Los Alamos Nat. Lab. LA-11281-MS. 19*

- NYHAN, J.; SALAZAR, J.; BRESHEARS, D. u. BARNES, F. [1998]: A water-balance study of four landfill cover designs at material disposal area B in Los Alamos, New Mexico. *Los Alamos Nat. Lab. LA-13457-MS*. 238
- O'CONNOR, K. (Hrsg.) [1994]: Time domain reflectometry in environmental, infrastructure, and mining applications. *Proceedings Symp., Evanston, Illinois, 7-9.9.94*.
- O'DONNELL, E.; RIDKY, R. u. SCHULZ, R. [1997]: Controlling water infiltration through radioactive waste and landfill covers – A field demonstration at Beltsville, Maryland. *In: REYNOLDS, T. u. MORRIS, R. (Hrsg.): S. 109–128*. 19
- O'DONNELL, E. u. GODWIN, P. [1998]: Control of water infiltration through covers at radioactive waste disposal facilities – Results of 12 years of cover performance at a humid region site, Beltsville, Maryland. *In: INEEL (Hrsg.): S. 14–21*. 29
- O'DONNELL, E.; RIDKY, R. u. SCHULZ, R. [1994]: Control of water infiltration into near-surface, low-level waste-disposal units in humid regions. *In: GEE, W. u. WING, N. (Hrsg.): S. 295–324*. 29
- OECD (Hrsg.) [1995]: GEOVAL '94 – Validation through model testing. *Proceedings of an NEA/SKI Symposium, OECD Nuclear Energy Agency, Paris, France, 11-14.10.94. Paris*.
- O'KANE, M. u. BARBOUR, S. [2003]: Predicting field performance of lysimeters used to evaluate cover systems for mine waste. *In: FARELL, T. u. TAYLOR, G. (Hrsg.): S. 327–339*. 56
- O'KANE, M.; PORTERFIELD, D.; WEIR, A. u. WATKINS, L. [2000]: Cover system performance in a semi-arid climate on horizontal and sloped waste rock surfaces. *In: SMME (Hrsg.): S. 1309–1317*. 40
- O'KANE, M. u. WATERS, P. [2003]: Dry cover trials at Mt Whaleback – A summary of overburden storage area cover system performance. *In: FARELL, T. u. TAYLOR, G. (Hrsg.): S. 147–153*. 29
- OTHMAN, M. u. BENSON, C. [1993]: Effect of freeze-thaw on the hydraulic conductivity and morphology of compacted clay. *Can. Geotech. J., Bd. 30, S. 236–246*. 15
- OTHMAN, M.; BONAPARTE, R. u. GROSS, B. [1997]: Preliminary results of composite liner field performance study. *Geotex. Geomembr., Bd. 15, S. 289–312*. 18
- OTHMAN, M.; BONAPARTE, R.; GROSS, B. u. SCHMERTMANN, G. [1995]: Design of MSW landfill final cover systems. *In: DUNN, R. u. SINGH, U. (Hrsg.): S. 218–257*. 13
- OVENDIECK, D.; KELLOMÄKI, S. u. WANG, K. [1998]: Do the effects of temperature and CO₂ interact? *In: JARVIS, P.; AITKEN, A.; BARTON, C.; LEE, H. u. WILSON, S. (Hrsg.): S. 236–258*. 121
- OVINGTON, J. [1954]: A comparison of rainfall in different woodlands. *Forestry, Bd. 27, S. 41–53*. 172
- PAIGE, G.; STONE, J.; LANE, L. u. HAKONSON, T. [1996]: Calibrating and testing of simulation models for evaluation of trench cap design. *J. Environ. Qual., Bd. 25, S. 136–144*. 93, 98
- PANG, L.; CLOSE, M.; WATT, J. u. VINCENT, K. [2000]: Simulations of picram, atrazine, and simazine leaching through two New Zealand soils and into groundwater using HYDRUS-2D. *J. Contam. Hydrol., Bd. 44, S. 19–46*. 101

-
- PARAMASIVAM, S.; ALVA, A. u. FARES, A. [2000]: An evaluation of soil water status using tensiometers in a sandy soil profile under citrus production. *Soil Sci., Bd. 165, S. 343–353.* **95**
- PARLANGUE, M.; STEENHUIS, T.; TIMLIN, D.; STAGNITTI, F. u. BRYANT, R. [1989]: Subsurface flow above a fragipan horizon. *Soil Sci., Bd. 148, S. 77–86.* **59**
- PARMELE, L. [1972]: Errors in output of hydrologic models due to errors in input potential evapotranspiration. *Water Resour. Res., Bd. 8, S. 348–359.* **188**
- PARUVAKAT, N. [1994]: Diskussion zu [BENSON u. OTHMAN \(1993\)](#). *J. Geotech. Engrg., Bd. 120, S. 1458–1460.* **15**
- PATRIC, J. [1961]: A forester looks at lysimeters. *J. Forestry, Bd. 59, S. 889–893.* **109**
- PAUL, M. [2003]: Geochemische In-situ-Stabilisierung von Bergbaualtlasten. In: FÖRSTNER, U. u. GRATHWOHL, P. (Hrsg.): *S. 298–329.* **37**
- PAUL, M.; KAHNT, R.; ECKART, M.; JAHN, S. u. BAACKE, D. [2003]: Cover design of a backfilled open pit based on a systems approach for a uranium mining site. In: FARELL, T. u. TAYLOR, G. (Hrsg.): *S. 351–361.* **43, 44, 45**
- PAUL, M.; NEUDERT, A.; PRIESTER, J. u. STRACKE, H.-D. [1996]: Sanierung der industriellen Absetzanlagen der WISMUT GmbH. *Geowissensch., Bd. 11, S. 476–480.* **33**
- PAYANT, S. u. YANFUL, E. [1995]: Evaluation of techniques for preventing acid rock drainage. *London, Ontario, Canada. MEND Project 2.35.2b.* **37**
- PECK, A. u. MAYER, H. [1996]: Einfluß von Bestandesparametern auf die Verdunstung von Wäldern. *Forstwiss. Centralbl., Bd. 115, S. 1–9.* **23, 24**
- PEDERSEN, T.; ROGOWSKI, A. u. PENNOCK JR., R. [1980]: Physical characteristics of some minesoils. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 44, S. 321–328.* **237**
- PENMAN, H. [1956]: Evaporation: An introductory survey. *Neth. J. Agric. Sci., Bd. 4, S. 9–29.* **103**
- PENNELL, W. u. GHAN, S. (Hrsg.) [1996]: Regional impacts of global climate change. Assessing change and response at the scales that matter. *Richland.*
- PEPIN, S.; PLAMONDON, A. u. STEIN, J. [1992]: Peat water content measurement using time domain reflectometry. *Canadian J. For. Res., Bd. 22, S. 534–540.* **71**
- PEREIRA, L. u. ADAIXO, M. [1991]: Lysimeter-based evapotranspiration in Portugal. In: ALLEN, R.; HOWELL, T.; PRUITT, W.; WALTER, I. u. JENSEN, M. (Hrsg.): *S. 142–150.* **104, 192**
- PEREIRA, L.; PERRIER, A.; ALLEN, R. u. ALVES, I. [1996]: Evapotranspiration: Review of concepts and future trends. In: CAMP, C.; SADLER, E. u. YODER, R. (Hrsg.): *S. 109–115.* **103**
- PERSSON, G. u. LINDROTH, A. [1994]: Simulating evaporation from short-rotation forest: Variations within and between seasons. *J. Hydrol., Bd. 156, S. 21–45.* **111**
- PERSSON, M. [1997]: Soil solution electrical conductivity measurements under transient conditions using time domain reflectometry. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 61, S. 997–1003.* **70**
- PERSSON, M. u. BERNDTSSON, R. [1998a]: Noninvasive water content and electrical conductivity laboratory measurements using time domain reflectometry. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 62, S. 1471–1476.* **75**

- PERSSON, M. u. BERNDTSSON, R. [1998b]: Texture and electrical conductivity effects on temperature dependency in time domain reflectometry. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 62, S. 887-893.* **71**
- PERSSON, T. (Hrsg.) [1980]: Structure and function of northern coniferous forests – An ecosystem study. *Ecol. Bull., Bd. 32. Stockholm.*
- PERTTU, K.; BISCHOF, W.; GRIP, H.; JANSSON, P.-E.; LINDGREN, Å.; LINDROTH, A. u. NORÉN, B. [1980]: Micrometeorology and hydrology of pine forest ecosystems. I. Field studies. *In: PERSSON, T. (Hrsg.): S. 75-121.* **95, 110**
- PESCATORE, P. [1995]: Validation: An overview of definitions. *In: OECD (Hrsg.): S. 15-25.* **116**
- PETERS, A.; GRONWALD, N.; IDEN, S.; BUCZKO, U. u. DURNER, W. [2003]: Sickerwassergewinnung im „ungestörten“ Boden mit freidränenden Lysimetern. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 102, S. 115-116.* **101**
- PETERSEN, K. [1994]: The long-term climate change task of the Hanford permanent isolation barrier development program. *In: GEE, W. u. WING, N. (Hrsg.): S. 633-648.* **119**
- PETERSEN, K. [1996]: Projecting the range of potential future climate change as an aid in assessing the effectiveness of the Hanford site permanent isolation barrier. *In: PENNELL, W. u. GHAN, S. (Hrsg.): S. 381-393.* **119**
- PETERSEN, L.; THOMSEN, A.; MOLDRUP, P.; JACOBSEN, O. u. ROLSTON, D. [1995]: High-Resolution time domain reflectometry: Sensitivity dependency on probe-design. *Soil Sci., Bd. 159, S. 149-154.* **75**
- PEYTON, R. u. SCHROEDER, P. [1988]: Field verification of HELP model for landfills. *J. Enviro. Engrg., Bd. 114, S. 247-269.* **93, 98, 285**
- PFLUG, W. (Hrsg.) [1998]: Braunkohletagebau und Rekultivierung. Landschaftsökologie – Folgenutzung – Naturschutz. *Berlin.*
- PHIFER, M.; DRUMM, E. u. WILSON, G. [1994]: Effects of post compaction water content variation on saturated conductivity. *In: DANIEL, D. u. TRAUTWEIN, S. (Hrsg.): S. 318-334.* **14**
- PHILLIPS, R. u. KIRKHAM, D. [1962]: Mechanical impedance and corn seedling root growth. *Soil Sci. Soc. Am. P., Bd. 26, S. 319-322.* **17**
- PIERCE, W.; BELZILE, N. u. WINTERHALDEN, K. [1995]: Reclamation of sulphide tailings using municipal solid waste compost: Laboratory studies. *MEND Report 2.25.1b.* **41**
- PIERCE, W.; BELZILE, N.; WISEMAN, M. u. WINTERHALDER, K. [1994]: Composted organic wastes as anaerobic reducing covers for long term abandonment of acid-generating tailing. *In: LAND RECLAMATION AND MINE DRAINAGE CONFERENCE: S. 148-157.* **41**
- PILE, J.; BOLTON, B.; KUNDAPEN, H. u. DAVIES, H. [2003]: Geochemical characteristics of river deposited mine wastes and associated contact waters downstream of the Ok Tedi Mine, Papua New Guinea – Implications for ARD management. *In: FARELL, T. u. TAYLOR, G. (Hrsg.): S. 181-193.* **37**
- PINGOUD, K. [1984]: Sensitivity analysis of a lumped-parameter model for infiltration. *J. Hydrol., Bd. 67, S. 97-113.* **118**
- PITMAN, J. [1989a]: Rainfall interception by bracken in open habitats – Relations between leaf area, canopy storage and drainage rate. *J. Hydrol., Bd. 105, S. 317-334.* **26**

-
- PITMAN, J. [1989b]: Rainfall interception by bracken litter – Relationship between biomass, storage and drainage rate. *J. Hydrol., Bd. 111, S. 281–291.* **26**
- PLAGGE, R. [1991]: Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit im Boden. *Bodenökol. Bodengen., Bd. 3. Berlin.* **91**
- PLAGGE, R.; BOHL, H.; ROTH, C. u. RENGER, M. [1993]: Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit nahe Sättigung mit der stationären Profil-Verdunstungsmethode (SSPM). *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 72, S. 195–198.* **91**
- PLAGGE, R.; ROTH, C.; BOHL, H. u. RENGER, M. [1996]: Labormethoden zur Routinebestimmung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit und Ergebnisse für repräsentative Bodentypen. *Z. Kulturtechnik u. Landentw., Bd. 37, S. 54–59.* **91**
- PLAGGE, R.; ROTH, C.; MALICKI, M. u. RENGER, M. [1995]: Berücksichtigung der Lagerungsdichte bei der dielektrischen Bestimmung des Wassergehaltes von Böden mit Hilfe der Time Domain Reflectometry (TDR). *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 76, S. 133–136.* **70**
- PLAGGE, R.; ROTH, C. u. RENGER, M. [1992]: A new laboratory method to rapidly determine the unsaturated soil hydraulic properties. *In: VAN GENUCHTEN, M. (Hrsg.): S. 653–663.* **91**
- PLAGGE, R.; ROTH, C. u. RENGER, M. [1997]: Bestimmung des Wassergehaltes von Böden mit Hilfe der Time Domain Reflectometry (TDR). *Z. Kulturtechnik u. Landentw., Bd. 38, S. 36–42.* **69, 70**
- PODLACHA, G. [1999]: Rekultivierung von Rückstandshalden der Kaliindustrie – 2 –. Untersuchungen zur Substratandeckung mit geringen Schichtstärken aus Bodenaushub-Wirbelschichtasche-Gemischen und ihrer Begrünung. *Ökologie u. Umweltsicherung, Bd. 16/1999. Kassel.* **29**
- POLSTER, H. [1954]: Gesichertes und ungesichertes über den Wasserhaushalt des Waldes. *Forst u. Jagd, Bd. 4, S. 256–258 u. 302–305.* **23**
- POSEY, H.; RENKIN, M. u. WOODLING, J. [2000]: Natural acid drainage in the upper Alamosa River of Colorado. *In: SMME (Hrsg.): S. 485–498.* **36**
- POTTER, K.; CARTER, F. u. DOLL, E. [1988]: Physical properties of constructed and undisturbed soils. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 52, S. 1435–1438.* **119, 237**
- PRENK, J. [1960]: Überblick über den Stand der Lysimetermessungen in Deutschland. *Wasserwirtsch., Bd. 50, S. 141–148.* **109**
- PROKOP, R.; HOFFMANN, M.; PIETSCH, G.; STELZIG, R. u. UHLE, H. [1991]: SDAG Wismut: Der Uranerzbergbau in der ehemaligen DDR. *Glückauf, Bd. 127, S. 345–357.* **31**
- PROKSCH, W. [1990]: Lysimeterauswertungen zur flächendifferenzierten Ermittlung mittlerer Grundwasserneubildungsraten. *Bes. Mitt. Dtsch. Gewässerk. Jahrb., Bd. 55. Koblenz.* **27**
- PRÜHS, H. (Hrsg.) [1992]: Geotechnische Probleme beim Bau von Abfalldeponien. *Veröfftl. LGA-Grundbauinst., Bd. 76. 8. Nürnberger Deponieseminar.*
- PRÜHS, H. (Hrsg.) [1997]: Geotechnische Probleme beim Bau von Abfalldeponien. *Veröfftl. LGA-Grundbauinst., Bd. 76. 13. Nürnberger Deponieseminar.*
- PUTUHENA, W. u. CORDERY, I. [1996]: Estimation of interception capacity of the forest floor. *J. Hydrol., Bd. 180, S. 283–299.* **26**

- QUANDT, T.; BERNDT, S. u. DIDIK, H. [2002]: Durchlässigkeitsentwicklung nach zyklischer Austrocknung. *In: RAMKE, H.-G.; GARTUNG, E.; HEIBROCK, G.; LÜKEWILLE, W.; MELCHIOR, S.; VIELHABER, B.; BOHNE, K.; MEIER-HARTH, U. u. WITT, K.-J. (Hrsg.): S. 309–316. 18, 147*
- RAES, D. [2005]: Pers. Mitteilung. Unveröffentlichter Bericht. **192**
- RAJKAI, K. u. RYDÉN, B. [1992]: Measuring areal soil moisture distribution with the TDR method. *Geoderma, Bd. 52, S. 73–85. 70*
- RAKEI, A.; RENGER, M. u. ROTH, C. [1989]: Wasserhaushaltskomponenten als Funktion der Zeit und Tiefe in Abhängigkeit von der Stammentfernung in einem Altkiefernbestand. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 59, S. 219–224. 95, 109*
- RAMKE, H.-G. [2002]: Modellierung des Austrocknungsverhaltens mit dem Modell HYDRUS-1D. *In: RAMKE, H.-G.; GARTUNG, E.; HEIBROCK, G.; LÜKEWILLE, W.; MELCHIOR, S.; VIELHABER, B.; BOHNE, K.; MEIER-HARTH, U. u. WITT, K.-J. (Hrsg.): S. 419–434. 101*
- RAMKE, H.-G.; BERGER, K. u. STIEF, K. (Hrsg.) [2000]: Wasserhaushalt der Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien und Altlasten – Anwendung des HELP-Modells und Gestaltung der Rekultivierungsschicht. *Hamburger Bodenk. Arb., Bd. 47.*
- RAMKE, H.-G.; GARTUNG, E.; HEIBROCK, G.; LÜKEWILLE, W.; MELCHIOR, S.; VIELHABER, B.; BOHNE, K.; MEIER-HARTH, U. u. WITT, K.-J. (Hrsg.) [2002a]: Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Deponie-Oberflächenabdichtungssystemen. *Höxteraner Ber. angewandt. Umweltwiss., Bd. 3. Status-Workshop 31.1-1.2.02, AK 6.1 Geotechnik der Deponien, DGGT, und Fachgebiet Abfallwirtschaft und Deponietechnik, FB Techn. Umweltschutz, FH Höxter.*
- RAMKE, H.-G.; MELCHIOR, S.; MEIER-HARTH, U.; GARTUNG, E.; WITT, K.-J.; HEIBROCK, G. u. BOHNE, K. [2002b]: Ergebnisse des Status-Workshops „Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Deponie-Oberflächenabdichtungssystemen“. *In: RAMKE, H.-G.; GARTUNG, E.; HEIBROCK, G.; LÜKEWILLE, W.; MELCHIOR, S.; VIELHABER, B.; BOHNE, K.; MEIER-HARTH, U. u. WITT, K.-J. (Hrsg.): S. 9–52. 17*
- RAMSPACHER, P. [1993]: Erste Erfahrungen mit tensiometergesteuerten Unterdrucklysometern zur Erstellung von Sickerwasserbilanzen (Lysimeterstation Wagna). *In: BAL (Hrsg.): S. 67–72. 56*
- RANKINEN, K.; LEPISTÖ, A. u. GRANLUND, K. [2002]: Sensitivity of the INCA model to N process parameters and hydrological input. *In: IEMSS (Hrsg.): S. 317–321. 118*
- RAO, A. [1987]: Interception losses of rainfall from Cashew trees. *J. Hydrol., Bd. 1987, S. 293–301. 113, 172*
- RASEMANN, W. (Hrsg.) [1997]: 3. Tagung „Probenahme“. *Freiberg.*
- REEVES, T. u. ELGEZAWI, S. [1992]: Time domain reflectometry for measuring volumetric water content in processed oil shale waste. *Water Resour. Res., Bd. 28, S. 769–776. 71*
- REHLINGHAUS, B. u. HÜTTER, M. [1995]: Auswirkungen unterschiedlicher Abdichtungsmaßnahmen auf den Wasserhaushalt der Deponieoberfläche. *Wasser u. Boden, Bd. 47, S. 27–31. 28*

-
- RENAULT, P.; MOHRATH, D.; GAUDU, J.-C. u. FUMANAL, J.-C. [1998]: Air pressure fluctuations in a prairie soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Bd. 62, S. 553–563. 66
- RENGER, M.; GIESEL, W.; STREBEL, O. u. LORCH, S. [1970]: Erste Ergebnisse zur quantitativen Erfassung der Wasserhaushaltskomponenten in der ungesättigten Bodenzone. *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk.*, Bd. 126, S. 15–33. 94
- REUTER, E. u. MARKWARDT, N. [2002]: Abgleich von Modell- und Messwerten für Oberflächenabdichtungen mit geosynthetischen Tondichtungsbahnen. In: EGLOFFSTEIN, T.; BURKHARDT, G. u. CZURDA, K. (Hrsg.): S. 199–229. 98
- REY, J. [1999]: Modelling potential evapotranspiration of potential vegetation. *Ecol. Model.*, Bd. 123, S. 141–159. 110
- REYNOLDS, T. [1990]: Effectiveness of three natural biobarriers in reducing root intrusion by four semi-arid plant species. *Health Phys.*, Bd. 59, S. 849–852. 17
- REYNOLDS, T. u. LAUNDRÉ, J. [1988]: Vertical distribution of soil removed by four species of burrowing rodents in disturbed and undisturbed soils. *Health Phys.*, Bd. 54, S. 445–450. 18
- REYNOLDS, T. u. MORRIS, R. (Hrsg.) [1997]: Landfill capping in the semi-arid west: Problems, perspectives, and solutions. *Envir. Sci. Res. Found., ESRF-019. Idaho Falls.*
- REYNOLDS, W. u. ELRICK, D. [1985]: In situ measurement of field-saturated hydraulic conductivity, sorptivity, and the α -parameter using the Guelph permeameter. *Soil Sci.*, Bd. 140, S. 292–302. 77
- REYNOLDS, W. u. ELRICK, D. [1987]: A laboratory and numerical assessment of the Guelph permeameter method. *Soil Sci.*, Bd. 144, S. 282–299. 77
- RICARD, J.; AUBERTIN, M.; FIRLOTTE, F.; KNAPP, R.; McMULLEN, J. u. JULIEN, M. [1997]: Design and construction of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada. In: ACID ROCK DRAINAGE: S. 1515–1530. 40
- RICHARDS, L. [1950]: Laws of soil moisture. *Trans., Americ. Geophysic. Union*, Bd. 31, S. 750–756. 56
- RICHARDS, L. [1954]: Multiple tensiometers for determining the vertical component of the hydraulic gradient in soil. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, Bd. 18, S. 7–10. 64
- RICHARDS, L.; GARDNER, W. u. OGATA, G. [1956]: Physical processes determining water loss from soil. *Soil Sci. Soc. Am. P.*, Bd. 20, S. 310–314. 95
- RICHTER, D. [1995]: Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Meßfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. *Ber. Dtsch. Wetterdienstes*, Bd. 194. Offenbach am Main. 46, 84, 89, 90, 122, 123
- RICHTER, J. [1972a]: Zur Methodik des Bodengashaushaltes – I. Ökologisches Modell. *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk.*, Bd. 132, S. 208–219. 128
- RICHTER, J. [1972b]: Zur Methodik des Bodengashaushaltes – II. Ergebnisse und Diskussion. *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk.*, Bd. 132, S. 220–239. 76
- RICHTER, J. u. GROSSGEBAUER, A. [1978]: Untersuchungen zum Bodenlufthaushalt in einem Bodenbearbeitungsversuch. 2. Gasdiffusionskoeffizienten als Strukturmaße für Böden. *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk.*, Bd. 141, S. 181–202. 42
- RICHTER, J. u. WILLENBOCKEL, I. [1992]: Gastransport und Bodenstruktur. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, Bd. 67, S. 127–130. 42
- RIEKERK, H. [1985a]: Lysimetric evaluation of pine forest evapotranspiration. In: HUTCHISON, B. u. HICKS, B. (Hrsg.): S. 293–308. 109

- RIEKERK, H. [1985b]: Lysimetric measurement of pine evapotranspiration for water balances. *In: ASAE (Hrsg.): S. 276-281. 109*
- RIJTEMA, P. u. WASSINK, H. (Hrsg.) [1969]: Water in the unsaturated zone. *Stud. Rep. Hydrology, Bd. 2. Gentbrugge. Proc. Wageningen Symp.*
- RITCHIE, A. u. HARRIES, J. [1987]: Pyritic oxidation – Lessons from Rum Jungle. *Nuclear Spectrum, Bd. 3, S. 25-30. 40, 42*
- ROBERTS, J. [1983]: Forest transpiration: A conservative hydrological process? *J. Hydrol., Bd. 66, S. 133-141. 26*
- ROBERTS, J. [1985]: Conservative and compensatory mechanisms in forest transpiration. *In: NATIONALPARKVERWALTUNG BAYERISCHER WALD (Hrsg.): S. 605-614. 26*
- ROBERTS, J.; PYMAR, C.; WALLACE, J. u. PITMAN, R. [1980]: Seasonal changes in leaf area, stomatal and canopy conductances and transpiration from bracken below a forest canopy. *J. appl. Ecol., Bd. 17, S. 409-422. 26*
- ROBINSON, D.; BELL, J. u. BATCHELOR, C. [1994]: Influence of iron minerals on the determination of soil water content using dielectric techniques. *J. Hydrol., Bd. 161, S. 169-180. 71*
- ROBINSON, D.; JONES, S.; WRAITH, J.; OR, D. u. FRIEDMAN, S. [2003]: A review of advances in dielectric and electrical conductivity measurement in soils using time domain reflectometry. *Vadose Zone J., Bd. 2, S. 444-475. 69*
- RÖDL, P.; HEYER, D. u. RANIS, D. [2002]: Feldstudien zum Langzeitverhalten mineralischer Deponieabdeckungen in Bayern. *In: RAMKE, H.-G.; GARTUNG, E.; HEIBROCK, G.; LÜKEWILLE, W.; MELCHIOR, S.; VIELHABER, B.; BOHNE, K.; MEIER-HARTH, U. u. WITT, K.-J. (Hrsg.): S. 225-237. 17*
- ROESLER, A.; BENSON, C. u. ALBRIGHT, W. [2002]: Field hydrology and model predictions for final covers in the alternative cover assessment program –2002. *Geo Eng. Rep., Bd. 02-08. Madison, Wisconsin. 28*
- ROGERS, V. u. NIELSON, K. [1991]: Correlations for predicting air permeability and ^{222}Rn diffusion coefficients of soils. *Health Phys., Bd. 61, S. 225-230. 125*
- ROGERSON, T. u. BYRNES, W. [1968]: Net rainfall under Hardwoods and Red Pine in Central Pennsylvania. *Water Resour. Res., Bd. 4, S. 55-57. 79, 80*
- ROGOWSKI, A.; PIONKE, H. u. BROYAN, J. [1977]: Modeling the impact of strip mining and reclamation processes on quality and quantity of water in mined areas: A review. *J. Environ. Qual., Bd. 6, S. 237-244. 35*
- ROMÁN, R.; CABALLERO, R. u. BUSTOS, A. [1999]: Field water drainage under traditional and improved irrigation schedules for corn in Central Spain. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 63, S. 1811-1817. 95*
- ROSE, C. [1984]: Modeling evapotranspiration: An approach to heterogenous communities. *In: SHARMA, M. (Hrsg.): S. 203-221. 110*
- ROSE, C.; BYRNE, G. u. HANSEN, G. [1976]: Water transport from soil through plant to atmosphere: A lumped-parameter model. *Agricult. Meteorol., Bd. 16, S. 171-184. 92*
- ROSENBERG, N. [1968]: Evaporation and condensation on bare soil under irrigation in the east central Great Plains. *Agron. J., Bd. 61, S. 557-561. 56*
- ROSSMANN, L. [1997]: When has a model been sufficiently calibrated and tested to be put to efficient use? *J. Geotech. Geoenviron. Engrg., Bd. 123, S. 1070-1071. 116*

-
- ROTH, A. [1995]: Der Wasserhaushalt in Oberflächenabdeckungen. *In*: JESSBERGER, H. (Hrsg.): *S. 171–187*. 28
- ROTH, C.; MALICKI, M. u. PLAGGE, R. [1992]: Empirical evaluation of the relationship between soil dielectric constant and volumetric water content as the basis for calibrating soil moisture measurements by TDR. *J. Soil Sci., Bd. 43, S. 1–13*. 71
- ROTH, D.; GÜNTHER, R. u. KNOBLAUCH, S. [1994]: Technische Anforderungen an Lysimeteranlagen als Voraussetzung für die Übertragbarkeit von Lysimeterergebnissen auf landwirtschaftliche Nutzflächen. *In*: BAL (Hrsg.): *S. 9–21*. 25
- ROTH, D.; KNOBLAUCH, S.; HEROLD, L. u. PFLEGER, I. [1995]: Untersuchungsergebnisse zur Sickerwasserbildung und zum Stickstoffaustrag auf Ackerstandorten Thüringens. *In*: BAL (Hrsg.): *S. 45–50*. 25
- ROTH, K.; FLÜHLER, H.; JURY, W. u. PARKER, J. (Hrsg.) [1990]: Field-scale water and solute flux in soils. *Basel. Proc. Centro Stafano Franscini Ascona, Monto Verità*.
- ROTHACHER, J. [1963]: Net precipitation under a Douglas-Fir forest. *Forest Sci., Bd. 9, S. 423–429*. 80
- ROTHE, A.; WEIS, W.; KREUTZER, K.; MATTHIES, D.; HESS, U. u. ANSORGE, B. [1997]: Changes in soil structure caused by the installation of time domain reflectometry probes and their influence on the measurement of soil moisture. *Water Resour. Res., Bd. 33, S. 1585–1593*. 75
- RUNNING, S. u. COUGHLAN, J. [1988]: A general model of forest ecosystem processes for regional applications – I. Hydrologic balance, canopy gas exchange and primary production processes. *Ecol. Model., Bd. 42, S. 125–154*. 93, 110
- RUNNING, S. u. GOWER, S. [1991]: FOREST-BGC, a general model of forest ecosystem processes for regional applications. II. Dynamic carbon allocation and nitrogen budgets. *Tree Phys., Bd. 9, S. 147–160*. 93
- RUTTER, A. [1963]: Studies in the water relations of *Pinus sylvestris* in plantation conditions – I. Measurements of rainfall and interception. *J. Ecol., Bd. 51, S. 191–203*. 172, 177
- RUTTER, A.; KERSHAW, K.; ROBINS, P. u. MORTON, A. [1971]: A predictive model of rainfall interception in forests. I. Derivation of the model from observations in a plantation of corsican pine. *Agricult. Meteorol., Bd. 9, S. 367–384*. 113, 115, 175, 176
- RUTTER, A. u. MORTON, A. [1977]: A predictive model of rainfall interception in forests. III. Sensitivity of the model to stand parameters and meteorological variables. *J. appl. Ecol., Bd. 14, S. 567–588*. 113
- RUTTER, A.; MORTON, A. u. ROBINS, P. [1975]: A predictive model of rainfall interception in forests. II. Generalization of the model and comparison with observations in some coniferous and hardwood stands. *J. appl. Ecol., Bd. 12, S. 367–380*. 113
- SAMBALE, C. u. PESCHKE, G. [2000]: Vegetationsbedingte Verdunstungsunterschiede und ihre Auswirkungen auf die hydrologische Modellierung. *Wasser u. Boden, Bd. 52, S. 50–55*. 188
- SAMPSON, D.; ALBAUGH, T.; JOHNSEN, K.; ALLEN, H. u. ZARNOCH, S. [2003]: Monthly leaf area index estimates from point-in-time measurements and needle phenology for *Pinus taeda*. *Canadian J. For. Res., Bd. 33, S. 2477–2490*. 174

- SARDISONG, U. u. ULLMANN, W. [1996]: Bereitstellung und Auswertung individueller Expositions- und Tätigkeitsdaten zur retrospektiven Bestimmung der Strahlenexposition von Uranbergarbeitern der SDAG WISMUT (Pilotprojekt Aue). In: BFS (Hrsg.): S. 180–181. **33**
- SARDISONG, U. u. ULLMANN, W. [1998]: Tätigkeits- und arbeitsbereichsbezogene Auswertung von individuellen Expositionsdaten von Bergarbeitern des ehemaligen Bergbaubetriebes Aue der SDAG WISMUT. In: BFS (Hrsg.): S. ST17–ST19. **33**
- SAXTON, K.; JOHNSON, H. u. SHAW, R. [1974]: Modeling evapotranspiration and soil moisture. *Transact. ASAE, Bd. 17, S. 673–677.* **92**
- SAXTON, K. u. MCGUINNESS, J. [1982]: Evapotranspiration. In: HAAN, C.; JOHNSON, H. u. BRAKENSIEK, D. (Hrsg.): S. 229–273. **103**
- SCANLON, B.; ANDRASKI, B. u. BILSKIE, J. [2002a]: Miscellaneous methods for measuring matric or water potential. In: DANE, J. u. TOPP, G. (Hrsg.): S. 643–670. **66**
- SCANLON, B.; CHRISTMAN, M.; REEDY, R.; PORRO, I.; ŠIMŮNEK, J. u. FLERCHINGER, G. [2002b]: Intercode comparisons for simulating water balance of surficial sediments in semiarid regions. *Water Resour. Res., Bd. 38, S. 59/1–16.* **93**
- SCANLON, B.; KEESE, K.; REEDY, R.; ŠIMŮNEK, J. u. ANDRASKI, B. [2003]: Variations in flow and transport in thick desert vadose zones in response to paleoclimatic forcing (0–90 kyr): Field measurements, modeling, and uncertainties. *Water Resour. Res., Bd. 39, S. SBH 3/1–17.* **101**
- SCANLON, B.; MULLICAN, W.; REEDY, R. u. ANGLE, E. [1997]: Prototype engineered barrier design for low-level radioactive waste disposal in Texas. In: REYNOLDS, T. u. MORRIS, R. (Hrsg.): S. 231–242. **19**
- SCANLON, B.; REEDY, R.; KEESE, K. u. DWYER, S. [2005]: Evaluation of evapotranspirative covers for waste containment in arid and semiarid regions in the southwestern USA. *Vadose Zone J., Bd. 4, S. 55–71.* **28, 238**
- SCARASCIA-MUGNOZZA, G. u. DE ANGELIS, P. [1998]: Is water used more efficiently? In: JARVIS, P.; AITKEN, A.; BARTON, C.; LEE, H. u. WILSON, S. (Hrsg.): S. 192–214. **121**
- SCHAAP, M. u. BOUTEN, W. [1997]: Forest floor evaporation in a dense Douglas fir stand. *J. Hydrol., Bd. 193, S. 97–113.* **26**
- SCHAFFER, W.; NIELSEN, G. u. NETTLETON, W. [1980]: Minesoil genesis and morphology in a spoil chronosequence in Montana. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 44, S. 802–807.* **119, 237**
- SCHINDLER, U. [1993]: Methodische Aspekte zur Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit mit einem Verdunstungsverfahren. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 71, S. 177–180.* **91**
- SCHINDLER, U.; MEISSNER, R. u. MÜLLER, L. [1997a]: Dynamik der Grundwasserneubildung auf pleistozänen Sandstandorten des Oder- und Elbe-Einzugsgebietes. In: BAL (Hrsg.): S. 81–84. **24**
- SCHINDLER, U.; MÜLLER, L.; EULENSTEIN, F. u. MEISSNER, R. [1997b]: Dynamik der Grundwasserneubildung in der Bodenregion der Jungmoränenlandschaft. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 85, S. 1413–1416.* **24**
- SCHMIDT, K. u. MUELLER, K. [1991]: Ergebnisse zur Niederschlags-Interzeption in landwirtschaftlichen Pflanzenbeständen. *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk., Bd. 154, S. 153–156.* **26**

-
- SCHMIDT, P. [1975]: Wachstum und Wasserverbrauch bei drei Pappelklonen. *Allg. Forst- u. Jagd-Z.*, Bd. 146, S. 38–42. **109**
- SCHMIDT, V.; LIPPMANN, R.; KREISCHE, E. u. DIEPENBROCK, W. [1997]: Entwicklung von Verfahren zur Sanierung verdichteter Kippböden im mitteldeutschen Braunkohlerevier durch Tieflockerung und bodenschonende Folgenutzung. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, Bd. 85, S. 155–158. **237**
- SCHNEIDER, R.; SCHNEIDER, H.; SCHRÖDER, D. u. MARTINOVIC, L. [1997]: Eigenschaften und Entwicklung von Neulandböden aus Löß bei unterschiedlicher Nutzung im Rheinischen Braunkohlerevier und in der Wetterau. *In: BROLL, G.; DUNGER, W.; KEPLIN, B. u. TOPP, W. (Hrsg.): S. 239–259. 119, 237*
- SCHNEIDER, R. u. SCHRÖDER, D. [1995]: Development of soil structure, soil chemical, biological, physical and mechanical properties of reclaimed soils derived from loess and harbor sediments. *In: HARTGE, K.-H. u. STEWART, B. (Hrsg.): S. 135–157. 237*
- SCHNEIDER, R. u. SCHRÖDER, D. [1997]: Entwicklung und Eigenschaften von Neulandböden im Rheinischen Braunkohlerevier und in der Wetterau. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, Bd. 84, S. 57–60. **237**
- SCHNEIDER, R.; SCHRÖDER, D. u. WEYERS, M. [1998]: Entwicklung, Sanierung und Schutz des Bodengefüges von Neulandböden. *In: PFLUG, W. (Hrsg.): S. 199–213. 237*
- SCHÖNBUCHNER, H.; LEITERER, M.; MACHELETT, B. u. BERGMANN, H. [2003]: Mobilität und Boden-Pflanze-Transfer von Schwermetallen auf/in uranhaltigen Haldenböden. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, Bd. 102, S. 233–234. **33**
- SCHÖNBUCHNER, H.; MARTIN, M.-L.; LEITERER, M. u. BERGMANN, H. [1999]: Untersuchungen zur Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen auf einem Haldenstandort des ehemaligen Uranbergbaus. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, Bd. 91, S. 875–878. **33**
- SCHÖPE, M.; NIGANG, L.; HÄHNE, R. u. LÖSER, R. [2001]: Austrocknung der Dichtungsschicht von Abdecksystemen durch Gaskonvektion. *Wasser u. Boden*, Bd. 53, S. 30–35. **15**
- SCHREYER, J. [1996]: Sanierung von Bergwerken durch gesteuerte Flutung. *Geowissenschaft.*, Bd. 11, S. 452–457. **33**
- SCHRIEFER, T. [1985]: Rekultivierung als ökologisches Problem - 2. Entwicklung des Wasserhaushalts einer Deponieabdeckschicht. *Z. Kulturtechnik u. Flurber.*, Bd. 26, S. 353–362. **237**
- SCHROEDER, B. [1995]: Zur Geschichte der Uranproduktion im sächsischen Raum bis 1945. *Sächsische Heimatblätter*, Bd. 41, S. 256–257. **31**
- SCHROEDER, M. [1969]: Lysimetermessungen unter Hochwald – Erfahrungen an der Anlage Hamm-Bossendorf. *Allg. Forst- u. Jagd-Z.*, Bd. 140, S. 45–49. **109**
- SCHROEDER, M. [1970]: Methodische Untersuchungen am Beispiel der Großlysimeteranlage Castricum (Niederlande). *Forstwiss. Centralbl.*, Bd. 89, S. 200–210. **24**
- SCHROEDER, M. [1975]: Erste Ergebnisse der Großlysimeteranlage St. Arnold bei Rheine. *Wasserwirtsch.*, Bd. 65, S. 302–305. **23**
- SCHROEDER, M. [1976]: Grundsätzliches zum Einsatz von Lysimetern – Erfahrungen aus Nordrhein-Westfalen. *Dtsch. Gewässerk. Mitt.*, Bd. 20, S. 8–13. **55**
- SCHROEDER, M. [1984]: Die Interzeptionsmessungen an der Großlysimeteranlage St. Arnold. *Dtsch. Gewässerk. Mitt.*, Bd. 28, S. 164–171. **79, 80, 113, 171, 176, 177**

- SCHROEDER, M. [1988]: 15 Jahre Messungen an der Großlysimeteranlage St. Arnold (Zeitreihenanalysen, Interzeptionsuntersuchungen, Simulationsmodelle). *Wasser u. Abfall, Bd. 44. Düsseldorf.* **23, 172**
- SCHROEDER, M. [1989]: Die Interzeptionsmessungen an der Großlysimeteranlage St. Arnold in den Jahren 1984 bis 1987 und die Extrapolation der Meßwerte mit Hilfe eines Rechenmodells. *Dtsch. Gewässerkr. Mitt., Bd. 33, S. 56–64.* **113, 176, 177**
- SCHROEDER, M. [1990]: Verdunstung von Land- und Wasserflächen in St. Arnold bei Rheine in den Jahren 1980 bis 1987. *Dtsch. Gewässerkr. Mitt., Bd. 34, S. 110–116.* **23**
- SCHROEDER, M. [1992]: 25 Jahre Großlysimeteranlage St. Arnold. *Staatl. Amt Wasser- u. Abfallwirtschaft Münster.* **23, 172, 176, 177, 219**
- SCHROEDER, P.; AZIZ, N.; LLOYD, C. u. ZAPPI, P. [1994a]: The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model. Engineering documentation for version 3. *U.S. EPA Risk Reduction Engineering Laboratory, Cincinnati, Ohio. EPA/600/R-94/168b.* **96, 97**
- SCHROEDER, P.; AZIZ, N.; LLOYD, C. u. ZAPPI, P. [1994b]: The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model. User's guide for version 3. *U.S. EPA Risk Reduction Engineering Laboratory, Cincinnati, Ohio. EPA/600/R-94/168a.* **96, 97**
- SCHROEDER, P.; AZIZ, N.; LLOYD, C.; ZAPPI, P. u. BERGER, K. [2001]: Das Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Modell. *Benutzerhandbuch für die deutsche Version 3. Hamburg.* **97, 203**
- SCHRÖDER, D.; STEPHAN, S. u. SCHULTE-KARRING, H. [1985]: Eigenschaften, Entwicklung und Wert rekultivierter Böden aus Löß im Gebiet des Rheinischen Braunkohlen-Tagebaues. *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenkr., Bd. 148, S. 131–146.* **237**
- SCHRÖDTER, H. [1985]: Verdunstung: Anwendungsorientierte Meßverfahren und Bestimmungsmethoden. *Berlin.* **103**
- SCHULTZ, A. [1997]: Informationsbedarf, Komplexität und Aussagegenauigkeit von landschaftsbezogenen Simulationsmodellen. *Arch. Natursch. Landschaftsf., Bd. 36, S. 107–124.* **116, 188**
- SCHULZ, R.; RIDKY, R. u. O'DONNELL, E. [1997]: Control of water infiltration into near surface low-level waste disposal units. *U.S. Nuclear Regulatory Commission, Washington, DC. NUREG/CR-4918/10.* **19**
- SCHUME, H.; JOST, G. u. KATZENSTEINER, K. [2003]: Spatio-temporal analysis of the soil water content in a mixed Norway spruce (*Picea abies* (L.)Karst.)-European beech (*Fagus sylvatica* L.) stand. *Geoderma, Bd. 112, S. 273–287.* **109**
- SCHWEDT, J. u. ULLMANN, W. [1992]: Übersicht über die berufliche Strahlenexposition durch kurzlebige Radonfolgeprodukte an Untertage-Arbeitsplätzen außerhalb des Uranerzbergbaus im Zeitraum von 1975 bis 1990. *In: BFS (Hrsg.): S. 129–131.* **33**
- SCURLOCK, J.; ASNER, G. u. GOWER, S. [2001a]: Global Leaf Area Index data from field measurements, 1932-2000. URL <http://www.daac.ornl.gov>, data set. Available on-line from the Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, Oak Ridge, Tennessee, U.S.A. **112**

-
- SCURLOCK, J.; ASNER, G. u. GOWER, S. [2001b]: Worldwide historical estimates and bibliography of Leaf Area Index, 1932-2000. *Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee. ORNL Technical Memorandum TM-2001/268.* **112**
- SEED, H. u. CHAN, C. [1959]: Structure and strength characteristics of compacted clay. *J. Soil Mech. Found. Div., ASCE, Bd. 85, S. 87-128.* **14**
- SEILER, K.-P. u. KLOTZ, D. (Hrsg.) [2000]: Methoden der Sickerwassermodellierung – Theorie und Praxis. *GSF-Bericht, Bd. 18/00. Workshop „Sickerwassermodellierung“, GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, 3-4.4.2000, Neuherberg.*
- SENES [1994]: Evaluation of alternative dry covers for the inhibition of acid mine drainage from tailings. *SENES Consultants; MEND Project 2.10.1.* **41**
- SEVRUK, B. [1974]: Correction for the wetting loss of a Hellmann precipitation gauge. *Hydrol. Sci.-Bull., Bd. 14, S. 549-559.* **86**
- SEVRUK, B. [1981]: Methodische Untersuchungen des systematischen Messfehlers der Hellmann-Regenmesser im Sommerhalbjahr in der Schweiz. *Zürich. Diss. ETH 6798.* **85**
- SEVRUK, B. [1982]: Methods of correction for systematic error in point precipitation measurement for operational use. *Operat. Hydr. Rep., Bd. 21. WMO, Genf.* **85**
- SEVRUK, B. [1983]: Correction of measured precipitation in the Alps using the water equivalent of new snow. *Nordic Hydrol., Bd. 14, S. 49-58.* **84**
- SEVRUK, B. [1986a]: Correction of precipitation measurements. *In: SEVRUK, B. (Hrsg.): S. 13-23.* **85**
- SEVRUK, B. (Hrsg.) [1986b]: Correction of precipitation measurements. *Zürcher Geogr. Schr., Bd. 23. Zürich.*
- SEVRUK, B. [1987]: Fehler und Korrekturen von Niederschlagsmessungen. *Verh. Dtsch. Geographentag, Bd. 46, S. 558-563.* **85**
- SEVRUK, B. (Hrsg.) [1989a]: Precipitation measurement. *WMO/IAHS/ETH Workshop, St. Moritz, 3-7.12.1989. Zürich.*
- SEVRUK, B. [1989b]: Reliability of precipitation measurement. *In: SEVRUK, B. (Hrsg.): S. 13-19.* **85**
- SHACKELFORD, C. u. JAVED, F. [1991]: Large-scale laboratory permeability testing of a compacted clay soil. *Geotech. Test. J., Bd. 14, S. 171-179.* **15**
- SHAN, H.-Y. u. YAO, J.-T. [2000]: Measurement of air permeability of geosynthetic clay liners. *Geotex. Geomembr., Bd. 18, S. 251-261.* **42**
- SHARMA, M. (Hrsg.) [1984]: Evapotranspiration from plant communities. *Dev. Agricult. Managed-Forest Ecol., Bd. 13. Amsterdam. Workshop, Bunbury, 24-27.5.82.*
- SHAWCROFT, R.; LEMON, E.; ALLEN JR., L.; STEWART, D. u. JENSEN, S. [1974]: The soil-plant-atmosphere model and some of its predictions. *Agricult. Meteorol., Bd. 14, S. 287-307.* **92**
- SHRADER, M.; MCCUEN, R. u. RAWLS, W. [1980]: The effect of data independence in model calibration and model testing. *Water Res. Bull., Bd. 16, S. 49-55.* **116**
- SHUMAN, R. u. WHICKER, F. [1986]: Intrusion of reclaimed uranium mill tailings by prairie dogs and ground squirrels. *J. Environ. Qual., Bd. 15, S. 21-24.* **18**
- SHUTTLEWORTH, W. [1989]: Micrometeorology of temperate and tropical forest. *Phil. Trans. R. Soc. London, Ser. B, Bd. 324, S. 299-334.* **112**
- SIDDIQUI, S.; DRNEVICH, P. u. DESCHAMPS, R. [2000]: Time domain reflectometry development for use in geotechnical engineering. *Geotech. Test. J., Bd. 23, S. 9-20.* **75**

- SIMMS, P. u. YANFUL, E. [1999]: Some insights into the performance of an experimental soil cover near London, Ontario. *Can. Geotech. J.*, Bd. 36, S. 846–860. **56**
- SIMON, F.-G. u. MÜLLER, W. [2002]: Standard and Alternative Capping Design in Germany. In: JAKUBICK, A.; MAGER, D. u. METZLER, D. (Hrsg.): S. 1–13. **13**
- ŠIMŮNEK, J.; ŠEJNA, M. u. VAN GENUCHTEN, M. [1999]: The HYDRUS-2D software package for simulating the two-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. *U.S. Salinity Lab., Agric. Res. Service, Riverside, California*. **100**
- ŠIMŮNEK, J.; WENDROTH, O. u. VAN GENUCHTEN, M. [1998]: Parameter estimation analysis of the evaporation method for determining soil hydraulic properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Bd. 62, S. 894–905. **91, 101**
- SINGH, B. u. SZEICZ, G. [1980]: Predicting the canopy resistance of a mixed hardwood forest. *Agricult. Meteorol.*, Bd. 21, S. 49–58. **111**
- SKZ (Hrsg.) [2004]: Die sichere Deponie. 20. Fachtagung Sicherung von Deponien und Altlasten mit Kunststoffdichtungsbahnen. Würzburg.
- SMETTEM, K.; CHITTLEBOROUGH, D.; RICHARDS, B. u. LEANEY, F. [1991]: The influence of macropores on runoff generation from a hillslope soil with a contrasting textural class. *J. Hydrol.*, Bd. 122, S. 235–252. **59, 61**
- SMITH, M.; ALLEN, R. u. PEREIRA, L. [1996]: Revised FAO methodology for crop water requirement. In: CAMP, C.; SADLER, E. u. YODER, R. (Hrsg.): S. 116–123. **104**
- SMITH, R.; TRYON, E. u. TYNER, E. [1971]: Soil development on mine spoil. *Morgantown, West Virginia. Bulletin 604T*. **119, 237**
- SMME (Hrsg.) [2000]: *Society for Mining Metallurgy & Exploration, Proc. Fifth Intern. Conf. on Acid Rock Drainage (ICARD 2000), Littleton, Colorado, 21-24.5.2000*.
- SMU [1999]: Methodik für die Auswahl und Bewertung von Schutz- und Rekultivierungsmaßnahmen bei der Stilllegung von Altdeponien im Freistaat Sachsen – Stilllegungsmethodik Altdeponien. *Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft. Dresden*. **30**
- SMU [2003]: Empfehlungen für die Auswahl und Bewertung von Schutz- und Rekultivierungsmaßnahmen bei der Stilllegung von Alt-Deponien im Freistaat Sachsen – überarbeitete Stilllegungsmethodik Alt-Deponien. *Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft. Dresden*. **30**
- SOCIETY OF SOIL MECHANICS AND GEOTECHNICAL ENGINEERING (Hrsg.) [1998]: International conference on unsaturated soils. *Proceedings, 27-30.8.98. Beijing*.
- SOILVISION [2001]: User's guide – A knowledge-based database system for soil properties. Version 3.0. *SoilVision Systems Ltd., Saskatoon, Canada*. **92**
- SOKOLLEK, V. [1986]: Problems of precipitation measurements for water budget studies in the highlands of Hessen. In: SEVRUK, B. (Hrsg.): S. 89–94. **84**
- SOKOLLEK, V. u. HAAMANN, H. [1986]: Probleme einer Bestimmung der wahren Niederschlagshöhen in kleinen Mittelgebirgs-Einzugsgebieten. *Landschaftsökol. Messen u. Auswerten*, Bd. 2, S. 55–70. **84, 85**
- SOKOLLEK, V.; HAAMANN, H. u. MEUSER, A. [1989]: Precipitation measurement errors as a function of the degree of gauge site exposure to wind. In: SEVRUK, B. (Hrsg.): S. 109–116. **84**

-
- SOMMER, C.; DÜRR, H. u. SCHWARZ, M. [1995]: The influence of soil porosity and matric water potential on water uptake by plants. *In: HARTGE, K.-H. u. STEWART, B. (Hrsg.): S. 371–392. 17*
- SOPHOCLEOUS, M. u. PERRY, C. [1985]: Experimental studies in natural groundwater-recharge dynamics: The analysis of observed recharge events. *J. Hydrol., Bd. 81, S. 297–332. 95*
- SOPPER, W. u. LULL, H. (Hrsg.) [1965]: Forest Hydrology. *Oxford. Proceedings National Science Foundation Advanced Science Seminar, Pennsylvania, 29.8–10.9.65.*
- SPITTLEHOUSE, D. [1985]: Determination of the year-to-year variation in growing season water use of a Douglas-Fir stand. *In: HUTCHISON, B. u. HICKS, B. (Hrsg.): S. 235–254. 110*
- SRK [1991]: Acid rock drainage remediation measures at four norwegian mines. *Steffen, Robertson and Kirsten (B.C.) Inc., Vancouver. MEND Report 2.33.1. 37, 40, 41*
- SRK [2002]: Bewertung der Zwischenergebnisse der Testabdeckung auf dem KB 3 des Verfüllkörpers des Tagebaues Lichtenberg – Datenzeitraum 07/2000 bis 01/2002. *Steffen, Robertson and Kirsten (B.C.) Inc., Vancouver. 227, 230*
- STACHEDER, M. [1996]: Die Time Domain Reflectometry in der Geotechnik. *Schriftenr. Angew. Geol. Karlsruhe, Bd. 40. 69, 70, 71, 75*
- STACHEDER, M.; FUNDINGER, R. u. KOEHLER, K. [1994]: A new time domain reflectometry system (TRIME) to measure soil moisture and electrical conductivity. *In: O'CONNOR, K. (Hrsg.): S. 56–65. 69*
- STÅLFELT, A. [1944]: Granens vattenförbrukning och dess inverkan på vattenomsättningen i marken (Summary: The water consumption of the spruce). *Kungl. Landbruksakademiens Tidskrift, Bd. 83, S. 425–505. 171*
- STANNARD, D. [1992]: Tensiometers – Theory, construction, and use. *Geotech. Test. J., Bd. 15, S. 48–58. 64*
- STAWA [2004]: Daten der Großlysimeteranlage St. Arnold/Rheine, 1966–2003. *Staatliches Amt für Wasser- und Abfallwirtschaft Münster. 25*
- STEINERT, B.; FLÖTER, O. u. MELCHIOR, S. [2002]: Vergleichende Laboruntersuchung des Austrocknungs- und Durchwurzelungsverhaltens von bindigen mineralischen Dichtungen aus Geschiebemergel und aus Trisoplast. *In: RAMKE, H.-G.; GARTUNG, E.; HEIBROCK, G.; LÜKEWILLE, W.; MELCHIOR, S.; VIELHABER, B.; BOHNE, K.; MEIER-HARTH, U. u. WITT, K.-J. (Hrsg.): S. 317–329. 18, 147*
- STENITZER, E. [1983]: Ein numerisches Modell zur Simulation des Wasser- und Salzhaltiges sowie des Pflanzenertrages eines Standortes. *Diss. Berlin. 93*
- STENITZER, E. [2001]: Abschätzung der Auswirkung von Neuaufforstungen im Marchfeld auf die Grundwasserneubildung. *In: BAL (Hrsg.): S. 93–96. 93*
- STENITZER, E. u. HOESCH, J. [2005]: Grundwasserneubildung im Marchfeld – Ly-simetermessungen und Modellrechnungen. *In: BAL (Hrsg.): S. 41–44. 93*
- STEWART, J. [1977]: Evaporation from the wet canopy of a pine forest. *Water Resour. Res., Bd. 13, S. 915–921. 79*
- STEWART, J. [1988]: Modelling surface conductance of pine forest. *Agricult. Forest Meteorol., Bd. 43, S. 19–35. 111*

- STEWART, J. u. DE BRUIN, H. [1985]: Preliminary study of dependence of surface conductance of Thetford Forest on environmental conditions. *In: HUTCHISON, B. u. HICKS, B. (Hrsg.): S. 91–104. 111*
- STEWART, J. u. NOLAN, T. [1987]: Infiltration testing for hydraulic conductivity of soil liners. *Geotech. Test. J., Bd. 10, S. 41–50. 15*
- STEWART, J. u. THOM, A. [1973]: Energy budgets in pine forest. *Quart. J. R. Met. Soc., Bd. 99, S. 154–170. 110*
- STIEF, K. [1992]: Übersicht über Deponieabdichtungssysteme. *In: PRÜHS, H. (Hrsg.): S. 7–28. 13*
- STIEF, K. [1994]: Anforderungen an die Sickerwasserminimierung in der TA Abfall und in der TA Siedlungsabfall bei neuen Deponien und Altdeponien. Umsetzung der TA Abfall/TA Siedlungsabfall für Neu- und Altanlagen. *In: EGLOFFSTEIN, T. u. BURKHARDT, G. (Hrsg.): S. 1–15. 13*
- STIEF, K. [2000]: Sind Oberflächenabdichtungssysteme für Deponien und zur Sicherung von Altlasten Ingenieurbauwerke? *In: KNIPSCHILD, F. (Hrsg.): S. 01–016. 10*
- STIEF, K. [2002]: Gedanken zur Eignung mineralischer Abdichtungsschichten in Deponieoberflächenabdichtungssystemen. *In: RAMKE, H.-G.; GARTUNG, E.; HEIBROCK, G.; LÜKEWILLE, W.; MELCHIOR, S.; VIELHABER, B.; BOHNE, K.; MEIER-HARTH, U. u. WITT, K.-J. (Hrsg.): S. 53–55. 13*
- STIEF, K. [2004]: 20 Jahre immer sicherere Deponien - wie wird es weitergehen? *In: SKZ (Hrsg.): S. P/1–10. 13*
- STIEF, K. u. ENGELMANN, B. (Hrsg.) [1998]: Geforderte Maßnahmen bei der Stilllegung von Altdeponien – Kostentreibende Willkür oder Notwendigkeit? *Abfallwirtschaft Forschung u. Praxis, Bd. 107. Berlin.*
- STORMONT, J. [1995]: The performance of two capillary barriers during constant infiltration. *In: DUNN, R. u. SINGH, U. (Hrsg.): S. 77–92. 19*
- STORMONT, J. [1997]: Incorporating capillary barriers in surface cover systems. *In: REYNOLDS, T. u. MORRIS, R. (Hrsg.): S. 39–51. 19*
- STOTTMEISTER, U.; GLÄSSER, W.; KLAPPER, H.; WEISSBRODT, E.; ECCARIUS, B.; KENNEDY, M.; WENDT-POTTHOFF, K.; FRÖMMICHEN, R.; SCHRECK, P. u. STRAUCH, G. [1999]: Strategies for remediation of former opencast mining areas in Eastern Germany. *In: AZCUE, J. (Hrsg.): S. 263–296. 37*
- STUDE, J.; SCHÖNAU, M.; SCHMIDT, H. u. NIEDLING, E. [2004]: Verifizierung von Abdeckschichten bei der Kalirückstandshaldenrekultivierung in Nordthüringen mittels langjähriger Lysimeterversuche. *In: KLOTZ, D. (Hrsg.): S. 139–146. 29*
- STURM, N.; REBER, S.; KESSLER, A. u. TENHUNEN, J. [1996]: Soil moisture variation and plant water stress at the Harthelm scots pine plantation. *Theor. Appl. Climatol., Bd. 53, S. 123–133. 95, 109*
- SUDBURY 2003 [2003]: Mining and the environment. *Proc., Sudbury, Ontario, 25–28.5.2003.*
- SUNDBLAD, B. [2003]: Ten years experience of a multi-layer cover system for uranium mill tailings in Ranstad Sweden. *In: SUDBURY 2003: . 41*
- SUTER, G.; LUXMOORE, R. u. SMITH, E. [1993]: Compacted soil barriers at abandoned landfill sites are likely to fail in the long term. *J. Environ. Qual., Bd. 22, S. 217–226. 14*
- SWANK, W. u. MINER, N. [1968]: Conversion of hardwood-covered watersheds to White Pine reduces water yield. *Water Resour. Res., Bd. 4, S. 947–954. 26*

-
- SWANSON, D.; BARBOUR, S. u. WILSON, G. [1997]: Dry-site versus wet-site cover design. *In: ACID ROCK DRAINAGE: S. 1595–1609.* 42
- SWANSON, D.; BARBOUR, S.; WILSON, G. u. O’KANE, M. [1995]: Modelling the performance of engineered soil covers for acid generating mine waste. *In: HYNES, T. u. BLANCHETTE, M. (Hrsg.): S. 861–868.* 40
- SWIFT, P.; BAKER, B.; ECONOMY, K.; GARNER, J.; HELTON, J. u. RUDEEN, D. [1996]: Incorporating long-term climate change in performance assessment for the waste isolation pilot plant. *In: PENNELL, W. u. GHAN, S. (Hrsg.): S. 361–379.* 119
- SWIFT JR., L.; SWANK, W.; MANKIN, J.; LUXMOORE, R. u. GOLDSTEIN, R. [1977]: Simulation of evapotranspiration and drainage from mature and clear-cut deciduous forests and young pine plantation. *Water Resour. Res., Bd. 11, S. 667–673.* 110
- SZEICZ, G.; ENDRÖDI, G. u. TAJCHMAN, S. [1969]: Aerodynamic and surface factors in evaporation. *Water Resour. Res., Bd. 5, S. 380–394.* 112
- TABOADA, A.; PINTO, A. u. NEPOMUCENO, A. [1997]: Lysimeter tests – A method to optimize environmental forecasting the Rio Paracatu Mineração experience. *In: ACID ROCK DRAINAGE: S. 1611–1626.* 40
- TAILINGS AND MINE WASTE 1998 [1998]: *Proc. fifth Intern. Conf., Fort Collins, Colorado, USA, 26-28.1.1998.*
- TAILINGS AND MINE WASTE 2000 [2000]: *Proc. seventh Intern. Conf., Fort Collins, Colorado, USA, 23-26.1.2000.*
- TAILINGS AND MINE WASTE 2002 [2002]: *Proc. ninth Intern. Conf., Fort Collins, Colorado, USA, 27-30.1.2002.*
- TAJCHMAN, S. [1971]: Evapotranspiration and energy balances of forest and field. *Water Resour. Res., Bd. 7, S. 511–523.* 25
- TAKAKURA, T.; GOUDRIAAN, J. u. LOUWERSE, W. [1975]: A behaviour model to simulate stomatal resistance. *Agricult. Meteorol., Bd. 15, S. 393–404.* 111
- TAKOS, I. [1986]: Öko-physiologische Untersuchungen zu Jahresrhythmus und Bilanz von Wachstum, Wasserverbrauch und Produktivität des Wasserverbrauchs mehrerer Nadelbaum-Arten. *Diss. Freiburg i.B.* 109
- TAKOS, I. [1987]: Vergleichende Untersuchungen zur Gestaltung des Wasserhaushaltes von Koniferen an Sommertagen bei optimaler Wasserversorgung. *Allg. Forst- u. Jagd-Z., Bd. 158, S. 125–131.* 109
- TAKOS, I. [1990]: Vergleichende Untersuchungen zur Gestaltung des Wasserhaushaltes von Koniferen an Sommertagen bei optimaler Wasserversorgung: II. Nachtverlauf. *Allg. Forst- u. Jagd-Z., Bd. 161, S. 15–18.* 109
- TASSÉ, N.; GERMAIN, D.; DUFOUR, C. u. TREMBLAY, R. [1997]: Organic-waste cover over the East Sullivan Mine Tailings: Beyond the oxygen barrier. *In: ACID ROCK DRAINAGE: S. 1627–1642.* 41
- TAYLOR, G. u. COX, R. [2003]: The Brukunga pyrite mine – A field laboratory for acid rock drainage studies. *In: FARELL, T. u. TAYLOR, G. (Hrsg.): S. 93–106.* 37
- TAYLOR, G.; SPAIN, A.; NEFIODOVAS, A.; TIMMS, G.; KUZNETSOV, V. u. BENNETT, J. [2003a]: Determination of the reasons for deterioration of the Rum Jungle waste rock cover. *Austr. Centre Mining Environ. Res., Kenmore.* 40

- TAYLOR, G.; SPAIN, A.; TIMMS, G.; KUZNETSOV, V. u. BENNET, J. [2003b]: The medium-term performance of waste rock covers – Rum Jungle as a case study. *In: FARELL, T. u. TAYLOR, G. (Hrsg.): S. 383–397. 40*
- TAYLOR, H. [1974]: Root behavior as affected by soil structure and strength. *In: CARSON, E. (Hrsg.): S. 271–291. 17*
- TEICHERT, A.; BÖTTCHER, J. u. DUIJNISVELD, W. [1999]: Räumliche und zeitliche Variabilität von Stoffdeposition und chemischen Bodeneigenschaften in einem Gley-Podsol unter Kiefer auf der 10-m-Skala. *Ber. Freiburger Forstl. Forsch., Bd. 7, S. 45–49. 79*
- TENHUNEN, J.; WEDLER, M.; HEINDL, B.; KÖSTNER, B. u. HAHN, S. [1994]: Contribution of understory evapotranspiration to total water vapor flux at the Hartheim Scots Pine plantation. *In: AMERICAN METEOROLOGICAL SOCIETY (Hrsg.): S. 193–196. 26*
- TERKELTOUB, R. [1971]: Supplemental irrigation with stream water contaminated by acid mine drainage. *Water Resour. Res., Bd. 7, S. 704–708. 37*
- THIENEMANN, J.; JUNGE, T.; GRÄSLE, W.; BAUMGARTL, T. u. HORN, R. [1996]: Spannungs- und Deformationsvorgänge während des Einbaus von Basisabdichtungen. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 79, S. 31–34. 14*
- THOMAS, R. [1998]: The use of geosynthetic clay liners for landfill capping in the USA. *In: EGLOFFSTEIN, T.; BURKHARDT, G. u. CZURDA, K. (Hrsg.): S. 121–129. 18*
- THOMÉ-KOZMIENSKY, K. (Hrsg.) [1992]: Abdichtung von Deponien und Altlasten. *Berlin.*
- THOMSON, K. [1995]: Case studies of soil gas sampling. *In: WILSON, L.; EVERETT, L. u. CULLEN, S. (Hrsg.): S. 569–588. 76*
- THORUD, D. [1963]: Effects of pruning on rainfall interception in a Minnesota red pine stand. *Forest Sci., Bd. 9, S. 452–455. 172, 177*
- THURMAN, N. u. SENCINDIVER, J. [1986]: Properties, classification, and interpretations of minesoils at two sites in West Virginia. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 50, S. 181–185. 237*
- TIBBLE, P. u. NICHOLSON, R. [1997]: Oxygen consumption on sulphide tailings and tailings covers: Measured rates and applications. *In: ACID ROCK DRAINAGE: S. 647–661. 40*
- TIEDT, M. [2004]: Gleichwertigkeitsbetrachtungen an alternativen Oberflächenabdichtungen in NRW. *In: EGLOFFSTEIN, T.; BURKHARDT, G. u. CZURDA, K. (Hrsg.): S. 37–44. 28*
- TIKTAK, A. u. BOUTEN, W. [1994]: Soil water dynamics and long-term water balances of a Douglas fir stand in the Netherlands. *J. Hydrol., Bd. 156, S. 265–283. 110*
- TIKTAK, A. u. VAN GRINSVEN, H. [1995]: Review of sixteen forest-soil-atmosphere models. *Ecol. Model., Bd. 83, S. 35–53. 110*
- TIMMS, G. u. BENNETT, J. [2000]: The effectiveness of covers at Rum Jungle after fifteen years. *In: SMME (Hrsg.): S. 813–818. 40*
- TITUS, B. u. MAHENDRAPPA, M. [1996]: Lysimeter system designs used in soil research: A review. *Canadian Forest Service. Inf. Rep. N-X-301. 55*
- TODD, R.; EVETT, S.; HOWELL, T. u. KLOCKE, N. [2000]: Soil temperature and water evaporation of small steel and plastic lysimeters replaced daily. *Soil Sci., Bd. 165, S. 890–895. 56*

-
- TOPP, G.; DAVIS, J. u. ANNAN, A. [1980]: Electromagnetic determination of soil water content: Measurements in coaxial transmission lines. *Water Resour. Res.*, Bd. 16, S. 574–582. **69, 70, 71, 72, 73**
- TOPP, G.; REYNOLDS, W. u. GREEN, R. (Hrsg.) [1992]: Advances in measurement of soil physical properties: Bringing theory in practice. *Soil Sci. Soc. Am. Spec. Publ.*, Bd. 30. Madison. *Proceedings symposium Division S-1 of Soil Science Society of America, San Antonio, Texas, 21-26.10.90.*
- TOPP, G.; ZEGELIN, S. u. WHITE, I. [1994]: Monitoring soil water content using TDR: An overview of progress. In: O'CONNOR, K. (Hrsg.): S. 67–80. **69**
- TOPP, G.; ZEGELIN, S. u. WHITE, I. [2000]: Impacts of the real and imaginary components of relative permittivity on time domain reflectometry measurements in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Bd. 64, S. 1244–1252. **70**
- TRAUTWEIN, S. u. BOUTWELL, G. [1994]: In-situ hydraulic conductivity tests for compacted soil liners and caps. In: DANIEL, D. u. TRAUTWEIN, S. (Hrsg.): S. 184–223. **15**
- TRAUTWEIN, S. u. WILLIAMS, C. [1990]: Performance evaluation of earthen liners. In: ASCE (Hrsg.): S. 30–51. **15**
- TREMBLAY, G. [2000a]: The Canadian Mine Environment Neutral Drainage 2000 (MEND 2000) Program. In: SMME (Hrsg.): S. 33–40. **35, 37**
- TREMBLAY, G. [2000b]: The canadian mine environment neutral drainage 2000 (MEND 2000) program. In: TAILINGS AND MINE WASTE 2000: S. 409–416. **35**
- TREMBLAY, G. u. HOGAN, C. [2001a]: MEND Manual. Vol. 1 – Summary. **35, 41**
- TREMBLAY, G. u. HOGAN, C. [2001b]: MEND Manual. Vol. 4 – Prevention and control. **37, 41**
- TREMBLAY, R. [1994]: Controlling acid mine drainage using a organic cover: The case of the East Sullivan Mine, Abitibi, Québec. In: LAND RECLAMATION AND MINE DRAINAGE CONFERENCE: S. 122–127. **41**
- TREMMEL, J. [1996]: Zum Temperaturgang des Bodens bis 15 m Tiefe unter mitteleuropäischen Verhältnissen. *Hallesches Jahrbuch für Geowissenschaften*, Bd. 9, S. 117–130. **140**
- TRESSELT, K.; GRÖNGRÖFT, A.; LEONHARDT, T. u. MIEHLICH, G. [1998]: Die Bedeutung der physikalischen Eigenschaften von Rekultivierungsschichten für die Begrünung am Beispiel der Hamburger Schlicklagerstätte Francop. *Z. Kulturtechnik u. Landentw.*, Bd. 39, S. 228–233. **237**
- TROEH, F.; JABRO, J. u. KIRKHAM, D. [1982]: Gaseous diffusion equations for porous materials. *Geoderma*, Bd. 27, S. 239–253. **125**
- TSAN, C.-F. [1987]: Comments on model validation. *Transp. Por. Med.*, Bd. 2, S. 623–629. **116**
- TURC, L. [1961]: Évaluation des besoins en eau d'irrigation, évapotranspiration potentielle. *Ann. Agron.*, Bd. 12, S. 13–49. **103**
- UGT [2000]: Bestimmung der Wasserspannungskurven und der ungesättigten Leitfähigkeit an Substraten der Testfelder im KB 3 des Tagebaues Lichtenberg. *Unver. Bericht, Umwelt-Geräte-Technik GmbH, Müncheberg*. **91**
- UHLIG, S. [1956]: Die Lysimeteranlage in Castricum (Nordholland). *Wasserwirtsch.*, Bd. 47, S. 42–43. **24**
- ULLOM, W. [1995]: Soil gas sampling. In: WILSON, L.; EVERETT, L. u. CULLEN, S. (Hrsg.): S. 555–567. **76**

- URBAN-KISS, S. u. RETTENBERGER, G. [2002]: Erfahrungen mit Testfeldern der Oberflächenabdichtung an der SAD Gerolsheim. *In*: RAMKE, H.-G.; GARTUNG, E.; HEIBROCK, G.; LÜKEWILLE, W.; MELCHIOR, S.; VIELHABER, B.; BOHNE, K.; MEIER-HARTH, U. u. WITT, K.-J. (Hrsg.): *S. 141-155*. **17, 19**
- URIE, D. [1965]: Influence of forest cover on ground-water recharge, timing and use. *In*: SOPPER, W. u. LULL, H. (Hrsg.): *S. 313-324*. **109**
- VALENTE, F.; DAVID, J. u. GASH, J. [1997]: Modelling interception loss for two sparse eucalypt and pine forests in central Portugal using reformulated Rutter and Gash analytical models. *J. Hydrol., Bd. 190, S. 141-162*. **113, 172, 176**
- VAN BAVEL, C. u. AHMED, J. [1976]: Dynamic simulation of water depletion in the root zone. *Ecol. Model., Bd. 2, S. 189-212*. **92**
- VAN DER PLOEG, R.; BEESE, F.; STREBEL, O. u. RENGER, M. [1978]: The water balance of a sugar beet crop: A model and some experimental evidence. *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk., Bd. 141, S. 313-328*. **92**
- VAN DER PLOEG, R. u. BENECKE, P. [1974]: Unsteady, unsaturated, n-dimensional moisture flow in soil: A computer simulation program. *Soil Sci. Soc. Am. P., Bd. 38, S. 881-885*. **92**
- VAN EIMERN, J. [1964]: Zum Begriff und zur Messung der potentiellen Evapotranspiration. *Meteorol. Rdsch., Bd. 17, S. 33-42*. **103**
- VAN GENUCHTEN, M. [1980]: A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 44, S. 892-898*. **92, 101**
- VAN GENUCHTEN, M. (Hrsg.) [1992]: Indirect methods for estimating the hydraulic properties of unsaturated soils. *Proc. Int. Workshop, Riverside, California, 11-13.10.89*.
- VAN KEULEN, H. u. VAN BEEK, C. [1971]: Water movement in layered soils – A simulation model. *Neth. J. Agric. Sci., Bd. 19, S. 138-153*. **92**
- VAN LOON, W.; MENSINK, J.; BOSHOVEN, H. u. VAN SCHELT, W. [1994]: Time domain reflectometry as moisture monitoring method in granular waste materials. *In*: O'CONNOR, K. (Hrsg.): *S. 236-246*. **71**
- VEEN, A. [1982]: Exploratory observations on vegetation, soil, and water budget terms of the Castricum lysimeters. *Fysisch geografische en bodemkundige opstellen, Bd. 12. Groningen*. **24**
- VIELHABER, B. u. MELCHIOR, S. [1996]: Aufgrabung der Testfelder S1, F1 und F2 auf der Altdeponie Hamburg-Georgswerder im Oktober 1995. *In*: MELCHIOR, S. u. MIEHLICH, G. (Hrsg.): *Teilbericht 4*. **16**
- VINK, J.; GOTTESBÜREN, B.; DIEKKRÜGER, B. u. VAN DER ZEE, S. [1997]: Simulation and model comparison of unsaturated movement of pesticides from a large clay lysimeter. *Ecol. Model., Bd. 105, S. 113-127*. **93**
- VISCHER, D. u. SEVRUK, B. [1975]: Die Fehler der Niederschlagsmessung. *Mitt. Eidgenöss. Anstalt forstliche Versuchswesen, Bd. 51, S. 151-170*. **85**
- VIVILLE, D.; BIRON, P.; GRANIER, A.; DAMBRINE, E. u. PROBST, A. [1993]: Interception in a mountainous declining spruce stand in the Strengbach catchment (Vosges, France). *J. Hydrol., Bd. 144, S. 273-282*. **80, 171**
- VÖRÖSMARTY, C.; FEDERER, C. u. SCHLOSS, A. [1998]: Potential evaporation functions compared on US watersheds: Possible implications for global-scale water balance and terrestrial ecosystem modeling. *J. Hydrol., Bd. 207, S. 147-169*. **188**

-
- VOGT, R. [1995]: Theorie, Technik und Analyse der experimentellen Flussbestimmung am Beispiel des Hartheimer Kiefernwaldes. *Stratus, Bd. 3. Basel.* 110
- VOIGT, G. [1960]: Distribution of rainfall under forest stands. *Forest Sci., Bd. 6, S. 2-10.* 80
- VOIGT, G. u. ZWOLINSKI, M. [1964]: Absorption of stemflow by bark of young red and white pines. *Forest Sci., Bd. 10, S. 277-282.* 80
- VOIGT, T. [1994]: Frosteinwirkung auf mineralische Deponieabdichtungen. *Mitt. Inst. Grundbau u. Bodenmechanik Tech. Univ. Braunschweig, Bd. 47. Braunschweig.* 15
- VON DER HUDE, N. [2001]: Kapillarsperren als Oberflächenabdichtung: Dimensionierung, Einbauempfehlungen, Einschränkungen, Erfahrungen und Kosten am Beispiel verschiedener Projekte. In: MAIER-HARTH, U. (Hrsg.): *S. 73-91.* 19
- VON DER HUDE, N.; JELINEK, D. u. KÄMPF, M. [1994]: Kapillarsperrensysteme für die Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten. In: EGLOFFSTEIN, T. u. BURKHARDT, G. (Hrsg.): *S. 125-124.* 19
- VON DER HUDE, N.; KATZENBACH, R. u. NEFF, H. K. [1999]: Kapillarsperren als Oberflächenabdichtungssystem. *Geotechnik, Bd. 22 (2), S. 143-152.* 19
- VON MAUBEUGE, K. u. EHRENBERG, H. [1995]: Geosynthetische Tondichtungsbahnen als Oberflächendichtung. In: EGLOFFSTEIN, T. u. BURKHARDT, G. (Hrsg.): *S. 7/1-36.* 18
- VON WILPERT, K.; NELL, U.; LUKES, M. u. SCHACK-KIRCHNER, H. [1998]: Genauigkeit von Bodenfeuchtemessungen mit „Time Domain-Reflektometrie“ und „Frequency Domain-Sensoren“ in heterogenen Waldböden. *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk., Bd. 161, S. 179-185.* 75
- VOSE, J. u. SWANK, W. [1990]: Assessing seasonal leaf area dynamics and vertical leaf area distribution in eastern white pine (*Pinus strobus* L.) with a portable light meter. *Tree Phys., Bd. 7, S. 125-134.* 174
- VRBEK, B. [1996]: Small lysimeters monitoring in a forest of pedunculate oak and common hornbeam in north-west croatia. In: BAL (Hrsg.): *S. 105-108.* 109
- VRBEK, B. [2005]: Lysimeter researches in peduncled oak forest of Northwest Croatia. In: BAL (Hrsg.): *S. 225-226.* 109
- WAGNER, J.-F. u. SCHNATMEYER, C. [2002]: Großversuche der Universität Trier mit einer mineralischen Abdichtungsschicht. In: RAMKE, H.-G.; GARTUNG, E.; HEIBROCK, G.; LÜKEWILLE, W.; MELCHIOR, S.; VIELHABER, B.; BOHNE, K.; MEIER-HARTH, U. u. WITT, K.-J. (Hrsg.): *S. 91-105.* 17
- WAGNER, K. [2003]: Deponieverordnung – Textausgabe mit umfassenden Erläuterungen und weiterführenden Vorschriften. *Abfallwirtschaft Forschung u. Praxis, Bd. 127. Berlin.* 13
- WARD, R. [1971]: Measuring evapotranspiration: A review. *J. Hydrol., Bd. 13, S. 1-21.* 103
- WARD, R. [1984]: On the response to precipitation of headwater streams in humid areas. *J. Hydrol., Bd. 74, S. 171-189.* 62
- WARREN, R.; HAKONSON, T. u. BOSTICK, K. [1997]: The hydrologic evaluation of four cover designs for hazardous waste landfills. In: REYNOLDS, T. u. MORRIS, R. (Hrsg.): *S. 181-197.* 19, 28
- WATSON, K. u. JACKSON, R. [1967]: Temperature effects in a tensiometer-pressure transducer system. *Soil Sci. Soc. Am. P., Bd. 31, S. 156-160.* 64

- WATTENDORF, P. u. SOKOLLEK, V. [2000]: Gestaltung und Entwicklung von standortgerechtem Bewuchs auf Rekultivierungsschichten. *In: RAMKE, H.-G.; BERGER, K. u. STIEF, K. (Hrsg.): S. 225-234. 17, 28*
- WATTENDORF, P. u. EHRMANN, O. [2002]: Erprobung von Wurzelsperren zum Schutz von Drainage- und Abdichtungsschichten vor Durchwurzelung. *In: EGLOFFSTEIN, T.; BURKHARDT, G. u. CZURDA, K. (Hrsg.): S. 257-272. 17*
- WAUGH, W. u. PETERSEN, K. [1996]: Climate change and uranium mill tailings disposal in the Four Corners Region. *In: PENNELL, W. u. GHAN, S. (Hrsg.): S. 341-359. 119*
- WAUGH, W.; PETERSEN, K.; LINK, S.; BJORNSTAD, B. u. GEE, G. [1994]: Natural analogs of the long-term performance of engineered covers. *In: GEE, W. u. WING, N. (Hrsg.): S. 379-409. 10, 11, 12*
- WEEKS, B. u. WILSON, G. [2003]: The influence of solar radiation on evaporation for three-dimensional flux boundary modelling of soil cover systems on waste rock dumps. *In: FARELL, T. u. TAYLOR, G. (Hrsg.): S. 711-717. 106*
- WEGEHENKEL, M. [1996]: Anwendung des Agrarökosystemmodells EPIC zur Prognose des Wasser- und Nährstoffhaushaltes von landwirtschaftlich genutzten Flächen auf Sandböden in Ost-Brandenburg. *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk., Bd. 159, S. 479-490. 93*
- WEGEHENKEL, M. [1998]: Zum Einsatz von TRIME-TDR zur Messung der Bodenfeuchte auf leichten Sandböden. *Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk., Bd. 161, S. 577-582. 73, 74*
- WEGLARCZYK, S. [1998]: The interdependence and applicability of some statistical quality measures for hydrological models. *J. Hydrol., Bd. 206, S. 98-103. 117*
- WEIHE, J. [1973]: Die Reaktion von Buchen- und Fichtenbeständen auf den Regen. *Allg. Forstz., Bd. 28, S. 956-957. 171*
- WEIHE, J. [1976]: Benetzung und Interzeption von Buchen- und Fichtenbeständen in NW – III. Die Regenmessung im Wald. *Allg. Forst- u. Jagd-Z., Bd. 147, S. 235-240. 79*
- WEIHE, J. [1979]: Der Regenniederschlag im Wald. *In: GÜNTHER, K.-H. (Hrsg.): S. 10-23. 80*
- WEISE, W.; PAUL, M.; JAHN, S. u. HOEPFNER, U. [1996]: Geochemische Aspekte der Haldensanierung am Standort Ronneburg. *Geowissensch., Bd. 11, S. 470-475. 34, 38*
- WEISS, W.; ROTH, D.; MÜHLFRIEDEL, F.; GÜNTHER, R. u. KNOBLAUCH, S. [1998]: Verifikation des HELP-Programms durch Messungen der Lysimeteranlage Großobringen. *Wasser u. Boden, Bd. 50, S. 51-56. 93, 98*
- WEISS, K. u. ZEPP, H. [2004]: Wirksamkeit eines alternativen Deponie-Oberflächenabschlussystems mit mineralischer Dichtungsschicht. *Müll u. Abfall, Bd. 36, S. 131-134. 149*
- WELLINGS, S. [1984]: Recharge of the upper chalk aquifer at a site in Hampshire, England – 1. Water balance and unsaturated flow. *J. Hydrol., Bd. 69, S. 259-273. 95*
- WELS, C.; LEFEBVRE, R. u. ROBERTSON, A. [2003]: An overview of predicting and control of air flow in acid-generating waste rock dumps. *In: FARELL, T. u. TAYLOR, G. (Hrsg.): S. 639-650. 41*

-
- WELS, C.; LOUDON, S. u. FORTIN, S. [2002]: Factors influencing net infiltration into mine rock piles at Questa mine New Mexico. *In: TAILINGS AND MINE WASTE 2002: S. 469–477.* **29**
- WENDLING, U. [1975]: Zur Messung und Schätzung der potentiellen Verdunstung. *Z. Meteor., Bd. 25, S. 103–111.* **103**
- WENDLING, U. [1982]: Ergebnisse von zehnjährigen Messungen der potentiellen Evapotranspiration an drei Stationen. *Z. Meteor., Bd. 32, S. 321–323.* **103**
- WENDROTH, O.; EHLERS, W. u. HOPMANS, J. [1993a]: Evaluierung einer Evaporationsmethode zur Bestimmung hydraulischer Kennfunktionen von Böden. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 71, S. 181–184.* **91**
- WENDROTH, O.; EHLERS, W.; HOPMANS, J.; KAGE, H.; HALBERTSMA, J. u. WÖSTEN, J. [1993b]: Reevaluation of the evaporation method for determining hydraulic functions in unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 57, S. 1436–1443.* **91**
- WERNER, J. [1980]: Ein vereinfachtes Verfahren zur Bestimmung der aktuellen Evapotranspiration (AET) von Waldbeständen. *Wasserwirtsch., Bd. 70, S. 270–274.* **110**
- WERNER, K. [2000]: Soil-cover remediation of mill tailings deposits: Effects on oxygen transport and hydrological conditions. *Stockholm. Div. Water Res. Engrg, Roy. Inst. Technology, TRITA-AMI LIC 1049.* **41**
- WERNER, K. u. BERGLUND, S. [2003]: Oxygen diffusion in mill tailings deposits: Summary of investigation and implications for performance assessment. *Stockholm. MiMi: Mitigation of the environmental impact from mining waste.* **41**
- WESSOLEK, G. [1979]: Versuch einer Bilanzierung von Wasser- und Nährstoffhaushalt auf einem Lößlehmstandort bei unterschiedlicher N-Düngung. *Göttingen.* **92**
- WESSOLEK, G.; RENGER, M.; FACKLAM, M. u. STREBEL, O. [1985]: Einfluß von Standortnutzungsänderungen auf die Grundwasserneubildung. *Z. Deutsch. Geol. Ges., Bd. 136, S. 357–364.* **26**
- WHELAN, M. u. ANDERSON, J. [1996]: Modelling spatial patterns of throughfall and interception loss in a Norway spruce (*Picea abies*) plantation at the plot scale. *J. Hydrol., Bd. 186, S. 335–354.* **79**
- WHITE, I. u. ZEGELIN, S. [1995]: Electric and dielectric methods for monitoring soil-water content. *In: WILSON, L.; EVERETT, L. u. CULLEN, S. (Hrsg.): S. 343–385.* **69**
- WHITE, I.; ZEGELIN, S.; TOPP, G. u. FISH, A. [1994]: Effect of bulk electrical conductivity on TDR measurement of water content in porous media. *In: O'CONNOR, K. (Hrsg.): S. 294–308.* **70**
- WHITMORE, A. [1991]: A method for assessing the goodness of computer simulation of soil processes. *J. Soil Sci., Bd. 42, S. 289–299.* **116**
- WICHTEREY, K. [1998]: Untersuchungen in der Kleingartenanlage der Gartensparte „Silberbachtal“ (Schlema) zur Abschätzung der Strahlenexposition. *In: BFS (Hrsg.): S. ST29–ST31.* **33**
- WICKE, W. u. BERNHOFER, C. [1996]: Energy balance comparison of the Hartheim forest and an adjacent grassland site during the HartX experiment. *Theor. Appl. Climatol., Bd. 53, S. 49–58.* **25, 110**

- WIEMER, K.; BEHLING, D.; GÄTH, S. u. SCHMEISKY, H. [2003]: Standortangepasste Alternativen zur Oberflächenabdichtung von Deponien. *Wasser u. Abfall, Bd. 5, S. 44-49.* **28**
- WILLIAMS, D.; CURREY, N.; RITCHIE, P. u. WILSON, G. [2003]: Kidston waste rock dump design and „store and release“ cover performance seven years on. *In: FARELL, T. u. TAYLOR, G. (Hrsg.): S. 419-426.* **29**
- WILSON, G.; ELY, D.; HOKETT, S. u. GILLESPIE, D. [2000]: Recharge from a subsidence crater at the Nevada Test Site. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 64, S. 1570-1581.* **101**
- WILSON, G.; NEWMAN, L.; BARBOUR, S.; O’KANE, M. u. SWANSON, D. [1997]: The cover research program at Equity Silver Mine Ltd. *In: ACID ROCK DRAINAGE: S. 197-210.* **40**
- WILSON, L.; EVERETT, L. u. CULLEN, S. (Hrsg.) [1995]: Handbook of vadose zone characterization and monitoring.
- WILSON, W.; JARDINE, R.; LUXMOORE, R. u. JONES, J. [1990]: Hydrology of a forested hillslope during storm events. *Geoderma, Bd. 46, S. 119-138.* **59, 61**
- WIMMER, B.; NEUGSCHWANDTNER, R.; RIESING, J. u. REICHENAUER, T. [2005]: Einfluss unterschiedlicher Abdecksysteme auf Sickerwasser und Gashaushalt von Altablagerungen. *In: BAL (Hrsg.): S. 119-123.* **30**
- WIND, G. [1969]: Capillary conductivity data estimated by a simple method. *In: RIJTEMA, P. u. WASSINK, H. (Hrsg.): S. 181-191.* **91**
- WING, N. u. GEE, G. [1994]: Quest for the perfect cap. *Civ.Engng.-ASCE, Bd. 64, S. 38-41.* **239**
- WINSOR, T. u. WHICKER, F. [1980]: Pocket gophers and redistribution of plutonium in soil. *Health Phys., Bd. 39, S. 257-262.* **18**
- WISMUT [1992]: Ergebnisse der Sanierungstätigkeit und Umweltüberwachung 1991 im Sanierungsbetrieb Ronneburg. *Wismut GmbH, Chemnitz.* **33**
- WISMUT [1993]: Ergebnisse der Umweltüberwachung und Sanierungstätigkeit 1992 – Sanierungsbetriebe Land Thüringen. *Wismut GmbH, Chemnitz.* **33**
- WISMUT [1994]: Ergebnisse der Umweltüberwachung und Sanierungstätigkeit 1993 – Sanierungsbetrieb Ronneburg. *Wismut GmbH, Chemnitz.* **33**
- WISMUT [1995]: Ergebnisse der Umweltüberwachung und Sanierungstätigkeit 1994 – Sanierungsbetrieb Ronneburg. *Wismut GmbH, Chemnitz.* **33**
- WISMUT [1996]: Ergebnisse der Umweltüberwachung und Sanierungstätigkeit 1995 – Sanierungsbetrieb Ronneburg. *Wismut GmbH, Chemnitz.* **33**
- WISMUT [1997]: Ergebnisse der Umweltüberwachung und Sanierungstätigkeit an den Standorten der Wismut GmbH im Jahre 1996. *Wismut GmbH, Chemnitz.* **33**
- WISMUT [1998]: Ergebnisse der Umweltüberwachung und Sanierungstätigkeit an den Standorten der Wismut GmbH im Jahre 1997. *Wismut GmbH, Chemnitz.* **33**
- WISMUT [1999a]: Chronik der WISMUT. *Wismut GmbH, Chemnitz.* **32**
- WISMUT [1999b]: Ergebnisse der Umweltüberwachung und Sanierungstätigkeit an den Standorten der Wismut GmbH im Jahre 1998. *Wismut GmbH, Chemnitz.* **33**
- WISMUT [1999c]: Feldprogramm zur Untersuchung der Wirksamkeit der C-Zone und von Abdecksystemen für den Tagebau Lichtenberg des Sanierungsbetriebes Ronneburg. *Unver. Bericht WIS-R 305, Wismut GmbH, Chemnitz.* **141**
- WISMUT [2000]: Ergebnisse der Umweltüberwachung und Sanierungstätigkeit an den Standorten der Wismut GmbH im Jahre 1999. *Wismut GmbH, Chemnitz.* **33**

-
- WISMUT [2001a]: Bericht über 10 Jahre Umweltüberwachung und Sanierungstätigkeit an den Standorten der Wismut GmbH in den Freistaaten Sachsen und Thüringen. *Wismut GmbH, Chemnitz*. 33
- WISMUT [2001b]: Konzept zur Abdeckung des Tagebaues Lichtenberg im Bereich der Betriebsfläche Schmirchau auf der Grundlage eines Variantenvergleiches für die Abdeckung des Gesamtverfüllkörpers. *Unver. Bericht WIS-R 394, Wismut GmbH, Chemnitz*. 43, 44, 45, 47
- WISMUT [2002a]: Abschließende Gestaltung des Tagebaurestloches Lichtenberg, Teilvorhaben: Herstellung der Abdeckung über der C Zone des Aufschüttkörpers, Vorplanung. *Unver. Bericht WIS-R 509/2, Wismut GmbH, Chemnitz*. 47
- WISMUT [2002b]: Umweltbericht 2001. *Wismut GmbH, Chemnitz*. 33
- WISMUT [2003]: Umweltbericht 2002. *Wismut GmbH, Chemnitz*. 33
- WISMUT [2004a]: Bodenhydrologisches Monitoring der Abdeckung Halde Beerwalde. 1. Monitoringbericht. *Unver. Bericht WIS-R 455, Wismut GmbH, Chemnitz*. 142
- WISMUT [2004b]: Umweltbericht 2003. *Wismut GmbH, Chemnitz*. 33
- WITT, K. u. ZEH, R. [2005]: Wirkungsweise von Kapillarschutzschichten für mineralische Oberflächenabdichtungen. In: HENKEN-MELLIES, U. (Hrsg.): *S. 1-11*. 15
- WITT, K.; ZEH, R. u. FABIAN, F. [2004]: Kapillarschutzschichten für mineralische Dichtungskomponenten in Oberflächenabdichtungen. *Müll u. Abfall, Bd. 36, S. 540-546*. 15
- WITTREICH, C. u. WILSON, C. [1991]: Use of lysimeters to monitor a sanitary landfill. In: ALLEN, R.; HOWELL, T.; PRUITT, W.; WALTER, I. u. JENSEN, M. (Hrsg.): *S. 397-405*. 57
- WMO [1992]: Simulated real time intercomparison of hydrological models. *Operat. Hydr. Rep., Bd. 38. World Meteorol. Org., Genf*. 117
- WOHNLICH, S. [1991]: Kapillarsperren – Versuche und Modellberechnungen. *Schriftenr. Angew. Geol. Karlsruhe, Bd. 15*. 19
- WOHNLICH, S. u. BAUER, E. [1999]: Aufbau und Wirkungsweise der Kapillarsperre. In: KRAJEWSKI, W.; GÄNSHIRT, U. u. WOHNLICH, S. (Hrsg.): *S. 27-44*. 19
- WONG, L. u. HAUG, M. [1991]: Cyclical closed-system freeze-thaw permeability testing of soil liner and cover materials. *Can. Geotech. J., Bd. 28, S. 784-793*. 15
- WOYSHNER, M.; ST-ARNEAULT, C. u. ST-ARNAUD, L. [1997]: Five years after covering tailings and waste rock with a composite soil cover: A case review and water quality predictions at the Millenbach site near Rouyn-Noranda, Québec. In: ACID ROCK DRAINAGE: *S. 1673-1690*. 40, 42
- WOYSHNER, M. u. YANFUL, E. [1995]: Modelling and field measurements of water percolation through an experimental soil cover on mine tailings. *Can. Geotech. J., Bd. 32, S. 601-609*. 41, 98
- WRIGHT, W.; YODER, R.; RAINWATER, N. u. DRUMM, E. [2001]: Calibration of five-segment time domain reflectometry probes for water content measurement in high density materials. *Geotech. Test. J., Bd. 24, S. 172-184*. 70
- WU, J.; LIU, Y. u. JELINSKI, D. [2000]: Effects of leaf area profiles and canopy stratification on simulated energy fluxes: The problem of vertical spatial scale. *Ecol. Model., Bd. 134, S. 283-297*. 110
- WU, L.; BAKER, J. u. ALLMARAS, R. [1995]: Numerical and field evaluation of soil water sampled by suction lysimeters. *J. Environ. Qual., Bd. 24, S. 147-152*. 101

- WYSEURE, G.; MOJID, M. u. MALIK, M. [1997]: Measurement of volumetric water content by TDR in saline soils. *Europ. J. Soil Sci., Bd. 48, S. 347–354.* **70**
- XU, Y. [1995]: Prozeßorientierte Modellierung der Kronentraufe auf einer Fichtenfläche (*Picea abies* Karst.) im Solling. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 76, S. 189–192.* **175**
- YAGER, D.; MAST, M.; VERPLANCK, P.; BOVE, D.; WRIGHT, W. u. HAGEMAN, P. [2000]: Natural versus mining-related water quality degradation to tributaries draining Mount Moly, Silverton, Colorado. *In: SMME (Hrsg.): S. 535–547.* **36**
- YANFUL, E. [1993]: Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings. *J. Geotech. Engrg., Bd. 119, S. 1207–1228.* **39**
- YANFUL, E.; AUBÉ, B.; WOYSHNER, M. u. ST-ARNAUD, L. [1994]: Field and laboratory performance of engineered covers on the Waite Amulet tailings. *In: BUREAU OF MINES (Hrsg.): S. 138–147.* **39**
- YANFUL, E.; ST-ARNAUD, L. u. PRAIRIE, R. [1990]: Generation and evolution of acidic pore waters at the Waite Amulet tailings. *MEND Project 1.17.1d.* **37**
- YEH, T. u. GUZMAN-GUZMAN, A. [1995]: Tensiometry. *In: WILSON, L.; EVERETT, L. u. CULLEN, S. (Hrsg.): S. 319–328.* **64**
- ZEGELIN, S. u. WHITE, I. [1994]: Calibration of TDR for applications in mining, grains, and fruit storage and handling. *In: O'CONNOR, K. (Hrsg.): S. 115–129.* **71**
- ZEGELIN, S.; WHITE, I. u. RUSSELL, G. [1992]: A critique of the time domain reflectometry technique for determining field soil-water content. *In: TOPP, G.; REYNOLDS, W. u. GREEN, R. (Hrsg.): S. 187–208.* **75**
- ZEH, R. u. WITT, K. [2002]: Water balance models and programmes – Comparisons and calculation results. *In: ALMEIDA, M. u. DE MELLO, L. (Hrsg.): S. 113–118.* **93**
- ZEILINGER, J. u. HUWE, B. [2003]: Simulation of water flow in stone rich soils – A case study in Southern Equador. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 102, S. 155–156.* **101**
- ZELENÝ, V. [1969]: Intercepce srážek v bukových a smrkových porostech. *Vědecké práce Výzkumného Ústavu Meliorací v Praze, Bd. 13, S. 197–216.* **80, 171**
- ZEPP, H. [1986]: Zur Bilanzierung des Bodenwassergehaltes mit Neutronensonden und Tensiometern – Ein Methodenvergleich. *Landschaftsökol. Messen u. Auswerten, Bd. 2, S. 41–54.* **95**
- ZEPP, H. [1987]: Wasserhaushalt und Verlagerung wasserlöslicher Stoffe in Lößdecken des Main-Taunus-Vorlandes. *Arbeiten Rhein. Landesk., Bd. 56. Bonn.* **95**
- ZEPP, H. u. BELZ, A. [1992]: Sensitivity and problems in modelling soil moisture conditions. *J. Hydrol., Bd. 131, S. 227–238.* **117**
- ZIMMERMANN, L. [1995]: Der Bodenwasserhaushalt an einem Hochlagenstandort im Südschwarzwald. *Freiburger Bodenkundl. Abh., Bd. 35. Freiburg i.B.* **111**
- ZIMMERMANN, L.; FRÜHAUF, C. u. BERNHOFER, C. [1999]: The role of interception in the water budget of spruce stands in the eastern ore mountains/Germany. *Phys. Chem. Earth (B), Bd. 24, S. 809–812.* **171**
- ZIMMIE, T. u. PLANTE, C. [1990]: The effect of freeze/thaw cycles on the permeability of a fine-grained soil. *In: : S. 580–593.* **15**
- ZINKE, P. [1965]: Forest interception studies in the United States. *In: SOPPER, W. u. LULL, H. (Hrsg.): S. 137–161.* **113**

-
- ZISCHAK, R. [1997]: Alternatives Oberflächenabdichtungssystem „Verstärkte mineralische Abdichtung mit untenliegender Kapillarsperre“ – Wasserbilanz und Gleichwertigkeit. *Schriftenr. Angew. Geol. Karlsruhe, Bd. 47*. 19
- ZOBECK, T.; FAUSEY, N. u. AL-HAMDAN, N. [1985]: Effect of sample cross-sectional area on saturated hydraulic conductivity in two structured clay soils. *Transact. ASAE, Bd. 28, S. 791–794*. 15
- ZORNBERG, J.; LAFOUNTAIN, L. u. CALDWELL, J. [2003]: Analysis and design of evapotranspirative cover for hazardous waste landfill. *J. Geotech. Geoenviron. Engrg., Bd. 129, S. 427–438*. 29
- ZUIDEMA, P. [1995]: Validation: Demonstration of disposal safety requires a practicable approach. *In: OECD (Hrsg.): S. 35–42*. 116

Lebenslauf

Name	Uwe Hoepfner	
geboren	22.4.1965 in Mönchengladbach	
Anschrift	Kurt-Keicher-Str. 45, 07545 Gera	
Staatsangehörigkeit	deutsch	
Familienstand	verheiratet, 2 Kinder	
Schulbildung	1971-1975	Grundschule, Wuppertal-Vohwinkel
	1975-1984	Gymnasium Wuppertal-Vohwinkel
	23.6.1984	Abitur
Wehrersatzdienst	6/86 - 9/87	DPWV-Lebenshilfe für Behinderte
Studium	11/84 - 5/86	Geographie,
Studium	11/84 - 5/86	Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf
	10/87 - -2/94	Geographie,
	10/87 - -2/94	Ruhr-Universität Bochum
	11.2.1994	Diplom
Beruf	seit 7/94	Wismut GmbH, Chemnitz
	7/94 - 12/98	Sachgebietsleiter Hydrogeologie
	1/99 - 12/01	Sachgebietsleiter Geoinformatik
	1/02 - z.Z.	Fachgebietsverantwortlicher Bodenkunde/Versuchsflächen

Gera, den 9.1.2006

Erklärung

(gemäß § 8, Abs. 3 Promotionsordnung)

Ich versichere wahrheitsgemäß, die Dissertation bis auf die in der Abhandlung angegebene Hilfe selbständig angefertigt, alle benutzten Hilfsmittel vollständig und genau angegeben und kenntlich gemacht zu haben, was aus Arbeiten anderer und aus eigenen Veröffentlichungen unverändert oder mit Abänderungen entnommen wurde.

Gera, den 9.1.2006

Anhang

A Dokumentation Versuchsanlage Lichtenberg



Abb. A1: Übersichtsplan Versuchsanlage Lichtenberg: Lage der Versuchsfelder und Meßplätze

Tab. A1: Instrumentierung der Meßplätze Versuchsanlage Lichtenberg, Versuchsfelder 1 bis 4

Versuchsfeld	Tiefe [cm]	Substrat	Meßgröße	Sondentyp	Sonden- anzahl	Meßzeitraum
VF 1	20	Rekultivierungs- schichtsubstrat	Tension	Equitensiometer	1	7/2000–6/2004
			Temperatur	Temperaturfühler	1	7/2000–6/2004
	80		Bodenluft	Luftlanze	1	8/2000–6/2004
	100		Tension	Druckaufnehmertensiometer	3	7/2000–6/2004
			Temperatur	Temperaturfühler	1	7/2000–6/2004
120		Wassergehalt	TDR-Sonde	1	7/2000–6/2004	
140			Tension	Druckaufnehmertensiometer	3	7/2000–6/2004
			Temperatur	Temperaturfühler	1	7/2000–6/2004
VF 1	160	Abdichtungsschicht- substrat	Tension	Druckaufnehmertensiometer	3	4/2001–6/2004
			Temperatur	Temperaturfühler	1	4/2001–6/2004
	170		Wassergehalt	TDR-Sonde	1	7/2000–6/2004
			Temperatur	Temperaturfühler	1	7/2000–6/2004
		Bodenluft	Luftlanze	1	8/2000–6/2004	

Fortsetzung auf nächster Seite

Fortsetzung von vorheriger Seite

Versuchsfeld	Tiefe [cm]	Substrat	Meßgröße	Sondentyp	Sonden- anzahl	Meßzeitraum
	190		Tension Temperatur	Druckaufnehmertensiometer Temperaturfühler	3 1	4/2001–6/2004 4/2001–6/2004
VF 1	200	Rekultivierungs- schichtsubstrat VF 2	Tension Temperatur	Druckaufnehmertensiometer Temperaturfühler	3 1	7/2000–6/2004 7/2000–6/2004
	210		Bodenluft	Luftlanze	1	8/2000–6/2004
	220		Wassergehalt	TDR-Sonde	1	7/2000–6/2004
	240		Tension Temperatur	Druckaufnehmertensiometer Temperaturfühler	3 1	7/2000–6/2004 7/2000–6/2004
VF 1	270	Haldenmaterial	Tension Temperatur	Druckaufnehmertensiometer Temperaturfühler	3 1	7/2000–6/2004 7/2000–6/2004
	310		Wassergehalt	TDR-Sonde	1	7/2000–6/2004
	350		Tension	Druckaufnehmertensiometer	3	7/2000–6/2004

Fortsetzung auf nächster Seite

Fortsetzung von vorheriger Seite

Versuchsfeld	Tiefe [cm]	Substrat	Meßgröße	Sondentyp	Sonden- anzahl	Meßzeitraum
			Temperatur	Temperaturfühler	1	7/2000–6/2004
			Bodenluft	Luftlanze	2	2/2001–6/2004
	450		Bodenluft	Luftlanze	2	2/2001–6/2004
VF 2	20	Rekultivierungs- schichtsubstrat	Tension	Equitensiometer	1	7/2000–6/2004
			Temperatur	Temperaturfühler	1	7/2000–6/2004
	50		Tension	Druckaufnehmertensiometer	3	7/2000–6/2004
			Temperatur	Temperaturfühler	1	7/2000–6/2004
	70		Wassergehalt	TDR-Sonde	1	7/2000–6/2004
			Bodenluft	Luftlanze	1	8/2000–6/2004
	90		Tension	Druckaufnehmertensiometer	3	7/2000–6/2004
			Temperatur	Temperaturfühler	1	7/2000–6/2004
VF 2	120	Haldenmaterial	Tension	Druckaufnehmertensiometer	3	7/2000–6/2004
			Temperatur	Temperaturfühler	1	7/2000–6/2004

Fortsetzung auf nächster Seite

Fortsetzung von vorheriger Seite

Versuchsfeld	Tiefe [cm]	Substrat	Meßgröße	Sondentyp	Sonden- anzahl	Meßzeitraum
	160		Wassergehalt	TDR-Sonde	1	7/2000–6/2004
	200		Tension	Druckaufnehmertensiometer	3	7/2000–6/2004
			Bodenluft	Luftlanze	2	2/2001–6/2004
	300		Bodenluft	Luftlanze	2	2/2001–6/2004
VF 3	20	Rekultivierungs- schichtsubstrat	Tension	Equitensiometer	1	7/2000–6/2004
			Temperatur	Temperaturfühler	1	7/2000–6/2004
	50		Tension	Druckaufnehmertensiometer	3	7/2000–6/2004
			Temperatur	Temperaturfühler	1	7/2000–6/2004
	60		Bodenluft	Luftlanze	1	8/2000–6/2004
	70		Wassergehalt	TDR-Sonde	1	7/2000–6/2004
	90		Tension	Druckaufnehmertensiometer	3	7/2000–6/2004
			Temperatur	Temperaturfühler	1	7/2000–6/2004

Fortsetzung auf nächster Seite

Fortsetzung von vorheriger Seite

Versuchsfeld	Tiefe [cm]	Substrat	Meßgröße	Sondentyp	Sonden- anzahl	Meßzeitraum
VF 3	110	Rekultivierungs- schichtsubstrat VF 2	Tension	Druckaufnehmertensiometer	3	7/2000–6/2004
			Temperatur	Temperaturfühler	1	7/2000–6/2004
	130		Wassergehalt	TDR-Sonde	1	7/2000–6/2004
			Bodenluft	Luftlanze	1	8/2000–6/2004
	150		Tension	Druckaufnehmertensiometer	3	7/2000–6/2004
			Temperatur	Temperaturfühler	1	7/2000–6/2004
VF 3	180	Haldenmaterial	Tension	Druckaufnehmertensiometer	3	7/2000–6/2004
			Temperatur	Temperaturfühler	1	7/2000–6/2004
	220		Wassergehalt	TDR-Sonde	1	7/2000–6/2004
	260		Tension	Druckaufnehmertensiometer	3	7/2000–6/2004
			Temperatur	Temperaturfühler	1	7/2000–6/2004
	Bodenluft	Luftlanze	2	2/2001–6/2004		

Fortsetzung auf nächster Seite

Fortsetzung von vorheriger Seite

Versuchsfeld	Tiefe [cm]	Substrat	Meßgröße	Sondentyp	Sonden- anzahl	Meßzeitraum
	360		Bodenluft	Luftlanze	2	2/2001–6/2004
VF 4	50	Haldenmaterial	Tension	Druckaufnehmertensiometer	3	11/2001–6/2004
			Temperatur	Temperaturfühler	1	11/2001–6/2004
	150		Tension	Druckaufnehmertensiometer	3	11/2001–6/2004
			Temperatur	Temperaturfühler	1	11/2001–6/2004
	160		Bodenluft	Luftlanze	2	2/2001–6/2004
	250		Tension	Druckaufnehmertensiometer	3	11/2001–6/2004
260		Bodenluft	Luftlanze	2	2/2001–6/2004	

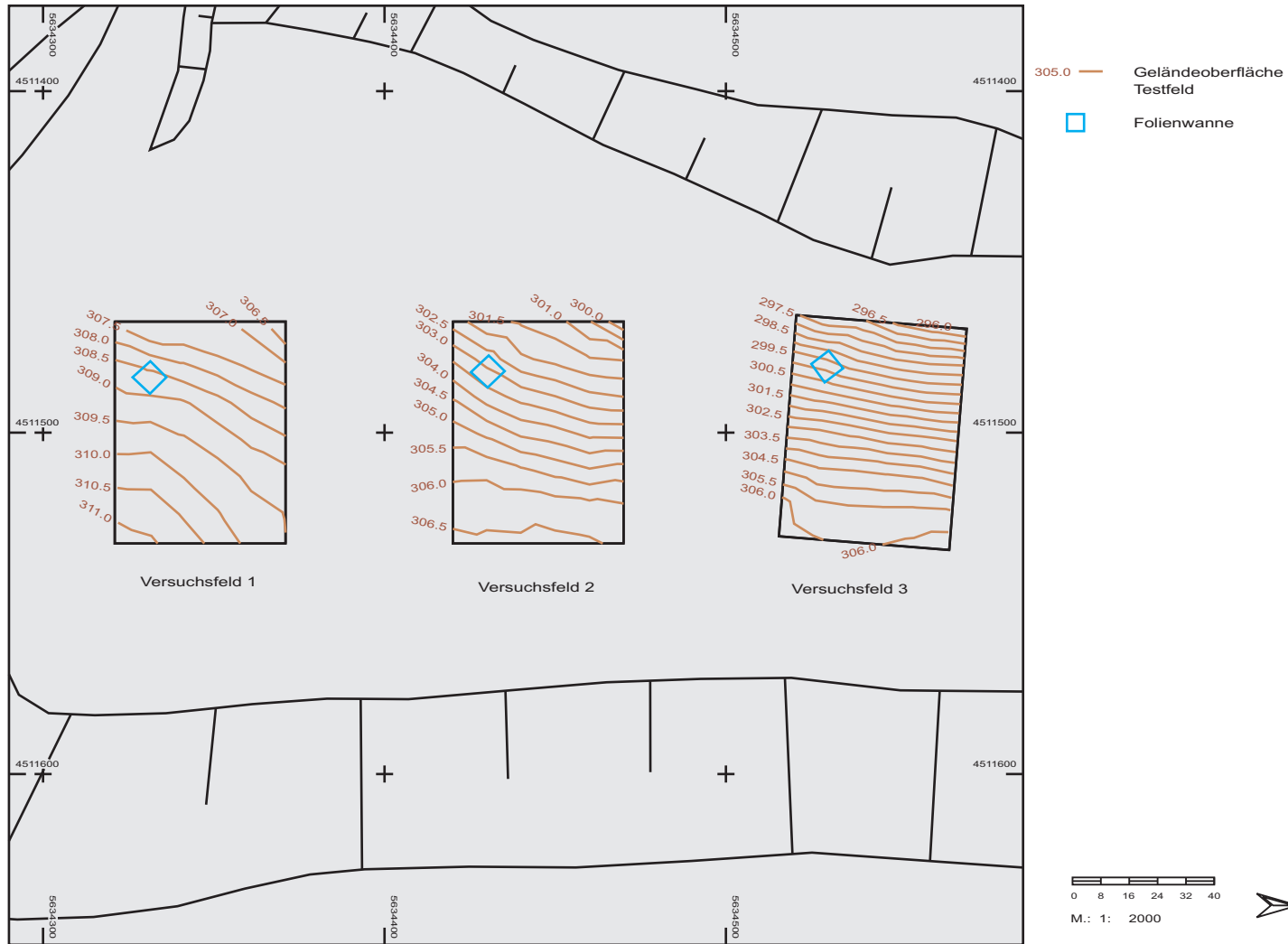


Abb. A2: Versuchsanlage Lichtenberg: Geländeneigung der Versuchsfelder 1–3 und Lage der Folienwannen

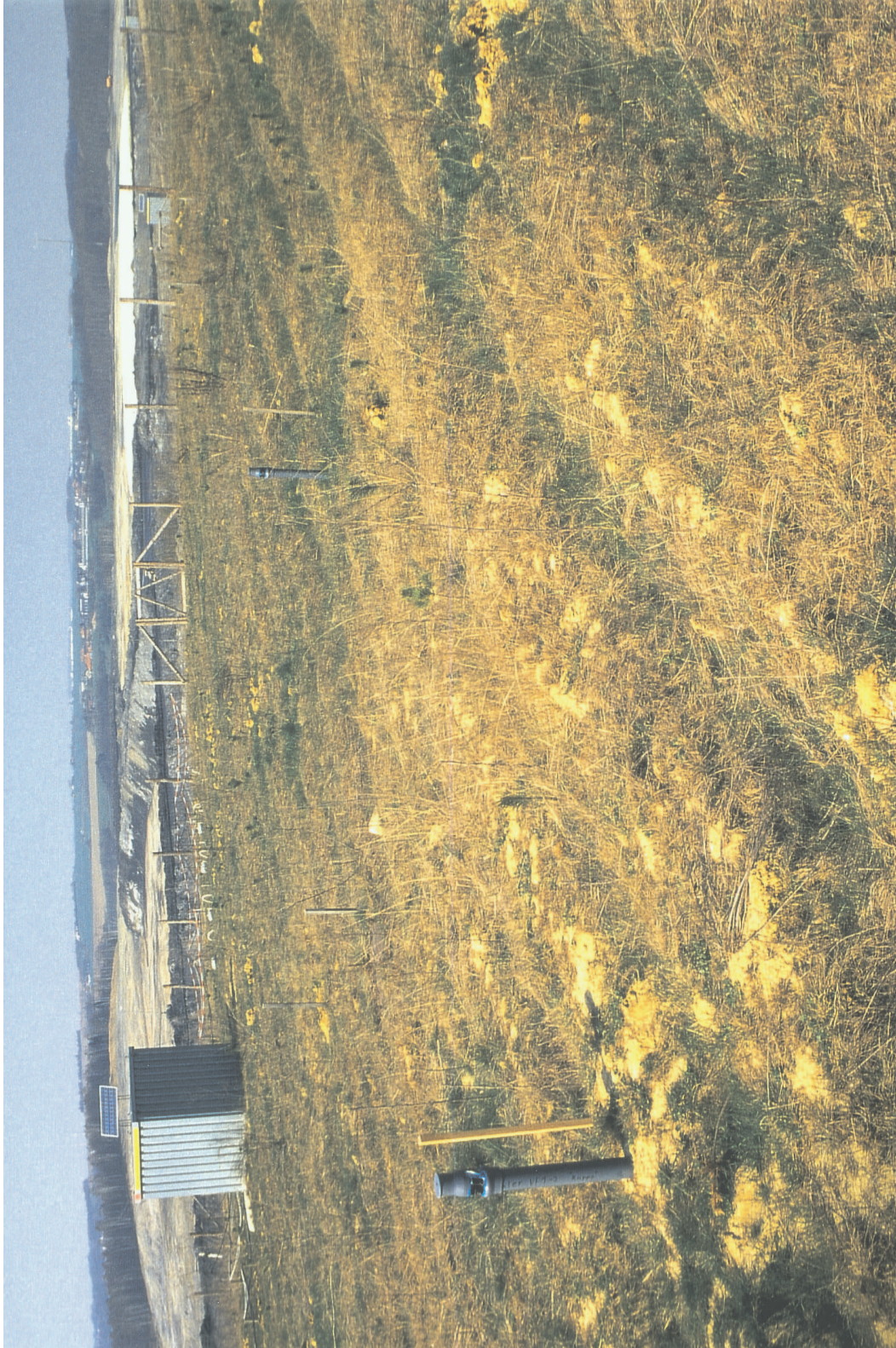


Abb. A3: Versuchsfeld 1, April 2002: Übersicht



Abb. A4: Versuchsfeld 1, April 2002: Übersicht

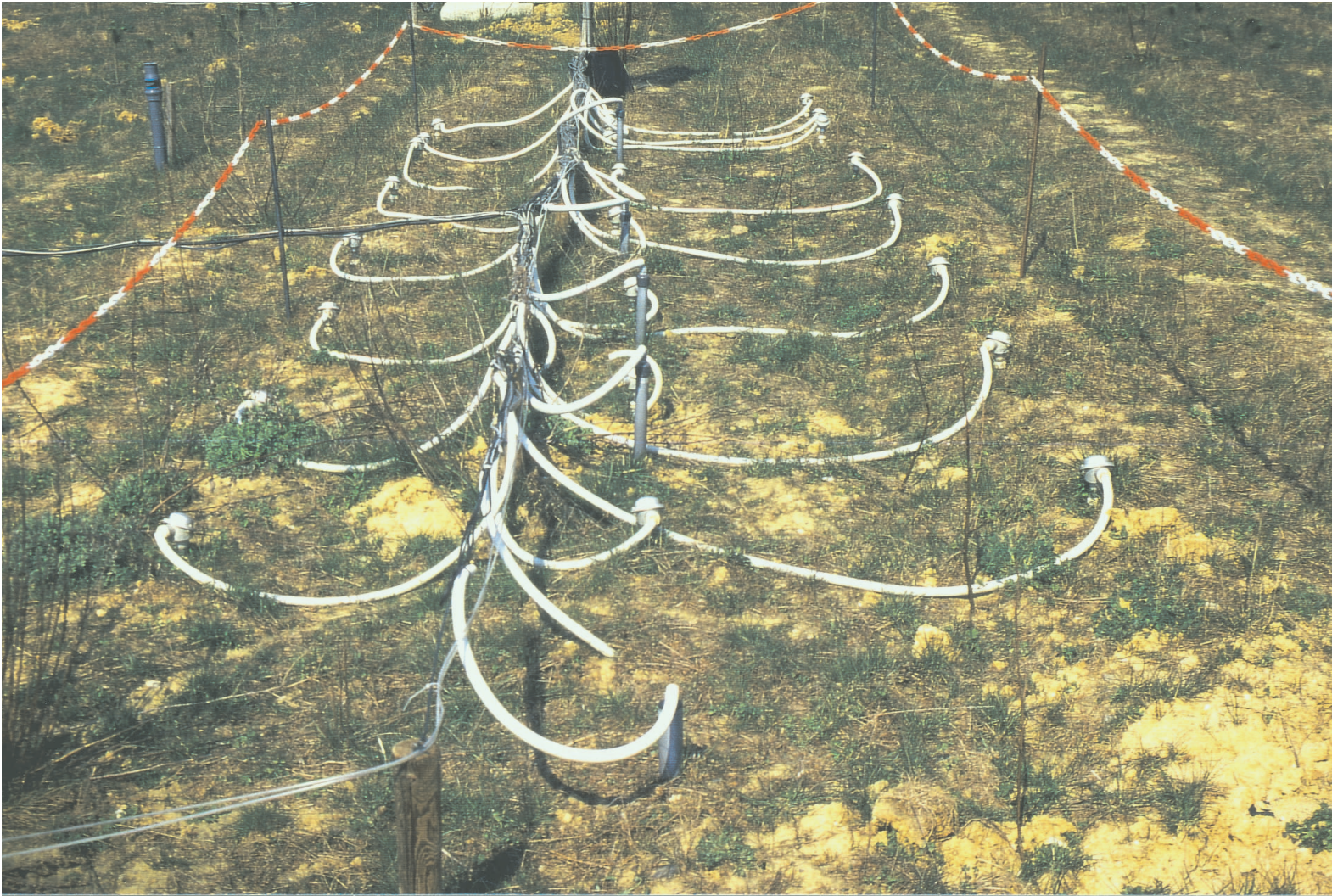


Abb. A5: Versuchsfeld 1, April 2002: Bodenhydrologischer Messplatz

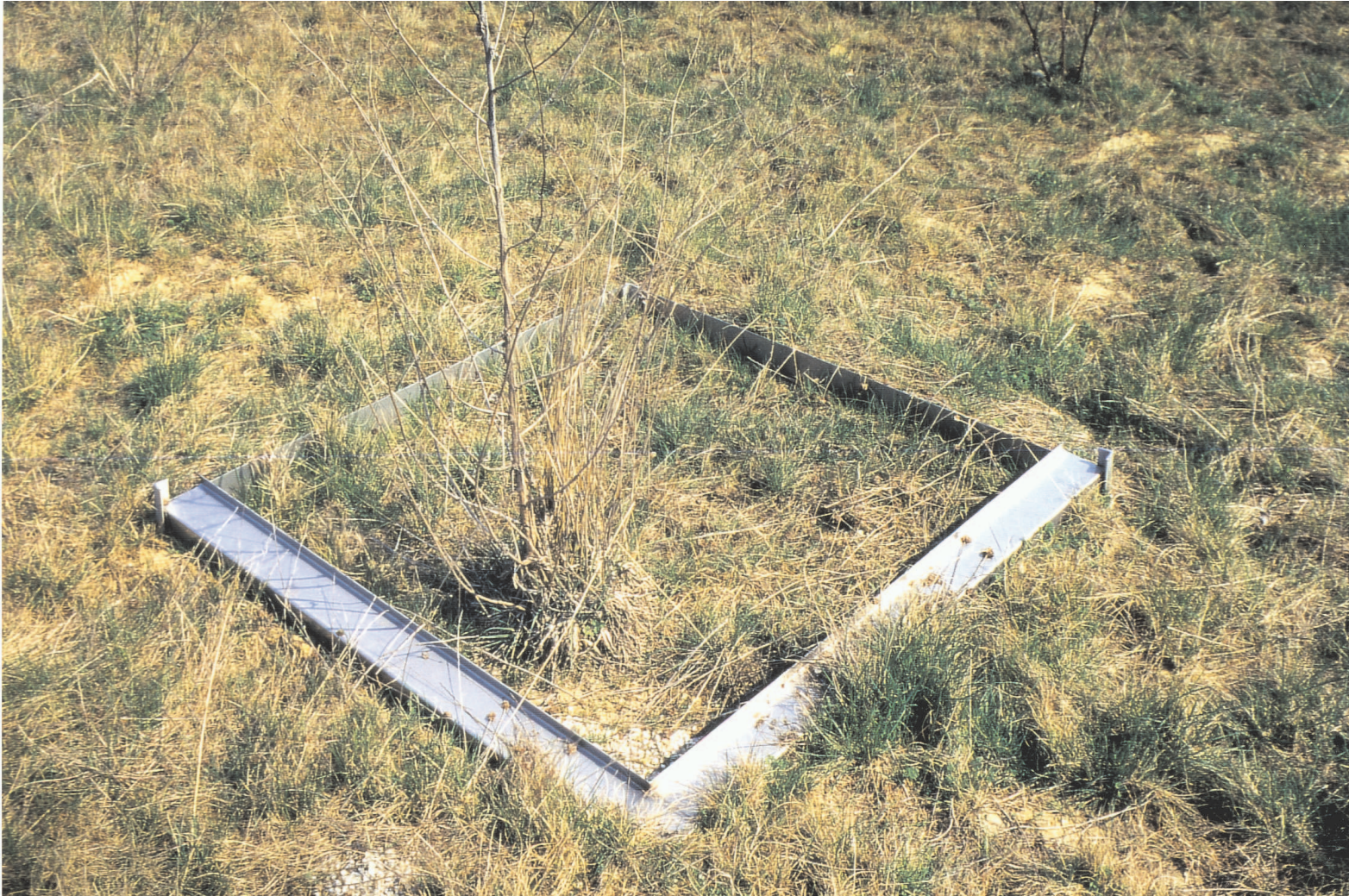


Abb. A6: Versuchsfeld 1, April 2002: Kastenrahmen zur Messung des A_o



Abb. A7: Versuchsfeld 2, April 2002: Übersicht



Abb. A8: Versuchsfeld 2, April 2002: Übersicht



Abb. A9: Versuchsfeld 2, April 2002: Bodenhydrologischer Meßplatz

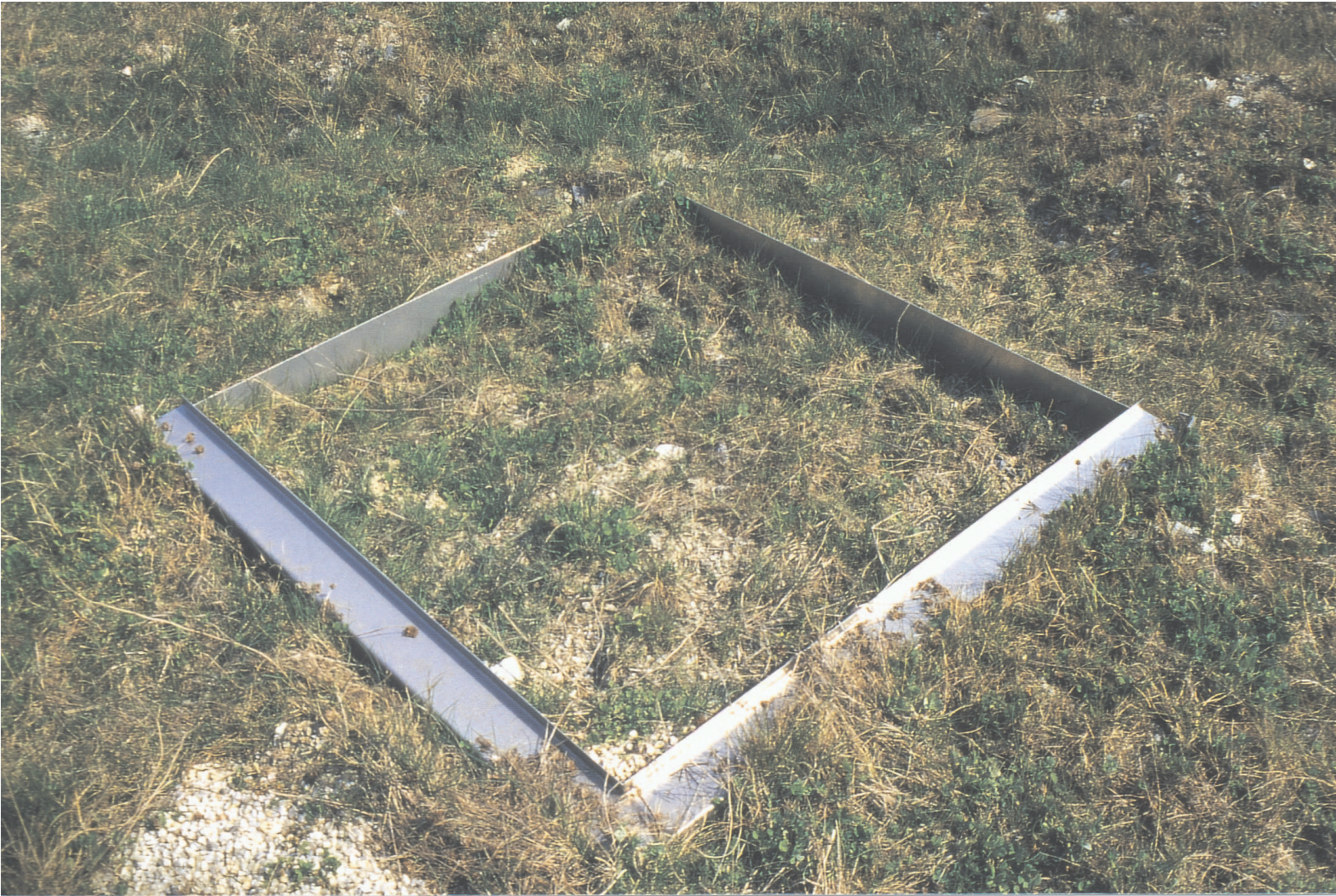


Abb. A10: Versuchsfeld 2, April 2002: Kastenrahmen zur Messung des A_0



Abb. A11: Versuchsfeld 3, April 2002: Übersicht



Abb. A12: Versuchsfeld 3, April 2002: Übersicht



Abb. A13: Versuchsfeld 3, April 2002: Bodenhydrologischer Meßplatz

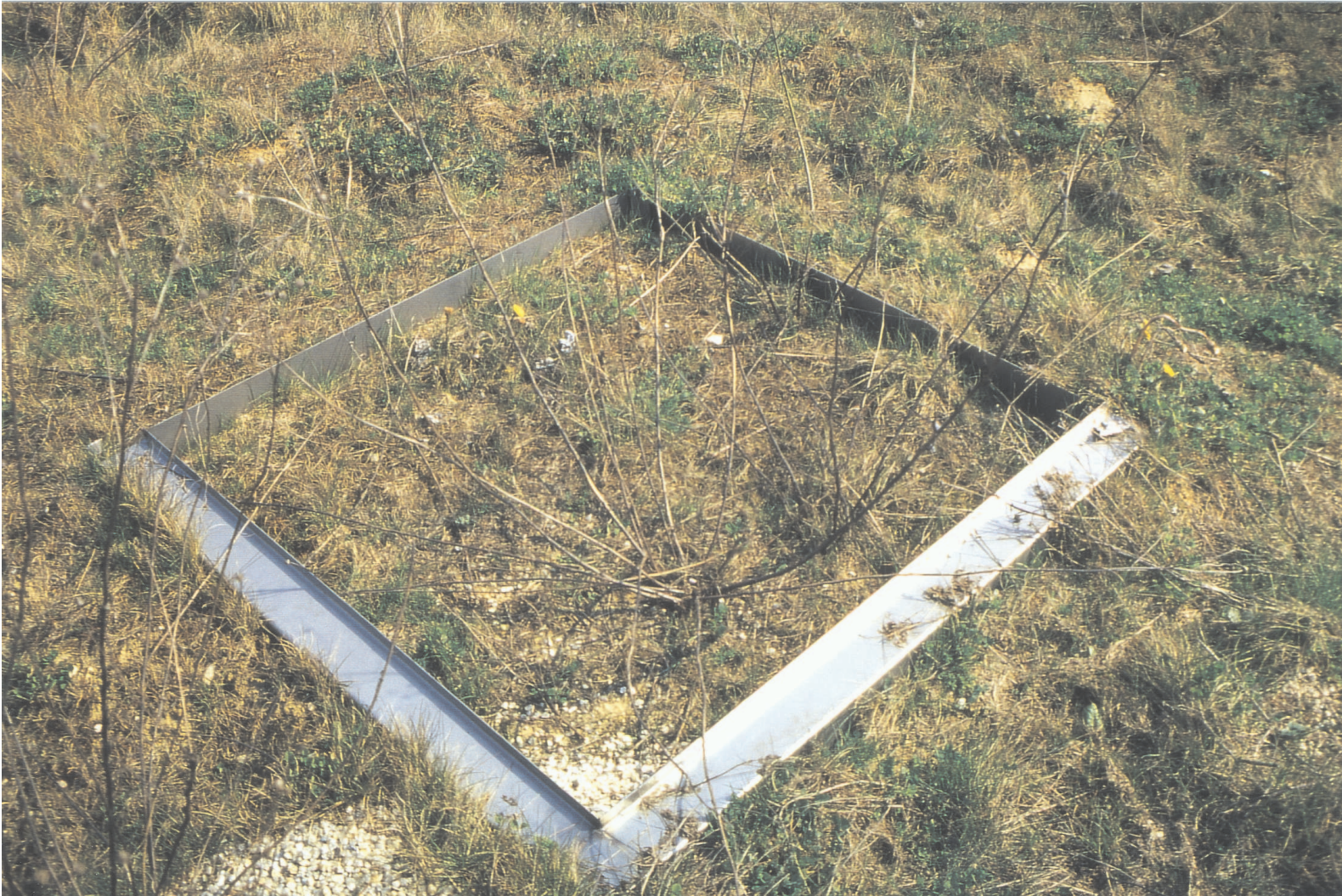


Abb. A14: Versuchsfeld 3, April 2002: Kastenrahmen zur Messung des A_o



Abb. A15: Versuchsfeld 4, Juni 2002: Übersicht



Abb. A16: Versuchsfeld 4, Juni 2002: Bodenhydrologischer Meßplatz

B Laborergebnisse

Tab. B1: Mittlere Fein- und Grobbodenanteile der untersuchten Substrate

	T	fU	Anteile des Feinbodens				mS	gS	Grobboden
			mU	gU	fS			G	
	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	
VF 1 Rekultivierungsschicht (<i>n</i> =6)									
Median	5,8	7,2	8,7	10,2	39,1	22,2	6,9	4,1	
SD	1,5	1,7	2,8	2,4	4,8	6,1	2,3	0,7	
VF 1 Abdichtungsschicht (<i>n</i> =13)									
Median	10,3	13,7	18,7	19,5	15,7	14,4	3,6	1,8	
SD	1,3	1,8	3,0	4,2	6,0	2,3	1,0	1,5	
VF 2 Rekultivierungsschicht (<i>n</i> =37)									
Median	11,3	15,6	18,0	12,0	10,9	19,1	14,2	30,1	
SD	1,7	2,1	2,7	3,5	2,5	5,0	4,5	11,5	
VF 3 Rekultivierungsschicht (<i>n</i> =21)									
Median	10,7	12,8	23,1	23,0	9,2	11,7	5,3	3,6	
SD	2,5	3,1	4,8	3,9	9,0	4,0	2,6	5,1	
Haldenmaterial (<i>n</i> =18)									
Median	11,2	15,2	14,0	5,1	12,2	16,1	27,7	63,4	
SD	1,6	2,1	1,5	1,4	1,0	2,3	3,3	5,9	

Tab. B2: Mittlere Parametrisierung nach Gl. 4.6 (VAN GENUCHTEN) sowie Lufteintrittspunkt (AEV), Feldkapazität (FK) bei pF 1,8 und pF 2,5, permanenter Welkepunkt (PWP) sowie nutzbare Feldkapazität (nFK) der untersuchten Substrate

	θ_s	θ_r	α	n	AEV	FK 1.8	FK 2.5	PWP	nFK
	[%]	[%]	[kPa ⁻¹]	[-]	[kPa]	[%]	[%]	[%]	[mm]
Haldenmaterial (n=19)									
Median	24,7	0,02	0,0116	1,21	42,45	24,6	23,9	13,5	11,4
SD	1,2	0,75	0,0167	0,18	19,79	1,2	1,1	3,9	3,5
VF 1, Dichtungsschichtsubstrat (n=10)									
Median	32,4	0,01	0,0088	1,33	49,98	32,2	31,1	13,6	18,6
SD	0,8	0,04	0,0058	0,23	17,01	0,7	0,4	4,7	4,2
VF 1, Rekultivierungsschichtsubstrat (n=7)									
Median	30,7	0,02	0,2877	1,22	1,63	25,2	18,8	8,1	17,4
SD	1,0	0,05	0,0640	0,02	0,51	1,2	1,1	0,8	1,3
VF 2, Rekultivierungsschichtsubstrat (n=22)									
Median	32,9	0,01	0,1206	1,07	4,83	31,9	29,6	22,8	8,5
SD	3,3	0,05	0,1304	0,04	6,67	3,3	3,4	2,9	3,4
VF 3, Rekultivierungsschichtsubstrat (n=21)									
Median	34,0	0,01	0,0387	1,11	14,51	32,6	30,9	21,4	12,0
SD	2,3	0,02	0,1663	0,07	17,45	2,3	2,9	3,5	3,2

Tab. B3: Trockenrohddichte der Abdecksubstrate, Bestimmungen der Qualitätssicherung nach Errichtung der Anlage (arithmetische Mittel).

	Trockenrohddichte	<i>n</i>
	[g cm ⁻³]	[-]
VF 1, Rekultivierungsschicht	1,67	15
VF 1, Dichtungsschicht	1,84	3
VF 2, Rekultivierungsschicht	1,80	6
VF 3, Rekultivierungsschicht	1,66	6
VF 1-3, Zwischenabdeckung	1,84	6

Tab. B4: Feld- und Laborbestimmungen der hydraulischen Durchlässigkeiten auf der Versuchsanlage Lichtenberg (Mediane).

^a Bestimmung nach DIN 18130: abgesiebtes Haldenmaterial < 2 mm

^b Bestimmung Guelph-Permeameter: Median der Qualitätssicherung Tagebauverfüllung 1999–2004

	DIN 18130		Guelph-Perm.		Guelph-Perm.	
	QS 2000		QS 2000		Kontrolle 2004	
	K_s	n	K_s	n	K_s	n
	[m s ⁻¹]	[-]	[m s ⁻¹]	[-]	[m s ⁻¹]	[-]
VF 1, Rekultivierungsschicht	$6,7 \cdot 10^{-7}$	4	$1,2 \cdot 10^{-6}$	8	$2,8 \cdot 10^{-8}$	9
VF 1, Dichtungsschicht	$8,3 \cdot 10^{-10}$	15	n.b.		n.b.	
VF 2, Rekultivierungsschicht	$9,9 \cdot 10^{-8}$	4	$9,1 \cdot 10^{-8}$	4	$9,2 \cdot 10^{-7}$	8
VF 3, Rekultivierungsschicht	$1,1 \cdot 10^{-6}$	2	$6,4 \cdot 10^{-7}$	8	$1,4 \cdot 10^{-8}$	9
VF 1–3, Zwischenabdeckung	$3,2 \cdot 10^{-8}$	4	$8,2 \cdot 10^{-8}$	4	n.b.	
Haldenmaterial ^{a,b}	$5,0 \cdot 10^{-9}$	6	n.b.		$6,8 \cdot 10^{-7}$	1939

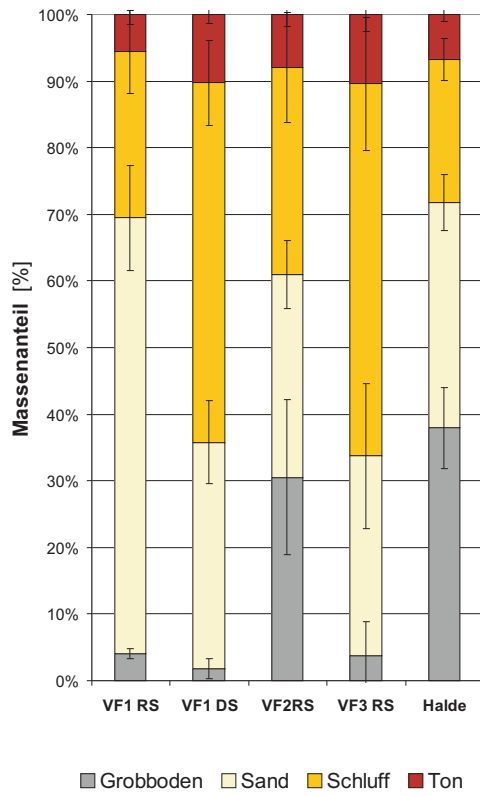


Abb. B1: Fein- und Grobbodenanteile der untersuchten Substrate (Mittelwert und SD).

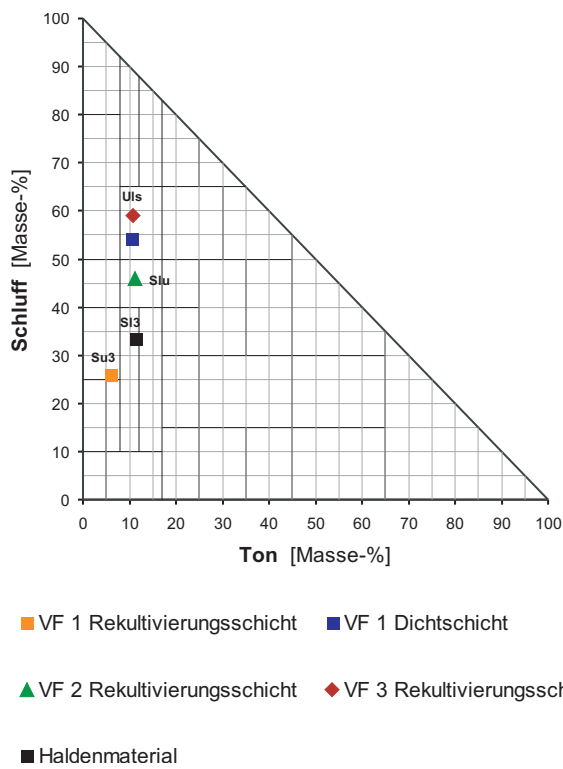


Abb. B2: Klassifikation des Feinbodens nach AG BODEN (1994).

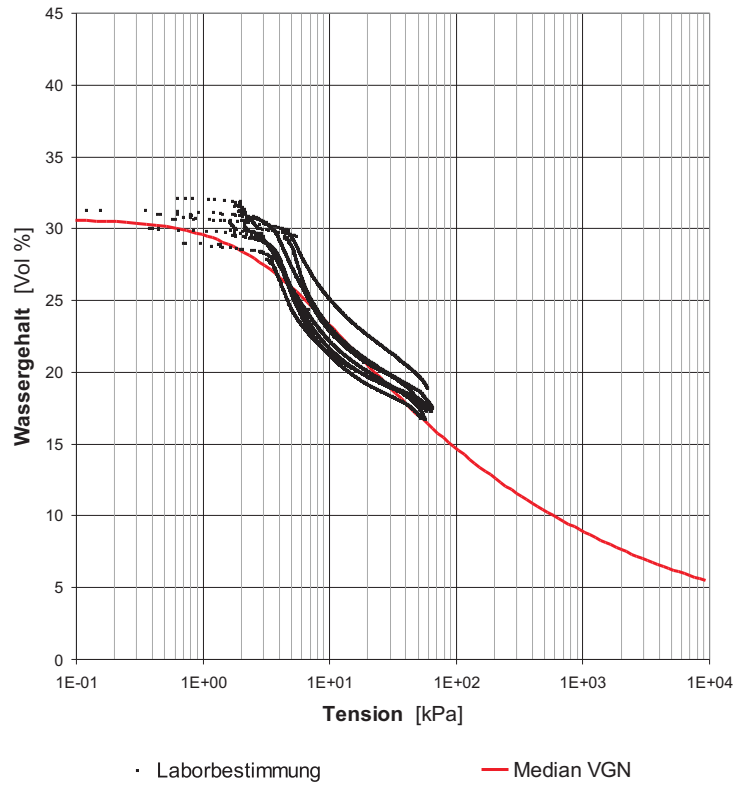


Abb. B3: Gemessene $\theta(\psi)$ -Funktionen der Rekultivierungsschicht VF 1 sowie mittlere $\theta(\psi)$ -Funktion nach Gl. 4.6.

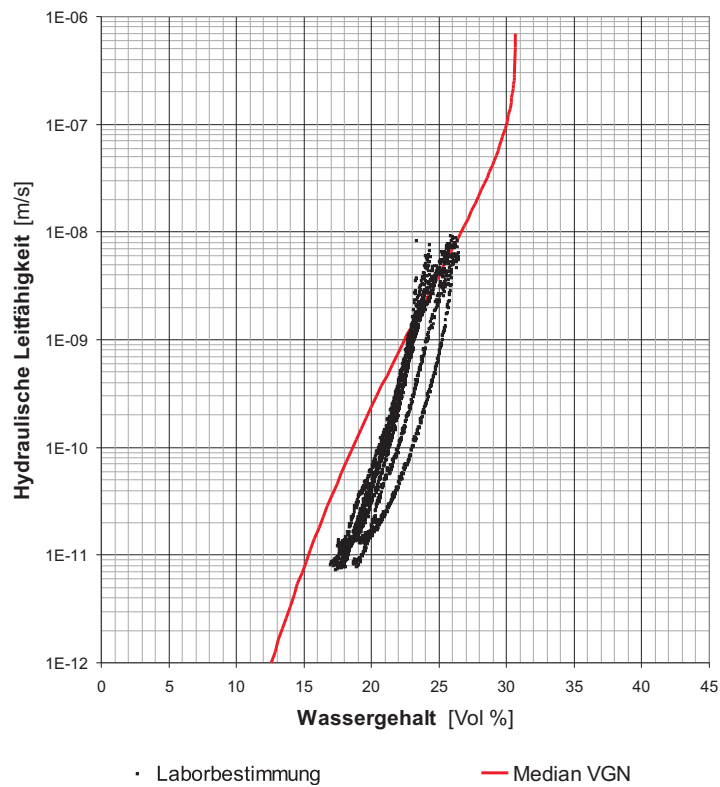


Abb. B4: Gemessene $K(\psi)$ -Funktionen der Rekultivierungsschicht VF 1 sowie mittlere $K(\psi)$ -Funktion nach Gl. 4.7 mit angepaßtem K_s -Stützpunkt von $1E-6$ [$m s^{-1}$].

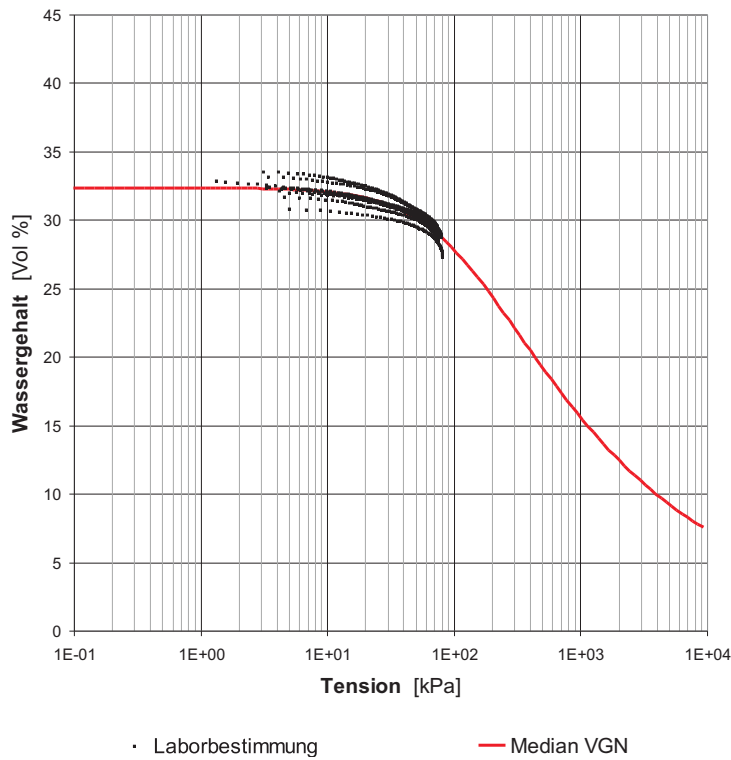


Abb. B5: Gemessene $\theta(\psi)$ -Funktionen der Abdichtungsschicht VF 1 sowie mittlere $\theta(\psi)$ -Funktion nach Gl. Gl. 4.6.

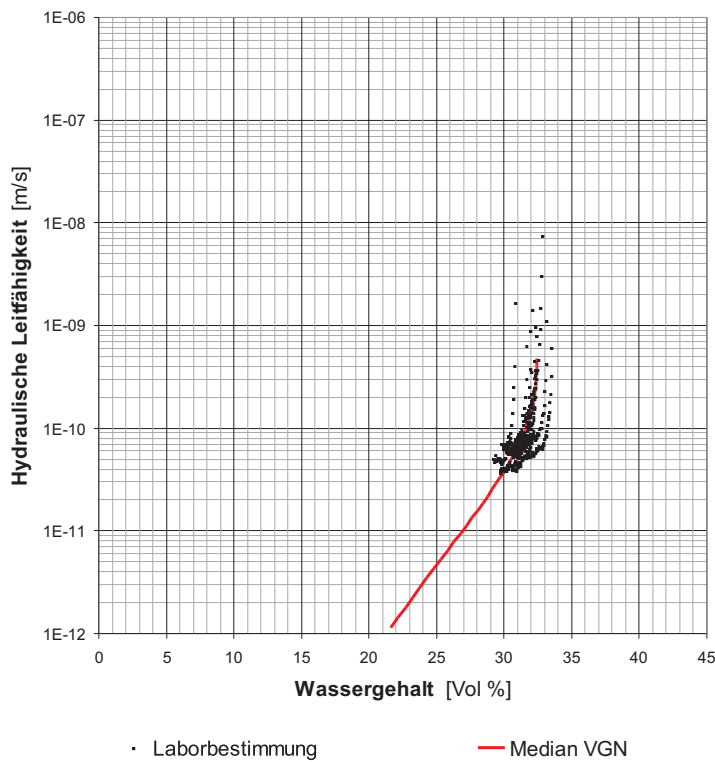


Abb. B6: Gemessene $K(\psi)$ -Funktionen der Abdichtungsschicht VF 1 sowie mittlere $K(\psi)$ -Funktion nach Gl. Gl. 4.7 mit angepaßtem K_s -Stützpunkt von $5E-10$ $[m\ s^{-1}]$.

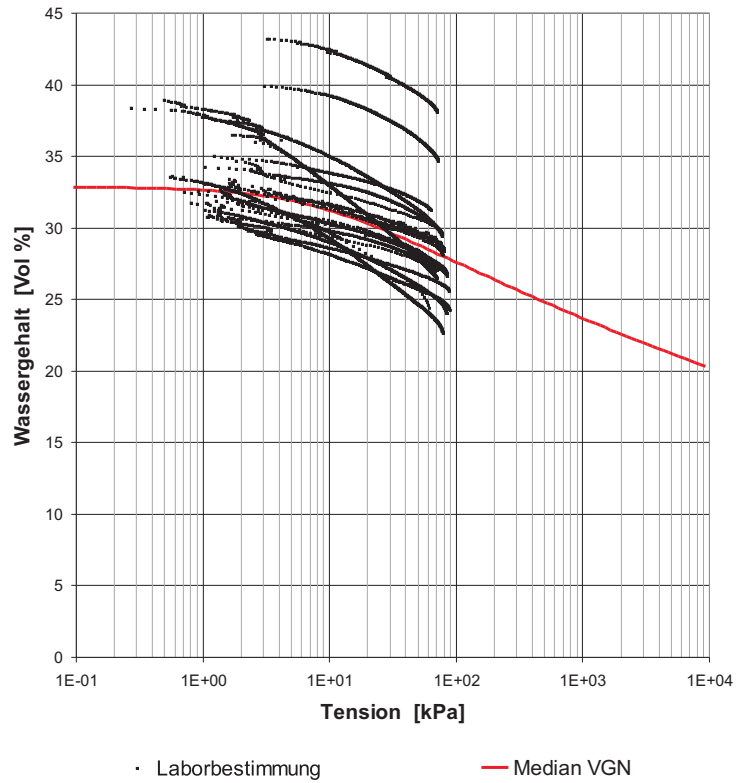


Abb. B7: Gemessene $\theta(\psi)$ -Funktionen der Rekultivierungsschicht VF 2 sowie mittlere $\theta(\psi)$ -Funktion nach Gl. 4.6.

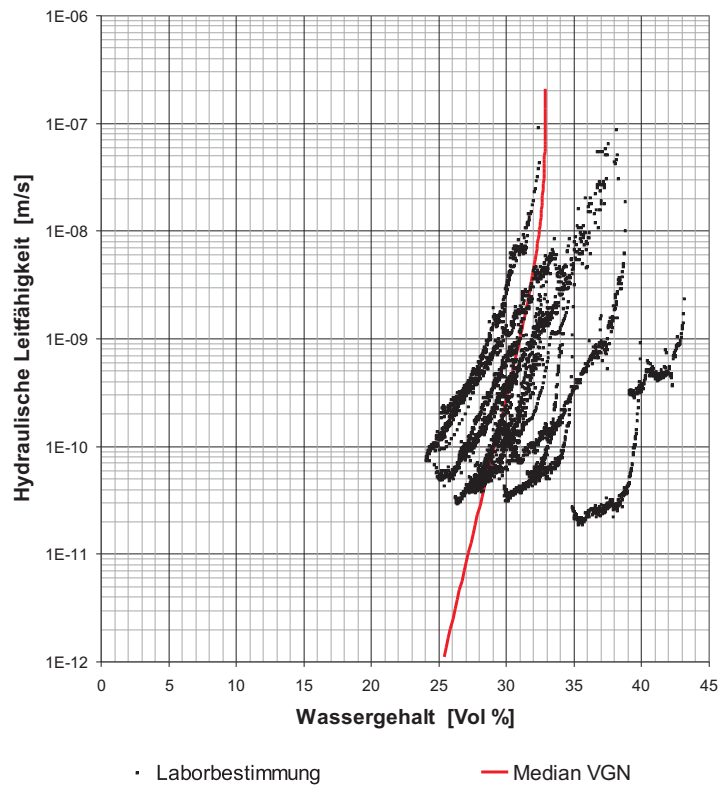


Abb. B8: Gemessene $K(\psi)$ -Funktionen der Rekultivierungsschicht VF 2 sowie mittlere $K(\psi)$ -Funktion nach Gl. 4.7 mit angepaßtem K_s -Stützpunkt von $1E-6$ [$m\ s^{-1}$].

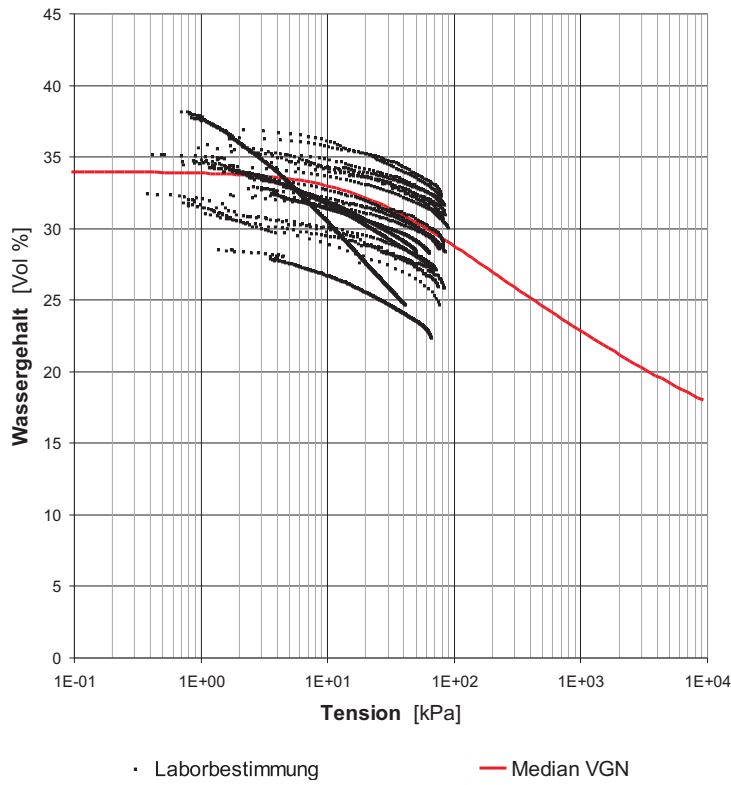


Abb. B9: Gemessene $\theta(\psi)$ -Funktionen der Rekultivierungsschicht VF 3 sowie mittlere $\theta(\psi)$ -Funktion nach Gl. 4.6.

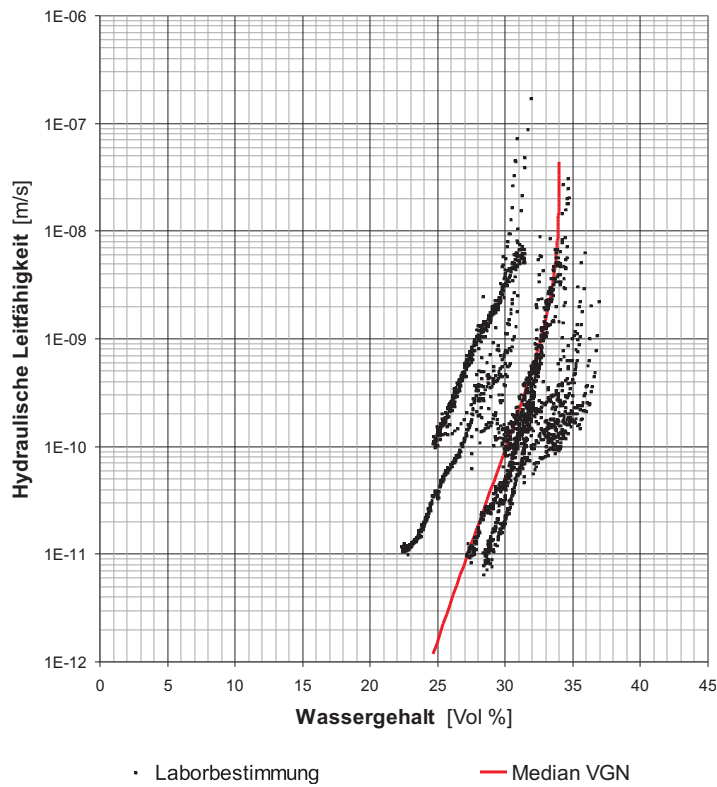


Abb. B10: Gemessene $K(\psi)$ -Funktionen der Rekultivierungsschicht VF 3 sowie mittlere $K(\psi)$ -Funktion nach Gl. 4.7 mit angepasstem K_s -Stützpunkt von $1E-7$ $[m\ s^{-1}]$.

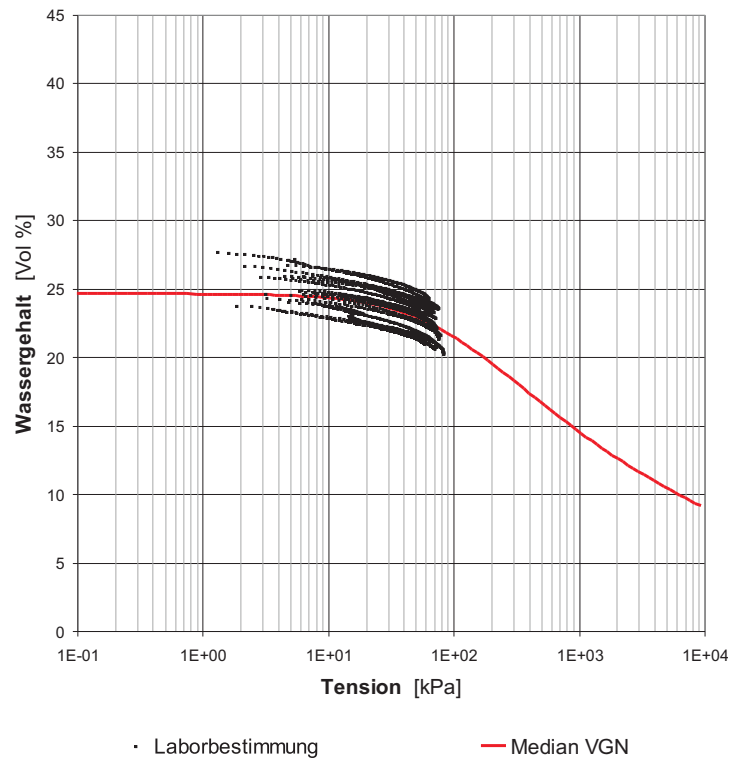


Abb. B11: Gemessene $\theta(\psi)$ -Funktionen des Haldenmaterials sowie mittlere $\theta(\psi)$ -Funktion nach Gl. Gl. 4.6.

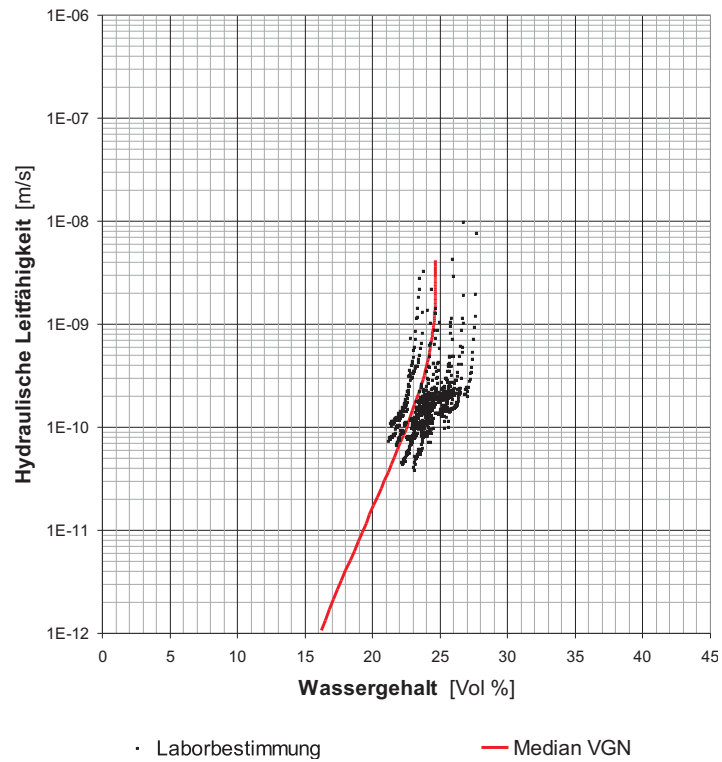


Abb. B12: Gemessene $K(\psi)$ -Funktionen des Haldenmaterials sowie mittlere $K(\psi)$ -Funktion nach Gl. Gl. 4.7 mit angepasstem K_s -Stützpunkt von $5E-9 [m s^{-1}]$.

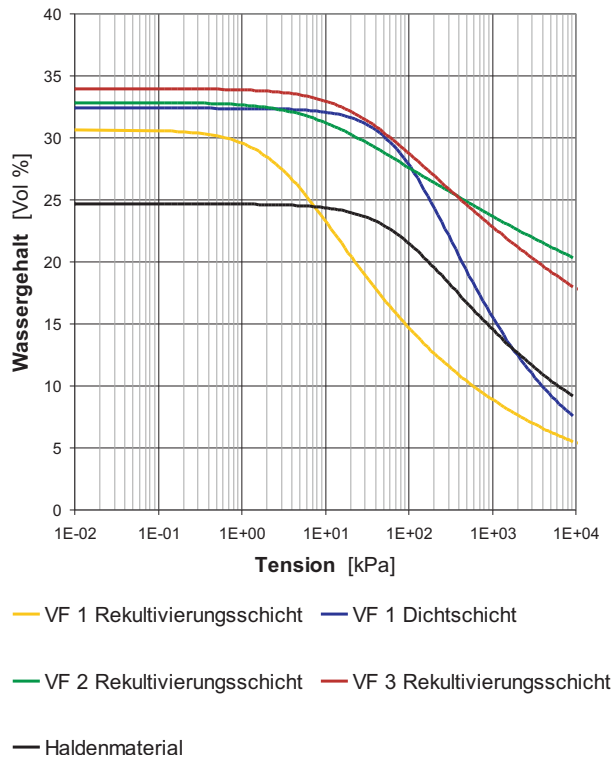


Abb. B13: Mittlere $\theta(\psi)$ -Funktionen der untersuchten Substrate.

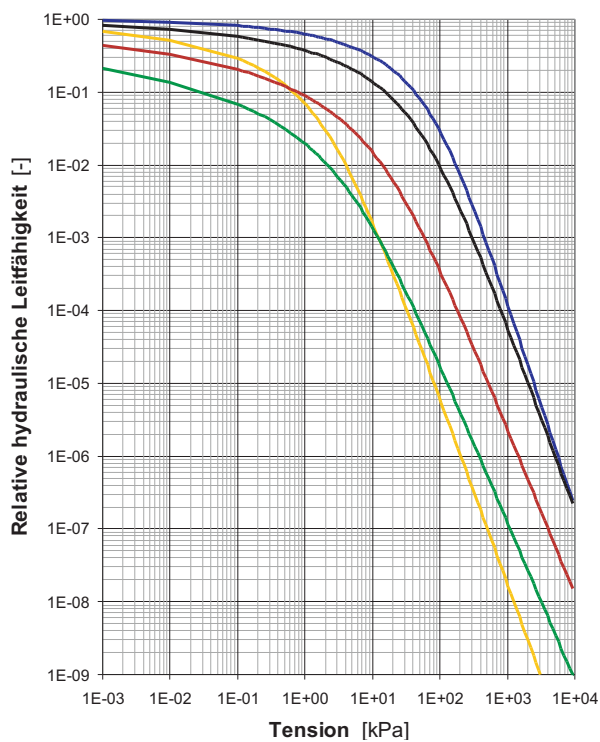


Abb. B14: Mittlere $K_r(\psi)$ -Funktionen der untersuchten Substrate.

Abb. B15: Mittlere $K(\psi)$ -Funktionen der untersuchten Substrate mit angepaßten K_s -Stützpunkten von $1E-6$ [m/s] für die Rekultivierungsschicht VF 1, $5E-10$ [m/s] für die Dichtschicht VF 1, $1E-6$ [m/s] für die Rekultivierungsschicht VF 2, $1E-7$ [m/s] für die Rekultivierungsschicht VF 3 und $5E-9$ [m/s] für das Haldenmaterial.

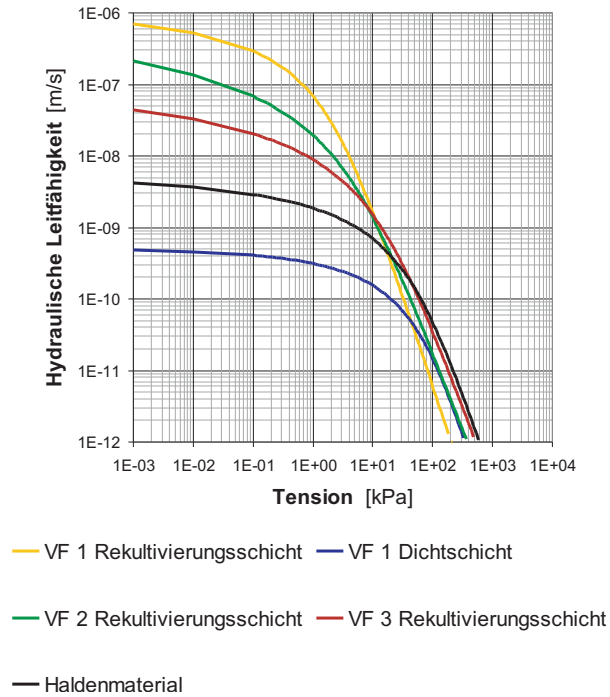
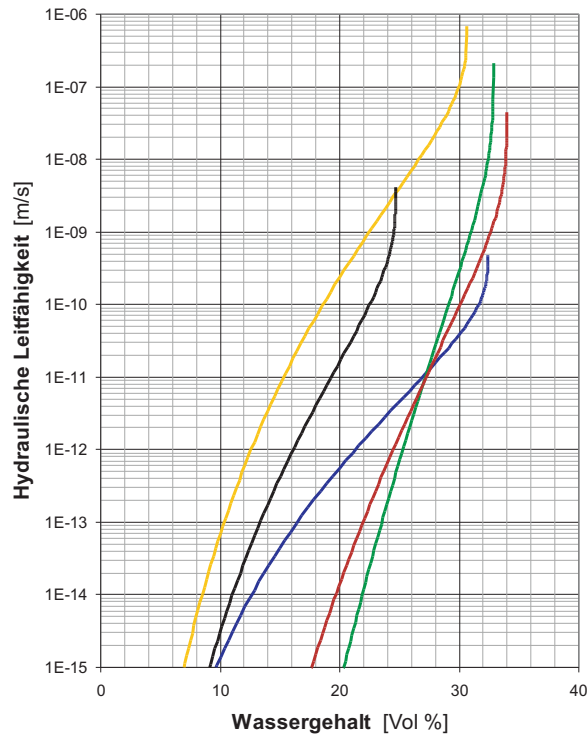


Abb. B16: Mittlere $K(\theta)$ -Funktionen der untersuchten Substrate mit angepaßten K_s -Stützpunkten von $1E-6$ [m/s] für die Rekultivierungsschicht VF 1, $5E-10$ [m/s] für die Dichtschicht VF 1, $1E-6$ [m/s] für die Rekultivierungsschicht VF 2, $1E-7$ [m/s] für die Rekultivierungsschicht VF 3 und $5E-9$ [m/s] für das Haldenmaterial.



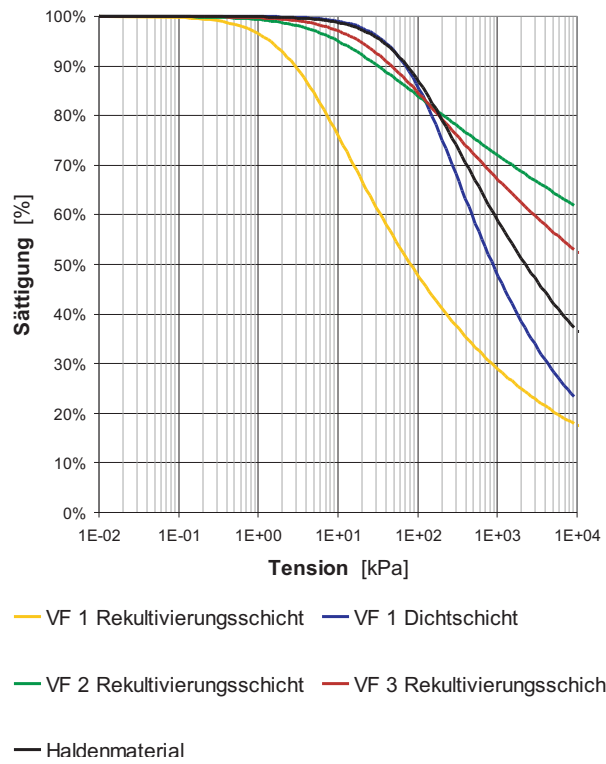


Abb. B17: Effektive Sättigung der untersuchten Substrate.

C Ergebnisse Meteorologie

Tab. C1: Niederschlag im Jahr 2000 im Untersuchungszeitraum, Versuchsanlage Lichtenberg und DWD-Station Gera-Leumnitz, sowie Abweichungen der (korrigierten) Monatssummen im Jahr 2000 der Stationen Gera-Leumnitz und Lichtenberg zum (korrigierten) mittleren langjährigen Niederschlag (Gera-Leumnitz, 1970–1999).

2000		Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Σ
Li., 1 m, uncorr.	[mm]	-	-	-	-	-	-	75,2	63,8	60,5	35,2	25,4	7,7	292,1
Li., 1 m, korr.	[mm]	-	-	-	-	-	-	96,6	65,9	69,2	38,4	27,8	10,7	332,2
Li., 0 m, uncorr.	[mm]	-	-	-	-	-	-	83,2	67,3	63,5	36,2	27,8	14,1	268,0
Li., 0 m, korr.	[mm]	-	-	-	-	-	-	104,4	69,2	72,3	39,4	30,1	16,7	308,8
Gera, 1 m, uncorr.	[mm]	-	-	-	-	(33,0)	(27,8)	77,9	67,6	64,4	37,8	24,6	14,6	286,9
Gera, 1 m, korr.	[mm]	-	-	-	-	(38,7)	(32,8)	86,5	74,6	71,2	44,4	29,2	21,0	326,9
Δ Gera zu Mittel	[mm]	-	-	-	-	(-29,8)	(-48,7)	+6,9	-7,4	+16,9	-3,6	-30,6	-38,4	-56,3
Δ Li. zu Mittel	[mm]	-	-	-	-	-	-	+24,8	-12,9	+18,0	-8,6	-29,7	-42,7	-51,0

Tab. C2: Niederschlag im Jahr 2001 im Untersuchungszeitraum, Versuchsanlage Lichtenberg und DWD-Station Gera-Leumnitz, sowie Abweichungen der (korrigierten) Monatssummen im Jahr 2001 der Stationen Gera-Leumnitz und Lichtenberg zum (korrigierten) mittleren langjährigen Niederschlag (Gera-Leumnitz, 1970–1999).

2001		Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Σ
Li., 1 m, unkor.	[mm]	7,7	11,2	55,1	17,5	43,8	68,8	96,2	20,2	73,3	7,4	48,4	14,7	464,4
Li., 1 m, korr.	[mm]	9,7	13,2	76,4	25,6	46,8	75,3	99,8	22,3	79,9	12,3	56,6	56,6	574,6
Li., 0 m, unkor.	[mm]	23,2	42,6	67,4	30,2	50,7	76,5	106,1	21,2	79,7	29,4	38,5	27,5	593,0
Li., 0 m, korr.	[mm]	25,3	45,5	89,8	38,7	54,3	82,9	109,4	23,2	86,5	32,3	47,1	69,9	704,7
Gera, 1 m, unkor.	[mm]	10,8	23,7	92,0	27,5	49,3	88,4	103,7	30,5	93,4	33,6	62,6	62,7	678,2
Gera, 1 m, korr.	[mm]	15,7	33,3	108,5	36,8	55,5	98,7	111,2	35,2	105,2	39,6	75,1	84,7	799,6
Δ Gera zu Mittel	[mm]	-36,8	-10,1	+58,6	-22,6	-13,0	+17,2	+31,6	-46,8	+50,9	-8,4	+15,3	+25,3	+61,0
Δ Li. zu Mittel	[mm]	-27,3	+2,1	+39,9	-20,8	-14,2	+1,4	+29,8	-58,9	+32,2	-15,7	-12,7	+10,5	-33,8

Tab. C3: Niederschlag im Jahr 2002 im Untersuchungszeitraum, Versuchsanlage Lichtenberg und DWD-Station Gera-Leumnitz, sowie Abweichungen der (korrigierten) Monatssummen im Jahr 2002 der Stationen Gera-Leumnitz und Lichtenberg zum (korrigierten) mittleren langjährigen Niederschlag (Gera-Leumnitz, 1970–1999).

2002		Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Σ
Li., 1 m, unkor.	[mm]	11,4	31,0	27,7	26,1	48,1	44,1	33,9	129,6	30,4	56,2	99,4	45,5	583,4
Li., 1 m, korr.	[mm]	16,6	35,2	30,6	28,8	52,3	47,7	37,4	133,1	33,0	62,2	102,9	47,5	627,0
Li., 0 m, unkor.	[mm]	29,5	40,7	32,7	33,7	57,9	41,8	35,1	130,8	32,5	62,8	118,3	59,5	675,4
Li., 0 m, korr.	[mm]	35,6	45,6	35,4	36,4	61,7	45,4	38,6	134,0	35,4	67,9	121,3	62,7	719,9
Gera, 1 m, unkor.	[mm]	18,5	50,0	33,3	34,6	55,4	37,5	32,1	156,1	44,6	56,5	124,0	63,0	705,6
Gera, 1 m, korr.	[mm]	22,9	62,0	42,9	39,3	63,2	43,5	37,1	166,0	50,3	65,9	138,5	71,9	803,4
Δ Gera zu Mittel	[mm]	-29,7	+18,7	-7,1	-20,1	-5,3	-38,0	-42,5	+83,9	-4,1	+17,9	+78,7	+12,5	+64,9
Δ Li. zu Mittel	[mm]	-17,0	+2,3	-14,5	-23,0	-6,8	-36,1	-41,1	+51,9	-19,0	+19,9	+61,5	+3,2	-18,6

Tab. C4: Niederschlag im Jahr 2003 im Untersuchungszeitraum, Versuchsanlage Lichtenberg und DWD-Station Gera-Leumnitz, sowie Abweichungen der (korrigierten) Monatssummen im Jahr 2003 der Stationen Gera-Leumnitz und Lichtenberg zum (korrigierten) mittleren langjährigen Niederschlag (Gera-Leumnitz, 1970–1999).

2003		Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Σ
Li., 1 m, unkorrr.	[mm]	31,0	3,5	11,5	15,7	30,7	40,5	39,1	12,2	73,8	27,4	7,7	10,5	303,6
Li., 1 m, korr.	[mm]	35,5	4,3	13,9	17,7	34,3	42,6	42,9	13,7	76,4	30,6	10,0	12,8	334,4
Li., 0 m, unkorrr.	[mm]	56,7	7,0	17,0	22,6	34,9	35,8	43,1	13,2	79,9	37,3	15,5	17,6	380,6
Li., 0 m, korr.	[mm]	61,5	8,7	19,4	25,8	38,8	38,2	47,6	14,9	82,3	41,8	19,0	20,6	418,5
Gera, 1 m, unkorrr.	[mm]	55,8	6,3	20,7	34,5	39,2	32,7	49,0	12,1	90,1	46,6	18,2	25,4	430,6
Gera, 1 m, korr.	[mm]	70,9	10,4	25,7	41,6	46,4	37,2	57,2	15,0	96,0	54,4	21,7	32,9	509,1
Δ Gera zu Mittel	[mm]	+18,3	-32,9	-24,2	-17,9	-22,1	-44,3	-22,4	-67,1	+41,7	+6,4	-38,1	-26,5	-229,4
Δ Li. zu Mittel	[mm]	+8,9	-34,7	-30,5	-33,7	-29,7	-43,3	-32,0	-67,2	+28,0	-6,2	-40,8	-38,8	-320,1

Tab. C5: Niederschlag im Jahr 2004 im Untersuchungszeitraum, Versuchsanlage Lichtenberg und DWD-Station Gera-Leumnitz, sowie Abweichungen der (korrigierten) Monatssummen im Jahr 2004 der Stationen Gera-Leumnitz und Lichtenberg zum (korrigierten) mittleren langjährigen Niederschlag (Gera-Leumnitz, 1970–1999).

2004		Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Σ
Li., 1 m, unkor.	[mm]	42,9	30,2	22,1	16,5	67,9	41,6	-	-	-	-	-	-	221,2
Li., 1 m, korr.	[mm]	47,6	33,2	24,7	19,1	73,0	45,7	-	-	-	-	-	-	243,1
Li., 0 m, unkor.	[mm]	27,4	20,7	11,7	12,2	58,7	38,0	-	-	-	-	-	-	168,7
Li., 0 m, korr.	[mm]	30,9	22,7	14,4	14,8	63,5	41,3	-	-	-	-	-	-	187,5
Gera, 1 m, unkor.	[mm]	48,4	33,8	22,4	23,1	80,5	34,4	-	-	-	-	-	-	242,6
Gera, 1 m, korr.	[mm]	64,6	41,6	31,1	29,1	90,7	40,5	-	-	-	-	-	-	297,6
Δ Gera zu Mittel	[mm]	+12,0	-1,7	-18,8	-30,4	+22,2	-41,1	-	-	-	-	-	-	-57,7
Δ Li. zu Mittel	[mm]	-5,0	-10,1	-25,3	-40,4	+4,5	-35,9	-	-	-	-	-	-	-112,2

Tab. C6: Monatsmittel der Lufttemperatur, Monatssummen der Globalstrahlung, der ET_P nach PENMAN-MONTEITH (Gl. 4.16) und klimatische Wasserbilanz KW (Niederschlag bodengleich, korrigiert $- ET_P$) im Jahr 2000 im Untersuchungszeitraum, Versuchsanlage Lichtenberg, sowie Abweichungen der Lufttemperatur, Globalstrahlung und ET_P im Jahr 2000 der Station Lichtenberg zum langjährigen Mittel der Station Gera-Leumnitz (1970–1999)

2000		Jan	Feb	Mär	Apr	Mai ^a	Jun ^b	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Σ
T	[° C]	-	-	-	-	(15,1)	(17,5)	15,2	19,1	14,5	11,3	6,3	2,9	-
R_s	[MJ m ⁻²]	-	-	-	-	(617)	(603)	390	522	322	187	114	81	1615
ET_P	[mm]	-	-	-	-	(124)	(137)	94	117	67	43	27	22	369
KW	[mm]	-	-	-	-	(-86)	(-105)	+10	-48	+6	-3	+4	-5	-37
ΔT zu Mittel	[° C]	-	-	-	-	(+3,0)	(+2,5)	-2,0	+2,0	+1,2	+2,8	+2,8	+2,0	-
ΔR_s zu Mittel	[MJ m ⁻²]	-	-	-	-	(+92)	(+97)	-141	+55	+6	-21	+11	+12	-78
ΔET_P zu Mittel	[mm]	-	-	-	-	(+33)	(+42)	-12	+24	+7	+7	+6	+4	+35

^a Daten der Station Gera-Leumnitz

^b Daten der Station Gera-Leumnitz

Tab. C7: Monatsmittel der Lufttemperatur, Monatssummen der Globalstrahlung, der ET_P nach PENMAN-MONTEITH (Gl. 4.16) und klimatische Wasserbilanz KW (Niederschlag bodengleich, korrigiert $- ET_P$) im Jahr 2001 im Untersuchungszeitraum, Versuchsanlage Lichtenberg, sowie Abweichungen der Lufttemperatur, Globalstrahlung und ET_P im Jahr 2001 der Station Lichtenberg zum langjährigen Mittel der Station Gera-Leumnitz (1970–1999).

2001		Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Σ
T	[° C]	0,6	0,6	4,6	7,1	14,8	14,7	19,2	20,1	12,3	13,4	4,1	-0,5	-
R_s	[MJ m ⁻²]	96	122	217	365	618	514	613	496	236	233	88	62	3660
ET_P	[mm]	18	18	37	64	117	99	131	123	53	52	18	13	743
KW	[mm]	+8	+27	+53	-26	-63	-16	-22	-100	+34	-19	+29	+57	-39
ΔT zu Mittel	[° C]	+1,1	+0,6	+1,0	+0,1	+2,6	-0,3	+1,9	+3,0	-1,0	+4,9	+0,6	-1,3	-
ΔR_s zu Mittel	[MJ m ⁻²]	+3	-28	-44	-16	+93	+9	+83	+29	-80	+25	-15	-7	+52
ΔET_P zu Mittel	[mm]	0	-3	-2	+5	+26	+3	+25	+29	-7	+16	-3	-4	+86

Tab. C8: Monatsmittel der Lufttemperatur, Monatssummen der Globalstrahlung, der ET_P nach PENMAN-MONTEITH (Gl. 4.16) und klimatische Wasserbilanz KW (Niederschlag bodengleich, korrigiert $- ET_P$) im Jahr 2002 im Untersuchungszeitraum, Versuchsanlage Lichtenberg, sowie Abweichungen der Lufttemperatur, Globalstrahlung und ET_P im Jahr 2002 der Station Lichtenberg zum langjährigen Mittel der Station Gera-Leumnitz (1970–1999).

2002		Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Σ
T	[° C]	2,7	5,2	5,4	7,7	14,7	18,0	19,0	19,8	13,6	8,7	5,7	-0,9	-
R_s	[MJ m ⁻²]	112	136	260	389	488	575	494	451	350	166	88	54	3564
ET_P	[mm]	23	35	51	66	98	124	123	99	67	42	20	12	760
KW	[mm]	+13	+11	-16	-30	-37	-79	-84	+35	-32	+26	+101	+51	-40
ΔT zu Mittel	[° C]	+3,2	+5,3	+1,8	+0,7	+2,6	+2,9	+1,8	+2,8	+0,3	+0,23	+2,2	-1,8	-
ΔR_s zu Mittel	[MJ m ⁻²]	+19	-14	-2	+9	-36	+69	-37	-15	+34	-42	-14	-15	-44
ΔET_P zu Mittel	[mm]	+5	+14	+12	+6	+7	+29	+16	+6	+8	+6	-1	-6	+102

Tab. C9: Monatsmittel der Lufttemperatur, Monatssummen der Globalstrahlung, der ET_P nach PENMAN-MONTEITH (Gl. 4.16) und klimatische Wasserbilanz KW (Niederschlag bodengleich, korrigiert $- ET_P$) im Jahr 2003 im Untersuchungszeitraum, Versuchsanlage Lichtenberg, sowie Abweichungen der Lufttemperatur, Globalstrahlung und ET_P im Jahr 2003 der Station Lichtenberg zum langjährigen Mittel der Station Gera-Leumnitz (1970–1999).

2003		Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Σ
T	[° C]	-0,6	-2,6	5,5	8,6	15,2	20,2	19,7	21,8	14,9	6,1	6,0	1,8	-
R_s	[MJ m ⁻²]	76	165	280	438	512	682	566	579	356	187	93	75	4008
ET_P	[mm]	16	20	51	85	113	150	131	140	81	32	24	21	864
KW	[mm]	+45	-11	-31	-59	-74	-112	-83	-125	+2	+10	-5	-1	-445
ΔT zu Mittel	[° C]	-0,1	-2,6	+1,9	+1,6	+3,1	+5,2	+2,5	+4,7	+1,6	-2,4	+2,4	+0,9	-
ΔR_s zu Mittel	[MJ m ⁻²]	-17	+15	+19	+58	-13	+176	+35	+113	+40	-22	-10	+6	+401
ΔET_P zu Mittel	[mm]	-2	-1	+11	+25	+22	+55	+24	+47	+21	-4	+3	+4	+206

Tab. C10: Monatsmittel der Lufttemperatur, Monatssummen der Globalstrahlung, der ET_P nach PENMAN-MONTEITH (Gl. 4.16) und klimatische Wasserbilanz KW (Niederschlag bodengleich, korrigiert $- ET_P$) im Jahr 2004 im Untersuchungszeitraum, Versuchsanlage Lichtenberg, sowie Abweichungen der Lufttemperatur, Globalstrahlung und ET_P im Jahr 2004 der Station Lichtenberg zum langjährigen Mittel der Station Gera-Leumnitz (1970–1999).

2004		Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Σ
T	[° C]	-0,8	2,5	4,43	9,9	11,7	15,9	-	-	-	-	-	-	-
R_s	[MJ m ⁻²]	82	111	280	413	410	507	-	-	-	-	-	-	1803
ET_P	[mm]	18	29	50	79	84	112	-	-	-	-	-	-	371
KW	[mm]	+30	+5	-25	-60	-11	-66	-	-	-	-	-	-	-128
ΔT zu Mittel	[° C]	-0,3	+2,5	+0,8	+2,9	-0,4	+0,9	-	-	-	-	-	-	-
ΔR_s zu Mittel	[MJ m ⁻²]	-11	-39	+19	+33	-114	+1	-	-	-	-	-	-	-112
ΔET_P zu Mittel	[mm]	0	+8	+11	+19	-7	+17	-	-	-	-	-	-	-287

Tab. C11: Mittlere Lufttemperatur, Niederschlag, Potentielle Evapotranspiration (Gl. 4.16) sowie klimatische Wasserbilanz KW der langjährigen Reihe der DWD-Station Gera-Leumnitz (1970–1999).

		1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979
T	[° C]	7,3	8,2	7,4	7,8	8,4	8,6	7,8	8,3	7,4	7,4
P	[mm]	701,0	475,9	556,7	514,9	785,0	475,4	656,1	823,5	727,5	661,4
P_K	[mm]	820,3	555,3	639,5	617,7	903,0	554,0	768,0	933,2	843,5	787,5
ET_P	[mm]	619,0	680,3	598,6	653,1	626,6	642,5	674,8	574,0	590,7	627,5
KW	[mm]	+201,3	−125,0	+40,9	−35,3	+276,4	−88,4	+93,2	+359,2	+252,8	+160,0
		1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989
T	[° C]	7,1	7,9	8,9	8,8	7,5	7,2	7,7	6,8	8,7	9,4
P	[mm]	780,3	1033,9	393,2	522,3	701,2	590,2	684,8	694,5	629,2	527,7
P_K	[mm]	915,7	1207,5	477,9	626,4	828,1	720,4	810,5	824,3	773,4	609,4
ET_P	[mm]	595,8	609,8	706,1	692,6	569,5	646,1	637,6	573,0	661,4	688,8
KW	[mm]	+319,9	+597,7	−228,1	−66,2	+258,6	+74,3	+172,9	+251,3	+112,0	−79,4

Fortsetzung auf nächster Seite

Fortsetzung von vorheriger Seite

		1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
<i>T</i>	[° C]	9,2	8,1	9,2	8,2	9,6	8,6	6,7	8,7	9,2	9,4
<i>P</i>	[mm]	519,6	404,8	585,5	650,4	648,4	836,1	604,7	540,9	614,9	562,6
<i>P_K</i>	[mm]	613,9	493,3	682,8	754,6	738,6	953,6	702,9	639,9	715,4	661,3
<i>ET_P</i>	[mm]	744,6	704,4	746,3	695,4	716,8	672,4	603,3	737,4	718,6	728,9
<i>KW</i>	[mm]	-130,7	-211,1	-63,5	+59,3	+21,8	+281,2	+99,7	-97,5	-3,2	-67,6

Tab. C12: Mittlere Lufttemperatur, Niederschlag, Potentielle Evapotranspiration (Gl. 4.16) sowie klimatische Wasserbilanz KW der der GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz, 2001–2055.

		2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
T	[° C]	7,9	8,9	9,0	9,1	10,1	8,7	9,5	8,6	8,8	8,0	10,1
P	[mm]	682,3	787,1	549,0	501,9	518,2	496,6	508,9	735,2	711,9	649,7	477,8
P_K	[mm]	796,9	911,0	641,5	590,1	598,5	583,3	589,6	873,2	834,6	762,0	561,9
ET_P	[mm]	689,2	669,5	697,2	728,3	725,3	623,0	683,3	651,5	653,4	647,8	740,6
KW	[mm]	+107,7	+241,5	-55,7	-138,1	-126,8	-39,7	-93,6	+221,7	+181,2	+114,2	-178,7
		2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
T	[° C]	9,4	8,5	9,6	8,6	8,3	8,9	7,9	10,3	10,8	9,9	8,1
P	[mm]	556,4	656,8	610,7	612,9	493,2	549,3	330,6	455,3	709,8	685,0	609,5
P_K	[mm]	661,5	759,4	718,9	719,9	572,6	648,6	387,3	529,2	830,0	807,5	712,2
ET_P	[mm]	701,8	640,3	738,8	712,7	680,6	717,3	642,3	789,4	766,9	681,3	715,6
KW	[mm]	-40,3	+119,0	-19,9	+7,2	-108,1	-68,7	-255,1	-260,1	+63,2	+126,3	-3,4

Fortsetzung auf nächster Seite

Fortsetzung von vorheriger Seite

		2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033
<i>T</i>	[° C]	8,7	8,8	8,5	8,5	10,0	8,5	10,7	10,5	9,3	9,1	10,1
<i>P</i>	[mm]	729,8	644,4	663,1	700,9	620,9	550,3	517,3	750,5	627,1	794,7	719,7
<i>P_K</i>	[mm]	865,1	744,0	789,0	817,9	729,3	649,9	607,6	864,1	733,8	920,7	842,1
<i>ET_P</i>	[mm]	670,6	634,5	638,2	636,1	689,6	723,5	763,1	704,8	665,5	655,3	701,7
<i>KW</i>	[mm]	+194,5	+109,4	+150,7	+181,8	+39,8	-73,6	-155,4	+159,3	+68,3	+265,4	+140,4

		2034	2035	2036	2037	2038	2039	2040	2041	2042	2043	2044
<i>T</i>	[° C]	9,1	8,3	8,7	9,8	8,1	10,1	9,6	9,5	8,9	9,7	10,8
<i>P</i>	[mm]	460,9	648,9	606,3	507,4	494,4	529,8	619,6	602,5	463,8	612,4	615,5
<i>P_K</i>	[mm]	547,2	756,9	721,0	596,0	575,2	620,0	730,5	698,2	546,1	719,6	722,9
<i>ET_P</i>	[mm]	725,4	678,6	670,1	696,7	633,2	767,2	689,9	678,3	648,3	683,8	786,1
<i>KW</i>	[mm]	-178,2	+78,4	+50,9	-100,7	-58,0	-147,2	+40,6	+19,9	-102,2	+35,8	-63,2

Fortsetzung auf nächster Seite

Fortsetzung von vorheriger Seite

		2045	2046	2047	2048	2049	2050	2051	2052	2053	2054	2055
T	[° C]	10,6	10,4	10,6	9,2	10,2	10,0	10,6	9,5	10,1	11,5	10,8
P	[mm]	438,7	688,1	528,5	489,8	633,8	374,4	458,2	691,4	527,7	572,3	422,3
P_K	[mm]	518,6	818,8	634,4	570,3	746,4	452,9	537,0	825,9	614,2	664,8	495,9
ET_P	[mm]	730,6	703,5	781,5	752,2	725,9	767,7	782,5	697,0	756,0	770,3	722,5
KW	[mm]	-212,0	+115,3	-147,1	-181,9	+20,5	-314,8	-245,6	+128,9	-141,8	-105,5	-226,6

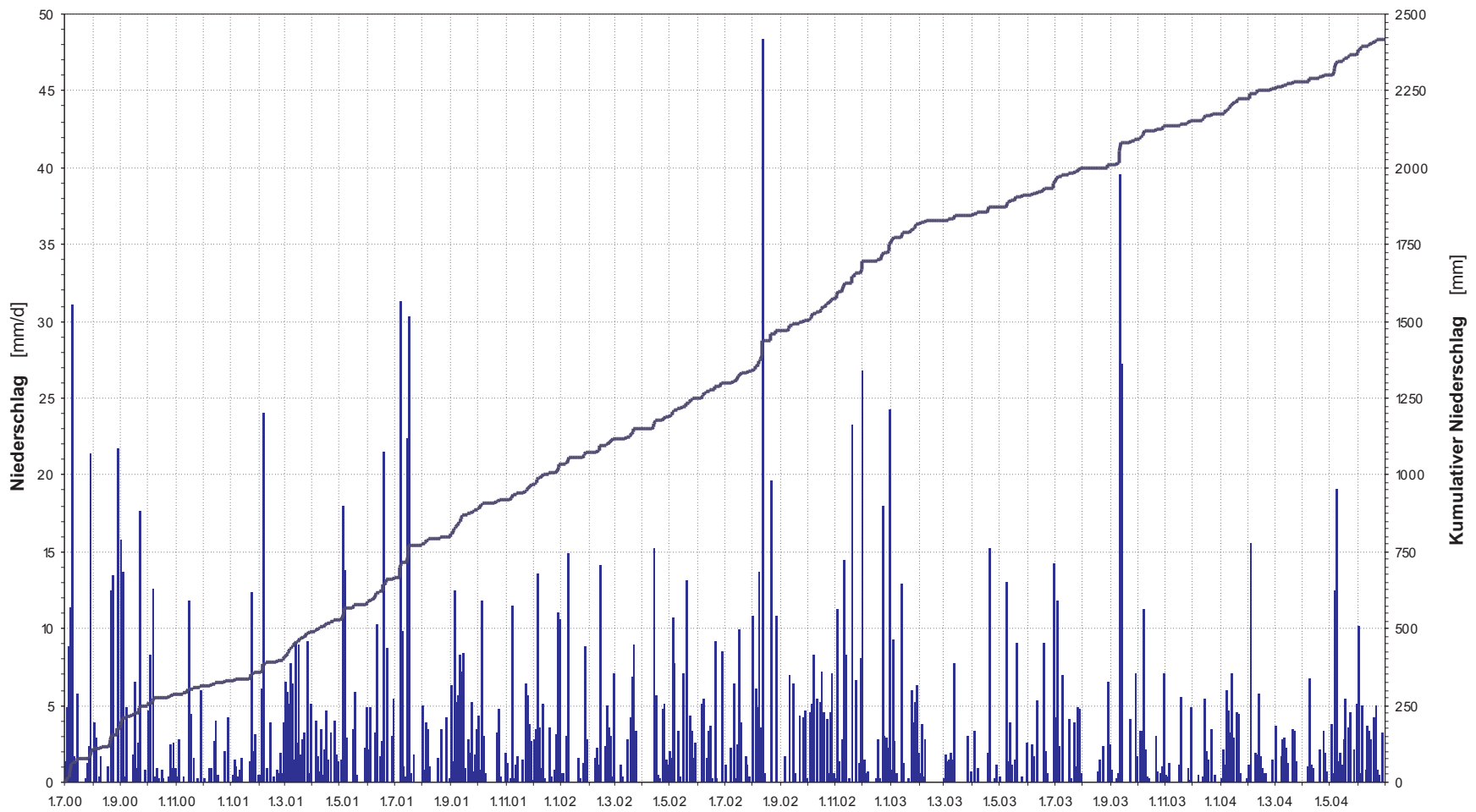


Abb. C1: Niederschlag im Untersuchungszeitraum auf der Versuchsanlage Lichtenberg, Sammler bodengleich korrigiert: Tagessummen und kumulativ.

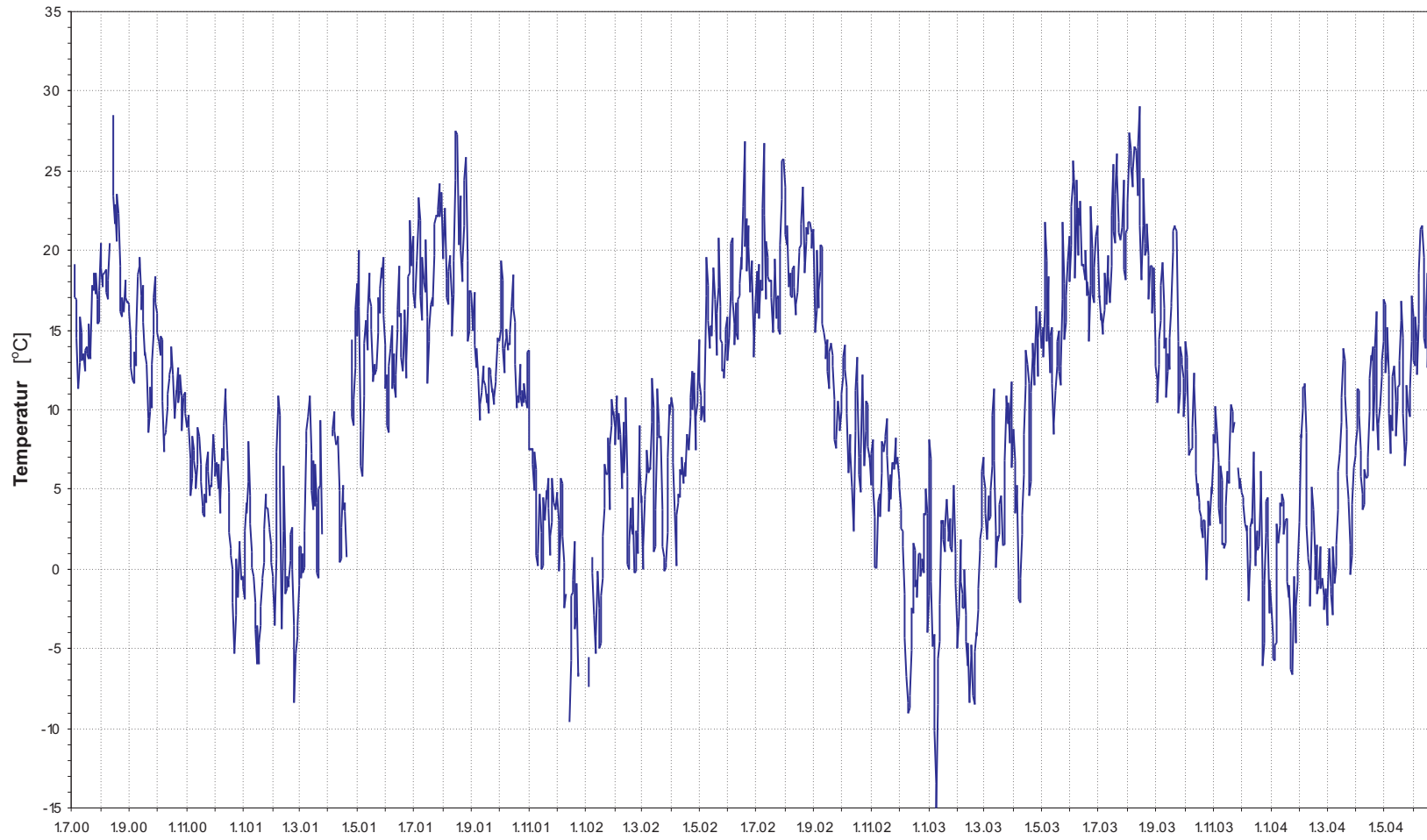


Abb. C2: Lufttemperatur im Untersuchungszeitraum auf der Versuchsanlage Lichtenberg, Tagesmittelwert.

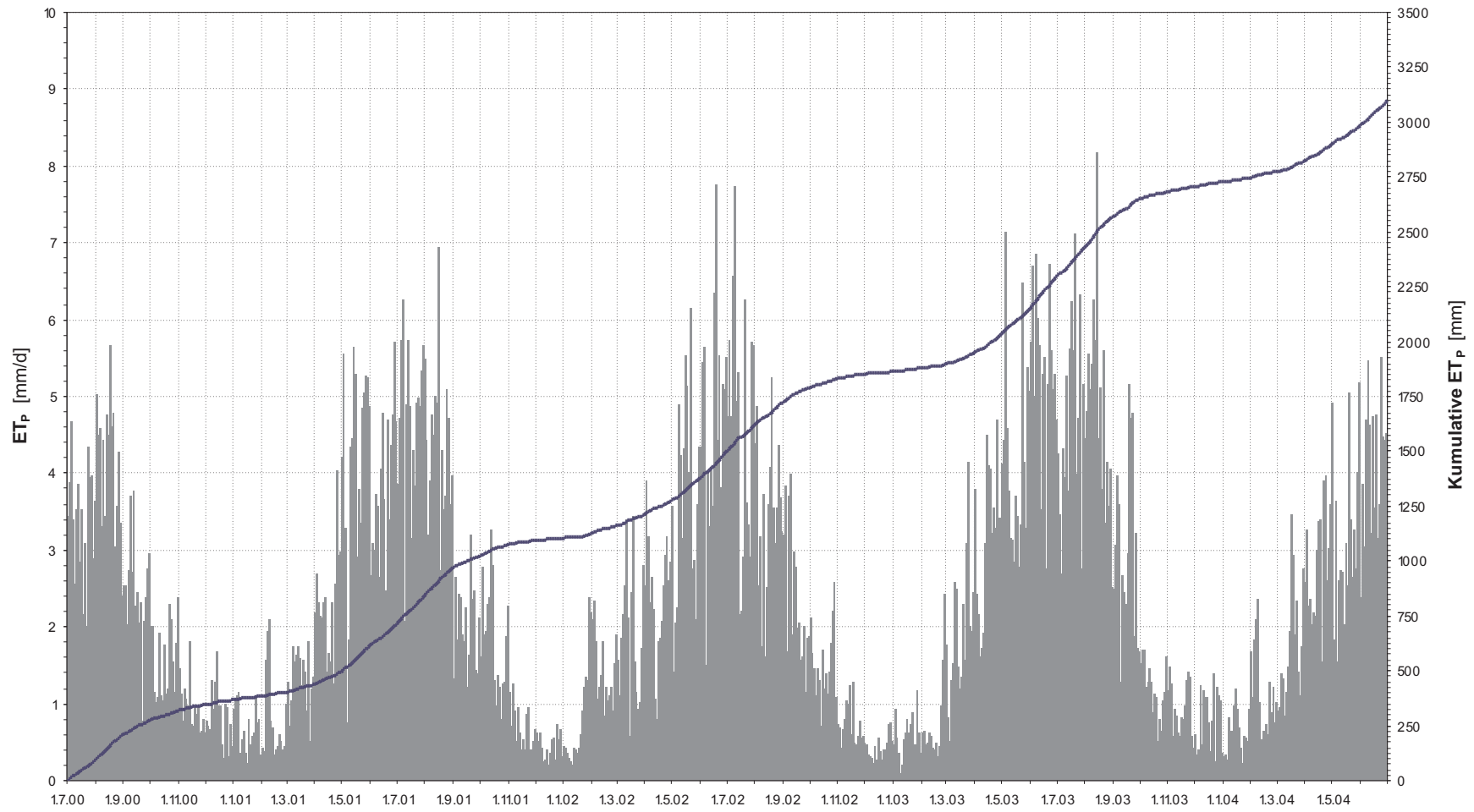


Abb. C3: Potentielle Evapotranspiration nach PENMAN-MONTEITH im Untersuchungszeitraum auf der Versuchsanlage Lichtenberg: Tagessummen und kumulativ.

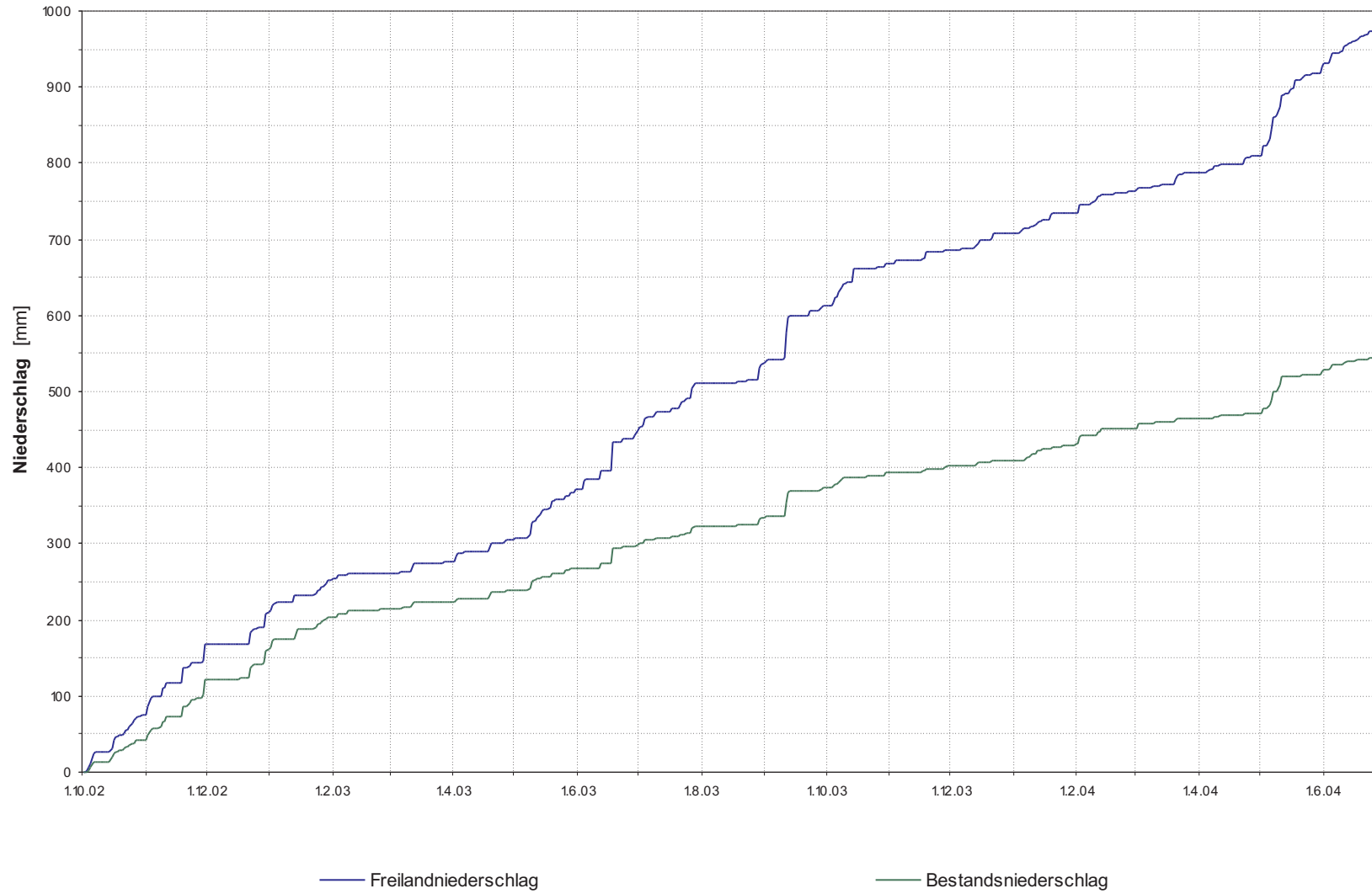


Abb. C4: Kumulativer Freiland- und Bestandsniederschlag, Waldversuchsfläche Seelingstädt, 1.7.2002–30.6.2004.

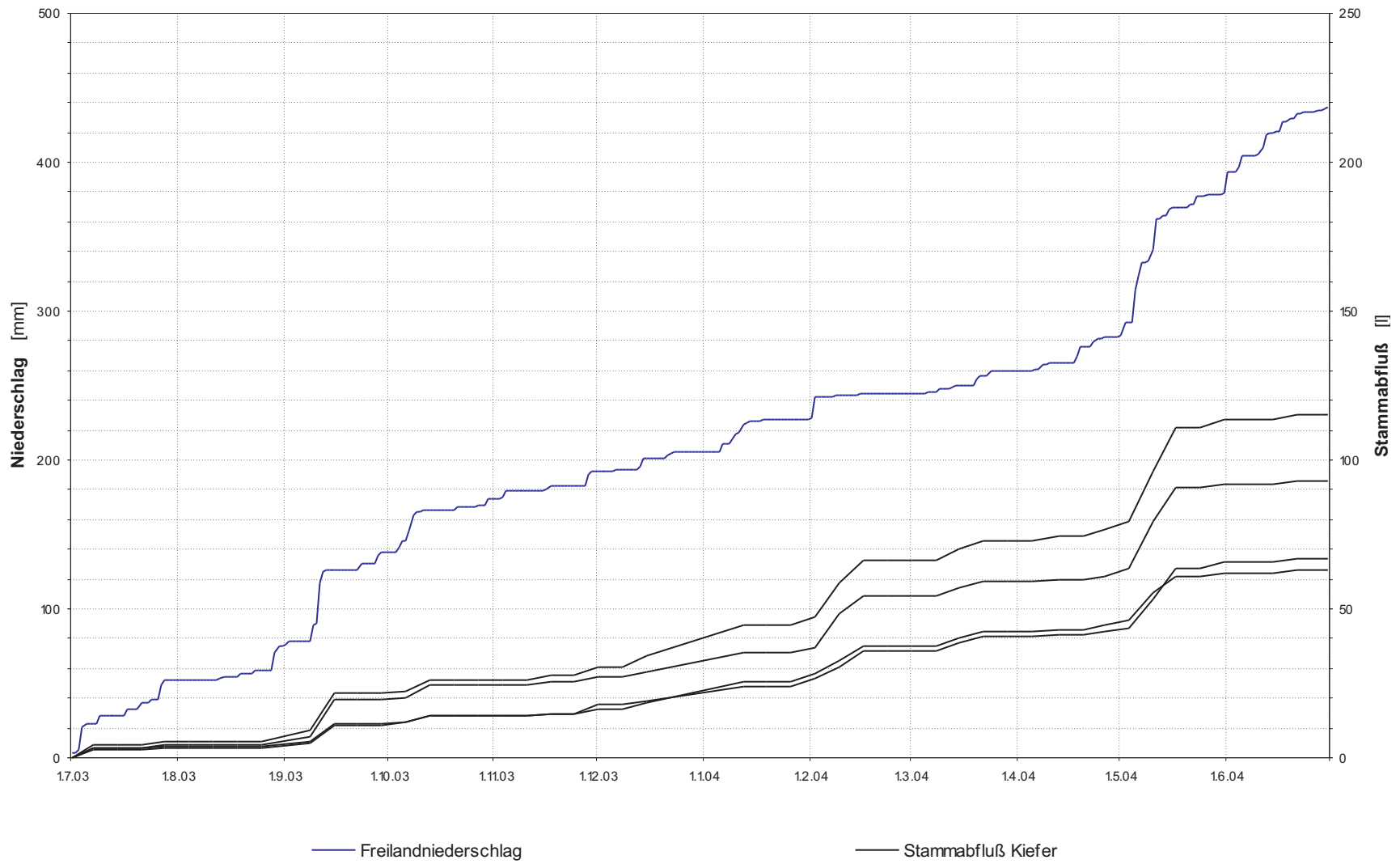


Abb. C5: Kumulativer Freilandniederschlag und Stammabfluß, Waldversuchsfläche Helmsdorf, 1.7.2003–30.6.2004.

D Hydrologische Ergebnisse der Versuchsfelder

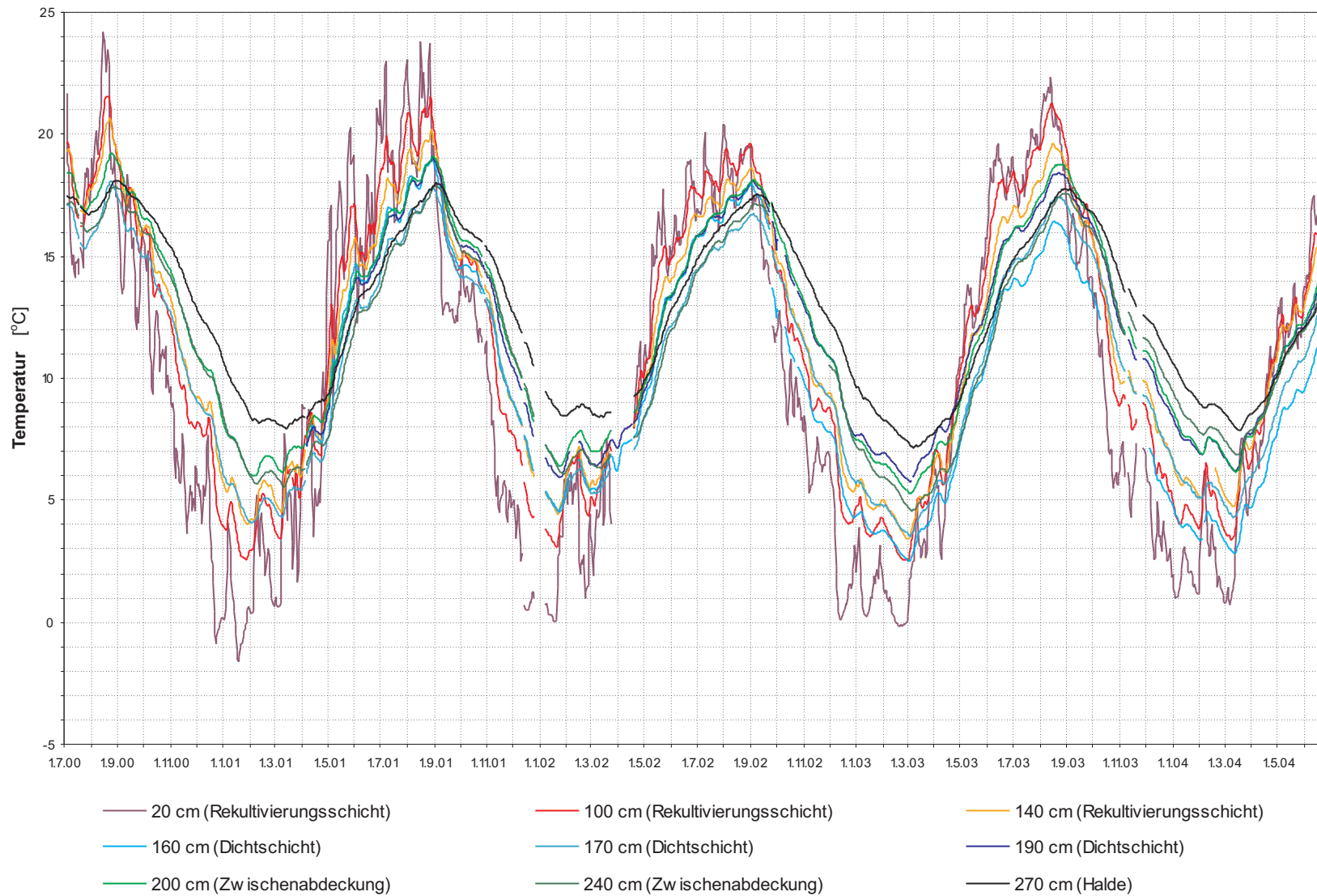


Abb. D1: Bodentemperaturen auf dem Versuchsfeld 1 im Untersuchungszeitraum (Tagesmittelwerte).

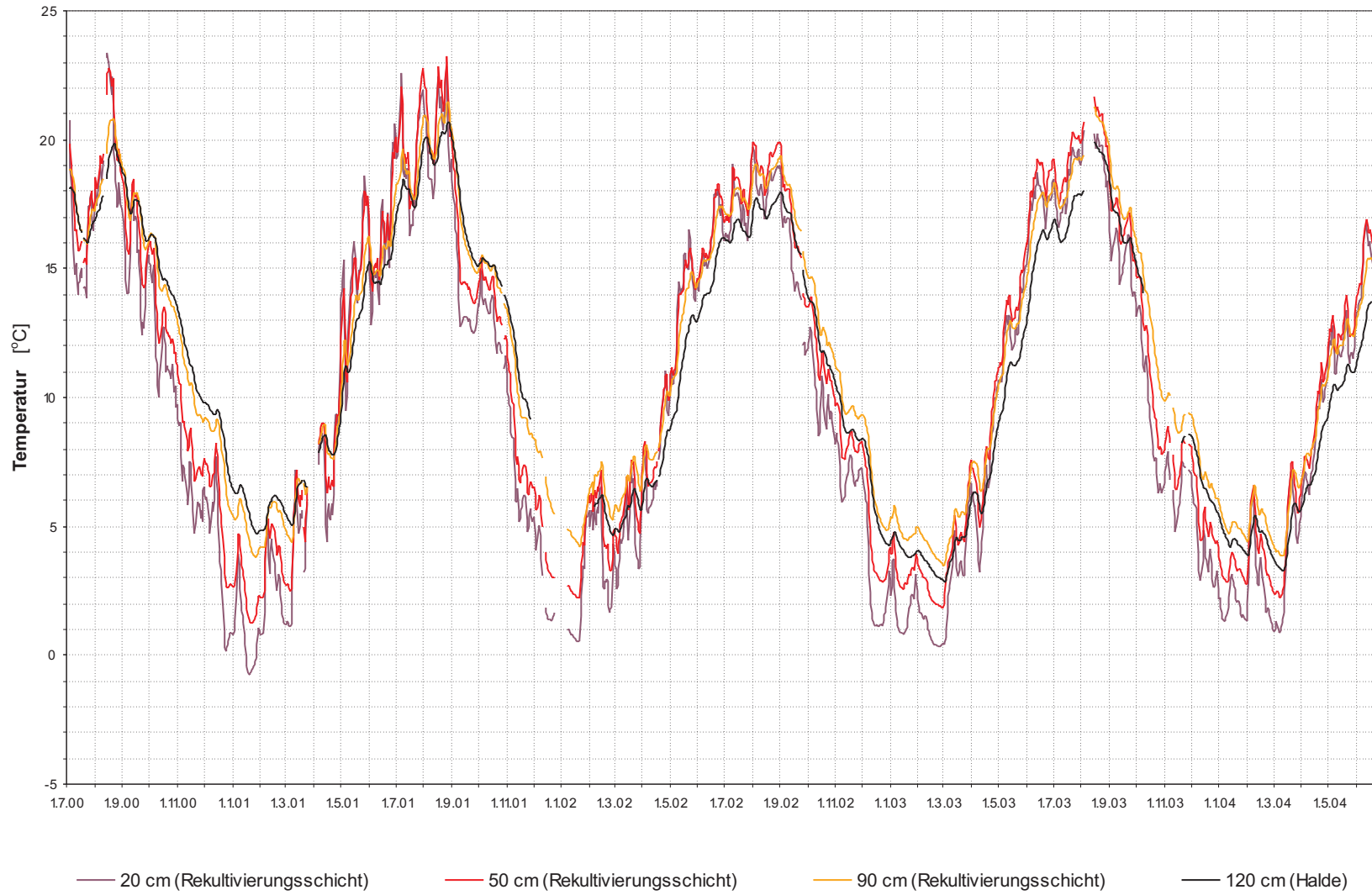


Abb. D2: Bodentemperaturen auf dem Versuchsfeld 2 im Untersuchungszeitraum (Tagesmittelwerte).

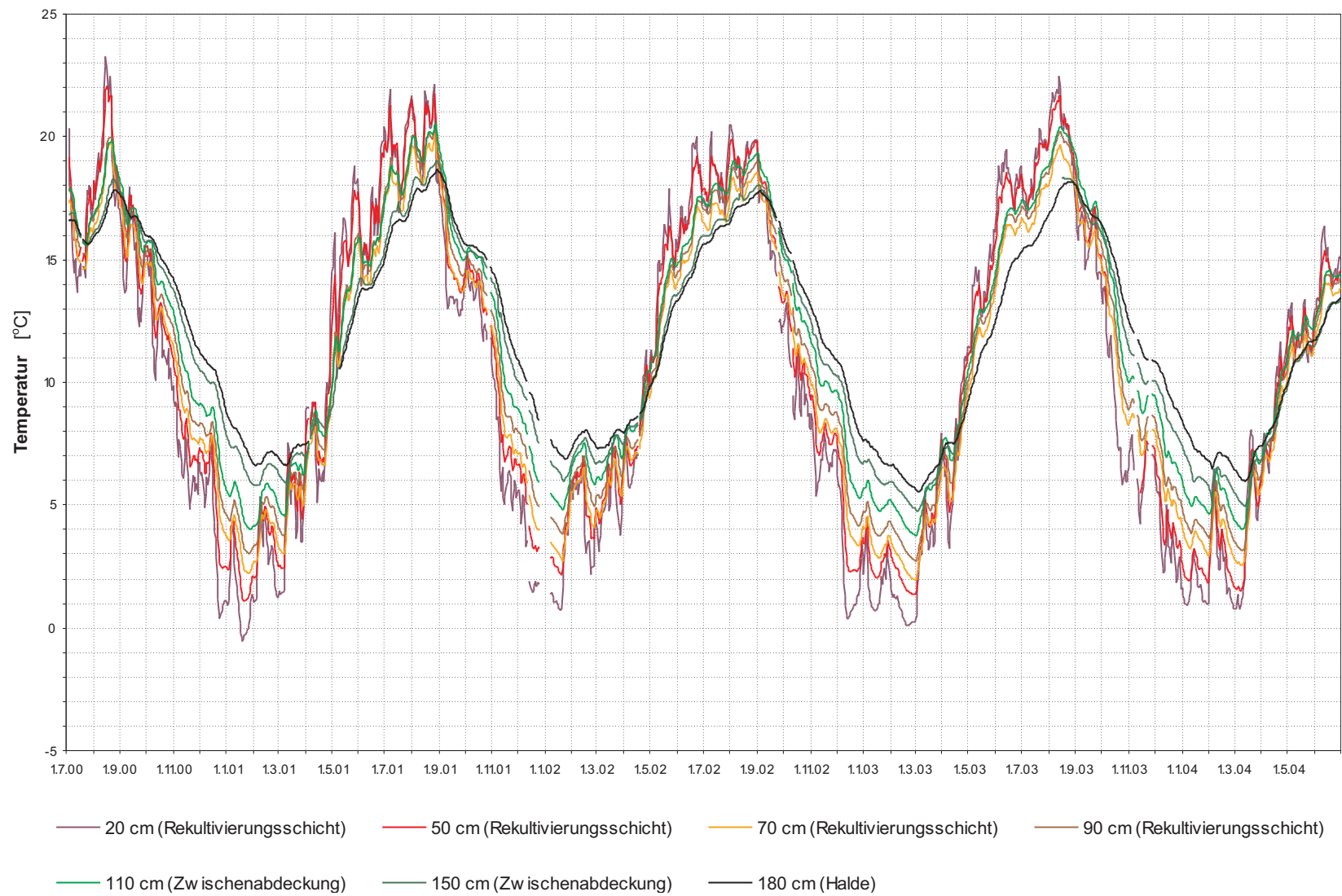


Abb. D3: Bodentemperaturen auf dem Versuchsfeld 3 im Untersuchungszeitraum (Tagesmittelwerte).

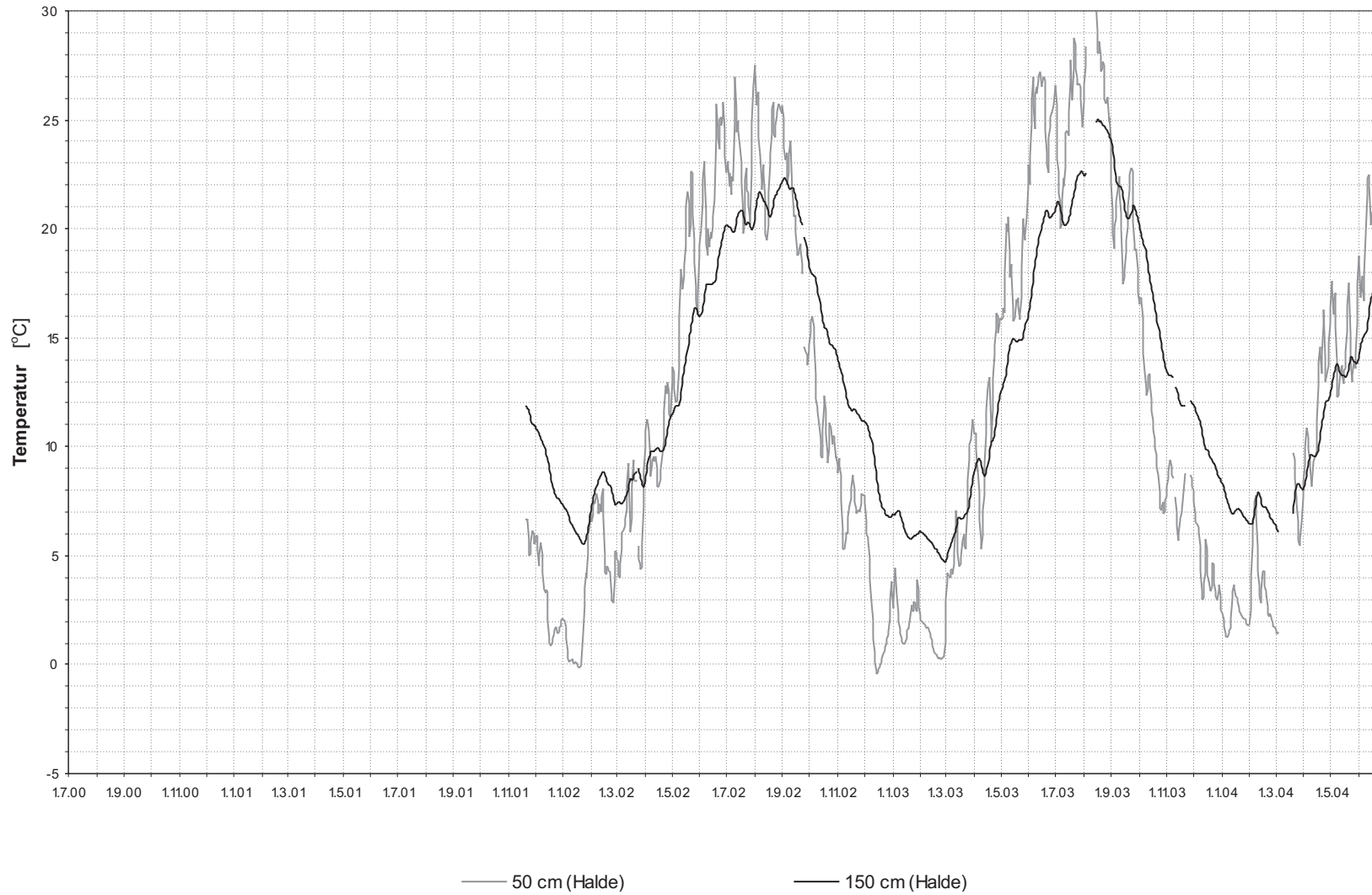


Abb. D4: Bodentemperaturen auf dem Versuchsfeld 4 im Untersuchungszeitraum (Tagesmittelwerte).



Abb. D5: Vergleich der Oberbodentemperaturen: Bodentemperaturen auf den Versuchsfeldern 1–3, 20 cm Bodentiefe (Tagesmittelwerte).

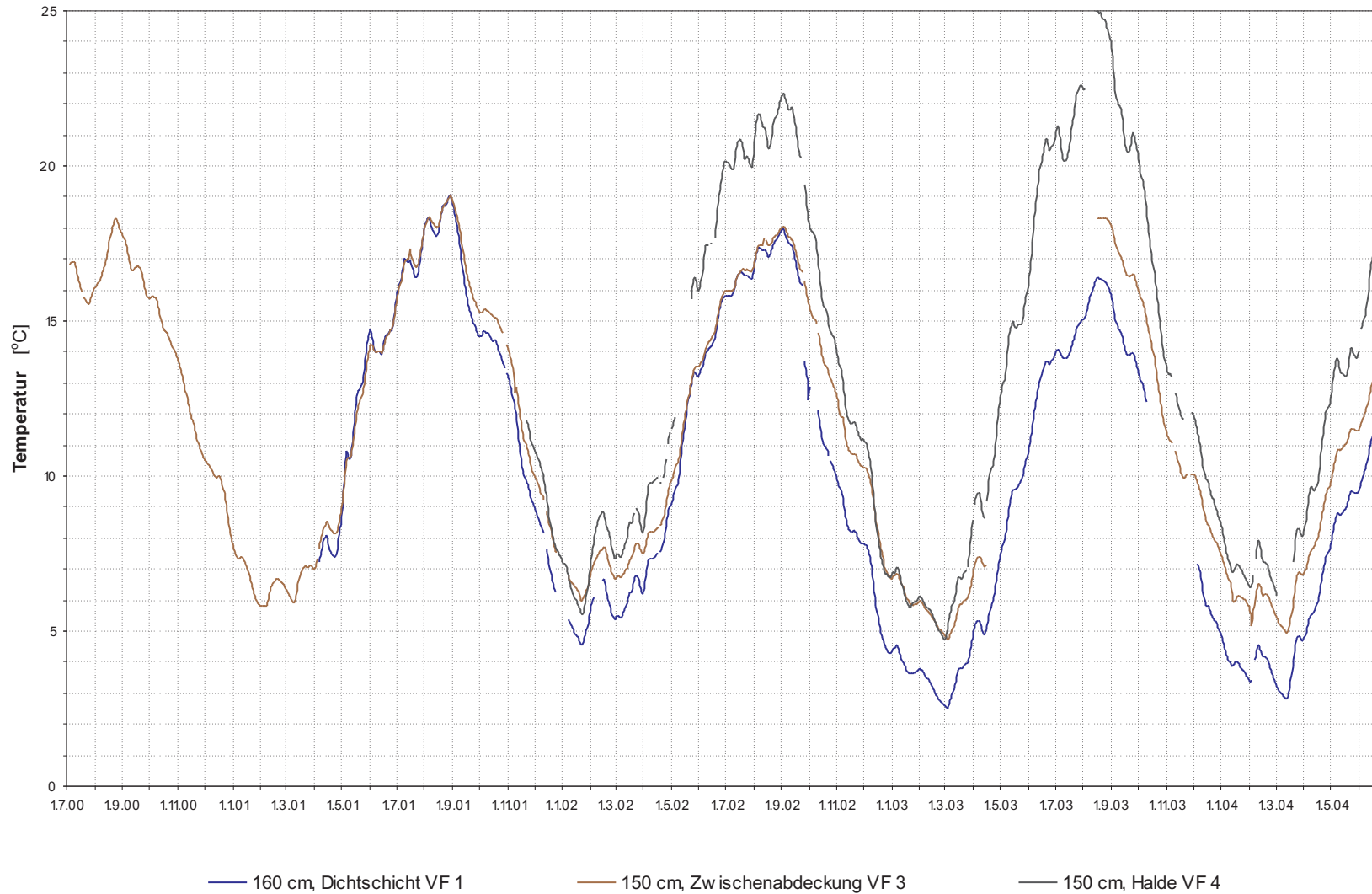


Abb. D6: Vergleich der Unterbodentemperaturen: Bodentemperaturen auf den Versuchsfeldern 1, 3 und 4, 150 cm bzw. 160 cm Bodentiefe (Tagesmittelwerte; Messungen in 160 cm auf dem VF 1 begannen erst im November 2001).

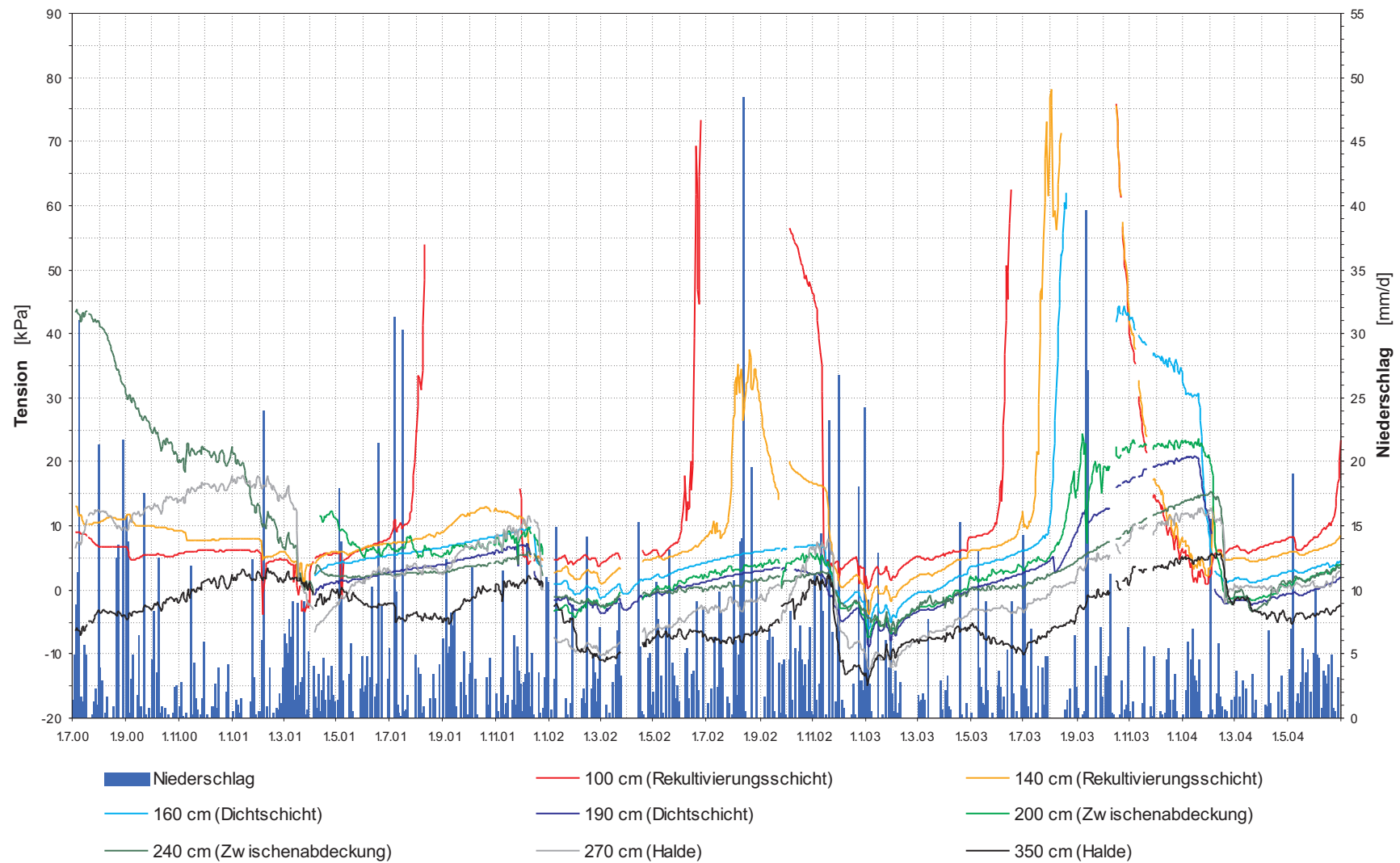


Abb. D7: Bodentension auf dem Versuchsfeld 1 im Untersuchungszeitraum (Tagesmittelwerte).

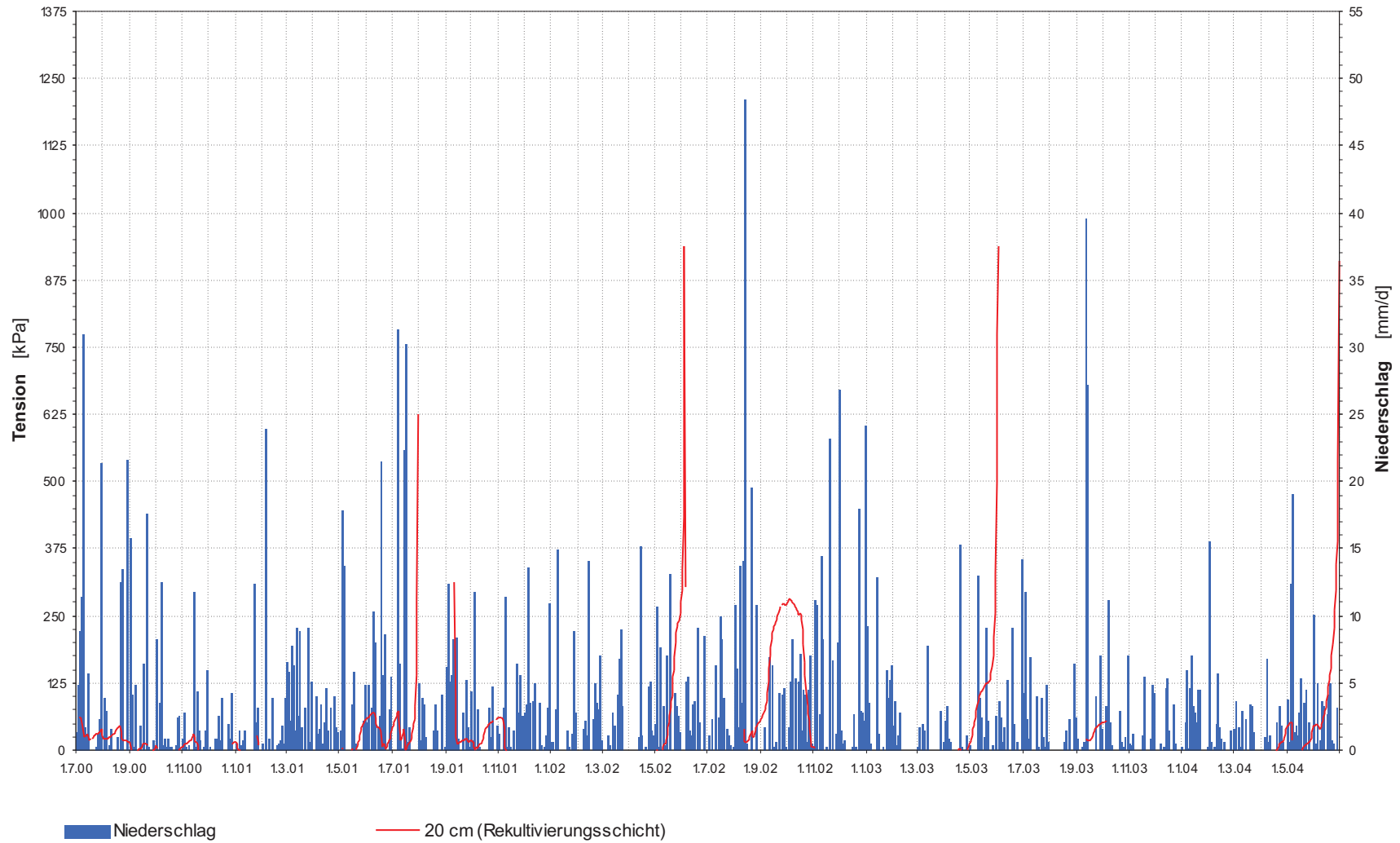


Abb. D8: Bodentension auf dem Versuchsfeld 1 im Untersuchungszeitraum (Tagesmittelwerte).

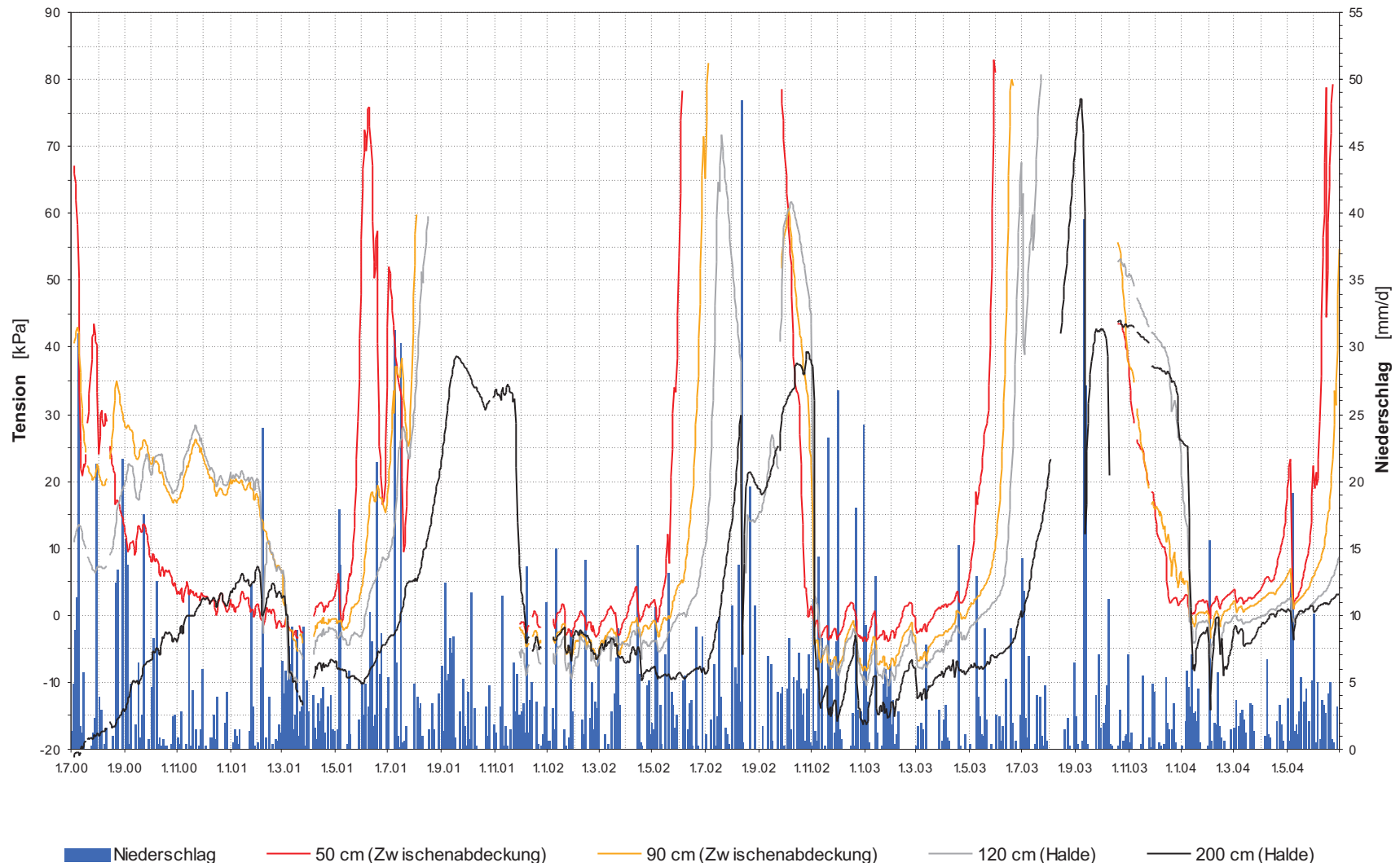


Abb. D9: Bodentension auf dem Versuchsfeld 2 im Untersuchungszeitraum (Tagesmittelwerte).

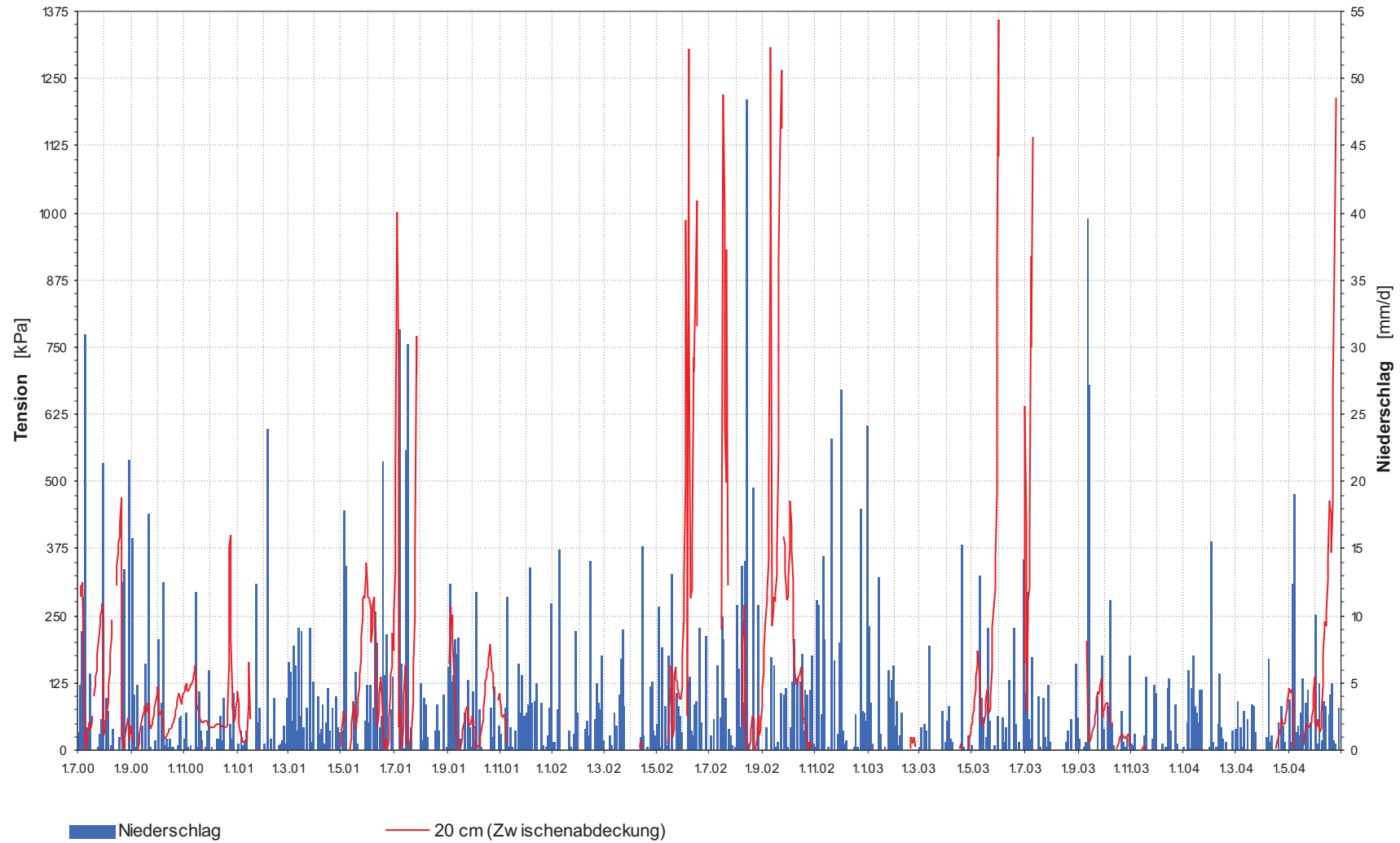


Abb. D10: Bodentension auf dem Versuchsfeld 2 im Untersuchungszeitraum (Tagesmittelwerte).

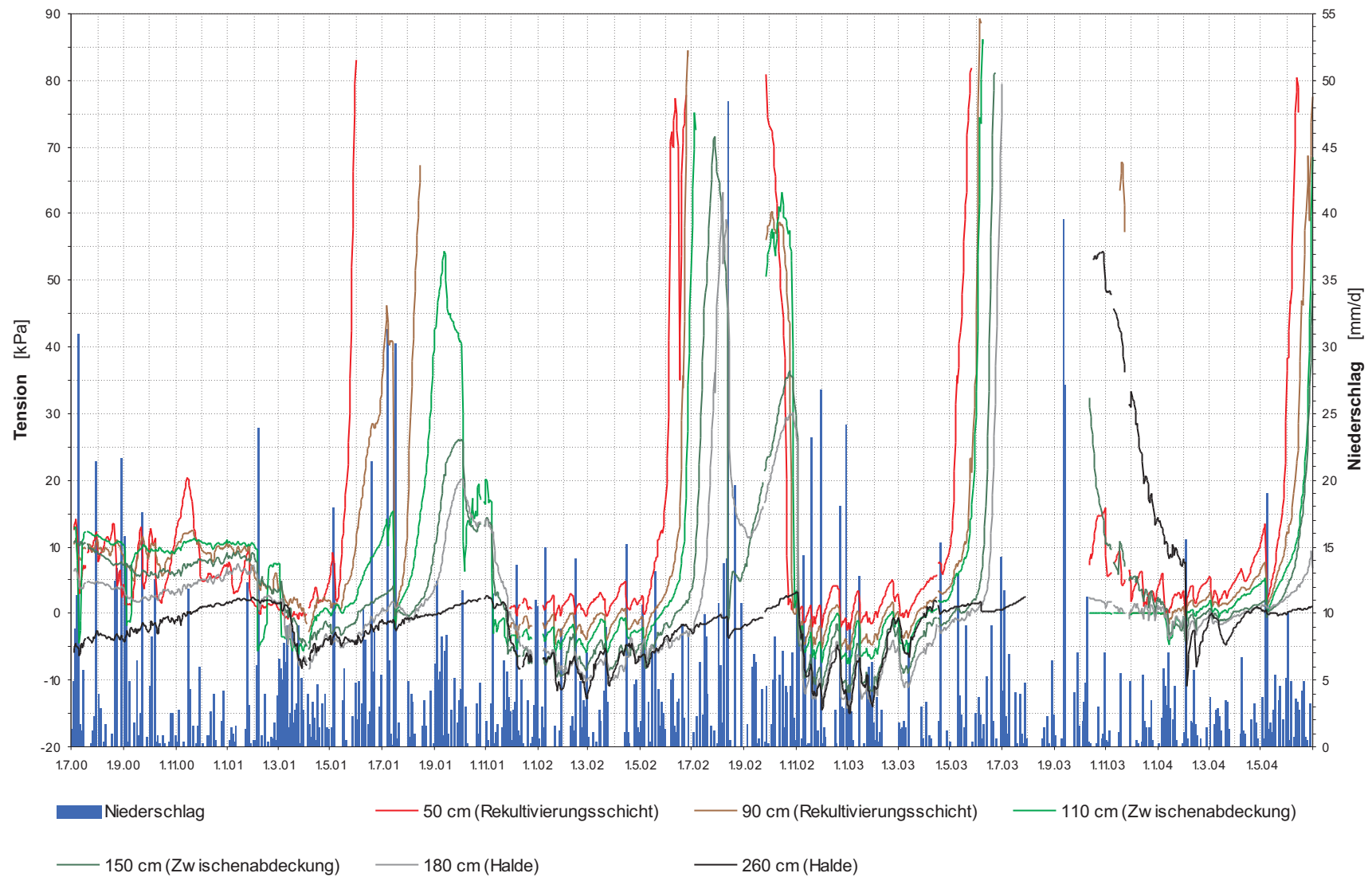


Abb. D11: Bodentension auf dem Versuchsfeld 3 im Untersuchungszeitraum (Tagesmittelwerte).

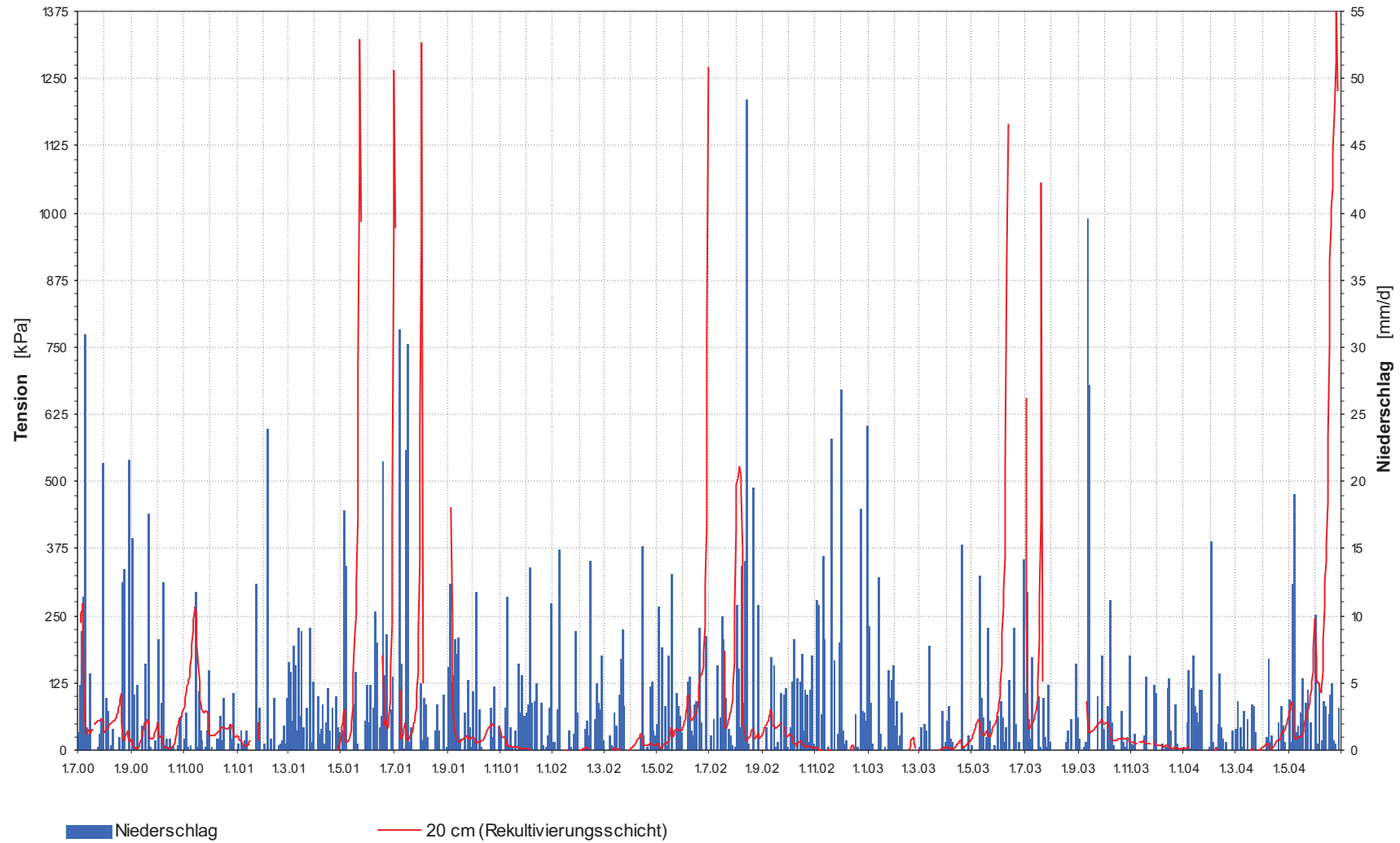


Abb. D12: Bodentension auf dem Versuchsfeld 3 im Untersuchungszeitraum (Tagesmittelwerte).

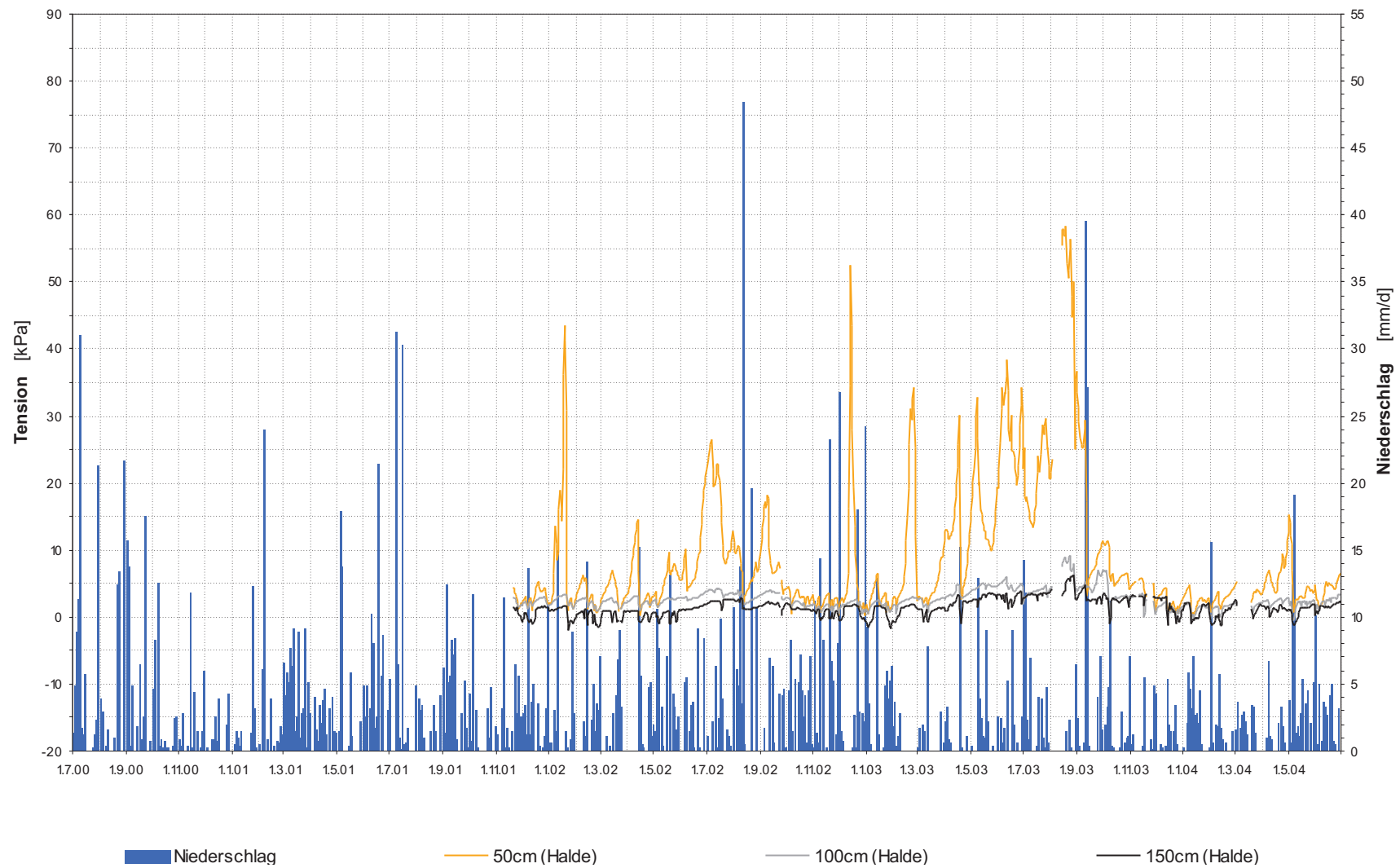


Abb. D13: Bodentension auf dem Versuchsfeld 4 im Untersuchungszeitraum (Tagesmittelwerte).

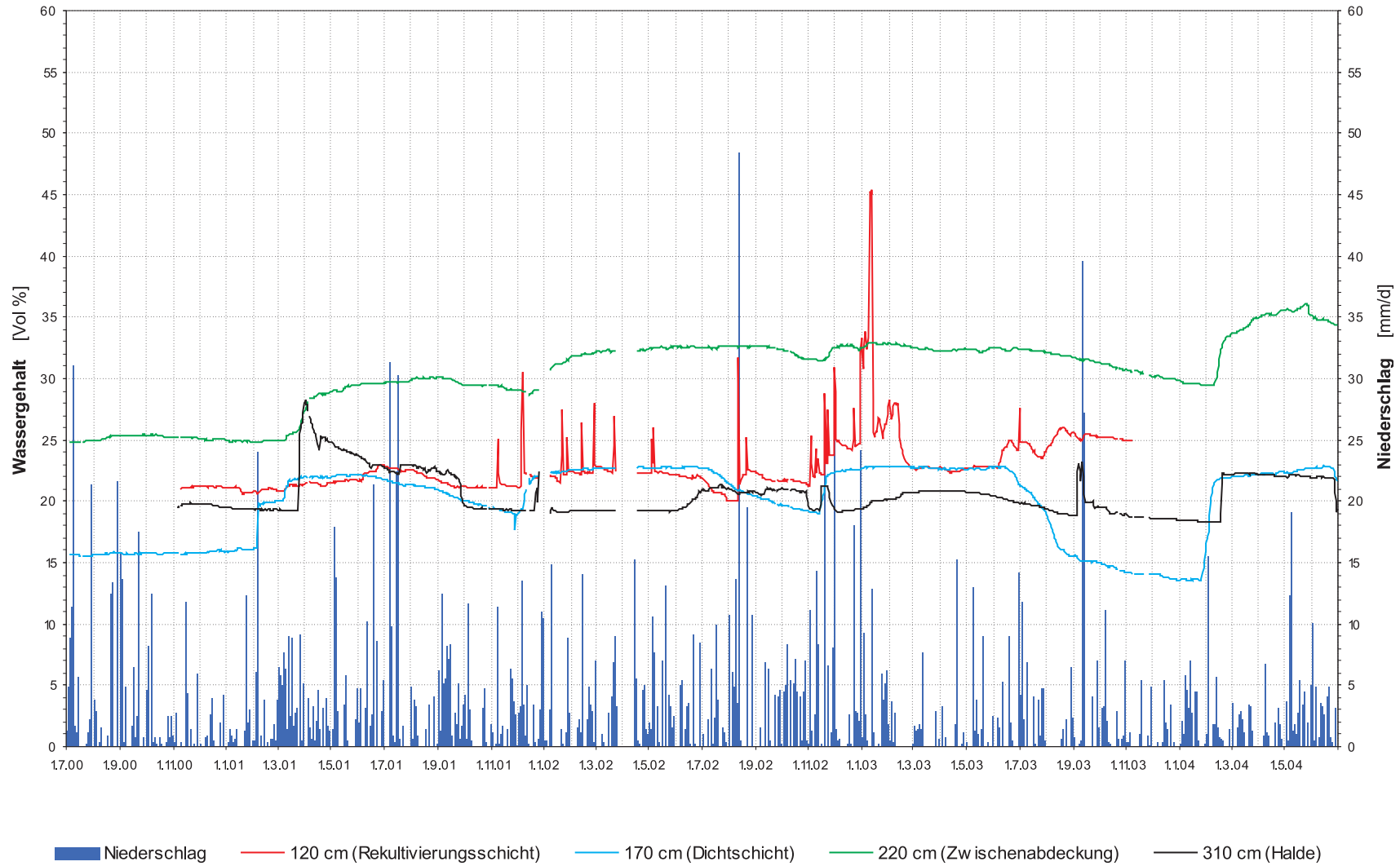


Abb. D14: Wassergehalte auf dem Versuchsfeld 1 im Untersuchungszeitraum (Tagesmittelwerte).

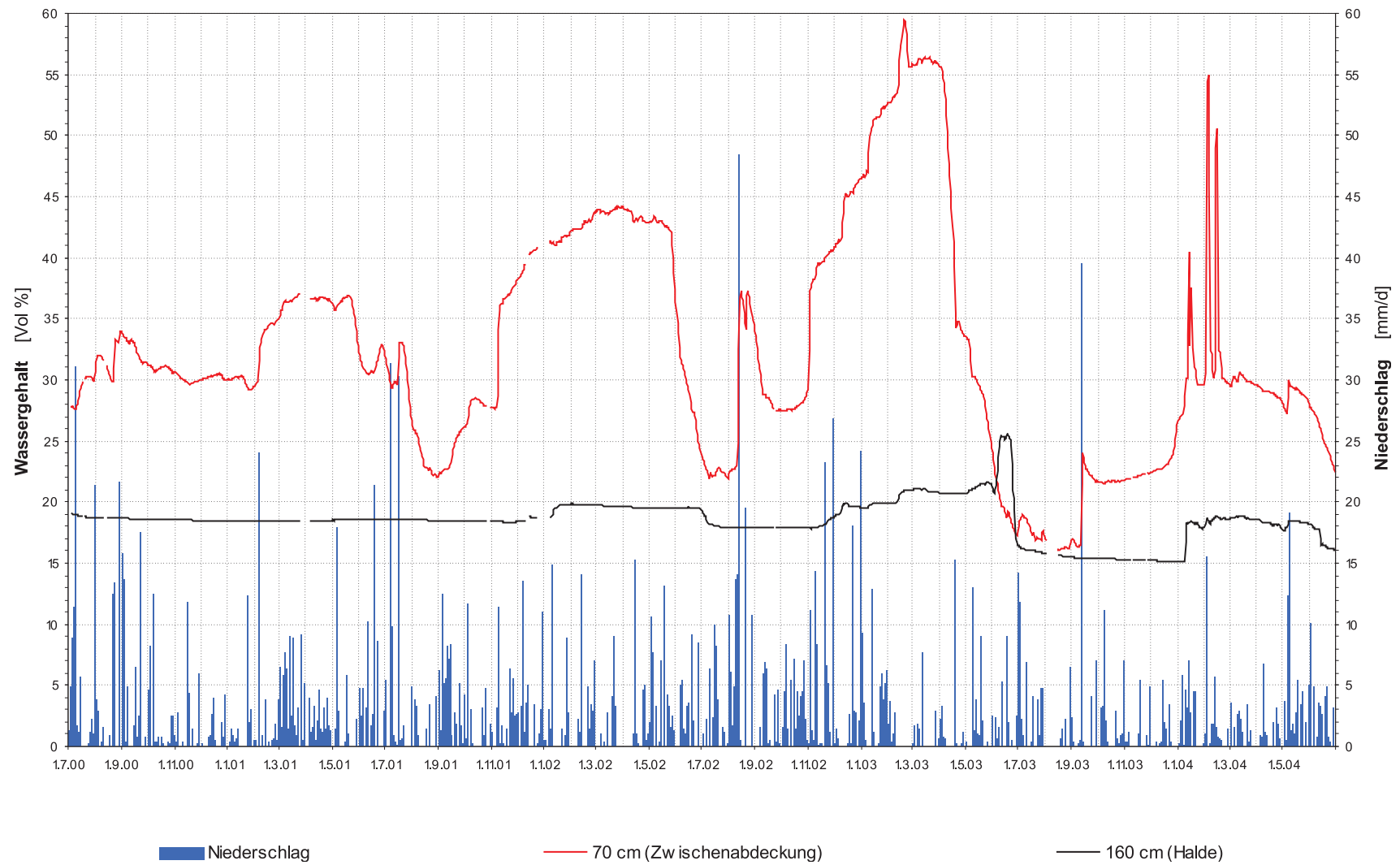


Abb. D15: Wassergehalte auf dem Versuchsfeld 2 im Untersuchungszeitraum (Tagesmittelwerte).

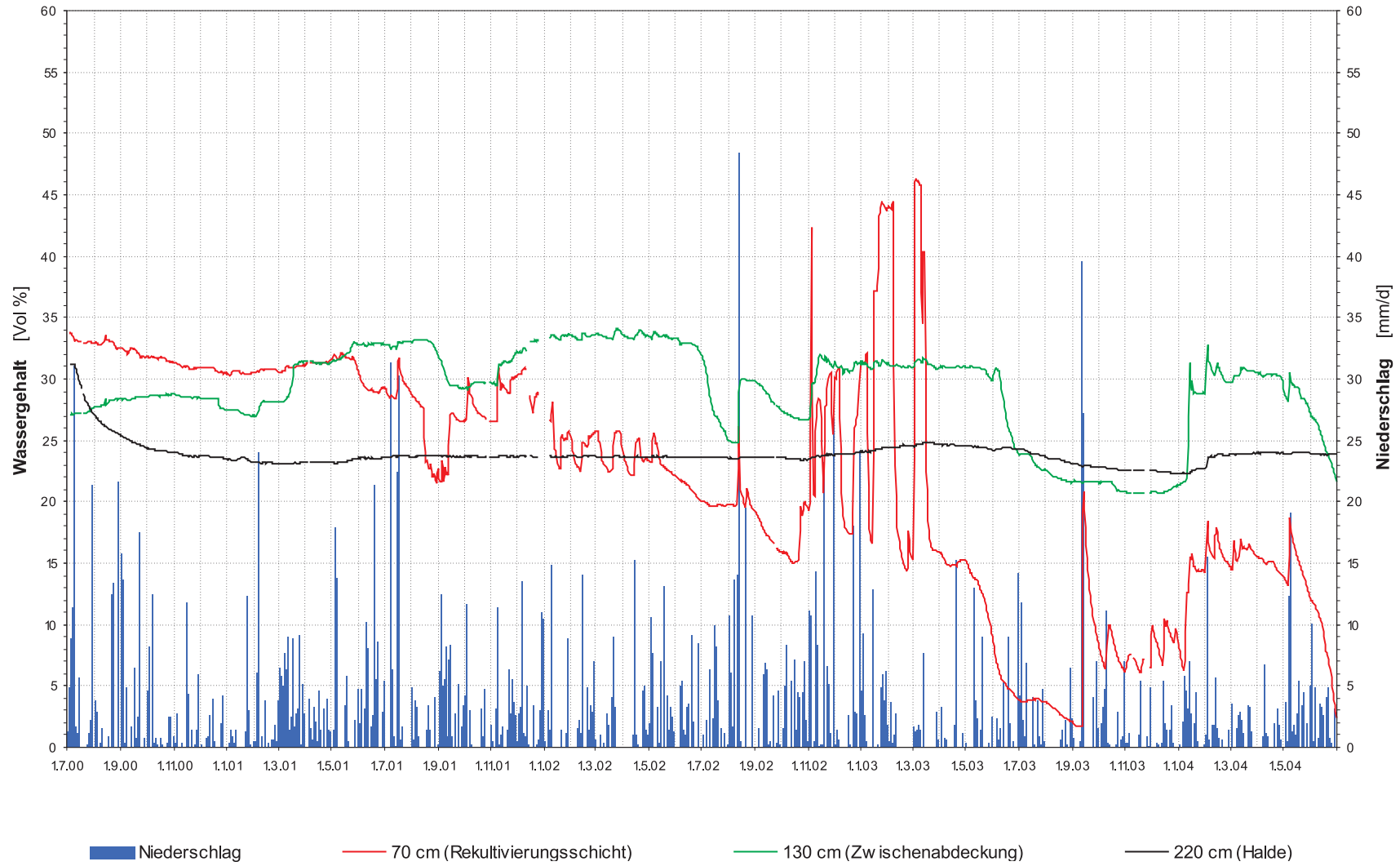


Abb. D16: Wassergehalte auf dem Versuchsfeld 3 im Untersuchungszeitraum (Tagesmittelwerte).

Tab. D1: Gemessener Abfluß im Untersuchungszeitraum, Versuchsfeld 1.

A_{i1} : Meßstelle Dichtschicht, Auffangkasten;

A_{i2} : Meßstelle Dichtschicht, laterale Dränage;

A_{i3} : Meßstelle Zwischenabdeckung, laterale Dränage.

	A_o [l]	$A_{i 1}$ [l]	$A_{i 2}$ [l]	$A_{i 3}$ [l]	A_u [l]
Juli 2000	5,2	0,0	n.b	n.b.	0,0
August 2000	0,6	0,0	n.b	n.b.	0,0
September 2000	0,8	0,0	n.b	n.b.	0,0
Oktober 2000	0,0	50,9	n.b	n.b.	0,0
November 2000	0,0	0,7	n.b	n.b.	0,0
Dezember 2000	0,0	0,0	n.b	n.b.	0,0
Januar 2001	0,0	0,0	n.b	n.b.	0,0
Februar 2001	0,0	223,9	n.b	n.b.	0,0
März 2001	0,9	2.637,6	n.b	n.b.	976,2
April 2001	0,2	2.843,4	n.b	n.b.	1.847,8
Mai 2001	1,1	1.242,1	n.b	n.b.	1.241,6
Juni 2001	3,6	112,0	n.b	n.b.	570,8
Juli 2001	20,0	181,0	n.b	n.b.	113,4
August 2001	0,1	0,0	n.b	n.b.	9,6
September 2001	2,2	0,0	n.b	n.b.	1,1
Oktober 2001	0,1	0,0	n.b	n.b.	0,3
November 2001	0,4	0,0	n.b	n.b.	0,3
Dezember 2001	0,2	1.717,5	n.b	n.b.	99,4
Januar 2002	0,0	3.294,2	n.b	n.b.	6,5
Februar 2002	0,0	3.287,5	n.b	n.b.	0,0
März 2002	0,0	3.743,0	n.b	n.b.	86,1
April 2002	0,0	2.088,6	n.b	n.b.	526,6
Mai 2002	0,0	1.305,6	n.b	n.b.	18,0
Juni 2002	0,0	239,7	n.b	n.b.	0,0
Juli 2002	0,0	0,0	n.b	n.b.	0,0
August 2002	1,1	34,4	n.b	n.b.	0,0
September 2002	1,5	0,7	n.b	n.b.	0,0
Oktober 2002	0,5	1,4	n.b	n.b.	4,8
November 2002	0,4	665,5	12.677,5	8.362,0	160,8
Dezember 2002	0,1	2.336,9	55.126,0	22.444,5	1.124,1
Januar 2003	4,7	3.153,4	83.593,0	33.694,5	3.159,2
Februar 2003	1,1	358,8	41.389,5	23.837,0	2.189,5
März 2003	0,0	13,2	30.626,5	16.610,0	1.258,4
April 2003	0,5	1,1	18.272,5	13.189,5	519,4
Mai 2003	0,0	0,0	11.023,0	11.900,5	450,1
Juni 2003	0,0	0,0	1.867,0	6.711,5	223,8
Juli 2003	0,0	0,0	41,0	2.425,0	126,0
August 2003	0,0	0,0	10,0	991,0	8,9
September 2003	0,0	0,0	94,5	1.406,5	7,8

Fortsetzung auf nächster Seite

 Fortsetzung von vorheriger Seite

	A_o [l]	$A_{i\ 1}$ [l]	$A_{i\ 2}$ [l]	$A_{i\ 3}$ [l]	A_u [l]
Oktober 2003	0,4	0,4	3,5	326,0	7,3
November 2003	0,0	0,0	0,0	14,5	3,0
Dezember 2003	0,0	0,0	116,0	164,5	2,4
Januar 2004	0,0	0,0	645,0	5.718,0	0,9
Februar 2004	0,0	7,9	9.639,0	11.591,0	0,4
März 2004	0,0	0,0	7.565,0	9.779,0	0,3
April 2004	0,0	0,0	5.365,5	7.268,5	0,4
Mai 2004	0,0	0,0	4.688,0	7.587,5	0,0
Juni 2004	0,0	0,0	1.004,0	5.748,0	0,0
Σ	45,7	29.541,3	283.746,5	189.769,0	14.745,2

Tab. D2: Gemessener Abfluß im Untersuchungszeitraum, Versuchsfeld 2.

	A_o [l]	A_i [l]	A_u [l]
Juli 2000	6,7	n.b	0,0
August 2000	14,8	n.b	0,1
September 2000	14,0	n.b	0,0
Oktober 2000	4,0	n.b	0,0
November 2000	2,8	n.b	0,0
Dezember 2000	0,5	n.b	0,0
Januar 2001	2,5	n.b	0,0
Februar 2001	0,0	n.b	0,1
März 2001	56,5	n.b	2.729,3
April 2001	0,5	n.b	1.298,7
Mai 2001	0,2	n.b	359,7
Juni 2001	0,3	n.b	4,1
Juli 2001	152,4	n.b	287,9
August 2001	1,4	n.b	55,3
September 2001	2,2	n.b	0,1
Oktober 2001	0,6	n.b	0,0
November 2001	2,1	n.b	249,5
Dezember 2001	329,7	n.b	3.149,9
Januar 2002	104,9	n.b	2.907,6
Februar 2002	123,5	n.b	3.030,9
März 2002	109,0	n.b	2.283,4
April 2002	7,5	n.b	1.271,2
Mai 2002	2,8	n.b	1.193,9
Juni 2002	0,4	n.b	127,0
Juli 2002	0,1	n.b	52,5
August 2002	91,7	n.b	38,3
September 2002	0,0	n.b	25,5
Oktober 2002	159,2	n.b	13,5
November 2002	225,5	124.309,3	3.406,4
Dezember 2002	44,8	120.071,0	4.751,1
Januar 2003	27,1	162.409,0	7.586,7
Februar 2003	0,1	40.504,0	20.050,1
März 2003	0,1	32.265,5	3,0
April 2003	0,4	3.711,0	0,0
Mai 2003	0,8	2.083,5	0,0
Juni 2003	3,7	1.087,0	0,0
Juli 2003	0,7	632,5	0,0
August 2003	0,0	10,5	0,0
September 2003	0,0	826,0	0,0
Oktober 2003	0,0	12,0	0,0
November 2003	0,0	0,0	0,0
Dezember 2003	0,0	0,0	0,0

Fortsetzung auf nächster Seite

Fortsetzung von vorheriger Seite

	A_o [1]	A_i [1]	A_u [1]
Januar 2004	0,0	14.382,5	3,4
Februar 2004	0,0	35.002,0	15,1
März 2004	0,0	14.580,1	315,3
April 2004	0,0	3.595,5	75,7
Mai 2004	0,0	10.541,0	4,3
Juni 2004	0,0	4.549,5	0,0
Σ	1.493,6	570.571,9	55.289,6

Tab. D3: Gemessener Abfluß im Untersuchungszeitraum, Versuchsfeld 3.
 A_{i1} : Meßstelle Rekultivierungsschicht, laterale Dränage;
 A_{i2} : Meßstelle Zwischenabdeckung, laterale Dränage.

	A_o [l]	$A_{i 1}$ [l]	$A_{i 2}$ [l]	A_u [l]
Juli 2000	1,4	n.b	n.b	0,0
August 2000	2,9	n.b	n.b	0,0
September 2000	5,5	n.b	n.b	0,0
Oktober 2000	4,1	n.b	n.b	0,0
November 2000	1,5	n.b	n.b	0,0
Dezember 2000	0,0	n.b	n.b	0,0
Januar 2001	0,2	n.b	n.b	0,0
Februar 2001	0,5	n.b	n.b	0,0
März 2001	2,1	n.b	n.b	16,9
April 2001	0,1	n.b	n.b	4,9
Mai 2001	1,1	n.b	n.b	0,1
Juni 2001	0,0	n.b	n.b	0,0
Juli 2001	0,6	n.b	n.b	0,0
August 2001	0,0	n.b	n.b	0,0
September 2001	0,0	n.b	n.b	0,0
Oktober 2001	0,0	n.b	n.b	0,0
November 2001	0,8	n.b	n.b	1.148,7
Dezember 2001	0,6	n.b	n.b	13.503,2
Januar 2002	1,0	n.b	n.b	9.281,4
Februar 2002	0,0	n.b	n.b	7.191,6
März 2002	0,0	n.b	n.b	4.382,1
April 2002	0,0	n.b	n.b	185,8
Mai 2002	0,1	n.b	n.b	502,0
Juni 2002	0,1	n.b	n.b	101,3
Juli 2002	0,2	n.b	n.b	52,1
August 2002	1,8	n.b	n.b	31,9
September 2002	0,8	n.b	n.b	31,3
Oktober 2002	0,0	n.b	n.b	11,1
November 2002	0,6	8.634,3	55.363,8	9.596,0
Dezember 2002	0,5	10.382,0	85.928,5	8.062,9
Januar 2003	0,2	10.167,5	112.842,5	0,0
Februar 2003	0,3	92,5	31.089,0	4.364,9
März 2003	0,0	0,0	3.650,5	2.602,1
April 2003	0,7	5,5	15,5	0,0
Mai 2003	0,1	0,0	1,0	4,4
Juni 2003	0,1	0,0	0,0	2,2
Juli 2003	0,7	0,0	0,0	0,0
August 2003	0,0	0,0	0,0	0,0
September 2003	0,2	50,0	118,5	0,0
Oktober 2003	0,6	11,5	18,0	0,0

Fortsetzung auf nächster Seite

Fortsetzung von vorheriger Seite

	A_o [l]	$A_{i\ 1}$ [l]	$A_{i\ 2}$ [l]	A_u [l]
November 2003	0,2	0,0	0,0	0,0
Dezember 2003	0,0	6,0	10,5	0,0
Januar 2004	0,0	157,0	360,0	0,0
Februar 2004	0,0	497,0	2.291,0	0,0
März 2004	0,2	3,5	12,5	0,0
April 2004	0,0	0,0	0,0	0,0
Mai 2004	0,1	6,0	4,5	0,0
Juni 2004	0,0	0,0	0,0	0,0
Σ	29,9	30.012,8	291.705,8	61.076,9

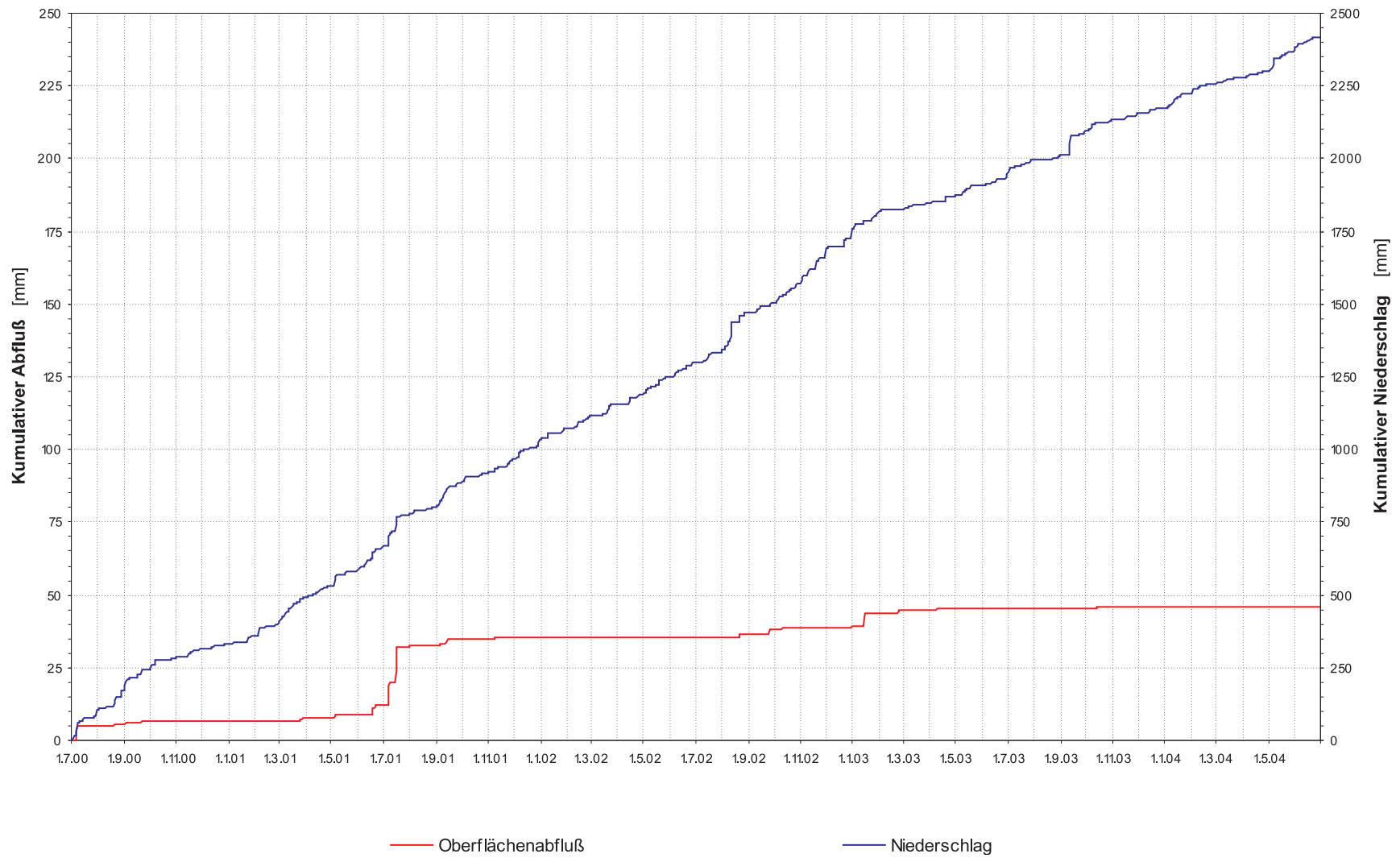


Abb. D17: Kumulativer Oberflächenabfluß und Niederschlag auf dem Versuchsfeld 1 im Untersuchungszeitraum.

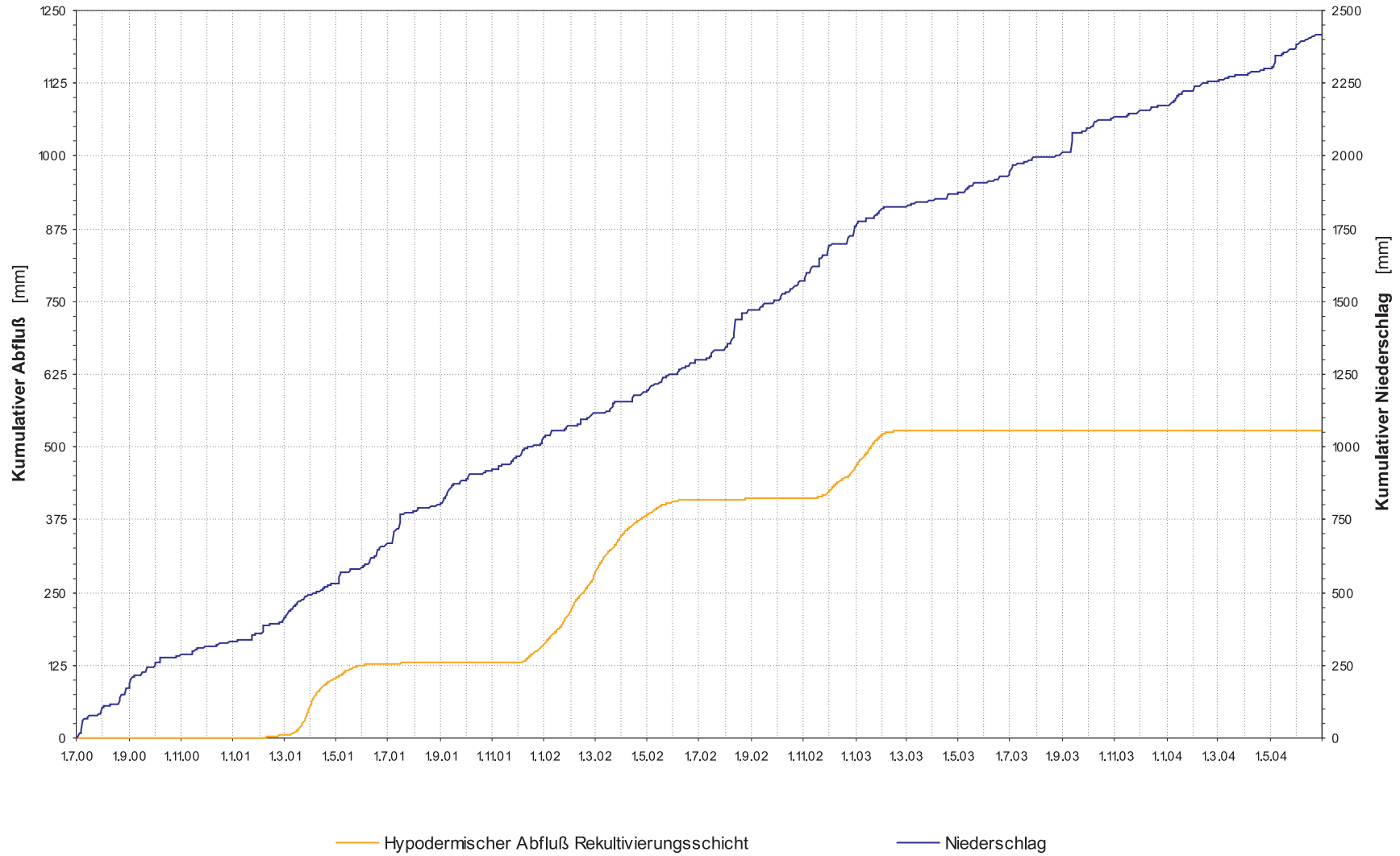


Abb. D18: Kumulativer hypodermischer Abfluß (Mefstelle Auffangkasten auf Dichtschicht) und Niederschlag auf dem Versuchsfeld 1 im Untersuchungszeitraum.

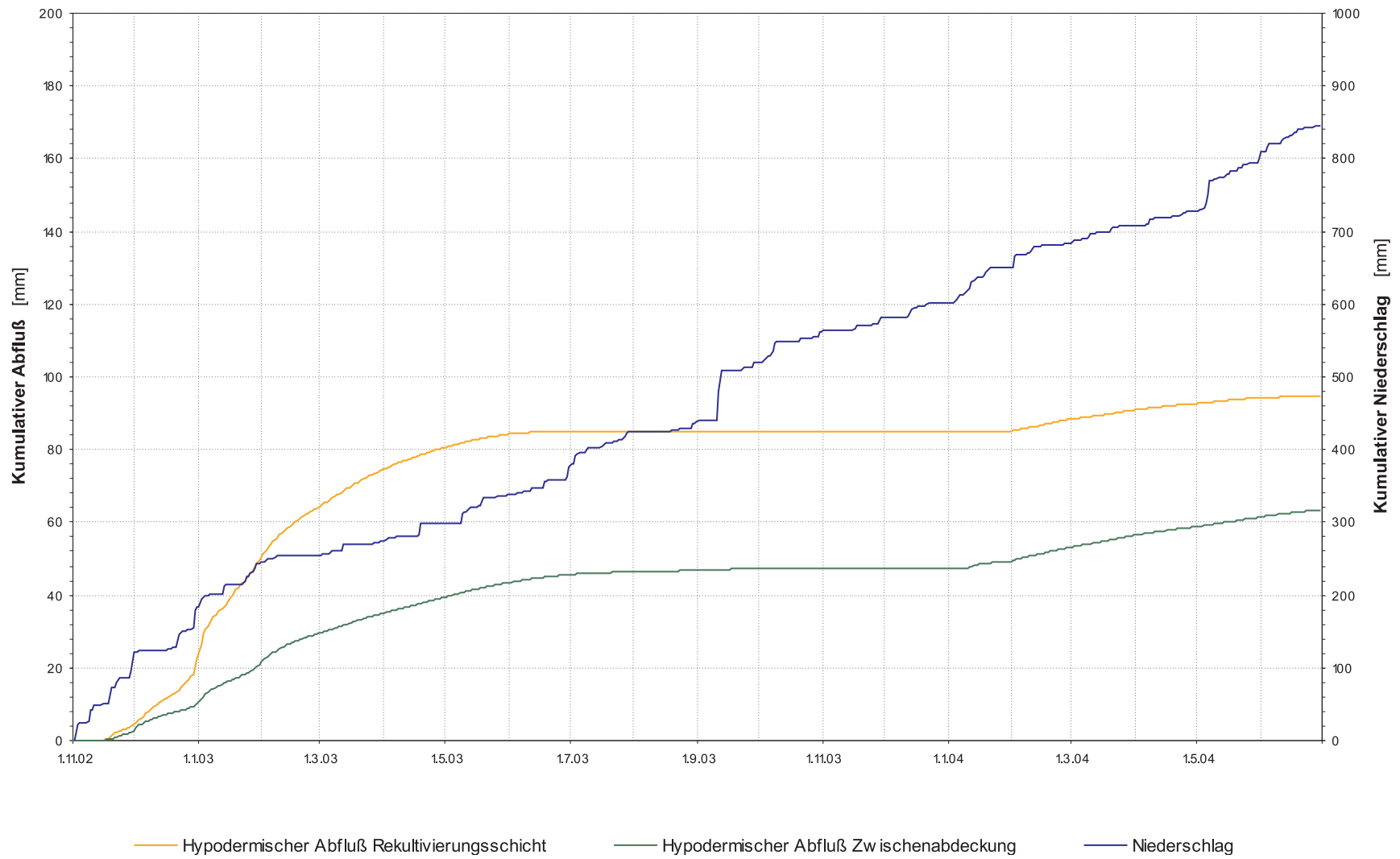


Abb. D19: Kumulativer hypodermischer Abfluß (Messstellen Drainage) und Niederschlag auf dem Versuchsfeld 1 im Untersuchungszeitraum.

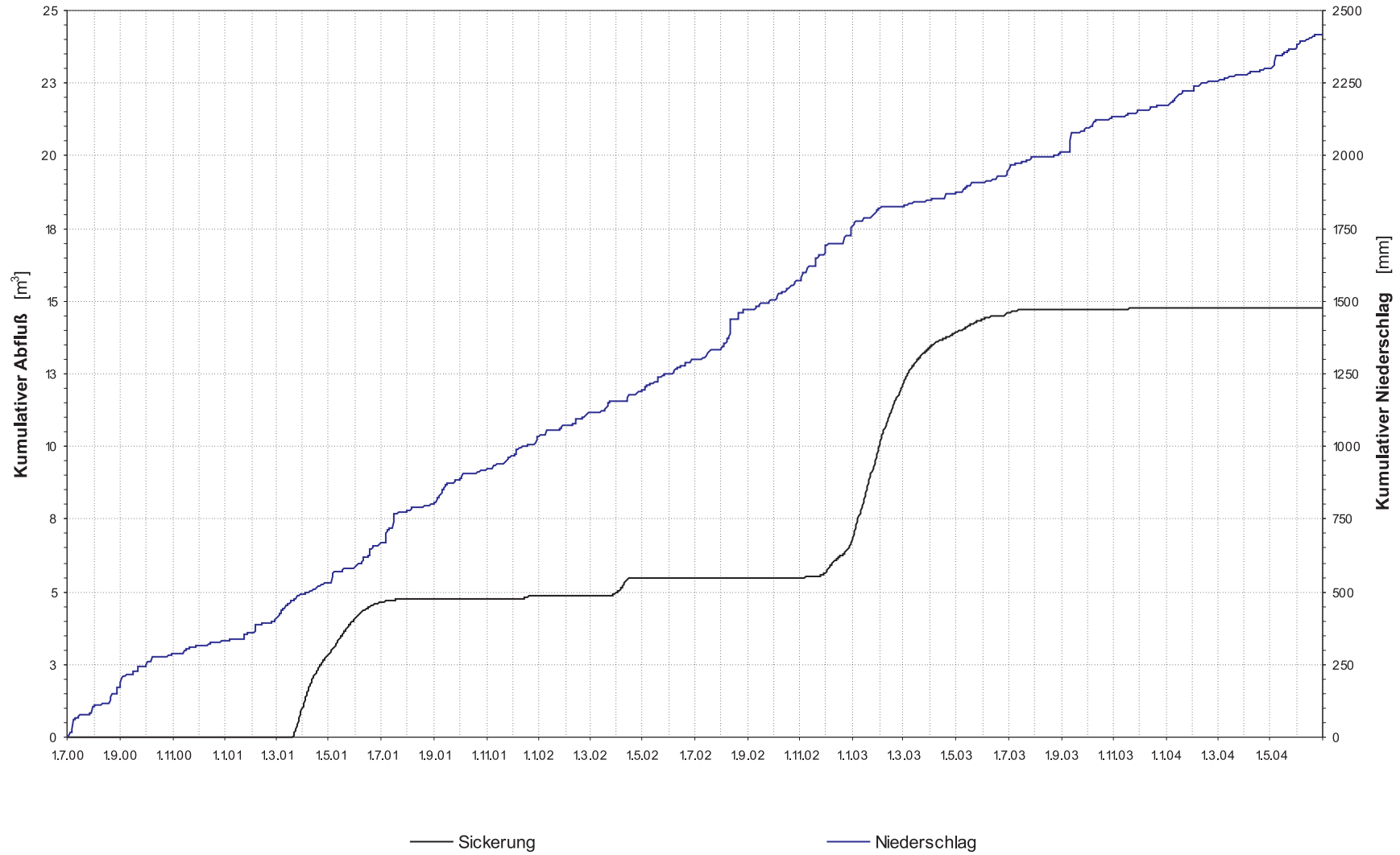


Abb. D20: Kumulative Sickerung und Niederschlag auf dem Versuchsfeld 1 im Untersuchungszeitraum.

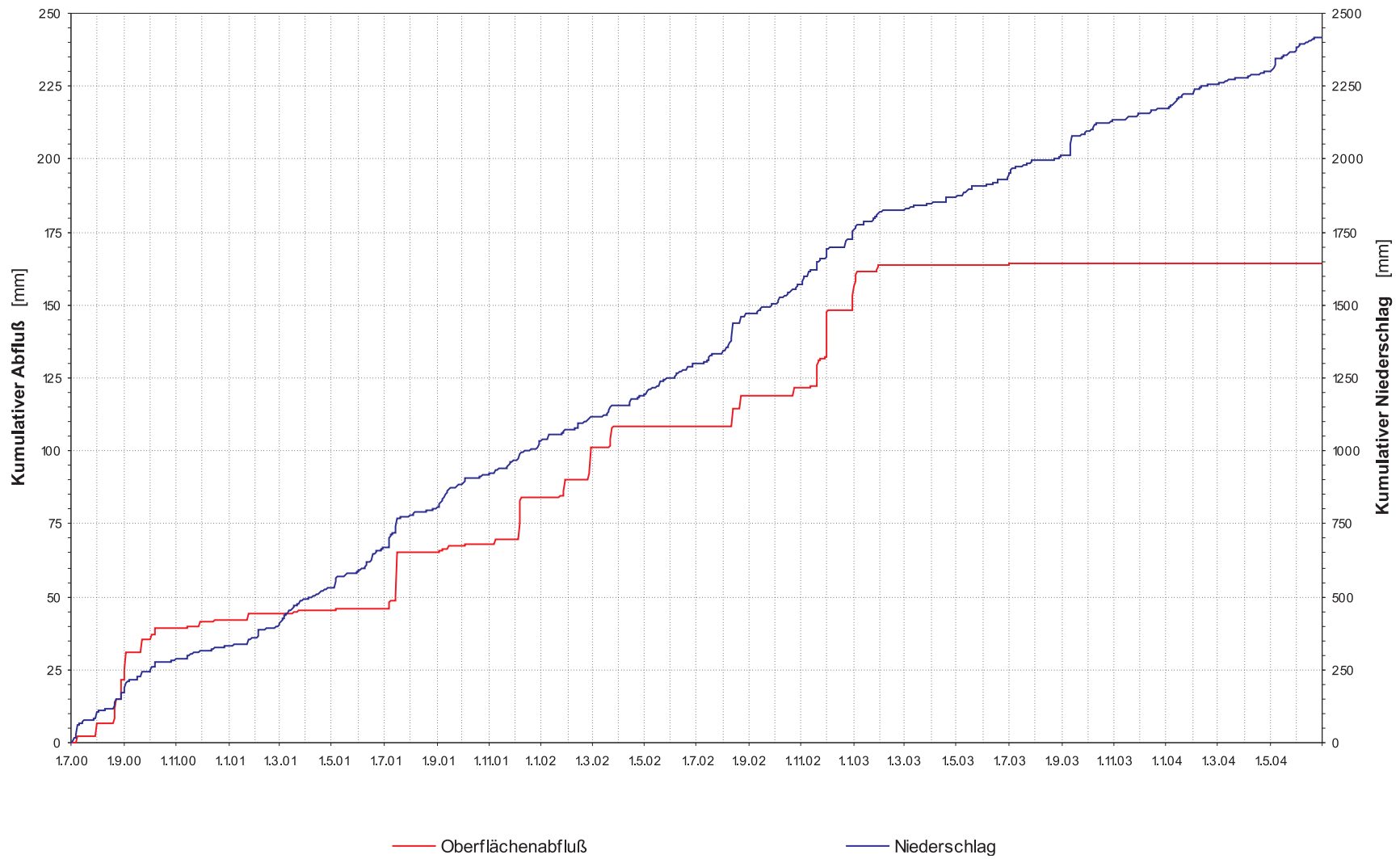


Abb. D21: Kumulativer Oberflächenabfluß und Niederschlag auf dem Versuchsfeld 2 im Untersuchungszeitraum.

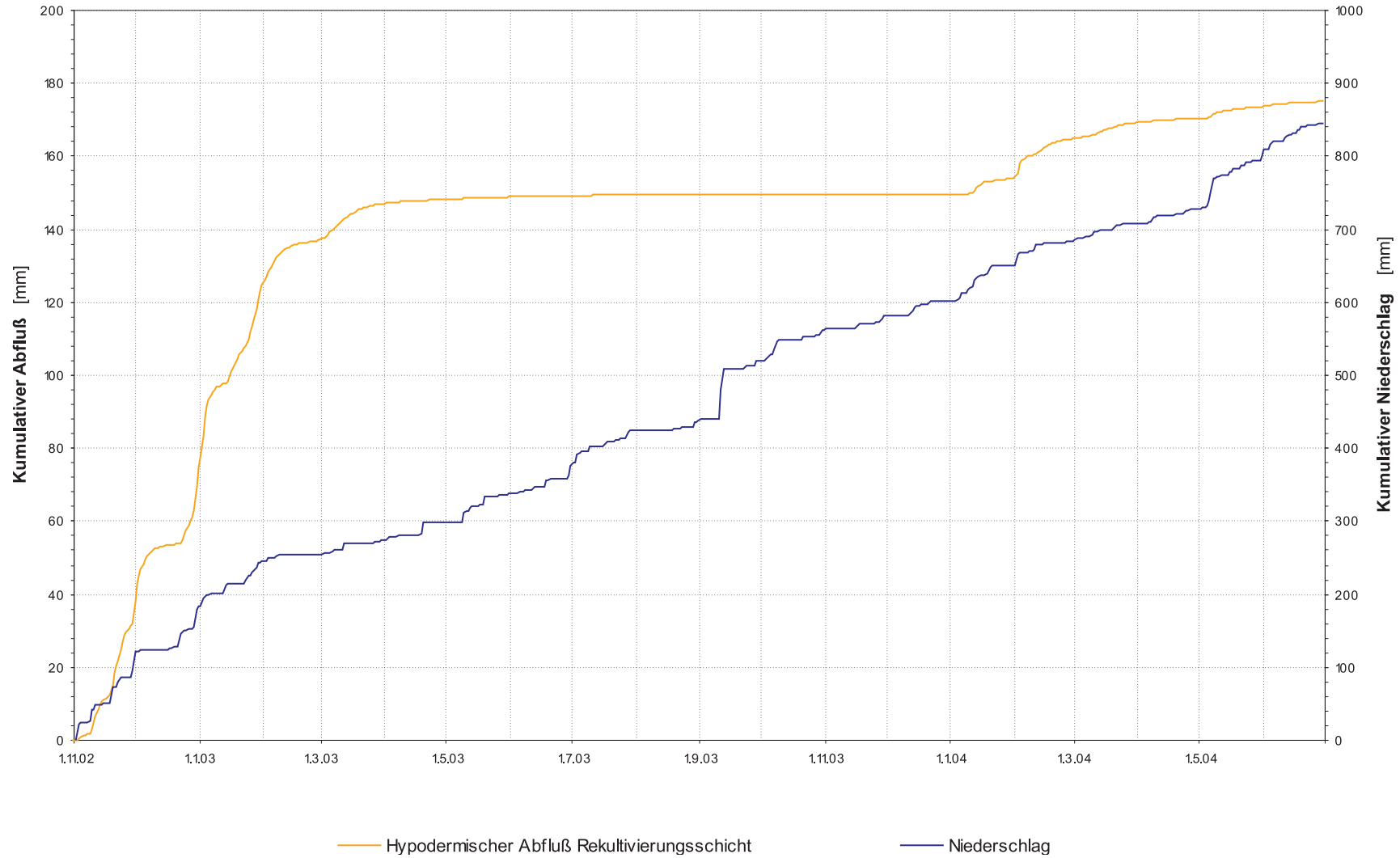


Abb. D22: Kumulativer hypodermischer Abfluß (Meststellen Drainage) und Niederschlag auf dem Versuchsfeld 2 im Untersuchungszeitraum.

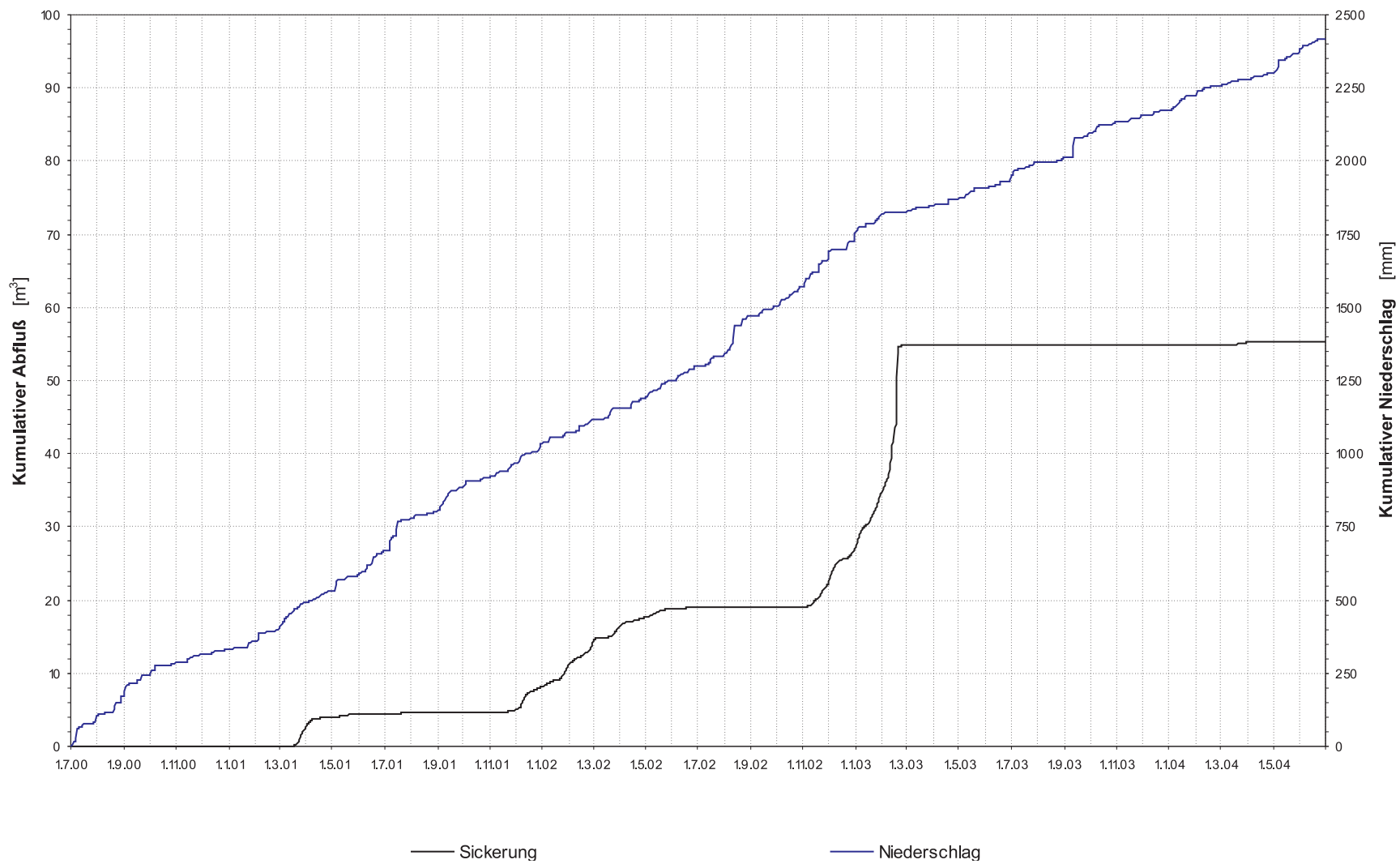


Abb. D23: Kumulative Sickerung und Niederschlag auf dem Versuchsfeld 2 im Untersuchungszeitraum.

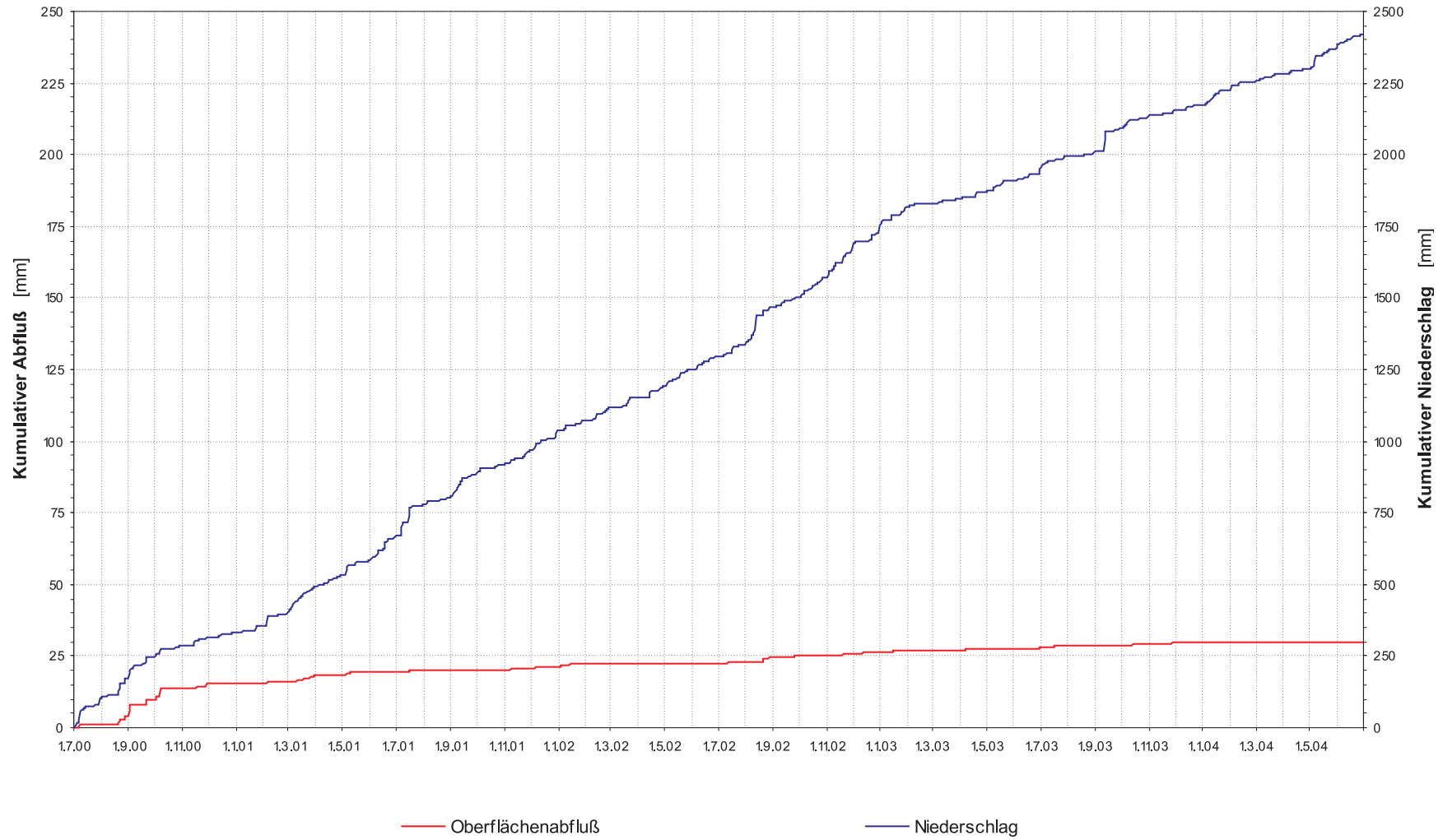


Abb. D24: Kumulativer Oberflächenabfluß und Niederschlag auf dem Versuchsfeld 3 im Untersuchungszeitraum.

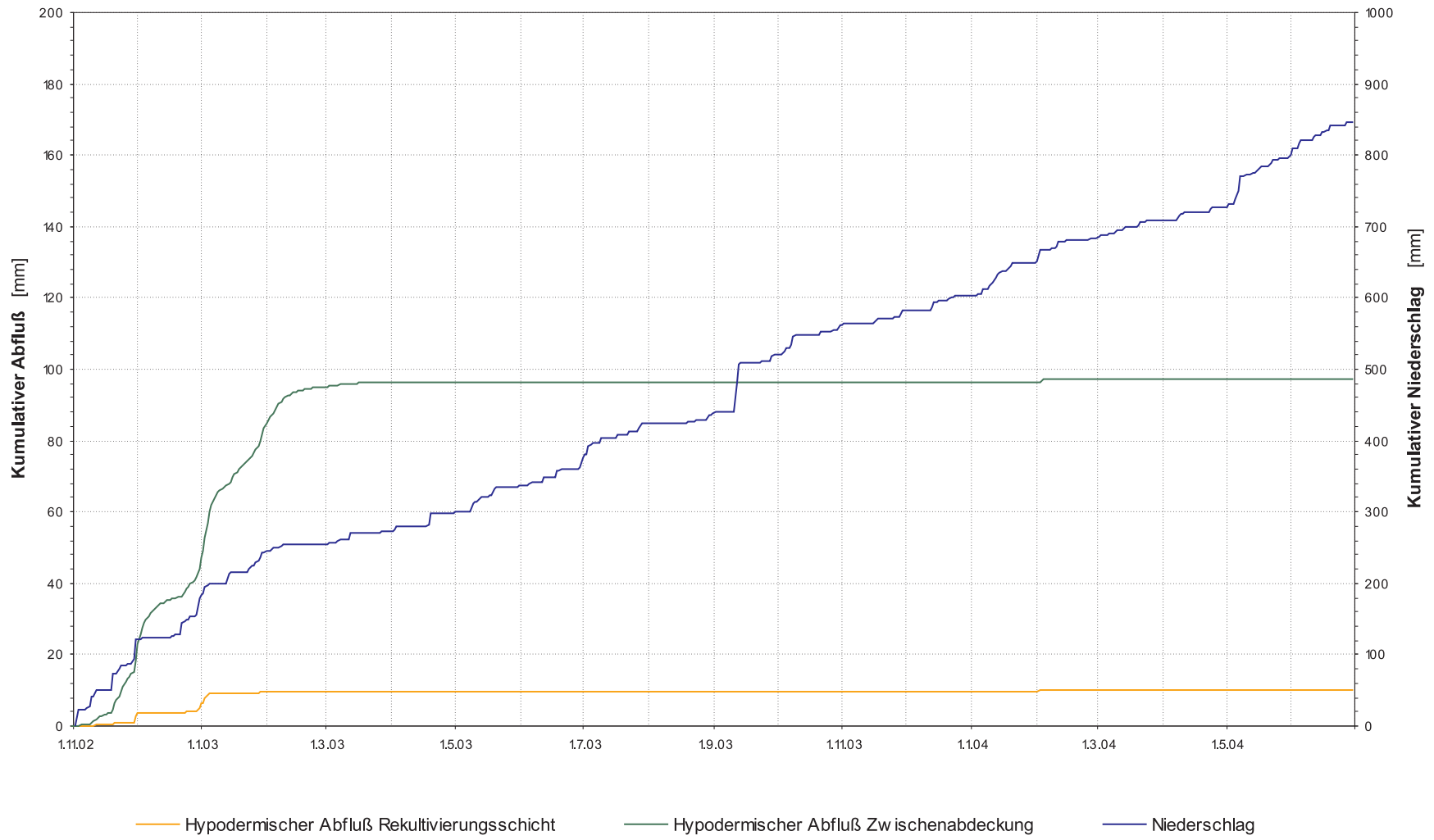


Abb. D25: Kumulativer hypodermischer Abfluß (Meßstellen Drainage) und Niederschlag auf dem Versuchsfeld 3 im Untersuchungszeitraum.

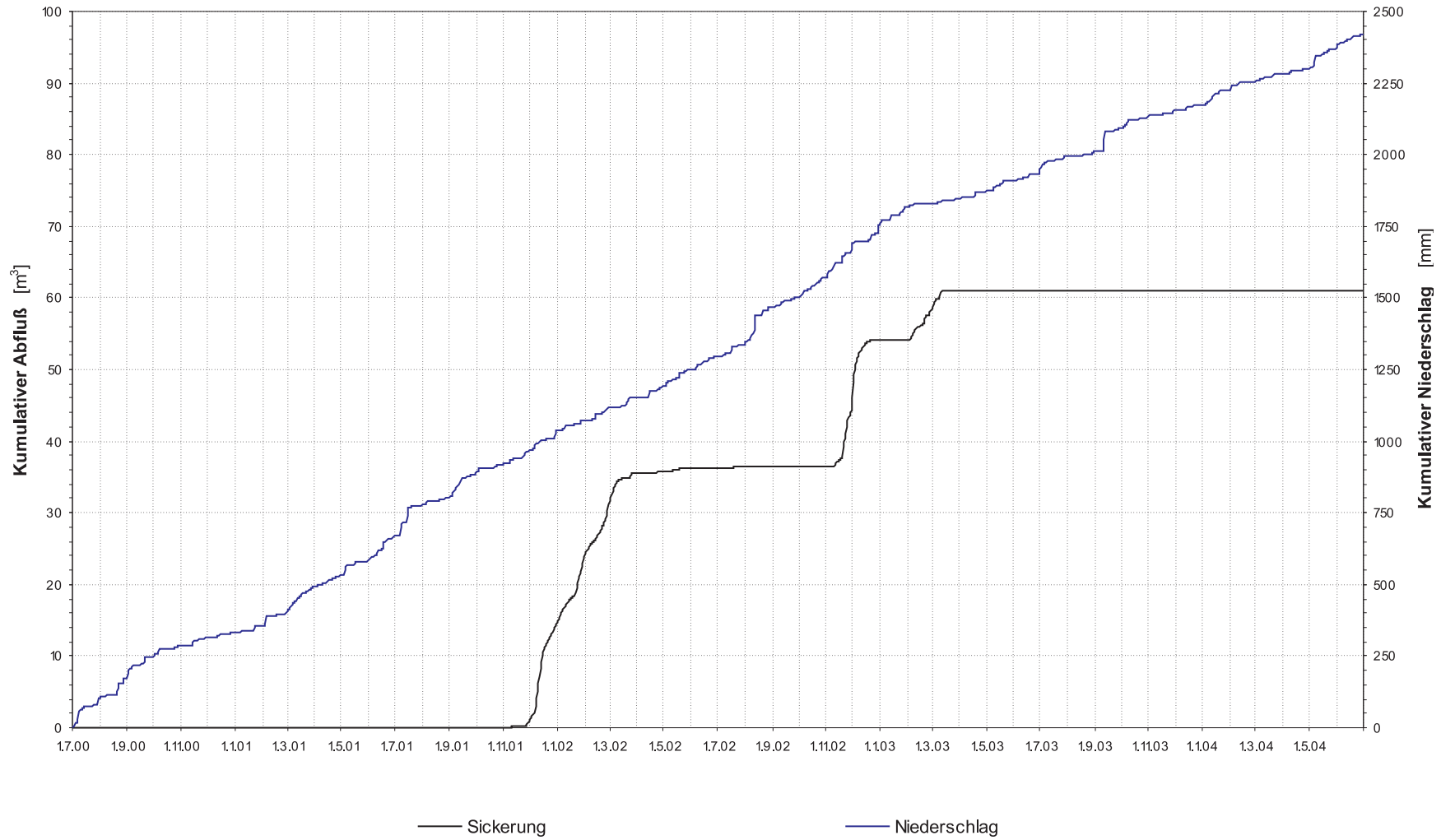


Abb. D26: Kumulative Sickerung und Niederschlag auf dem Versuchsfeld 3 im Untersuchungszeitraum.

E Ergebnisse der Interzeptionsmodellierung

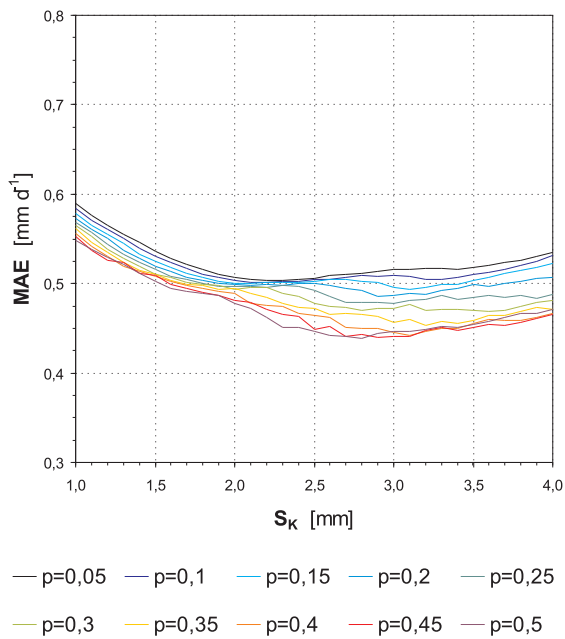


Abb. E1: Ergebnisse der Kalibrierung des Interzeptionsmodells: Mittlere absolute Fehler (MAE) in Abhängigkeit vom der Speicherkapazität des Kronenraumes S_K und des Koeffizienten des frei durchfallenden Niederschlages p .

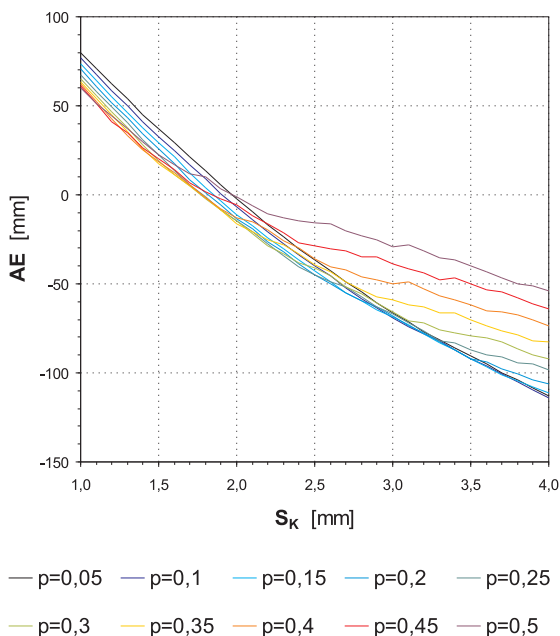


Abb. E2: Ergebnisse der Kalibrierung des Interzeptionsmodells: Absolute Fehler (AE) in Abhängigkeit vom der Speicherkapazität des Kronenraumes S_K und des Koeffizienten des frei durchfallenden Niederschlages p .

Abb. E3: Ergebnisse der Validierung des Interzeptionsmodells: Mittlere absolute Fehler (MAE) in Abhängigkeit vom der Speicherkapazität des Kronenraumes S_K und des Koeffizienten des frei durchfallenden Niederschlages p .

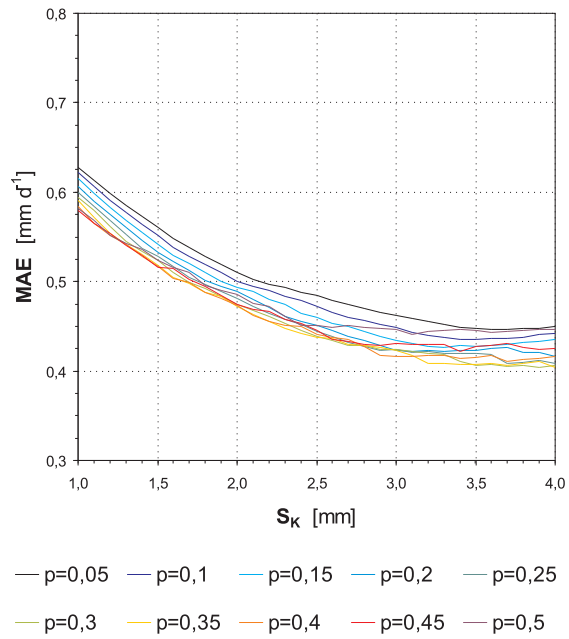
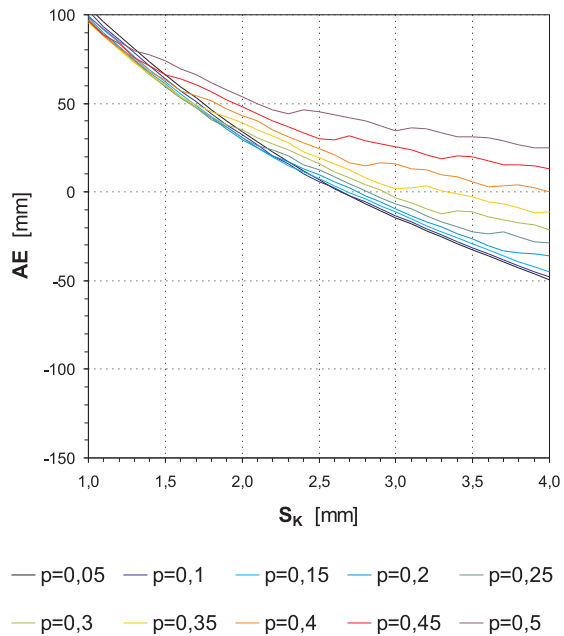


Abb. E4: Ergebnisse der Validierung des Interzeptionsmodells: Absolute Fehler (AE) in Abhängigkeit vom der Speicherkapazität des Kronenraumes S_K und des Koeffizienten des frei durchfallenden Niederschlages p .



Tab. E1: Korrigierter Freilandniederschlag P_K , berechneter Kronendurchlaß P_B bzw. Interzeptionsverlust I für Kiefernforst im Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004: Monats- und Jahresmittelwerte.

	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jahresmittel
P_K [mm]	42,5	33,2	42,3	30,0	56,9	53,0	75,0	60,3	69,1	45,3	54,4	42,5	604,6
P_B [mm]	26,4	21,9	24,8	17,8	38,9	34,9	57,4	46,9	51,0	27,9	39,1	27,6	414,7
I [%]	37,9	34,1	41,4	40,5	31,7	34,1	23,5	22,2	26,2	38,4	28,0	35,1	31,4

Tab. E2: Korrigierter Freilandniederschlag P_K , berechneter Kronendurchlaß P_B bzw. Interzeptionsverlust I für Kiefernforst der langjährigen Reihe Gera-Leumnitz 1970–1999.

	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984
P_K [mm]	820,3	555,3	639,5	617,7	903,0	554,0	768,0	933,2	843,5	787,5	915,7	1207,5	477,9	626,4	828,1
P_B [mm]	616,1	404,6	496,1	446,5	683,3	405,5	606,6	734,3	659,7	577,8	702,5	953,8	326,4	456,2	627,3
I [%]	24,9	27,1	22,4	27,7	24,3	26,8	21,0	21,3	21,8	26,6	23,3	21,0	31,7	27,2	24,3

	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
P_K [mm]	720,4	810,5	824,3	773,4	609,4	613,9	493,3	682,8	754,6	738,6	953,6	702,9	639,9	715,4	661,3
P_B [mm]	525,8	616,1	624,7	562,4	454,0	450,0	343,2	509,0	575,3	573,0	750,0	535,2	467,6	513,4	478,0
I [%]	27,0	24,0	24,2	27,3	25,5	26,7	30,4	25,5	23,8	22,4	21,3	23,9	26,9	28,2	27,7

Tab. E3: Korrigierter Freilandniederschlag P_K , berechneter Kronendurchlaß P_B bzw. Interzeptionsverlust I für Kiefernforst der GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz, 2016–2035.

	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
P_K [mm]	572,6	648,6	387,3	529,2	830,0	807,5	712,2	865,1	744,0	789,0
P_B [mm]	429,3	506,9	277,5	413,3	659,7	639,3	542,4	667,4	596,0	628,8
I [%]	25,0	21,8	28,3	21,9	20,5	20,8	23,8	22,8	19,9	20,3
	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035
P_K [mm]	817,9	729,3	649,9	607,6	864,1	733,8	920,7	842,1	547,2	756,9
P_B [mm]	647,7	574,0	478,8	481,6	719,6	545,1	766,1	664,9	412,0	596,8
I [%]	20,8	21,3	26,3	20,7	16,7	25,7	16,8	21,0	24,7	21,2

Tab. E4: Korrigierter Freilandniederschlag P_K , berechneter Kronendurchlaß P_B bzw. Interzeptionsverlust I für Kiefernforst der GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz, 2036–2055.

	2036	2037	2038	2039	2040	2041	2042	2043	2044	2045
P_K [mm]	721,0	596,0	575,2	620,0	730,5	698,2	546,1	719,6	722,9	518,6
P_B [mm]	567,1	462,7	448,8	488,4	564,8	554,3	399,2	569,7	584,0	396,6
I [%]	21,3	22,4	22,0	21,2	22,7	20,6	26,9	20,8	19,2	23,5
	2046	2047	2048	2049	2050	2051	2052	2053	2054	2055
P_K [mm]	818,8	634,4	570,3	746,4	452,9	537,0	825,9	614,2	664,8	495,9
P_B [mm]	633,6	498,7	446,9	574,0	331,2	421,4	671,3	475,6	539,1	364,6
I [%]	22,6	21,4	21,6	23,1	26,9	21,5	18,7	22,6	18,9	26,5

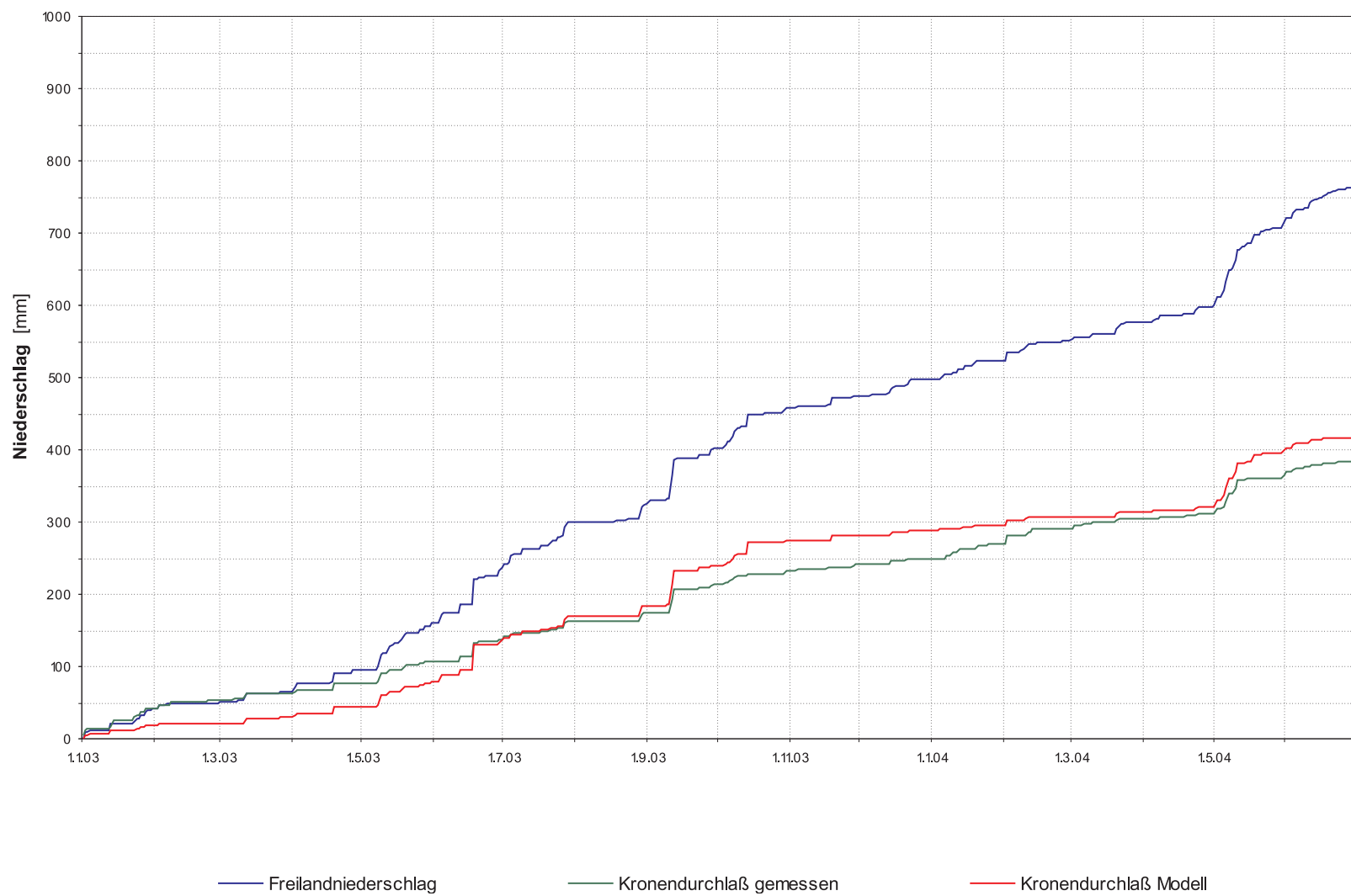


Abb. E5: Freilandniederschlag, gemessener und modellierter Kronendurchlaß für den Kalibrierungs- und Validierungszeitraum, Fichtenbestand

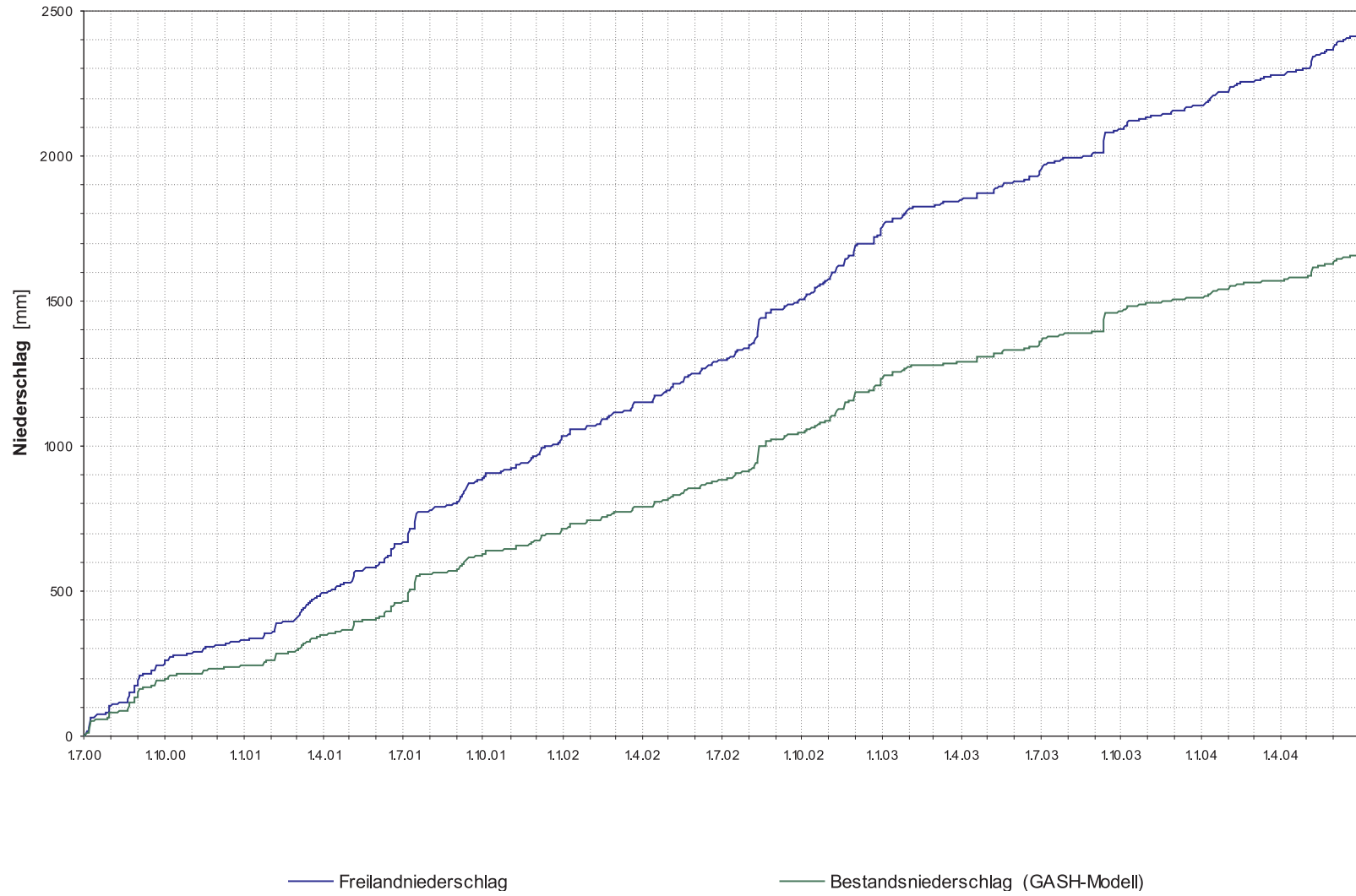


Abb. E6: Freilandniederschlag und modellierter Kronendurchlaß für den Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004, Kiefernbestand

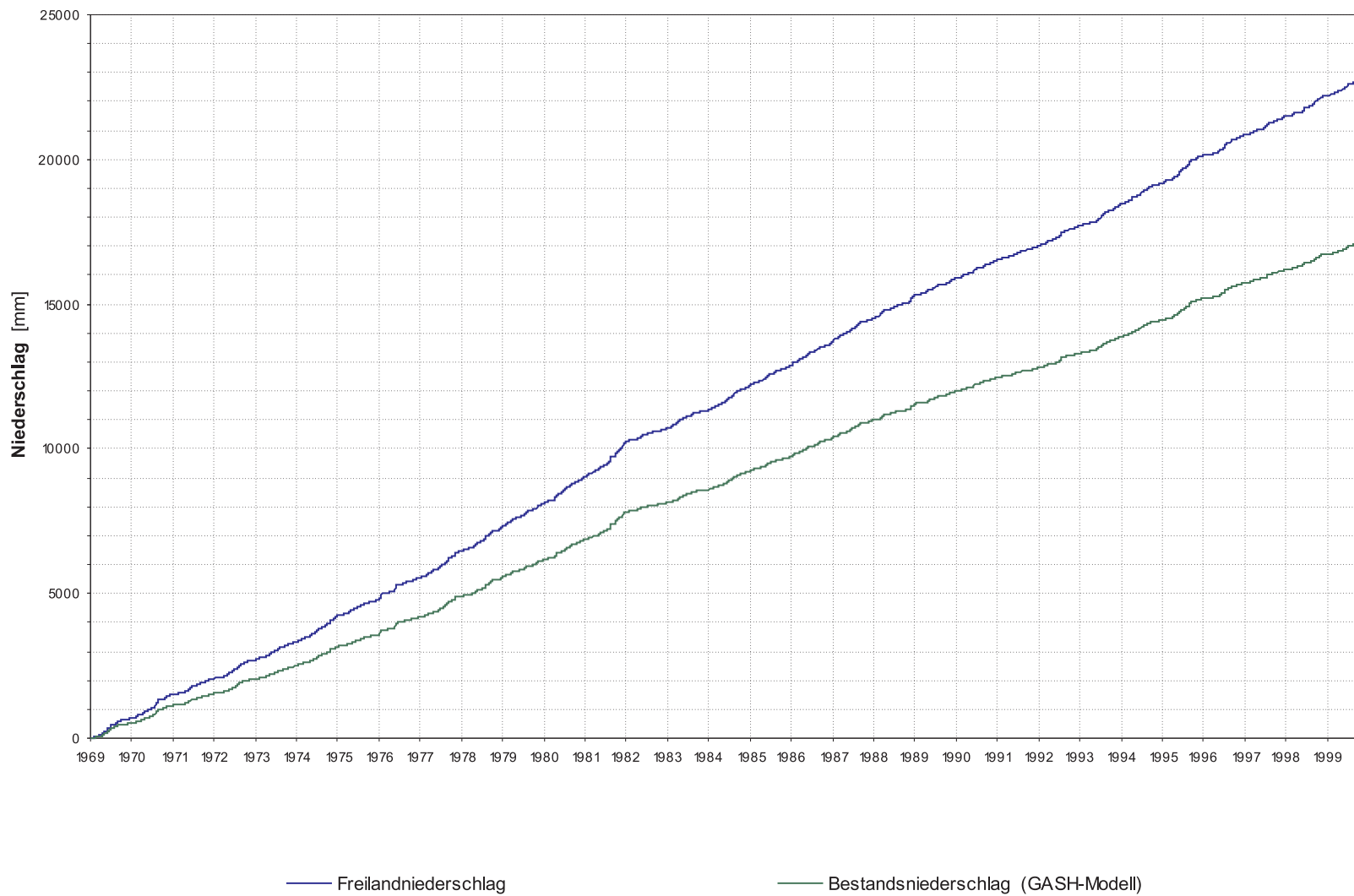


Abb. E7: Freilandniederschlag und modellierter Kronendurchlaß für den Zeitraum 1970–1999, Kiefernbestand

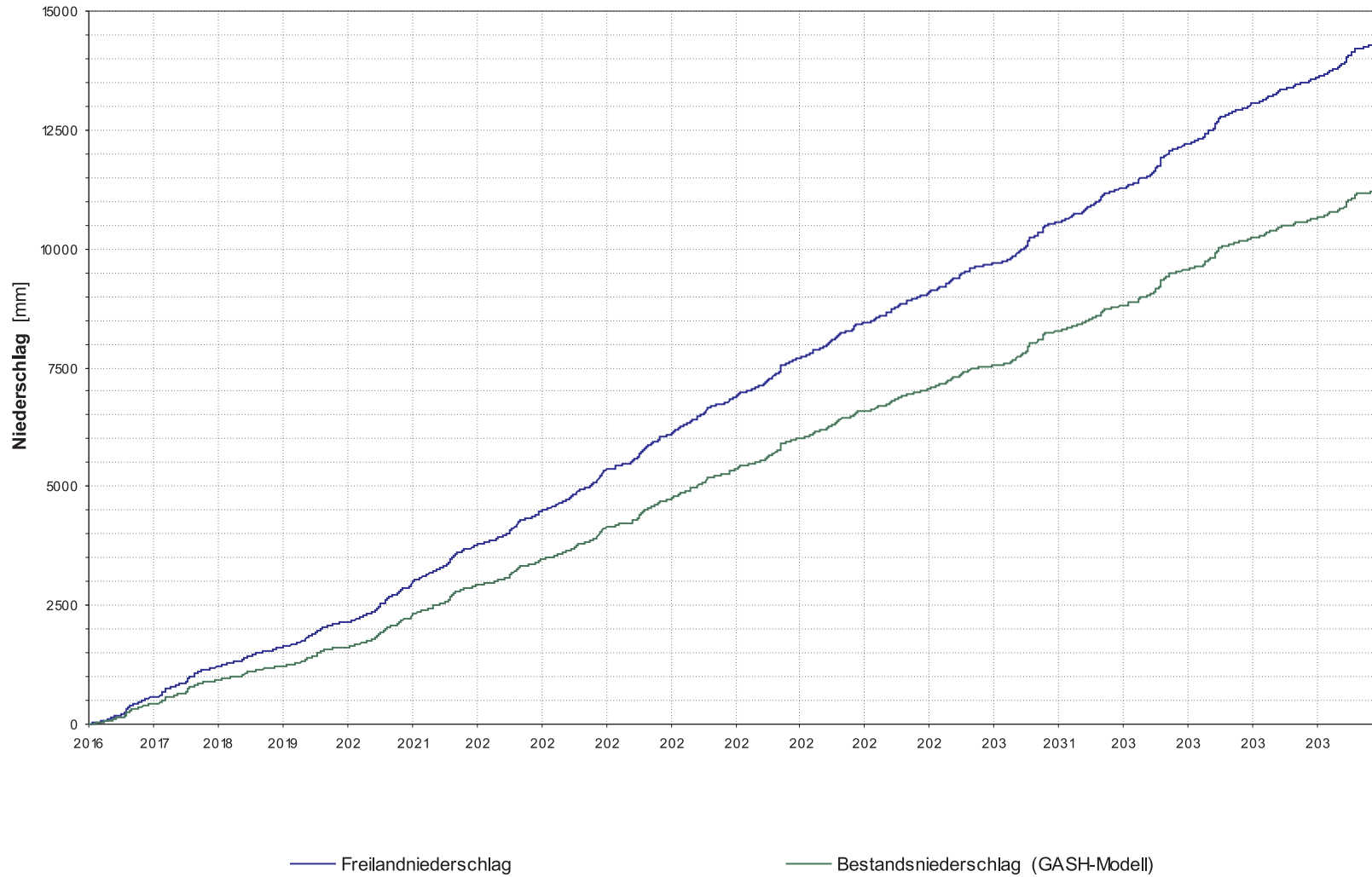


Abb. E8: Freilandniederschlag und modellierter Kronendurchlaß für die GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz, 2016–2035, Kiefernbestand

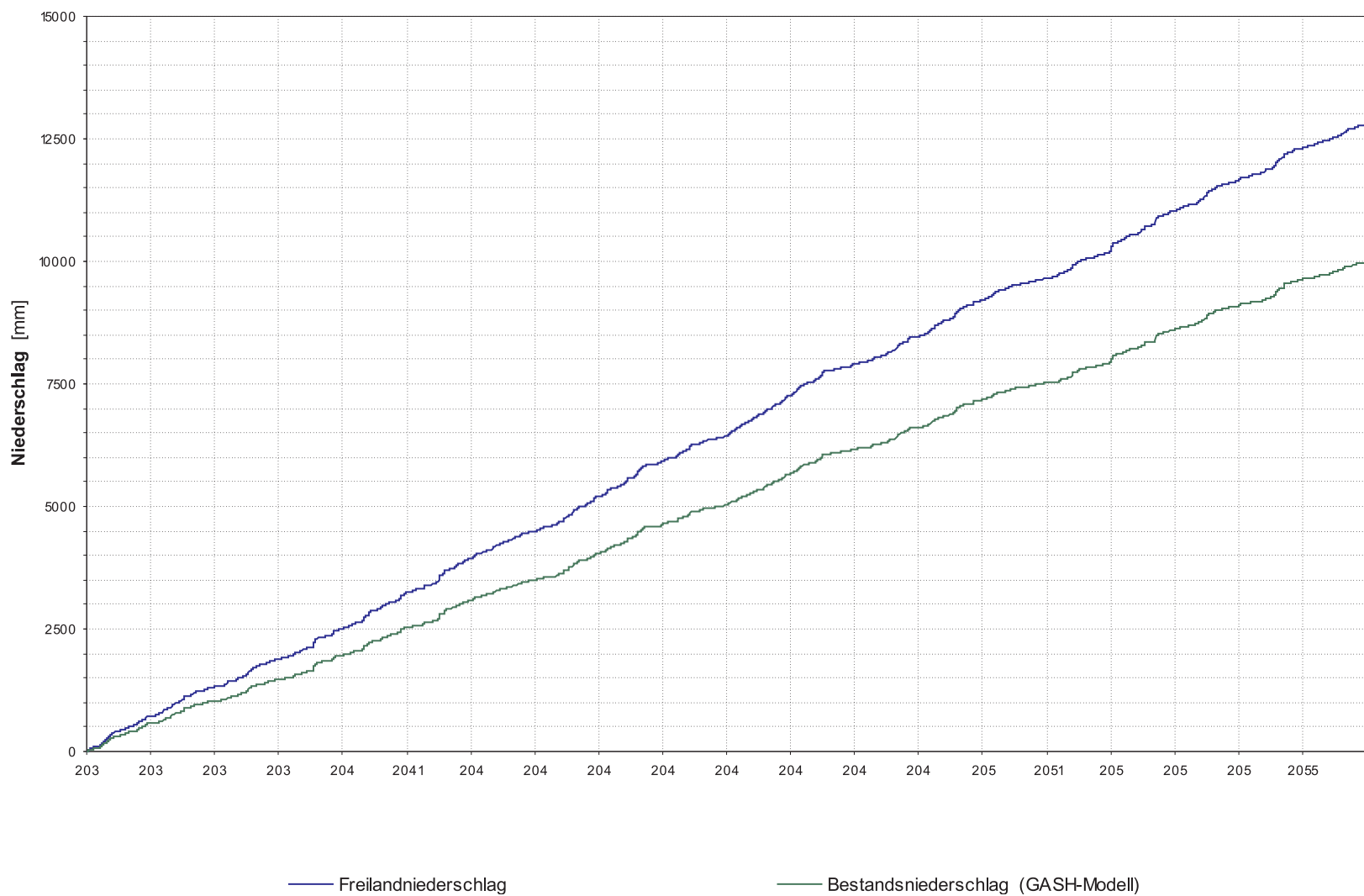


Abb. E9: Freilandniederschlag und modellierter Kronendurchlaß für die GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz, 2036–2055, Kiefernbestand

F Ergebnisse der Wasserscheidenmethode

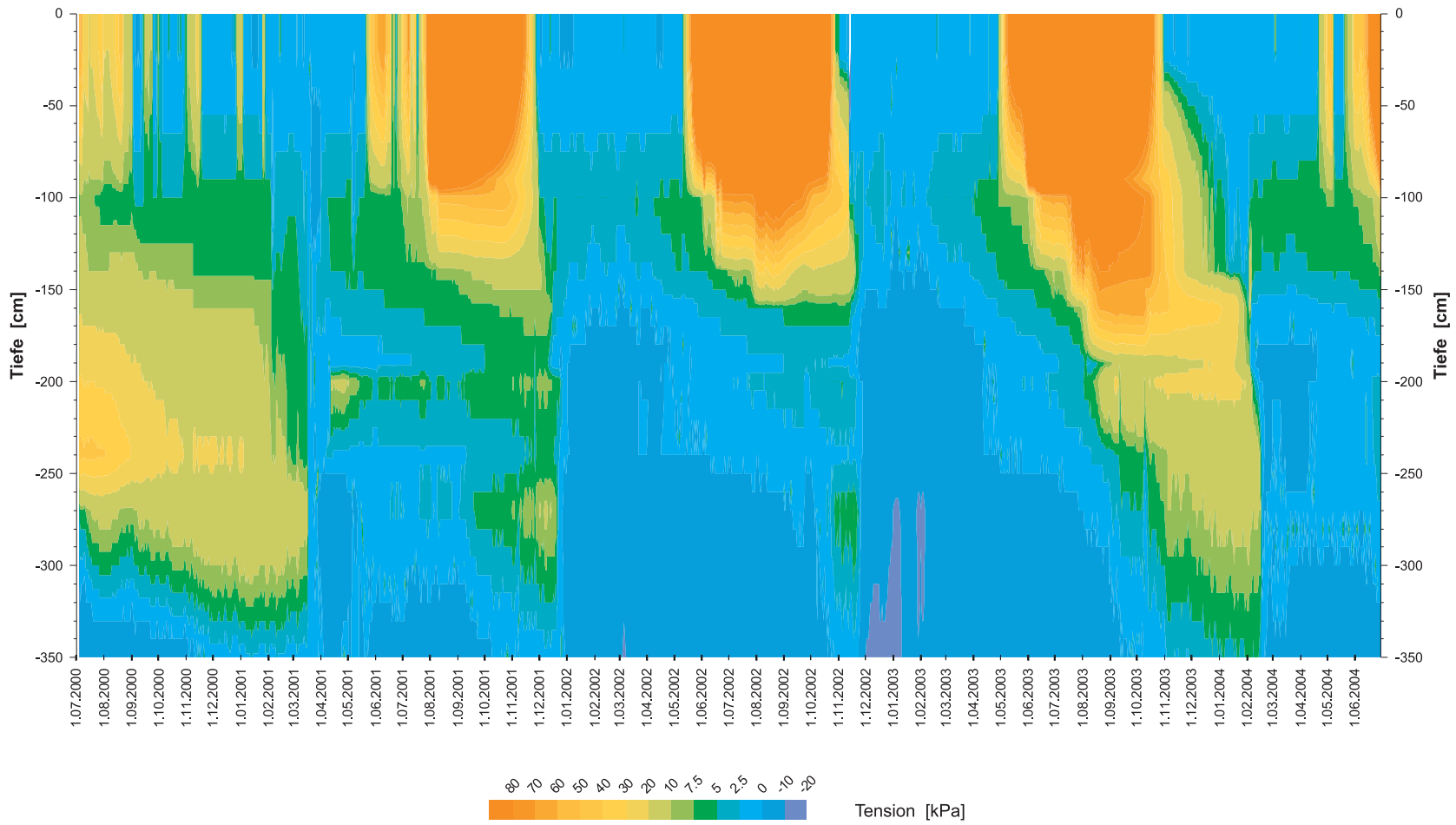


Abb. F1: Interpolierte Tensionsprofile im Untersuchungszeitraum, Versuchsfeld 1

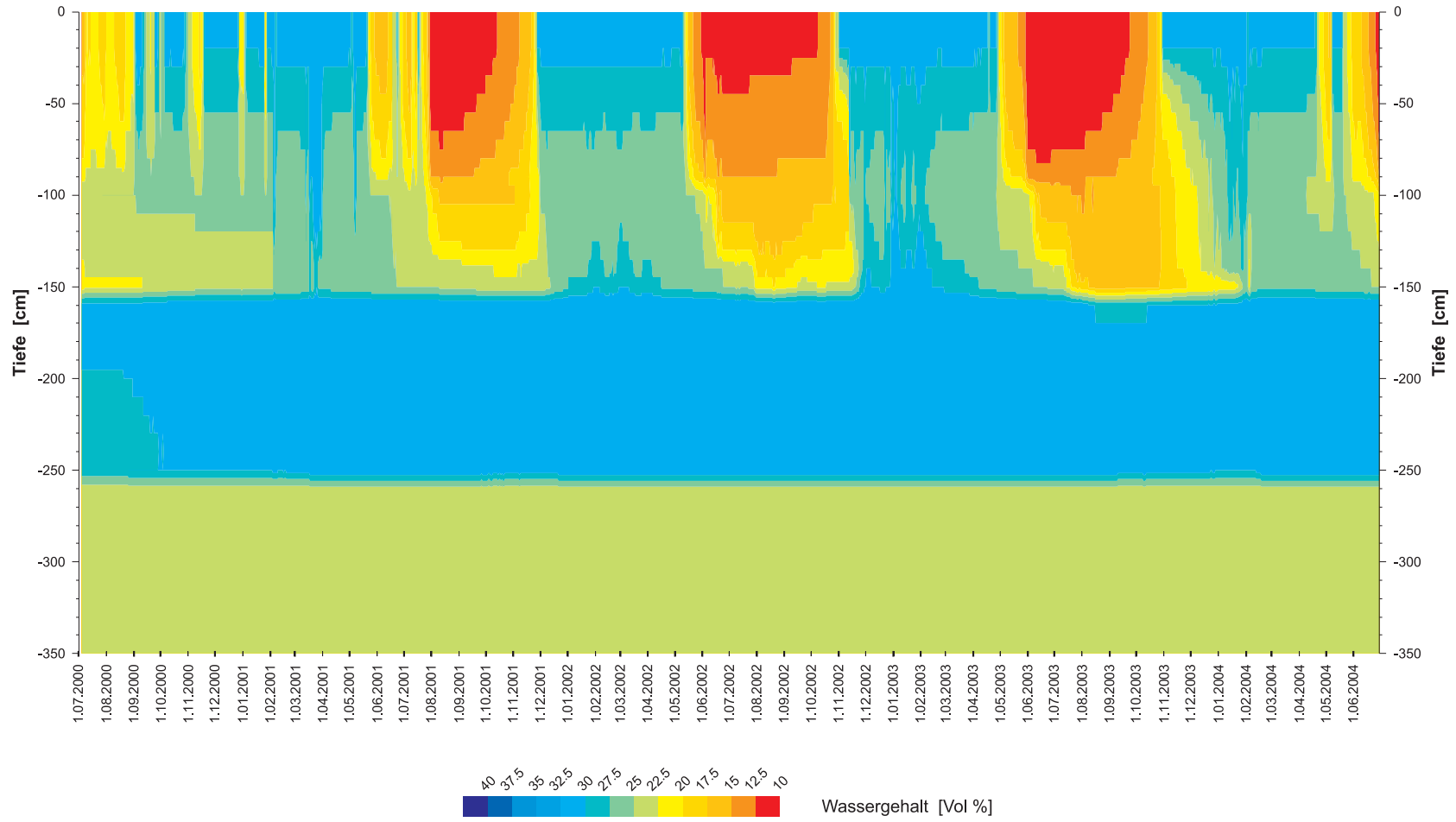


Abb. F2: Interpolierte Wassergehaltsprofile im Untersuchungszeitraum, Versuchsfeld 1

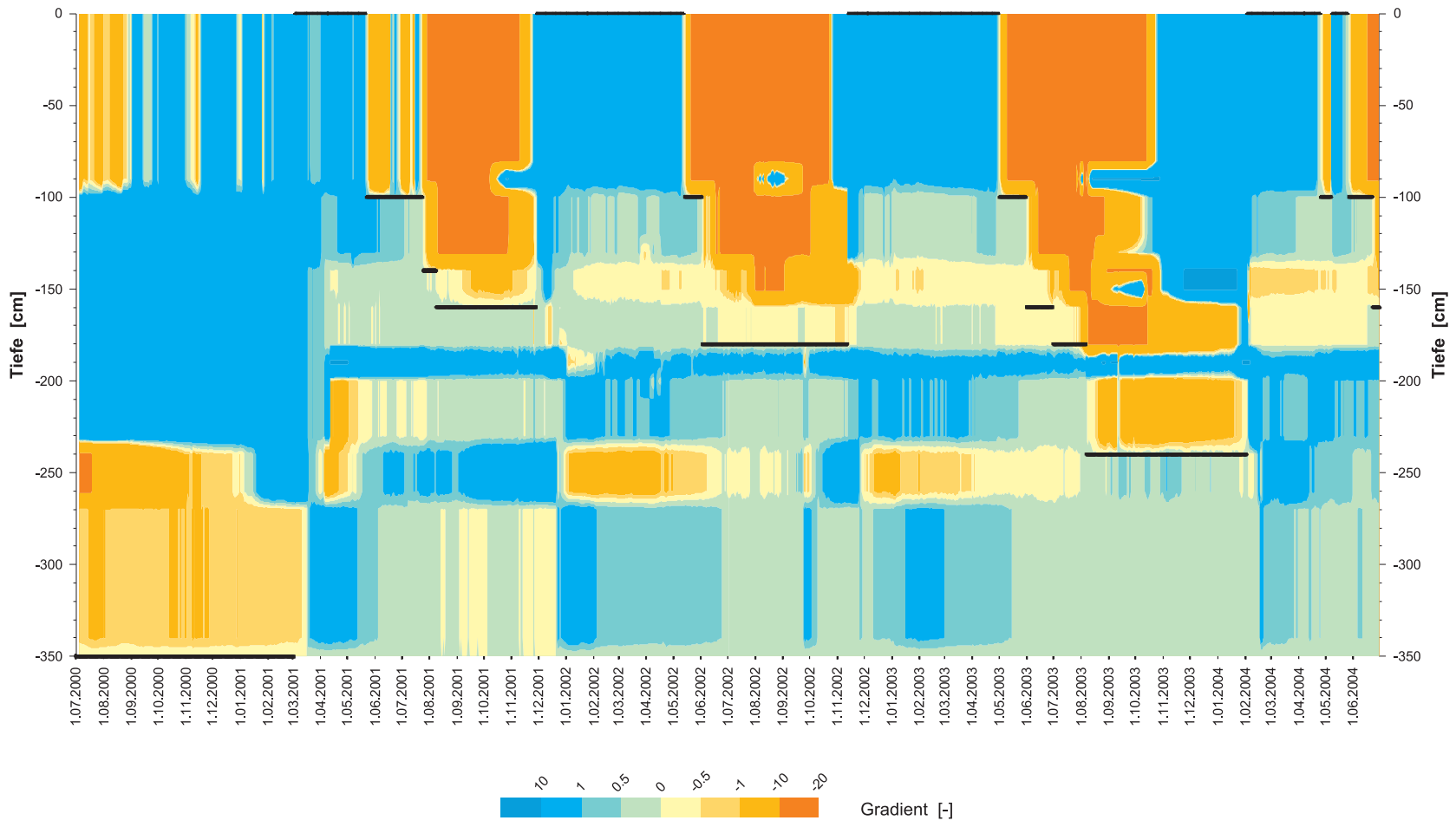


Abb. F3: Interpolierte Gradientenprofile und Lage der Wasserscheide im Untersuchungszeitraum, Versuchsfeld 1

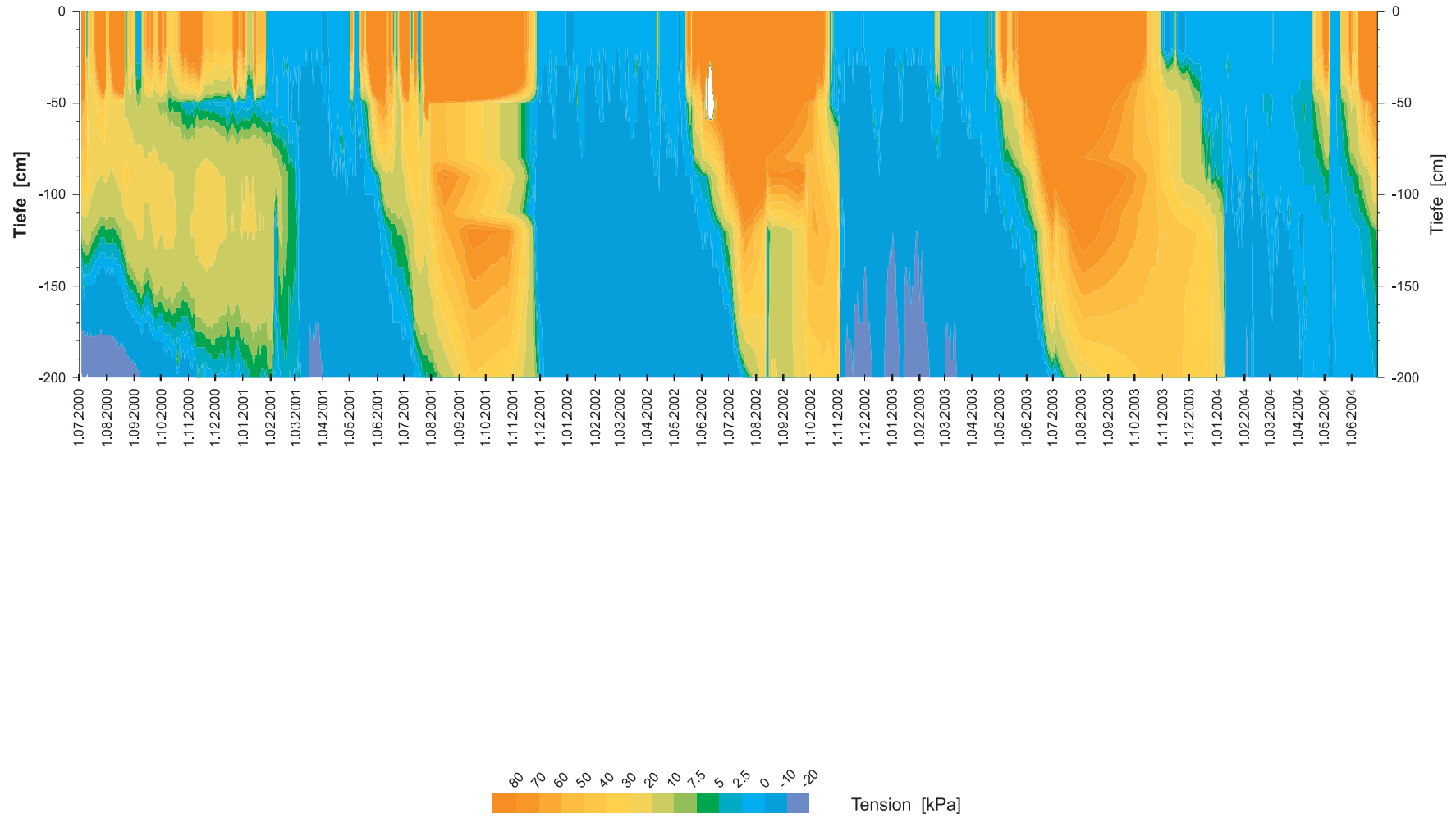


Abb. F4: Interpolierte Tensionsprofile im Untersuchungszeitraum, Versuchsfeld 2

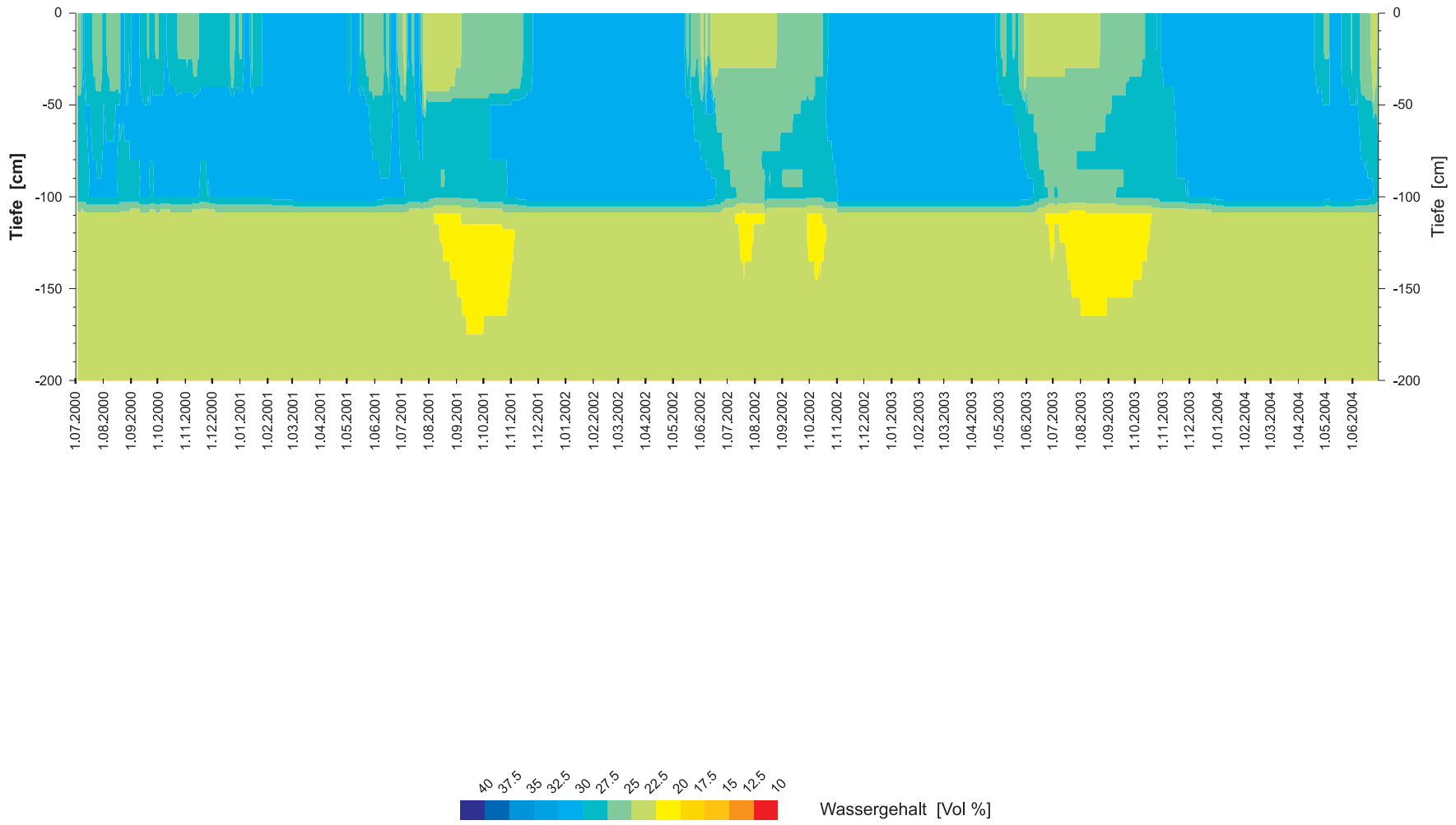


Abb. F5: Interpolierte Wassergehaltsprofile im Untersuchungszeitraum, Versuchsfeld 2

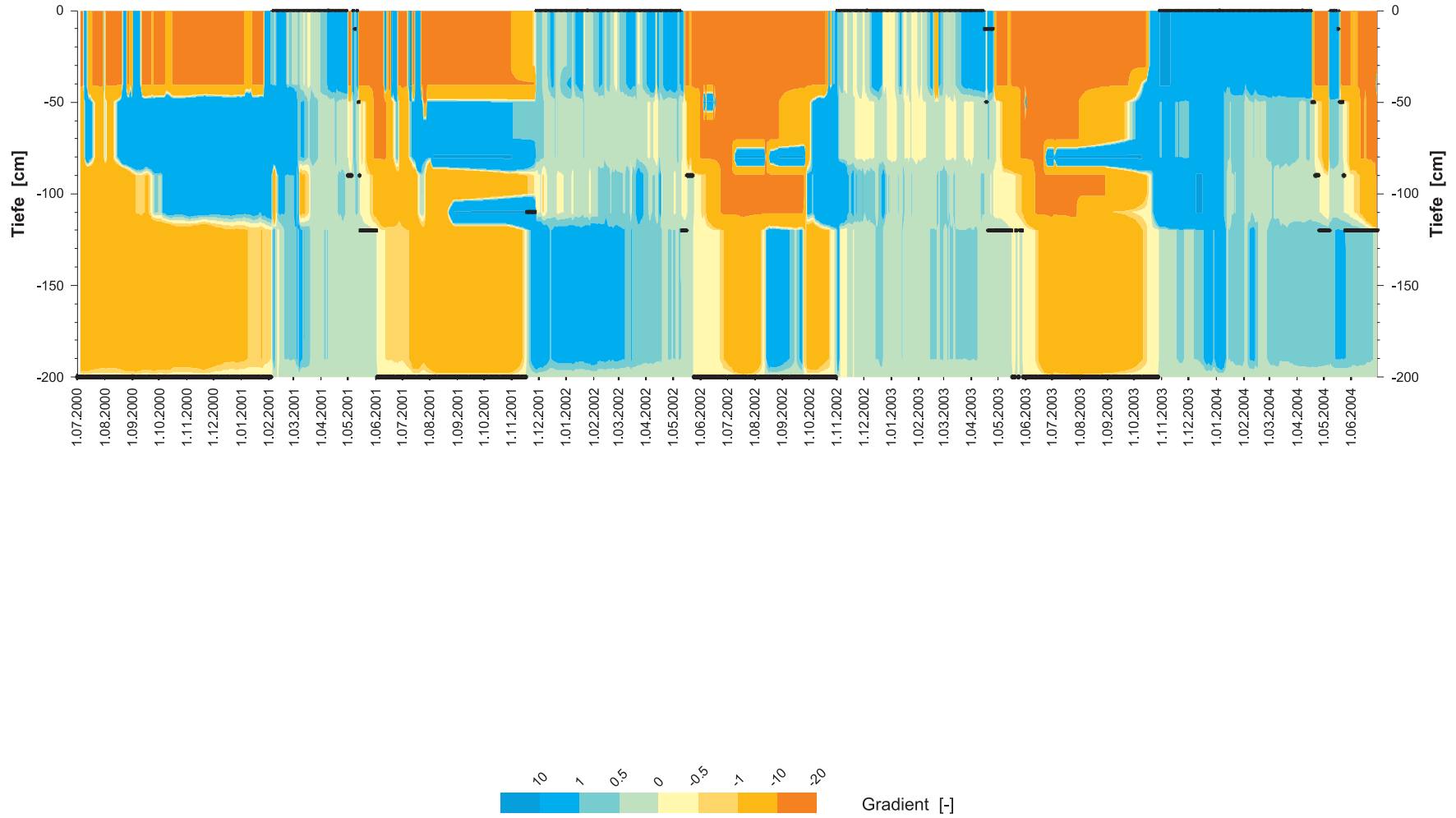


Abb. F6: Interpolierte Gradientenprofile und Lage der Wasserscheide im Untersuchungszeitraum, Versuchsfeld 2

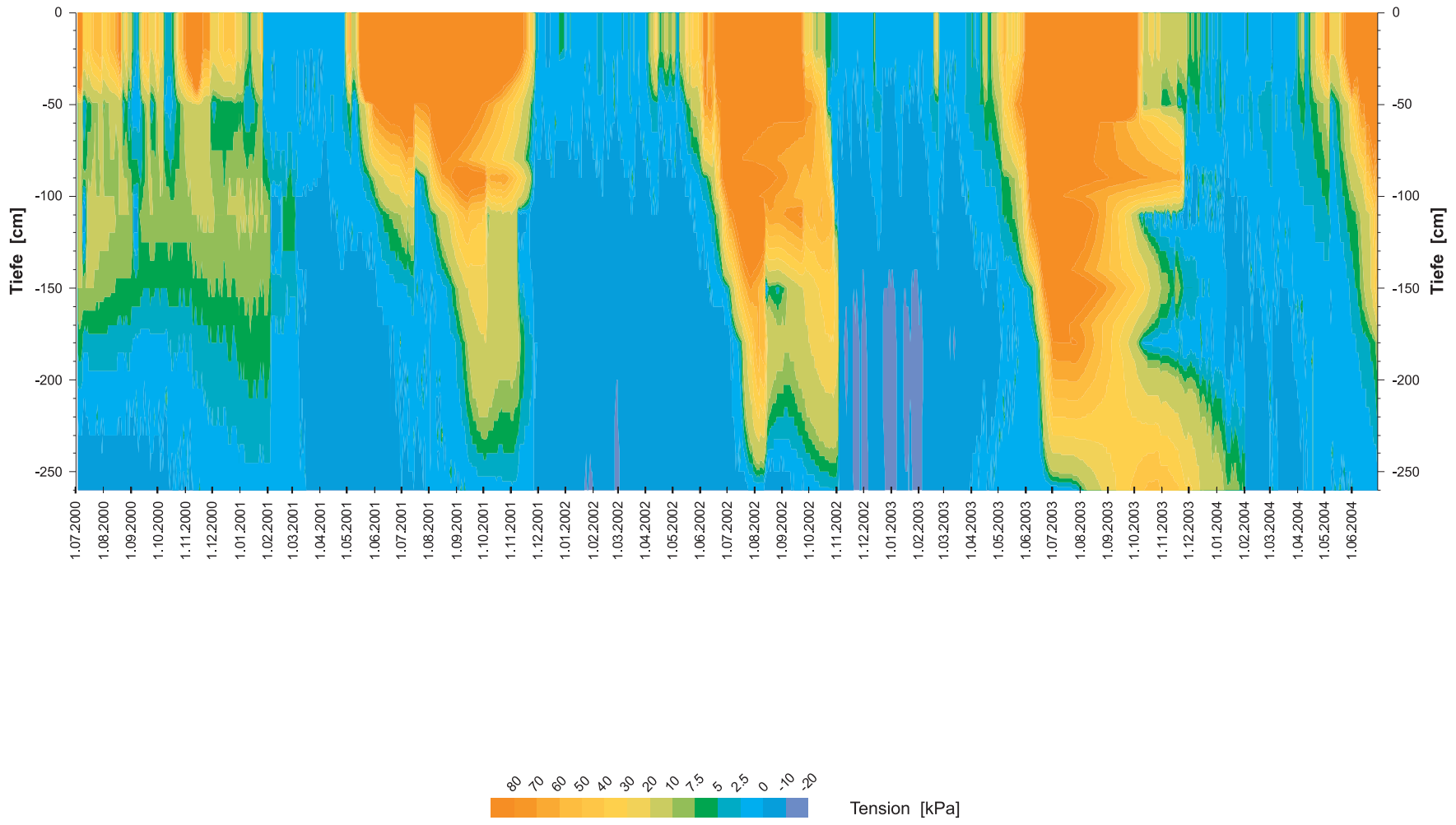


Abb. F7: Interpolierte Tensionsprofile im Untersuchungszeitraum, Versuchsfeld 3

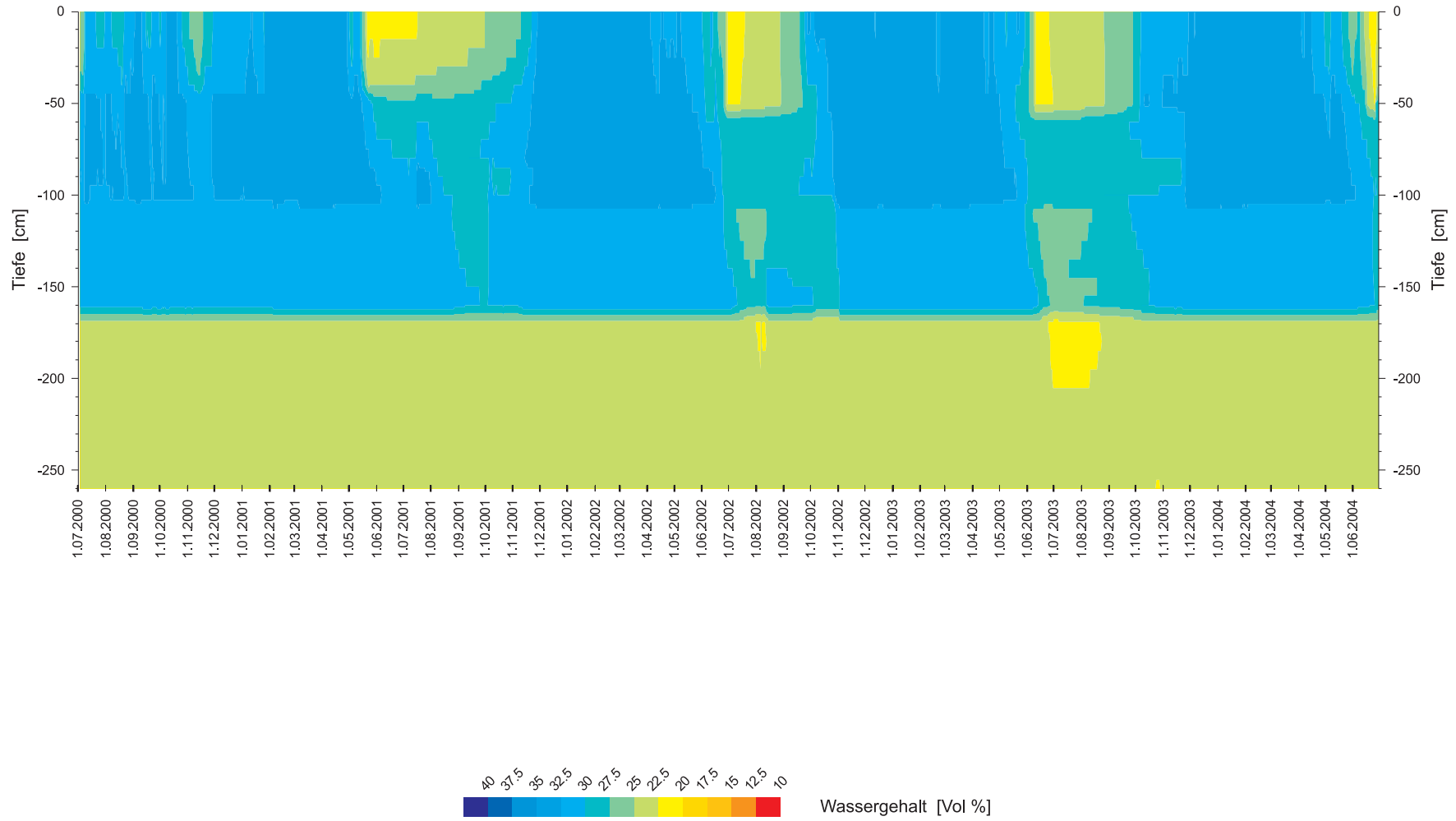


Abb. F8: Interpolierte Wassergehaltsprofile im Untersuchungszeitraum, Versuchsfeld 3

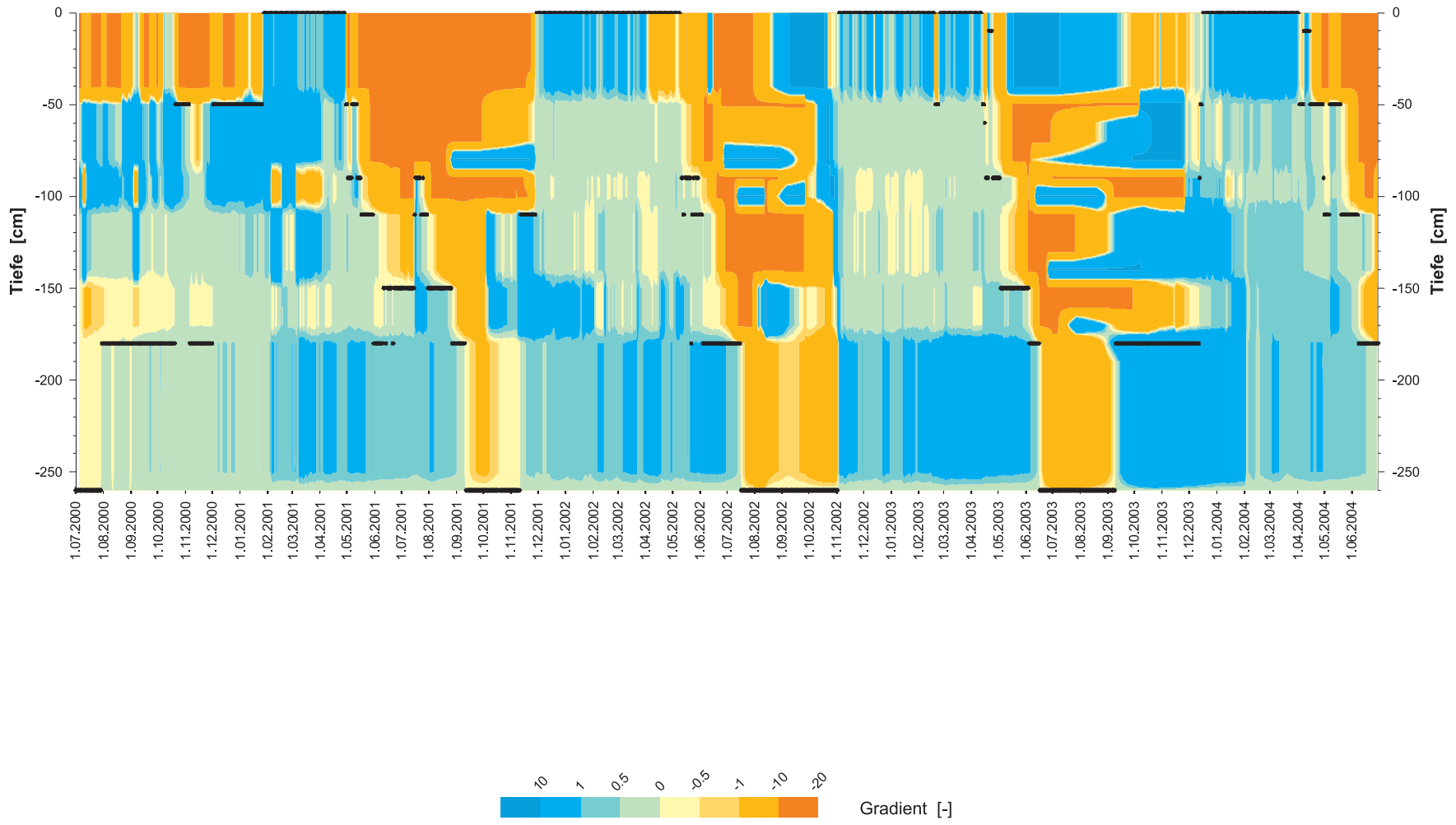


Abb. F9: Interpolierte Gradientenprofile und Lage der Wasserscheide im Untersuchungszeitraum, Versuchsfeld 3

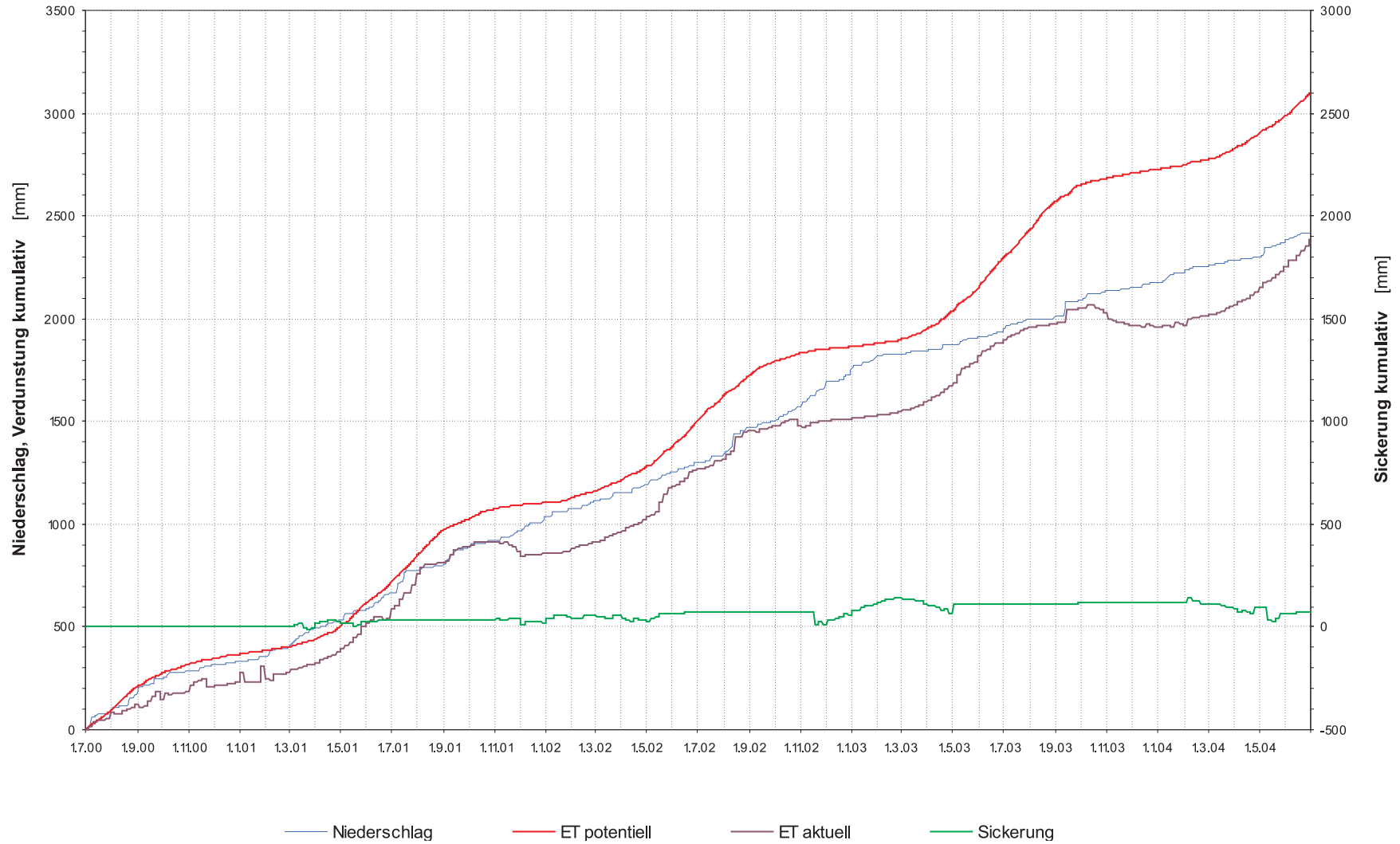


Abb. F10: Ergebnis der Wasserscheidenmethode im Untersuchungszeitraum, Versuchsfeld 1: Kumulativer Niederschlag, potentielle und aktuelle Evapotranspiration sowie kumulative Sickerung

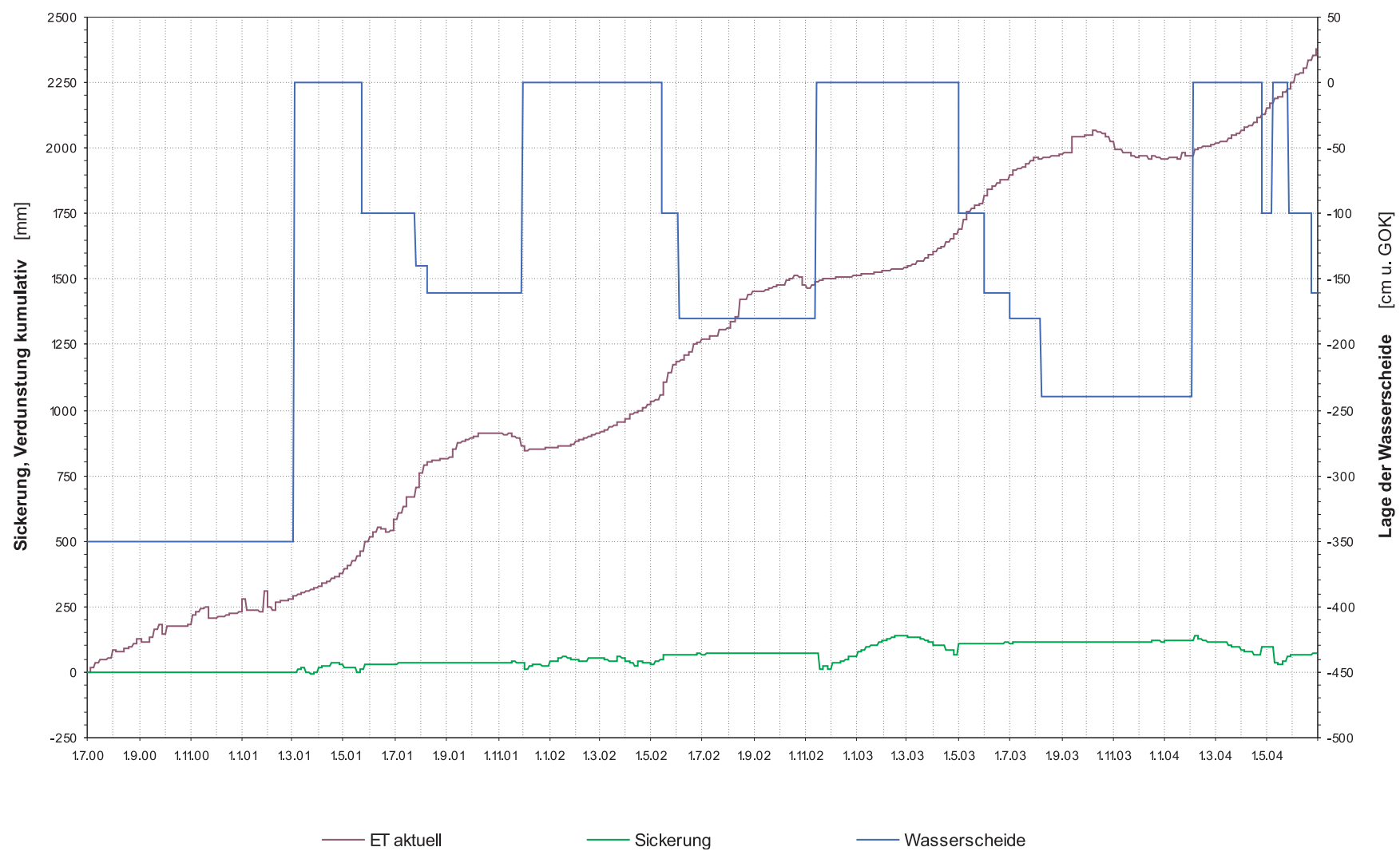


Abb. F11: Ergebnis der Wasserscheidenmethode im Untersuchungszeitraum, Versuchsfeld 1: Kumulativer Niederschlag, potentielle und aktuelle Evapotranspiration sowie kumulative Sickerung

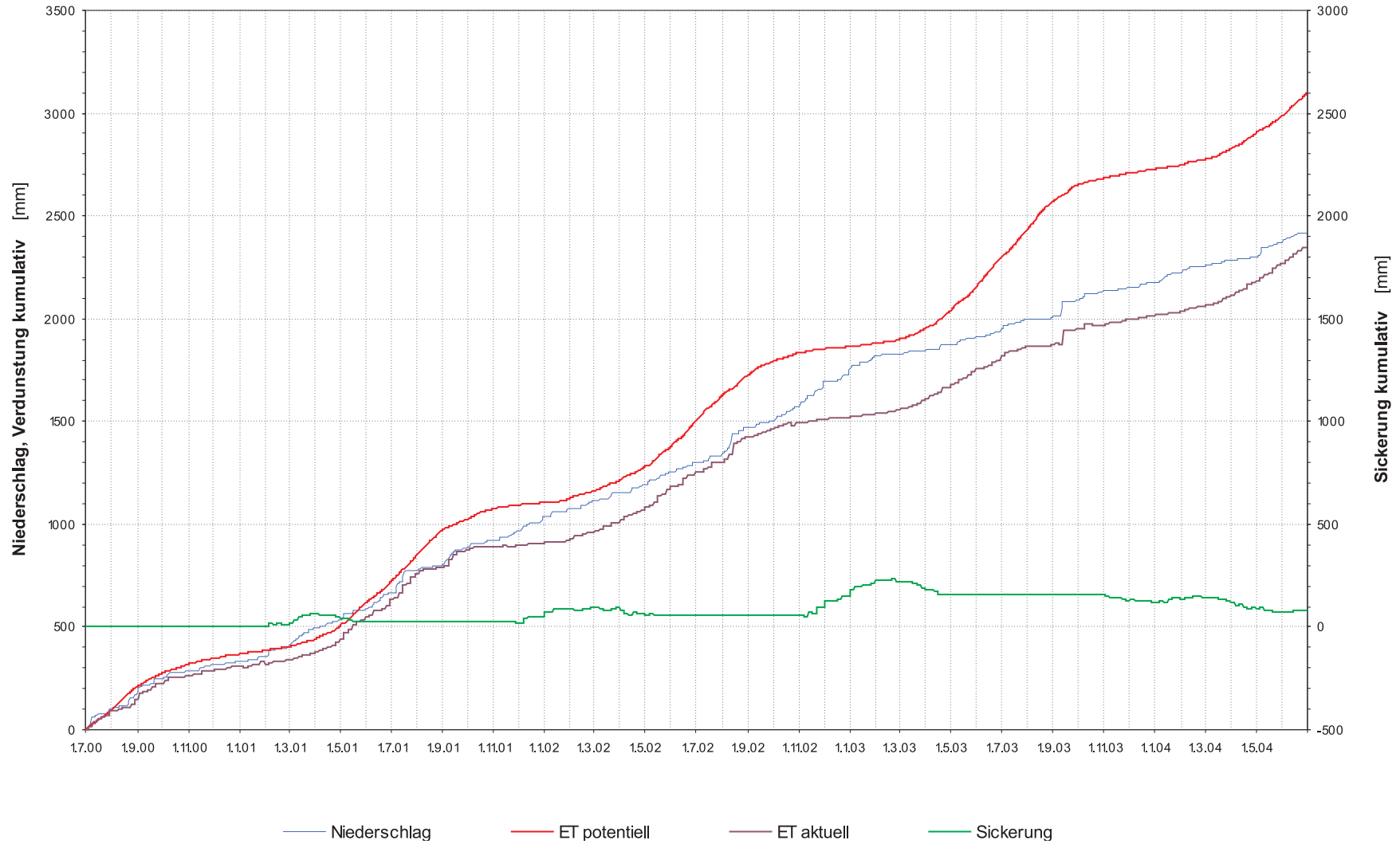


Abb. F12: Ergebnis der Wasserscheidenmethode im Untersuchungszeitraum, Versuchsfeld 2: Kumulativer Niederschlag, potentielle und aktuelle Evapotranspiration sowie kumulative Sickerung

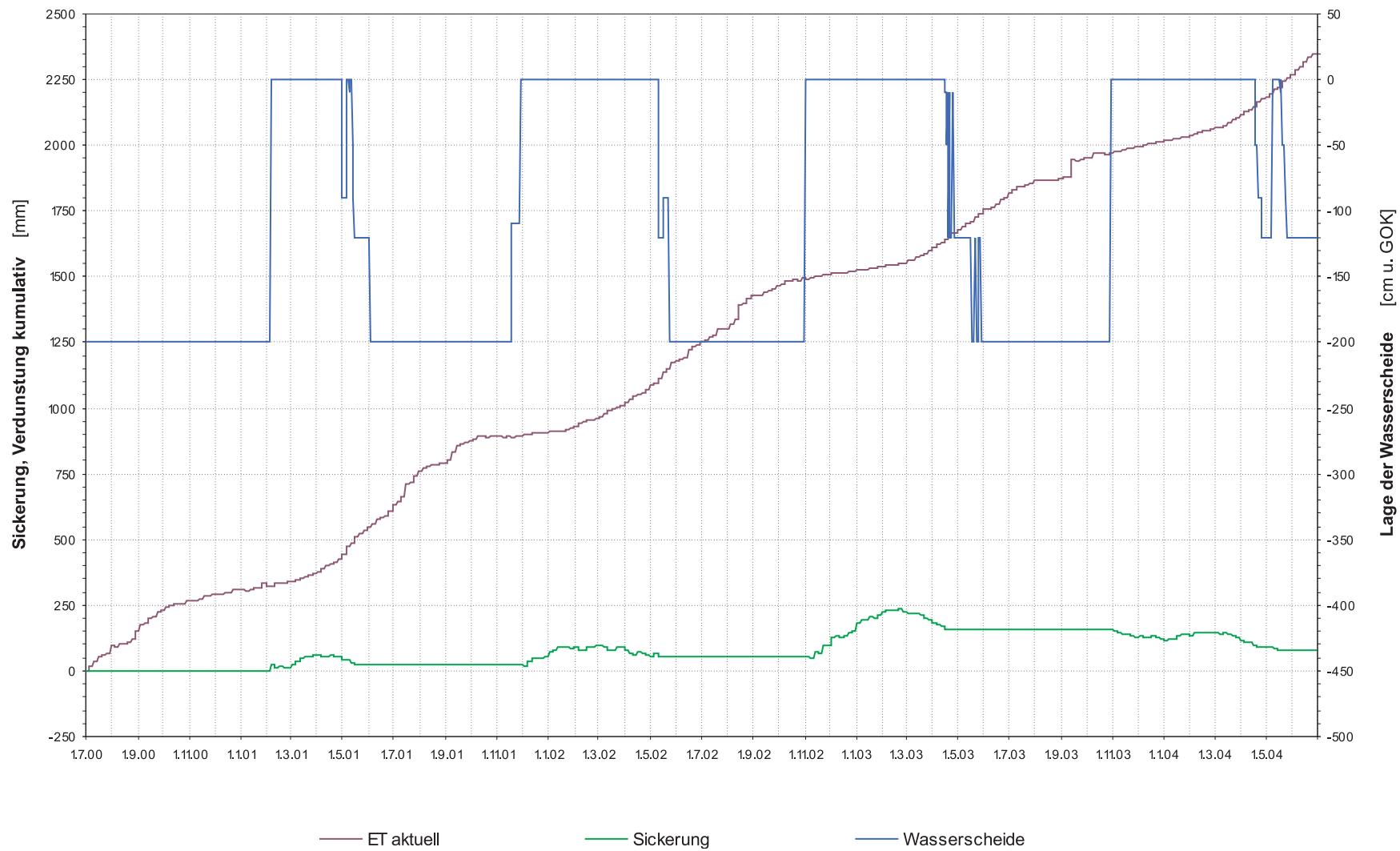


Abb. F13: Ergebnis der Wasserscheidenmethode im Untersuchungszeitraum, Versuchsfeld 2: Kumulativer Niederschlag, potentielle und aktuelle Evapotranspiration sowie kumulative Sickerung

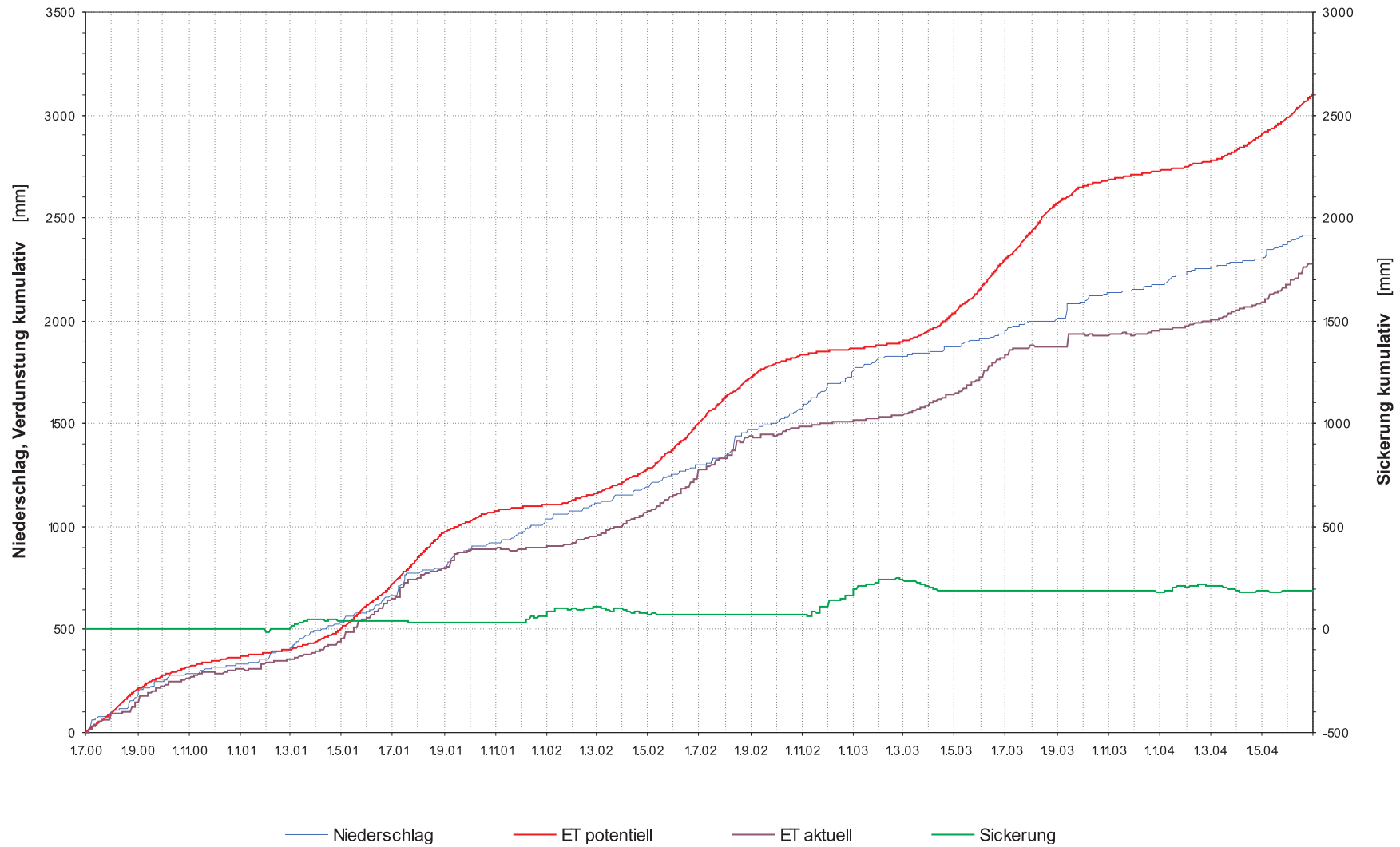


Abb. F14: Ergebnis der Wasserscheidenmethode im Untersuchungszeitraum, Versuchsfeld 3: Kumulativer Niederschlag, potentielle und aktuelle Evapotranspiration sowie kumulative Sickerung

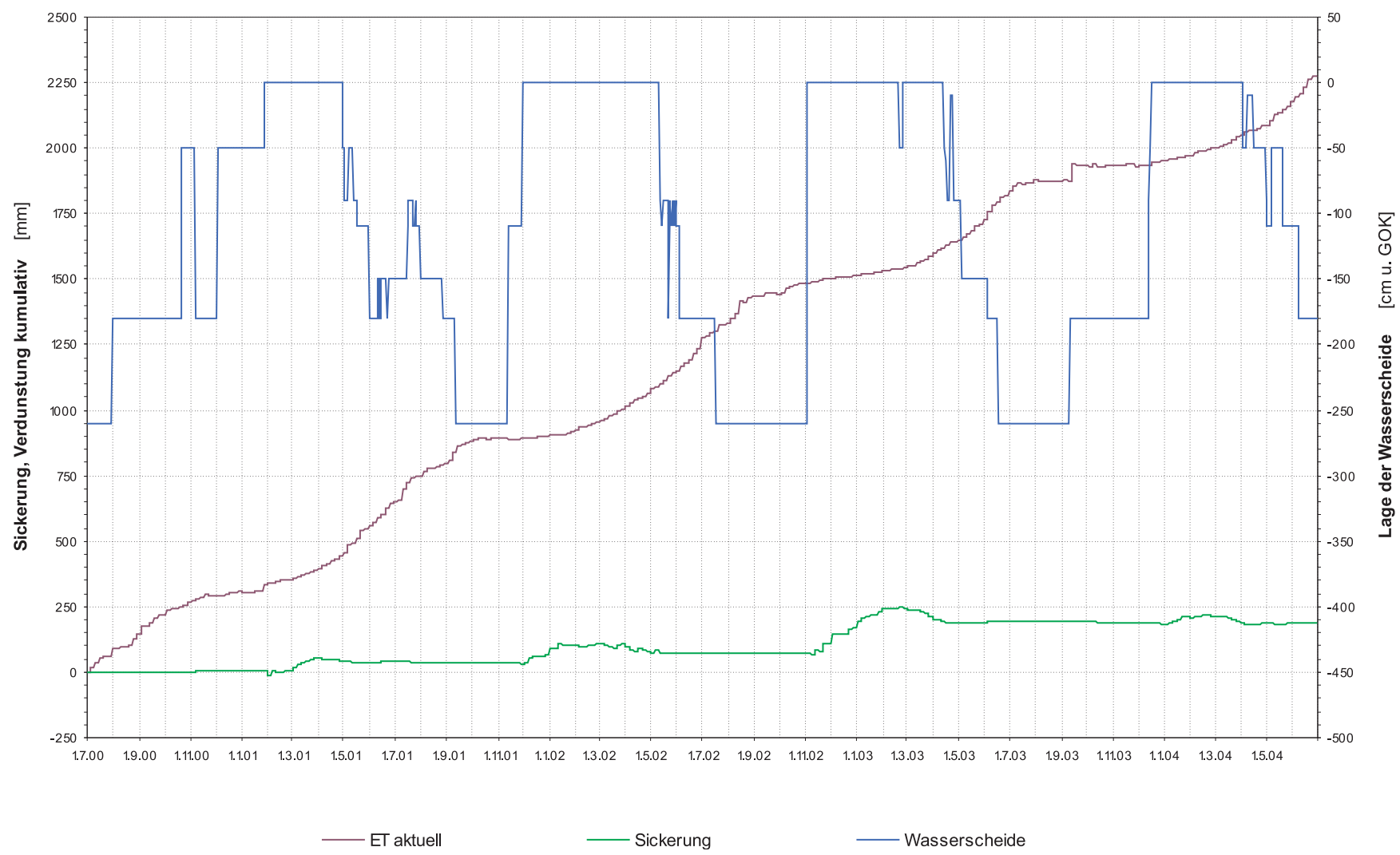


Abb. F15: Ergebnis der Wasserscheidenmethode im Untersuchungszeitraum, Versuchsfeld 3: Kumulativer Niederschlag, potentielle und aktuelle Evapotranspiration sowie kumulative Sickerung

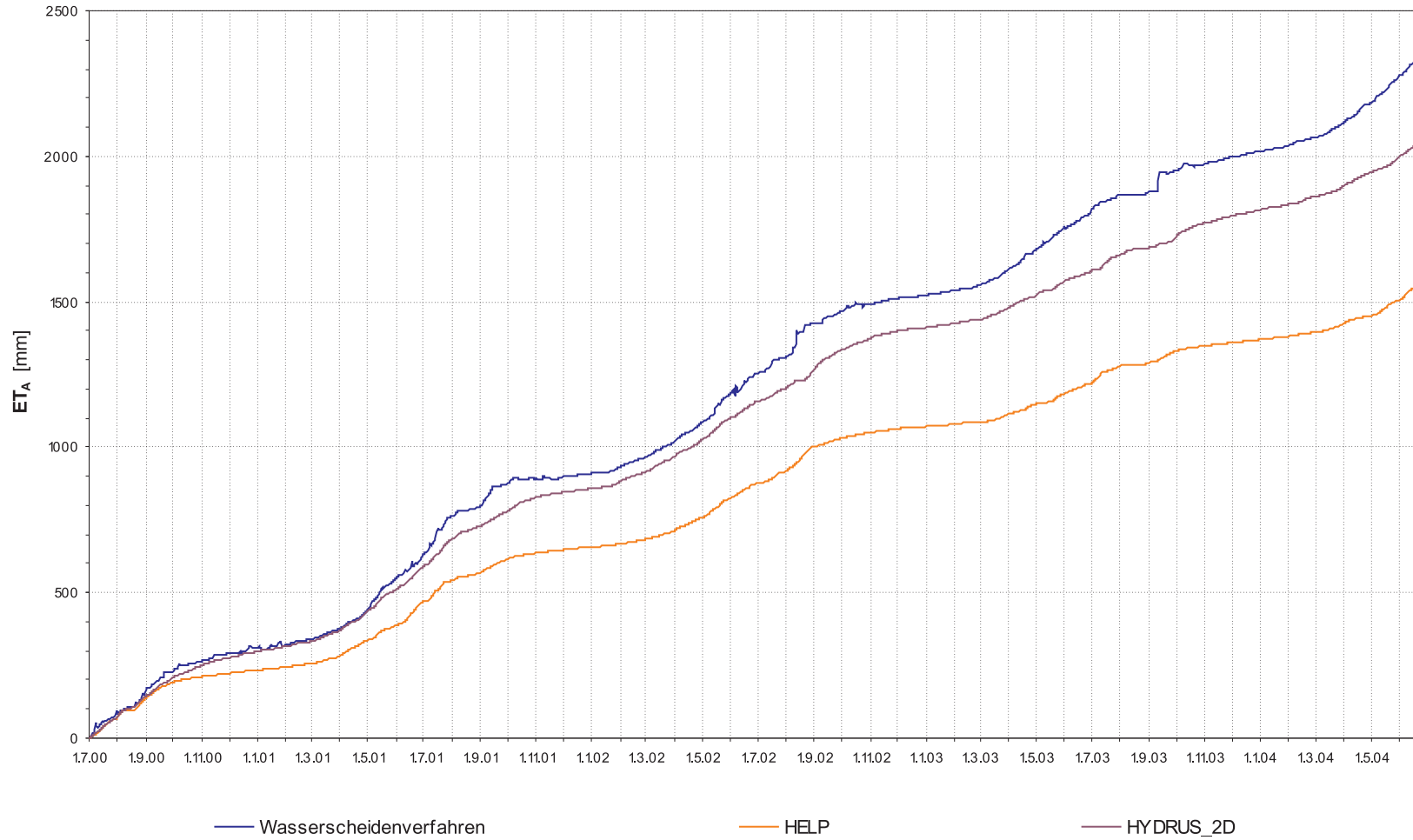


Abb. F16: Vergleich der berechneten ET_A mittels Wasserscheidenverfahren, validiertem HELP- und HYDRUS_2D-Modell: Kumulative Tagessummen der ET_A im Zeitraum 1.7.2000–30.6.2004 auf dem Versuchsfeld 2.

G Sensitivitätsuntersuchungen HELP-Modell

Tab. G1: Parametrisierung der HELP-Sensitivitätsuntersuchungen, Einschichtsystem.

		1. Schicht	
Verdunstungstiefe	[m]	0,20	
LAI	[-]	3,0	
Schichttyp	[-]		Perkolationsschicht
Neigung	[%]	10	
Hanglänge	[-]	60	
SCS-Kurvenzahl	[m]	85	
Mächtigkeit	[m]		10
Hydr. Leitfähigkeit	[m s ⁻¹]		5,0 E-06
Gesamporenvolumen	[%]		32,0
Feldkapazität	[%]		29,0
Permanenter Welkepunkt	[%]		22,0

Tab. G2: Parametrisierung der HELP-Sensitivitätsuntersuchungen, Dreischichtsystem.

		1. Schicht	2. Schicht	3. Schicht	4. Schicht
Verdunstungstiefe	[m]	0,20			
LAI	[-]	1,5			
Schichttyp	[-]	Perkolationsschicht	Perkolationsschicht	Dränschicht	Dichtschicht
Neigung	[%]	10			
Hanglänge	[-]	60			
SCS-Kurvenzahl	[m]	85			
Mächtigkeit	[m]		0,1	0,1	0,6
Hydr. Leitfähigkeit	[m s ⁻¹]		5,0 E-04	5,0 E-06	3,0 E-03
Gesamtporenvolumen	[%]		32,0	32,0	40,0
Feldkapazität	[%]		29,0	29,0	3,0
Permanenter Welkepunkt	[%]		22,0	22,0	2,0

Tab. G3: In den Sensitivitätsuntersuchungen variierte Parameter, Wertebereich und Schrittweite.

		Min	Max	Schrittweite
LAI	[-]	0	6	0,5
Verdunstungstiefe	[cm]	0,1	300	1
Beginn Vegetationsperiode	[-], [d]	15.März	30.April	1
Ende Vegetationsperiode	[-], [d]	15.September	31.Oktober	1
Geogr. Breite	[°]	50,39	51,38	0,01
Mittlere Windgeschwindigkeit	[km h ⁻¹]	5,83	15,73	0,1
Mittlere Luftfeuchte 1. Quartal	[%]	76,0	85,9	0,1
Mittlere Luftfeuchte 2. Quartal	[%]	67,8	77,7	0,1
Mittlere Luftfeuchte 3. Quartal	[%]	68,1	78,0	0,1
Mittlere Luftfeuchte 4. Quartal	[%]	77,7	87,6	0,1
Niederschlag, lineare Änderung Tagesniederschläge	[mm], [mm d ⁻¹]	244	2456	0,1
Niederschlag, nichtlineare Änderung Tagesniederschläge	[mm], [%]	173	1089	1–100
Lufttemperatur, lineare Änderung Tagesmittel	[° C]	3,37	13,69	0,1
Globalstrahlung, lineare Änderung Tagessumme	[MJ m ⁻²], [h]	1839	5867	0,1
K_s Reku.-S., erste Lage	[m s ⁻¹]	1,0 E-12	9,9 E-3	0,1 E-12 – 0,1 E-3
K_s Reku.-S., zweite Lage	[m s ⁻¹]	1,0 E-12	9,9 E-3	0,1 E-12 – 0,1 E-3
K_s Dränschicht	[m s ⁻¹]	1,0 E-10	9,9 E-1	0,1 E-10 – 0,1 E-1
K_s Dichtungsschicht	[m s ⁻¹]	1,0 E-12	9,9 E-3	0,1 E-12 – 0,1 E-3
Mächtigkeit Rekultivierungsschicht, erste Lage	[cm]	1	30	1
Mächtigkeit Rekultivierungsschicht, zweite Lage	[cm]	1	200	1

Fortsetzung auf nächster Seite

Fortsetzung von vorheriger Seite

		Min	Max	Schrittweite
Mächtigkeit Dränschicht	[cm]	1	200	1
Mächtigkeit Dichtungsschicht	[cm]	1	200	1
Gesamtporenvolumen Rekultivierungsschicht, erste Lage	[%]	1,2	50,2	1,0
Gesamtporenvolumen Rekultivierungsschicht, zweite Lage	[%]	1,2	50,2	1,0
Gesamtporenvolumen Dränschicht	[%]	1,2	50,2	1,0
Gesamtporenvolumen Dichtungsschicht	[%]	1,2	50,2	1,0
Feldkapazität Rekultivierungsschicht, erste Lage	[%]	1,1	50,1	1,0
Feldkapazität Rekultivierungsschicht, zweite Lage	[%]	1,1	50,1	1,0
Feldkapazität Dränschicht	[%]	1,1	50,1	1,0
Feldkapazität Dichtungsschicht	[%]	1,1	50,1	1,0
Permanenter Welkepunkt Rekultivierungsschicht, erste Lage	[%]	1,0	50,0	1,0
Permanenter Welkepunkt Rekultivierungsschicht, zweite Lage	[%]	1,0	50,0	1,0
Permanenter Welkepunkt Dränschicht	[%]	1,0	50,0	1,0
Permanenter Welkepunkt Dichtungsschicht	[%]	1,0	50,0	1,0
Neigung	[%]	0	99	1
SCS Kurvenzahl	[-]	0	99	1
Hanglänge	[m]	1	1000	1

Tab. G4: In den Sensitivitätsuntersuchungen variierte Parameter und absolute Sensitivitätsindizes SI der mit *HELP* berechneten aktuellen Verdunstung ET_A , des Oberflächenabflusses A_o und des hypodermischen Abflusses A_i sowie der Sickerung A_u (Median, Maximum, Minimum).

Parameter	ET_A			A_o			A_i			A_u		
	Med [mm]	Max [mm]	Min [mm]	Med [mm]	Max [mm]	Min [mm]	Med [mm]	Max [mm]	Min [mm]	Med [mm]	Max [mm]	Min [mm]
Mächtigkeit Rekult.-S., 1. Lage	0,00	0,11	-0,20	0,00	0,00	-0,76	0,00	0,07	-0,08	0,01	0,97	-0,06
Mächtigkeit Rekult.-S., 2. Lage	0,00	3,09	< -10	0,00	1,47	-0,10	0,00	0,32	-0,99	0,00	> 10	-3,97
Mächtigkeit Dränschicht	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,78	-1,07	0,00	2,67	-2,17
Mächtigkeit Dichtungsschicht	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	-0,10	0,00	0,10	-0,50
Neigung	0,00	0,78	-0,16	0,00	0,64	0,00	0,51	5,01	< -10	-0,51	> 10	-5,01
SCS Kurvenzahl	0,00	0,11	< -10	0,02	> 10	0,00	-0,01	0,00	-4,96	0,00	0,04	< -10
Hanglänge	0,00	0,16	-0,78	0,00	0,00	-0,64	-0,02	> 10	< -10	0,02	> 10	< -10
K_s Rekult.-S., 1. Lage	> 10	> 10	< -10	< -10	> 10	< -10	0,00	> 10	< -10	> 10	> 10	< -10
K_s Rekult.-S., 2. Lage	0,00	> 10	< -10	< -10	> 10	< -10	0,00	> 10	< -10	> 10	> 10	< -10
K_s Dränschicht	0,00	> 10	< -10	0,00	8,50	< -10	7,96	> 10	< -10	-3,10	> 10	< -10
K_s Dichtungsschicht	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	< -10	> 10	< -10	> 10	> 10	< -10
GPV Rekult.-S., 1. Lage	0,08	9,67	< -10	-0,72	> 10	< -10	0,34	> 10	< -10	0,52	> 10	< -10
FK Rekult.-S., 1. Lage	> 10	> 10	< -10	> 10	> 10	< -10	< -10	> 10	< -10	< -10	> 10	< -10
PWP Rekult.-S., 1. Lage	< -10	> 10	< -10	< -10	> 10	< -10	> 10	> 10	< -10	> 10	> 10	< -10
GPV Rekult.-S., 2. Lage	0,19	> 10	-7,23	-0,18	4,17	-5,96	-0,18	> 10	< -10	0,34	> 10	< -10

Fortsetzung auf nächster Seite

Fortsetzung von vorheriger Seite

Parameter	ET_A			A_o			A_i			A_u		
	Med [mm]	Max [mm]	Min [mm]	Med [mm]	Max [mm]	Min [mm]	Med [mm]	Max [mm]	Min [mm]	Med [mm]	Max [mm]	Min [mm]
FK Rekult.-S., 2. Lage	> 10	> 10	< -10	> 10	> 10	< -10	< -10	> 10	< -10	< -10	> 10	< -10
PWP Rekult.-S., 2. Lage	< -10	> 10	< -10	-2,30	> 10	< -10	> 10	> 10	< -10	> 10	> 10	< -10
GPV Dränschicht	0,00	0,22	-0,78	-0,01	0,00	-0,64	-2,10	> 10	< -10	2,17	> 10	< -10
FK Dränschicht	0,00	> 10	< -10	0,90	> 10	0,00	> 10	> 10	< -10	< -10	> 10	< -10
PWP Dichtungsschicht	0,00	7,00	-2,20	0,00	2,30	0,00	0,00	> 10	< -10	0,00	> 10	< -10
GPV Dichtungsschicht	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
FK Dichtungsschicht	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PWP Dichtungsschicht	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
LAI	4,04	> 10	< -10	-0,26	1,95	-3,08	n.b.	n.b.	n.b.	-3,75	> 10	< -10
Verdunstungstiefe	0,57	> 10	-9,36	-0,01	4,61	-1,00	n.b.	n.b.	n.b.	-0,55	8,96	< -10
Beginn Vegetationsperiode	0,00	0,63	-0,83	0,00	0,14	-0,07	n.b.	n.b.	n.b.	0,00	0,82	-0,58
Ende Vegetationsperiode	0,03	1,05	-0,80	0,00	0,07	-0,06	n.b.	n.b.	n.b.	-0,03	0,75	-1,01
Geogr. Breite	-1,10	4,50	< -10	0,00	0,10	-0,20	n.b.	n.b.	n.b.	1,13	> 10	-4,43

Fortsetzung auf nächster Seite

Fortsetzung von vorheriger Seite

Parameter	ET_A			A_o			A_i			A_u		
	Med [mm]	Max [mm]	Min [mm]	Med [mm]	Max [mm]	Min [mm]	Med [mm]	Max [mm]	Min [mm]	Med [mm]	Max [mm]	Min [mm]
Mittlere Windgeschwindigkeit	4,88	> 10	-5,81	-0,19	5,12	-2,55	n.b.	n.b.	n.b.	-4,84	5,19	< -10
Mittlere Luftfeuchte 1. Quartal	-1,43	1,49	-4,57	0,12	2,26	-5,04	n.b.	n.b.	n.b.	1,31	6,50	-0,92
Mittlere Luftfeuchte 2. Quartal	-0,48	> 10	< -10	0,00	1,08	-0,56	n.b.	n.b.	n.b.	0,50	> 10	< -10
Mittlere Luftfeuchte 3. Quartal	-0,57	3,51	< -10	0,03	0,76	-0,72	n.b.	n.b.	n.b.	0,50	> 10	-3,98
Mittlere Luftfeuchte 4. Quartal	-1,88	2,13	-5,09	0,09	2,15	-0,02	n.b.	n.b.	n.b.	1,79	4,34	-2,11
Lineare Änderung Niederschlag	0,38	0,90	0,00	0,05	0,13	-0,12	n.b.	n.b.	n.b.	0,58	0,93	0,08
Nichtlineare Änderung Niederschlag	0,09	1,00	-0,04	0,26	0,55	-0,01	n.b.	n.b.	n.b.	0,60	0,87	0,00
Lineare Änderung Lufttemperatur	> 10	> 10	< -10	-2,73	> 10	< -10	n.b.	n.b.	n.b.	-2,35	> 10	< -10
Lineare Änderung Globalstrahlung	0,02	0,07	-0,02	0,00	0,00	-0,17	n.b.	n.b.	n.b.	-0,01	0,16	-0,06

Tab. G5: In den Sensitivitätsuntersuchungen variierte Parameter und relative Sensitivitätsindizes SI_{Rel} der mit HELP berechneten aktuellen Verdunstung ET_A , des Oberflächenabflusses A_o und des hypodermischen Abflusses A_i sowie der Sickerung A_u (Median, Maximum, Minimum).

Parameter	ET_A			A_o			A_i			A_u		
	Med [-]	Max [-]	Min [-]	Med [-]	Max [-]	Min [-]	Med [-]	Max [-]	Min [-]	Med [-]	Max [-]	Min [-]
Mächtigkeit Rekult.-S., 1. Lage	0,00	0,01	-0,01	0,00	0,00	-0,09	0,00	0,38	-0,48	0,00	0,01	0,00
Mächtigkeit Rekult.-S., 2. Lage	0,00	0,06	-0,12	0,00	0,20	-0,02	-0,01	1,45	-2,90	0,00	0,11	-0,08
Mächtigkeit Dränschicht	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	> 10	< -10	0,00	1,00	-0,83
Mächtigkeit Dichtungsschicht	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	1,98	-2,59	0,00	0,02	-0,02
Neigung	0,00	0,13	-0,03	0,00	0,32	0,00	0,55	1,28	-7,90	-0,08	1,28	-0,22
SCS Kurvenzahl	0,00	0,02	< -10	0,07	> 10	0,00	-0,01	0,00	< -10	0,00	0,01	< -10
Hanglänge	0,00	0,00	-0,07	0,00	0,00	-0,66	-0,87	9,09	< -10	0,03	0,49	-1,85
K_s Rekult.-S., 1. Lage	0,00	5,43	-3,11	-0,01	> 10	< -10	0,00	> 10	< -10	0,00	> 10	< -10
K_s Rekult.-S., 2. Lage	0,00	2,82	-2,96	-0,01	2,06	-1,95	0,00	> 10	-2,18	0,00	> 10	< -10
K_s Dränschicht	0,00	0,35	-0,07	0,00	2,18	-0,72	0,91	> 10	< -10	0,00	4,37	-0,67
K_s Dichtungsschicht	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	-0,39	0,82	-1,29	0,27	3,36	-1,52
GPV Rekult.-S., 1. Lage	0,01	1,30	-1,15	-0,93	8,67	< -10	0,31	> 10	-6,10	0,07	6,62	-1,20
FK Rekult.-S., 1. Lage	0,18	3,55	-0,55	1,19	> 10	< -10	-0,74	5,90	< -10	-0,35	0,94	-8,27
PWP Rekult.-S., 1. Lage	-0,09	0,31	-3,82	-0,09	8,29	< -10	0,18	7,00	-6,80	0,10	3,41	-0,57
GPV Rekult.-S., 2. Lage	0,02	2,13	-0,79	-0,19	2,13	-6,99	-0,32	> 10	< -10	0,05	4,95	-5,49

Fortsetzung auf nächster Seite

Fortsetzung von vorheriger Seite

Parameter	ET_A			A_o			A_i			A_u		
	Med	Max	Min	Med	Max	Min	Med	Max	Min	Med	Max	Min
	[-]	[-]	[-]	[-]	[-]	[-]	[-]	[-]	[-]	[-]	[-]	[-]
FK Rekult.-S., 2. Lage	0,19	5,22	-0,44	0,22	6,20	-1,24	-0,35	> 10	< -10	-0,32	8,86	< -10
PWP Rekult.-S., 2. Lage	-0,10	0,08	-5,36	-0,01	0,84	-3,91	0,11	> 10	< -10	0,10	> 10	-8,21
GPV Dränschicht	0,00	0,03	-0,11	-0,01	0,00	-0,91	-1,25	> 10	< -10	0,27	> 10	-2,20
FK Dränschicht	0,00	0,09	-0,03	0,01	0,58	0,00	0,65	> 10	-8,68	-0,14	1,34	< -10
PWP Dichtungsschicht	0,00	0,01	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	1,33	-2,69	0,00	0,66	-0,36
GPV Dichtungsschicht	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
FK Dichtungsschicht	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PWP Dichtungsschicht	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
LAI	0,02	0,30	-0,19	-0,02	0,32	-0,40	n.b.	n.b.	n.b.	-0,03	0,34	-0,63
Verdunstungstiefe	0,11	4,69	-3,38	-0,02	5,60	-5,39	n.b.	n.b.	n.b.	-0,16	6,52	-9,28
Beginn Vegetationsperiode	0,00	0,15	-0,27	0,00	0,41	-0,16	n.b.	n.b.	n.b.	0,00	0,27	-0,16
Ende Vegetationsperiode	0,02	0,77	-0,61	0,00	0,55	-0,48	n.b.	n.b.	n.b.	-0,02	0,62	-0,83
Geogr. Breite	-0,16	0,63	-5,73	0,00	0,14	-0,27	n.b.	n.b.	n.b.	0,17	6,18	-0,67

Fortsetzung auf nächster Seite

Fortsetzung von vorheriger Seite

Parameter	ET_A			A_o			A_i			A_u		
	Med [-]	Max [-]	Min [-]	Med [-]	Max [-]	Min [-]	Med [-]	Max [-]	Min [-]	Med [-]	Max [-]	Min [-]
Mittlere Windgeschwindigkeit	0,12	0,59	-0,19	-0,05	1,87	-1,00	n.b.	n.b.	n.b.	-0,13	0,24	-0,64
Mittlere Luftfeuchte 1. Quartal	-0,31	0,31	-1,08	0,26	4,95	< -10	n.b.	n.b.	n.b.	0,31	1,52	-0,22
Mittlere Luftfeuchte 2. Quartal	-0,10	2,22	-2,95	0,00	2,15	-1,09	n.b.	n.b.	n.b.	0,11	2,97	-2,40
Mittlere Luftfeuchte 3. Quartal	-0,11	0,72	-3,11	0,06	1,51	-1,47	n.b.	n.b.	n.b.	0,11	3,17	-0,88
Mittlere Luftfeuchte 4. Quartal	-0,43	0,44	-1,20	0,19	4,78	-0,04	n.b.	n.b.	n.b.	0,44	1,08	-0,50
Lineare Änderung Niederschlag	0,72	1,56	-0,01	1,04	2,37	-2,35	n.b.	n.b.	n.b.	1,34	1,69	0,22
Nichtlineare Änderung Niederschlag	0,25	1,03	-0,15	2,10	4,58	-0,47	n.b.	n.b.	n.b.	1,18	4,55	0,13
Lineare Änderung Lufttemperatur	0,22	0,51	-0,35	-0,81	3,43	-8,55	n.b.	n.b.	n.b.	-0,07	1,12	-1,17
Lineare Änderung Globalstrahlung	0,13	0,87	-0,19	-0,07	0,48	-6,67	n.b.	n.b.	n.b.	-0,09	0,91	-0,88

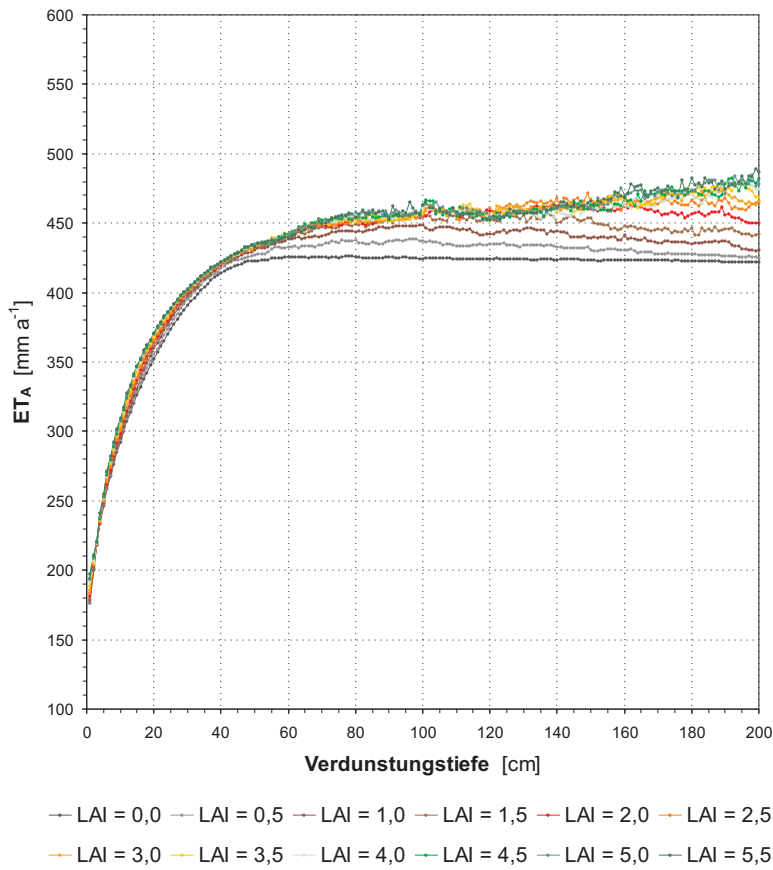


Abb. G1: Einfluß der Verdunstungstiefe und des LAI auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Absolute Verdunstungswerte.

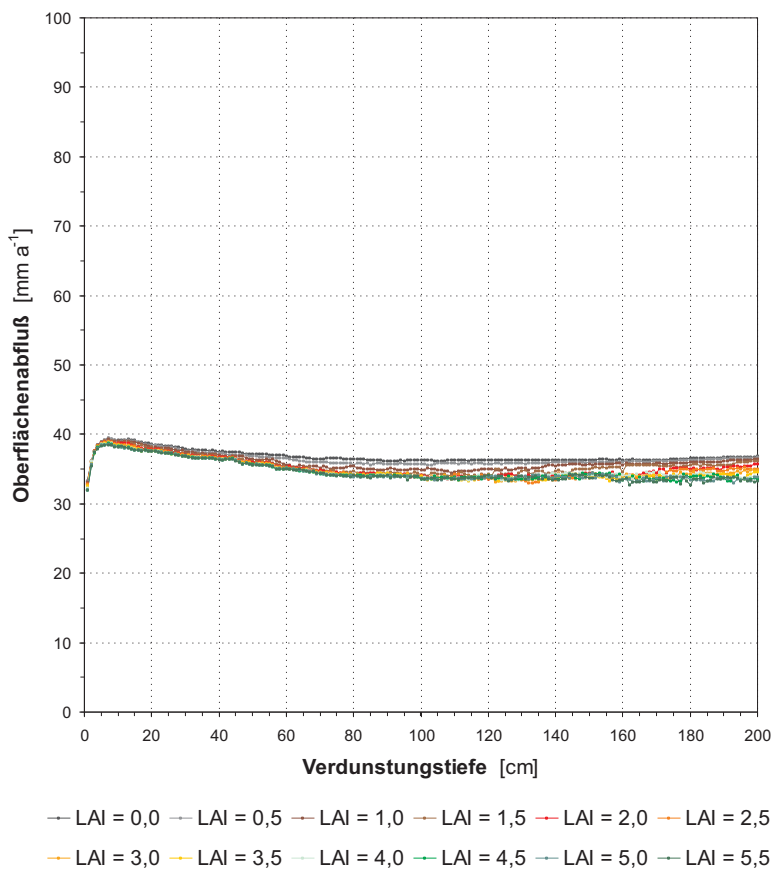


Abb. G2: Einfluß der Verdunstungstiefe und des LAI auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Absolute Abflußwerte.

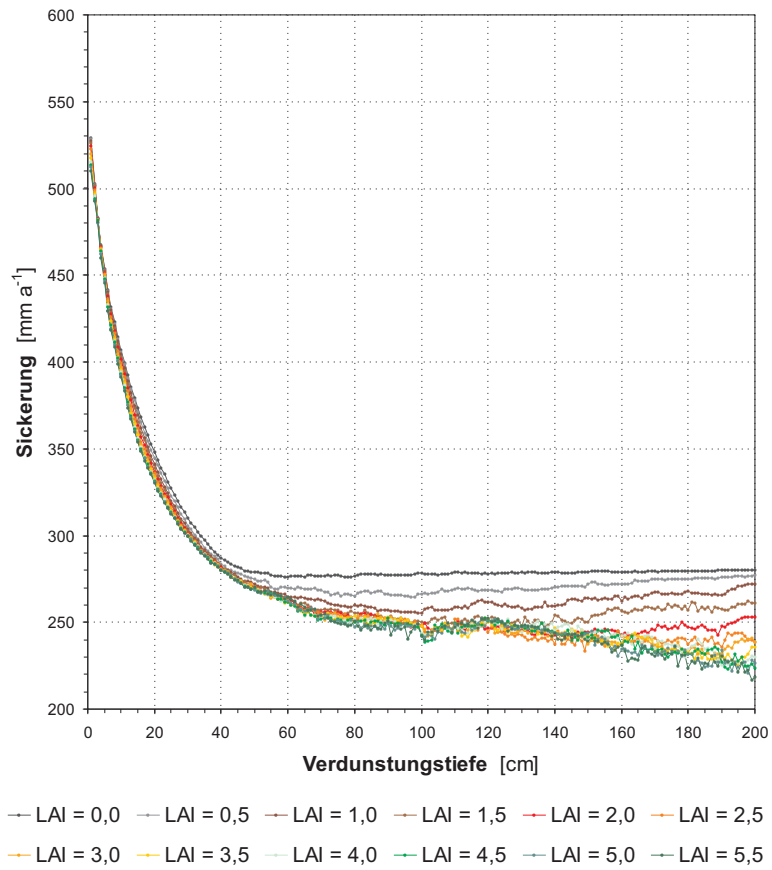


Abb. G3: Einfluß der Verdunstungstiefe und des LAI auf die mit HELP berechnete Versickerung: Absolute Versickerungswerte.

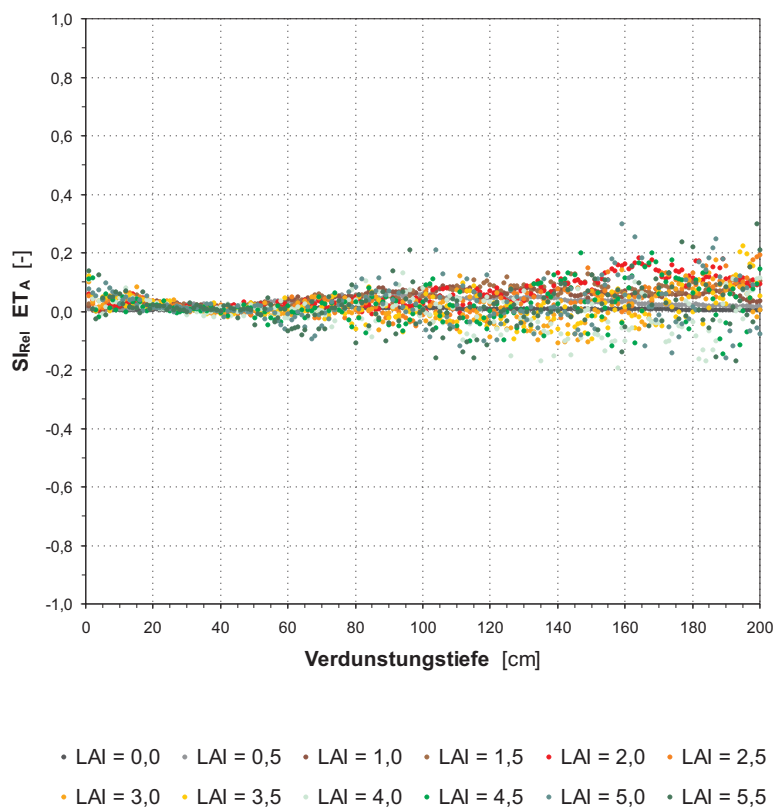


Abb. G4: Einfluß des LAI auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Relativer Sensitivitätsindex.

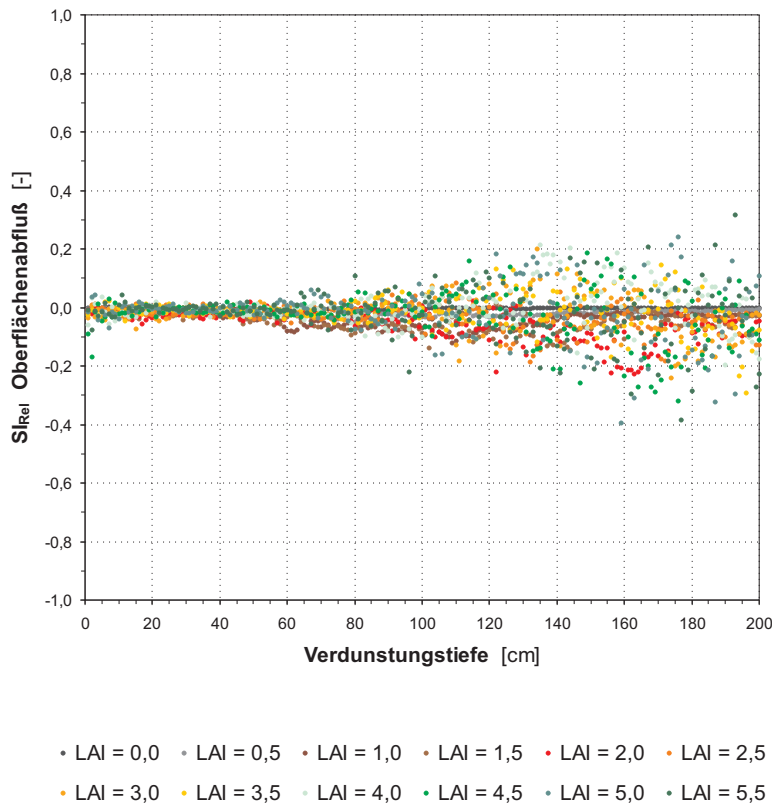


Abb. G5: Einfluß des LAI auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

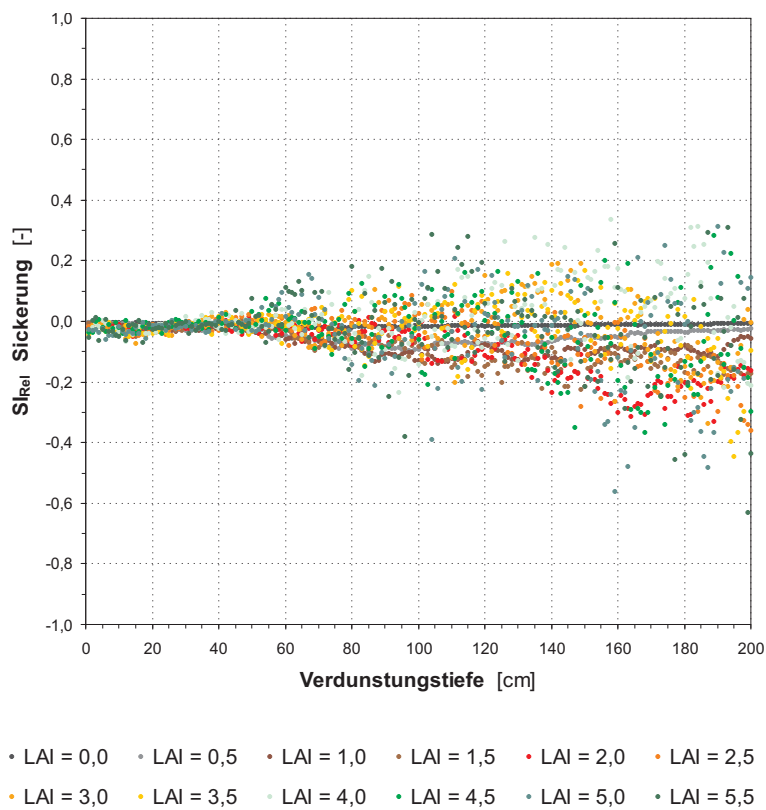


Abb. G6: Einfluß des LAI auf die mit HELP berechnete Versickerung: Relativer Sensitivitätsindex.

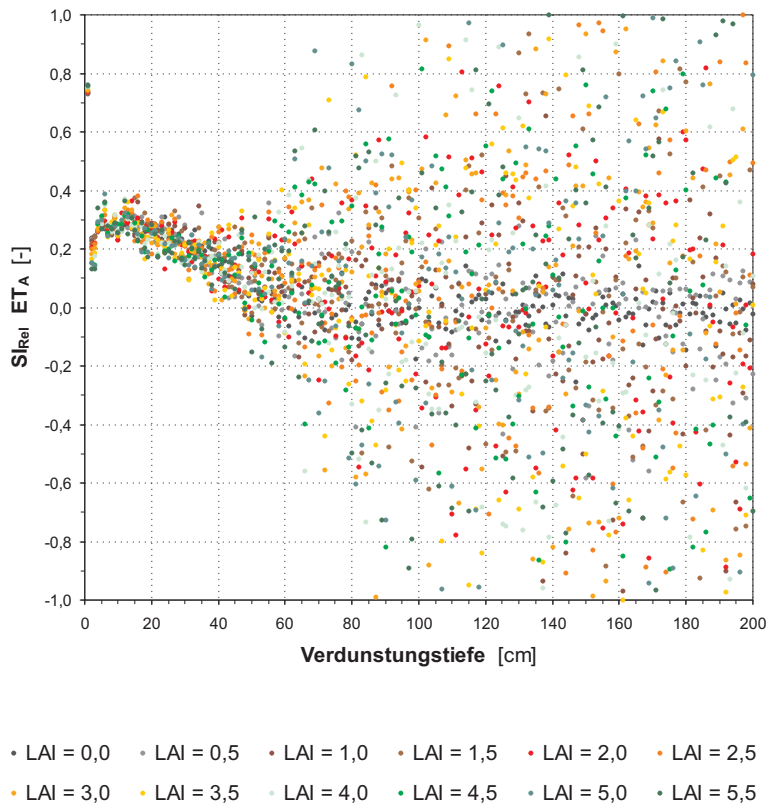


Abb. G7: Einfluß der Verdunstungstiefe auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Relativer Sensitivitätsindex.

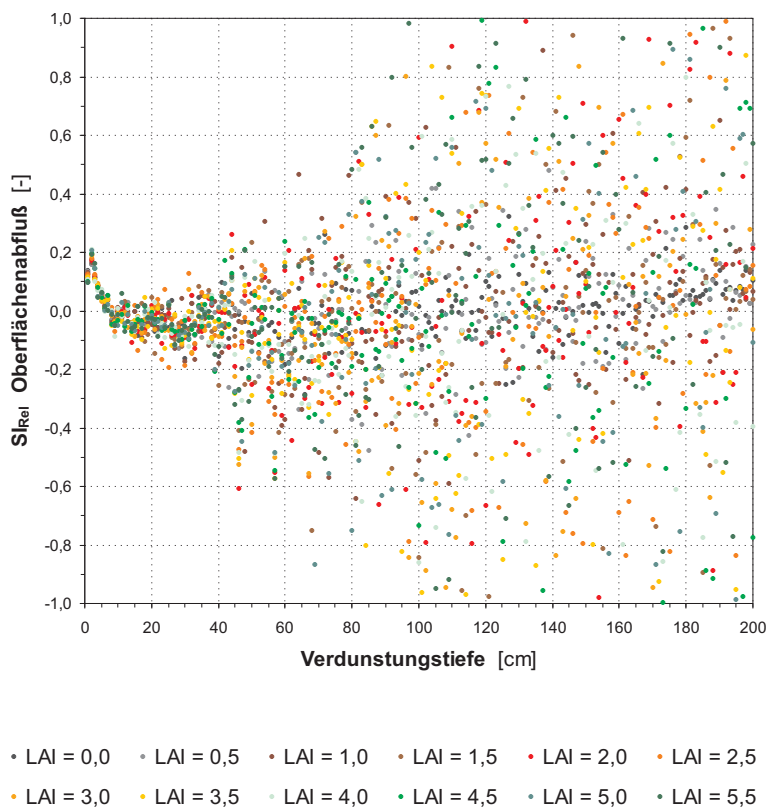


Abb. G8: Einfluß der Verdunstungstiefe auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

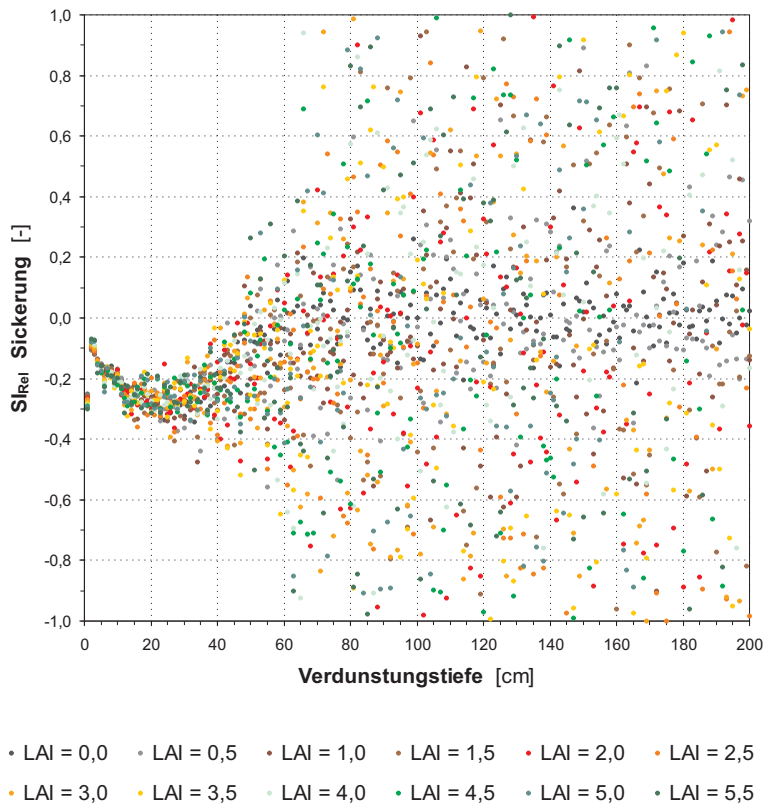


Abb. G9: Einfluß der Verdunstungstiefe auf die mit HELP berechnete Versickerung: Relativer Sensitivitätsindex.

Abb. G10: Einfluß des Beginns der Vegetationsperiode auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Absolute Verdunstungswerte.

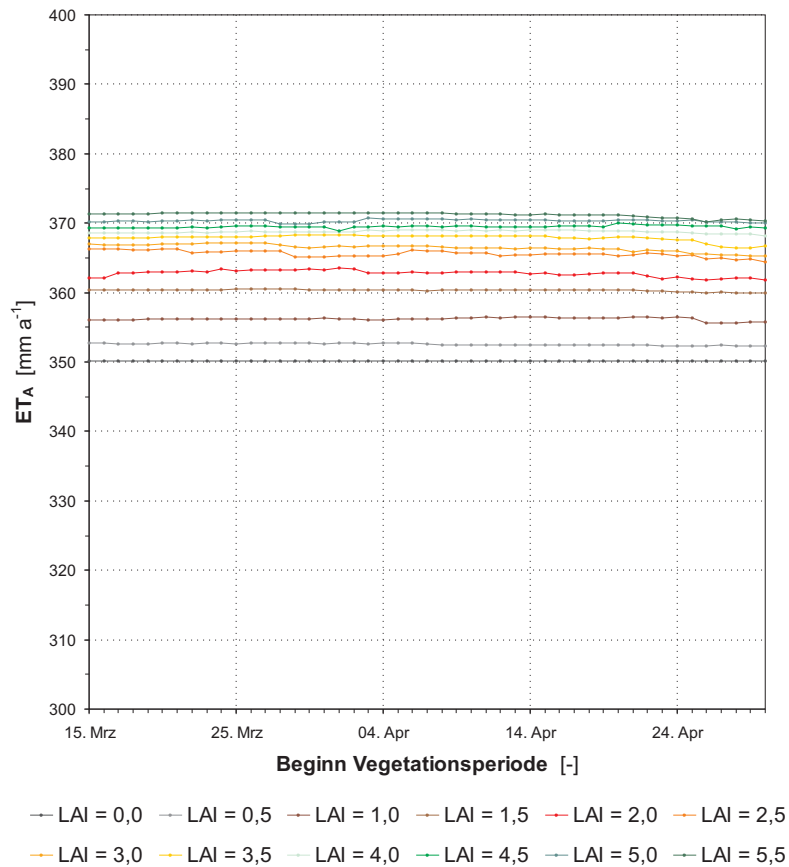
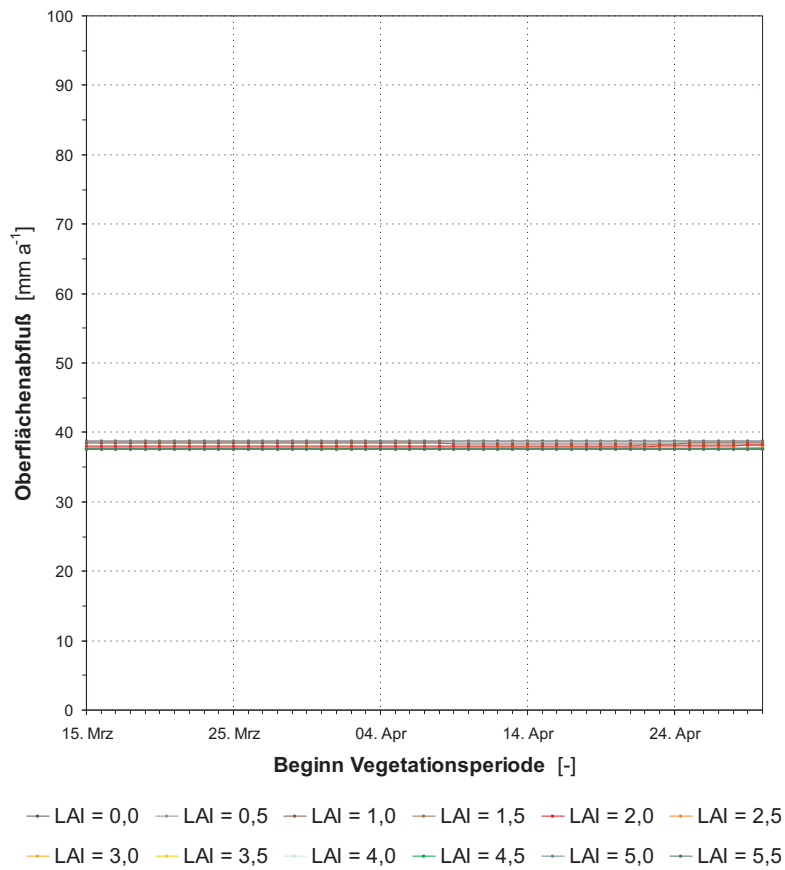


Abb. G11: Einfluß des Beginns der Vegetationsperiode auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Absolute Abflußwerte.



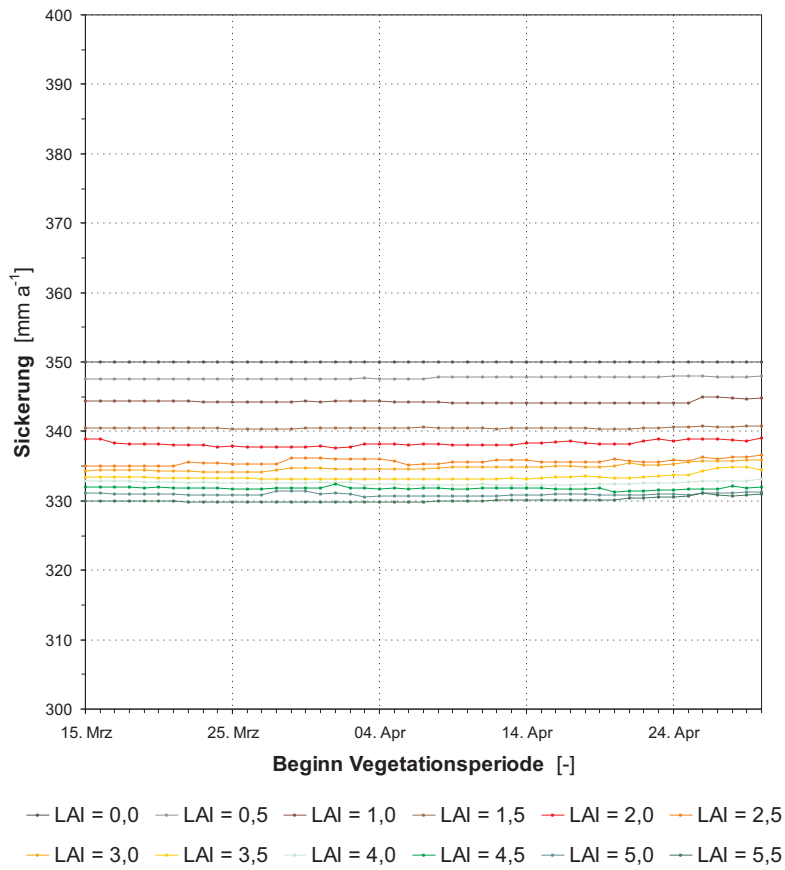


Abb. G12: Einfluß des Beginns der Vegetationsperiode auf die mit HELP berechnete Versickerung: Absolute Versickerungswerte.

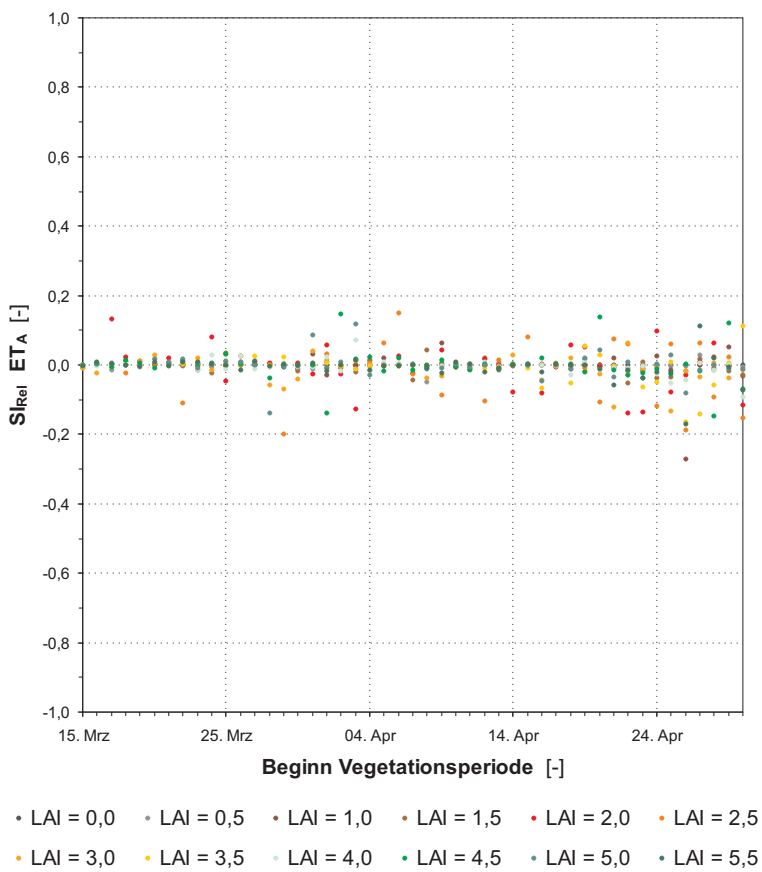


Abb. G13: Einfluß des Beginns der Vegetationsperiode auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Relativer Sensitivitätsindex.

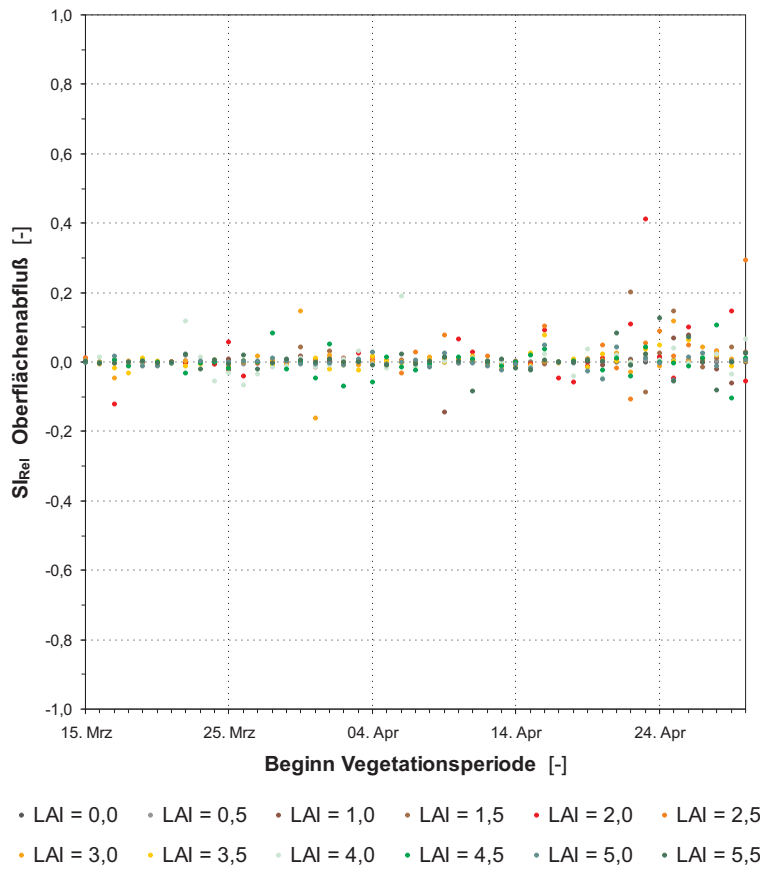


Abb. G14: Einfluß des Beginns der Vegetationsperiode auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

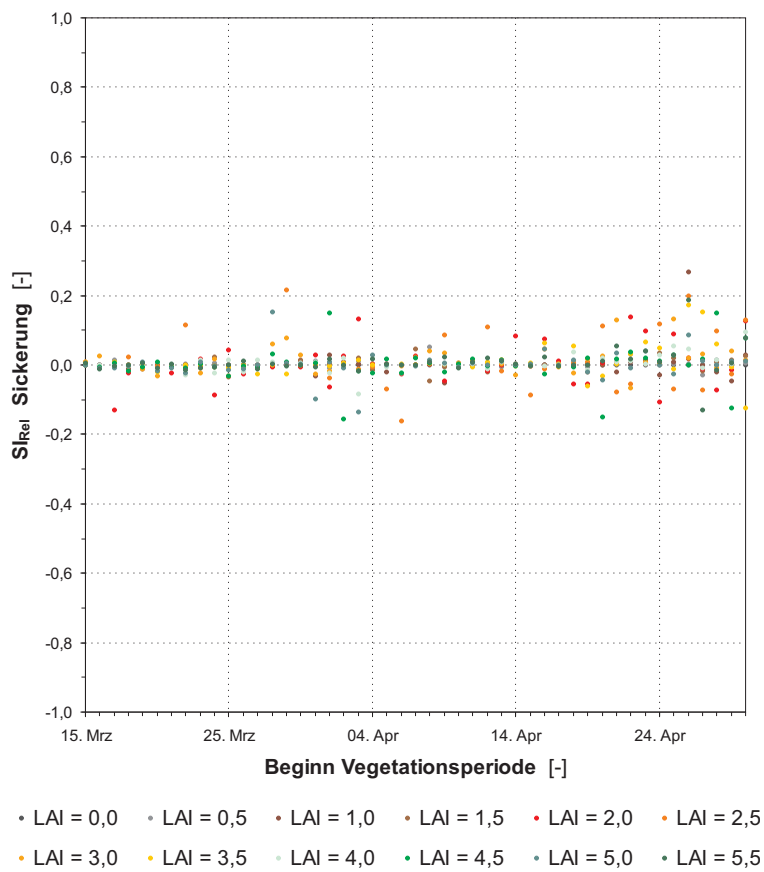


Abb. G15: Einfluß des Beginns der Vegetationsperiode auf die mit HELP berechnete Versickerung: Relativer Sensitivitätsindex.

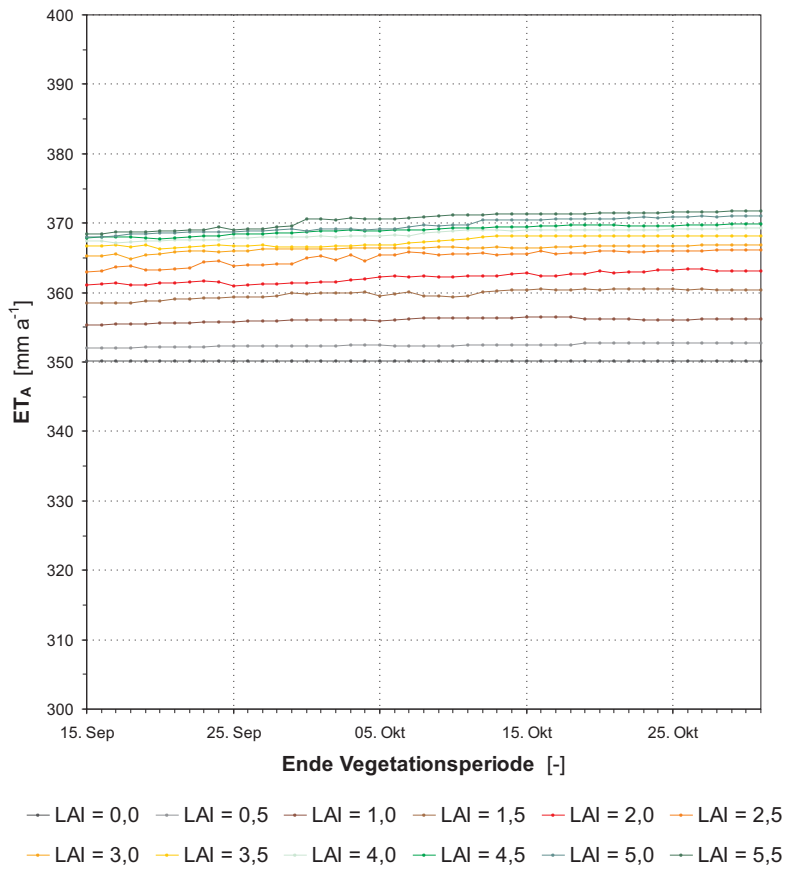


Abb. G16: Einfluß des Endes der Vegetationsperiode auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Absolute Verdunstungswerte.

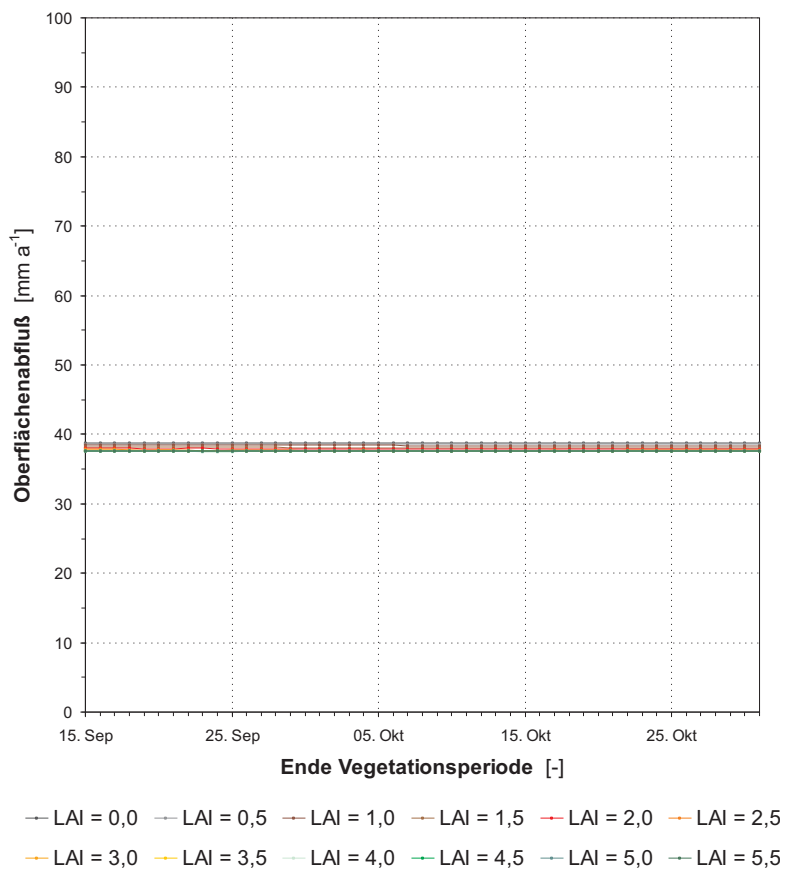
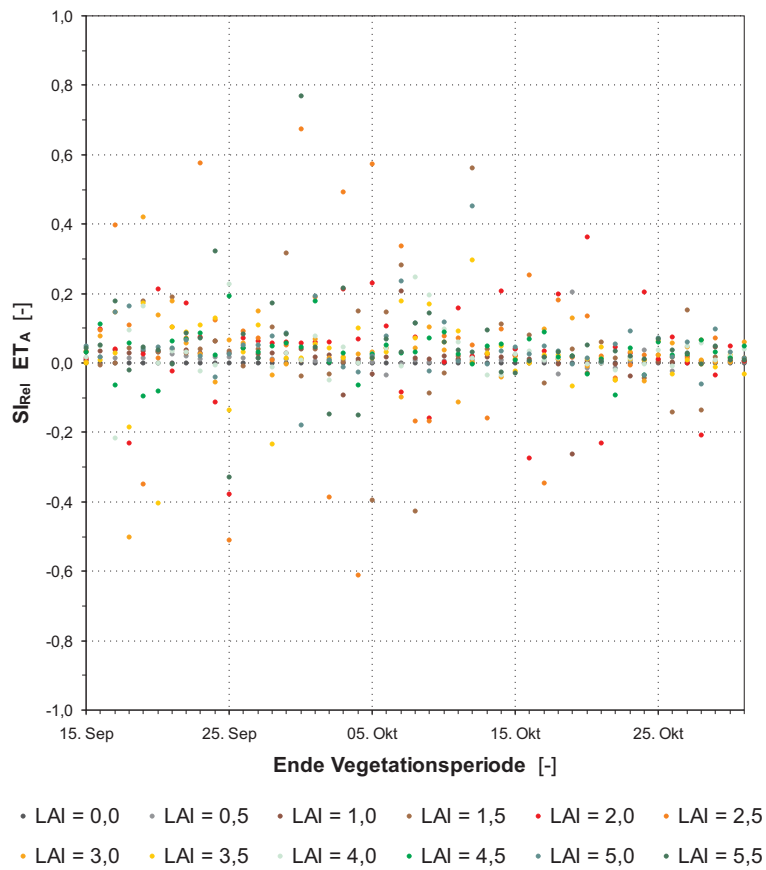
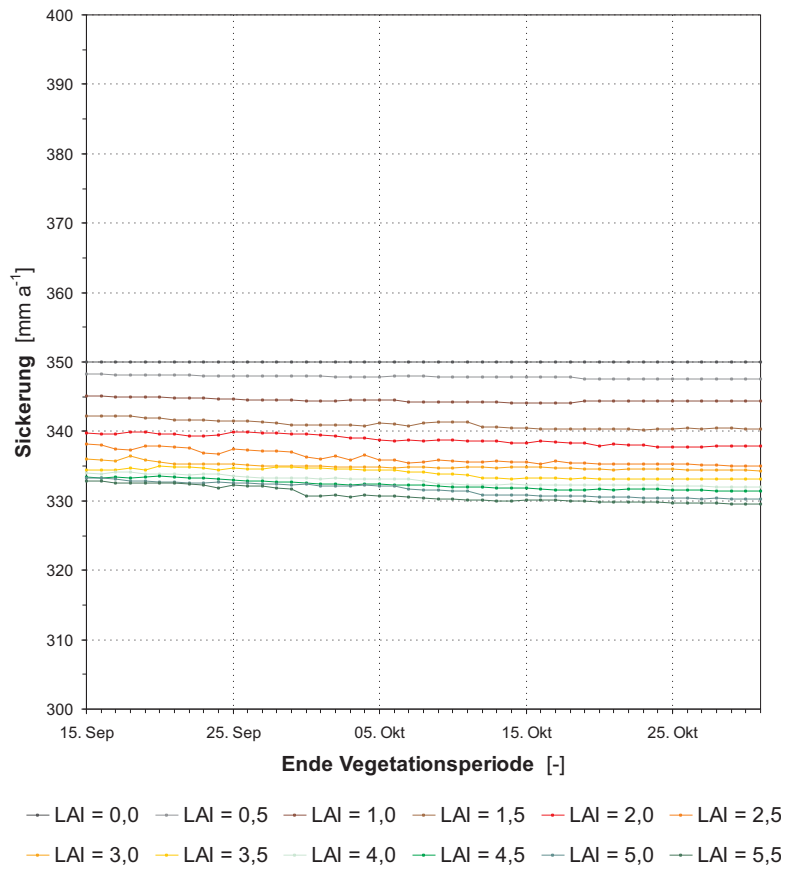


Abb. G17: Einfluß des Endes der Vegetationsperiode auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Absolute Abflußwerte.



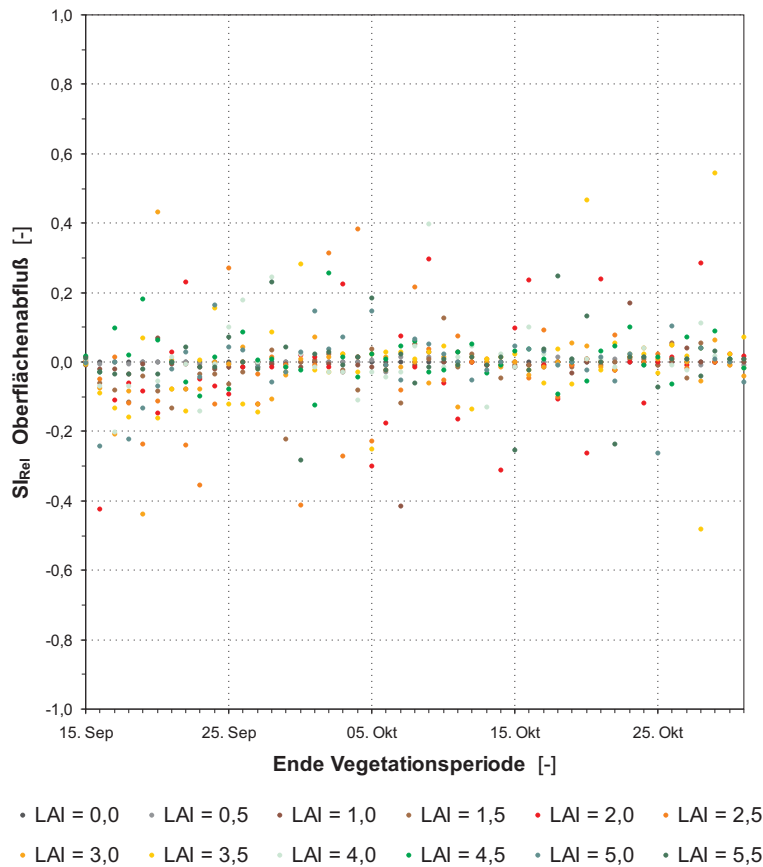


Abb. G20: Einfluß des Endes der Vegetationsperiode auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

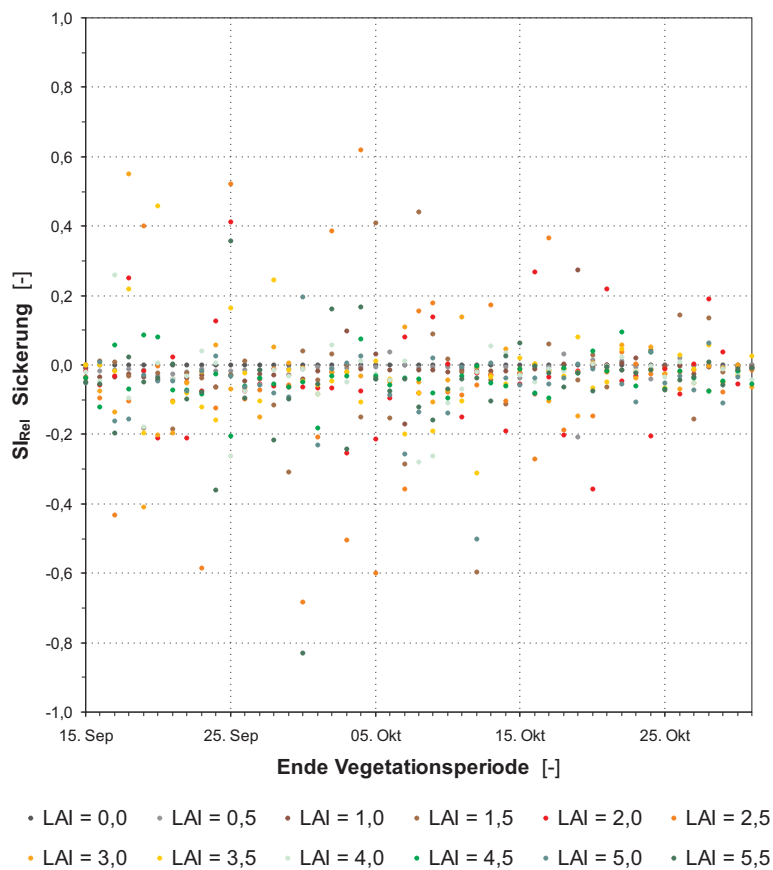


Abb. G21: Einfluß des Endes der Vegetationsperiode auf die mit HELP berechnete Versickerung: Relativer Sensitivitätsindex.

Abb. G22: Einfluß der Lage der Wetterstation auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Oberflächenabfluß: Absolute Verdunstungs- und Abflußwerte.

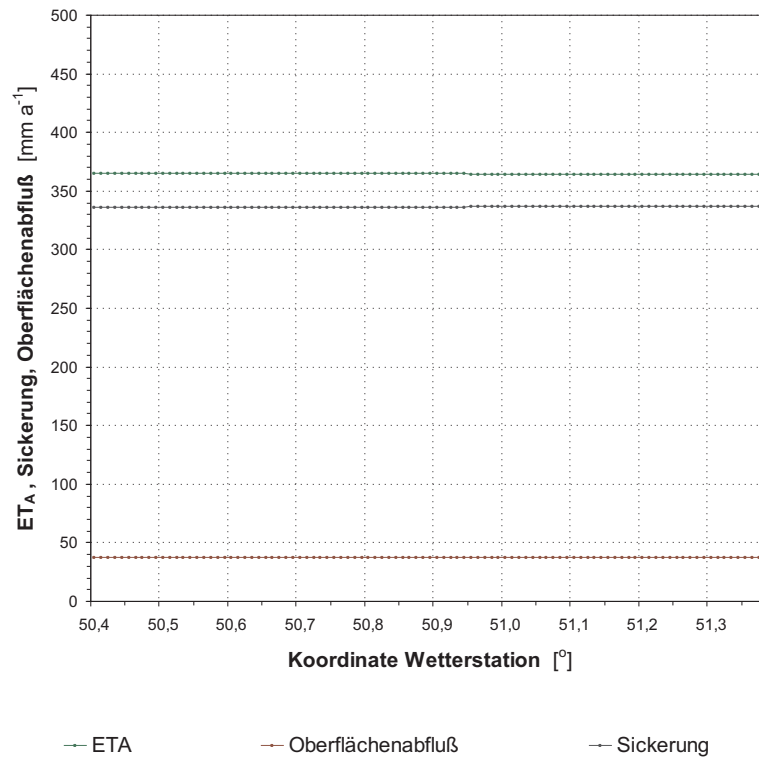
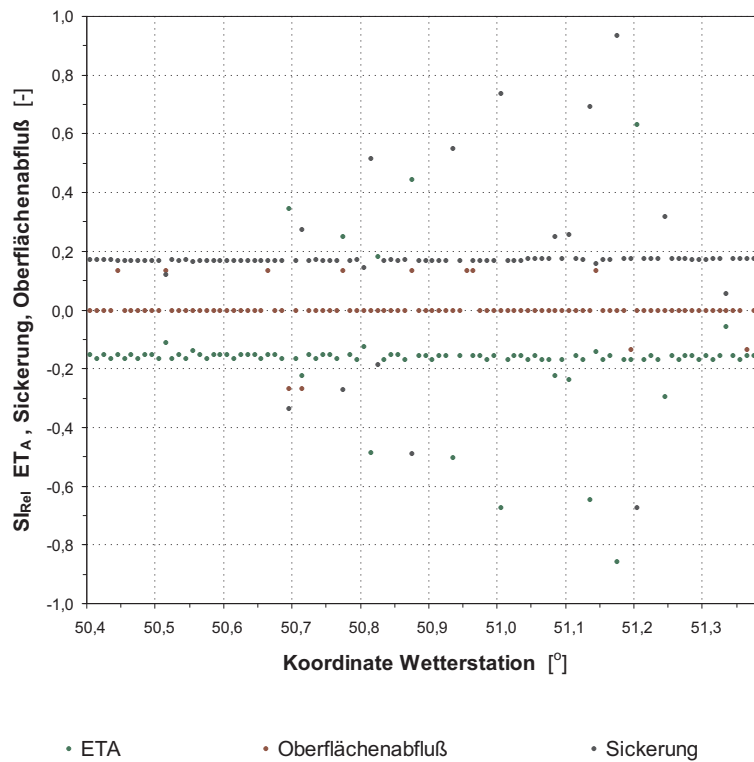


Abb. G23: Einfluß der Lage der Wetterstation auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.



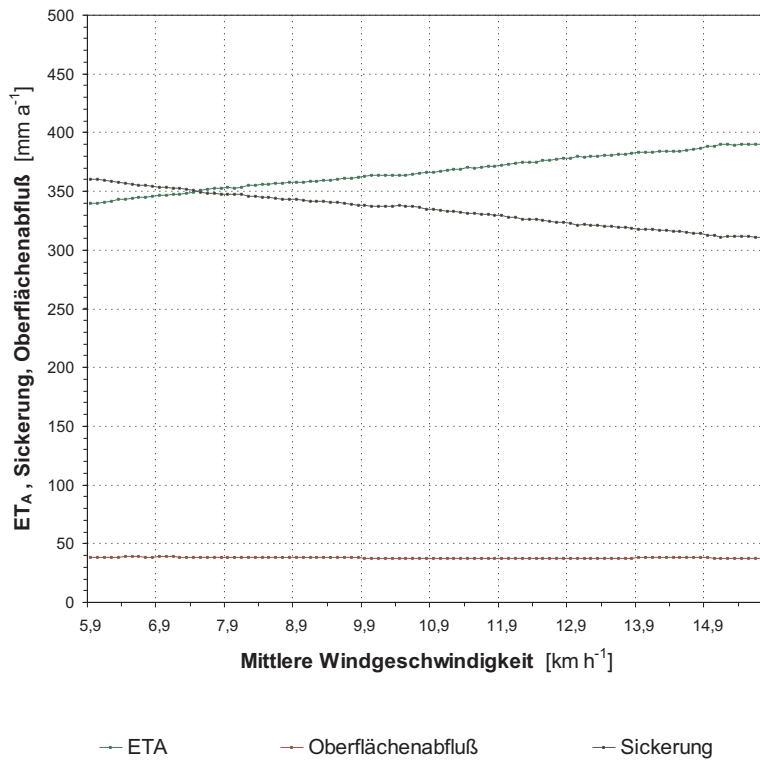


Abb. G24: Einfluß der mittleren Windgeschwindigkeit auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Oberflächenabfluß: Absolute Verdunstungs- und Abflußwerte.

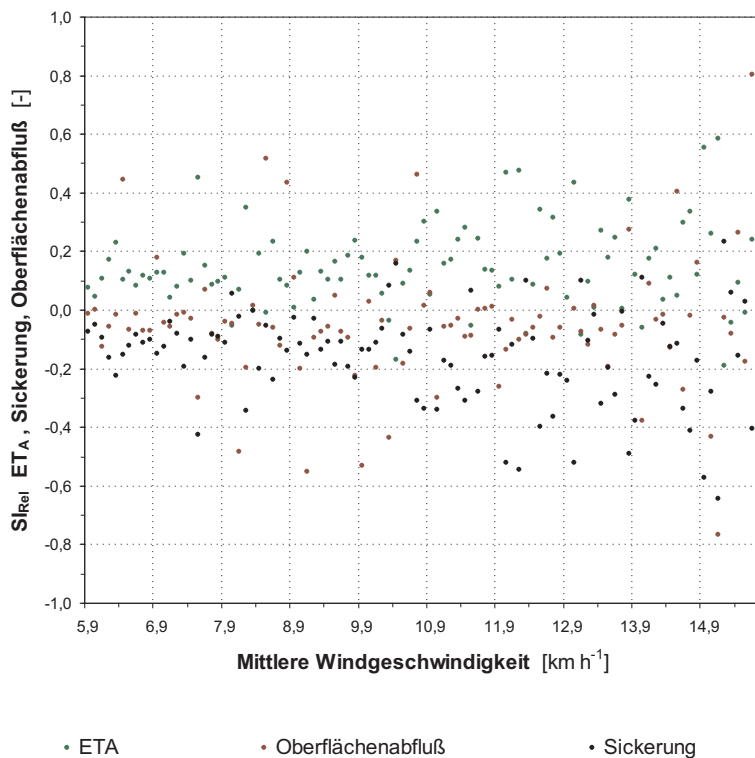


Abb. G25: Einfluß der mittleren Windgeschwindigkeit auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

Abb. G26: Einfluß der mittleren Luftfeuchtigkeit (1. Quartal) auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Oberflächenabfluß: Absolute Verdunstungs- und Abflußwerte.

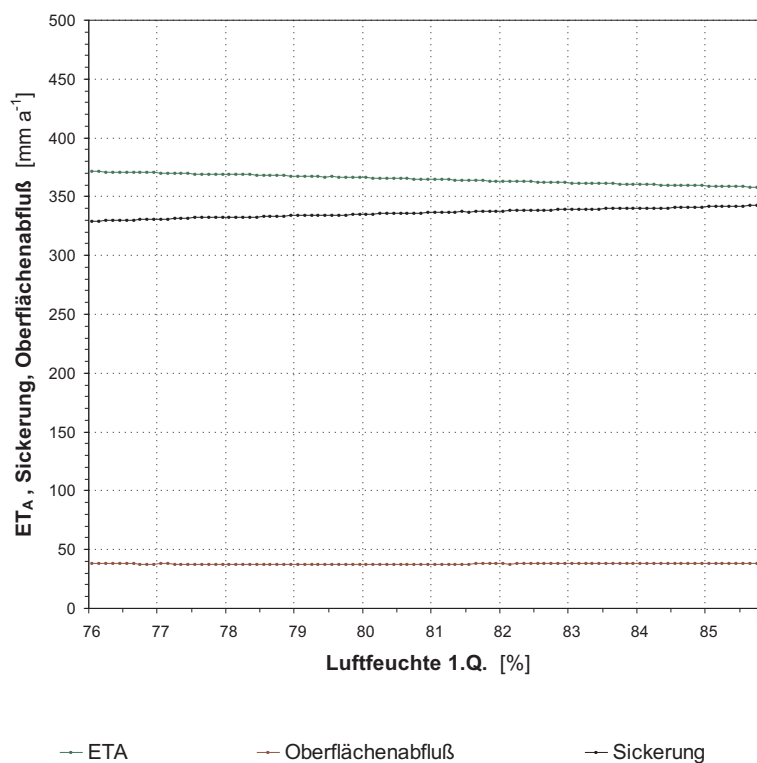
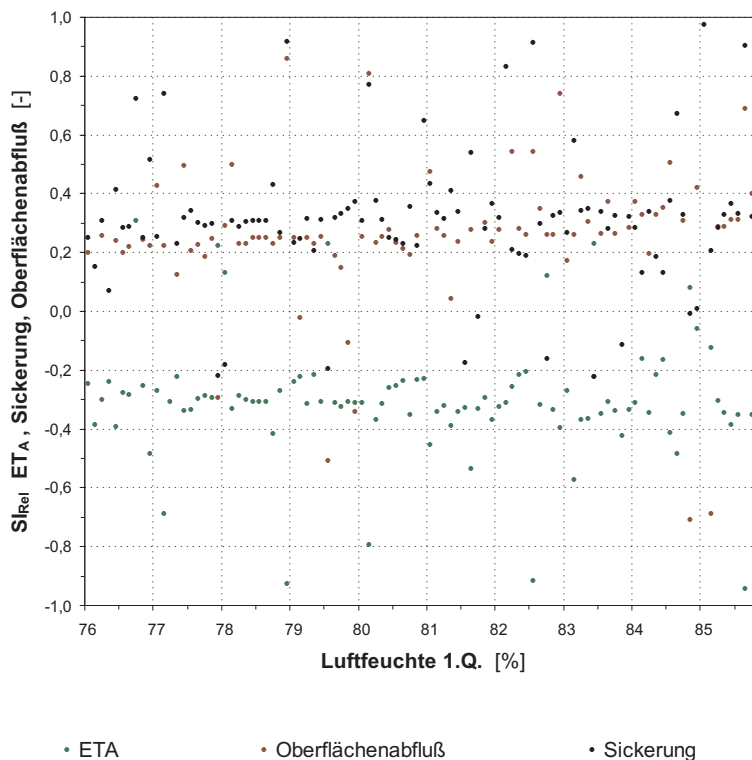


Abb. G27: Einfluß der mittleren Luftfeuchtigkeit (1. Quartal) auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.



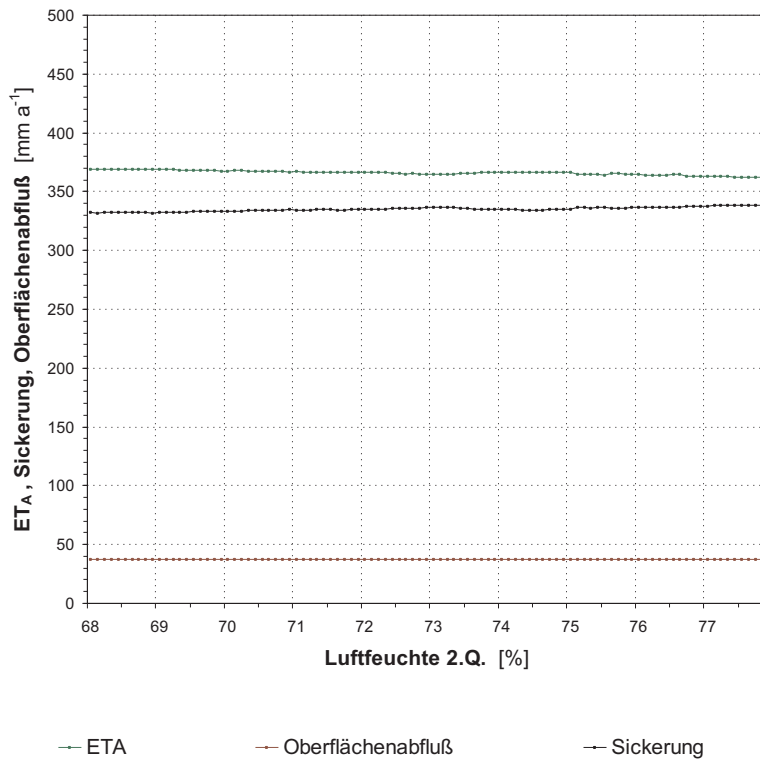


Abb. G28: Einfluß der mittleren Luftfeuchtigkeit (2. Quartal) auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Oberflächenabfluß: Absolute Verdunstungs- und Abflußwerte.

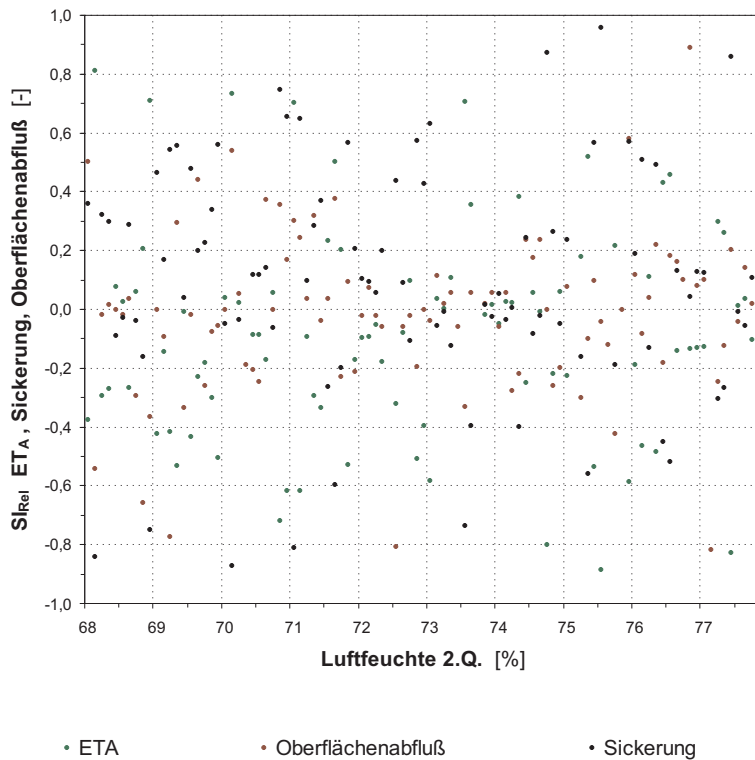


Abb. G29: Einfluß der mittleren Luftfeuchtigkeit (2. Quartal) auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

Abb. G30: Einfluß der mittleren Luftfeuchtigkeit (3. Quartal) auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Oberflächenabfluß: Absolute Verdunstungs- und Abflußwerte.

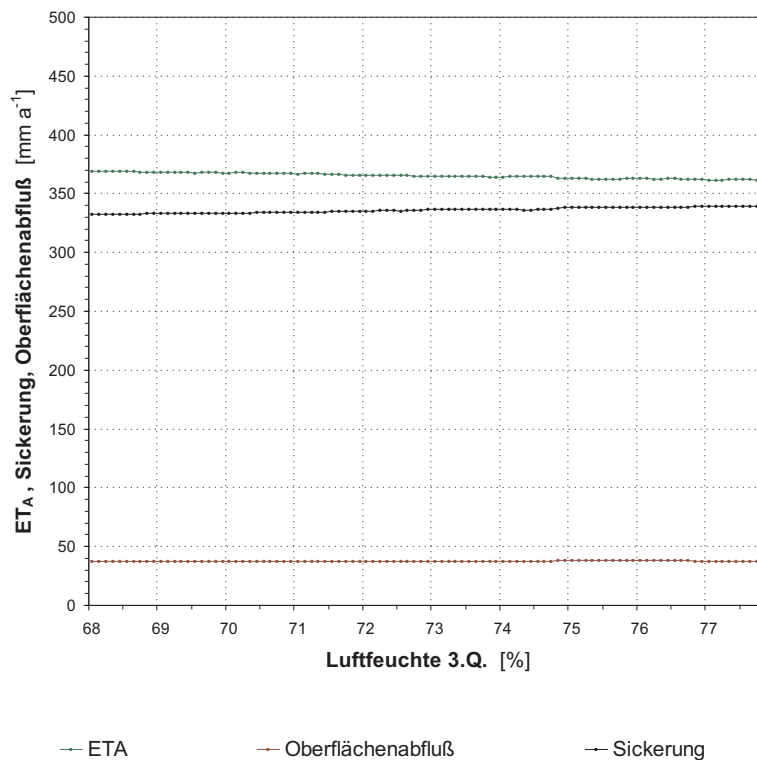
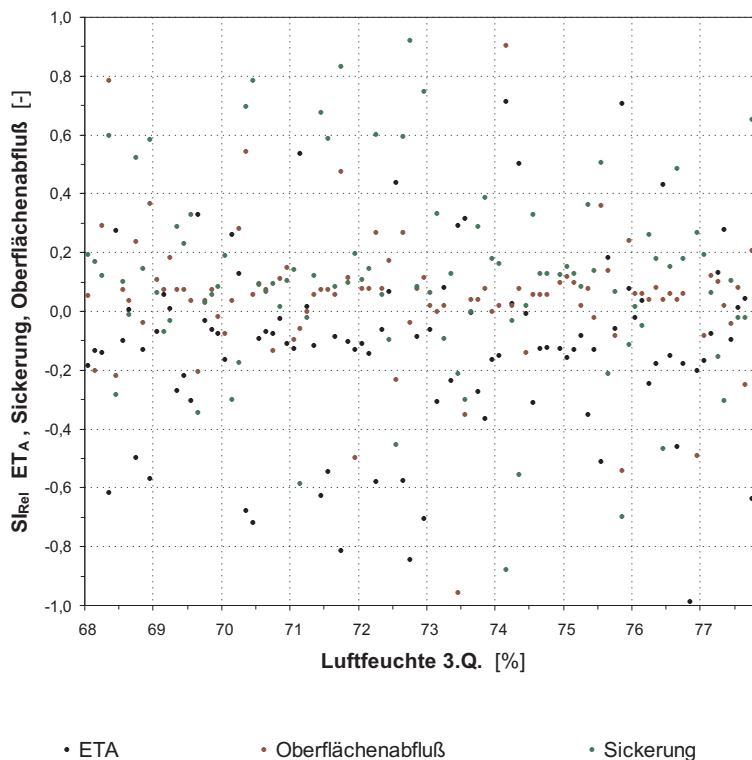


Abb. G31: Einfluß der mittleren Luftfeuchtigkeit (3. Quartal) auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.



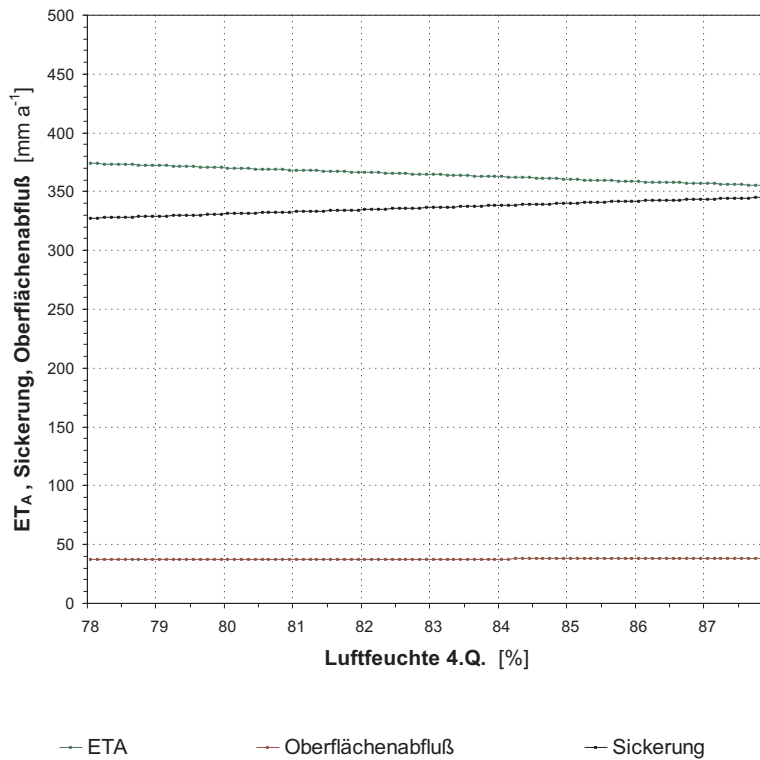


Abb. G32: Einfluß der mittleren Luftfeuchtigkeit (4. Quartal) auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Oberflächenabfluß: Absolute Verdunstungs- und Abflußwerte.

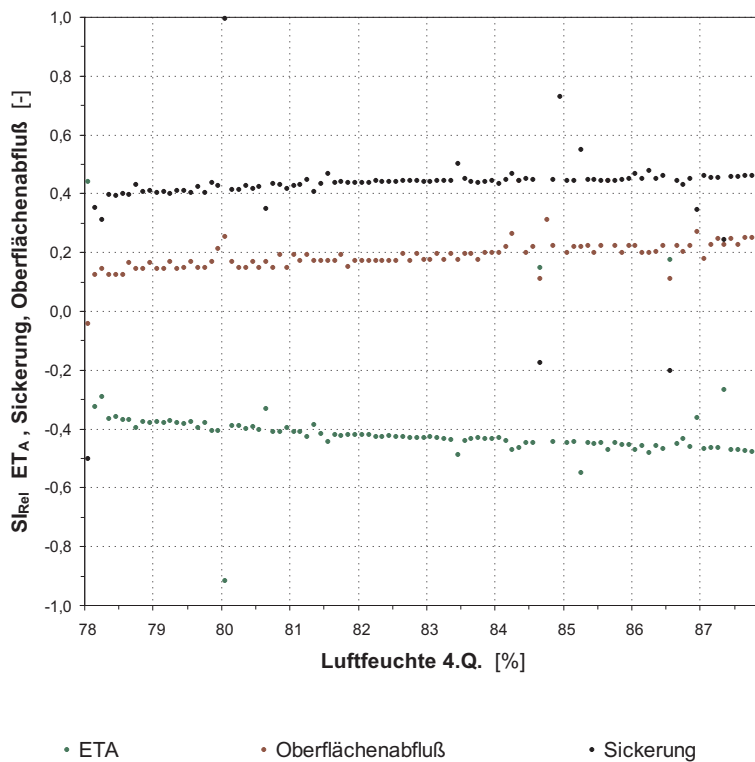


Abb. G33: Einfluß der mittleren Luftfeuchtigkeit (4. Quartal) auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

Abb. G34: Einfluß der Niederschlagshöhe (lineare Änderung der Tagesniederschläge) auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Oberflächenabfluß: Absolute Verdunstungs- und Abflußwerte.

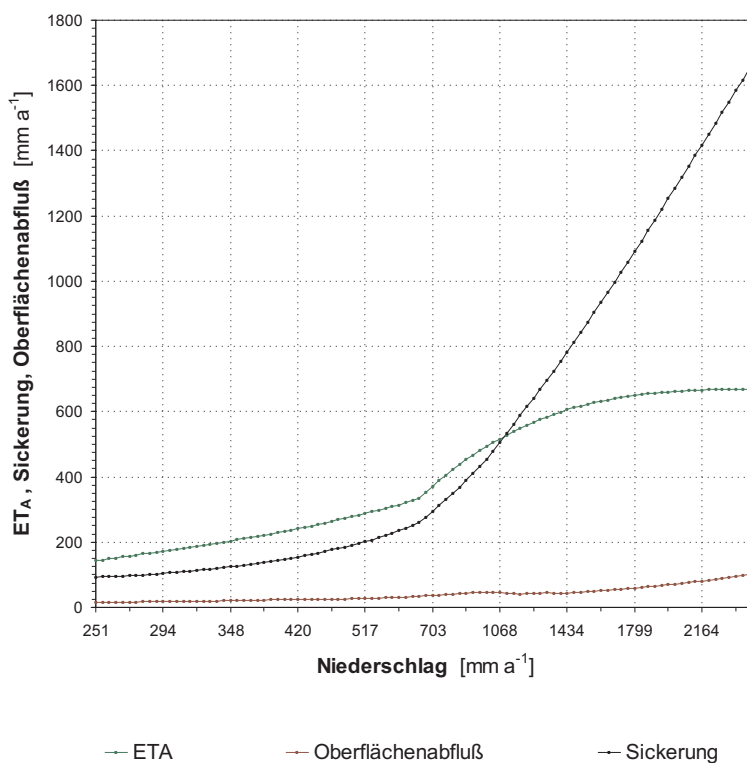
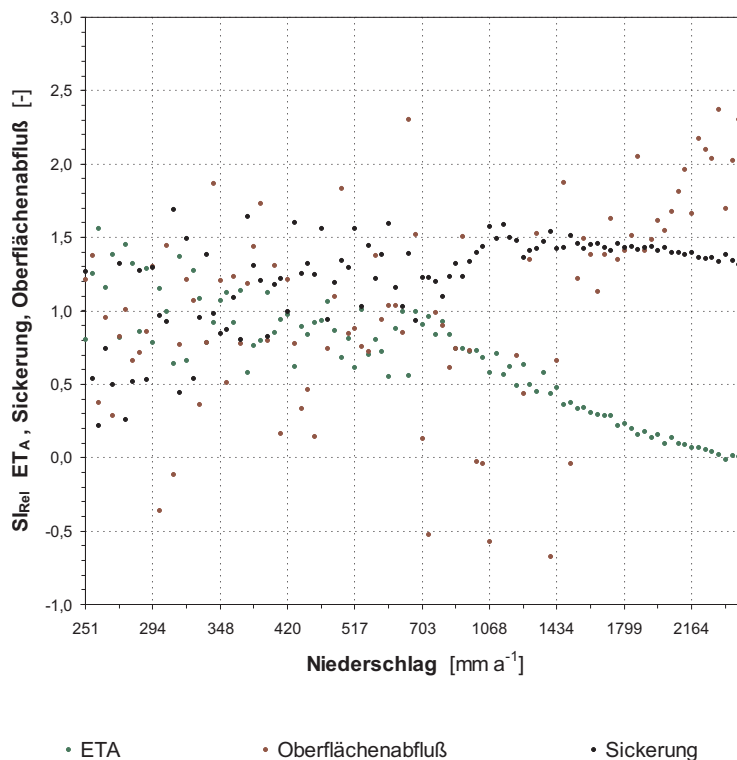


Abb. G35: Einfluß der Niederschlagshöhe (lineare Änderung der Tagesniederschläge) auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.



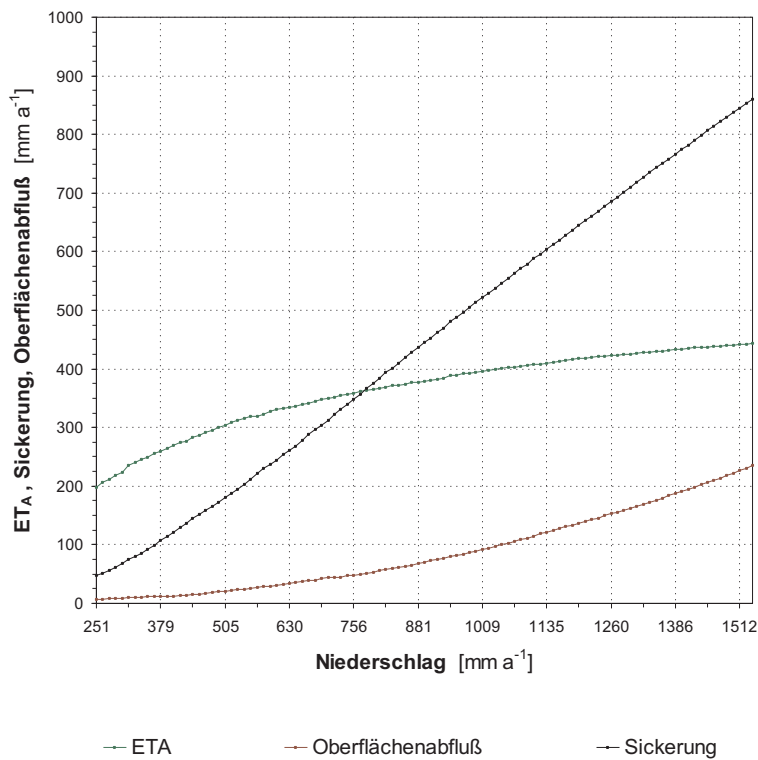


Abb. G36: Einfluß der Niederschlagshöhe (nichtlineare Änderung der Tagesniederschläge) auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Oberflächenabfluß: Absolute Verdunstungs- und Abflußwerte.

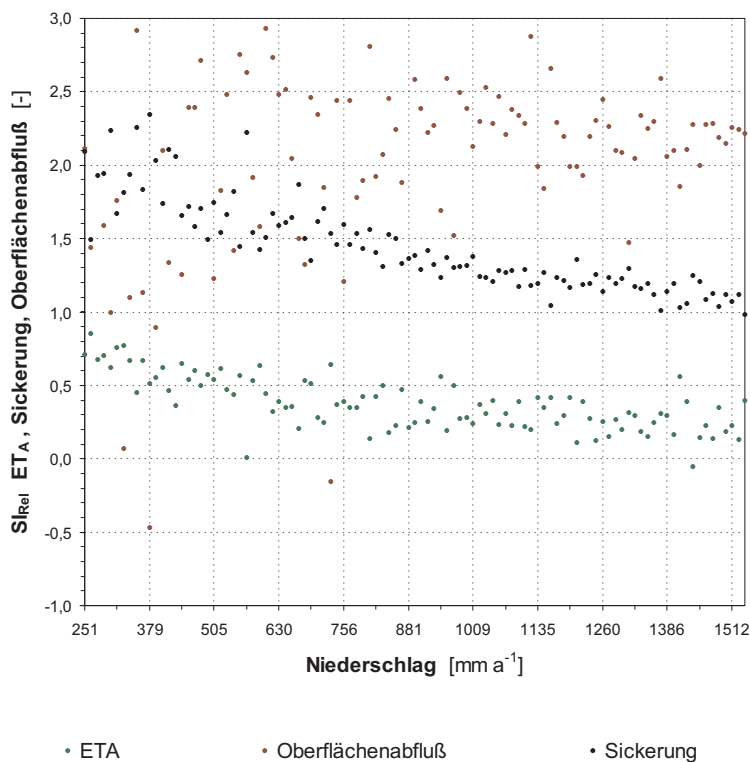


Abb. G37: Einfluß der Niederschlagshöhe (nichtlineare Änderung der Tagesniederschläge) auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

Abb. G38: Einfluß der Lufttemperatur (lineare Änderung der Tagesmittel) auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Oberflächenabfluß: Absolute Verdunstungs- und Abflußwerte.

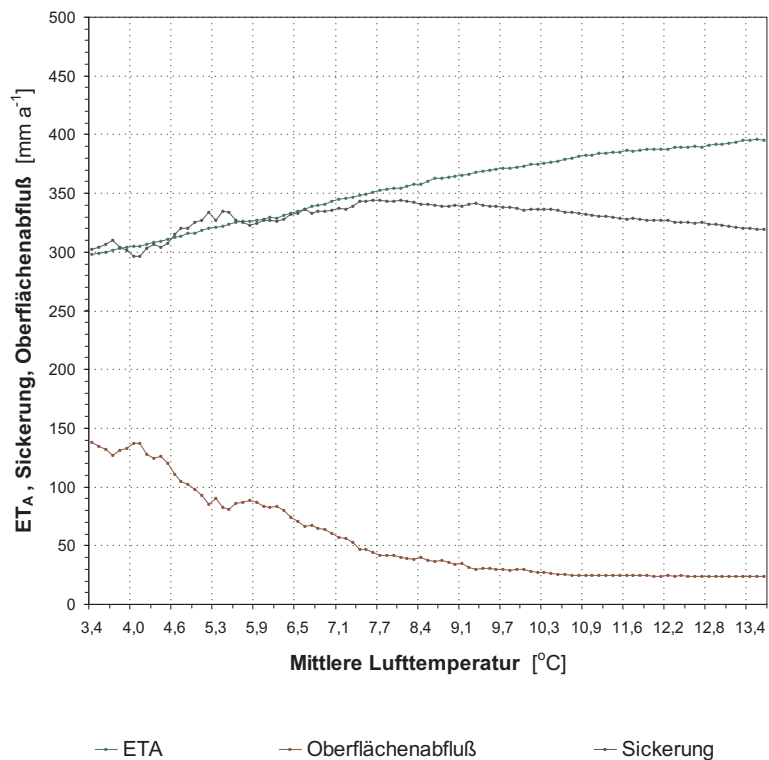
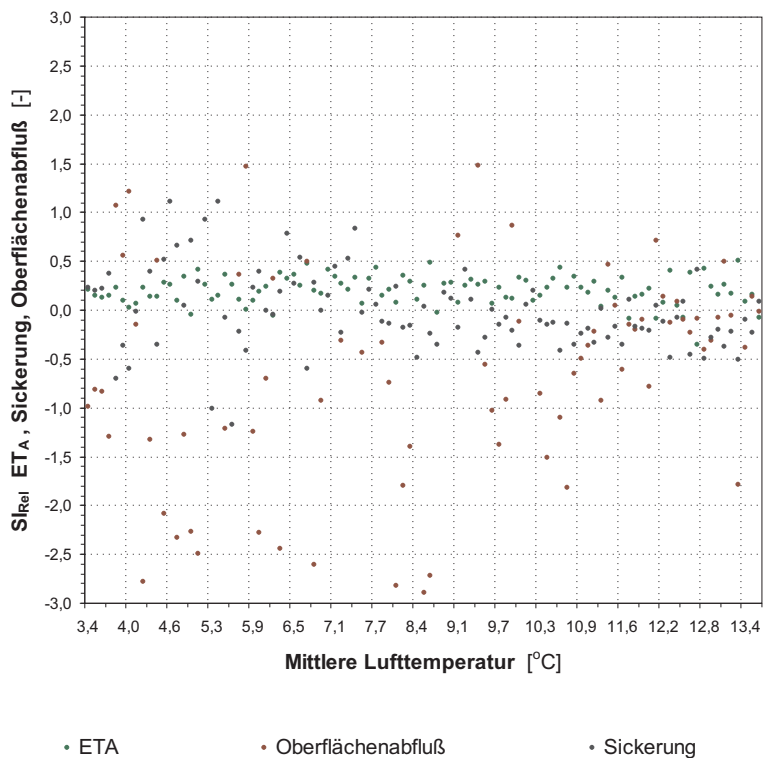


Abb. G39: Einfluß der Lufttemperatur (lineare Änderung der Tagesmittel) auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.



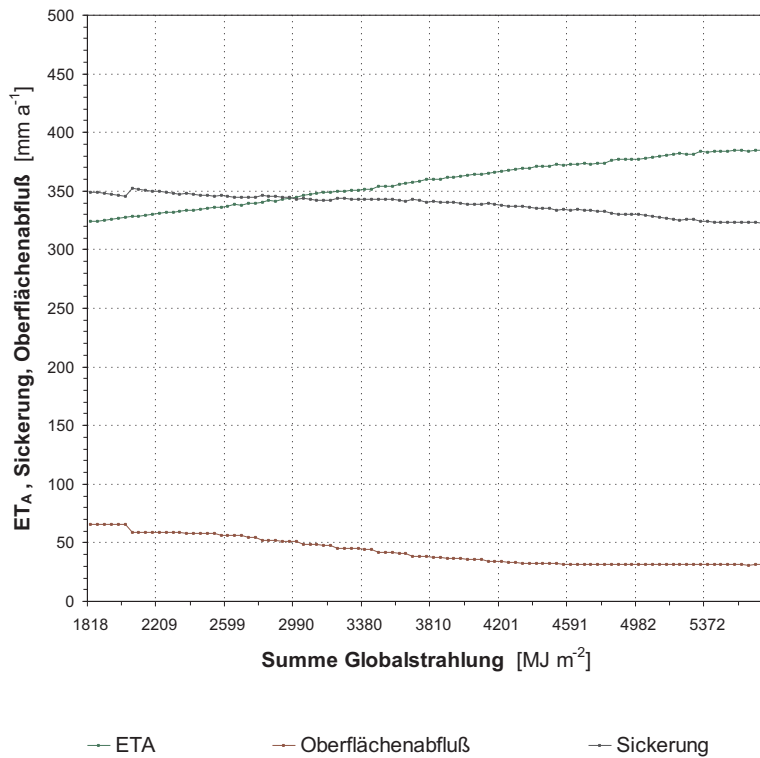


Abb. G40: Einfluß der Globalstrahlung (lineare Änderung der Tagessummen) auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Oberflächenabfluß: Absolute Verdunstungs- und Abflußwerte.

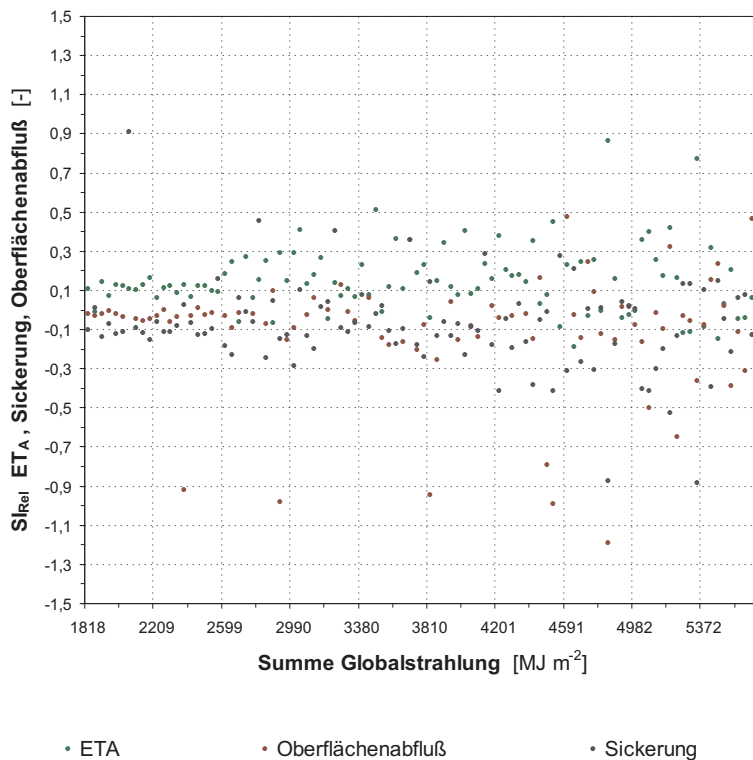


Abb. G41: Einfluß der Globalstrahlung (lineare Änderung der Tagessummen) auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

Abb. G42: Einfluß des K_s -Wertes der Rekultivierungsschicht, erste Lage, auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Interflow und Oberflächenabfluß: Absolute Verdunstungs- und Abflußwerte.

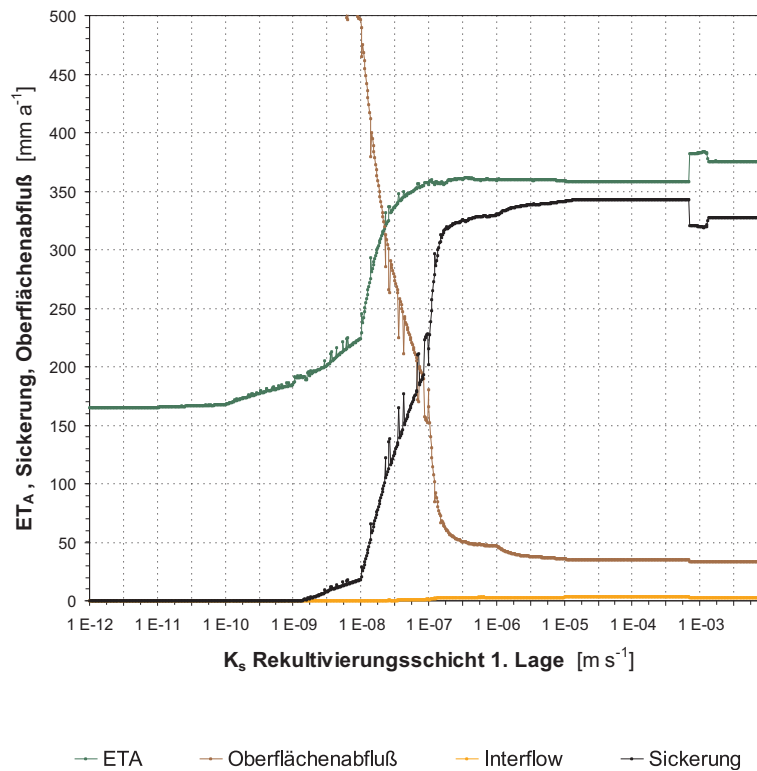
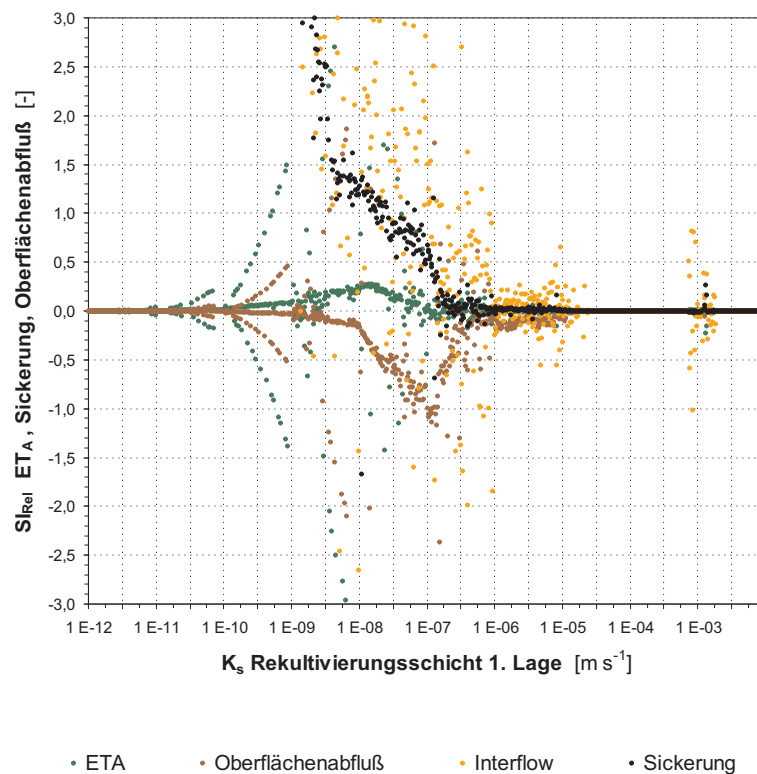


Abb. G43: Einfluß des K_s -Wertes der Rekultivierungsschicht, erste Lage, auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Interflow und Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.



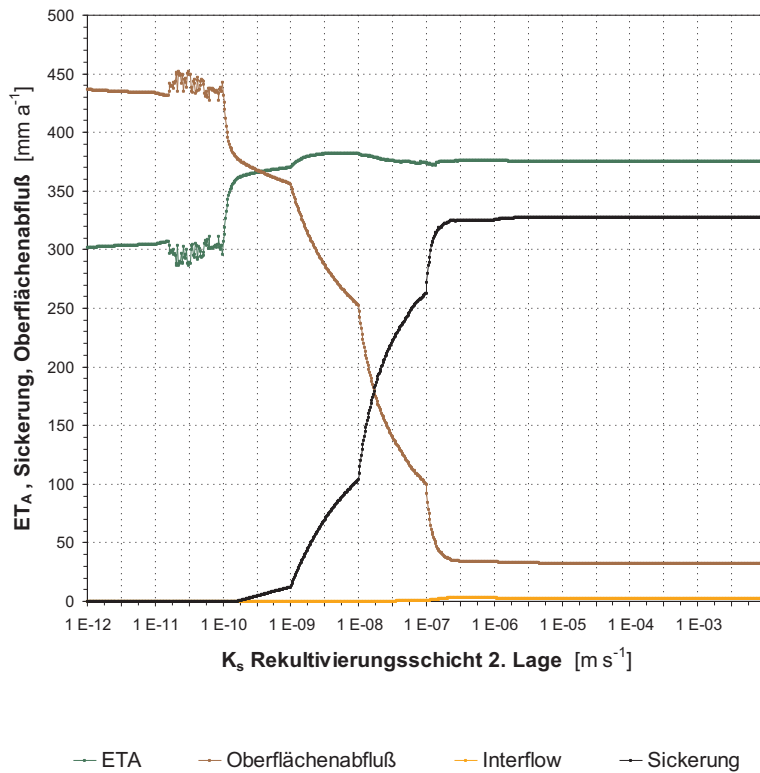


Abb. G44: Einfluß des K_s -Wertes der Rekultivierungsschicht, zweite Lage, auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Interflow und Oberflächenabfluß: Absolute Verdunstungs- und Abflußwerte.

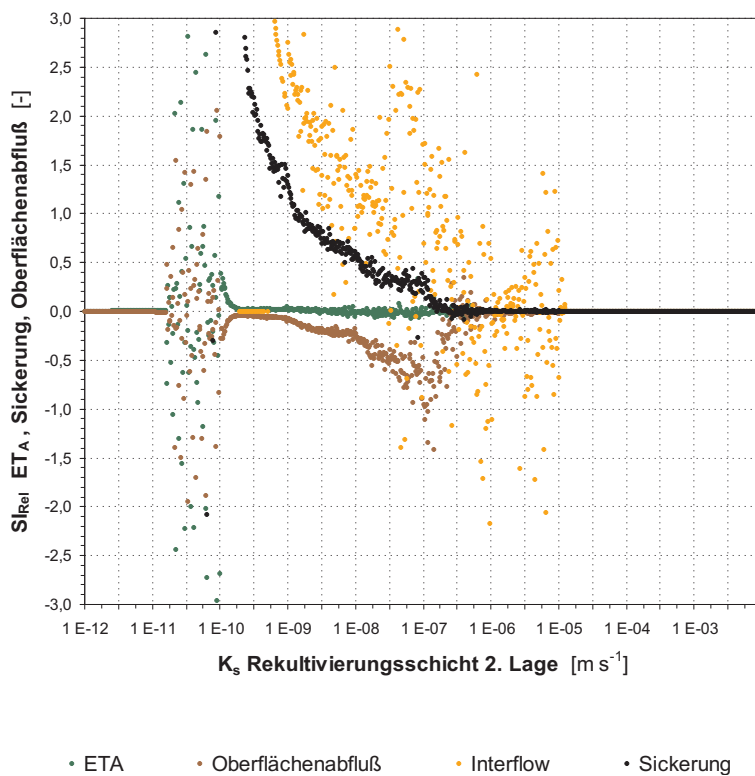


Abb. G45: Einfluß des K_s -Wertes der Rekultivierungsschicht, zweite Lage, auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Interflow und Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

Abb. G46: Einfluß des K_s -Wertes der Dränageschicht auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Interflow und Oberflächenabfluß: Absolute Verdunstungs- und Abflußwerte.

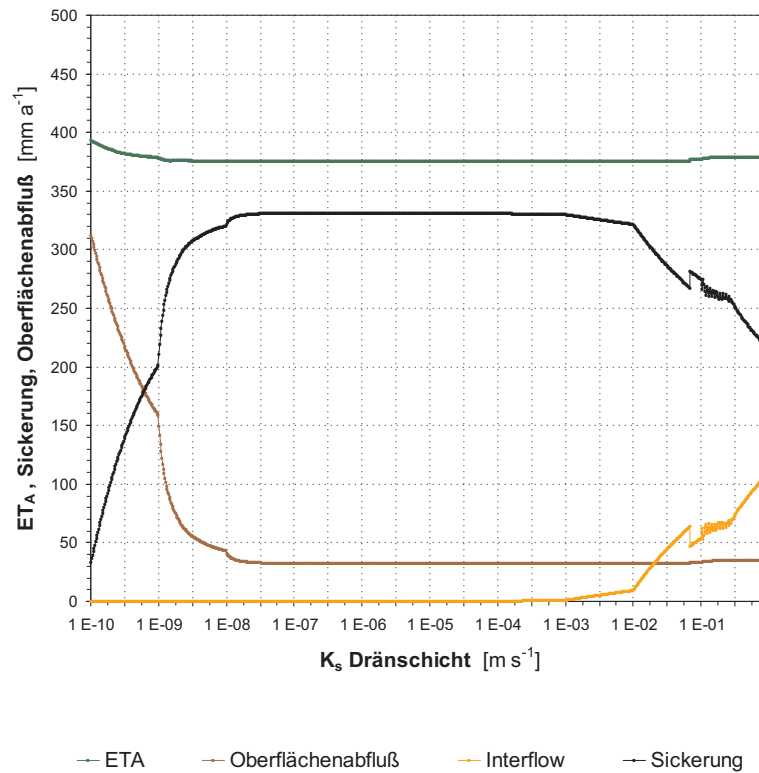
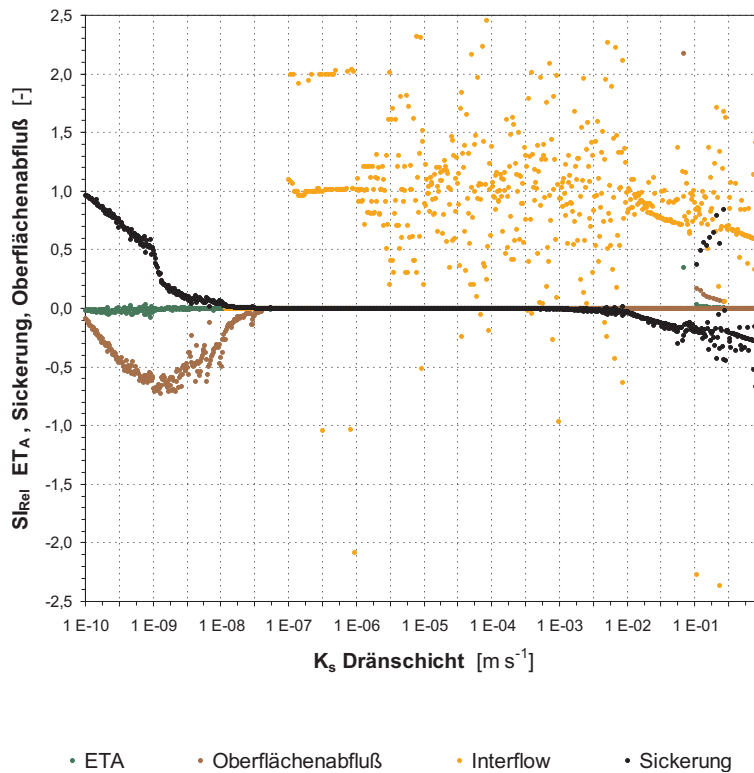


Abb. G47: Einfluß des K_s -Wertes der Dränageschicht auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Interflow und Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.



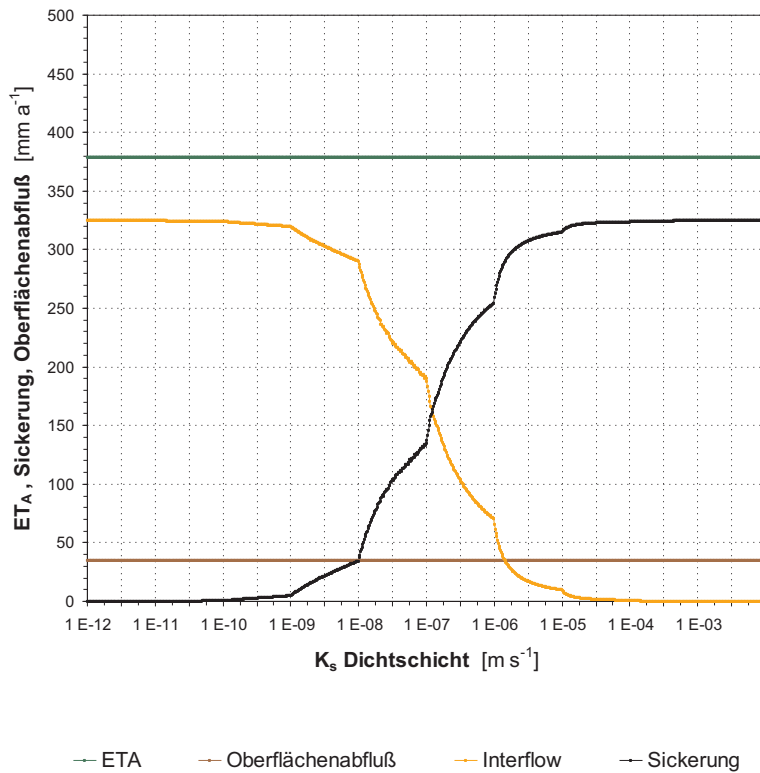


Abb. G48: Einfluß des K_s -Wertes der Dichtungsschicht auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Interflow und Oberflächenabfluß: Absolute Verdunstungs- und Abflußwerte.

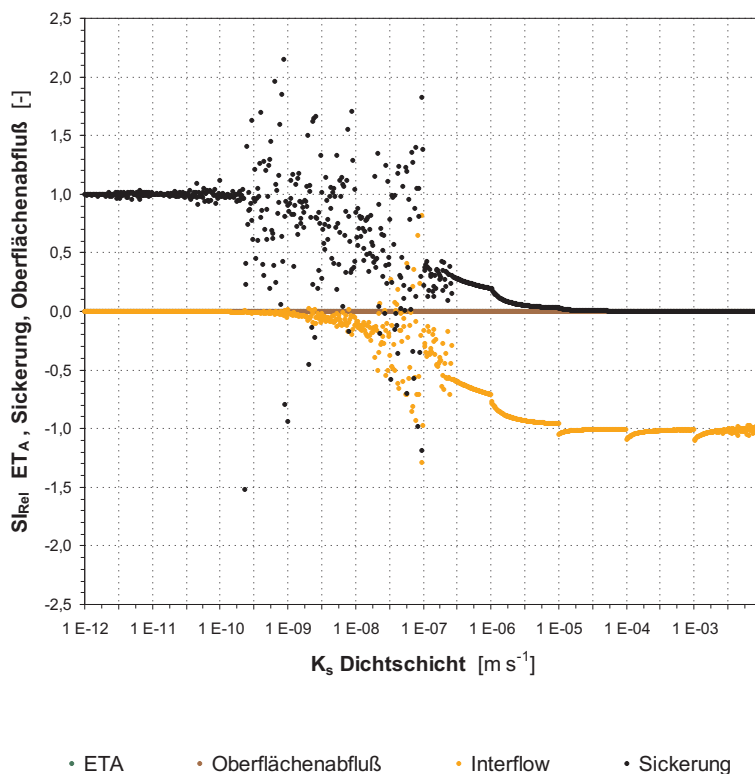


Abb. G49: Einfluß des K_s -Wertes der Dichtungsschicht auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Interflow und Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

Abb. G50: Einfluß der Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht, erste Lage, auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Interflow und Oberflächenabfluß: Absolute Verdunstungs- und Abflußwerte.

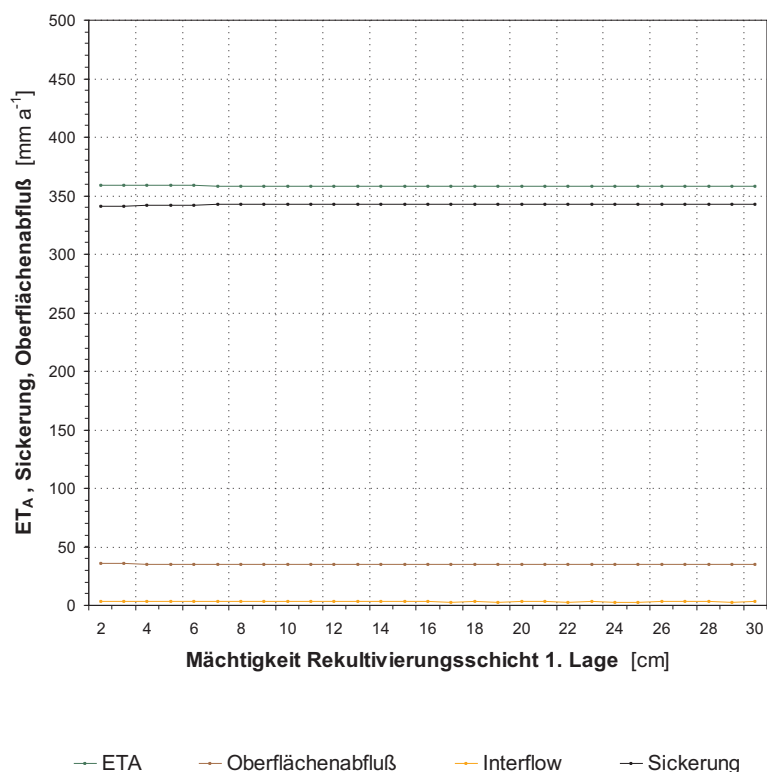
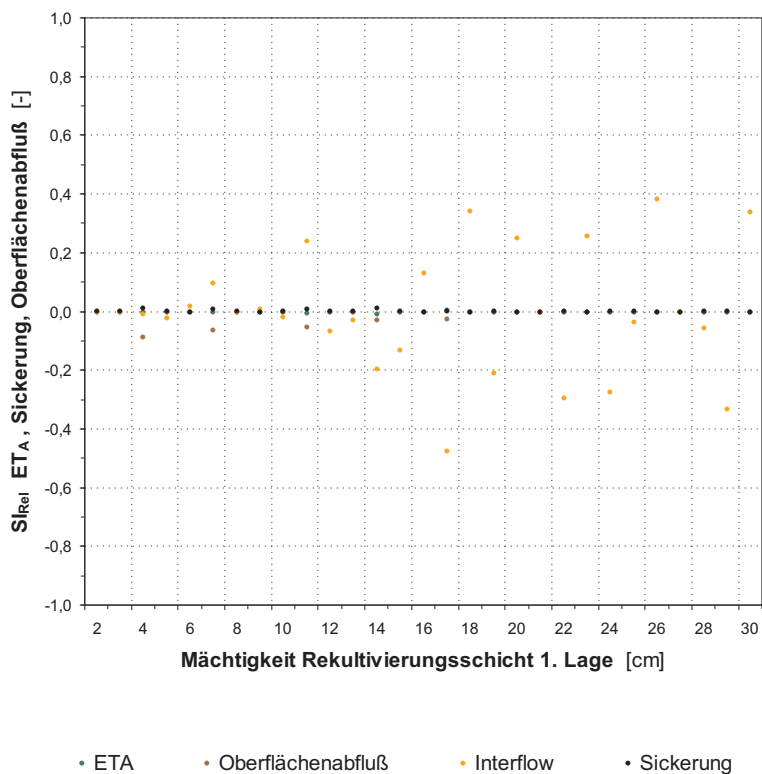


Abb. G51: Einfluß der Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht, erste Lage, auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Interflow und Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.



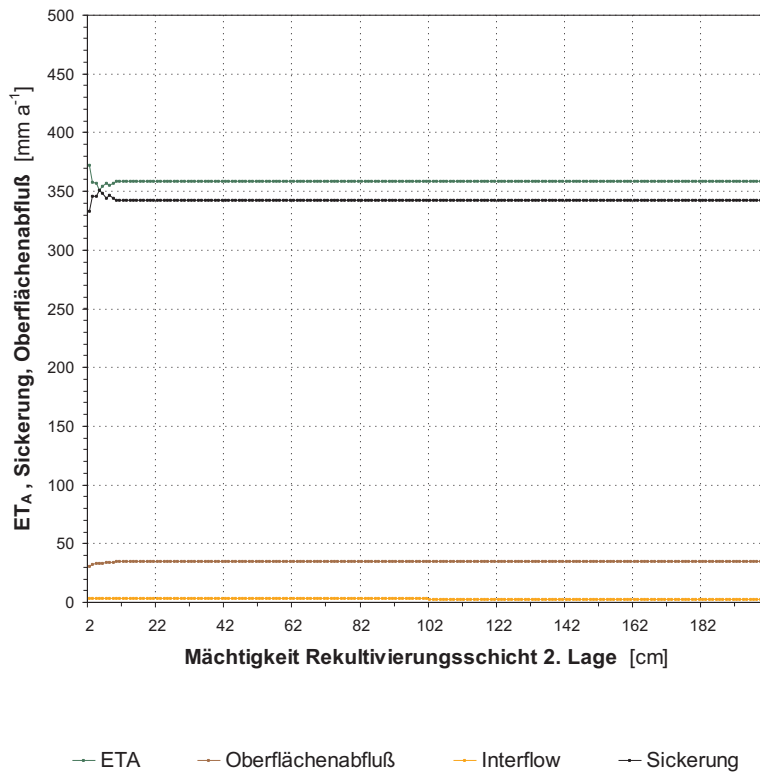


Abb. G52: Einfluß der Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht, zweite Lage, auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Interflow und Oberflächenabfluß: Absolute Verdunstungs- und Abflußwerte.

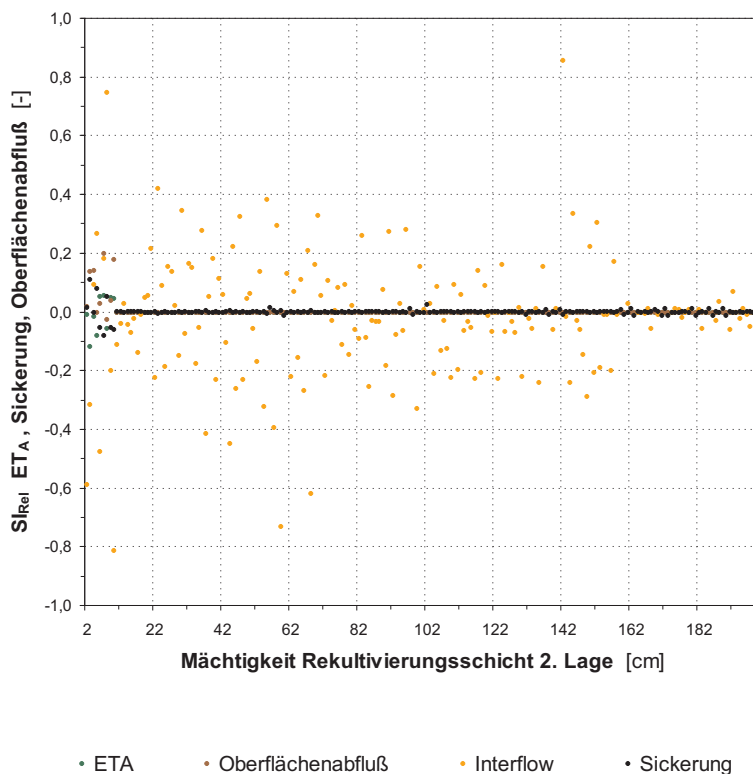


Abb. G53: Einfluß der Mächtigkeit der Rekultivierungsschicht, zweite Lage, auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Interflow und Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

Abb. G54: Einfluß der Mächtigkeit der Dränageschicht auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Interflow und Oberflächenabfluß: Absolute Verdunstungs- und Abflußwerte.

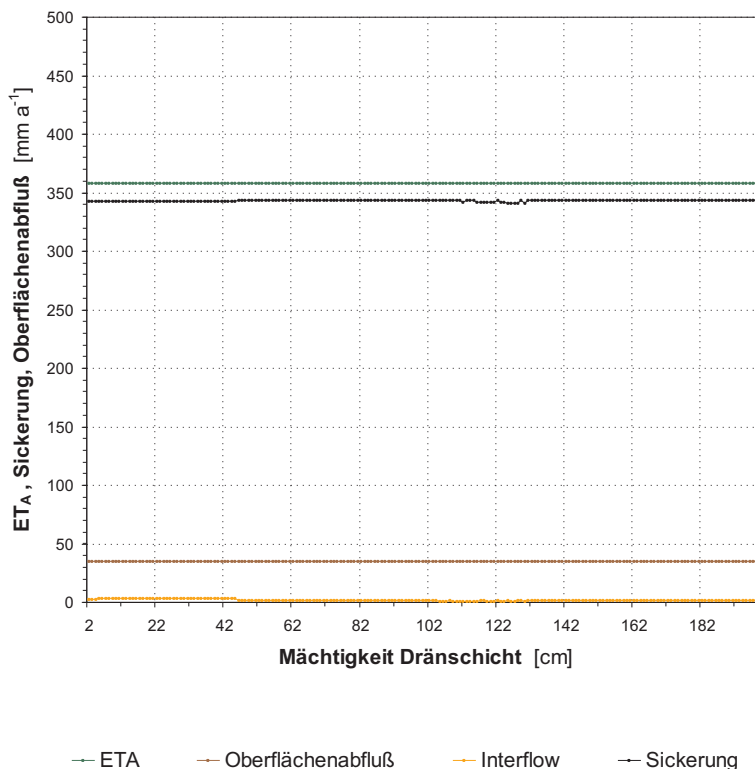
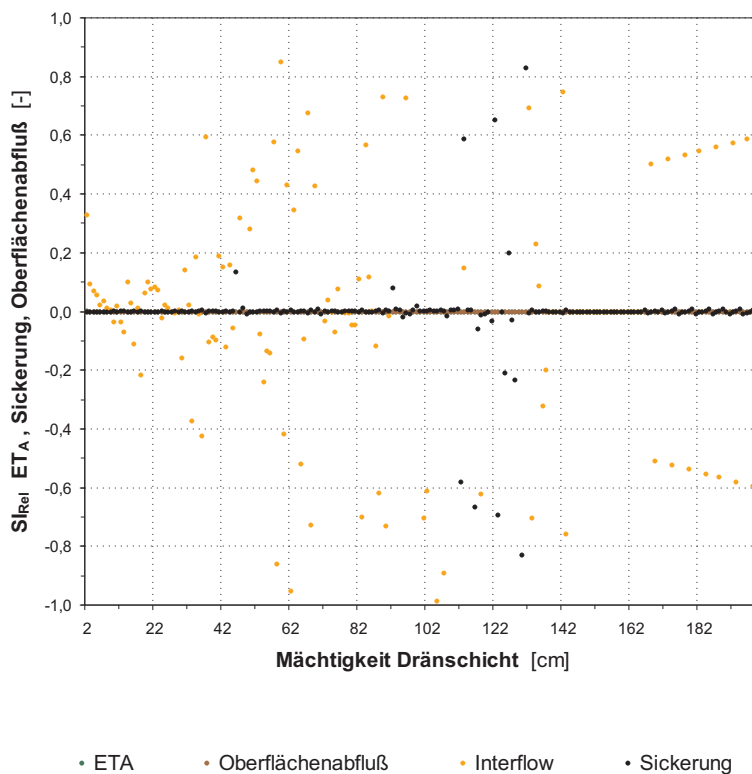


Abb. G55: Einfluß der Mächtigkeit der Dränageschicht auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Interflow und Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.



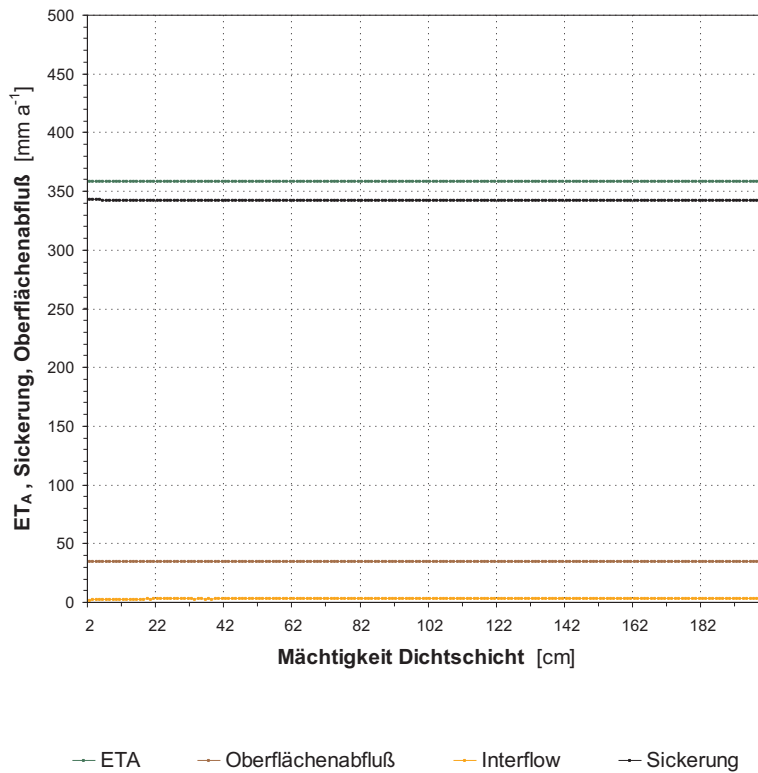


Abb. G56: Einfluß der Mächtigkeit der Dichtungsschicht auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Interflow und Oberflächenabfluß: Absolute Verdunstungs- und Abflußwerte.

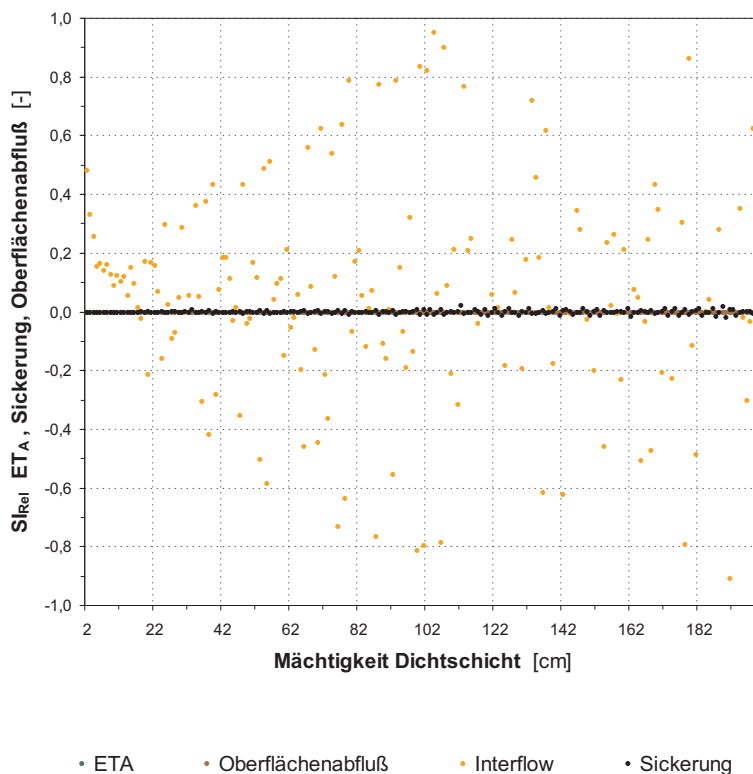


Abb. G57: Einfluß der Mächtigkeit der Dichtungsschicht auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Interflow und Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

Abb. G58: Einfluß der Neigung auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Interflow und Oberflächenabfluß: Absolute Verdunstungs- und Abflußwerte.

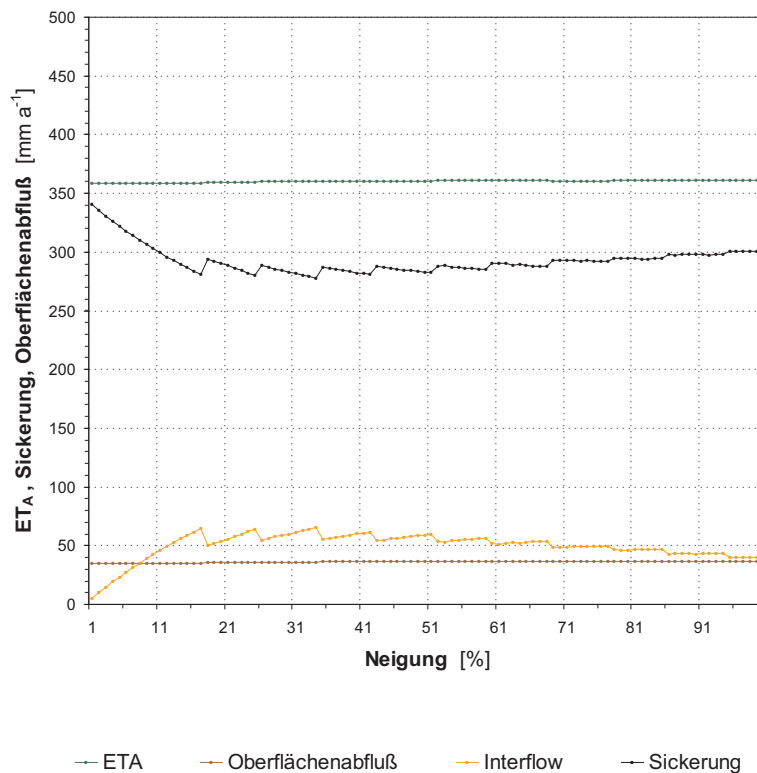
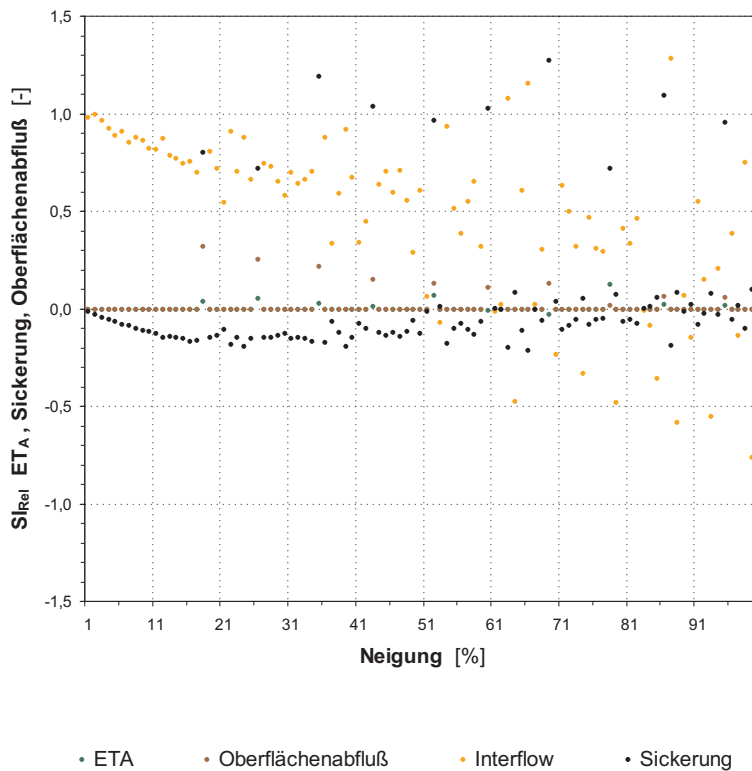


Abb. G59: Einfluß der Neigung auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Interflow und Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.



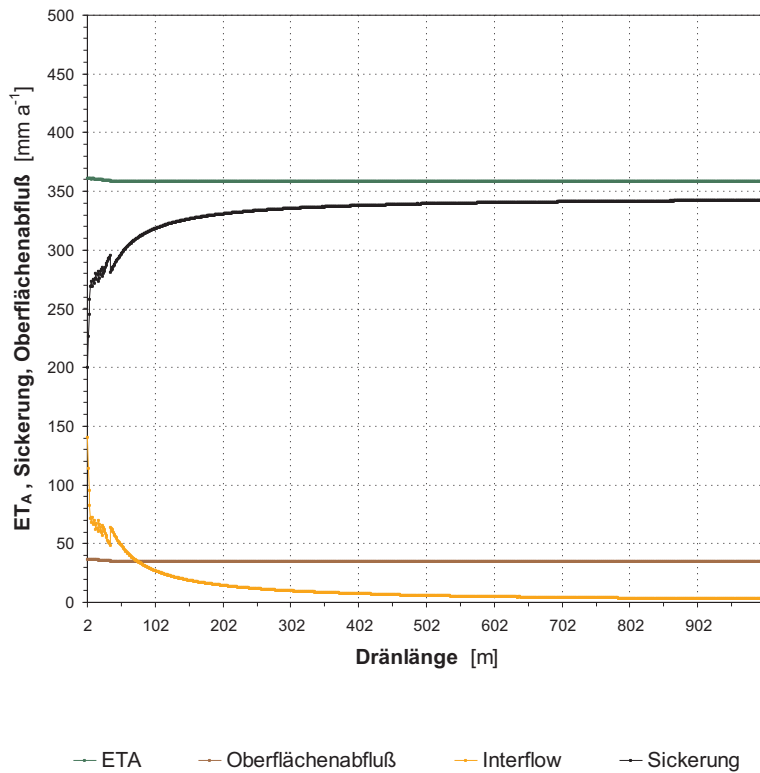


Abb. G60: Einfluß der Hanglänge auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Interflow und Oberflächenabfluß: Absolute Verdunstungs- und Abflußwerte.

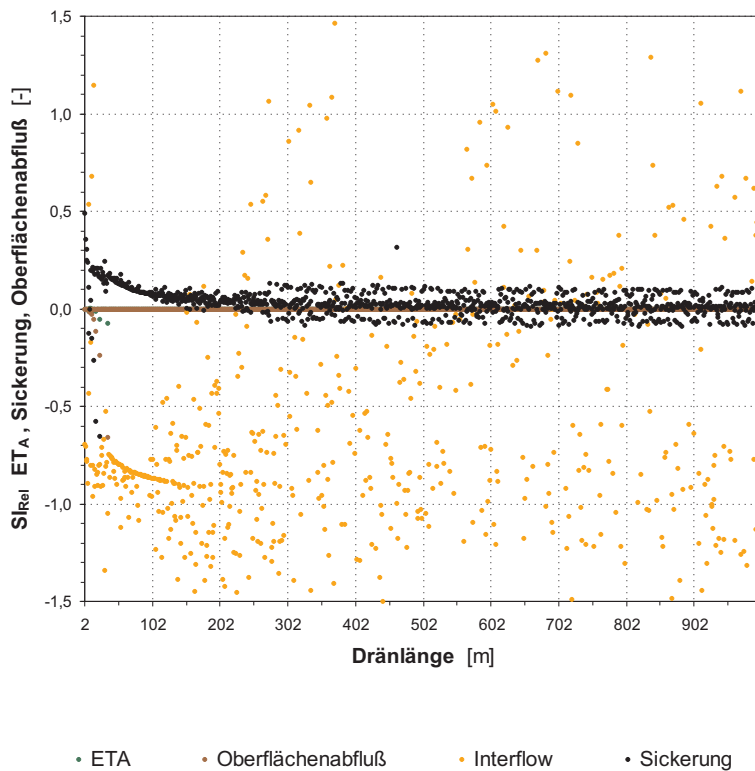


Abb. G61: Einfluß der Hanglänge auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Interflow und Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

Abb. G62: Einfluß der SCS-Kurvenzahl auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Interflow und Oberflächenabfluß: Absolute Verdunstungs- und Abflußwerte.

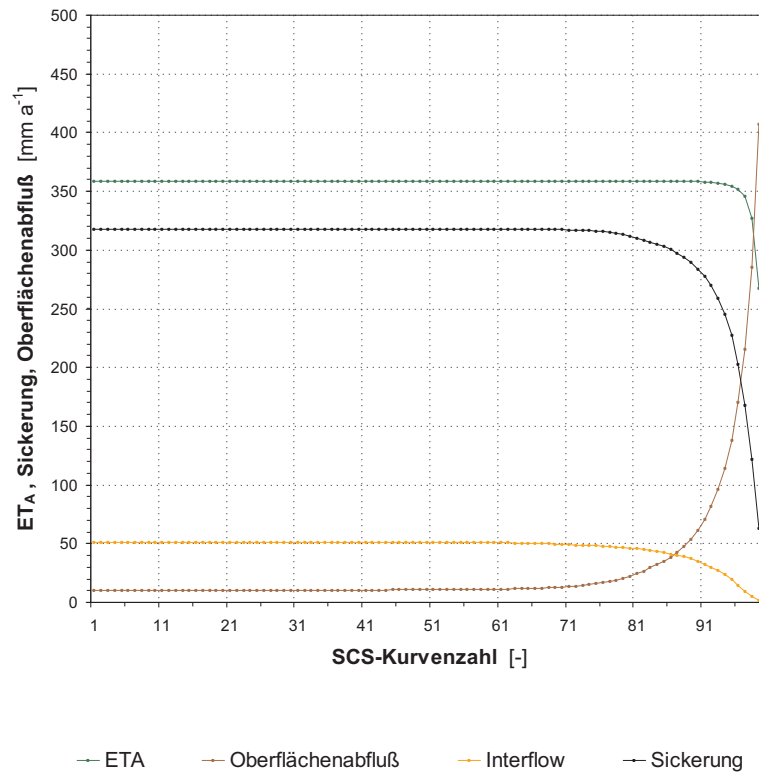
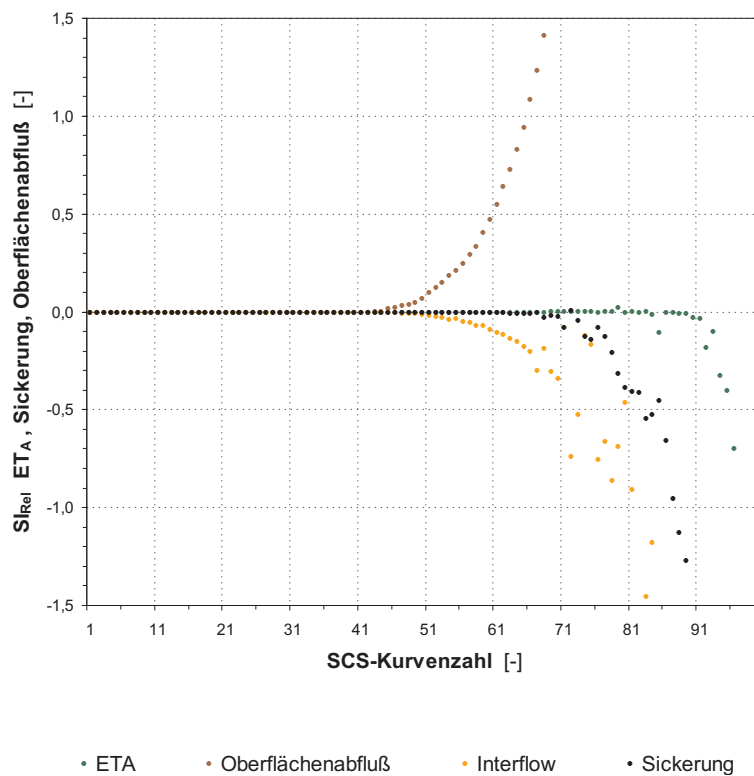


Abb. G63: Einfluß der SCS-Kurvenzahl auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Interflow und Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.



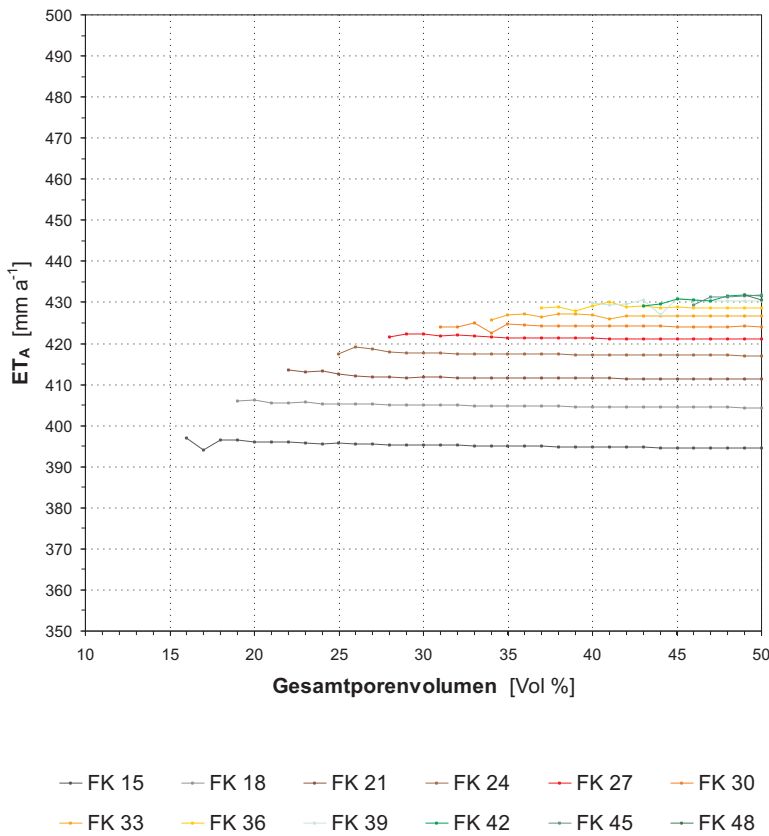


Abb. G64: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 1. Lage, auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Absolute Verdunstungswerte.

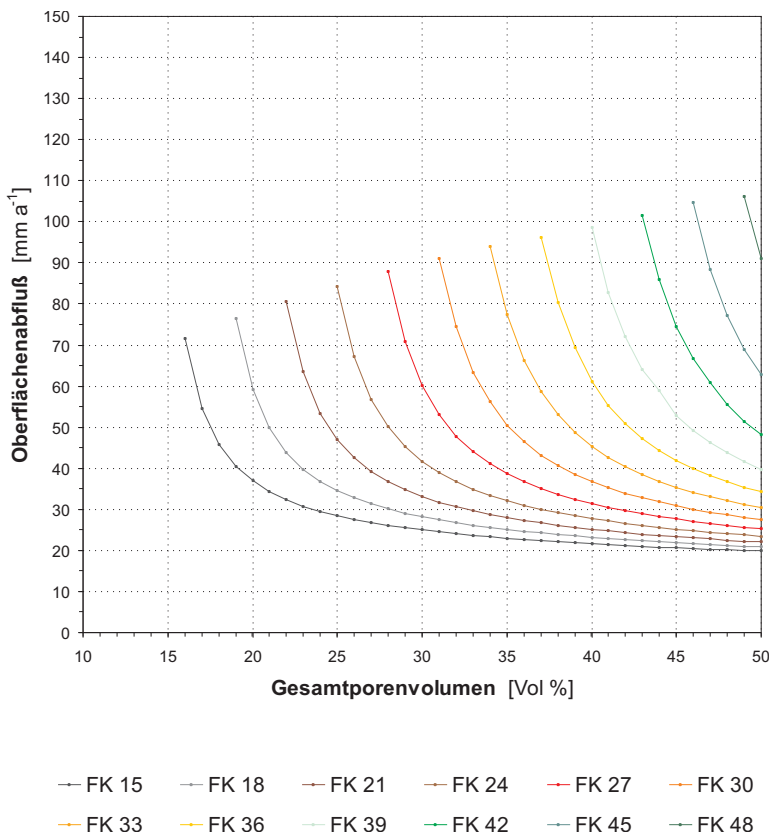


Abb. G65: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 1. Lage, auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Absolute Abflußwerte.

Abb. G66: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 1. Lage, auf den mit HELP berechneten Interflow: Absolute Abflußwerte.

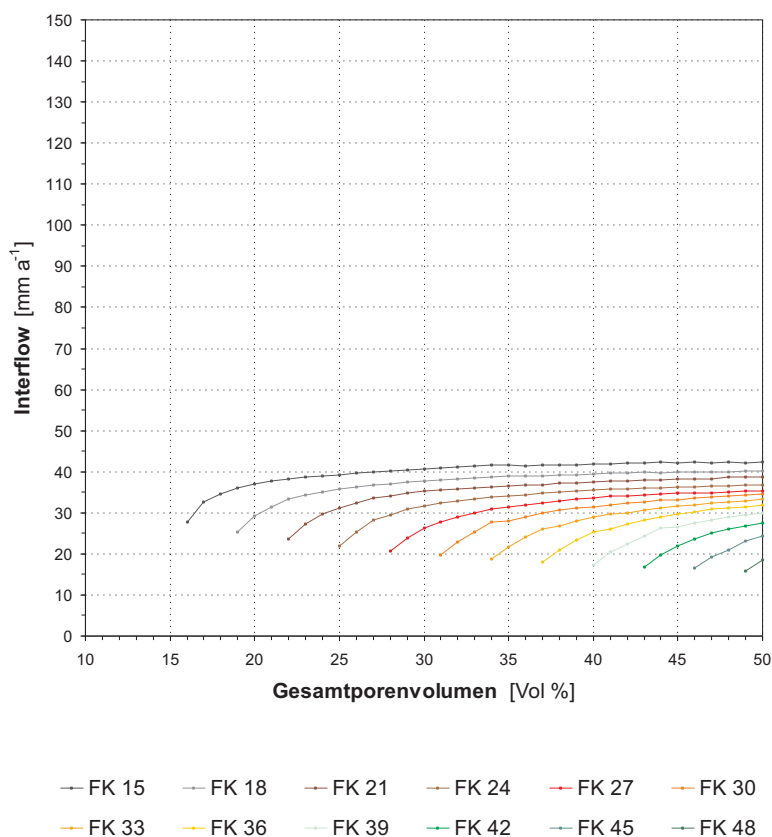
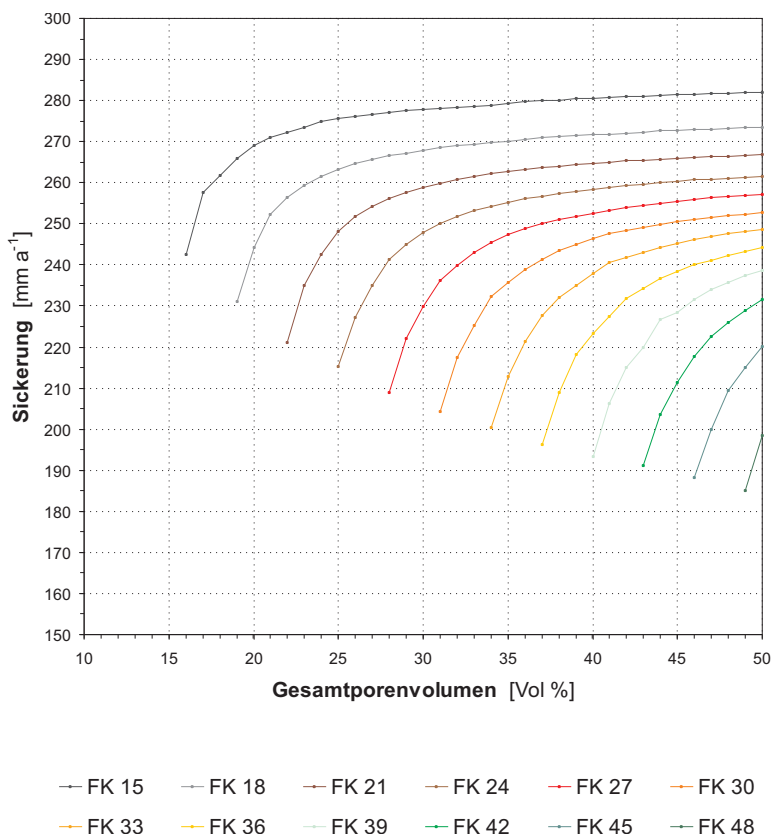


Abb. G67: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 1. Lage, auf die mit HELP berechnete Versickerung: Absolute Versickerungswerte.



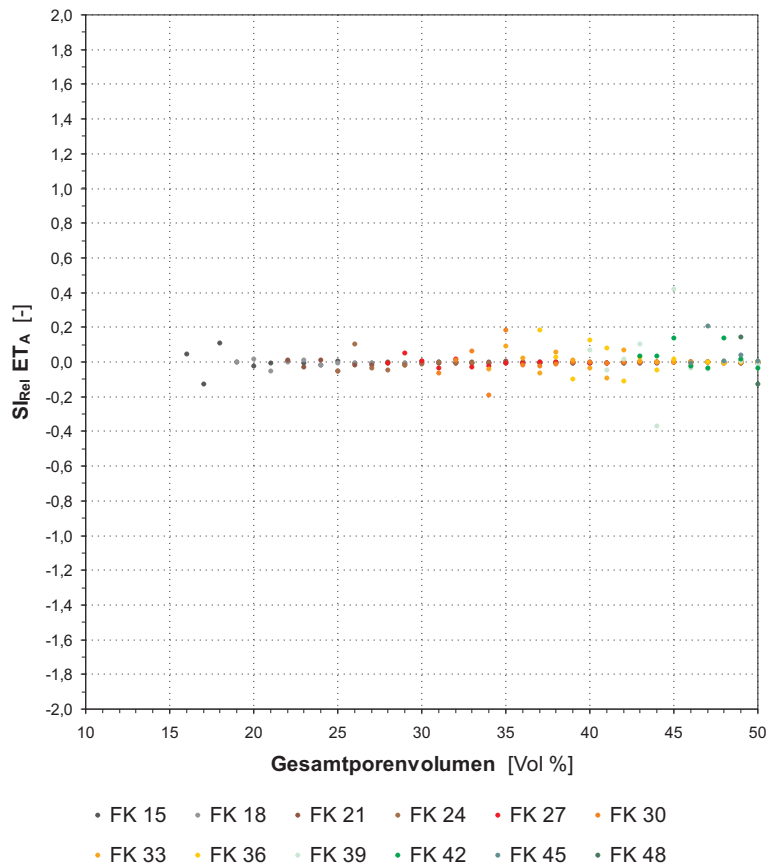


Abb. G68: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 1. Lage, auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Relativer Sensitivitätsindex.

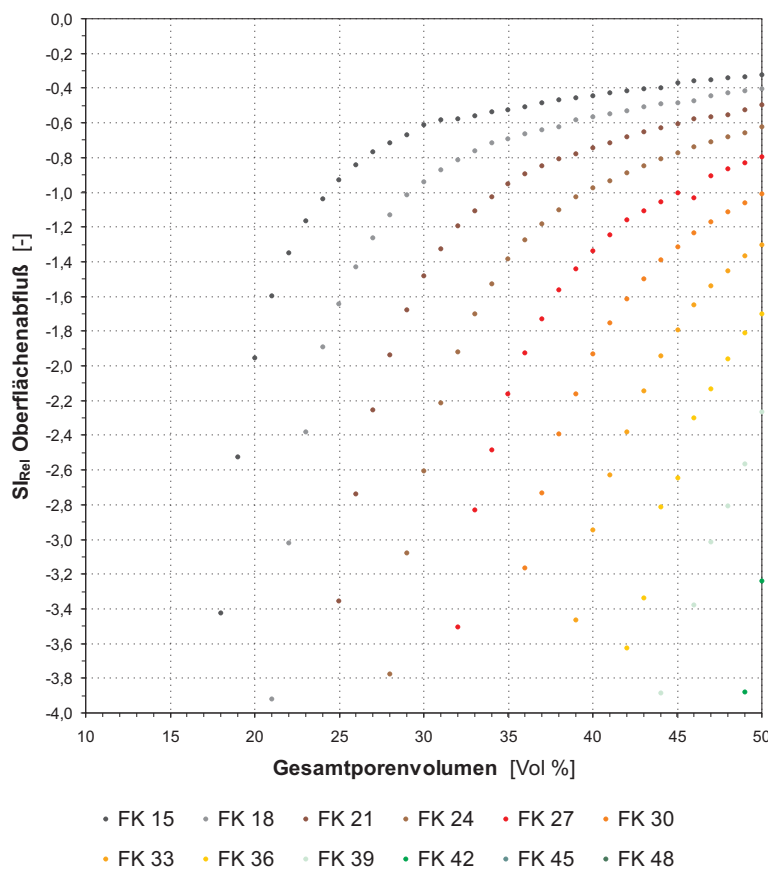


Abb. G69: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 1. Lage, auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

Abb. G70: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 1. Lage, auf den mit HELP berechneten Interflow: Relativer Sensitivitätsindex.

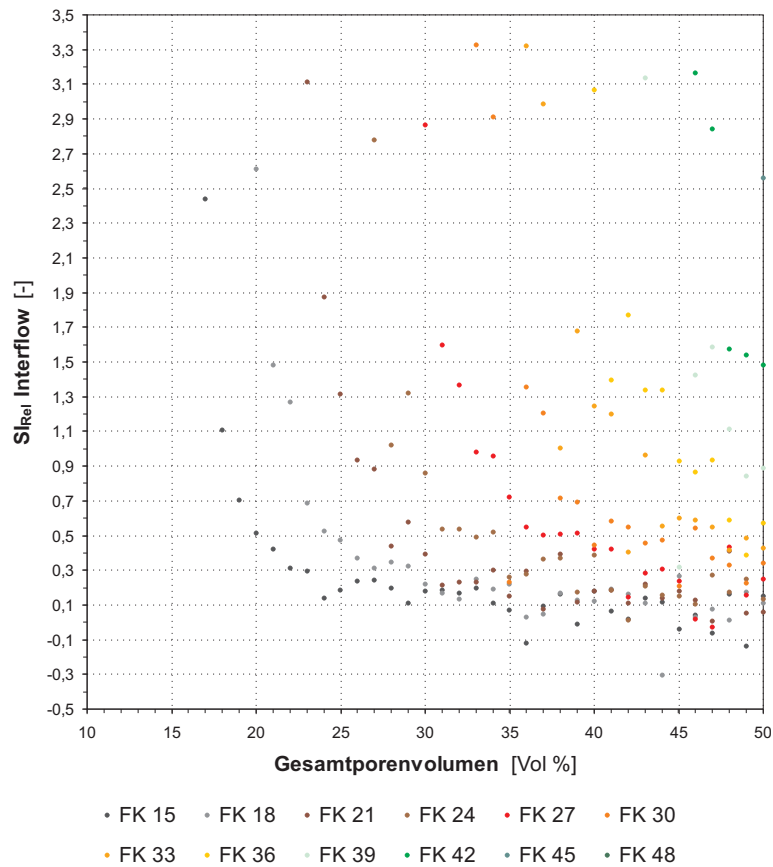
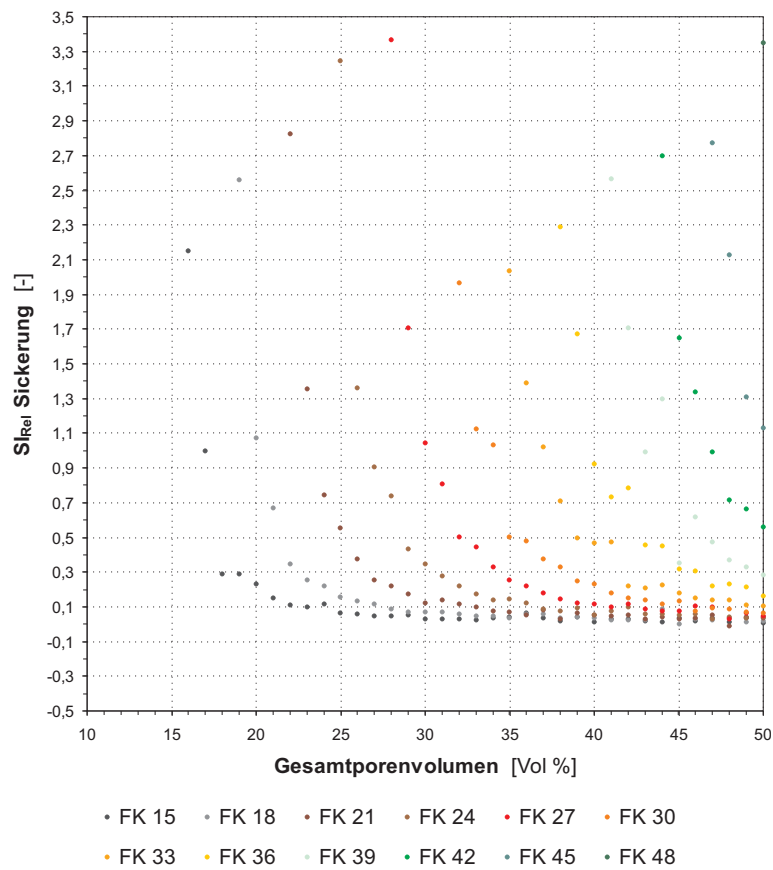


Abb. G71: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 1. Lage, auf die mit HELP berechnete Versickerung: Relativer Sensitivitätsindex.



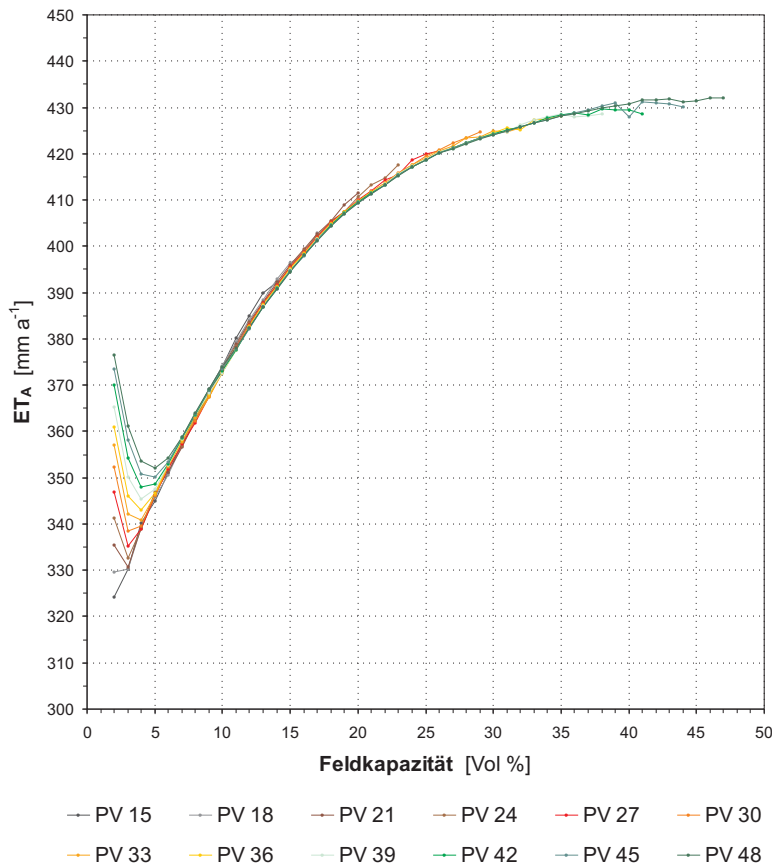


Abb. G72: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 1. Lage, auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Absolute Verdunstungswerte.

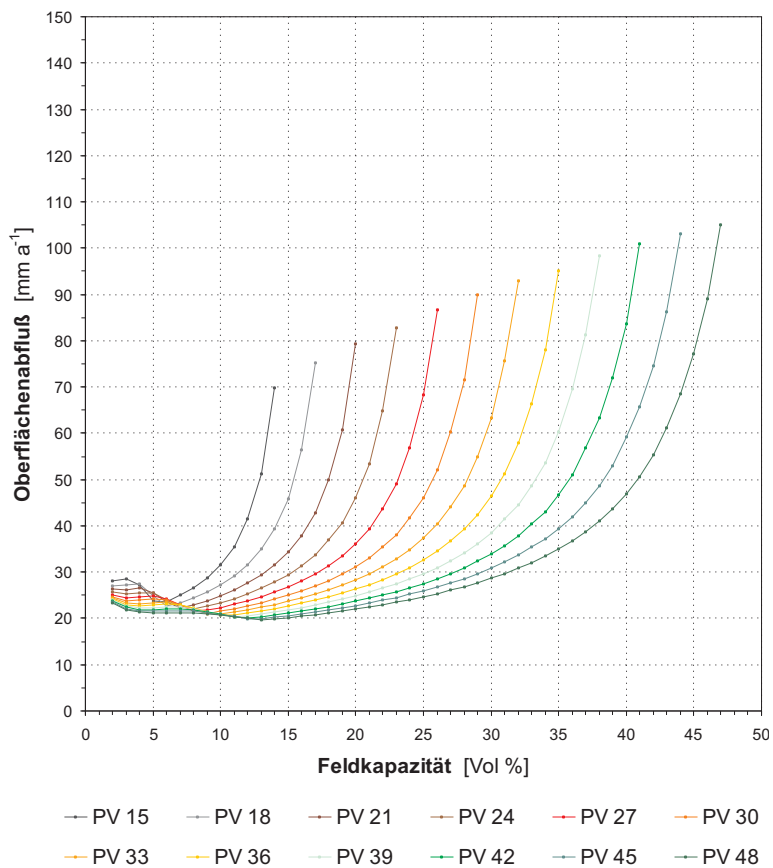


Abb. G73: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 1. Lage, auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Absolute Abflußwerte.

Abb. G74: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 1. Lage, auf den mit HELP berechneten Interflow: Absolute Abflußwerte.

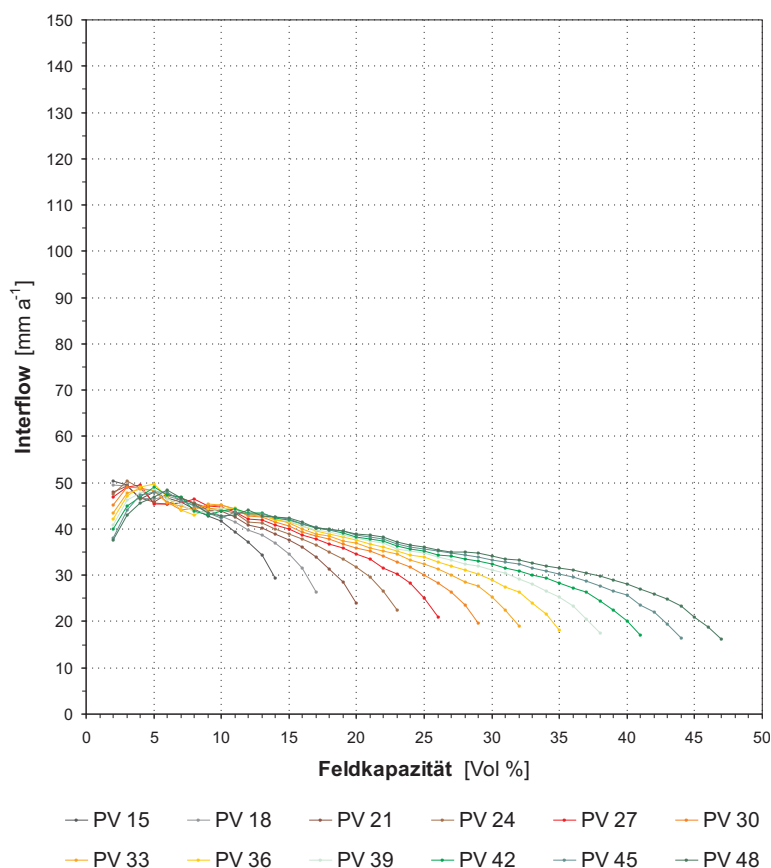
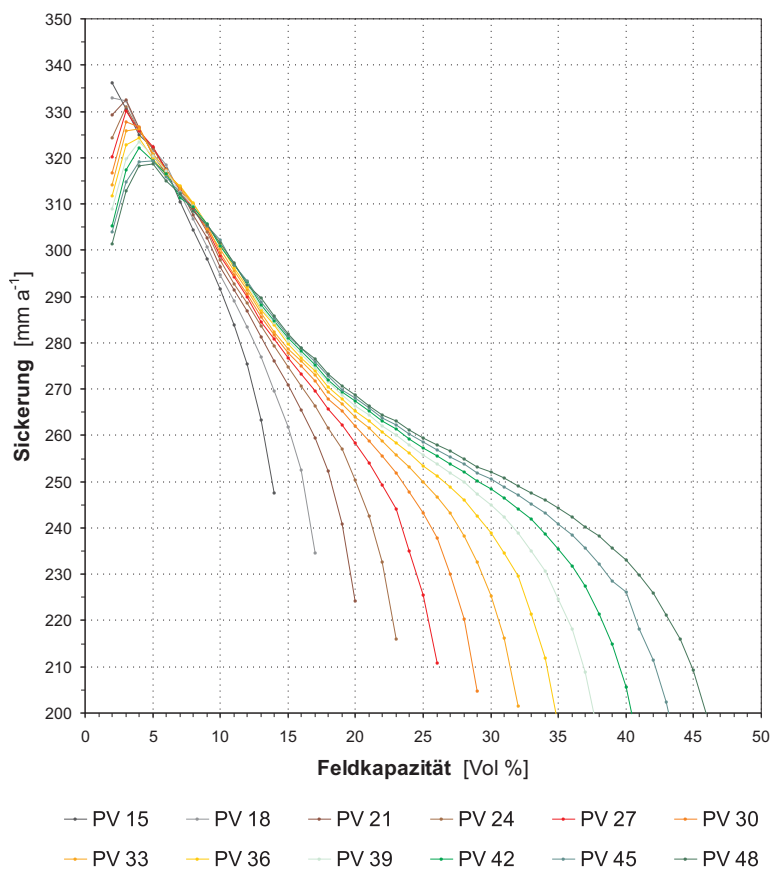


Abb. G75: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 1. Lage, auf die mit HELP berechnete Versickerung: Absolute Versickerungswerte.



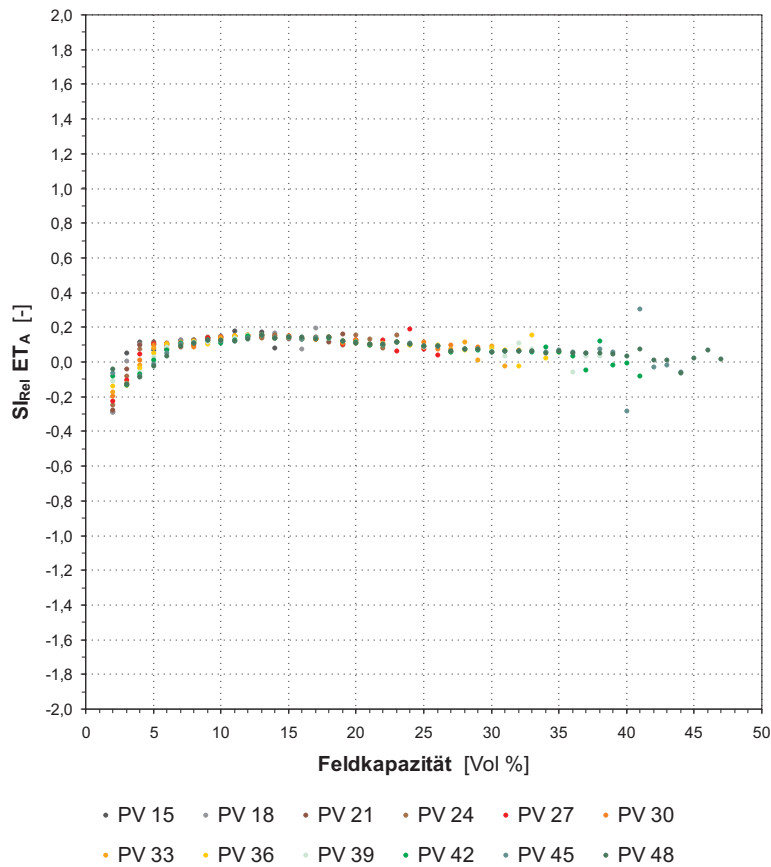


Abb. G76: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 1. Lage, auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Relativer Sensitivitätsindex.

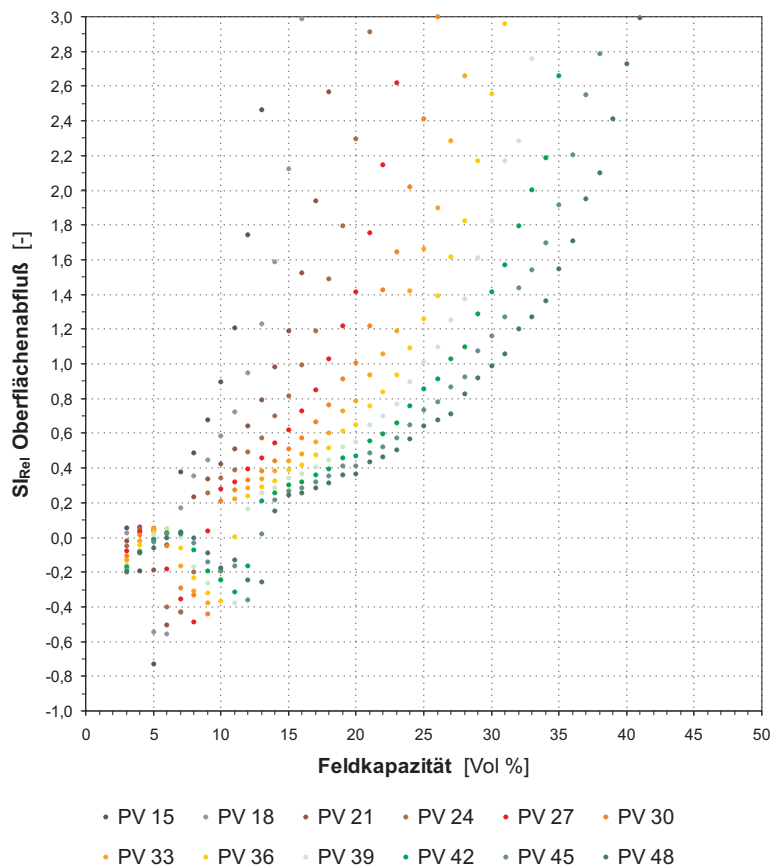


Abb. G77: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 1. Lage, auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

Abb. G78: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 1. Lage, auf den mit HELP berechneten Interflow: Relativer Sensitivitätsindex.

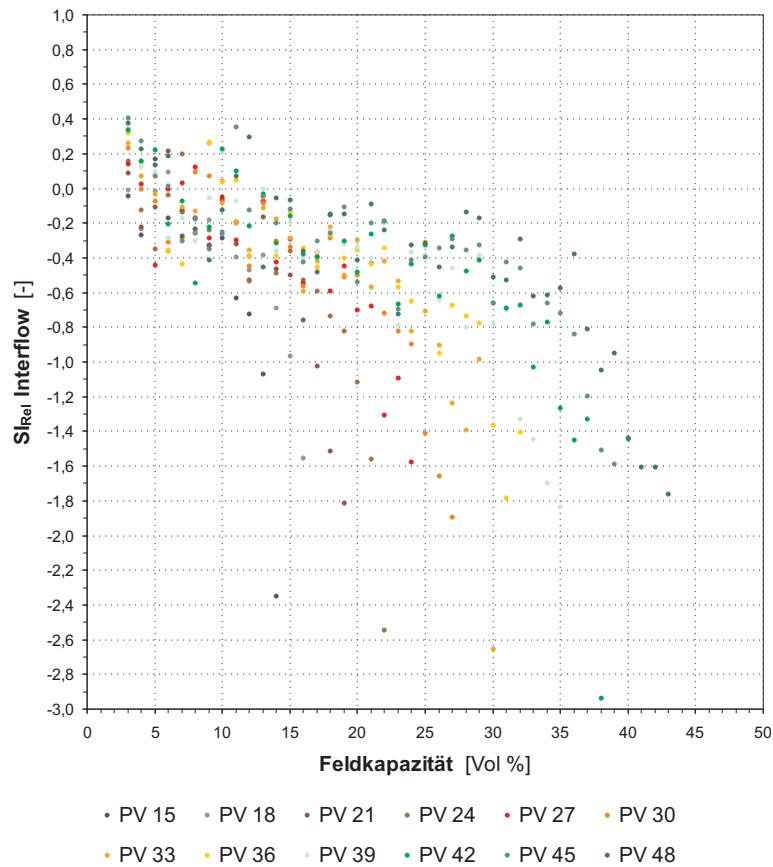
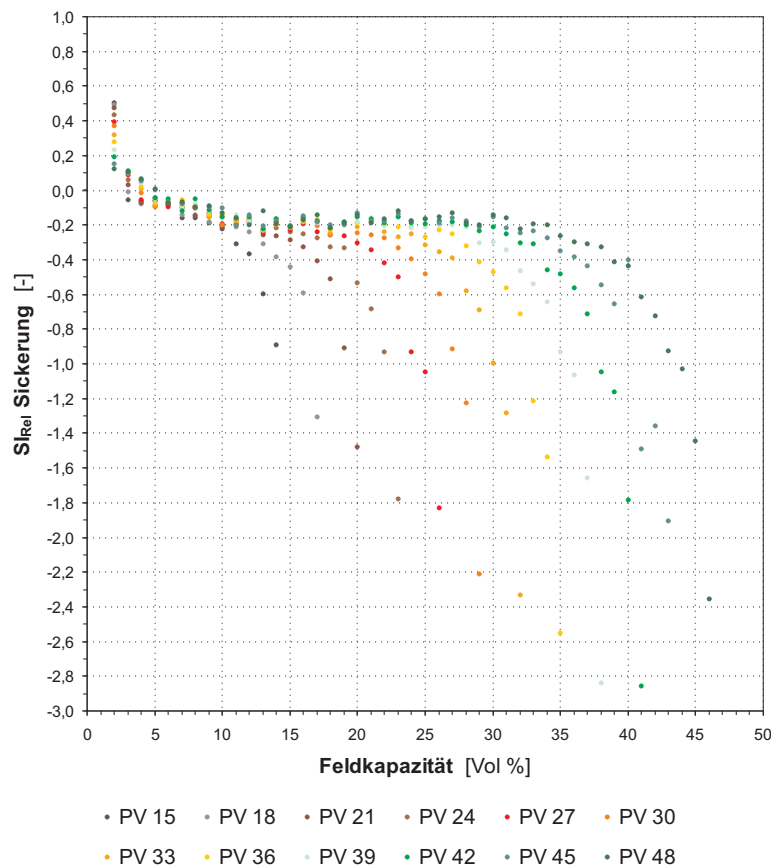


Abb. G79: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 1. Lage, auf die mit HELP berechnete Versickerung: Relativer Sensitivitätsindex.



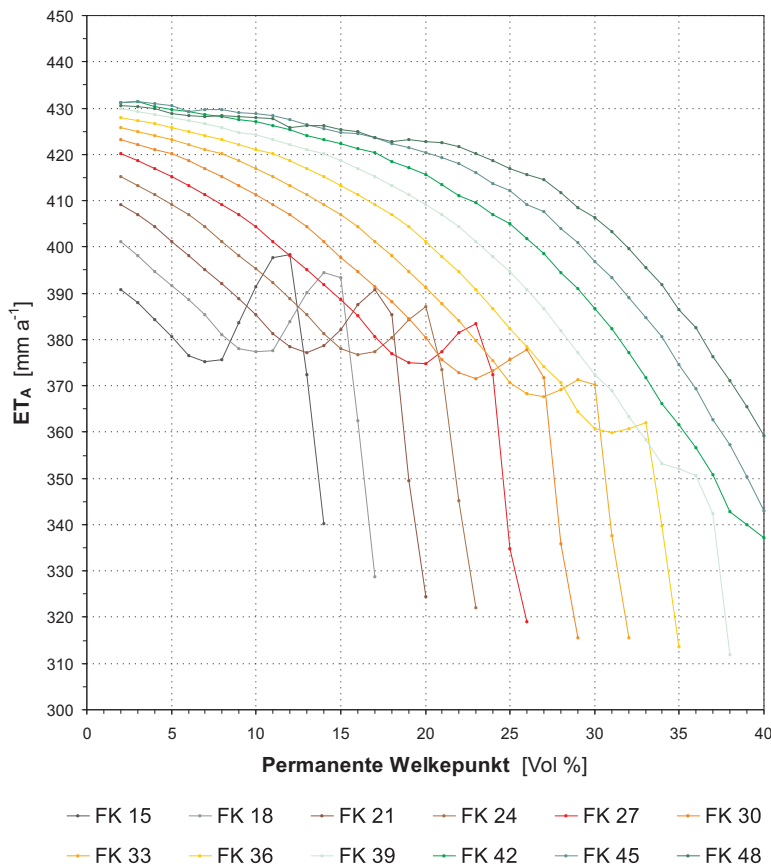


Abb. G80: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Rekultivierungsschicht, 1. Lage, auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Absolute Verdunstungswerte.

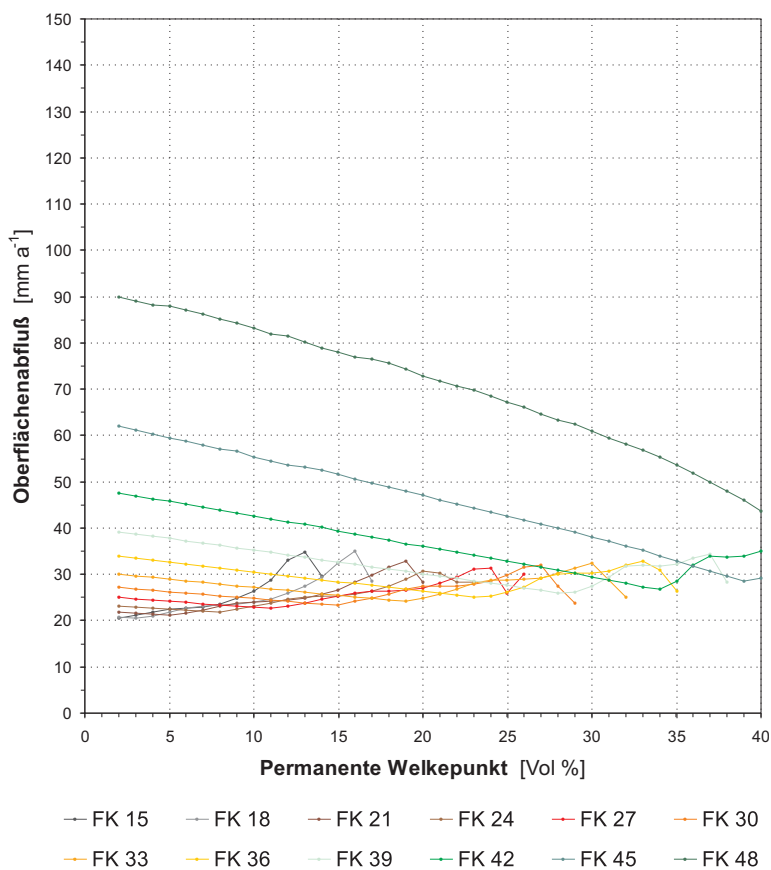


Abb. G81: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Rekultivierungsschicht, 1. Lage, auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Absolute Abflußwerte.

Abb. G82: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Rekultivierungsschicht, 1. Lage, auf den mit HELP berechneten Interflow: Absolute Abflußwerte.

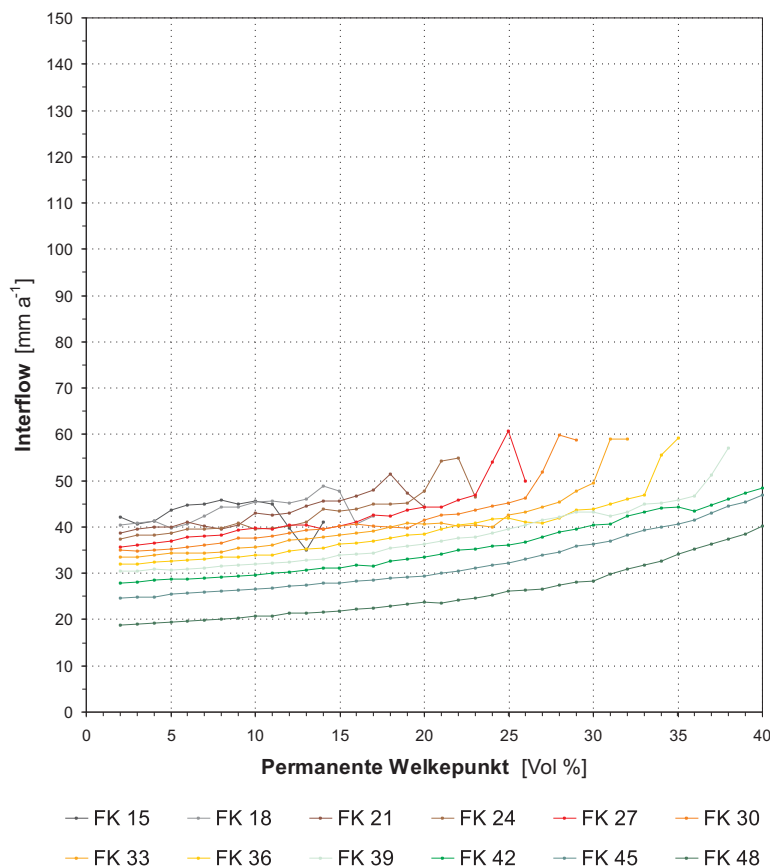
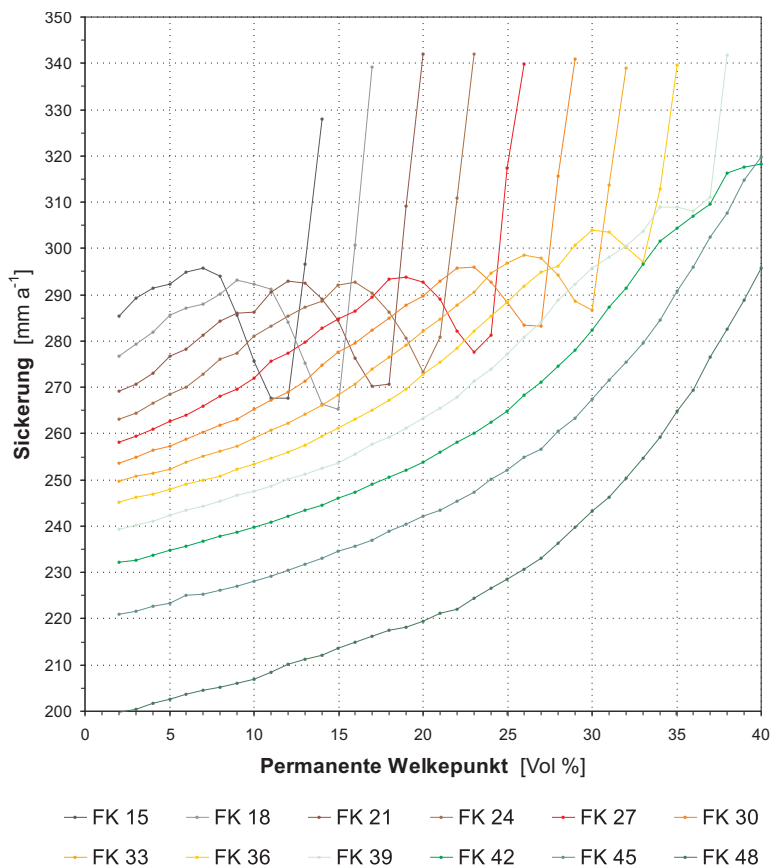


Abb. G83: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Rekultivierungsschicht, 1. Lage, auf die mit HELP berechnete Versickerung: Absolute Versickerungswerte.



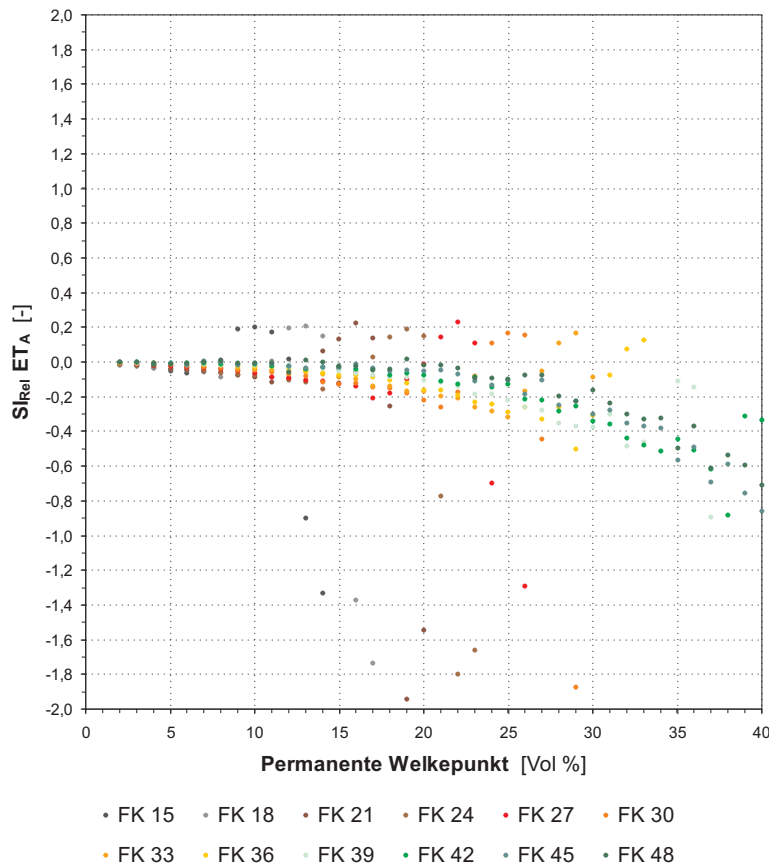


Abb. G84: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Rekultivierungsschicht, 1. Lage, auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Relativer Sensitivitätsindex.

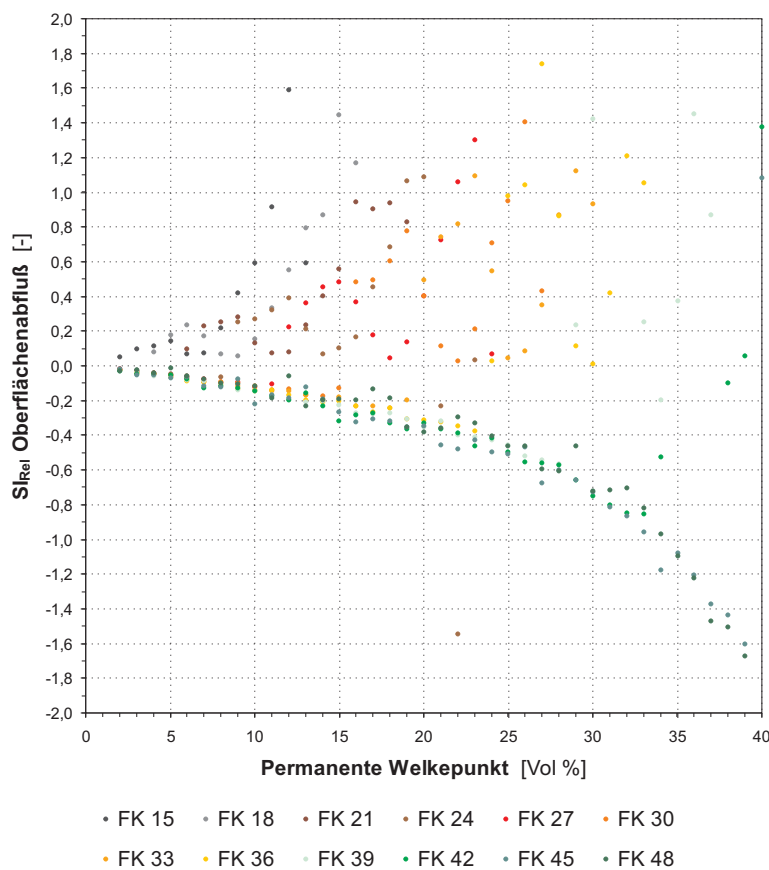


Abb. G85: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Rekultivierungsschicht, 1. Lage, auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

Abb. G86: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Rekultivierungsschicht, 1. Lage, auf den mit HELP berechneten Interflow: Relativer Sensitivitätsindex.

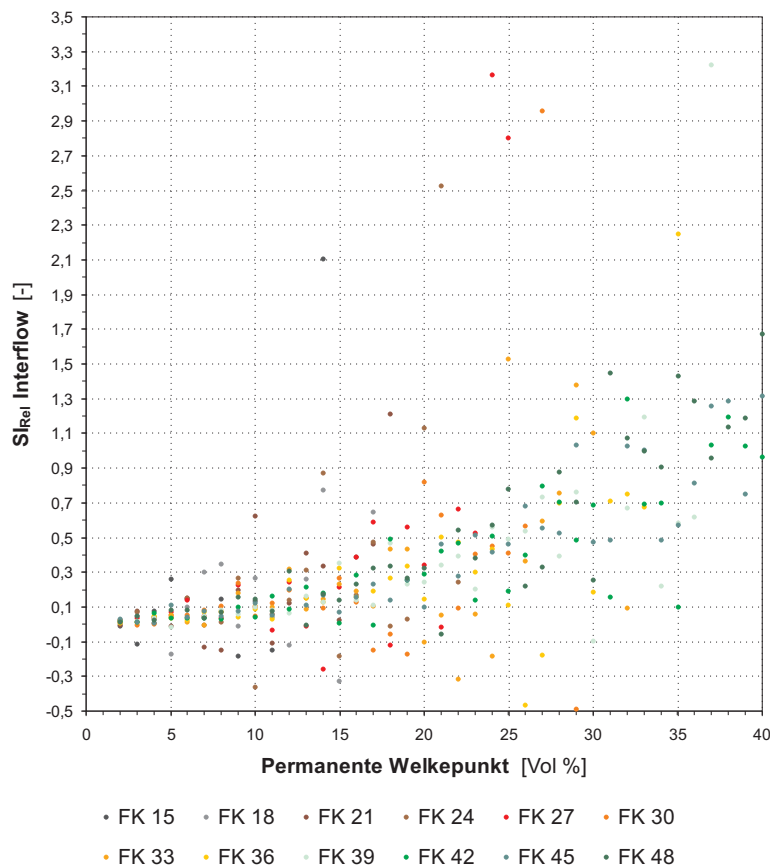
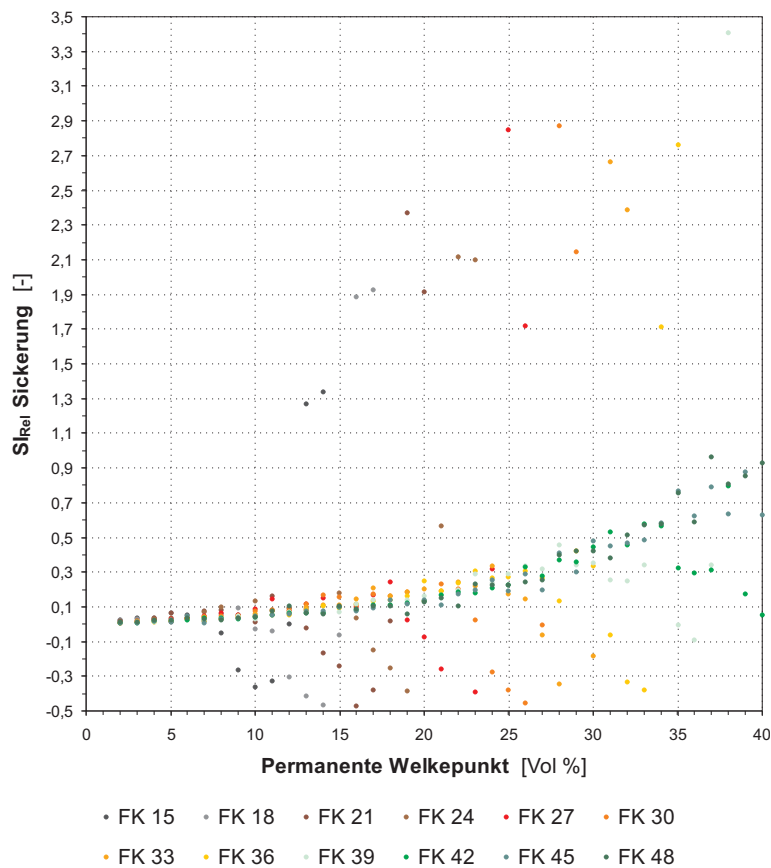


Abb. G87: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Rekultivierungsschicht, 1. Lage, auf die mit HELP berechnete Versickerung: Relativer Sensitivitätsindex.



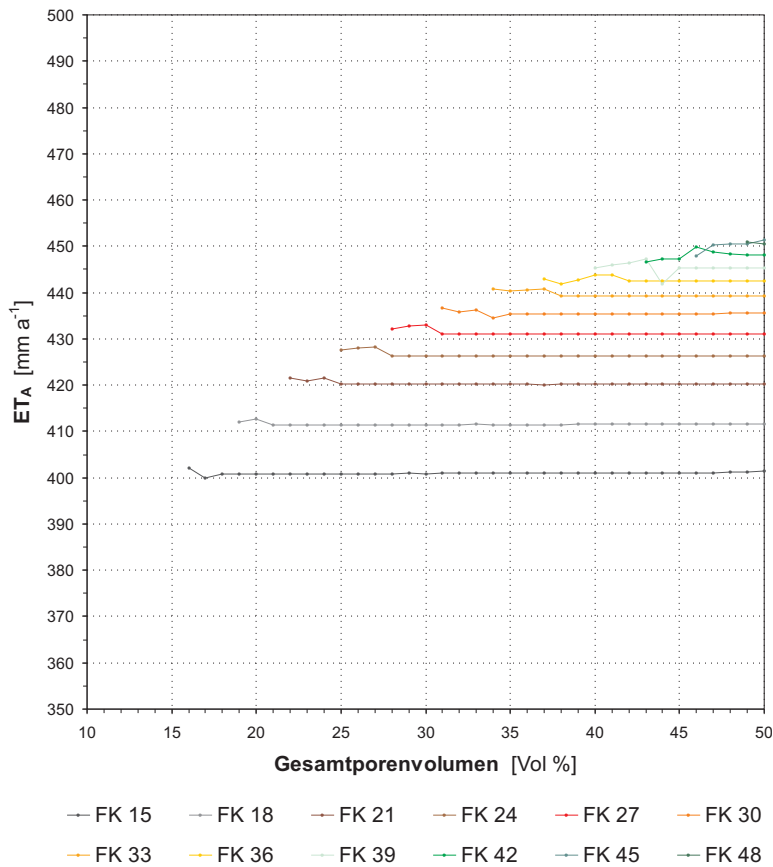


Abb. G88: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 2. Lage, auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Absolute Verdunstungswerte.

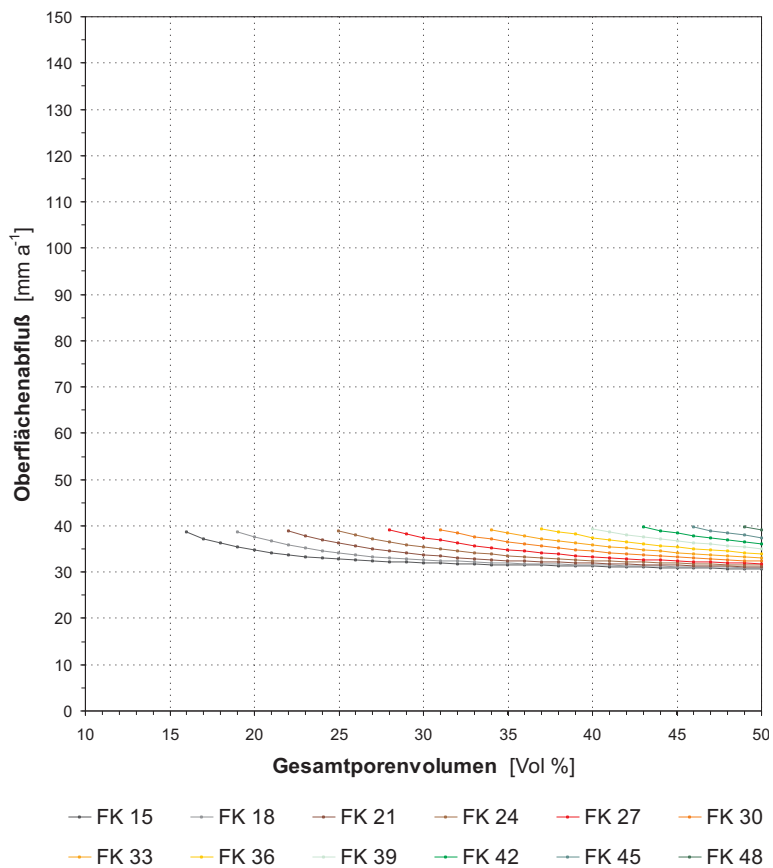


Abb. G89: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 2. Lage, auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Absolute Abflußwerte.

Abb. G90: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 2. Lage, auf den mit HELP berechneten Interflow: Absolute Abflußwerte.

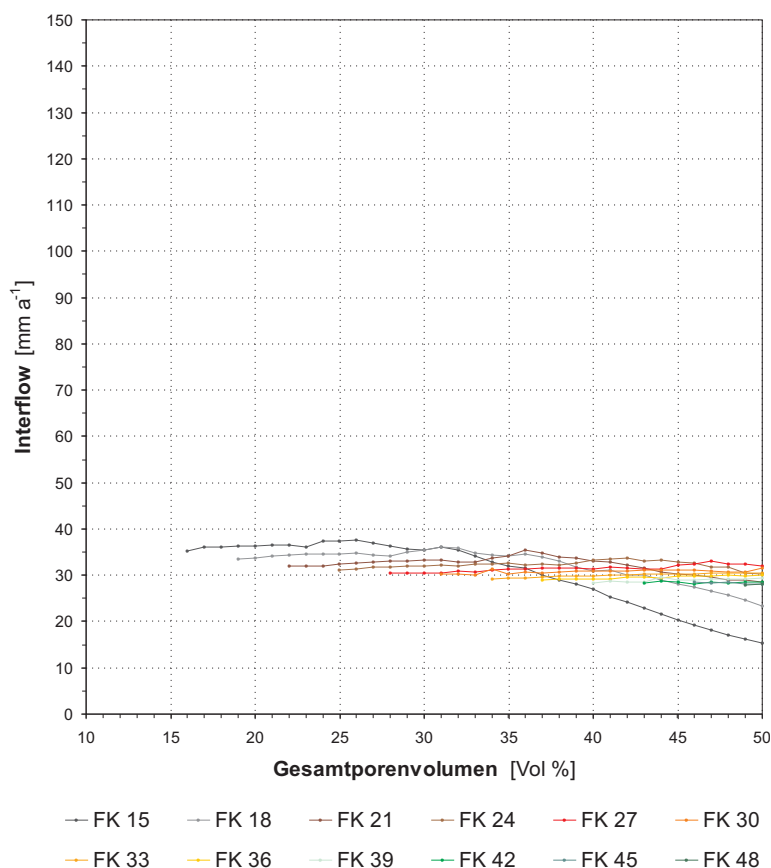
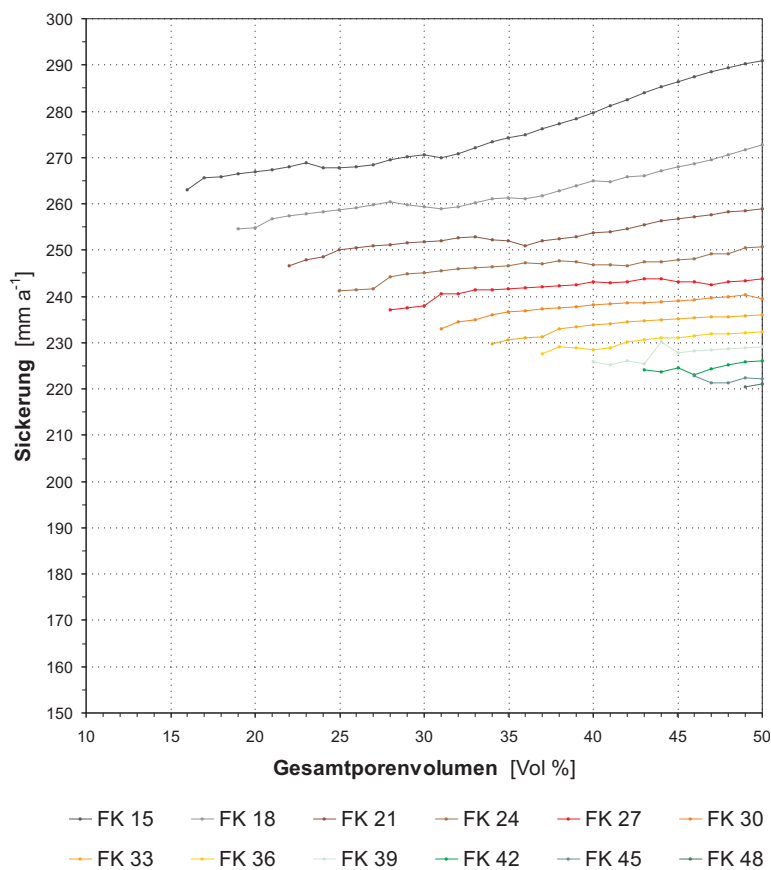


Abb. G91: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 2. Lage, auf die mit HELP berechnete Versickerung: Absolute Versickerungswerte.



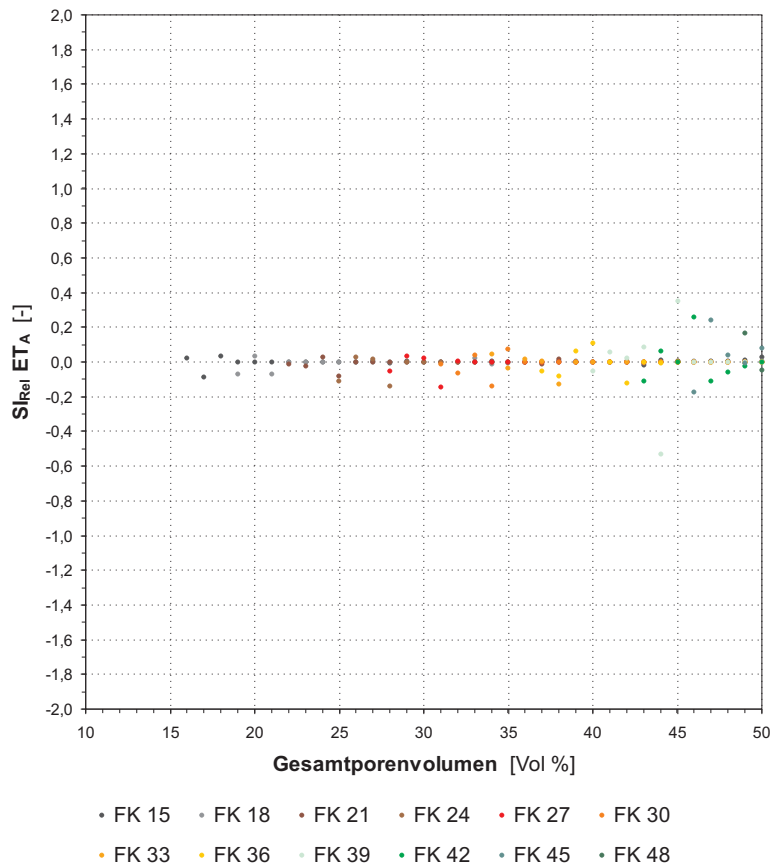


Abb. G92: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 2. Lage, auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Relativer Sensitivitätsindex.

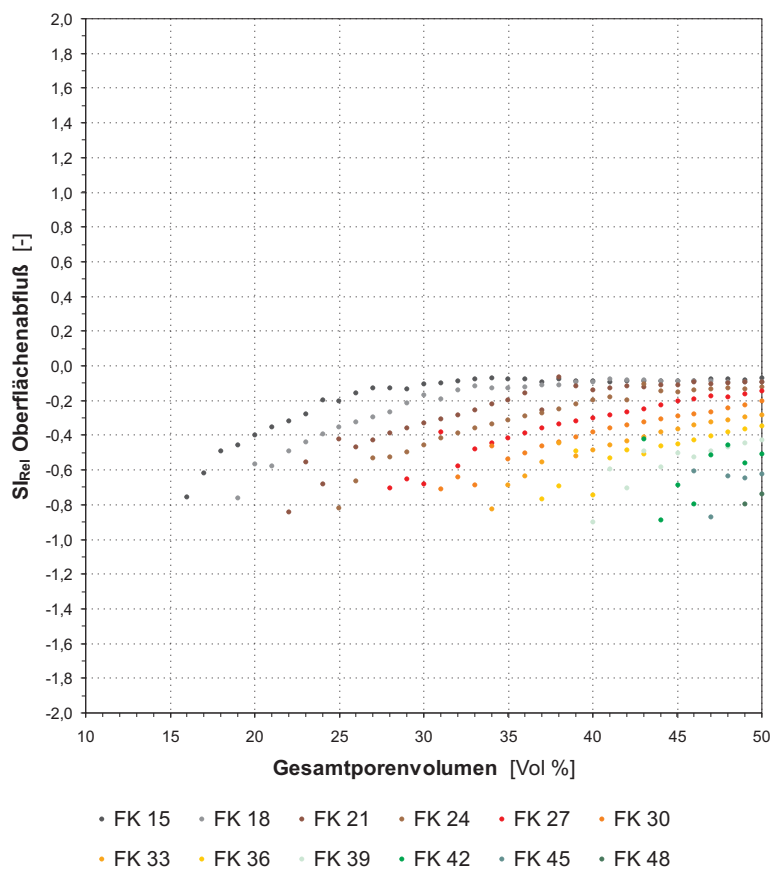


Abb. G93: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 2. Lage, auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

Abb. G94: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 2. Lage, auf den mit HELP berechneten Interflow: Relativer Sensitivitätsindex.

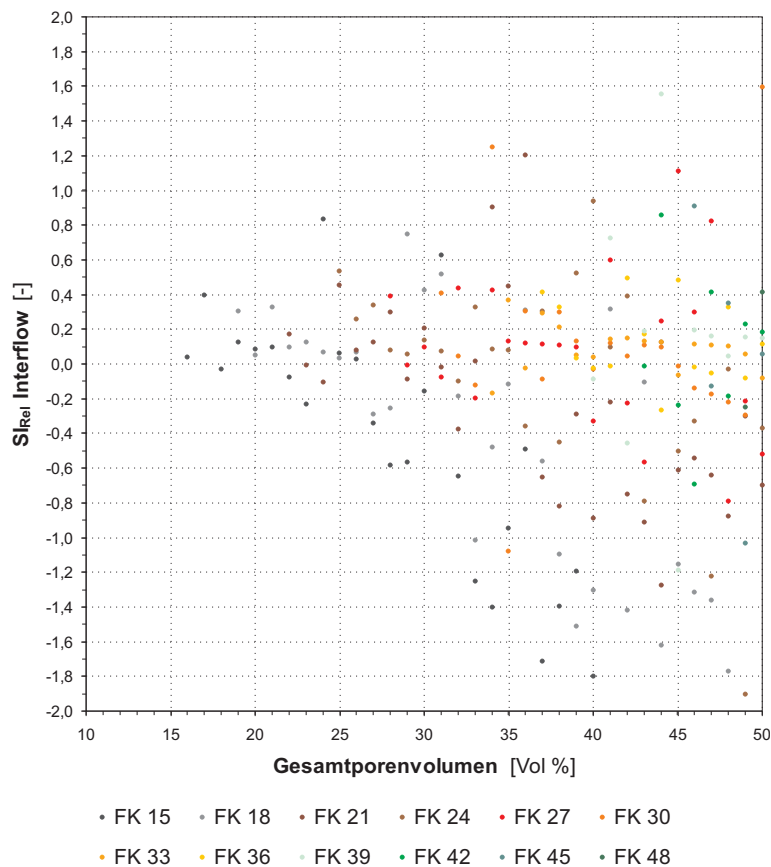
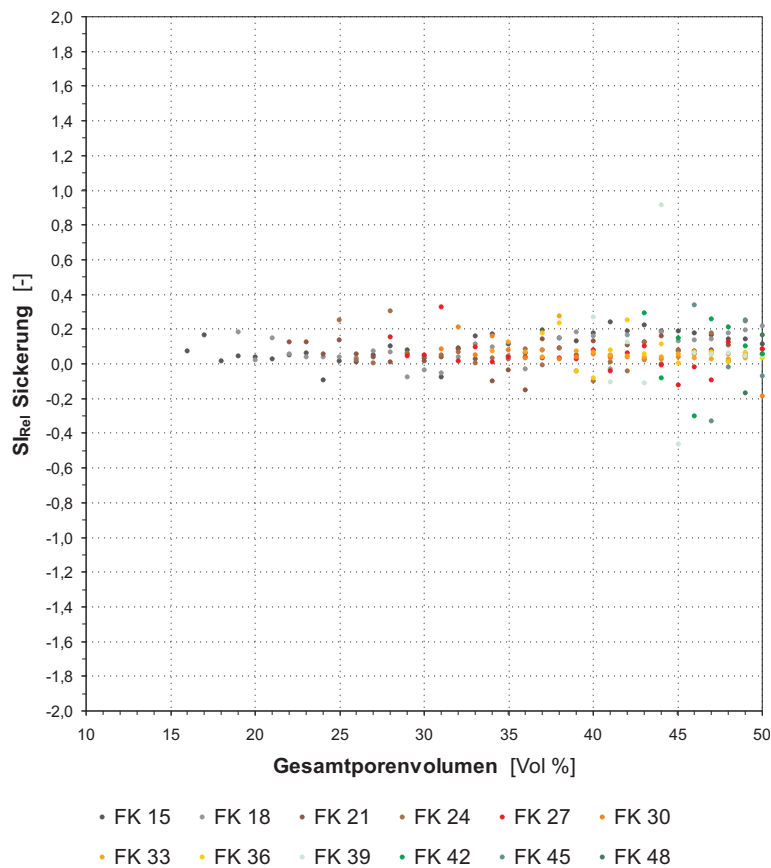


Abb. G95: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 2. Lage, auf die mit HELP berechnete Versickerung: Relativer Sensitivitätsindex.



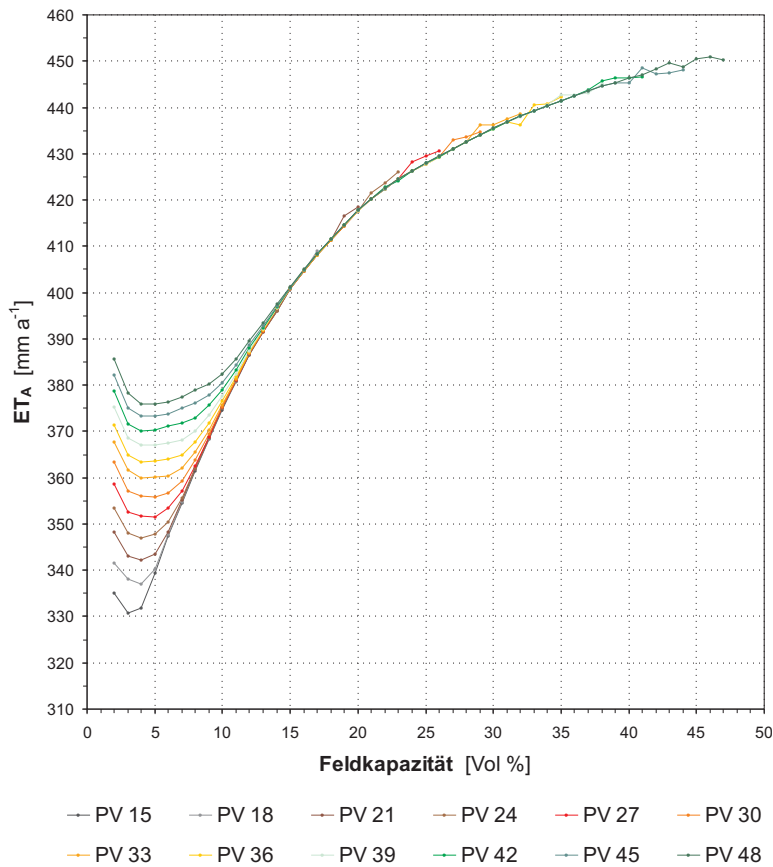


Abb. G96: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 2. Lage, auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Absolute Verdunstungswerte.

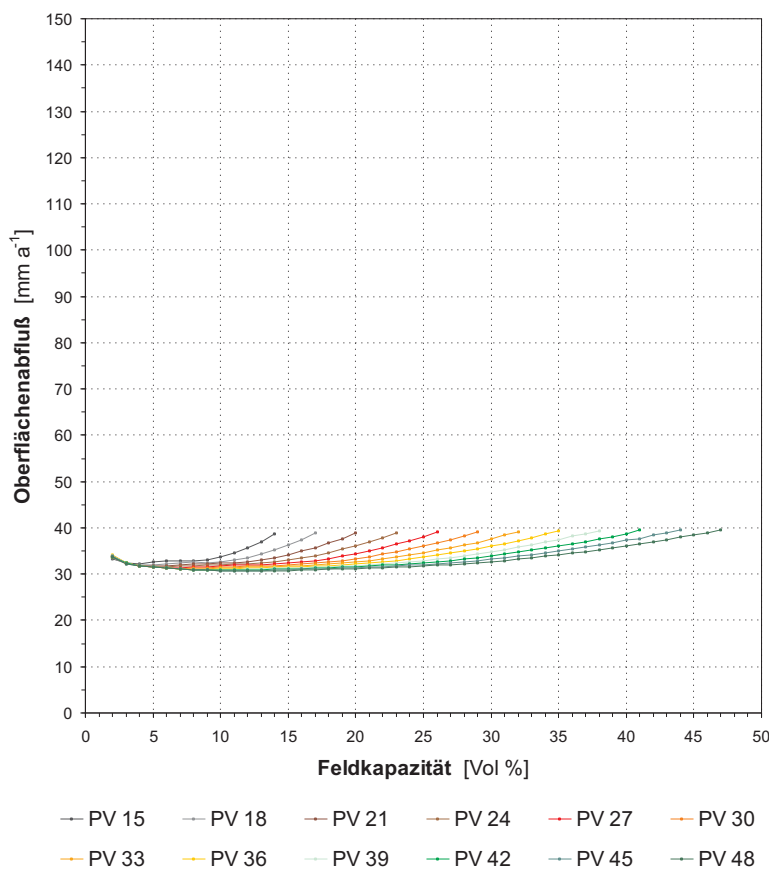


Abb. G97: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 2. Lage, auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Absolute Abflußwerte.

Abb. G98: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 2. Lage, auf den mit HELP berechneten Interflow: Absolute Abflußwerte.

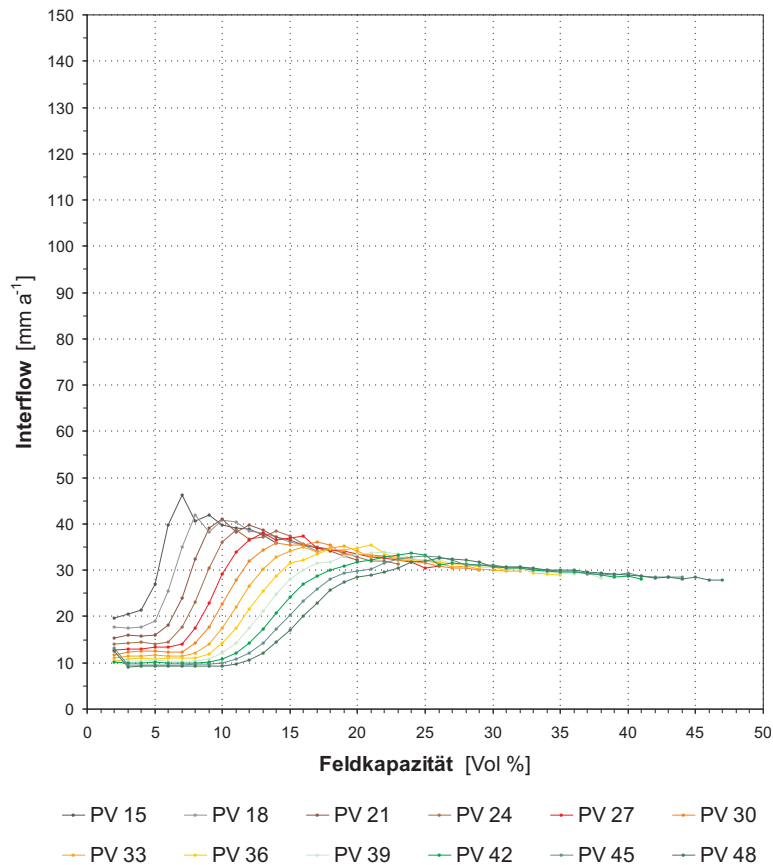
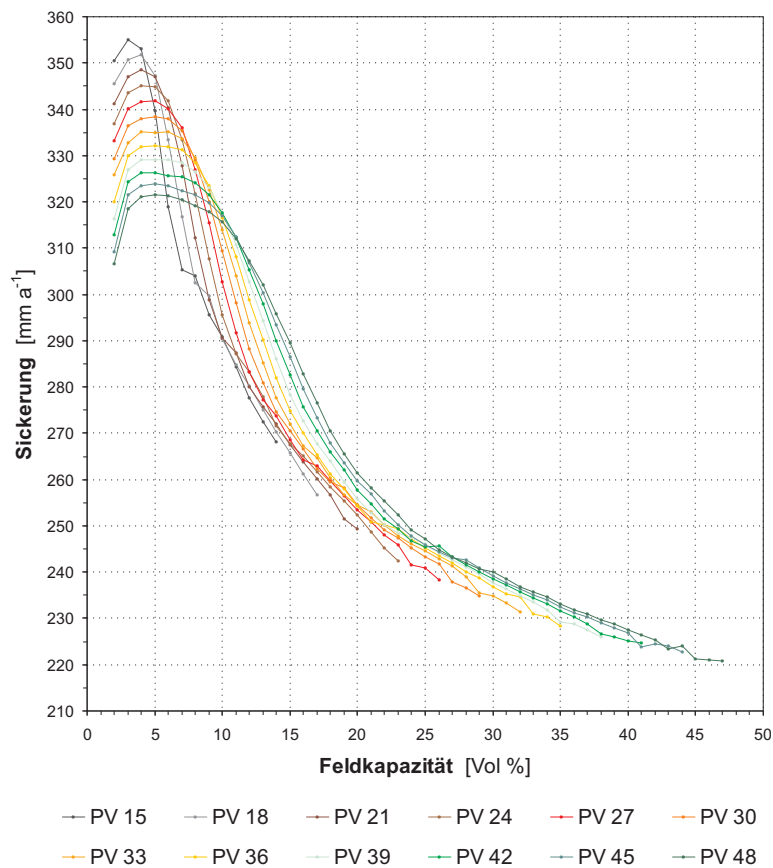


Abb. G99: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 2. Lage, auf die mit HELP berechnete Versickerung: Absolute Versickerungswerte.



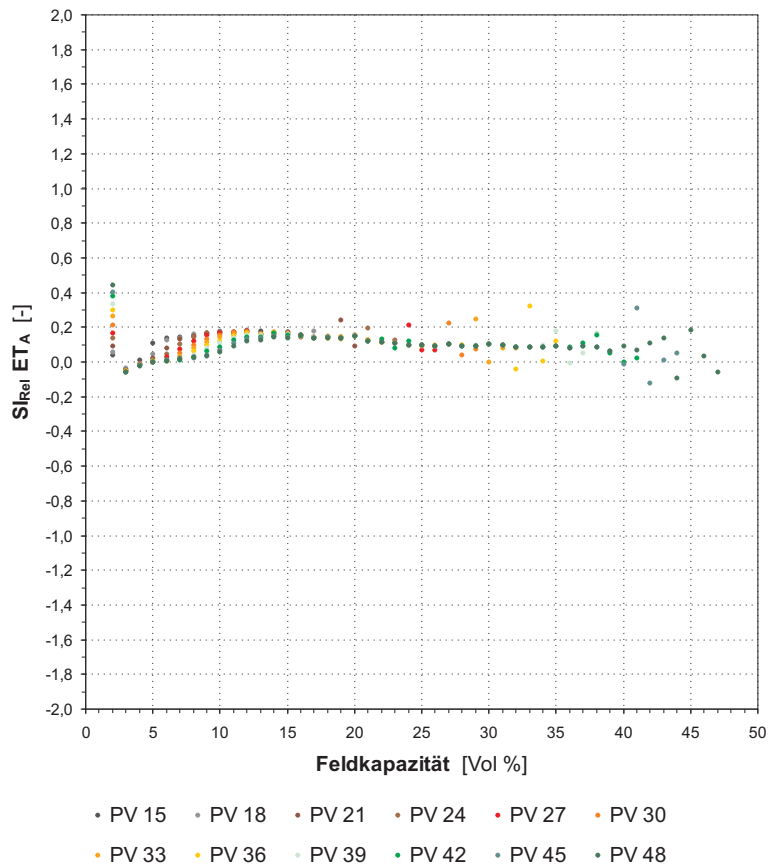


Abb. G100: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 2. Lage, auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Relativer Sensitivitätsindex.

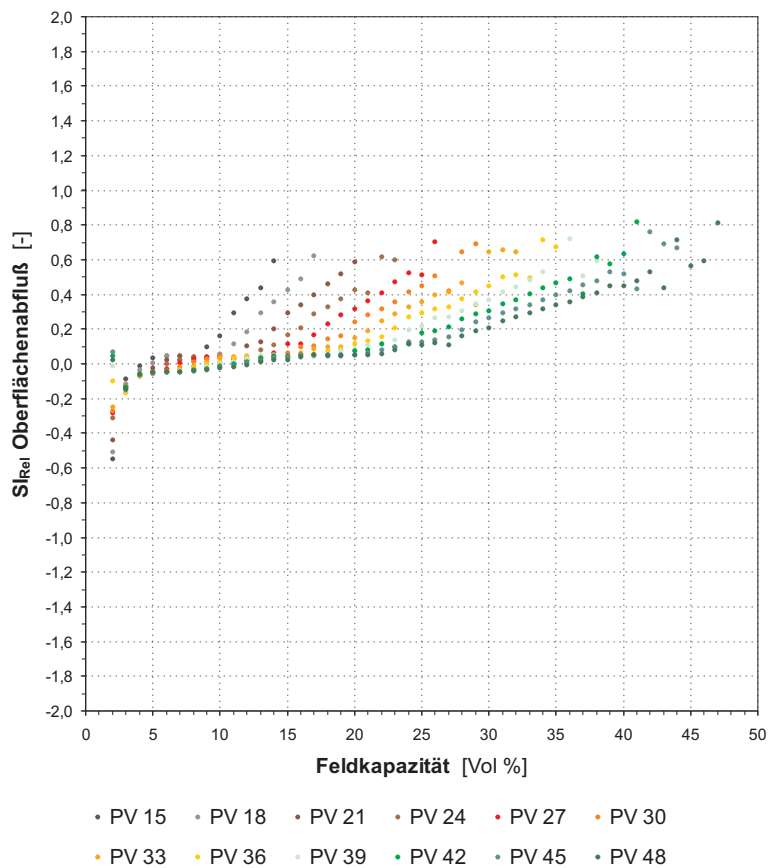


Abb. G101: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 2. Lage, auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

Abb. G102: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 2. Lage, auf den mit HELP berechneten Interflow: Relativer Sensitivitätsindex.

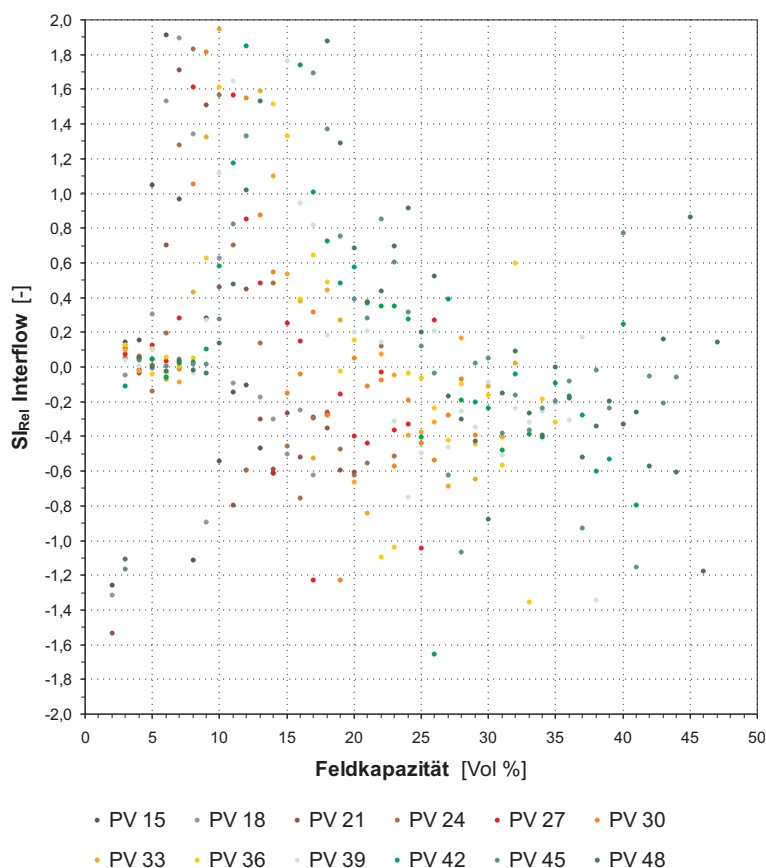
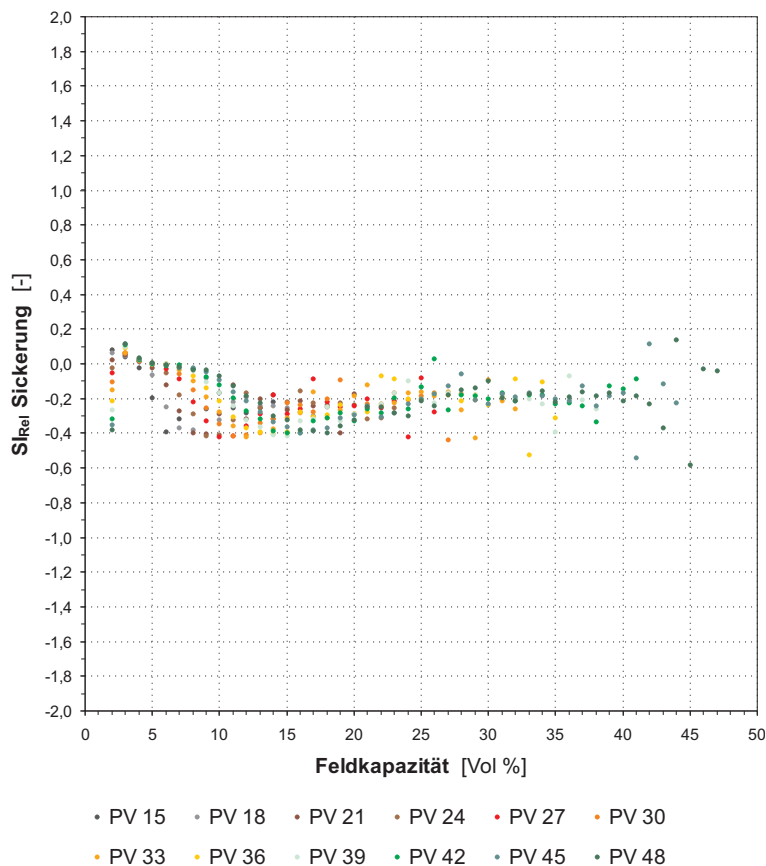


Abb. G103: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Rekultivierungsschicht, 2. Lage, auf die mit HELP berechnete Versickerung: Relativer Sensitivitätsindex.



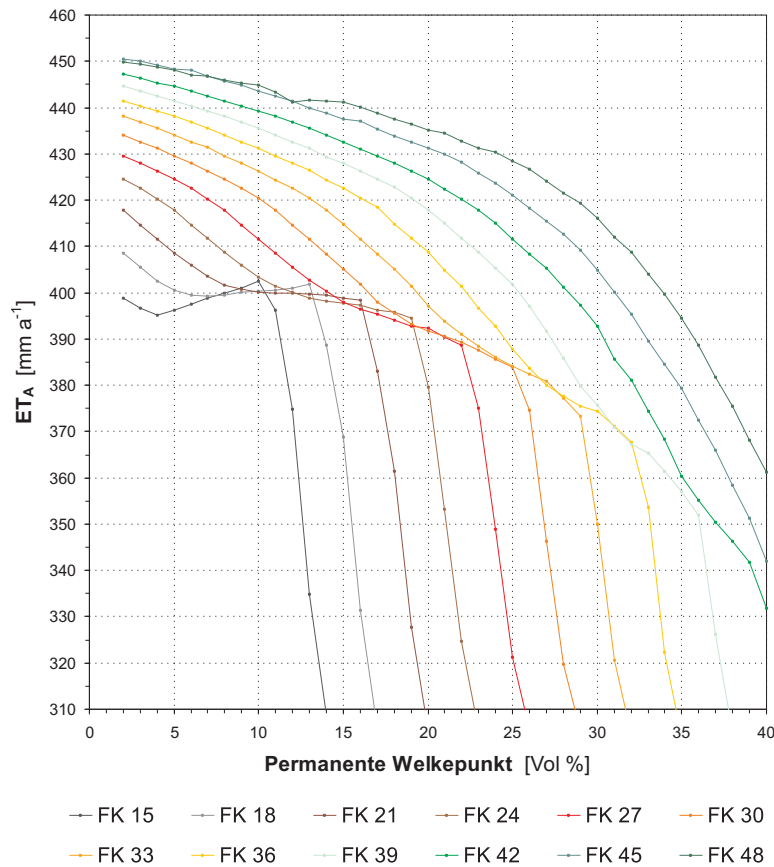


Abb. G104: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Rekultivierungsschicht, 2. Lage, auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Absolute Verdunstungswerte.

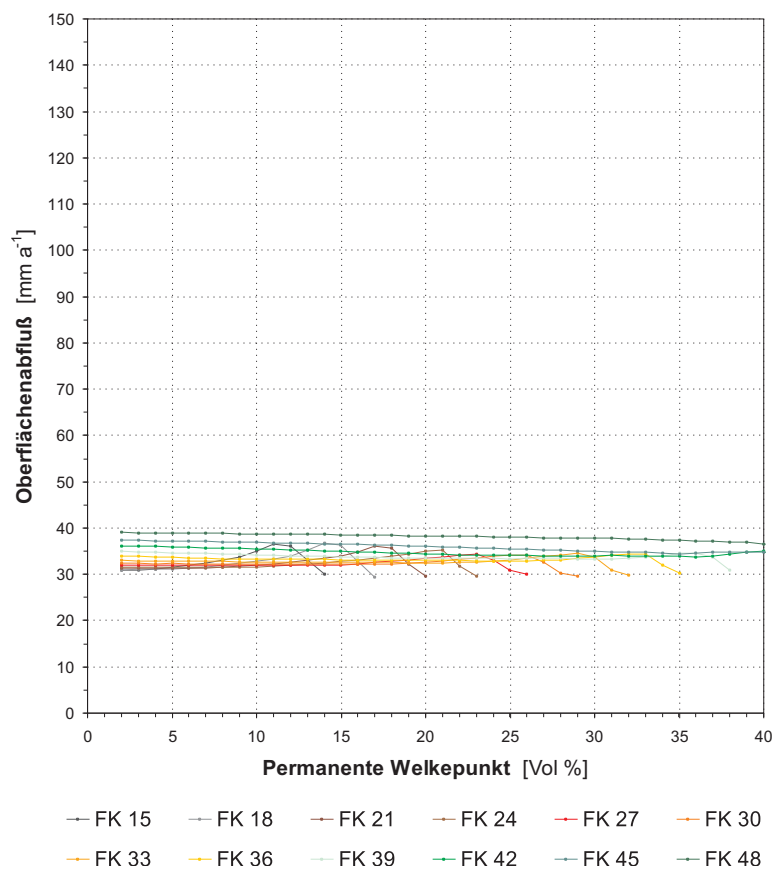


Abb. G105: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Rekultivierungsschicht, 2. Lage, auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Absolute Abflußwerte.

Abb. G106: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Rekultivierungsschicht, 2. Lage, auf den mit HELP berechneten Interflow: Absolute Abflußwerte.

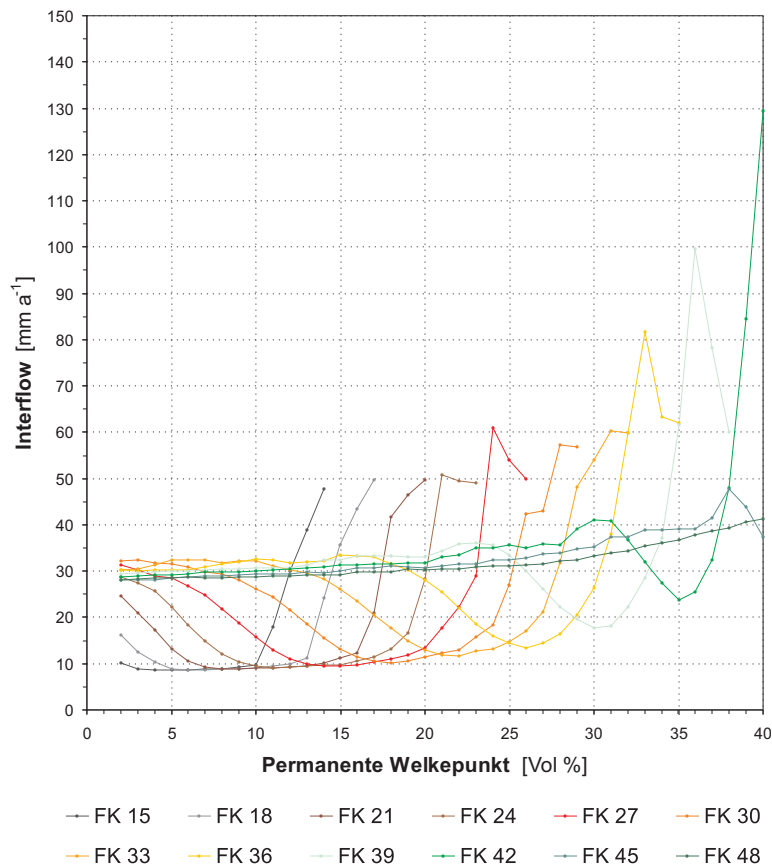
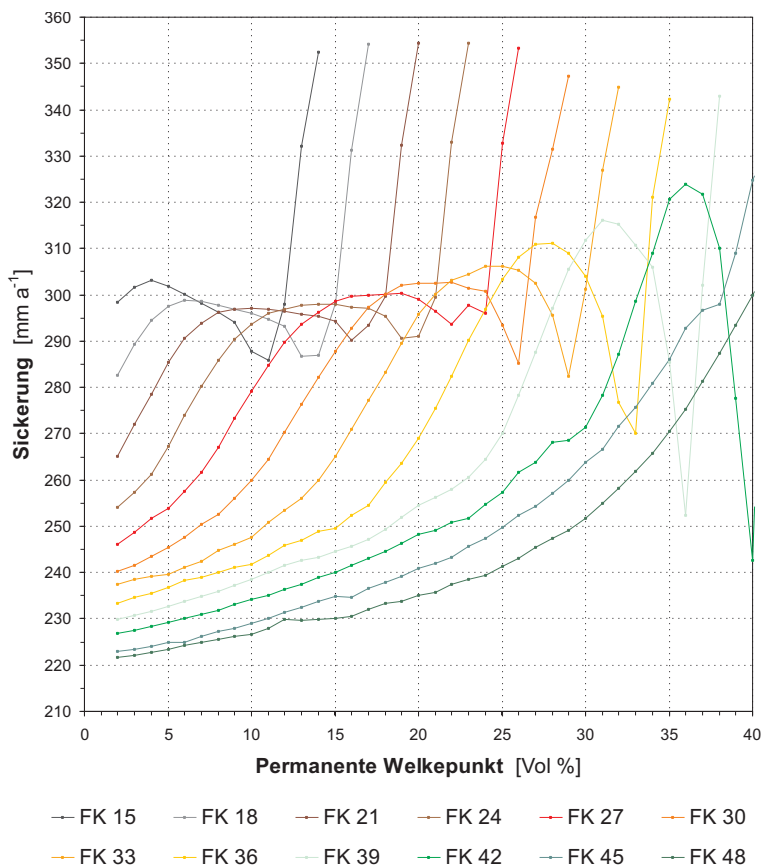


Abb. G107: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Rekultivierungsschicht, 2. Lage, auf die mit HELP berechnete Versickerung: Absolute Versickerungswerte.



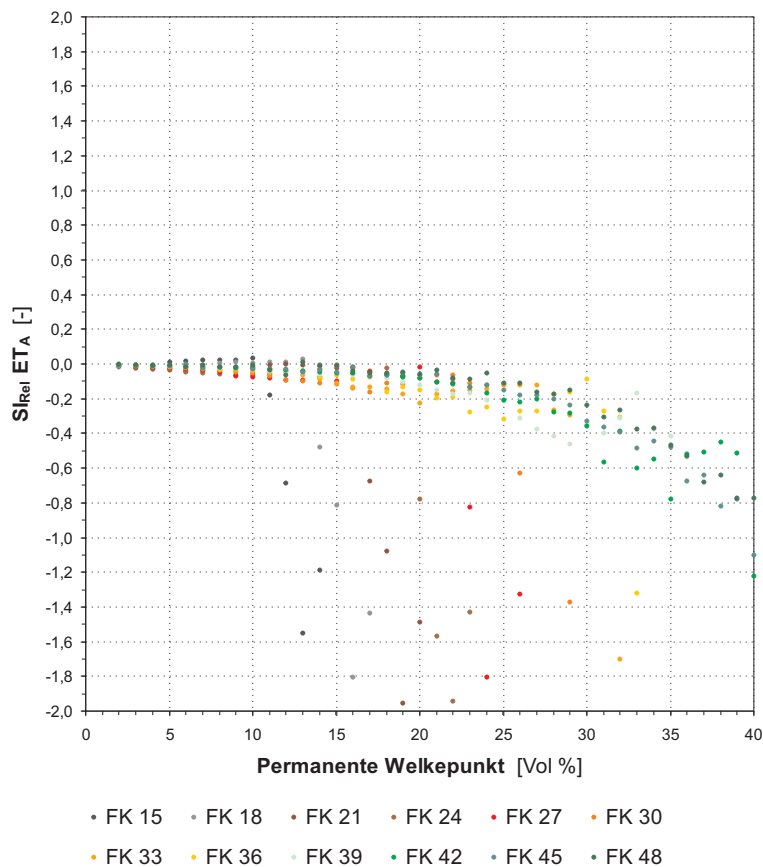


Abb. G108: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Rekultivierungsschicht, 2. Lage, auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Relativer Sensitivitätsindex.

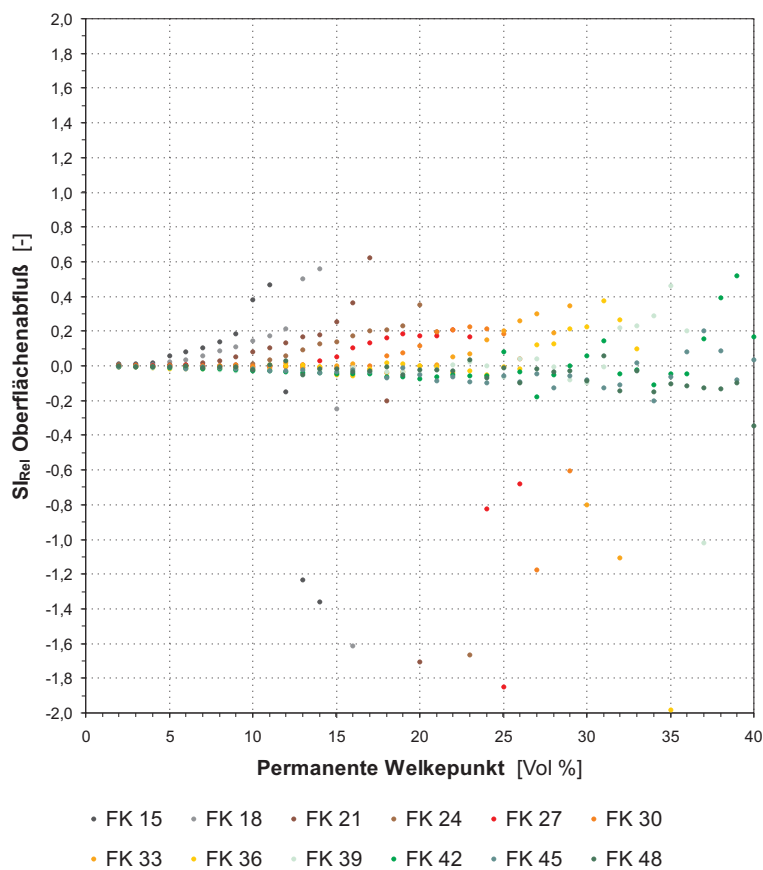


Abb. G109: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Rekultivierungsschicht, 2. Lage, auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

Abb. G110: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Rekultivierungsschicht, 2. Lage, auf den mit HELP berechneten Interflow: Relativer Sensitivitätsindex.

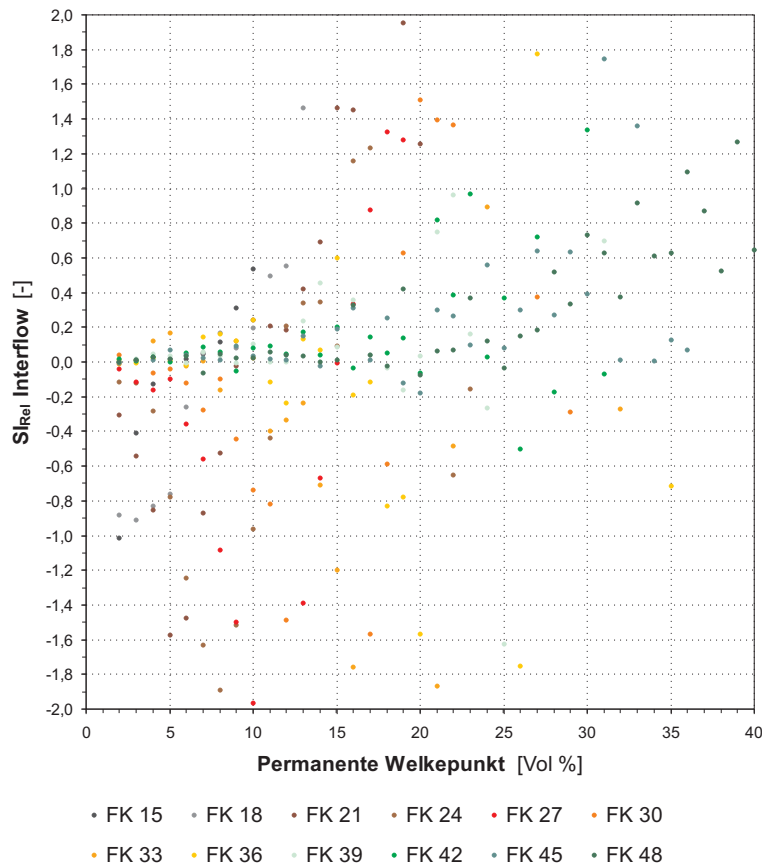
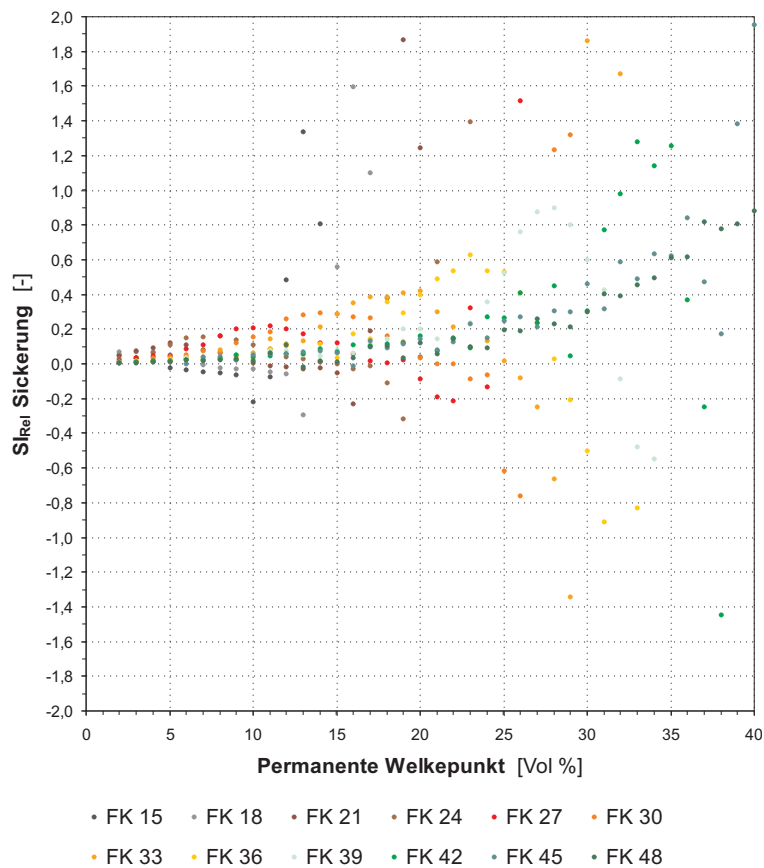


Abb. G111: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Rekultivierungsschicht, 2. Lage, auf die mit HELP berechnete Versickerung: Relativer Sensitivitätsindex.



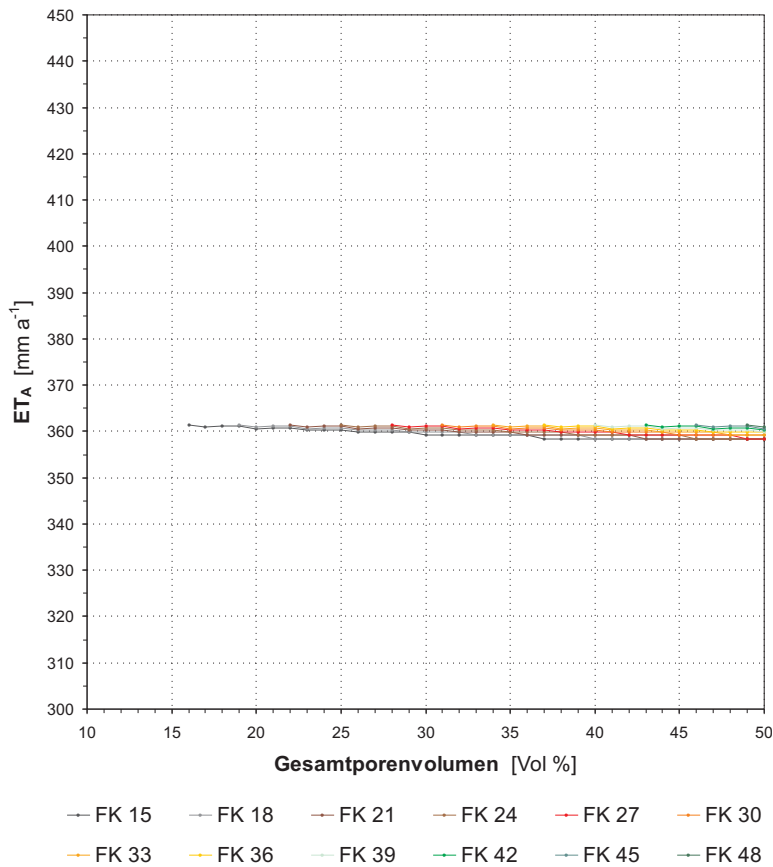


Abb. G112: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dränschicht auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Absolute Verdunstungswerte.

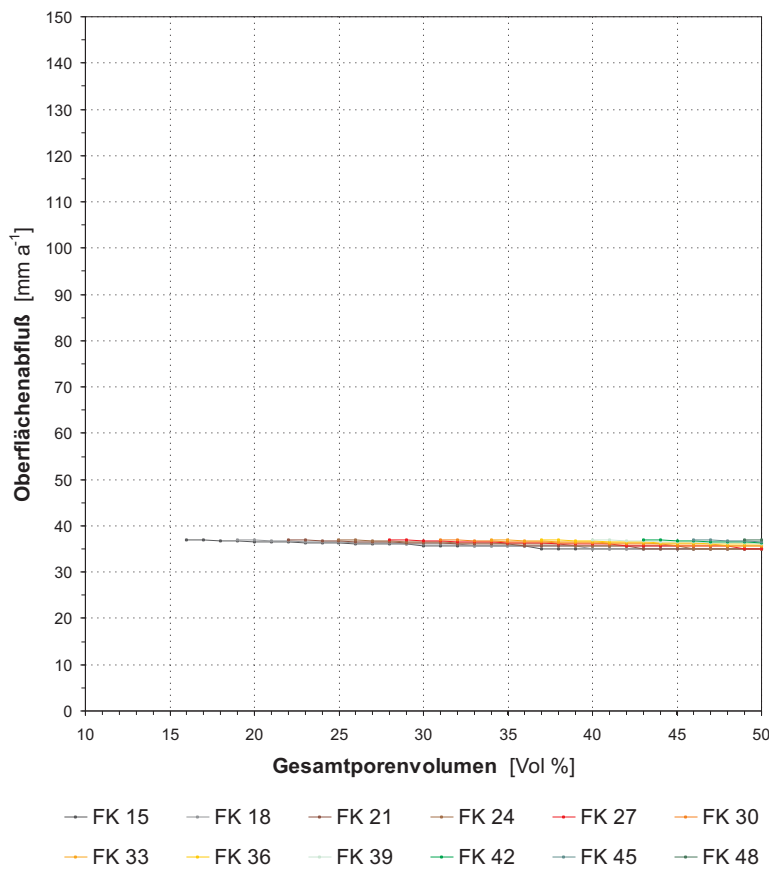


Abb. G113: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dränschicht auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Absolute Abflußwerte.

Abb. G114: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dränschicht auf den mit HELP berechneten Interflow: Absolute Abflußwerte.

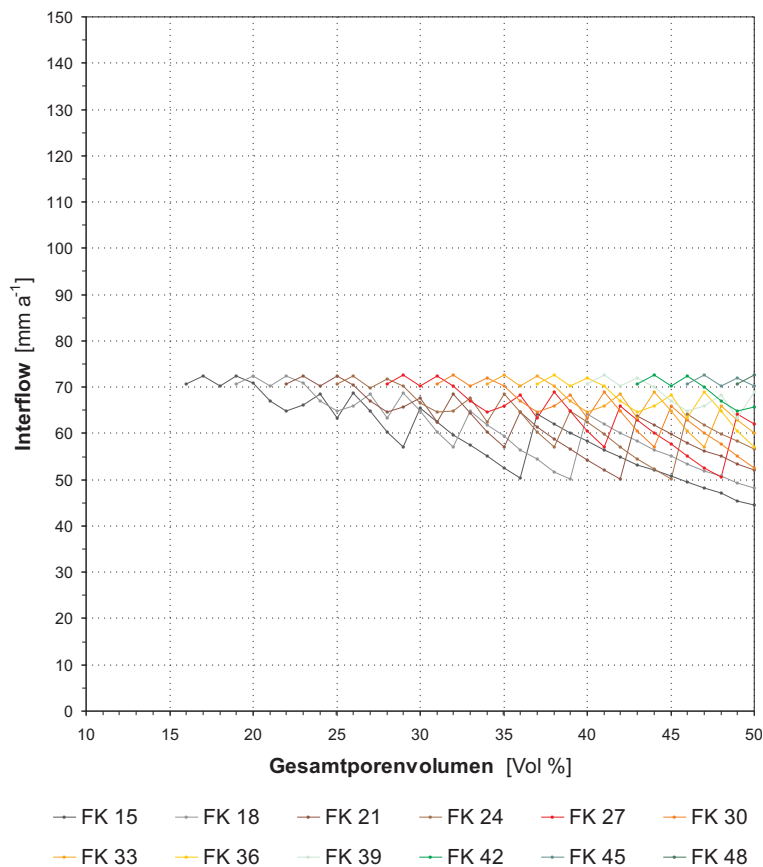
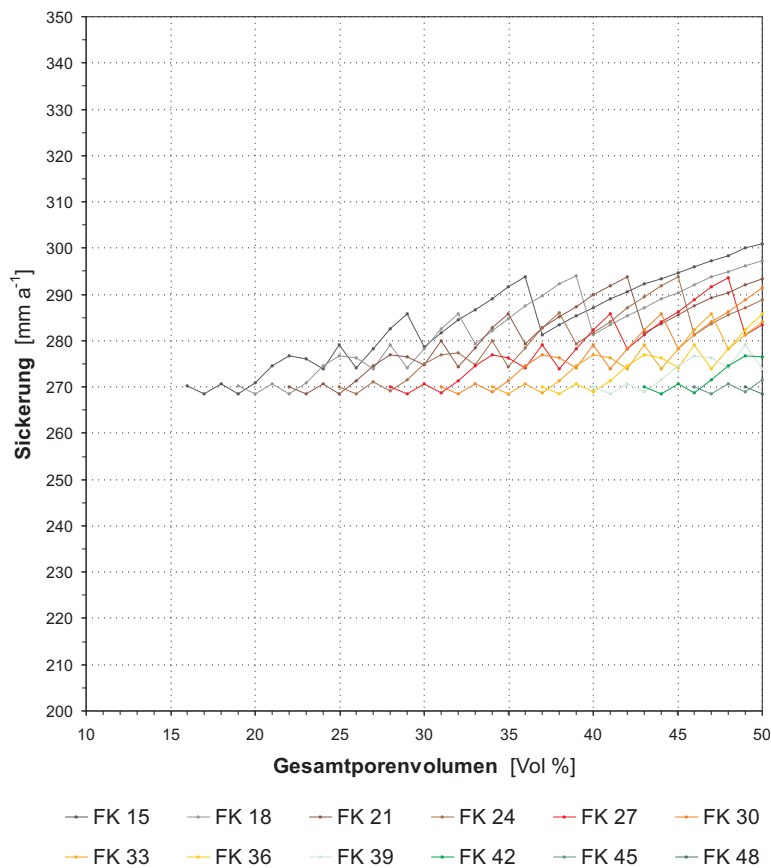


Abb. G115: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dränschicht auf die mit HELP berechnete Versickerung: Absolute Versickerungswerte.



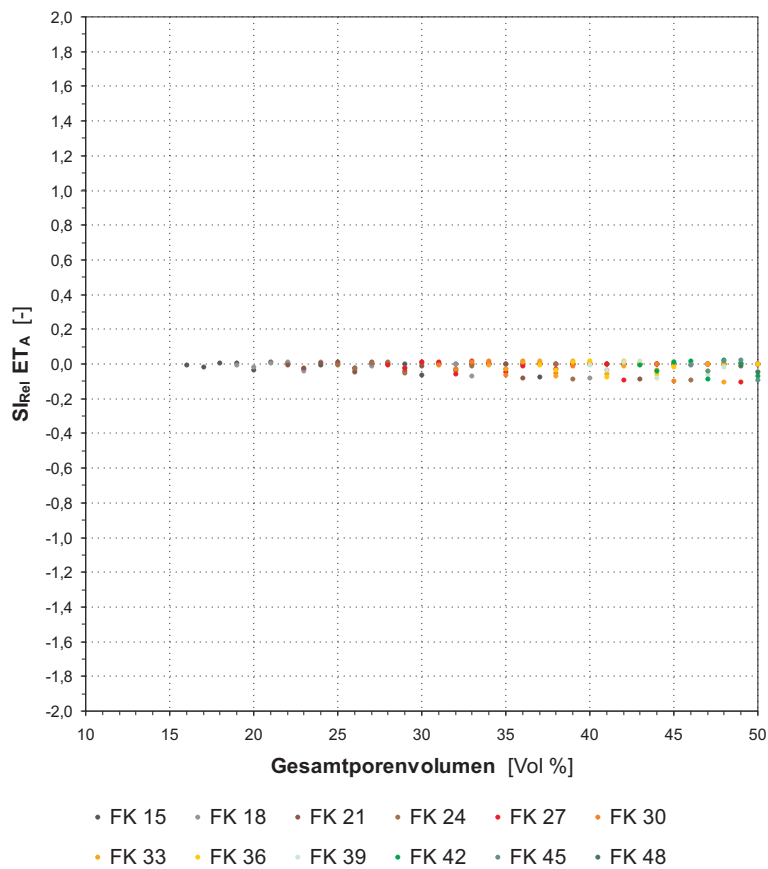


Abb. G116: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dränschicht auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Relativer Sensitivitätsindex.

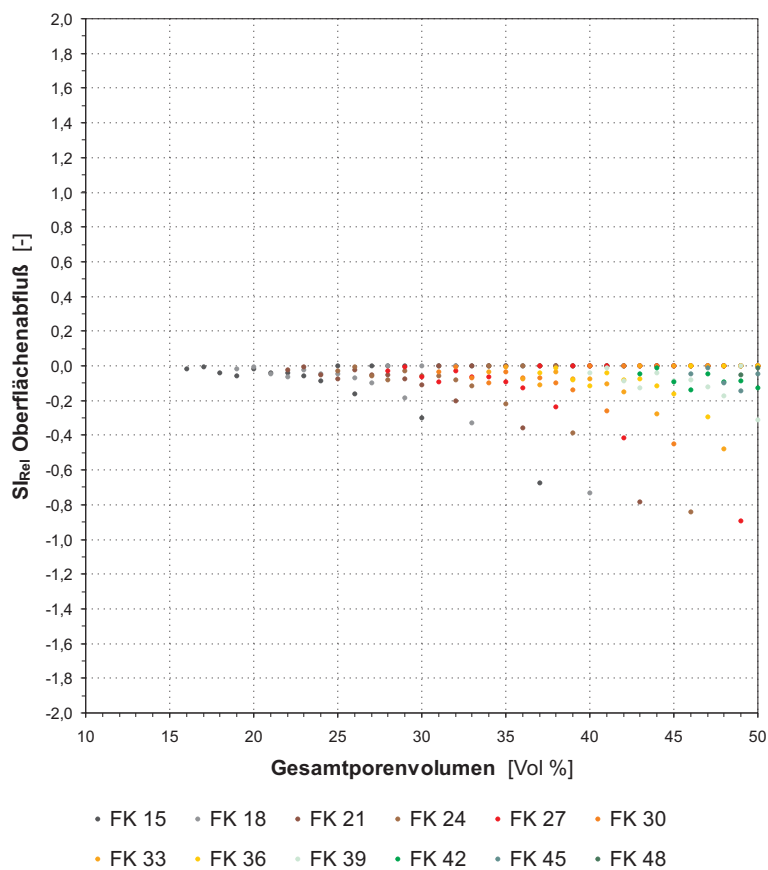


Abb. G117: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dränschicht auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

Abb. G118: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dränschicht auf den mit HELP berechneten Interflow: Relativer Sensitivitätsindex.

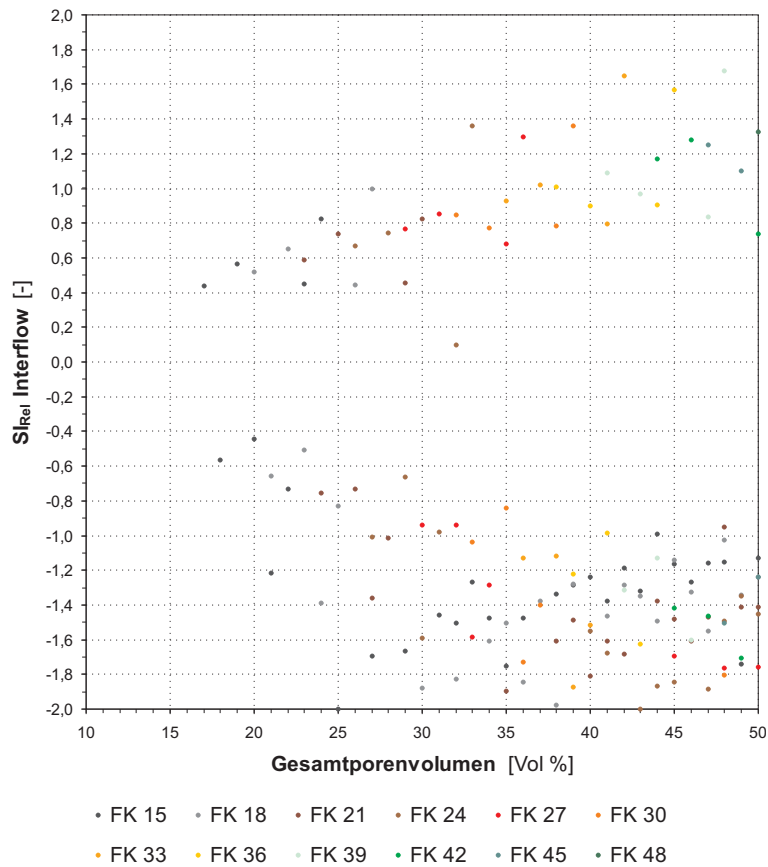
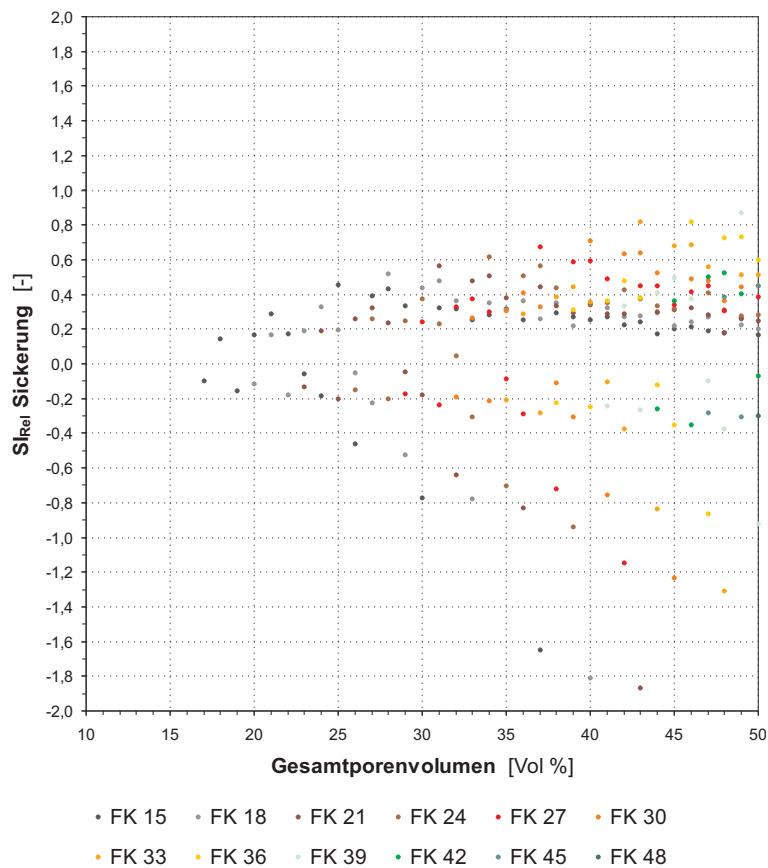


Abb. G119: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dränschicht auf die mit HELP berechnete Versickerung: Relativer Sensitivitätsindex.



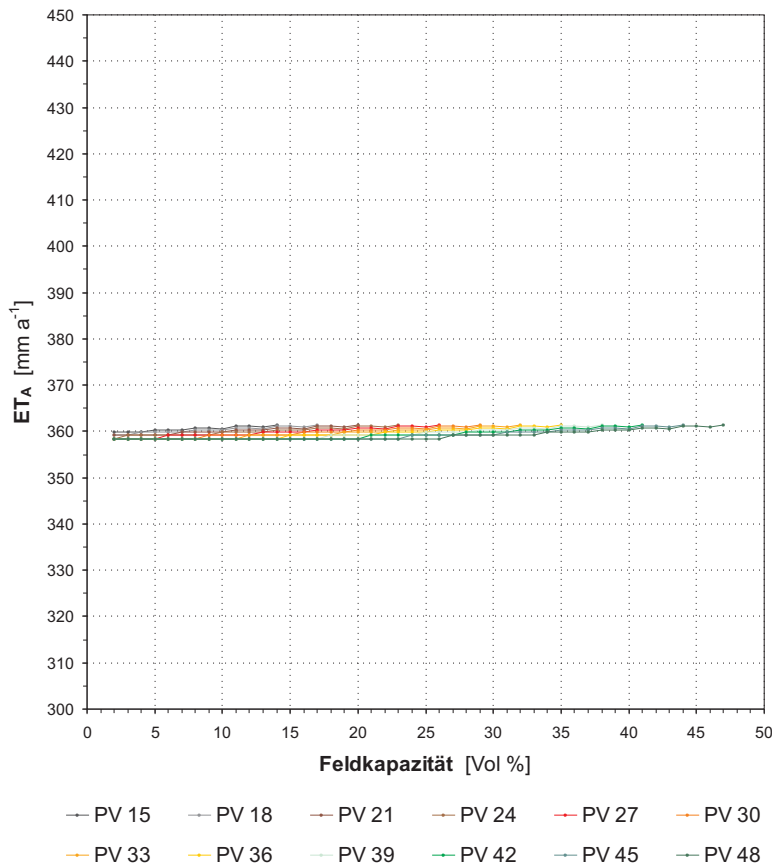


Abb. G120: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dränschicht auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Absolute Verdunstungswerte.

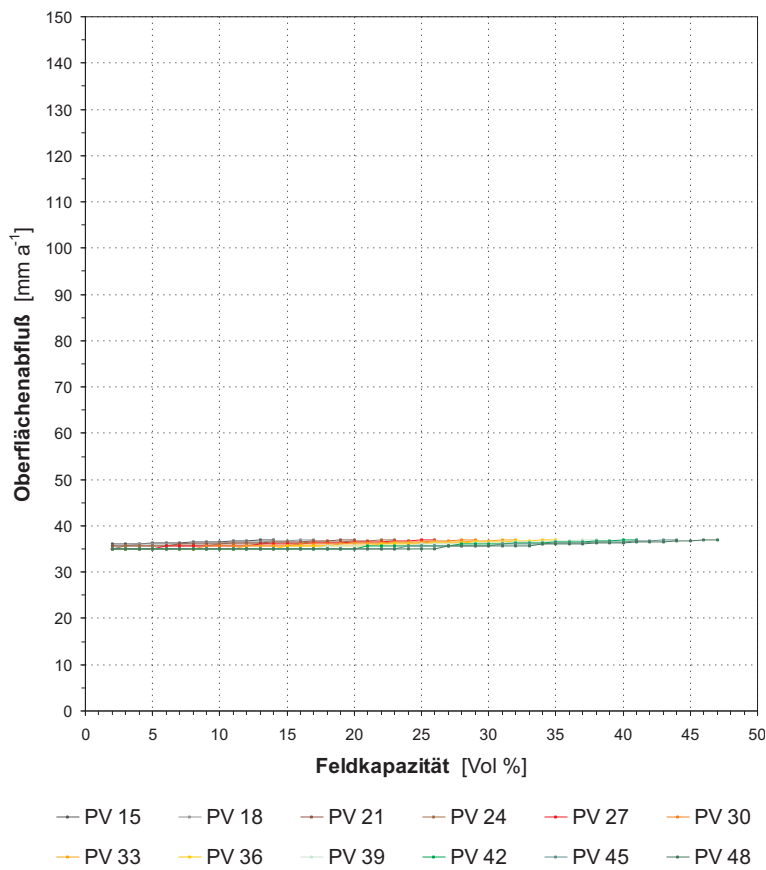


Abb. G121: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dränschicht auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Absolute Abflußwerte.

Abb. G122: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dränschicht auf den mit HELP berechneten Interflow: Absolute Abflußwerte.

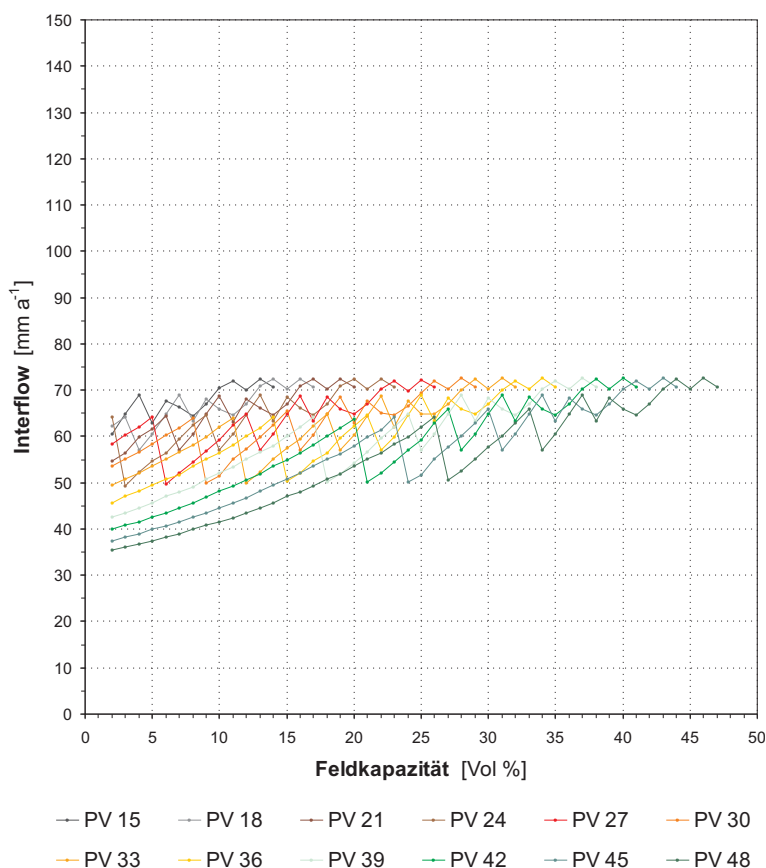
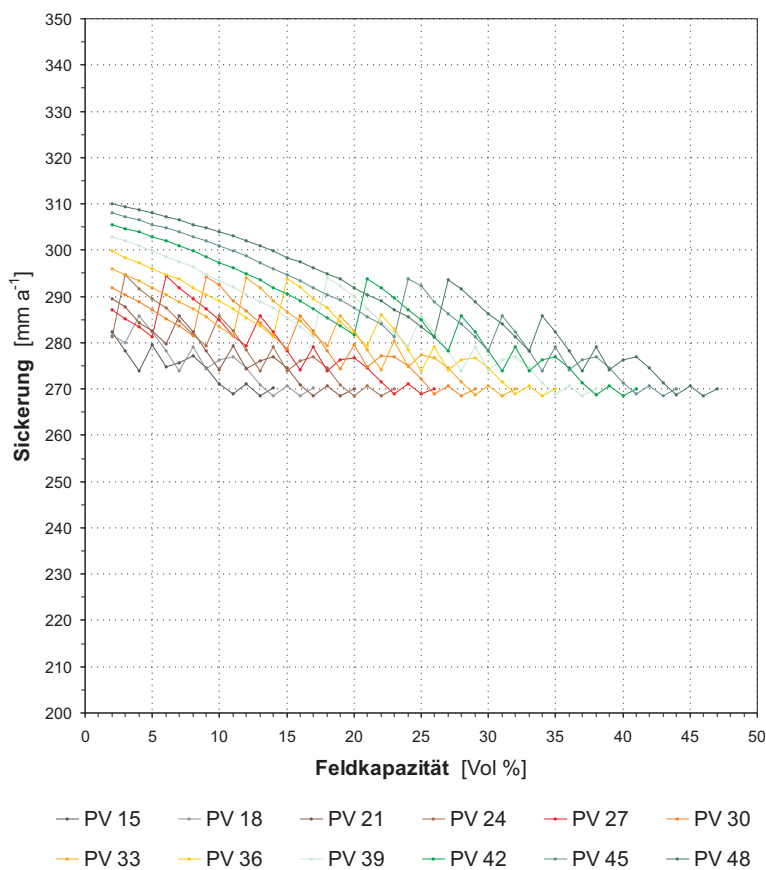


Abb. G123: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dränschicht auf die mit HELP berechnete Versickerung: Absolute Versickerungswerte.



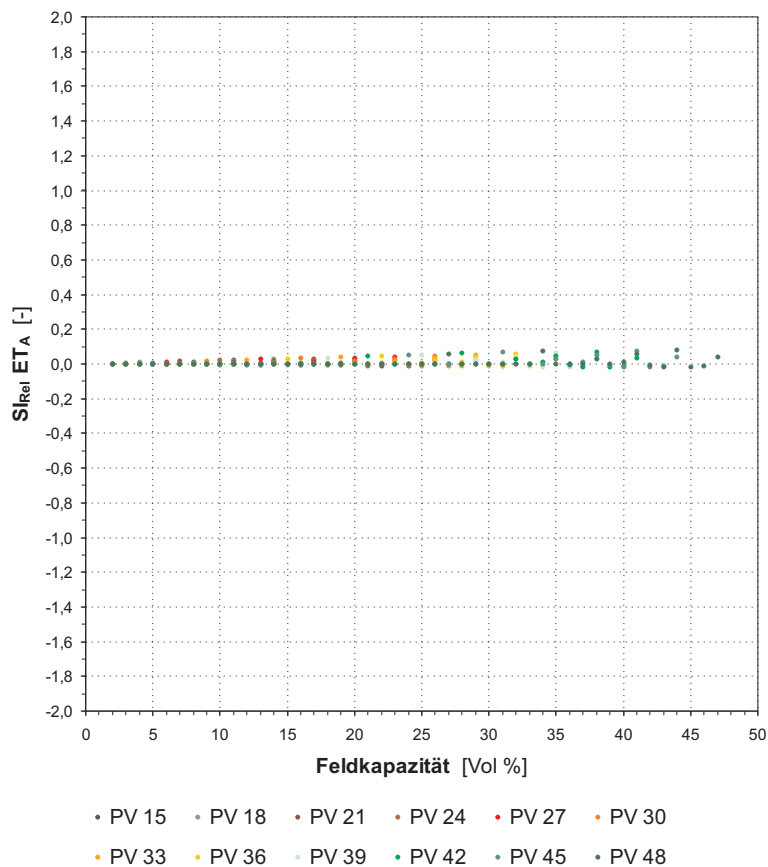


Abb. G124: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dränschicht auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Relativer Sensitivitätsindex.

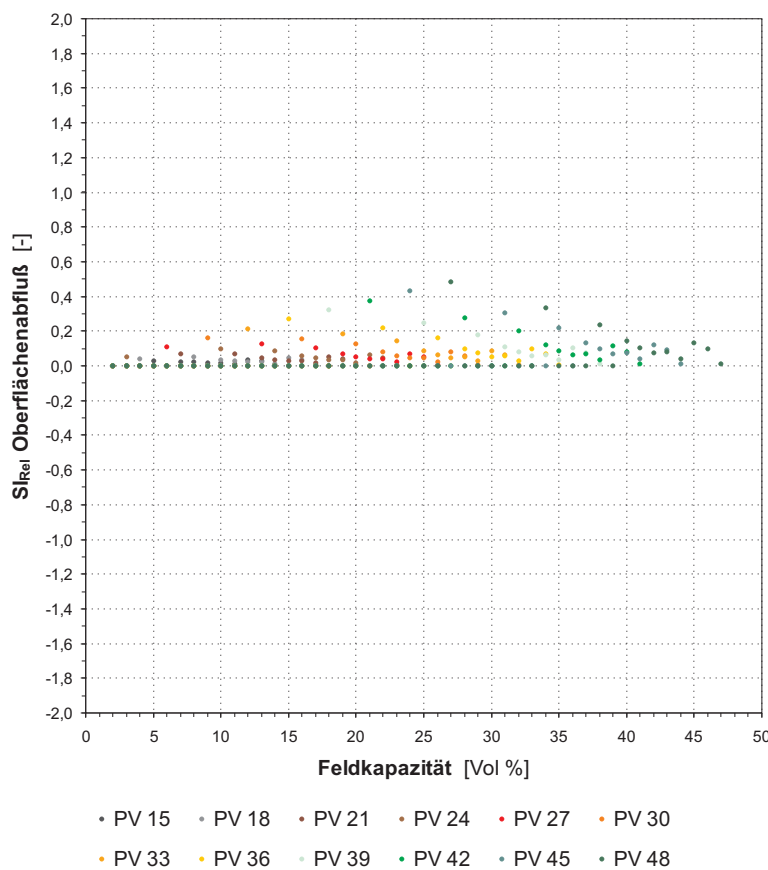


Abb. G125: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dränschicht auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

Abb. G126: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dränschicht auf den mit HELP berechneten Interflow: Relativer Sensitivitätsindex.

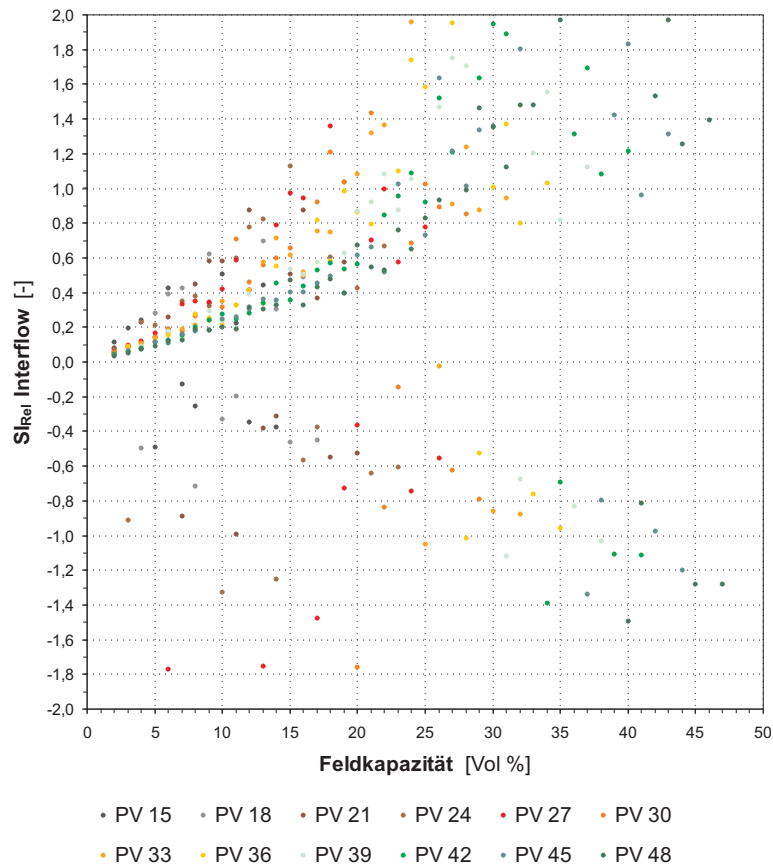
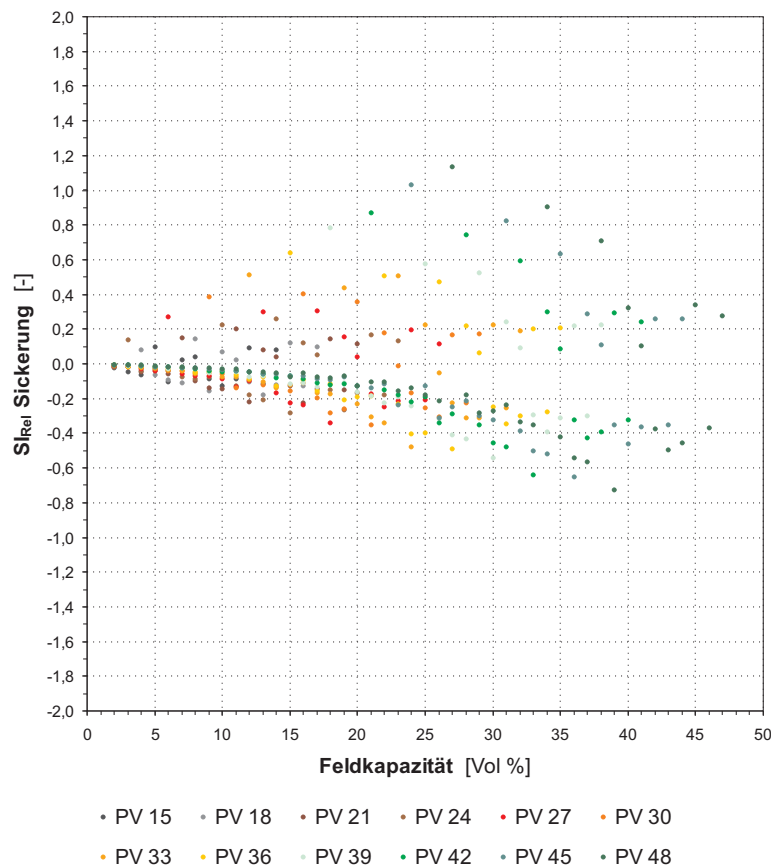


Abb. G127: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dränschicht auf die mit HELP berechnete Versickerung: Relativer Sensitivitätsindex.



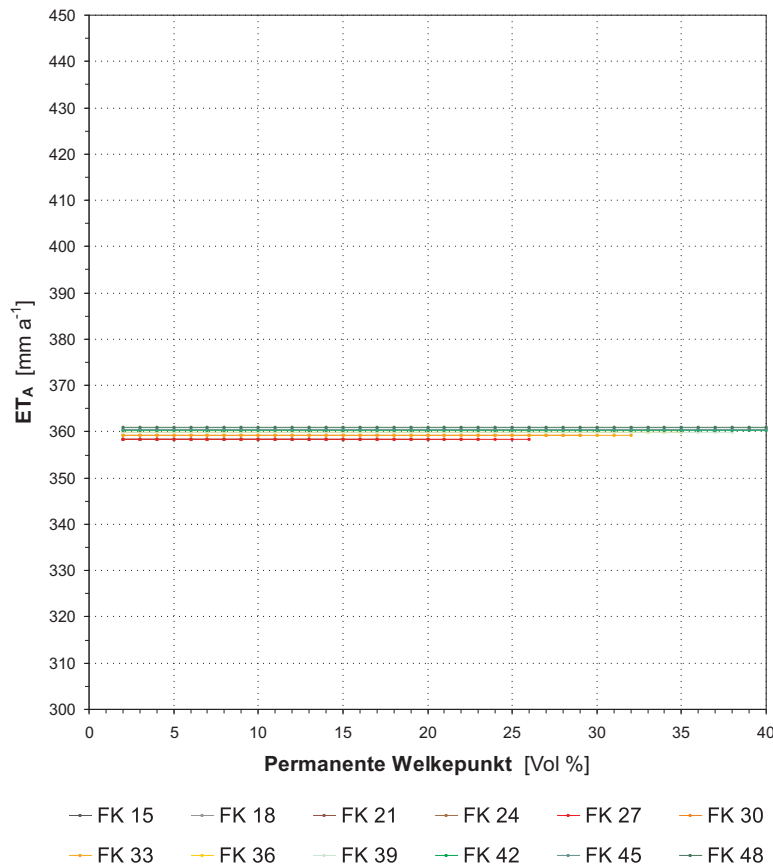


Abb. G128: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Dränschicht auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Absolute Verdunstungswerte.

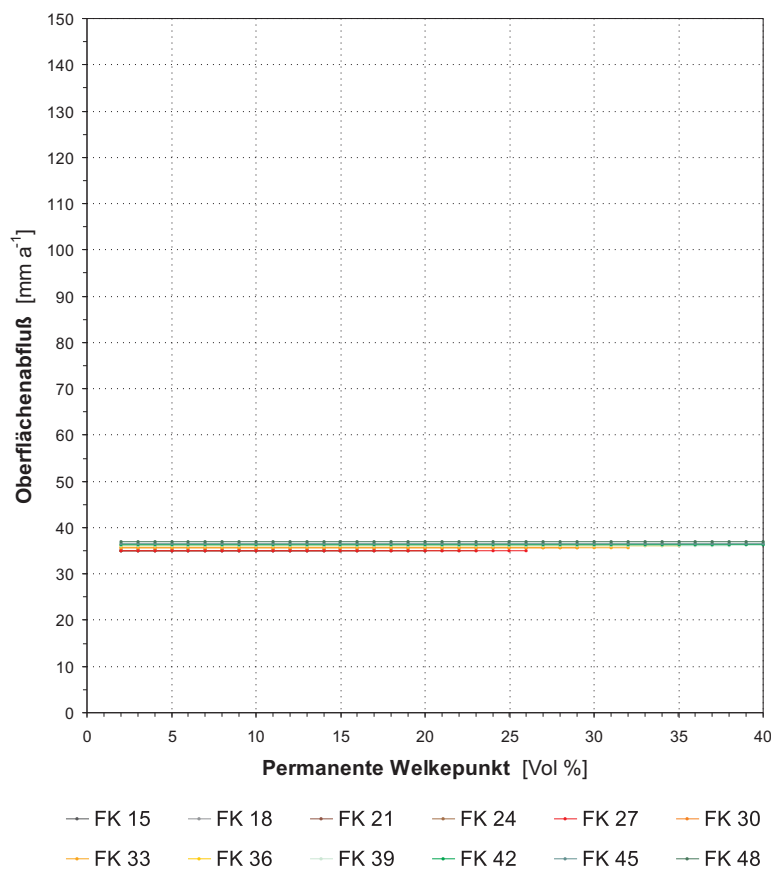


Abb. G129: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Dränschicht auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Absolute Abflußwerte.

Abb. G130: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Dränschicht auf den mit HELP berechneten Interflow: Absolute Abflußwerte.

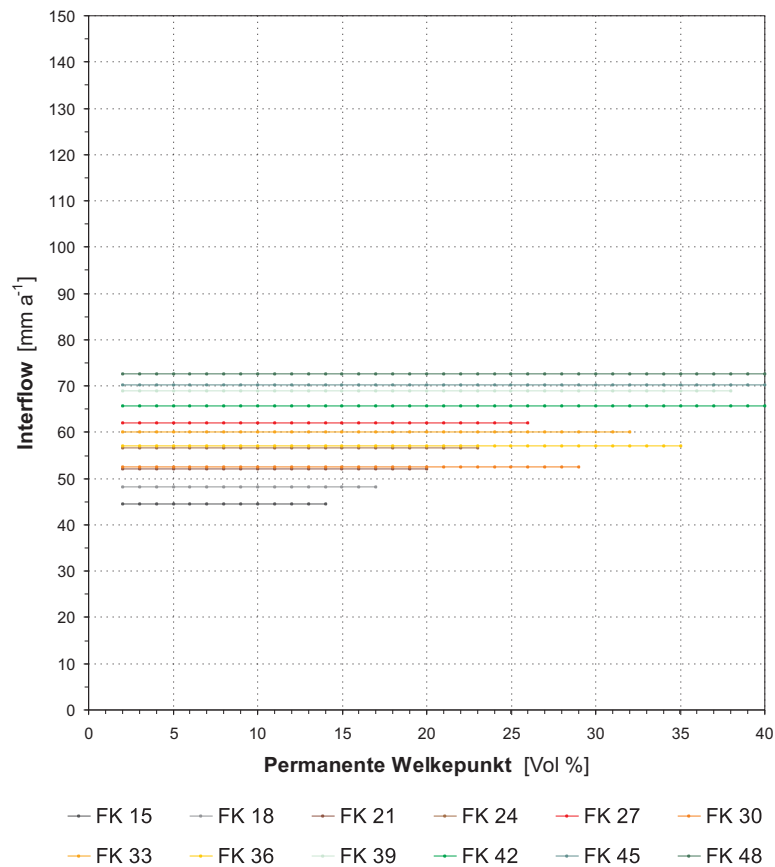
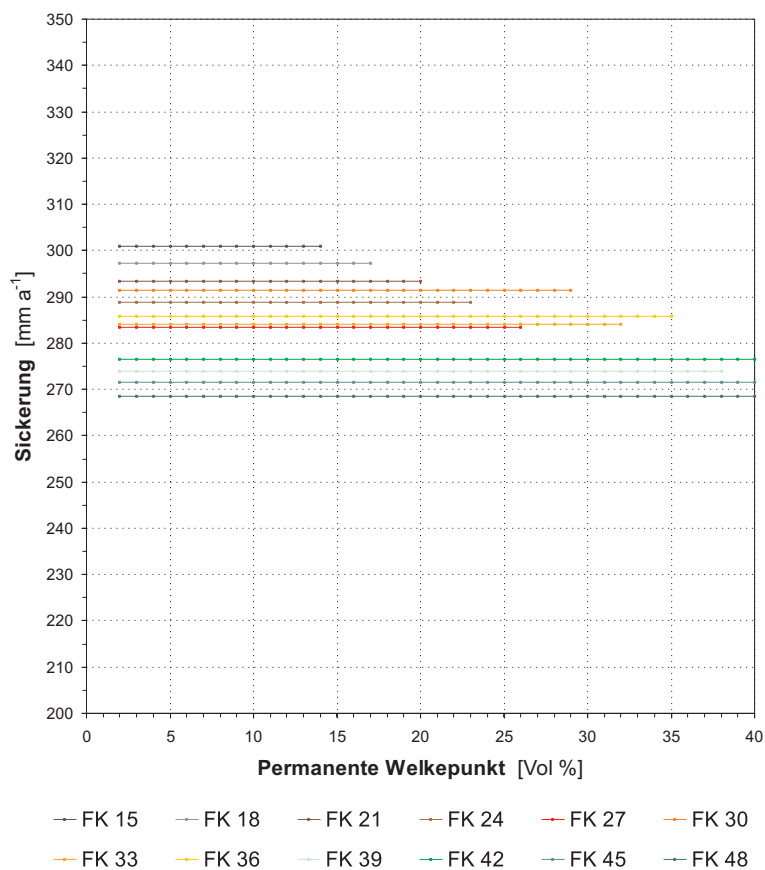


Abb. G131: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Dränschicht auf die mit HELP berechnete Versickerung: Absolute Versickerungswerte.



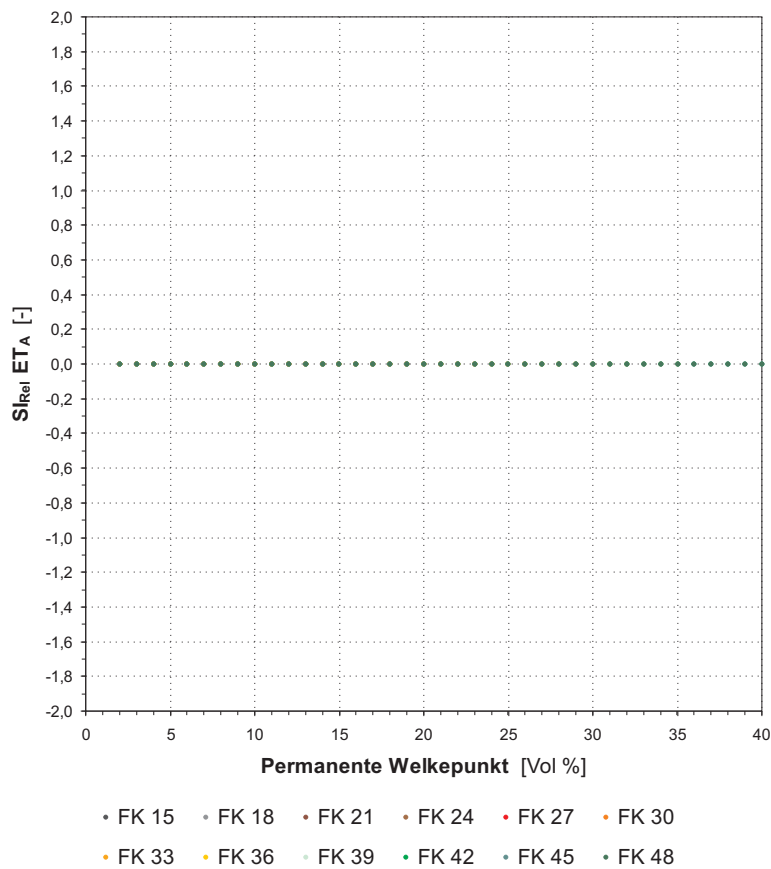


Abb. G132: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Dränschicht auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Relativer Sensitivitätsindex.

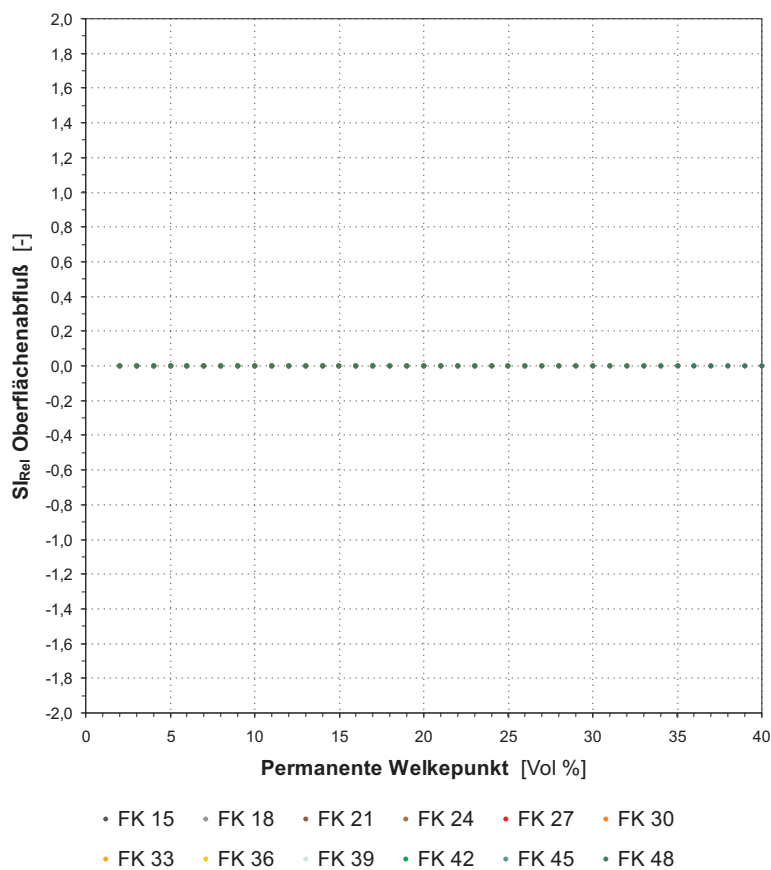


Abb. G133: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Dränschicht auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

Abb. G134: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Dränschicht auf den mit HELP berechneten Interflow: Relativer Sensitivitätsindex.

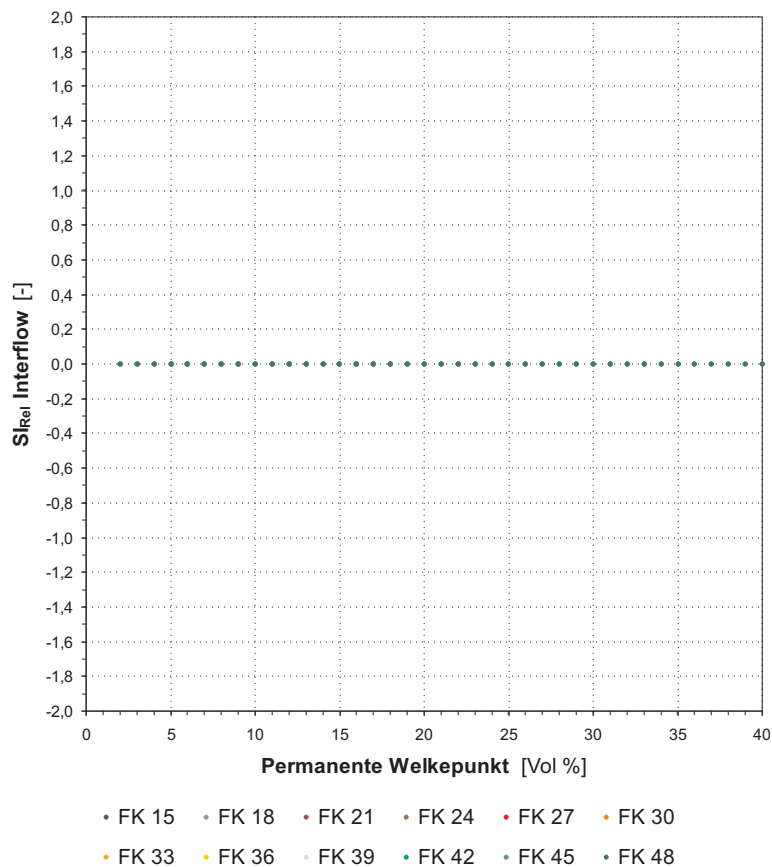
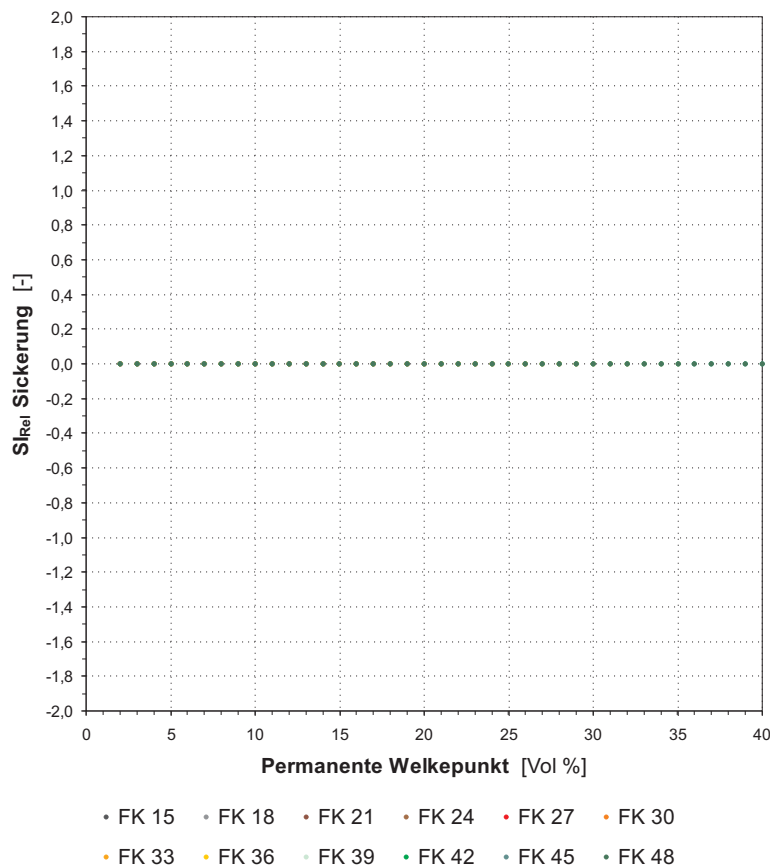


Abb. G135: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Dränschicht auf die mit HELP berechnete Versickerung: Relativer Sensitivitätsindex.



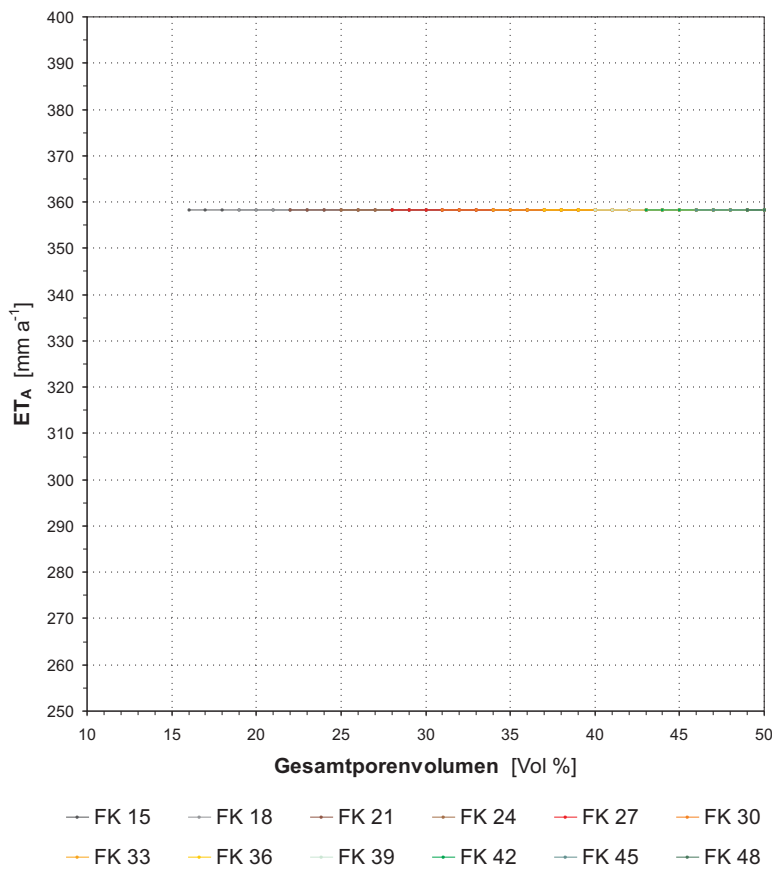


Abb. G136: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dichtschicht auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Absolute Verdunstungswerte.

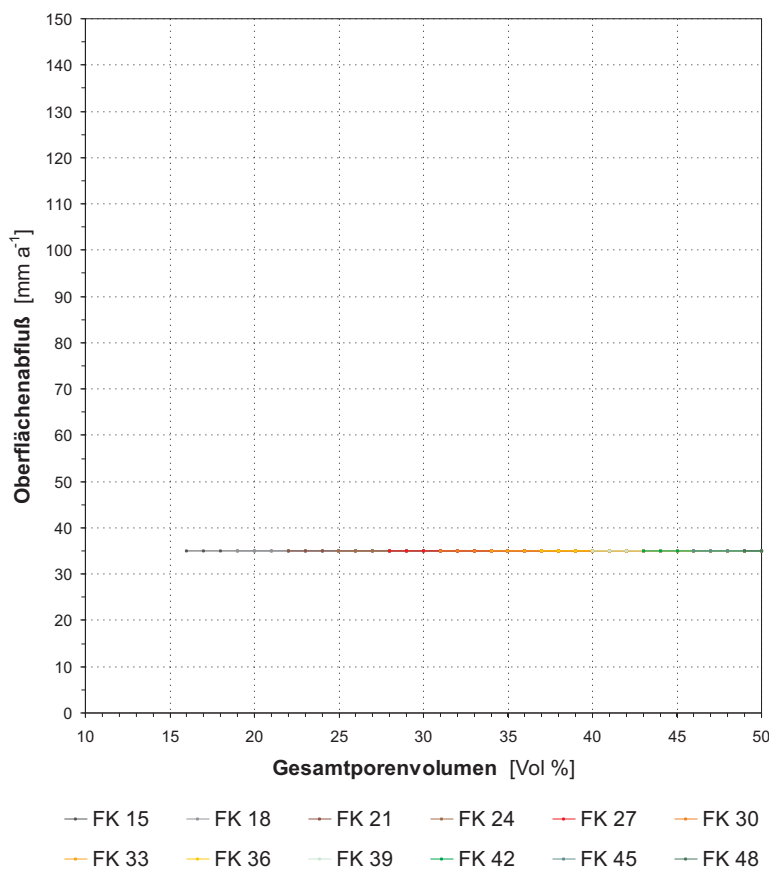


Abb. G137: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dichtschicht auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Absolute Abflußwerte.

Abb. G138: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dichtschicht auf den mit HELP berechneten Interflow: Absolute Abflußwerte.

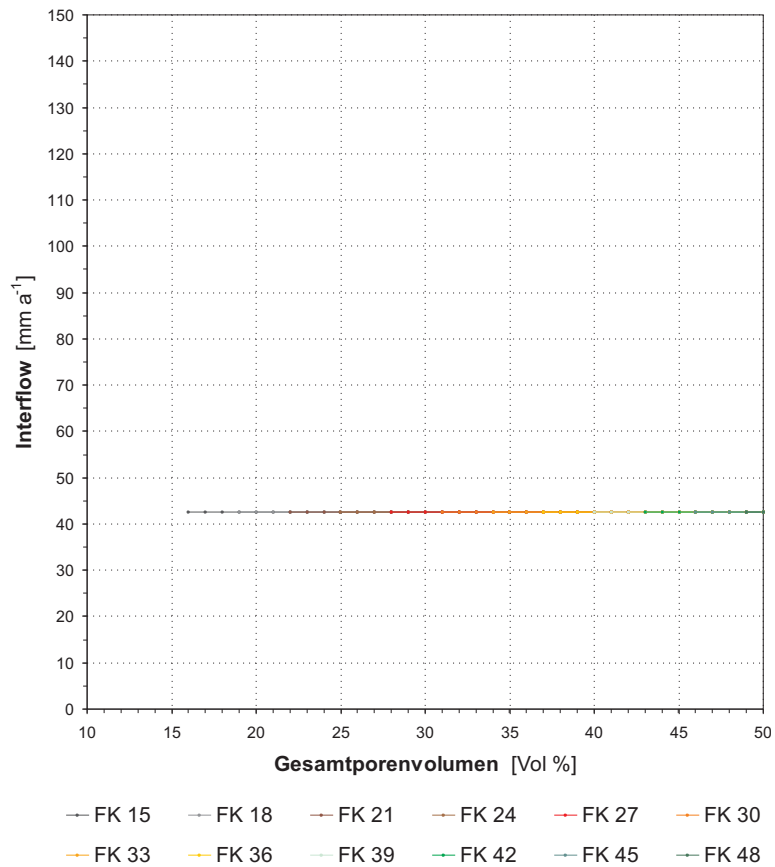
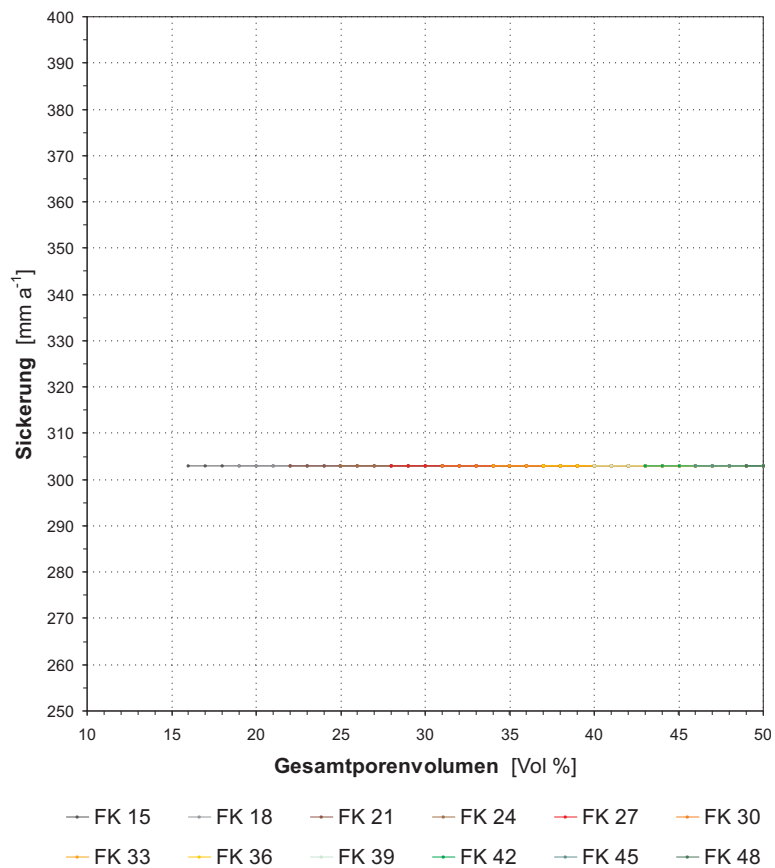


Abb. G139: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dichtschicht auf die mit HELP berechnete Versickerung: Absolute Versickerungswerte.



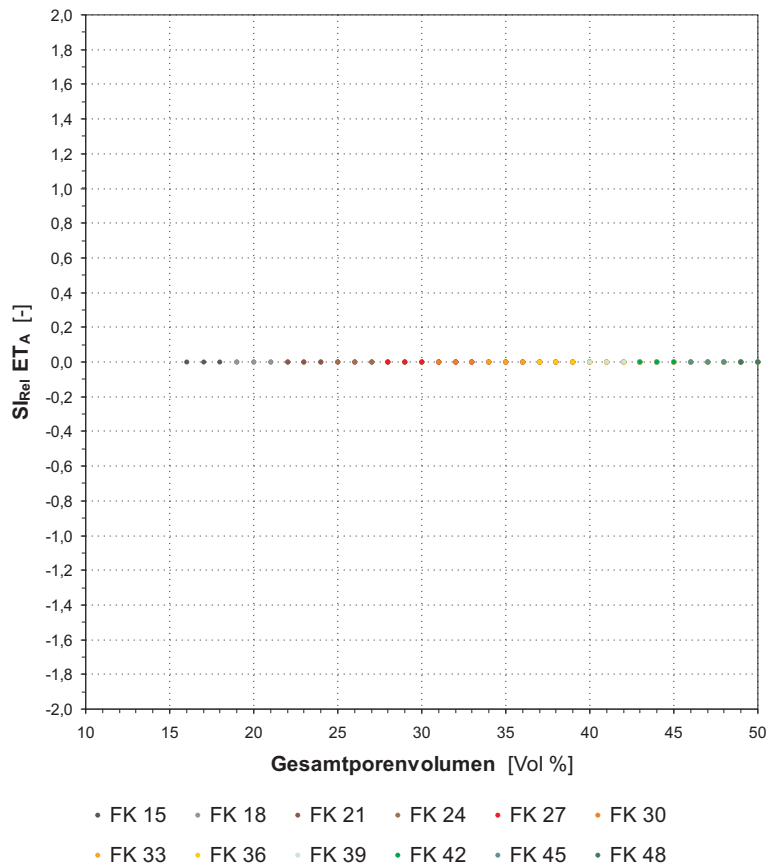


Abb. G140: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dichtschicht auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Relativer Sensitivitätsindex.

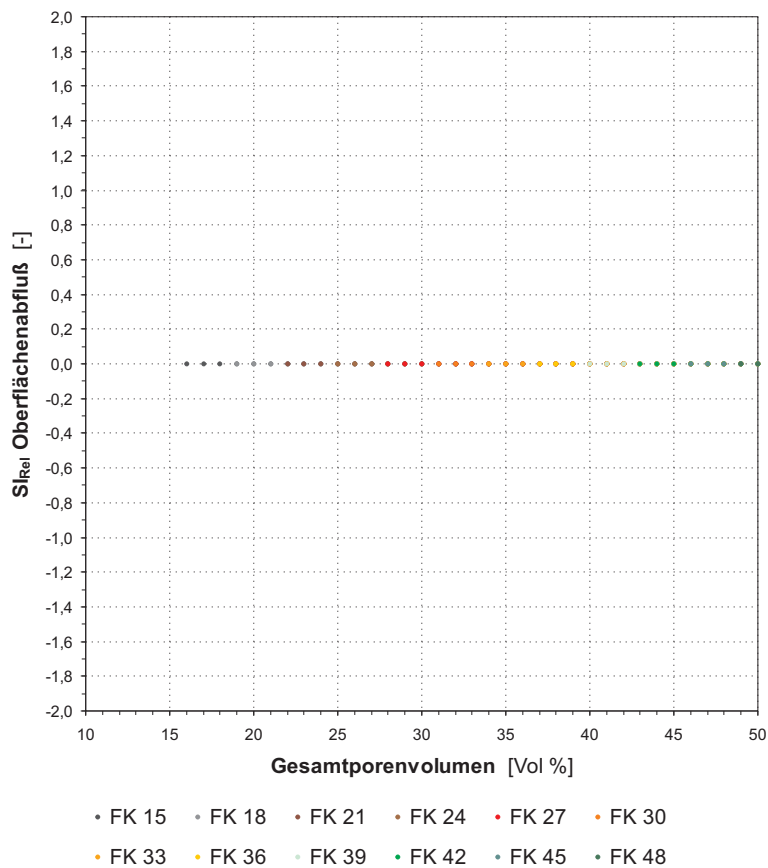


Abb. G141: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dichtschicht auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

Abb. G142: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dichtschicht auf den mit HELP berechneten Interflow: Relativer Sensitivitätsindex.

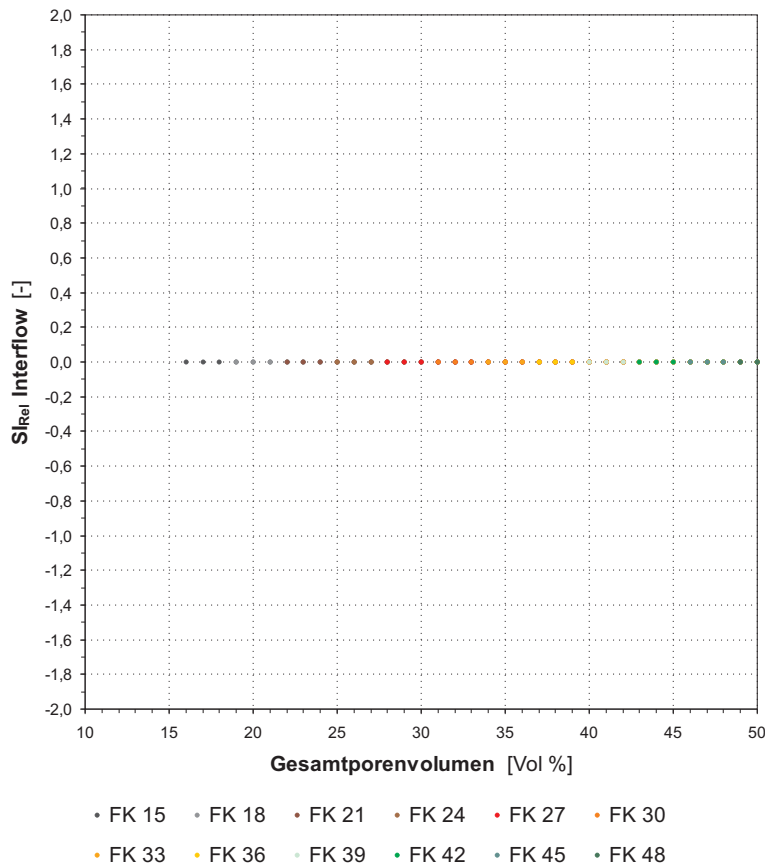
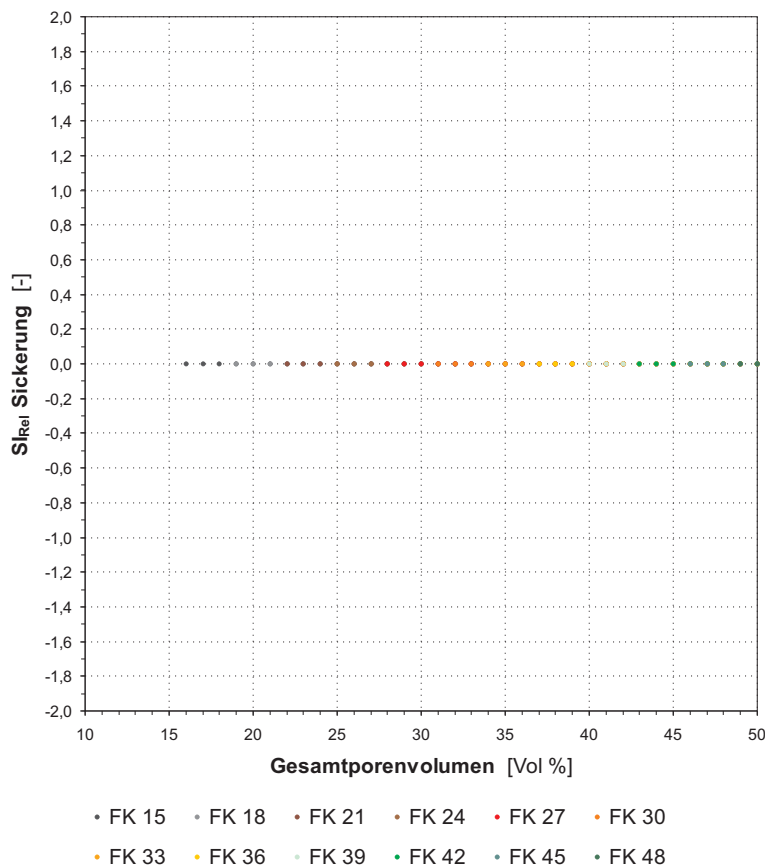


Abb. G143: Einfluß des Gesamtporenvolumens bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dichtschicht auf die mit HELP berechnete Versickerung: Relativer Sensitivitätsindex.



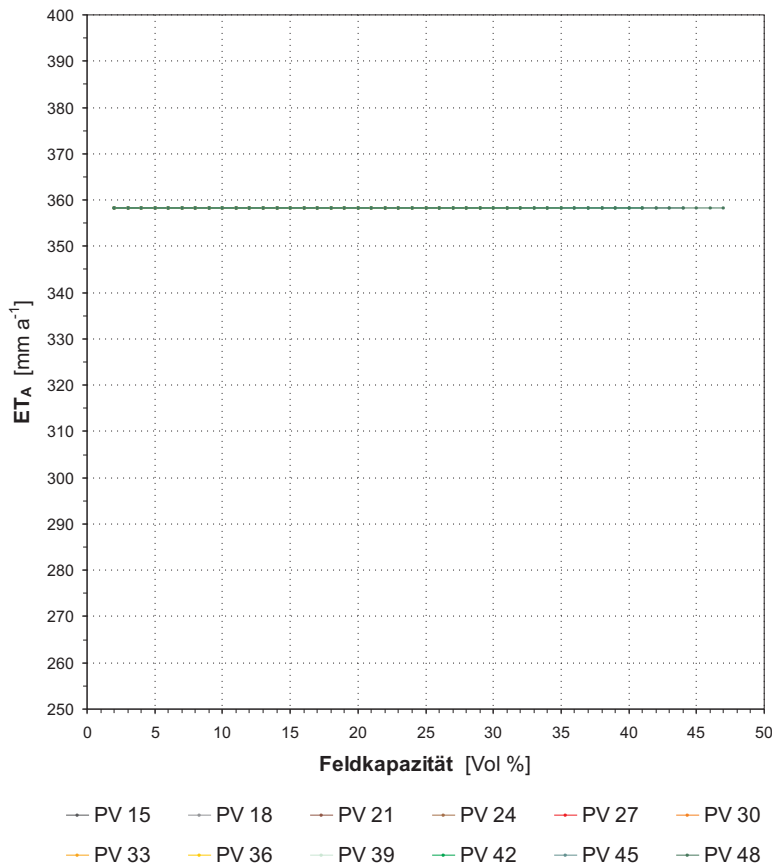


Abb. G144: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dichtschicht auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Absolute Verdunstungswerte.

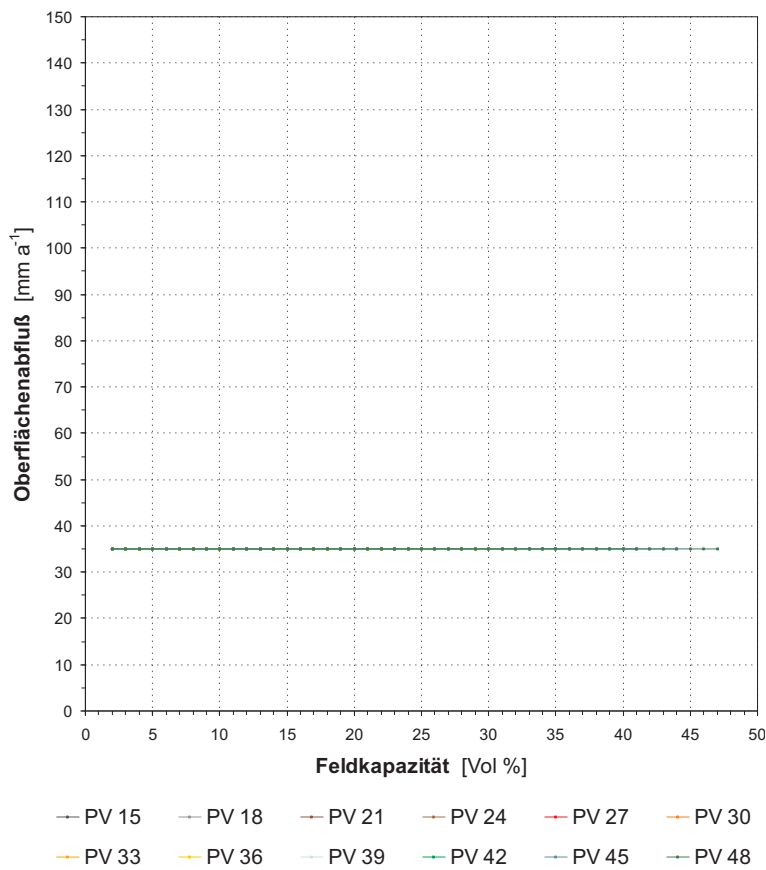


Abb. G145: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dichtschicht auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Absolute Abflußwerte.

Abb. G146: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dichtschicht auf den mit HELP berechneten Interflow: Absolute Abflußwerte.

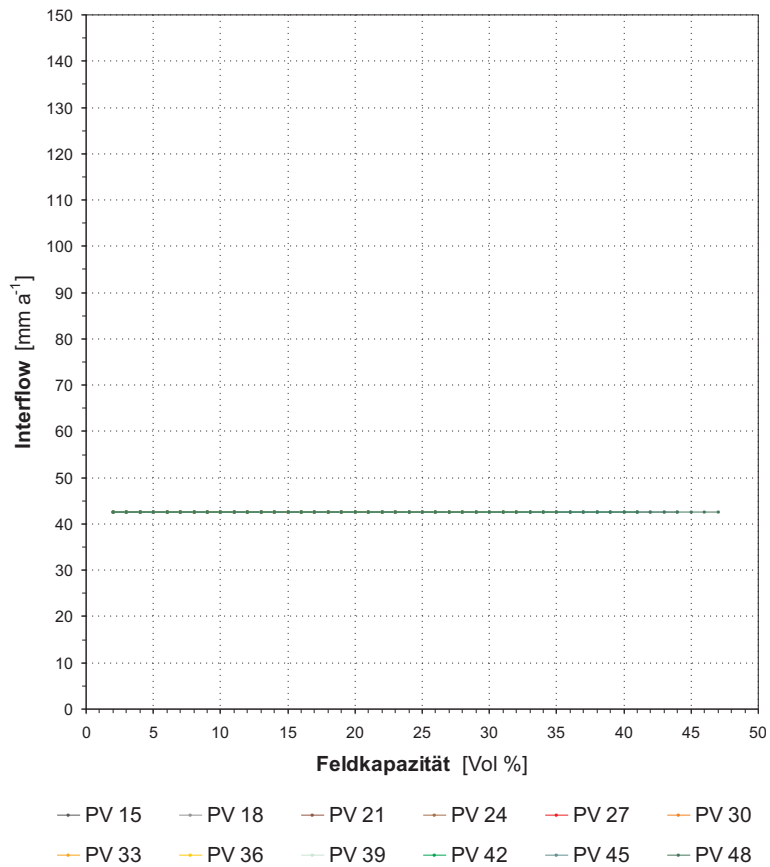
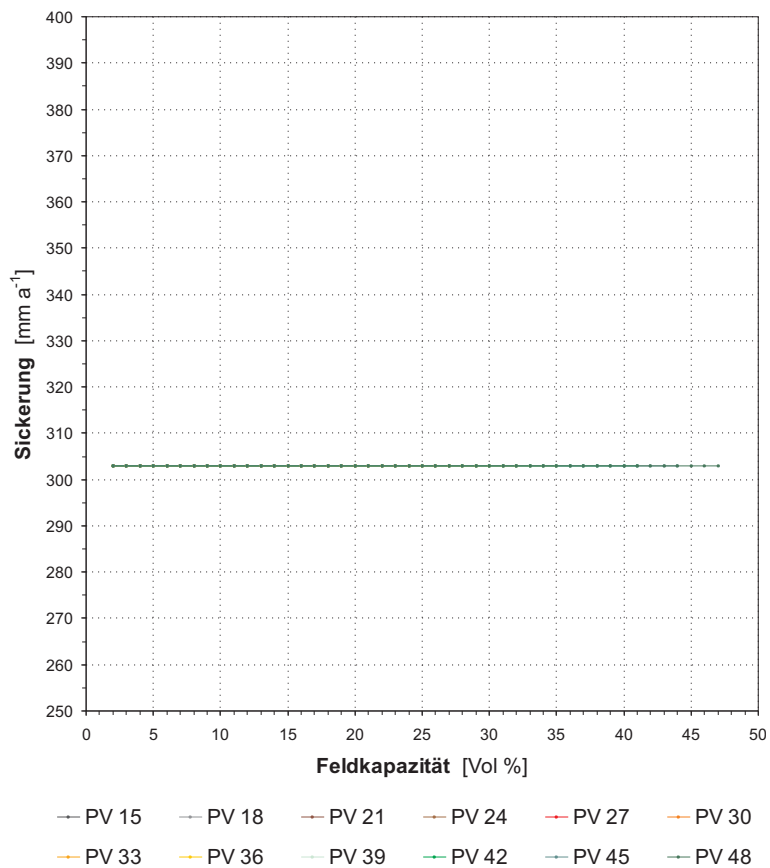


Abb. G147: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dichtschicht auf die mit HELP berechnete Versickerung: Absolute Versickerungswerte.



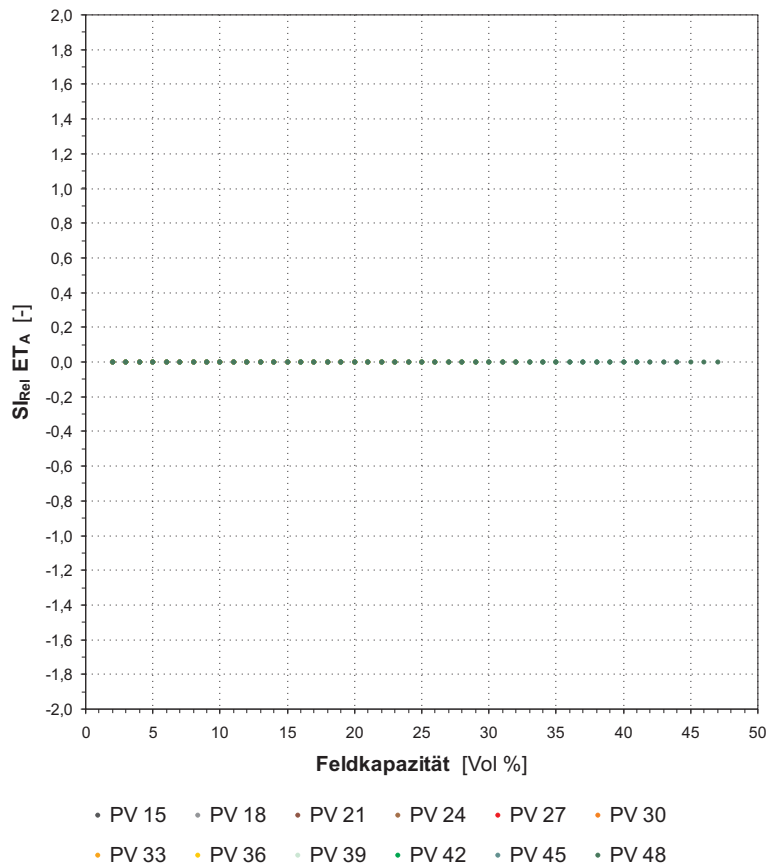


Abb. G148: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dichtschicht auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Relativer Sensitivitätsindex.

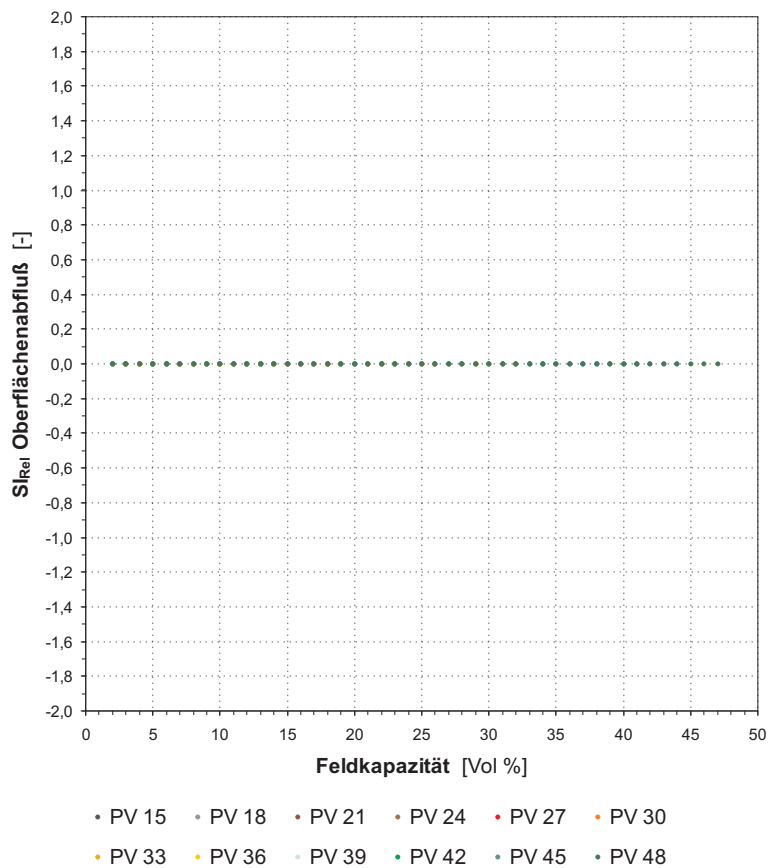


Abb. G149: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dichtschicht auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

Abb. G150: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dichtschicht auf den mit HELP berechneten Interflow: Relativer Sensitivitätsindex.

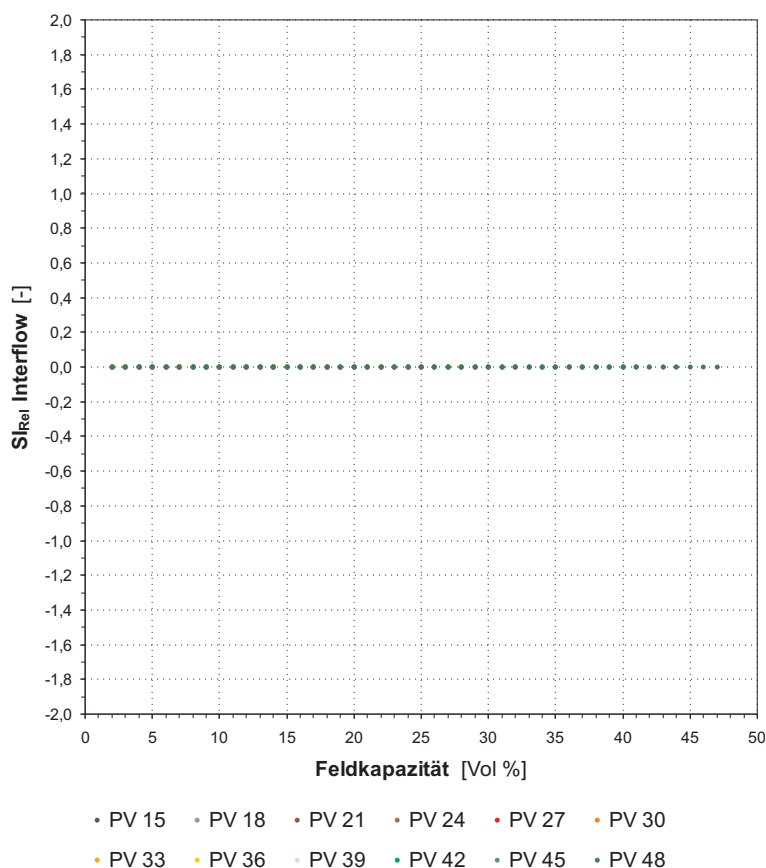
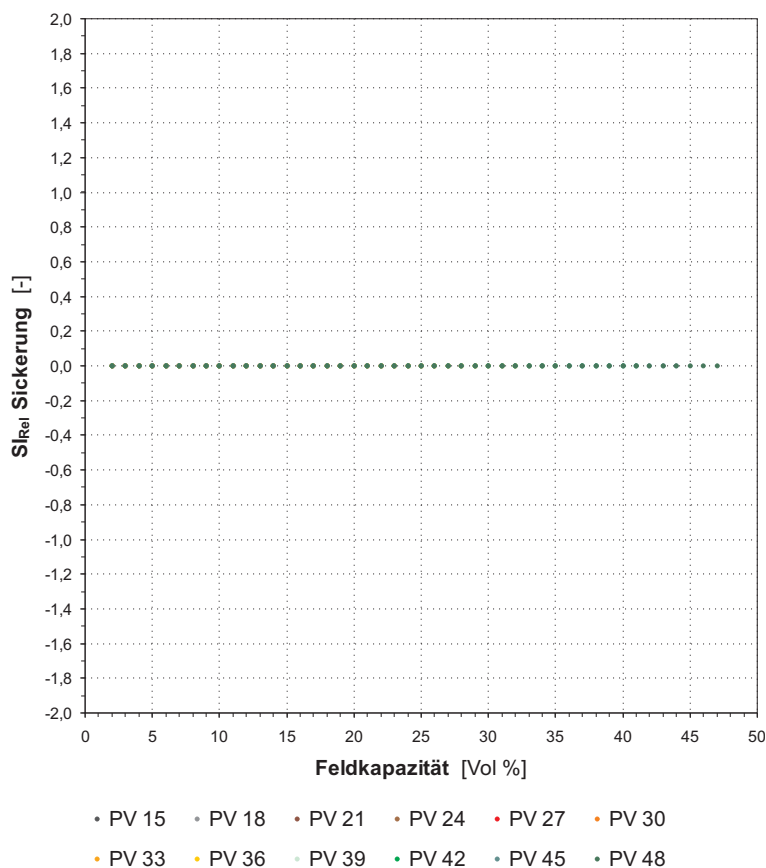


Abb. G151: Einfluß der Feldkapazität bei jeweils konstantem Gesamtporenvolumen (15–48 %) und konstantem permanentem Welkepunkt (1 %) der Dichtschicht auf die mit HELP berechnete Versickerung: Relativer Sensitivitätsindex.



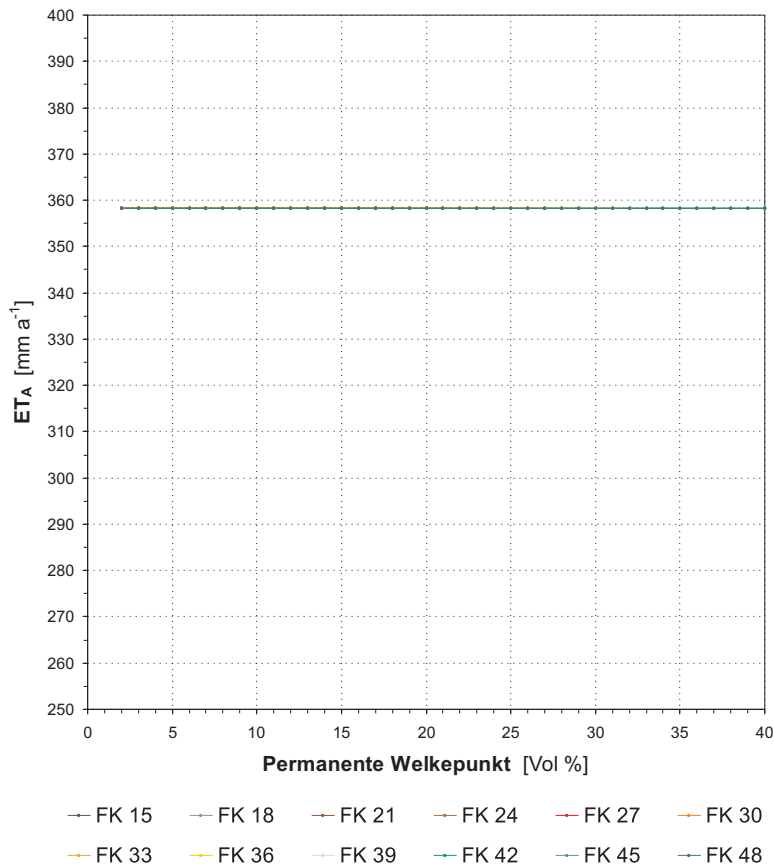


Abb. G152: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Dichtschicht auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Absolute Verdunstungswerte.

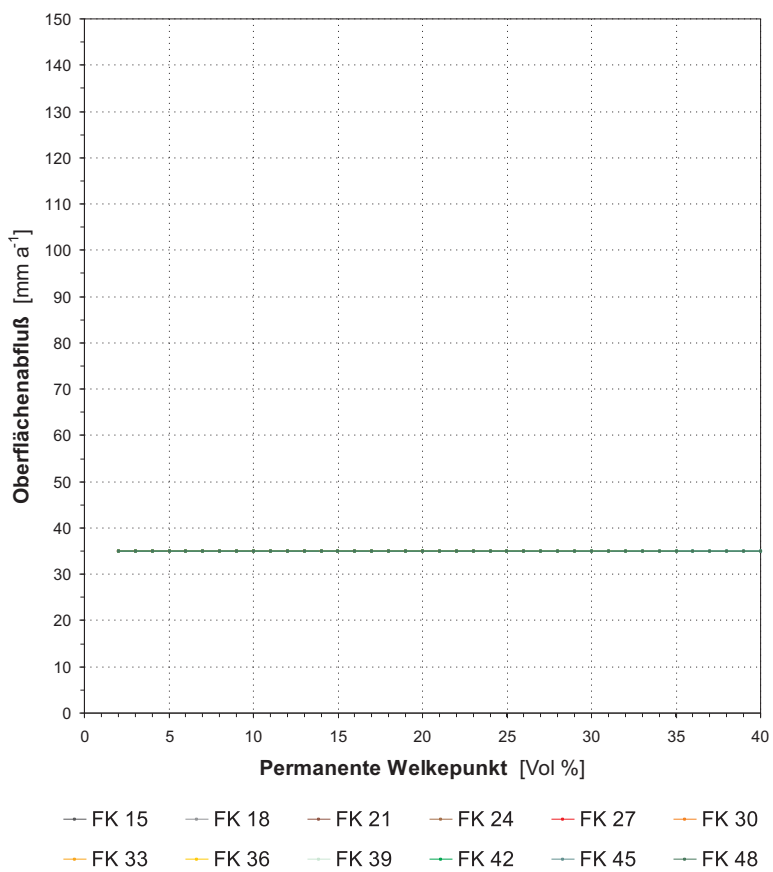


Abb. G153: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Dichtschicht auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Absolute Abflußwerte.

Abb. G154: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Dichtschicht auf den mit HELP berechneten Interflow: Absolute Abflußwerte.

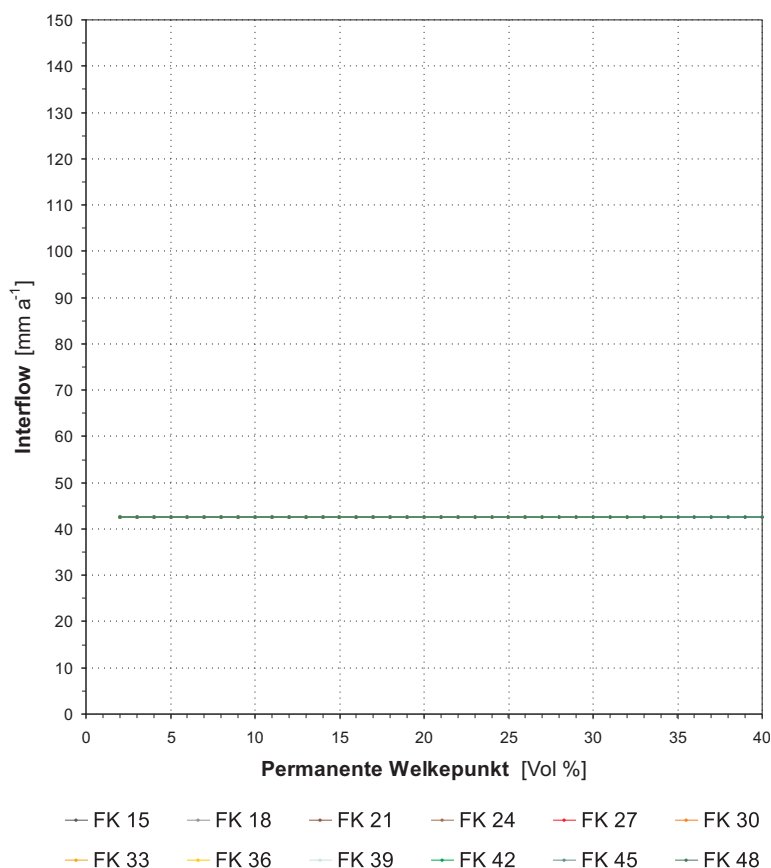
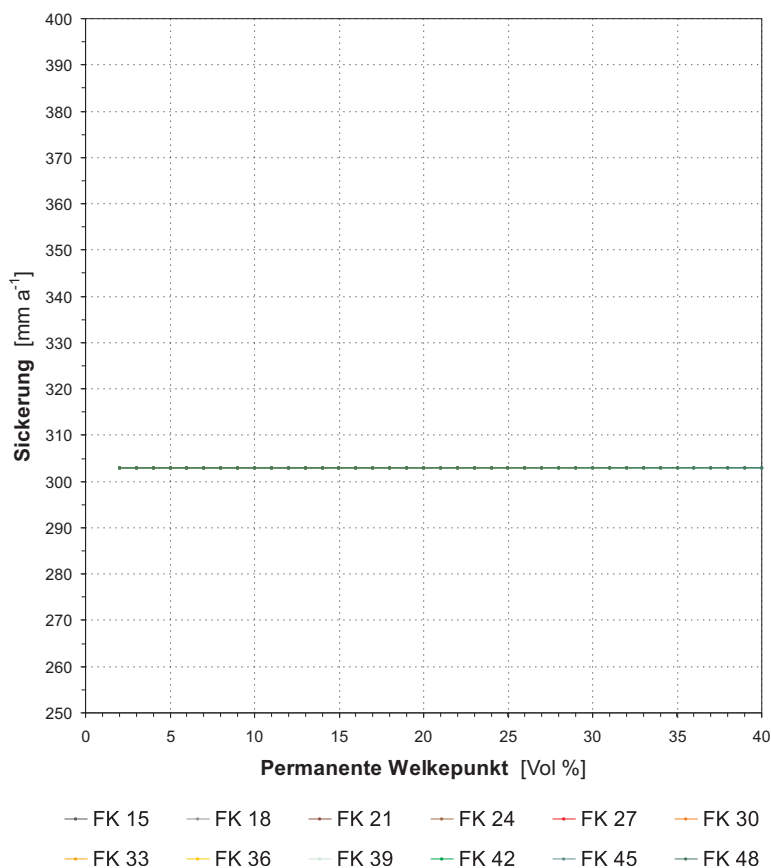


Abb. G155: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Dichtschicht auf die mit HELP berechnete Versickerung: Absolute Versickerungswerte.



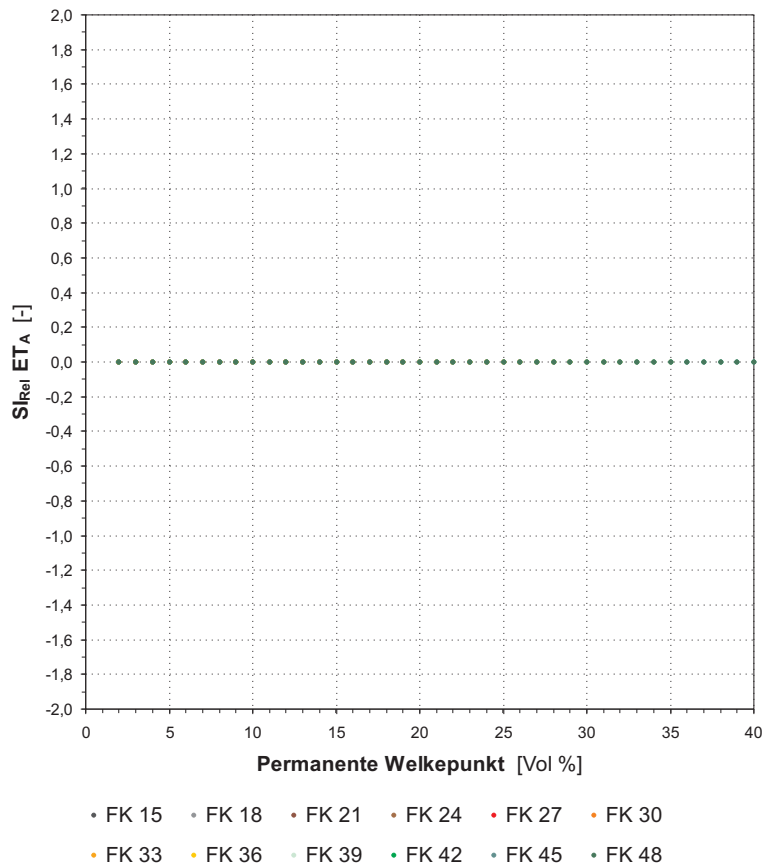


Abb. G156: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Dichtschicht auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Relativer Sensitivitätsindex.

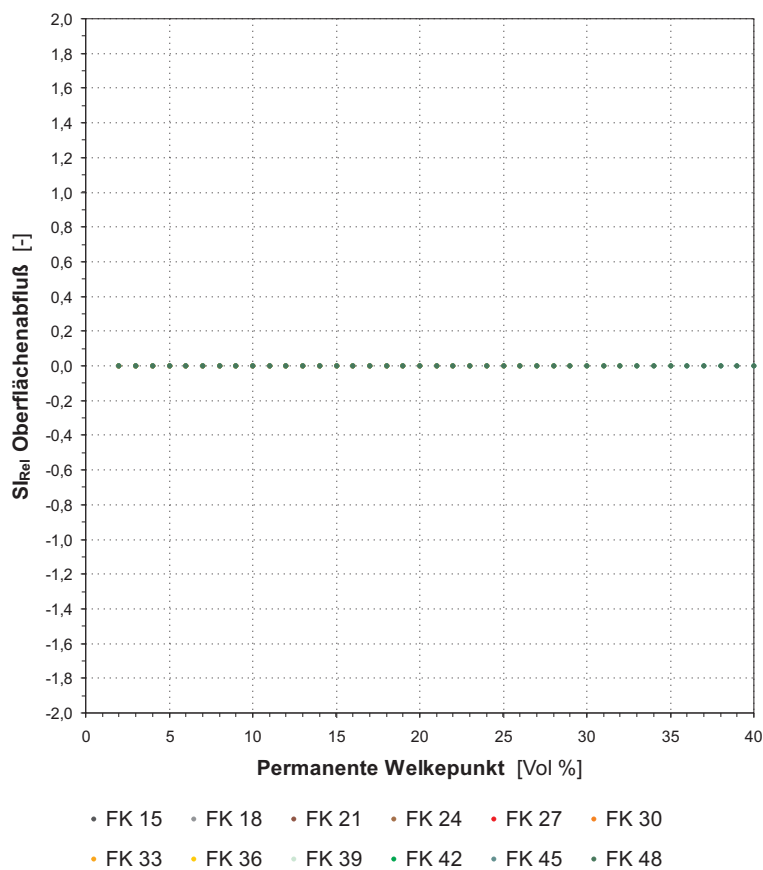


Abb. G157: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Dichtschicht auf den mit HELP berechneten Oberflächenabfluß: Relativer Sensitivitätsindex.

Abb. G158: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Dichtschicht auf den mit HELP berechneten Interflow: Relativer Sensitivitätsindex.

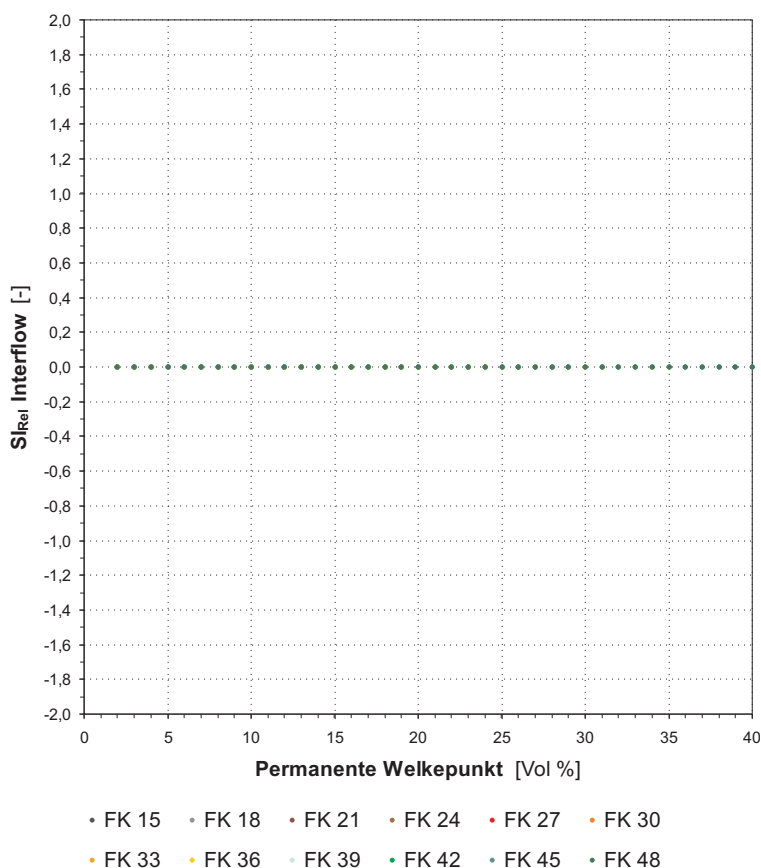
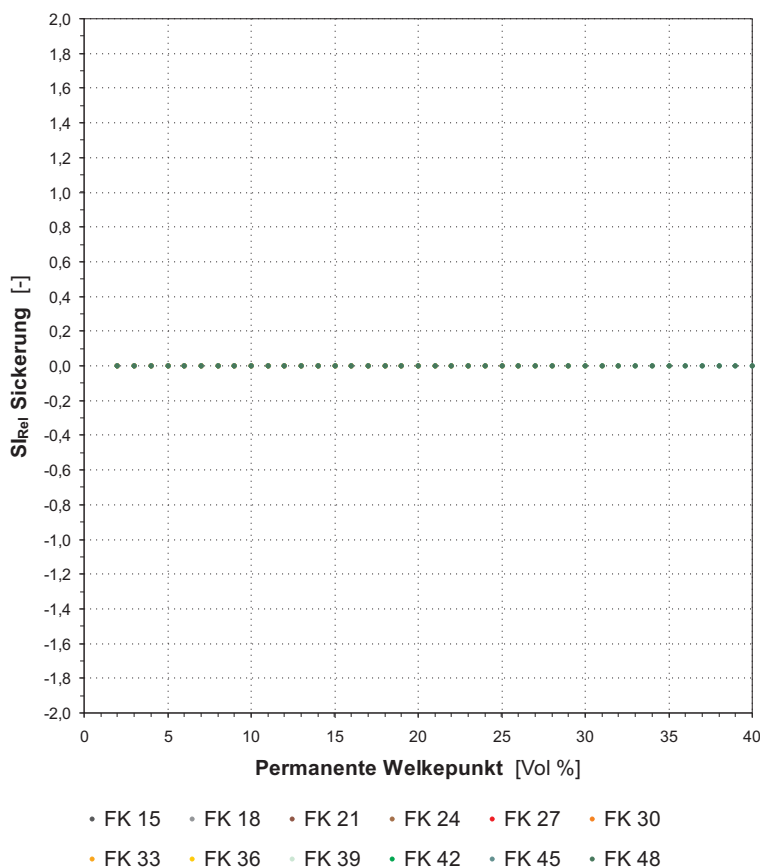


Abb. G159: Einfluß des permanenten Welkepunktes bei jeweils konstanter Feldkapazität (15–48 %) und konstantem Gesamtporenvolumen (50 %) der Dichtschicht auf die mit HELP berechnete Versickerung: Relativer Sensitivitätsindex.



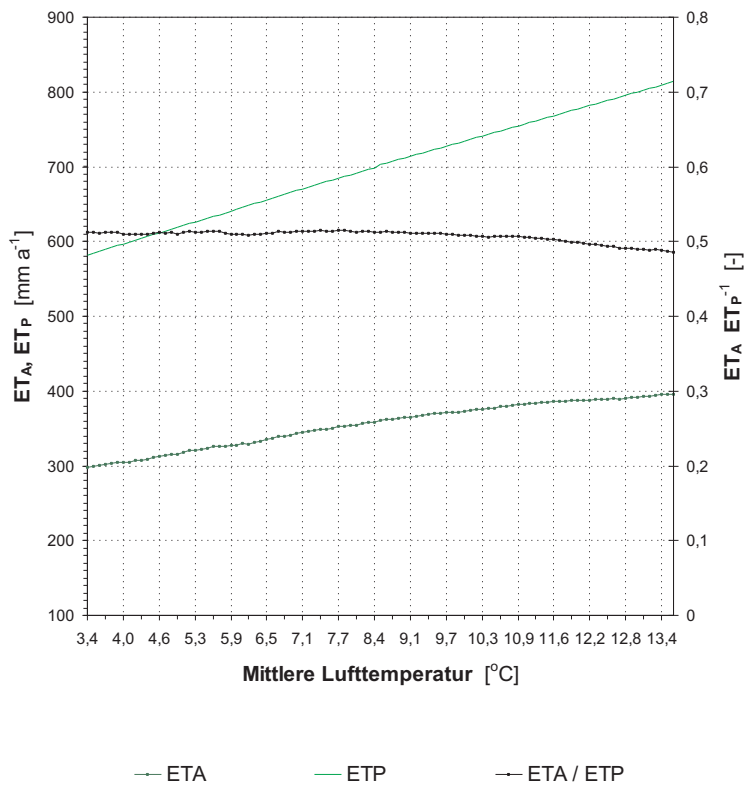


Abb. G160: Einfluß der Lufttemperatur auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Verhältnis von potentieller zu aktueller Evapotranspiration.

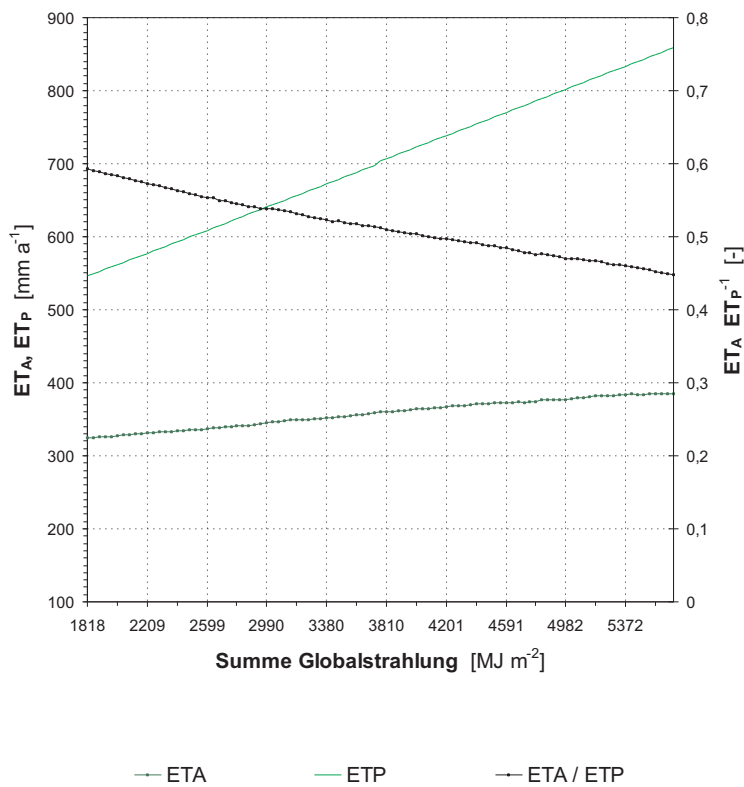


Abb. G161: Einfluß der Globalstrahlung auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Verhältnis von potentieller zu aktueller Evapotranspiration.

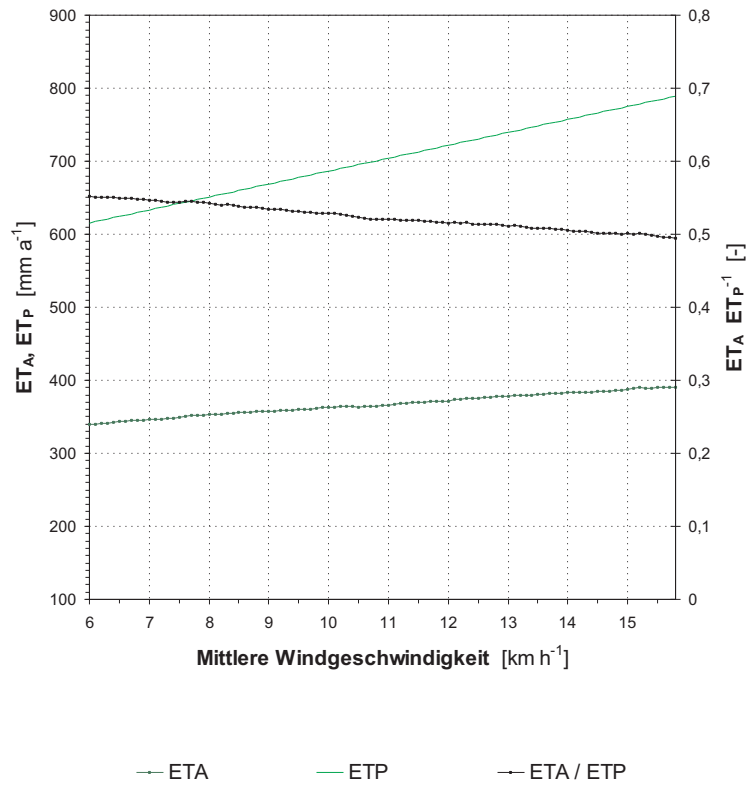


Abb. G162: Einfluß der Windgeschwindigkeit auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Verhältnis von potentieller zu aktueller Evapotranspiration.

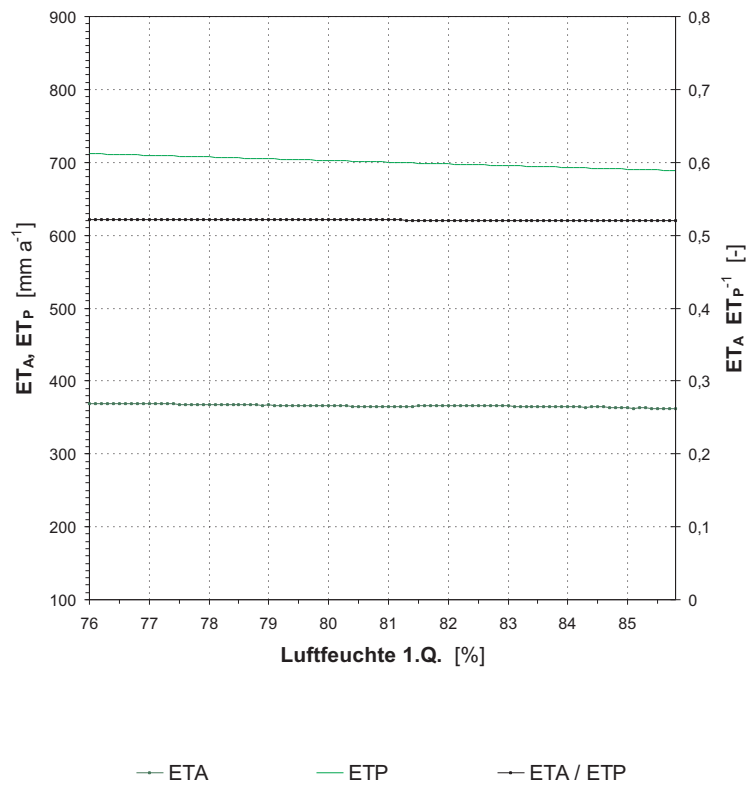


Abb. G163: Einfluß der Luftfeuchte (1. Quartal) auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Verhältnis von potentieller zu aktueller Evapotranspiration.

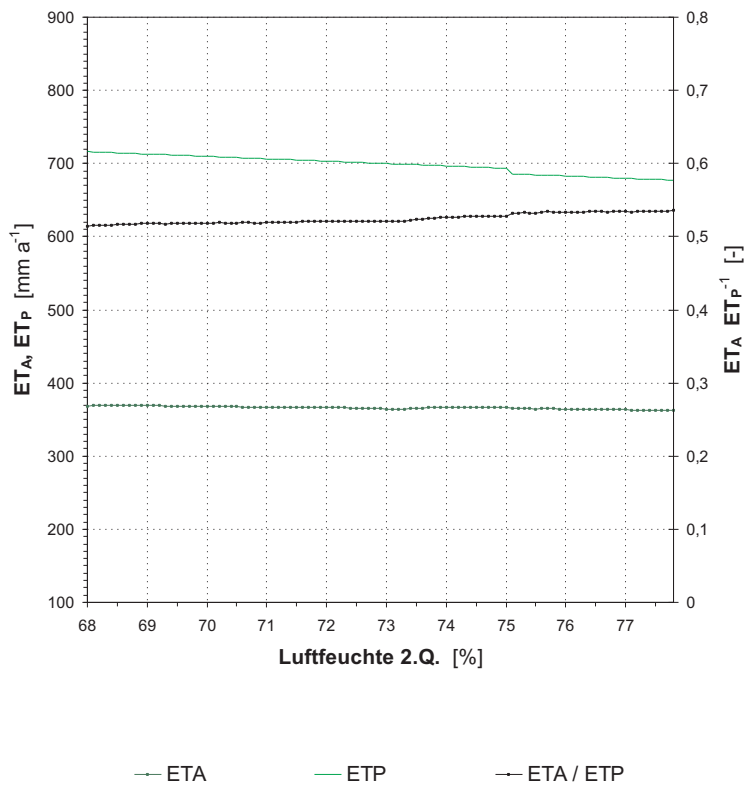


Abb. G164: Einfluß der Luftfeuchte (2. Quartal) auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Verhältnis von potentieller zu aktueller Evapotranspiration.

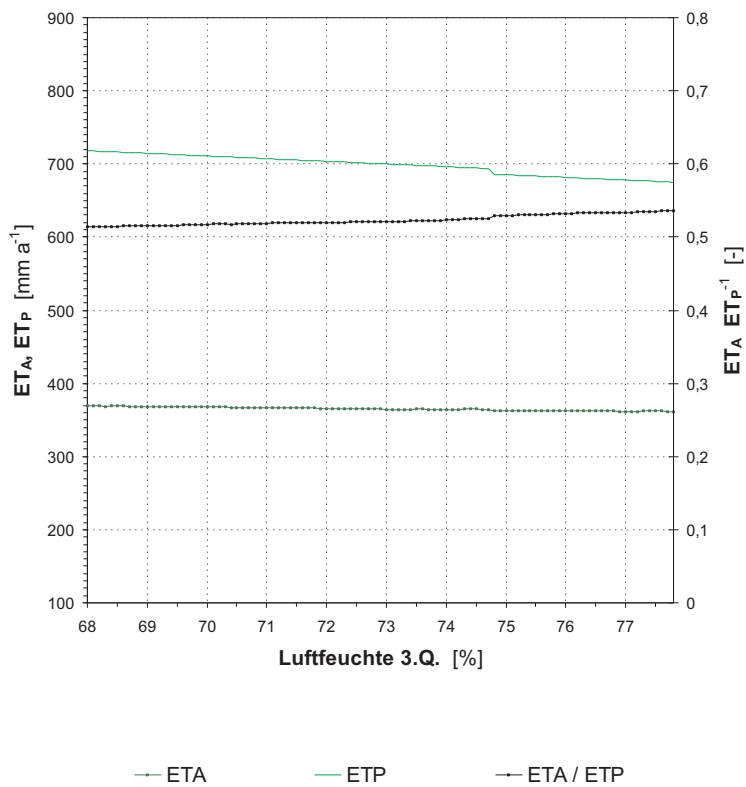


Abb. G165: Einfluß der Luftfeuchte (3. Quartal) auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Verhältnis von potentieller zu aktueller Evapotranspiration.

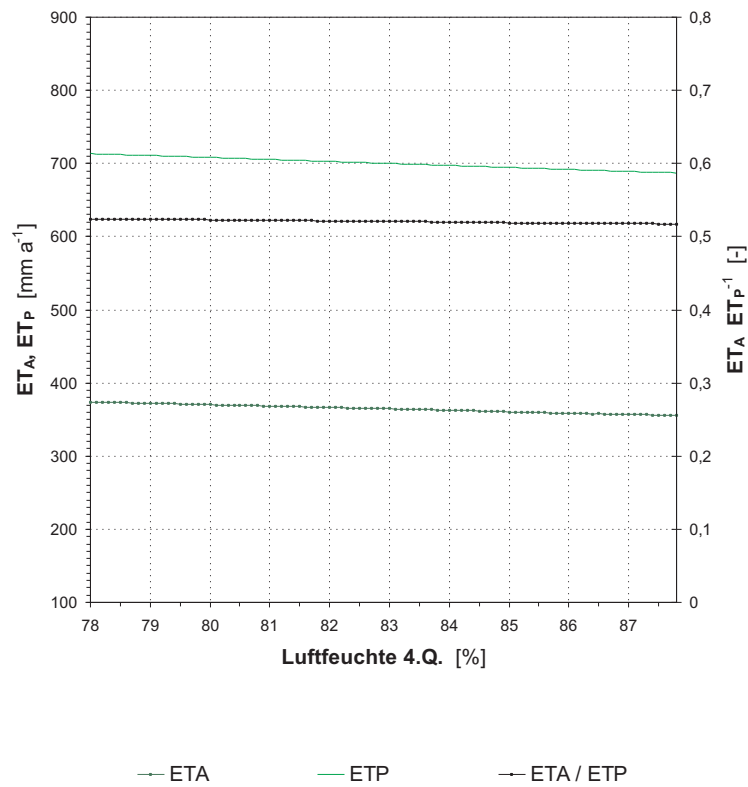


Abb. G166: Einfluß der Luftfeuchte (4. Quartal) auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Verhältnis von potentieller zu aktueller Evapotranspiration.

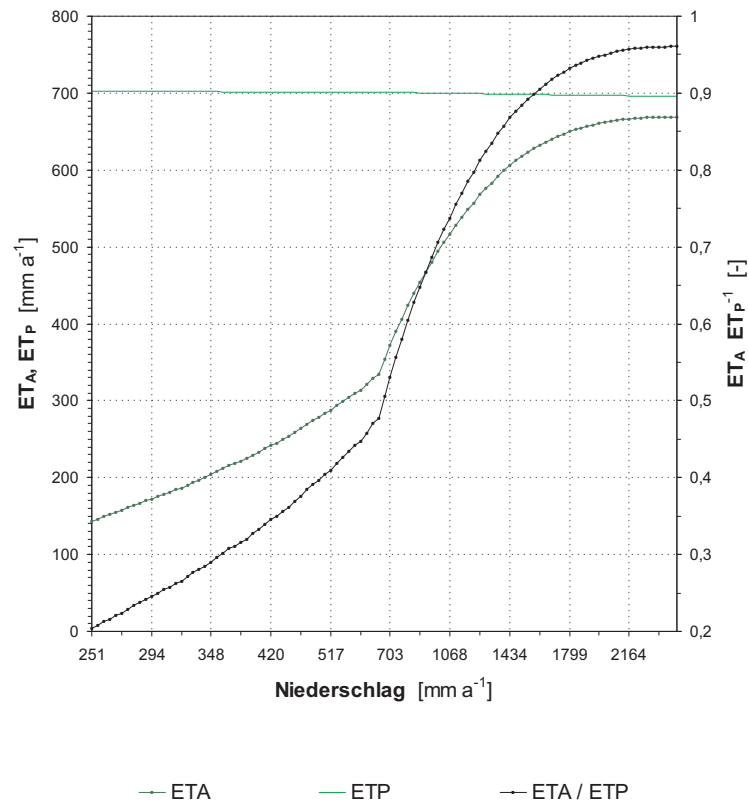


Abb. G167: Einfluß des Niederschlags auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Verhältnis von potentieller zu aktueller Evapotranspiration.

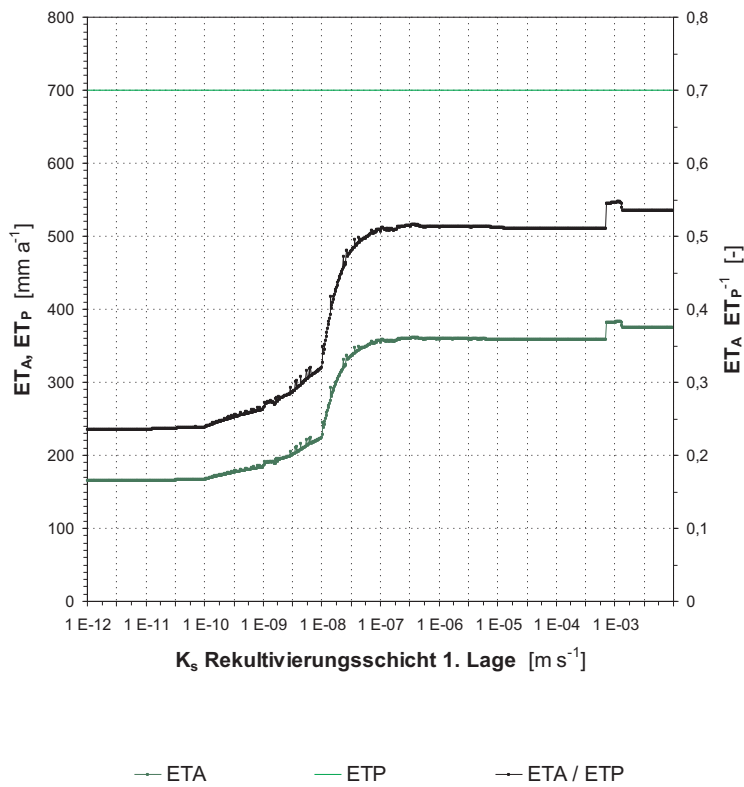


Abb. G168: Einfluß des K_s -Wertes (1. Lage Rekultivierungsschicht) auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Verhältnis von potentieller zu aktueller Evapotranspiration.

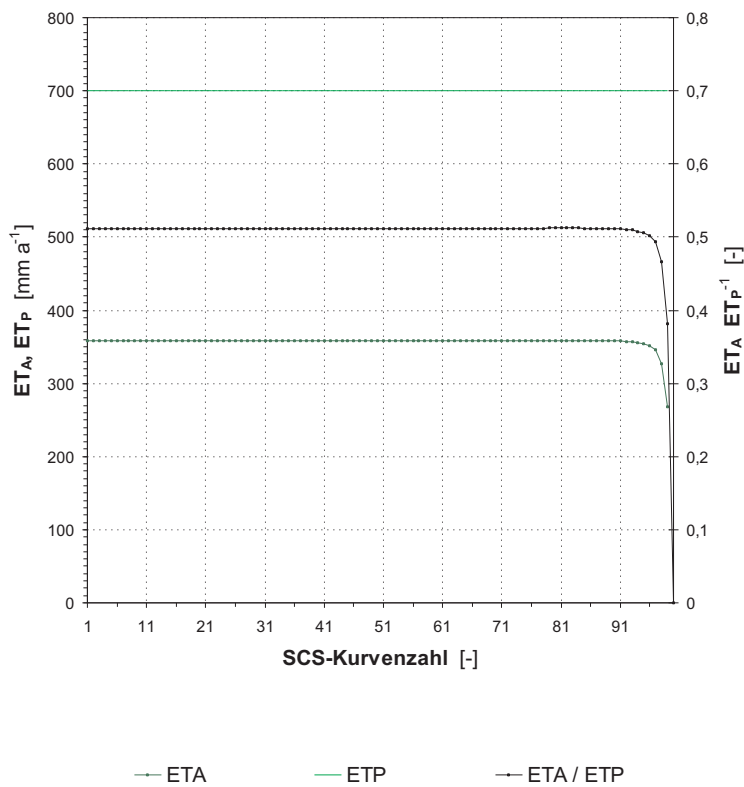
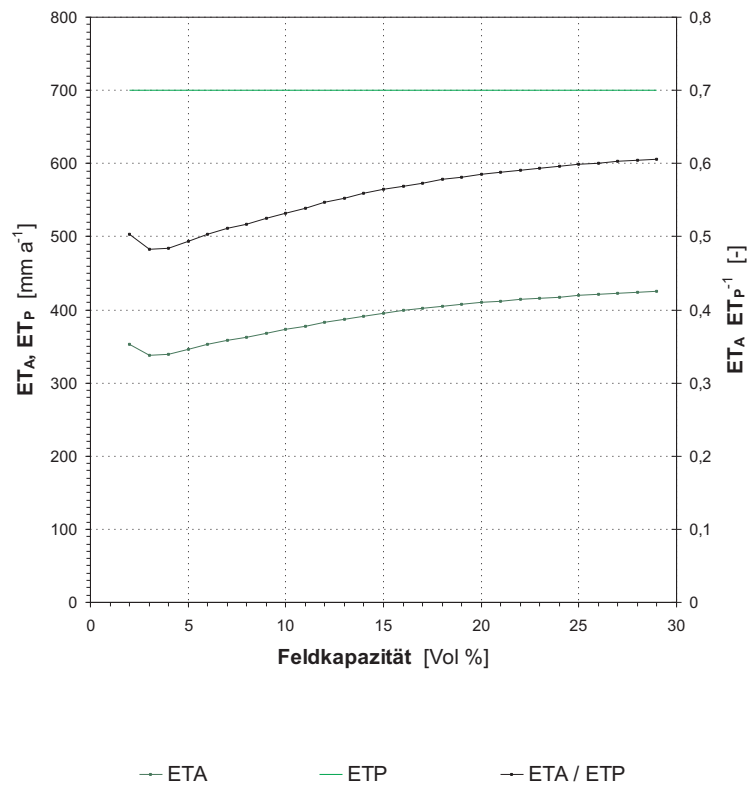


Abb. G169: Einfluß des SCS-Faktors auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Verhältnis von potentieller zu aktueller Evapotranspiration.

Abb. G170: Einfluß der Feldkapazität (1. Lage Rekultivierungsschicht, konstantes Gesamtporenvolumen von 30 %, konstanter permanente Welkepunkt von 1 %) auf die mit HELP berechnete aktuelle Verdunstung: Verhältnis von potentieller zu aktueller Evapotranspiration.



H Ergebnisse HELP-Modell: Kalibrierung, Validierung und Prognosen

Tab. H1: Parametrisierung des HELP-Modelles, Ergebnis der Kalibrierung und Validierung, Versuchsfeld 2.

		1. Schicht	2. Schicht	3. Schicht	4. Schicht
Verdunstungstiefe	[m]	0,34			
LAI	[-]	3			
Schichttyp	[-]	Perkolationsschicht	Perkolationsschicht	Dränschicht	Dichtschicht
Neigung	[%]	8,3			
Hanglänge	[m]	60			
SCS-Kurvenzahl	[-]	86			
Mächtigkeit	[m]		0,1	0,1	0,6
Hydraulische Leitfähigkeit	[m s ⁻¹]		8,1 E-05	6,0 E-03	1,0 E-04
Gesamtporenvolumen	[%]		26,0	28,0	40,0
Feldkapazität	[%]		23,0	25,0	3,0
Permanenter Welkepunkt	[%]		16,0	16,0	2,0

Tab. H2: Parametrisierung des HELP-Modelles, Ergebnis der Kalibrierung und Validierung, Versuchsfeld 2. Sensitivität der Dreischichtansatzes der HELP-Modellierung: Modellansatz ohne Drän- und Dichtungsschicht.

		1. Schicht	2. Schicht	3. Schicht	4. Schicht
Verdunstungstiefe	[m]	0,34			
LAI	[-]	3			
Schichttyp	[-]	Perkolationsschicht	Perkolationsschicht	Perkolationsschicht	Perkolationsschicht
Neigung	[%]	8,3			
Hanglänge	[m]	60			
SCS-Kurvenzahl	[-]	86			
Mächtigkeit	[m]		0,1	0,9	0,1
Hydraulische Leitfähigkeit	[m s ⁻¹]		8,1 E-05	6,0 E-03	6,0 E-03
Gesamtporenvolumen	[%]		26,0	28,0	28,0
Feldkapazität	[%]		23,0	25,0	25,0
Permanenter Welkepunkt	[%]		16,0	16,0	16,0

Tab. H3: Parametrisierung des Szenarios „Boden- und Vegetationsentwicklung I“, validiertes HELP-Modell, Versuchsfeld 2.

			1. Schicht	2. Schicht	3. Schicht	4. Schicht
Verdunstungstiefe	[m]	0,50				
LAI	[-]	5				
Schichttyp	[-]		Perkolationsschicht	Perkolationsschicht	Dränschicht	Dichtschicht
Neigung	[%]	8,3				
Hanglänge	[m]	60				
SCS-Kurvenzahl	[-]	76				
Mächtigkeit	[m]		0,1	0,9	0,1	0,6
Hydraulische Leitfähigkeit	[m s ⁻¹]		6,0 E-03	6,0 E-03	1,0 E-04	5,4 E-09
Gesamtporenvolumen	[%]		36,0	36,0	40,0	25,0
Feldkapazität	[%]		33,0	33,0	3,0	24,0
Permanenter Welkepunkt	[%]		16,0	16,0	2,0	14,0

Tab. H4: Parametrisierung des Szenarios „Boden- und Vegetationsentwicklung II“, validiertes *HELP*-Modell, Versuchsfeld 2.

		1. Schicht	2. Schicht	3. Schicht	4. Schicht
Verdunstungstiefe	[m]	1,0			
LAI	[-]	5			
Schichttyp	[-]	Perkolationsschicht	Perkolationsschicht	Dränschicht	Dichtschicht
Neigung	[%]	8,3			
Hanglänge	[m]	60			
SCS-Kurvenzahl	[-]	76			
Mächtigkeit	[m]		0,1	0,9	0,1
Hydraulische Leitfähigkeit	[m s ⁻¹]		6,0 E-03	6,0 E-03	1,0 E-04
Gesamtporenvolumen	[%]		36,0	36,0	40,0
Feldkapazität	[%]		33,0	33,0	3,0
Permanenter Welkepunkt	[%]		16,0	16,0	2,0

Tab. H5: Parametrisierung des HELP-Modelles, Szenario „Dreischichtabdeckung Deponieklasse I (Mineralische Dichtungsschicht)“.

			1. Schicht	2. Schicht	3. Schicht	4. Schicht
Verdunstungstiefe	[m]	0,34				
LAI	[-]	3				
Schichttyp	[-]		Perkolationsschicht	Dränschicht	Dichtungsschicht	-
Neigung	[%]	8,3				
Hanglänge	[m]	60				
SCS-Kurvenzahl	[-]	82,7				
Mächtigkeit	[m]		1,0	0,3	0,5	-
Hydraulische Leitfähigkeit	[m s ⁻¹]		1,6 E-06	3,0 E-03	5,0 E-09	-
Gesamtporenvolumen	[%]		39,5	39,7	42,7	-
Feldkapazität	[%]		27,0	3,2	41,8	-
Permanenter Welkepunkt	[%]		11,0	1,3	36,7	-

Tab. H6: Parametrisierung des HELP-Modelles, Szenario „Gealterte Dreischichtabdeckung Deponieklasse I (Mineralische Dichtungsschicht)“.

		1. Schicht	2. Schicht	3. Schicht	4. Schicht
Verdunstungstiefe	[m]	0,34			
LAI	[-]	3			
Schichttyp	[-]	Perkolationsschicht	Dränschicht	Dichtungsschicht	-
Neigung	[%]	8,3			
Hanglänge	[m]	60			
SCS-Kurvenzahl	[-]	82,7			
Mächtigkeit	[m]		1,0	0,3	0,5
Hydraulische Leitfähigkeit	[m s ⁻¹]		1,6 E-06	3,0 E-03	5,0 E-08
Gesamtporenvolumen	[%]		39,5	39,7	42,7
Feldkapazität	[%]		27,0	3,2	41,8
Permanenter Welkepunkt	[%]		11,0	1,3	36,7

Tab. H7: Parametrisierung des HELP-Modelles, Szenario „Dreischichtabdeckung Deponieklasse II (Kombinationsabdichtung)“.

		1. Schicht	2. Schicht	3. Schicht	4. Schicht
Verdunstungstiefe	[m]	0,34			
LAI	[-]	3			
Schichttyp	[-]	Perkolationsschicht	Dränschicht	Geomembran	Dichtschicht
Neigung	[%]	8,3			
Hanglänge	[m]	60			
SCS-Kurvenzahl	[-]	82,7			
Mächtigkeit	[m]		1,0	0,3	0,025
Hydraulische Leitfähigkeit	[m s ⁻¹]		1,6 E-06	3,0 E-03	2,0 E-11
Gesamtporenvolumen	[%]		39,5	39,7	-
Feldkapazität	[%]		27,0	3,2	-
Permanenter Welkepunkt	[%]		11,0	1,3	-
Installationsdefekte	[n ha ⁻¹]				5
Verlegequalität	[-]			gut	

Tab. H8: Parametrisierung des HELP-Modelles, Szenario „Gealterte Dreischichtabdeckung Deponieklasse II (Kombinationsabdichtung)“.

		1. Schicht	2. Schicht	3. Schicht	4. Schicht	
Verdunstungstiefe	[m]	0,34				
LAI	[-]	3				
Schichttyp	[-]	Perkolationsschicht	Dränschicht	Geomembran	Dichtschicht	
Neigung	[%]	8,3				
Hanglänge	[m]	60				
SCS-Kurvenzahl	[-]	82,7				
Mächtigkeit	[m]		1,0	0,3	0,025	0,5
Hydraulische Leitfähigkeit	[m s ⁻¹]		1,6 E-06	3,0 E-03	2,0 E-11	5,0 E-08
Gesamtporenvolumen	[%]		39,5	39,7	-	42,7
Feldkapazität	[%]		27,0	3,2	-	41,8
Permanenter Welkepunkt	[%]		11,0	1,3	-	36,7
Installationsdefekte	[n ha ⁻¹]				100	
Kontakt Membran-Dichtschicht	[-]				schlecht	

Tab. H9: Statistik der Kalibrierung und Validierung des HELP-Modelles, Oberflächenabfluß Versuchsfeld 2, kumulativer Abfluß.

		CAE [mm]	MAE [mm d ⁻¹]	RMSE [mm d ⁻¹]	r [-]
Kalibrierung	1.11.2000–31.10.2001	2,27	7,34	9,04	0,79
Validierung	1.11.2001–31.10.2002	1,14	6,24	7,30	0,89

Tab. H10: Statistik der Kalibrierung und Validierung des HELP-Modelles, Oberflächenabfluß Versuchsfeld 2, Tagesabflüsse.

	Zeitraum [-]	MAE [mm d ⁻¹]	RMSE [mm d ⁻¹]	r [-]
Kalibrierung	1.11.2000–31.10.2001	0,09	0,62	0,60
Validierung	1.11.2001–31.10.2002	0,18	1,15	0,34

Tab. H11: Statistik der Kalibrierung und Validierung des HELP-Modells, hypodermischer Abfluß Versuchsfeld 2, kumulativ.

		CAE [mm]	MAE [mm d ⁻¹]	RMSE [mm d ⁻¹]	r [-]
Kalibrierung	1.11.2002–31.1.2003	-3,35	10,13	12,13	0,98
Validierung	1.2.2003–30.4.2003	-8,74	4,65	5,75	0,87

Tab. H12: Statistik der Kalibrierung und Validierung des HELP-Modells, hypodermischer Abfluß Versuchsfeld 2, Tagesabflüsse.

		MAE [mm d ⁻¹]	RMSE [mm d ⁻¹]	r [-]
Kalibrierung	1.11.2002–31.1.2003	0,90	1,26	0,47
Validierung	1.2.2003–30.4.2003	0,14	0,19	0,87

Tab. H13: Ergebnis der HELP-Prognose, Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004: Validiertes Modell VF 2, Dreischichtsystem Deponieklasse I und Kombinationsdichtung Deponieklasse II. Parametrisierung wie Tab. H1, H5 und H7, meteorologische Daten der Versuchsanlage Lichtenberg im Untersuchungszeitraum. Mittlere absolute Verdunstungs- bzw. Abfluhöhen, relativer Anteil in % des mittleren Niederschlags im Betrachtungszeitraum.

	ET_A [mm a ⁻¹]	[%]	A_o [mm a ⁻¹]	[%]	A_i [mm a ⁻¹]	[%]	A_u [mm a ⁻¹]	[%]
VF 2	390,6	64,2	19,5	3,2	111,9	18,4	86,5	14,2
DK I	422,6	69,4	6,5	1,1	146,3	24,0	33,2	5,4
DK II	422,6	69,4	6,5	1,1	179,4	29,5	0,0	0,0

Tab. H14: Ergebnis der HELP-Prognose, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999: Validiertes Modell VF 2, Dreischichtsystem Deponieklasse I und Kombinationsdichtung Deponieklasse II. Parametrisierung wie Tab. H1, H5 und H7, meteorologische Daten der DWD-Station Gera-Leumnitz. Mittlere absolute Verdunstungs- bzw. Abflußhöhen sowie Minima und Maxima, relativer Anteil in % des mittleren Niederschlags im Betrachtungszeitraum.

	ET_A [mm a ⁻¹]	[%]	A_o [mm a ⁻¹]	[%]	A_i [mm a ⁻¹]	[%]	A_u [mm a ⁻¹]	[%]
VF 2	404,9	54,8	45,7	6,2	179,8	24,4	108,1	14,6
Min	302,6		9,9		72,8		62,9	
Max	487,3		122,0		414,3		153,9	
DK I	431,6	58,4	24,9	3,4	238,5	32,3	43,8	5,9
Min	330,3		2,5		117,4		23,0	
Max	512,6		82,1		492,2		77,1	
DK II	431,6	58,4	24,9	3,4	282,3	38,2	0,0	0,0
Min	330,3		2,5		142,0		0,0	
Max	512,6		82,1		569,3		0,0	

Tab. H15: Ergebnis der HELP-Prognose, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999: Sensitivität der Dreischichtansatzes der HELP-Modellierung, Validiertes Modell VF 2, Ein- und Dreischichtansatz. Parametrisierung wie Tab. H1 und H2, meteorologische Daten der DWD-Station Geraleumnitz. Mittlere absolute Verdunstungs- bzw. Abflußhöhen sowie Minima und Maxima, relativer Anteil in % des mittleren Niederschlags im Betrachtungszeitraum.

	ET_A [mm a ⁻¹]	[%]	A_o [mm a ⁻¹]	[%]	A_i [mm a ⁻¹]	[%]	A_u [mm a ⁻¹]	[%]
VF 2 Dreischichtansatz	404,9	54,8	45,7	6,2	179,8	24,4	108,1	14,6
Min	302,6		9,9		72,8		62,9	
Max	487,3		122,0		414,3		153,9	
VF 2 Einschichtansatz	404,7	54,8	90,9	12,3	-	-	243,0	32,9
Min	303,6		10,0		136,3		136,3	
Max	487,1		310,4		381,2		381,2	
Δ Mittelwerte	0,2		-45,2		179,8		-134,9	

Tab. H16: Ergebnis der HELP-Prognose, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999: Validiertes Modell VF 2, Boden- und Vegetationsszenario I und II. Parametrisierung wie Tab. H3 und H4, meteorologische Daten der DWD-Station Gera-Leumnitz. Mittlere absolute Verdunstungs- bzw. Abflußhöhen sowie Minima und Maxima, relativer Anteil in % des mittleren Niederschlags im Betrachtungszeitraum.

	ET_A [mm a ⁻¹]	[%]	A_o [mm a ⁻¹]	[%]	A_i [mm a ⁻¹]	[%]	A_u [mm a ⁻¹]	[%]
Boden- und Vegetationsszenario I	434,4	58,8	27,0	3,7	176,8	23,9	100,4	13,6
Min	322,2		1,7		50,9		52,6	
Max	526,0		75,3		402,9		160,5	
Boden- und Vegetationsszenario II	467,3	63,3	26,4	3,6	0,9	0,1	244,3	33,1
Min	325,9		1,2		0,2		74,0	
Max	544,4		92,7		3,0		585,4	

Tab. H17: Ergebnis der HELP-Prognose: Validiertes Modell VF 2, Klimaszenarien I (2016–2035) und II (2036–2055). Parametrisierung wie Tab. H1, GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9). Mittlere absolute Verdunstungs- bzw. Abflußhöhen sowie Minima und Maxima, relativer Anteil in % des mittleren Niederschlags im Betrachtungszeitraum.

	ET_A		A_o		A_i		A_u	
	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]
Klimaszenario I	427,5	59,6	51,3	7,2	140,1	19,5	98,5	13,7
Min	300,7		13,7		8,0		24,5	
Max	498,2		151,8		306,2		131,0	
Klimaszenario II	388,7	60,7	38,4	6,0	126,1	19,7	86,4	13,5
Min	254,3		0,9		33,1		60,3	
Max	450,7		152,4		299,9		119,1	

Tab. H18: Ergebnis der HELP-Prognose: Validiertes Modell VF 2, Boden- und Vegetationsszenario I und II, Klimaszenario II (2036–2055). Parametrisierung wie Tab. H3 und H4, GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9). Mittlere absolute Verdunstungs- bzw. Abflußhöhen sowie Minima und Maxima, relativer Anteil in % des mittleren Niederschlags im Betrachtungszeitraum.

	ET_A [mm a ⁻¹]	[%]	A_o [mm a ⁻¹]	[%]	A_i [mm a ⁻¹]	[%]	A_u [mm a ⁻¹]	[%]
Boden- und Vegetationsszenario I, Klimaszenario II	432,2	67,5	22,6	3,5	111,6	17,4	73,4	11,5
Min	305,7		0,1		26,0		37,3	
Max	513,8		129,0		276,1		110,9	
Boden- und Vegetationsszenario II, Klimaszenario II	464,7	72,6	21,5	3,4	0,5	0,1	156,4	24,4
Min	285,1		0,0		0,0		0,0	
Max	556,5		117,1		1,5		431,7	

Tab. H19: Ergebnis der HELP-Prognose, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999: Alterung Dreischichtsystem Deponieklasse I und Kombinationsdichtung Deponieklasse II. Parametrisierung wie Tab. H6 und H8, meteorologische Daten der DWD-Station Gera-Leumnitz. Mittlere absolute Verdunstungs- bzw. Abflußhöhen sowie Minima und Maxima, relativer Anteil in % des mittleren Niederschlags im Betrachtungszeitraum.

	ET_A [mm a ⁻¹]	[%]	A_o [mm a ⁻¹]	[%]	A_i [mm a ⁻¹]	[%]	A_u [mm a ⁻¹]	[%]
DK I gealtert	431,6	58,4	24,9	3,4	102,4	13,9	179,9	24,4
Min	330,3		2,5		37,6		97,0	
Max	512,6		82,1		239,6		329,2	
DK II gealtert	431,6	58,4	24,9	3,4	281,3	38,1	1,1	0,1
Min	330,3		2,5		141,5		0,6	
Max	512,6		82,1		567,2		2,1	

Tab. H20: Ergebnis der HELP-Prognose: Alterung Dreischichtsystem Deponieklasse I und Kombinationsdichtung Deponieklasse II, Klimaszenario II (2036–2055). Parametrisierung wie Tab. H6 und H8, GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9). Mittlere absolute Verdunstungs- bzw. Abflußhöhen sowie Minima und Maxima, relativer Anteil in % des mittleren Niederschlags im Betrachtungszeitraum.

	ET_A [mm a ⁻¹]	[%]	A_o [mm a ⁻¹]	[%]	A_i [mm a ⁻¹]	[%]	A_u [mm a ⁻¹]	[%]
DK I gealtert, Klimaszenario II	411,3	64,2	22,5	3,5	71,2	11,1	134,9	21,1
Min	275,5		0,0		15,3		66,5	
Max	483,3		113,1		191,1		229,6	
DK II gealtert, Klimaszenario II	411,3	64,2	22,5	3,5	205,2	32,1	0,8	0,1
Min	275,5		0,0		81,4		0,3	
Max	483,3		113,1		419,6		1,6	

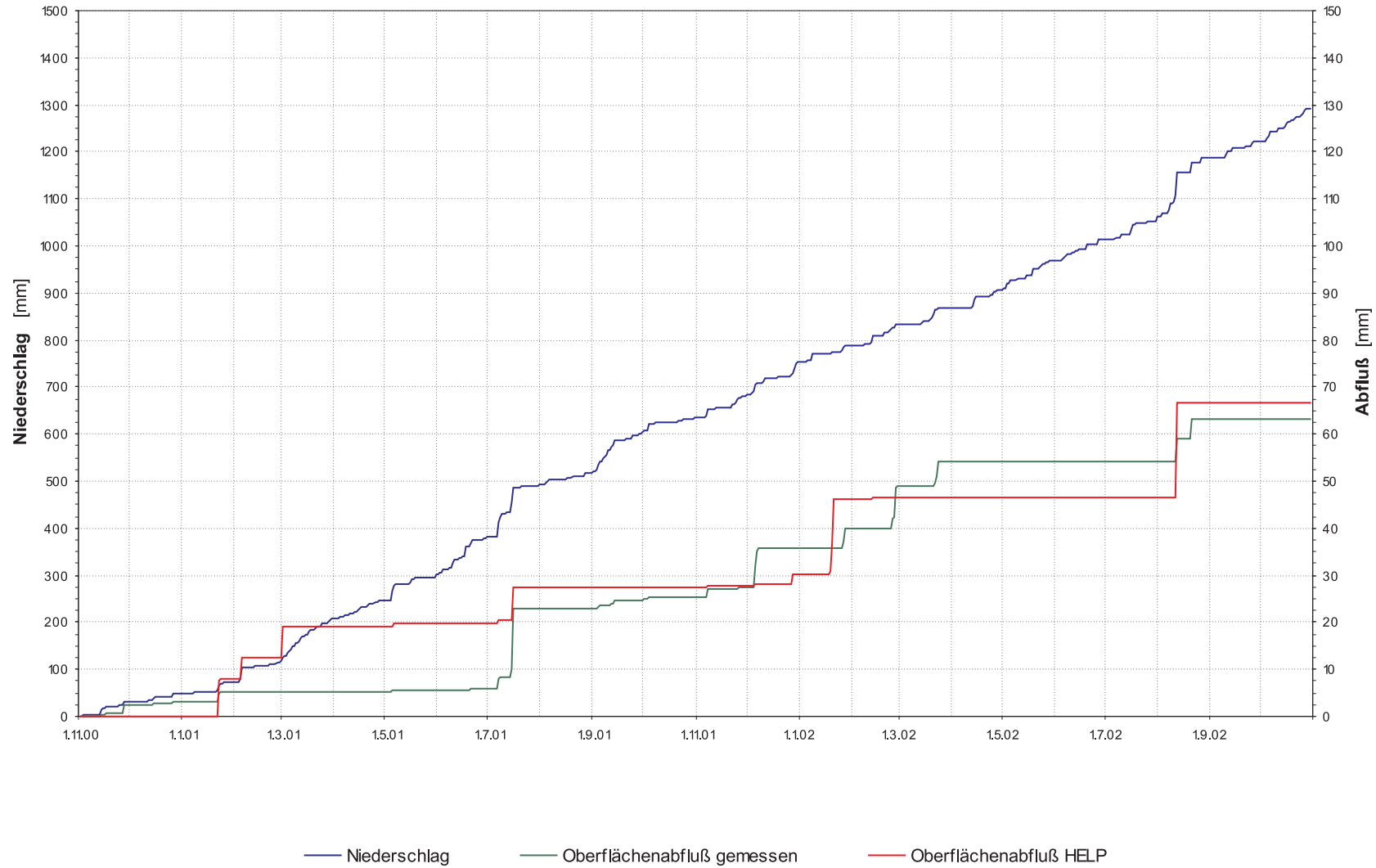


Abb. H1: Ergebnis der Kalibrierung und Validierung, Versuchsfeld 2, HELP-Modell: Kumulativer Niederschlag, gemessener und berechneter Oberflächenabfluß. Kalibrierungs- und Validierungszeitraum 1.11.2000–31.10.2002, Parametrisierung wie Tab. H1.

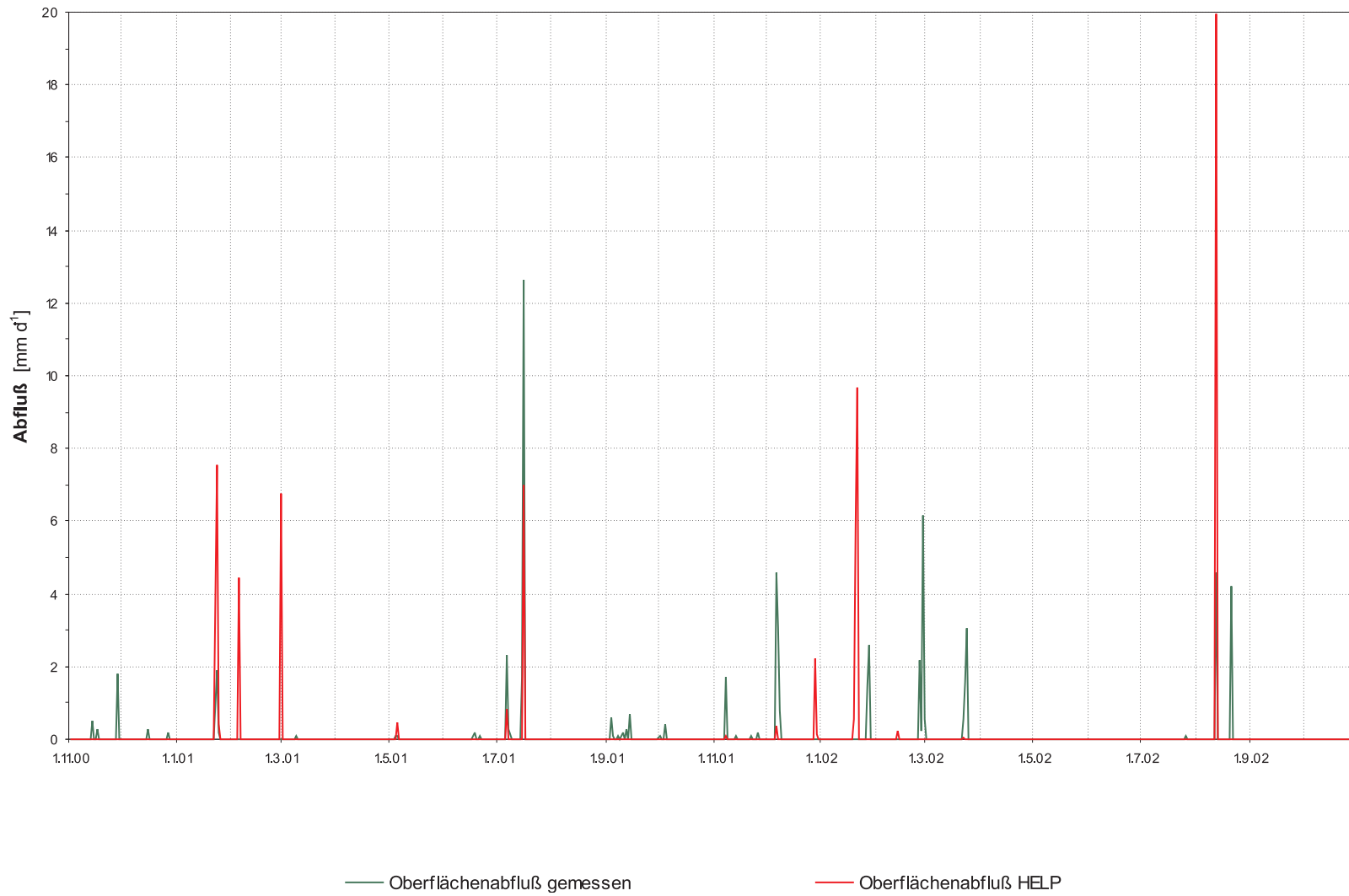


Abb. H2: Ergebnis der Kalibrierung und Validierung, Versuchsfeld 2, HELP-Modell: Tagessummen des Niederschlages, des gemessenen und berechneten Oberflächenabflusses. Kalibrierungs- und Validierungszeitraum 1.11.2000–31.10.2002, Parametrisierung wie Tab. H1.

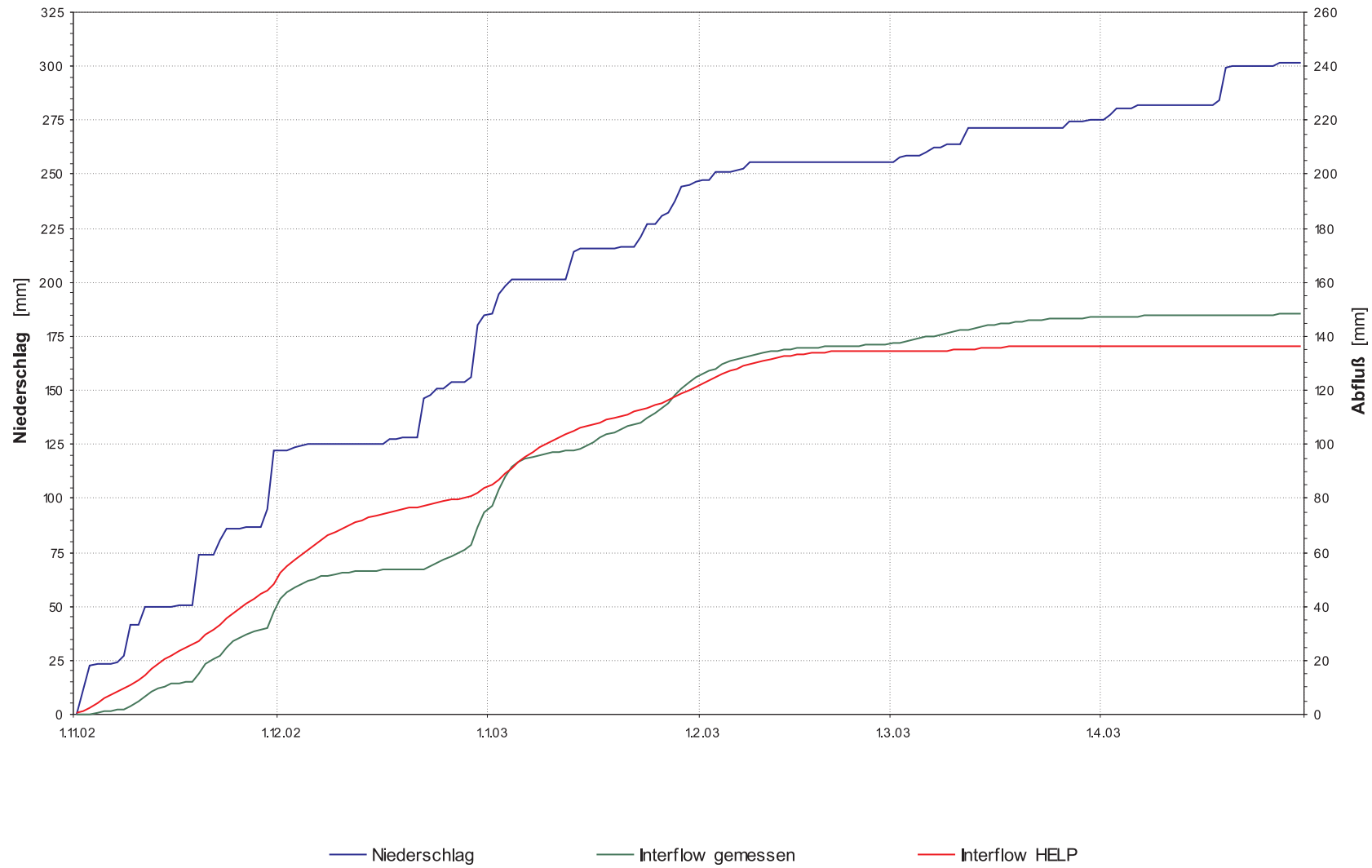


Abb. H3: Ergebnis der Kalibrierung und Validierung, Versuchsfeld 2, HELP-Modell: Kumulativer Niederschlag, gemessener und berechneter hypodermischer Abfluß. Kalibrierungs- und Validierungszeitraum 1.11.2002–30.4.2003, Parametrisierung wie Tab. H1.

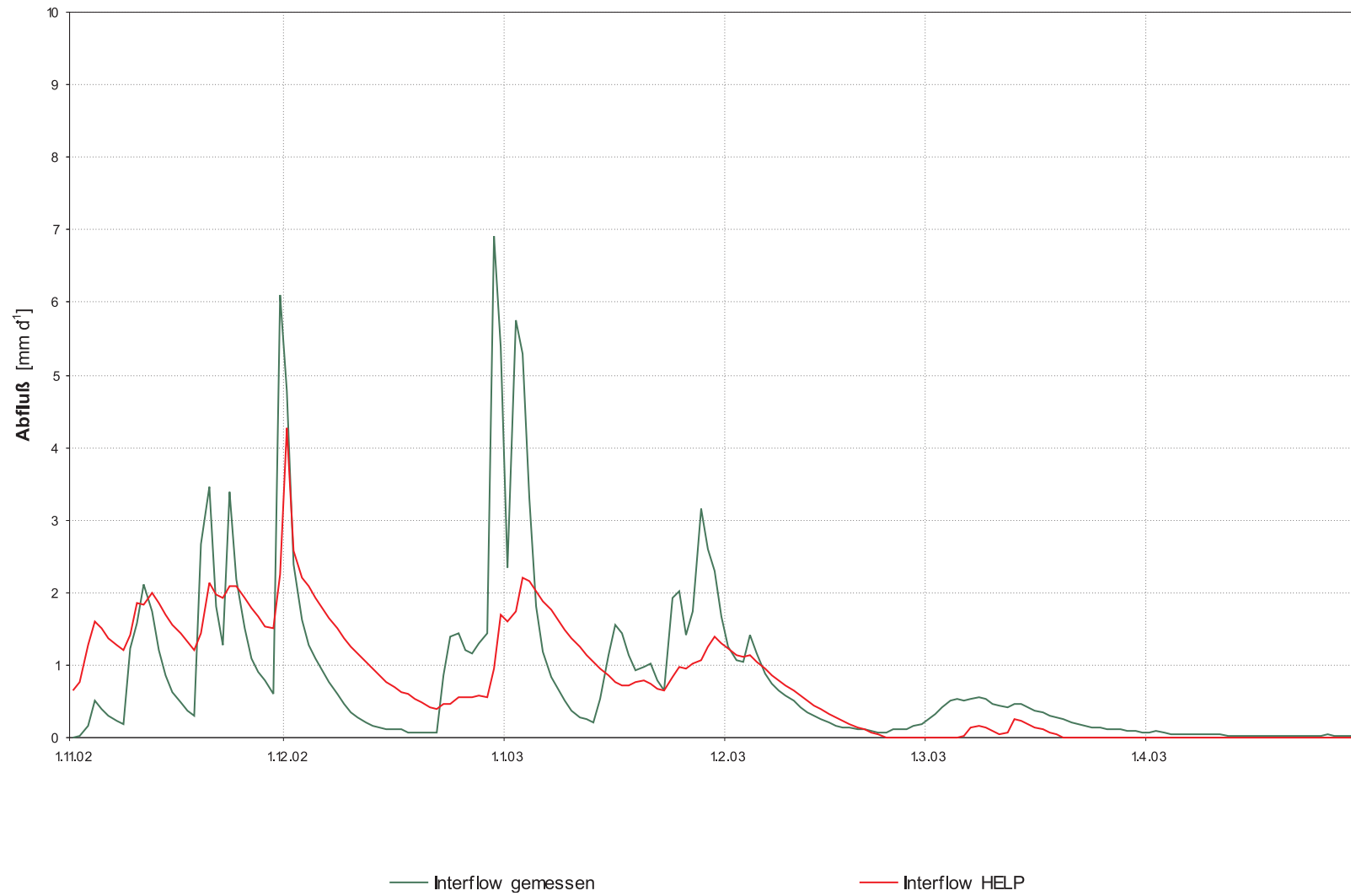


Abb. H4: Ergebnis der Kalibrierung und Validierung, Versuchsfeld 2, HELP-Modell: Tagessummen des Niederschlages, des gemessenen und berechneten hypodermischer Abflusses. Kalibrierungs- und Validierungszeitraum 1.11.2002–30.4.2003, Parametrisierung wie Tab. H1.

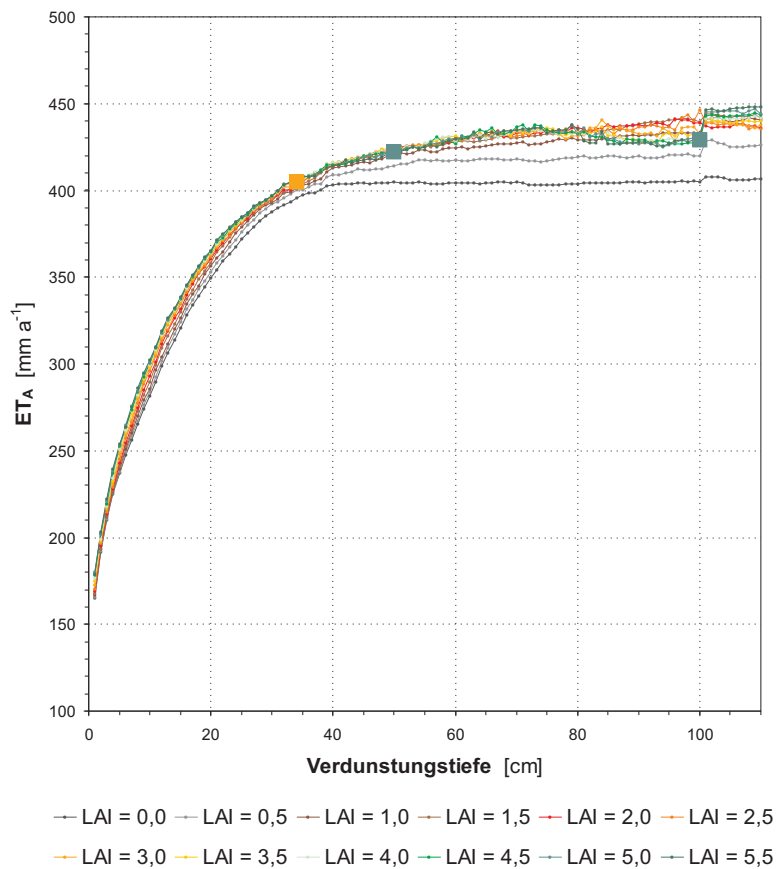


Abb. H5: Sensitivität der kalibrierten HELP-Simulation VF 2: Einfluß der Verdunstungstiefe und des LAI auf die berechnete aktuelle Verdunstung. Markiert sind die Werte der Kalibrierung und der Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien (Tab. H1 u. H3-H4).

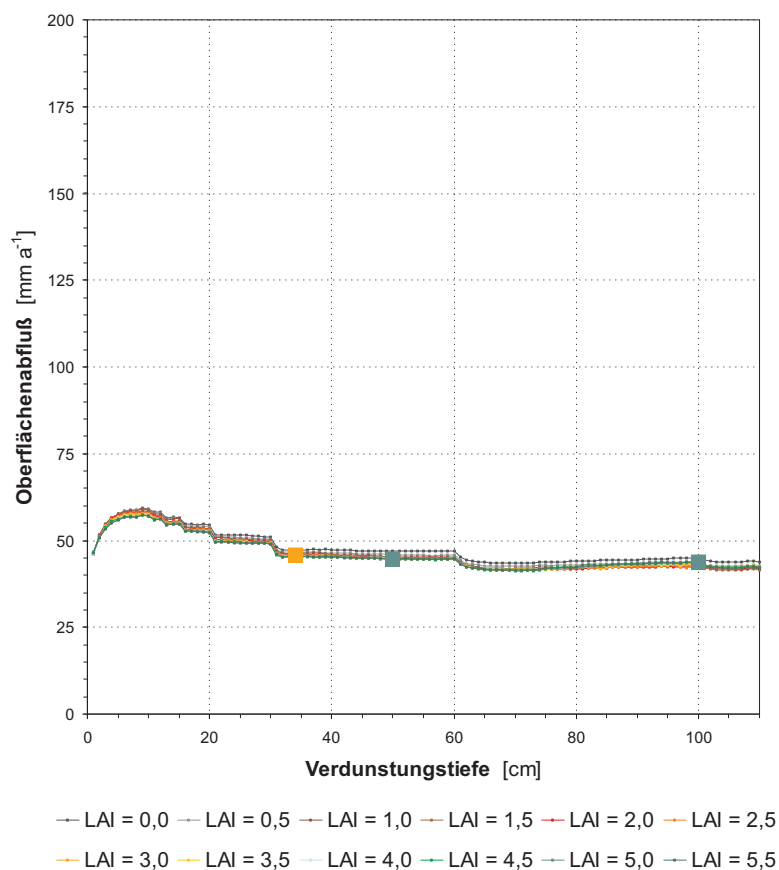


Abb. H6: Sensitivität der kalibrierten HELP-Simulation VF 2: Einfluß der Verdunstungstiefe und des LAI auf den berechneten Oberflächenabfluß. Markiert sind die Werte der Kalibrierung und der Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien (Tab. H1 u. H3-H4).

Abb. H7:
Sensitivität der kalibrierten HELP-Simulation VF 2: Einfluß der Verdunstungstiefe und des LAI auf den berechneten hypodermischen Abfluß. Markiert sind die Werte der Kalibrierung und der Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien (Tab. H1 u. H3–H4).

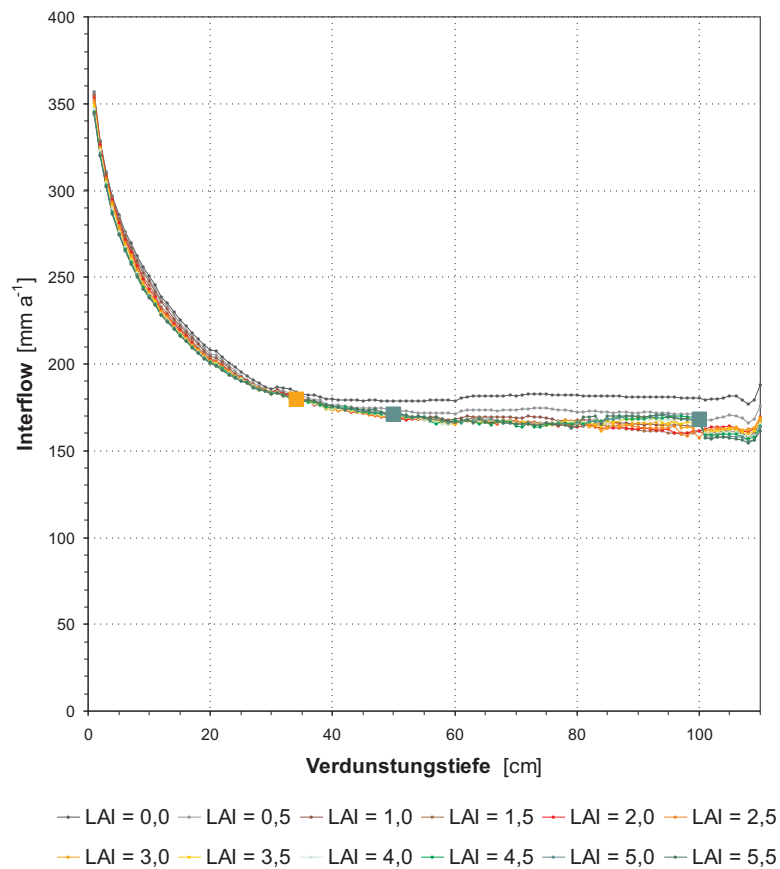
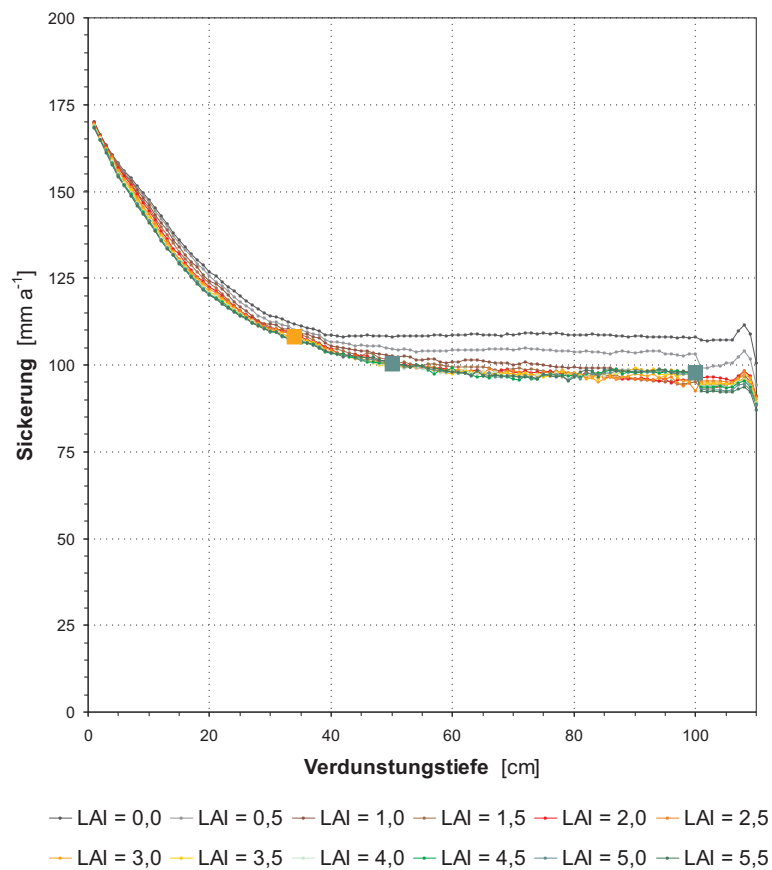


Abb. H8: Sensitivität der kalibrierten HELP-Simulation VF 2: Einfluß der Verdunstungstiefe und des LAI auf die berechnete Sickerung. Markiert sind die Werte der Kalibrierung und der Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien (Tab. H1 u. H3–H4).



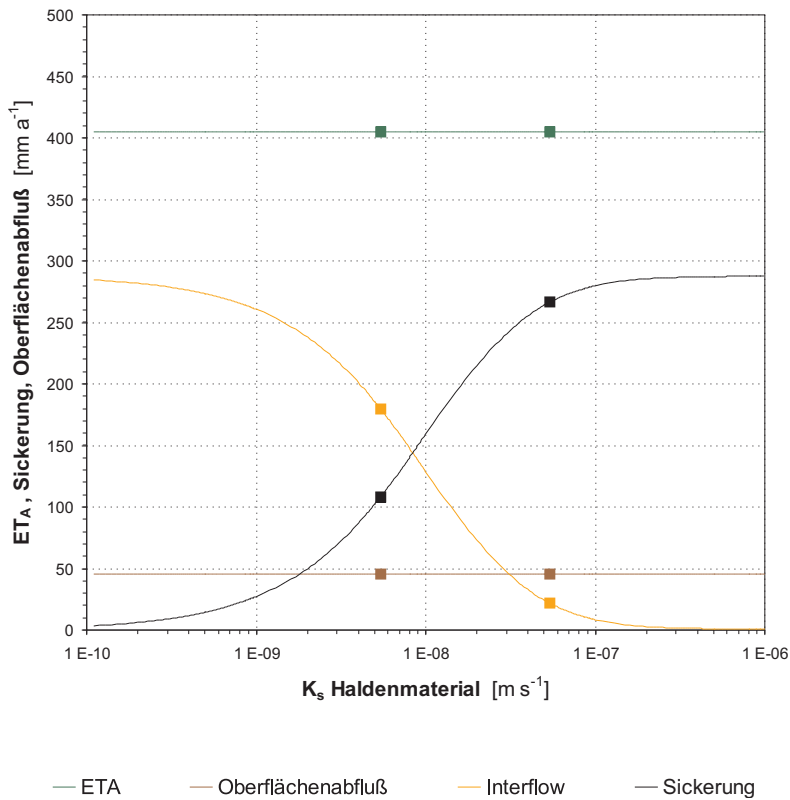


Abb. H9:
Sensitivität der kalibrierten HELP-Simulation VF 2: Einfluß des K_s -Wertes des Haldenmaterial auf die berechnete aktuelle Verdunstung, die Sickerung und den Interflow und Oberflächenabfluß. Markiert sind die Werte der Kalibrierung und der Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien (Tab. H1 u. H3–H4).

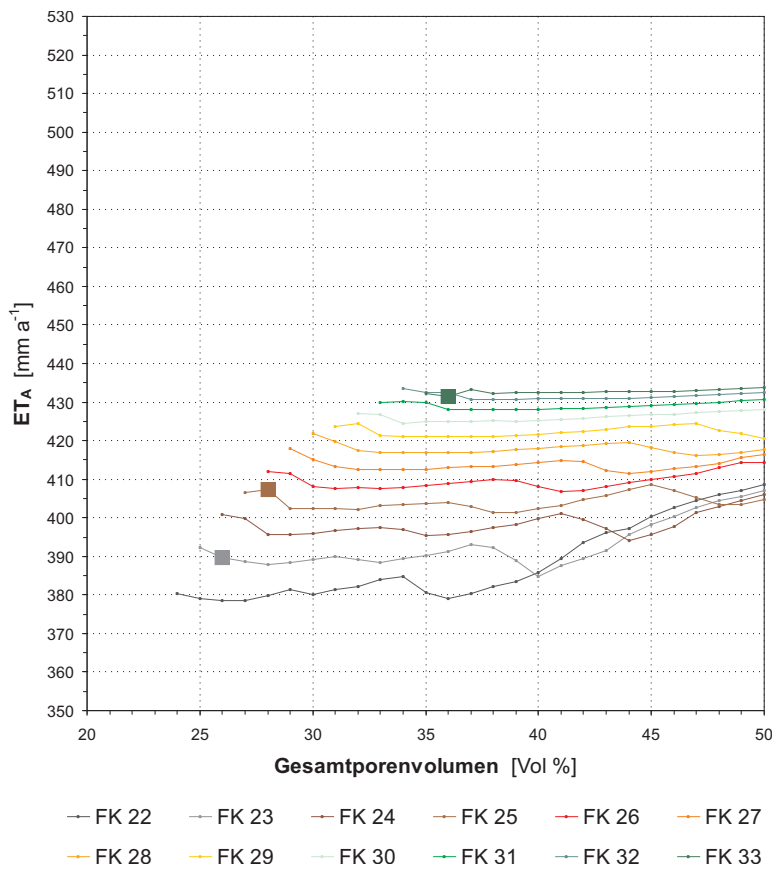


Abb. H10:
Sensitivität der kalibrierten HELP-Simulation VF 2: Einfluß des Gesamtporenvolumens Rekultivierungsschichtsubstrat auf die berechnete aktuelle Verdunstung. PWP bei konstant 16 %. Markiert sind die Werte der Kalibrierung und der Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien (Tab. H1 u. H3–H4).

Abb. H11:
Sensitivität der kalibrierten HELP-Simulation VF 2: Einfluß des Gesamtporenvolumens Re- kultivierungsschicht- substrat auf den berechneten Ober- flächenabfluß. PWP bei konstant 16 %. Markiert sind die Werte der Kalibrierung und der Boden- und Vegetationsent- wicklungsszenarien (Tab. H1 u. H3-H4).

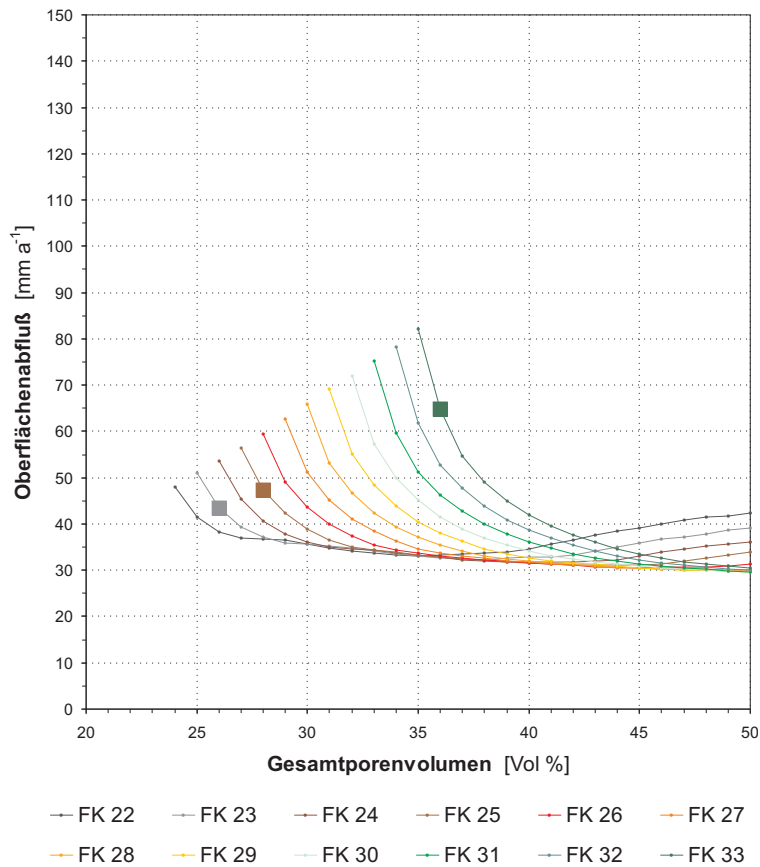
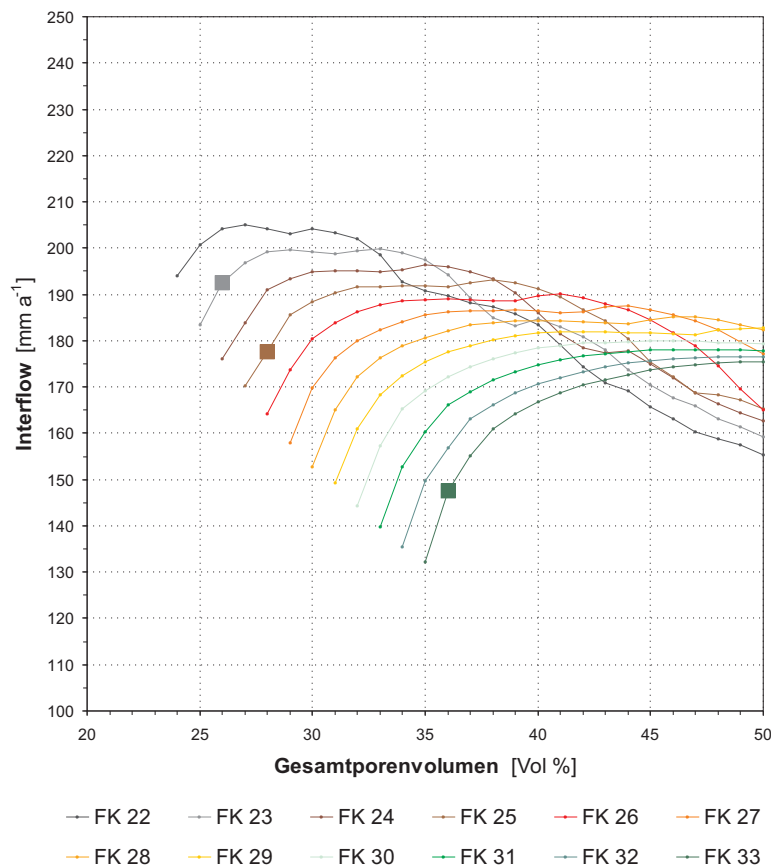


Abb. H12:
Sensitivität der kalibrierten HELP-Simulation VF 2: Einfluß des Ge- samtporenvolumens Re- kultivierungs- schichtsubstrat auf den berechneten hypodermischen Abfluß. PWP bei konstant 16 %. Mar- kiert sind die Werte der Kalibrierung und der Boden- und Vegetationsent- wicklungsszenarien (Tab. H1 u. H3-H4).



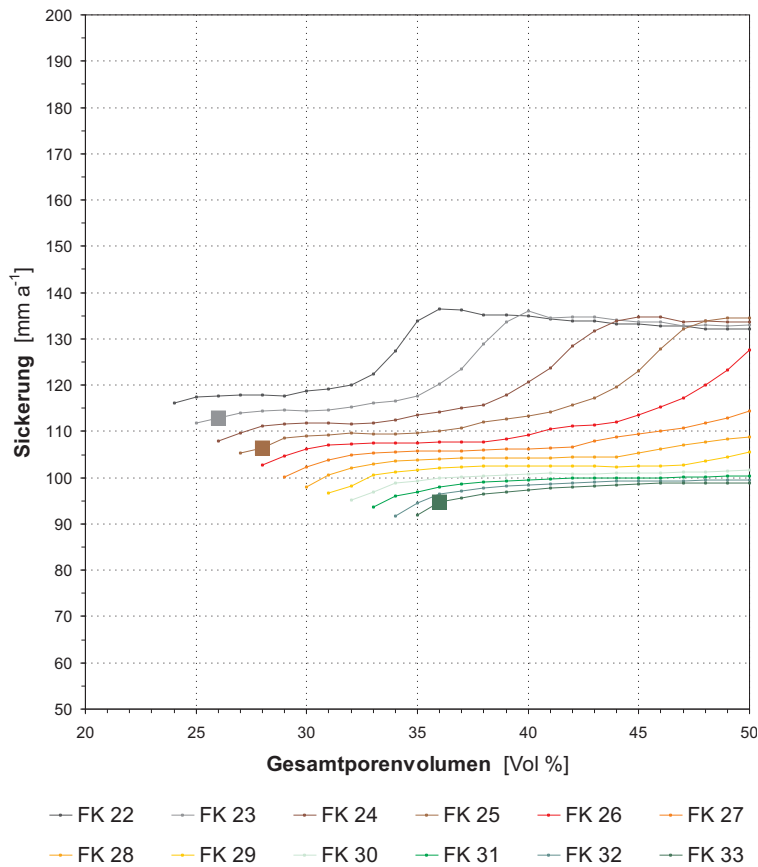


Abb. H13:
Sensitivität der kalibrierten HELP-Simulation VF 2: Einfluß des Gesamtporenvolumens Rekultivierungsschichtsubstrat auf die berechnete Sickerung. PWP bei konstant 16 %. Markiert sind die Werte der Kalibrierung und der Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien (Tab. H1 u. H3-H4).

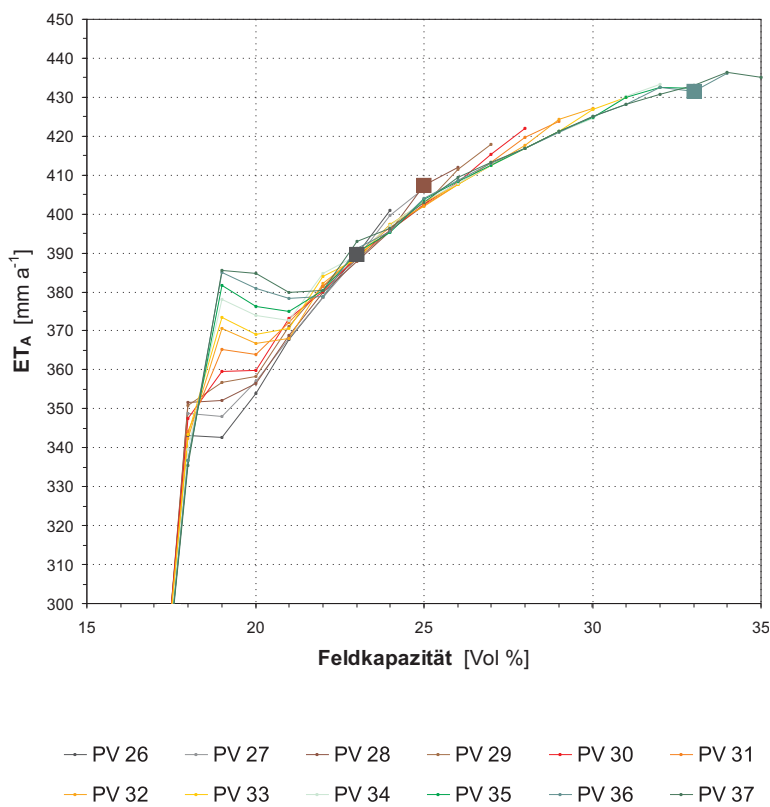


Abb. H14:
Sensitivität der kalibrierten HELP-Simulation VF 2: Einfluß der Feldkapazität Rekultivierungsschichtsubstrat auf die berechnete aktuelle Verdunstung. PWP bei konstant 16 %. Markiert sind die Werte der Kalibrierung und der Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien (Tab. H1 u. H3-H4).

Abb. H15:
Sensitivität der kalibrierten HELP-Simulation VF 2: Einfluß der Feldkapazität Rekulktivierungsschichtsubstrat auf den berechneten Oberflächenabfluß. PWP bei konstant 16 %. Markiert sind die Werte der Kalibrierung und der Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien (Tab. H1 u. H3-H4).

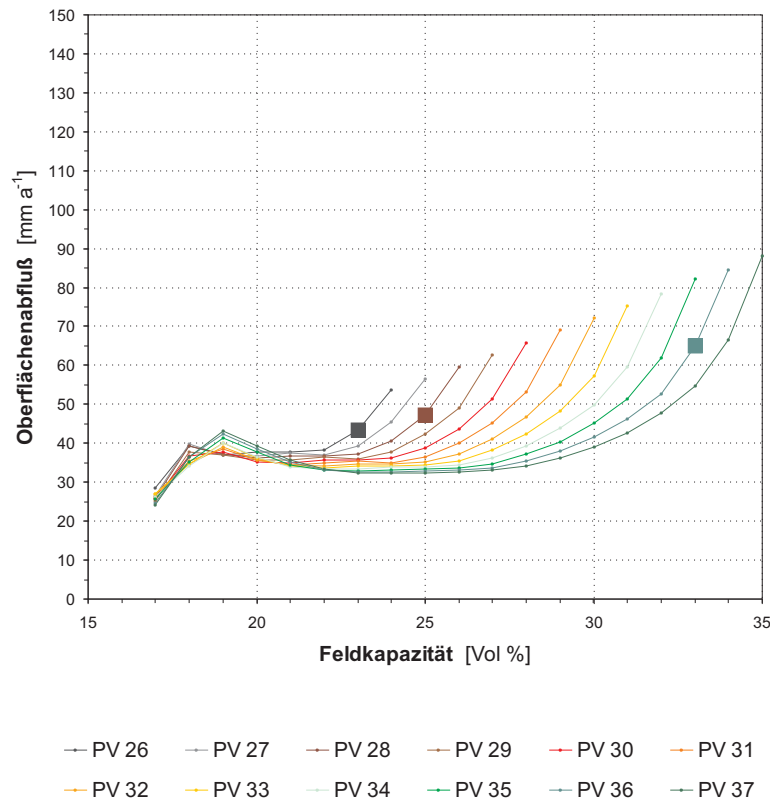
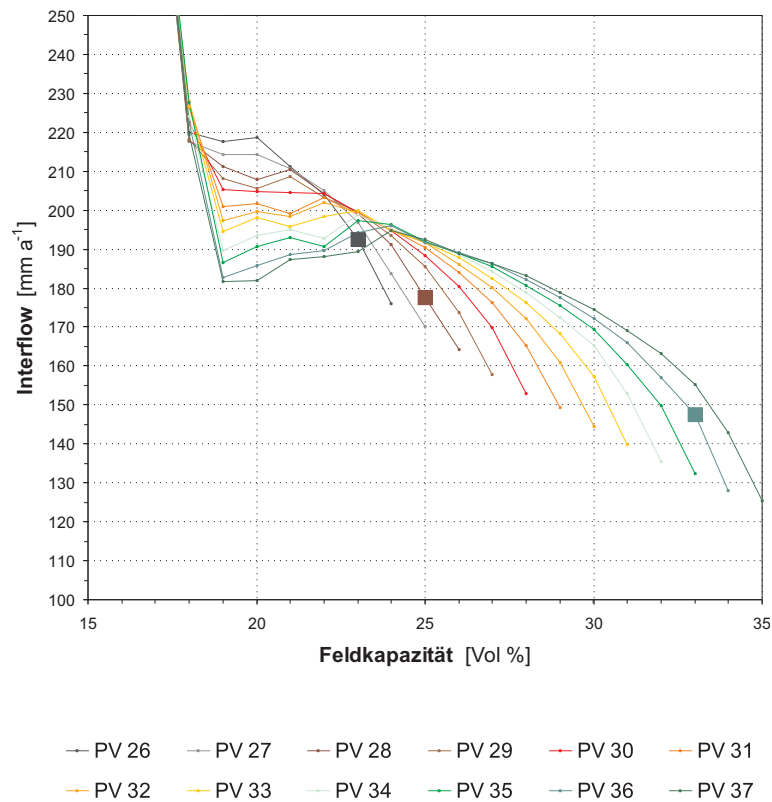


Abb. H16:
Sensitivität der kalibrierten HELP-Simulation VF 2: Einfluß der Feldkapazität Rekulktivierungsschichtsubstrat auf den berechneten hypodermischen Abfluß. PWP bei konstant 16 %. Markiert sind die Werte der Kalibrierung und der Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien (Tab. H1 u. H3-H4).



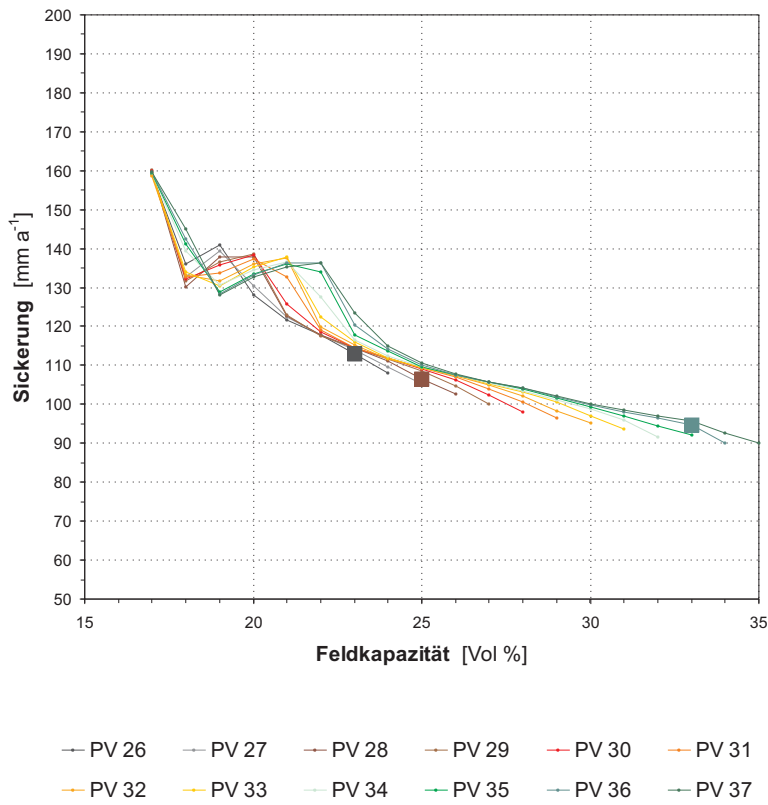


Abb. H17:
Sensitivität der kalibrierten HELP-Simulation VF 2: Einfluß der Feldkapazität Rekultivierungsschichtsubstrat auf die berechnete Sickerung. PWP bei konstant 16 %. Markiert sind die Werte der Kalibrierung und der Boden- und Vegetationsentwicklungsszenarien (Tab. H1 u. H3-H4).

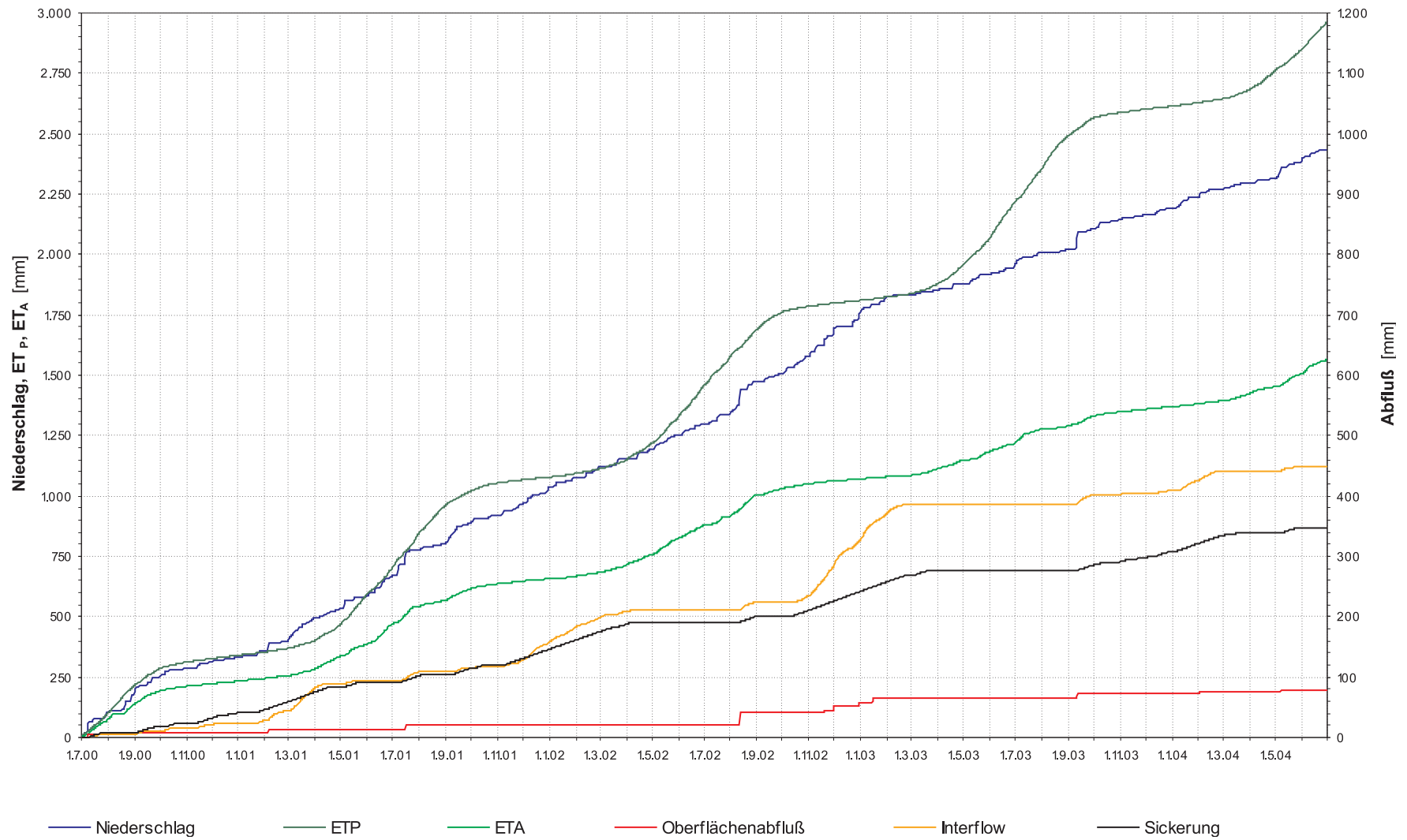


Abb. H18: Wasserhaushalt des validierten HELP-Modells, VF 2: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , Oberflächenabfluß, hypodermischer Abfluß und Sickerung. Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004, Parametrisierung wie Tab. H1.

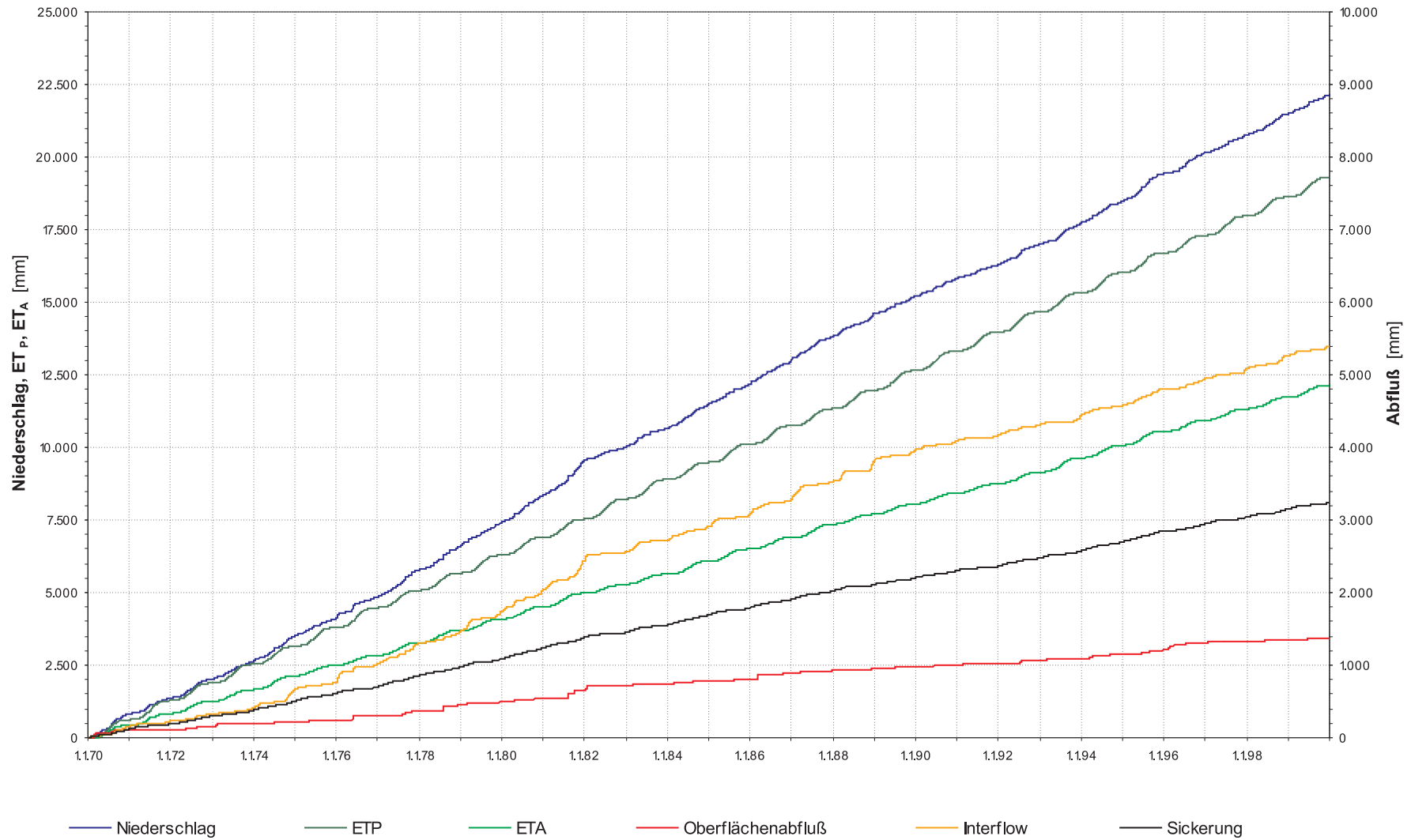


Abb. H19: Wasserhaushalt des validierten HELP-Modells, VF 2: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , Oberflächenabfluß, hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.1970–31.12.1999, Parametrisierung wie Tab. H1.

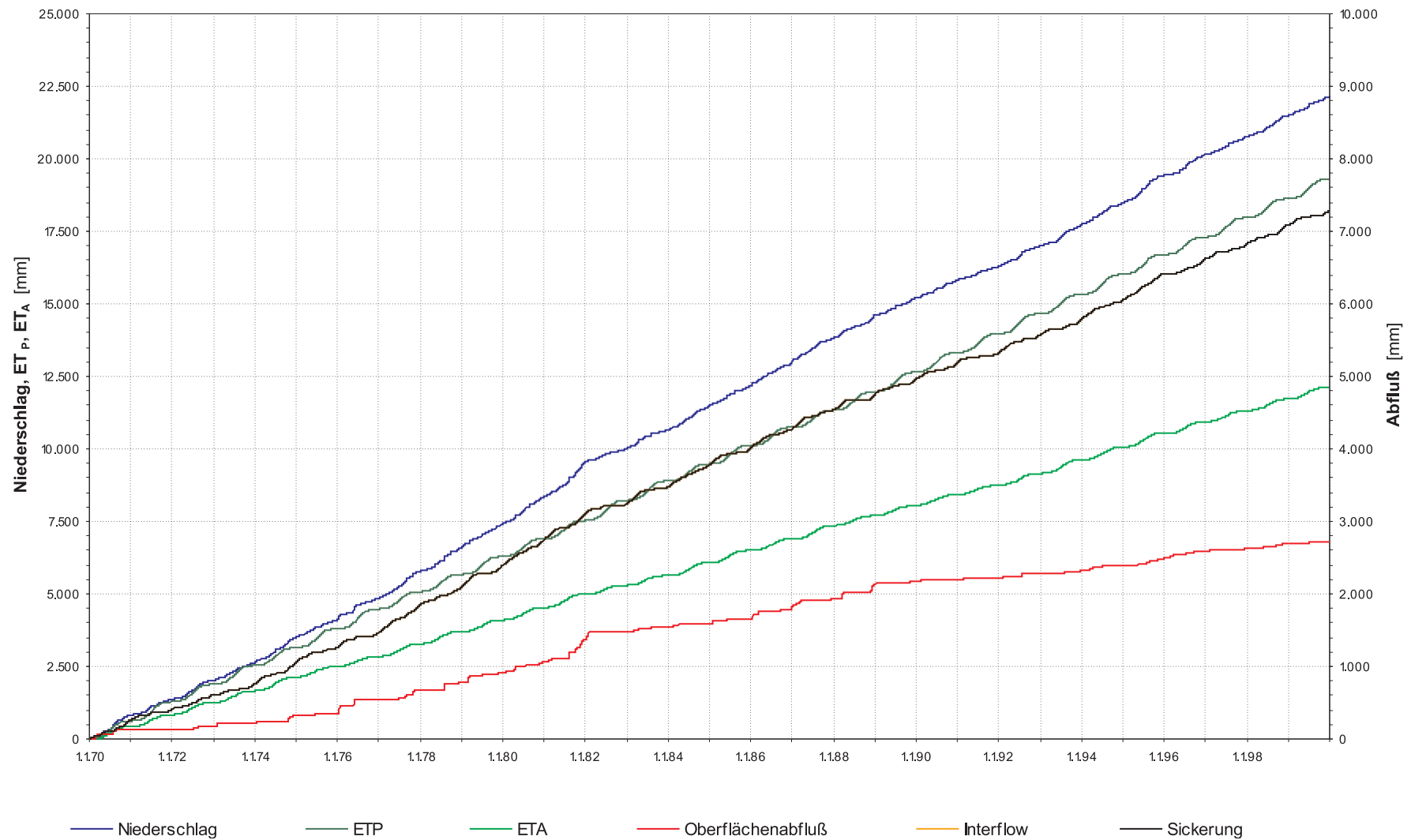


Abb. H20: Sensitivität des Ein- und Dreischichtansatzes der HELP-Modellierung, VF 2: Simulation ohne Drän- und Dichtungsschicht. Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , Oberflächenabfluß, hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.1970–31.12.1999, Parametrisierung wie Tab. H2.

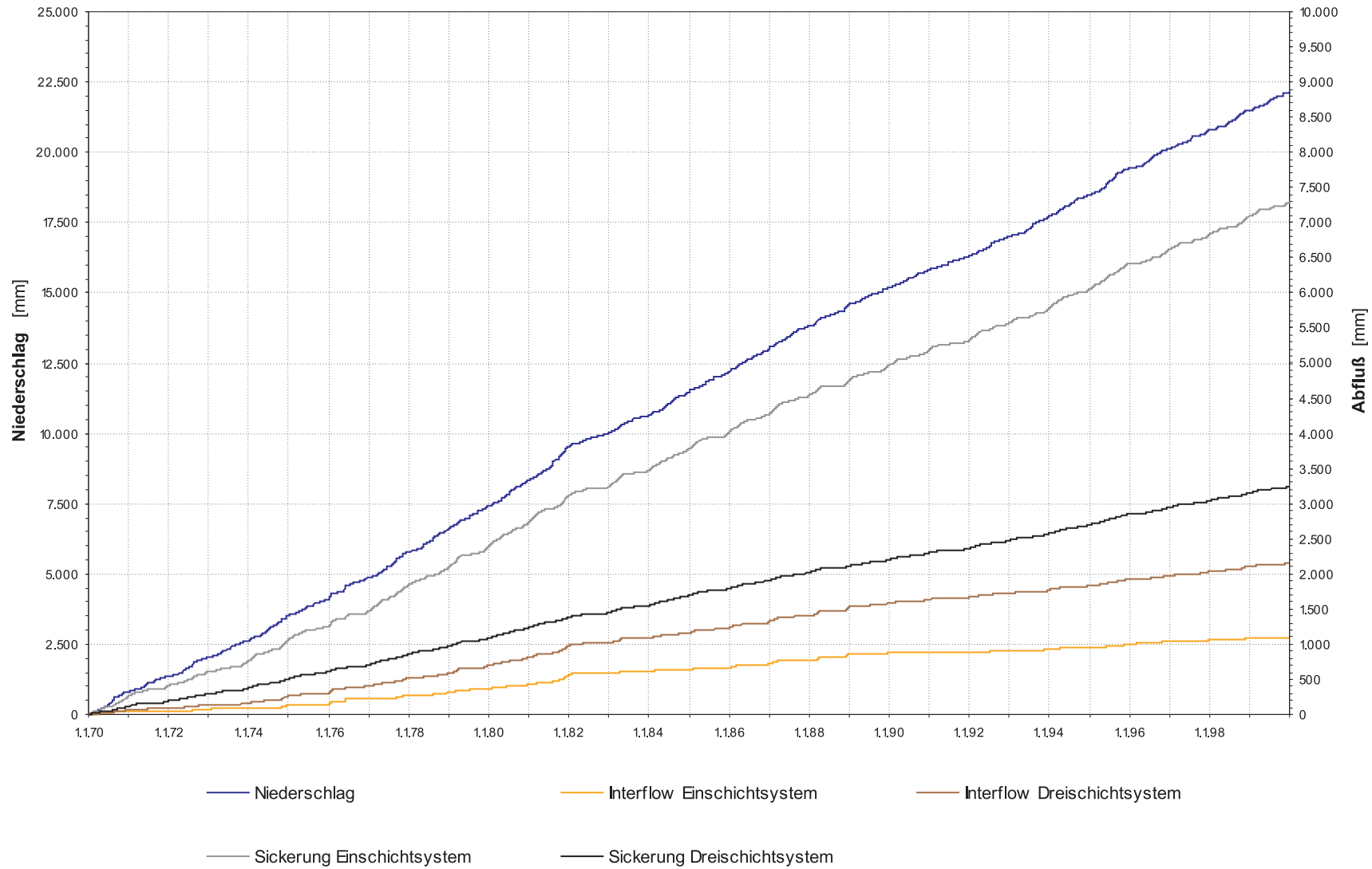


Abb. H21: Sensitivität des Ein- und Dreischichtansatzes der HELP-Modellierung, VF 2: Simulation ohne Drän- und Dichtungsschicht. Kumulativer Niederschlag, hypodermischer Abfluß und Sickerung, jeweils Ein- und Dreischichtansatz. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.1970–31.12.1999, Parametrisierung wie Tab. H1 und H2.

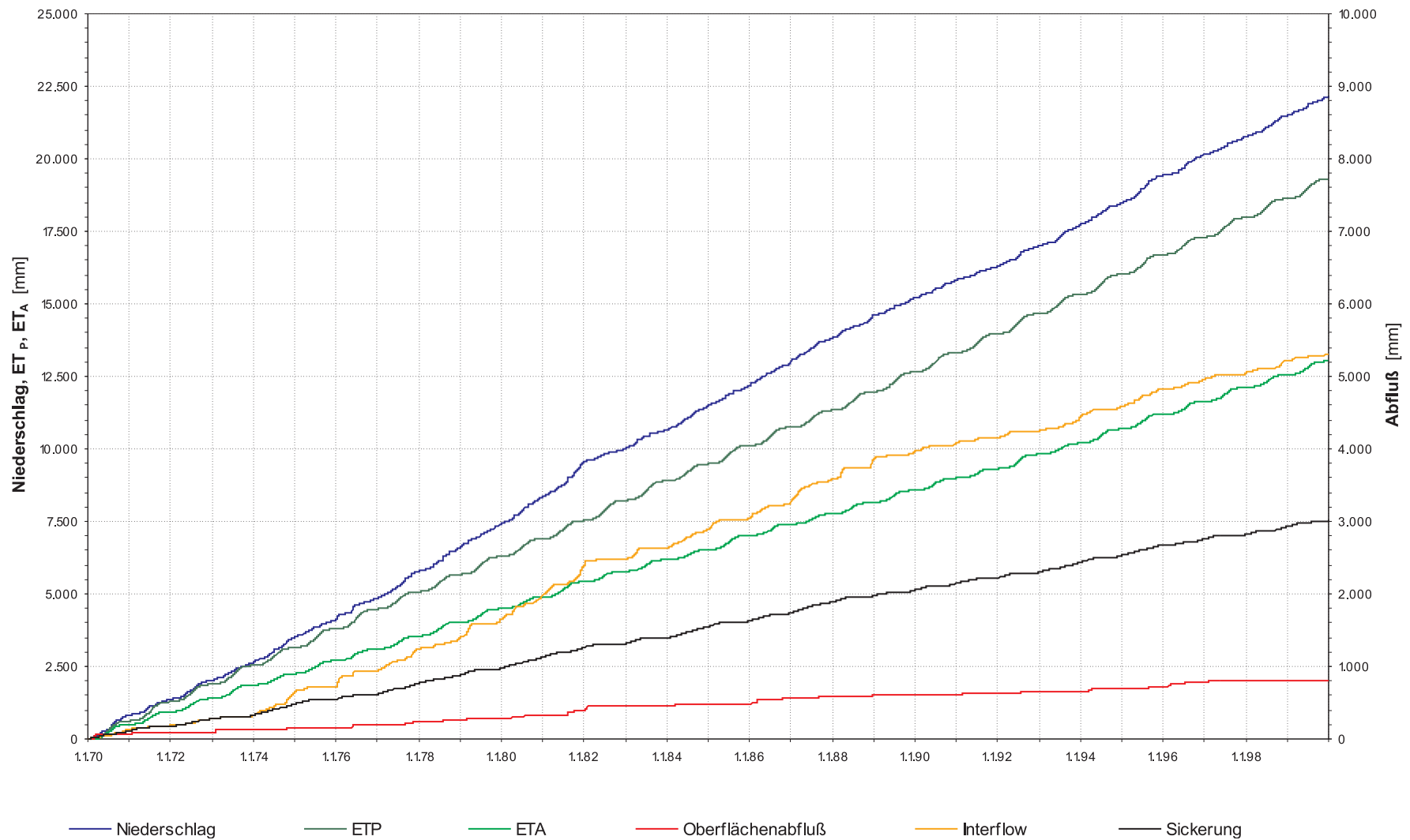


Abb. H22: Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I“, Wasserhaushalt des validiertes HELP-Modells VF 2: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , Oberflächenabfluß, hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.1970–31.12.1999, Parametrisierung wie Tab. H3.

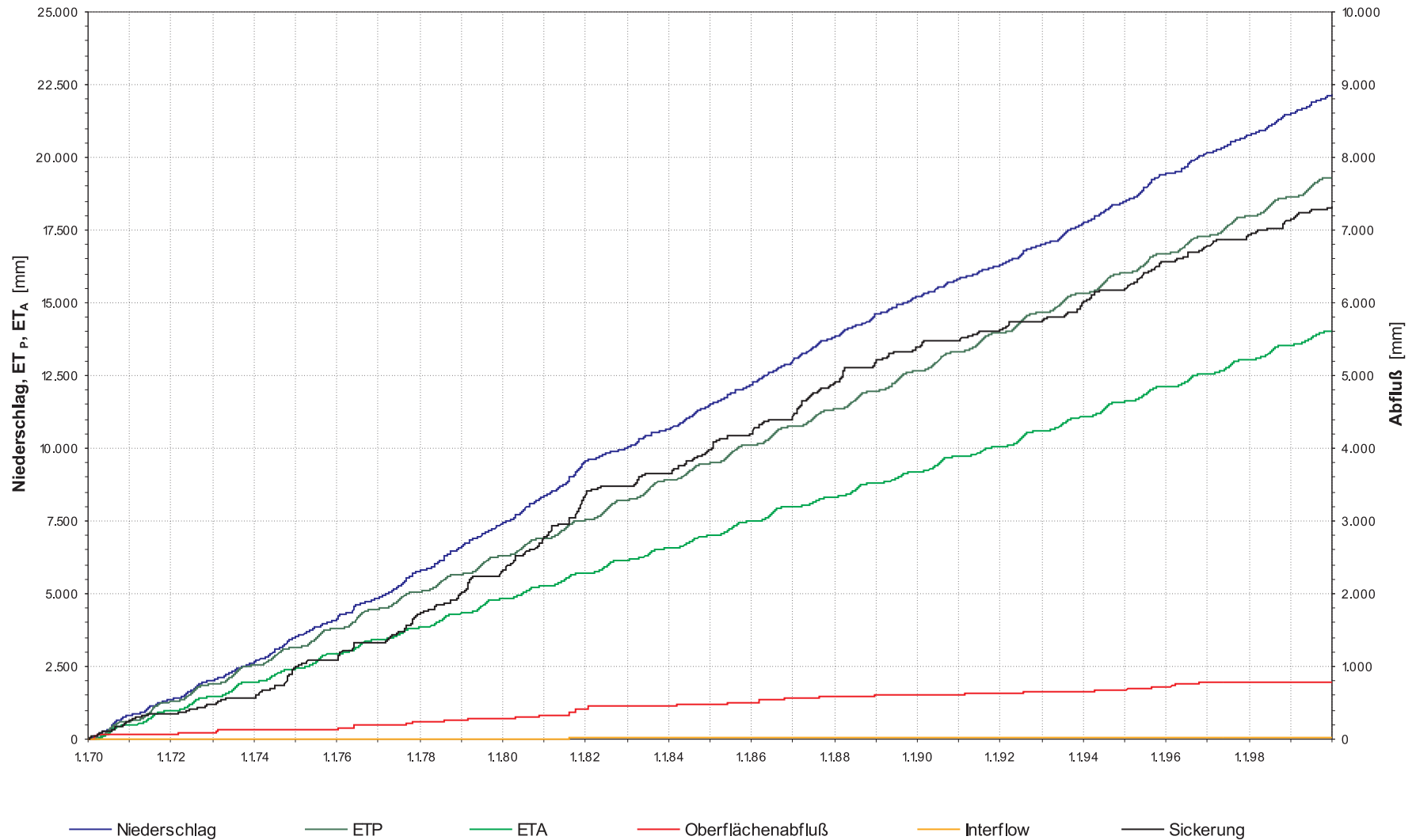


Abb. H23: Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II“, Wasserhaushalt des validiertes HELP-Modells VF 2: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , Oberflächenabfluß, hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.1970–31.12.1999, Parametrisierung wie Tab. H4.

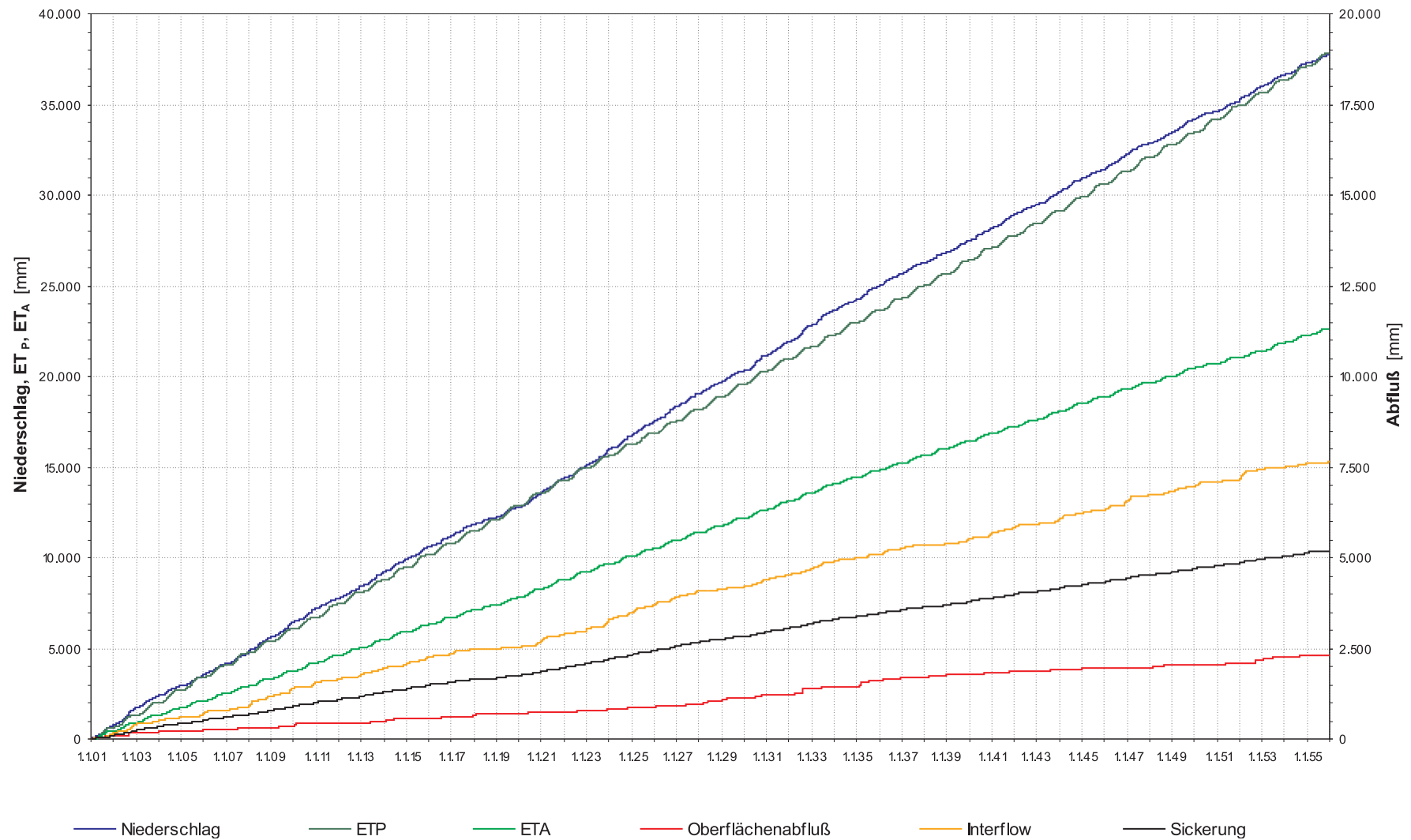


Abb. H24: Szenario „Klimaentwicklung 2001–2055“, Wasserhaushalt des validierten HELP-Modells VF 2: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , Oberflächenabfluß, hypodermischer Abfluß und Sickerung. Parametrisierung wie Tab. H1 und GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9).

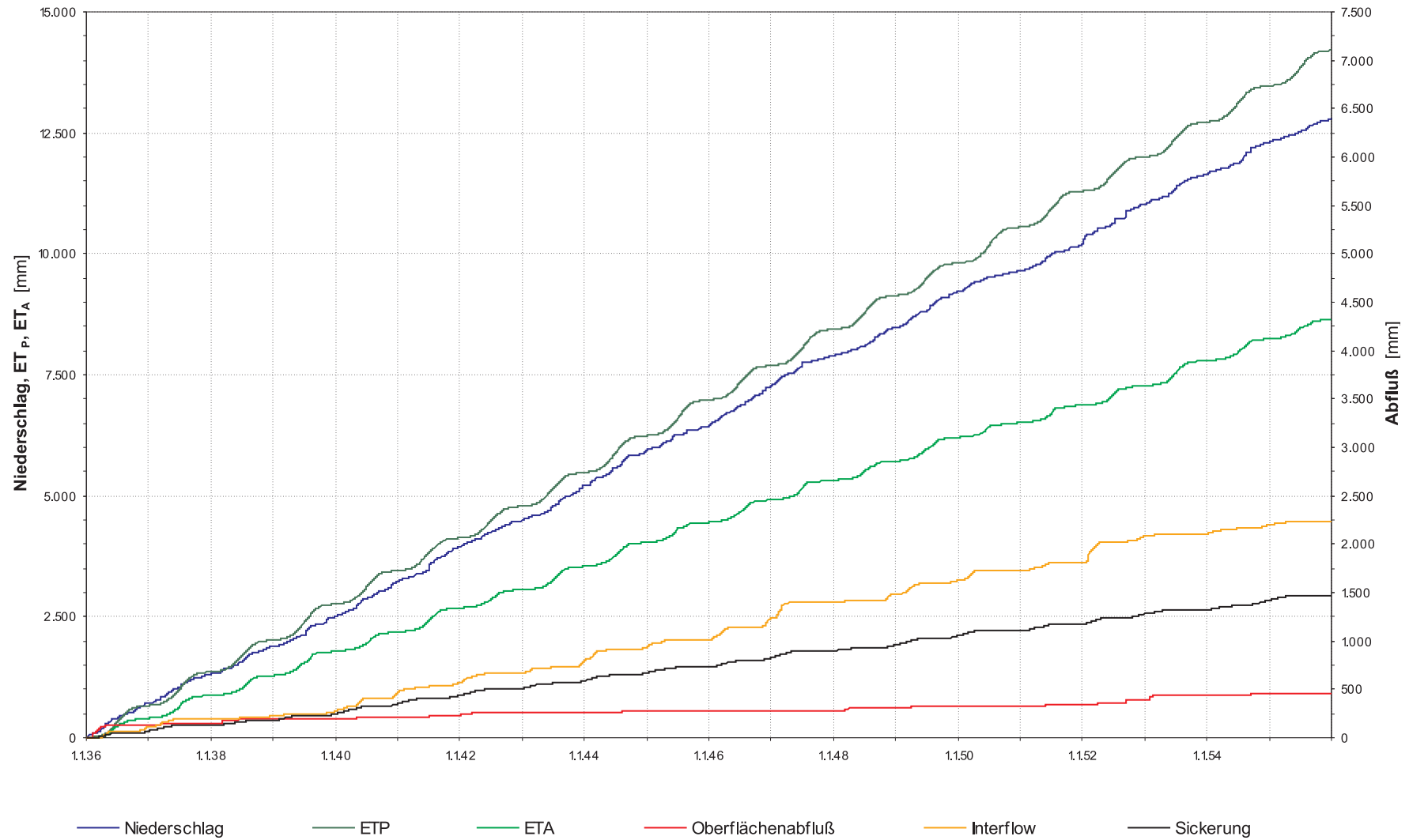


Abb. H25: Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I“ und „Klimaentwicklung II“, Wasserhaushalt des validierten HELP-Modells VF 2: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , Oberflächenabfluß, hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.2036–31.12.2055, Parametrisierung wie Tab. H3 und GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9).

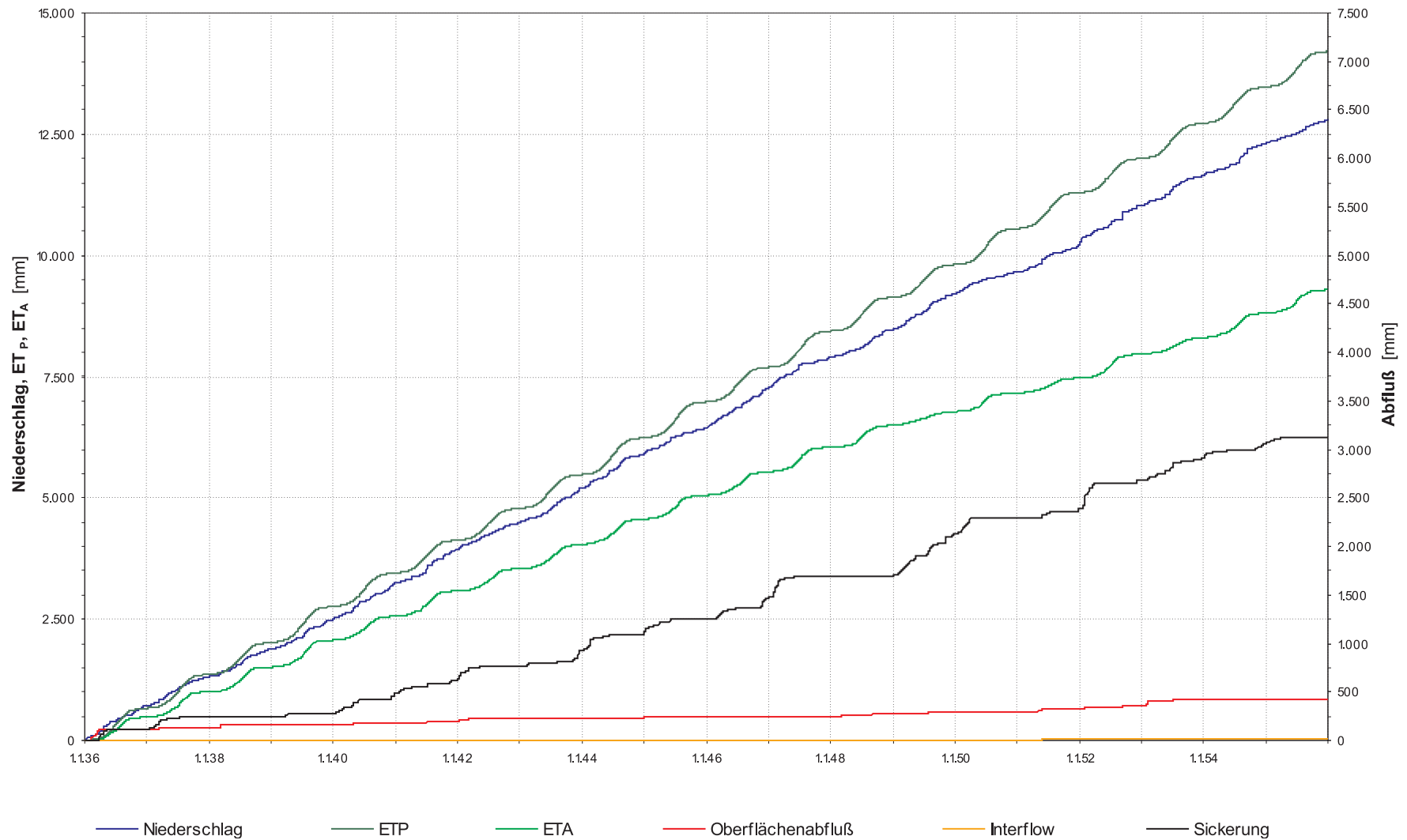


Abb. H26: Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II“ und „Klimaentwicklung II“, Wasserhaushalt des validierten HELP-Modells VF 2: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , Oberflächenabfluß, hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.2036–31.12.2055, Parametrisierung wie Tab. H4 und GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9).

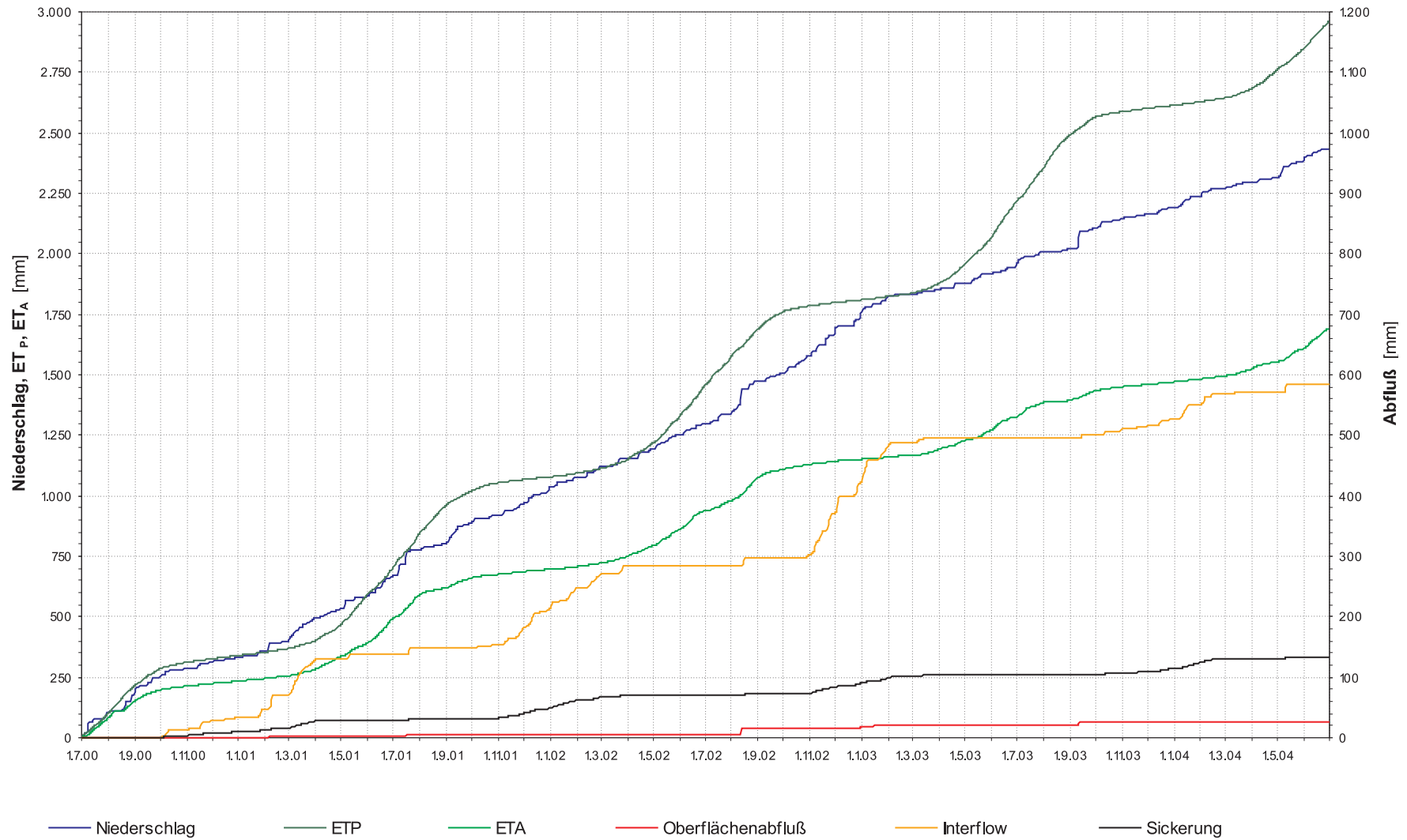


Abb. H27: Szenario „Deponieklasse I (Mineralische Dichtungsschicht)“, Wasserhaushalt des HELP-Modells: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , Oberflächenabfluß, hypodermischer Abfluß und Sickerung. Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004, Parametrisierung wie Tab. H5.

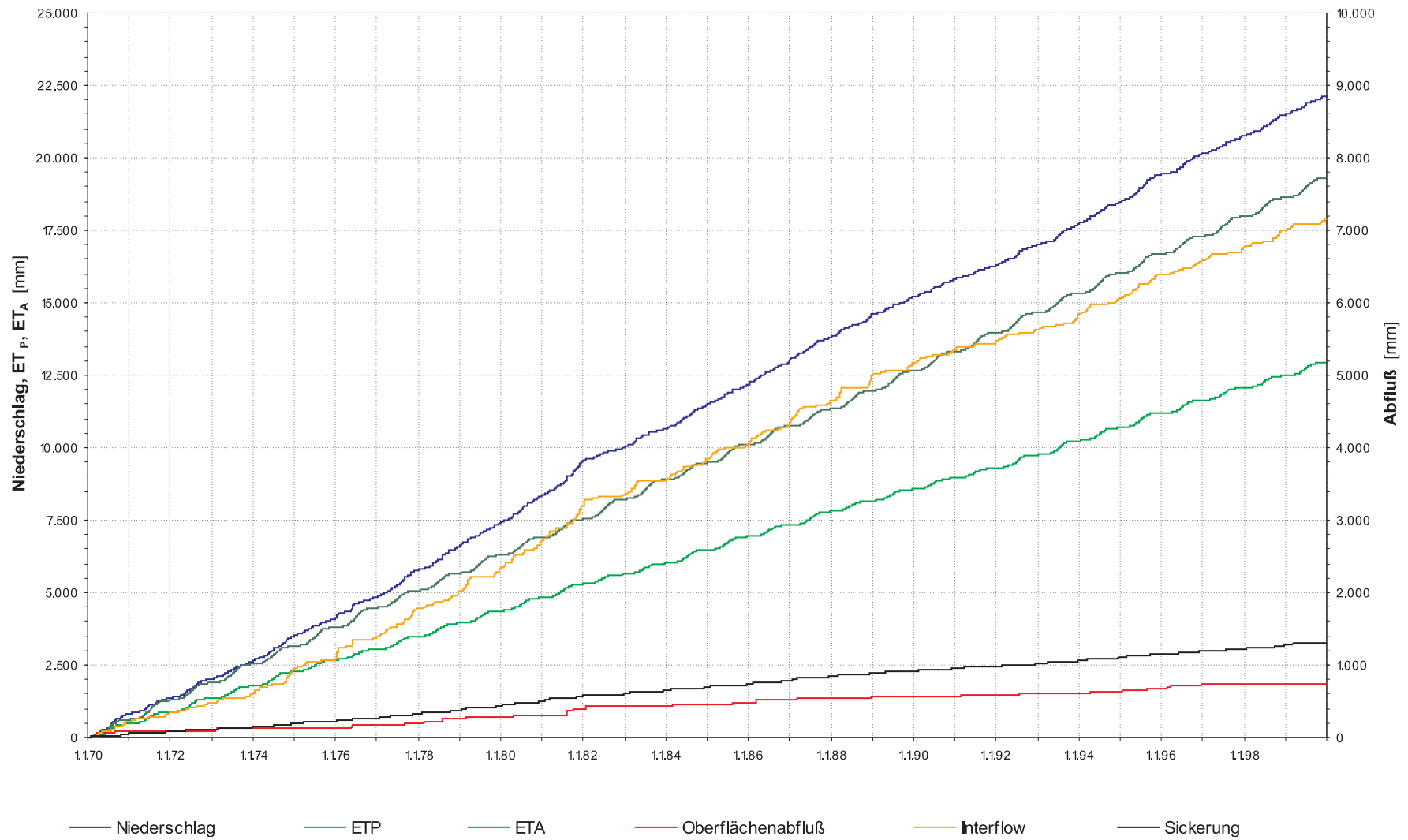


Abb. H28: Szenario „Deponieklasse I (Mineralische Dichtungsschicht)“, Wasserhaushalt des HELP-Modells: Kumulativer Niederschlag, ET_p und ET_a , Oberflächenabfluß, hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.1970–31.12.1999, Parametrisierung wie Tab. H5.

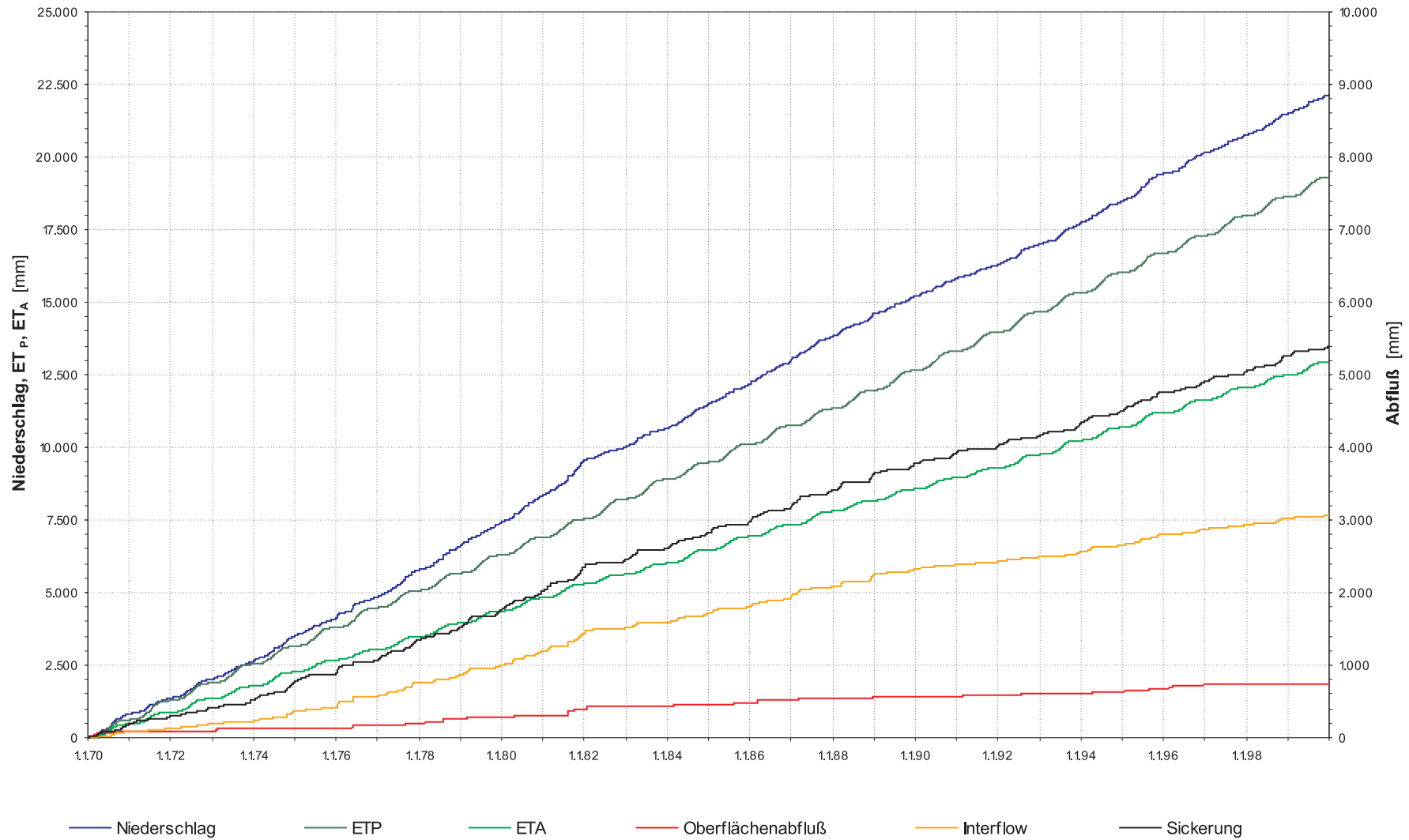


Abb. H29: Szenario „Gealterte Abdeckung Deponieklasse I (Mineralische Dichtungsschicht)“, Wasserhaushalt des HELP-Modells: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , Oberflächenabfluß, hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.1970–31.12.1999, Parametrisierung wie Tab. H6.

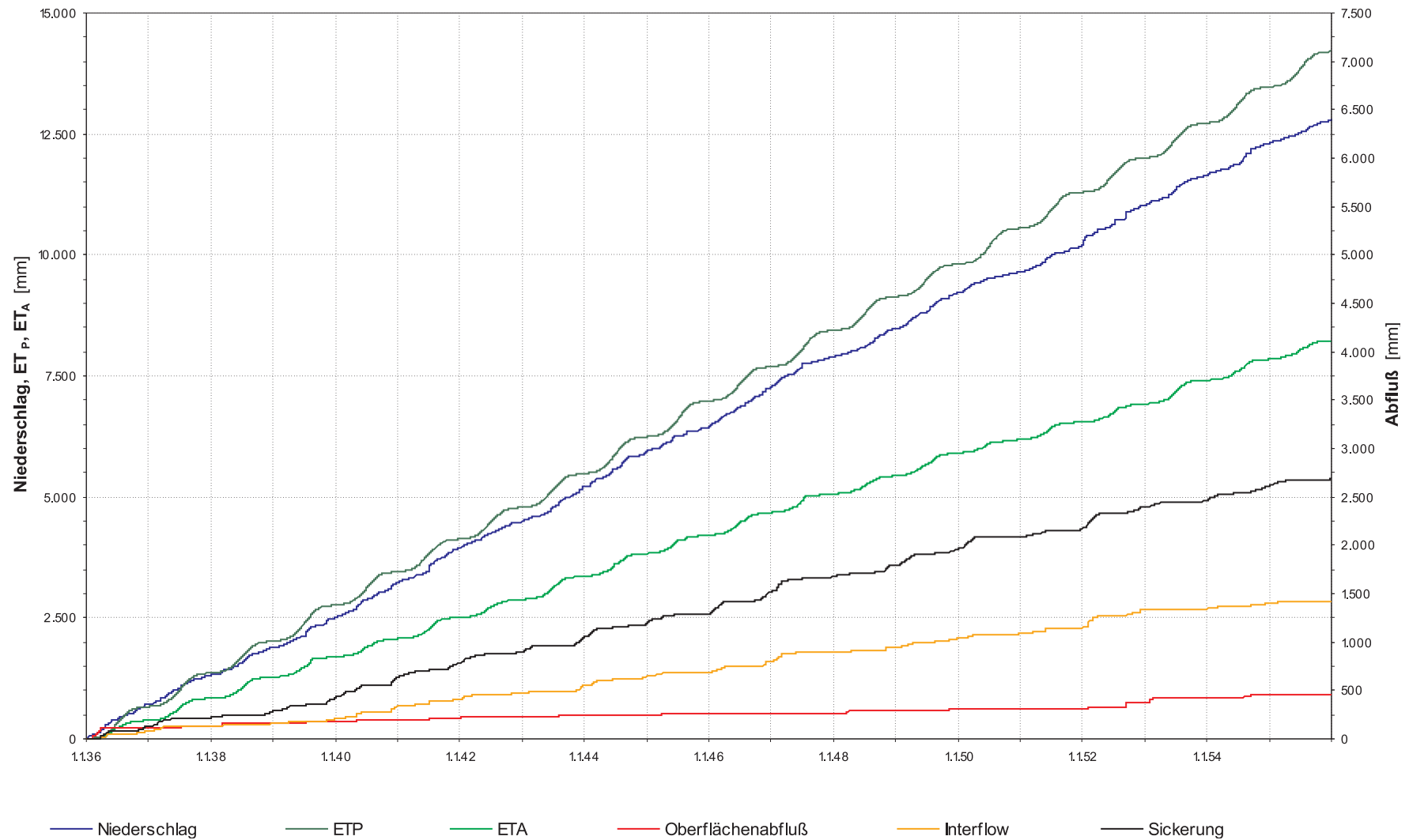


Abb. H30: Szenario „Gealterte Abdeckung Deponieklasse I (Mineralische Dichtungsschicht) und „Klimaentwicklung II“, Wasserhaushalt des HELP-Modells: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A, Oberflächenabfluß, hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.2036–31.12.2055, Parametrisierung wie Tab. H6 und GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9).

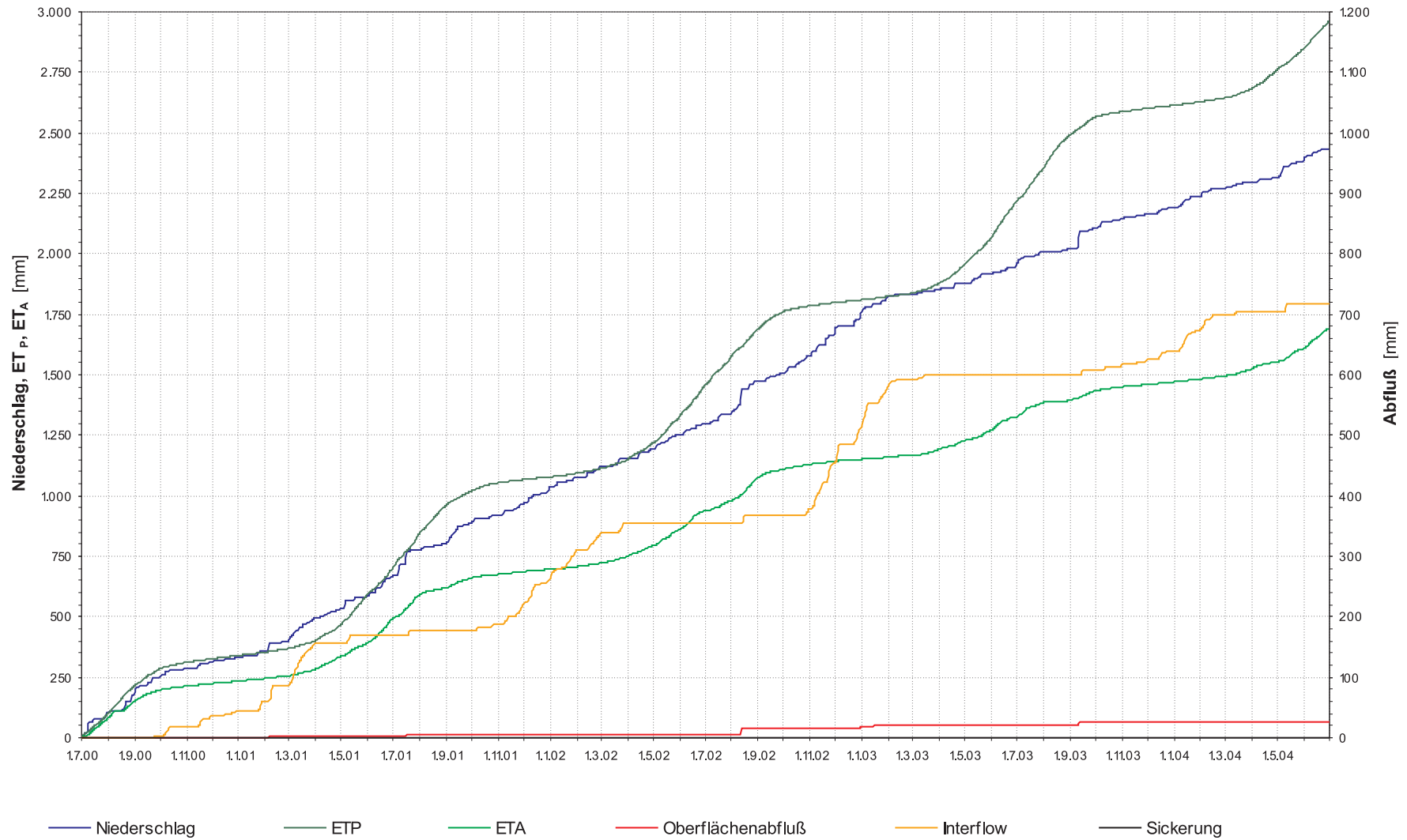


Abb. H31: Szenario „Deponieklasse II (Kombinationsabdichtung)“, Wasserhaushalt des HELP-Modells: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , Oberflächenabfluß, hypodermischer Abfluß und Sickerung. Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004, Parametrisierung wie Tab. H7.

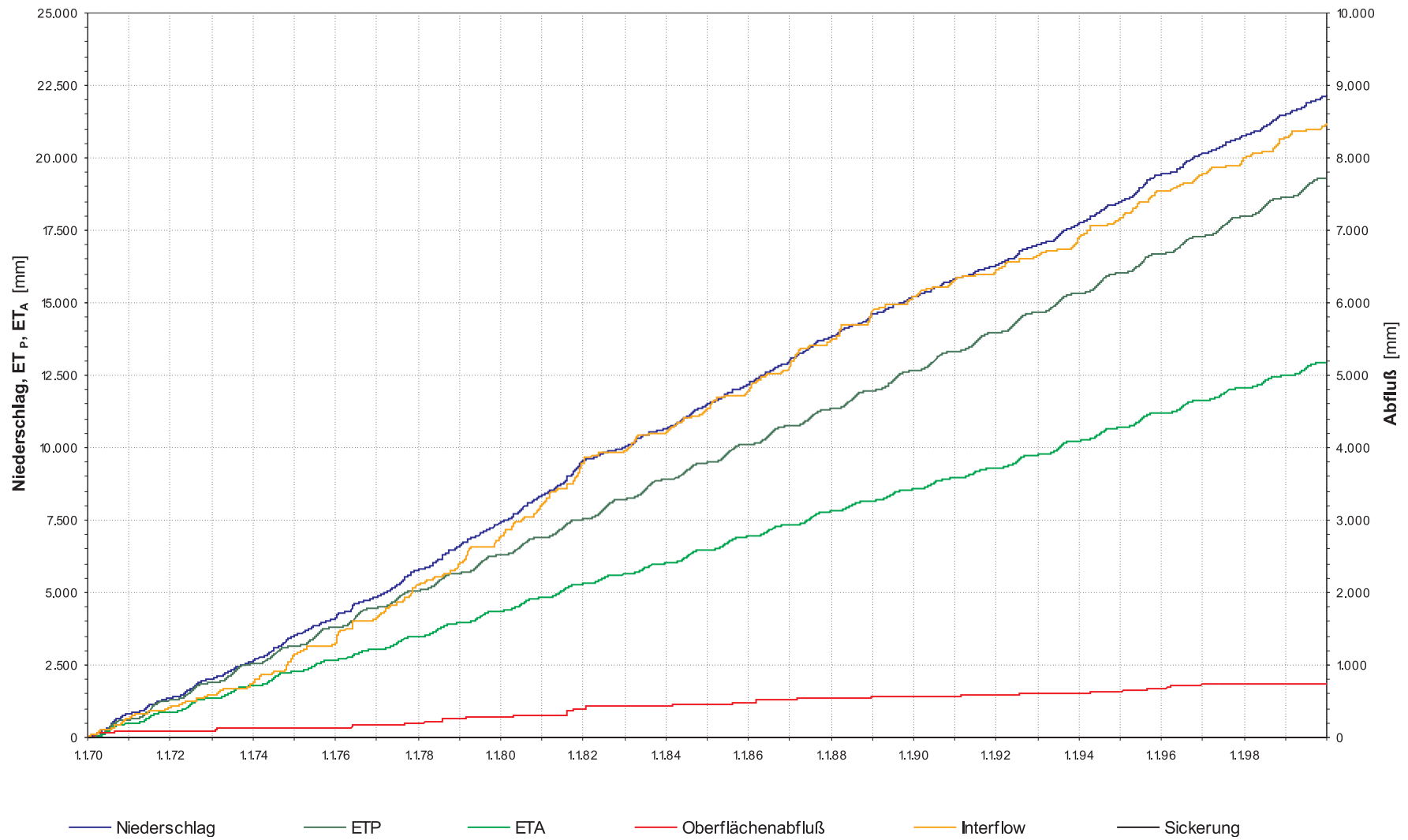


Abb. H32: Szenario „Deponieklasse II (Kombinationsabdichtung)“, Wasserhaushalt des HELP-Modells: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , Oberflächenabfluß, hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.1970–31.12.1999, Parametrisierung wie Tab. H7.

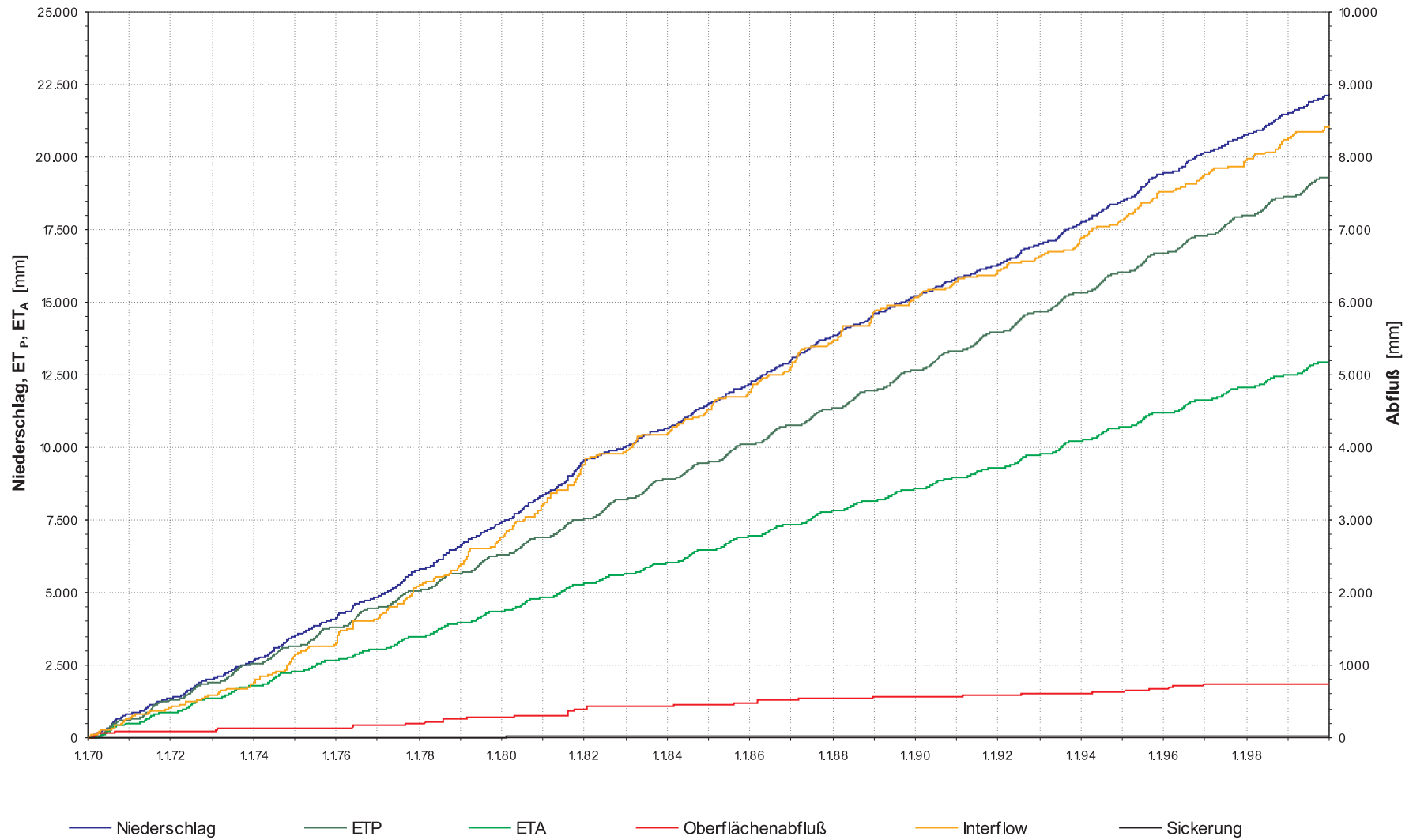


Abb. H33: Szenario „Gealterte Abdeckung Deponieklasse II (Kombinationsabdichtung)“, Wasserhaushalt des HELP-Modells: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , Oberflächenabfluß, hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.1970–31.12.1999, Parametrisierung wie Tab. H8.

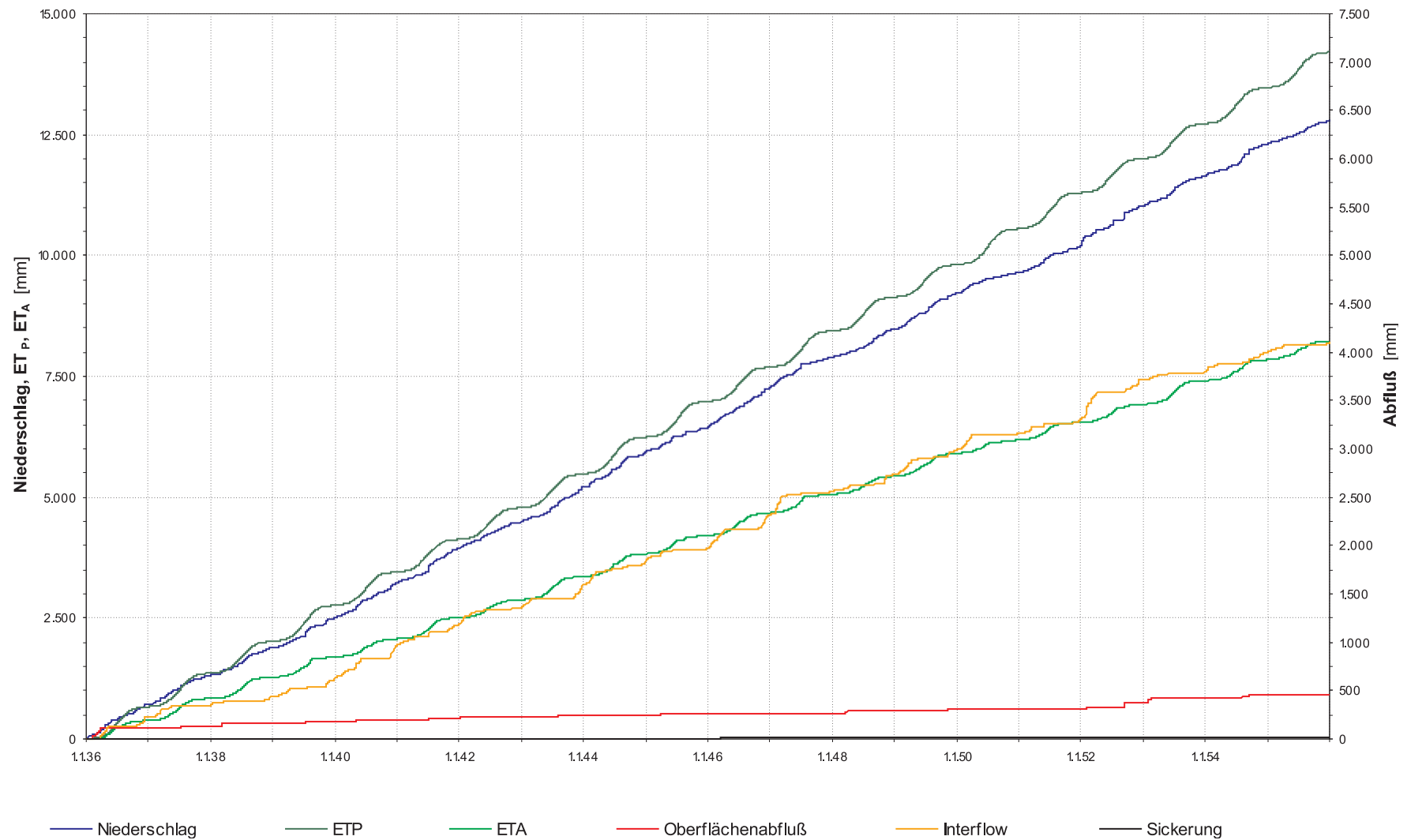


Abb. H34: Szenario „Gealterte Abdeckung Deponieklasse II (Kombinationsabdichtung)“ und „Klimaentwicklung II“, Wasserhaushalt des HELP-Modells: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A, Oberflächenabfluß, hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.2036–31.12.2055, Parametrisierung wie Tab. H8 und GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9).

I Ergebnisse HYDRUS_2D-Modell: Kalibrierung, Validierung und Prognosen

Tab. I1: Parametrisierung des HYDRUS_2D-Modelles, Ergebnis der Kalibrierung und Validierung, Versuchsfeld 1. RS: Rekultivierungsschicht; DS: Dichtungsschicht; ZAD: Zwischenabdeckung; H: Haldenmaterial. ET_P Gras: Gl. 4.16, Versuchsanlage Lichtenberg 2000–2004; Niederschlag Freiland: Korrigierter Niederschlag, Versuchsanlage Lichtenberg 2000–2004.

		1. Schicht	2. Schicht	3. Schicht	4. Schicht	5. Schicht
Neigung	[%]	5,5				
Hanglänge	[m]	10				
Substrat	[-]	RS	RS	DS	ZAD	H
Mächtigkeit	[m]	0,2	1,3	0,4	0,6	2,5
Maximale Wurzeltiefe	[m]	0,2				
Verdunstungstyp	[-]	ET_P Gras				
Niederschlagstyp	[-]	Freiland				
Hydraulische Leitfähigkeit	[m s ⁻¹]	2,9 E-07	3,5 E-07	1,0 E-09	1,2 E-06	1,4 E-09
Anisotropie, Neigung	[%]	5,5	5,5	5,5	5,5	5,5
Anisotropie, Skalierungsfaktor	[-]	100	1	1	1	1
θ_s	[%]	30,7	30,7	32,4	32,9	24,7
θ_r	[%]	0,02	0,02	0,01	0,01	0,02
α	[kPa ⁻¹]	0,575	0,575	0,009	0,241	0,012
n	[-]	1,20	1,20	1,33	1,07	1,21

Tab. I2: Parametrisierung des Szenarios „Boden- und Vegetationsentwicklung I“, kalibriertes HYDRUS_2D-Modell, Versuchsfeld 1. RS: Rekultivierungsschicht; DS: Dichtungsschicht; ZAD: Zwischenabdeckung; H: Haldenmaterial. ET_P Wald: Gl. 4.35, DWD-Station Gera-Leumnitz 1970–1999; Niederschlag Kiefernwald: Kronendurchlaß Gl. 4.46, DWD-Station Gera-Leumnitz 1970–1999.

		1. Schicht	2. Schicht	3. Schicht	4. Schicht	5. Schicht
Neigung	[%]	5,5				
Hanglänge	[m]	10				
Substrat	[-]	RS	RS	DS	ZAD	H
Mächtigkeit	[m]	0,2	1,3	0,4	0,6	2,5
Maximale Wurzeltiefe	[m]	0,5				
Verdunstungstyp	[-]	ET_P Wald				
Niederschlagstyp	[-]	Kiefernwald				
Hydraulische Leitfähigkeit	[m s ⁻¹]	2,9E-06	6,9E-07	1,0E-09	1,2E-06	1,4E-09
Anisotropie, Neigung	[%]	5,5	5,5	5,5	5,5	5,5
Anisotropie, Skalierungsfaktor	[-]	100	1	1	1	1
θ_s	[%]	30,7	30,7	32,4	32,9	24,7
θ_r	[%]	0,02	0,02	0,01	0,01	0,02
α	[kPa ⁻¹]	0,575	0,575	0,009	0,241	0,012
n	[-]	1,20	1,20	1,33	1,07	1,21

Tab. I3: Parametrisierung des Szenarios „Boden- und Vegetationsentwicklung II“, kalibriertes HYDRUS_2D-Modell, Versuchsfeld 1. RS: Rekultivierungsschicht; DS: Dichtungsschicht; ZAD: Zwischenabdeckung; H: Haldenmaterial. ET_P Wald: Gl. 4.35, DWD-Station Gera-Leumnitz 1970–1999; Niederschlag Kiefernwald: Kronendurchlaß Gl. 4.46, DWD-Station Gera-Leumnitz 1970–1999.

		1. Schicht	2. Schicht	3. Schicht	4. Schicht	5. Schicht
Neigung	[%]	5,5				
Hanglänge	[m]	10				
Substrat	[-]	RS	RS	DS	ZAD	H
Mächtigkeit	[m]	0,2	1,3	0,4	0,6	2,5
Maximale Wurzeltiefe	[m]	1,0				
Verdunstungstyp	[-]	ET_P Wald				
Niederschlagstyp	[-]	Kiefernwald				
Hydraulische Leitfähigkeit	[m s ⁻¹]	2,9E-06	6,9E-07	1,0E-08	1,2E-06	1,4E-09
Anisotropie, Neigung	[%]	5,5	5,5	5,5	5,5	5,5
Anisotropie, Skalierungsfaktor	[-]	100	1	1	1	1
θ_s	[%]	30,7	30,7	32,4	32,9	24,7
θ_r	[%]	0,02	0,02	0,01	0,01	0,02
α	[kPa ⁻¹]	0,575	0,575	0,009	0,241	0,012
n	[-]	1,20	1,20	1,33	1,07	1,21

Tab. I4: Parametrisierung des HYDRUS_2D-Modelles, Ergebnis der Kalibrierung und Validierung, Versuchsfeld 2. RS: Rekultivierungsschicht; H: Haldenmaterial. ET_P Gras: Gl. 4.16, Versuchsanlage Lichtenberg 2000–2004; Niederschlag Freiland: Korrigierter Niederschlag, Versuchsanlage Lichtenberg 2000–2004.

		1. Schicht	2. Schicht	3. Schicht
Neigung	[%]	8,3		
Hanglänge	[m]	10		
Substrat	[-]	RS	RS	H
Mächtigkeit	[m]	0,2	0,8	4,0
Maximale Wurzeltiefe	[m]	0,2		
Verdunstungstyp	[-]	ET_P Gras		
Niederschlagstyp	[-]	Freiland		
Hydraulische Leitfähigkeit	[m s ⁻¹]	6,9 E-06	1,2 E-06	1,4 E-09
Anisotropie, Neigung	[%]	8,3	8,3	8,3
Anisotropie, Skalierungsfaktor	[-]	2	1	1
θ_s	[%]	32,9	32,9	24,7
θ_r	[%]	0,01	0,01	0,02
α	[kPa ⁻¹]	0,241	0,241	0,012
n	[-]	1,07	1,07	1,21

Tab. I5: Parametrisierung des Szenarios „Boden- und Vegetationsentwicklung I“, kalibriertes HYDRUS_2D-Modell, Versuchsfeld 2. RS: Rekultivierungsschicht; H: Haldenmaterial. ET_P Wald: Gl. 4.35, DWD-Station Gera-Leumnitz 1970–1999; Niederschlag Kiefernwald: Kronendurchlaß Gl. 4.46, DWD-Station Gera-Leumnitz 1970–1999.

		1. Schicht	2. Schicht	3. Schicht
Neigung	[%]	8,3		
Hanglänge	[m]	10		
Substrat	[-]	RS	RS	H
Mächtigkeit	[m]	0,2	0,8	4,0
Maximale Wurzeltiefe	[m]	0,5		
Verdunstungstyp	[-]	ET_P Wald		
Niederschlagstyp	[-]	Kiefernwald		
Hydraulische Leitfähigkeit	[m s ⁻¹]	6,9 E-05	2,3 E-06	1,4 E-09
Anisotropie, Neigung	[%]	8,3	8,3	8,3
Anisotropie, Skalierungsfaktor	[-]	2	1	1
θ_s	[%]	32,9	32,9	24,7
θ_r	[%]	0,01	0,01	0,02
α	[kPa ⁻¹]	0,241	0,241	0,012
n	[-]	1,07	1,07	1,21

Tab. I6: Parametrisierung des Szenarios „Boden- und Vegetationsentwicklung II“, kalibriertes HYDRUS_2D-Modell, Versuchsfeld 2. RS: Rekultivierungsschicht; H: Haldenmaterial. ET_P Wald: Gl. 4.35, DWD-Station Gera-Leumnitz 1970–1999; Niederschlag Kiefernwald: Kronendurchschlag Gl. 4.46, DWD-Station Gera-Leumnitz 1970–1999.

		1. Schicht	2. Schicht	3. Schicht
Neigung	[%]	8,3		
Hanglänge	[m]	10		
Substrat	[-]	RS	RS	H
Mächtigkeit	[m]	0,2	0,8	4,0
Maximale Wurzeltiefe	[m]	1,0		
Verdunstungstyp	[-]	ET_P Wald		
Niederschlagstyp	[-]	Kiefernwald		
Hydraulische Leitfähigkeit	[m s ⁻¹]	6,9 E-05	2,3 E-06	1,4 E-08
Anisotropie, Neigung	[%]	8,3	8,3	8,3
Anisotropie, Skalierungsfaktor	[-]	2	1	1
θ_s	[%]	32,9	32,9	24,7
θ_r	[%]	0,01	0,01	0,02
α	[kPa ⁻¹]	0,241	0,241	0,012
n	[-]	1,07	1,07	1,21

Tab. I7: Parametrisierung des HYDRUS_2D-Modelles, Ergebnis der Kalibrierung und Validierung, Versuchsfeld 3. RS: Rekultivierungsschicht; ZAD: Zwischenabdeckung; H: Haldenmaterial. ET_P Gras: Gl. 4.16, Versuchsanlage Lichtenberg 2000–2004; Niederschlag Freiland: Korrigierter Niederschlag, Versuchsanlage Lichtenberg 2000–2004.

		1. Schicht	2. Schicht	3. Schicht	4. Schicht
Neigung	[%]	14,4			
Hanglänge	[m]	10			
Substrat	[-]	RS	RS	ZAD	H
Mächtigkeit	[m]	0,2	0,8	0,6	3,4
Maximale Wurzeltiefe	[m]	0,2			
Verdunstungstyp	[-]	ET_P Gras			
Niederschlagstyp	[-]	Freiland			
Hydraulische Leitfähigkeit	[m s ⁻¹]	5,8E-07	9,3E-08	3,5E-08	3,5E-09
Anisotropie, Neigung	[%]	14,4	14,4	14,4	14,4
Anisotropie, Skalierungsfaktor	[-]	100	1,5	1,5	1
θ_s	[%]	34,0	34,0	32,9	24,7
θ_r	[%]	0,01	0,01	0,01	0,02
α	[kPa ⁻¹]	0,135	0,135	0,241	0,012
n	[-]	1,21	1,21	1,07	1,21

Tab. I8: Parametrisierung des Szenarios „Boden- und Vegetationsentwicklung I“, kalibriertes HYDRUS_2D-Modell, Versuchsfeld 3. RS: Rekultivierungsschicht; ZAD: Zwischenabdeckung; H: Haldenmaterial. ET_P Wald: Gl. 4.35, DWD-Station Gera-Leumnitz 1970–1999; Niederschlag Kiefernwald: Kronendurchlaß Gl. 4.46, DWD-Station Gera-Leumnitz 1970–1999.

		1. Schicht	2. Schicht	3. Schicht	4. Schicht
Neigung	[%]	14,4			
Hanglänge	[m]	10			
Substrat	[–]	RS	RS	ZAD	H
Mächtigkeit	[m]	0,2	0,8	0,6	3,4
Maximale Wurzeltiefe	[m]	0,5			
Verdunstungstyp	[–]	ET_P Wald			
Niederschlagstyp	[–]	Kiefernwald			
Hydraulische Leitfähigkeit	[m s ⁻¹]	5,8E-06	9,3E-07	3,5E-07	3,5E-09
Anisotropie, Neigung	[%]	14,4	14,4	14,4	14,4
Anisotropie, Skalierungsfaktor	[–]	100	1,5	1,5	1
θ_s	[%]	34,0	34,0	32,9	24,7
θ_r	[%]	0,01	0,01	0,01	0,02
α	[kPa ⁻¹]	0,135	0,135	0,241	0,012
n	[–]	1,21	1,21	1,07	1,21

Tab. I9: Parametrisierung des Szenarios „Boden- und Vegetationsentwicklung II“, kalibriertes HYDRUS_2D-Modell, Versuchsfeld 3. RS: Rekultivierungsschicht; ZAD: Zwischenabdeckung; H: Haldenmaterial. ET_P Wald: Gl. 4.35, DWD-Station Gera-Leumnitz 1970–1999; Niederschlag Kiefernwald: Kronendurchlaß Gl. 4.46, DWD-Station Gera-Leumnitz 1970–1999.

		1. Schicht	2. Schicht	3. Schicht	4. Schicht
Neigung	[%]	14,4			
Hanglänge	[m]	10			
Substrat	[-]	RS	RS	ZAD	H
Mächtigkeit	[m]	0,2	0,8	0,6	3,4
Maximale Wurzeltiefe	[m]	1,0			
Verdunstungstyp	[-]	ET_P Wald			
Niederschlagstyp	[-]	Kiefernwald			
Hydraulische Leitfähigkeit	[m s ⁻¹]	5,8E-06	9,3E-07	3,5E-07	3,5E-08
Anisotropie, Neigung	[%]	14,4	14,4	14,4	14,4
Anisotropie, Skalierungsfaktor	[-]	100	1,5	1,5	1
θ_s	[%]	34,0	34,0	32,9	24,7
θ_r	[%]	0,01	0,01	0,01	0,02
α	[kPa ⁻¹]	0,135	0,135	0,241	0,012
n	[-]	1,21	1,21	1,07	1,21

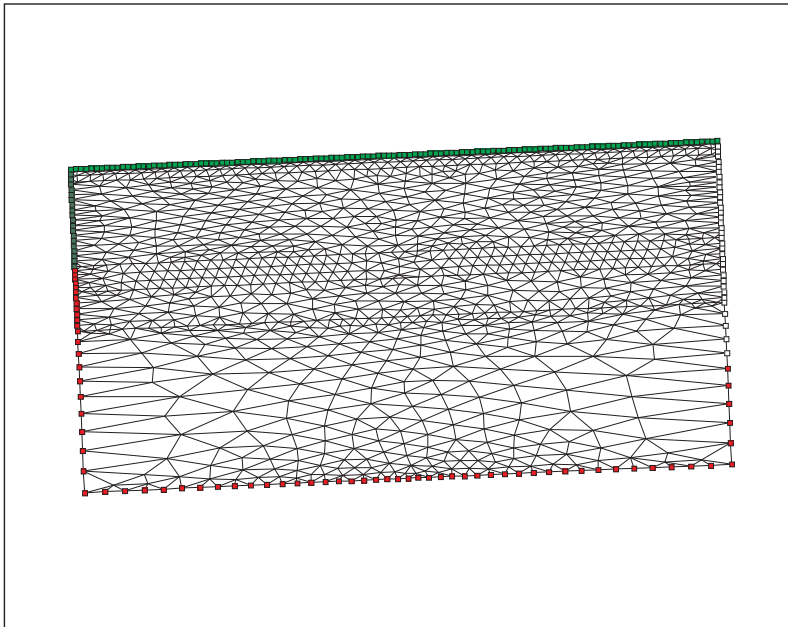


Abb. I1: Geometrie (5 m Profiltiefe, 10 m Hanglänge), FEM-Modellgitter, und Belegung der Modellgrenzen, HYDRUS_2D-Simulationen VF 1. Anstromseitige Abdichtung des Versuchsfeldes als „no flux“-Bedingung; Sickerung im Haldenmaterial: „free drainage“; hypodermischer Abfluß in Dränage: „seepage face“ sowie obere atmosphärische Randbedingung.

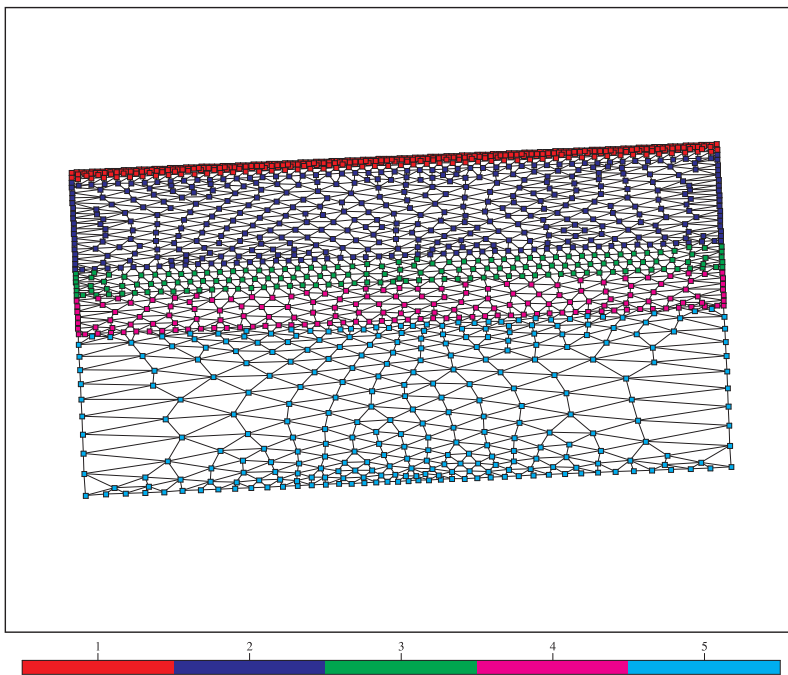


Abb. I2: Belegung des FEM-Modellgitters mit Substrattypen, HYDRUS_2D-Simulationen VF 1. Substrat 1: Rekultivierungsschichtsubstrat, obere aufgelockerte Lage; Substrat 2: Rekultivierungsschichtsubstrat, untere Lage; Substrat 3: Dichtungsschichtsubstrat; Substrat 4: Zwischenabdeckung; Substrat 5: Haldenmaterial.

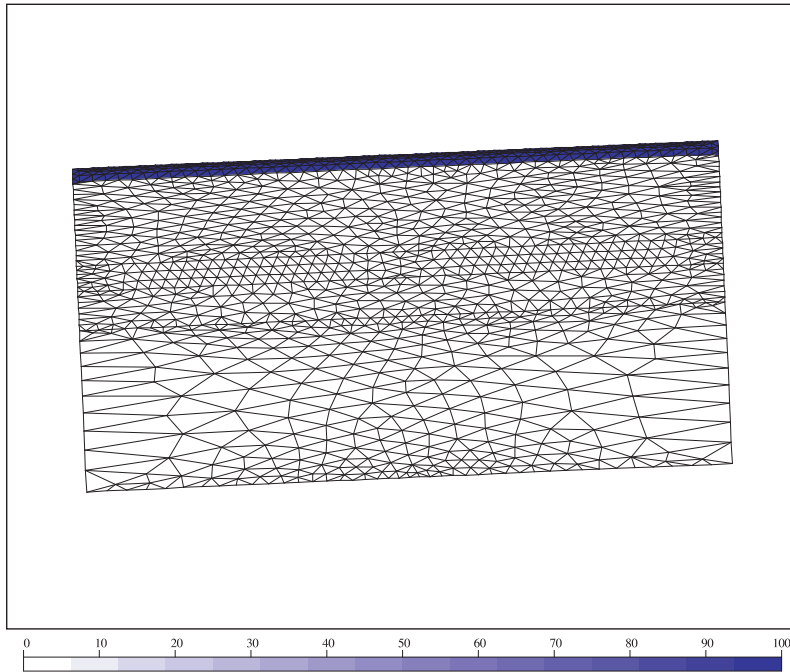


Abb. I3: Parametrisierung der Anisotropie des FEM-Modellgitters, HYDRUS_2D-Simulationen VF 1.

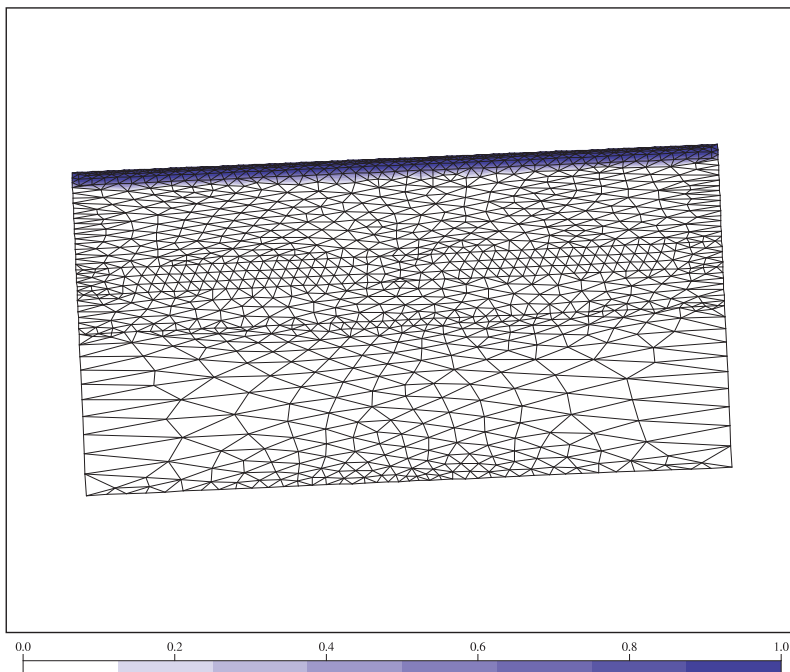


Abb. I4: Parametrisierung der relativen Wurzelverteilung des FEM-Modellgitters, HYDRUS_2D-Simulationen VF 1, Ergebnis der Kalibrierung und Validierung.

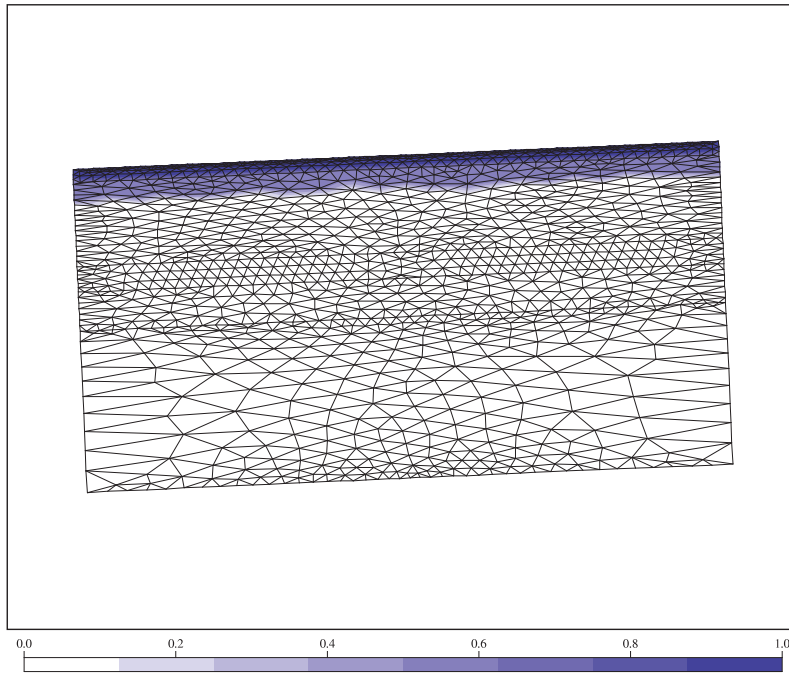


Abb. I5: Parametrisierung der relativen Wurzelverteilung des FEM-Modellgitters, HYDRUS_2D-Simulationen VF 1, Boden- und Vegetationsentwicklung I.

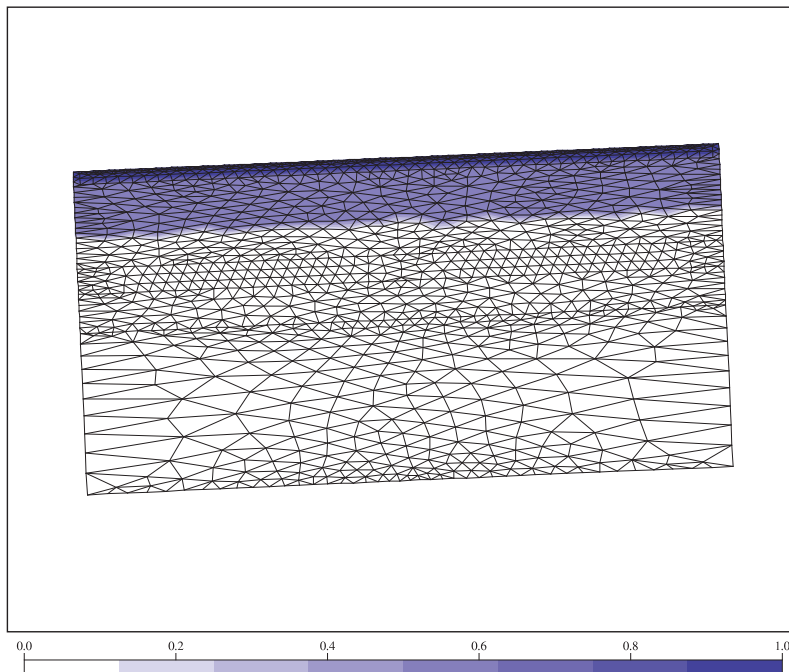


Abb. I6: Parametrisierung der relativen Wurzelverteilung des FEM-Modellgitters, HYDRUS_2D-Simulationen VF 1, Boden- und Vegetationsentwicklung II.

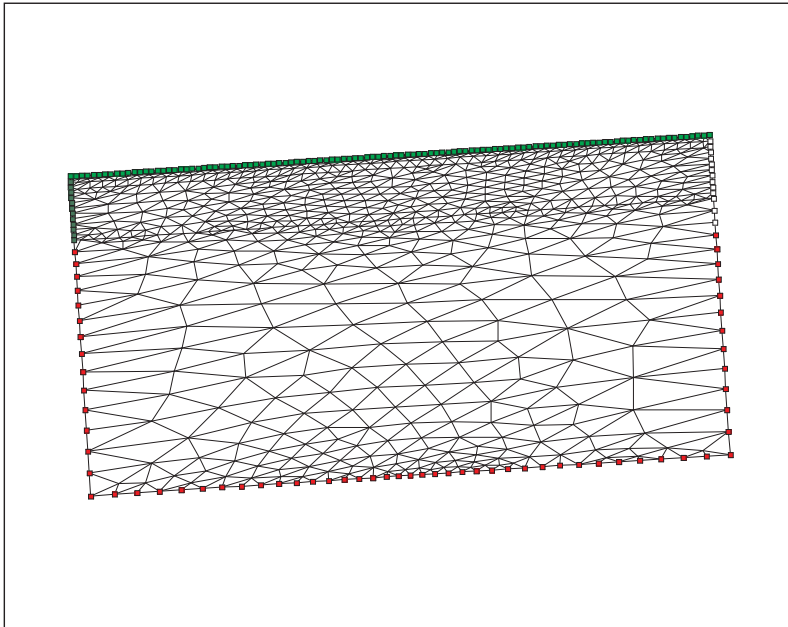


Abb. I7: Geometrie (5 m Profiltiefe, 10 m Hanglänge), FEM-Modellgitter, und Belegung der Modellgrenzen, HYDRUS_2D-Simulationen VF 2. Anstromseitige Abdichtung des Versuchsfeldes als „no flux“-Bedingung; Sickerung im Haldenmaterial: „free drainage“; hypodermischer Abfluß in Dränage: „seepage face“ sowie obere atmosphärische Randbedingung.

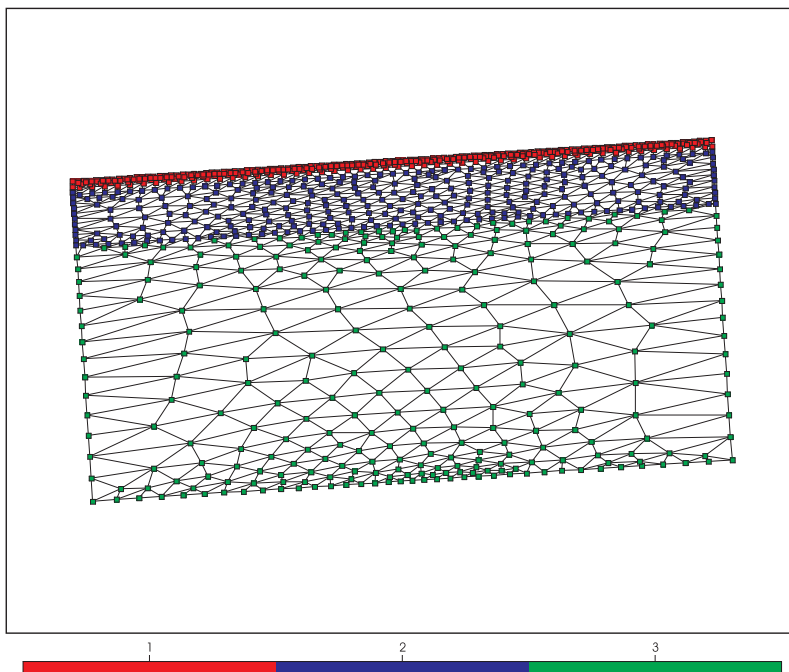


Abb. I8: Belegung des FEM-Modellgitters mit Substrattypen, HYDRUS_2D-Simulationen VF 2. Substrat 1: Rekultivierungsschichtsubstrat, obere aufgelockerte Lage; Substrat 2: Rekultivierungsschichtsubstrat, untere Lage; Substrat 3: Haldenmaterial.

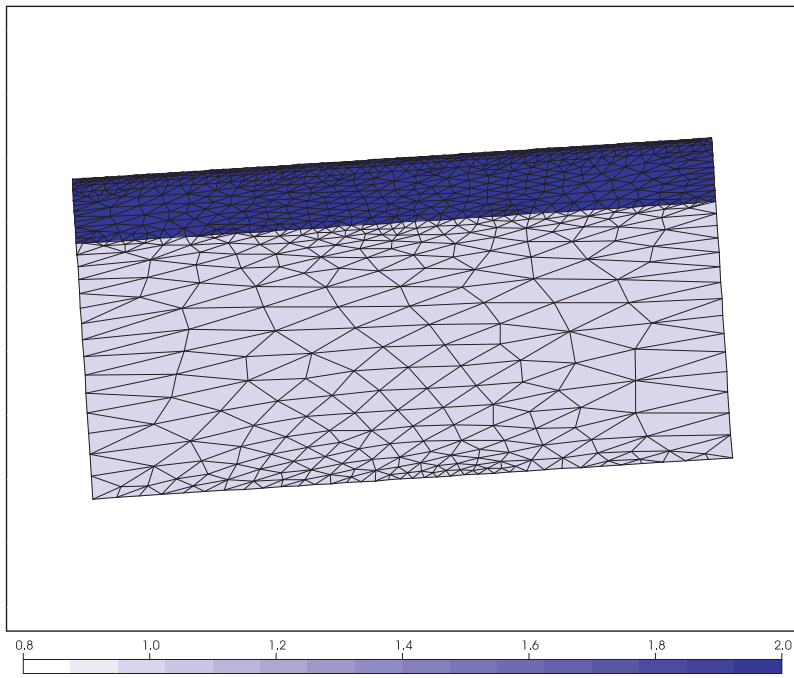


Abb. I9: Parametrisierung der Anisotropie des FEM-Modellgitters, HYDRUS_2D-Simulationen VF 2.

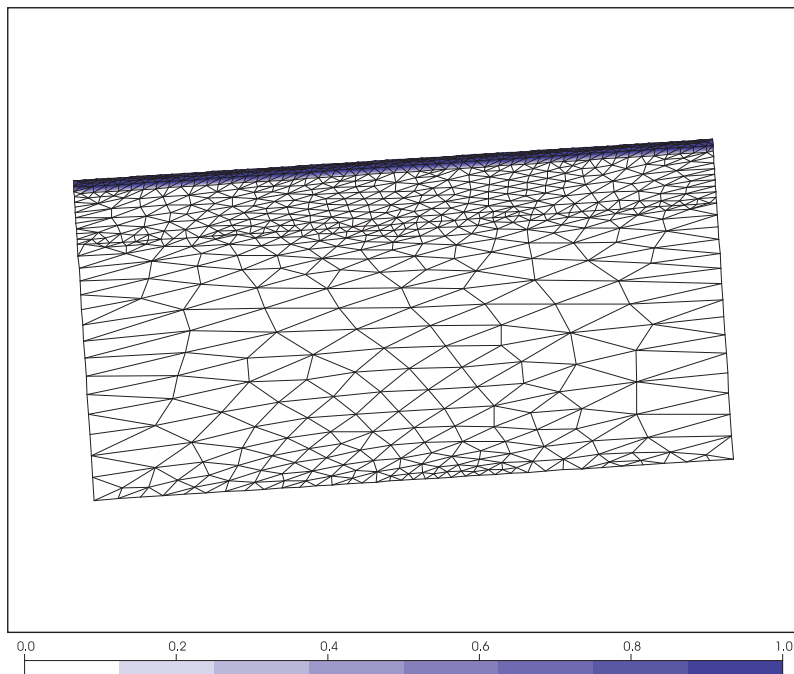


Abb. I10: Parametrisierung der relativen Wurzelverteilung des FEM-Modellgitters, HYDRUS_2D-Simulationen VF 2, Ergebnis der Kalibrierung und Validierung.

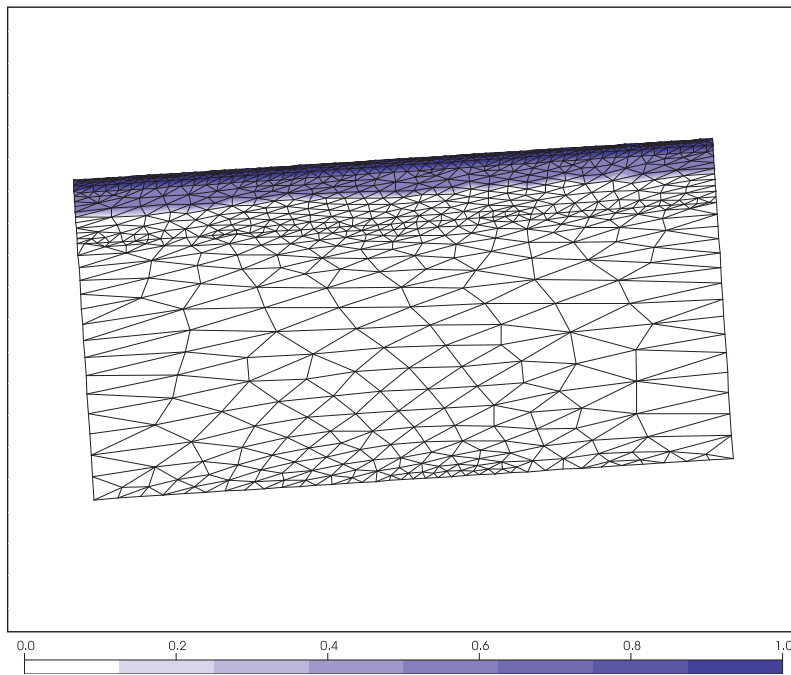


Abb. I11: Parametrisierung der relativen Wurzelverteilung des FEM-Modellgitters, HYDRUS_2D-Simulationen VF 2, Boden- und Vegetationsentwicklung I.

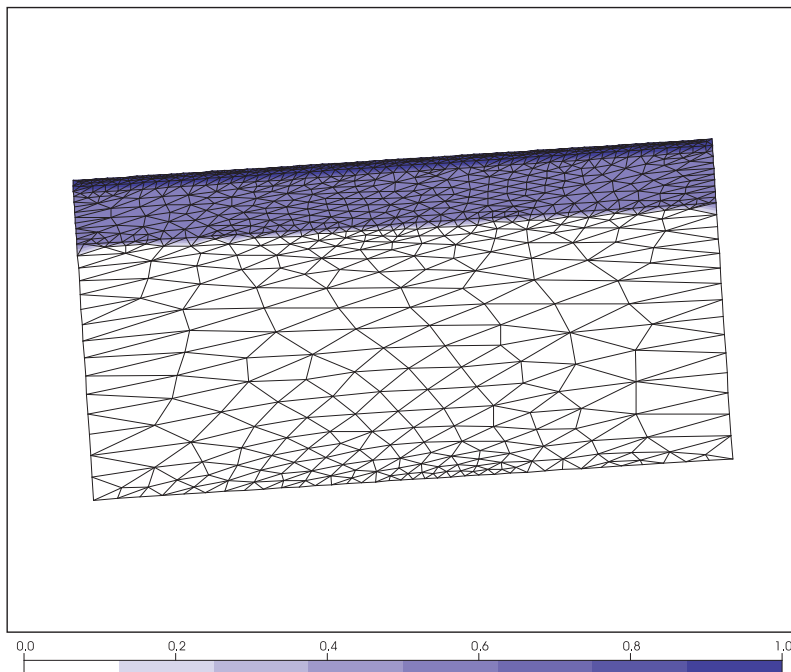


Abb. I12: Parametrisierung der relativen Wurzelverteilung des FEM-Modellgitters, HYDRUS_2D-Simulationen VF 2, Boden- und Vegetationsentwicklung II.

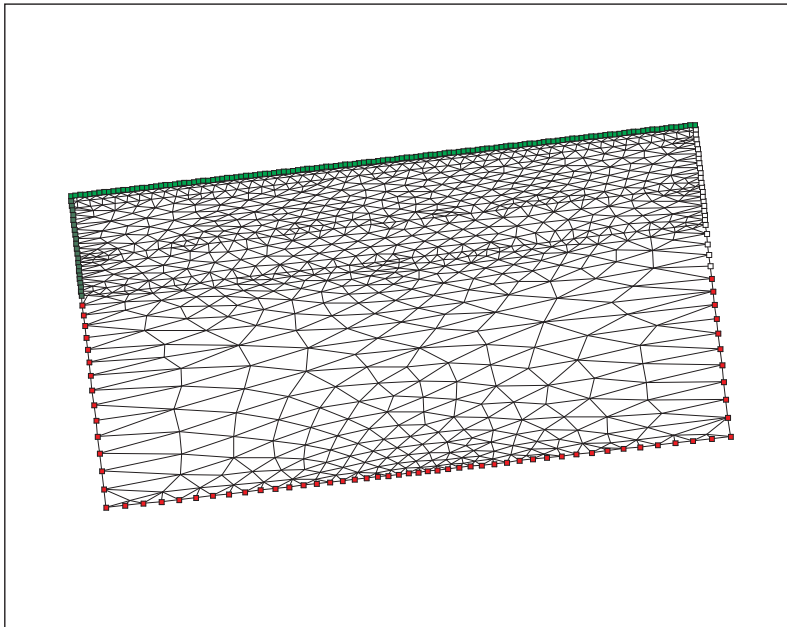


Abb. I13: Geometrie (5 m Profiltiefe, 10 m Hanglänge), FEM-Modellgitter, und Belegung der Modellgrenzen, HYDRUS_2D-Simulationen VF 3. Anstromseitige Abdichtung des Versuchsfeldes als „no flux“-Bedingung; Sickerung im Haldenmaterial: „free drainage“; hypodermischer Abfluß in Dränage: „seepage face“ sowie obere atmosphärische Randbedingung.

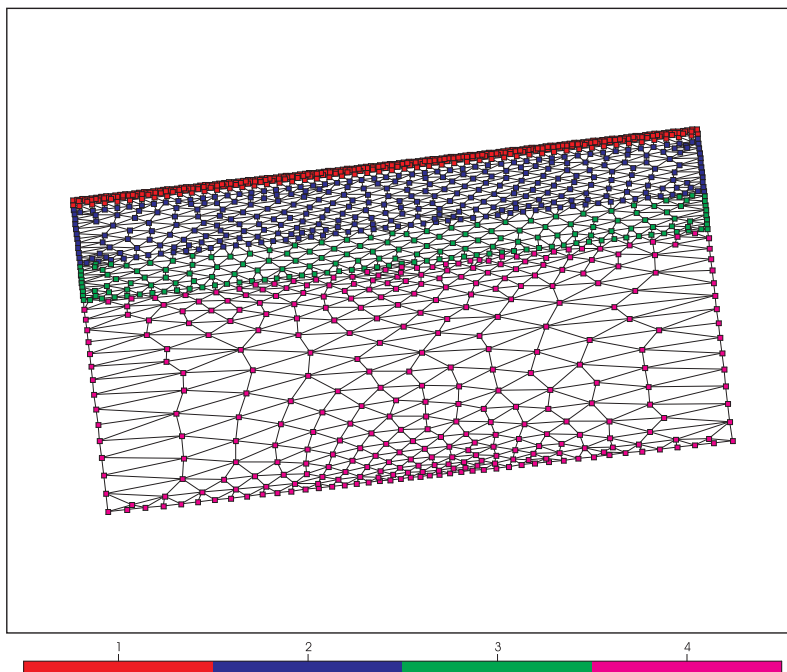


Abb. I14: Belegung des FEM-Modellgitters mit Substrattypen, HYDRUS_2D-Simulationen VF 3. Substrat 1: Rekultivierungsschichtsubstrat, obere aufgelockerte Lage; Substrat 2: Rekultivierungsschichtsubstrat, untere Lage; Substrat 3: Zwischenabdeckung; Substrat 4: Haldenmaterial.

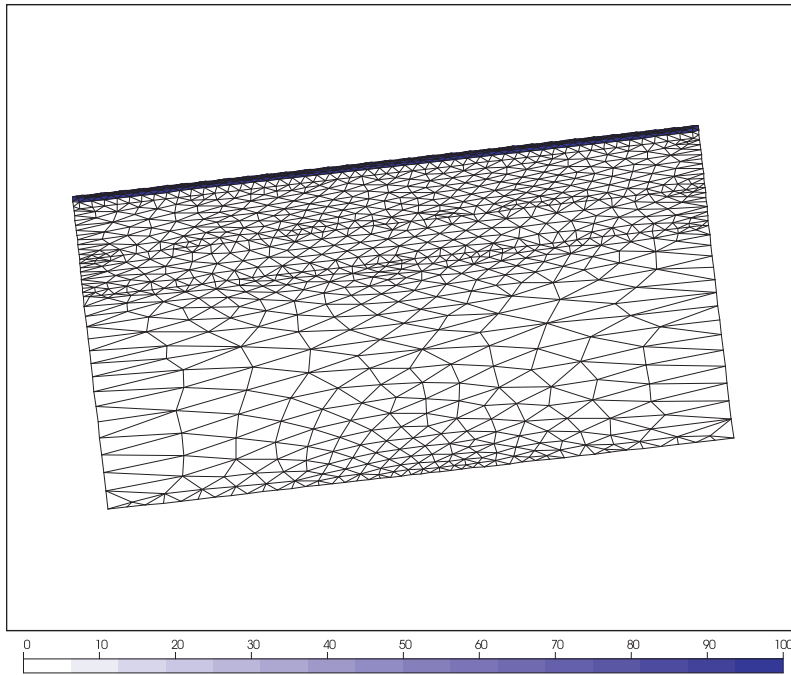


Abb. I15: Parametrisierung der Anisotropie des FEM-Modellgitters, HYDRUS_2D-Simulationen VF 3.

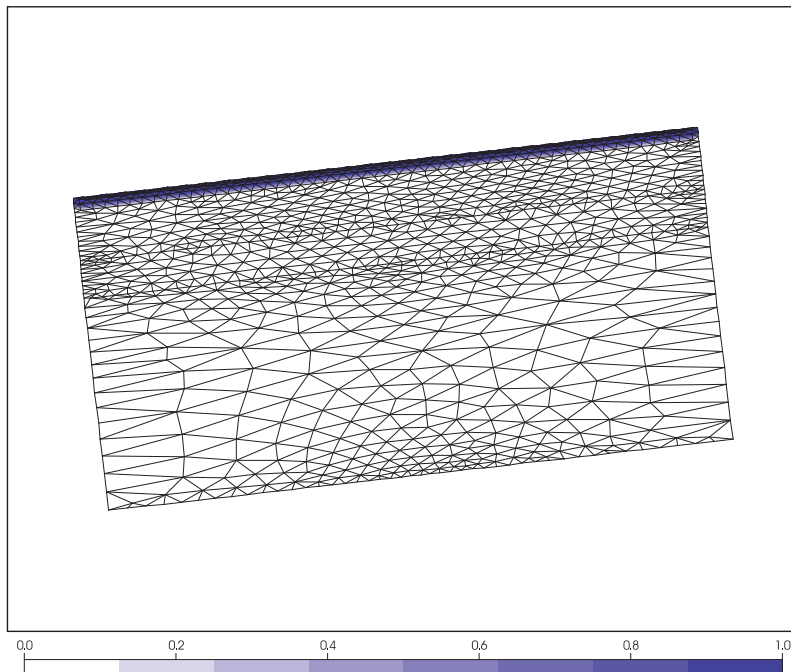


Abb. I16: Parametrisierung der relativen Wurzelverteilung des FEM-Modellgitters, HYDRUS_2D-Simulationen VF 3, Ergebnis der Kalibrierung und Validierung.

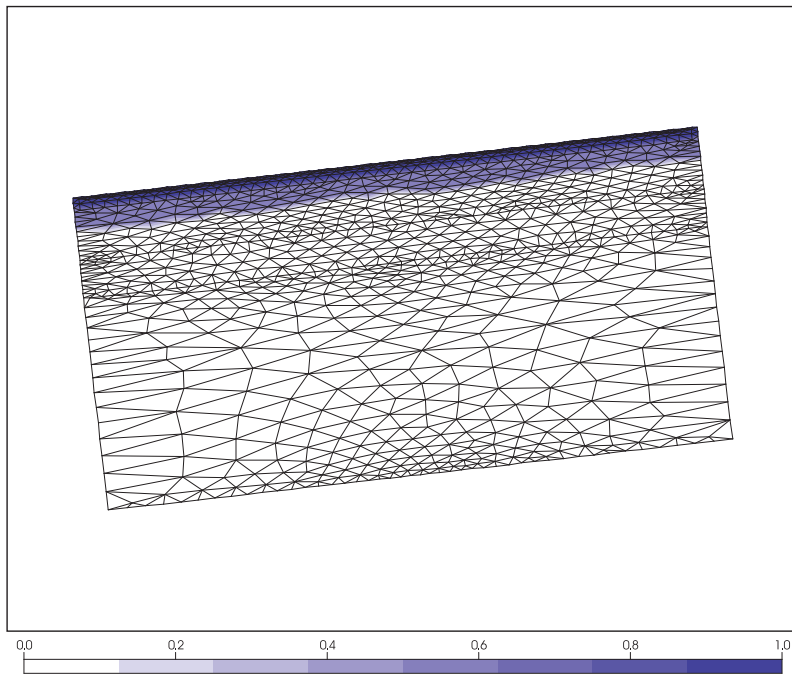


Abb. I17: Parametrisierung der relativen Wurzelverteilung des FEM-Modellgitters, HYDRUS_2D-Simulationen VF 3, Boden- und Vegetationsentwicklung I.

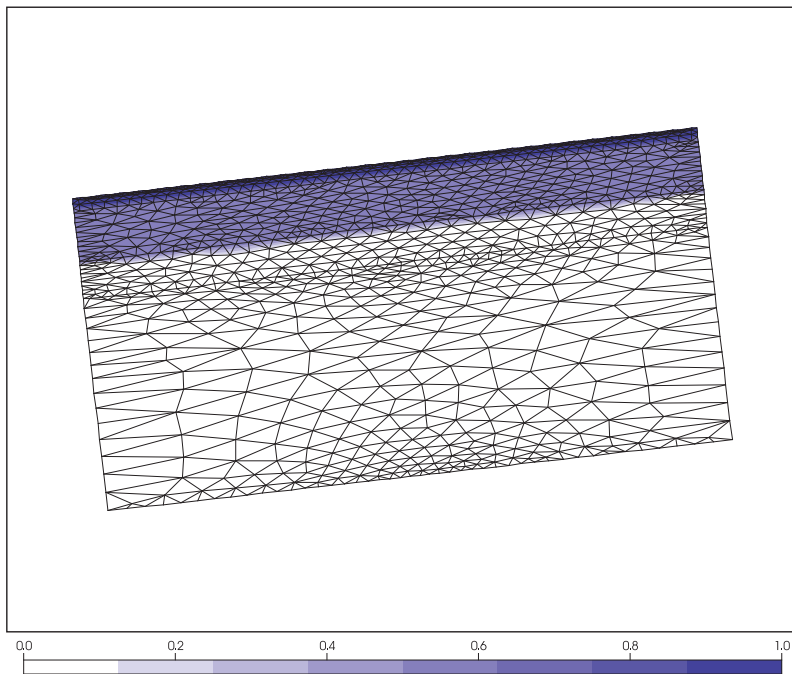


Abb. I18: Parametrisierung der relativen Wurzelverteilung des FEM-Modellgitters, HYDRUS_2D-Simulationen VF 3, Boden- und Vegetationsentwicklung II.

Tab. I10: Statistik der Kalibrierung und Validierung des HYDRUS_2D-Modells, hypodermischer Abfluß Versuchsfeld 1, kumulativ.

		CAE [mm]	MAE [mm d ⁻¹]	RMSE [mm d ⁻¹]	r [-]
Kalibrierung	1.11.2002–31.1.2003	-3,2	1,52	2,05	1,00
Validierung	1.2.2003–30.4.2003	-3,4	2,21	2,52	0,97

Tab. I11: Statistik der Kalibrierung und Validierung des HYDRUS_2D-Modelles, hypodermischer Abfluß Versuchsfeld 1, Tagesabflüsse.

		MAE [mm d ⁻¹]	RMSE [mm d ⁻¹]	r [-]
Kalibrierung	1.11.2002–31.1.2003	0,20	0,34	0,74
Validierung	1.2.2003–30.4.2003	0,13	0,14	0,97

Tab. I12: Statistik der Kalibrierung und Validierung des HYDRUS_2D-Modells, hypodermischer Abfluß Versuchsfeld 2, kumulativ.

		CAE [mm]	MAE [mm d ⁻¹]	RMSE [mm d ⁻¹]	r [-]
Kalibrierung	1.11.2002–31.1.2003	12,6	11,57	12,91	1,00
Validierung	1.2.2003–30.4.2003	-12,5	6,89	8,55	0,67

Tab. I13: Statistik der Kalibrierung und Validierung des HYDRUS_2D-Modelles, hypodermischer Abfluß Versuchsfeld 2, Tagesabflüsse.

		MAE [mm d ⁻¹]	RMSE [mm d ⁻¹]	r [-]
Kalibrierung	1.11.2002–31.1.2003	0,44	0,70	0,89
Validierung	1.2.2003–30.4.2003	0,16	0,23	0,84

Tab. I14: Statistik der Kalibrierung und Validierung des HYDRUS_2D-Modells, hypodermischer Abfluß Versuchsfeld 3, kumulativ.

		CAE [mm]	MAE [mm d ⁻¹]	RMSE [mm d ⁻¹]	r [-]
Kalibrierung	1.11.2002–31.1.2003	-0,2	2,00	2,41	1,00
Validierung	1.2.2003–30.4.2003	0,5	0,53	0,56	0,99

Tab. I15: Statistik der Kalibrierung und Validierung des *HYDRUS_2D*-Modelles, hypodermischer Abfluß Versuchsfeld 3, Tagesabflüsse.

		<i>MAE</i> [mm d ⁻¹]	<i>RMSE</i> [mm d ⁻¹]	<i>r</i> [-]
Kalibrierung	1.11.2002–31.1.2003	0,48	0,90	0,72
Validierung	1.2.2003–30.4.2003	0,03	0,06	0,96

Tab. I16: Vergleich von gemessenen und in den HYDRUS_2D-Kalibrierungen ermittelten bodenphysikalischen Parametern, VF 1–3.

¹ VF 2: 1. Bestimmung: Zwischenabdeckung, 2–3. Wert: Erste und zweite Probenkampagne obere Lage Rekultivierungsschicht

² VF 2: Obere und untere Lage der Zwischenabdeckung

³ Rekultivierungsschicht VF 2: Werte der Zwischenabdeckung

⁴ Erste und zweite Probenkampagne

		VF 1	VF 2	VF 3
Haldenmaterial				
K_s DIN 18130	[m s ⁻¹]	$5,0 \cdot 10^{-9}$	$5,0 \cdot 10^{-9}$	$5,0 \cdot 10^{-9}$
K_s Guelph-P.	[m s ⁻¹]	$6,8 \cdot 10^{-7}$	$6,8 \cdot 10^{-7}$	$6,8 \cdot 10^{-7}$
K_s HYDRUS_2D	[m s ⁻¹]	$1,4 \cdot 10^{-9}$	$1,4 \cdot 10^{-9}$	$3,5 \cdot 10^{-9}$
Zwischenabdeckung				
K_s DIN 18130	[m s ⁻¹]	$3,2 \cdot 10^{-8}$	$3,2 \cdot 10^{-8}$	$3,2 \cdot 10^{-8}$
K_s Guelph-P. ¹	[m s ⁻¹]	$8,2 \cdot 10^{-8}$	$8,2 \cdot 10^{-8}$	$8,2 \cdot 10^{-8}$
		$9,1 \cdot 10^{-8}$		
		$9,2 \cdot 10^{-7}$		
K_s HYDRUS_2D ²	[m s ⁻¹]	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$6,9 \cdot 10^{-6}$	$3,5 \cdot 10^{-8}$
			$1,2 \cdot 10^{-6}$	
α Verdunstungsmeth.	[kPa ⁻¹]	0,121	0,121	0,121
α HYDRUS_2D	[kPa ⁻¹]	0,241	0,241	0,241
n Verdunstungsmeth.	[-]	1,07	1,07	1,07
n HYDRUS_2D	[-]	1,07	1,07	1,07
nFK Verdunstungsmeth.	[mm]	8,5	8,5	8,5
nFK HYDRUS_2D	[mm]	9,2	9,2	9,2
Dichtungsschicht				
K_s DIN 18130	[m s ⁻¹]	$8,3 \cdot 10^{-10}$	-	-
K_s HYDRUS_2D	[m s ⁻¹]	$1,0 \cdot 10^{-9}$	-	-
Rekultivierungsschicht ³				
K_s DIN 18130	[m s ⁻¹]	$6,7 \cdot 10^{-7}$	-	$1,1 \cdot 10^{-6}$
K_s Guelph-P. ⁴	[m s ⁻¹]	$1,2 \cdot 10^{-6}$	-	$6,4 \cdot 10^{-7}$
		$2,8 \cdot 10^{-8}$	-	$1,4 \cdot 10^{-8}$
K_s HYDRUS_2D ²	[m s ⁻¹]	$2,9 \cdot 10^{-7}$	-	$5,8 \cdot 10^{-7}$
		$3,5 \cdot 10^{-7}$	-	$9,3 \cdot 10^{-8}$
α Verdunstungsmeth.	[kPa ⁻¹]	0,288	-	0,039
α HYDRUS_2D	[kPa ⁻¹]	0,575	-	0,135
n Verdunstungsmeth.	[-]	1,22	-	1,11
n HYDRUS_2D	[-]	1,20	-	1,21
nFK Verdunstungsmeth.	[mm]	17,4	-	12,0
nFK HYDRUS_2D	[mm]	15,1	-	19,6

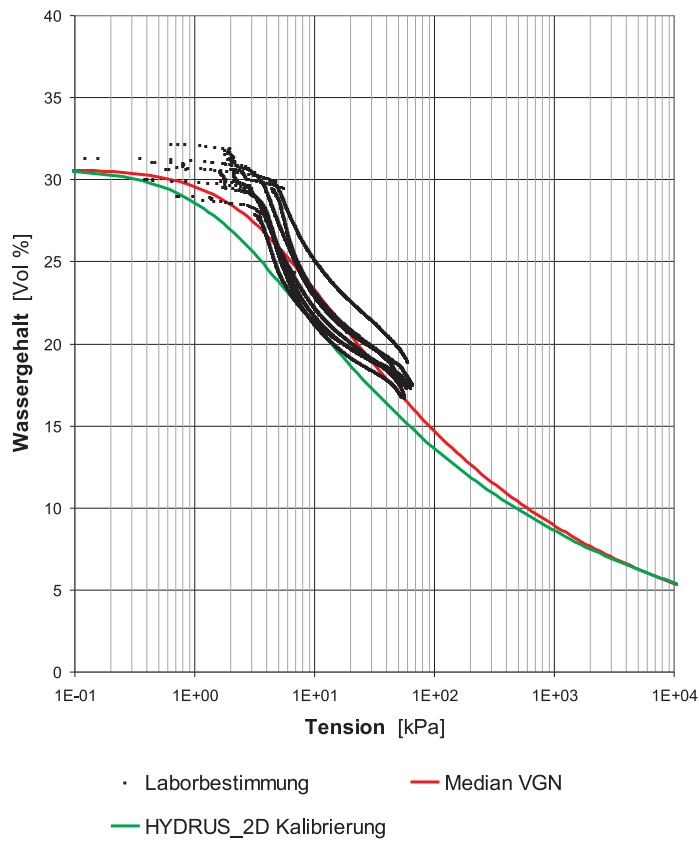


Abb. I19: In der HY-DURS_2D-Kalibrierung ermittelte $\theta(\psi)$ -Funktion der Rekultivierungsschicht VF 1, sowie mittlere $\theta(\psi)$ -Funktion nach Gl. 4.6 der Bestimmungen mittels Verdunstungsmethode.

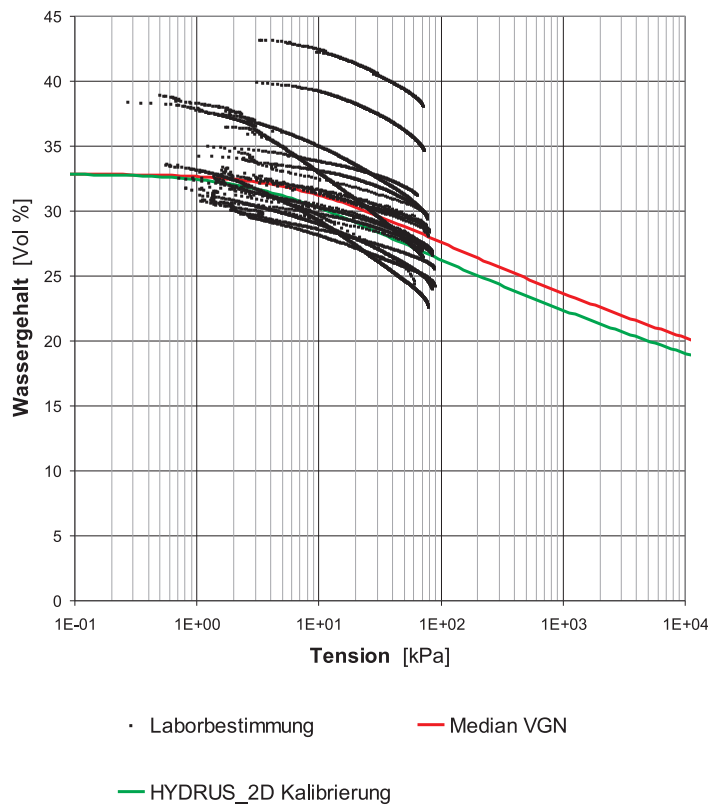


Abb. I20: In der HY-DURS_2D-Kalibrierung ermittelte $\theta(\psi)$ -Funktion der Rekultivierungsschicht VF 2, sowie mittlere $\theta(\psi)$ -Funktion nach Gl. 4.6 der Bestimmungen mittels Verdunstungsmethode.

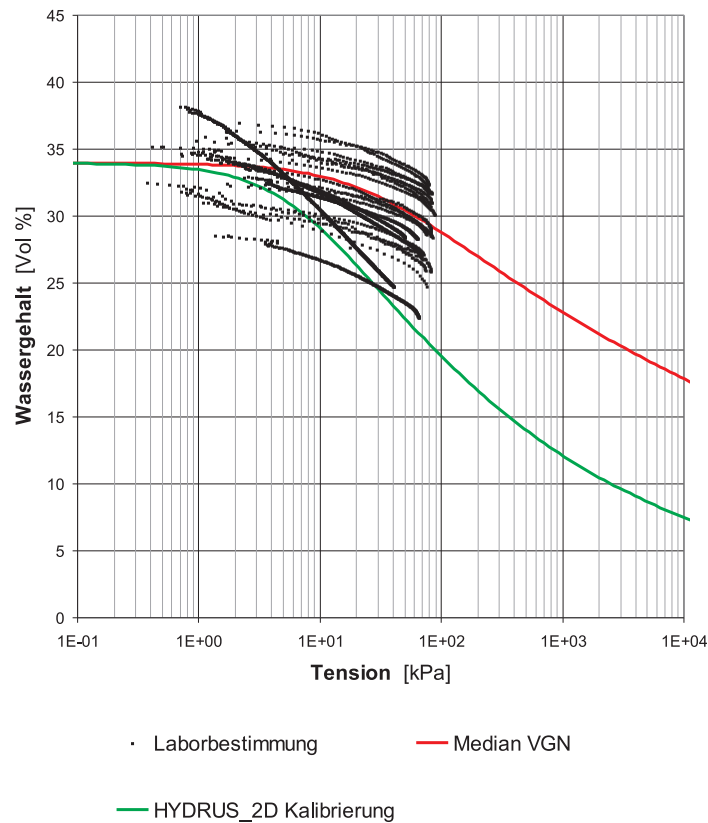
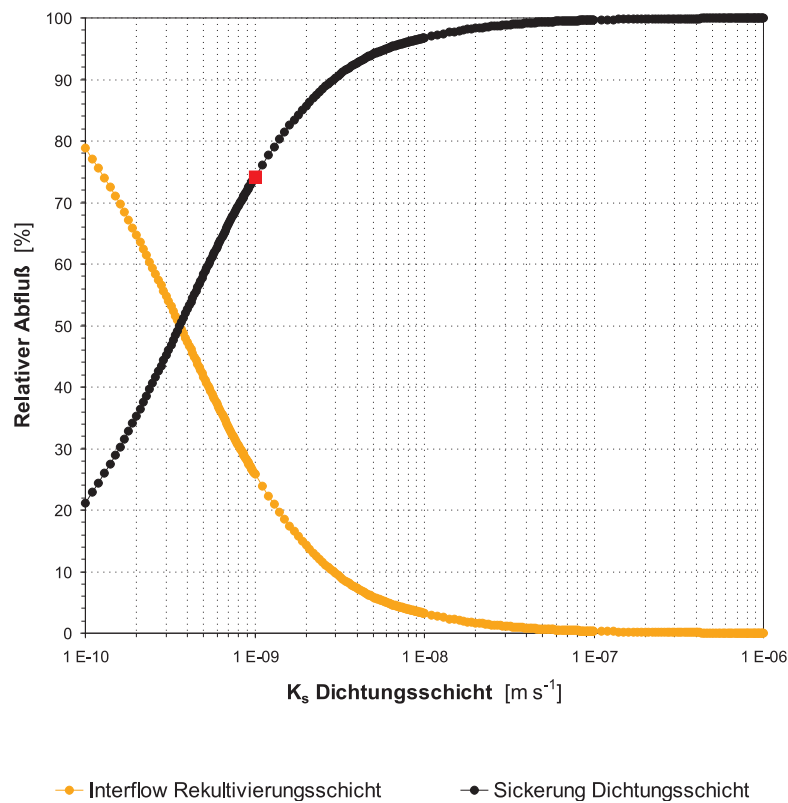


Abb. I21: In der HYDRUS_2D-Kalibrierung ermittelte $\theta(\psi)$ -Funktion der Rekultivierungsschicht VF 3, sowie mittlere $\theta(\psi)$ -Funktion nach Gl. 4.6 der Bestimmungen mittels Verdunstungsmethode.

Abb. I22: Sensitivität des hypodermischen Abflusses und der Sickerung durch die Dichtungsschicht bei Annahme der bodenphysikalischen Parameter der HYDRUS_2D-Kalibrierung VF 1, und Variation des K_s -Wertes der Dichtungsschicht. Berechnung der relativen Abflussanteile (Gesamtabfluß: A_i und A_u) mit HELP. Markierter Datenpunkt: Kalibrierter K_s -Wert Dichtungsschicht.



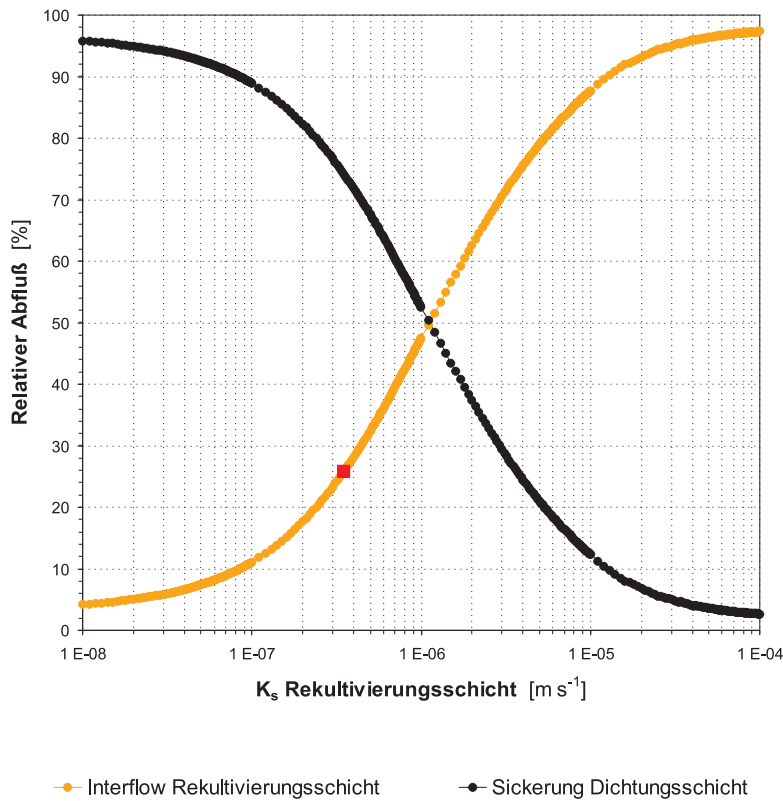


Abb. I23: Sensitivität des hypodermischen Abflusses und der Sickerung durch die Dichtungsschicht bei Annahme der bodenphysikalischen Parameter der HYDURS_2D-Kalibrierung VF 1, und Variation des K_s -Wertes der Rekultivierungsschicht. Berechnung der relativen Abflussanteile mit HELP (Gesamtabfluß: A_i und A_u). Markierter Datenpunkt: Kalibrierter K_s -Wert Rekultivierungsschicht.

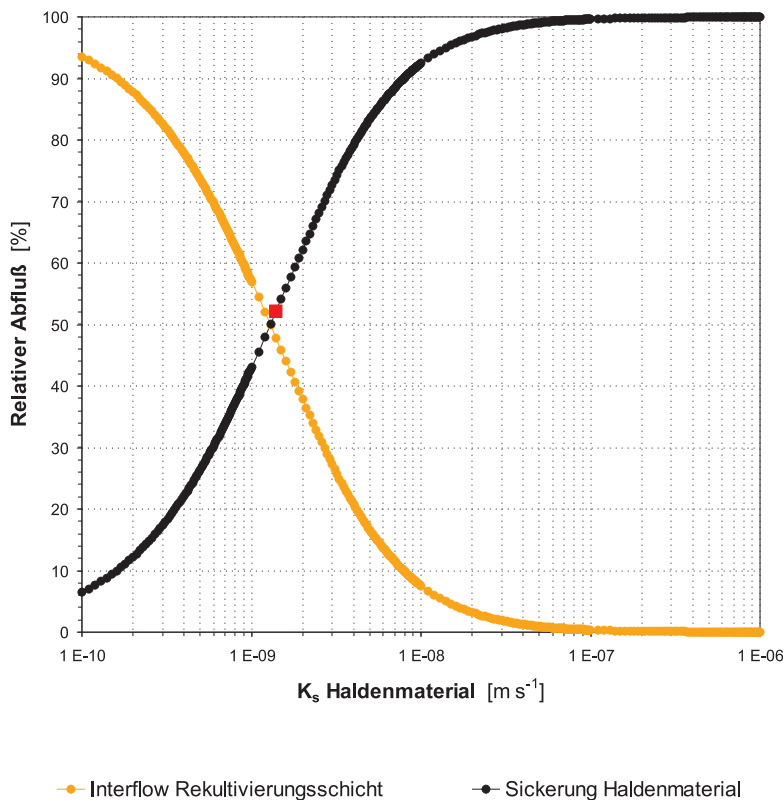


Abb. I24: Sensitivität des hypodermischen Abflusses und der Sickerung durch die Dichtungsschicht bei Annahme der bodenphysikalischen Parameter der HYDURS_2D-Kalibrierung VF 2, und Variation des K_s -Wertes des Haldenmaterials. Berechnung der relativen Abflussanteile (Gesamtabfluß: A_i und A_u) mit HELP. Markierter Datenpunkt: Kalibrierter K_s -Wert Dichtungsschicht.

Abb. I25:
Sensitivität des hypodermischen Abflusses und der Sickerung durch die Dichtungsschicht bei Annahme der bodenphysikalischen Parameter der HYDRUS_2D-Kalibrierung VF 2, und Variation des K_s -Wertes der Re-kultivierungsschicht. Berechnung der relativen Abflussanteile mit HELP (Gesamt-abfluß: A_i und A_u). Markierter Daten-punkt: Kalibrierter K_s -Wert Re-kultivie-rungsschicht.

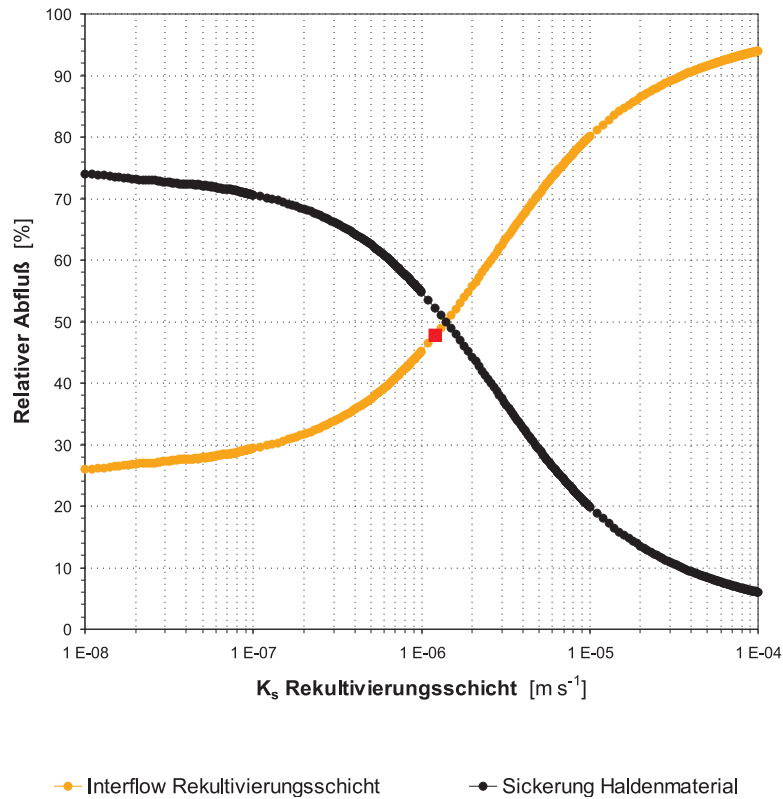
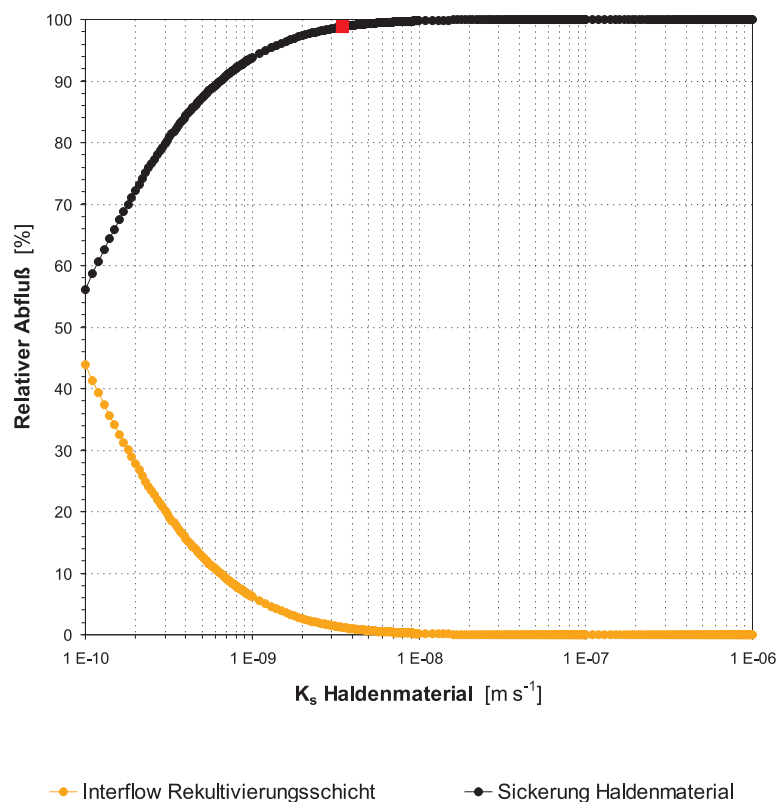


Abb. I26:
Sensitivität des hypodermischen Abflusses und der Sickerung durch die Dichtungsschicht bei Annahme der bodenphysikalischen Parameter der HYDRUS_2D-Kalibrierung VF 3, und Variation des K_s -Wertes des Haldenmaterials. Berechnung der relativen Abflussanteile (Gesamt-abfluß: A_i und A_u) mit HELP. Markierter Daten-punkt: Ka-librierter K_s -Wert Dichtungsschicht.



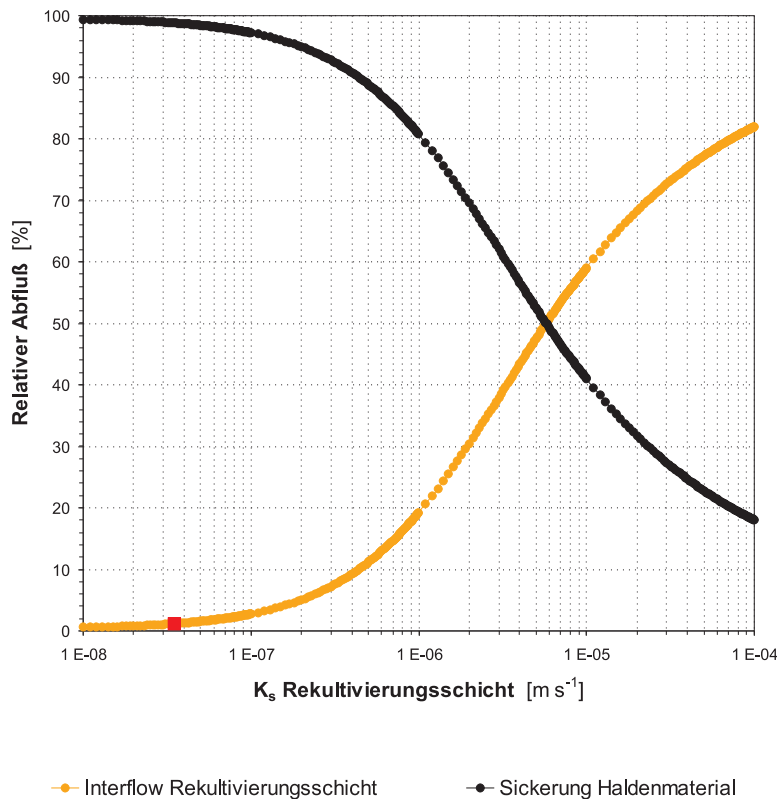


Abb. I27: Sensitivität des hypodermischen Abflusses und der Sickerung durch die Dichtungsschicht bei Annahme der bodenphysikalischen Parameter der HYDURS_2D-Kalibrierung VF 3, und Variation des K_s -Wertes der Rekultivierungsschicht. Berechnung der relativen Abflussanteile mit HELP (Gesamt-abfluß: A_i und A_u). Markierter Datenpunkt: Kalibrierter K_s -Wert Rekultivierungsschicht.

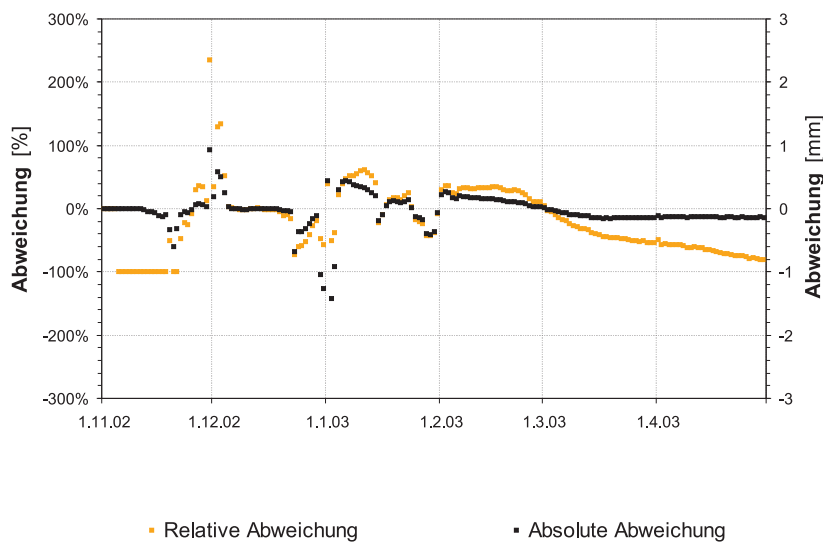


Abb. I28: Absolute und relative Abweichung des gemessenen und mittels HYDRUS_2D simulierten hypodermischen Abflusses, VF 1, im Kalibrierungs- und Validierungszeitraum.

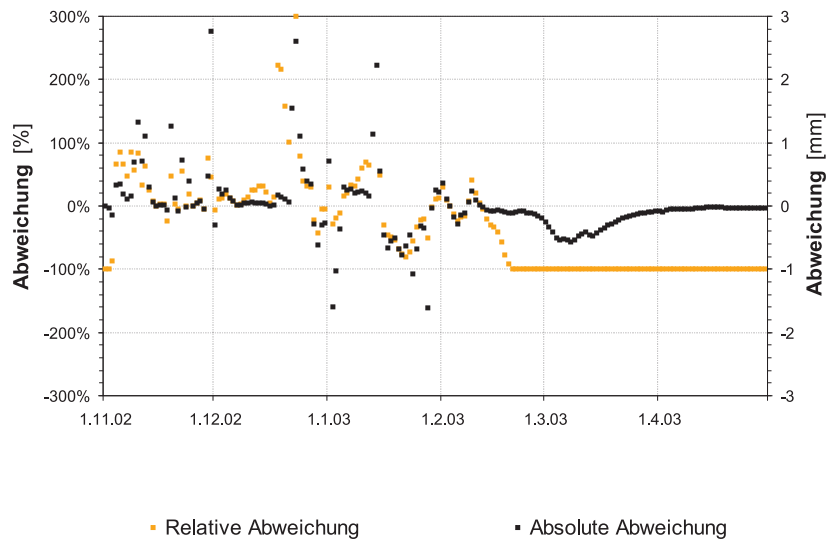


Abb. I29: Absolute und relative Abweichung des gemessenen und mittels HYDRUS_2D simulierten hypodermischen Abflusses, VF 2, im Kalibrierungs- und Validierungszeitraum.

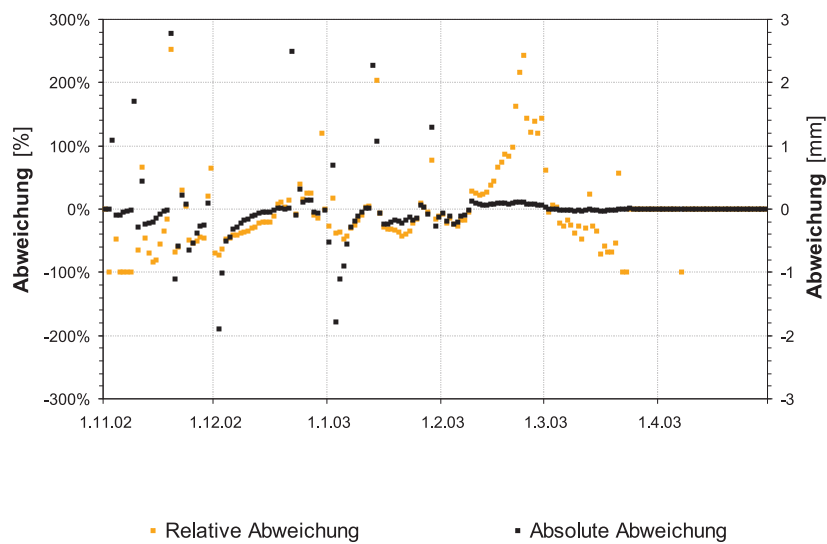


Abb. I30: Absolute und relative Abweichung des gemessenen und mittels HYDRUS_2D simulierten hypodermischen Abflusses, VF 3, im Kalibrierungs- und Validierungszeitraum.

Tab. I17: Ergebnis der HYDRUS_2D-Prognose, Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004: Validierte Modelle VF 1–3. Parametrisierung wie Tab. **I1**, **I4** und **I7**, meteorologische Daten der Versuchsanlage Lichtenberg im Untersuchungszeitraum. Mittlere absolute Verdunstungs- bzw. Abflußhöhen, relativer Anteil in % des mittleren Niederschlags im Betrachtungszeitraum.

	ET_A		A_o		A_i		A_u	
	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]
VF 1	529,5	87,6	5,3	0,9	25,0	4,1	66,4	11,0
VF 2	521,2	86,2	21,2	3,5	69,0	11,4	17,4	2,9
VF 3	523,9	86,7	9,5	1,6	37,5	6,2	46,1	7,6

Tab. I18: Ergebnis der HYDRUS_2D-Prognose, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999: Validierte Modell VF 1–3. Parametrisierung wie Tab. I1, I4 und I7, meteorologische Daten der DWD-Station Gera-Leumnitz. Mittlere absolute Verdunstungs- bzw. Abfluhhöhen sowie Minima und Maxima, relativer Anteil in % des mittleren Niederschlags im Betrachtungszeitraum.

	ET_A [mm a ⁻¹]	[%]	A_o [mm a ⁻¹]	[%]	A_i [mm a ⁻¹]	[%]	A_u [mm a ⁻¹]	[%]
VF 1	538,7	72,9	25,3	3,4	95,4	12,9	102,3	13,8
Min	448,1		0,0		9,4		55,3	
Max	633,0		103,0		310,1		147,7	
VF 2	532,3	72,0	68,8	9,3	155,3	21,0	25,7	3,5
Min	438,0		0,0		41,0		15,9	
Max	623,0		275,8		433,0		36,8	
VF 3	534,9	72,4	17,5	2,4	102,9	13,9	75,5	10,2
Min	443,9		0,0		21,8		44,3	
Max	621,0		115,8		329,7		109,3	

Tab. I19: Ergebnis der HYDRUS_2D-Prognose, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999: Validiertes Modell VF 1, Boden- und Vegetationsszenario I und II. Parametrisierung wie Tab. I2 und I3, meteorologische Daten der DWD-Station Gera-Leumnitz. Mittlere absolute Verdunstungs- bzw. Abflußhöhen sowie Minima und Maxima, relativer Anteil in % des mittleren Niederschlags im Betrachtungszeitraum.

	ET_A		ET_A		$\sum ET_A$		A_o		A_i		A_u	
	Transp. [mm a ⁻¹]	[%]	Interz. [mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]
Boden-/Veg. I	332,4	45,0	183,3	24,8	515,7	69,8	1,4	0,2	127,2	17,2	96,7	13,1
Min	308,4		143,4		451,8		0,0		23,7		60,1	
Max	372,4		253,7		626,1		38,4		444,8		141,5	
Boden-/Veg. II	339,6	45,9	183,3	24,8	522,8	70,7	0,7	0,1	25,4	3,4	191,5	25,9
Min	308,5		143,4		451,9		0,0		0,3		65,2	
Max	372,7		253,7		626,4		21,6		156,3		418,5	

Tab. I20: Ergebnis der HYDRUS_2D-Prognose: Validiertes Modell VF 1, Klimaszenarien I (2016–2035) und II (2036–2055). Parametrisierung wie Tab. II, GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9). Mittlere absolute Verdunstungs- bzw. Abflußhöhen sowie Minima und Maxima, relativer Anteil in % des mittleren Niederschlags im Betrachtungszeitraum.

	ET_A		ET_A		ΣET_A		A_o		A_i		A_u	
	Transp. [mm a ⁻¹]	[%]	Interz. [mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]
Klimaszenario I	526,9	73,4	0,0	0,0	526,9	73,4	19,7	2,7	21,6	3,0	62,6	8,7
Min	360,9		0,0		360,9		0,0		0,0		12,9	
Max	596,8		0,0		596,8		104,3		63,3		106,6	
Klimaszenario II	485,2	75,8	0,0	0,0	485,2	75,8	11,3	1,8	14,4	2,2	51,7	8,1
Min	355,6		0,0		355,6		0,0		0,0		21,2	
Max	583,6		0,0		583,6		53,9		61,8		93,4	

Tab. I21: Ergebnis der HYDRUS_2D-Prognose: Validiertes Modell VF 1, Boden- und Vegetationsszenario I und II, Klimaszenario II (2036–2055). Parametrisierung wie Tab. I2 und I3, GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9). Mittlere absolute Verdunstungs- bzw. Abflusshöhen sowie Minima und Maxima, relativer Anteil in % des mittleren Niederschlags im Betrachtungszeitraum.

	ET_A		ET_A		$\sum ET_A$		A_o		A_i		A_u	
	Transp. [mm a ⁻¹]	[%]	Interz. [mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]
Boden-/Veg. I, Klima. II	357,0	55,7	140,8	22,0	497,9	77,7	0,0	0,0	72,3	11,3	77,8	12,1
Min	289,3		115,6		404,9		0,0		6,0		33,4	
Max	410,1		185,2		595,3		0,7		172,1		103,7	
Boden-/Veg. II, Klima. II	370,8	57,9	140,8	22,0	511,7	79,9	0,0	0,0	12,3	1,9	124,1	19,4
Min	321,8		115,6		437,4		0,0		0,0		19,5	
Max	414,8		185,2		600,0		0,0		51,2		210,2	

Tab. I22: Ergebnis der HYDRUS_2D-Prognose, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999: Validiertes Modell VF 2, Boden- und Vegetationsszenario I und II. Parametrisierung wie Tab. I5 und I6, meteorologische Daten der DWD-Station Gera-Leumnitz. Mittlere absolute Verdunstungs- bzw. Abflußhöhen sowie Minima und Maxima, relativer Anteil in % des mittleren Niederschlags im Betrachtungszeitraum.

	ET_A		ET_A		$\sum ET_A$		A_o		A_i		A_u	
	Transp. [mm a ⁻¹]	[%]	Interz. [mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]
Boden-/Veg. I	324,8	44,0	183,3	24,8	508,1	68,7	16,6	2,2	198,0	26,8	25,9	3,5
Min	290,7		143,4		434,1		0,0		44,2		13,6	
Max	369,2		253,7		622,9		97,1		506,6		36,4	
Boden-/Veg. II	324,5	43,9	183,3	24,8	507,8	68,7	12,7	1,7	73,5	9,9	154,3	20,9
Min	297,9		143,4		441,3		0,0		0,0		75,3	
Max	363,7		253,7		617,4		105,6		284,9		273,5	

Tab. I23: Ergebnis der HYDRUS_2D-Prognose: Validiertes Modell VF 2, Klimaszenarien I (2016–2035) und II (2036–2055). Parametrisierung wie Tab. I4, GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9). Mittlere absolute Verdunstungs- bzw. Abflukhöhen sowie Minima und Maxima, relativer Anteil in % des mittleren Niederschlags im Betrachtungszeitraum.

	ET_A		ET_A		$\sum ET_A$		A_o		A_i		A_u	
	Transp. [mm a ⁻¹]	[%]	Interz. [mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]
Klimaszenario I	519,9	72,4	0,0	0,0	519,9	72,4	39,7	5,5	67,4	9,4	17,6	2,5
Min	359,4		0,0		359,4		0,0		0,0		7,5	
Max	588,3		0,0		588,3		186,4		161,9		30,1	
Klimaszenario II	479,8	74,9	0,0	0,0	479,8	74,9	15,6	2,4	54,4	8,5	13,9	2,2
Min	357,7		0,0		357,7		0,0		1,5		10,2	
Max	583,4		0,0		583,4		111,3		158,5		21,8	

Tab. I24: Ergebnis der HYDRUS_2D-Prognose: Validiertes Modell VF 2, Boden- und Vegetationsszenario I und II, Klimaszenario II (2036–2055). Parametrisierung wie Tab. I5 und I6, GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9). Mittlere absolute Verdunstungs- bzw. Abflußhöhen sowie Minima und Maxima, relativer Anteil in % des mittleren Niederschlags im Betrachtungszeitraum.

	ET_A		ET_A		$\sum ET_A$		A_o		A_i		A_u	
	Transp. [mm a ⁻¹]	[%]	Interz. [mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]
Boden-/Veg. I, Klima. II	342,3	53,5	140,8	22,0	483,2	75,4	13,6	2,1	135,6	21,2	19,7	3,1
Min	259,4		115,6		375,0		0,0		30,3		11,3	
Max	397,8		185,2		583,0		95,5		281,2		25,8	
Boden-/Veg. II, Klima. II	345,3	53,9	140,8	22,0	486,1	75,9	8,4	1,3	41,9	6,5	114,3	17,9
Min	278,1		115,6		393,7		0,0		0,7		32,7	
Max	396,4		185,2		581,6		54,5		156,6		164,1	

Tab. I25: Ergebnis der HYDRUS_2D-Prognose, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999: Validiertes Modell VF 3, Boden- und Vegetationsszenario I und II. Parametrisierung wie Tab. I8 und I9, meteorologische Daten der DWD-Station Gera-Leumnitz. Mittlere absolute Verdunstungs- bzw. Abflußhöhen sowie Minima und Maxima, relativer Anteil in % des mittleren Niederschlags im Betrachtungszeitraum.

	ET_A		ET_A		$\sum ET_A$		A_o		A_i		A_u	
	Transp. [mm a ⁻¹]	[%]	Interz. [mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]
Boden-/Veg. I	338,7	45,8	183,3	24,8	522,0	70,6	0,8	0,1	146,7	19,8	72,8	9,8
Min	309,7		143,4		453,1		0,0		26,6		32,8	
Max	374,1		253,7		627,8		24,2		492,6		107,8	
Boden-/Veg. II	337,1	45,6	183,3	24,8	520,4	70,4	0,0	0,0	24,2	3,3	197,0	26,7
Min	309,3		143,4		452,7		0,0		0,0		73,3	
Max	374,0		253,7		627,7		0,9		158,0		440,0	

Tab. I26: Ergebnis der HYDRUS_2D-Prognose: Validiertes Modell VF 3, Klimaszenarien I (2016–2035) und II (2036–2055). Parametrisierung wie Tab. I7, GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9). Mittlere absolute Verdunstungs- bzw. Abflußhöhen sowie Minima und Maxima, relativer Anteil in % des mittleren Niederschlags im Betrachtungszeitraum.

	ET_A		ET_A		ΣET_A		A_o		A_i		A_u	
	Transp. [mm a ⁻¹]	[%]	Interz. [mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]
Klimaszenario I	522,4	72,8	0,0	0,0	522,4	72,8	22,9	3,2	33,7	4,7	45,4	6,3
Min	361,3		0,0		361,3		0,0		0,0		12,3	
Max	590,1		0,0		590,1		138,8		96,4		80,1	
Klimaszenario II	481,0	75,1	0,0	0,0	481,0	75,1	13,1	2,0	25,0	3,9	34,9	5,4
Min	358,3		0,0		358,3		0,0		0,0		17,1	
Max	573,7		0,0		573,7		80,9		73,7		60,5	

Tab. I27: Ergebnis der HYDRUS_2D-Prognose: Validiertes Modell VF 3, Boden- und Vegetationsszenario I und II, Klimaszenario II (2036–2055). Parametrisierung wie Tab. I8 und I9, GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9). Mittlere absolute Verdunstungs- bzw. Abflusshöhen sowie Minima und Maxima, relativer Anteil in % des mittleren Niederschlags im Betrachtungszeitraum.

	ET_A		ET_A		$\sum ET_A$		A_o		A_i		A_u	
	Transp. [mm a ⁻¹]	[%]	Interz. [mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]	[mm a ⁻¹]	[%]
Boden-/Veg. I, Klima. II	368,3	57,5	140,8	22,0	509,1	79,5	0,0	0,0	82,7	12,9	54,2	8,5
Min	318,1		115,6		433,7		0,0		5,0		17,9	
Max	415,2		185,2		600,4		0,0		179,9		71,7	
Boden-/Veg. II, Klima. II	364,3	56,9	140,8	22,0	505,1	78,9	0,0	0,0	9,8	1,5	131,4	20,5
Min	317,2		115,6		432,8		0,0		0,0		35,4	
Max	413,4		185,2		598,6		0,0		47,8		232,6	

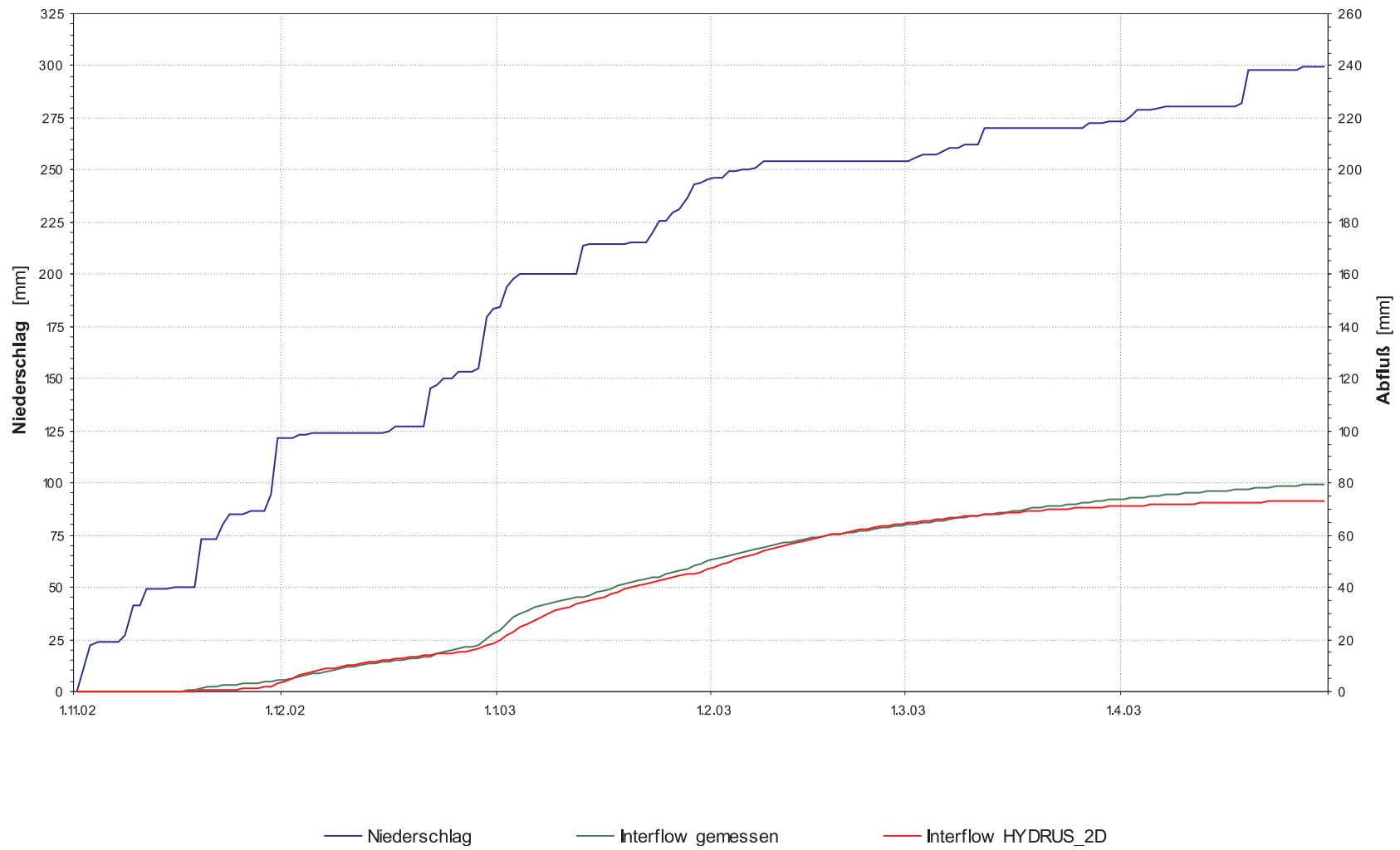


Abb. I31: Ergebnis der Kalibrierung und Validierung, Versuchsfeld 1, HYDRUS_2D-Modell: Kumulativer Niederschlag, gemessener und berechneter hypodermischer Abfluß. Kalibrierungs- und Validierungszeitraum 1.11.2002–30.4.2003, Parametrisierung wie Tab. I1.

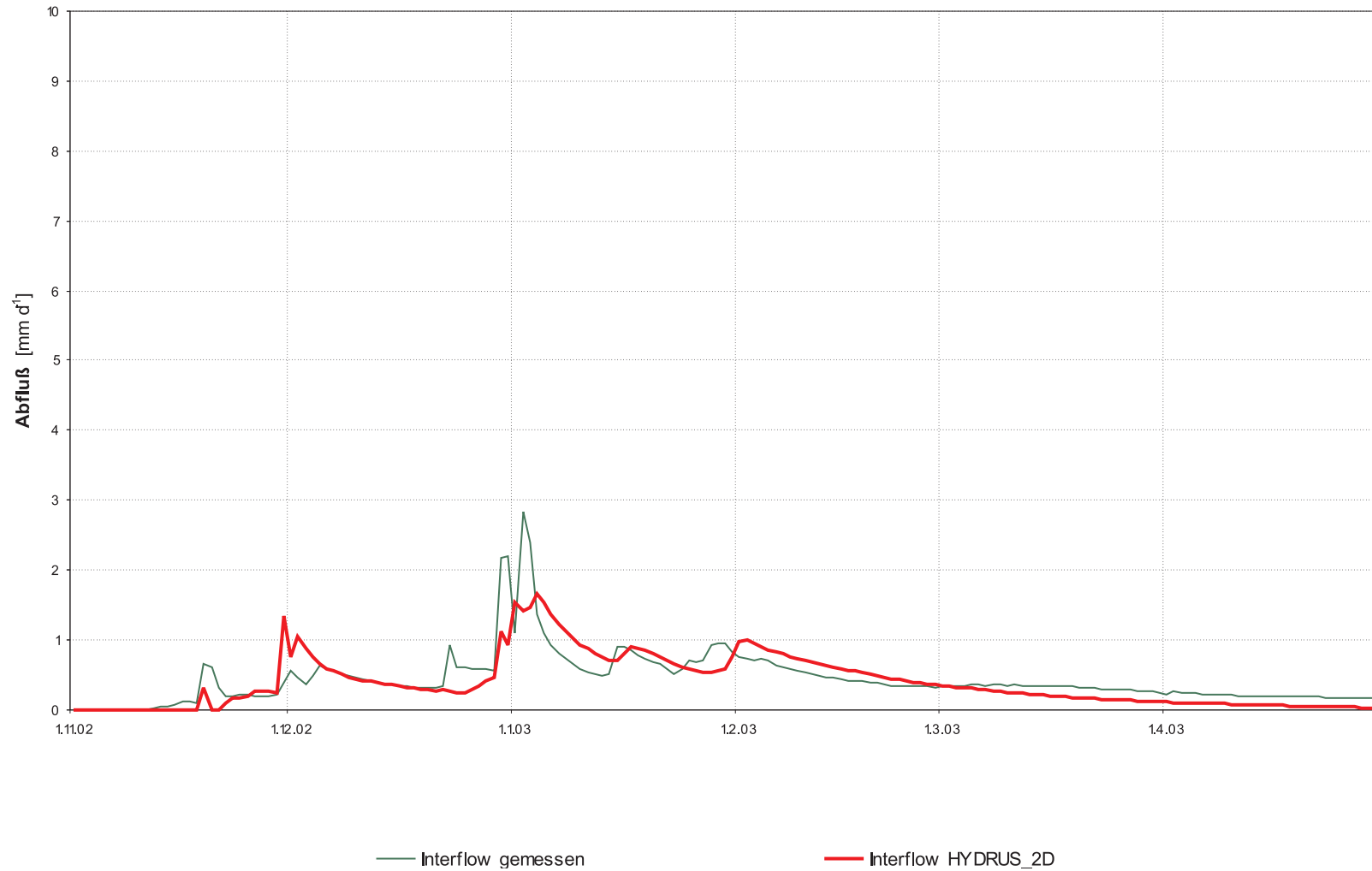


Abb. I32: Ergebnis der Kalibrierung und Validierung, Versuchsfeld 1, HYDRUS_2D-Modell: Tagessummen des Niederschlages, des gemessenen und berechneten hypodermischer Abflusses. Kalibrierungs- und Validierungszeitraum 1.11.2002–30.4.2003, Parametrisierung wie Tab. I1.

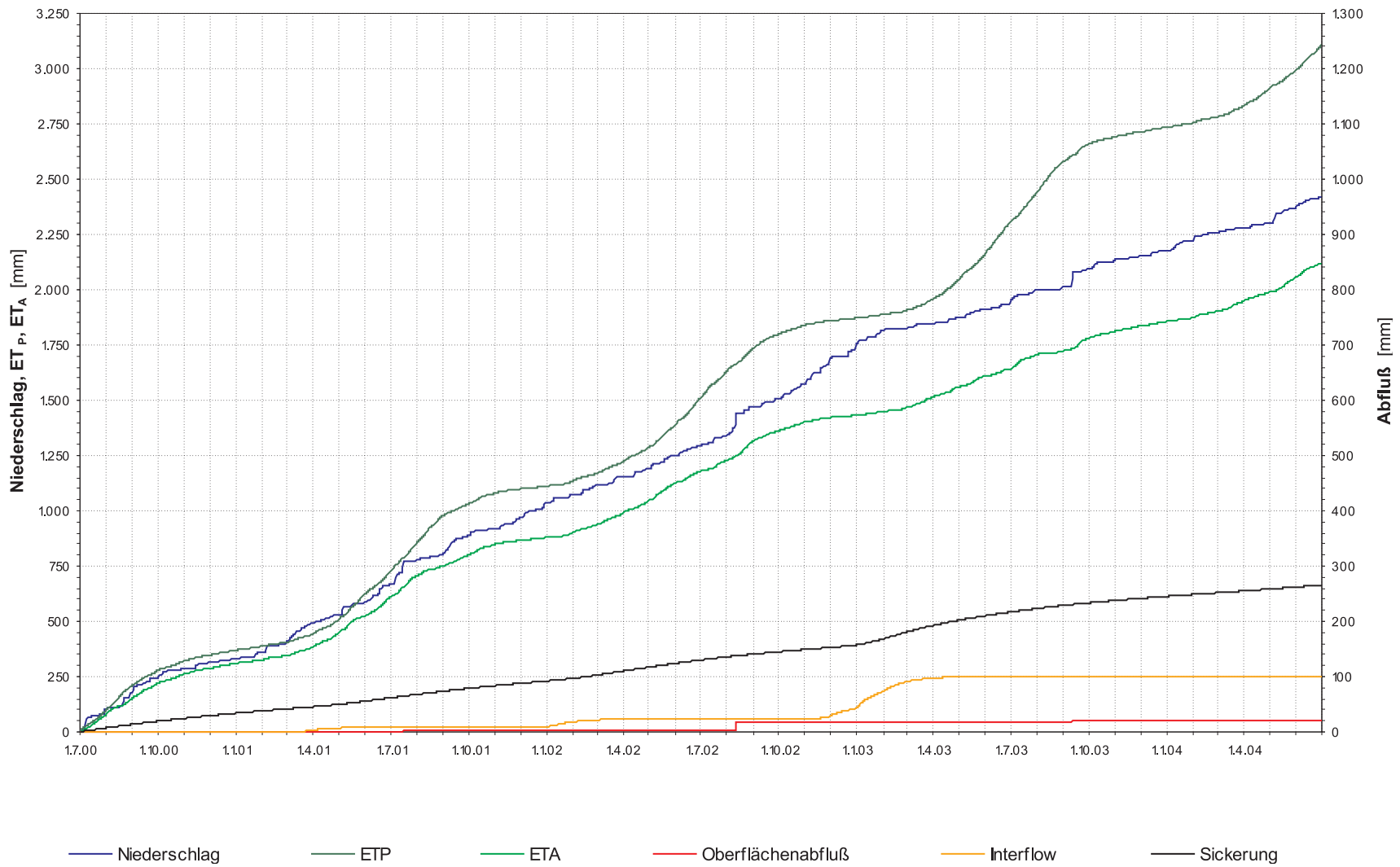


Abb. I33: Wasserhaushalt des validiertes HYDRUS_2D-Modells, VF 1: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , hypodermischer Abfluß und Sickerung. Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004, Parametrisierung wie Tab. I1.

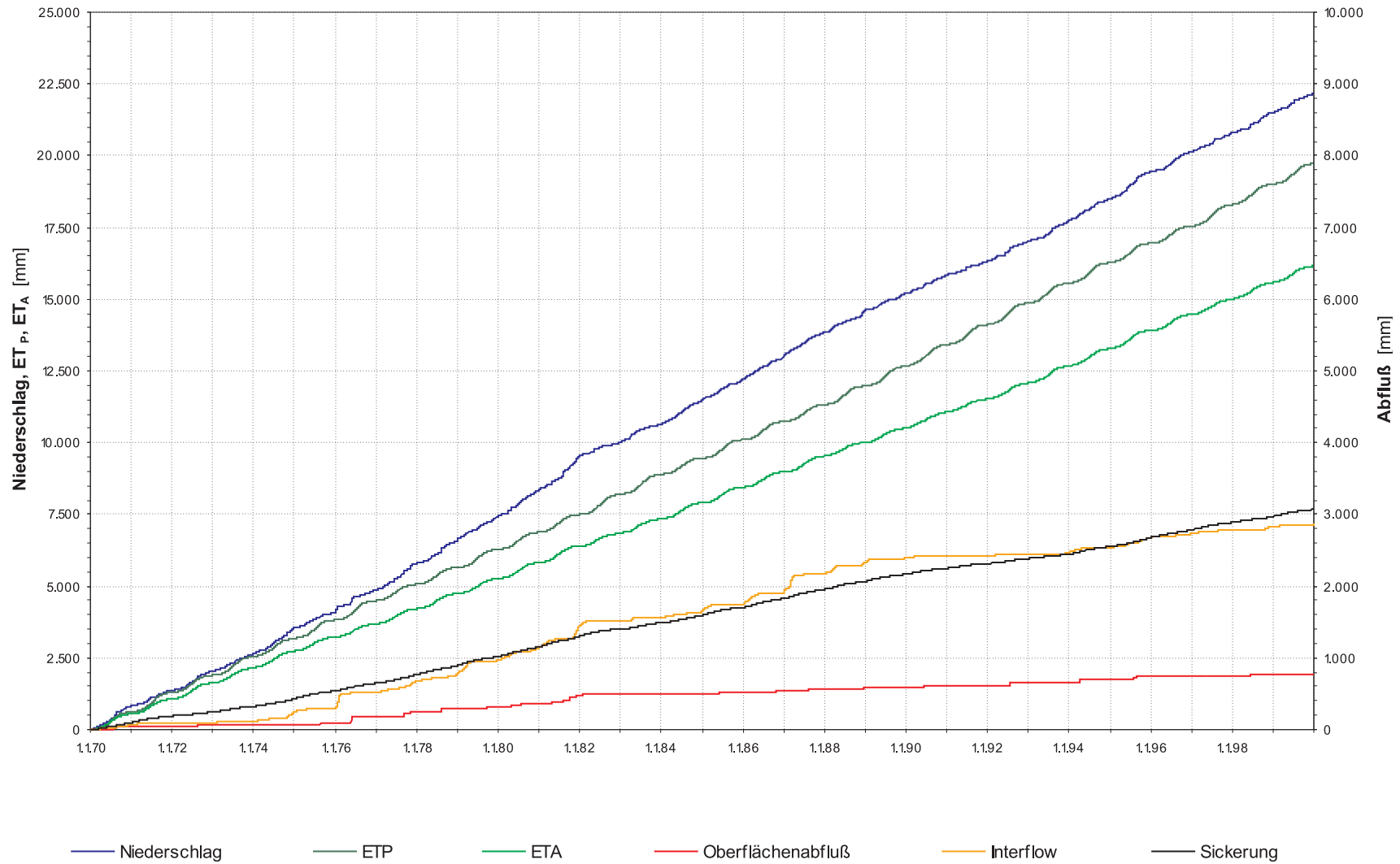


Abb. I34: Wasserhaushalt des validiertes HYDRUS_2D-Modells, VF 1: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.1970–31.12.1999, Parametrisierung wie Tab. II.

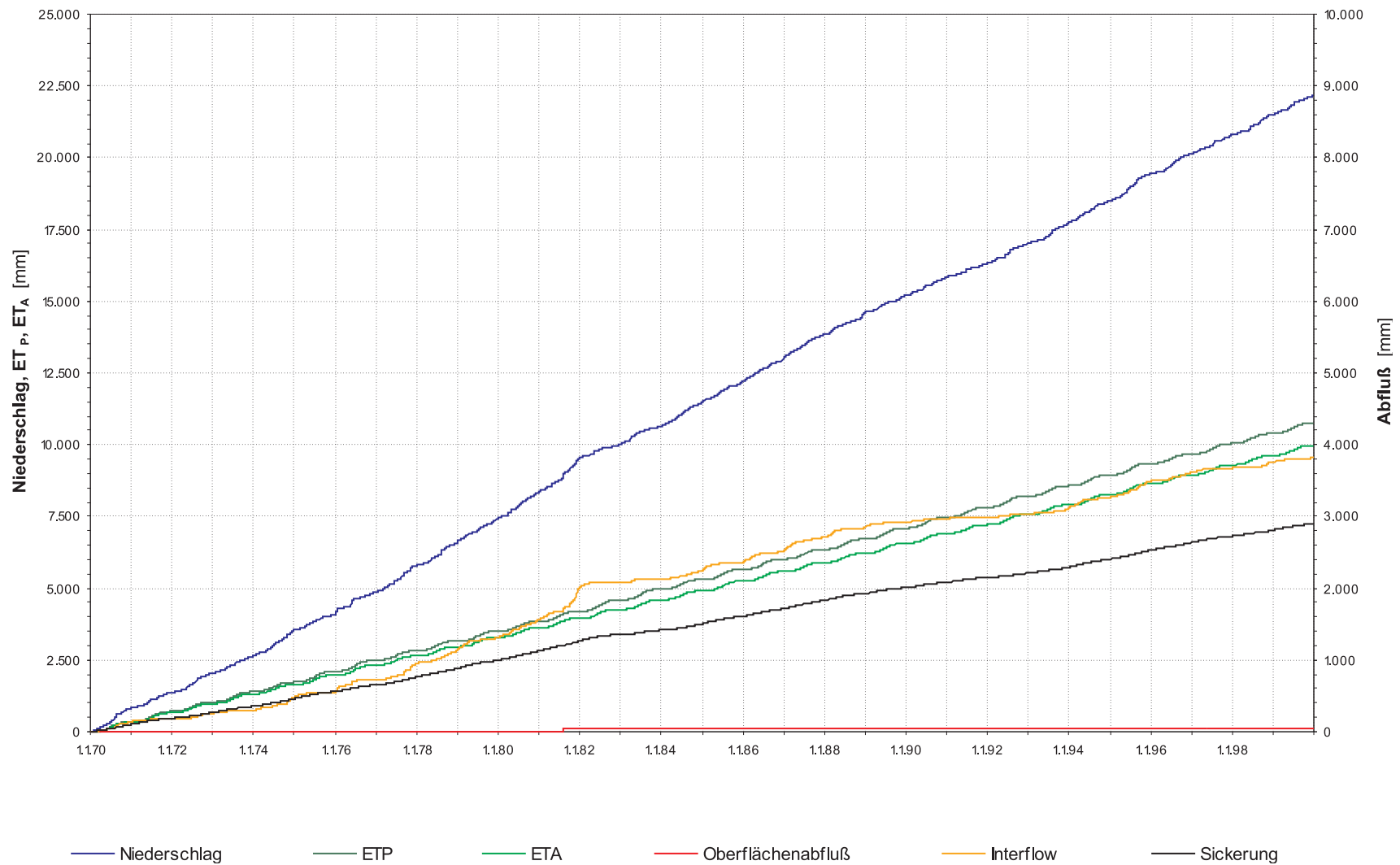


Abb. I35: Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I“, Wasserhaushalt des validiertes HYDRUS_2D-Modells VF 1: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.1970–31.12.1999, Parametrisierung wie Tab. I2.

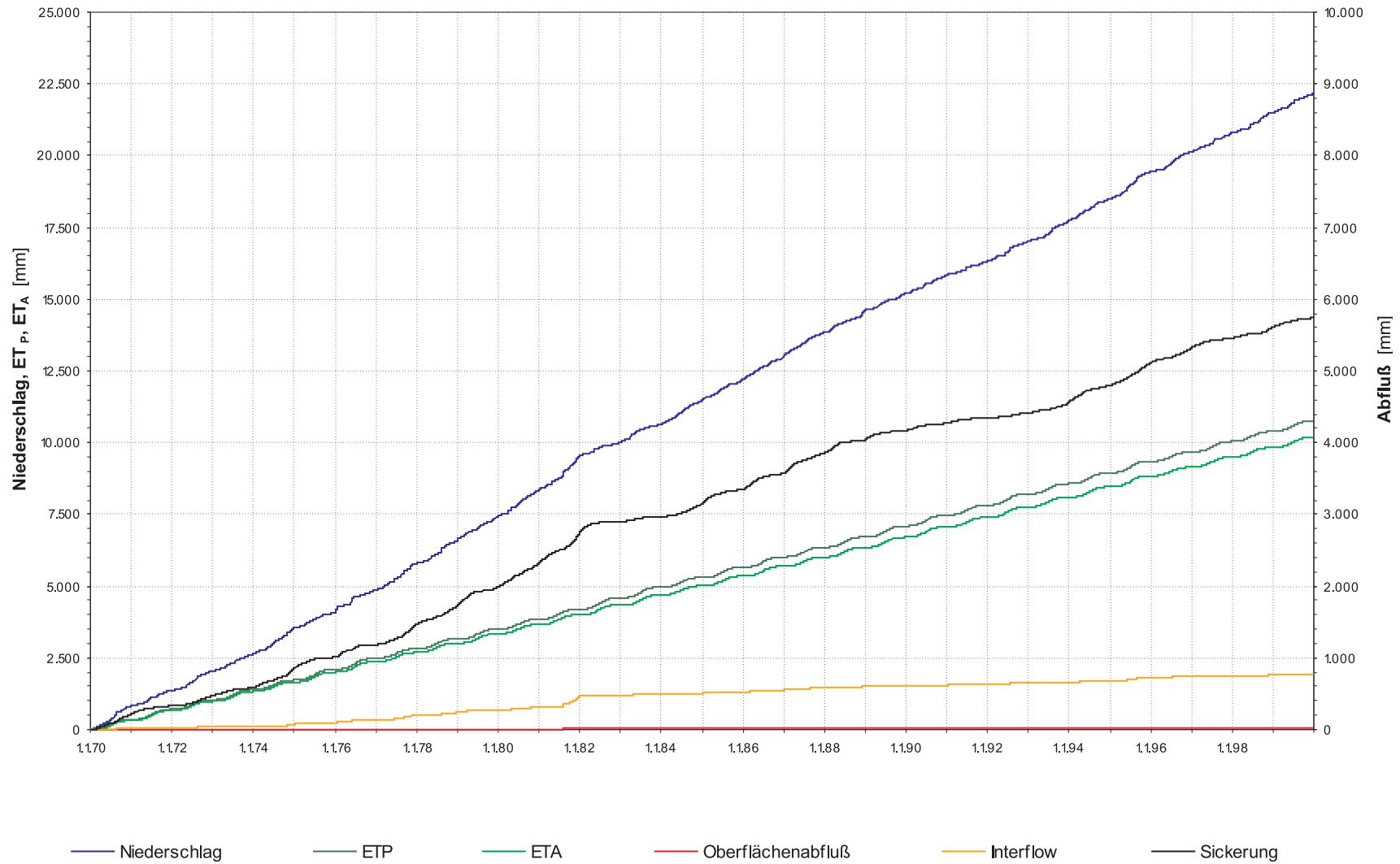


Abb. I36: Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II“, Wasserhaushalt des validierten HYDRUS_2D-Modells VF 1: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.1970–31.12.1999, Parametrisierung wie Tab. I3.

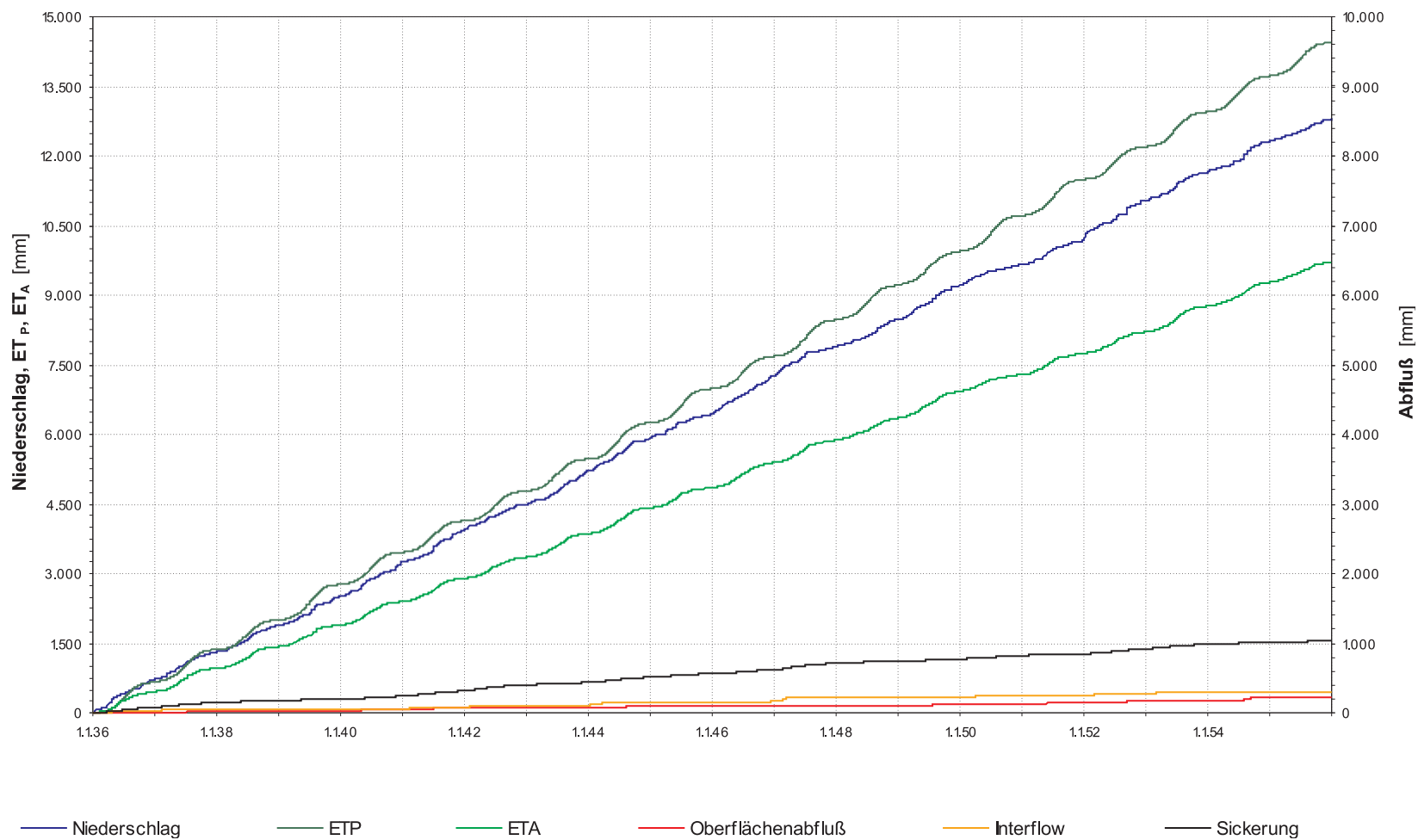


Abb. I37: Szenario „Klimaentwicklung I“ (1.1.2016–31.12.2035), Wasserhaushalt des validiertes HYDRUS_2D-Modells VF 1: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , hypodermischer Abfluß und Sickerung. Parametrisierung wie Tab. I1 und GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9).

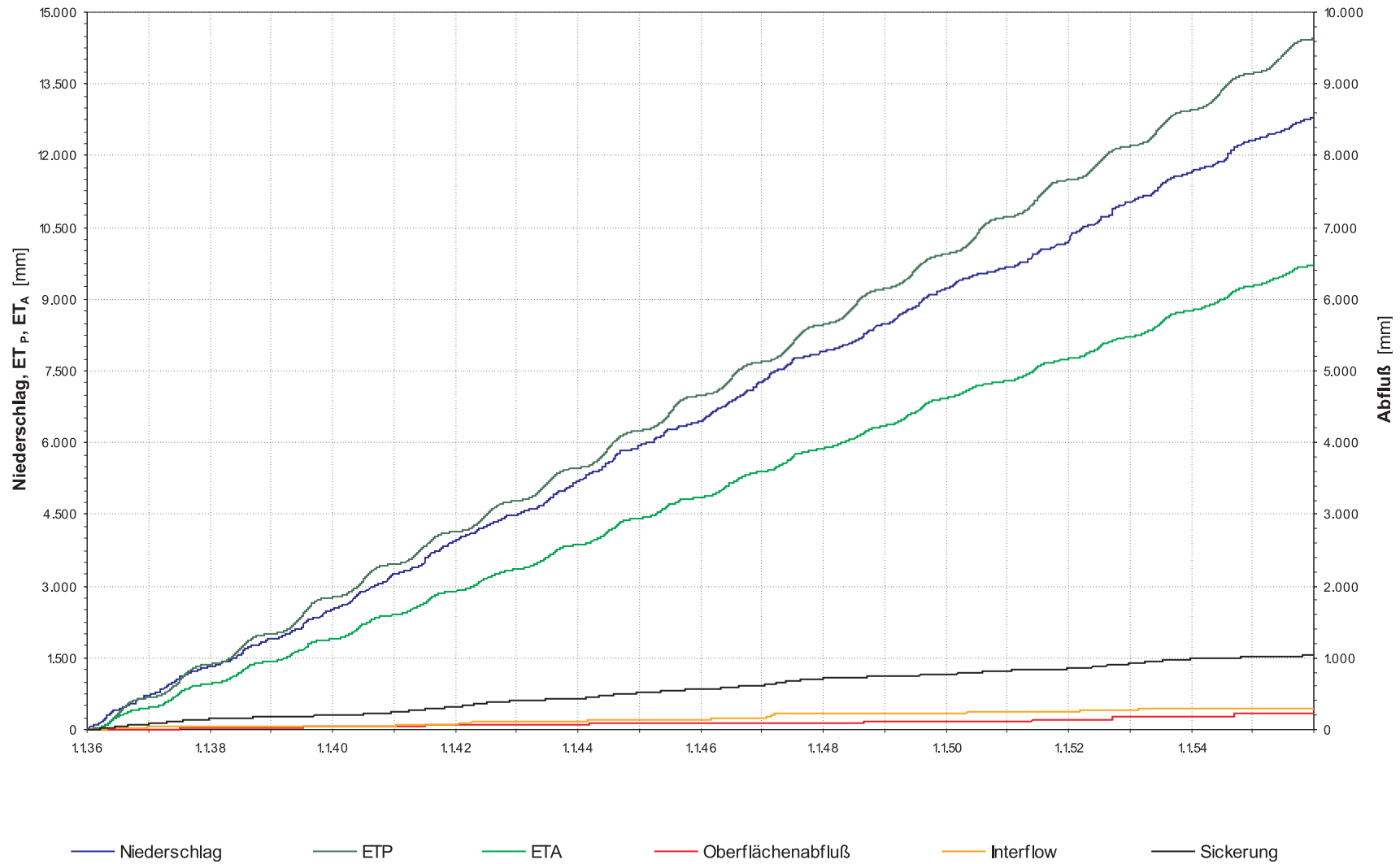


Abb. I38: Szenario „Klimaentwicklung II“ (1.1.2036–31.12.2055), Wasserhaushalt des validierten HYDRUS_2D-Modells VF 1: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , hypodermischer Abfluß und Sickerung. Parametrisierung wie Tab. II und GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9).

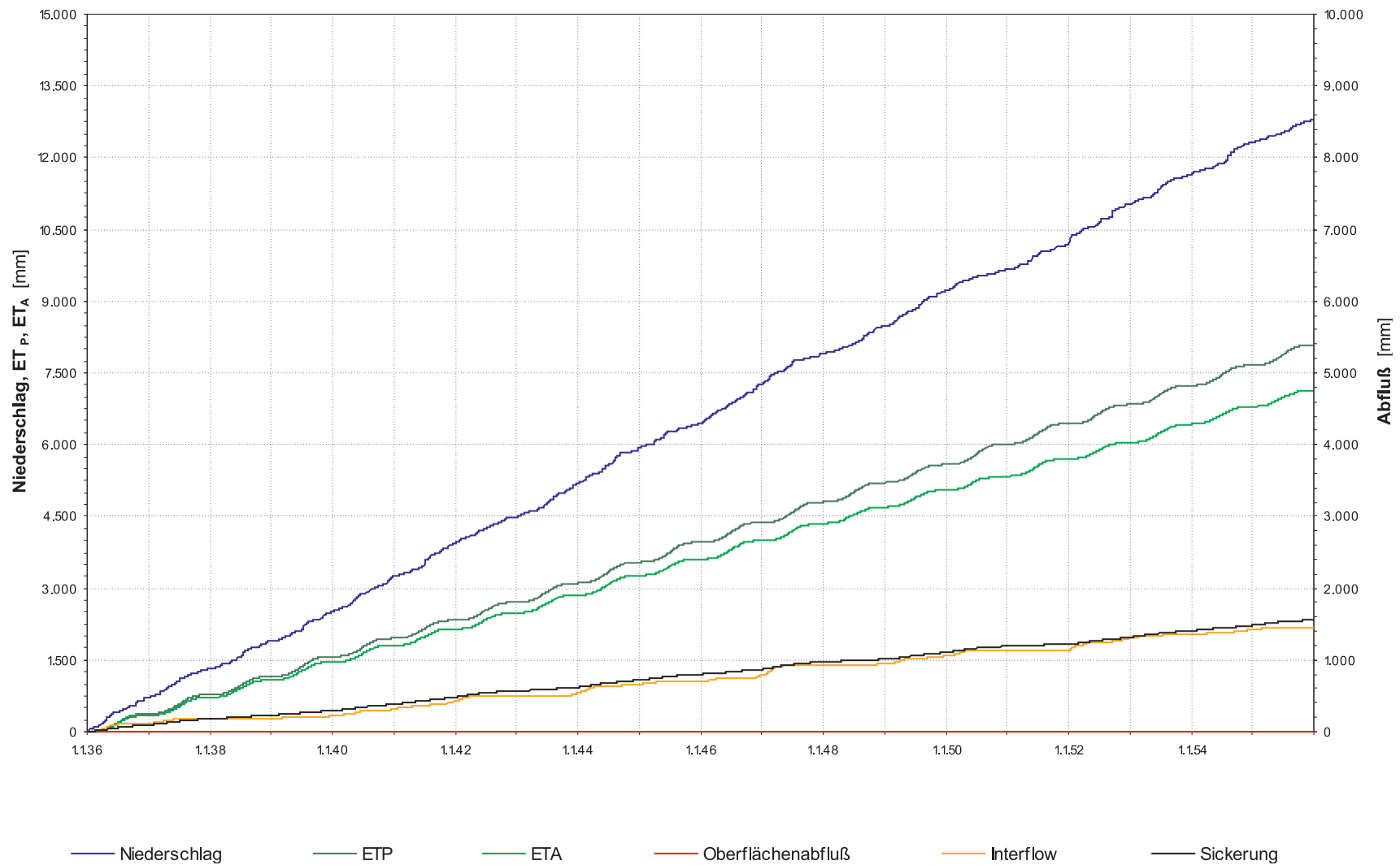


Abb. I39: Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I“ und „Klimaentwicklung II“, Wasserhaushalt des validiertes HYDRUS_2D-Modells VF 1: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.2036–31.12.2055, Parametrisierung wie Tab. I2 und GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9).

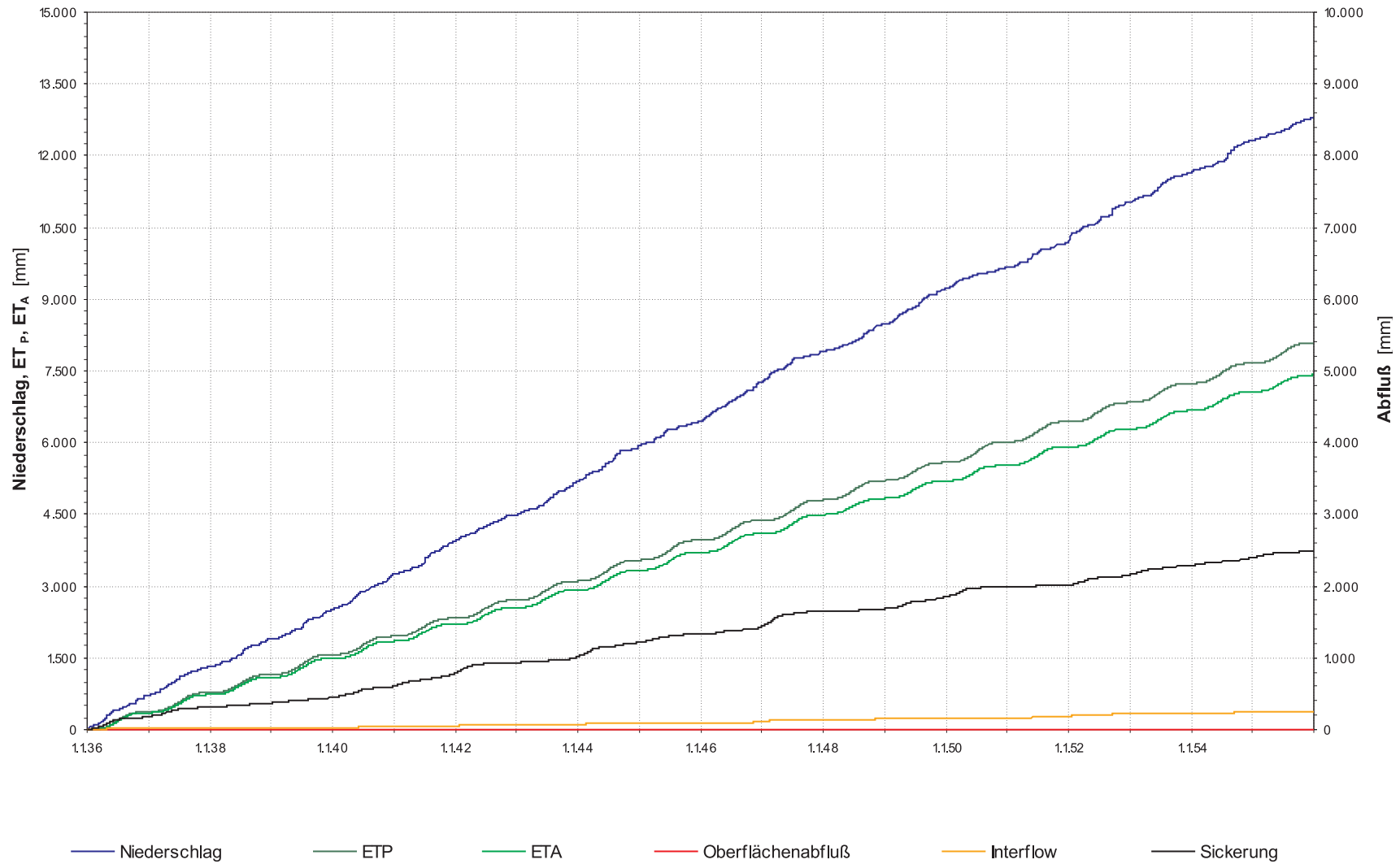


Abb. I40: Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II“ und „Klimaentwicklung II“, Wasserhaushalt des validiertes HYDRUS_2D-Modells VF 1: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.2036–31.12.2055, Parametrisierung wie Tab. I3 und GLOWA-Klimaproggnose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9).

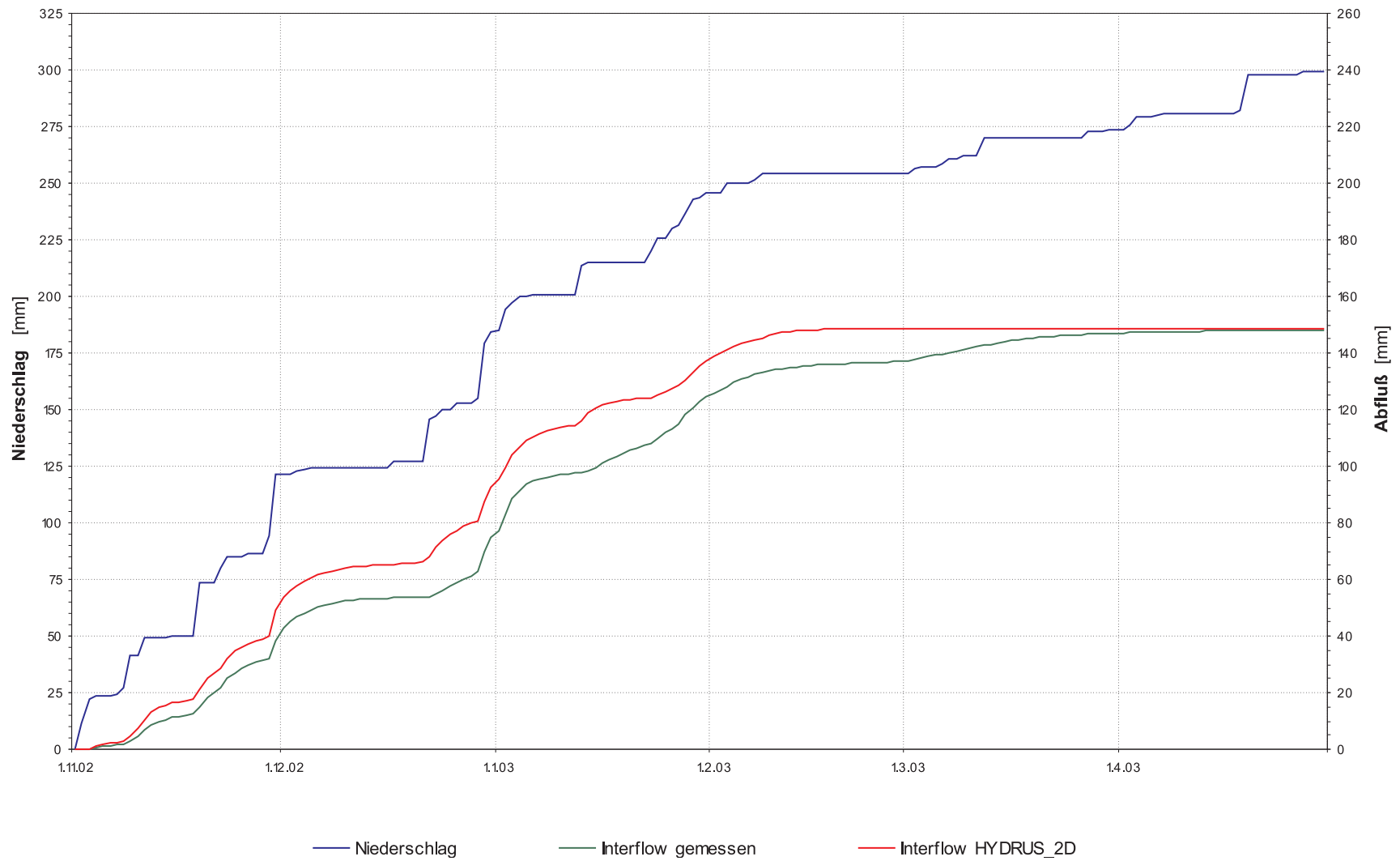


Abb. I41: Ergebnis der Kalibrierung und Validierung, Versuchsfeld 2, HYDRUS_2D-Modell: Kumulativer Niederschlag, gemessener und berechneter hypodermischer Abfluß. Kalibrierungs- und Validierungszeitraum 1.11.2002–30.4.2003, Parametrisierung wie Tab. I4.

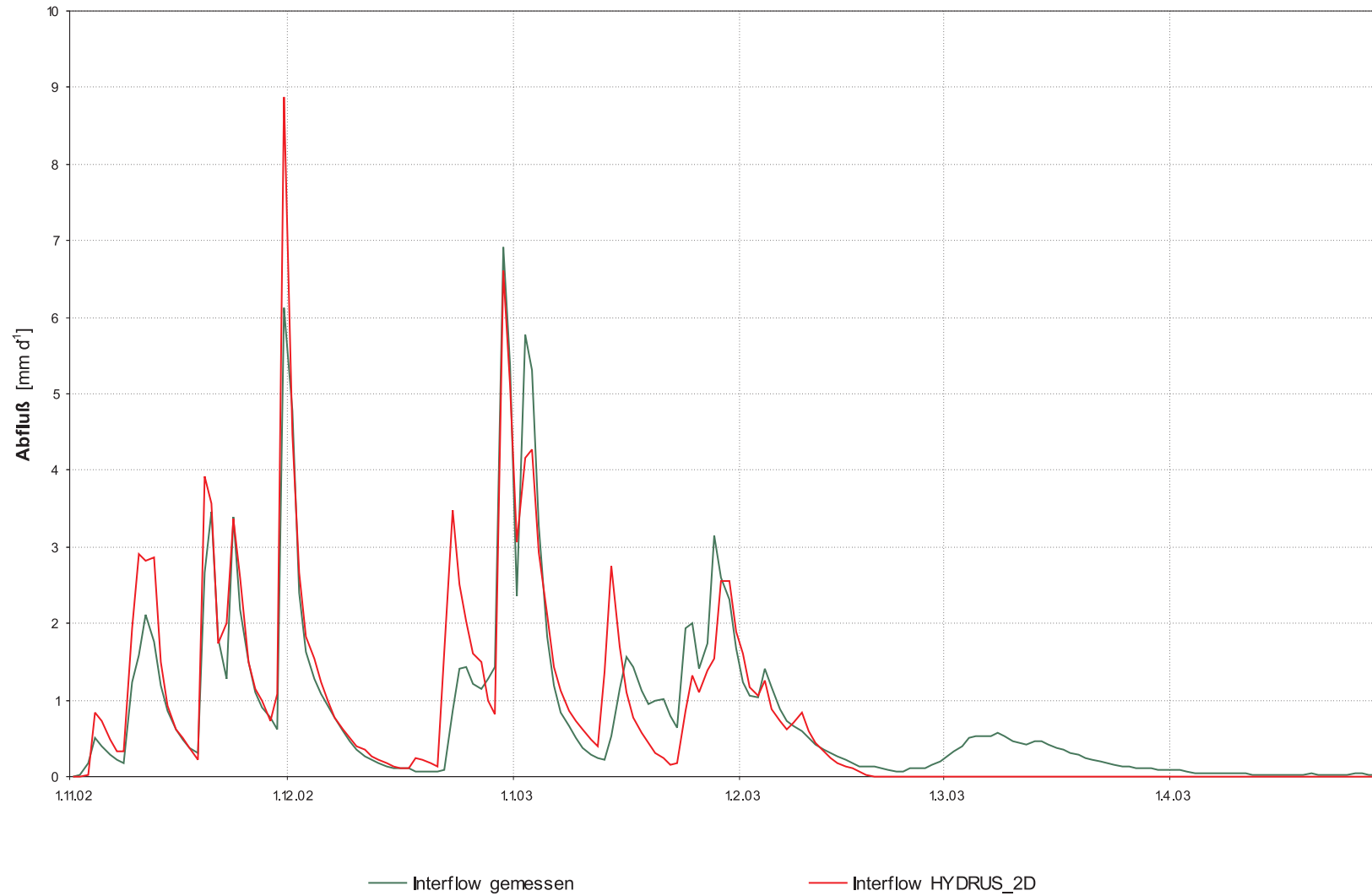


Abb. I42: Ergebnis der Kalibrierung und Validierung, Versuchsfeld 2, HYDRUS_2D-Modell: Tagessummen des Niederschlages, des gemessenen und berechneten hypodermischer Abflusses. Kalibrierungs- und Validierungszeitraum 1.11.2002–30.4.2003, Parametrisierung wie Tab. I4.

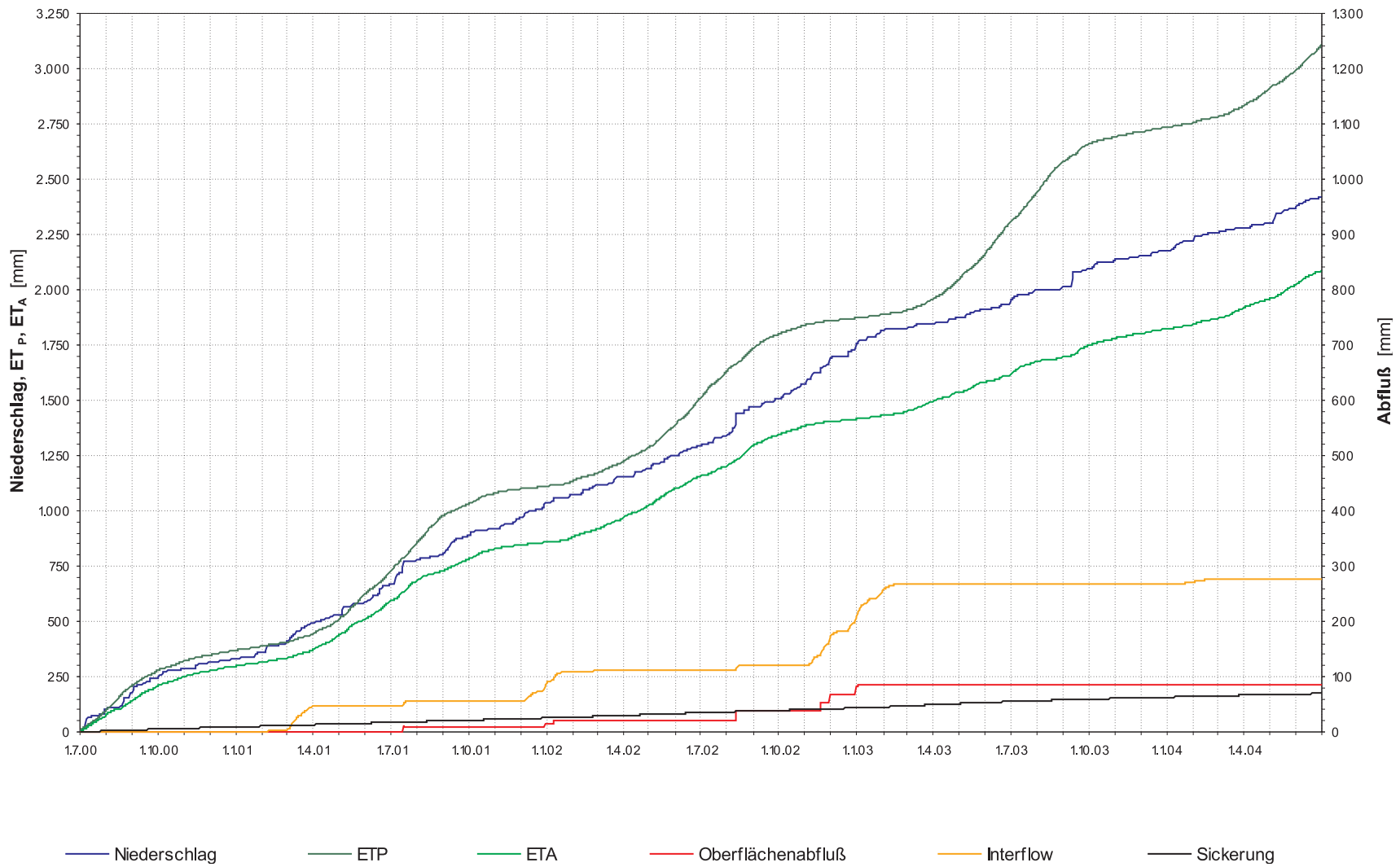


Abb. I43: Wasserhaushalt des validiertes HYDRUS_2D-Modells, VF 2: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , hypodermischer Abfluß und Sickerung. Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004, Parametrisierung wie Tab. I4.

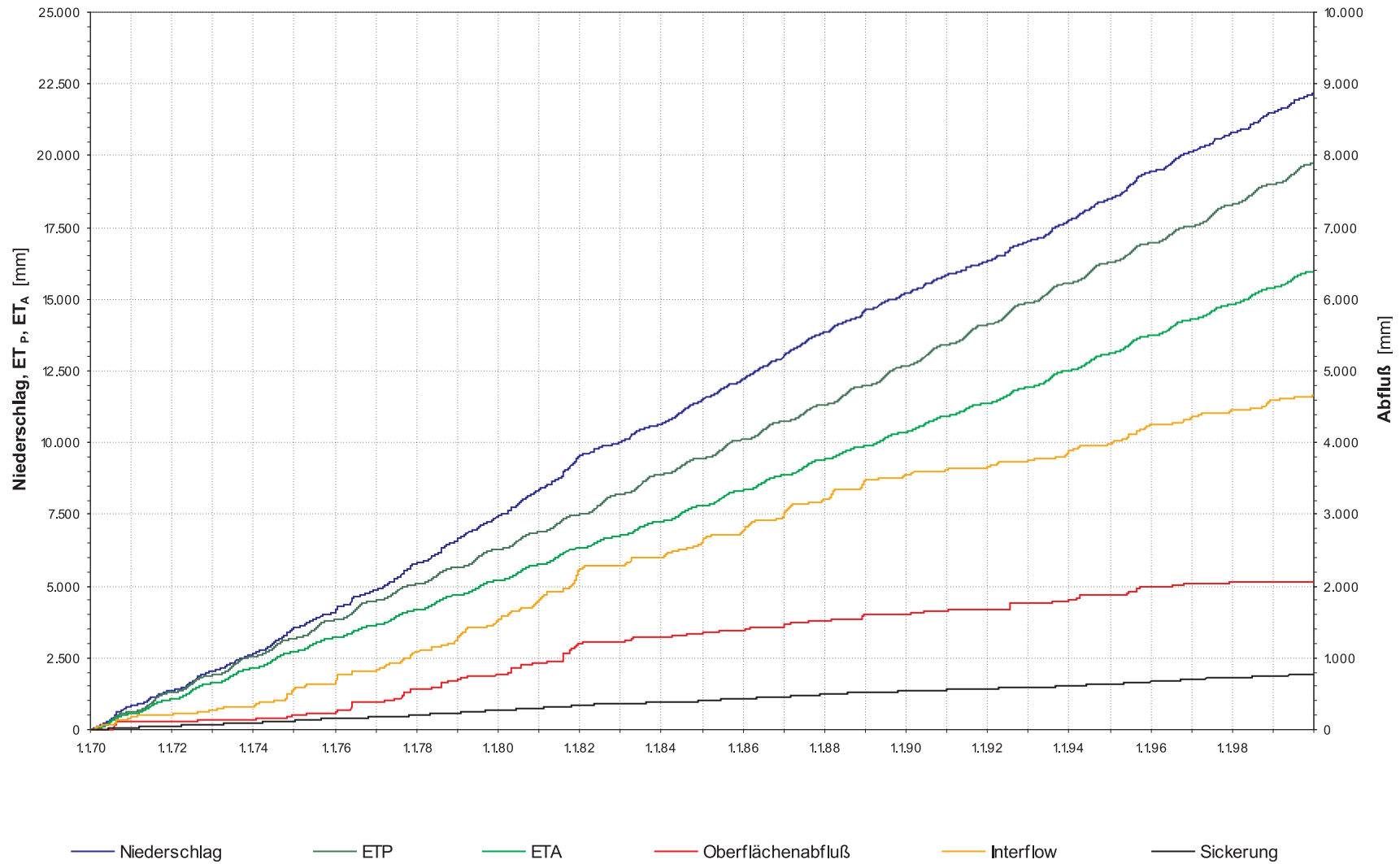


Abb. I44: Wasserhaushalt des validiertes HYDRUS_2D-Modells, VF 2: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.1970–31.12.1999, Parametrisierung wie Tab. I4.

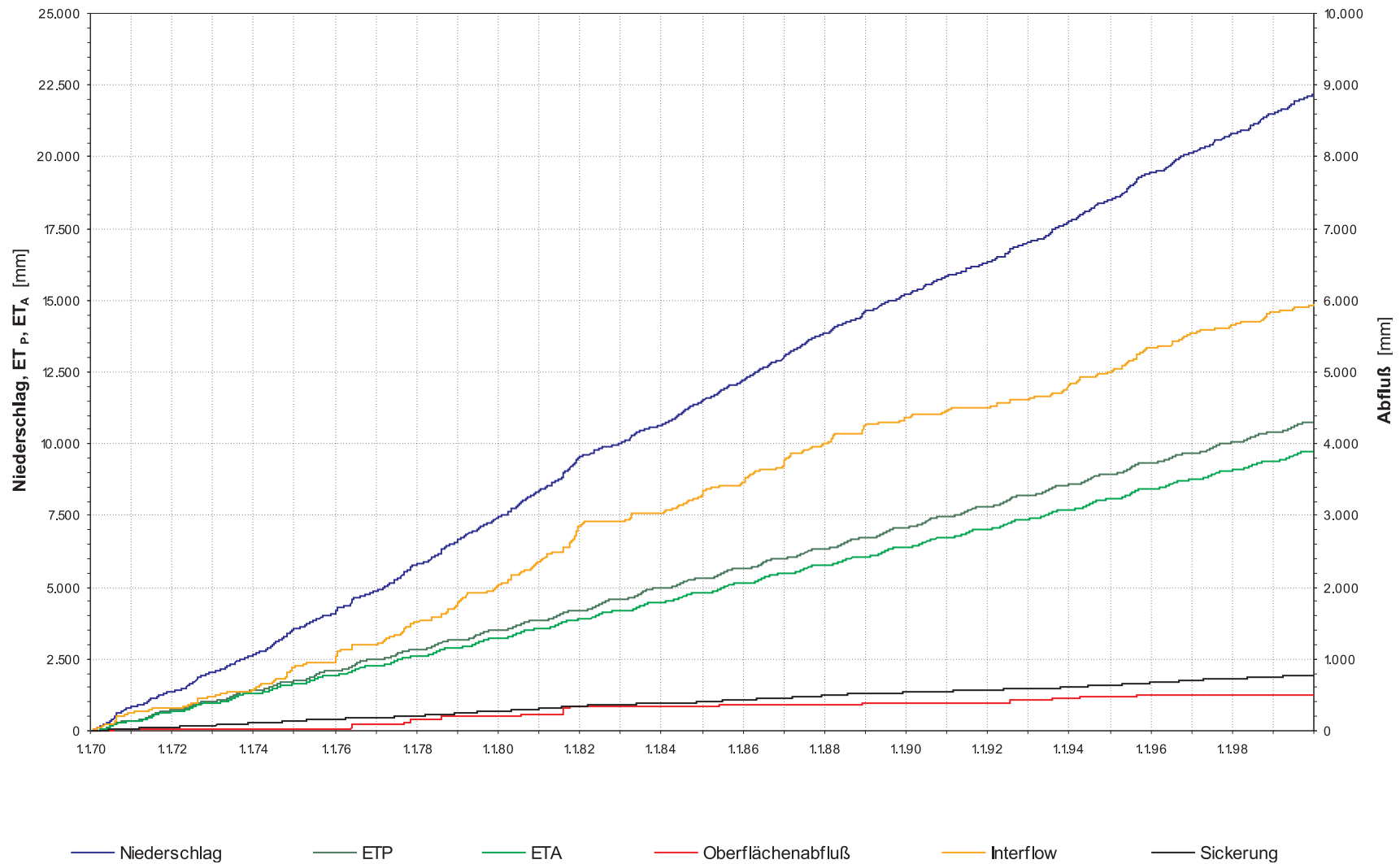


Abb. I45: Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I“, Wasserhaushalt des validiertes HYDRUS_2D-Modells VF 2: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.1970–31.12.1999, Parametrisierung wie Tab. I5.

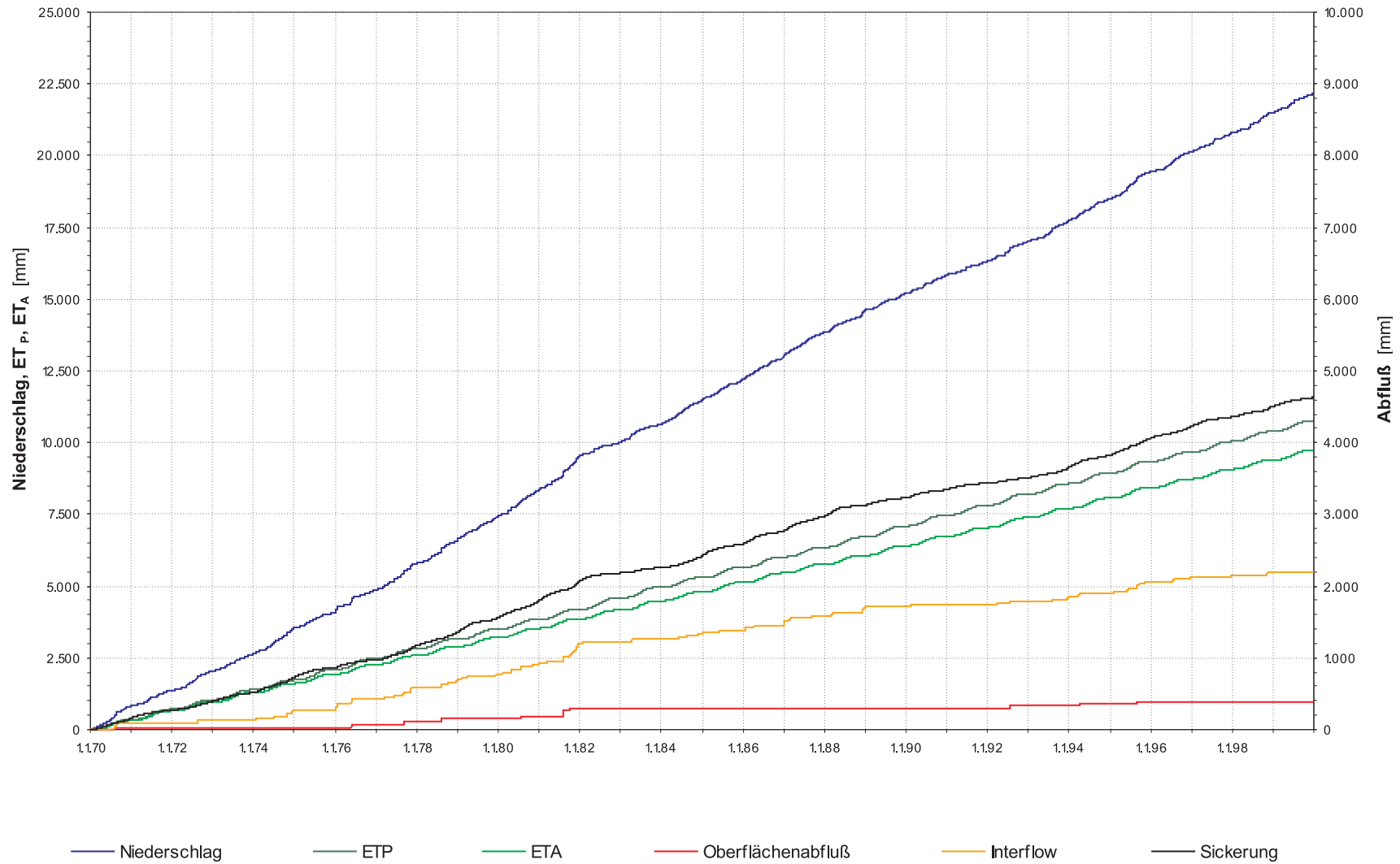


Abb. I46: Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II“, Wasserhaushalt des validierten HYDRUS_2D-Modells VF 2: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.1970–31.12.1999, Parametrisierung wie Tab. I6.

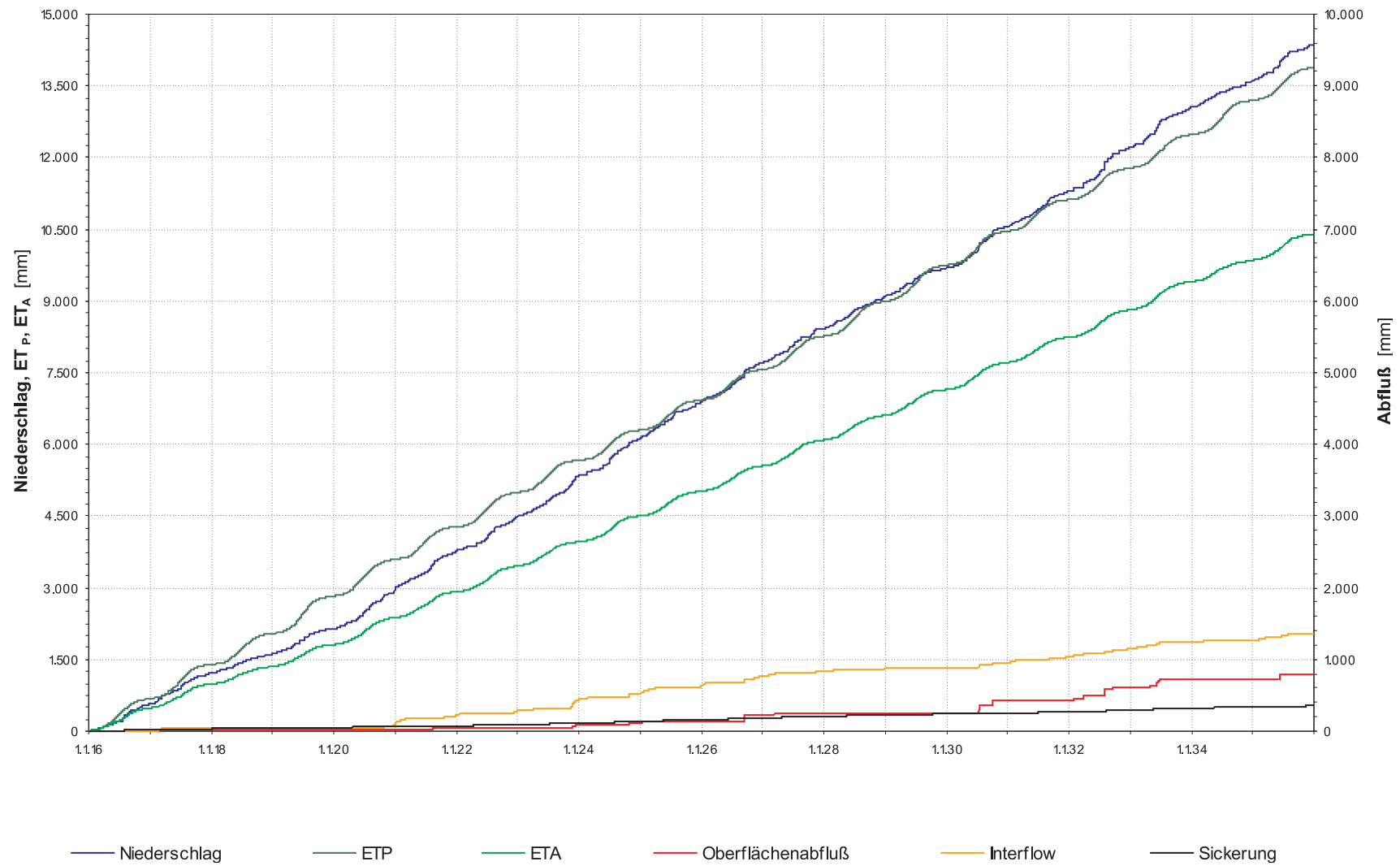


Abb. I47: Szenario „Klimaentwicklung I“ (1.1.2016–31.12.2035), Wasserhaushalt des validiertes HYDRUS_2D-Modells VF 2: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , hypodermischer Abfluß und Sickerung. Parametrisierung wie Tab. I4 und GLOWA-Klimaproggnose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9).

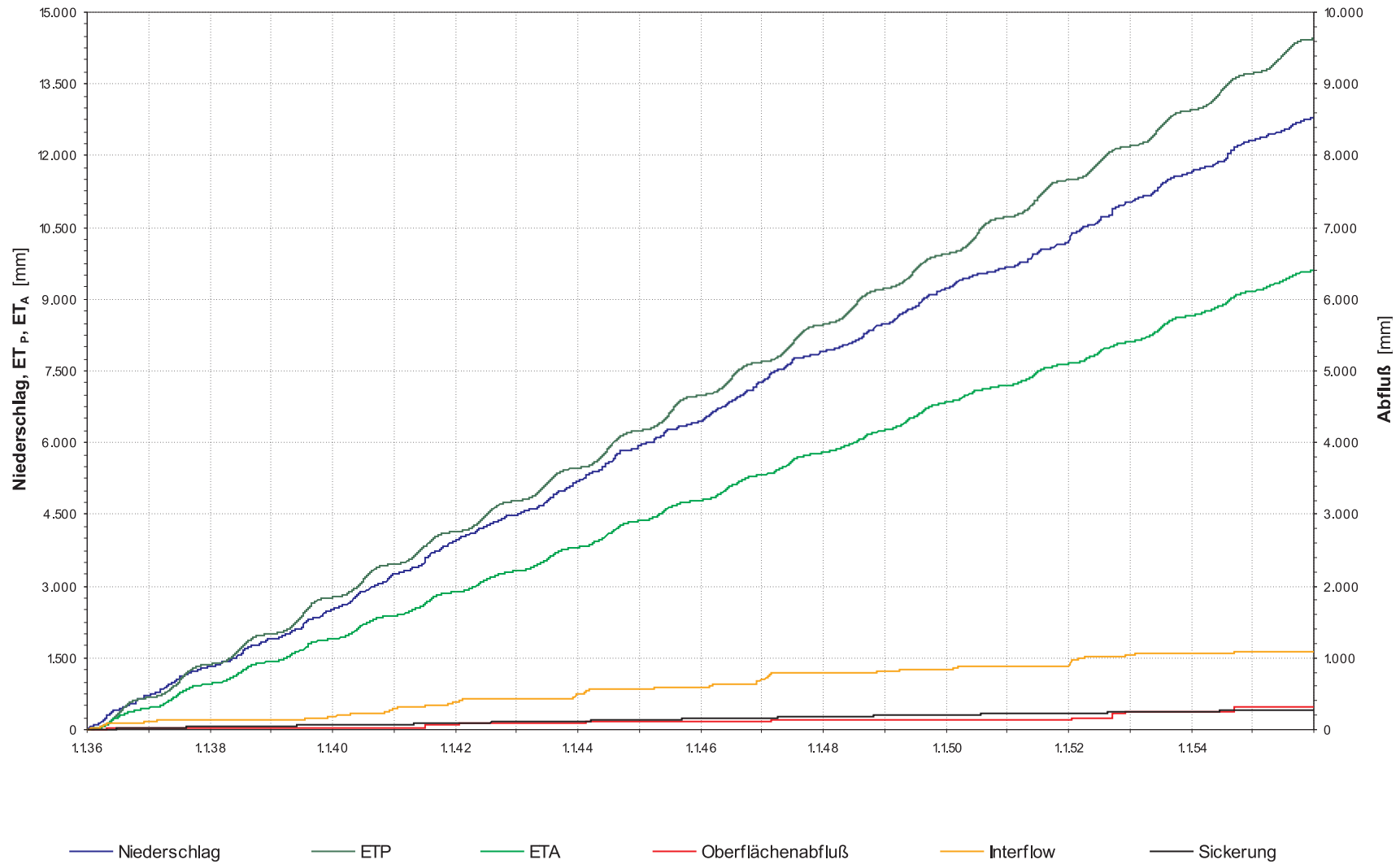


Abb. I48: Szenario „Klimaentwicklung II“ (1.1.2036–31.12.2055), Wasserhaushalt des validierten HYDRUS_2D-Modells VF 2: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , hypodermischer Abfluß und Sickerung. Parametrisierung wie Tab. I4 und GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9).

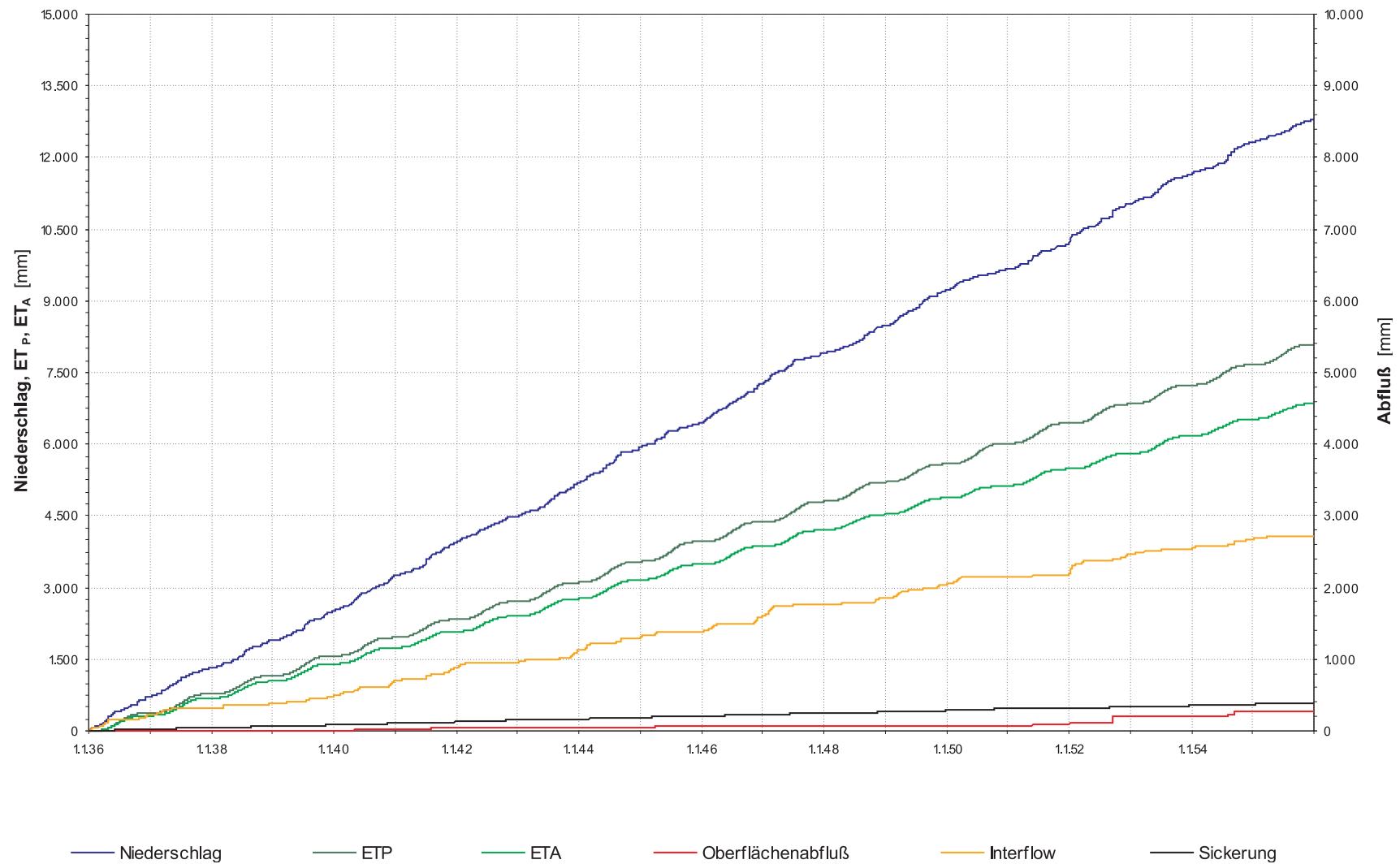


Abb. I49: Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I“ und „Klimaentwicklung II“, Wasserhaushalt des validiertes HYDRUS_2D-Modells VF 2: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.2036–31.12.2055, Parametrisierung wie Tab. I5 und GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9).

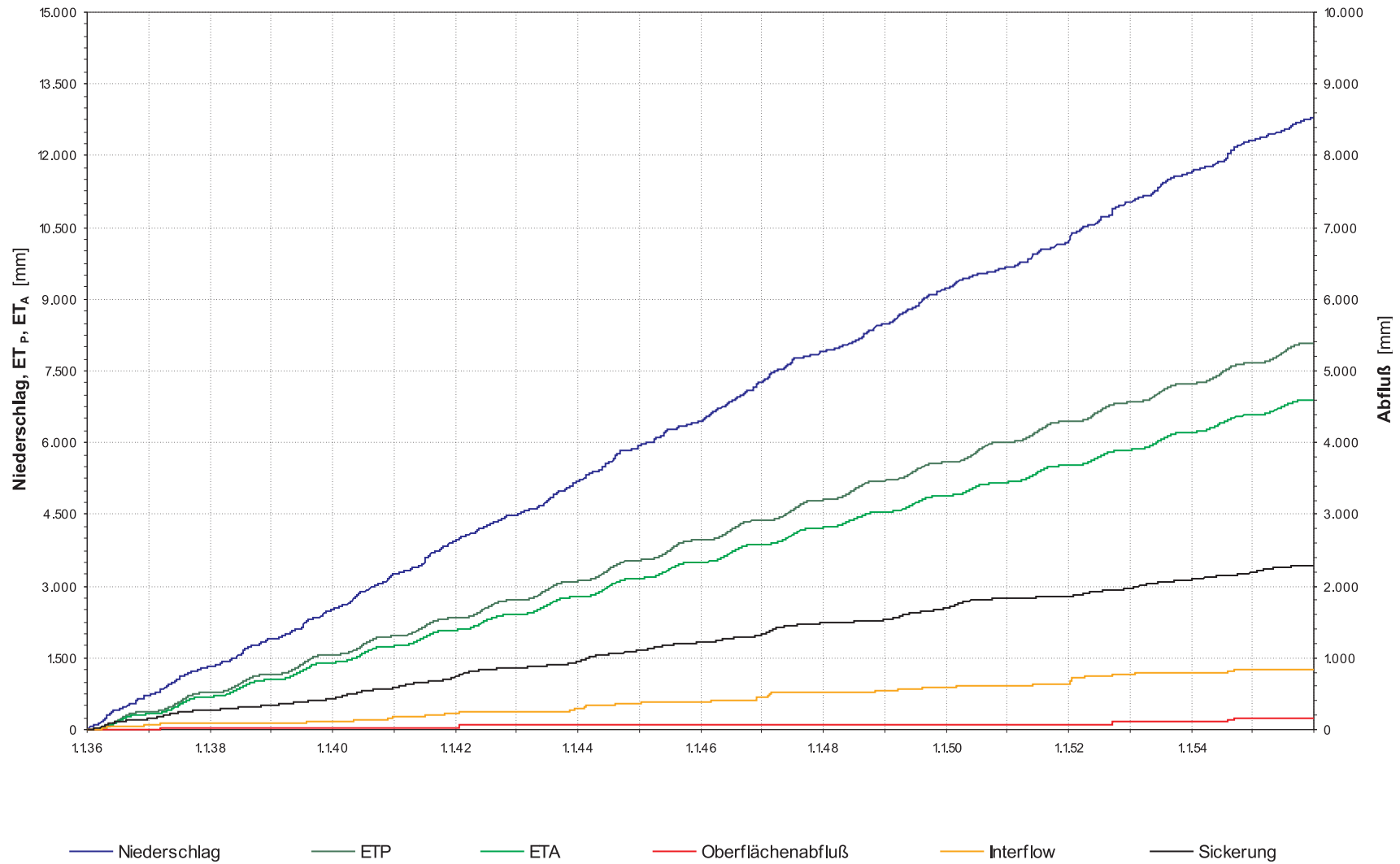


Abb. I50: Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II“ und „Klimaentwicklung II“, Wasserhaushalt des validiertes HYDRUS_2D-Modells VF 2: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.2036–31.12.2055, Parametrisierung wie Tab. I6 und GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9).

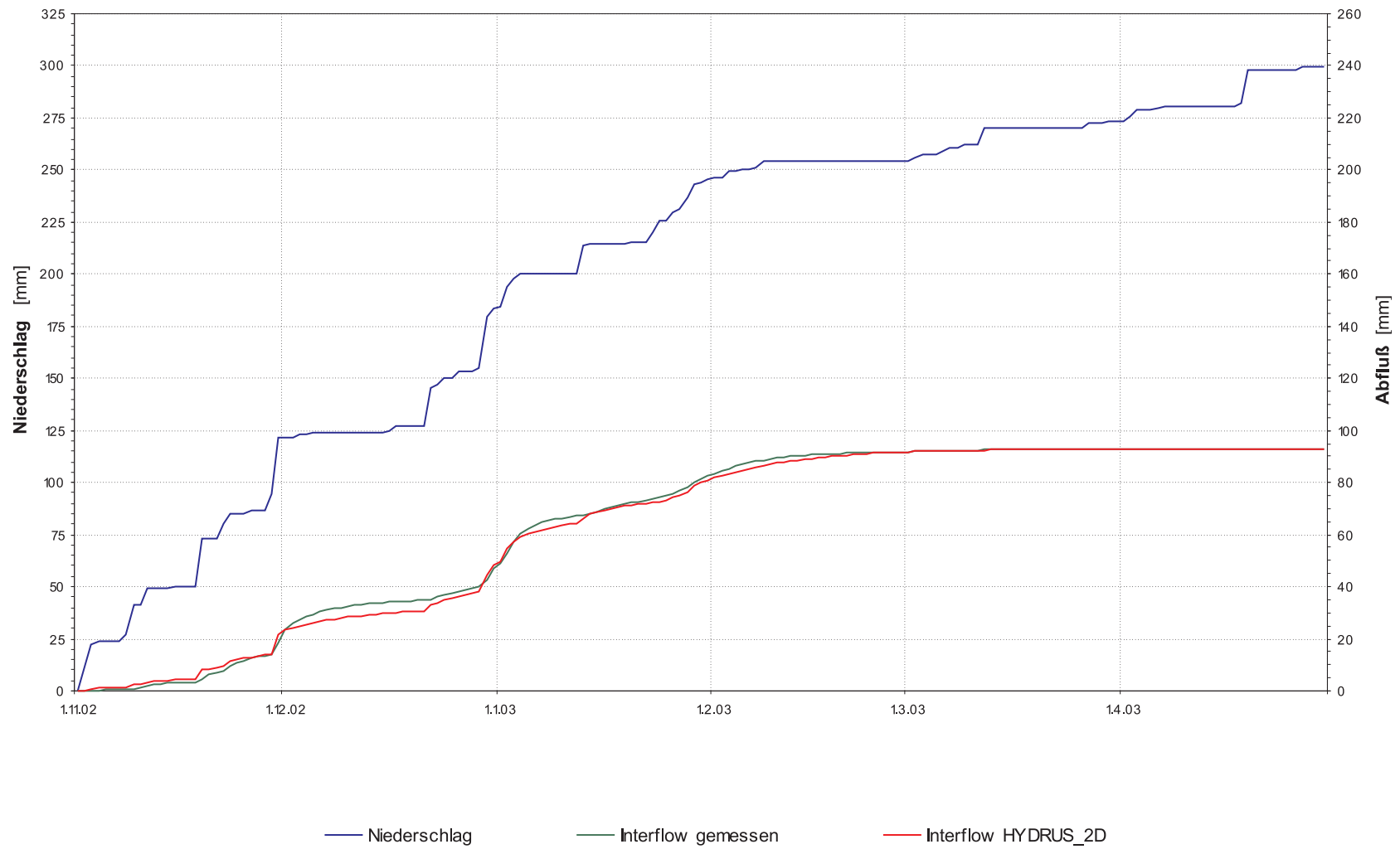


Abb. I51: Ergebnis der Kalibrierung und Validierung, Versuchsfeld 3, HYDRUS_2D-Modell: Kumulativer Niederschlag, gemessener und berechneter hypodermischer Abfluß. Kalibrierungs- und Validierungszeitraum 1.11.2002–30.4.2003, Parametrisierung wie Tab. I7.

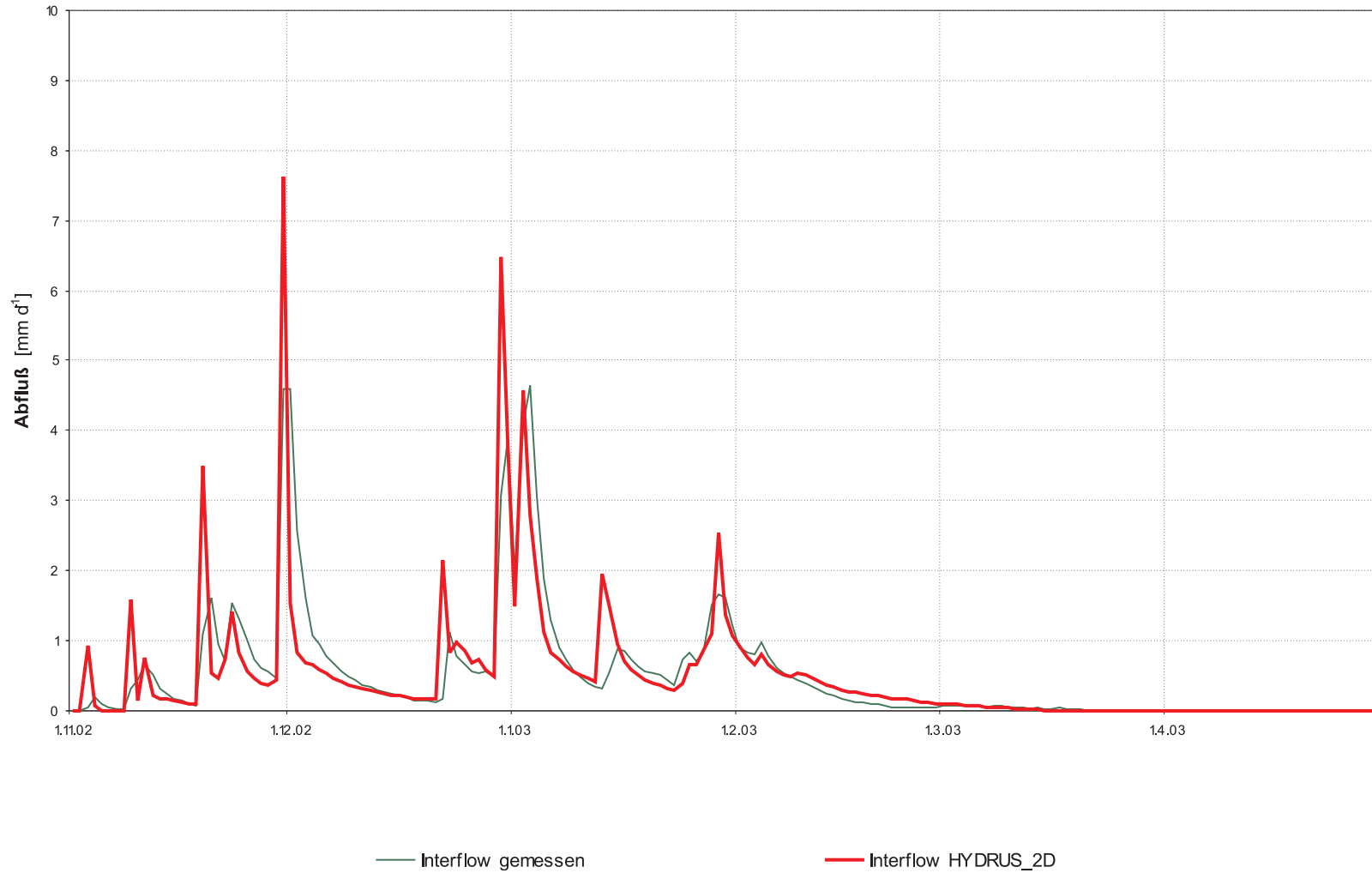


Abb. I52: Ergebnis der Kalibrierung und Validierung, Versuchsfeld 3, HYDRUS_2D-Modell: Tagessummen des Niederschlages, des gemessenen und berechneten hypodermischer Abflusses. Kalibrierungs- und Validierungszeitraum 1.11.2002–30.4.2003, Parametrisierung wie Tab. I7.

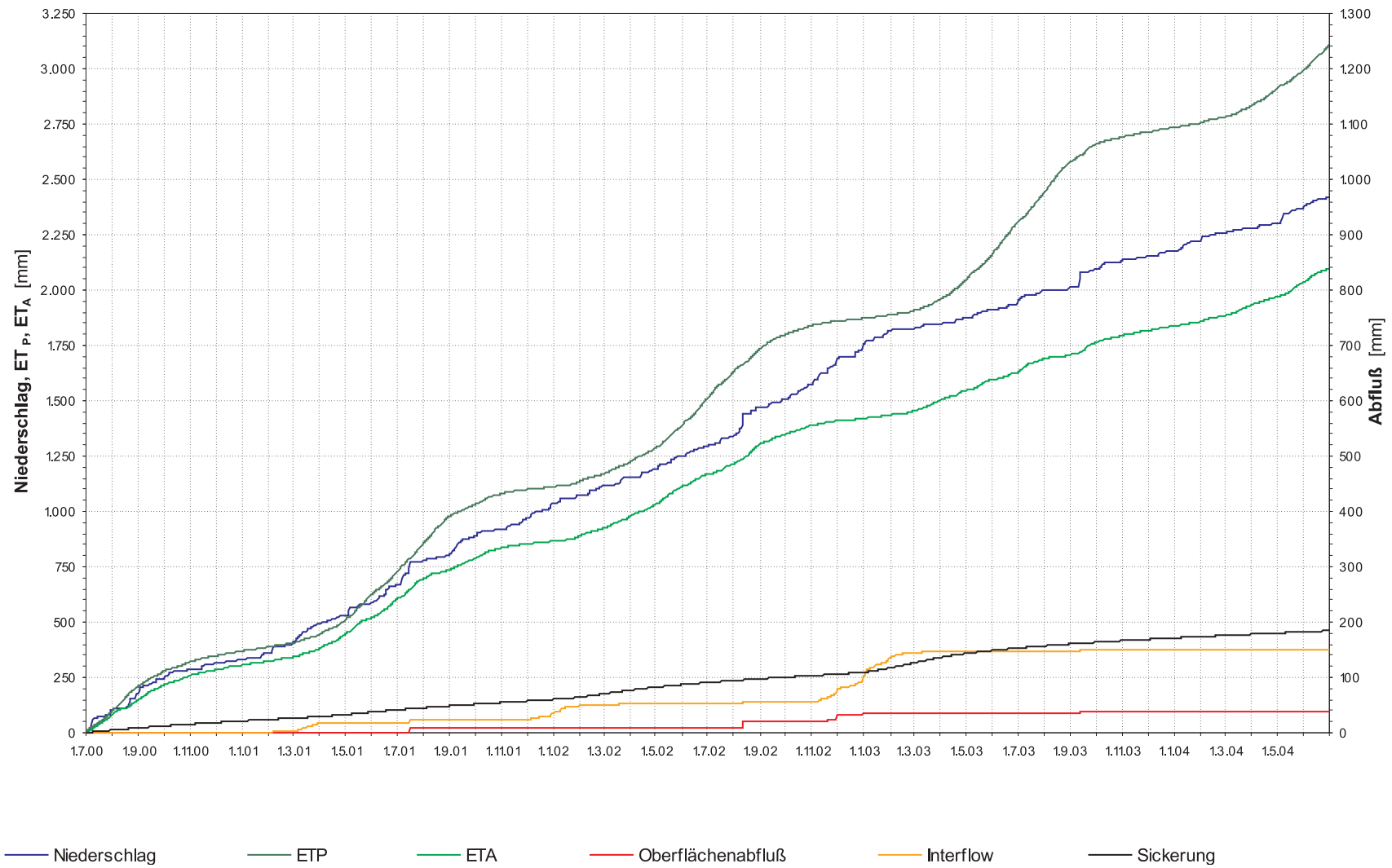


Abb. I53: Wasserhaushalt des validiertes HYDRUS_2D-Modells, VF 3: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , hypodermischer Abfluß und Sickerung. Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004, Parametrisierung wie Tab. I7.

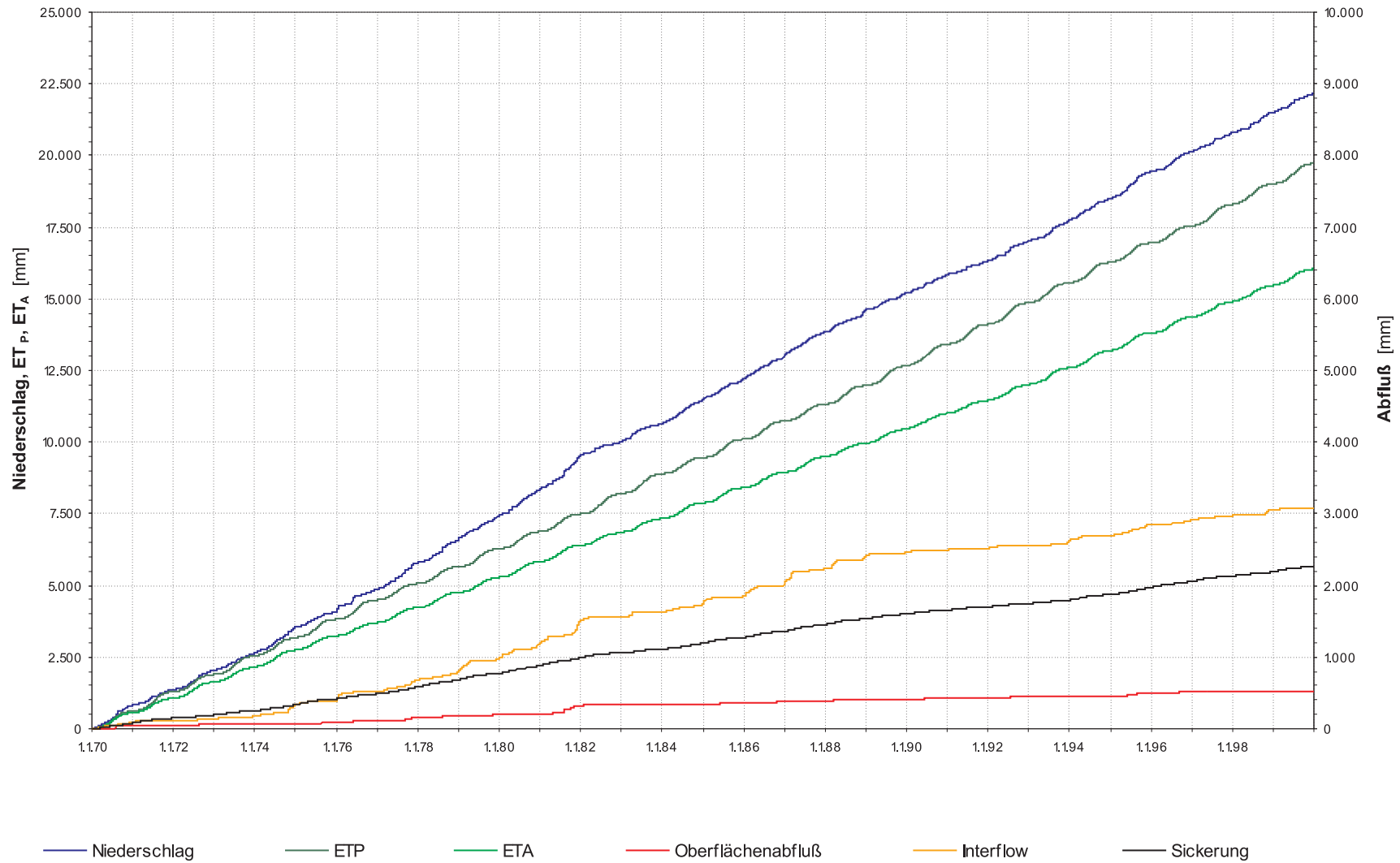


Abb. I54: Wasserhaushalt des validiertes HYDRUS_2D-Modells, VF 3: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.1970–31.12.1999, Parametrisierung wie Tab. 17.

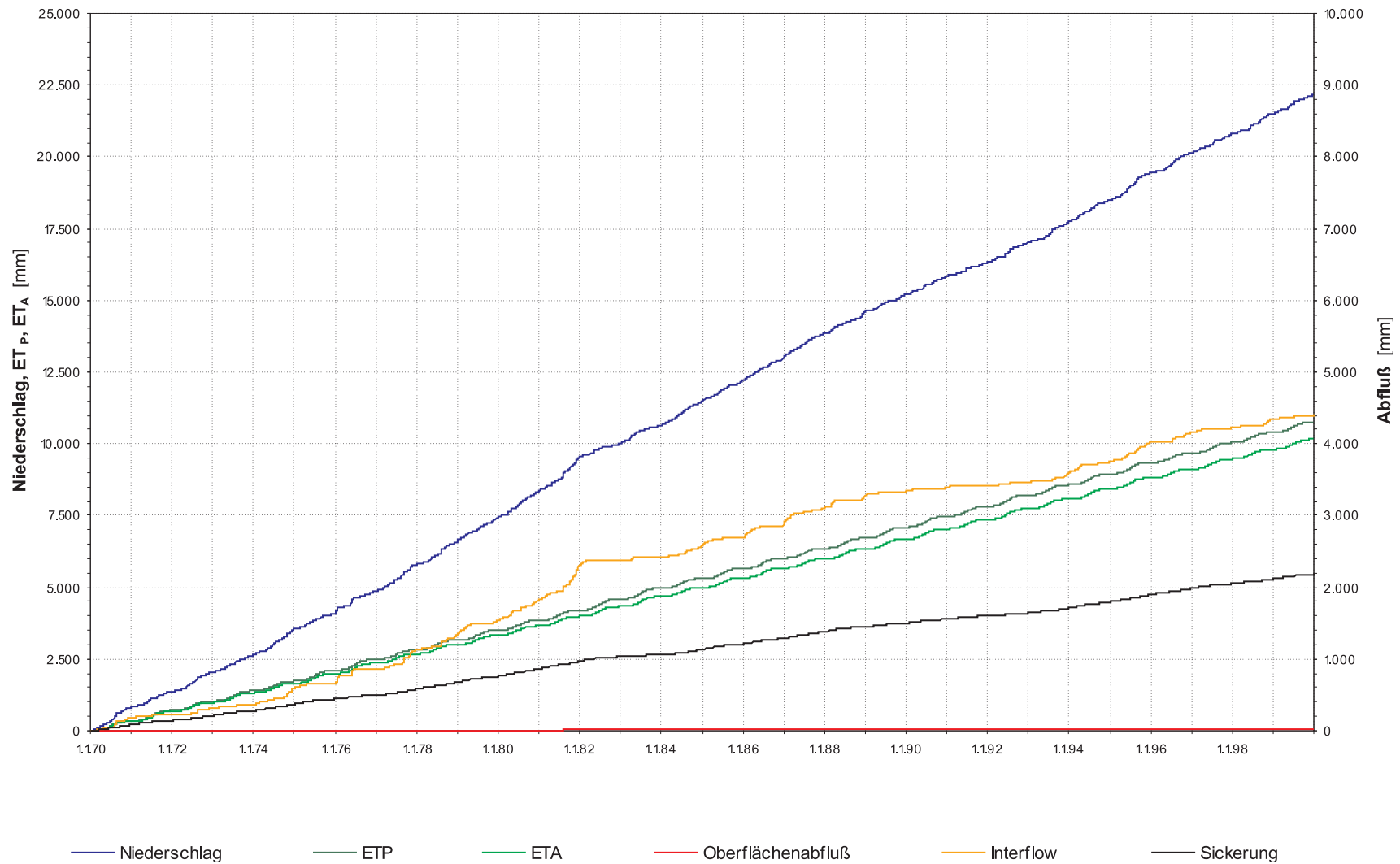


Abb. I55: Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I“, Wasserhaushalt des validiertes HYDRUS_2D-Modells VF 3: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.1970–31.12.1999, Parametrisierung wie Tab. I8.

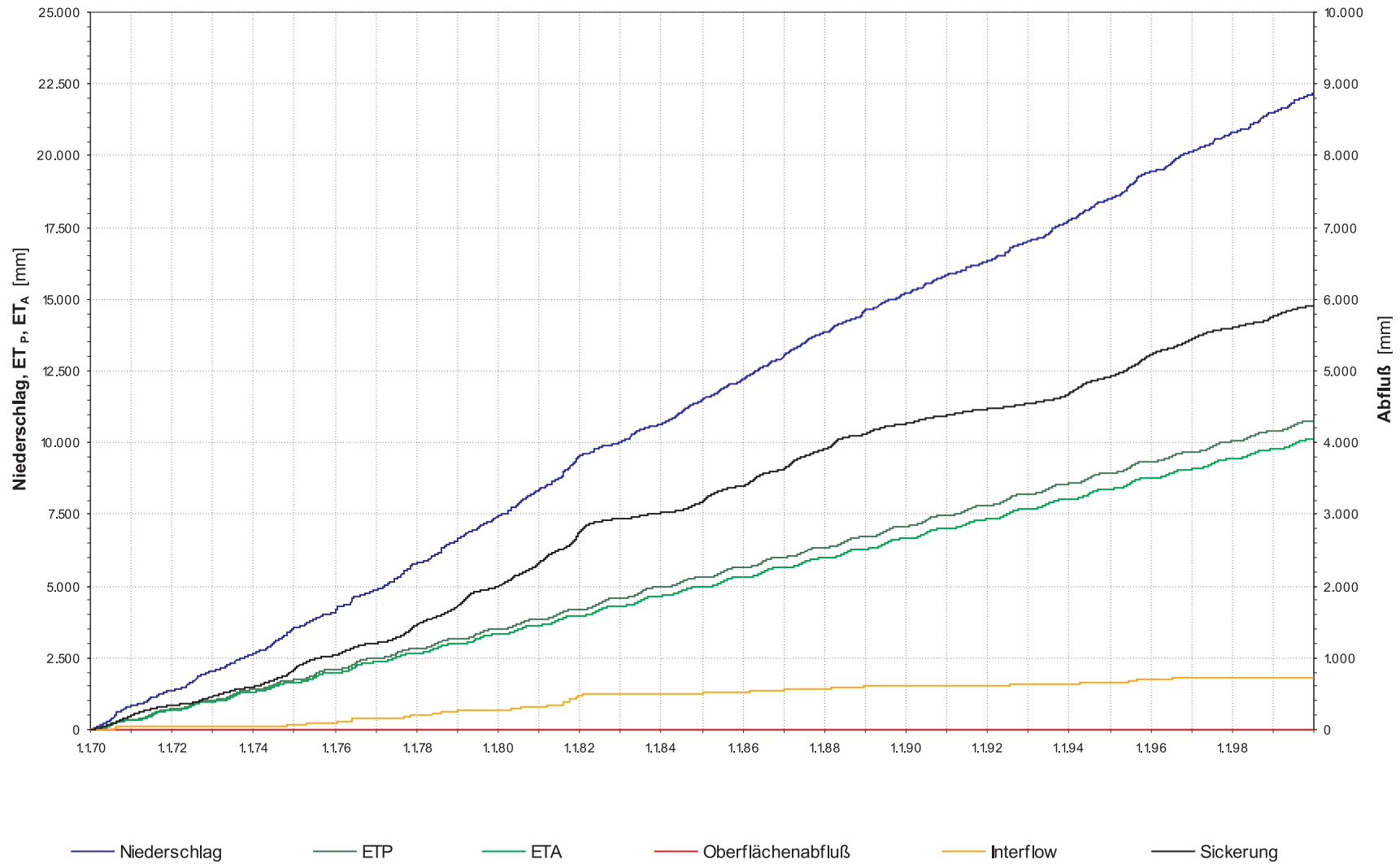


Abb. I56: Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II“, Wasserhaushalt des validierten HYDRUS_2D-Modells VF 3: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.1970–31.12.1999, Parametrisierung wie Tab. I9.

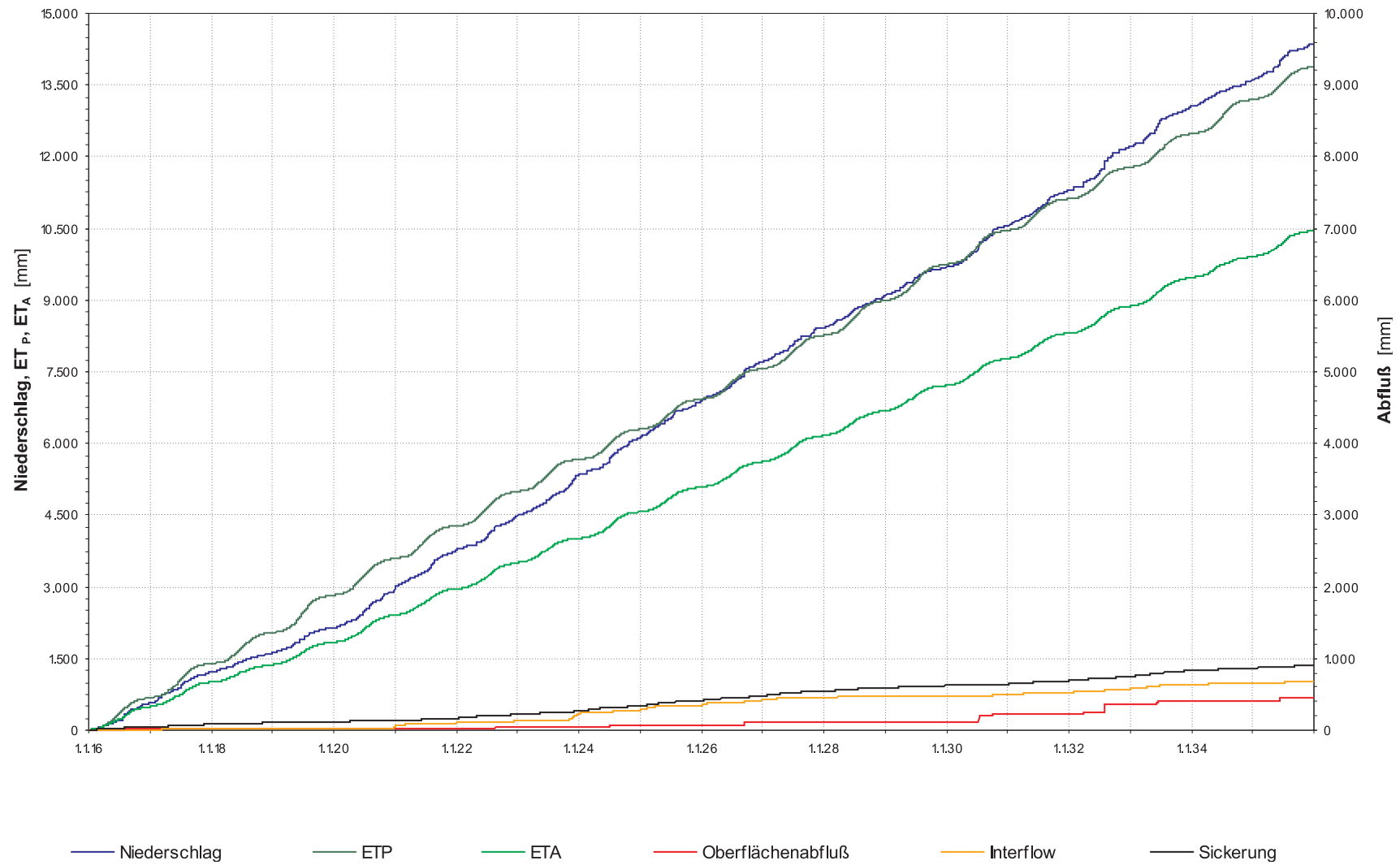


Abb. I57: Szenario „Klimaentwicklung I“ (1.1.2016–31.12.2035), Wasserhaushalt des validiertes HYDRUS_2D-Modells VF 3: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A, hypodermischer Abfluß und Sickerung. Parametrisierung wie Tab. I7 und GLOWA-Klimaproggnose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9).

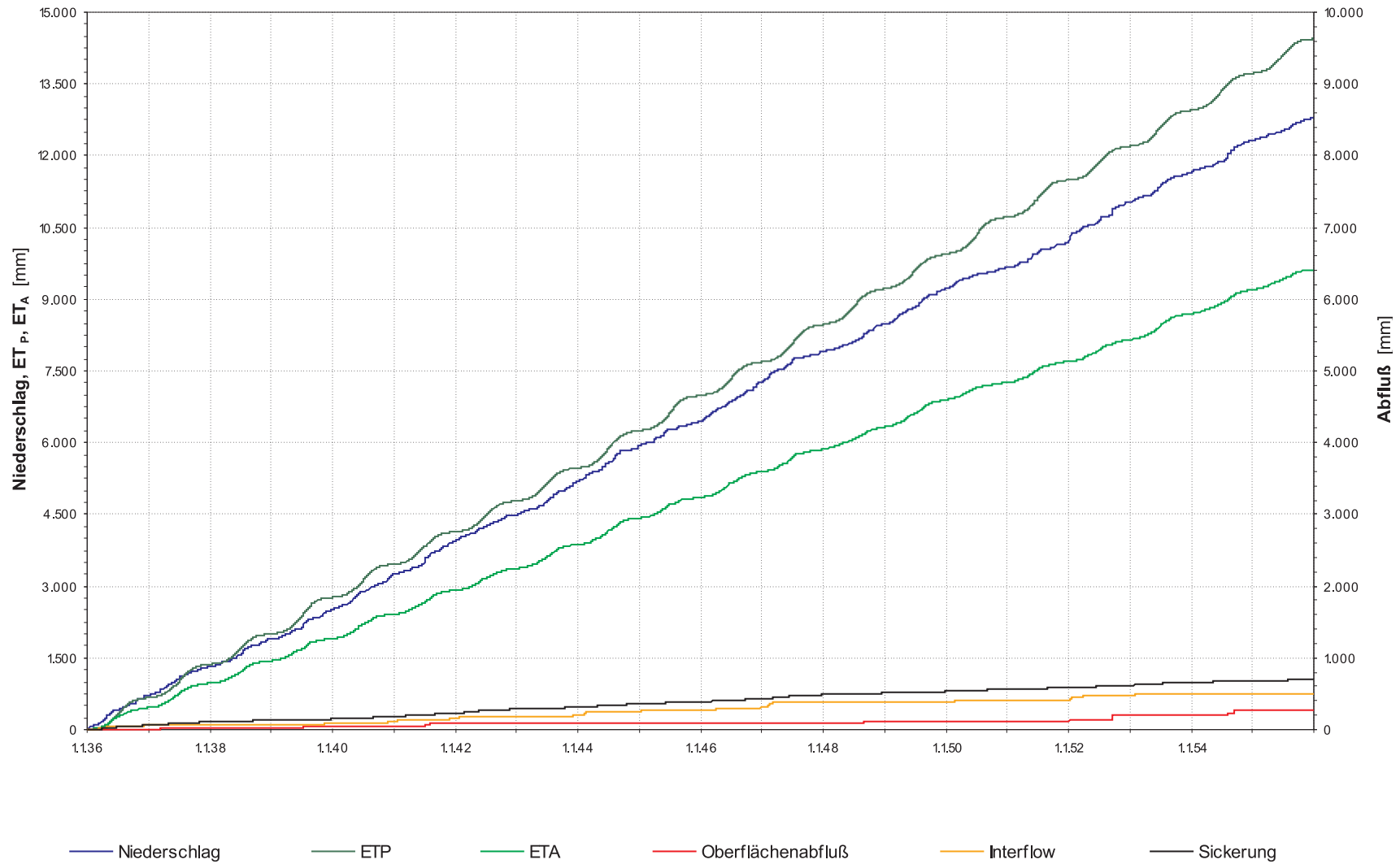


Abb. I58: Szenario „Klimaentwicklung II“ (1.1.2036–31.12.2055), Wasserhaushalt des validierten HYDRUS_2D-Modells VF 3: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , hypodermischer Abfluß und Sickerung. Parametrisierung wie Tab. I7 und GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9).

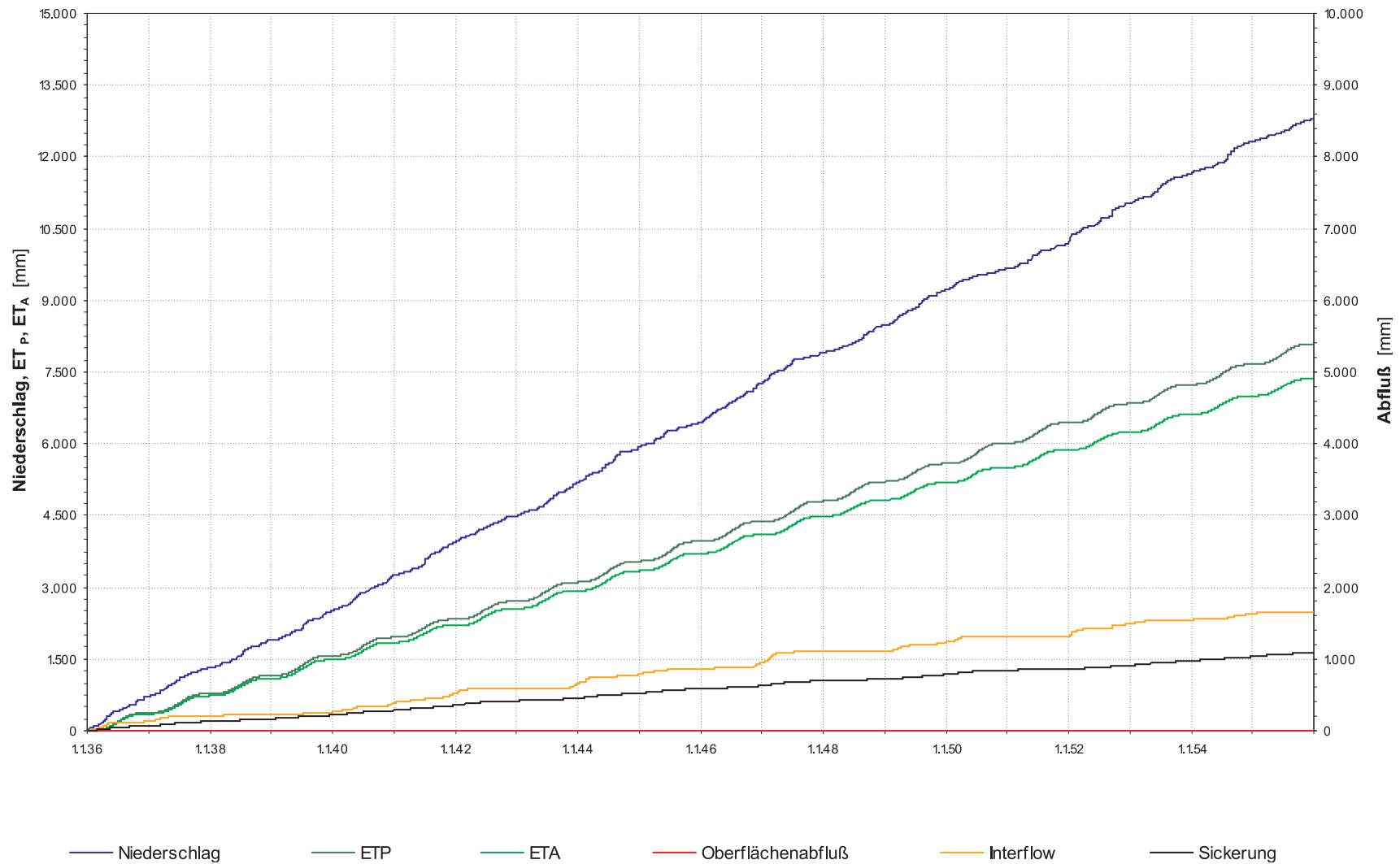


Abb. I59: Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I“ und „Klimaentwicklung II“, Wasserhaushalt des validiertes HYDRUS_2D-Modells VF 3: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.2036–31.12.2055, Parametrisierung wie Tab. I8 und GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9).

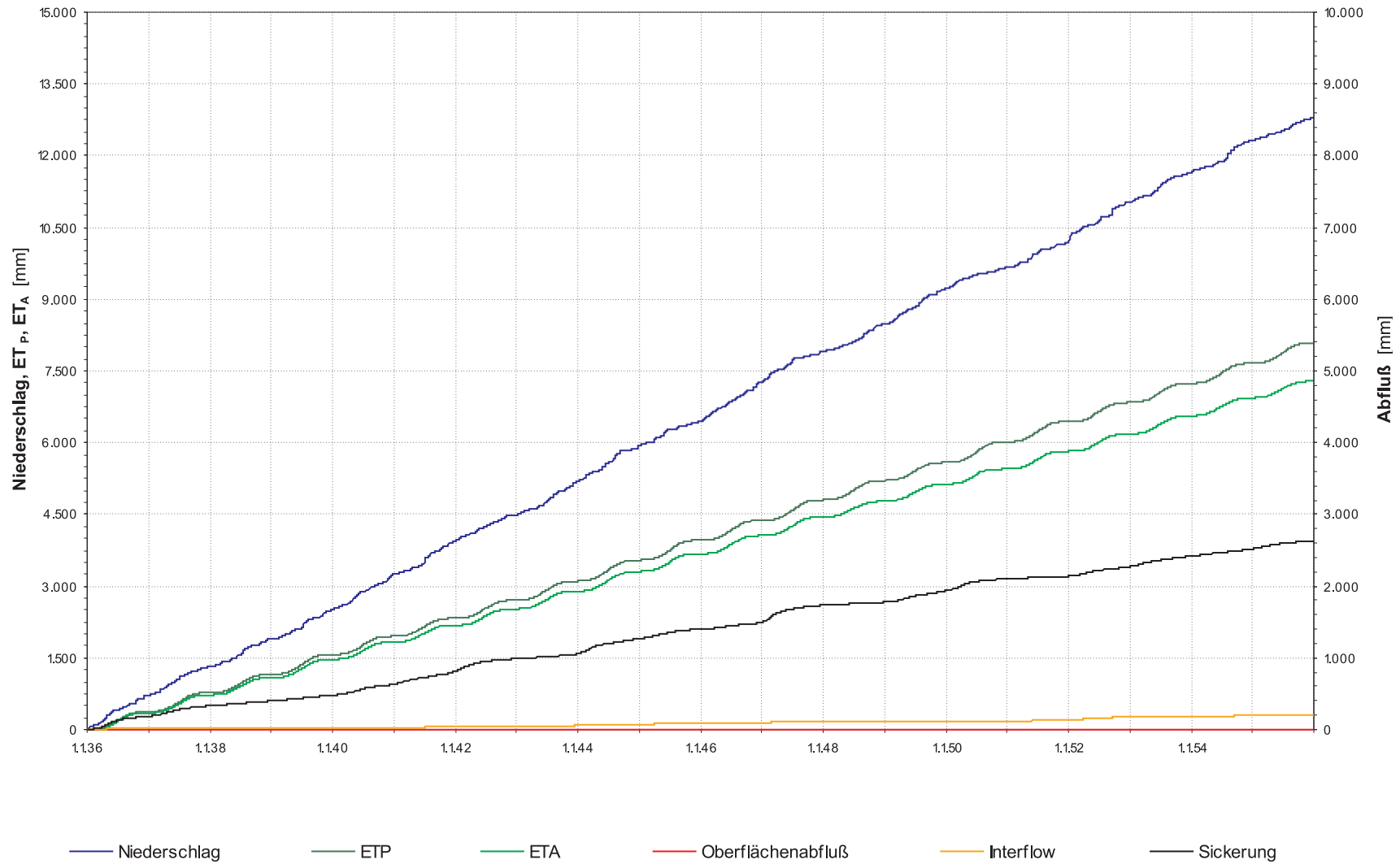


Abb. I60: Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II“ und „Klimaentwicklung II“, Wasserhaushalt des validiertes HYDRUS_2D-Modells VF 3: Kumulativer Niederschlag, ET_P und ET_A , hypodermischer Abfluß und Sickerung. Modellzeitraum langjährige Abflußreihe 1.1.2036–31.12.2055, Parametrisierung wie Tab. I9 und GLOWA-Klimaprognose Gera-Leumnitz (Tab. 4.9).

J Ergebnisse der Berechnungen zum Gashaushalt

Tab. J1: Ergebnis der Berechnungen der Gasdiffusion im Untersuchungszeitraum, Versuchsfelder 1–3. Parametrisierung D_{eff} nach ELBERLING, Gl. 4.56.

	D_{eff}		J		Jahresmittel [g m ² a ⁻¹]
	Median [m ² s ⁻¹]	Max [m ² s ⁻¹]	Median [g m ² s ⁻¹]	Max [g m ² s ⁻¹]	
VF 1					
1,9 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	7,0 E-10	3,5 E-09			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	4,2 E-10	9,2 E-10	4,2 E-08	9,2 E-08	1,4
VF 2					
1 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	1,5 E-09	4,4 E-07			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	2,2 E-10	7,7 E-09	2,2 E-08	7,7 E-07	1,4
VF 3					
1,6 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	9,4 E-10	8,2 E-07			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	2,2 E-10	4,4 E-09	2,2 E-08	4,4 E-07	1,0

Tab. J2: Ergebnis der Berechnungen der Gasdiffusion Versuchsfelder 1–3, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999, unter Zugrundelegung der HY-DRUS_2D-Simulationen. Parametrisierung D_{eff} nach ELBERLING, Gl. 4.56.

	D_{eff}		J		Jahresmittel		
	Median [m ² s ⁻¹]	Max [m ² s ⁻¹]	Median [g m ² s ⁻¹]	Max [g m ² s ⁻¹]	Median [g m ² a ⁻¹]	Min [g m ² a ⁻¹]	Max [g m ² a ⁻¹]
VF 1, LR							
1,9 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	4,7 E-10	7,4 E-10					
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	3,1 E-10	5,5 E-10	3,1 E-08	5,5 E-08	1,0	0,7	1,5
VF 2, LR							
1 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	8,8 E-09	3,7 E-07					
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	2,2 E-10	2,3 E-09	2,2 E-08	2,3 E-07	0,9	0,6	2,3
VF 3, LR							
1,6 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	3,5 E-09	9,8 E-08					
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	3,0 E-10	9,4 E-10	3,0 E-08	9,4 E-08	1,0	0,7	1,3

Tab. J3: Ergebnis der Berechnungen der Gasdiffusion Versuchsfeld 1 unter Zugrundelegung der HYDRUS_2D-Simulationen. Parametrisierung D_{eff} nach ELBERLING, Gl. 4.56.

	D_{eff}		J		Jahresmittel		
	Median [m ² s ⁻¹]	Max [m ² s ⁻¹]	Median [g m ² s ⁻¹]	Max [g m ² s ⁻¹]	Median [g m ² a ⁻¹]	Min [g m ² a ⁻¹]	Max [g m ² a ⁻¹]
VF 1, LR							
1,9 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	4,7 E-10	7,4 E-10					
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	3,1 E-10	5,5 E-10	3,1 E-08	5,5 E-08	1,0	0,7	1,5
VF 1, Boden- und Vegetationsszenario I							
1,9 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	4,7 E-10	8,3 E-10					
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	3,2 E-10	5,9 E-10	3,2 E-08	5,9 E-08	1,0	0,7	1,4
VF 1, Boden- und Vegetationsszenario II							
1,9 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	7,0 E-10	3,0 E-09					
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	3,7 E-10	1,3 E-09	3,7 E-08	1,3 E-07	1,3	0,9	2,3
VF 1, Klimaszenario I							
1,9 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	7,0 E-10	4,5 E-09					
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	4,5 E-10	2,4 E-09	4,5 E-08	2,4 E-07	1,6	1,0	5,5
VF 1, Klimaszenario II							
1,9 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	7,1 E-10	1,2 E-09					
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	5,2 E-10	7,7 E-10	5,2 E-08	7,7 E-08	1,6	1,1	2,1
VF 1, Boden- und Vegetationsszenario I, Klimaszenario II							
1,9 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	7,0 E-10	8,8 E-10					
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	4,0 E-10	6,2 E-10	4,0 E-08	6,2 E-08	1,2	1,0	1,8
VF 1, Boden- und Vegetationsszenario II, Klimaszenario II							
1,9 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	7,3 E-10	6,7 E-09					
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	5,0 E-10	3,0 E-09	5,0 E-08	3,0 E-07	1,9	1,2	5,9

Tab. J4: Ergebnis der Berechnungen der Gasdiffusion Versuchsfeld 1 unter Zugrundelegung der HYDRUS_2D-Simulationen. Parametrisierung D_{eff} nach PMQ-Modell (MOLDRUP), Gl. 4.57.

	D_{eff}		J		Jahresmittel
	Median [m ² s ⁻¹]	Max [m ² s ⁻¹]	Median [g m ² s ⁻¹]	Max [g m ² s ⁻¹]	Median [g m ² a ⁻¹]
VF 1, LR					
1,9 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	2,0 E-12	1,4 E-08			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	1,1 E-12	2,1 E-09	1,1 E-10	2,1 E-07	0,1
VF 1, Boden- und Vegetationsszenario I					
1,9 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	2,0 E-12	2,9 E-08			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	1,1 E-12	6,1 E-09	1,1 E-10	6,1 E-07	0,3
VF 1, Boden- und Vegetationsszenario II					
1,9 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	4,0 E-09	1,6 E-07			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	1,8 E-12	5,8 E-08	1,8 E-10	5,8 E-06	7,2
VF 1, Klimaszenario I					
1,9 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	4,9 E-10	2,2 E-07			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	5,5 E-12	1,0 E-07	5,5 E-10	1,0 E-05	21,0
VF 1, Klimaszenario II					
1,9 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	4,8 E-09	6,5 E-08			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	4,1 E-10	2,4 E-08	4,1 E-08	2,4 E-06	13,3
VF 1, Boden- und Vegetationsszenario I, Klimaszenario II					
1,9 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	7,9 E-12	3,4 E-08			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	2,0 E-12	9,6 E-09	2,0 E-10	9,6 E-07	1,6
VF 1, Boden- und Vegetationsszenario II, Klimaszenario II					
1,9 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	1,2 E-08	2,7 E-07			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	1,4 E-10	1,2 E-07	1,4 E-08	1,2 E-05	31,8

Tab. J5: Ergebnis der Berechnungen der Gasdiffusion Versuchsfeld 1 unter Zugrundelegung der HYDRUS_2D-Simulationen. Parametrisierung D_{eff} nach BBC-Modell (MOLDRUP/CAMPBELL), Gl. 4.58.

	D_{eff}		J		Jahresmittel
	Median [m ² s ⁻¹]	Max [m ² s ⁻¹]	Median [g m ² s ⁻¹]	Max [g m ² s ⁻¹]	Median [g m ² a ⁻¹]
VF 1, LR					
1,9 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	9,4 E-15	6,1 E-10			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	1,7 E-15	1,9 E-11	1,7 E-13	1,9 E-09	0,0
VF 1, Boden- und Vegetationsszenario I					
1,9 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	9,4 E-15	1,6 E-09			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	1,7 E-15	8,2 E-11	1,7 E-13	8,2 E-09	0,0
VF 1, Boden- und Vegetationsszenario II					
1,9 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	1,3 E-10	1,3 E-08			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	1,9 E-15	1,8 E-09	1,9 E-13	1,8 E-07	0,1
VF 1, Klimaszenario I					
1,9 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	7,9 E-12	2,0 E-08			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	9,7 E-15	4,3 E-09	9,7 E-13	4,3 E-07	0,7
VF 1, Klimaszenario II					
1,9 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	1,6 E-10	4,4 E-09			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	2,0 E-12	5,6 E-10	2,0 E-10	5,6 E-08	0,5
VF 1, Boden- und Vegetationsszenario I, Klimaszenario II					
1,9 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	4,0 E-14	1,9 E-09			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	1,9 E-15	1,6 E-10	1,9 E-13	1,6 E-08	0,0
VF 1, Boden- und Vegetationsszenario II, Klimaszenario II					
1,9 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	5,4 E-10	2,7 E-08			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	4,1 E-13	5,2 E-09	4,1 E-11	5,2 E-07	2,0

Tab. J6: Ergebnis der Berechnungen der Gasdiffusion Versuchsfeld 2 unter Zugrundelegung der HYDRUS_2D-Simulationen. Parametrisierung D_{eff} nach ELBERLING, Gl. 4.56.

	D_{eff}		J		Jahresmittel		
	Median [m ² s ⁻¹]	Max [m ² s ⁻¹]	Median [g m ² s ⁻¹]	Max [g m ² s ⁻¹]	Median [g m ² a ⁻¹]	Min [g m ² a ⁻¹]	Max [g m ² a ⁻¹]
VF 2, LR							
1 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	8,8 E-09	3,7 E-07					
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	2,2 E-10	2,3 E-09	2,2 E-08	2,3 E-07	0,9	0,6	2,3
VF 2, Boden- und Vegetationsszenario I							
1 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	5,1 E-09	5,4 E-07					
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	2,2 E-10	3,2 E-09	2,2 E-08	3,2 E-07	1,0	0,6	3,0
VF 2, Boden- und Vegetationsszenario II							
1 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	2,6 E-08	6,3 E-07					
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	3,1 E-10	6,2 E-08	3,1 E-08	6,2 E-06	9,0	0,8	63,5
VF 2, Klimaszenario I							
1 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	4,4 E-08	3,5 E-07					
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	3,2 E-10	5,8 E-09	3,2 E-08	5,8 E-07	2,3	0,7	10,3
VF 2, Klimaszenario II							
1 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	7,7 E-08	4,0 E-07					
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	4,4 E-10	4,9 E-09	4,4 E-08	4,9 E-07	2,5	1,0	7,8
VF 2, Boden- und Vegetationsszenario I, Klimaszenario II							
1 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	1,8 E-08	5,7 E-07					
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	2,5 E-10	3,7 E-09	2,5 E-08	3,7 E-07	1,5	0,7	3,8
VF 2, Boden- und Vegetationsszenario II, Klimaszenario II							
1 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	5,4 E-08	6,8 E-07					
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	9,4 E-10	7,5 E-08	9,4 E-08	7,5 E-06	20,4	2,8	76,9

Tab. J7: Ergebnis der Berechnungen der Gasdiffusion Versuchsfeld 2 unter Zugrundelegung der HYDRUS_2D-Simulationen. Parametrisierung D_{eff} nach PMQ-Modell (MOLDRUP), Gl. 4.57.

	D_{eff}		J		Jahresmittel
	Median [m ² s ⁻¹]	Max [m ² s ⁻¹]	Median [g m ² s ⁻¹]	Max [g m ² s ⁻¹]	Median [g m ² a ⁻¹]
VF 2, LR					
1 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	2,2 E-07	2,1 E-06			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	4,8 E-10	7,6 E-08	4,8 E-08	7,6 E-06	17,3
VF 2, Boden- und Vegetationsszenario I					
1 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	1,6 E-07	2,6 E-06			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	2,4 E-10	9,7 E-08	2,4 E-08	9,7 E-06	17,4
VF 2, Boden- und Vegetationsszenario II					
1 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	4,0 E-07	2,8 E-06			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	8,8 E-09	5,7 E-07	8,8 E-07	5,7 E-05	154,4
VF 2, Klimaszenario I					
1 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	5,7 E-07	2,0 E-06			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	6,3 E-09	1,4 E-07	6,3 E-07	1,4 E-05	63,0
VF 2, Klimaszenario II					
1 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	7,9 E-07	2,2 E-06			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	1,5 E-08	1,3 E-07	1,5 E-06	1,3 E-05	79,7
VF 2, Boden- und Vegetationsszenario I, Klimaszenario II					
1 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	3,3 E-07	2,7 E-06			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	2,3 E-09	1,1 E-07	2,3 E-07	1,1 E-05	38,4
VF 2, Boden- und Vegetationsszenario II, Klimaszenario II					
1 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	6,3 E-07	2,9 E-06			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	3,7 E-08	6,5 E-07	3,7 E-06	6,5 E-05	310,7

Tab. J8: Ergebnis der Berechnungen der Gasdiffusion Versuchsfeld 2 unter Zugrundelegung der HYDRUS_2D-Simulationen. Parametrisierung D_{eff} nach BBC-Modell (MOLDRUP/CAMPBELL), Gl. 4.58.

	D_{eff}		J		Jahresmittel
	Median [m ² s ⁻¹]	Max [m ² s ⁻¹]	Median [g m ² s ⁻¹]	Max [g m ² s ⁻¹]	Median [g m ² a ⁻¹]
VF 2, LR					
1 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	2,8 E-08	4,8 E-07			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	3,4 E-12	3,2 E-09	3,4 E-10	3,2 E-07	0,5
VF 2, Boden- und Vegetationsszenario I					
1 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	1,8 E-08	6,3 E-07			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	1,3 E-12	4,4 E-09	1,3 E-10	4,4 E-07	0,5
VF 2, Boden- und Vegetationsszenario II					
1 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	6,1 E-08	7,1 E-07			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	1,8 E-10	5,2 E-08	1,8 E-08	5,2 E-06	9,4
VF 2, Klimaszenario I					
1 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	9,5 E-08	4,6 E-07			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	1,1 E-10	7,3 E-09	1,1 E-08	7,3 E-07	2,4
VF 2, Klimaszenario II					
1 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	1,4 E-07	5,1 E-07			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	3,6 E-10	6,3 E-09	3,6 E-08	6,3 E-07	5,8
VF 2, Boden- und Vegetationsszenario I, Klimaszenario II					
1 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	4,8 E-08	6,6 E-07			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	2,6 E-11	5,0 E-09	2,6 E-09	5,0 E-07	2,5
VF 2, Boden- und Vegetationsszenario II, Klimaszenario II					
1 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	1,1 E-07	7,5 E-07			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	1,3 E-09	6,1 E-08	1,3 E-07	6,1 E-06	41,5

Tab. J9: Ergebnis der Berechnungen der Gasdiffusion Versuchsfeld 3 unter Zugrundelegung der HYDRUS_2D-Simulationen. Parametrisierung D_{eff} nach ELBERLING, Gl. 4.56.

	D_{eff}		J		Jahresmittel		
	Median [m ² s ⁻¹]	Max [m ² s ⁻¹]	Median [g m ² s ⁻¹]	Max [g m ² s ⁻¹]	Median [g m ² a ⁻¹]	Min [g m ² a ⁻¹]	Max [g m ² a ⁻¹]
VF 3, LR							
1,6 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	4,7 E-09	1,2 E-07					
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	3,1 E-10	1,2 E-09	3,1 E-08	1,2 E-07	1,0	0,7	1,4
VF 3, Boden- und Vegetationsszenario I							
1,6 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	6,9 E-09	3,7 E-07					
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	3,1 E-10	4,7 E-09	3,1 E-08	4,7 E-07	1,3	0,8	4,1
VF 3, Boden- und Vegetationsszenario II							
1,6 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	9,1 E-08	7,9 E-07					
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	3,0 E-09	8,4 E-08	3,0 E-07	8,4 E-06	29,4	2,3	111,6
VF 3, Klimaszenario I							
1,6 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	2,4 E-08	2,7 E-07					
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	3,7 E-10	1,1 E-08	3,7 E-08	1,1 E-06	3,7	0,9	29,7
VF 3, Klimaszenario II							
1,6 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	5,3 E-08	2,0 E-07					
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	6,0 E-10	4,2 E-09	6,0 E-08	4,2 E-07	3,4	1,1	9,5
VF 3, Boden- und Vegetationsszenario I, Klimaszenario II							
1,6 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	3,2 E-08	4,1 E-07					
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	3,3 E-10	6,1 E-09	3,3 E-08	6,1 E-07	2,6	1,0	12,5
VF 3, Boden- und Vegetationsszenario II, Klimaszenario II							
1,6 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	1,8 E-07	9,2 E-07					
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	1,1 E-08	1,4 E-07	1,1 E-06	1,4 E-05	70,1	12,7	325,4

Tab. J10: Ergebnis der Berechnungen der Gasdiffusion Versuchsfeld 3 unter Zugrundelegung der HYDRUS_2D-Simulationen. Parametrisierung D_{eff} nach PMQ-Modell (MOLDRUP), Gl. 4.57.

	D_{eff}		J		Jahresmittel
	Median [m ² s ⁻¹]	Max [m ² s ⁻¹]	Median [g m ² s ⁻¹]	Max [g m ² s ⁻¹]	Median [g m ² a ⁻¹]
VF 3, LR					
1,6 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	1,4 E-07	1,1 E-06			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	4,4 E-10	3,9 E-08	4,4 E-08	3,9 E-06	12,9
VF 3, Boden- und Vegetationsszenario I					
1,6 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	2,3 E-07	2,5 E-06			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	3,1 E-10	1,3 E-07	3,1 E-08	1,3 E-05	23,7
VF 3, Boden- und Vegetationsszenario II					
1,6 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	9,7 E-07	3,8 E-06			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	9,5 E-08	7,4 E-07	9,5 E-06	7,4 E-05	482,1
VF 3, Klimaszenario I					
1,6 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	4,6 E-07	2,0 E-06			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	9,2 E-09	2,2 E-07	9,2 E-07	2,2 E-05	94,7
VF 3, Klimaszenario II					
1,6 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	7,2 E-07	1,6 E-06			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	2,4 E-08	1,2 E-07	2,4 E-06	1,2 E-05	114,1
VF 3, Boden- und Vegetationsszenario I, Klimaszenario II					
1,6 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	5,6 E-07	2,6 E-06			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	4,0 E-09	1,5 E-07	4,0 E-07	1,5 E-05	69,2
VF 3, Boden- und Vegetationsszenario II, Klimaszenario II					
1,6 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	1,5 E-06	4,2 E-06			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	2,2 E-07	1,0 E-06	2,2 E-05	1,0 E-04	873,4

Tab. J11: Ergebnis der Berechnungen der Gasdiffusion Versuchsfeld 3 unter Zugrundelegung der HYDRUS_2D-Simulationen. Parametrisierung D_{eff} nach BBC-Modell (MOLDRUP/CAMPBELL), Gl. 4.58.

	D_{eff}		J		Jahresmittel
	Median [m ² s ⁻¹]	Max [m ² s ⁻¹]	Median [g m ² s ⁻¹]	Max [g m ² s ⁻¹]	Median [g m ² a ⁻¹]
VF 3, LR					
1,6 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	9,0 E-09	1,4 E-07			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	3,0 E-12	1,3 E-09	3,0 E-10	1,3 E-07	0,3
VF 3, Boden- und Vegetationsszenario I					
1,6 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	1,6 E-08	4,2 E-07			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	1,9 E-12	6,2 E-09	1,9 E-10	6,2 E-07	0,7
VF 3, Boden- und Vegetationsszenario II					
1,6 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	1,3 E-07	7,7 E-07			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	4,2 E-09	7,0 E-08	4,2 E-07	7,0 E-06	31,3
VF 3, Klimaszenario I					
1,6 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	4,5 E-08	3,2 E-07			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	1,8 E-10	1,3 E-08	1,8 E-08	1,3 E-06	4,2
VF 3, Klimaszenario II					
1,6 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	8,7 E-08	2,5 E-07			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	6,5 E-10	5,7 E-09	6,5 E-08	5,7 E-07	7,2
VF 3, Boden- und Vegetationsszenario I, Klimaszenario II					
1,6 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	5,8 E-08	4,5 E-07			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	5,5 E-11	7,8 E-09	5,5 E-09	7,8 E-07	3,9
VF 3, Boden- und Vegetationsszenario II, Klimaszenario II					
1,6 m Tiefe, Unterkante Abdeckung	2,3 E-07	8,7 E-07			
3 m Tiefe, Haldenmaterial C-Zone	1,3 E-08	1,1 E-07	1,3 E-06	1,1 E-05	87,3

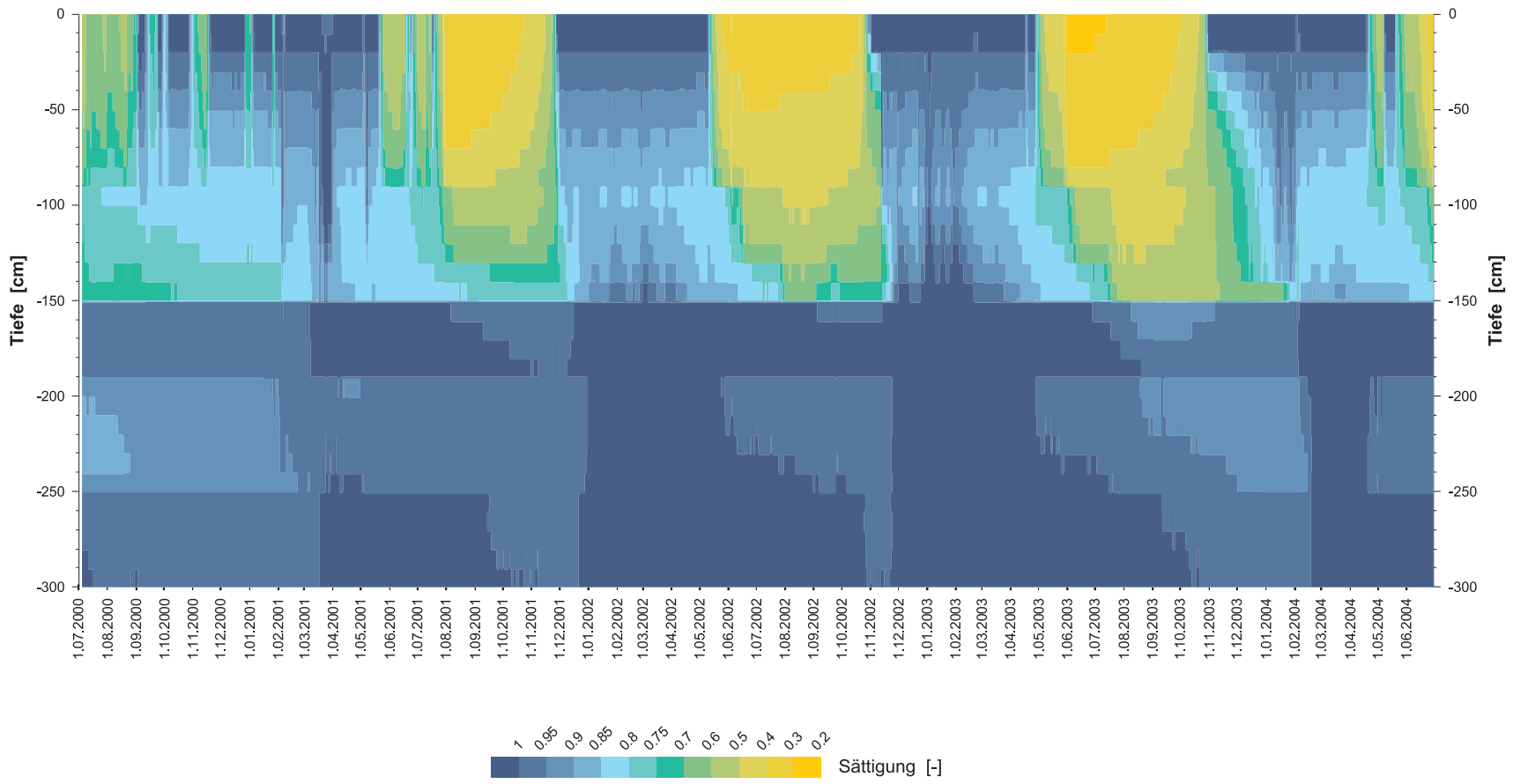


Abb. J1: Interpolierte Sättigungsprofile Versuchsfeld 1, auf Grundlage der Tensionsbestimmungen im Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004.

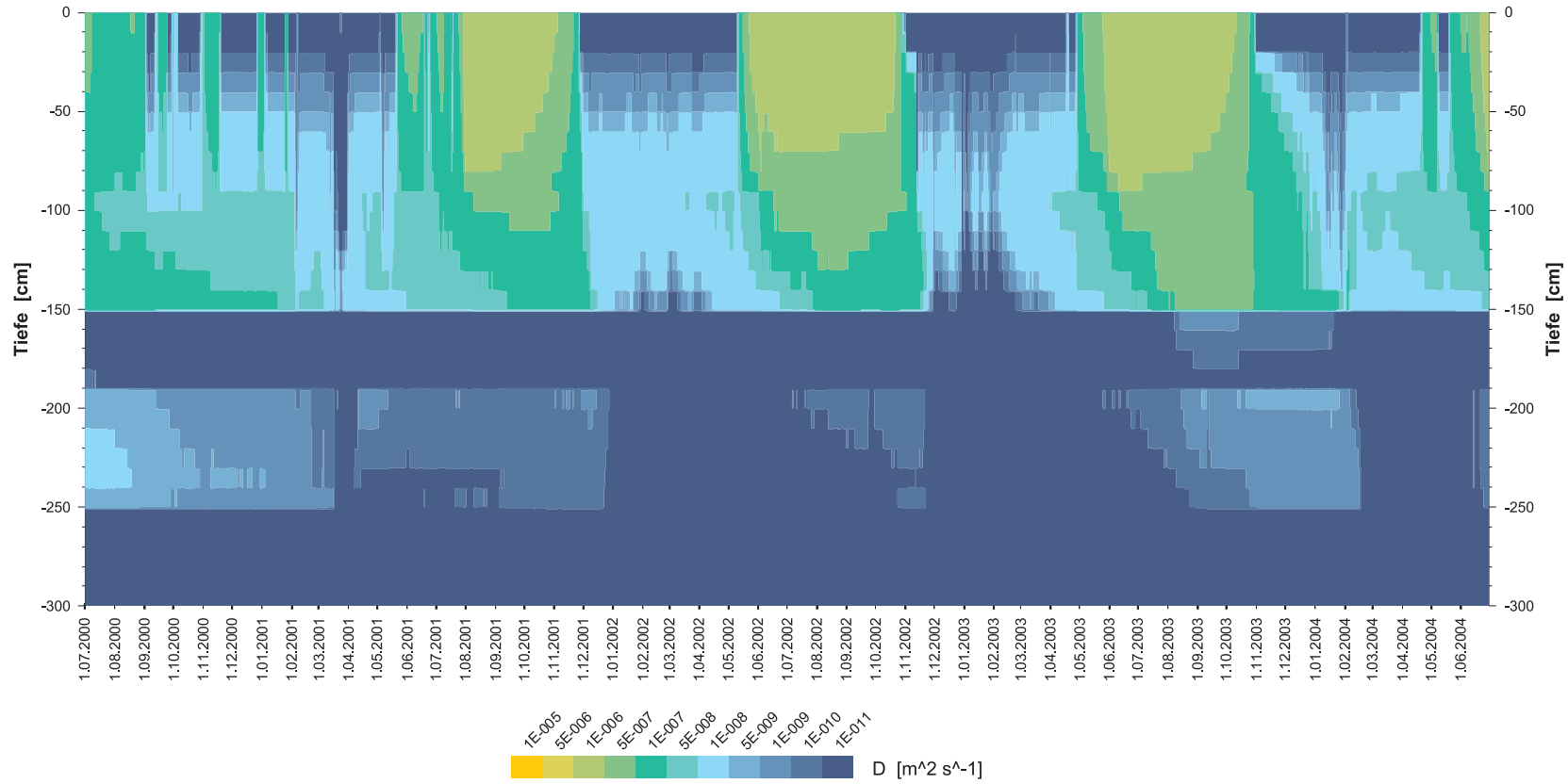
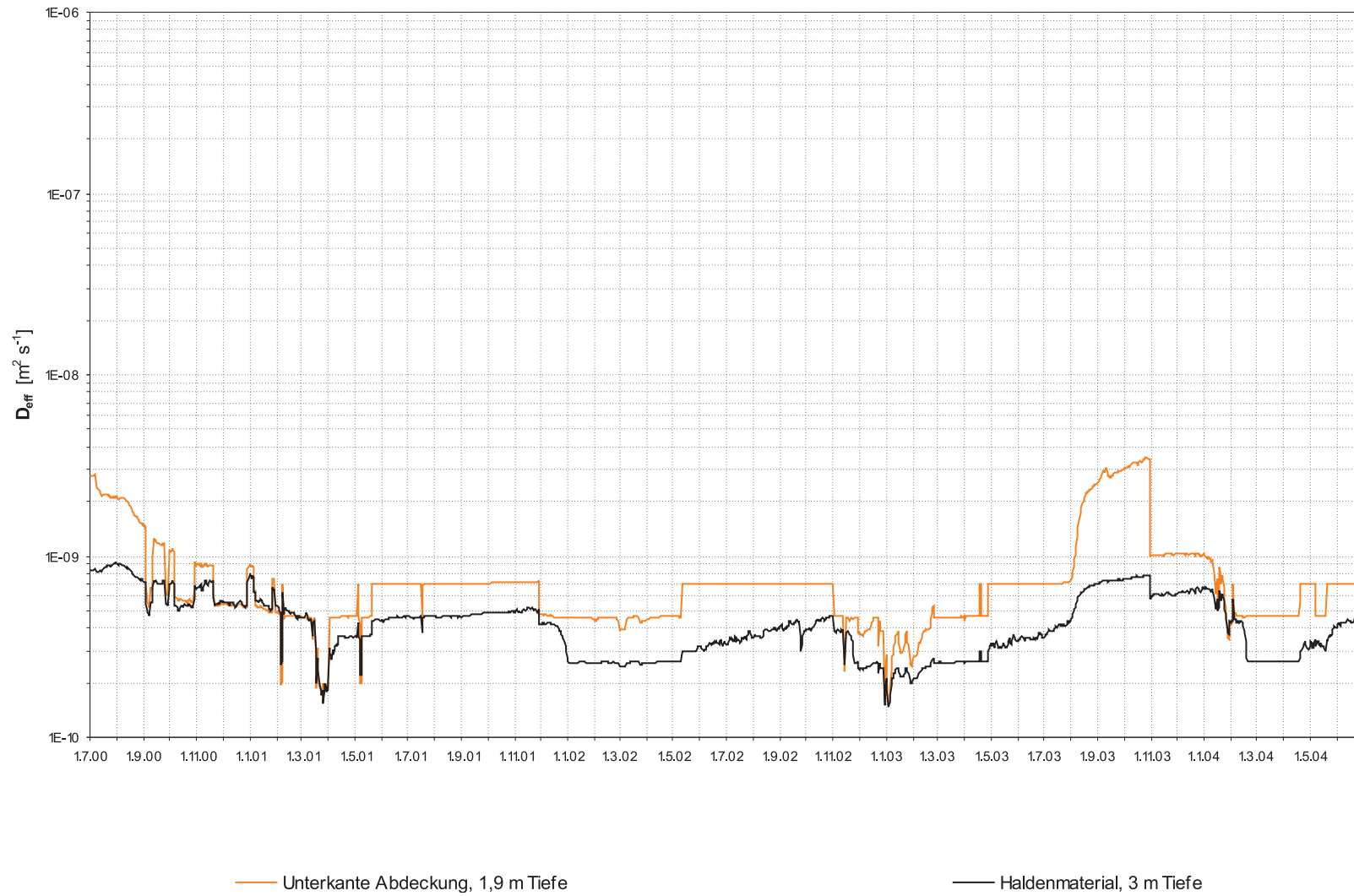


Abb. J2: Interpolierte Profile des Diffusionskoeffizienten nach ELBERLING, Gl. 4.56, im Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004, Versuchsfeld 1.



— Unterkante Abdeckung, 1,9 m Tiefe

— Haldenmaterial, 3 m Tiefe

Abb. J3: Effektiver Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56, im Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004, Versuchsfeld 1.



Abb. J4: Sauerstoffdiffusion (D_{eff} nach ELBERLING) im Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004, Versuchsfeld 1.

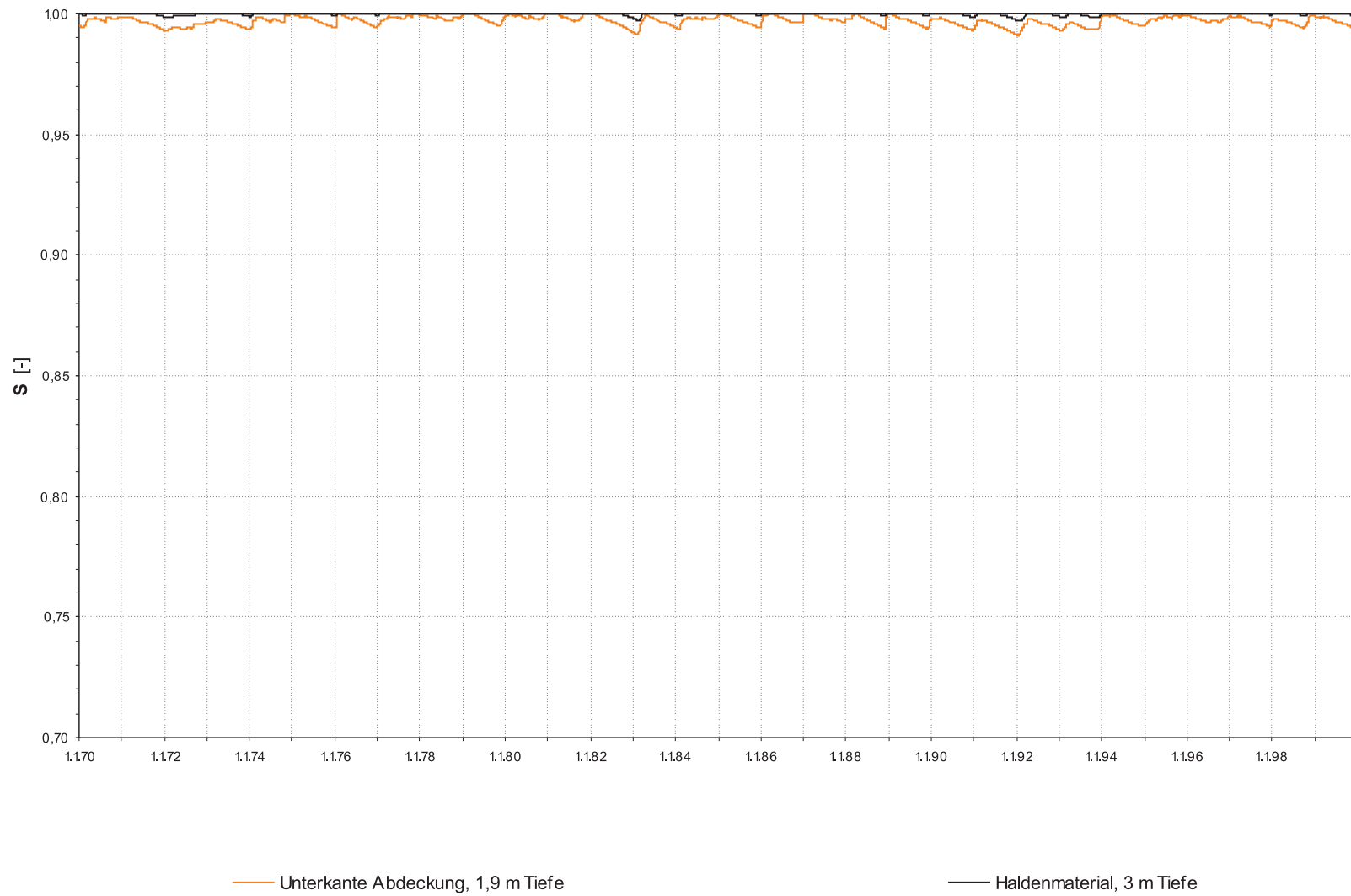


Abb. J5: Effektive Sättigung an der Unterkante des Abdecksystems sowie im Haldenmaterial in 3 m Tiefe, Versuchsfeld 1, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I34.

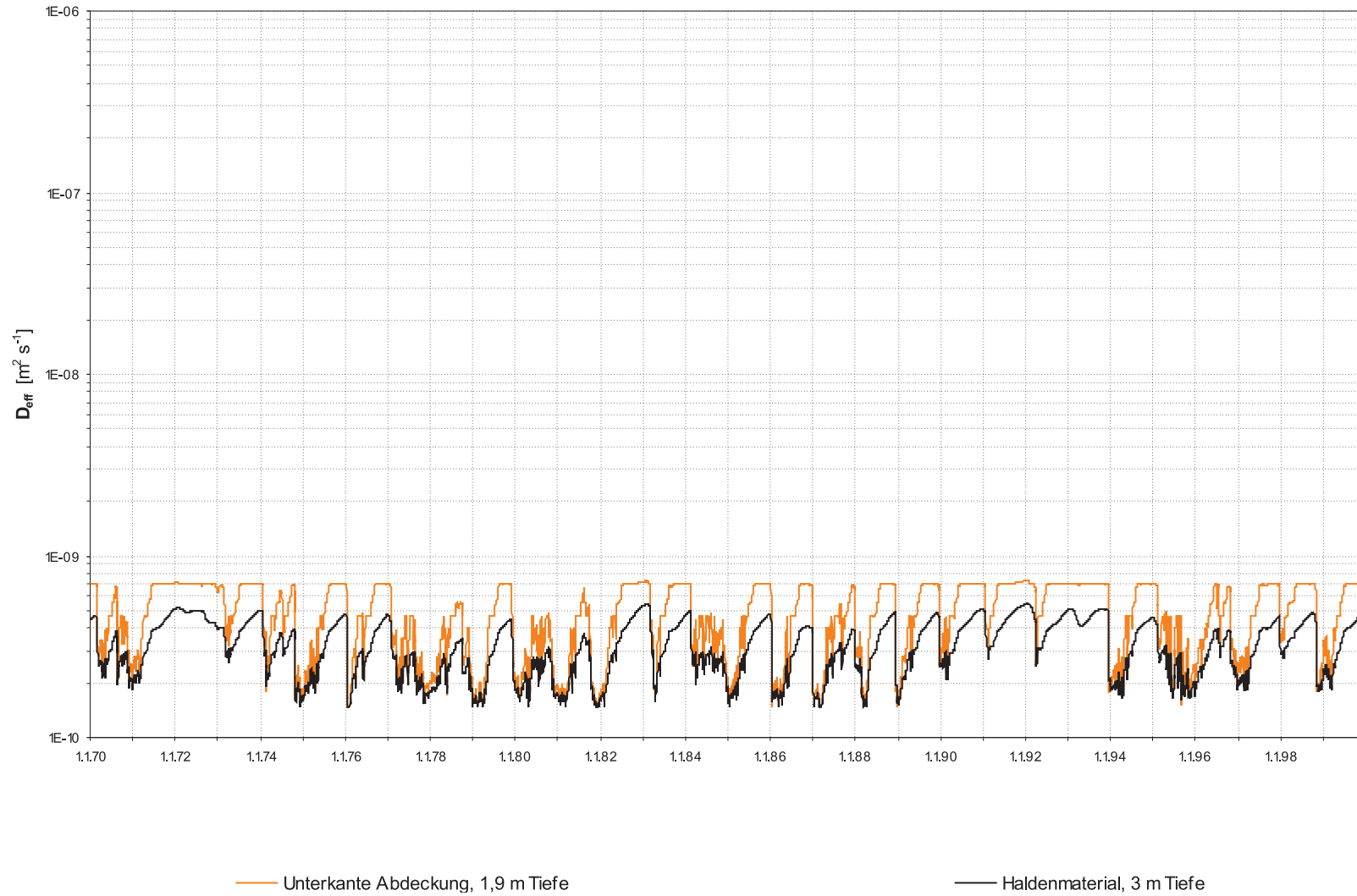


Abb. J6: Effektiver Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56, Versuchsfeld 1, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I34.

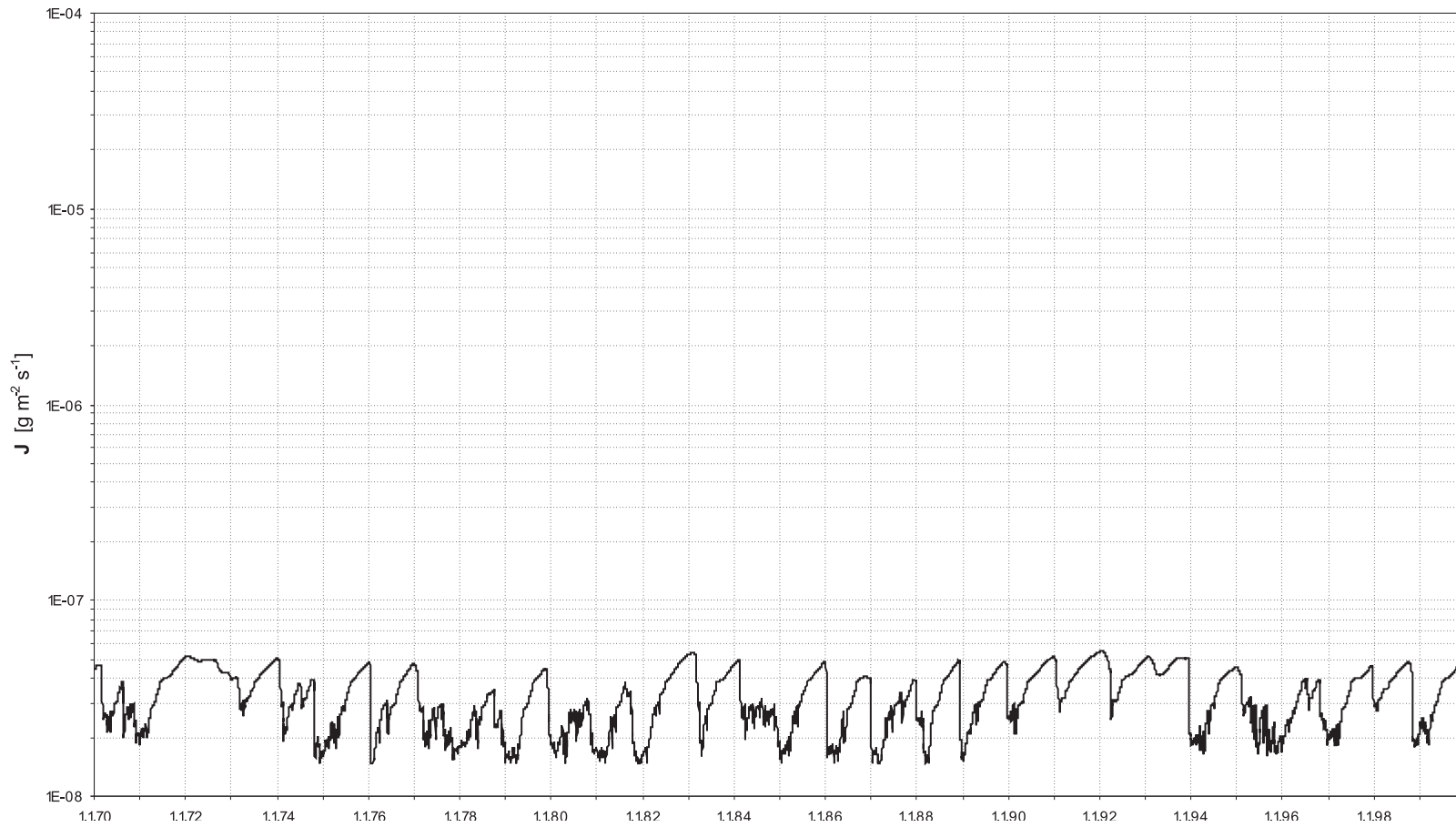


Abb. J7: Sauerstoffdiffusion (D_{eff} nach ELBERLING), Versuchsfeld 1, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I34.

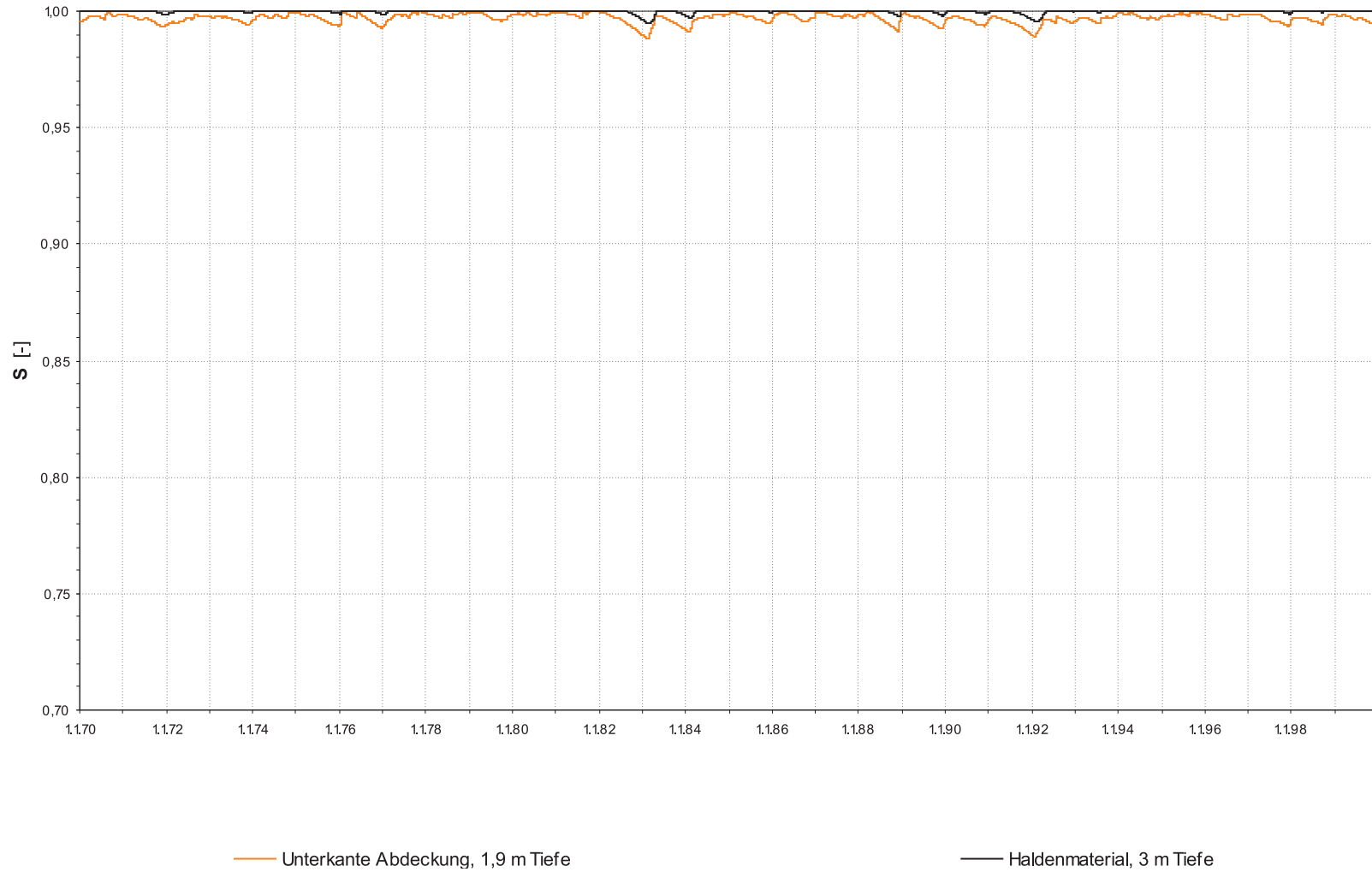
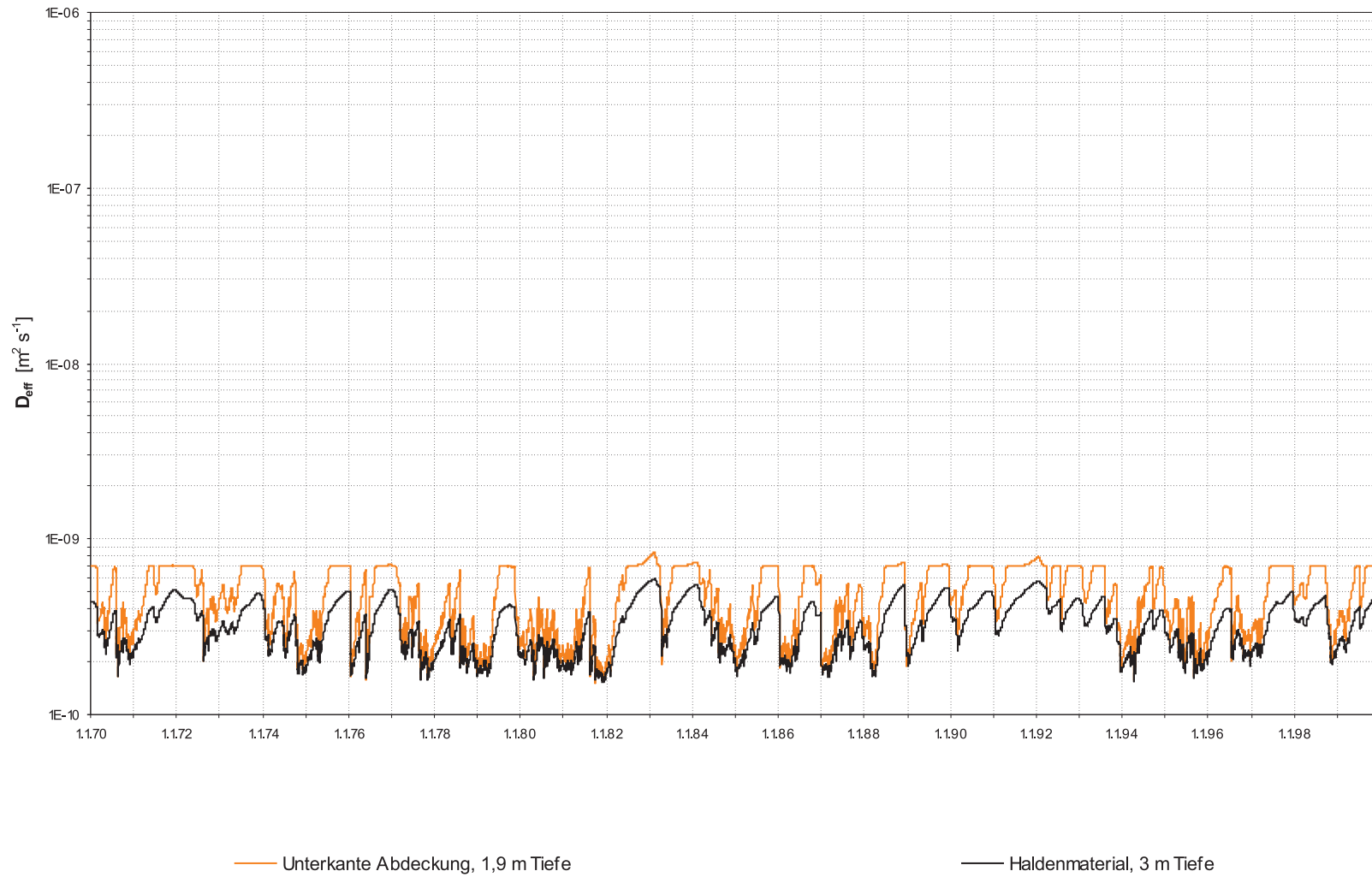


Abb. J8: Effektive Sättigung an der Unterkante des Abdecksystems sowie im Haldenmaterial in 3 m Tiefe, Versuchsfeld 1, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I“, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I35.



— Unterkante Abdeckung, 1,9 m Tiefe

— Haldenmaterial, 3 m Tiefe

Abb. J9: Effektiver Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56, Versuchsfeld 1, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I“, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I35.

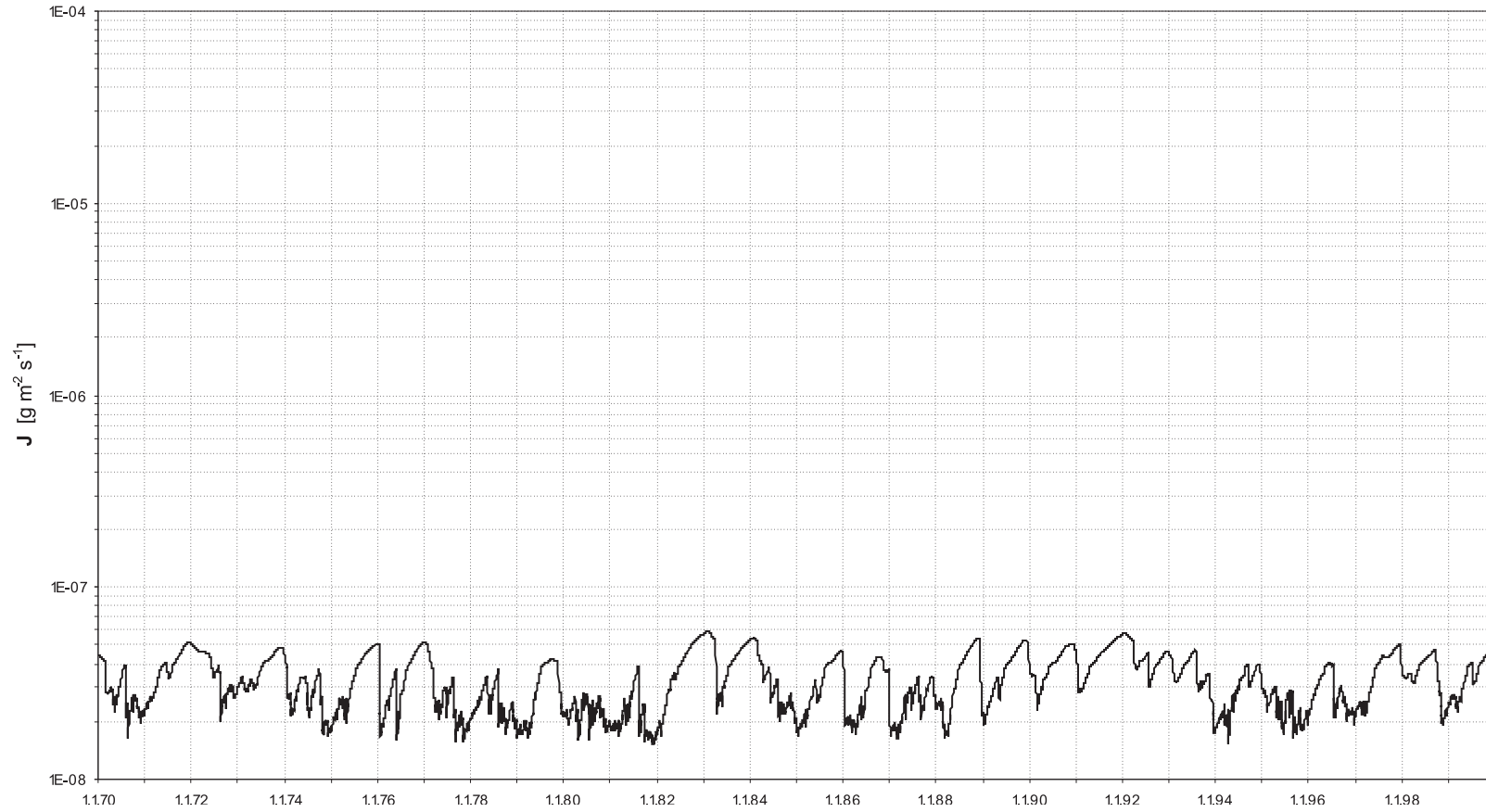


Abb. J10: Sauerstoffdiffusion (D_{eff} nach ELBERLING), Versuchsfeld 1, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I“, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I35.

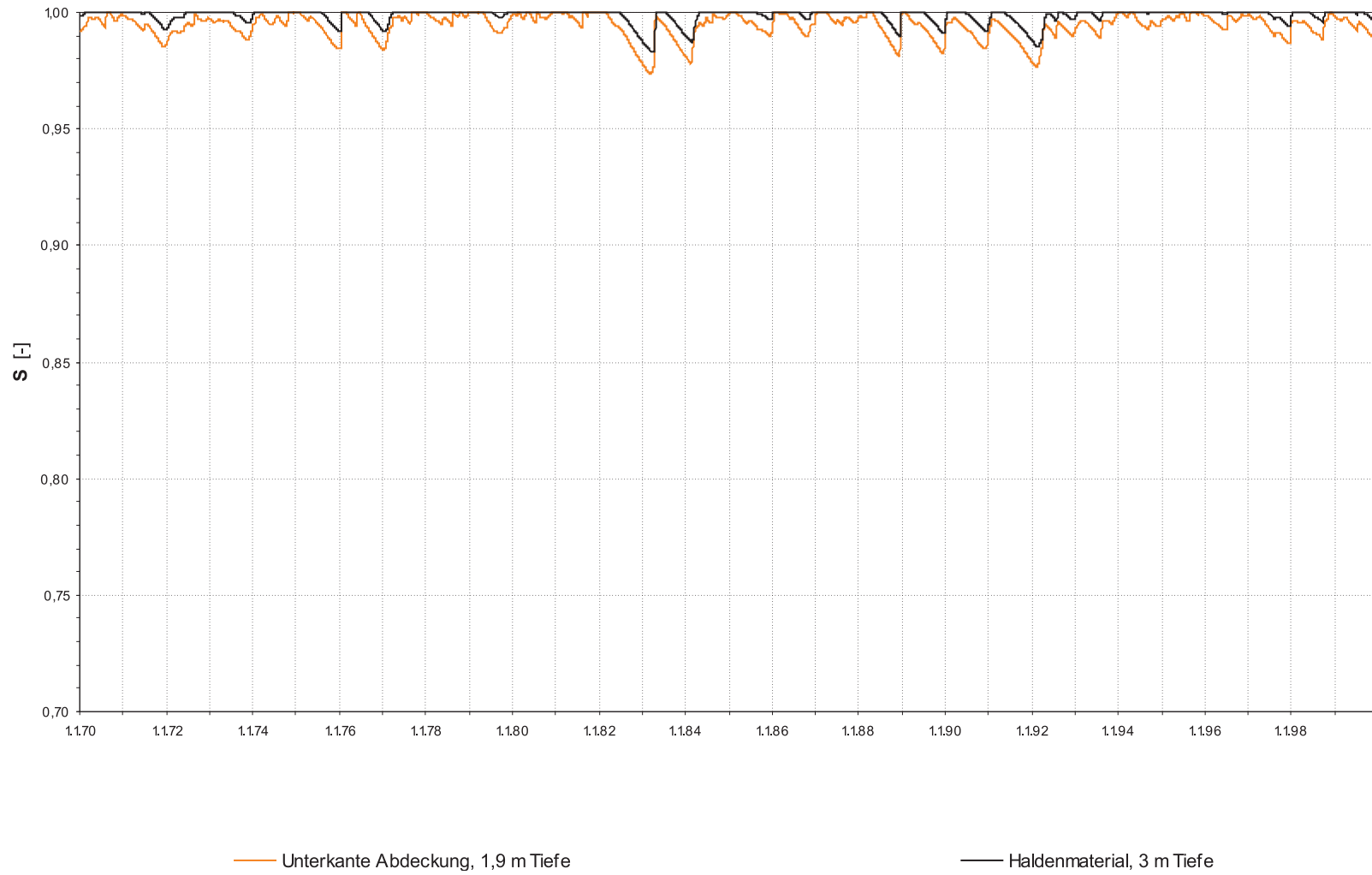


Abb. J11: Effektive Sättigung an der Unterkante des Abdecksystems sowie im Haldenmaterial in 3 m Tiefe, Versuchsfeld 1, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. 136.

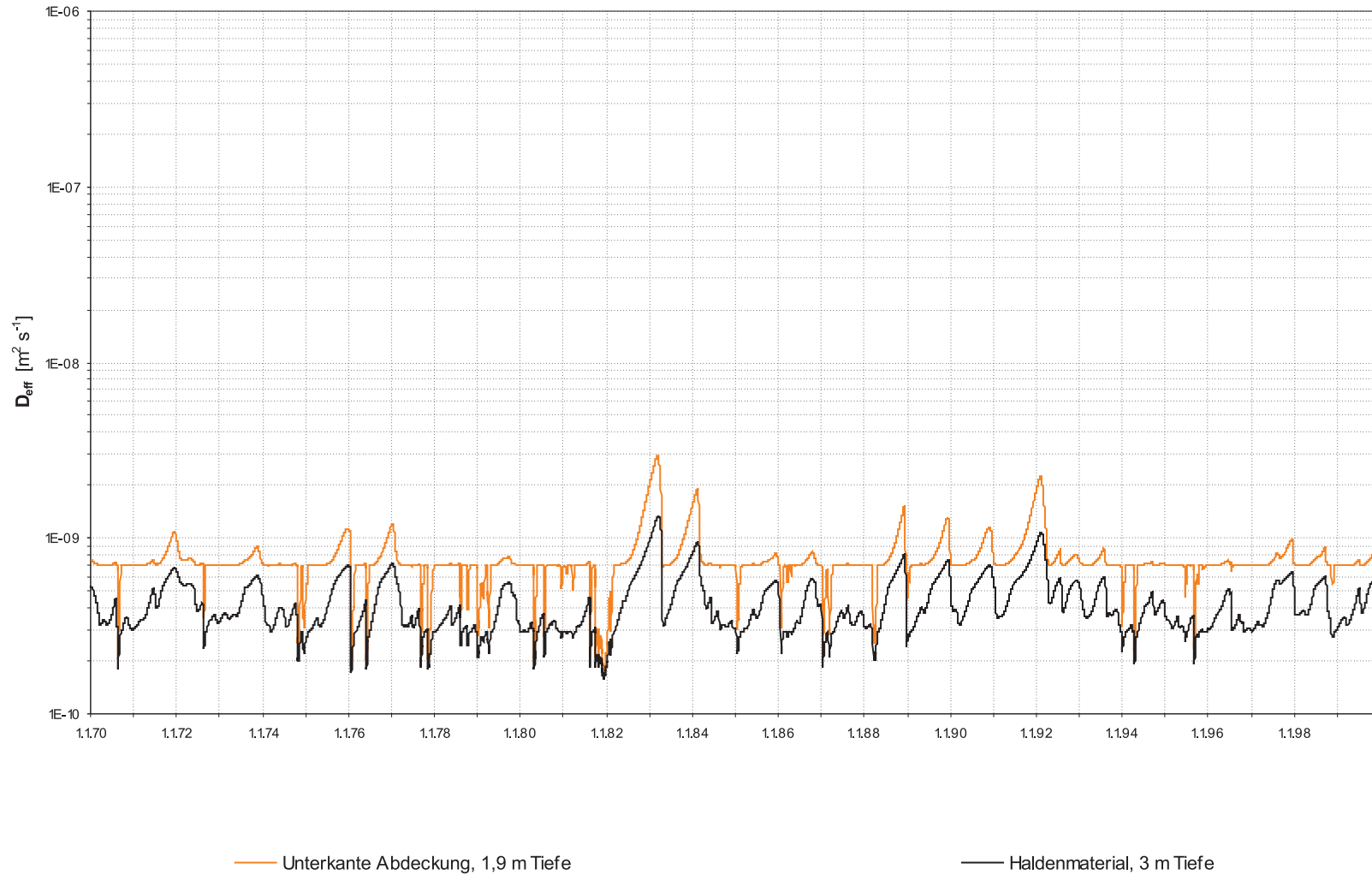


Abb. J12: Effektiver Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56, Versuchsfeld 1, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I36.

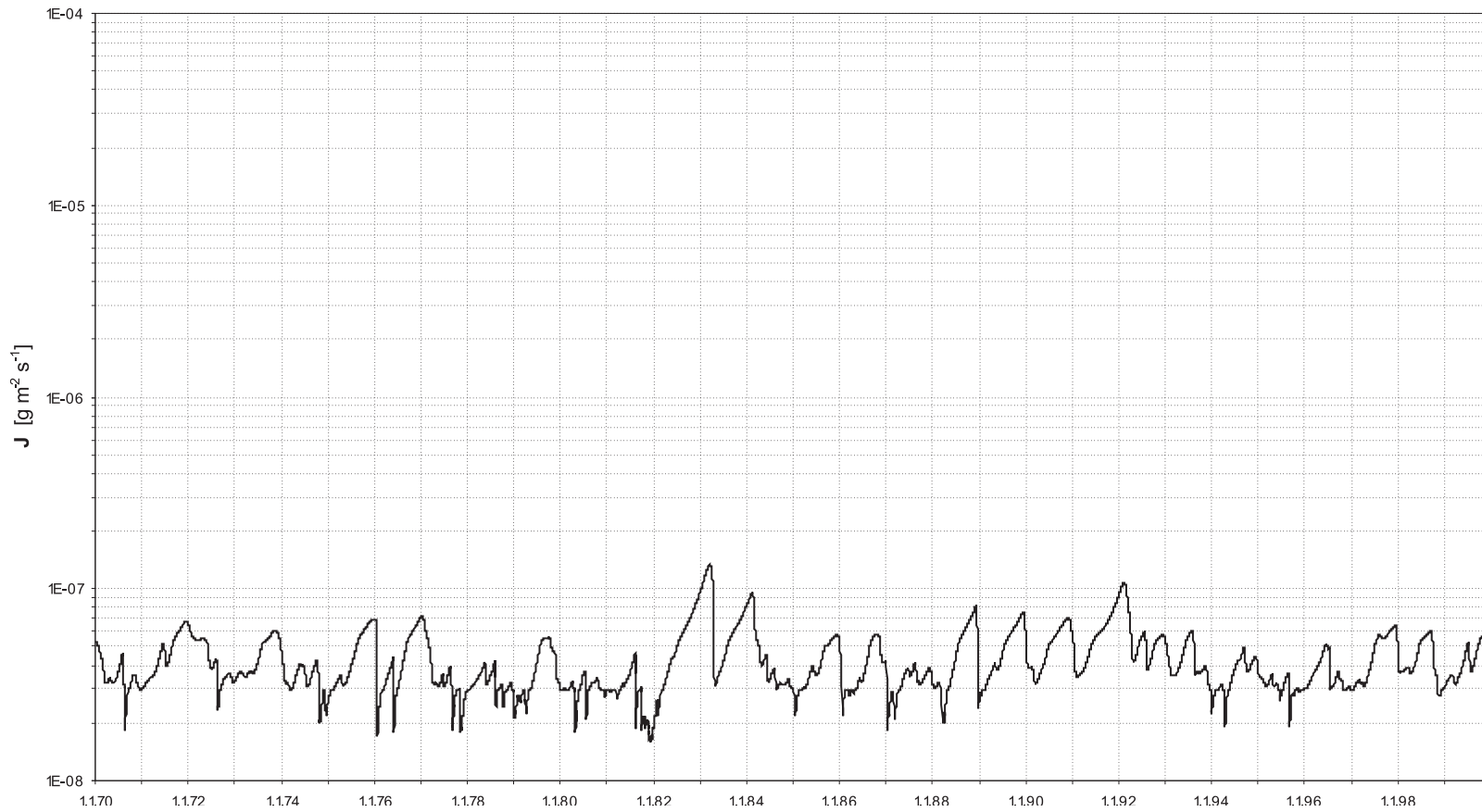


Abb. J13: Sauerstoffdiffusion (D_{eff} nach ELBERLING), Versuchsfeld 1, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I36.

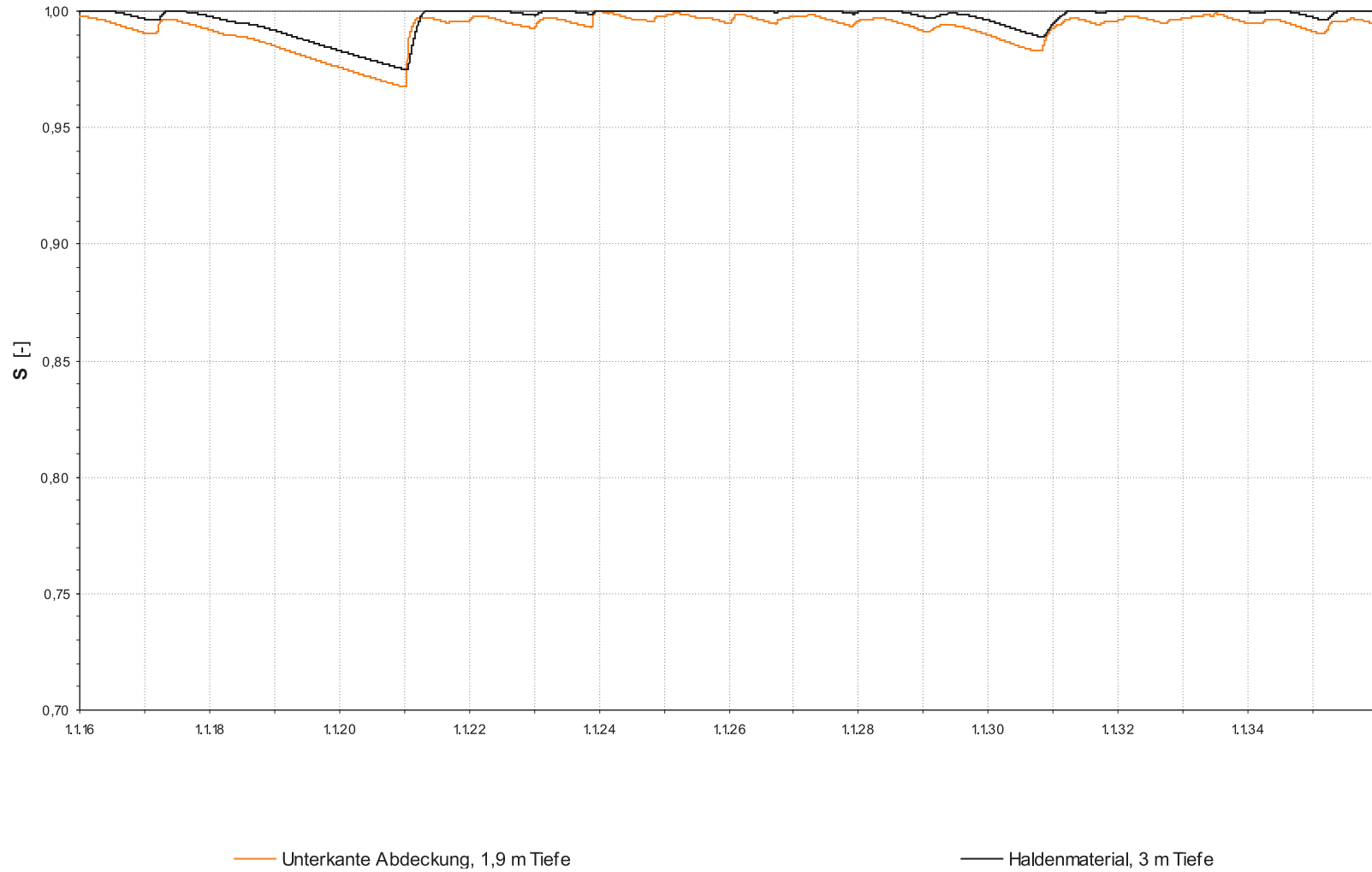


Abb. J14: Effektive Sättigung an der Unterkante des Abdecksystems sowie im Haldenmaterial in 3 m Tiefe, Versuchsfeld 1, Szenario „Klimaentwicklung I“, langjährige Reihe 1.1.2016–31.12.2035. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I37.

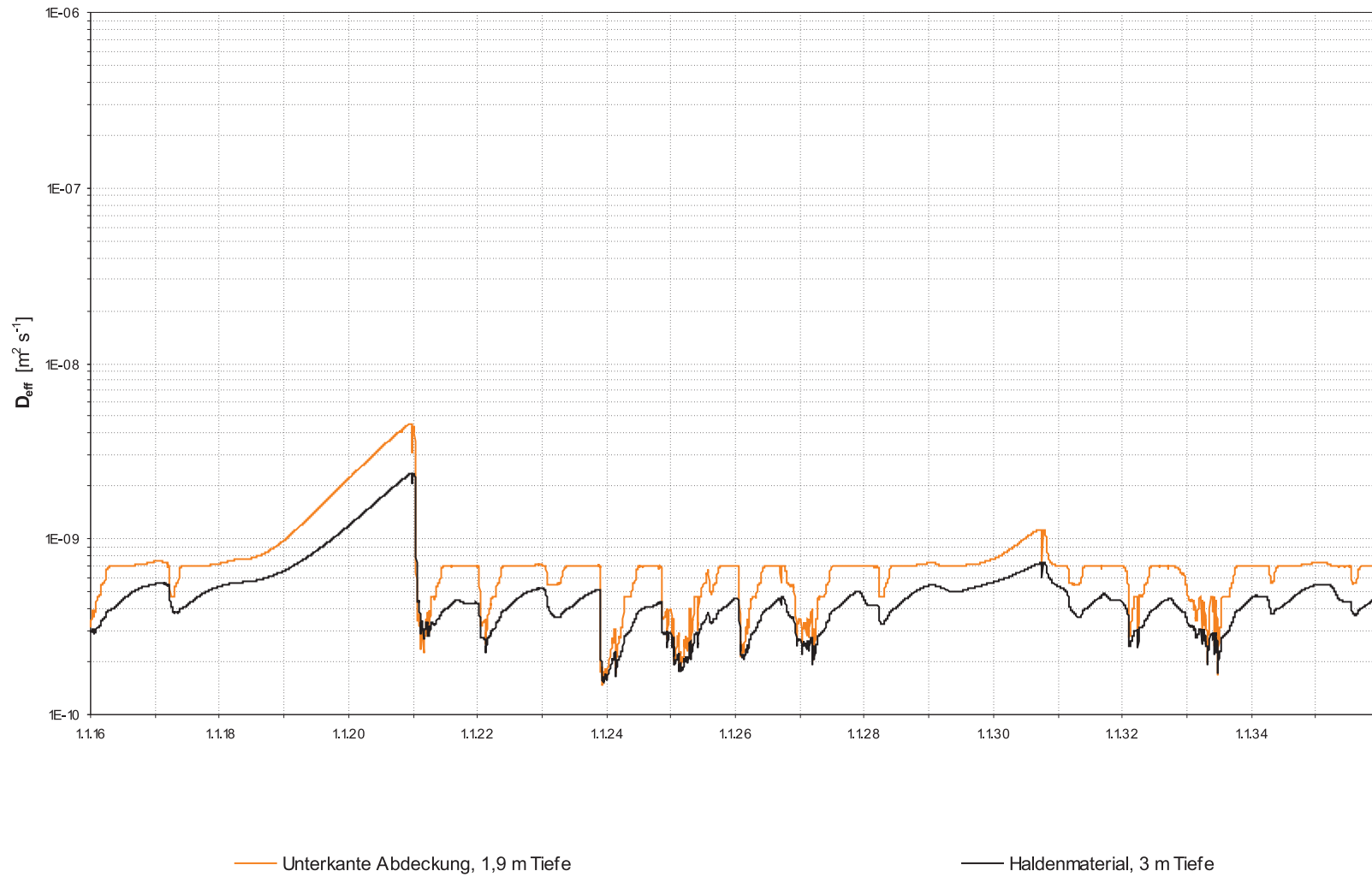


Abb. J15: Effektiver Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56, Versuchsfeld 1, Szenario „Klimaentwicklung I“, langjährige Reihe 1.1.2016–31.12.2035. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I37.

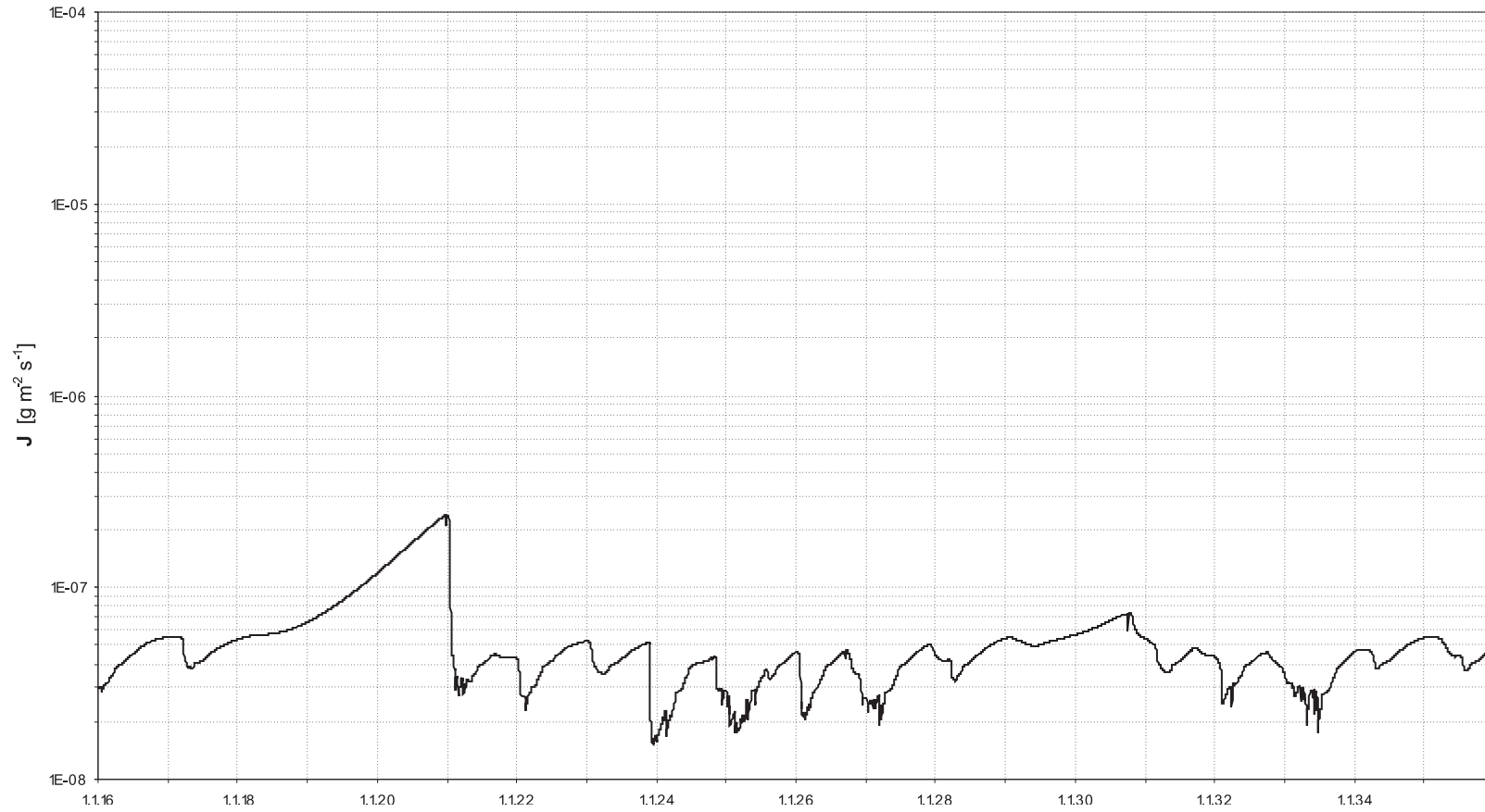
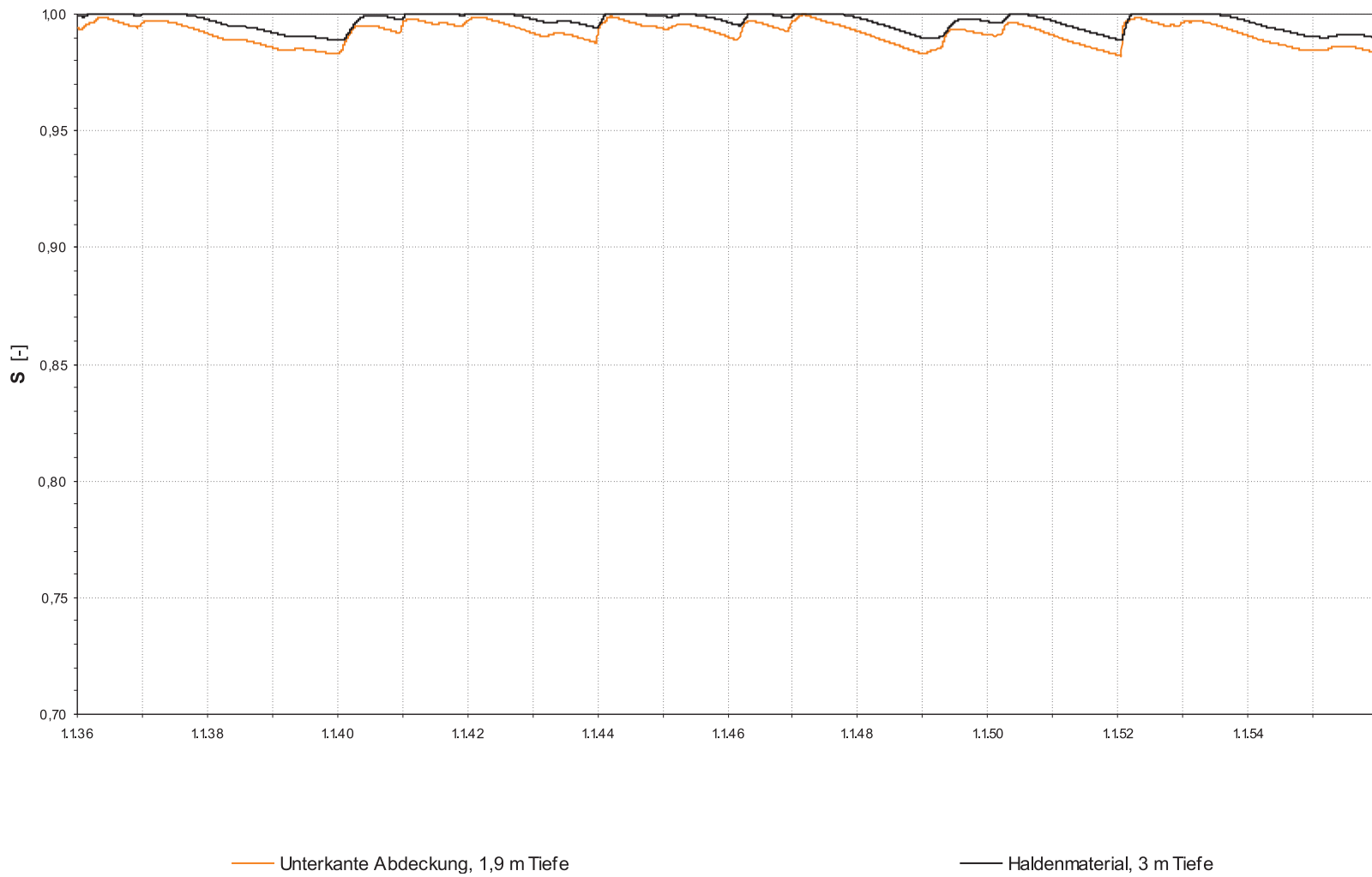


Abb. J16: Sauerstoffdiffusion (D_{eff} nach ELBERLING), Versuchsfeld 1, Szenario „Klimaentwicklung I“, langjährige Reihe 1.1.2016–31.12.2035. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I37.



— Unterkante Abdeckung, 1,9 m Tiefe

— Haldenmaterial, 3 m Tiefe

Abb. J17: Effektive Sättigung an der Unterkante des Abdecksystems sowie im Haldenmaterial in 3 m Tiefe, Versuchsfeld 1, Szenario „Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I38.

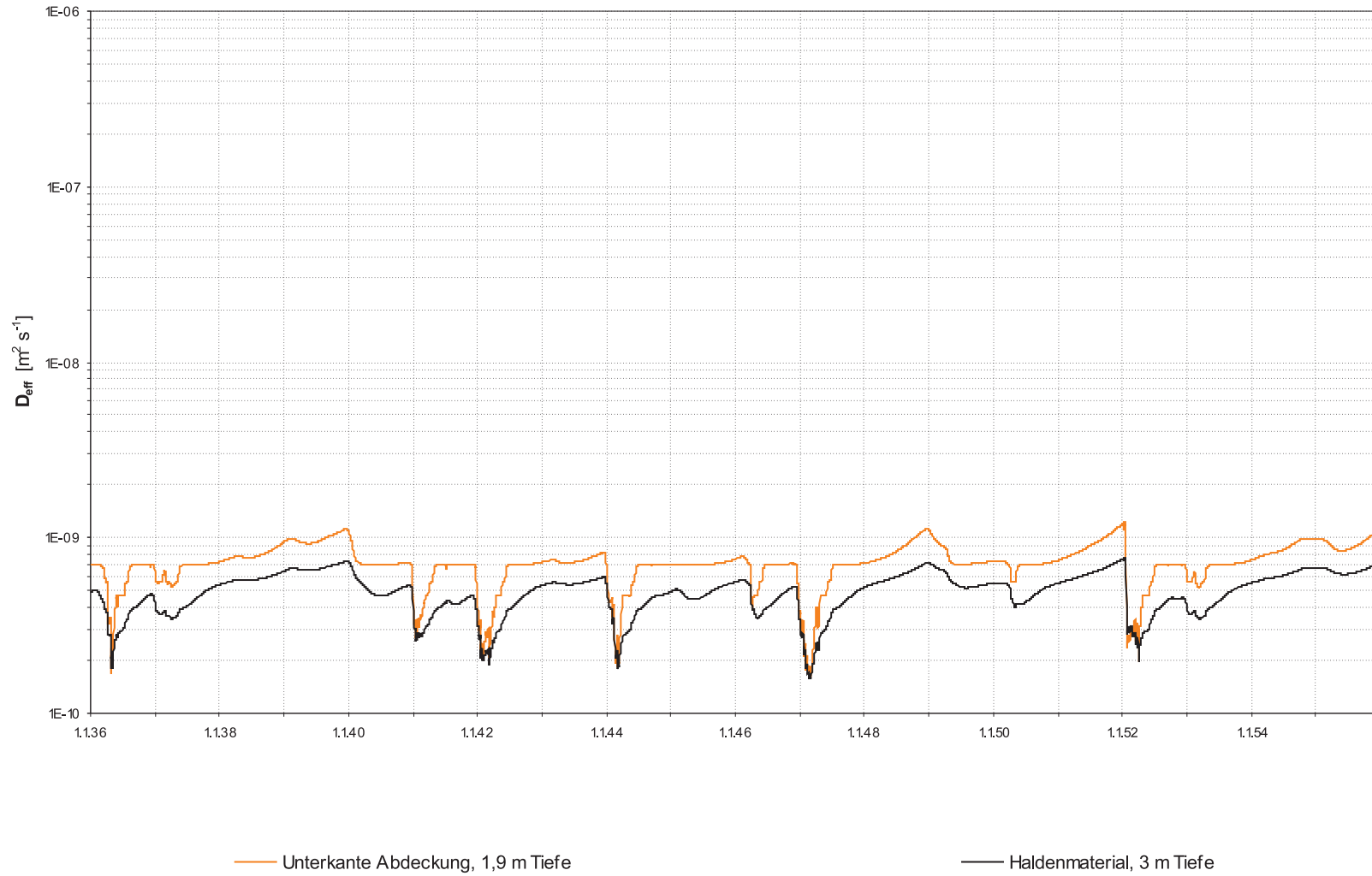


Abb. J18: Effektiver Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56, Versuchsfeld 1, Szenario „Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I38.



Abb. J19: Sauerstoffdiffusion (D_{eff} nach ELBERLING), Versuchsfeld 1, Szenario „Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I38.

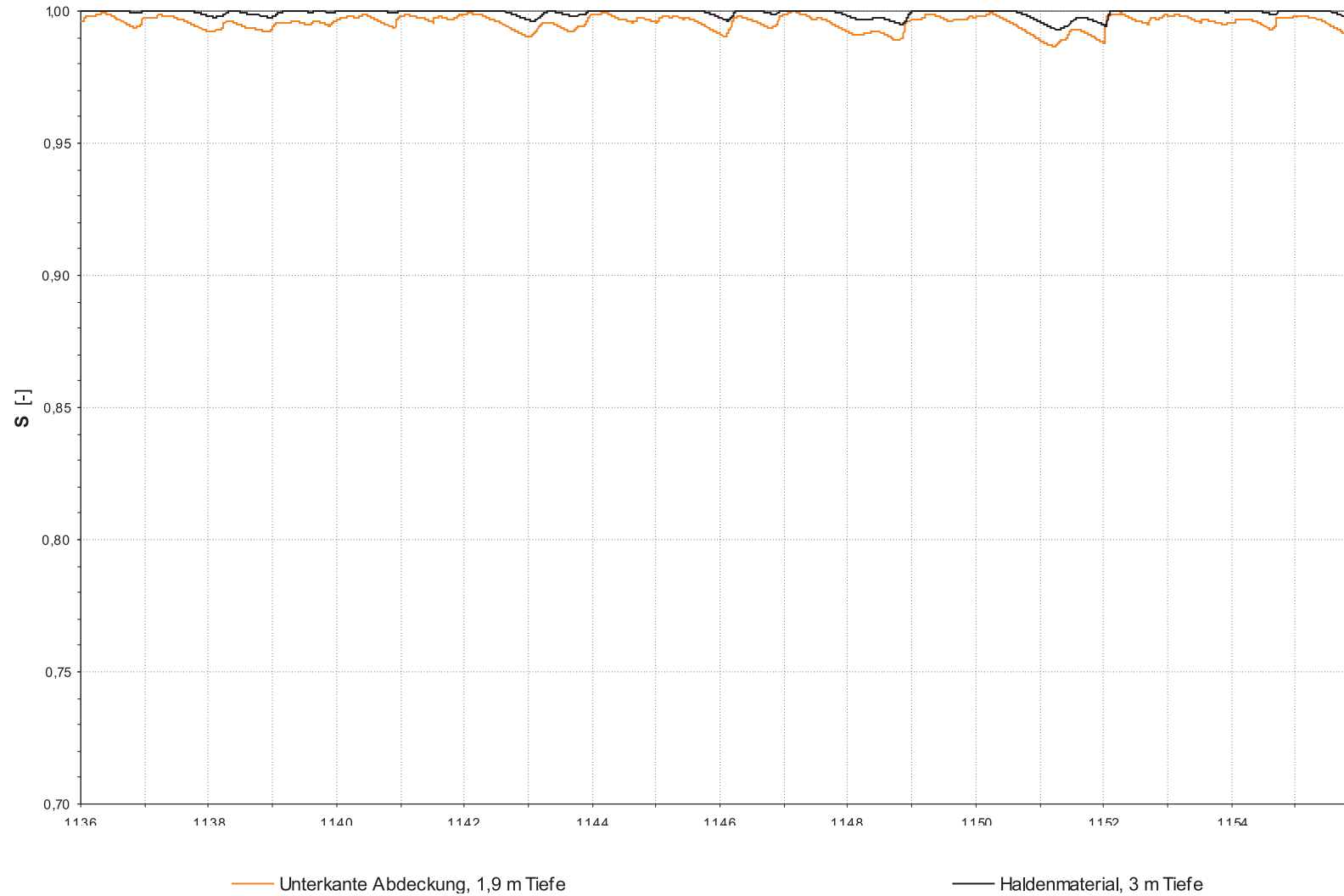


Abb. J20: Effektive Sättigung an der Unterkante des Abdecksystems sowie im Haldenmaterial in 3 m Tiefe, Versuchsfeld 1, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I und Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I39.

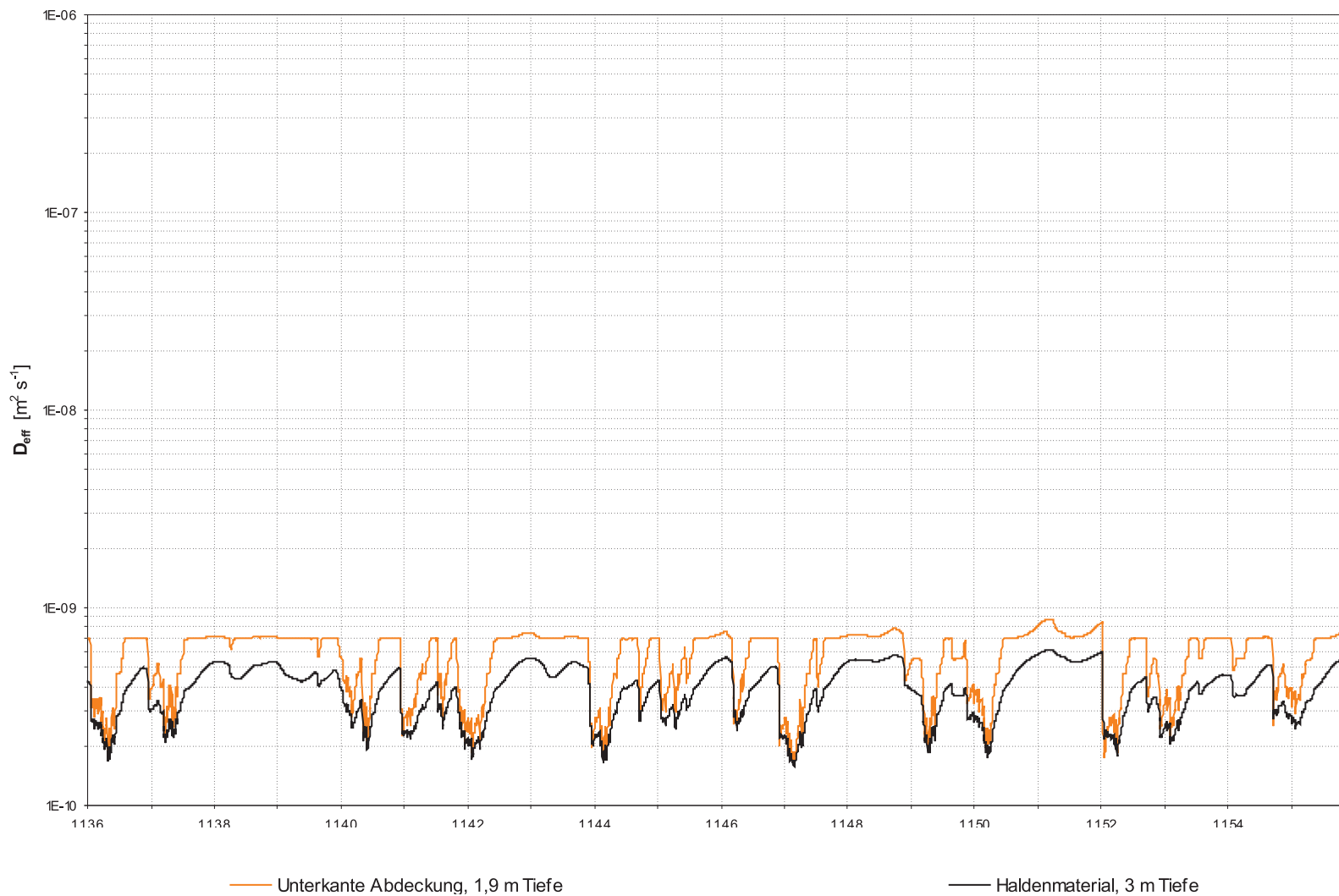


Abb. J21: Effektiver Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56, Versuchsfeld 1, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I und Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I39.

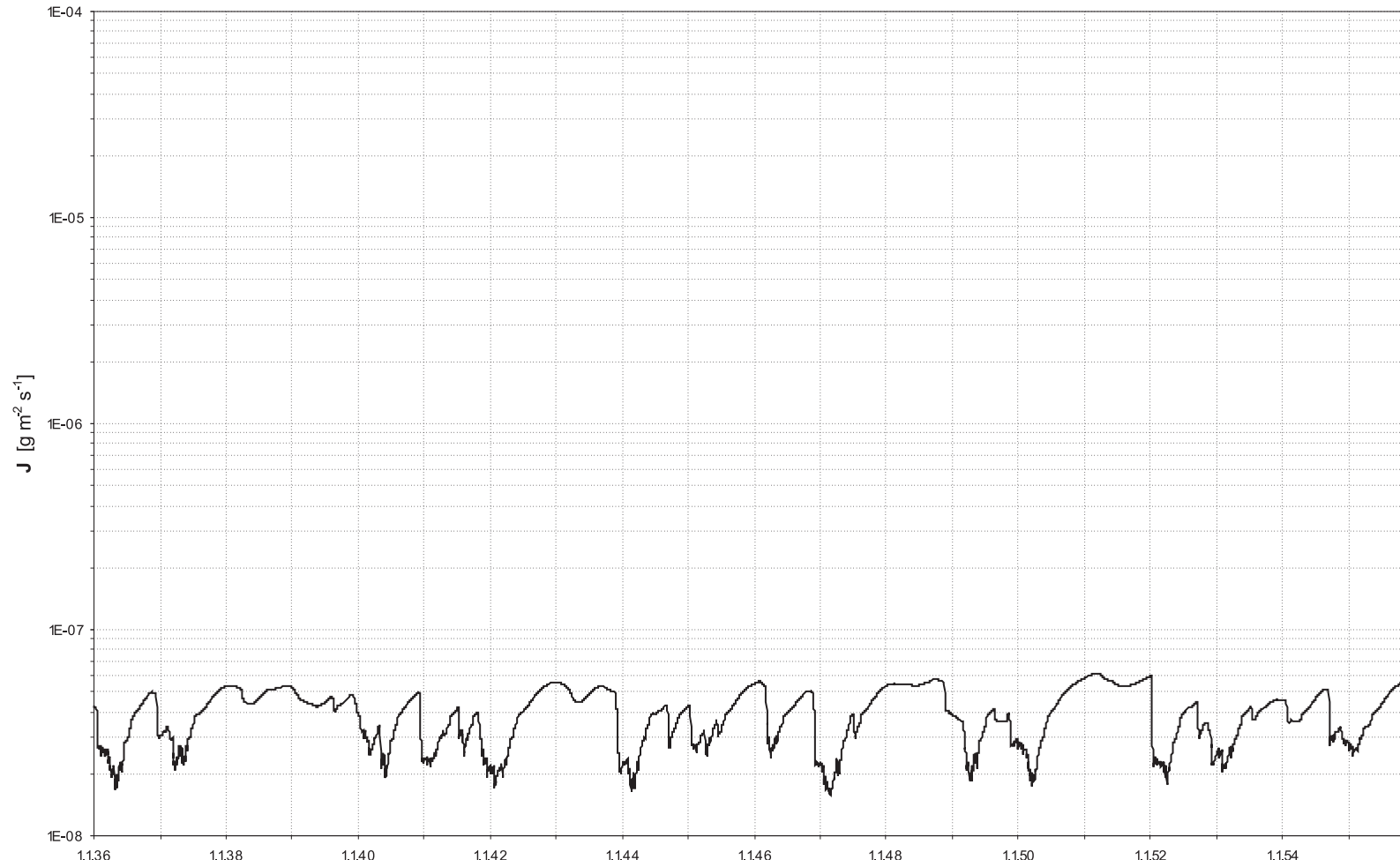


Abb. J22: Sauerstoffdiffusion (D_{eff} nach ELBERLING), Versuchsfeld 1, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I und Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I39.

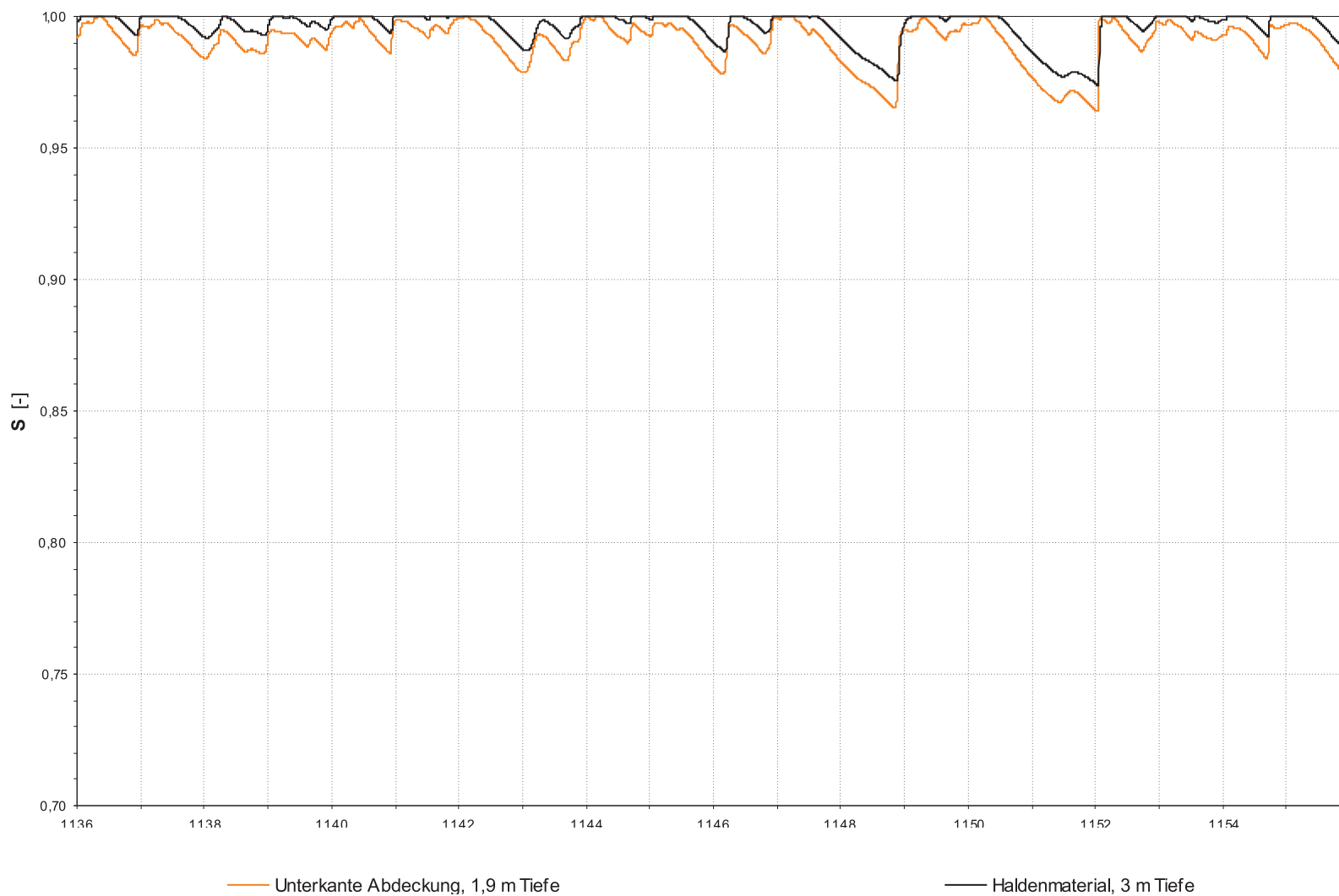


Abb. J23: Effektive Sättigung an der Unterkante des Abdecksystems sowie im Haldenmaterial in 3 m Tiefe, Versuchsfeld 1, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II und Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I40.

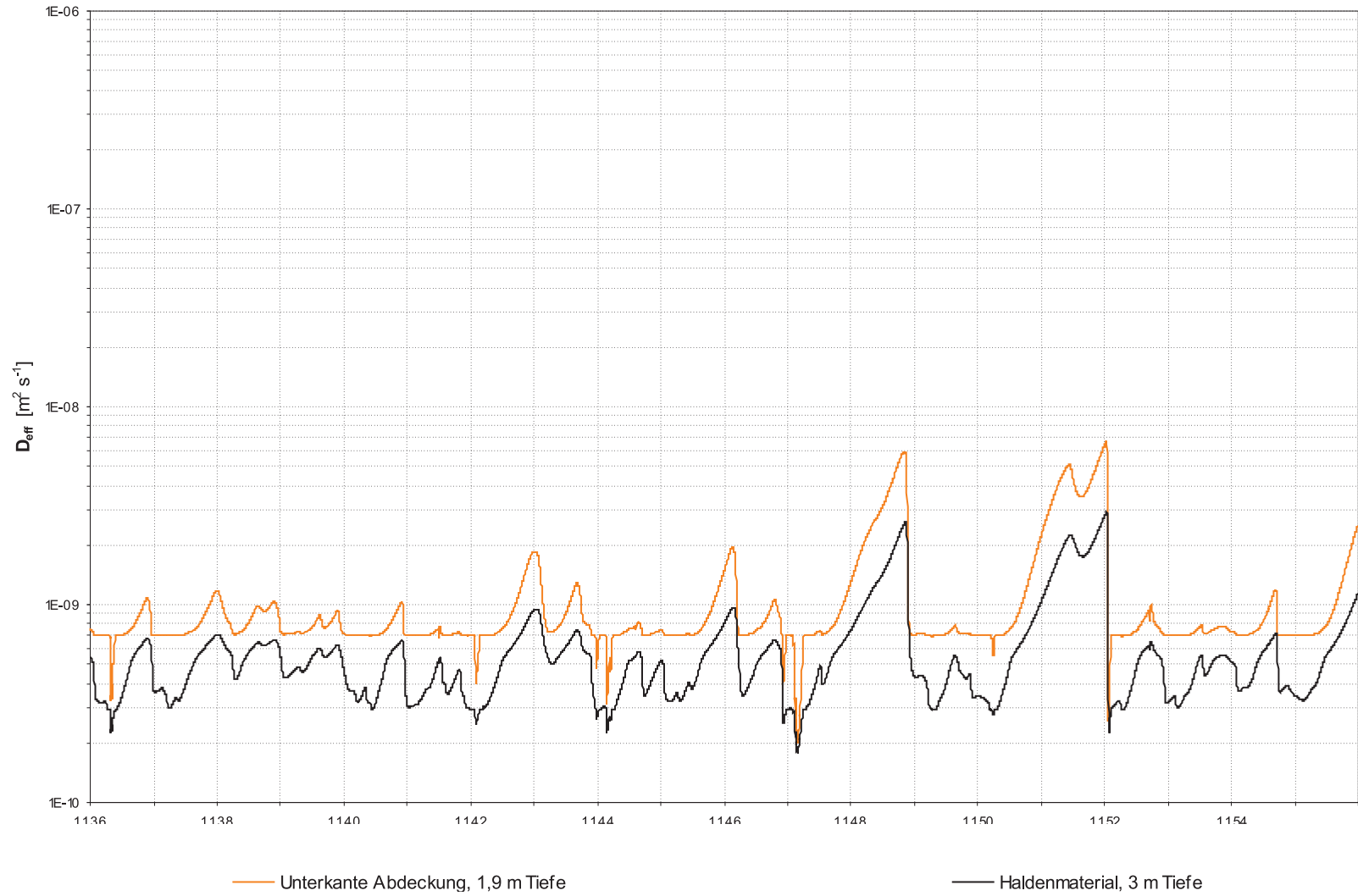


Abb. J24: Effektiver Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56, Versuchsfeld 1, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II und Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I40.

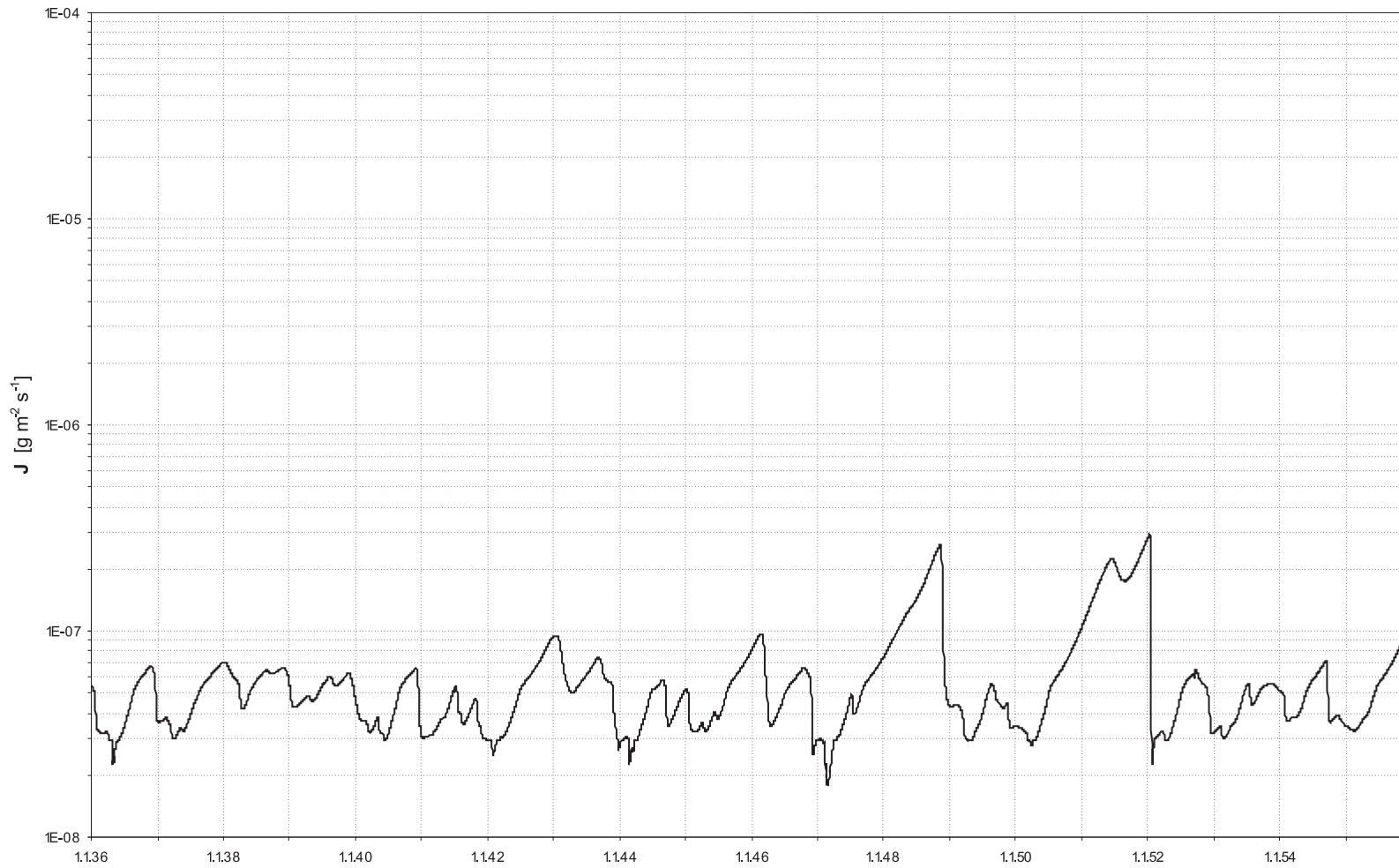


Abb. J25: Sauerstoffdiffusion (D_{eff} nach ELBERLING), Versuchsfeld 1, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II und Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. 140.

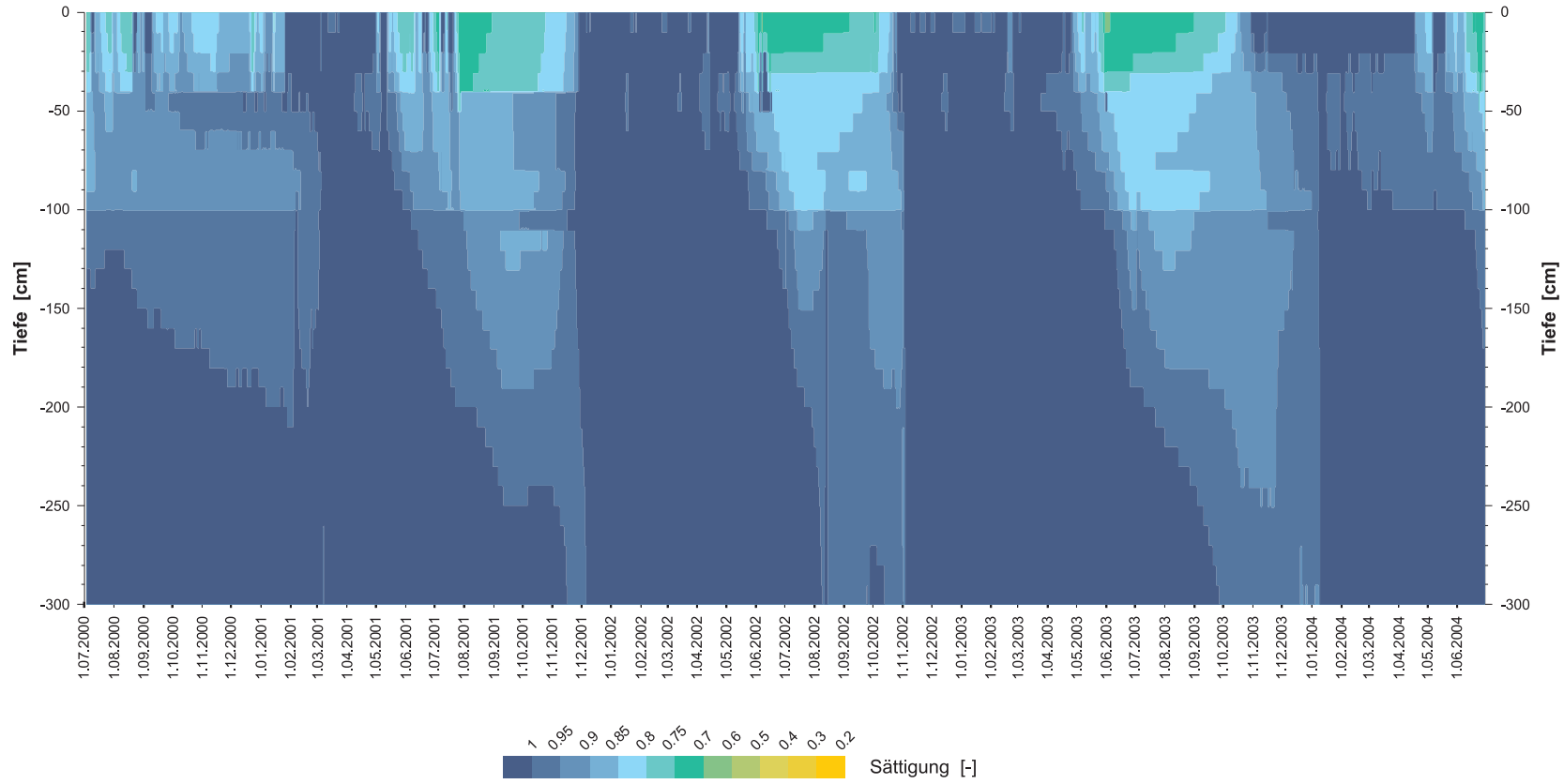


Abb. J26: Interpolierte Sättigungsprofile Versuchsfeld 2, auf Grundlage der Tensionsbestimmungen im Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004.

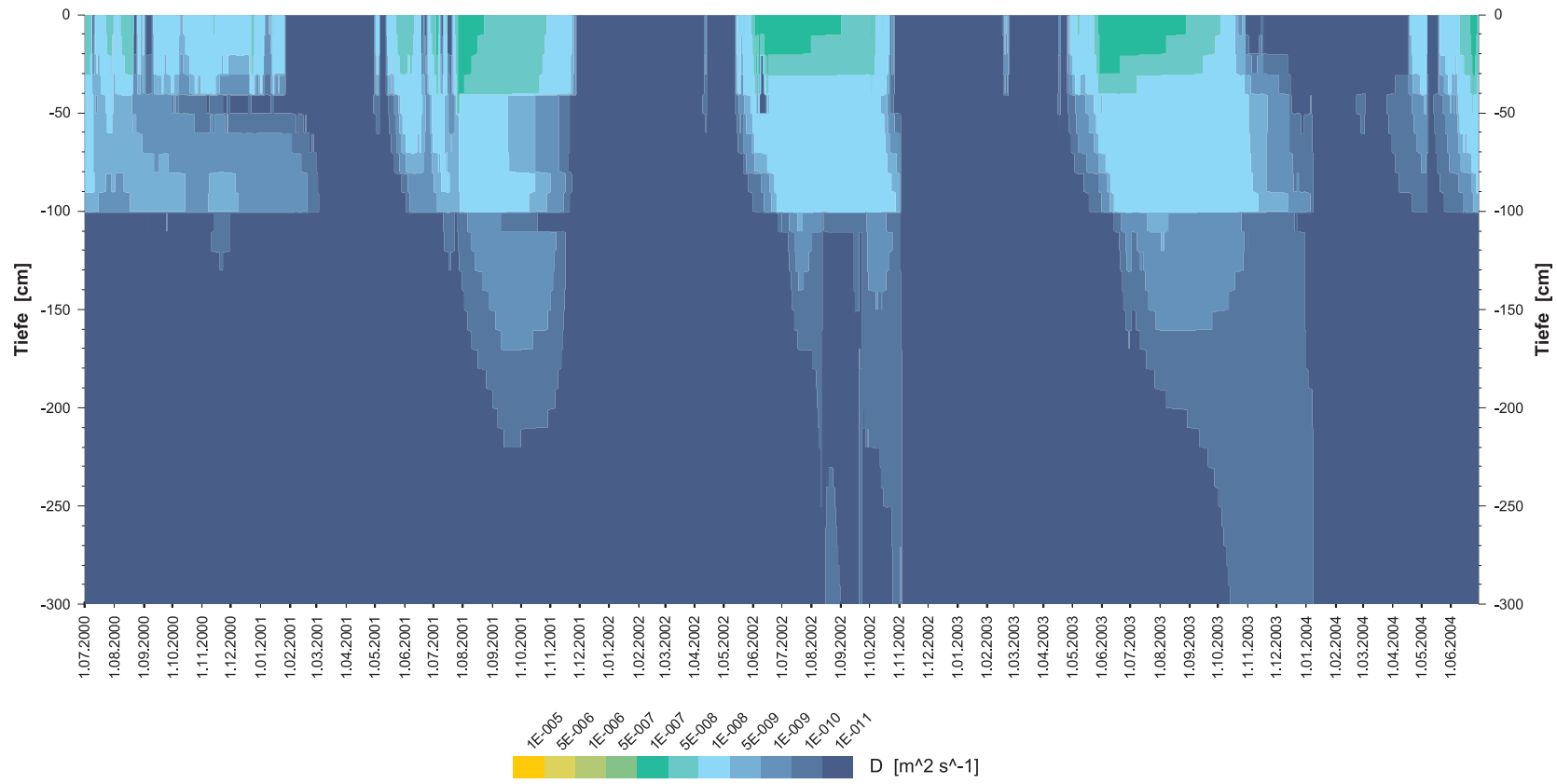


Abb. J27: Interpolierte Profile des Diffusionskoeffizienten nach ELBERLING, Gl. 4.56, im Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004, Versuchsfeld 2.

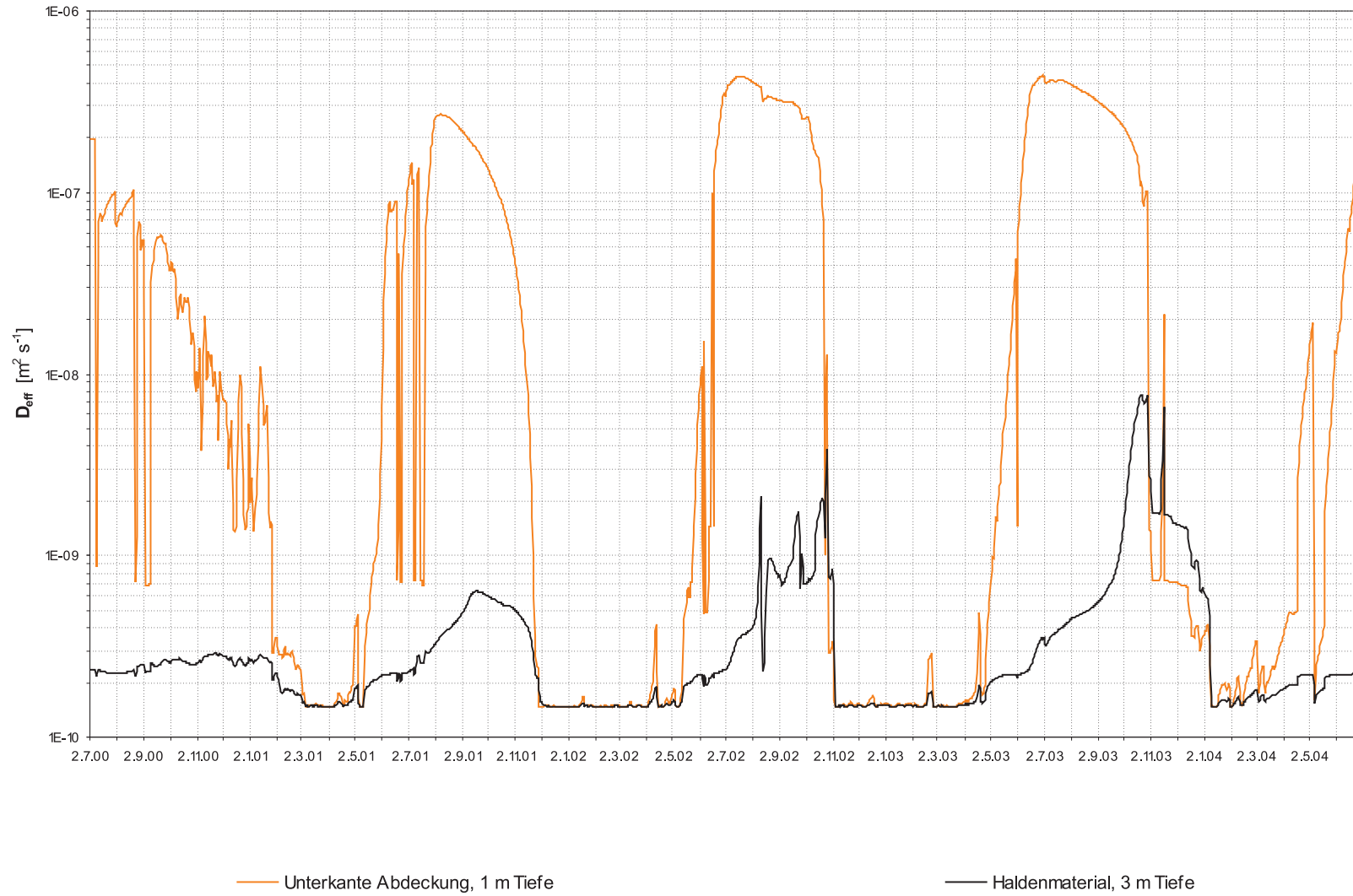


Abb. J28: Effektiver Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56, im Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004, Versuchsfeld 2.

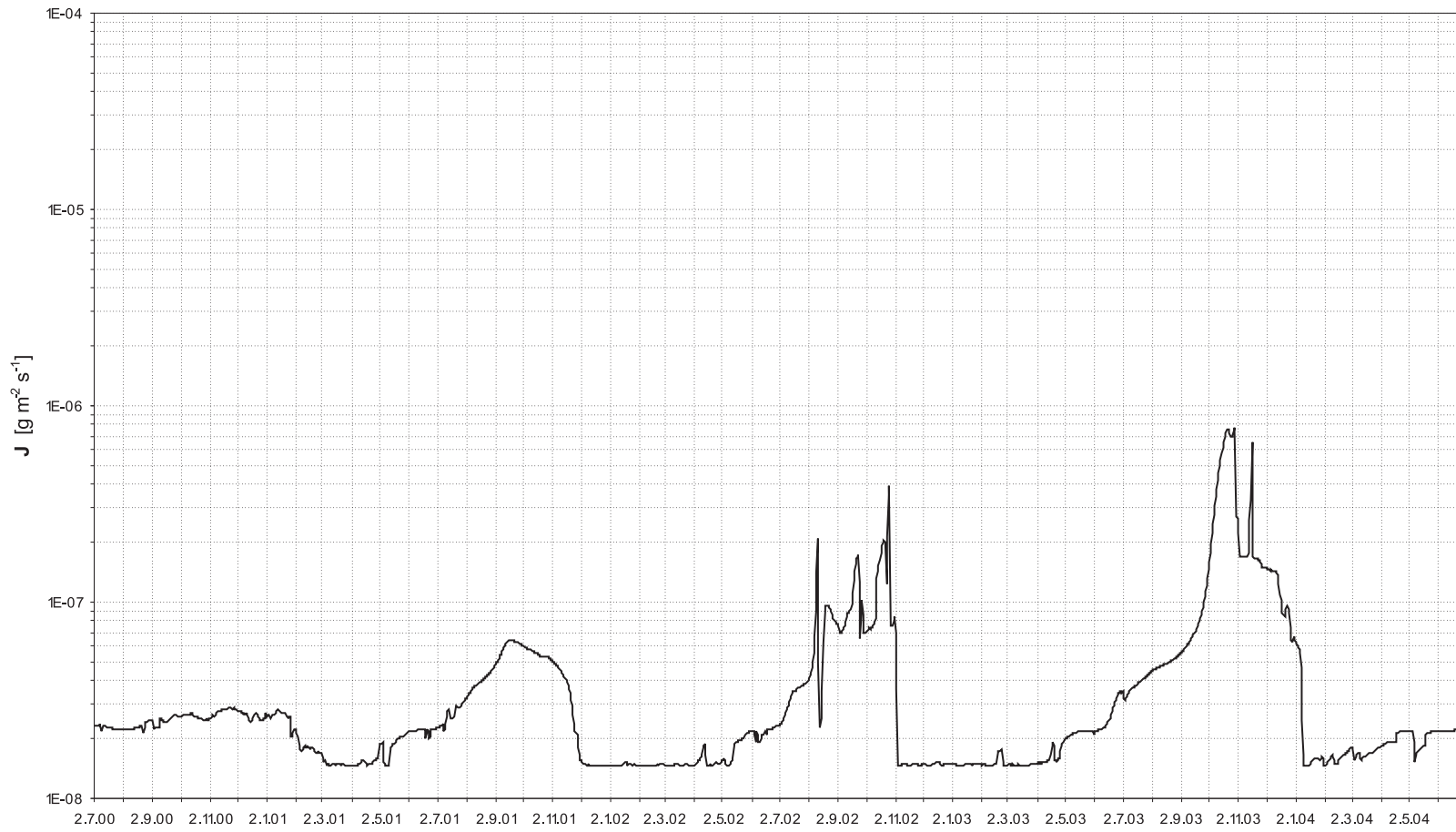


Abb. J29: Sauerstoffdiffusion (D_{eff} nach ELBERLING) im Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004, Versuchsfeld 2.

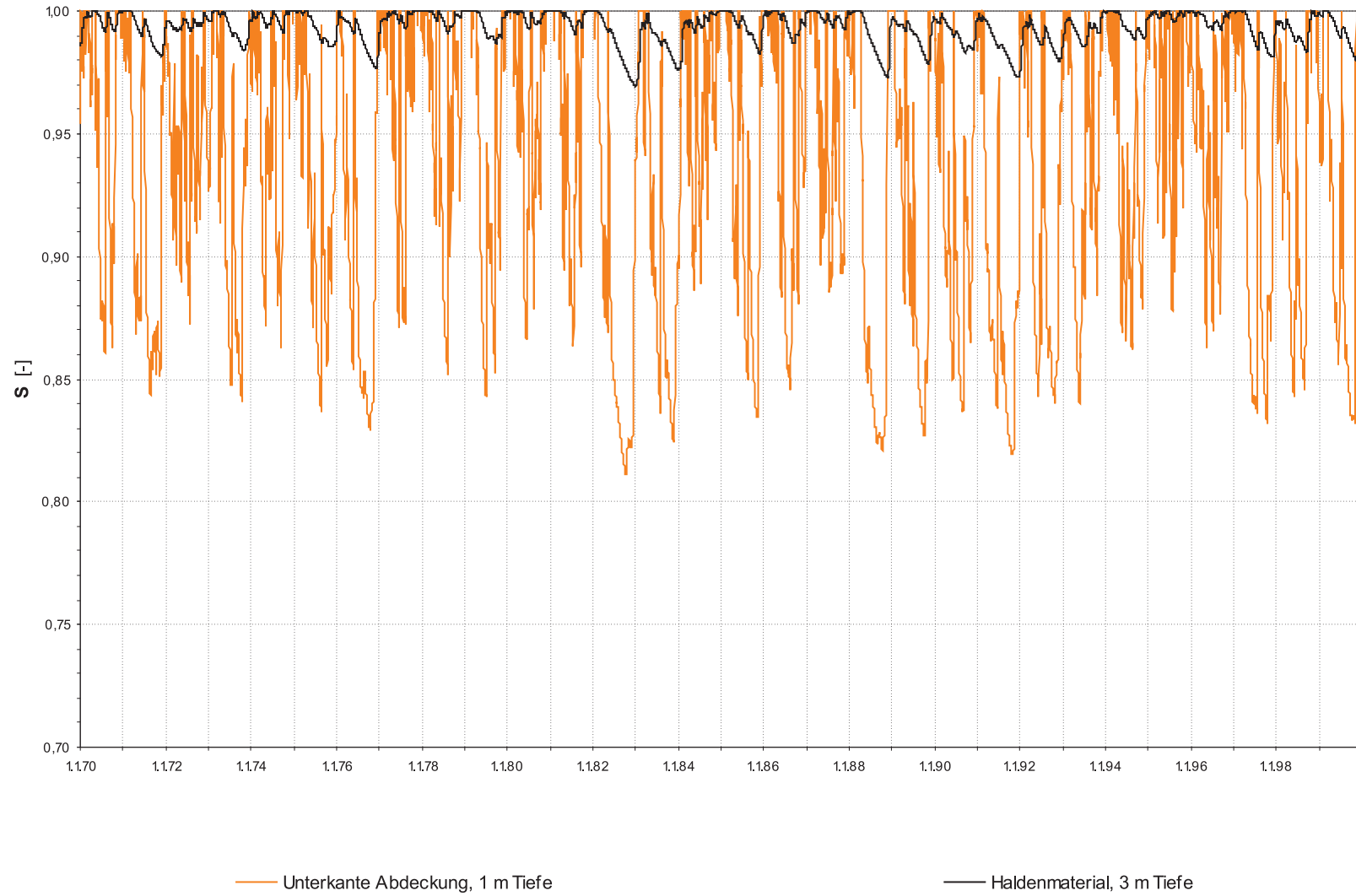


Abb. J30: Effektive Sättigung an der Unterkante des Abdecksystems sowie im Haldenmaterial in 3 m Tiefe, Versuchsfeld 2, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I44.

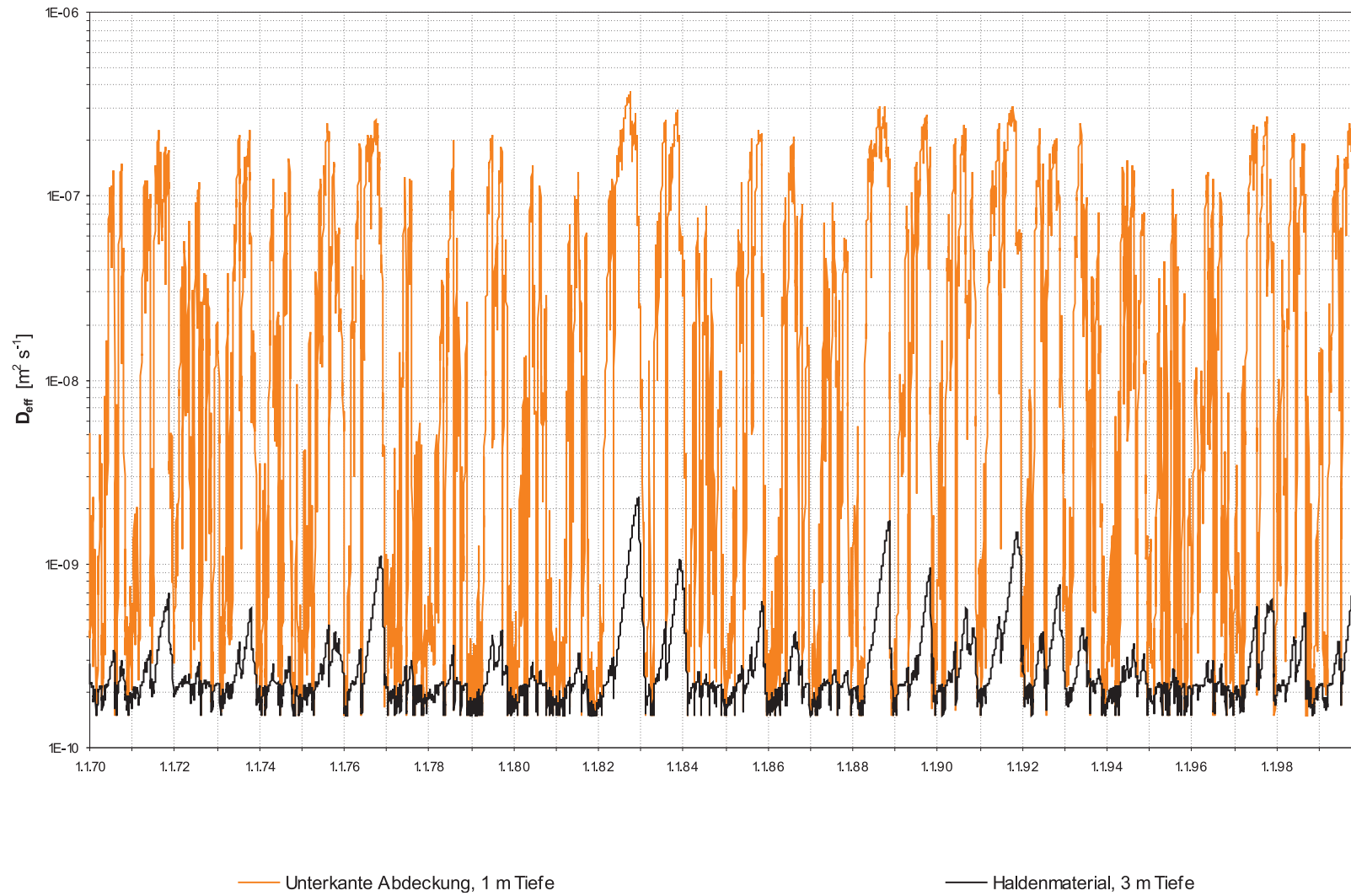


Abb. J31: Effektiver Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56, Versuchsfeld 2, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I44.

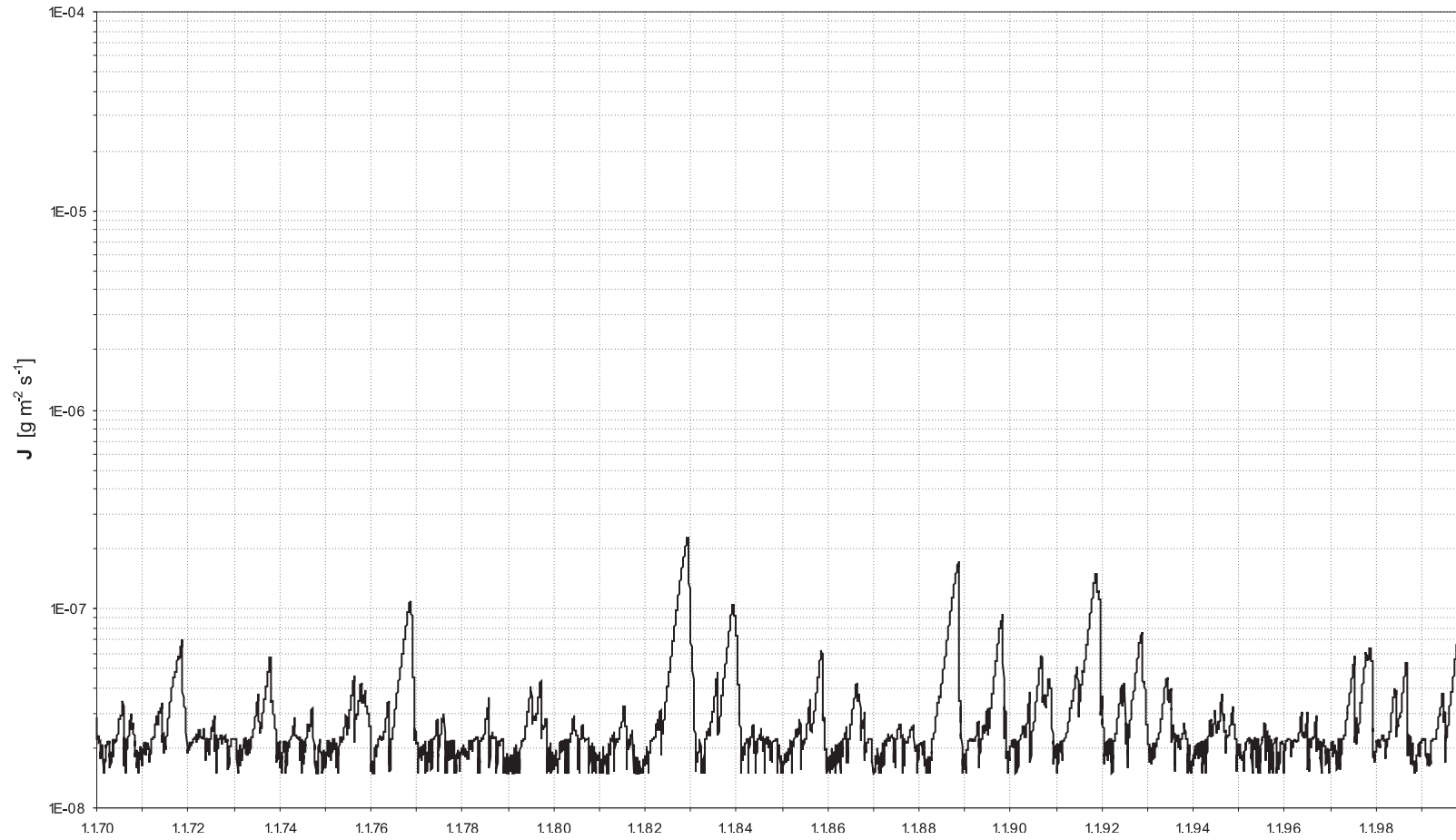


Abb. J32: Sauerstoffdiffusion (D_{eff} nach ELBERLING), Versuchsfeld 2, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HY-DRUS_2D-Simulation, Abb. I44.

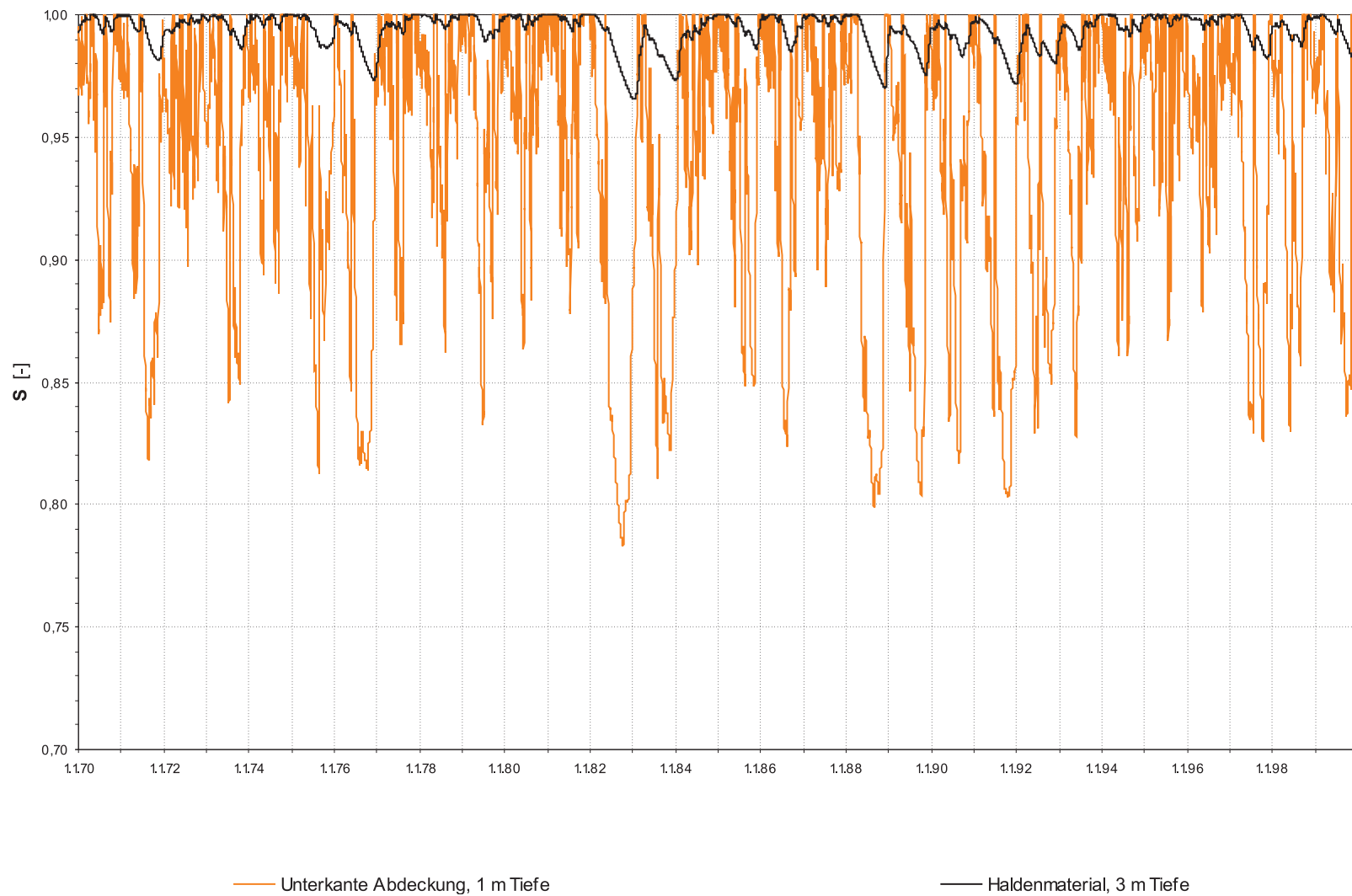


Abb. J33: Effektive Sättigung an der Unterkante des Abdecksystems sowie im Haldenmaterial in 3 m Tiefe, Versuchsfeld 2, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I“, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I45.

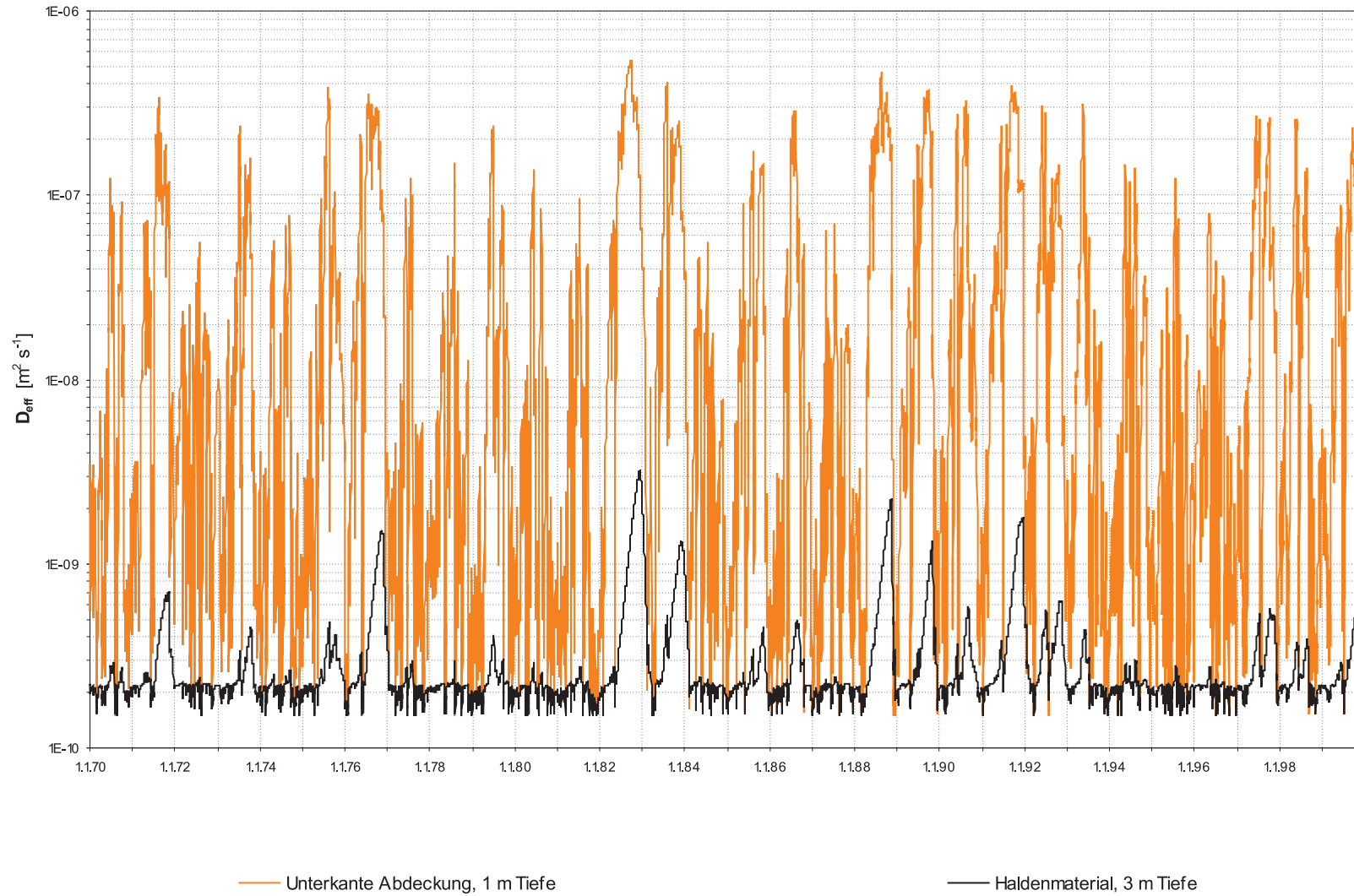


Abb. J34: Effektiver Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56, Versuchsfeld 2, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I“, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I45.

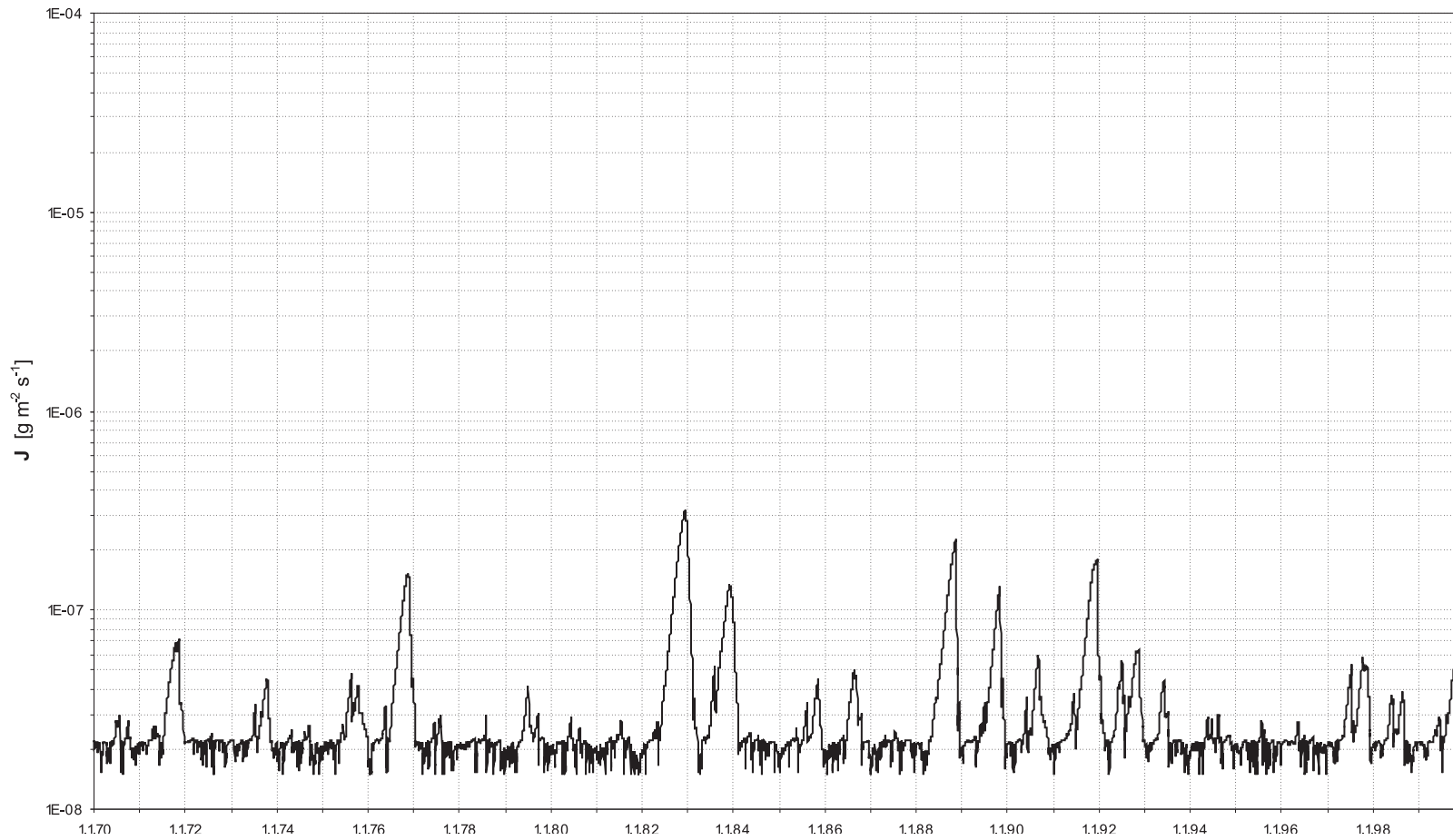


Abb. J35: Sauerstoffdiffusion (D_{eff} nach ELBERLING), Versuchsfeld 2, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I“, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I45.

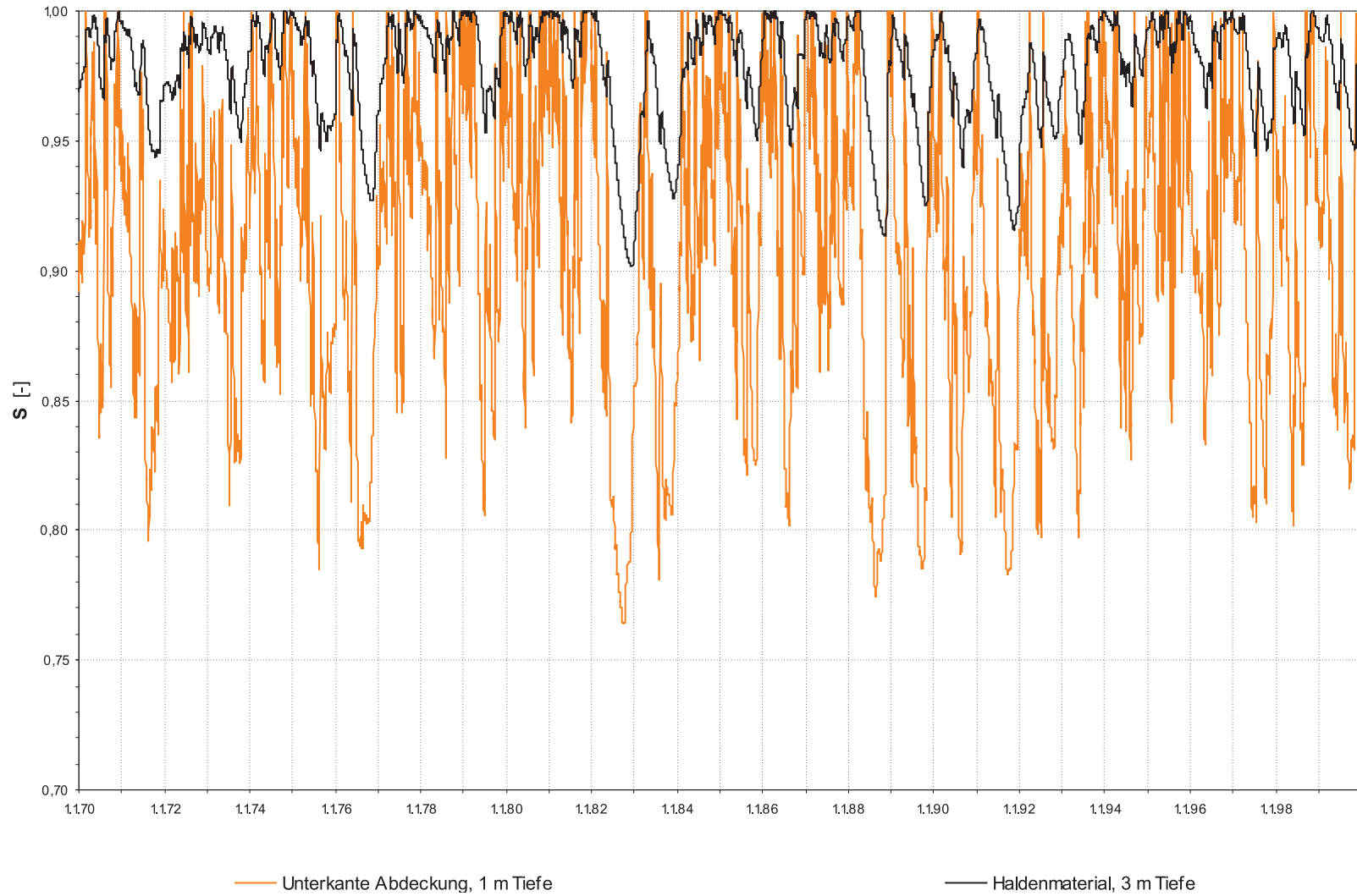


Abb. J36: Effektive Sättigung an der Unterkante des Abdecksystems sowie im Haldenmaterial in 3 m Tiefe, Versuchsfeld 2, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I46.

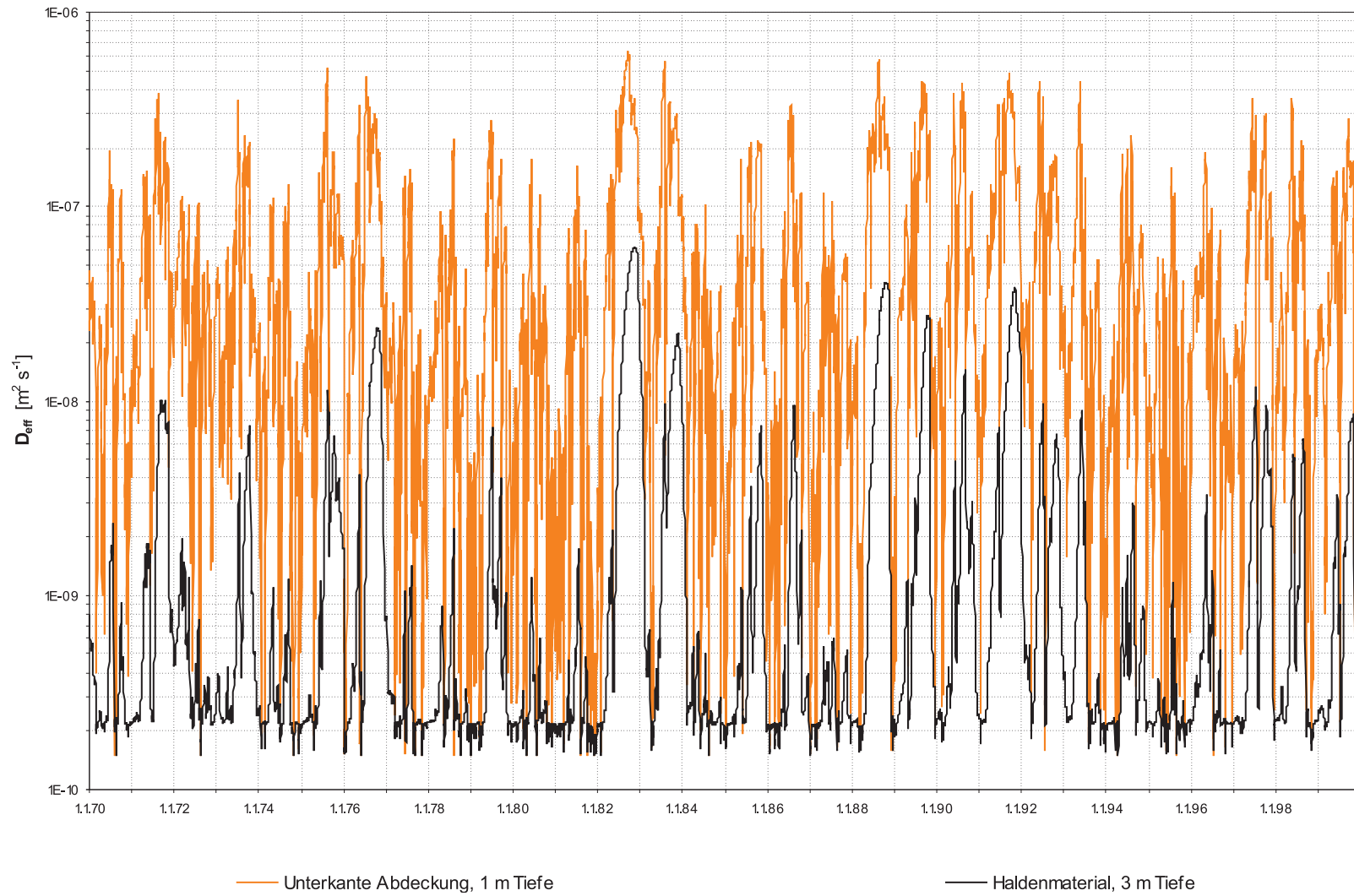


Abb. J37: Effektiver Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56, Versuchsfeld 2, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I46.

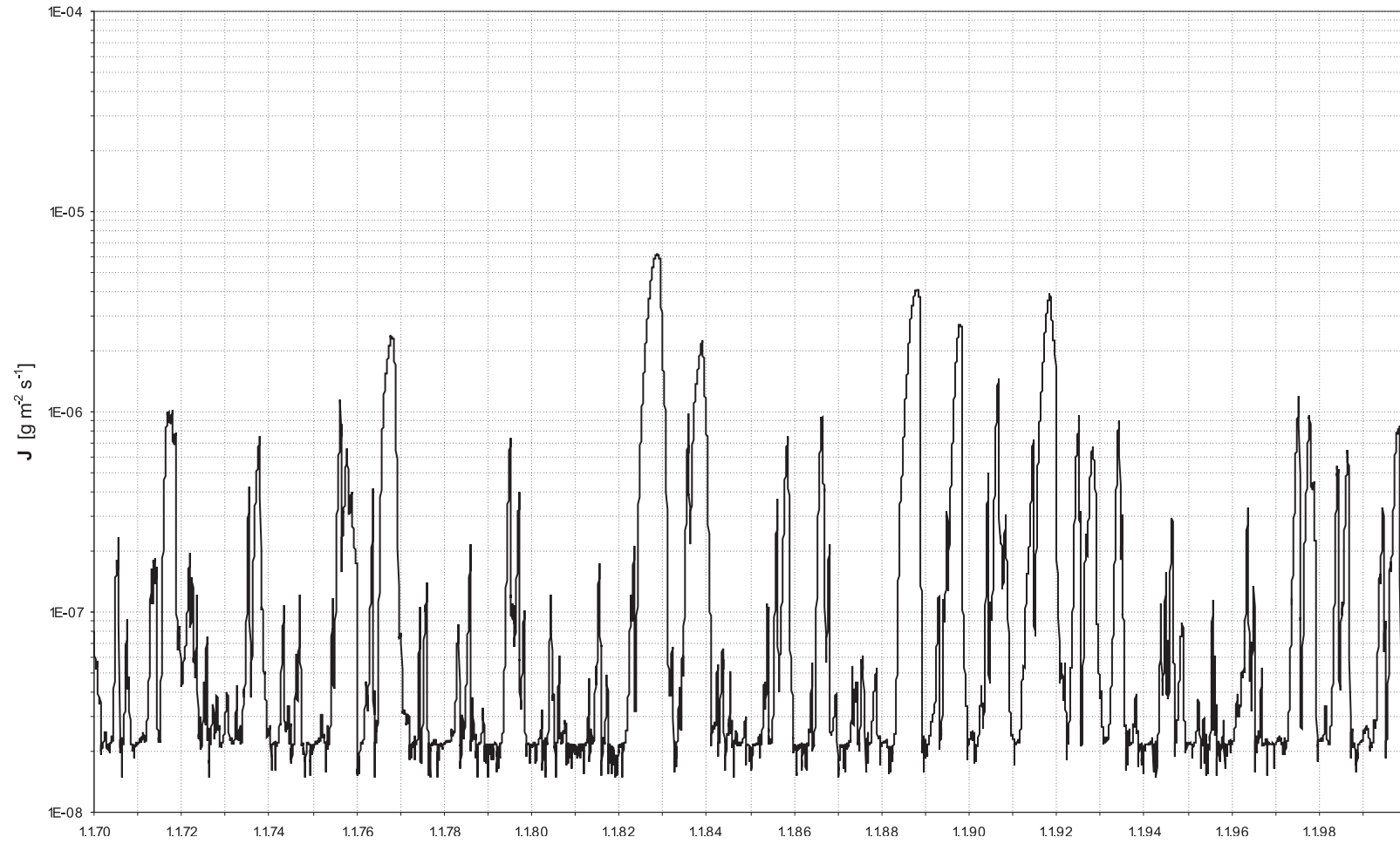


Abb. J38: Sauerstoffdiffusion (D_{eff} nach ELBERLING), Versuchsfeld 2, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I46.

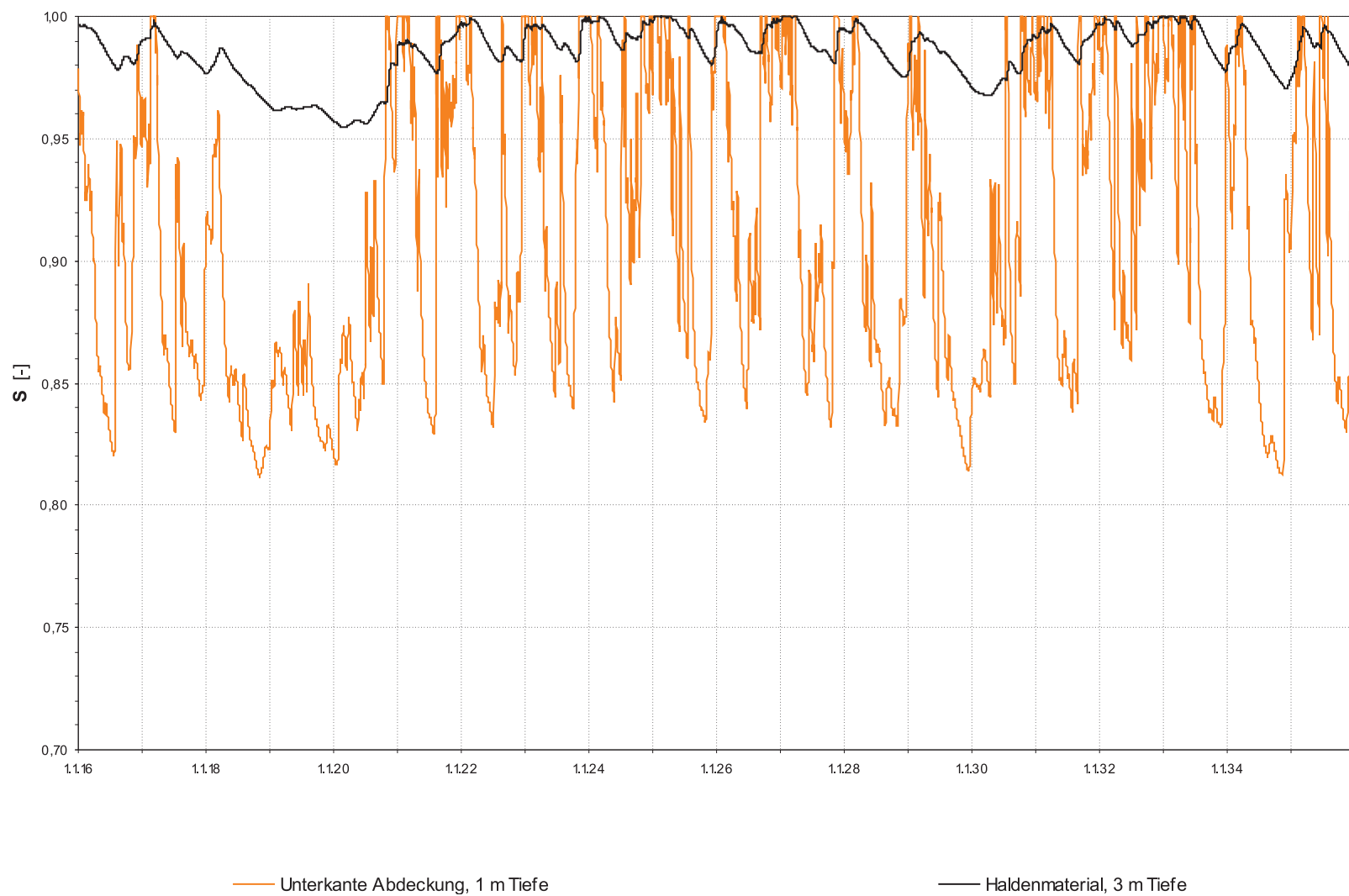


Abb. J39: Effektive Sättigung an der Unterkante des Abdecksystems sowie im Haldenmaterial in 3 m Tiefe, Versuchsfeld 2, Szenario „Klimaentwicklung I“, langjährige Reihe 1.1.2016–31.12.2035. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I47.

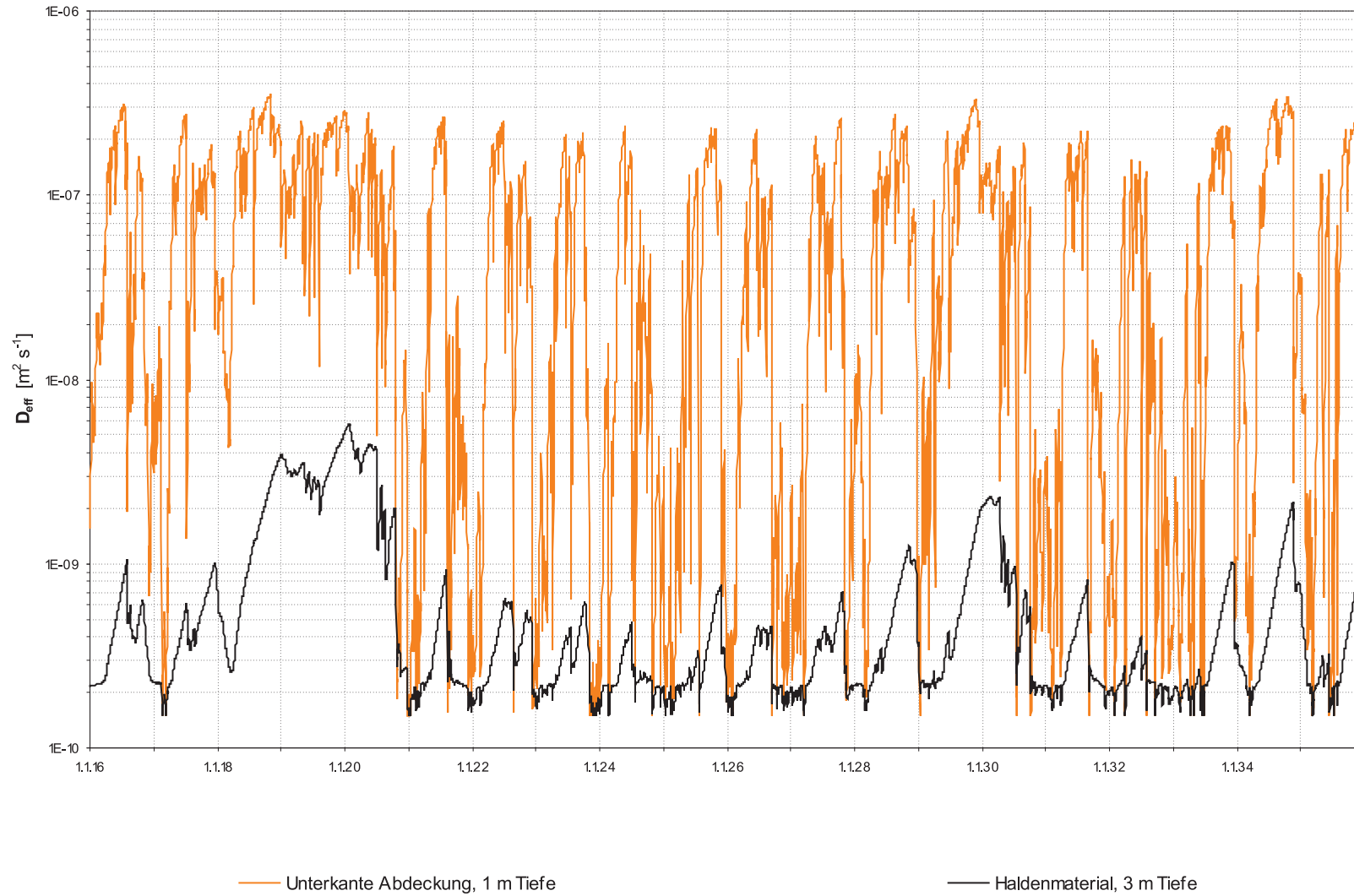


Abb. J40: Effektiver Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56, Versuchsfeld 2, Szenario „Klimaentwicklung I“, langjährige Reihe 1.1.2016–31.12.2035. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I47.



Abb. J41: Sauerstoffdiffusion (D_{eff} nach ELBERLING), Versuchsfeld 2, Szenario „Klimaentwicklung I“, langjährige Reihe 1.1.2016–31.12.2035. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I47.

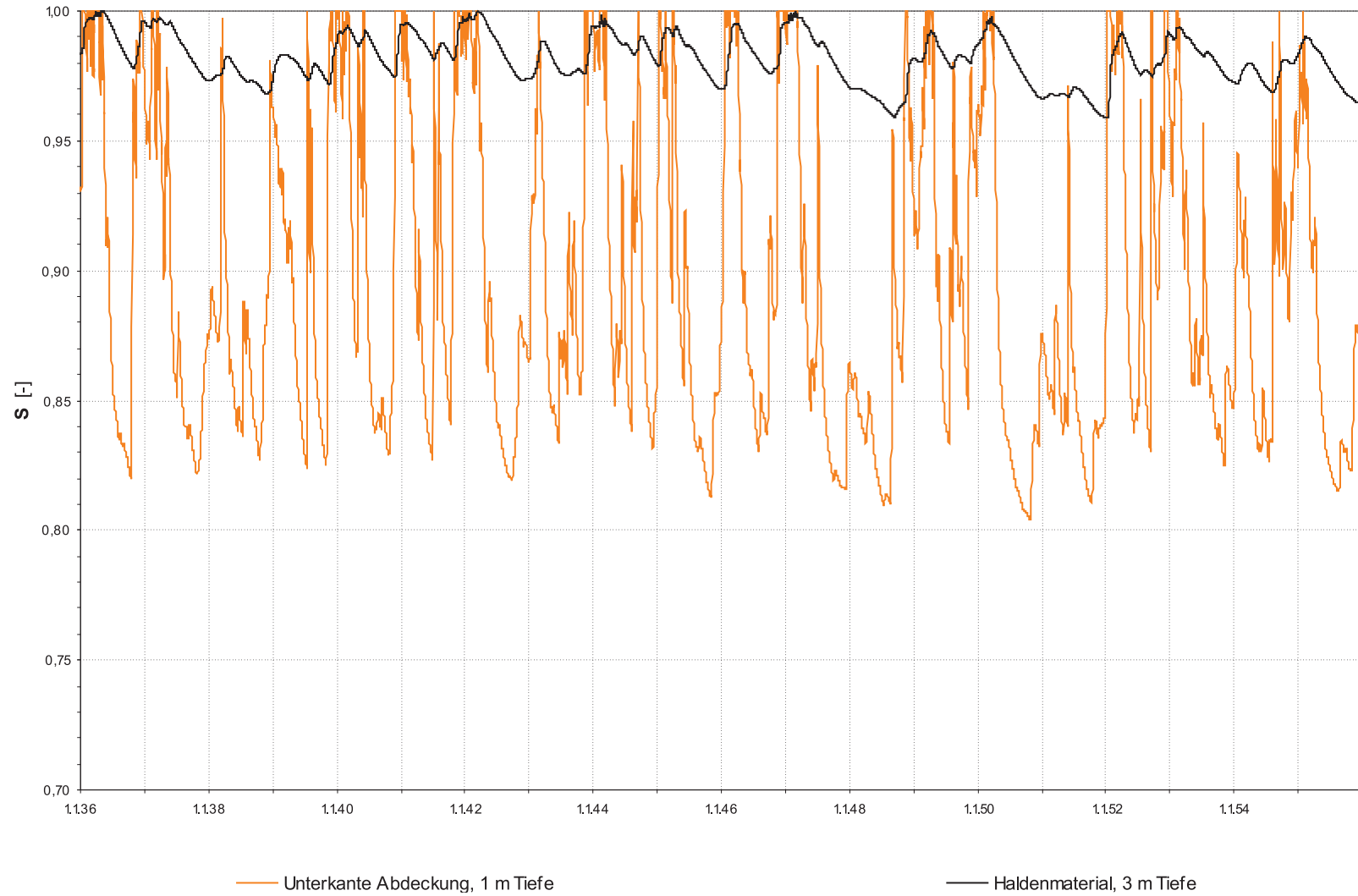
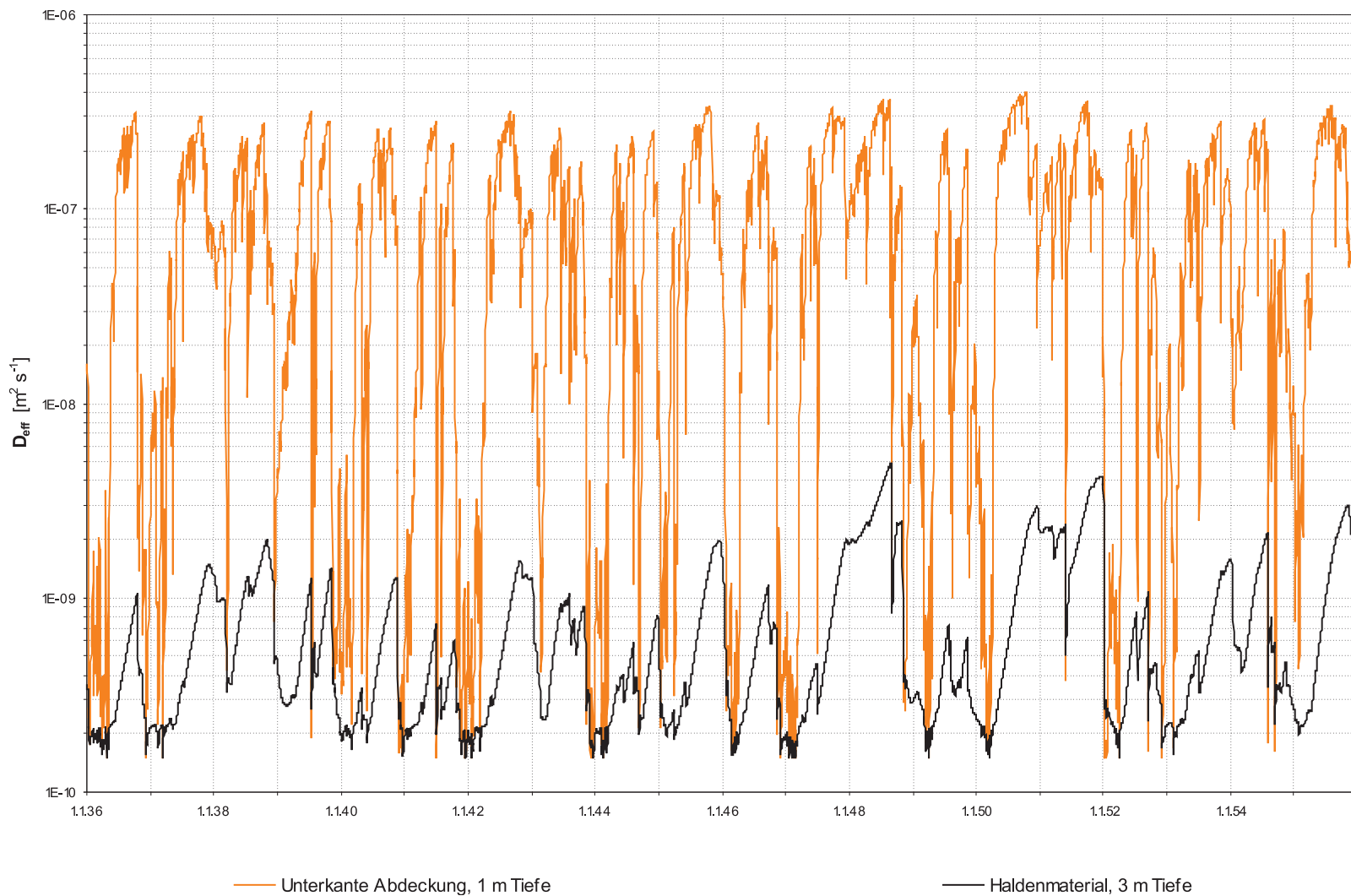


Abb. J42: Effektive Sättigung an der Unterkante des Abdecksystems sowie im Haldenmaterial in 3 m Tiefe, Versuchsfeld 2, Szenario „Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I48.



— Unterkante Abdeckung, 1 m Tiefe

— Haldenmaterial, 3 m Tiefe

Abb. J43: Effektiver Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56, Versuchsfeld 2, Szenario „Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I48.

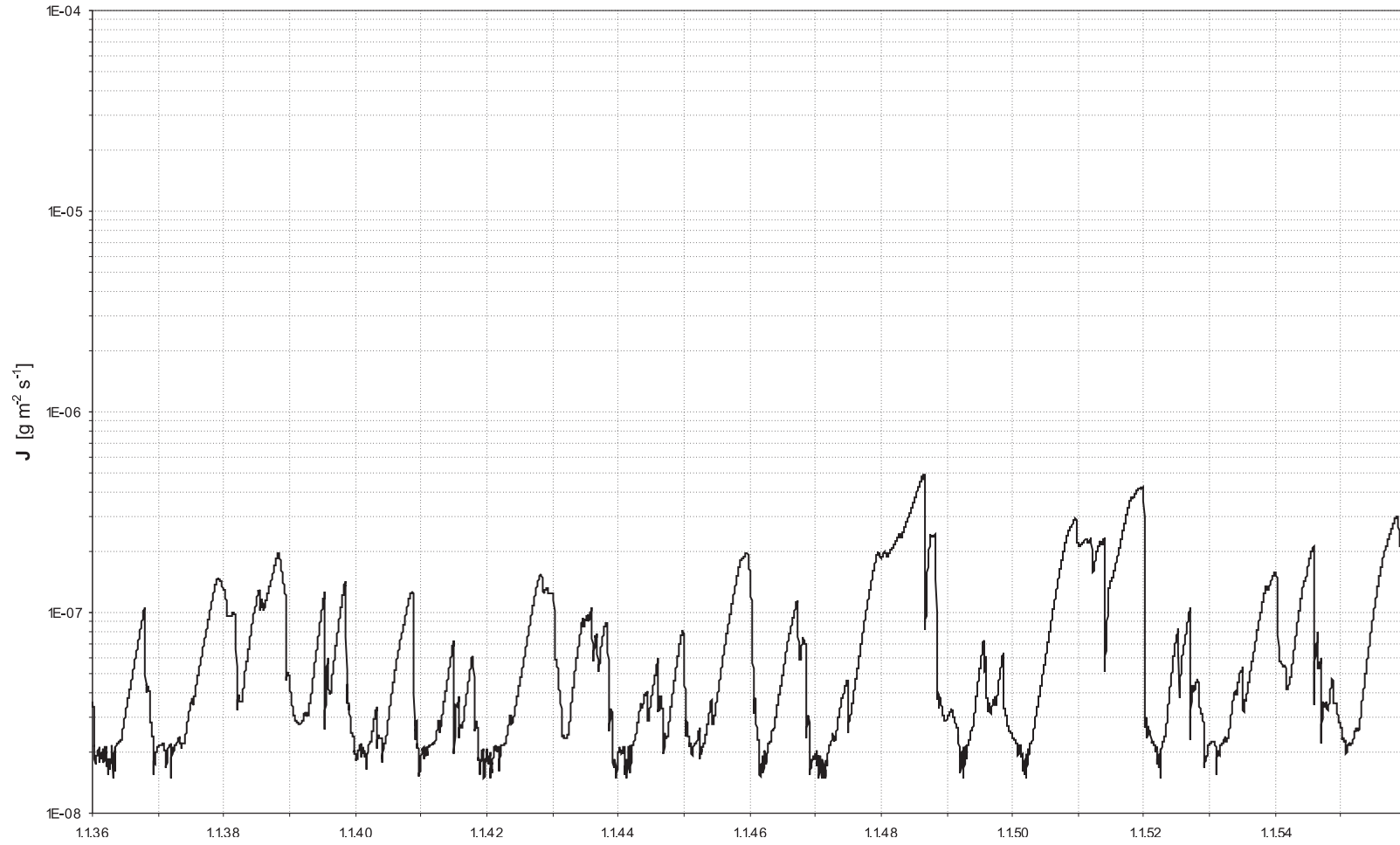


Abb. J44: Sauerstoffdiffusion (D_{eff} nach ELBERLING), Versuchsfeld 2, Szenario „Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I48.

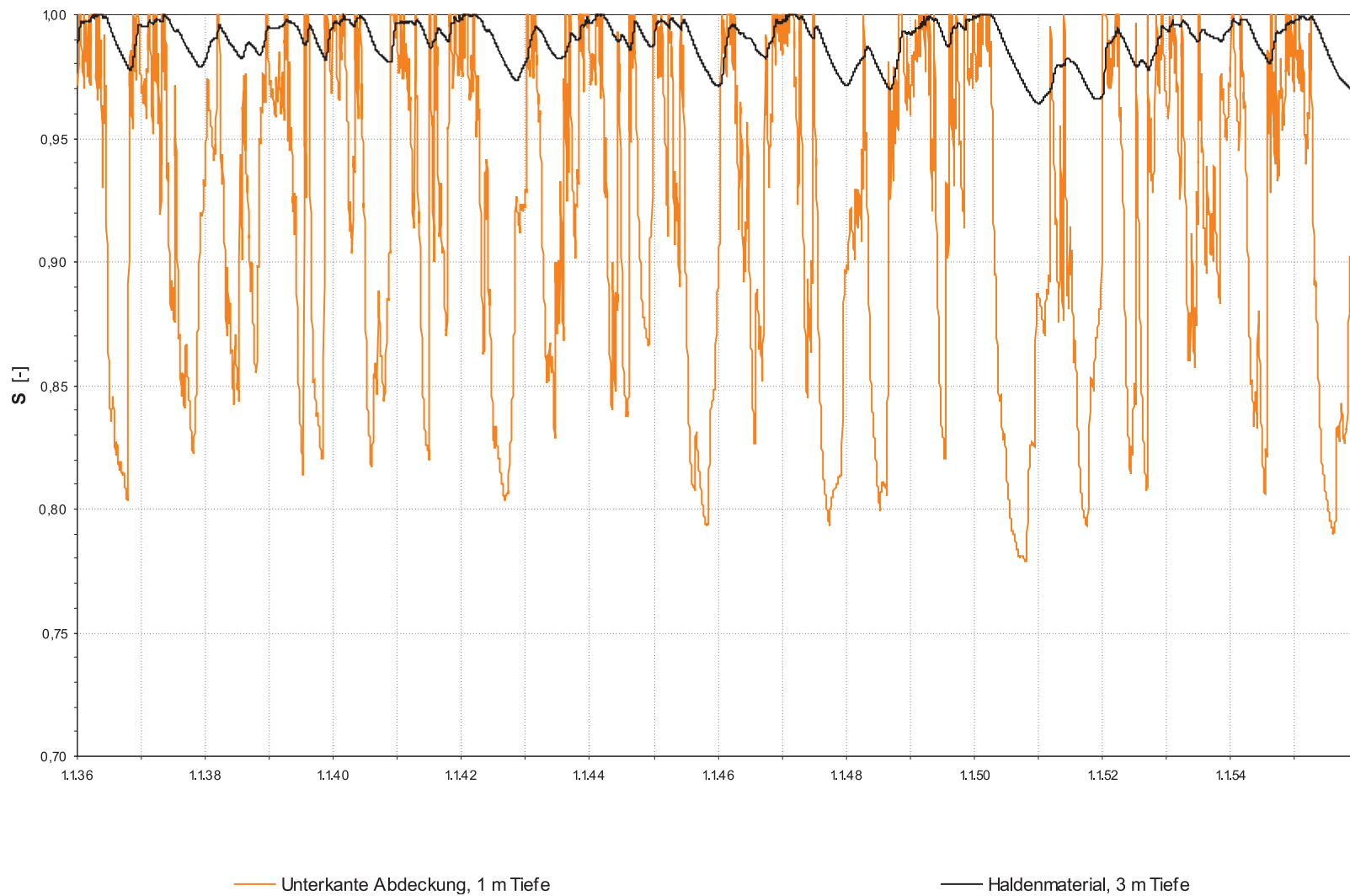


Abb. J45: Effektive Sättigung an der Unterseite des Abdecksystems sowie im Haldenmaterial in 3 m Tiefe, Versuchsfeld 2, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I und Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I49.

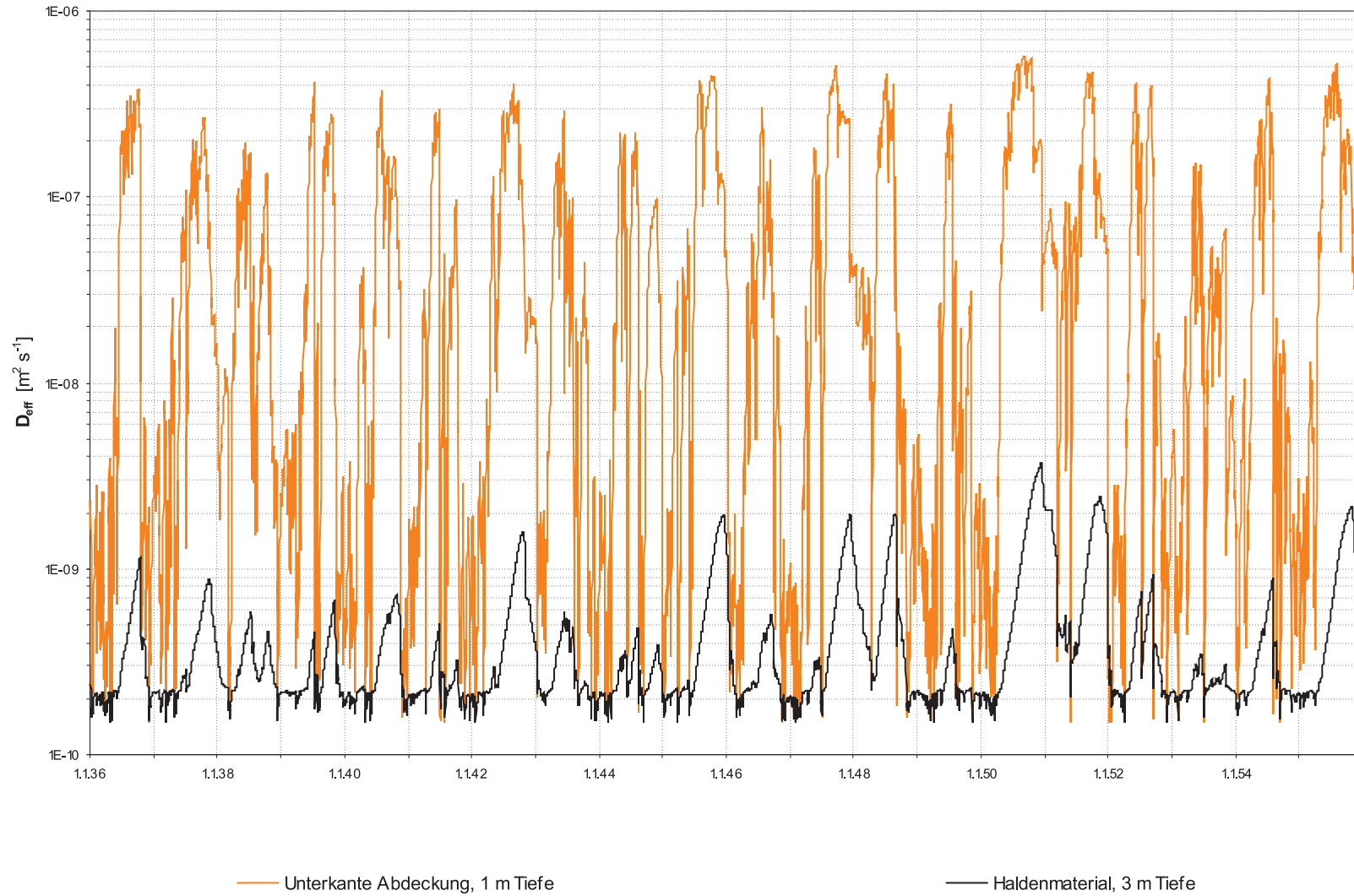


Abb. J46: Effektiver Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56, Versuchsfeld 2, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I und Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I49.

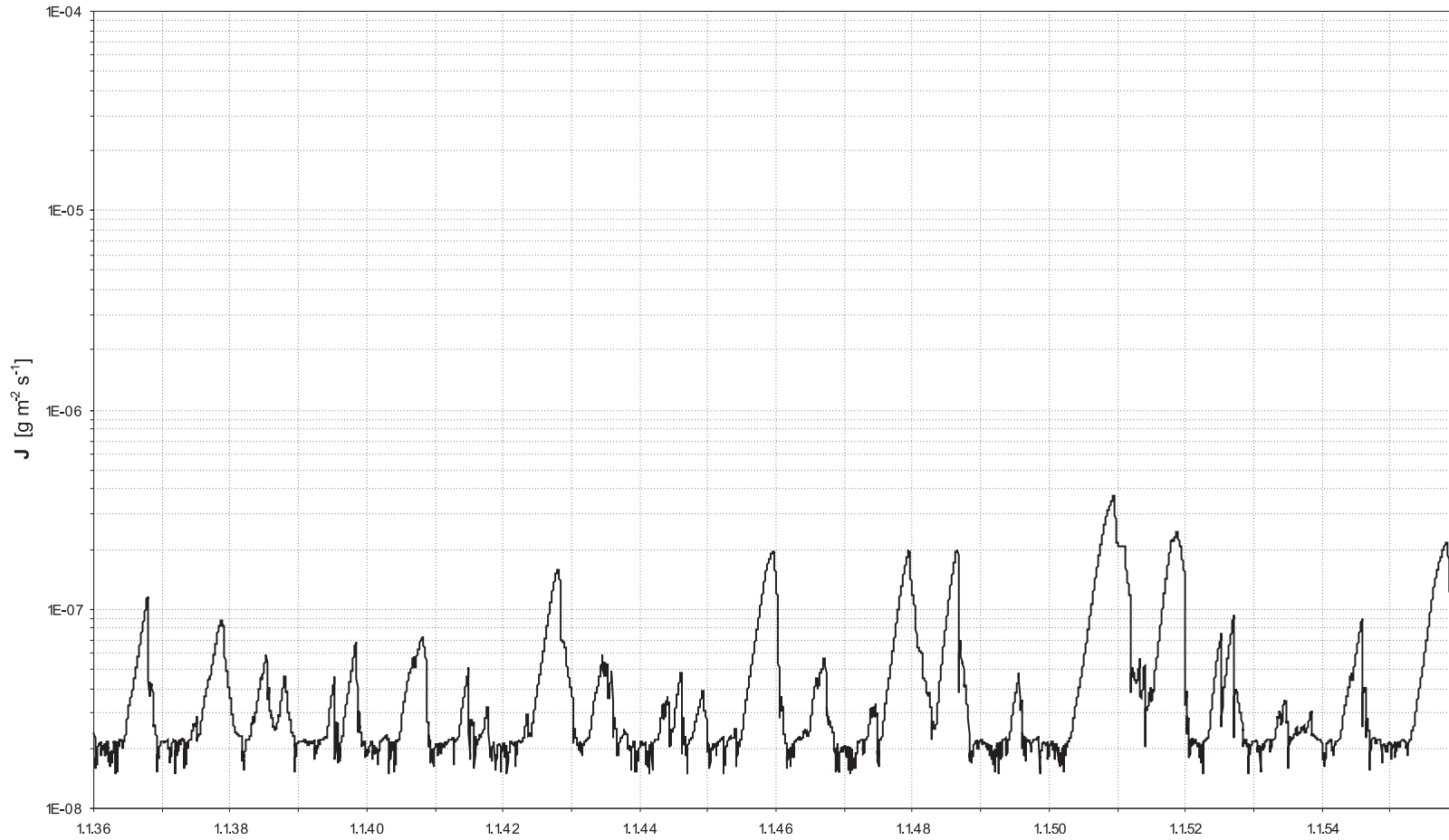


Abb. J47: Sauerstoffdiffusion (D_{eff} nach ELBERLING), Versuchsfeld 2, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I und Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I49.

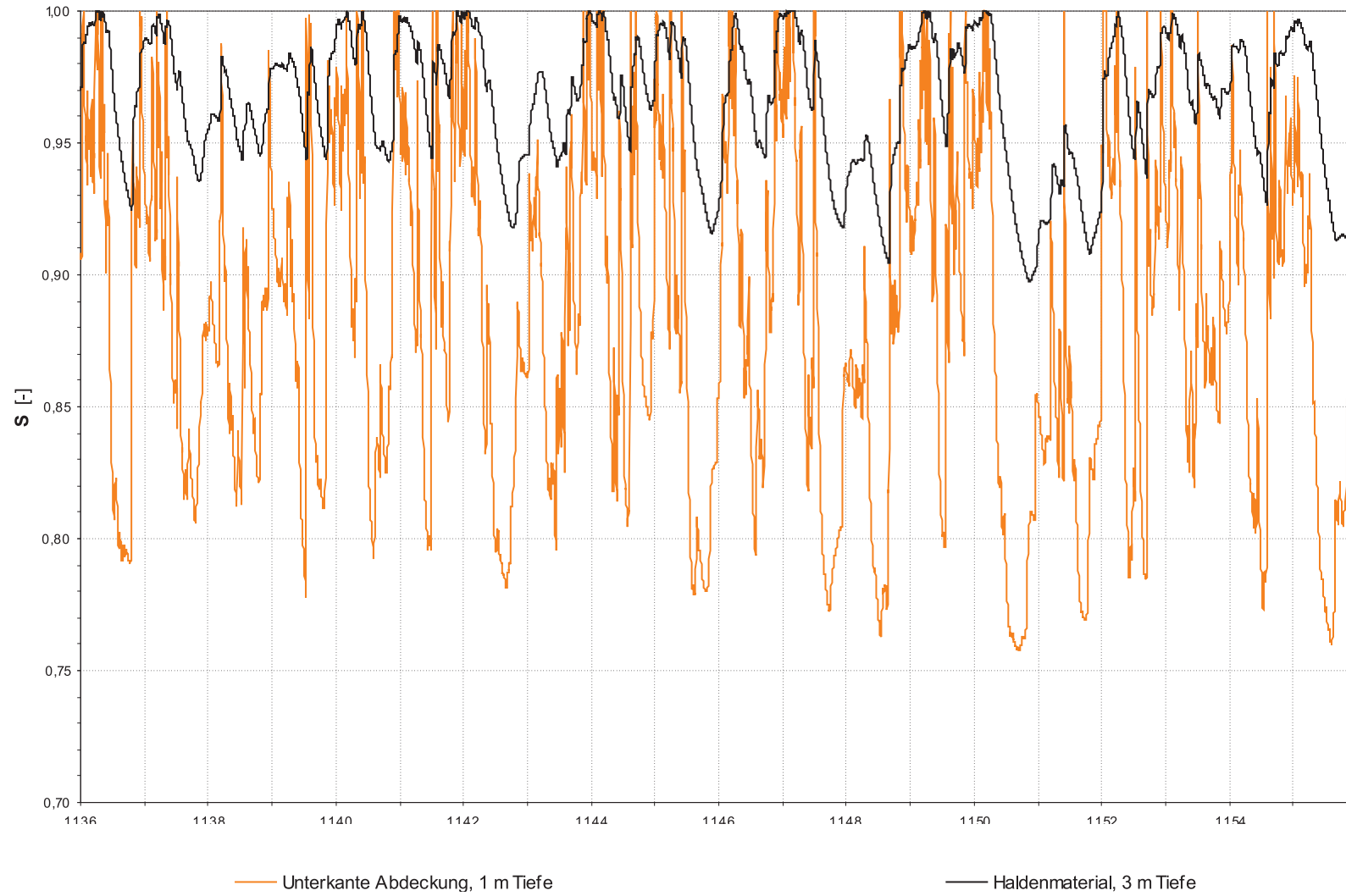


Abb. J48: Effektive Sättigung an der Unterkante des Abdecksystems sowie im Haldenmaterial in 3 m Tiefe, Versuchsfeld 2, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II und Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I50.

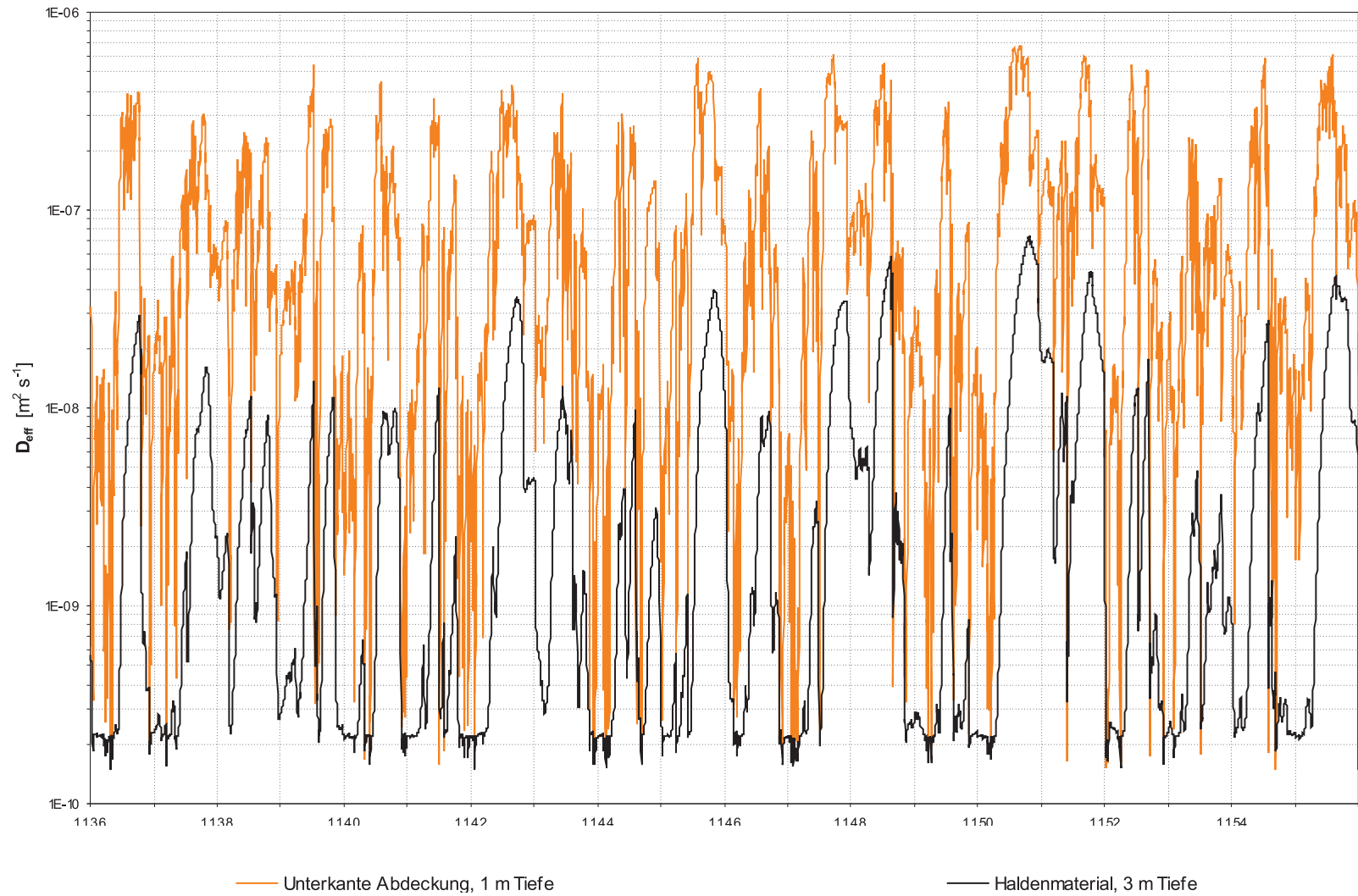


Abb. J49: Effektiver Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56, Versuchsfeld 2, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II und Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I50.

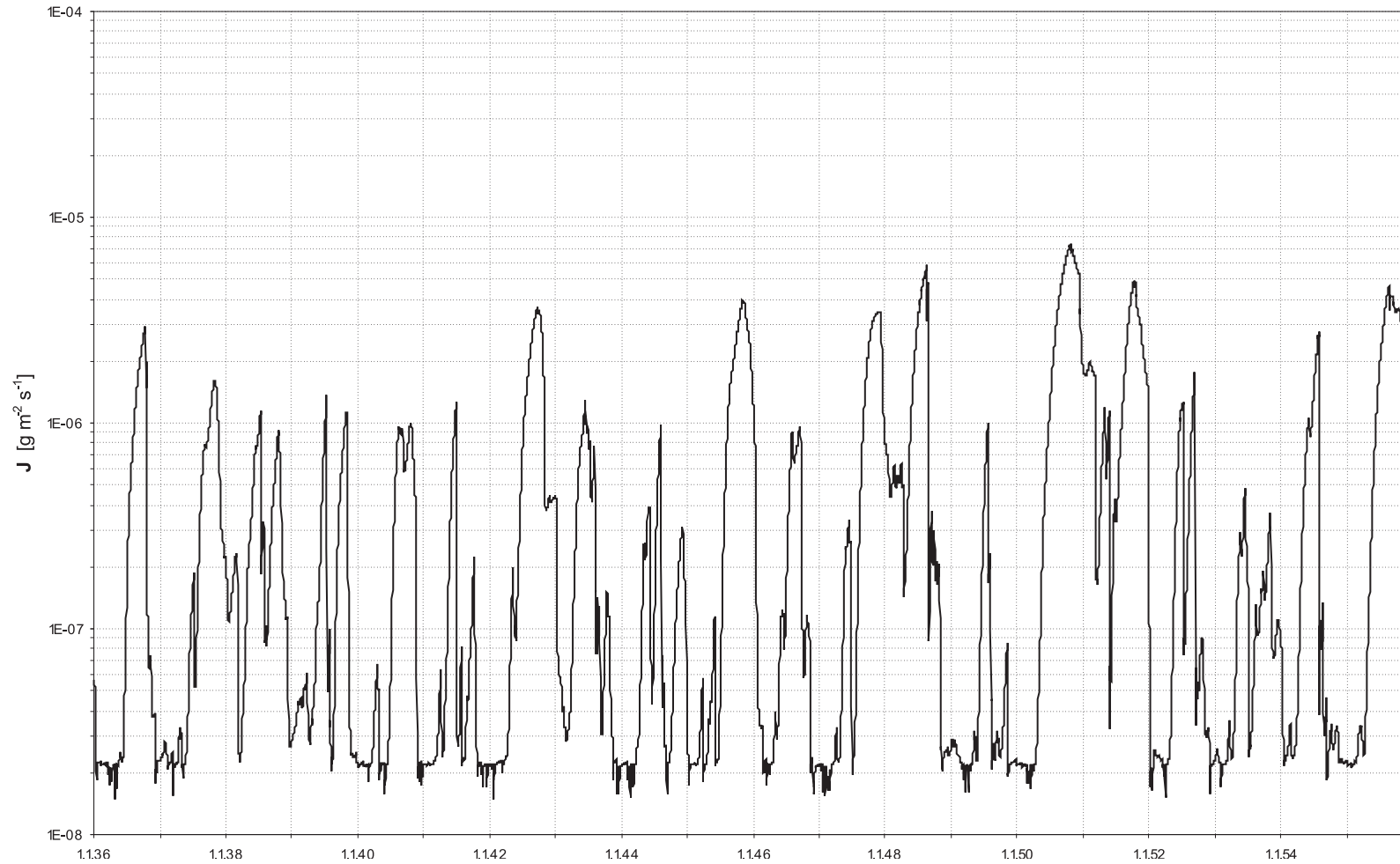


Abb. J50: Sauerstoffdiffusion (D_{eff} nach ELBERLING), Versuchsfeld 2, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II und Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. **I50**.

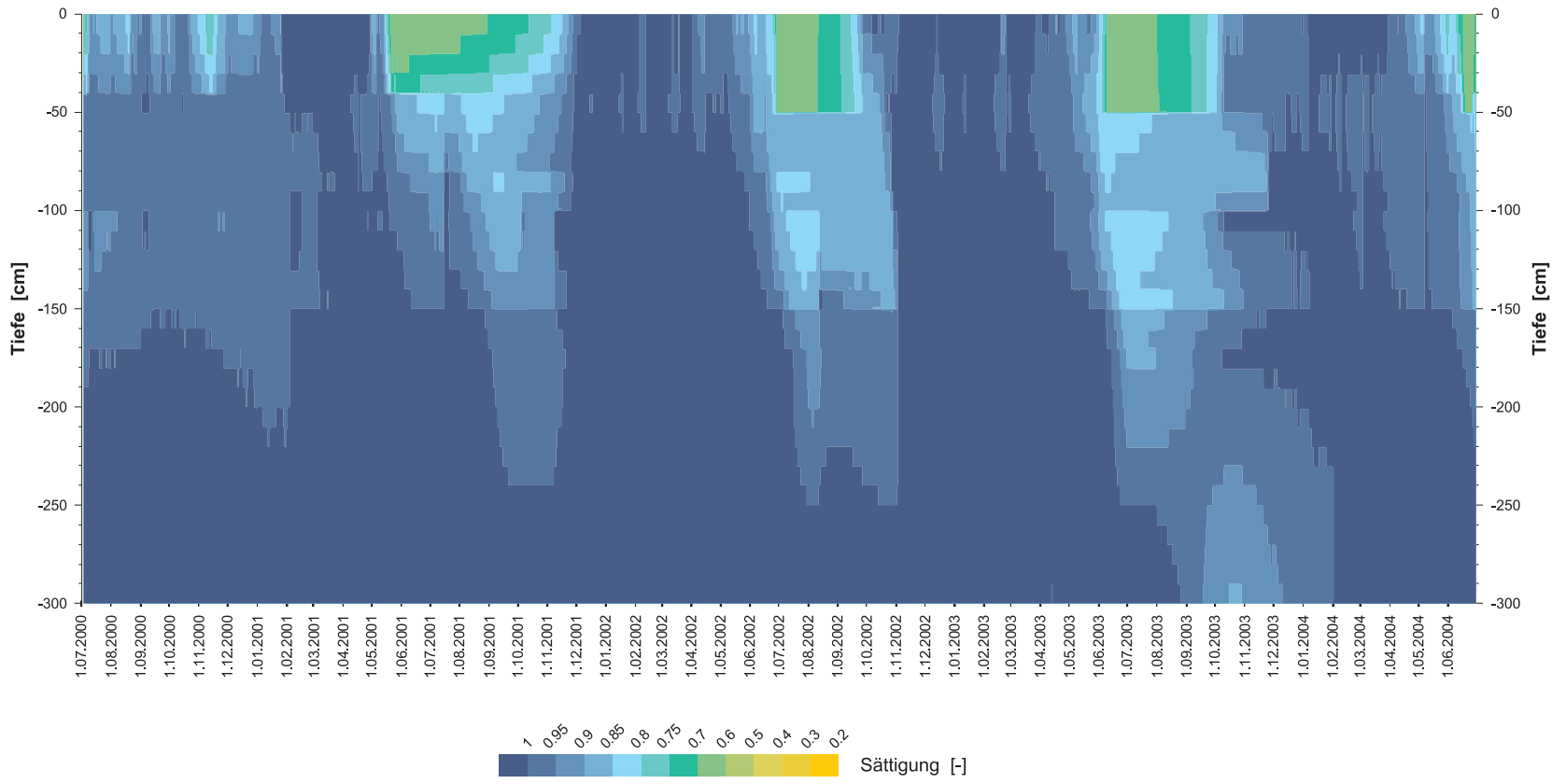


Abb. J51: Interpolierte Sättigungsprofile Versuchsfeld 3, auf Grundlage der Tensionsbestimmungen im Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004.

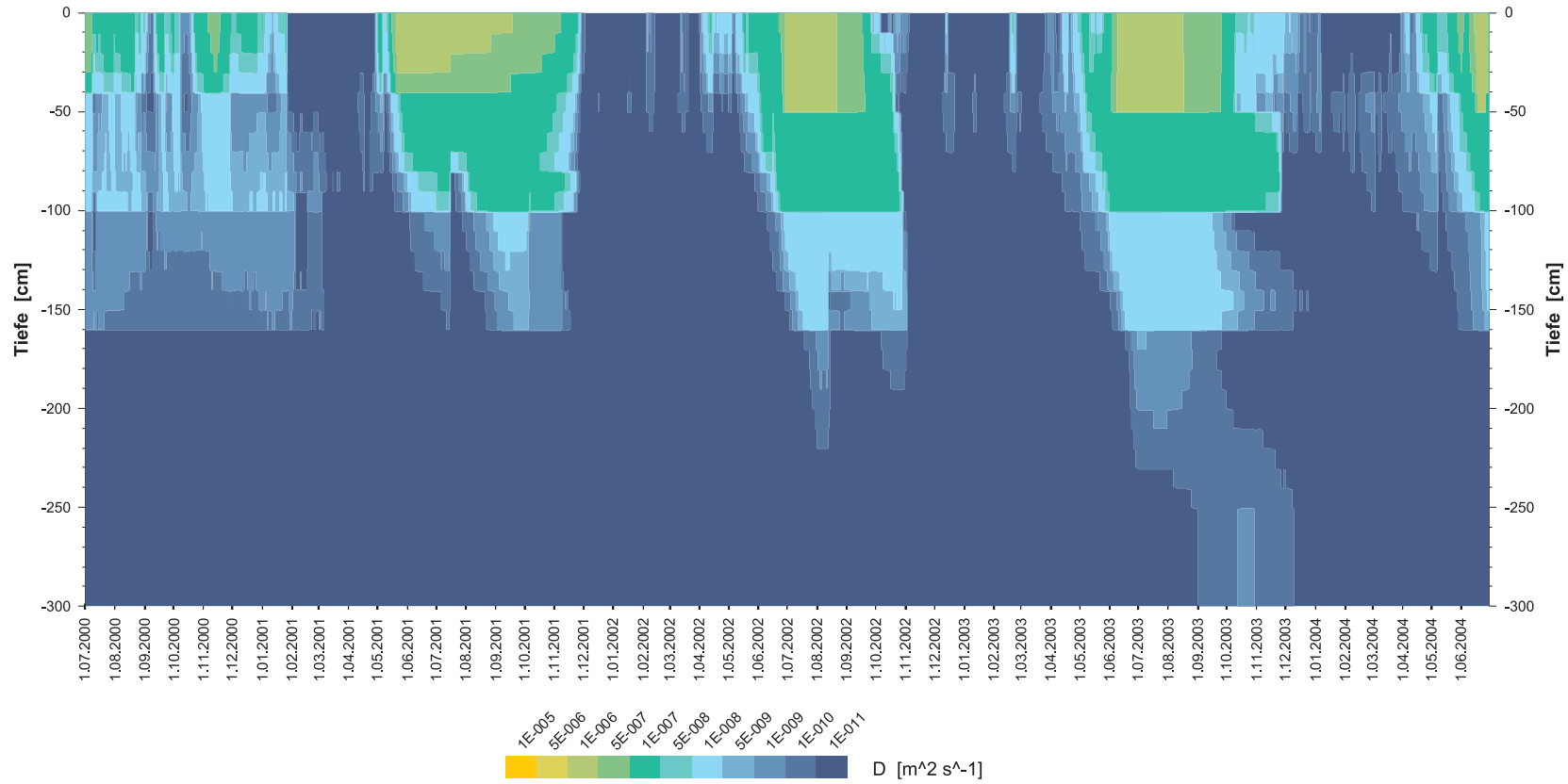


Abb. J52: Interpolierte Profile des Diffusionskoeffizienten nach ELBERLING, Gl. 4.56, im Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004, Versuchsfeld 3.

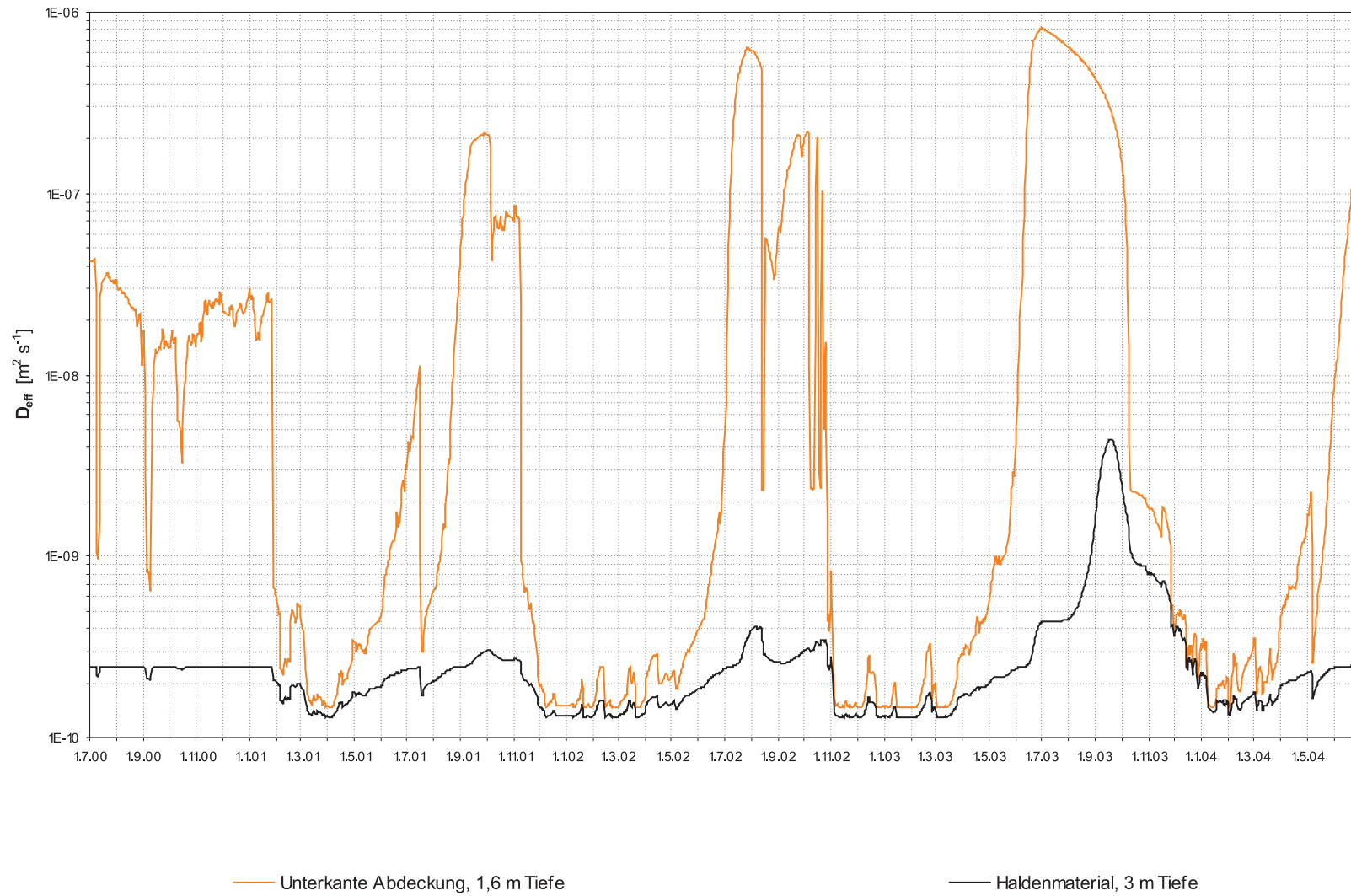


Abb. J53: Effektiver Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56, im Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004, Versuchsfeld 3.

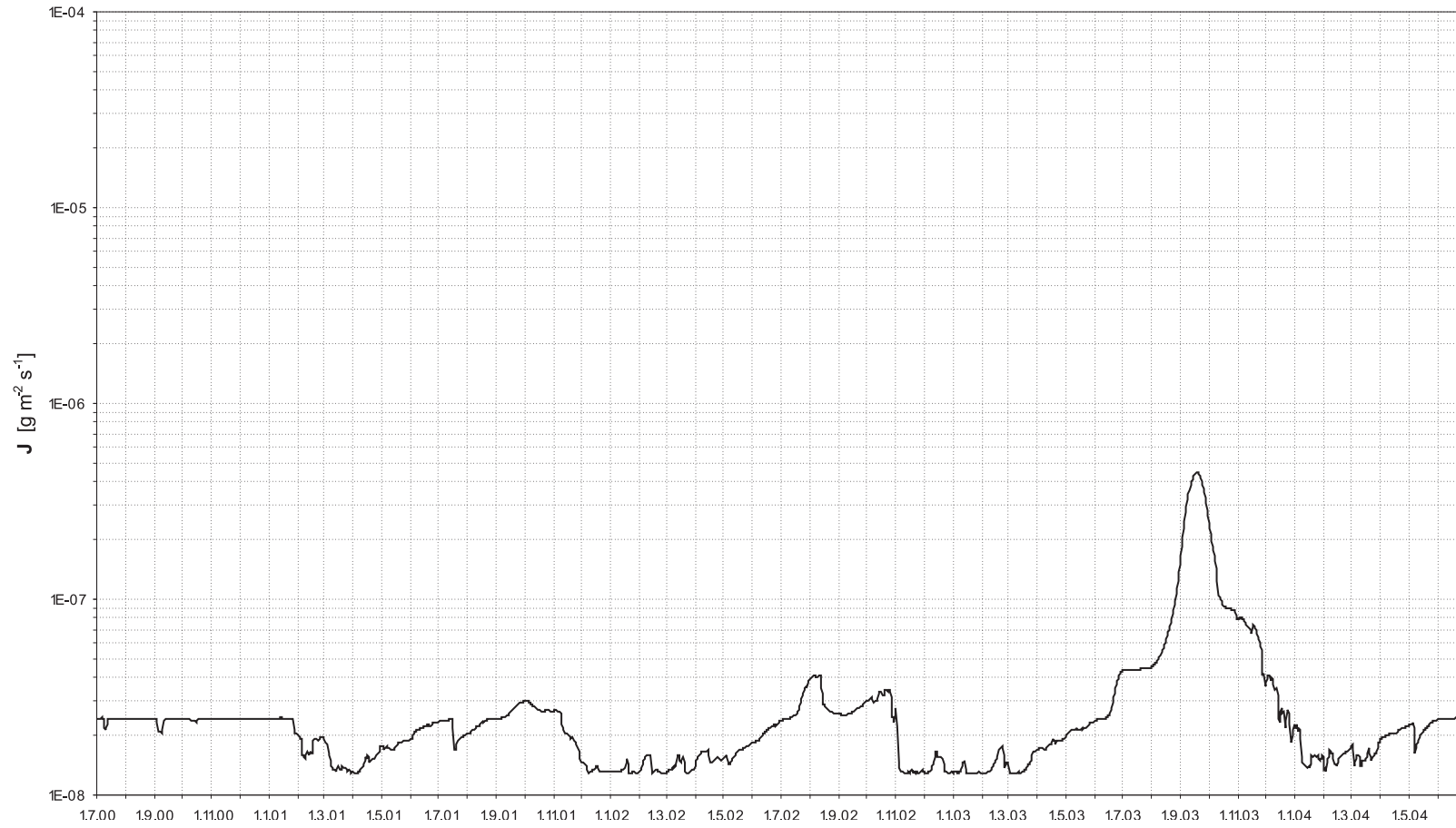


Abb. J54: Sauerstoffdiffusion (D_{eff} nach ELBERLING) im Untersuchungszeitraum 1.7.2000–30.6.2004, Versuchsfeld 3.

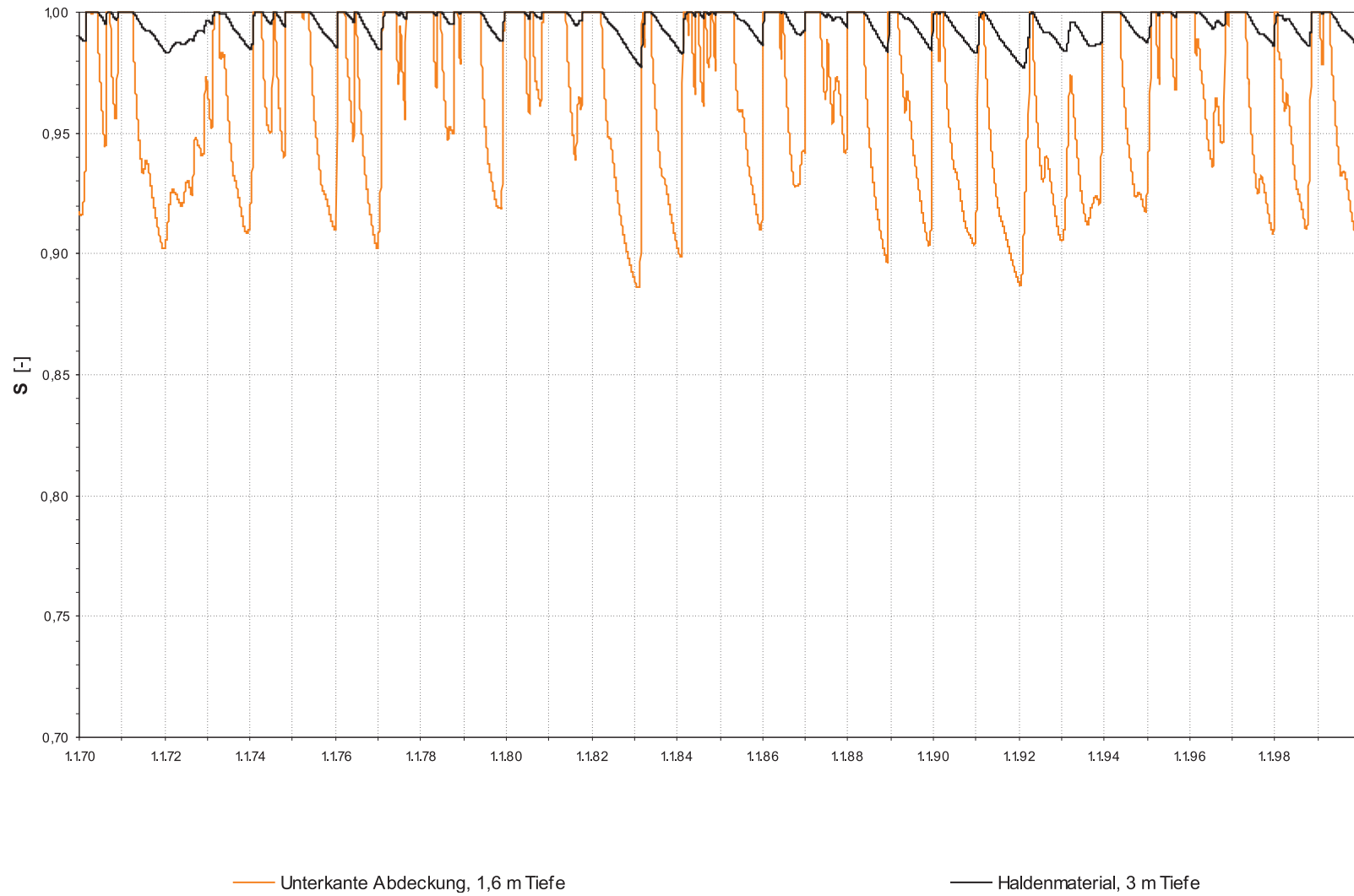


Abb. J55: Effektive Sättigung an der Unterkante des Abdecksystems sowie im Haldenmaterial in 3 m Tiefe, Versuchsfeld 3, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I54.

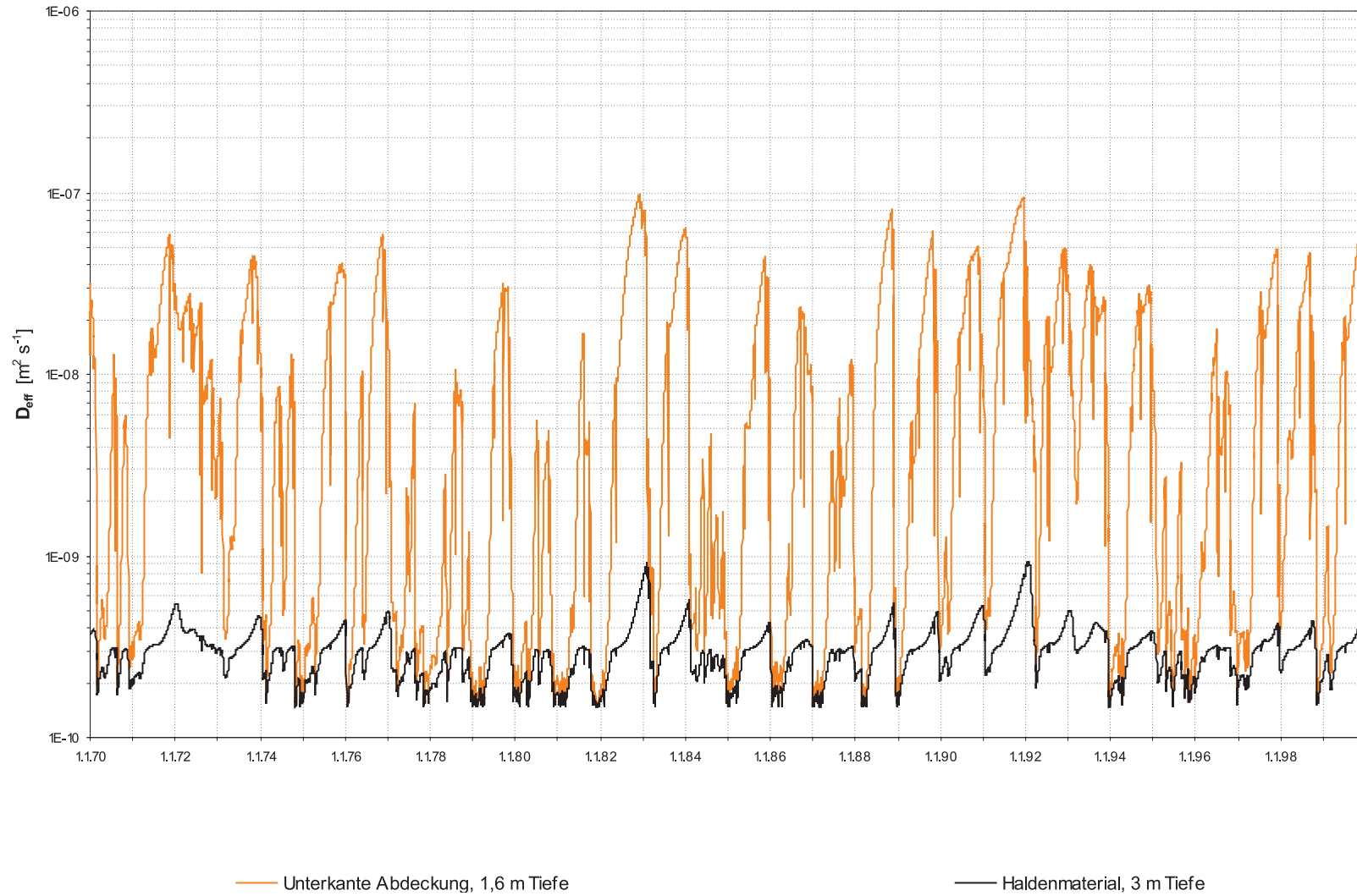


Abb. J56: Effektiver Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56, Versuchsfeld 3, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I54.

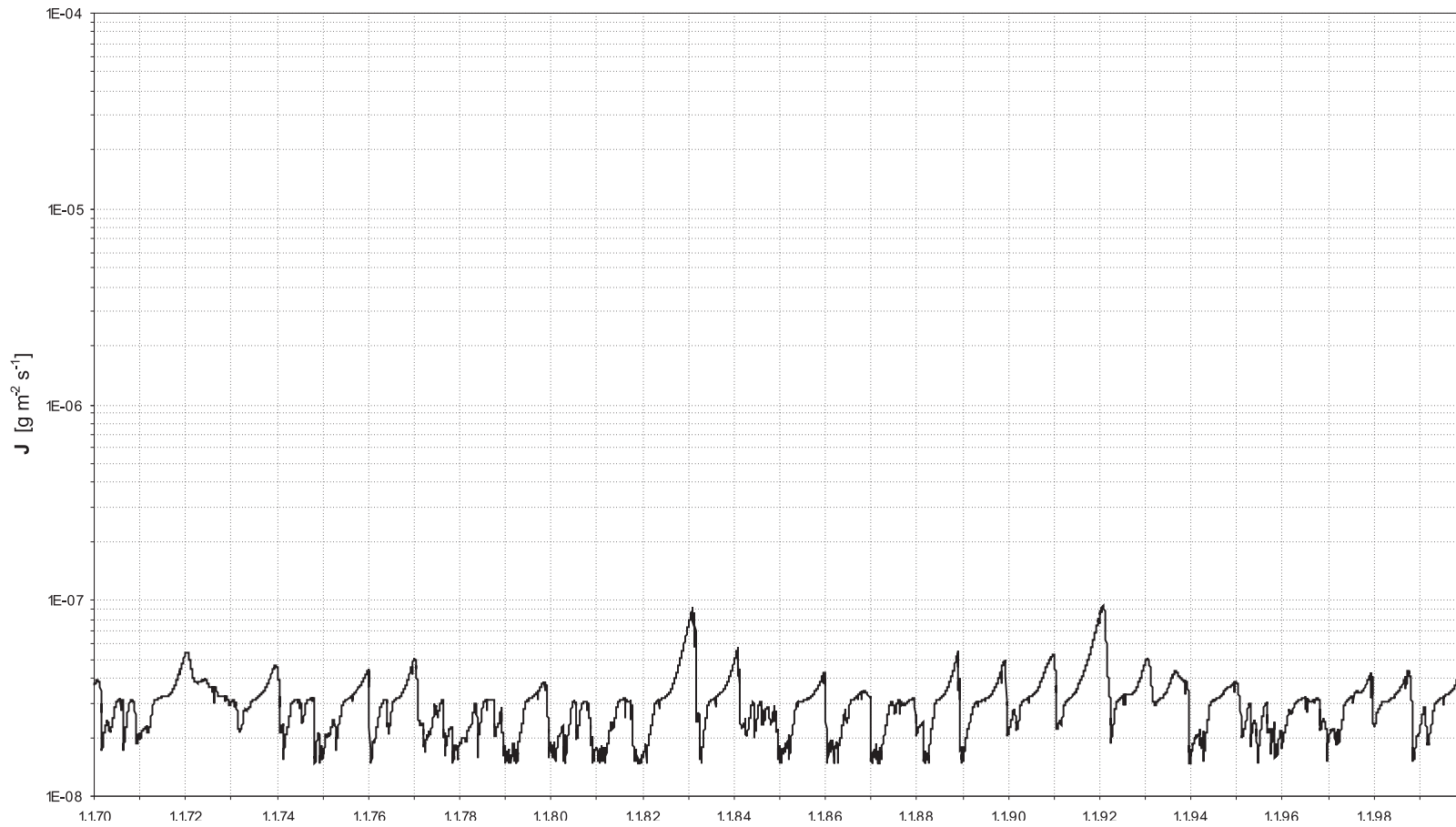


Abb. J57: Sauerstoffdiffusion (D_{eff} nach ELBERLING), Versuchsfeld 3, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HY-DRUS_2D-Simulation, Abb. I54.

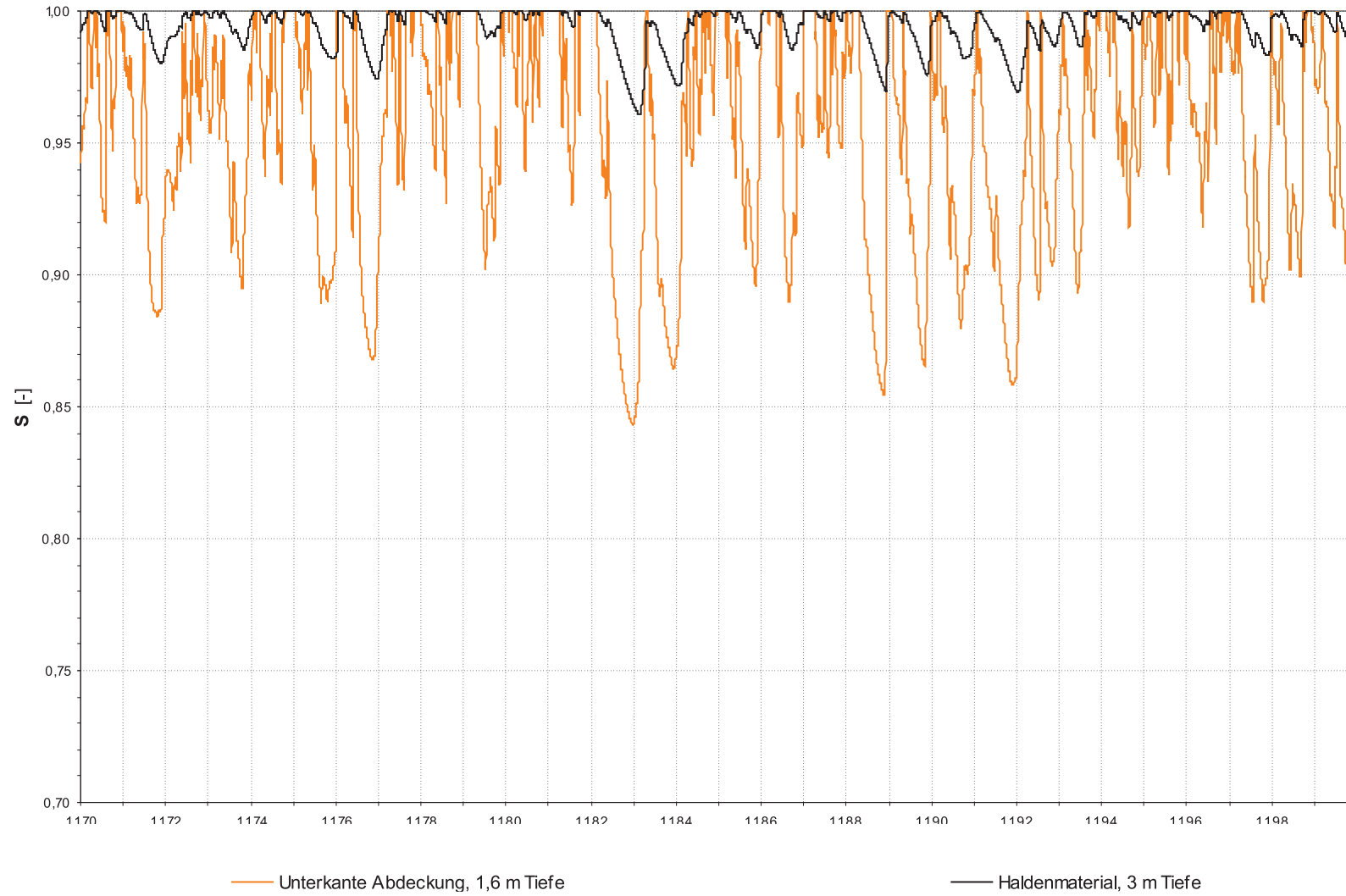


Abb. J58: Effektive Sättigung an der Unterkante des Abdecksystems sowie im Haldenmaterial in 3 m Tiefe, Versuchsfeld 3, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I“, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I55.

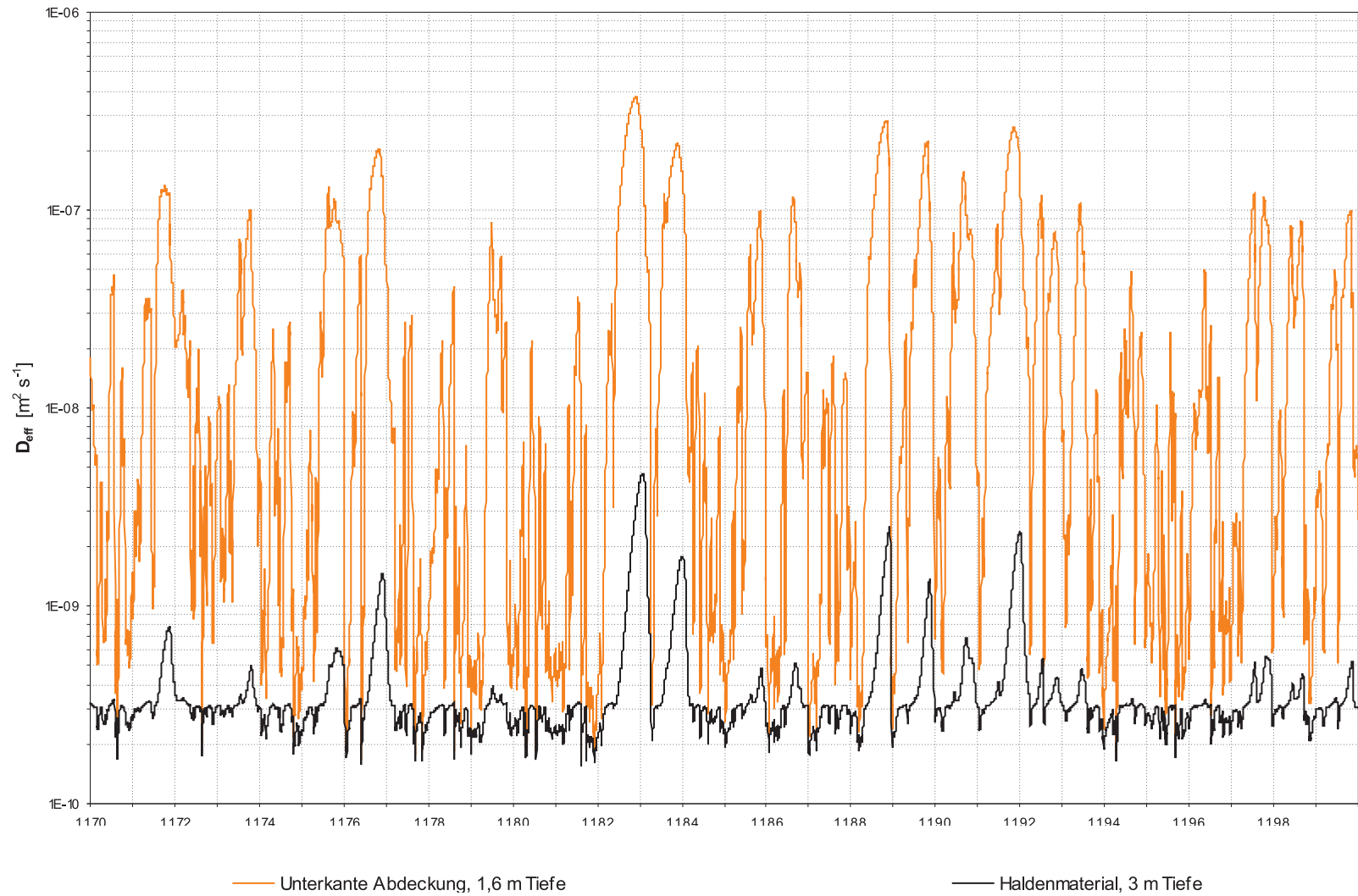


Abb. J59: Effektiver Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56, Versuchsfeld 3, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I“, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I55.

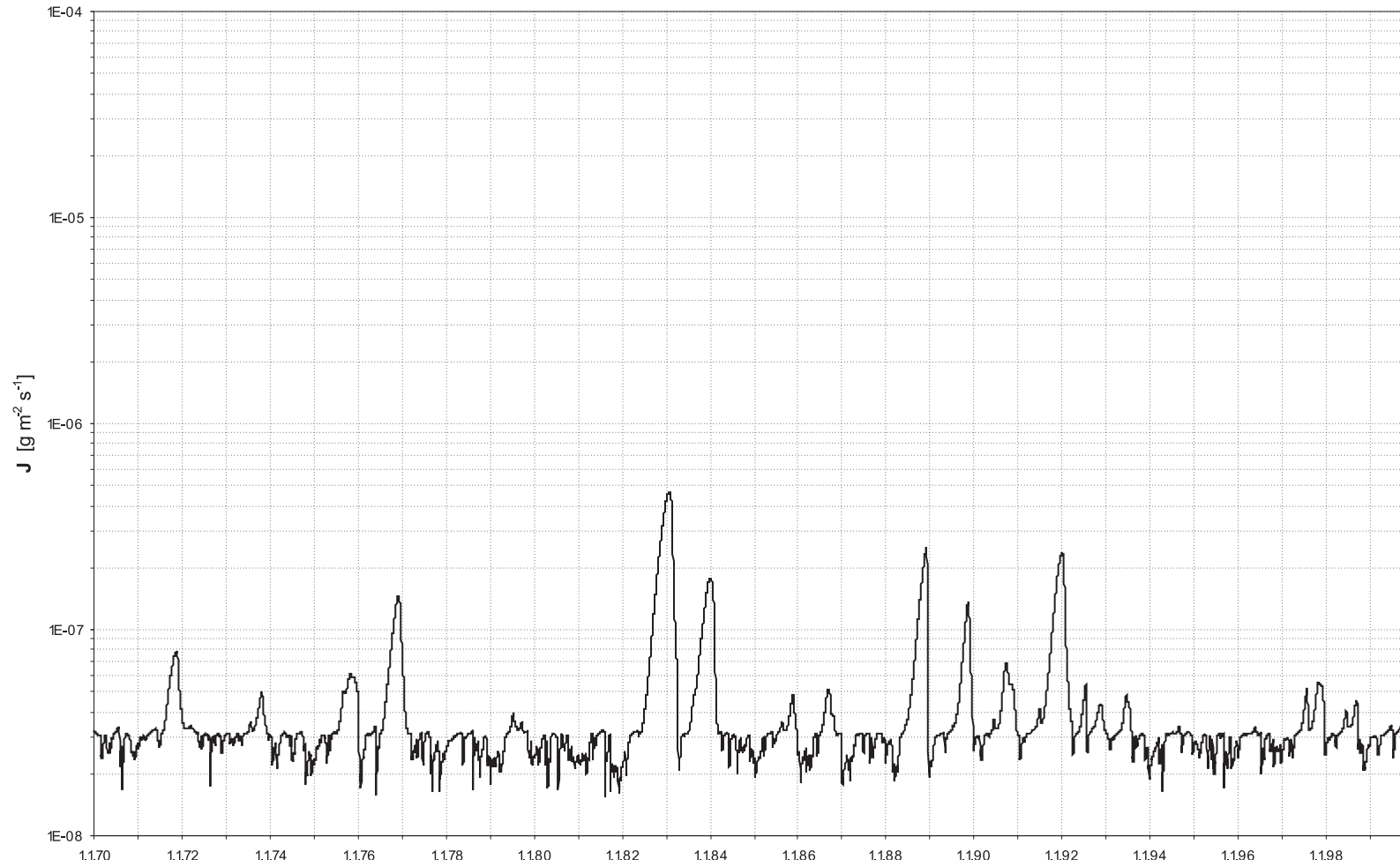


Abb. J60: Sauerstoffdiffusion (D_{eff} nach ELBERLING), Versuchsfeld 3, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I“, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I55.

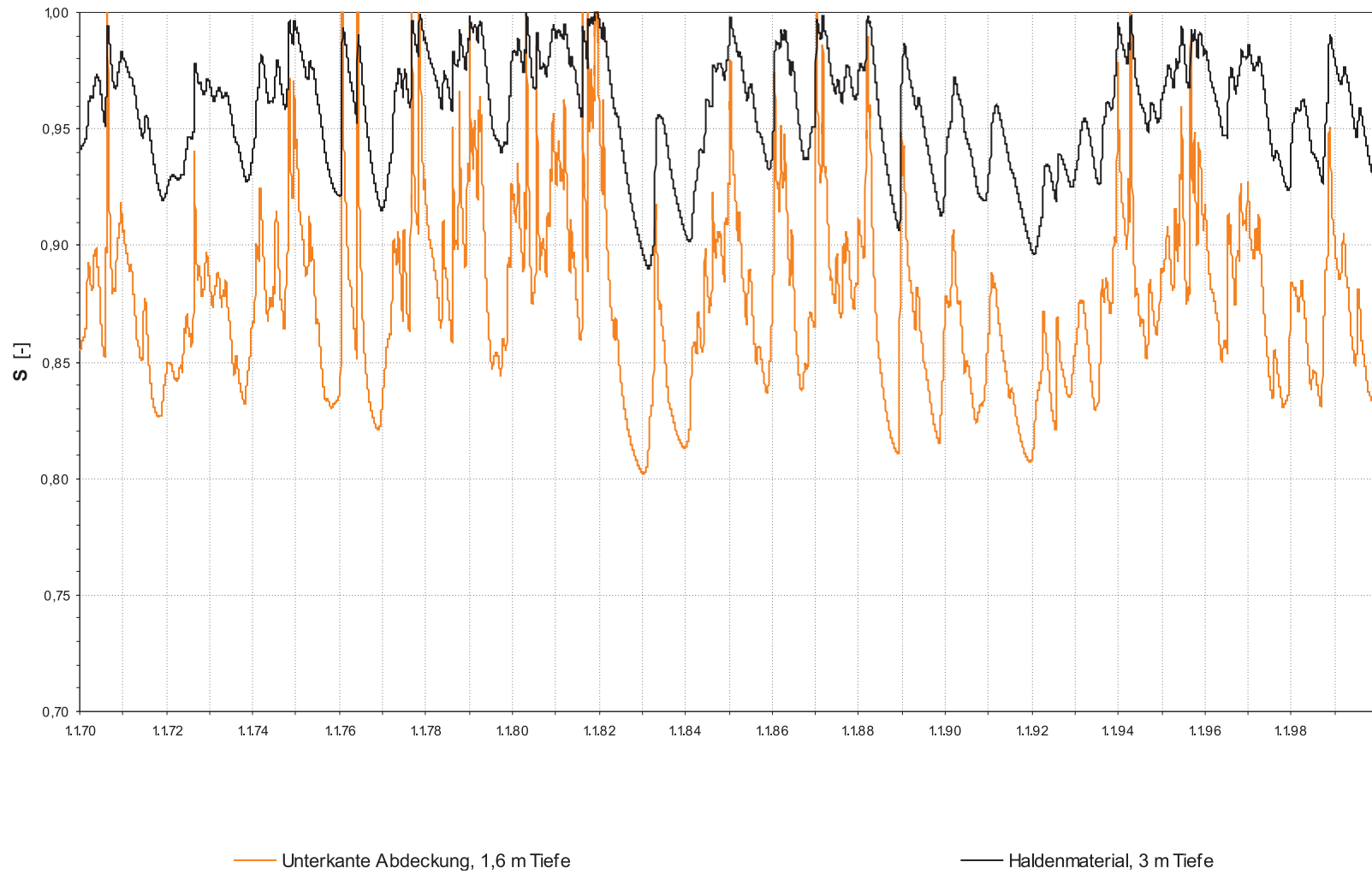


Abb. J61: Effektive Sättigung an der Unterkante des Abdecksystems sowie im Haldenmaterial in 3 m Tiefe, Versuchsfeld 3, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I56.

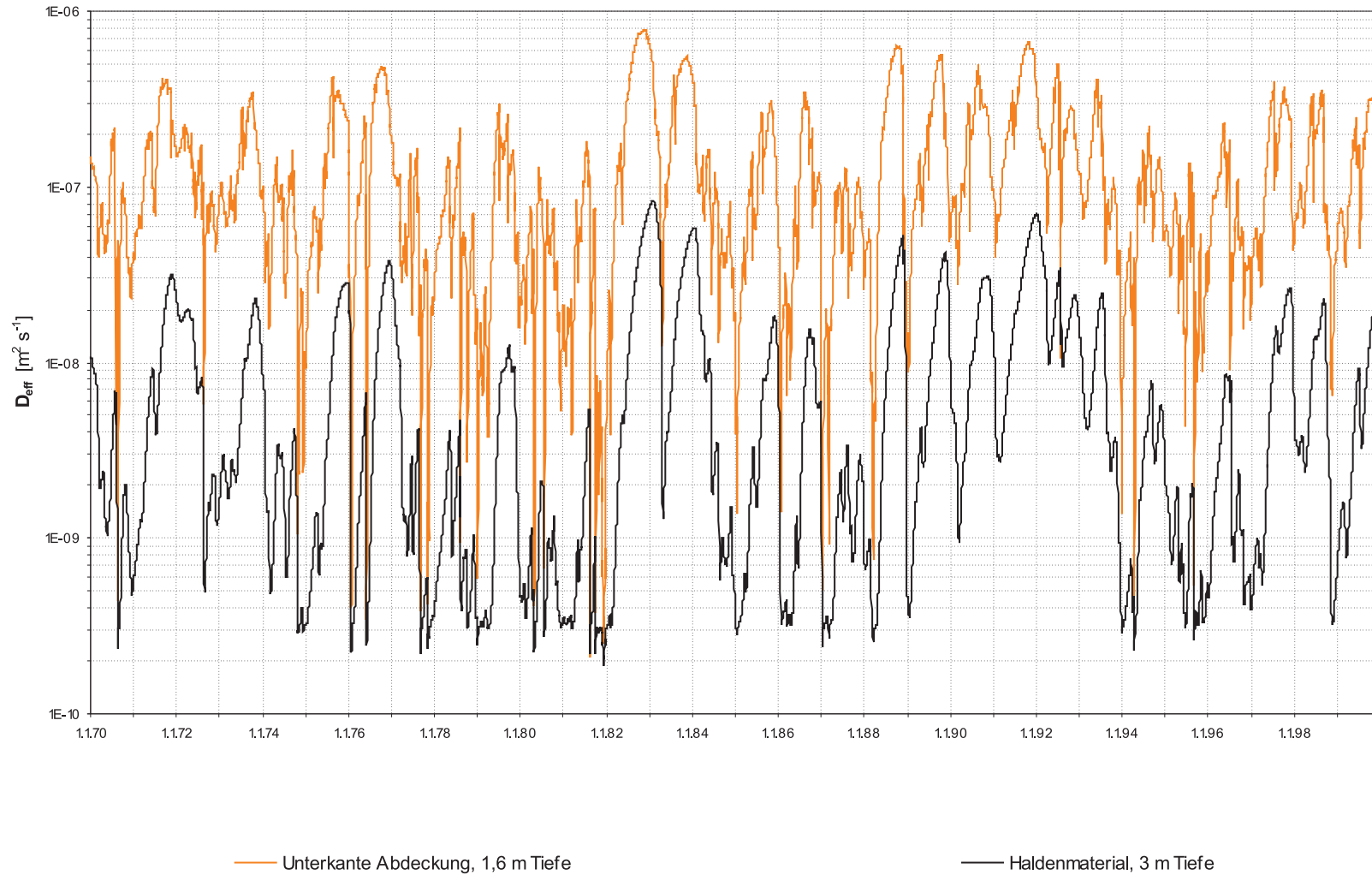


Abb. J62: Effektiver Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56, Versuchsfeld 3, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I56.

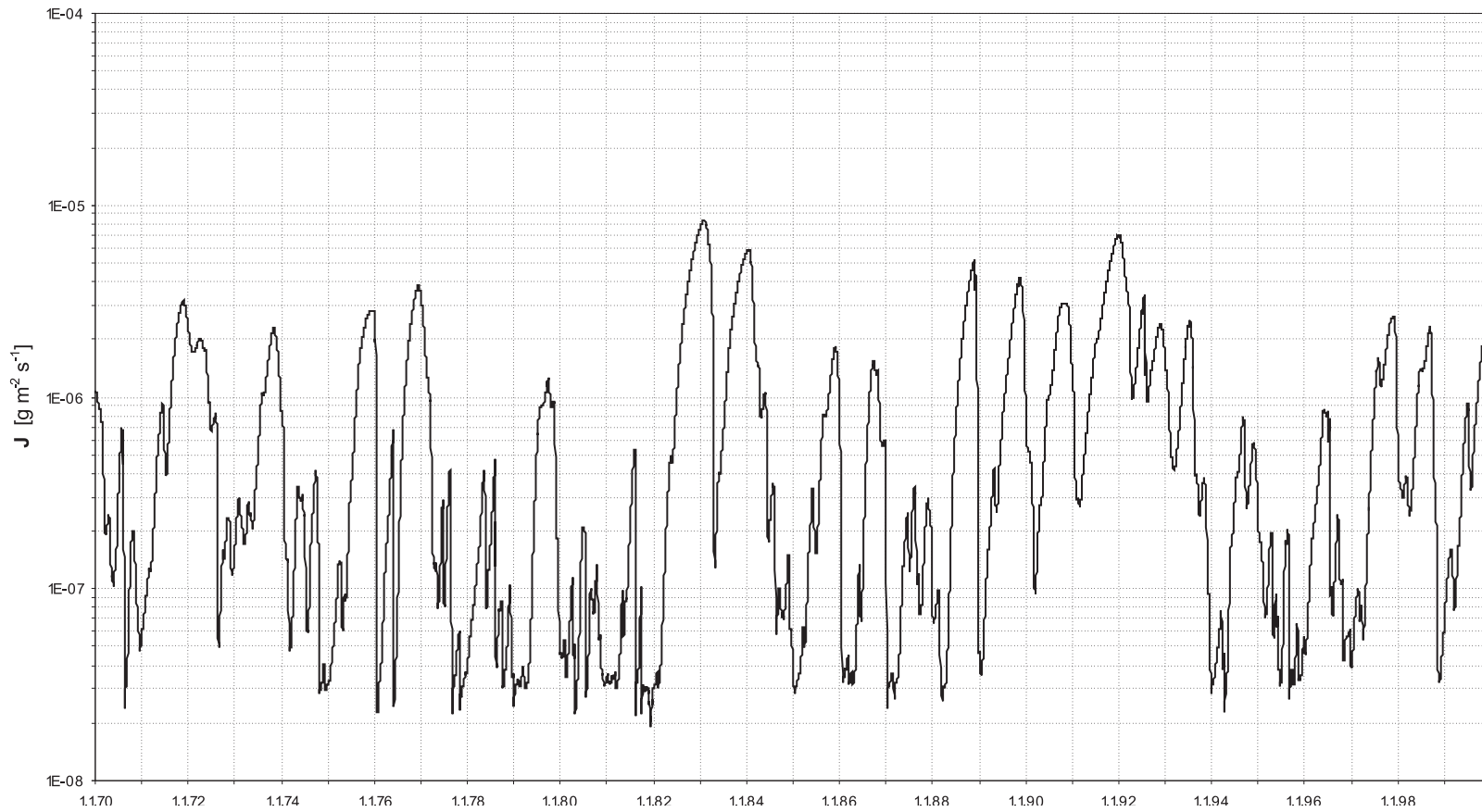


Abb. J63: Sauerstoffdiffusion (D_{eff} nach ELBERLING), Versuchsfeld 3, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.1970–31.12.1999. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I56.

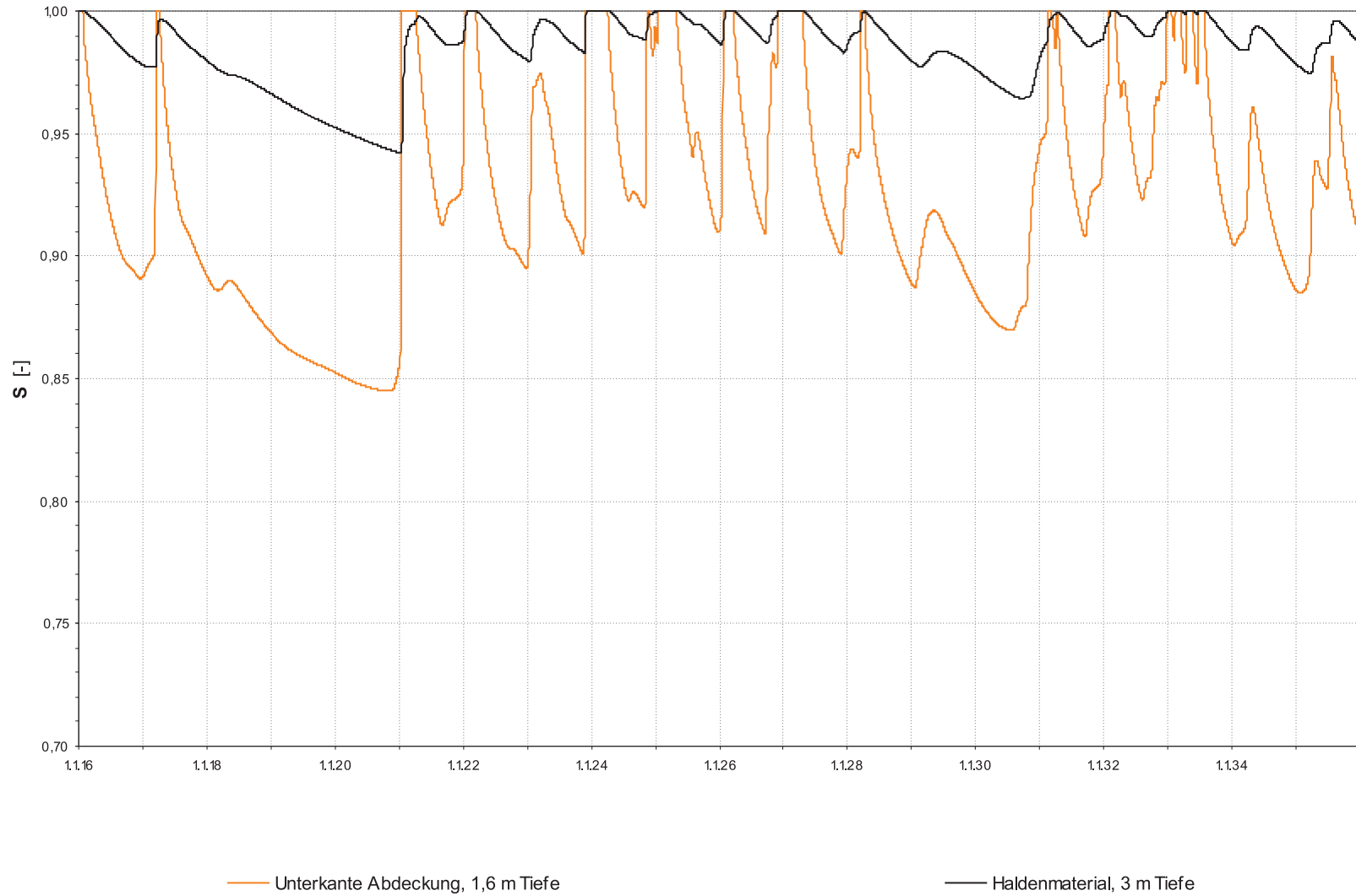


Abb. J64: Effektive Sättigung an der Unterkante des Abdecksystems sowie im Haldenmaterial in 3 m Tiefe, Versuchsfeld 3, Szenario „Klimaentwicklung I“, langjährige Reihe 1.1.2016–31.12.2035. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I57.

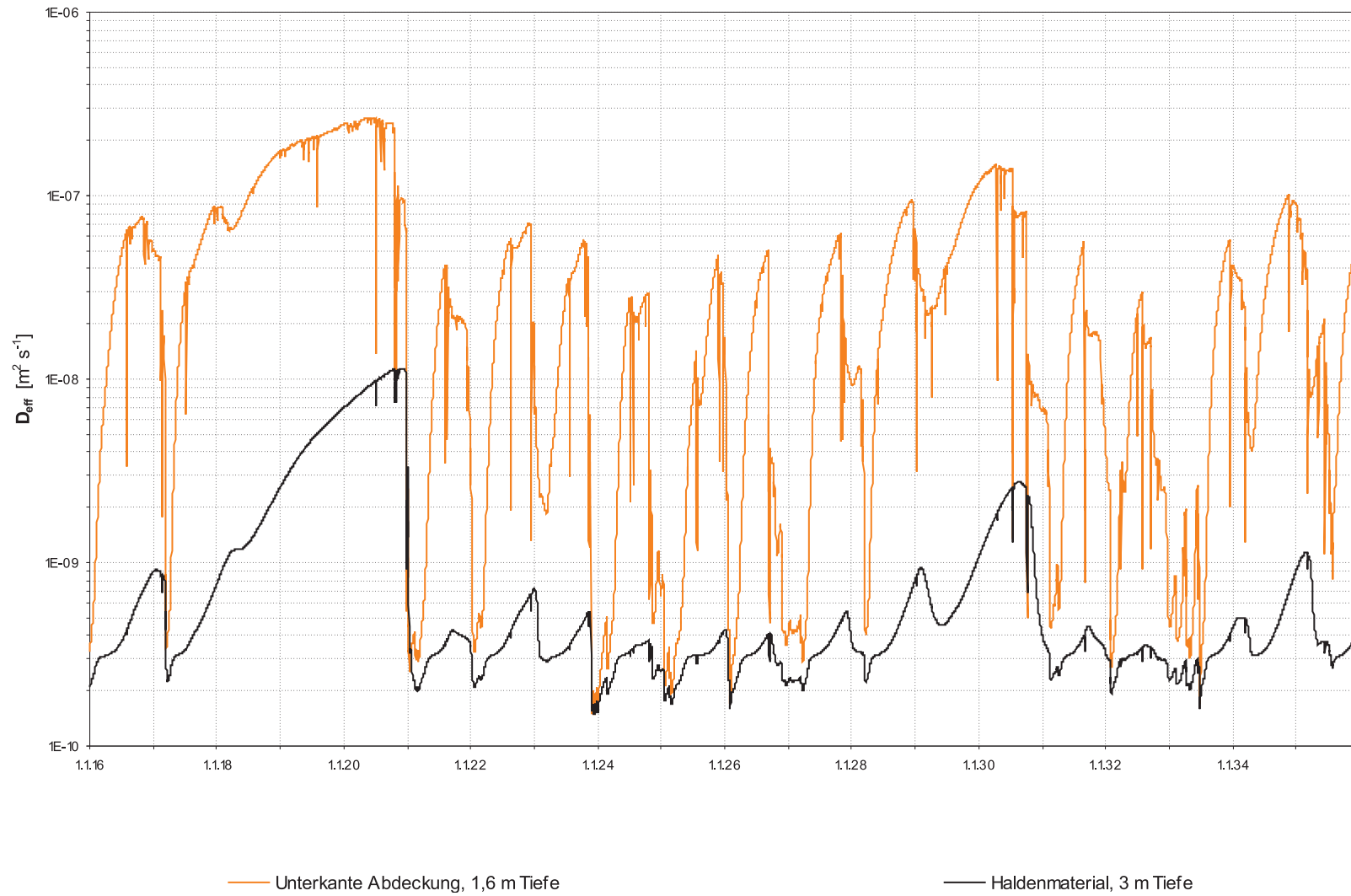


Abb. J65: Effektiver Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56, Versuchsfeld 3, Szenario „Klimaentwicklung I“, langjährige Reihe 1.1.2016–31.12.2035. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I57.

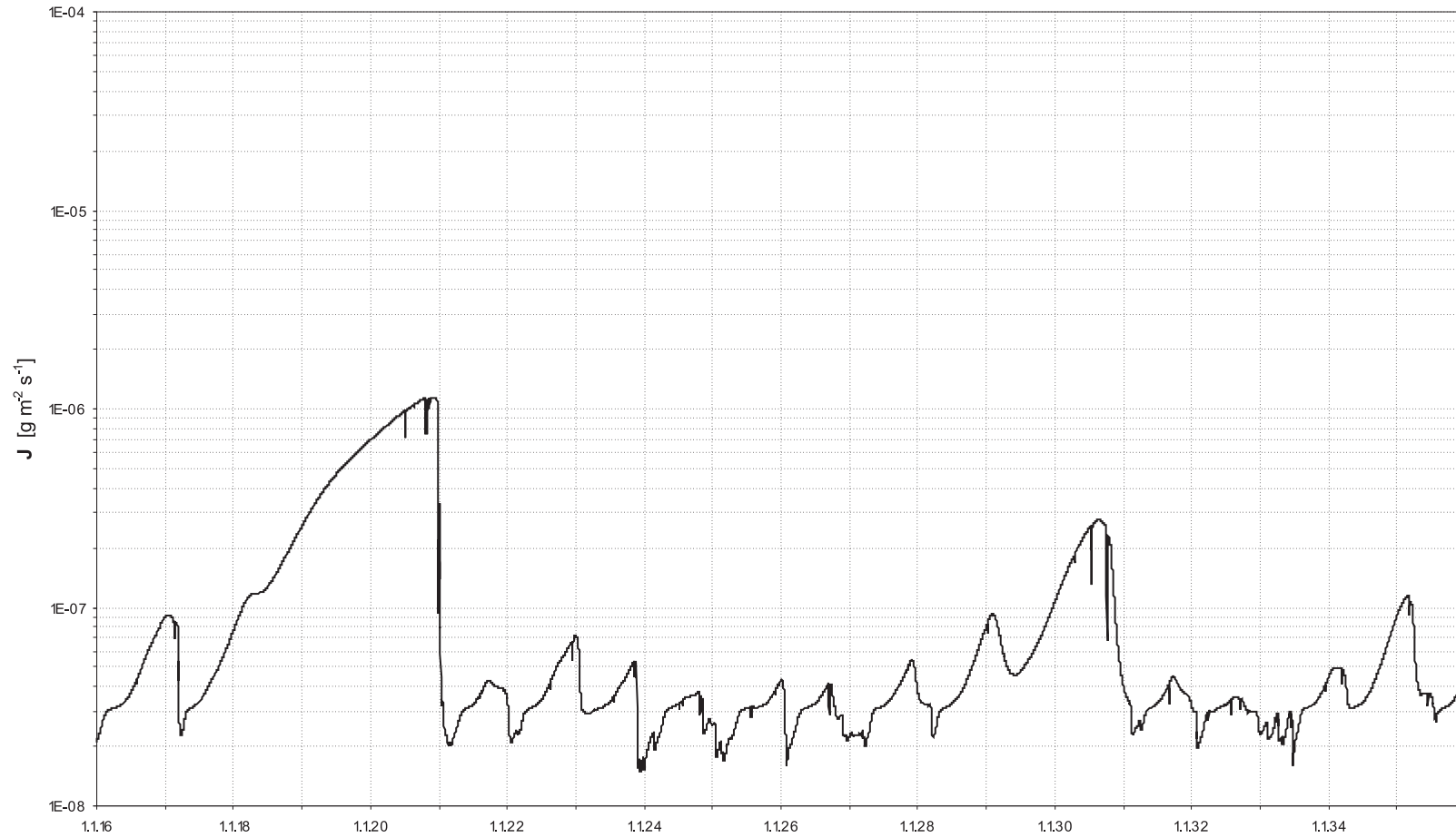


Abb. J66: Sauerstoffdiffusion (D_{eff} nach ELBERLING), Versuchsfeld 3, Szenario „Klimaentwicklung I“, langjährige Reihe 1.1.2016–31.12.2035. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I57.

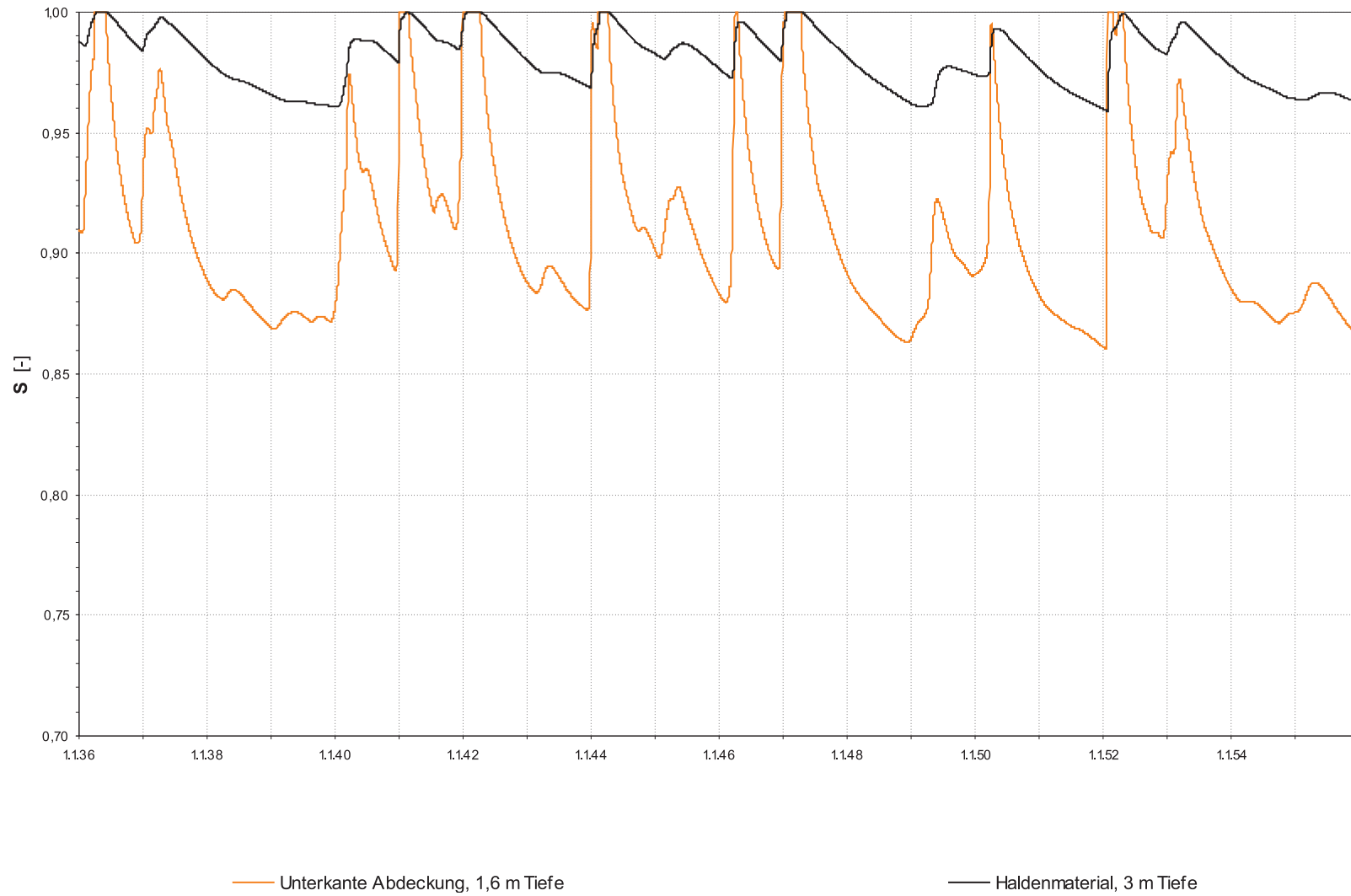


Abb. J67: Effektive Sättigung an der Unterkante des Abdecksystems sowie im Haldenmaterial in 3 m Tiefe, Versuchsfeld 3, Szenario „Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I58.

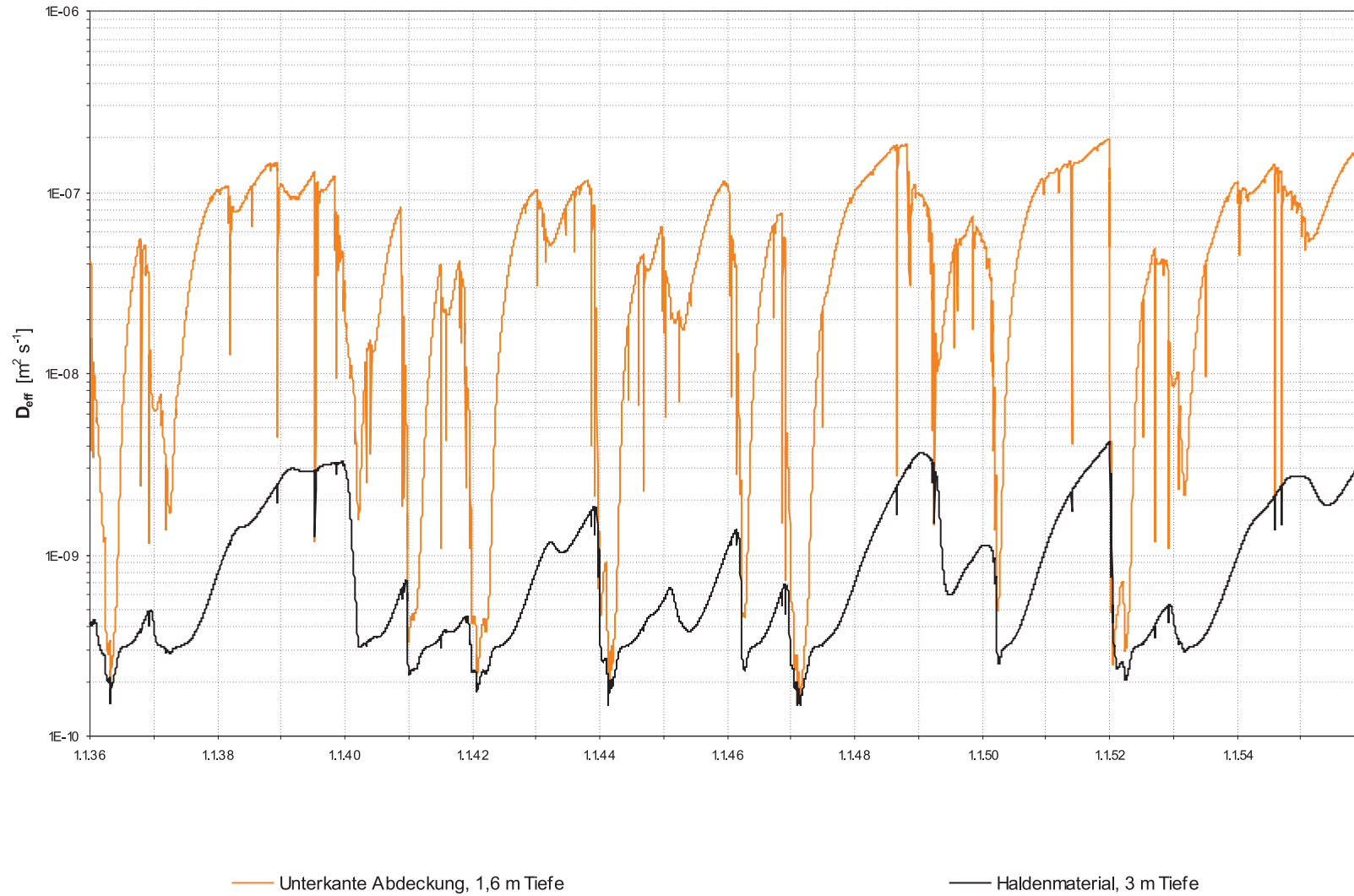


Abb. J68: Effektiver Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56, Versuchsfeld 3, Szenario „Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I58.

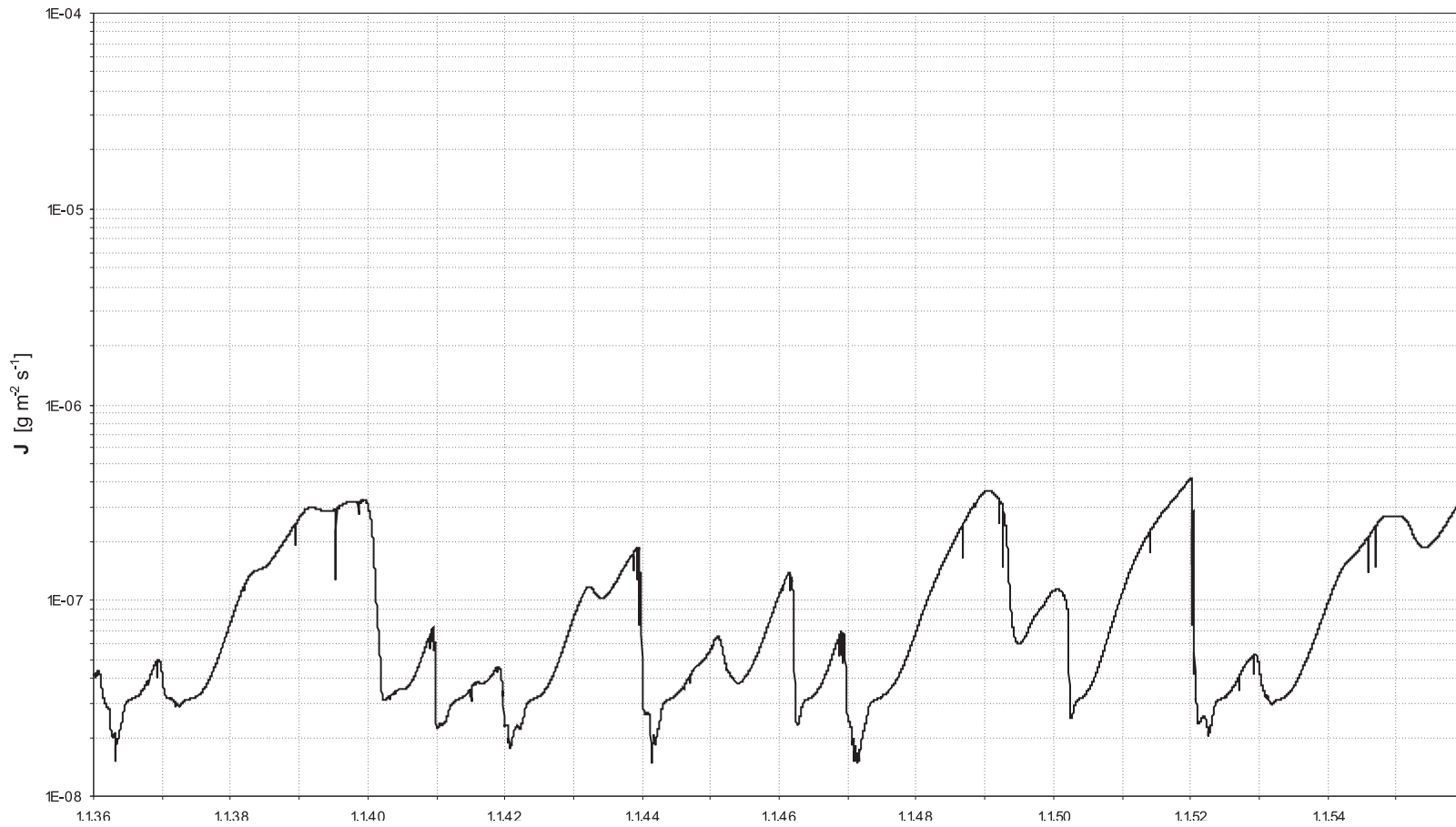


Abb. J69: Sauerstoffdiffusion (D_{eff} nach ELBERLING), Versuchsfeld 3, Szenario „Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I58.

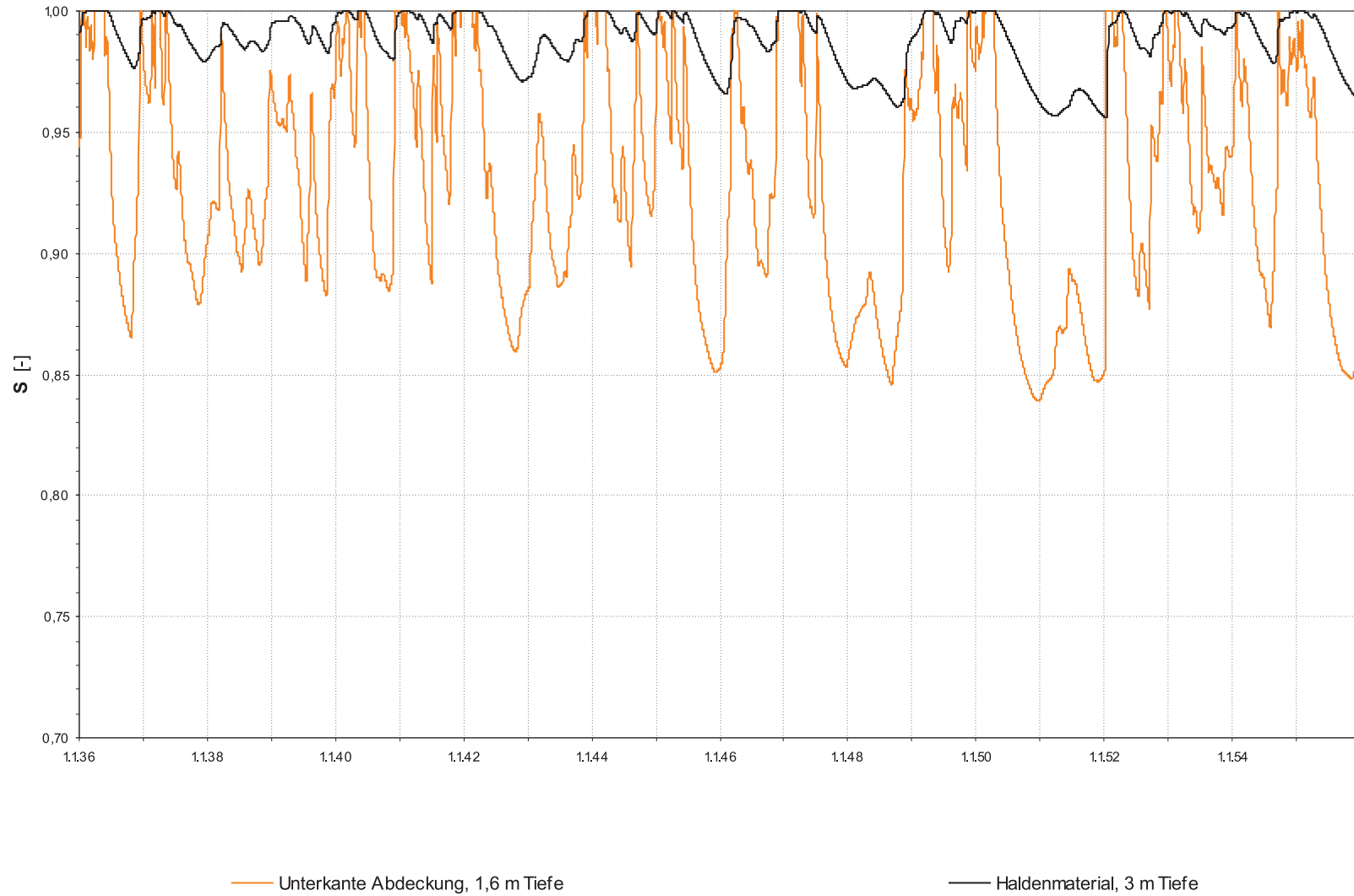


Abb. J70: Effektive Sättigung an der Unterkante des Abdecksystems sowie im Haldenmaterial in 3 m Tiefe, Versuchsfeld 3, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I und Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I59.

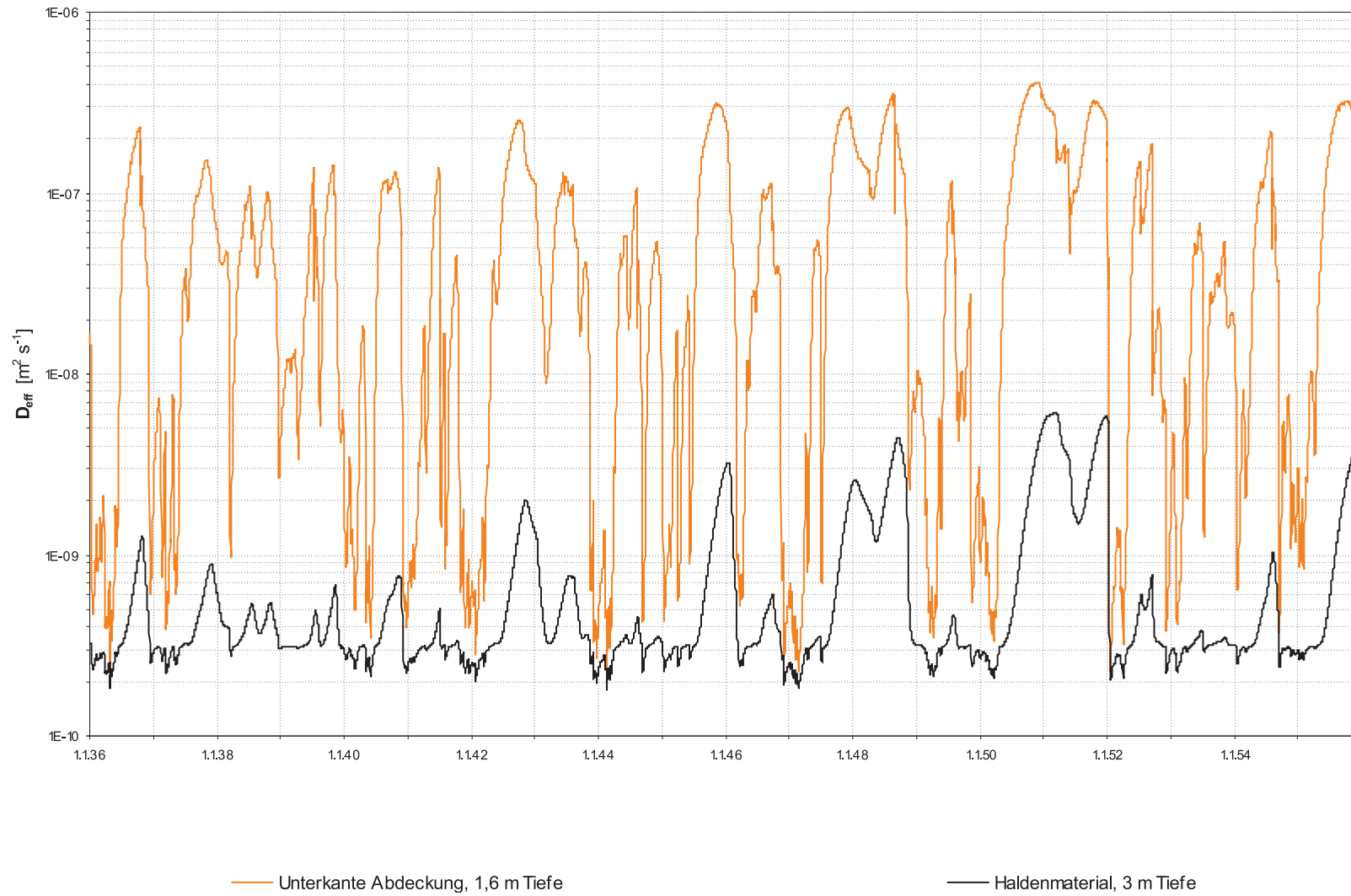


Abb. J71: Effektiver Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56, Versuchsfeld 3, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I und Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I59.

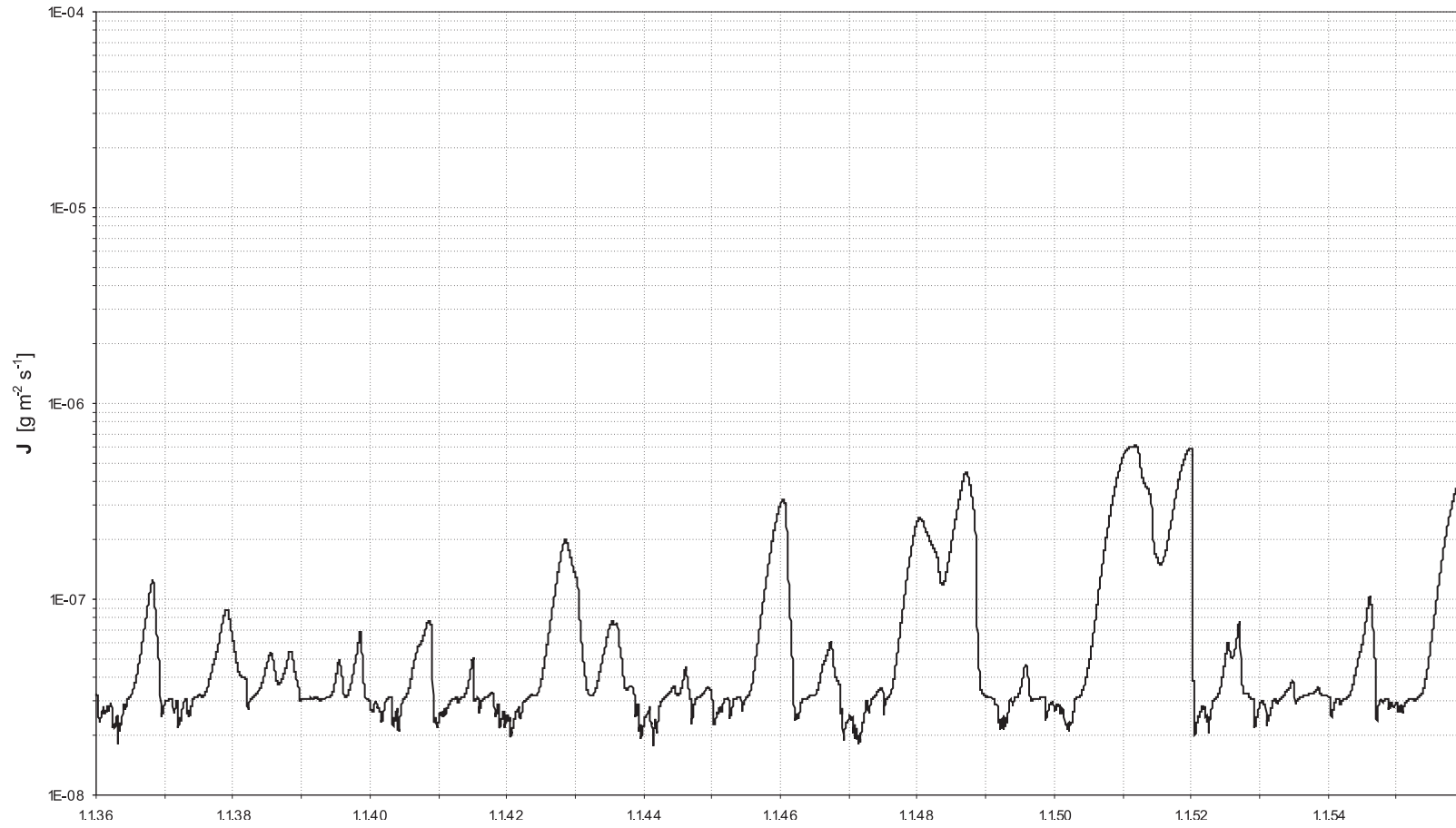


Abb. J72: Sauerstoffdiffusion (D_{eff} nach ELBERLING), Versuchsfeld 3, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung I und Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. 159.

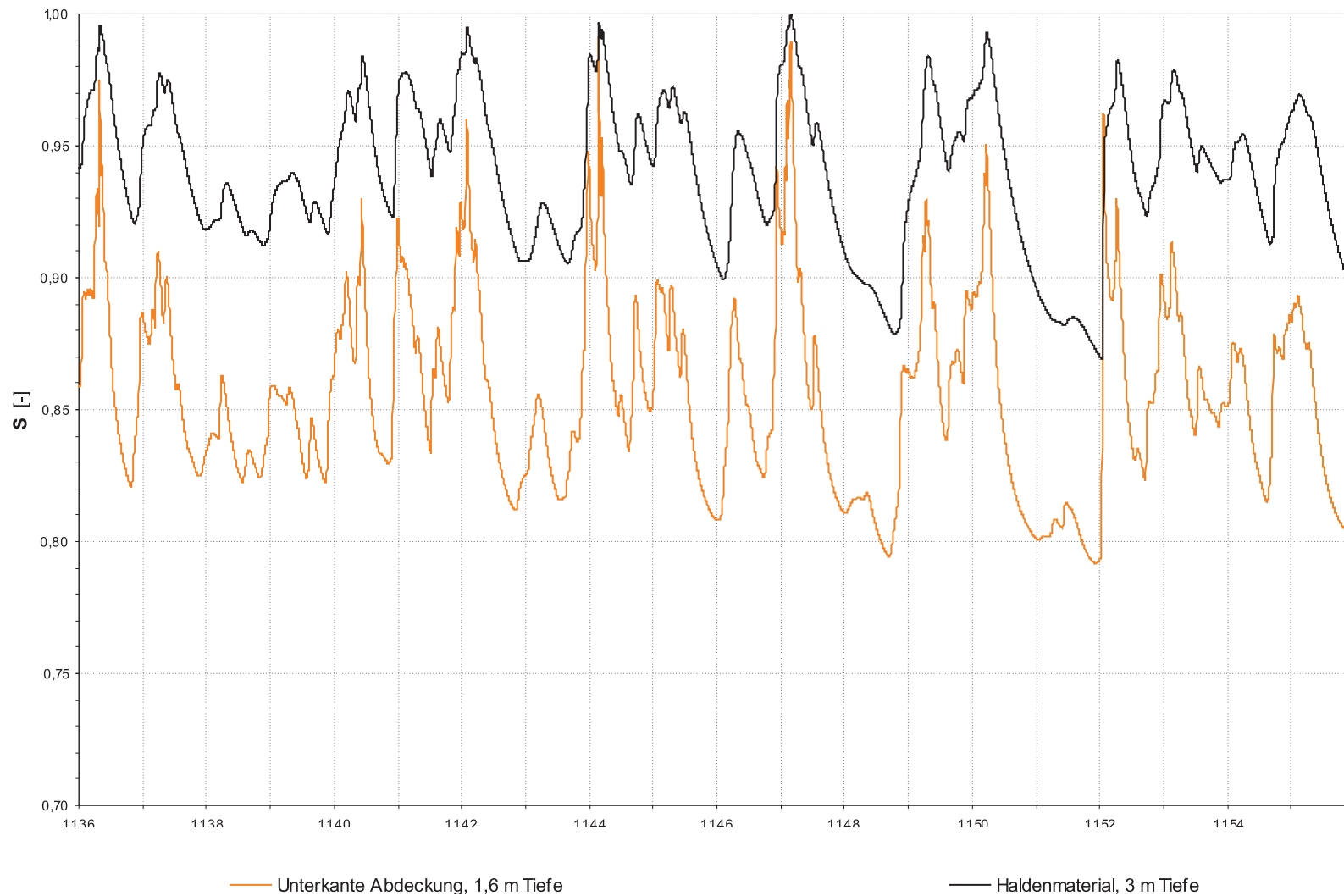


Abb. J73: Effektive Sättigung an der Unterkante des Abdecksystems sowie im Haldenmaterial in 3 m Tiefe, Versuchsfeld 3, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II und Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I60.

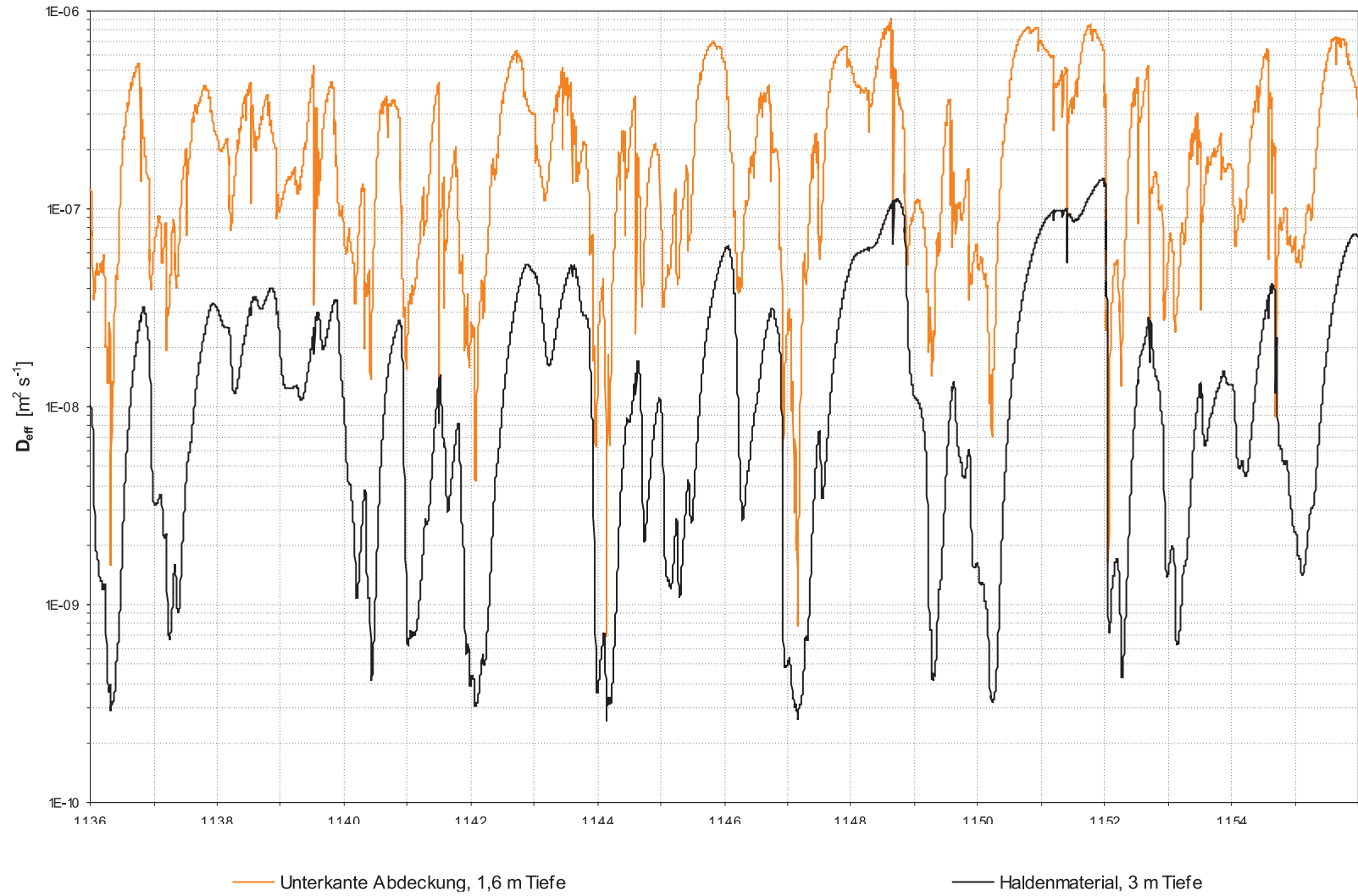


Abb. J74: Effektiver Diffusionskoeffizient nach ELBERLING, Gl. 4.56, Versuchsfeld 3, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II und Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. 160.

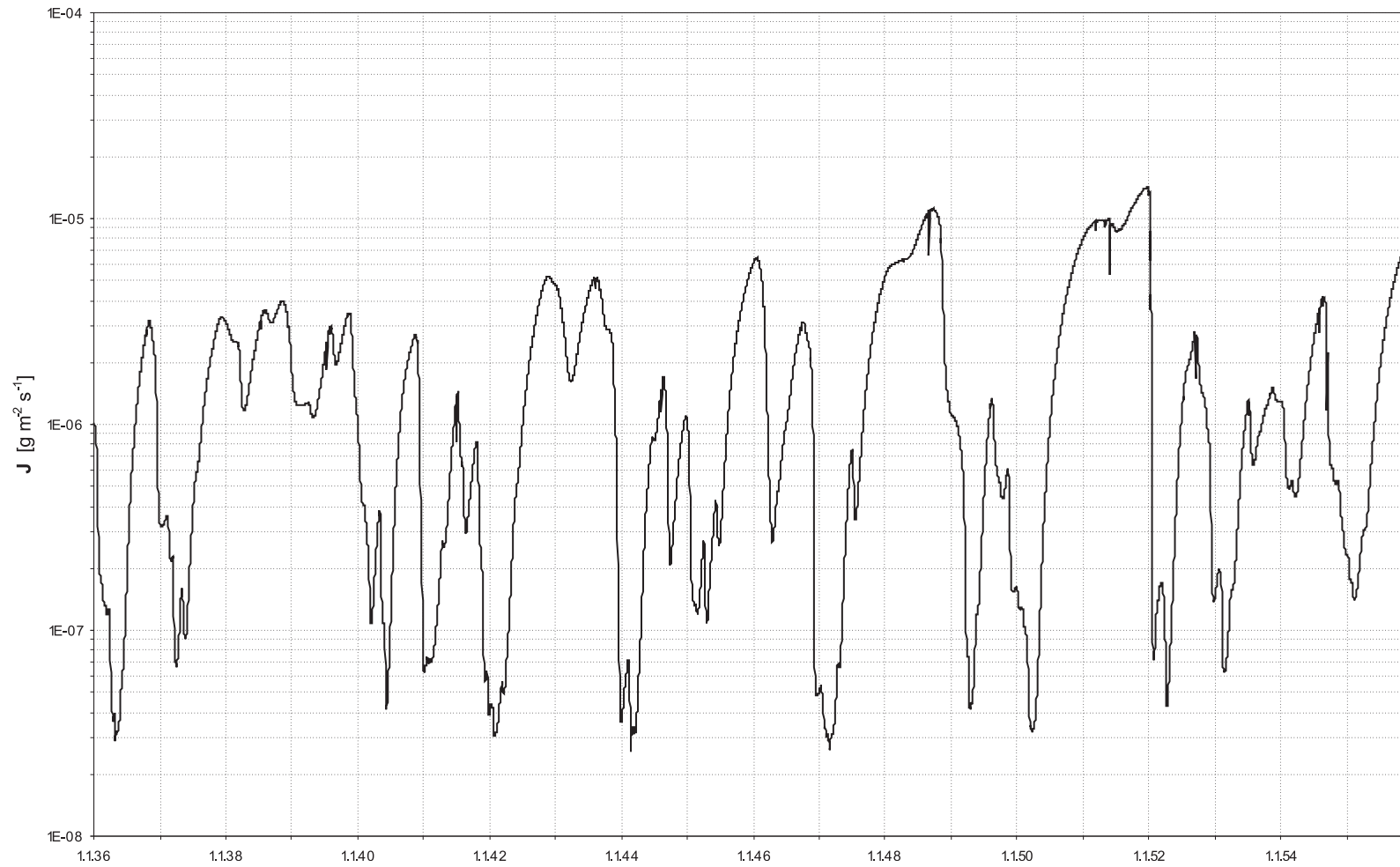


Abb. J75: Sauerstoffdiffusion (D_{eff} nach ELBERLING), Versuchsfeld 3, Szenario „Boden- und Vegetationsentwicklung II und Klimaentwicklung II“, langjährige Reihe 1.1.2036–31.12.2055. Sättigungsverhältnisse aus HYDRUS_2D-Simulation, Abb. I60.