



15. Gumpensteiner Lysimetertagung

Lysimeterforschung als Bestandteil
der Entscheidungsfindung

Lysimeter research as an
instrument for decision support

am 16. und 17. April 2013

Organisiert von:
Lehr- und Forschungszentrum für
Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein
Arbeitsgruppe Lysimeter

BERICHT

15. Lysimetertagung

am 16. und 17. April 2013
am LFZ Raumberg-Gumpenstein

Organisation

- Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein (LFZ)
- Arbeitsgruppe Lysimeter



Impressum

Herausgeber

Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft
Raumberg-Gumpenstein, A-8952 Irdning
des Bundesministeriums für Land- und
Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Direktor

HR Mag. Dr. Albert Sonnleitner

Für den Inhalt verantwortlich

die Autoren

Redaktion

Brigitte Marold

Druck, Verlag und © 2013

Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft
Raumberg-Gumpenstein, A-8952 Irdning

ISBN-13: 978-3-902559-90-6

ISSN: 1818-7722

Inhaltsverzeichnis

Einfluss der Witterung auf die Auswaschung unter einer Fruchtfolge.	11
E.SPIESS, W. STAUFFER, C. HUMPHRYS und V. PRASUHN	
Winterzwischenfrucht und Untersaat als Maßnahmen zur Verminderung der Nitratauswaschung im Maisanbau: Ein Versuchsbericht aus Südtirol.	17
G. PERATONER, Ch. KLOTZ, U. FIGL, A. BODNER, M. THALHEIMER, A. MATTEAZZI und E. STIMPFL	
Nährstoffauswaschung im Grünland in Abhängigkeit vom Wirtschaftsdüngungs- und Nutzungssystem.	25
M. HERNDL, M. SCHINK, M. KANDOLF, A. BOHNER und K. BUCHGRABER	
Versuchsergebnisse verschiedener landwirtschaftlicher Bewirtschaftungssysteme und deren Umsetzungsstrategien in Grundwasser sensiblen Gebieten von Graz bis Radkersburg.	31
J. MASSWOHL und Ch. ZIRNGAST	
Nutzung von Lysimetern zur nachhaltigen Bewirtschaftung des chinesischen Miyun-Trinkwassereinzugsgebietes.	35
R. MEISSNER, J. HAGENAU, H. RUPP, M. GEBEL, S. HALBFASS und S. DUAN	
Einfluss abnehmenden Wasserangebotes auf die Evapotranspiration und den Ertrag landwirtschaftlicher Kulturpflanzen mittels wägbarer Feldlysimeter.	41
S. KNOBLAUCH	
Die Bedeutung der Baumarten für den Landschaftswasserhaushalt.	49
J. MÜLLER	
TERENO-SOILCan - Ein Lysimeternetzwerk zur Untersuchung des Klimawandels.	57
Th. PÜTZ, R. KIESE, U. WOLLSCHLÄGER, E. PRIESACK, E. BORG, H. GERKE, H. PAPAN und H. VERECKEN	
Abschätzung künftiger Entwicklungen des Grundwassers hinsichtlich Menge und Beschaffenheit - Modellierung und Lysimeterbeobachtungen.	63
B. KLÖCKING, U. HAFERKORN, F. REINICKE und H. IHLING	
Gekoppelte Modellierung von ungesättigtem und gesättigtem Wasserfluss und Nitrattransport im Westlichen Leibnitzer Feld.	69
G. KLAMMLER, H. KUPFERSBERGER, G. ROCK und J. FANK	
Inverse Modellierung des Wassertransports in Großlysimetern der Forschungsstation Zürich-Reckenholz.	79
K.H.E. MEURER, V. PRASUHN, S.C. IDEN und W. DURNER	
Wasserbilanzauswertung aus Präzisionslysimeterdaten.	85
J. FANK	
Ringversuch zum Praxisvergleich von 13 Sensor-Typen zur Wassergehalts- und Wasserspannungsbestimmung in Böden.	93
H. ROSENKRANZ, W. DURNER, W. HE, Ch. KNOBLAUCH und K.H.E. MEURER	
Die Dynamik von Schwermetallen und Arsen in Auenböden - Ergebnisse von kombinierten Feld- und Lysimeterversuchen.	103
H. RUPP und R. MEISSNER	
Lysimeteruntersuchungen zur Ermittlung der Methanoxidation in Abdeckschichten von Altablagerungen.	109
B. WIMMER, M. HRAD, A. WATZINGER und M. HUBER-HUMER	
Charakterisierung des mikrobiellen Abbaus organischer Flugzeugenteisungsmittel und dessen Einfluss auf das natürliche Redoxsystem im Boden mittels Kleinlysimeter.	119
H. LISSNER, M. WEHRER und K.U. TOTSCHKE	

Zeitliche Entwicklung ausgewählter Messdaten der Lysimeterstation Niederwerth 1987 bis 2011.	127
M. PROMNY und P. KRAHE	
Future rainfall patterns reduce arthropod abundance in model arable agroecosystems with different soil types.	133
J.G. ZALLER, L. SIMMER, J. T. TATAW, H. FORMAYER, J. HÖSCH und A. BAUMGARTEN	
Nachhaltige Landnutzung hinsichtlich C, N, P, K, (S) in Deutschland bis 2020 unter Berücksichtigung nationaler Emissionsinventare und Nachhaltigkeitsindikatoren als Bestandteile der Nachhaltigkeitsstrategie von Deutschland (2002).	135
K. ISERMANN und R. ISERMANN	
Bodenphysikalische Kennwerte der Pflugsohle aus dem Hauptproduktionsgebiet Alpenvorland, Österreichs.	141
E. MURER	
Messung hydraulischer Kennfunktionen von Böden unter Berücksichtigung von Quellung und Schrumpfung.	147
U. SCHINDLER und L. MÜLLER	
Examination of Secondary Salinization in Simple Drainage Lysimeters.	153
J. ZSEMBELI, G. KOVÁCS, L. SZÜCS und J. TÓTH	
Gülleausbringung im Winter - eine Gefahr für das Grundwasser?.	157
V. PRASUHN, E. SPIESS und C. HUMPHRYS	
Nitratauswaschung unter intensiv und extensiv genutztem Grasland.	161
V. PRASUHN, E. SPIESS und C. HUMPHRYS	
Einfluss der Schnitthäufigkeit von Grünland auf den Wasserhaushalt.	165
A. BEHRENDT, J. MONK und F. EULENSTEIN	
Einfluss von Wiedervernässungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt eines Moores im Nationalpark Harz.	169
K. OSTERLOH, S. BERNSDORF und R. MEISSNER	
Charakterisierung der K-Dynamik von differenziert bewirtschaftetem Niedermoorgrünland im Naturpark Drömling.	175
S. SCHOB, R. MEISSNER, H. RUPP, S. BERNSDORF und F. BRAUMANN	
Einfluss der Biodiversität auf Bodenwasserflüsse.	179
M. GUDERLE und A. HILDEBRANDT	
Water use efficiency of energy willows determined in weighing lysimeters.	181
J. ZSEMBELI, G. KOVÁCS und D. DEÁK	
Erfassung kleinräumiger Heterogenitäten der Bodenwasserdynamik im Fläming (Deutschland).	185
G. PAUL, R. MEISSNER und G. OLLESCH	
Ortsaufgelöste Zeitbereichsreflektometrie zur Beobachtung des Wasserhaushalts im Boden (Lysimeter Testumgebung Thüringen/Deutschland).	191
F. BONITZ, N. WAGNER, K. KUPFER, S. KNOBLAUCH und J. KARLOVSEK	
Determination of water balance components with high precision weighing lysimeter in Klece.	195
V. ZUPANC, R. NOLZ, P. CEPUDER, B. BRACIC-ZELECNİK und M. PINTAR	
Simultaneous estimation of actual evapotranspiration and precipitation by weighable lysimeters and comparison with eddy covariance and rain gauge measurements.	199
S. GEBLER, H.-J. HENDRICKS-FRANSSSEN, Th. PÜTZ, H. POST, M. SCHMIDT und H. VEREECKEN	

Verdunstung am Beginn und am Ende der Vegetationsperiode.	203
R. NOLZ und P. CEPUDER	
Bedeutung von Winterniederschlag, Schneespeicherung und -schmelze auf die Grundwasserneubildung am Almstandort Stoderzinken.	207
M. SCHINK, M. HERNDL, M. KANDOLF und A. BOHNER	
Wasserretentionseigenschaften von Böden über den gesamten Feuchtebereich - ein Methodenvergleich.	213
H. SCHELLE, L. HEISE, K. JÄNICKE und W. DURNER	
Modellierung der zukünftigen Grundwasserneubildung in der Schweiz basierend auf hoch auflösenden Lysimeterdaten.	217
Ch. MÖCK, V. PRASUHN, P. BRUNNER und D. HUNKELER	
CANDY vs. STOTRASIM - Simulationsmodelle im Vergleich.	221
J.C. DRAXLER, G. KLAMMLER und J. FANK	
TERENO-SOILCan - Management eines deutschlandweiten Lysimeternetzwerkes.	225
W. KÜPPER, L. FÜRST, R. KIESE, U. WOLLSCHLÄGER, E. PRIESACK, E. BORG, H. GERKE, H. PAPEN, H. VEREECKEN und Th. PÜTZ	
TERENO-SOILCan - Datenmanagement eines Lysimeternetzwerkes.	229
L. FÜRST, W. KÜPPER, W. BENDERS, H. VEREECKEN und Th. PÜTZ	

Vorwort

Am 16. und 17. April 2013 findet im Grimmingsaal des LFZ Raumberg-Gumpenstein die 15. Gumpensteiner Lysimetertagung statt. Das Generalthema lautet: „Lysimeterforschung als Bestandteil der Entscheidungsfindung“. Mit Hilfe von Lysimetern kann der Wasser- und Stoffkreislauf im System Atmosphäre-Boden-Grundwasser unter weitgehend natürlichen Standortbedingungen quantifiziert werden. Daher wird die Lysimetertechnik bereits seit vielen Jahren erfolgreich in der Agrar- und Umweltforschung eingesetzt. Gerade am Lehr- und Forschungszentrum Raumberg-Gumpenstein kann man auf eine sehr lange diesbezügliche Erfahrung zurück blicken. Bei großen und zukunftsweisenden Investitionen kommen ebenfalls wieder Lysimeter zum Einsatz. Diese Erkenntnisse dienen sowohl der öffentlichen Verwaltung als auch der Praxis zur Entscheidungsfindung.

Im Rahmen der 15. Gumpensteiner Lysimetertagung werden einerseits Lysimeteruntersuchungsergebnisse resultierend aus landwirtschaftlichen und wasserwirtschaftlichen Fragestellungen und andererseits Lysimeteruntersuchungsergebnisse mit Fokus auf aktuelle Umweltthemen präsentiert. Weitere Inhalte sind Modellierung und neue technische Entwicklungen auf dem Gebiet der Lysimetrie. Insgesamt werden bei dieser internationalen Fachtagung 16 Fachvorträge und 24 wissenschaftliche Poster präsentiert.

Das vergangene Jahr war gekennzeichnet durch personelle Änderungen im Leitungsorgan der „Arbeitsgruppe Lysimeter“. Aus beruflichen Gründen schied der Obmann des Vereins „Arbeitsgruppe Lysimeter“, Univ.Doz. Dr. Johann Fank, am 21.09.2012 aus dem Vorstand aus. An seine Stelle wurde Dr. Peter Cepuder zum neuen Obmann gewählt. Wir danken Univ. Doz. Dr. Johann Fank, dass er seit 2003 dem Verein als sehr aktiver und äußerst erfolgreicher Obmann zur Verfügung stand. Wir wünschen ihm als neuen wissenschaftlichen Direktor des Institutes für Wasser, Energie und Nachhaltigkeit bei der JOANNEUM RESEARCH Forschungsgesellschaft mbH in Graz alles Gute. Dem neuen Obmann des Vereins, Dr. Peter Cepuder, wünschen wir ebenfalls viel Kraft und Ausdauer bei der Ausführung seiner neuen Tätigkeiten.

Wir wünschen der Veranstaltung einen guten Verlauf, Ihnen allen einen angenehmen Aufenthalt im großen Haus Raumberg-Gumpenstein und in Irdning und eine Fülle hochwertiger wissenschaftlicher Informationen.

Dr. Albert Sonnleitner
Direktor

Dr. Anton Hausleitner
Leiter für Forschung und Innovation

des Lehr- und Forschungszentrums für Landwirtschaft
Raumberg-Gumpenstein (LFZ)

Vorträge

Einfluss der Witterung auf die Auswaschung unter einer Fruchtfolge

Ernst Spiess^{1*}, Werner Stauffer¹, Clay Humphrys¹ und Volker Prasuhn¹

Zusammenfassung

Auf der Lysimeteranlage Bern-Liebefeld wurde zwischen 2002 und 2009 der Einfluss einer siebenjährigen Fruchtfolge, die dreimal zeitversetzt angebaut worden ist, auf den Ertrag, den Stickstoffentzug, die Sickerwasserbildung und die Nitrat auswaschung untersucht. Über die gesamten sieben Jahre variierte die Sickerwassermenge zwischen den drei zeitversetzten Fruchtfolgen nur wenig. Dagegen war die Streuung bei der Nitratkonzentration des Sickerwassers und der ausgewaschenen Stickstoffmenge etwas größer. Die Niederschlagsmenge und -verteilung beeinflussten die Sickerwassermenge und die Nitrat auswaschung deutlich; beide Größen nahmen bei den meisten Kulturkombinationen mit steigenden Niederschlägen zu. Im Mittel der siebenjährigen Fruchtfolge wurden die gesetzlichen Anforderungen bezüglich Nitrat im Trinkwasser nicht eingehalten.

Schlagwörter: Düngung, Fruchtfolge, Grundwasser, Niederschlag, Nitrat auswaschung

Summary

On the lysimeter station Bern-Liebefeld, the influence of a seven-year crop rotation, grown three times displaced in time, was investigated on yield, N offtake, seepage volume and nitrate leaching between 2002 and 2009. Over the entire period of seven years seepage volume varied only little between the three rotations displaced in time. In contrast variation in nitrate concentration of seepage water and in the amount of nitrate leached was larger. The influence of the amount and distribution of precipitation on seepage volume and nitrate leaching was in evidence, whereas in most crop sequences seepage volume and nitrate leaching increased with rising rainfall. On average of the seven-year crop rotation legal standards concerning nitrate in drinking water could not be complied with.

Keywords: crop rotation, fertilization, groundwater, nitrate leaching, precipitation

Einleitung

Die Auswaschung von Nitrat (NO_3^-) unter landwirtschaftlichen Kulturen ist ein komplexer Prozess, der von einer Vielzahl von Faktoren abhängig ist (LEU et al. 1986, SAUERBECK 1979). Einzelne Faktoren wie Kulturwahl oder Zeitpunkt und Art der Bodenbearbeitung können gut gesteuert werden, andere wie Humusgehalt oder Gründigkeit des Bodens nicht oder nur mit sehr grossem Aufwand. Zu letzterer Gruppe gehört auch die Witterung. Ausbleibende Niederschläge können zwar mit Bewässerung kompensiert werden, übermässige Regenfälle aber nicht verhindert werden. Auch die Lufttemperatur kann praktisch nicht beeinflusst werden.

In empirisch-statistischen Modellen wie MODIFFUS (PRASUHN und SIEBER 2005) werden aus Versuchen abgeleitete, kulturspezifische Auswaschungswerte benötigt. In mehrjährigen Versuchen zur Nitrat auswaschung wird eine bestimmte Kultur häufig nur einmal angebaut. Die Sickerwasserbildung und die ausgewaschene Menge an Stickstoff (N) können aber durch die Witterungsbedingungen beeinflusst werden. Die Wechselwirkung zwischen Witterung und Kulturart kann deshalb nicht erfasst werden. Unter Umständen wirkt sich ein extremes Ereignis wie zum Beispiel ein starkes Niederschlagsereignis in einem empfindlichen Vegetationsstadium bei einer bestimmten Kultur so stark aus, dass das Ergebnis der gesamten Untersuchungsperiode

beeinflusst wird. Um diesen Einfluss auf einzelne Kulturen und eine gesamte Fruchtfolge besser studieren zu können, wurde ein Versuch mit einer Fruchtfolge, die dreimal zeitlich versetzt angebaut wurde, durchgeführt.

Material und Methoden

Lysimeter

Der Versuch wurde in den Jahren 2002 bis 2009 auf neun Lysimetern der Anlage Bern-Liebefeld durchgeführt (FURRER und STAUFFER 1980). Es handelt sich um nichtmonolithische Lysimeter, welche eine Oberfläche von 1 m^2 sowie eine nutzbare Tiefe von $1,35 \text{ m}$ aufweisen (eine zusätzliche Quarzsandschicht von $0,15 \text{ m}$ über dem Auslass dient als Sickerhilfe). Für die Messung des Sickerwassers wurden Kippwaagen nach dem Prinzip von Joss-Tognini verwendet. Die Impulse der einzelnen Kippungen wurden in einer zentralen Zählleinheit registriert. Bei der vorliegenden Lysimetergröße können Sickerwassermengen von über 100 Liter pro Monat auftreten. Es wurde deshalb eine Einrichtung geschaffen, die eine abflussproportionale Entnahme einer kleinen Probe erlaubt (FURRER und STAUFFER 1980). Die Ablesung der Sickerwassermenge und die Probenahme für die chemische Analyse erfolgten monatlich.

¹ Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Reckenholzstraße 191, CH-8046 ZÜRICH

* Ansprechpartner: DI Ernst Spiess, ernst.spiess@art.admin.ch

Tabelle 1: Eigenschaften des Bodens (0-20 cm bei Versuchsbeginn, 30-140 cm bei Versuchsende).

Bodenhorizont	Ton (%)	Schluff (%)	Sand (%)	pH _{H2O}	P-Test ¹⁾	K-Test ¹⁾	C _{org} ²⁾ (%)	N _{tot} ²⁾ (%)
0-20 cm	17	25	58	6,0	17,1	1,1	1,2	0,17
30-50 cm	22	27	51	6,6	13,2	0,4	0,9	0,15
60-90 cm	14	21	65	8,1	1,1	0,4	0,3	0,06
120-140 cm	14	21	65	8,1	0,8	0,5	0,3	0,07

¹⁾ Untersuchung der P- und K-Versorgung des Bodens nach der Methode Dirks-Scheffer mit CO₂-gesättigtem Wasser als Extraktionsmittel (FAL und RAC 2001); ²⁾ C_{org} = organischer Kohlenstoff; N_{tot} = Gesamtstickstoff

Tabelle 2: Verfahren mit den zeitlich versetzt angebauten Hauptkulturen (Silomais als erste Kultur der Fruchtfolge ist fett markiert).

Verfahren	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
A	SM	WW1	ZR	WW2	EE	WG	KW1
B	KW1	SM	WW1	ZR	WW2	EE	WG
C	EE	WG	KW1	SM	WW1	ZR	WW2

Boden

Die Lysimeter wurden 1982 mit einer schwach entwickelten Parabraunerde vom Standort Bern-Liebefeld gefüllt (Tabelle 1). Der Boden, ein sandiger Lehm, wurde volumengetreu eingefüllt, indem er gemäss der im Feld gemessenen Lagerungsdichte rückverdichtet wurde. Die Versorgung des Bodens mit Phosphor (P) war hoch, diejenige mit Kalium (K) dagegen nur mässig.

Fruchtfolge und Verfahren

Zwischen 1982 und 2000 wurden die Lysimeter in unterschiedlichen Versuchen verwendet. Zum Ausgleich wurden deshalb im Frühling 2001 Kartoffeln gepflanzt und nach deren Ernte eine Klee-grasmischung angesät. Im März 2002 startete der Fruchtfolgeversuch mit der folgenden siebenjährigen Fruchtfolge: Silomais (SM) - Winterweizen 1 (WW1) + Zwischenfrucht 1 (ZF1) - Zuckerrüben (ZR) - Winterweizen 2 (WW2) + Zwischenfrucht 2 (ZF2) - Eiweisserbsen (EE) - Wintergerste (WG) + Kunstwiesenansaat (KWA) - Kunstwiese 1 (KW1; Klee-grasmischung) + Kunstwiesennutzung im Frühling (KWF). Als Zwischenfrucht wurde abfrierender Bastard-Ölrettich (*Raphanus sativus* x *Brassica oleracea*) nach Winterweizen 1 und winterharte Chinakohlrüben (*Brassica chinensis* x *Brassica rapa*) nach Winterweizen 2 angesät. Die Zwischenfrüchte wurden als Zwischenfutter verwendet, d.h. die oberirdische Biomasse wurde als Futter im Oktober vom Lysimeter abgeführt.

Die Fruchtfolge wurde in den drei Verfahren zeitversetzt angebaut, beginnend mit Silomais, Kunstwiese 1 bzw. Eiweisserbsen (Tabelle 2). Somit wurden in jedem Jahr drei verschiedene Fruchtfolgeglieder angebaut. Alle drei Verfahren wurden in dreifacher Wiederholung durchgeführt.

Bodenbearbeitung und Düngung

Der Boden wurde in der Regel vor Hauptkulturen 20 cm tief und vor Zwischenfrüchten 10 cm tief von Hand bearbeitet. Wo keine Zwischenfrucht auf die Hauptkultur folgte, blieb die Parzelle bis zur Bodenbearbeitung für die nächste Hauptkultur unbearbeitet (Stoppelfeld oder Nachverunkrautung).

Die Düngung der Kulturen richtete sich nach den damals geltenden Düngungsempfehlungen der Eidgenössischen Forschungsanstalten (FAL und RAC 2001). Die N-Düngung erfolgte bei Silomais und Kunstwiese mit Mist, Gülle und Ammoniumnitrat, bei Zuckerrüben mit Mist und Ammoniumnitrat sowie beim Getreide und bei den Zwischenfrüchten ausschließlich mit Ammoniumnitrat. Die Eiweisserbsen erhielten keinen N-Dünger. Die N-Düngung zu den einzelnen Hauptkulturen wurde in Teilgaben verabreicht. Bei der Bemessung der Hofdüngergaben wurde auf den pflanzenverfügbaren Stickstoff und nicht auf den Gesamtstickstoff abgestellt.

Bezugsperiode

In zahlreichen Publikationen werden Nitrat- und Nitrauswaschungswerte für Kulturen angegeben, ohne dass explizit definiert wird, während welcher Zeitperiode die Messungen erfolgt sind. In anderen Studien wird meistens eine der folgenden Zeitperioden gewählt: Kalenderjahr, Vegetationszeit einer Kultur oder Periode zwischen dem Saatzeitpunkt einer Kultur und dem Saatzeitpunkt der folgenden Hauptkultur. Für all diese Perioden werden aber meistens die Vor- und/oder die Nachkultur nicht angegeben. Versuche zeigen aber klar, dass die Vorkultur einen Einfluss auf die Auswaschung unter der Nachkultur hat (NIEVERGELT 2002, STAUFFER und SPIESS 2001). NIEVERGELT (2002) schlug deshalb vor, die ausgewaschene N-Fracht nicht einer einzelnen Kultur, sondern einer Kulturkombination (= Vorkultur + eventuelle Zwischenkultur - Nachkultur) zuzuordnen. In der vorliegenden Arbeit wurde dieser Ansatz übernommen und als Bezugsperiode der Zeitabschnitt zwischen dem 1. April des laufenden Jahres und dem 31. März des Folgejahres

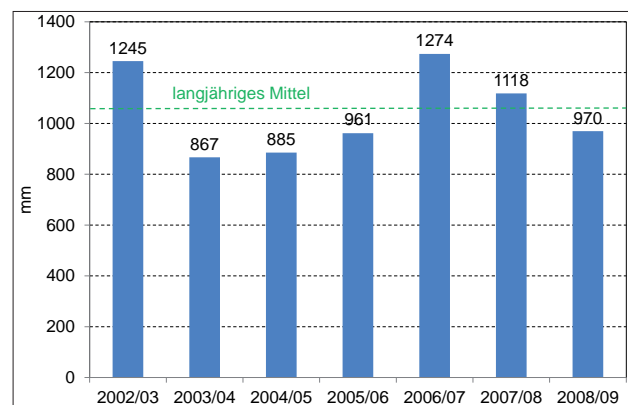


Abbildung 1: Niederschlagsmengen in den einzelnen Versuchsjahren.

gewählt. Bei diesem Ansatz können gewisse Carryover-Effekte nicht ausgeschlossen werden, wie beispielsweise die Folgewirkung des extremen Trockensommers 2003 auf die folgenden Jahre.

Niederschlag

Die Niederschlagsmengen wurden bis Juni 2006 der 300 m entfernten Station von MeteoSchweiz entnommen und nach deren Verlegung nach Bern-Zollikofen dem neuen, 7,5 km entfernten Standort. Die Niederschlagsmenge betrug im Durchschnitt der sieben Jahre 1046 mm und lag somit leicht über dem langjährigen Mittel der Periode 1961-90 von 1028 mm. Die Jahre 2002/03 und 2006/07 waren überdurchschnittlich nass, die beiden Jahre 2003/04 und 2004/05 dagegen sehr trocken (Abbildung 1).

Ergebnisse und Diskussion

Ertrag und Stickstoffentzug der Pflanzen

Die Durchschnittserträge fielen bei den Kulturen Silomais, Zuckerrüben, Wintergerste und Kunstwiese hoch aus (Tabelle 3). Beim Weizen und bei den Eiweißerbsen lagen sie in der Nähe des Normwerts der „Grundlagen für die Düngung“ (FAL und RAC 2001). Der vergleichsweise niedrige Silomais-ertrag im Verfahren B dürfte auf die starke Trockenheit im Sommer 2003 zurückzuführen sein.

Die hohen Erträge in unserem Versuch sind sicherlich auch eine Folge von Randeffekten bei kleinen Versuchsflächen und der guten Bewirtschaftung. Diese kann in einem Kleinversuch besser gestaltet werden als in der landwirtschaftlichen Praxis, weil Kosten und Zeitaufwand von geringerer Bedeutung sind. Während in der Praxis die Bewirtschaftung

Tabelle 3: Erträge der angebauten Hauptkulturen (in dt/ha; SM und KW1 in dt Trockensubstanz/ha; ohne Nebenprodukte wie Stroh und Laub).

Verfahren	SM	WW1	ZR	WW2	EE	WG	KW1
A	250	63	933	75	45	73	155
B	155	75	949	48	65	79	142
C	244	65	971	52	36	72	165

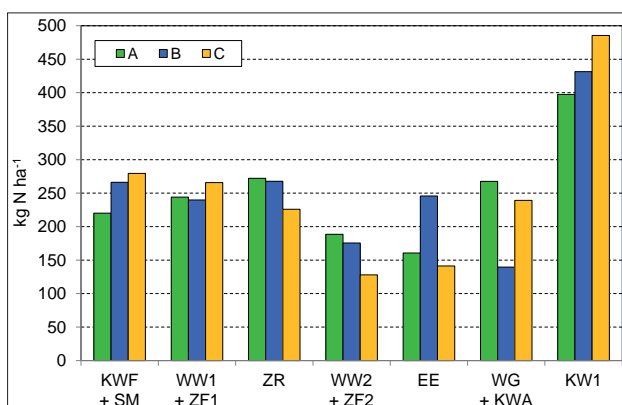


Abbildung 2: N-Entzüge der verschiedenen Kulturkombinationen in den drei Verfahren.

Tabelle 4: Sickerwassermenge, Nitratkonzentration des Sickerwassers und ausgewaschene Stickstoffmenge der drei Verfahren im Mittel der sieben Versuchsjahre.

Verfahren	A	B	C	Variationskoeffizient
Sickerwassermenge (mm Jahr ⁻¹)	495	537	512	4%
Nitratkonzentration (mg NO ₃ L ⁻¹)	63	63	83	17%
ausgewaschene N-Menge (kg N ha ⁻¹)	70	76	96	17%

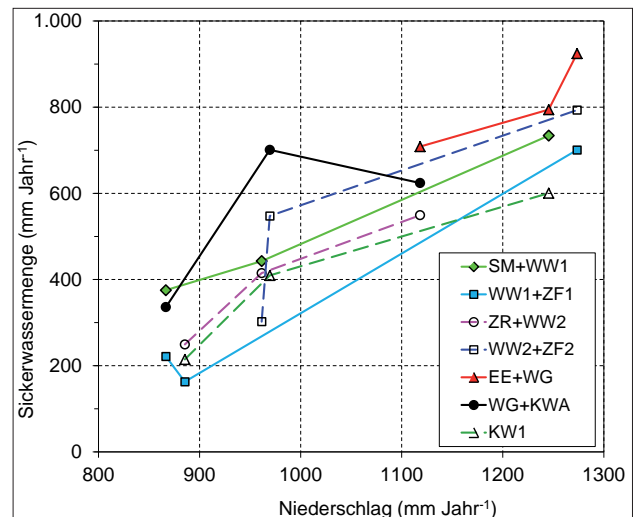


Abbildung 3: Jährliche Sickerwassermenge unter den Kulturkombinationen in den drei Verfahren in Abhängigkeit vom Niederschlag.

mit schweren Maschinen erfolgt und bei ungünstigen Witterungsbedingungen mit Bodenverdichtungen verbunden ist, werden in den Lysimetern alle Kulturmaßnahmen von Hand und bei guten Witterungsbedingungen durchgeführt.

Der N-Entzug der oberirdischen Biomasse über die gesamte Fruchtfolge war in allen Verfahren praktisch gleich hoch und lag mit Werten um die 250 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ 5% über dem Normentzug. Die Kunstwiese wies die höchsten N-Entzüge auf (Abbildung 2), denn nicht nur Erträge waren überdurchschnittlich hoch, sondern auch die N-Gehalte. Diese Kultur nahm über 400 kg N ha⁻¹ auf, wobei ein großer Teil aus der biologischen N-Fixierung stammte. Silomais und Zuckerrüben dagegen erzielten zwar hohe Erträge, ihre N-Gehalte und auch ihre N-Entzüge lagen aber unter der Norm. Am wenigsten Stickstoff wurde mit dem Winterweizen 2 und den darauffolgenden Chinakohlrüben abgeführt.

Sickerwassermenge

Die Sickerwassermenge lag im Mittel der gesamten Fruchtfolge und der drei Verfahren bei 500 mm Jahr⁻¹ (Tabelle 4), was in der Größenordnung von RYSER und PITTET (2000) und leicht höher als bei NIEVERGELT (1999) ist. Vom durchschnittlichen Jahresniederschlag fiel 49% als Sickerwasser an. Die Unterschiede zwischen den Verfahren waren mit einem Variationskoeffizient von 4% sehr gering. Zwischen verschiedenen Jahren oder Kulturkombinationen traten dagegen viel größere Unterschiede auf (Abbildung

3). Zum Beispiel schwankte der Sickerwasseranfall bei der Kulturkombination „Silomais-Winterweizen 1“ zwischen 375 mm im trockenen Jahr 2003/04 und 734 mm im nassen Jahr 2002/03. Und innerhalb des Jahres 2006/07 (1274 mm Niederschlag) fiel zwischen 701 mm (WW1-ZF1) und 924 mm Sickerwasser (EE-WG) an. Tendenziell nahm die Sickerwassermenge mit steigendem Jahresniederschlag zu. Auch die Bewirtschaftungsmaßnahmen beeinflussten den Sickerwasseranfall. Im Herbst des Jahres 2008/09 wurden die Kunstwiese (nach Wintergerste) und die Zwischenfrucht 2 (nach Winterweizen 2) spät angesät und entwickelten sich nur zögerlich. Die dadurch entstandene längere Bracheperiode sowie die geringere Evapotranspiration während des langsamen Aufwuchses waren vermutlich der Hauptgrund dafür, dass in diesen Verfahren trotz unterdurchschnittlicher Niederschlagsmenge (970 mm) sehr viel Sickerwasser anfiel. Im dritten Verfahren mit Kunstwiese hingegen war die Sickerwassermenge nur leicht erhöht.

Nitratkonzentration des Sickerwassers

Die durchschnittliche Nitratkonzentration des Sickerwassers über die gesamte Fruchtfolgeperiode lag in den drei Verfahren zwischen 63 und 83 mg NO₃ L⁻¹ (Tabelle 4). Die Unterschiede zwischen den drei Verfahren waren mit einem Variationskoeffizient von 17% bedeutend größer als bei der Sickerwassermenge. Eine besonders starke Streuung der Nitratkonzentration wurde bei „Silomais-Winterweizen 1“ beobachtet (Abbildung 4).

In allen Kulturkombinationen wurde mindestens in einem Jahr der schweizerische Toleranzwert für Trinkwasser von 40 mg NO₃ L⁻¹ sowie der EU-Grenzwert von 50 mg NO₃ L⁻¹ überschritten. Auch im Mittel der Fruchtfolgeperiode wurden die gesetzlichen Werte deutlich übertroffen.

Ausgewaschene Stickstoffmenge

Die ausgewaschene N-Menge betrug im Mittel der drei Fruchtfolgen 81 kg ha⁻¹ und war damit im Vergleich zu Versuchen auf anderen Lysimeteranlagen (NIEVERGELT 1997, RYSER und PITTET 2000) eher hoch. Die Unterschiede zwischen den drei Verfahren waren mit einem Variationskoeffizient von 17% gleich groß wie bei der

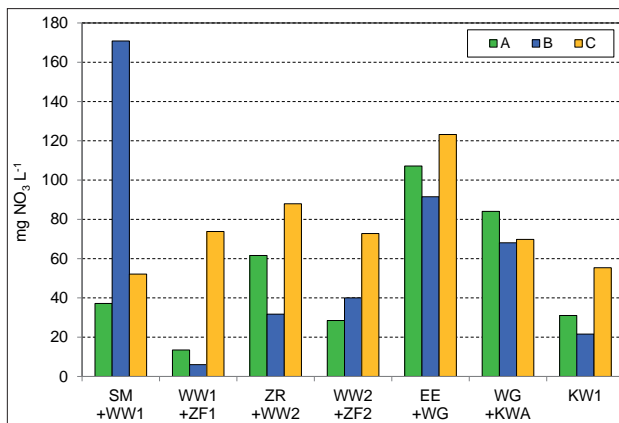


Abbildung 4: Durchschnittliche Nitratkonzentration des Sickerwassers unter den Kulturkombinationen in den drei Verfahren.

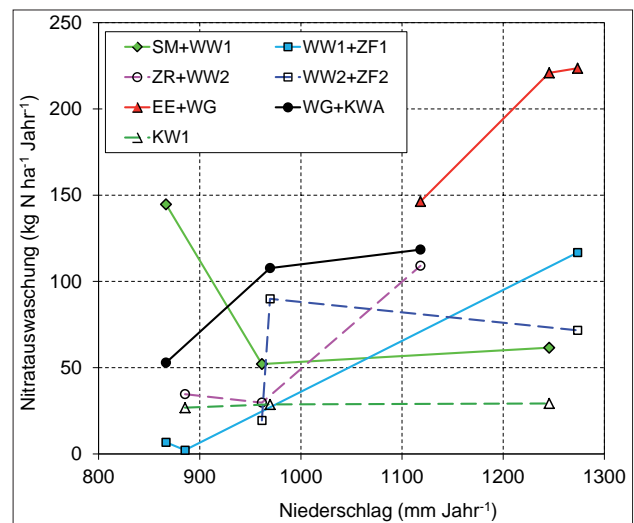


Abbildung 5: Ausgewaschene Stickstoffmenge unter den verschiedenen Kulturkombinationen in den drei Verfahren.

Nitratkonzentration (Tabelle 4). Bei den einzelnen Kulturkombinationen schwankte die Nitratauswaschung je nach Anbaujahr enorm (Abbildung 5). Zum Beispiel wurden unter Winterweizen 1+Zwischenfrucht 1 in zwei Jahren nur geringe N-Mengen ausgewaschen; im dritten Anbaujahr, welches mit 1274 mm mit Abstand am niederschlagsreichsten war, traten dagegen im Frühjahr infolge außergewöhnlich hoher Regenfälle beträchtliche N-Verluste unter Weizen auf. Bei den meisten Kulturkombinationen nahm die Nitratauswaschung mit steigender Niederschlagsmenge zu, bei der Kunstwiese hingegen verharrten sie auf einem Niveau von 30 kg ha⁻¹.

Bei „Silomais-Winterweizen 1“ zeigte sich, dass nicht nur die absolute Menge der Niederschläge, sondern auch deren Verteilung von großer Bedeutung ist. Im trockenen Jahr 2003/04 mit nur 867 mm Niederschlag traten im Januar hohe Niederschläge auf, wodurch außergewöhnlich viel Nitrat unter dem Weizen ausgewaschen wurde. Die N-Verluste waren in diesem Jahr viel höher als in den beiden anderen Anbaujahren mit bedeutend mehr Niederschlägen (961 bzw. 1245 mm).

Soll eine Kulturkombination bezüglich ihrer Auswaschungsgefährdung eingestuft werden, indem sie mit einer anderen verglichen wird, dürfen nicht die Ergebnisse von Jahren beigezogen werden, in denen nur eine der beiden Kulturkombinationen angebaut worden ist. Zum Beispiel wurden unter „Eiweißerbsen-Wintergerste“ im Mittel der drei Verfahren 197 kg N ha⁻¹ ausgewaschen, während es unter „Wintergerste-Kunstwiesenansaat“ 93 kg N ha⁻¹, also 104 kg N ha⁻¹ weniger, waren. Die beiden Kulturkombinationen wurden nur im Jahr 2007/08 (mit 1118 mm Niederschlag) gleichzeitig angebaut. Dabei wurden unter „Eiweißerbsen-Wintergerste“ im Verfahren B nur 28 kg N ha⁻¹ mehr ausgewaschen als unter „Wintergerste-Kunstwiesenansaat“ im Verfahren A (Abbildung 5). Erstere Kulturkombination wurde ausschließlich in niederschlagsreichen Jahren angebaut, während bei Letzterer in zwei von drei Anbaujahren wenig bzw. sogar sehr wenig Niederschlag fiel. Beide Kulturkombinationen dürften zu den auswaschungsgefährdeten

gehören. Erbsen hinterlassen nach der Ernte eine große N-Menge im Boden, was zu hohen Nitratverlusten bei der Nachkultur führen kann (ADAS 2007, JOHNSON et al. 1997, MAIDL et al. 1996, SIMMELSGAARD 1998). Unter der Kunstwiese hingegen wurde wenig Nitrat ausgewaschen, was auch in anderen Studien festgestellt worden ist (EDER 1988, STAUFFER und SPIESS 2001, 2005).

Schlussfolgerungen

Die Witterung beeinflusste den Prozess der N-Auswaschung maßgeblich. Die Streuung war bei der Nitratkonzentration des Sickerwassers und der ausgewaschenen N-Menge größer als bei der Sickerwasserbildung. Über eine gesamte Fruchtfolge betrachtet war die Variation viel geringer als bei einzelnen Fruchtfolgegliedern, wo die Unterschiede extrem hoch ausfallen können.

Die Ergebnisse zeigen, dass drei Anbaujahre zur Ableitung kulturspezifischer Auswaschungswerte für die Modellierung nicht ausreichen und dass bedeutend mehr Versuchsjahre unter verschiedensten Witterungsbedingungen notwendig sind.

Im Allgemeinen nehmen die Sickerwassermenge und die Nitratwaschung mit steigenden Niederschlägen zu. Die gesetzlichen Anforderungen bezüglich Nitrat im Trinkwasser wurden im Mittel der siebenjährigen Fruchtfolge nicht eingehalten.

Literatur

- ADAS, 2007: Diffuse nitrate pollution from agriculture - strategies for reducing nitrate leaching. ADAS report to Defra - supporting paper D3 for the consultation on implementation of the Nitrates Directive in England. 52 pp.
- EDER, G., 1988: The influence of increasing amounts of cattle slurry as fertilizer for grassland on percolation water and leaching losses. In: Vetter H., Steffens G. and L'Hermite P. (Eds.): Safe and efficient slurry utilization. Joint FAO-COST Meeting at Liebefeld. Commission of the European Communities, 45-55.
- FAL (Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz) und RAC (Eidgenössische Forschungsanstalt für Pflanzenbau, Nyon-Changins), 2001: Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau 2001. Agrarforschung 8 (6), 80 pp.
- FURRER, O.J. und W. STAUFFER, 1980: Die neue Lysimeteranlage der Forschungsanstalt Liebefeld-Bern. Jb. Schweiz. Naturforsch. Ges., Wiss. Teil Nr. 1, 53-57.
- JOHNSON, P.A., M.A. SHEPHERD and P.N. SMITH, 1997: The effects of crop husbandry and nitrogen fertilizer on nitrate leaching from a shallow limestone soil growing a five course combinable crop rotation. Soil Use Manage. 13, 17-23.
- LEU, D., R. BIEDERMANN, J. DETTWILER, J. HOIGNÉ und F.X. STADELMANN, 1986: Berichte über Nitrate im Trinkwasser - Standortbestimmung 1985. Mitt. Lebensm. Hyg. 77, 227-315.
- MAIDL, F.X., F.X. HAUNZ, A. PANSE and G. FISCHBECK, 1996: Transfer of grain legume nitrogen within a crop rotation containing winter wheat and winter barley. J. Agron. Crop Sci. 176, 47-57.
- NIEVERGELT, J., 1997: Lysimeterversuch 1981 bis 1996: N-Auswaschung in Fruchtfolgen. Agrarforschung 4, 209-212.
- NIEVERGELT, J., 1999: Lysimeter-Ergebnisse 1. April 1996 bis 31. März 1998. Agrarforschung 6, 149-150.
- NIEVERGELT, J., 2002: Nitrat und Fruchtfolgen 20 Jahre lang beobachtet. Agrarforschung 9, 28-33.
- PRASUHN, V. and U. SIEBER, 2005: Changes in diffuse phosphorus and nitrogen inputs into surface waters in the Rhine watershed in Switzerland. Aquat. Sci. 67, 363-371.
- RYSER, J.-P. et J.-P. PITTET, 2000: Influence du sol et de la fumure sur les cultures et le drainage des éléments fertilisants. Revue suisse Agric. 32, 159-164.
- SAUERBECK, D., 1979: Der Stickstoffkreislauf in Agrarökosystemen. Landbauforschung Völkensrode, Sonderheft 47, 44-62.
- SIMMELSGAARD, S.E., 1998: The effect of crop, N-level, soil type and drainage on nitrate leaching from Danish soil. Soil Use Manage. 14, 30-36.
- STAUFFER, W. und E. SPIESS, 2001: Einfluss unterschiedlicher Fruchtfolgen und nachwachsender Rohstoffe auf die Nitratwaschung. In: Gebietsbilanzen bei unterschiedlicher Landnutzung. Bericht über die 9. Gumpensteiner Lysimetertagung. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein (BAL), Irnding, 47-50.
- STAUFFER, W. und E. SPIESS, 2005: Einfluss unterschiedlicher Nutzung und Düngung auf Sickerwassermenge und Nitratwaschung. In: Lysimetrie im Netzwerk der Dynamik von Ökosystemen. Bericht über die 11. Gumpensteiner Lysimetertagung. Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Irnding, 213-215.

Winterzwischenfrucht und Untersaat als Maßnahmen zur Verminderung der Nitratauswaschung im Maisanbau: Ein Versuchsbericht aus Südtirol

Giovanni Peratoner^{1*}, Christine Klotz¹, Ulrich Figl¹, Arnold Bodner¹, Martin Thalheimer¹,
Aldo Matteazzzi¹ und Elmar Stimpfl¹

Zusammenfassung

Im Allgemeinen ist die Nitratbelastung der Gewässer in Südtirol als niedrig einzustufen, ein deutlicher Anstieg der Nitratwerte wurde allerdings im Raum Bruneck in den letzten 20 Jahren beobachtet. Ein kleines Einzugsgebiet, eher leichte Böden und die räumliche Konzentration auswaschungsgefährdeter Kulturen (Silomais), großteils intensiv bewirtschaftet, haben zu dieser Situation vermutlich beigetragen. Um praktikable Lösungen und praxisnahe Informationen für die lokale Landwirtschaft zu erarbeiten, hat das Versuchszentrum Laimburg ein dreijähriges Projekt durchgeführt. Dabei wurde der Effekt von drei Stufen der Frühjahrsdüngung mit Gülle (20, 40 und 80 m³/ha), kombiniert mit verschiedenen Methoden zur Verminderung der Nitratauswaschung (Untersaat mit *Lolium perenne*, Winterzwischenfrucht mit Winterroggen, Kontrolle), auf Ertrag und Futterqualität des Silomais sowie auf die Nitratgehalte im Sickerwasser mittels Saugkerzen untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass steigende Güllegaben sich positiv auf den Maisertrag auswirken, ihre Düngungseffizienz aber stark abnimmt. Darauf folgend wurden höhere Nitratstickstoff-Gehalte im Sickerwasser nachgewiesen. Sowohl die Untersaat als auch die Winterzwischenfrucht (in kleinerem Ausmaß) wirkten sich jeweils in einem der drei Untersuchungsjahre und in Abhängigkeit des Witterungsverlaufs auf den Silomaisertrag negativ aus. Sowohl die Untersaat als auch die Winterzwischenfrucht waren in zwei der drei Jahre in der Lage, die Nitratstickstoff-Konzentration im Sickerwasser zu reduzieren.

Schlagwörter: Nitratauswaschung, Silomais, Winterzwischenfrucht, Untersaat

Summary

In South Tyrol the nitrate pollution of water is still low, but in the last 20 years a significant increase of the nitrate level was recorded in the area around Bruneck. The small catchment area, the rather light soils and the high concentration of intensively farmed arable crops such as maize, might have contributed to this situation. The Research Centre Laimburg conducted a three-year project to develop practical solutions for this problem and provide reliable information for the local agriculture. The effect of three levels of spring fertilization with slurry (20, 40 and 80 m³/ha) in combination with different methods for reducing nitrate leaching (catch crop with *Lolium perenne*, winter cover crop with winter rye, control) on maize silage yield and quality and on the nitrate concentration in the percolating water (assessed by means of suction cups) was investigated. The results show that increasing rates of fertilization have positive effects on maize yield, but also that their efficiency strongly decreases. Subsequently, higher NO₃-N-concentrations in percolating water were observed. Both the catch crop and the winter cover crop (to a lesser extent) had a negative impact on the maize yield in one of each of the three years, depending on the weather conditions. These two methods were also able to reduce the NO₃-N-concentration in the percolating water in two of three observation years.

Keywords: N-leaching, silage maize, winter cover crop, catch crop

Einleitung

In Südtirol ist die Nitratbelastung im Allgemeinen als niedrig einzustufen. Zur Überwachung der Oberflächengewässer und der Grundwasserkörper wurde ein Messnetz von 25 fixen Probenahmestellen eingerichtet, bei denen von der zuständigen Landesbehörde monatliche Beprobungen vorgenommen werden. Die Nitratgehalte der untersuchten Grundwasserkörper liegen mit Ausnahme von 2 Messpunkten unter 20 mg/l und der Grenzwert von 50 mg/l wird an keinem Messpunkt des Kontrollnetzes überschritten. Somit musste in Südtirol noch kein gefährdetes Gebiet im Sinne

der Nitratrichtlinie 91/676/EWG ausgewiesen werden. Die Kontrollbrunnen im Raum Bruneck (Pustertal, Südtirol) zählen zu den am stärksten mit Nitrat belasteten Gebieten in Südtirol. Zudem konnte hier seit den 90er Jahren ein deutlicher Anstieg der Nitratwerte beobachtet werden. Die eher leichten Böden, der räumlich konzentrierte Anbau von auswaschungsgefährdeten Kulturen (z.B. Mais), und die intensive Bewirtschaftungsform, haben vermutlich zu dieser Situation beigetragen (PERATONER und STIMPFL 2012). Eine Untersuchung zum N_{min}-Verlauf bei unterschiedlichen Ackerkulturen in diesem Gebiet deutete auf Mais als die am höchsten auswaschungsgefährdete Kultur

¹ Land- und Forstwirtschaftliches Versuchszentrum Laimburg, Laimburg 6 - Pfatten, I-39040 AUER

* Ansprechpartner: Christine Klotz, christine.klotz@provinz.bz.it

unter der gängigen Anbau- und Düngungspraxis hin (EGGER et al. 2005).

Die Intensität der Düngung, die im Gebiet vorwiegend durch die Verwendung betriebseigener Wirtschaftsdünger erfolgt, spielt dabei selbstverständlich eine große Rolle. Allerdings besteht in der Praxis eine lebhafte Diskussion über die Nährstoffmengen, die für einen erfolgreichen Maisanbau benötigt werden. Es gibt in der Literatur zahlreiche Hinweise, dass eine geeignete Gestaltung der Fruchtfolge mit dem Einsatz von Winterzwischenfrüchten und die Verwendung von Untersaaten die Nitratauswaschung vermindern kann (MARTINEZ und GUIRAUD 1990, DI und CAMERON 2002, DINNES et al. 2002, BÜCHTER et al. 2003, DERSCH und HÖSCH 2004). Während die Winterzwischenfrüchte bereits zu Versuchsbeginn eine gewisse Verbreitung in der lokalen landwirtschaftlichen Praxis dank gezielter Versuchstätigkeit und Beratung (KASAL 1991, KOFLER und KASAL 2001, PERATONER und SCHWIENBACHER 2006) genossen, gibt es noch heute nahezu keinen Einsatz von Untersaaten. Um lokalbezogene und fundierte Auskünfte für die Beratung zu gewinnen, sowohl in Hinblick auf die Nitratauswaschung als auch auf das pflanzenbauliche Ergebnis des Maisanbaus, wurde ein Feldversuch durchgeführt. Dabei galt es in erster Linie herauszufinden, welche Methode zur Verminderung der Nitratauswaschung in Kombination mit steigenden Mengen von Wirtschaftsdüngern (Gülle) in der Lage ist, die Nitratauswaschung zu minimieren und zugleich ein ausreichendes Niveau von Futterertrag und -qualität beizubehalten.

Material und Methoden

Der dreijährige Feldversuch wurde im Frühjahr 2006 beim Versuchsbetrieb Mair am Hof in Dietenheim (910 m ü.d.M., Bruneck, Südtirol, Italien) bei einem südwestlich exponierten Acker (Vorfrucht Mais) mit leichter Neigung (6,5%) und lehmigem Sandboden mit 3,6% Humus und einem pH-Wert von 5,4 angelegt. Zu Versuchsbeginn wies der Boden Mitte April eine relativ hohe Verfügbarkeit an mineralisiertem Stickstoff (98 kg/ha) sowie einen hohen P_{CAL} -Gehalt (104 g/kg) und einen sehr hohen K_{CAL} -Gehalt (310 g/kg) auf. Der Versuchsstandort ist von einem langjährigen Temperatur-Jahresmittelwert von 8,5°C und einer

Niederschlagssumme von 912 mm/Jahr charakterisiert (Daten der eigenen Wetterstation am Versuchsbetrieb). Zur Beschreibung des Wetterverlaufes wurde unter anderem eine einfache Wasserbilanz als Differenz zwischen dem kumulierten Niederschlag und der kumulierten potentiellen Evapotranspiration nach Penman-Monteith (ALLEN et al. 1998) erstellt. Die drei Versuchsjahre wiesen unterschiedliche Wetterverläufe auf (Abbildung 1). Das Jahr 2006 war im ersten Teil der Anbauperiode vergleichsweise kühl und zeigte eine eher ausgewogene Wasserbilanz mit Ausnahme eines Defizits im Juni und eines deutlichen Überschusses im August. Die Wasserbilanz des Jahres 2007 verlief im negativen Bereich für den größten Teil der Anbauperiode mit anfänglich überdurchschnittlichen Temperaturen. Das Jahr 2008 zeichnete sich meistens durch positive Werte der Wasserbilanz und eher durchschnittlichen Temperaturen aus.

Der Mais (Sorte Romario, KWS, FAO-Zahl 250 in den Jahren 2006 und 2007; Sorte Marcello, KWS, FAO-Zahl 260 im Jahr 2008) wurde gegen Anfang Mai (Tabelle 1) mit 75 cm Reihenabstand und 15 cm Abstand in der Reihe maschinell gedreht. Unkrautbekämpfung und Bewässerung wurden nach Bedarf durchgeführt.

Im Versuch wurde der Effekt von zwei Faktoren mit jeweils drei Stufen untersucht: die Menge der Gülledüngung im Frühjahr (20, 40 und 80 m³/ha von 2:1 mit Wasser verdünnter betriebseigener Gülle) und verschiedene Methoden zur Verminderung der Nitratauswaschung (Untersaat mit *Lolium perenne*, Winterzwischenfrucht mit Winterroggen, Kontrolle). Das Versuchsdesign war eine randomisierte vollständige Blockanlage mit vier Wiederholungen und einer Parzellengröße von 45 m². Jeder Parzelle wurde in allen drei Jahren dieselbe Behandlung zugeordnet, um die Entwicklung bei gleich bleibender Bewirtschaftung zu erfassen.

Die Gülleausbringung, welche die einzige Düngungsmaßnahme im Versuch darstellte, erfolgte manuell mittels Eimern und Gießkannen kurz nach dem Pflügen. Danach wurde der Dünger mit einer Egge eingearbeitet. Aufgrund variierender Stickstoffgehalte der Gülle in den einzelnen Jahren waren deutliche Unterschiede bei den ausgebrachten Nährstoffmengen zu verzeichnen (Tabelle 2).

Die Untersaat mit *Lolium perenne* (Sorte Margarita, DLF Trifolium) wurde mittels Drillmaschine (Amazone D8, Has-

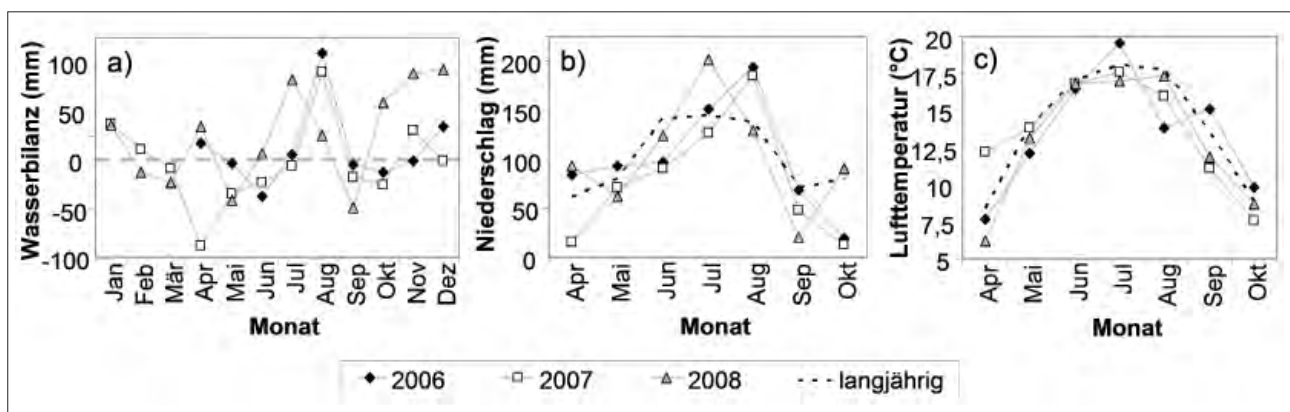


Abbildung 1: Verlauf a) der Wasserbilanz in der Untersuchungsperiode sowie b) des Niederschlags und c) der Lufttemperatur während der Mais-Anbauperiode

Tabelle 1: Zeitliche Bewirtschaftung des Versuchs

Jahr	Pflug	Düngung	Aussaat Silomais	Datum		
				Aussaat Untersaat	Ernte Silomais	Aussaat Winterroggen
2006	14. April	27. April	2. Mai	4. Mai	9. Oktober	12. Oktober
2007	16. April	19. April	27. April	18. Mai	25. September	9. Oktober
2008	10. April	15. April	2. Mai	21. Mai	30. September	2. Oktober

Tabelle 2: Ausgebrachte Stickstoffmengen in den einzelnen Untersuchungsjahren

Jahr	Güllegabe (m ³ /ha/Jahr)	NH ₄ -N (kg/ha/Jahr)	Gesamt-N (kg/ha/Jahr)
2006	20	28	72
	40	56	144
	80	112	288
2007	20	18	32
	40	36	64
	80	72	128
2008	20	26	44
	40	52	88
	80	104	176

berger-Gaste, D) mit 10 cm Reihenabstand, einer Saatstärke von 10 kg/ha und einer Saattiefe von 1 cm durchgeführt. Die Säscharen in der Nähe der Maisreihen wurden ausgeschaltet. Im ersten Jahr, ausgehend von den Ergebnissen eines Vorversuchs (PERATONER und STIMPFL 2006), wurde die Untersaat gleichzeitig mit dem Mais gesät, während in den folgenden Jahren abgewartet wurde, bis sich der Mais im zweiten Blattstadium befand (Tabelle 1).

Die Winterzwischenfrucht (Winterroggen) wurde kurz nach der Maisernte angebaut. Die Aussaat erfolgte durch Breitsaat mit einer Saatstärke von 140 kg/ha. Das Saatgut wurde mit einem Grubber leicht eingearbeitet.

Für die Bestimmung des TM-Ertrags von Mais wurden in jeder Parzelle zwei Reihen im mittleren Parzellenbereich auf einer Länge von 4,5 m geerntet. Die Pflanzen wurden bei einer Höhe von 10 cm über dem Boden mittels Sichel geschnitten, mit einer Feldwaage gewogen und mittels Maishäcksler gehäckselt. Das Häckselgut wurde in einer Wanne gefangen und gründlich durchgemischt; davon wurde eine Probe von 500 g für die Laboranalysen entnommen.

Für die Bestimmung der oberirdischen Biomasse der Untersaat und der Winterzwischenfrucht wurde kurz vor dem Pflügen im Frühjahr eine Probe pro Parzelle innerhalb eines Metallrahmens von 0,5 m × 0,5 m mittels Akkuscheren entnommen.

Der TS-Gehalt aller Proben wurde nach Trocknung im Trockenschrank (4 Tage bei 60°C) bestimmt. Die Proben wurden dann mit einer modifizierten Version der Mühle Fritsch P 25 (Fritsch GmbH, Laborgerätebau, IDAR-Oberstein, D) bei 2800 Umdrehungen/min und einer Siebgröße von 0,5 mm gemahlen. Die Rohnährstoffe wurden mittels NIRS (NIRSystems 5000, Foss Italia, Padova, I) in einem Wellenlängenbereich von 1100 nm bis 2500 nm bestimmt. Der NEL-Gehalt wurde nach SPIEKERS et al. (2008) errechnet.

Das Sickerwasser wurde mit selbstgebauten Saugkerzen (poröse Spitze Tropf Blumat, Weninger GmbH, Telfs, A; PVC-Rohre mit Länge 140 cm und Durchmesser 25 mm) gesammelt, die jedes Jahr nach der Bodenvorbereitung in dreifacher Wiederholung pro Parzelle bei 80 cm Bodentiefe innerhalb der Maisreihen eingebaut wurden. Aufgrund der gelegentlichen Notwendigkeit von Reparaturen an den Saugkerzen während der Versuchsdauer ist die Anzahl der gewonnenen Wasserproben pro Messtermin nicht konstant, was einige Lücken im Datenbestand verursachte. Die Probenahme erfolgte durch die Anlegung eines Unterdrucks von – 400 hPa jedes Mal, als die Daten der Tensiometeranlage am Feld auf das Vorkommen von Sickerwasser in 80 cm Tiefe hinwiesen. Der Nitratstickstoff-Gehalt im Sickerwasser wurde photometrisch bei 550 nm mit einem Technicon® AutoAnalyzer (Tarrytown, USA) nach EPA (1993) bestimmt. Für die Datenauswertung wurde der mittlere Gehalt über verschiedene Messungen in derselben Messperiode im jeweiligen Jahr (Frühjahr = vom Auftauen des Bodens bis zur Maisaussaat; Herbst = von der Maisernte bis zum Gefrieren des Bodens) herangezogen. Fehlende Daten (Parzellen mit keiner gültigen Messung bei einem Beprobungstermin) wurden mit dem Mittelwert der anderen Parzellen mit derselben Behandlung ersetzt.

Die statistische Analyse der Daten (TM-Ertrag und Energieertrag von Silomais, Nitratstickstoffgehalt im Sickerwasser, Stickstoffentzug durch Untersaat und Winterzwischenfrucht) erfolgte mit einem gemischten Modell mit Gülledüngung und Methode zur Verminderung der Nitratauswaschung als fixe Effekte und das Jahr (bzw. der Messperiode beim N-Gehalt im Sickerwasser) als wiederholter Effekt. Die Anpassung der Kovarianzstruktur erfolgte mittels AIC. Multiple Vergleiche erfolgten mittels LSD. Die Beziehung zwischen N-Düngung und N-Entzug durch den Silomais wurde mittels Regression untersucht. Alle statistischen Analysen wurden bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5% durchgeführt. Wenn notwendig, wurden die Daten transformiert um Varianzhomogenität und Normalverteilung der Residuen zu erreichen.

Ergebnisse und Diskussion

Der Trockenmasse- und Energieertrag von Silomais sowie der Nitratstickstoffgehalt im Sickerwasser wurden von denselben Effekten signifikant beeinflusst (Tabelle 3): die Methode zur Verminderung der Nitratauswaschung, die Gülledüngung im Frühjahr und der Zeitpunkt der Datenerhebung (das Beobachtungsjahr bzw. die Messperiode). Während die Gülledüngung denselben Effekt über die ganze Versuchsdauer aufwies, hatten die Methoden zur Verminderung der Nitratauswaschung eine unterschiedliche Wirkung je nach Zeitpunkt. Der N-Entzug durch Untersaat

Tabelle 3: ANOVA-Ergebnisse für TM-Ertrag und Energieertrag vom Mais sowie für den Nitratstickstoff-Gehalt im Sickerwasser (*) = $P < 0,001$, ** = $P < 0,01$, * = $P < 0,05$, n.s. = nicht signifikant)**

Effekt	Silomais-TM-Ertrag (t/ha)		Silomais-Energieertrag (GJ NEL/ha)		NO ₃ -N-Gehalt im Sickerwasser (mg/l) [#]	
	F-Wert	Sig.	F-Wert	Sig.	F-Wert	Sig.
Methode zur Verminderung der Nitratauswaschung (M)	19,8	***	18,5	***	4,8	*
Gülldüngung im Frühjahr (D)	13,6	***	13,3	***	4,0	*
Jahr bzw. Messperiode (J)	20,5	***	29,1	***	50,0	***
M × D	0,8	n.s.	1,0	n.s.	1,7	n.s.
M × J	39,9	***	36,5	***	5,1	***
D × J	1,9	n.s.	2,6	n.s.	1,1	n.s.
M × D × J	2,0	n.s.	1,9	n.s.	1,5	n.s.
Block (B)	2,9	n.s.	2,9	n.s.	3,7	*
B × J	7,4	***	5,2	**	1,6	n.s.

[#] Auswertung mit logarithmierten Werten

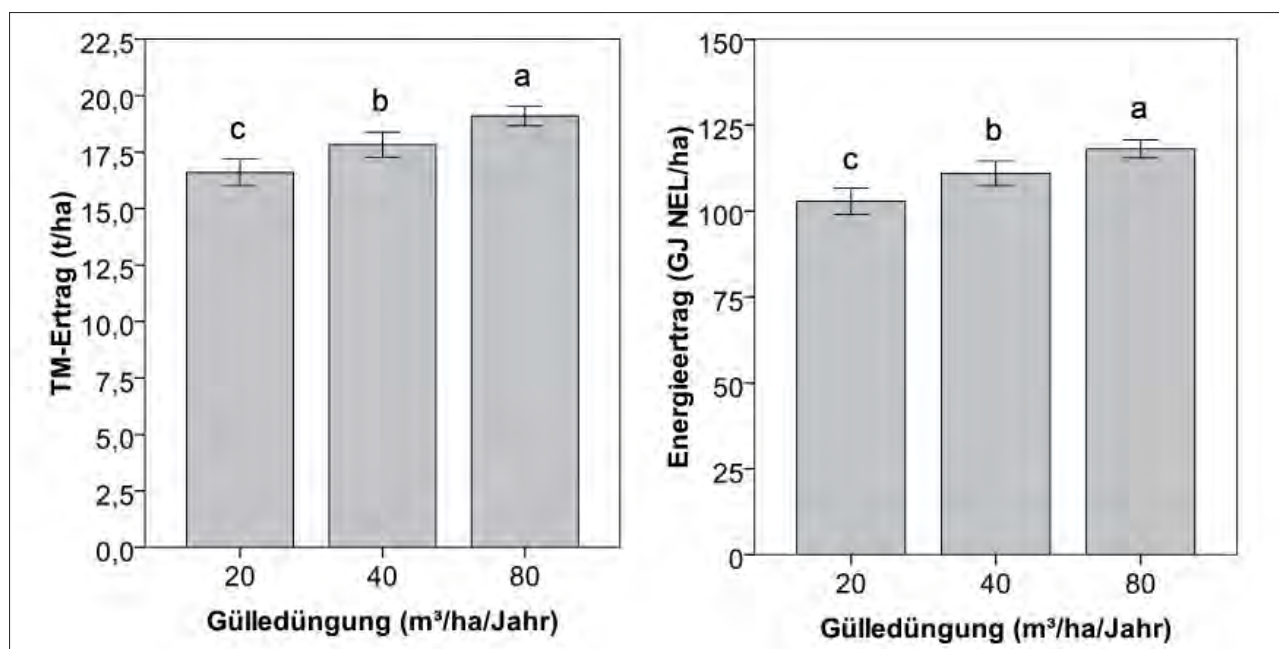


Abbildung 2: Einfluss der Gülldüngung im Frühjahr auf TM-Ertrag und Energieertrag von Silomais. Mittelwerte ohne gemeinsame Buchstaben unterscheiden sich signifikant voneinander.

und Winterzwischenfrucht wurde von keinem Faktor signifikant beeinflusst (die Ergebnisse werden nicht gezeigt).

Der Mais reagierte positiv auf eine Erhöhung der Güllengabe im Frühjahr von 20 bis auf 80 m³/ha (Abbildung 2). Die zunehmenden Güllmengen bewirkten eine Zunahme des Maisertrages von 16,6 auf 19,1 t/ha. Die Erhöhung der Gülldüngung von 20 auf 40 m³/ha konnte den Ertrag um 1,23 t/ha (+7,4%) steigern, während die Zugabe von weiteren 40 m³/ha (von 40 auf 80 m³/ha) eine ähnliche Zunahme von 1,25 t/ha (+7,0%) bewirkte. Dies deutet auf eine abnehmende Effizienz der Düngewirkung hin. Ähnlich wirkte sich die Gülldüngung auf den Energieertrag aus, der mit jeder Stufenerhöhung um 8,1 bzw. 7,1 GJ NEL/ha (+8,1% bzw. +7,1%) zunahm.

Je nach Anbaujahr kam es bei beiden Methoden zur Verminderung der Nitratauswaschung zu negativen Auswirkungen auf TM- und Energieertrag von Mais (Abbildung 3). Im

ersten Jahr hatte die Untersaat einen deutlichen negativen Effekt auf den Maisertrag. Dank der gleichzeitigen Aussaat mit dem Mais und des für den Mais ungünstigen Wetterverlaufs (relativ feuchte Witterung im Mai, eher niedrige Temperaturen mit einem Kälteeinbruch mit leichtem Frost Ende Mai-Anfang Juni) konnte die gut entwickelte Untersaat eine starke Konkurrenz auf den Mais ausüben, so dass am Ende der Saison Ertragseinbußen beim Mais von etwa 40% zu verzeichnen waren. Kleinere Ertragseinbußen bei der Verwendung von Untersaaten sind aus der Literatur (JOVANOVIĆ et al. 2000) bekannt. Dieser Unterschied ist wahrscheinlich auf die Durchführung der Untersaat in diesem Versuch bei einem weiter fortgeschrittenen Mais-Entwicklungsstadium zurückzuführen, was auch in unserem Versuch in den Jahren 2007 und 2008 beachtet wurde. Im Jahr 2007 wurde hingegen der Ertrag von der Winterzwischenfrucht negativ beeinflusst. Diese Ertragverminderung (13,2%) war allerdings weniger markant als jene, die im Jahr

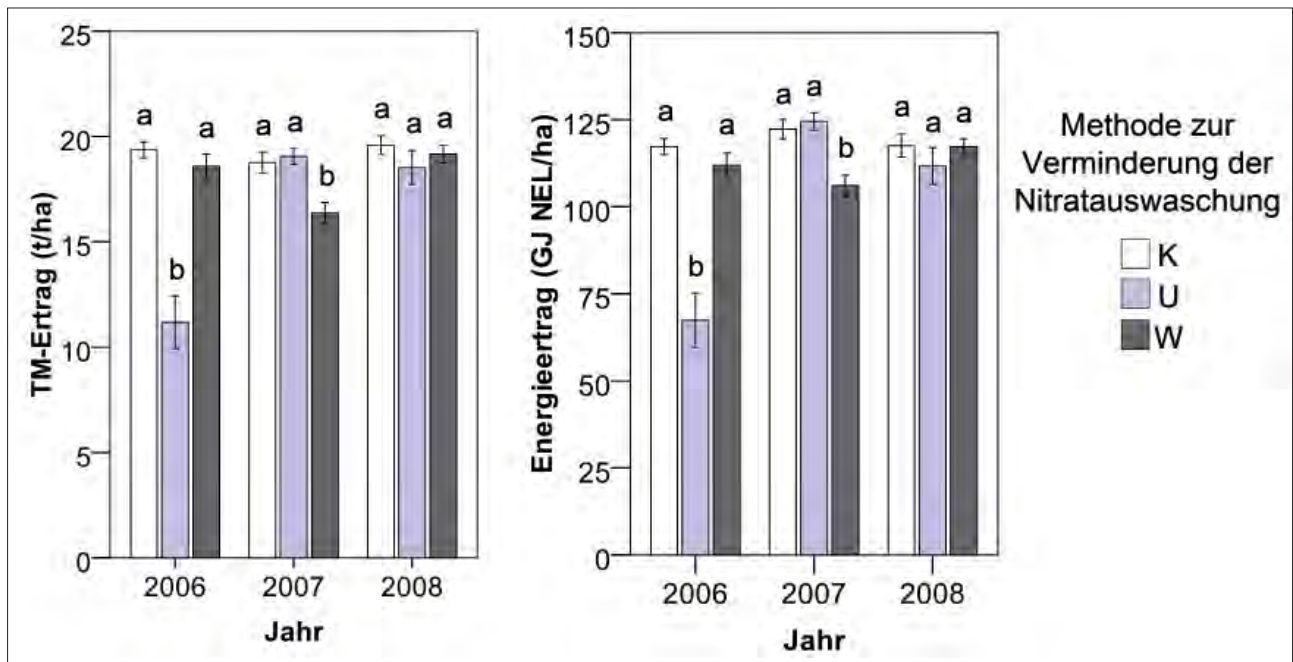


Abbildung 3: Einfluss der Methoden zur Verminderung der Nitratauswaschung auf TM-Ertrag und Energieertrag von Silomais (K = Kontrolle, U = Untersaat, W = Winterzwischenfrucht). Mittelwerte ohne gemeinsame Buchstaben innerhalb des Jahres unterscheiden sich signifikant voneinander.

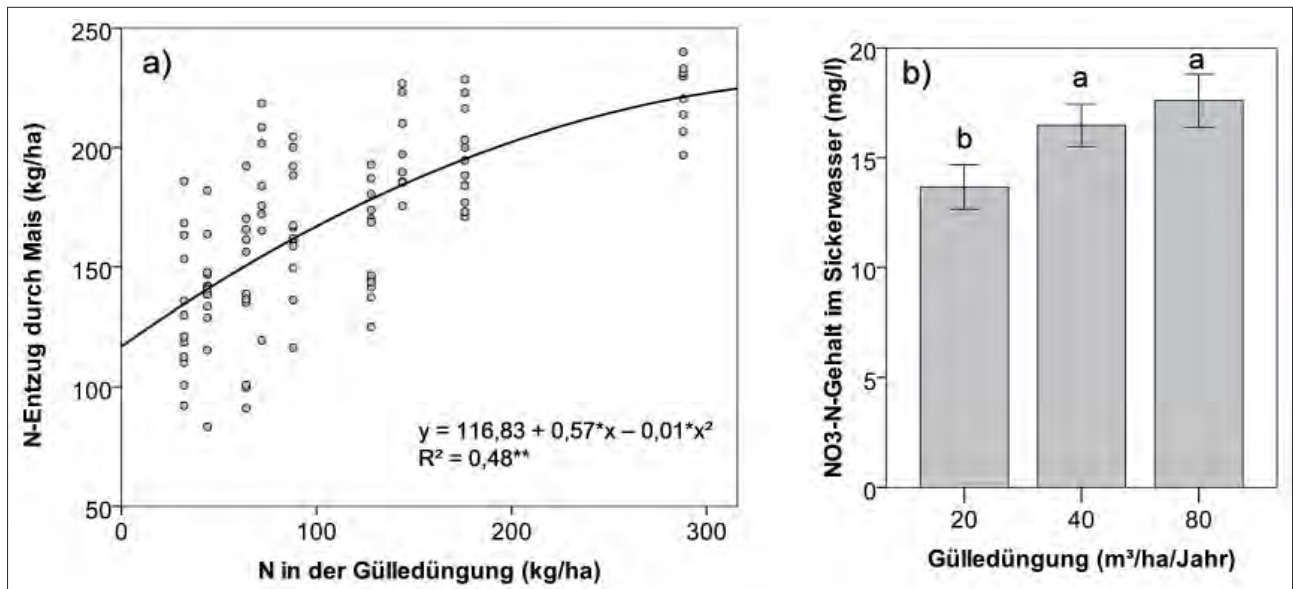


Abbildung 4: a) Beziehung zwischen Stickstoffinput aus der GÜlledüngung und TM-Ertrag von Silomais und b) daraus resultierender Nitratsstickstoffgehalt im Sickerwasser. Aufgrund des starken ertragsreduzierenden Effektes der Untersaat auf den Mais im Jahr 2006 wurden die entsprechenden Daten für die Erstellung der Grafik a) nicht miteinbezogen. Mittelwerte ohne gemeinsame Buchstaben in der Grafik b) unterscheiden sich signifikant voneinander.

davor von der Untersaat verursacht wurde. Dieser Effekt wurde vermutlich vom sehr trockenen Wetter zum Zeitpunkt der Bodenvorbereitung und der Aussaat im Frühjahr 2007 hervorgerufen. Gelegentliche Ertragseinbußen der Hauptkultur bei der Verwendung von Winterzwischenfrüchten wurden in ähnlichem Ausmaß auch von anderen Autoren beobachtet und werden auf eine Verschlechterung der Wasserverfügbarkeit im Frühjahr oder auf die Immobilisierung

von Stickstoff im Boden zurückgeführt (MARTINEZ und GUIRAUD 1990, GARWOOD et al. 1999, DINES et al. 2002). Im Jahr 2008 wirkten sich alle Varianten gleich aus. Dasselbe Muster über die Jahre konnte beim Energieertrag erkannt werden.

Die mathematische Beschreibung der Beziehung zwischen der Stickstoffmenge, die mit der GÜlle zugefügt wurde, und dem N-Entzug durch den Maisertrag bestätigte die

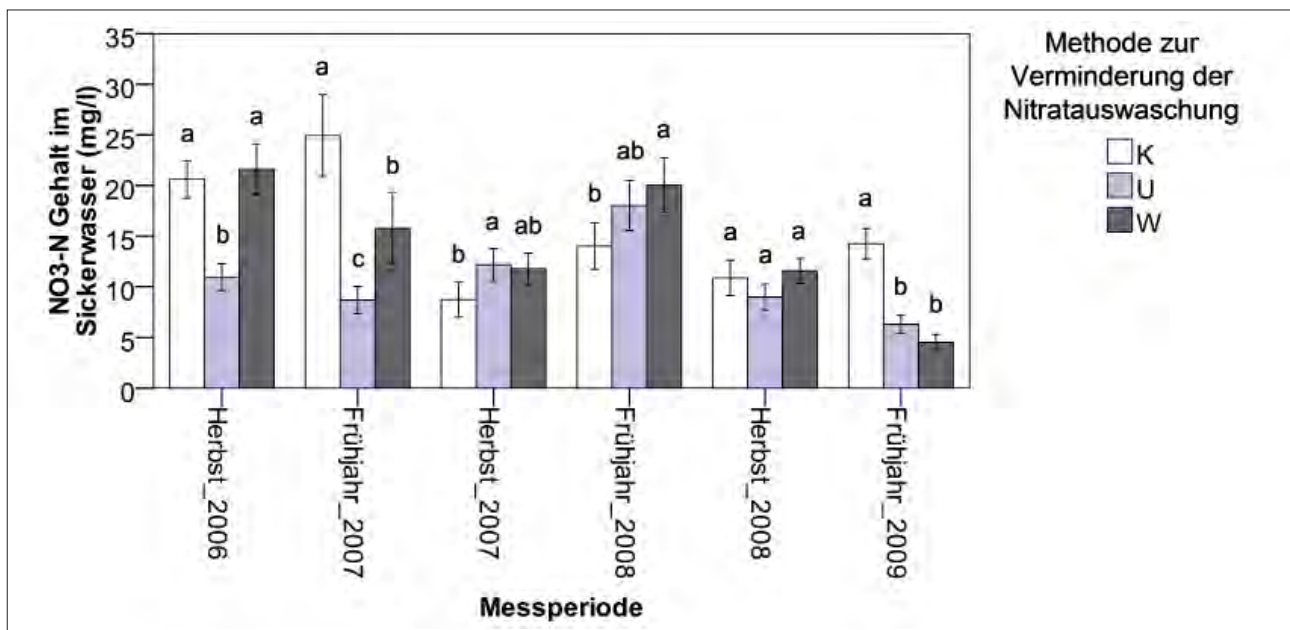


Abbildung 5: Effekt der Methoden zur Verminderung der Nitratauswaschung auf den Nitratstickstoff-Gehalt im Sickerwasser bei unterschiedlichen Messperioden (K = Kontrolle, U = Untersaat, W = Winterzwischenfrucht). Mittelwerte ohne gemeinsame Buchstaben innerhalb der Messperiode unterscheiden sich signifikant voneinander.

abnehmende Wirkung der Gülledüngung bei einer Erhöhung der Güllemenge (Abbildung 4a). Das Abflachen der Kurve deutet darauf hin, dass ein zunehmender Anteil des zugefügten Stickstoffs von der Hauptkultur nicht mehr verwendet wird und das Risikopotential der Nitratauswaschung erhöht. Das wird von den gemessenen Werten des Nitratstickstoff-Gehalts im Sickerwasser bestätigt: dabei stieg der durchschnittliche Gehalt von 13,6 bis auf 17,6 mg/l an (Abbildung 4b).

Untersaat und Winterzwischenfrucht wirkten sich auf unterschiedliche Weise auf den Nitratstickstoff-Gehalt in Abhängigkeit der Messperiode aus (Abbildung 5).

Im Herbst 2006 bewirkte die gut entwickelte Untersaat deutlich niedrigere Nitratstickstoff-Gehalte als die Kontrolle und als die frisch gesäte Winterzwischenfrucht, während im Frühjahr des darauf folgenden Jahres auch die Winterzwischenfrucht niedrigere Werte als die Kontrolle aufwies. Im Herbst 2007 und Frühjahr 2008 waren merkwürdigerweise leicht erhöhte Werte bei der Verwendung von Untersaat und Winterzwischenfrucht zu verzeichnen. Erst im Frühjahr 2009 konnte der positive Effekt der zwei Maßnahmen zur Verminderung der Nitratauswaschung wieder festgestellt werden. Diese Ergebnisse spiegeln somit nur teilweise den bekannten positiven Effekt auf die Verminderung der Nitratauswaschung von Untersaaten (ARONSSON und TORSTENSSON 1998, TORSTENSSON und ARONSSON 2000, WACHENDORF et al. 2006) und Winterzwischenfrüchten (RASSE et al. 2000, TORSTENSSON und ARONSSON 2000, PARENTE et al. 2003, VOS und VAN DER PUTTEN 2004) wider.

Unabhängig von Jahr und Düngungsniveau wurden von Untersaat und Winterzwischenfrucht eher bescheidene Stickstoffmengen in die eigene Biomasse gebunden (durchschnittlich $18,2 \pm 1,3$ kg/ha/Jahr Stickstoff). Das ist

vermutlich auf den relativ frühen Zeitpunkt der Bodenbearbeitung zurückzuführen, die bei Beginn des Schossens des Winterroggens und einem durchschnittlichen TM-Ertrag zwischen 0,4 und 0,7 t/ha stattfand. Aus anderen Untersuchungen im selben Gebiet ist bekannt, dass zwischen Ende April und Anfang Mai ansonsten eine sehr rasche Zunahme des TM-Ertrags des Winterroggens von 0,4 auf 2,0 t/ha mit entsprechender Zunahme auch der gebundenen Stickstoffmenge zu erwarten ist (KOFLER und KASAL 2001). Aufgrund der klimatischen Eigenschaften des Untersuchungsgebiets ist aber eine Verzögerung der Bodenvorbereitung eher praxisfern, da eine Verspätung in der Ernte der Winterzwischenfrucht mit dem optimalen Zeitpunkt für die Maisaussaat kollidieren würde.

Schlussfolgerungen

Aufgrund der abnehmenden Düngungseffizienz der Gülle bei zunehmender Güllemenge ist es nicht möglich, gleichzeitig den Maisertrag zu maximieren und das Risiko der Nitratauswaschung zu minimieren. In einem Bereich zwischen 20 und 80 m³ Gülle/ha/Jahr sind Verbesserungen des TM und Energieertrags von Mais, aber auch eine höhere Auswaschung zu erwarten. Sowohl Untersaaten als auch Winterzwischenfrüchte scheinen geeignete Maßnahmen zur Verminderung der Nitratauswaschung zu sein, da sie den Nitratstickstoff-Gehalt im Sickerwasser in drei der sechs untersuchten Messperioden stark reduzierten. Die Verwendung von beiden Maßnahmen birgt allerdings die Gefahr von Mais-Ertragseinbußen unter ungünstigen Wetterbedingungen. Diese Verluste halten sich bei der Verwendung von Winterzwischenfrüchten eher in Grenze, während ein konkretes Risiko sehr starker Mais-Ertragsvermindierungen besteht, wenn Untersaaten gleichzeitig mit dem Mais gesät werden.

Danksagungen

Wir bedanken uns bei Andreas Kasal, Elisabeth Werth, Sara Gottardi, Priska Egger, Manuel Pramsohler, Michael Monthaler, Norbert Paoli, Caterina Sartori, Egon Hilber und Reinhold Seiwald für die wertvolle Hilfe bei der Anlage, Pflege und Betreuung des Versuchs. Die Firma KWS stellte das Versuchssaatgut kostenlos zur Verfügung.

Literatur

- ALLEN, G., L.S. PEREIRA, D. RAES and M. SMITH, 1998: Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. FAO irrigation and drainage paper 56. FAO, Rom.
- ARONSSON, H. and G. TORSTENSSON, 1998: Measured and simulated availability and leaching of nitrogen associated with frequent use of catch crops. *Soil Use and Management* 14, 6-13.
- BÜCHTER, M., M. WACHENDORF, K. VOLKERS und F. TAUBE, 2003: Silomaisanbau auf sandigen Böden Norddeutschlands: Einfluss von Untersaat, Gülle- und Mineral-N-Düngung auf den Nitrataustrag. *Pflanzenbauwissenschaften* 7, 64-74.
- DERSCHE, G. und J. HÖSCH, 2004: Der Einfluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Stickstoffverluste im NÖ-Alpenvorland. In: Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein (Hrsg.): *Landwirtschaft und Grundwasserschutz*, BAL Gumpenstein, Irnding, 9-14.
- DI, H.J. and K.C. CAMERON, 2002: Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 64, 237-256.
- DINNES, L.D., D.L. KARLEN, D.B. JAYNES, T.C. KASPAR, J.L. HATFIELD, T.S. COLVIN and C.A. CAMBARDELLA, 2002: Nitrogen management strategies to reduce nitrate leaching in tile-drained midwestern soils. *Agronomy Journal* 94, 153-171.
- EGGER, P., E. STIMPFL, P. SEIDEMANN und E. SCARPERI, 2005: Falsches Düngen hat schwer wiegende Folgen. *Der Südtiroler Landwirt* 59, 47-48.
- EPA, 1993: Determination of nitrate-nitrite nitrogen by automated colorimetry. EPA Method 353.2. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati.
- GARWOOD, T.W.D., D.B. DAVIES and A.R. HARTLEY, 1999: The effect of winter cover crops on yield of the following spring crops and nitrogen balance in a calcareous loam. *Journal of Agricultural Science* 132, 1-11.
- JOVANOVIĆ, J.-N., M. WACHENDORF and F. TAUBE, 2000: Impact of an undersown grass on the performance of silage maize. *Grassland Science in Europe* 5, 446-448.
- KASAL, A., 1991: Grünroggen als Winterzwischenfrucht. *Der Südtiroler Landwirt* 45, 830.
- KOFLER, S. und A. KASAL, 2001: Vorteile durch Winterzwischenfrüchte. Ackerbauliche Überlegungen sprechen für den Anbau - Versuchsergebnisse. *Der Südtiroler Landwirt* 55, 51-52.
- MARTINEZ, J. and G. GUIRAUD, 1990: Lysimeter study of the effects of a ryegrass catch crop, during a winter wheat/maize rotation, on nitrate leaching and on the following crop. *Journal of Soil Science* 41, 5-16.
- PARENTE, G., S. VENERUS, M. SCIMONE, M. TACCHEO BARBINA and A. DELUISA, 2003: Nitrate leaching during a 4-year period in a maize monoculture trial in Friuli-Venezia Giulia. In: Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein (Hrsg.): *10. Gumpensteiner Lysimetertagung*, BAL Gumpenstein, Irnding, 63-66.
- PERATONER, G. und F. SCHWIENBACHER, 2006: Jetzt kommt die Zeit für Winterroggen. *Der Südtiroler Landwirt* 60, 46-47.
- PERATONER, G. und E. STIMPFL, 2006: Versuche mit Maisuntersaaten in Südtirol. Eine Möglichkeit zur Verminderung der Nitratauswaschung und Bodenerosion. *Der Südtiroler Landwirt* 60, 59-60.
- PERATONER, G. und E. STIMPFL, 2012: Maßnahmen in der Landwirtschaft zum Schutz des Gewässers in Südtirol. In: Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein (Hrsg.): *Wirkung von Maßnahmen zum Boden- und Gewässerschutz*. 3. Umweltökologisches Symposium, Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Irnding, 25-29.
- RASSE, D.P., J.T. RITCHIE, W.R. PETERSON, J. WEI and A.J.M. SMUCKER, 2000: Rye cover crop and nitrogen fertilization effects on nitrate leaching in inbred maize fields. *Journal of Environmental Quality* 29, 298-304.
- SPIEKERS, H., C. POHL und W. STAUDACHER, 2011: Leitfaden zur Berechnung des Energiegehaltes bei Einzel und Mischfuttermitteln für die Schweine- und Rinderfütterung. DLG-Arbeitskreis Futter und Fütterung.
- TORSTENSSON, G. and H. ARONSSON, 2000: Nitrogen leaching and crop availability in manured catch crop systems in Sweden. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 56, 139-152.
- VOS, J. and P.E.L. VAN DER PUTTEN, 2004: Nutrient cycling in a cropping system with potato, spring wheat, sugar beet, oats and nitrogen catch crops. II. Effect of catch crops on nitrate leaching in autumn and winter. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70, 23-31.
- WACHENDORF, M., M. BÜCHTER, K.C. VOLKERS, J. BOBE, G. RAVE, R. LOGES und F. TAUBE, 2006: Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. V. Impact of grass understorey, slurry application and mineral N fertilizer on nitrate leaching under maize for silage. *Grass and Forage Science* 61, 243-252.

Nährstoffauswaschung im Grünland in Abhängigkeit vom Wirtschaftsdüngungs- und Nutzungssystem

Markus Herndl^{1*}, Martina Schink¹, Matthias Kandolf¹, Andreas Bohner¹ und Karl Buchgraber¹

Zusammenfassung

Für viele landwirtschaftliche Betriebe in Österreich stellen Wirtschaftsdünger die Hauptquelle für die Nährstoffversorgung im Wirtschaftsgrünland dar. Ziel einer nachhaltigen und umweltverträglichen Grünlanddüngung sollte sein, Nährstoffe effizient einzusetzen bzw. Düngung und Nutzung so aufeinander abzustimmen, damit Ertrag und Qualität des Bestandes gesichert und das Risiko von Stoffausträgen in das Grundwasser weitgehend vermieden wird.

Auf Basis dieser Annahmen wurde ab dem Jahr 2009 am LFZ-Raumberg-Gumpenstein ein Feldversuch auf Lysimetern durchgeführt, der fünf in der Praxis übliche Wirtschaftsdüngungs- und Nutzungskombinationen hinsichtlich Stickstoffbilanzen bzw. Nitrat- und Phosphorauswaschung charakterisiert und vergleicht. Ergebnisse des dreijährigen Versuchs zeigen, dass sowohl bei extensiven Düngungs- und Nutzungskombinationen, als auch bei intensiverer Düngung und Nutzung die Stickstoffbilanzen und Stickstofffrachten über das Sickerwasser auf sehr niedrigem Niveau liegen und sich im Bereich von 0,1 – 4,5 kg N/ha/a befinden. Hinsichtlich Nitrat- und Phosphorkonzentrationen im Sickerwasser bestätigen die Ergebnisse, die je nach Düngungs- und Nutzungsvariante und Jahr im Bereich von 0,1 – 4,7 mg NO₃/l bzw. 0,01 – 0,08 mg P/l lagen, frühere Studien aus Bayern, die ähnliche Resultate erhielten. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass es bei praxisüblichen, fachgerechten und standortangepassten Kombinationen von Düngungsniveau und Nutzungsintensität bei Einhaltung der EU-Nitratrichtlinie, zu keiner Gefährdung des Grundwassers hinsichtlich Stickstoff- und Phosphorausstrags kommen sollte.

Schlagwörter: Grünlanddüngung, Grünlandnutzung, Wirtschaftsdünger, Nährstoffaustrag, Gewässerschutz

Summary

For many farms in Austria, farm manure provides the main source of nutrient supply in permanent grassland. The aim of sustainable and environmentally friendly grassland fertilization should be an efficient use of fertilizer, to balance fertilization and utilization in order to reinforce yield and quality of grassland and to avoid the risk of nutrient losses into the groundwater. Based on these assumptions, in 2009 a field trial using lysimeters was conducted at AREC Raumberg-Gumpenstein to characterize and compare five common fertilization and utilization combinations in terms of nitrogen balances and nitrogen and phosphorus leaching. Results of the three-year trial showed that both extensive and intensive fertilizer and utilization combinations had nitrogen balances and nitrogen loads at very low levels, which were in the range of 0,1 – 4,5 kg N/ha/year. Regarding nitrate and phosphorus concentrations in the seepage water, the results were depending on fertilization and utilization treatment and year in the range of 0,1 – 4,7 mg NO₃/l and 0,01 – 0,08 mg P/l respectively that confirms outcomes from Bavarian studies. It can be concluded that at common practice and a proper and site-related combination of fertilization level and utilization frequency by adhering the EU Nitrate Directive, there should be no risk to groundwater with respect to nitrogen and phosphorus leaching.

Keywords: grassland fertilization, grassland utilization, farm manure, nutrient leaching, water conservation

Einleitung

Ertrag und Qualität des Wirtschaftsgrünlandes hängen neben den natürlichen Standortvoraussetzungen im Wesentlichen vom verwendeten Düngungs- und Nutzungsregime ab. Wirtschaftsdünger tragen wesentlich zur Düngung im Grünland bei und fallen überwiegend als Gülle, Festmist, Kompost oder Jauche an. Ziel unter dem Aspekt des Grundwasserschutzes ist es, Düngung und Nutzung so aufeinander abzustimmen, damit das Risiko von Stoffausträgen in

das Grundwasser weitgehend vermieden bzw. minimiert wird. Im Fokus steht dabei vor allem der Stickstoff bzw. das Nitrat. Seit den 80er Jahren gibt es zahlreiche Untersuchungen inwieweit sich Bewirtschaftung und hier vor allem die Düngung auf den Nitratgehalt des Sickerwassers und damit auf das Grundwasser unter Grünland auswirkt. Feldversuche hinsichtlich Auswirkungen von Terminierung und dem Einfluss von steigenden Güllegaben auf den Nitratgehalt des Sickerwassers im voralpinen Raum wurden vor allem von der bayerischen Landesanstalt für

¹ Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein (LFZ), Raumberg 38, A-8952 IRDNING

* Ansprechpartner: Dr. Markus Herndl, markus.herndl@raumberg-gumpenstein.at

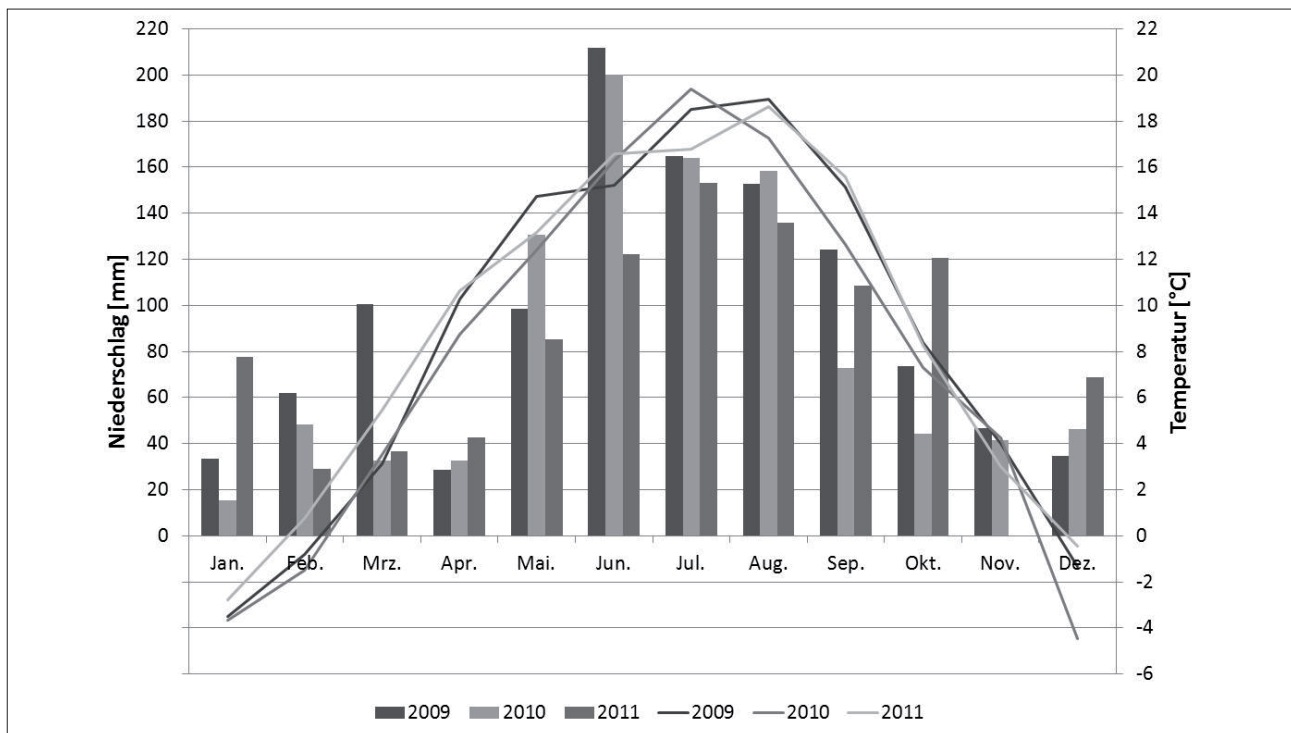


Abbildung 1: Mittlere Tagestemperatur und Niederschlagssumme für die Jahre 2009-2011 am Standort Raumberg-Gumpenstein

Tabelle 1: Kennwerte der Bodenmonolithen in den Schwerkraftlysimetern am Versuchsstandort Raumberg-Gumpenstein

Lysimeter	pH-Wert in CaCl ₂	Humusgehalt %	N _{tot}	C:N	P _{CAL} mg/kg	Sand %	Schluff %	Ton %
a	5,6	4,4	0,2	10,9	38,2	41,9	50,1	8,0
b	5,7	4,2	0,2	11,4	37,0	40,3	52,1	7,7
c	5,5	4,1	0,2	11,0	32,9	41,3	50,2	8,6
d	6,0	4,2	0,2	10,8	37,4	41,7	50,1	8,2
e	5,2	5,0	0,3	11,3	36,0	45,7	45,5	8,8

Landwirtschaft (LfL) durchgeführt (DIEPOLDER und RASCHBACHER 2011a,b,c). Hier wurden mit Hilfe von Saugkerzenanlagen Nitratgehalte unter weidelgrasreichen Beständen mit vier und mehr Schnitten quantifiziert. Fazit der Versuche ist, dass bei güllebetonter Düngung auch bis in Höhe von 230 kg N/ha keine Gefährdung des Grundwassers nachgewiesen wurde (DIEPOLDER und RASCHBACHER 2011c). Untersuchungen hinsichtlich Grünlandbewirtschaftung und Gewässerschutz im alpinen Raum wurden vor allem von der BAL Gumpenstein durchgeführt (z.B. EDER 2000). Um die Ergebnisse auf Dauergrünland und bei extensiveren Schnittnutzungen zu erhalten, wurde am LFZ Raumberg-Gumpenstein im Jahr 2007 ein Feldversuch auf Lysimetern angelegt. Er soll fünf in der Praxis übliche Wirtschaftsdüngungs- und Nutzungskombinationen hinsichtlich Stickstoffbilanzen bzw. Nitrat- und Phosphorauswaschung charakterisieren und vergleichen. Dieser Systemvergleich soll helfen, praxistaugliche Empfehlungen zur Anwendung von Wirtschaftsdüngern in praxisüblichen Nutzungssystemen geben zu können bzw. Angaben über Nährstoffverluste durch Auswaschung zur Verfügung stellen zu können.

Material und Methoden

Versuchsstandort

Der Wirtschaftsdüngungs- und Nutzungsversuch auf Lysimetern wurde auf einer Versuchsfläche am LFZ Raumberg-Gumpenstein angelegt. Der Versuch befindet sich in 700 m Seehöhe, wobei die langjährige Jahresmitteltemperatur 7,4 °C und der durchschnittliche Jahresniederschlag 1043 mm beträgt. In den Untersuchungsjahren 2009-2011 waren die Unterschiede im Monatsniederschlag im Januar, Juni und Oktober am höchsten. Bei den durchschnittlichen Monats-temperaturen weist vor allem der Dezember im Jahresvergleich die größten Unterschiede zwischen den Jahren auf (Abbildung 1).

Lysimeterversuch

Der Lysimeterversuch ist an einen Düngungs- und Nutzungsversuch der bereits 1993 angelegt wurde, angegliedert. In diesem Versuch geht es darum, Ertrag und Qualität von Dauergrünland bei unterschiedlicher Düngung und Nutzung zu beobachten. Der Wirtschaftsdüngungs- und

Tabelle 2: Versuchsvarianten des Wirtschaftsdüngungs- und Nutzungsversuchs auf Lysimetern am Versuchsstandort Raumberg-Gumpenstein

Lysimeter	Variante	Düngart	Aufwandmenge GVE	Anwendungszeitpunkt	Schnittanzahl
a	1	Rottemist, Jauche*	0,5	Rottemist und Jauche zu Vegetationsbeginn	1
b	2	Rottemist, Jauche	1,0	Rottemist zu Vegetationsbeginn, Jauche nach 1. Schnitt	2
c	3	Rindergülle	1,0	Vegetationsbeginn, nach 1. Schnitt	2
d	4	Rindergülle	1,4	Vegetationsbeginn, nach 1. und 2. Schnitt	3
e	5	Rindergülle	1,8	Vegetationsbeginn, nach 1., 2. und 3. Schnitt	4

* Rottemist und Jauche aus der Milchviehhaltung

Tabelle 3: Gedüngte Nährstoffe, Bestandeszusammensetzung und Jahrestrockenmasseertrag in den Jahren 2009-2011

Jahr	Variante	Düngart	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Artenanteile			Ertrag TM dt/ha/a
						Gräser %	Klee %	Kräuter %	
2009									
	1	Rottemist [Jauche]	39[7]	33[1]	42[12]	89	8	3	60,7
	2	Rottemist [Jauche]	78[11]	65[1]	83[50]	81	17	2	99,8
	3	Rindergülle	78	35	69	80	19	1	87,7
	4	Rindergülle	110	47	120	68	31	1	106,4
	5	Rindergülle	139	61	143	67	29	4	98,3
2010									
	1	Rottemist [Jauche]	21[7]	12[1]	25[13]	97	2	1	63,1
	2	Rottemist [Jauche]	43[13]	25[1]	51[26]	94	3	3	109,4
	3	Rindergülle	70	29	62	87	11	3	91,0
	4	Rindergülle	99	39	109	97	3	<1	102,0
	5	Rindergülle	128	51	130	80	17	3	70,9
2011									
	1	Rottemist [Jauche]	41[6]	25[1]	52[13]	99	1	<1	68,3
	2	Rottemist [Jauche]	80[12]	50[1]	103[25]	97	3	<1	72,6
	3	Rindergülle	65	25	75	96	4	<1	76,4
	4	Rindergülle	102	41	114	98	2	<1	85,7
	5	Rindergülle	142	55	146	97	3	<1	65,2

Nutzungsversuch auf Lysimetern wurde 2007 auf einer bestehenden Lysimeteranlage angelegt, wobei auf Parzellen mit einer Fläche von 20 m² mit Dauerwiese B (ÖAG) angesät wurde. Für die Auswertungen der Ergebnisse in diesem Beitrag wurden die Jahre 2009-2011 herangezogen, um die Effekte vom Vorversuch möglichst zu minimieren. Die Parzellen im Versuch sind vierfach wiederholt, wobei in einer Wiederholung ein monolithischer nicht-wägbarer Schwerkraftlysimeter untergebracht ist, welcher zur Quantifizierung der Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser dient. Dieser hat eine kreisförmige Oberfläche von 1 m². Die Sickerwassergewinnung erfolgt über Freiausläufe an der Lysimeterunterkante in 1,5 m Bodentiefe. Die Böden auf dem Versuch bzw. im Lysimeter sind tiefgründige Braunerden aus fluvioglazialen Sedimenten mit der Bodenart lehmiger Sand. Die Böden in den Lysimetern weisen typische Bodenkennwerte für Braunerden auf und sind über alle Monolithen hinweg homogen und daher gut vergleichbar (Tabelle 1).

Versuchsvarianten

Die geprüften Versuchsvarianten im historischen Düngungs- und Nutzungsversuch entstanden aus praxisüblichen Anfallsmengen an Wirtschaftsdüngern. Für die Varianten

auf dem Lysimeterversuch wurden die Wirtschaftsdünger (Rottemist/Jauche aus der Milchviehhaltung) und Rindergülle mit abgestuften Ausbringungsmengen und Nutzungsfrequenzen ausgewählt (Tabelle 2). Die Abstufung erfolgt nach GVE die je nach Wirtschaftsdüngerart eine andere Anfallsmenge bedeutet. Bei Rottemist entspricht 1 GVE einer Ausbringungsmenge pro ha und Jahr von 10,9 t bei Jauche 4,1 t und bei Gülle 14,5 t. Die Nährstoffgehalte der eingesetzten Wirtschaftsdünger können daher je nach Jahr etwas unterschiedlich sein, was aber auch in der Praxis der Fall ist (Tabelle 3).

Versuchsdurchführung

Die Düngung im Versuch erfolgte per Hand, wobei die unvermeidbaren, gasförmigen Ausbringungsverluste bei Rottemist, Jauche und Rindergülle laut Richtlinien für die sachgerechte Düngung (BMLFUW 2006) angesetzt wurden. Aus der Biomasse der einzelnen Schnitte wurden aus jeweils einer Teilprobe die Nährstoffanalysen hinsichtlich Stickstoff mittels Kjeltex-Apparat (Verbrennungsmethode nach DUMAS, NAUMANN et al. 1997) durchgeführt. Die quantitative und qualitative Sickerwasserbeprobung erfolgte in unregelmäßigen Abständen (je nach Anfall), wobei min-

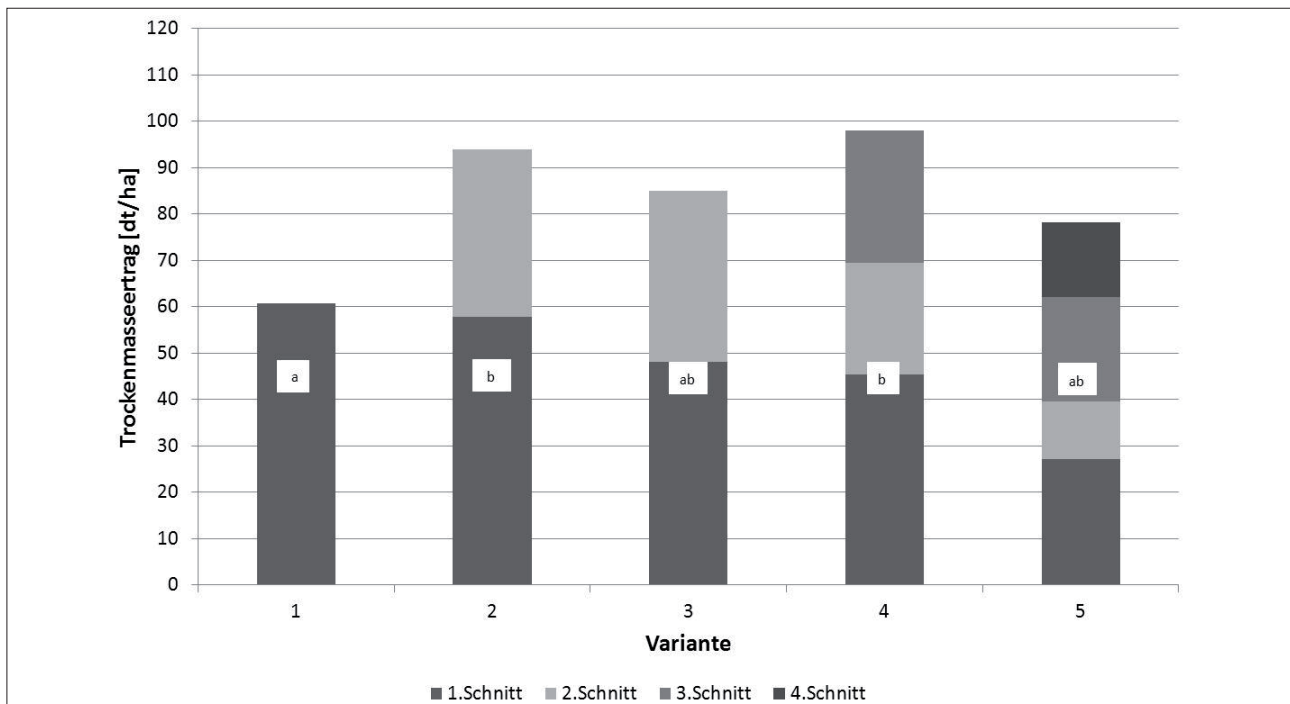


Abbildung 2: Mittlere Jahrestrockenmasseerträge dargestellt als Summe der Erträge der einzelnen Schnitte aus den Jahren 2009 bis 2011

destens einmal pro Monat eine Probe zur Analyse gezogen wurde. Die gewonnenen Niederschlags- und Sickerwasserproben wurden im Labor der LFZ Raumberg-Gumpenstein analysiert. Mittels Ionenchromatografie und Photometer wurden die Inhaltsstoffe NO_2 , NO_3 , NH_4 und P ermittelt.

Auswertung

Die statistische Verrechnung der mittleren jährlichen Trockenmasseerträge, sowie der Nährstoffkonzentrationen in den Wasserproben erfolgte mit dem Statistikpaket SAS unter Anwendung eines multiplen Mittelwertvergleichs mit der Methode LSD (SAS INSTITUTES 2000). Unterschiedliche Kleinbuchstaben bedeuten signifikante Differenzen der Mittelwerte bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 %.

Ergebnisse und Diskussion

Düngung, Erträge und Bestandeszusammensetzung

Die statistische Auswertung der Ertragsdaten weist nur signifikante ($\alpha=0,05$) Unterschiede zwischen den Varianten über die Jahre hinweg auf. Wie in *Abbildung 2* und *Tabelle 3* ersichtlich, unterscheidet sich lediglich Variante 1 signifikant von 2 und 4, was auf Grund der Einschnittnutzung von Variante 1 relativ eindeutig zu erklären ist. Interpretationen hinsichtlich des Nettoeinflusses von Düngerart, -menge und Nutzungshäufigkeit auf den Ertrag über alle Varianten hinweg lässt die Versuchsanordnung nicht zu, was auch die Statistik belegt. Hinsichtlich Bestandeszusammensetzung zeigt sich über die Jahre hinweg bei allen Varianten eine Zunahme des Gräseranteils bzw. eine beträchtliche Abnahme des Kleeanteils, was sich vor allem

Tabelle 4: N-Bilanzen und N-Frachten im Sickerwasser in den Jahren 2009-2011

Jahr	Variante	N Klee ¹	N-Zufuhr ²	N-Abfuhr kg/ha	Saldo	N-Fracht ³
2009	1	12	61	116	-55	2,52
	2	42	128	142	-14	3,66
	3	41	117	134	-17	18,49
	4	84	188	206	-18	1,97
	5	70	200	255	-55	3,86
2010	1	3	38	119	-81	0,42
	2	8	67	152	-85	0,34
	3	24	95	128	-33	1,36
	4	7	103	178	-75	1,15
	5	30	151	177	-26	4,49
2011	1	1	49	78	-29	0,15
	2	5	92	83	9	0,13
	3	9	72	100	-28	0,84
	4	3	99	130	-31	0,68
	5	4	135	148	-13	3,17

¹ N-Eintrag aus dem Klee (ermittelt nach KLOPF 2012)

² N-Zufuhr setzt sich zusammen aus N-Deposition aus dem Niederschlag (8, 10 und 7 kg N_{anorg} jeweils im Jahr 2009, 2010 und 2011) N aus der Düngung und N-Eintrag aus dem Klee abzüglich N-Ausbringungsverluste laut Richtlinien für die sachgerechte Düngung (BMLFUW 2006).

³ N-Fracht im Sickerwasser entspricht $\text{N}_{\text{anorg}} = \text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$

auf die N-Zufuhr und damit auf die N-Bilanz auswirkt. Dieser Effekt ist wie auch beim Ertrag hauptsächlich auf die Beeinflussung durch Düngungs- und Nutzungskombinationen und unterschiedliche Erntezeitpunkte zu erklären.

N-Bilanzierung

Bei der N-Bilanzierung wurde die N-Abfuhr (errechnet aus dem N-Gehalt der Biomasse multipliziert mit dem Jahrestrockenmasseertrag) mit der N-Zufuhr (errechnet aus der Summe der Deposition aus dem Niederschlag, der Düngung und des Eintrages über den Klee) verrechnet. Bei der Bewertung der N-Salden ist besonders darauf zu achten, dass bei der Gesamtstickstoffzufuhr über die Jahre und die Varianten hinweg die N-Zufuhr über den Klee den höchsten Betrag ausmacht. Während die N-Düngung (bis auf Rottemist/Jauche 2010) annähernd über die Jahre gleich blieb, sind der Kleeanteil und der damit verbundene N-Eintrag eklatant gesunken. Bei Variante 4 und 5 zum Beispiel sank der Anteil von anfänglich 84 bzw. 70 kg N-Eintrag aus dem Klee auf 3 und 4 kg im Jahr 2011 ab (Tabelle 4). Da die N-Bilanzierung nur für die mit Lysimeter ausgestatteten Wiederholungen durchgeführt wurde, konnte keine statistische Analyse durchgeführt werden. Es zeigt sich aber, dass bis auf Variante 2, die im Jahr 2011 eine positive N-Bilanz hatte, alle Salden teilweise beträchtlich negativ ausfallen. Negative Salden weisen auch die N-Bilanzen in den Untersuchungen von DIEPOLDER und RASCHBACHER (2011c) auf, die selbst bei der Variante mit 230 kg N Düngung aus Gülle negativ blieb. Der N-Saldo von Variante 2 im Jahr 2011 ist auch nur deshalb positiv, weil der Ertrag in diesem Jahr trotz erhöhter Düngung (50% mehr als Variante 1) im Vergleich nur geringfügig erhöht war. Betrachtet man alle Salden, fällt auf, dass es keinen über die Jahre eindeutigen Zusammenhang zwischen Düngung, N-Zufuhr und N-Saldo gibt. Das hängt zum einen von der Änderung der Bestandeszusammensetzung ab, aber auch von kompensatorischen bzw. kombinierten Effekten von Düngung und Nutzung.

N-Fracht, Nitrat- und Phosphorkonzentrationen im Sickerwasser

In Tabelle 4 und 5 sind für die einzelnen Varianten die N-Fracht bzw. die Nitrat- und Phosphorkonzentrationen im Sickerwasser dargestellt. Auffallend ist, dass die Variante 2 im Jahr 2009 eine überdurchschnittlich hohe Fracht von rund 18 kg N/ha aufweist. Da die Nitratkonzentration nicht ungewöhnlich hoch ist, muss der Grund in der Höhe des Sickerwasseranfalls gegeben sein. Sieht man sich den überproportionalen Sickerwasseranfall im Monat März von über 1500 mm an, kann die hohe N-Fracht relativ einfach erklärt werden (Abbildung 3 und 4). Diese hohe Sickerwassermenge ist zur Schneeschmelze angefallen, welche in diesem Jahr durch rasches Abschmelzen kombiniert mit Makroporenfluss erreicht wurde. Die Varianten unterscheiden sich in der N-Fracht über die Jahre hauptsächlich in der absoluten Menge, die bis auf die Variante 2 im Jahr 2009 bei maximal 4,5 kg N/ha lag. Dieser Wert deckt sich mit Untersuchungen von DIEPOLDER und RASCHBACHER 2011c, die ähnliche Werte bei Gülledüngung erzielten. Im Vergleich der Varianten über die Jahre, kann wie schon bei den N-Salden kein Zusammenhang zwischen Düngung, N-Zufuhr und N-Fracht erkannt werden. Die Gründe sind die gleichen wie bei den Salden. Die statistische Analyse der Nitratkonzentrationen zeigt, dass es sowohl zwischen den Jahren als auch zwischen den Varianten in den jeweiligen Jahren signifikante ($\alpha=0,05$) Unterschiede gibt. Betrachtet man die einzelnen Varianten,

Tabelle 5: Mittlere Nitrat- und Phosphorkonzentrationen im Sickerwasser in den Jahren 2009-2011

Jahr	Variante	Probenumfang	Nitratgehalt mg/l	SF	P-Gehalt mg/l	SF
2009	1	40	0,90 a	0,33	0,08b	0,02
	2	48	1,36 ab	0,30	0,01a	0,02
	3	58	1,94 b	0,27	0,07b	0,02
	4	42	1,68 ab	0,32	0,08b	0,02
	5	37	3,68 c	0,34	0,00a	0,02
2010	1	29	0,38 a	0,28	0,01a	0,01
	2	27	0,46 ab	0,29	0,00a	0,01
	3	29	0,67 ab	0,28	0,00a	0,01
	4	25	1,22 b	0,31	0,00a	0,01
	5	26	4,65 c	0,30	0,00a	0,01
2011	1	16	0,69 a	0,30	0,01a	0,00
	2	20	0,14 a	0,27	0,00a	0,00
	3	19	0,78 a	0,27	0,00a	0,00
	4	21	0,77 a	0,26	0,01a	0,00
	5	20	3,23 b	0,27	0,00a	0,00

Mittelwerte die mit demselben Buchstaben versehen sind, sind nicht signifikant ($\alpha=0,05$) verschieden.

kann zumindest bei der Variante 1 und 5 ein eindeutiger Zusammenhang der Düngungs- und Nutzungskombination mit der Nitratkonzentration über die Jahre hinweg hergestellt werden. Da bei den Varianten 2 und 3 (gleiche Schnittanzahl, unterschiedliche Düngerart und -menge) schnell lösliche N-Anteile aber auch nachwirksame Anteile vorhanden sind, gibt es keine Unterschiede. Wie bei der N-Fracht bestätigen die Ergebnisse dieser Studie auch jene von DIEPOLDER und RASCHBACHER 2011c, die Nitratkonzentrationen bei Gülledüngung im Mittel von 1,3 bzw. bei Stallmistdüngung von 1,7 mg/l ermittelten. Die zusätzlich erfasste Phosphorkonzentration im Sickerwasser liegt bis auf das Jahr 2009 im Bereich von 0,01 mg/l was sich mit Ergebnissen aus früheren Untersuchungen (BOHNER und EDER 2006) deckt. Die statistische Betrachtung der Phosphorkonzentration weist bis auf Variante 1, 3 und 4 im Jahr 2009 keine Unterschiede aus, und zeigt daher auch keinen Zusammenhang der Düngungs- und Nutzungskombination mit der Phosphorkonzentration über die Jahre hinweg.

Literatur

- BMLFUW, 2006: Richtlinien für die sachgerechte Düngung. Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz. 6. Auflage, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 80 S.
- BOHNER, A. und G. EDER, 2006: Boden- und Grundwasserschutz im Wirtschaftsgrünland. Seminar Umweltprogramme für die Landwirtschaft, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 53-64.
- DIEPOLDER, M. und S. RASCHBACHER, 2011a: Versuchsergebnisse zur Terminierung der Güllegaben bei Grünland. In: Tagungsband Internationale Tagung „Gülle 11 – Gülle- und Gärrestdüngung auf Grünland, 61-65, Hsg. Elsässer, Diepolder, Huguenin-Eli, Pötsch, Nußbaum, Meßner, Landwirtschaftliches Zentrum Baden-Württemberg.
- DIEPOLDER, M. und S. RASCHBACHER, 2011b: Nitratbelastung unter Grünlandflächen – Versuchsergebnisse aus Bayern. In: Tagungsband Internationale Tagung „Gülle 11 – Gülle- und Gärrestdüngung auf Grün-

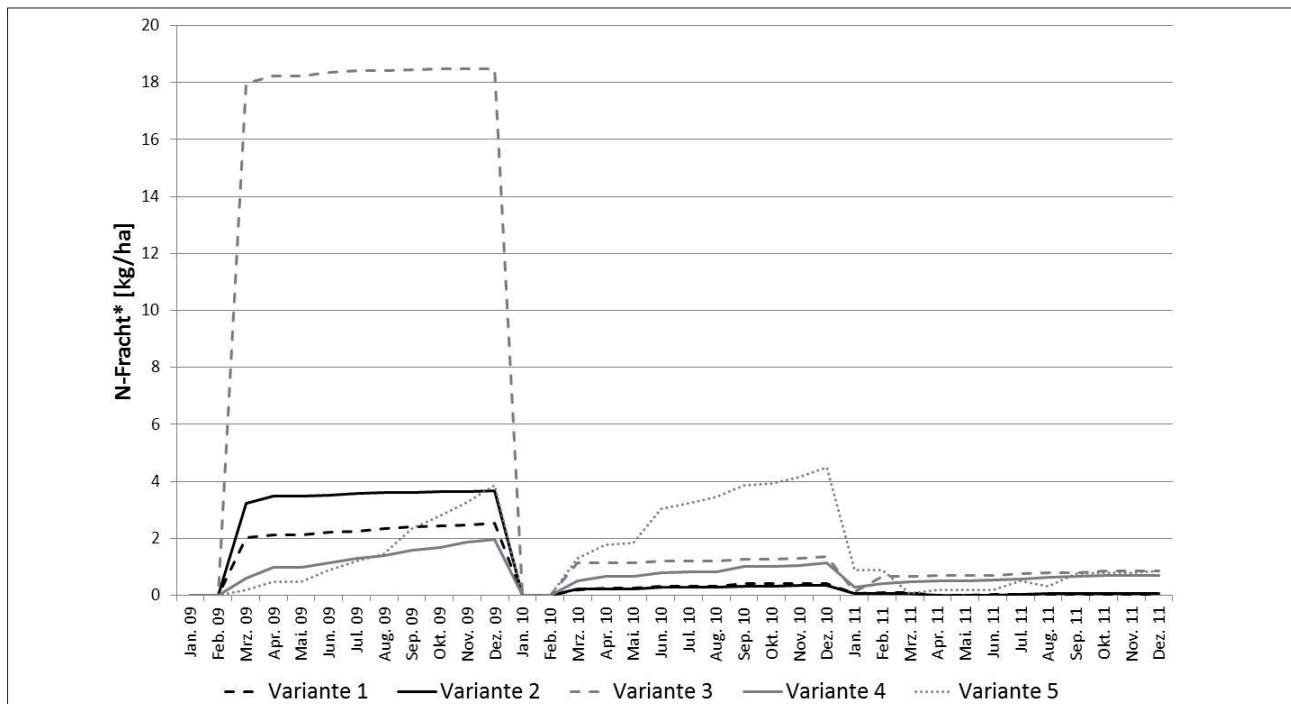


Abbildung 3: Kumulierte monatliche N-Fracht (N_{anorg}) im Sickerwasser; *N-Fracht entspricht $N_{\text{anorg}} = \text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$

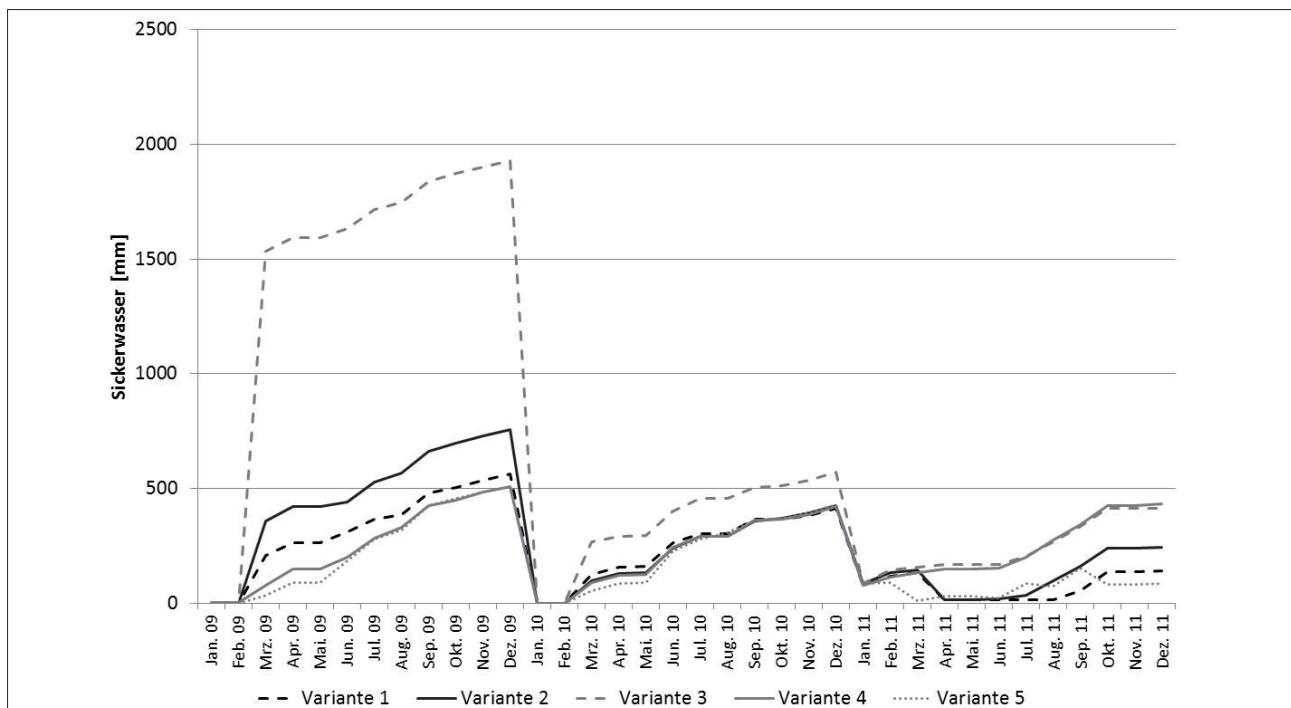


Abbildung 4: Kumulierte monatliche Sickerwassermenge

land, 190-194, Hsg. Elsässer, Diepolder, Huguenin-Eli, Pötsch, Nußbaum, Meßner, Landwirtschaftliches Zentrum Baden-Württemberg.

DIEPOLDER, M. und S. RASCHBACHER, 2011c: Erträge, Futterqualität und Nährstoffgehalte des Sickerwassers bei unterschiedlicher Grünlanddüngung. Schule und Beratung, Heft 3-4/11, III-18-23. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.

EDER, G., 2000: Stickstoffauswaschung schwankt stark. Der fortschrittliche Landwirt, Heft 2, 34-35.

KLOPF, K. 2012: Einfluss unterschiedlicher Düngungsintensitäten auf standortbedingte Nährstoffauswaschungen im Feldfutterbau. Masterarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien, 159 S.

NAUMANN, C., R. BASSLER, R. SEIBOLD und C. BARTH, 1997: Methodenbuch, Band 3: Die chemische Untersuchung von Futtermitteln. VDLUFA-Verlag, Darmstadt.

SAS INSTITUTE INC, 2000: SAS/STAT user's guide. Cary, NC, USA.

Versuchsergebnisse verschiedener landwirtschaftlicher Bewirtschaftungssysteme und deren Umsetzungsstrategien in Grundwasser sensiblen Gebieten von Graz bis Radkersburg

Johannes Maßwohl¹ und Christoph Zirngast^{1*}

Zusammenfassung

Die Sicherung des Grundwassers zur Nutzung als Trinkwasser in ackerbaulich intensiv genutzten Regionen bewegt sich im Spannungsfeld zwischen den Interessen der Landwirtschaft und wasserwirtschaftlichen Zielvorstellungen. Die landwirtschaftliche Umweltberatung, welche seit 1988 in Form eines Projektes mit derzeit sieben Umweltberatern, in der quartären Talflur der Mur in den Bezirken Graz-Umgebung, Leibnitz und Radkersburg tätig ist, versucht diese unterschiedlichen Interessen zu bündeln und in der Beratung am landwirtschaftlichen Betrieb in die Praxis umzusetzen.

Im Rahmen der eigenen Versuchtätigkeit stehen Fragestellungen zu den Themenbereichen Begrünungen, Bodenbearbeitung, Wirtschaftsdüngeruntersuchungen, N_{\min} -Messungen, Sollwertsystem etc. im Vordergrund. Die pflanzenverfügbare Wirkung eingesetzter Düngemittel, deren Umsetzung im Boden bzw. deren Auswaschung ins Grundwasser stellen hierbei Kernbereiche dar.

Anhand langjähriger kontinuierlicher N_{\min} -Messungen und Sammlung von Klimadaten auf Ackerstandorten des Unteren Murtales (Graz bis Radkersburg) wird versucht, den Zusammenhang zwischen Boden und Klimadaten sowie den Einfluss der Bewirtschaftung auf das Mineralisationsverhalten verschiedener Bodenformen einzuschätzen. Die sich daraus ergebenden Kenntnisse sollen Grundwasser relevante Informationen verschiedener Bewirtschaftungssysteme liefern und praxisübliche Düngestrategien hinterfragen. Unterstützt werden diese Untersuchungen durch die Sickerwassergewinnung mittels Sickerwassersammler und Bodenwassergewinnung mittels Saugkerzen.

Gebietsbeschreibung und Standorte

Die Standorte liegen in den Bezirken Graz-Umgebung, Leibnitz und Radkersburg. Die Jahresniederschläge in diesen Gebieten liegen zwischen 830 und 900 mm, die Jahresdurchschnittstemperaturen zwischen 8,7 und 9,3 °C.

Die einzelnen Standorte unterscheiden sich in der Bodenart, der Gründigkeit und der Bewirtschaftung wesentlich.

Summary

The protection of groundwater for use as drinking water in intensively farmed arable regions moves in the tension between the interests of agriculture and water management objectives.

Already in the middle of the eighties media reported about increased nitrate levels in ground water reservoir from the Leibnitzer Feld.

To protect and to improve the quality of the Styrian ground water the government of Styria started a ground water protection programme. Due to this programme, the first protected and highly protected areas were established. In the same year the project "Landwirtschaftliche Umweltberatung" was established.

As part of their experimental activity questions of planting, tillage, manure tests, N_{\min} measurements, reference system etc. are foregrounded. The effects of fertilizers, of their implementation in the soil and their leaching into the groundwater, represents the core areas.

In long-term continuous measurements of N_{\min} and collection of climate data on arable land of the "Unteres Murtal" (Graz to Radkersburg) will attempt to evaluate the relationship between soil and climate data, and the impact of agricultural management on the mineralization behavior of different soil types.

To reduce material emissions from arable land into ground water it is important both to make farmers familiar with legal measures and transfer regionally validated research results on ground water protection measures to the farmers.

These are supported by the studies using suction plates and soil water extraction by suction cups.

Der Standort Gerbersdorf wird als konventionelles, aufgelockertes Fruchtfolgesystem bewirtschaftet. Im Vergleich dazu wird der Standort Oberrakitsch in einem stark Mais betonten Fruchtfolgesystem geführt. Die beiden Standorte sind als mittelschwer bis schwer und tiefgründig zu bezeichnen. Der Standort Zettling ist als leicht und mittelgründig einzustufen und ist ein biologisch geführter Ackerstandort. Die Bodenformen der Standorte sind Lockersedimentbraunerden.

¹ Landwirtschaftliche Umweltberatung, Bezirkskammer Leibnitz, Julius Strauß Weg 1, A-8430 LEIBNITZ

* Ansprechpartner: DI Christoph Zirngast, christoph.zirngast@lk-stmk.at

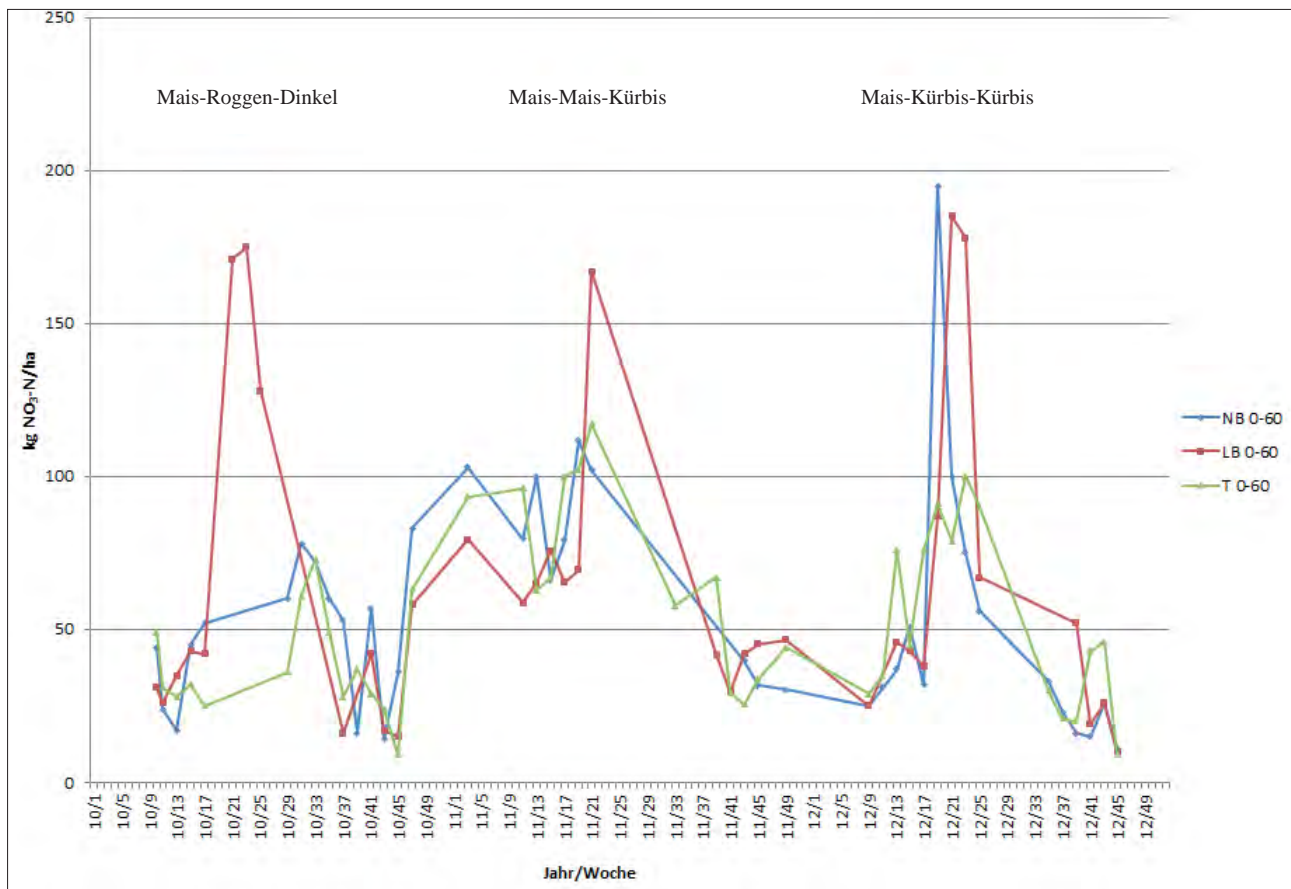


Abbildung 1: Verlauf der N_{\min} -Werte in einer Tiefe 0-60 cm der Standorte NB, LB und T der Jahre 2010-2012

Sickerwassersammler und Saugkerzen

Der Sickerwassersammler am Standort Oberrakitsch (LB) ist mit einer Saugplatte ausgestattet und in einer Tiefe von ca. 110 cm platziert. Der Unterdruckspeicher wird nicht mit variablem Unterdruck, sondern mit konstantem Unterdruck von 0,2 bar eingestellt. Die Saugkerzen am Standort Gerbersdorf (NB) sind in den Tiefen 50 cm, 80 cm und 110 cm eingebaut. Zusätzlich ist es am Standort möglich, anfallendes Drainagenwasser zu beproben. Die Saugkerzen am Standort Zettling (T) sind in den Tiefen 35 cm, 60 cm, 100 cm, 150 cm und 200 cm eingebaut.

Diese Messstelle wurde von JOANNEUM RESEARCH im Rahmen eines Projektes errichtet, und nach Beendigung des Projektes von der Landwirtschaftlichen Umweltberatung weiter beprobt. Eine detaillierte Darstellung der Messstelle ist DALLA-VIA (2004) zu entnehmen.

N_{\min} -Ergebnisse

Die N_{\min} -Werte werden in erster Linie von der Bodenart, von der Kultur, der Bodenbearbeitung und von der Witterung bestimmt.

Am Verlauf der N_{\min} -Kurven am Standort LB zeigen sich bei einer Maismonokultur jährliche Spitzen im Zeitraum Anfang Mai bis Anfang Juni. Im Vergleich dazu sind bei Wintergetreide diese Frühjahrsspitzen nur ansatzweise erkennbar. Jedoch zeigen sich nach der Getreideernte erhöhte

Werte im Boden. Mit Ende des Jahres 2010 erfolgte ein Anstieg der N_{\min} -Werte auf allen Standorten, unabhängig von der Fruchtfolge bzw. der Düngungshöhe. Vergleichsweise dazu befinden sich die N_{\min} -Werte aller Standorte in den Jahren 2011 und 2012 mit Ende der Vegetationszeit auf einem wesentlich niedrigeren Niveau, wiederum unabhängig von Fruchtfolge und Düngungshöhe.

Die Nitratwerte der Saugkerzenproben bilden tendenziell die N_{\min} -Werte des Bodens zeitverzögert ab. Die N_{\min} -Frühjahrsspitzen der Hackfrüchte Mais und Kürbis finden sich mit einer niederschlagsbedingten Verzögerung von einigen Wochen auch in den Saugkerzenproben der Tiefen 50 und 80 cm wieder.

Der Verlauf der Nitratkonzentrationen im Bodenwasser bzw. Sickerwasser der drei Standorte NB, LB und T ist in der *Abbildung 3* dargestellt. Die Kurven der konventionellen Standorte LB und NB zeigen einen ähnlichen Verlauf auf einem relativ niedrigen Niveau. Innerhalb der drei analysierten Jahre wurde der Wert von 50 mg Nitrat/l Bodenwasser am Standort NB dreimal überschritten (52-68 mg Nitrat/l). Am Standort LB wurde dieser viermal überschritten (52-66 mg Nitrat/l). Am biologischen Standort T liegen die Nitratwerte des Bodenwassers der Saugkerze in einer Tiefe von 100 cm überwiegend über 50 mg Nitrat/l Bodenwasser. Die hohen Werte dieses Standortes begründen sich in erster Linie auf die Standort gegebenen Bodenbedingungen. Vergleichsweise zu den zwei tiefgründigen, mittelschweren bis

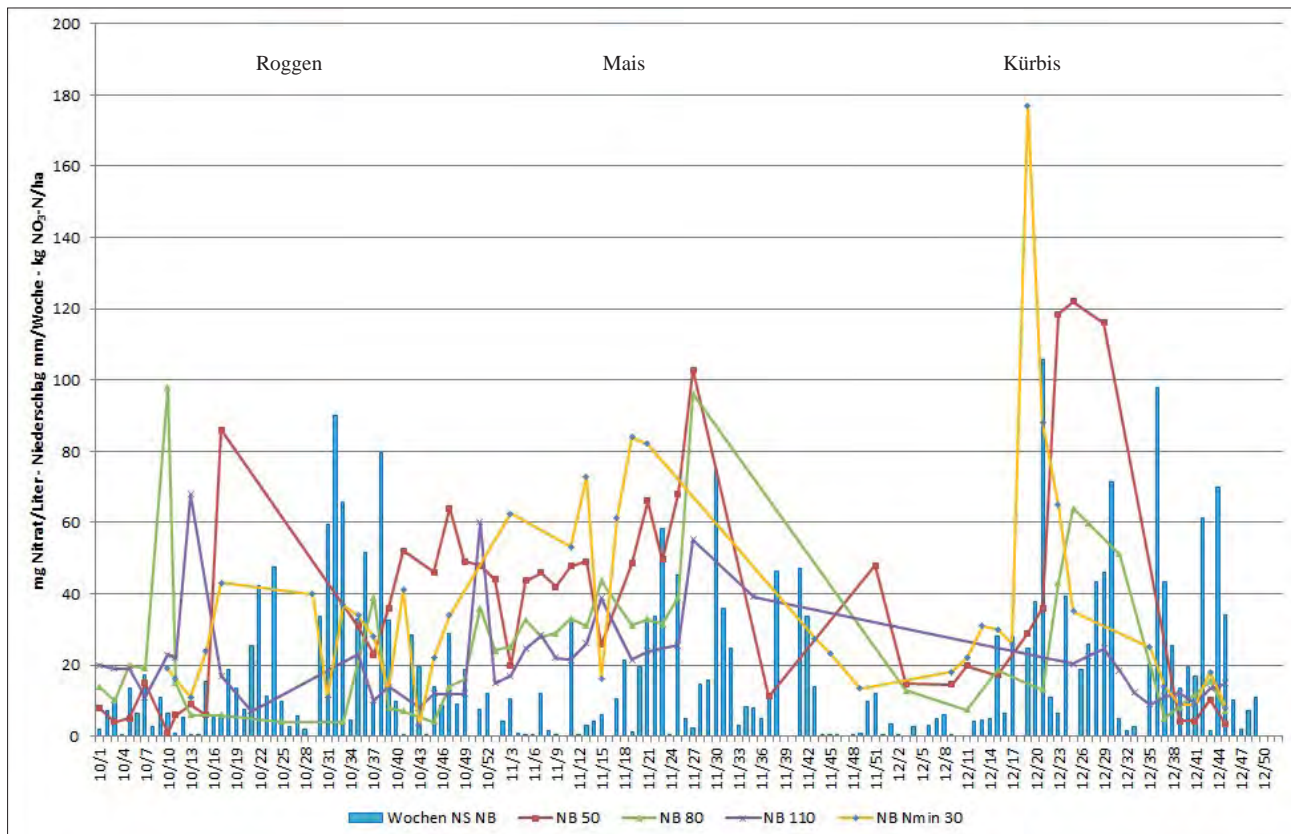


Abbildung 2: Nitratwerte im Bodenwasser unterschiedlicher Tiefen, N_{min} -Werte 0-30 cm und Niederschlagsdaten am Standort NB der Jahre 2010-2012

schweren, konventionellen Standorten ist dieser Standort ein mittelgründiger, leichter Standort auf Schotter. Bedingt durch eine gute Erwärmbarkeit des Bodens und die dadurch entstehenden intensiven Mineralisationsphasen – in Kombination mit einem geringeren Wasserspeichervermögen –, erhöht sich das Austragungspotential für Nitrat-N anscheinend enorm.

Die Saugkerzen und Sickerwassersammler zeigen tendenziell ein zeitlich nahe liegendes Auftreten der Nitratwerte im Boden- bzw. Sickerwasser. Die Kombination aus beiden Systemen (Saugkerzen und Lysimeter) würde hinsichtlich der Verlagerung der Stickstoffkonzentrationen in tiefere Schichten, Informationen bereitstellen (Saugkerzen) bzw. die Berechnung von Stickstofffrachten in das Grundwasser ermöglichen (Lysimeter).

Schlussfolgerungen und Ausblick

Die vorangestellten Daten belegen, dass bei standorts- und ertragsangepasster Düngung, augenscheinlich ein ausgeprägter Einfluss der Bodenart und der Bodengründigkeit auf die Nitratverlagerung im Boden gegeben ist. Selbst hohe N_{min} -Werte im Boden der tiefgründigen, konventionellen Standorte sind nur ansatzweise und sehr vereinzelt im Boden- bzw. Sickerwasser in einem Meter Tiefe wieder zu finden.

Die „gemäßigten“ N_{min} -Werte des biologischen Standortes sollten hingegen auf geringere Nitratwerte im Bodenwasser

tieferer Schichten bzw. im Sickerwasser schließen lassen. Jedoch zeigten die Untersuchungen, dass sich über einen längeren Zeitraum hohe bis sehr hohe Nitratkonzentrationen in den Proben der Saugkerzen und im Sickerwasser dieses Standortes finden.

In der Beratung ist daher neben einer standorts- und ertragsangepassten Düngung auf allen Böden, der Fokus vor allem auf leichte, seicht- bis mittelgründige Standorte zu legen. In Umsetzung der behandelten Problematik sind in der Umweltberatung bereits seit 25 Jahren Maßnahmen wie Zwischenfruchtbau, SWS-Mais, Gülleuntersuchungen, Düngplanung und Düngbilanzierung sowie Weiterbildungsveranstaltungen im Bereich des Grundwasserschutzes gesetzt worden. Neue Strategien in der Düngung und in den Anbauverfahren (StripTill mit Unterfußdüngung, Injektorverfahren, Verwendung von Ammoniumstabilisatoren, Getreide-Frühsaaten) sollen die aktuell niedrigen Werte an Nitrat im Grundwasser absichern. Als Zukunftsweg in der landwirtschaftlichen Umweltberatung wird explizit, unter Erstellung einer modellhaften, EDV-gestützten, einzelbetrieblichen Bewirtschaftungsanalyse, auf die Zusammenhänge Düngung-Bodenbearbeitung-Fruchtfolge eingegangen. Ziel ist es, unter Einbindung der Standortfaktoren, ein betriebliches Bewirtschaftungsmanagement zur Reduktion der Nitratwerte im Grundwasser zu erreichen. Diese modellhafte Darstellung soll der Landwirtin bzw. dem Landwirt eine praxisnahe und variable Umsetzung ermöglichen.

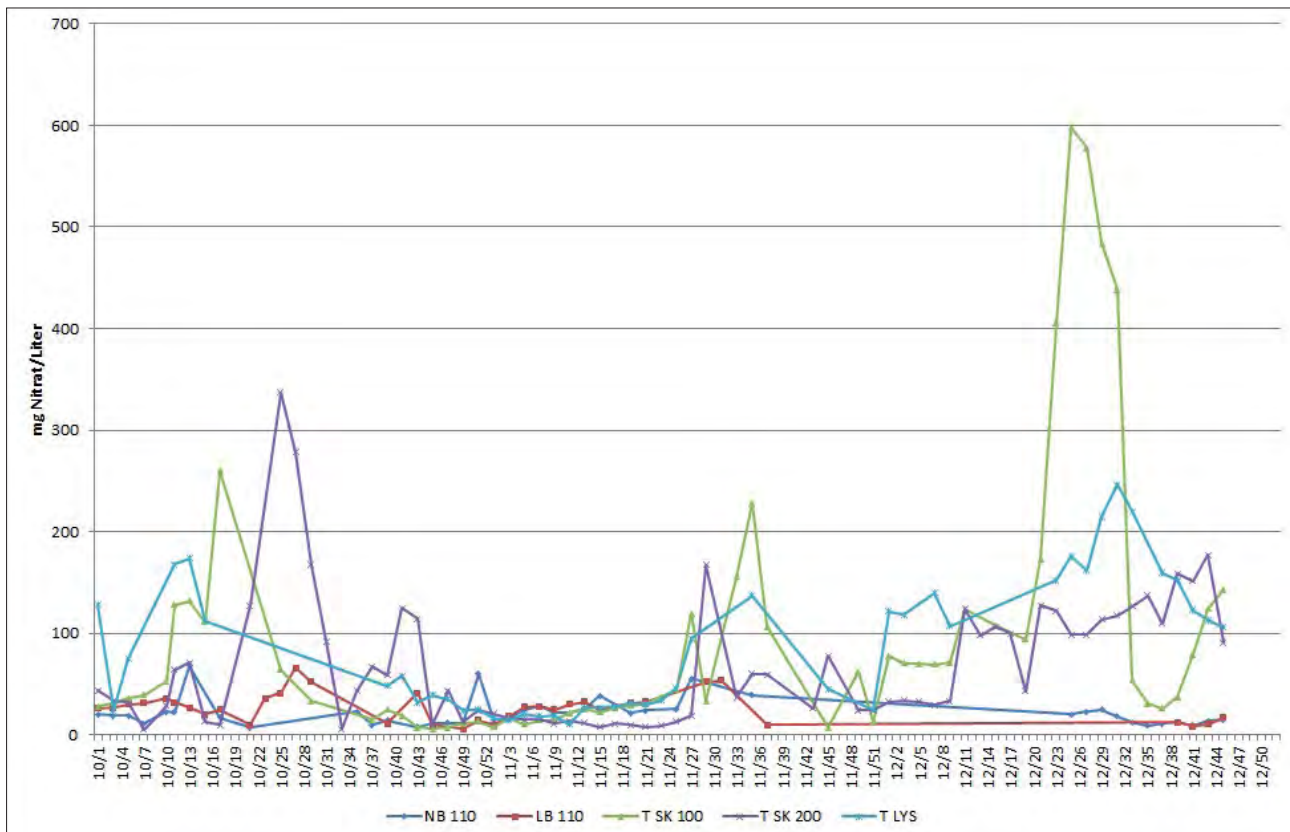


Abbildung 3: Nitratkonzentrationen der Saugkerzen bzw. Sickerwassersammler der Jahre 2010-2012

Literatur

- DALLA-VIA, A., 2004: Messstelleneinrichtung und Untersuchungsprogramm zur Erfassung des Stickstoffaustrages aus intensiv genutzten Feldgemüseflächen im Grazer Feld. Bericht über das Seminar Landwirtschaft und Grundwasserschutz. BAL Gumpenstein, 73-78.
- DALLA-VIA, A., 2005: Feldgemüsebau und Grundwasserschutz-Untersuchungsergebnisse von Lysimeterstationen im westlichen

Grazer Feld zur Erfassung des Stickstoffaustrages. Bericht über die 11. Gumpensteiner Lysimetertagung, BAL Gumpenstein, 155-157.

- MASSWOHL, J., 2001: Stickstoffverfügbarkeit (N_{min}) ausgewählter Ackerstandorte im Jahresverlauf und zugehörige Sickerwasserbeurteilung mittels Kleinlysimeter in der südlichen Steiermark. Bericht über die 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, BAL Gumpenstein, 57-60.

Nutzung von Lysimetern zur nachhaltigen Bewirtschaftung des chinesischen Miyun-Trinkwassereinzugsgebietes

Ralph Meißner^{1*}, Jens Hagenau¹, Holger Rupp¹, Michael Gebel², Stefan Halbfass²
und Shuhuai Duan³

Zusammenfassung

Das ca. 100 km nördlich von Peking gelegene Wasserreservoir Miyun ist einer der wichtigsten Trinkwasserlieferanten für den Großraum Peking. Die zunehmende Bevölkerungsdichte, eine nicht auf Nachhaltigkeit ausgerichtete Landwirtschaft im Einzugsgebiet und mangelnde Abwasser- bzw. Abfallbehandlung im ländlichen Raum führten zu einer permanenten Verschlechterung der quantitativen und qualitativen Bereitstellung von Trinkwasser. Das Ziel des deutsch-chinesischen Forschungsprojektes besteht in der Entwicklung und Implementierung eines wissenschaftlich fundierten Managementsystems zur Reduktion von diffusen Stoffeinträgen in das Miyun-Trinkwasserreservoir. Der Beitrag beinhaltet die Vorstellung der Lösungsstrategie und fokussiert auf den Einsatz von Lysimetern zur Kalibrierung des mesoskaligen Modells STOFFBILANZ.

Schlagwörter: Lysimeteranwendung, Bodenwasser- und Stoffhaushalt, Modellkalibrierung, Einzugsgebietsmanagement, China

Summary

The Miyun reservoir is one of the main drinking water supply sources for the Beijing agglomeration. It suffers from increasing water quantity and quality problems caused by a relatively high population density, inadequate land use, over-fertilization, excessive livestock breeding and uncontrolled disposal of wastes in the catchment. The aim of the joint German-Chinese research project is the development and implementation of a scientific based management system for non-point source pollution control in the Miyun basin. The paper describes the research strategy and focuses on the use of lysimeter measurement results to calibrate the mesoscale model STOFFBILANZ.

Keywords: lysimeter application, soil water and solute balance, model calibration, catchment management, China

Einleitung

Aufgrund der in China durchgeführten strukturellen Veränderungen konnte die landwirtschaftliche Produktion in den letzten Jahren erheblich gesteigert werden. Jedoch basiert diese Effizienzsteigerung meist nicht auf einer nachhaltigen Landwirtschaft, so dass es häufig zu einer Überbeanspruchung der Wasserressourcen, verbunden mit einem erhöhten Einsatz von organischen und mineralischen Düngemitteln kam. Die zunehmend unausgeglichene Nährstoffbilanz führte zu einem erhöhten Eintrag von Nährstoffen in die Gewässer und damit zu einer erheblichen Beeinträchtigung der Wasserqualität. Davon betroffen ist auch das ca. 100 km nördlich von Peking gelegene Wasserreservoir Miyun (Abbildung 1). Momentan erfolgt die Trinkwasserversorgung der chinesischen Hauptstadt zu 80 % aus diesem Reservoir. Der am Zusammenfluss der Flüsse Bai und Chao errichtete Miyun-Stausee mit einem Speichervolumen von 4,4 Milliarden Kubikmeter und einer Wasseroberfläche von 188 km² ist 1960 fertiggestellt worden. Eigentlich sollte der See der Hochwasserkontrolle, der Bewässerung sowie der Fischerei dienen, aber aufgrund des Ausfalls anderer

Stauseen und der rasanten Bevölkerungsentwicklung nahm seine Bedeutung für die Bereitstellung von Trinkwasser für Peking stetig zu.

Das ca. 16.000 km² umfassende Einzugsgebiet des Miyun-Reservoirs (entspricht etwa der Fläche des Freistaates Sachsen) befindet sich in einer teilweise stark zerklüfteten Berglandregion mit Höhenlagen von ca. 100 bis 2000 m ü. NN. Die langjährige mittlere Jahresdurchschnittstemperatur im Gebiet variiert zwischen etwa 6 und 11 °C. Die durchschnittliche Jahresniederschlagssumme liegt zwischen 500 und 600 mm. Der Niederschlag ist jahreszeitlich sehr ungleich verteilt, denn 80 % davon fallen in der Zeit von Juni bis August. Die potenzielle Evapotranspiration liegt bei etwa 1200 mm. Aufgrund der seit einigen Jahren deutlich gesunkenen Niederschlagsmenge und dem steigenden Wasserbedarf ist der Wasserspiegel des Reservoirs deutlich rückläufig. In den letzten 10 Jahren sank der Wasserspiegel um etwa 1 bis 2 m pro Jahr! Parallel dazu ist eine erhebliche Verschlechterung der Wasserqualität zu verzeichnen; sie liegt mittlerweile weit unter der für Deutschland zulässigen Grenze für eine Trinkwassernutzung.

¹ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Department Bodenphysik, Lysimeterstation, Dorfstraße 55, D-39615 FALKENBERG

² Gesellschaft für Angewandte Landschaftsforschung (GALF) bR, Am Ende 14, D-01277 DRESDEN

³ Beijing Soil and Water Conservation Center, No.5 Yuyuantan South Road, Haidian District, Beijing, 100038, China

* Ansprechpartner: Prof. Dr. Ralph Meißner, ralph.meissner@ufz.de

Ackerbaulich bewirtschaftete Flächen konzentrieren sich auf die Tallagen und unteren Hanglagen (Terrassenfeldbau) sowie auf ehemals überflutete Talböden im direkten Einflussbereich des Reservoirs. Aufgrund der von den chinesischen Partnern durchgeführten Voruntersuchungen sowie eigenen Gebietsbereisungen wurden vor allem die landwirtschaftlich genutzten Flächen (speziell Bodenerosion und Nährstoffauswaschung) sowie die im Einzugsgebiet befindlichen Siedlungsgebiete (ca. 660.000 Einwohner) als Hauptverursacher für den permanent steigenden diffusen Stickstoff- und Phosphoreintrag in das Reservoir identifiziert.

Das Ziel des von 10/2009 bis 12/2012 durchgeführten deutsch-chinesischen Forschungsprojektes bestand in der Erarbeitung eines wissenschaftlich fundierten Managementsystems zur Reduktion von diffusen Stoffeinträgen in das Miyun-Reservoir und dessen Implementierung. Zur Realisierung dieser Zielstellung wurden zunächst Analysen zur Identifikation von Wasser- und Stoffströmen im Einzugsgebiet vorgenommen. Ergänzt wurden diese Untersuchungen durch den Aufbau eines hydrologischen Messnetzes in repräsentativen Teileinzugsgebieten, bestehend aus Lysimetern, hydrologischen Feldmessstationen und Durchflussmessereinrichtungen. Dieser skalenerübergreifend aufgebaute Monitoringansatz wird zur Quantifizierung

wichtiger Elemente des Gebietswasserhaushaltes sowie zur Kalibrierung von Wasser- und Stoffhaushaltsmodellen genutzt.

Im Fokus dieses Beitrags stehen i) der Aufbau einer Lysimeterstation im Miyun-Einzugsgebiet, ii) die Vorstellung von Messergebnissen zum Bodenwasser- und Bodenstoffhaushalt und iii) die Nutzung von Lysimeterdaten zur Kalibrierung von Modellen.

Material und Methoden

Ein erster wichtiger Meilenstein bei der Projektbearbeitung bestand in der Errichtung eines Messnetzes zur Erfassung von hydrologischen Messgrößen im Miyun-Einzugsgebiet. Dieser skalenerübergreifend aufgebaute Monitoringansatz wird zur Quantifizierung wichtiger Elemente des Gebietswasserhaushaltes genutzt. Zur Realisierung der Zielstellung wurde in Zusammenarbeit mit den chinesischen Partnern eine Reihe von Sensoren zur Durchflussmessung in Fließgerinnen sowie zur Erfassung von Bodenwasserhaushaltsparametern im Einzugsgebiet eingebaut (MEISSNER et al. 2011). Die bereits zuvor erwähnte *Abbildung 1* enthält ebenfalls eine zusammenfassende Darstellung über die Nutzung des Miyun-Einzugsgebietes und die dort im Rahmen des Projektes errichteten Messeinrichtungen, die sich im

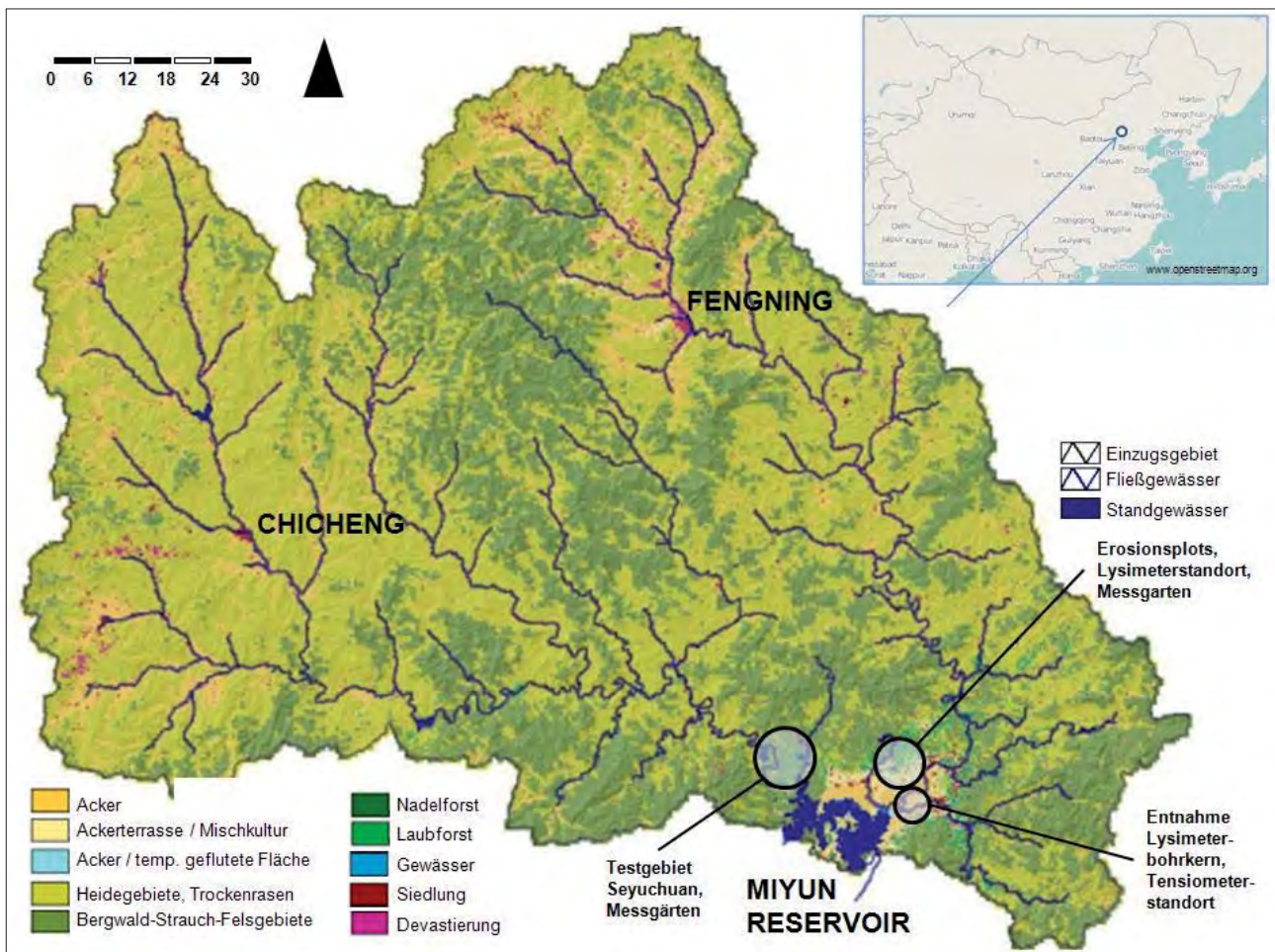


Abbildung 1: Lage des chinesischen Miyun-Einzugsgebietes, Landnutzung und installierte Messeinrichtungen

Tabelle 1: Kurzcharakteristik der im Miyun-Gebiet eingerichteten Untersuchungsstandorte

Name	Lagebeschreibung	Vegetation	Geo-Koordinaten
Shixia Lysimeterentnahmestelle	Schwemmebene 4 km vor Miyun-Reservoir	Mais	40°32'30.99"N 117° 2'46.36"E
Seyuchuan Terrasse West	Terrassensystem nördlich von Shenmiao	Kastanie und Bohnen/Mais	40°39'1.46"N 116°48'32.97"E
Seyuchuan Terrasse Ost	Terrassensystem (Steinmauer) nördlich von Shenmiao	Kastanie und Bohnen/Mais	40°39'0.01"N 116°48'38.54"E
Huairou-Kleineinzugsgebiet	„Bench“-Terrasse, Abflussmessung	Aprikosenplantage	40°21'49.15"N 116°32'5025"E
Huairou Gully	Ephemerer „Gully“, steile Hänge, kaum Boden	Kastanie	40°23'25.15"N 116°33'30.31"E
Renji Golf Resort	Ephemeres Kleineinzugsgebiet, Abflussmessung	Natürliche Vegetation	40°21'14.01"N 116°32'37.82"E

Bereich der Shixia-Erosionsmessstation und im Seyuchuan Teileinzugsgebiet konzentrieren.

Da in dem untersuchten Gebiet keine Informationen über die Grundwasserneubildungsrate, die Qualität des Sickerwassers sowie die Höhe der tatsächlichen Evapotranspiration vorlagen, wurde im Jahr 2010 eine vom UFZ in Kooperation mit der Firma Umwelt-Geräte-Technik-Müncheberg (UGT-Müncheberg) patentierte Container-Lysimeterstation nach China geliefert (MEISSNER et al. 2008). Die Station wurde in Deutschland vorgefertigt, per Schiff nach China transportiert und in der bereits im Miyun-Gebiet bestehenden Shixia-Erosions-Versuchsstation des Beijing Soil and Water Conservation Center eingebaut. Aus dem Untersuchungsgebiet wurden mit einer speziellen und ebenfalls patentierten Entnahmetechnik zwei ungestörte Bodensäulen (1 m² Oberfläche, 1,80 m tief) an zuvor ausgewählten repräsentativen Standorten entnommen und in die zwischenzeitlich installierte Container-Lysimeterstation eingesetzt. Nach einer kurzen Einarbeitungs- und Anpassungsphase wurde die Routinemessung an den beiden wägbaren Gravitationslysimetern von den chinesischen Partnern in Eigenverantwortung durchgeführt.

Wie bereits eingangs erwähnt, wurden an sechs Positionen im Untersuchungsgebiet Bodenintensivmessplätze errichtet, die neben der Bodensaugspannung und -temperatur auch die Möglichkeit der ereignisbezogenen Porenwasserentnahme durch Saugplatten zur Nährstoffanalyse ermöglichen (Tabelle 1). Durch die Auswahl von unterschiedlich genutzten Standorten und der Möglichkeit des Vergleichs mit einem nahezu naturbelassenen Standort, dem Renji Golf Ressor sowie den Lysimetermessdaten können sowohl weitere Erkenntnisse über die Bildung von schnellen Abflusskomponenten als auch der Sickerwasserbewegung gewonnen werden.

Im ungefähr 25 km² umfassenden Seyuchuan-Einzugsgebiet, in dessen terrassiertem Oberlauf sich zwei Bodenintensivmessplätze befinden, wurde ein genesteter Ansatz zur Analyse der Abflussbildung aufgebaut. Dazu wurden beginnend im Oberlauf nach 0,8 km Laufstrecke, dann im Bereich eines nach etwa 5 km auftretenden Fazieswechsels und vor dem Teilgebietsauslass nach ca. 7 km Fließstrecke Gerinnestrecken zur Durchflussbestimmung mit Wasserbau-

steinen zu einem offenen V-Profil mit 150 bis 170° Öffnung ausgebaut. Auf die Konstruktion eines freien Überfalls wurde aus Gründen der ökologischen Durchgängigkeit verzichtet.

Die gewonnenen Daten aus der Durchflussmessung, den bodenhydrologischen Messplätzen und den Lysimeteruntersuchungen sollen sowohl zur Kalibrierung des prozessbasierten Modellsystems IWAN (Integrated Winter Erosion And Nutrient Load Model; OLLESCH 2009) als auch des mesoskaligen Modells STOFFBILANZ (GEBEL et al. 2010) genutzt werden. Letzteres verfügt über eine Web-GIS basierte Oberfläche, ermöglicht die Berechnung der ober- und unterirdischen Abflüsse, des erosiven Stofftransports sowie der Nährstoffeinträge von Stickstoff und Phosphor in die Gewässer. Es soll von den chinesischen Projektpartnern zur Simulation und Erarbeitung von nachhaltigen Managementstrategien für das Miyun-Einzugsgebiet genutzt werden.

Ergebnisse und Diskussion

Lysimetermessungen

Der Lysimetermessbetrieb begann am 21. April 2011. Dieser für den Beginn der Bodenwasser- und -stoffhaushaltsmessungen günstige Termin deckt sich in etwa mit dem Beginn der Vegetationsperiode. Die Aussaat von Mais, der typischen Fruchtart im Untersuchungsgebiet, erfolgte auf beiden Lysimetern am 5. Mai 2011. Die Bewirtschaftung eines der Lysimeter (im folgenden Lys. 1 genannt) erfolgte analog des Entnahmestandortes mit einer Mineraldüngermenge von 132 kg Stickstoff N/ha sowie 15 kg P/ha (appliziert als Harnstoff bzw. Diammoniumphosphat). Beim zweiten Lysimeter (Lys. 2) wurden die mineralische N-Düngermenge um 50% auf 66 kg/ha, die Phosphormenge auf 7,5 kg/ha reduziert.

Die hohe Präzision der mit den Lysimetern durchgeführten Wägungen zur Bestimmung der Bodenwasservorratsänderung als Grundlage zur Bestimmung der tatsächlichen Evapotranspiration (ETa) wird anhand der in *Abbildung 2* dargestellten Masseverläufe deutlich. Die Masseänderungen weisen für beide Lysimeter eine sehr hohe Übereinstimmung auf. Die unterschiedlichen Massen resultieren zum einen aus den nicht völlig im Bodenmaterial identischen

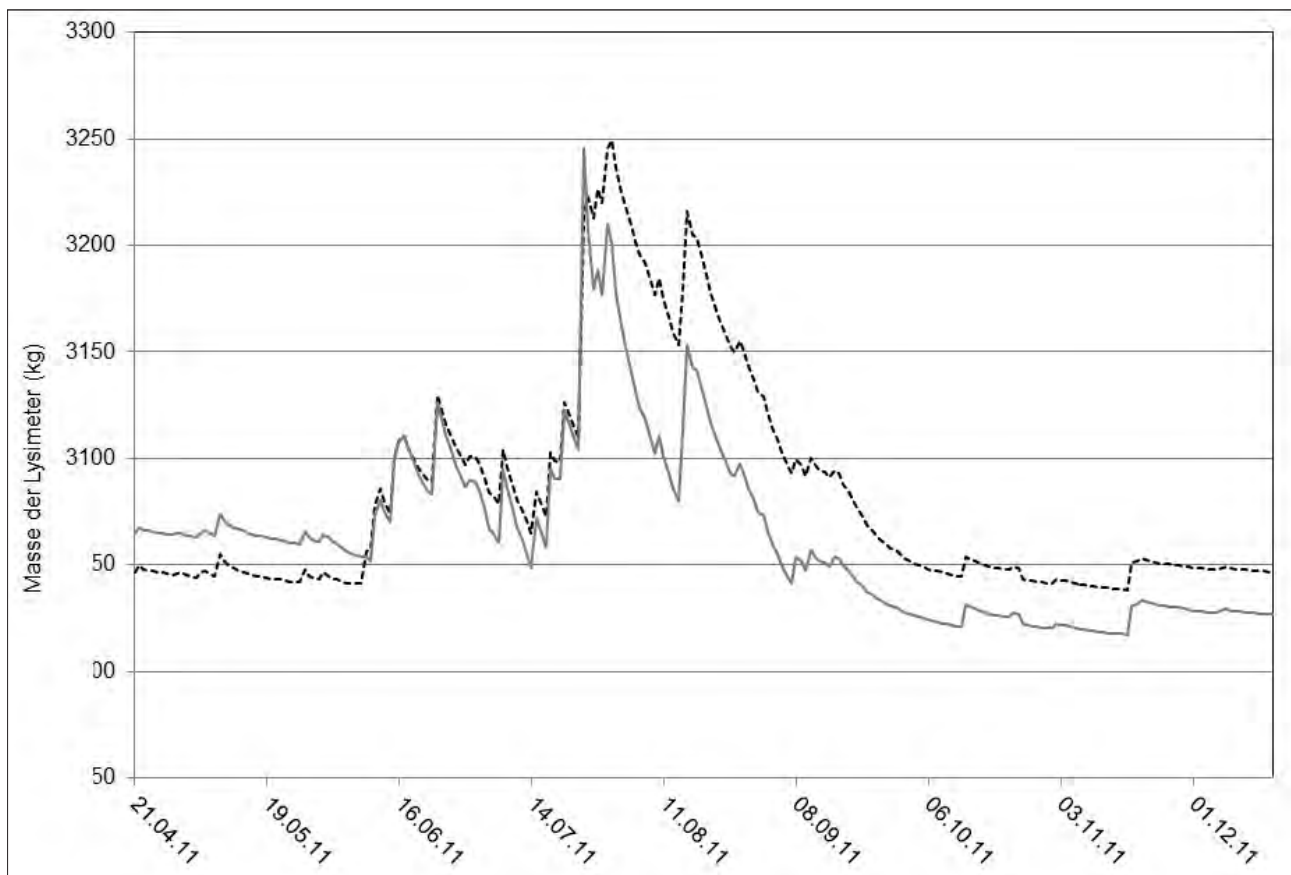


Abbildung 2: Masseverläufe von Lys 1 (unterbrochene schwarze Linie) und Lys 2 (durchgehende graue Linie) von Beginn der Vegetationsperiode bis Dezember 2011

Lysimetermonolithen und der durch die unterschiedliche Düngungszufuhr bedingten differenzierten Biomasseproduktion, die sich auf den Bodenwasserhaushalt auswirkt.

Die Ermittlung von Niederschlagsmenge und ET_a erfolgen direkt durch die Erfassung der Masseänderung des Lysimeters. Bei einer Auflösung von einer Stunde kann angenommen werden, dass eine positive Masseänderung in der Regel durch Niederschlag bedingt ist, eine negative Masseänderung durch Evapotranspiration oder direkten Sickerwasserabfluss.

Die *Abbildung 3* zeigt beispielhaft für Lys. 2 die mit dieser Methodik ermittelten Daten für Niederschlag, ET_a und Sickerwassermenge während des Untersuchungszeitraumes im Jahr 2011. Deutlich erkennbar sind geringe ET_a -Werte an Tagen mit nennenswerten Niederschlägen sowie das erste Auftreten von Sickerwasser im Lys. 2 einen Tag nach dem Starkregen am 24. Juli 2011.

Die durch Lysimetermessungen festgestellte Sickerwasserbildung und daraus resultierende Grundwasserneubildung wurde von den chinesischen Fachkollegen nicht erwartet, da die klimatische Wasserbilanz (KWB) des Untersuchungsgebietes hochgradig negativ ist (zwischen -700 und -600 mm).

Kalibrierung des Modells STOFFBILANZ

Zur Beschreibung des Bodenwasserhaushaltes wurde in das Modell STOFFBILANZ der „FAO Crop Evapotranspirati-

on“- Ansatz implementiert (ALLEN et al. 1998). Grundlage bildet die Penman-Monteith-Gleichung zur Berechnung der Gras-Referenzverdunstung. Diese beschreibt die tägliche hypothetische Evapotranspiration von einer standardisierten grasbewachsenen Fläche je Rasterzelle. Die Modellierung der täglichen realen Verdunstung ($ET_{c,adj}$) je Rasterzelle erfolgt unter Berücksichtigung der Gras-Referenzverdunstung, pflanzenspezifischen Koeffizienten, Bodenkoeffizienten und dem Wasserstresskoeffizienten. Sickerwasserraten können damit tagesbasiert und unter Berücksichtigung von Wasserstress anhand von Niederschlägen, Evapotranspirationsraten und Bodenwasserspeicherung berechnet werden.

Abbildung 4 zeigt den Vergleich von Lysimeterbeobachtungsdaten mit Modellergebnissen von STOFFBILANZ für die Fruchtart Mais und das Jahr 2011. Die simulierte Tiefenversickerung stimmt sehr gut mit der im Lys. 2 gemessenen Sickerwassermenge überein. Die durch das Starkregenerereignis vom 24.07.2011 ausgelöste Tiefenversickerung wird sowohl bezüglich des Zeitpunktes als auch der Menge mit hoher Präzision vom Modell widergespiegelt. Des Weiteren werden mit dem Modell die mit dem Lysimeter direkt gemessenen Masseänderungen und die daraus abgeleiteten Verdunstungsraten in ihrem Verlauf und in ihrer Höhe mit hoher Genauigkeit abgebildet. Geringe Abweichungen ergeben sich in der Phase nach der Ernte der Fruchtart Mais im November, wo das Modell die Verdunstung etwas unterschätzt. Für die Kalibrierung wurden die in der Modeller-

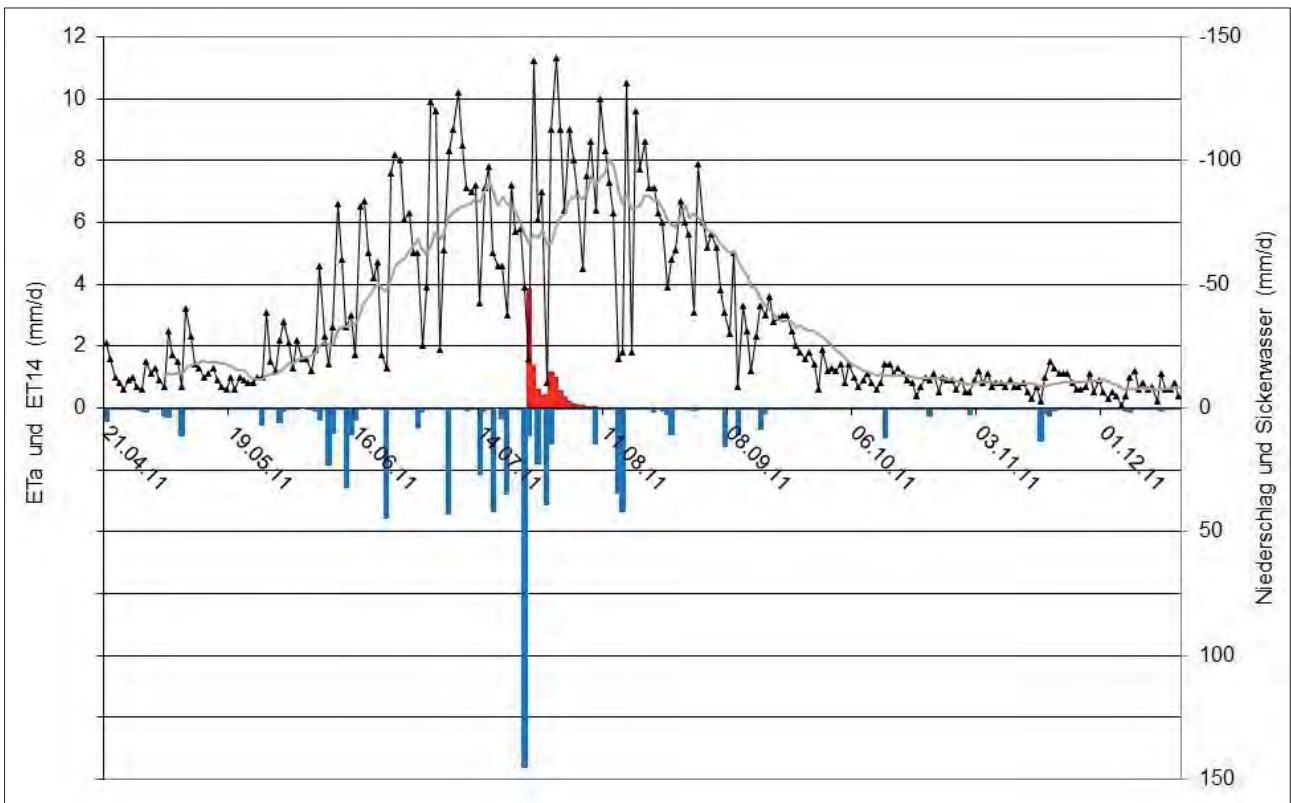


Abbildung 3: Verläufe von Niederschlag (Säulen nach unten), Sickerwassermenge (Säulen nach oben) und tatsächlicher Evapotranspiration E_{Ta} (Tageswerte und 14-Tage-Mittel) für Lys. 2

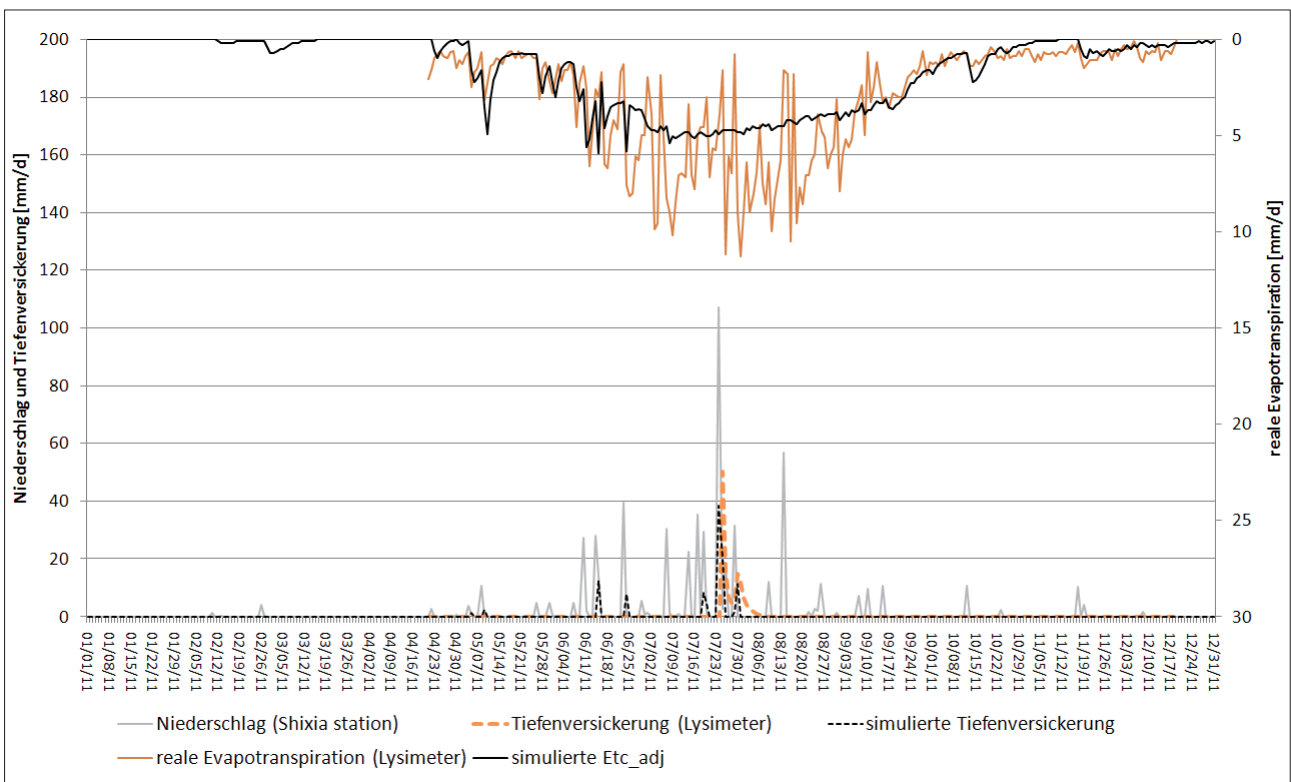


Abbildung 4: Vergleich von Lysimetermess- und Modellierungsergebnissen mit STOFFBILANZ für die Parameter reale Evapotranspiration (E_{Ta} bzw. E_{Tc_adj}) und Tiefenversickerung für 2011

läuterung vorgeschlagenen Pflanzenparameter übernommen (ALLEN et al. 1998). Aufgrund der am Lysimeter festgestellten Abweichungen zwischen Bestandsniederschlag im Maisfeld und korrigiertem Freilandniederschlag nach der Hellmann-Methode wurden die Stationsniederschläge für die Monate Juni bis August um den Faktor 1,15 korrigiert, um das Auftreten von abgesetzten Niederschlägen (Nebel und Tau) im Bestand zu berücksichtigen. Insgesamt erhöhten sich die Niederschläge damit um ca. 60 mm, bezogen auf das Gesamtjahr. Um den Wasserhaushalt auszugleichen, wurde die Gras-Referenzverdunstung für den genannten Zeitraum um 10% vermindert. Beim Vergleich von Lysimetermessung und Modellierung ist weiterhin zu beachten, dass Parameter, wie Sonnenscheindauer und Wind nicht für die entsprechende Klimastation vorlagen und somit Unschärfen in Kauf genommen werden müssen. Insgesamt zeigte sich, dass die spezielle Prozesscharakteristik im Gebiet mit dem Modell zuverlässig abgebildet werden kann und der gewählte Ansatz zur Beschreibung des Wasserhaushaltes für das gesamte Miyun-Einzugsgebiet geeignet ist.

Schlussfolgerungen

Aufgrund der auch im Folgejahr 2012 festgestellten Sickerwasserbildung muss mit einer Verlagerung von Nähr- und Schadstoffen über den Sickerwasser- und Grundwasserpfad gerechnet werden. Dies ist besonders problematisch für die unmittelbar um das Reservoir gelegenen Flächen, denn diese sind durch den Rückgang des Seewasserspiegels entstanden und werden intensiv landwirtschaftlich genutzt.

Innerhalb des hier konzipierten skalenübergreifenden Monitoringansatzes bildeten Lysimeter eine wichtige

Stützstelle zur Kalibrierung des Modells STOFFBILANZ. Es ist vorgesehen, dieses Modell als Grundlage zur Ableitung von nachhaltigen Bewirtschaftungsstrategien für das Miyun-Gebiet zu nutzen und den chinesischen Behörden zur Verfügung zu stellen.

Danksagung

Das diesem Beitrag zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) mit den Förderkennzeichen 02WM1047, 02WM1048, 02WM 1049 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Literatur

- ALLEN, R.G., L.S. PEREIRA, D. RAES and M. SMITH, 1998: Crop Evapotranspiration – guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper, NO 56.
- GEBEL, M., S. HALBFASS, S. BÜRGER, H. FRIESE and S. NAUMANN, 2010: Modelling of nitrogen turnover and leaching in Saxony. Adv. Geosci. 27: 139-144.
- MEISSNER, R., H. RUPP and M. SEYFARTH, 2008: Advances in out door lysimeter techniques. Water Air Soil Pollution: Focus 8: 217-225.
- MEISSNER, R., G. OLLESCH, C. KRÖGER, P. ENGELKE, M. GEBEL und S. HALBFASS, 2011: Einzugsgebietsbezogenes Wassermanagement im Miyun-Reservoir – Ein Beitrag zur Sicherung der Trinkwasserversorgung von Peking. Korrespondenz Wasserwirtschaft, 4: 674-679.
- OLLESCH, G., 2009: Erfassung und Modellierung der Schneeschmelzerosion am Beispiel der Kleineinzugsgebiete Schäfertal (Deutschland) und Lubazhinka (Russland). Habilitationsschrift, Fakultät für Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau der TU Bergakademie Freiberg.

Einfluss abnehmenden Wasserangebotes auf die Evapotranspiration und den Ertrag landwirtschaftlicher Kulturpflanzen mittels wägbarer Feldlysimeter

Steffi Knoblauch^{1*}

Zusammenfassung

Mit Hilfe von Wertepaaren des Wasserverbrauches und der Gesamttrockenmasse, ermittelt mit wägbaren Feldlysimetern, sind für Winterraps und Sommergerste Wasser-Ertrags-Beziehungen abgeleitet worden. Dabei zeigte sich eine Abhängigkeit von der Wassernachlieferung des Bodens und der Jahreswitterung. Letztere beruht vermutlich auf in frühen Ontogeneseabschnitten unter Trockenstress erworbene Stabilisierungsmechanismen, durch die die Pflanze während des Hauptwachstums bei reduzierter Transpiration die Photosynthese zeitweilig unvermindert fortsetzen kann. Anhand der Wasser-Ertrags-Beziehungen ist erkennbar, dass Sommergerste weniger Wasser benötigt als Winterraps. Die ermittelten Schwellenwerte der Bodenfeuchte zeigen andererseits, dass Winterraps mehr Bodenwasser ohne Einschränkung der Transpiration aufzunehmen vermag. Das relativiert den Vorteil des geringeren Wasserverbrauches von Sommergerste. Wenn das Wasser knapper wird, kann auf der Basis derartiger Beziehungen Auskunft gegeben werden, welche Fruchtart mit dem vorhandenen Niederschlagsangebot zuzüglich des Betrages der Bodenwasserausschöpfung den höheren Gewinn erzielt.

Schlagwörter: Wasser-Ertrags-Beziehungen, Bodenwasserausschöpfung, Wassernutzungseffizienz, pflanzlicher Wasserverbrauch, wägbare Lysimeter

Summary

Using pairs of values of water consumption and total dry mass, determined by means of weighable field lysimeters, water-yield-relations of winter rape and summer barley are derived. This showed a dependence on the capillary water supply out of the soil and the annual weather. Probably the latter is due to stabilising mechanism, which plants can acquire in the early development stages under drought stress and with the help of which the plants can temporarily continue photosynthesis when transpiration rate is lowered. On the basis of water-yield-relations it can be seen, that summer barley need less water than winter rape. But on the other hand the determined threshold value of soil water content show, that winter rape can withdraw more soil water without reducing the transpiration. This relativises the advantage of the lower water consumption of summer barley. As water becomes even scarcer, water-yield-relations can help to find out, which crops produce the higher economic profit at a given precipitation and in relation to their genetic potential to take up soil water.

Keywords: water-yield-relations, root water uptake, water use efficiency, water consumption of plants, weighable lysimeter

Einleitung

Dem klassischen Ansatz folgend, dass zwischen der Photosyntheserate und der Transpirationsrate ein linearer Zusammenhang besteht, können Beziehungen zwischen der Evapotranspiration und dem Trockenmasseertrag Auskunft geben über den Wasserbedarf der Kulturpflanze und anhand des Anstiegs der Regressionslinie über die Wasserausnutzung. Der Verlauf dieser Beziehung hängt von einer Vielzahl von Faktoren ab. Dazu zählen sämtliche das pflanzliche Wachstum beeinflussende agronomische Bedingungen, wie Bodenbearbeitung, Humusversorgung und Düngung sowie Befall mit Krankheiten und Schaderregern. Bekannt ist auch, dass der lineare Zusammenhang zwischen Photosynthese und Transpiration teilweise entkoppelt werden kann durch die Abhängigkeit der Photosyntheserate vom Wasserstatus der Pflanze. In einem Gefäßversuch

mit Gerstenpflanzen zeigte sich zeitweilig eine Photosynthesestabilität bei beginnender Bodenaustrocknung und abnehmender Transpirationsrate, wenn in frühen Ontogeneseabschnitten der Pflanzen (BBCH 30 bis 32) Trockenperioden auftraten (BERGMANN et al. 1982). An von Anfang an feucht gehaltenen Gerstenpflanzen war dieser Stabilisierungseffekt während des Hauptwachstums nicht zu erkennen. Es wird vermutet, dass die durch Trockenheit in der Jugendperiode erworbene Wasserstatusstabilisierung auf Veränderungen in xeromorpher Richtung und osmotische Adaption beruht (BERGMANN et al. 1982). Wasser-Ertrags-Beziehungen können hilfreich sein, wenn bei knapper werdendem Wasserangebot die Entscheidung zu fällen ist, mit welcher Wassermenge der höhere Ertrag bzw. der höhere ökonomische Gewinn erzielt werden kann. Das Bodenwasseraufnahmevermögen der Pflanze spielt dabei eine wichtige Rolle.

¹ Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Naumburger Straße 98, 07745 JENA

* Ansprechpartner: Dr. Steffi Knoblauch, s.knoblauch@tllmail.de

Tabelle 1: Varianten der Lysimeteranlage Buttelstedt

Faktor Boden	Braunerde-Tschernosem aus Löß (lö)	Para-Rendzina aus unterem Keuper (k)
Faktor Wasser	Zusatzwasser zur Aufrechterhaltung von etwa 60 bis 80 % nFK (PET)	natürlicher Niederschlag (AET)
Faktor Düngung	mineralisch (min)	mineralisch-organisch (min-org)

Tabelle 2: Ausgewählte Eigenschaften der Böden

Braunerde-Tschernosem aus Löß (lö13..lö16)						Braunerde-Tschernosem aus Löß (lö9..lö12)					
Horizont	uT	pt	Skelett	Bodenart	nFK	Horizont	uT	pt	Skelett	Bodenart	nFK
	cm	gcm ⁻³	G.-%		pF2,5 Vol.%		cm	gcm ⁻³	G.-%		pF2,5 Vol.%
Ap	25	1,36	0,08	Lu	11,6	Ap	30	1,54	0	Tu3	5,0
Ah	43	1,46		Lu	10,6	Ah	42	1,59	0	Tu3	5,3
Ah-Bv	65	1,49	0,08	Lu	7,2	Ah-Bv	63	1,49	0	Tu3	5,0
Ckc ₁	110	1,53	4,4	Lu	9,5	Ckc ₁	149	1,56	0	Lu	8,7
Ckc ₂	160	1,63	8	Lu	10,5	pal Bvhc	190	1,63	0	Tu3	3,1
Ckc ₃	195	1,59	2,5	Lu	11,1	pal Sd-eBt	210	1,61	0	Tu3	5,1
						palSw-eCc	250	1,64	0	Tu3	2,9
Para-Rendzina aus unterem Keuper (k6, k7)						Para-Rendzina aus unterem Keuper (k1..k3)					
Horizont	uT	pt	Skelett	Bodenart	nFK	Horizont	uT	pt	Skelett	Bodenart	nFK
	cm	gcm ⁻³	G.-%		pF2,5 Vol.%		cm	gcm ⁻³	G.-%		pF2,5 Vol.%
Ap-Ah	22	1,46	29,3	Lt3	13,2	Ap-Ah	35	1,42	5,2	Lt3	5,8
I elCv	58	1,5	42,1	Tu3	17,4	I elCv	51	1,67	17,4	Ls2	5,4
II elCv	73	1,76	24,9	Lu	8,1	II elCv	70	1,70	0,3	Lt2	2,0
III elCv	101	1,78	27,4	Ls2	10,3	III elCv	83	1,73	12,4	Lt2	4,7
IV elCv	128	1,8	45,7	Lu	8,8	IV elCv	101	1,74	16,2	Lu	8,3
V elCv	154	1,75	56,9	Ls2	12,6	V elCv	110		23,3	Ls3	
VI elCn ₁	182		48,2	Tu3	13,1	VI elCv	128	1,68	0,9	Lu	4,0
VII elCn ₂	200		63,7	Lu	10,7	VII elCv	139	1,71	2,4	Ls2	11,1
VIII elCn ₃	250					VIII elCv	148	1,72	1,9	Lu	6,9
						IX elCv	170	1,72	24	Sl4	11,5

Die Lysimeteranlage Buttelstedt verfügt seit 2005 über sechzehn Lysimeter, die mit einem tiefgründigen Braunerde-Tschernosem aus Löß und einer Para-Rendzina aus unterem Keuper befüllt sind und sich deutlich in der Wasserbereitstellung unterscheiden. Zwei der mit Löß befüllten Lysimeter werden seit 1983 mit Zusatzwasser versorgt für die Bestimmung der potenziellen Evapotranspiration der Pflanze. Mit diesen unterschiedlichen Stufen des Wasserangebotes soll unter sonst gleichen agronomischen und klimatischen Bedingungen der Versuch unternommen werden, Beziehungen zwischen Evapotranspiration und Trockenmasseertrag am Beispiel der Kulturarten Winterraps und Sommergerste zu finden.

Material und Methoden

Lysimeteranlage Buttelstedt

Die Feldlysimeter weisen eine Oberfläche von 2 m² und eine Tiefe von 2,0 m (Para-Rendzina aus unterem Keuper) bzw. 2,5 m (Braunerde-Tschernosem aus Löß) auf. Sie sind monolithisch befüllt und befinden sich inmitten eines 30-ha großen Feldschlages, der ebenso wie die Feldlysimeter bewachsen ist, um Oaseneffekte zu vermeiden. Die Feldlysimeter werden mit Hilfe einer Plattformwaage (lö13, lö14, k6 und k7) bzw. mittels Ringtorsionswägezellen (ab

2009 in mehreren Schritten alle weiteren Lysimeter) mit einer Genauigkeit von 100 g, resp. 0,05 mm gewogen. Für die Ermittlung der Wasser-Ertrags-Beziehung stehen ab 2009 sechs, ab 2010 zehn, ab 2011 dreizehn und ab 2012 alle Lysimeter zur Verfügung. Das Sickerwasser wird auf dem Lößboden unter Einwirkung eines Unterdruckes mittels Saugkerzen (Keramik, Borosilikatglas) und auf der Para-Rendzina gravitativ über eine Filterstrecke aus Quarzschluff- und -sand gewonnen.

Als Fruchtarten gelangen seit 2005 Silomais/Sorghumhirse, Sommergerste, Winterraps und Winterweizen in einer vierfeldrigen Fruchtfolge zum Anbau. Die Auswahl der Sorten richtet sich nach dem aktuellen Sortenratengeber der TLL. Die Versorgung mit Nährstoffen erfolgt nach dem Düngungsberatungssystem der TLL. Es werden eine mineralische und eine mineralisch-organische N-Düngungsvariante mit gleich hohem N-Sollwert geprüft (Tabelle 1).

Die Bodenbearbeitung wird mit Hacke und Spaten vorgenommen, vergleichbar einer Grubberkombination im Feld mit einer Bearbeitungstiefe von 15 cm. Für die Gesunderhaltung des Pflanzenbestandes kommen Pflanzenschutzmittel unter Beachtung von Bekämpfungsschwellen zum Einsatz. Nach Aufgang der Pflanzen wird auf allen Lysimetern auf eine etwa gleiche Zielpflanzen-Zahl vereinzelt (Sommergerste 310 Pflanzen je m², Winterraps 55 Pflanzen je m²).

Für die Bestimmung der potenziellen Evapotranspiration der Pflanze (PET) erhalten zwei der mit Löß befüllten Lysimeter (lö13, lö14) seit 1983 Zusatzwasser zur Aufrechterhaltung von etwa 60 bis 80 % nFK im jeweiligen Wurzelraum (Tabelle 1). In den Jahren 2005 bis 2008 waren diese Lysimeter nicht wägbar. Die anderen beiden, 1983 gewonnenen Lysimeter lö15 und lö16 wurden unter natürlichem Niederschlag belassen, wie auch alle weiteren im Jahr 2005 gewonnenen Lysimeter (k1 bis k6 und lö8 bis lö12).

Die Bestimmung der potenziellen Evapotranspiration der Pflanze erfolgt mit zwei Wiederholungen, die Düngungsvarianten werden mit 3 bzw. 4 Wiederholungen untersucht.

Der Bodenwassergehalt wird in Tiefenstufen von 20 cm bis in 240 cm Tiefe mit Hilfe einer Am/Be-Neutronensonde (Fa. Troxler) während der Vegetationszeit in wöchentlichem Abstand gemessen.

Böden

Der Braunerde-Tschernosem aus Löß ist hinsichtlich der Bodenart durchgehend durch schluffigen Lehm (lö13 bis lö16, Tongehalt 19,2 bis 29,4 %) oder wechselnd schluffigen Ton und schluffigen Lehm (lö8 bis lö12, Tongehalt 24,1 bis 39,3 %) charakterisiert (Tabelle 2).

Nadelstichporengefüge und Grobporengehalte > 6 Vol.% bis in 250 cm Tiefe begünstigen die Durchwurzelung. Kennzeichnend für die Para-Rendzina aus unterem Keuper ist ein stark toniger Lehm im Ap-Horizont (Tongehalt 39,1...43,7%). Darunter folgen, in der Fläche unterschiedlich ausgeprägt, mehrere Lagen schluffig-toniger und lehmiger Verwitterungsprodukte des unteren Keupers mit häufig hohen Skelettanteilen, die bis in 100 cm Tiefe durch dm-mächtige Lößlagen unterbrochen sein können. Die Horizontengrenzen sind eben (lö) bis taschenförmig (k), letzteres aufgrund periglazialer Umformungen. Entsprechend der unterschiedlichen Abfolge der Bodenarten und Skelettanteile unterscheiden sich die k-Lysimeter z.T. sehr stark in der Bodenwasserbereitstellung (Tabelle 2).

Klima und Witterung in den Versuchsjahren 2006, 2007, 2010 und 2011

Der Versuchsstandort liegt am südöstlichen Rand des Thüringer Beckens im mitteldeutschen Trockengebiet mit einer vieljährigen Niederschlagssumme von 544 mm und einem vieljährigen Temperaturmittel von 8,3 °C (1961...90). Im Jahr 2006 ist es im Winterhalbjahr niederschlagsnormal, ebenso zu Beginn der Vegetationszeit im April und Mai. Der Juni und Juli 2006 zeichnen sich mit 47 und 30 % des vj. NS durch eine sehr trockene Witterung aus. Im Mittel ist es in der Vegetationszeit deutlich zu warm (+1,9 K). Daran schließt eine sehr warme und trockene (+2,9 K, 75 % vj. NS) Witterung im Winter 2006/07, die bis April mit 12 % vj. NS anhält. Von Mai bis Juli 2007 ist es niederschlagsreich (159 % vj. NS) und temperaturnormal. Nach einem feuchten und kühlen Winter 2009/10 herrscht im April 2010 eine sehr trockene Witterung vor (32 % vj. NS). Im Mai setzen ergiebige Niederschläge ein (219%), im Juni bleiben sie mit 8 % vj. NS fast aus. Insgesamt ist das Sommerhalbjahr 2010 etwas zu kühl. Das darauffolgende Winterhalbjahr 2010/11 zeigt sich etwas zu trocken. In der Vegetationszeit hält von März bis Mai 2011 mit 45 % vj. NS eine sehr trockene und zu warme Witterung (+2 K) an. Nach einem etwas zu trockenen Juni (85 % vj. NS) setzen ab Juli (174 % vj. NS) ergiebige Niederschläge ein.

Ergebnisse und Diskussion

Winterraps

Unter der Bedingung trocken-warmer Witterung bis Ende Mai 2011 (Ende Blüte) und normalem Niederschlagsaufkommen bis zur Ernte fällt die aktuelle Evapotranspiration der Lysimeter lö15 und lö16 während der gesamten Wachstumszeit kaum unter den Wert des unter potenziellen Verdunstungsbedingungen gehaltenen Pflanzenbestandes (Abbildung 1).

Ab Anfang Juni entwickelt sich ein leichter Rückgang von 1,2 auf 1,0. Ende Juni (Beginn Reife) sinkt der AET/PET-Quotient kurzzeitig unter 1,0. Nach RIJTMA 1966 wird

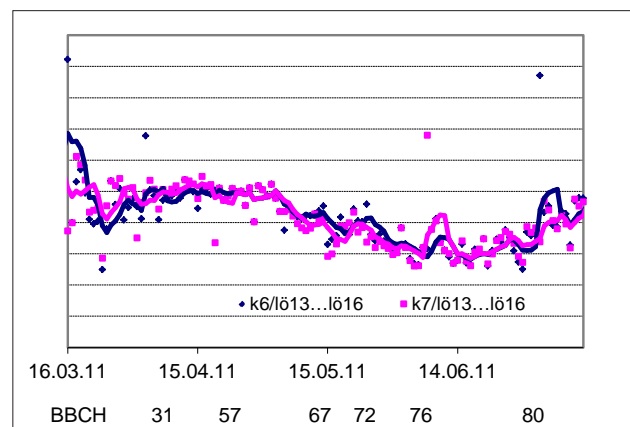
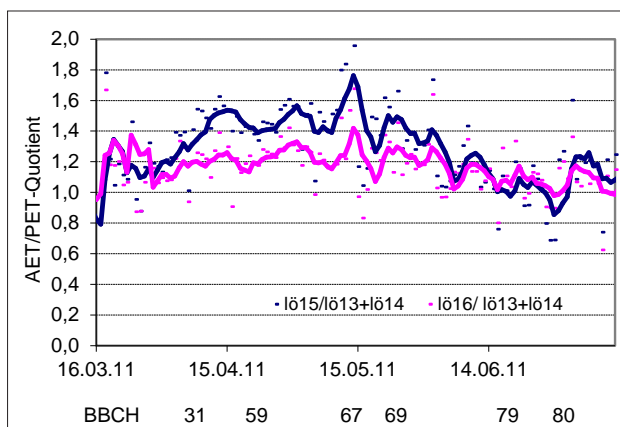


Abbildung 1: AET/PET-Quotient von Winterraps (Einzelwerte, Pentadenmittel) auf dem Braunerde-Tschernosem aus Löß (lö) und der Para-Rendzina aus unterem Keuper (k) im Verlauf des Wachstums (Vegetationsbeginn bis Ernte) im Versuchsjahr 2011

Tabelle 3: Wasserverbrauch, Trockenmasseertrag und Transpirationskoeffizient von Winterraps in den Versuchsjahren 2011 und 2007

Var.	Lysimeter-Nr.	Wasserverbrauch ¹ mm	Trockenmasseertrag		Transpirationskoeffizient	
			Gesamt dt ha ⁻¹	Korn	16.3. bis Ernte kg H ₂ O kg Trockenmasse ⁻¹	Aufgang bis Ernte ²
2011						
lö/PET	13	424,1	153,5	60,8	276	375
	14	498,4	171,1	67,7	291	378
lö/AET	15	600,7	183,1	66,2	328	425
	16	548,3	156,6	60,6	350	466
k/AET	6	414,2	108,7	43,2	381	560
	7	413,2	115,0	45,7	359	527
2007						
lö/AET	15	380,4	131,4	50,6	289	441
	16	367,6	118,7	44,2	310	478
k/AET	6	307,8	83,5	31,8	369	583
	7	288,7	82,5	30,5	350	557

¹ Vegetationsbeginn bis Ernte, in beiden Jahren 16.3. bis 14.7. (2011) und 12.7. (2007)

² bezogen auf den Gesamtwasserverbrauch von Aufgang bis Ernte

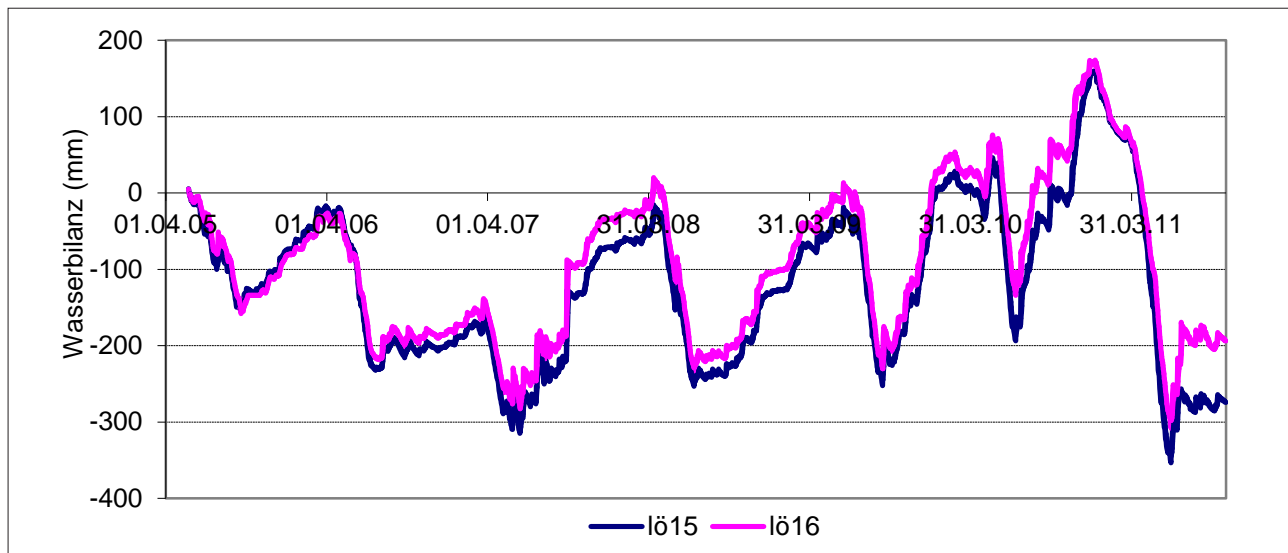


Abbildung 2: Kumulative Wasserbilanz (1.5.2005...31.10.2011) aus Niederschlag minus (Verdunstung + Sickerwasser) auf dem Braunerde-Tschernosem aus Löß im Anbauzeitraum 2005...2011, Lysimeter lö15 und lö16

ab einer Reduzierung der Transpiration um 20% mit einer deutlichen Einschränkung der Stoffproduktion gerechnet. Der Schwellenwert der Bodenfeuchte wird demnach erreicht, wenn der AET/PET-Quotient unter 0,8 sinkt. Der Verlauf des AET/PET-Quotienten in *Abbildung 1* gibt von einem leichten Absinken auf 0,9 Ende Juni abgesehen keinen Hinweis für eine Einschränkung der Stoffproduktion im Vergleich zu einem feucht gehaltenen Pflanzenbestand. Tatsächlich beläuft sich der Korn-Trockenmasseertrag der AET-Lysimeter lö15 und lö16 auf 66 und 61 dt/ha und liegt nicht niedriger im Vergleich zu den Werten der PET-Lysimeter lö13 und lö14 mit 61 und 66 dt/ha (*Tabelle 3*).

Die seit Beginn 2005 nach vollständiger Auffüllung des Bodenwasserspeichers berechnete kumulative Wasserbilanz aus Niederschlag minus (Verdunstung + Sickerwasser) ergibt für die AET-Lysimeter lö 15 und lö16 auf dem Braunerde-Tschernosem aus Löß kurz vor Ernte ein Bodenwasserdefizit von -330 und -287 mm (*Abbildung 2*).

Die mit Hilfe der Neutronenprobe ermittelten Beträge der Bodenfeuchteauschöpfung zwischen dem 16.3. und 29.6. sind 291 und 255 mm (lö15 und lö16) (*Abbildung 3*). Bezogen auf die Feldkapazität errechnet sich anhand des am 29.6. ermittelten Bodenfeuchtwertes ein Defizit von -303 und -343 mm, in etwa vergleichbar dem Defizit der kumulativen Wasserbilanz (*Abbildung 2*).

Der positive Wert der kumulativen Wasserbilanz im März, April 2011 ist die Folge von über mehrere Wochen anhaltendem Schneefall, der nach dem Auftauen ab Mitte März eher die Verdunstung als das Sickerwasser gespeist hat (*Abbildung 2*). Sickerwasserbildung in Höhe von insgesamt 121,7 mm im Winterhalbjahr 2010/11 belegt aber, dass der Bodenwasserspeicher des Lößbodens nahezu vollständig aufgefüllt war. Unter dieser Randbedingung und sehr trocken-warmer Witterung bis Ende Blüte und etwas unternormalem Niederschlag bis zur Ernte vermochte Winterraps 291 bzw. 255 mm Bodenwasser aufzunehmen, ohne den

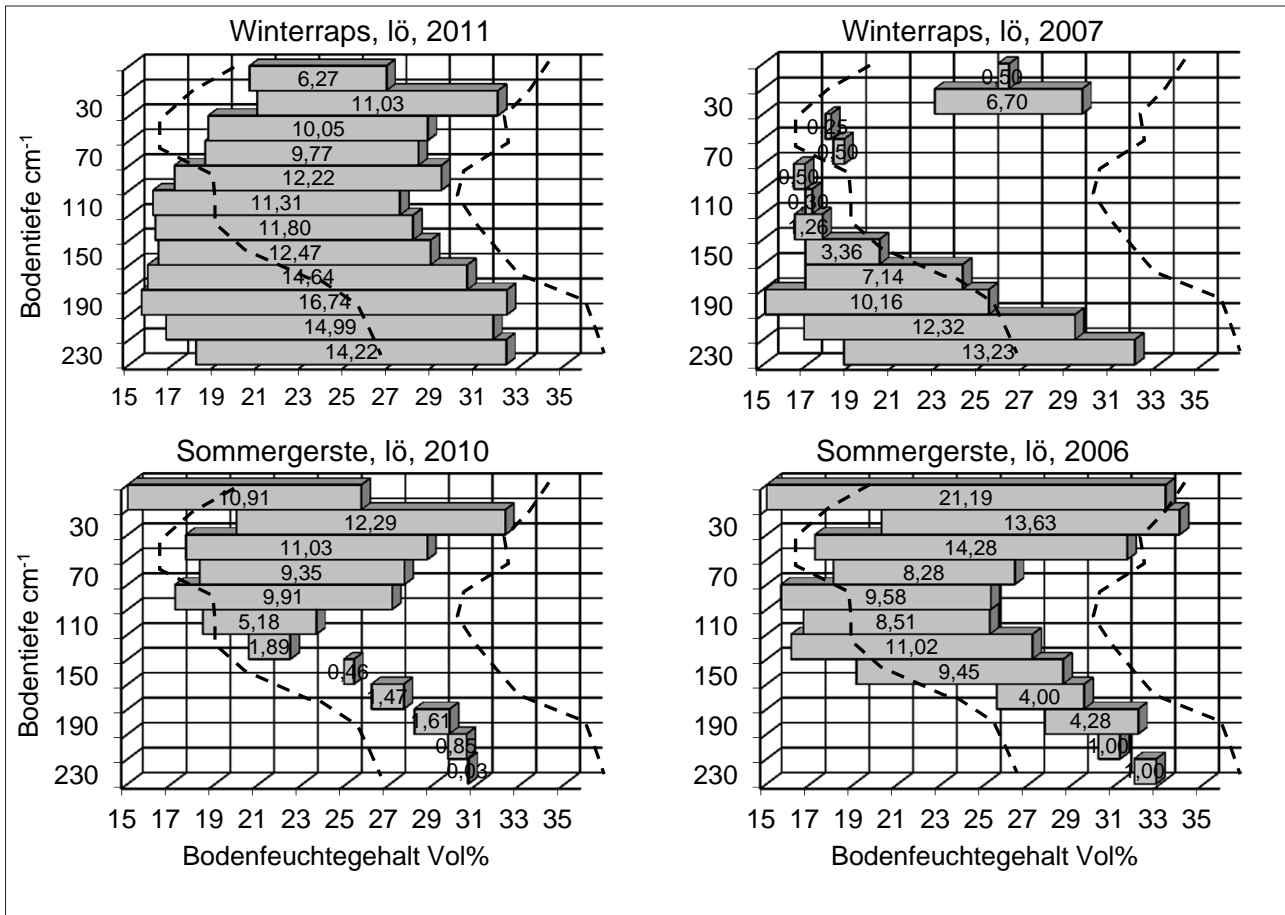


Abbildung 3: Intensität der Bodenfeuchteausschöpfung durch Winterraps und Sommergerste in den einzelnen Bodenschichten (0...20, 20...240 cm Tiefe) auf dem Braunerde-Tschernosem aus Löß (löß15) in Vol.%, unterbrochene Linien sind PWP und FK, abgeleitet aus langjährigen Neutronensondenmessungen

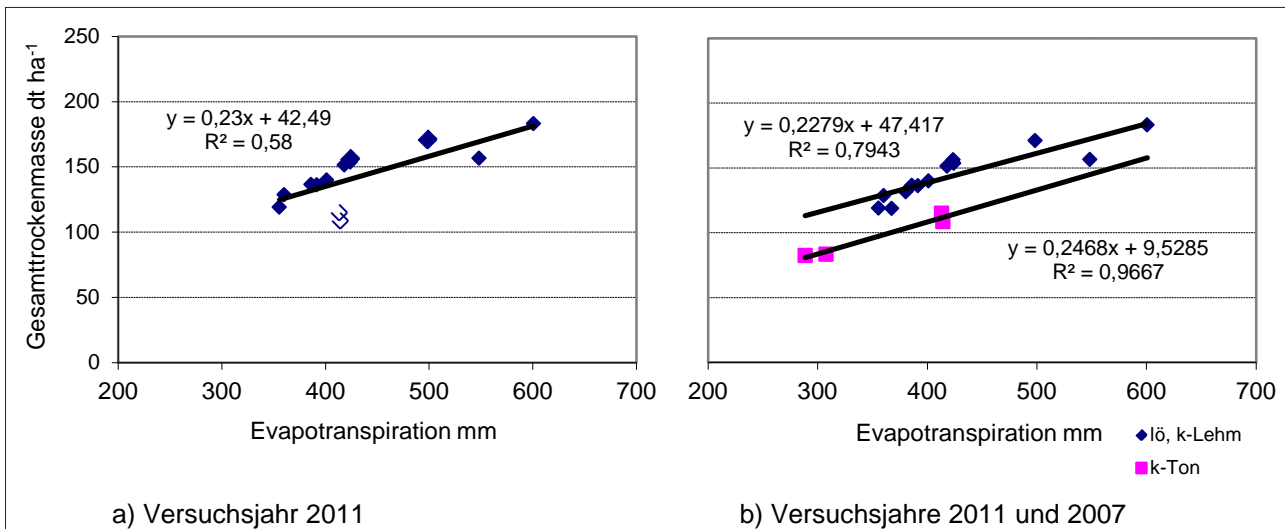


Abbildung 4: Beziehung zwischen Wasserverbrauch und Gesamttrockenmasse von Winterraps unter den klimatischen Bedingungen des Thüringer Beckens

Ertrag zu reduzieren. Unter der gleichen Randbedingung der Witterung gelang dies auf der tonigen, skelettreichen Para-Rendzina aus unterem Keuper (k6, k7) mit geringstem Bodenwasserspeicher nicht. Dennoch entwickelt sich bis

zum 29.6. ein Bodenwasserdefizit von -194 und -243 mm (k6 und k7, kumulative Wasserbilanz). Die Evapotranspiration der Lysimeter k6 und k7 wird im Vergleich zu den PET-Lysimetern lö13 und 14 schon ab etwa 8.5. während der

Vollblüte unter einen Quotienten von 0,8 gesenkt (*Abbildung 1*). Zu diesem Zeitpunkt weist die kumulative Wasserbilanz ein Bodenwasserdefizit von durchschnittlich -120 mm aus. Die Korn-Trockenmasseerträge der Lysimeter k6 und k7 liegen mit 43 und 46 dt/ha deutlich unter den Werten der PET-Lysimeter (*Tabelle 3*).

Durch In-Beziehung-Setzen des Wasserverbrauches von Vegetationsbeginn bis Ernte mit der Gesamttrockenmasse ergibt sich eine lineare Beziehung, wobei die Lysimeter k6 und k7 am weitesten streuen (*Abbildung 4a*).

Im Jahr 2007 wurde ebenfalls Winterraps angebaut. Ebenso wie im Jahr 2011 war es im April während früher Ontogeneseabschnitte bis Mitte Blüte ausgesprochen trocken. Ab Mai setzten ergiebige Niederschläge ein. Im Unterschied zu 2011 fehlten zu Vegetationsbeginn auf dem tiefgründigen Löß noch 192 mm bis zur vollständigen Auffüllung (*Abbildung 2*). Winterraps vermochte trotzdem noch 112 mm Bodenwasser aufzunehmen (*Abbildung 3*) und die kumulative Wasserbilanz weist kurz vor Ernte ebenso wie 2011 ein Bodenwasserdefizit von durchschnittlich -300 mm aus (*Abbildung 2*). Ein Vergleich mit der PET der Lysimeter 13 und 14 war in diesem Jahr nicht möglich. Die Korn-Trockenmasseerträge der Lysimeter lö15 und lö16 in Höhe von 44 und 51 dt/ha Korn deuten daraufhin, dass damit eine Einschränkung der Photosynthese verbunden war. Der erwartungsgemäß noch stärkere Trockenstress auf der Para-Rendzina zeigt sich an den noch geringeren Erträgen der Lysimeter k6 und k7 mit 32 und 31 dt/ha (*Tabelle 3*). Diese vier Wertepaare ordnen sich in die Wasser-Ertrags-Beziehung von Winterraps 2011 ein (*Abbildung 4b*) und lassen erkennen, dass durch getrennte Auswertung der eher schluffig-lehmigen Lysimeter aus Löß und Keuper einerseits und der tonigen und skelettreichen Ausprägungsform der Keuperverwitterungsböden k6 und k7 andererseits eine bessere Anpassung erreicht wird. Das deutet auf den Einfluss der Wassernachlieferung des Bodens auf die Wassernutzungseffizienz.

Sommergerste

Ein Vergleich der aktuellen mit der potenziellen Evapotranspiration von Sommergerste ist im Versuchsjahr 2010 nicht möglich aufgrund von Hasenfraß am Pflanzenbestand der Lysimeter lö13 und lö14.

Sommergerste wächst im April während der Phase der Blattentwicklung und Bestockung unter trockenen Verhältnissen (32% vj. NS) auf. Nach ergiebigen Niederschlägen im Mai (Bestockung, Schossen) folgt ab Ende Schossen im Juni mit 8 % vj. NS eine ausgesprochen trockene Periode. Während der Kornfüllung im Juli regnet es ergiebig. Der Pflanze steht auf dem tiefgründigen Löß ab Juni ein nahezu aufgefüllter Bodenwasserspeicher zur Verfügung. Bis zur Ernte wird der Bodenwasserspeicher der Lysimeter lö15 und 16 um 193 und 134 mm vermindert (*Abbildung 2*). Die Messung der Bodenfeuchteausschöpfung kommt mit 156 und 143 mm zu einem ähnlichen Ergebnis (*Abbildung 3*). Es wird eine Korn-Trockenmasse von 75 und 60 dt/ha erzielt. Auf der Rendzina aus unterem Keuper k6 und k7 liegen die Erträge mit 51 und 56 dt/ha erwartungsgemäß deutlich niedriger (*Tabelle 4*).

Auf der Para-Rendzina werden vom Bodenwasserspeicher 148 und 150 mm in Anspruch genommen (k6 und k7, kumulative Wasserbilanz). Im Winterhalbjahr zuvor sind 74 mm Sickerwasser gebildet worden, so dass von einem vollständig aufgefülltem Bodenwasserspeicher zu Vegetationsbeginn ausgegangen werden kann. Im Unterschied zum Lößboden (lö15 und lö16) geht diese Ausschöpfung ab einem Defizit von -70 mm, Ende Ährenschieben, mit einer deutlichen Reduzierung der Evapotranspiration einher (*Abbildung 5*).

Die Wasser-Ertrags-Beziehung geht aus den Wertepaaren von zwei mit Löß- und sechs mit Rendzina aus unterem Keuper befüllten Lysimetern hervor (*Abbildung 6*). Die nicht ausreichende statistische Sicherung ist auch als Folge dieses geringen Stichprobenumfangs zu sehen.

Tabelle 4: Wasserverbrauch, Trockenmasseertrag und Transpirationskoeffizient von Sommergerste in den Versuchsjahren 2010 und 2006

		Wasserverbrauch ¹		Trockenmasseertrag		Ährenzahl Stck m ²	Vollkornanteil %	Transpirations- koeffizient kg H ₂ O kg TM ⁻¹
		mm	mm	Gesamt dt ha ⁻¹	Korn			
2010								
lö/PET	13	308,5		87,8 ²	55,1	960	97	351
	14	340,9		102,6 ²	62,6	948	97	332
lö/AET	15	414,7		121,7	75,2	1113	96	341
	16	379,5		97,0	60,4	934	96	391
k/AET	6	340,8		77,0	51,4	811	97	442
	7	335,9		83,4	55,6	863	98	403
2006								
lö/AET	15	330,2		149,2	72,6	1031	70	221
	16	307,3		146,6	70,1	1057	72	210
k/AET	6	270,9		100,9	50,4	663	78	268
	7	271,1		96,6	48,6	652	81	281

¹ Aufgang bis Ernte, 2.4. bis 22.7.2010 und 19.4. bis 25.7.2006

² aufgrund von Hasenfraß Bestand am 25.5.10 einmalig um etwa 12 % (lö13) und 4 % (lö14) vermindert, Ährenzahl zur Ernte aber vergleichbar zu lö15 und lö16, Tageswerte ET für Bestimmung AET/PET-Quotient dennoch nicht verwendbar

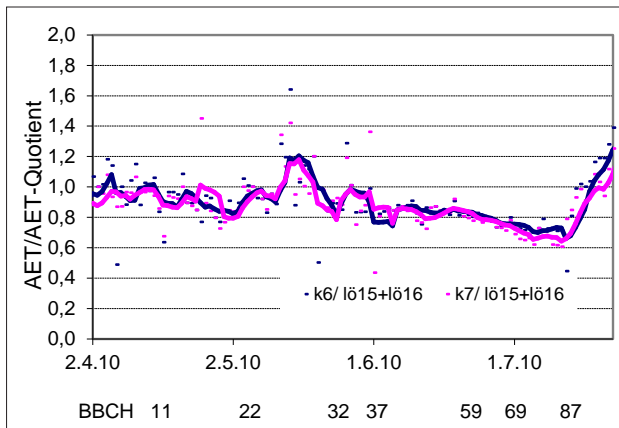


Abbildung 5: AET/AET-Quotient von Sommergerste (Einzelwerte, Pentadenmittel) auf der Para-Rendzina aus unterem Keuper (k) im Vergleich zum Braunerde-Tschernosem aus Löss (lö) im Verlauf des Wachstums (Aufgang bis Ernte) im Versuchsjahr 2010

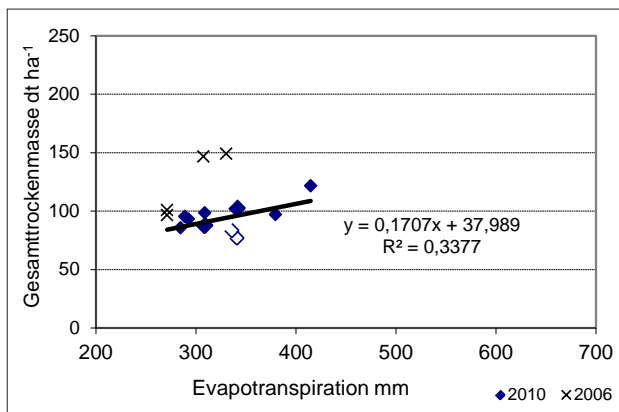


Abbildung 6: Beziehung zwischen Wasserverbrauch und Gesamt trockenmasse von Sommergerste unter den klimatischen Bedingungen des Thüringer Beckens

Ebenso wie beim Wintertraps streuen die Wertepaare der tonigen Ausprägungsform der Para-Rendzina k6 und k7 am weitesten. Im Unterschied zur Wasser-Ertrags-Beziehung

des Wintertraps ist ein geringerer Wasserverbrauch zu erkennen.

Die im Anbaujahr 2006 ermittelten Wertepaare der Lysimeter lö15, lö16, k6 und k7 lassen sich durch die im Anbaujahr 2010 gefundene Beziehung nicht erklären (Abbildung 6). Wengleich der Korn-Trockenmasseertrag in etwa vergleichbar ist, fällt die Gesamttrockenmasse deutlich höher und der Wasserverbrauch geringer aus (Tabelle 4). Daraus errechnet sich eine günstigere Wassernutzungseffizienz (Tabelle 4).

Im Anbaujahr 2006 wuchs Sommergerste während Blattentwicklung und Bestockung im April und Mai bei etwas zu feuchter und warmer Witterung auf, die offenbar die Anlage von Bestockungstrieben begünstigt hat und den im Vergleich zu 2010 höheren Strohertrag erklärt. Bis Mitte Juni sind die Ähren geschoben und auf dem Lössboden ein Bodenwasserdefizit von -162 und -146 mm erreicht (Abbildung 2). Die nFK ist zu diesem Zeitpunkt bis in 140 cm Tiefe vollständig ausgeschöpft. Zu Vegetationsbeginn fand Sommergerste einen nahezu vollständig aufgefüllten Bodenwasserspeicher vor (Abbildung 2). Bis zur Ernte wird dieser um -230 und -218 mm vermindert, übereinstimmend mit den Bodenfeuchtemessungen (Abbildung 3). Es ist davon auszugehen, dass Sommergerste ab Mitte Juni, Ende Ährenschieben Trockenstress ausgesetzt war und bis zur Ernte die Transpirationsrate reduziert hat. Der unter dem Normwert liegende Vollkornanteil (Tabelle 4), aufgrund dessen Braugerste-Qualität nicht erreicht wird, belegt, dass nicht genug Wasser für eine vollständige Kornausbildung zur Verfügung stand. Der trotzdem geringere Transpirationskoeffizient könnte darauf zurückzuführen sein, dass die Gerstenpflanze durch Trockenstress in frühen Ontogeneseabschnitten (Anfang Juni während des Schossens) Stabilisierungsmechanismen erworben hat, durch die sie während Blüte und Kornausbildung die Photosynthese bei abnehmender Transpiration länger aufrechterhalten und damit die Transpirationsproduktivität in $\text{mg CO}_2/\text{g H}_2\text{O}$ zeitweilig steigern konnte. Die Jahreswitterung bzw. die Verteilung der Niederschläge in den einzelnen Ontogeneseabschnitten könnte damit wesentlich die Beziehung zwischen Wasserverbrauch und Trockenmasseertrag beeinflusst haben.

Die Bedeutung der Baumarten für den Landschaftswasserhaushalt

Jürgen Müller^{1*}

Zusammenfassung

Die Produktion von Wasser in Qualität und Menge ist nach der Holzproduktion die wichtigste materielle Leistung des Waldes. Die Untersuchung der wasserwirtschaftlichen Leistung einzelner Baumarten steht im Fokus des Beitrages. Zur Ermittlung der Grundwasserneubildung von aufwachsenden Kiefern, Buchen, Lärchen und Douglasien werden seit 1974 Großlysimeter genutzt. Die Forschungen werden begleitet durch Wasserhaushaltsuntersuchungen in Rein- und Mischbeständen im Baumholzalter. Die Baumart und das Alter, die vertikale Schichtung und Mischung der Wälder sowie ihre Bewirtschaftung beeinflussen maßgeblich die Höhe der Grundwasserneubildung. Verdunstung und Grundwasserneubildung sind Funktionen bestandesbezogener Strukturparameter und des Wachstums der Bestände. Die geringere Interzeption des Kronendaches in Kombination mit dem Stammabfluss bestimmt in den Buchenbeständen maßgeblich die Höhe und den zeitlichen Verlauf der Grundwasserneubildung und führt zu einem hydrologischen Vorteil gegenüber den Nadelholzbeständen. Langfristig leisten auch die Kiefern-Buchen-Mischbestände einen positiven Beitrag zum Landschaftswasserhaushalt.

Schlagwörter: Großlysimeter, Mischbestände, Waldstrukturen, Baumartenwahl

Summary

Water production in sufficient quality and quantity is after timber production the most important services of forests. The focus of this paper is the investigation of water provided by different tree species.

To investigate groundwater production of growing pine, beech, larch, and Douglas fir large scale lysimeter were used since 1974. Additionally research is conducted in pure and mixed stands of major tree age by water balance investigations.

Results show that tree species, age, vertical structure, and the mixture of trees as well as silvicultural practise influence the amount of groundwater production substantially. Evaporation and groundwater production are functions of the stand structure parameter and tree growth. Lower interception from the crowns in combination with stem flow determines in beech stands the amount and temporal course of groundwater production and leads to a hydrologic plus compared to coniferous stands. In the long run, however, mixed pine-beech stands also make a positive contribution to the landscape water balance.

Keywords: large scale lysimeter, mixed stands, stand structure, tree species selection

Einleitung

Der Wald bedeckt ca. ein Drittel Deutschlands und ist damit ein wesentliches Landschaftselement mit Auswirkungen auf den Landschaftswasserhaushalt. Das gegenwärtige Waldbild in Deutschland ist durch ausgedehnte Fichtenbestände im Süden und großflächige Kiefernbestände im Norden geprägt. Dies ist ein Ergebnis des menschlichen Handelns der letzten 250 Jahre.

Vor dem Hintergrund eines geringer werdenden Wasserdargebotes einerseits und der guten Qualität des Sickerwassers unter Wald andererseits stellt sich zunehmend die Frage nach der wasserwirtschaftlichen Leistung des Waldes im Landschaftswasserhaushalt. Die Bedeutung gerade der Waldareale als Wasserlieferanten hat deshalb wesentlich zugenommen. Die Produktion von Wasser in Qualität und Menge ist nach der Holzproduktion die wichtigste materielle Leistung des Waldes, dessen monetäre Bewertung derzeit in der gesellschaftlichen und politischen Diskussion steht. Zur Erforschung des Wasserhaushaltes von Wäldern gibt es international und national eine Vielzahl von Untersu-

chungen. Die Forschungen stehen einerseits im Zeichen des Versuchs einer räumlichen und zeitlichen Übertragung von Prozessen des Wasserhaushalts auf die Ebene ganzer Wassereinzugsgebiete. Andererseits werden Untersuchungen auf Bestandesebene in Abhängigkeit von der Vegetationsstruktur zur Ermittlung von Struktur- und Prozessbeziehungen, zur Indikation von Stressreaktionen der Waldbäume in Wassermangelphasen und zur Parametrisierung von Wasserhaushaltsmodellen betrieben.

Zur wasserwirtschaftlichen Leistung einzelner Baumarten liegen insgesamt nur wenige Ergebnisse vor.

Material und Methoden

Ermittlung der Wasserhaushaltskomponenten

Die Grundwasserneubildung unter Wald hängt maßgeblich von den Verdunstungsprozessen ab, die von den Wechselwirkungen zwischen Atmosphäre-Pflanze-Boden bestimmt werden. Wie viel Wasser verdunstet, wird neben dem Ver-

¹ Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Waldökosysteme, A.-Möller-Str. 1, D-16225 EBERSWALDE

* Ansprechpartner: Dr. Jürgen Müller, juergen.mueller@ti.bund.de

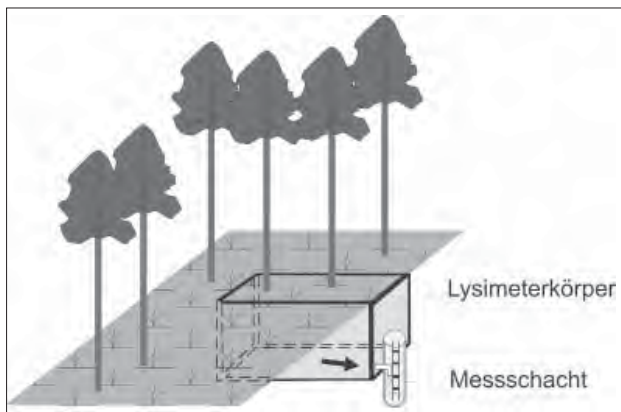


Abbildung 1: Prinzipskizze eines mit Bäumen bewachsenen Großlysimeters

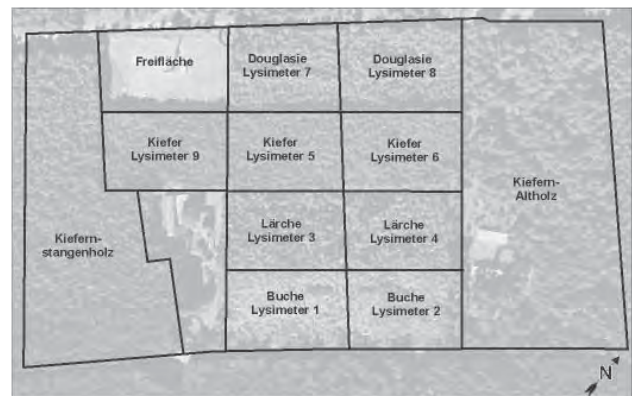


Abbildung 2: Luftbild der ökologischen Versuchsstation Britz mit Lage der einzelnen Großlysimeter (Stand 1998)

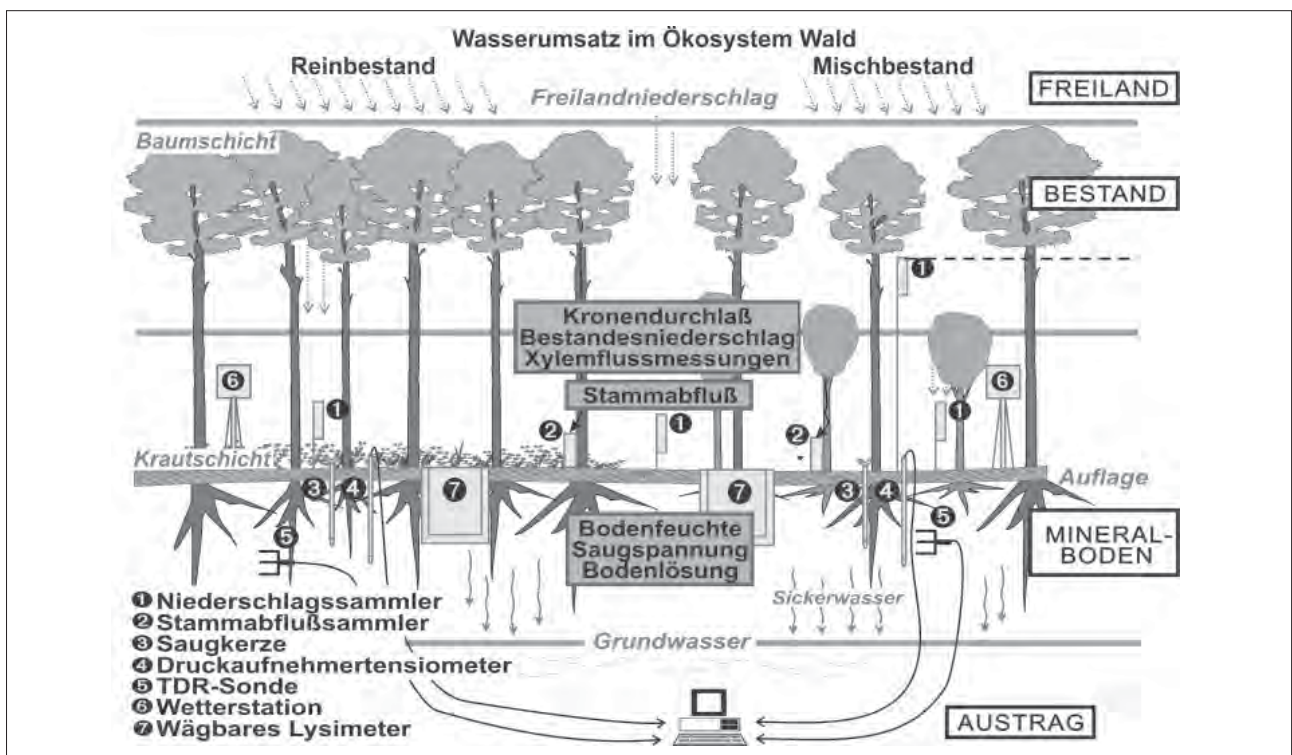


Abbildung 3: Versuchsflächeninstrumentierung zur Erfassung des Wasserflusses in Waldbeständen

dunstungsanspruch der Atmosphäre durch die Menge an pflanzenverfügbarem Bodenwasser und dem strukturellen Aufbau der Waldbestände beeinflusst.

Von den Wasserhaushaltskomponenten können einige Größen direkt gemessen, andere Größen müssen berechnet werden. Deshalb spielen bei der Berechnung des Wasserhaushaltes Modelle eine große Rolle. Für die Überprüfung der Modellergebnisse sind Wasserflussmessungen in unterschiedlich strukturierten Waldbeständen unverzichtbar. Im Rahmen der vom BMBF geförderten Verbundprojekte „Waldökosystemforschung Eberswalde“ (FKZ 0339500) und „Wirkungen des Waldumbaus im nordostdeutschen Tiefland“ (FKZ 0339731) wurden in unterschiedlich strukturierten Waldbeständen Wasserflussmessungen durchgeführt. Die Ausrüstung der Intensivversuchsflächen mit Geräten zur meteorologisch-hydrologischen Messung und die Methoden

zur Ermittlung von Verdunstung und Grundwasserneubildung sind bei MÜLLER 2002 und 2003 beschrieben.

Seit 1974 werden für die Ermittlung des Einflusses unterschiedlich aufwachsender Baumarten auf Verdunstung und Grundwasserneubildung Großlysimeter genutzt. Die Großlysimeter haben eine Tiefe von 5 m und eine Oberfläche von 100 m² (10 x 10 m), (Abbildung 1). Es wurden insgesamt neun Lysimeter mit vier Baumarten angelegt (Abbildung 2). Das Lysimeterumfeld ist mit einer Größe von ca. 0,25 ha altersgleich mit derselben Baumart bepflanzt. Seit dem Kulturstadium werden die Baumarten im Wachstumsgang verfolgt und bezüglich ihrer Wasserhaushaltsgrößen untersucht (LÜTZKE und SIMON 1975, MÜLLER 1993, 2005). Das zukünftige Waldbild soll durch möglichst vielfältig strukturierte Mischbestände geprägt sein. Dieses Ziel verfolgt der Waldumbau deutschlandweit. Das Waldum-

Tabelle 1: Übersicht der Untersuchungsbestände mit intensiven Wasserhaushaltsuntersuchungen

Bestände	Untersuchte Altersspanne [Jahre]	Bemerkungen
Kiefern-Reinbestand	2 - 40	Großlysimeter
Kiefern-Reinbestand	49 - 90	Waldbestände im nordostdeutschen Tiefland (noT)
Buchen-Reinbestand	2 - 40	Großlysimeter
Buchen-Reinbestand	81 - 145	Waldbestände im noT
Eichen-Reinbestand	2 - 12	Großlysimeter
Eichen-Reinbestand	62 - 180	Waldbestände im noT
Douglasien-Reinbestand	2 - 40	Großlysimeter
Douglasien-Reinbestand	76 - 84	Waldbestände im noT
Lärchen-Reinbestand	2 - 28	Großlysimeter
Kiefern-Buchen-Mischbestand	Kiefer: 28 - 40 Buche: 2 - 12	Großlysimeter
Kiefern-Buchen-Mischbestand	Kiefer: 51 - 118 Buche: 11 - 58	Waldbestände im noT
Kiefern-Eichen-Mischbestand	Kiefer: 28 - 40 Eiche: 2 - 12	Großlysimeter
Kiefern-Eichen-Mischbestand	Kiefer: 28 - 40 Eiche: 2 - 12	Waldbestände im noT

Tabelle 2: Holzmesskundliche Parameter der Lysimeterbestände im Jahr 2008

Baumart	Bestockungs-Grad (B °) [o. D.]	Höhe des Grundflächenmittelstammes (HG) [m]	Durchmesser des Grundflächenmittelstammes (DG) [cm]	Grundfläche (GF) [m ² /ha]
Buchen-Reinbestand	1,21	12,38	8,46	21,00
Kiefern-Reinbestand	1,16	15,27	14,04	37,16
Douglasien-Reinbestand	1,05	14,98	15,86	33,60
Lärchen-Reinbestand ¹⁾	1,23	12,00	12,68	29,06
Eichen-Reinbestand ²⁾		1,48	2,26 ³⁾	
Kiefern-Buchen-Mischbestand				
Kiefer im Oberstand	0,89	16,26	15,98	29,73
Buche im Unterstand		2,43	2,32 ³⁾	
Kiefern-Eichen-Mischbestand				
Kiefer im Oberstand	0,97	16,83	16,72	32,92
Eiche im Unterstand		1,59	1,92 ³⁾	
Lärchen-Buchen-Mischbestand				
Lärche im Oberstand	0,87	17,16	17,21	23,25
Buche im Unterstand		1,76	1,91 ³⁾	

¹⁾ im Alter 26 Jahre, ²⁾ im Alter 8 Jahre, ³⁾ in 12 cm Baumhöhe gemessen

bauprogramm bedarf der wissenschaftlichen Begleitung und Fundierung; insbesondere ist zu prüfen, wie sich das Zusammenwirken zweier Bestände auf die Sickerwassermengen unter den Mischbeständen auswirkt. Vor diesem Hintergrund wurden zwei der drei Kiefernlysimeter im Jahre 2000 mit Buche und Eiche und ein Lärchenlysimeter mit Buche unterbaut (MÜLLER 2005). Des Weiteren wurde im gleichen Jahr ein Lysimeterbestand mit Eiche begründet.

Neben den Untersuchungen auf den Großlysimetern erfolgten in unterschiedlichen Rein- und Mischbeständen außerhalb der Lysimeter Messungen zur Quantifizierung des Wasserflusses und zur Ermittlung von Tiefenversickerung und Verdunstung (Abbildung 3).

Damit werden die Möglichkeiten und Bedingungen erforscht, ob und wie Grundwasserneubildung und Verdunstung

durch Änderungen in der Baumartenzusammensetzung und Waldstruktur beeinflusst werden können.

Untersuchungsbestände

Die *Tabelle 1* gibt eine Übersicht über die Untersuchungsbestände, in denen intensive Wasserhaushaltsuntersuchungen entsprechend *Abbildung 3* durchgeführt wurden. Darüber hinaus erfolgten Niederschlagsmessungen im Freiland und Bestand in weiteren Baumholzbeständen unterschiedlicher Baumart.

In der *Tabelle 2* sind die holzmesskundlichen Parameter der intensiv untersuchten Lysimeterbestände im Jahr 2008 (Alter Oberstand 36 Jahre, Unterstand 8 Jahre) zusammengestellt.

Ergebnisse

Bewertung der hydroökologischen Eigenschaften der untersuchten Baumarten

Die Buche

Als Laubbaum ist die Buche winterkahl. Dies hat Auswirkungen auf die saisonalen Unterschiede der Höhe der Interzeptionsverdunstung des Kronendaches. Die Blattoberfläche ist glatt mit einer relativ geringen Rauigkeit. Der Stamm ist vom Kultur- bis zum Baumholzstadium ebenfalls glatt mit einer dünnen Rinde. Dies fördert in allen Wuchsphasen den Stammabfluss. Die Stamminterzeption ist gering. Die dem Stamm trichterförmig zulaufenden Äste und Zweige erhöhen den Stammabflussanteil dieser Baumart weiter. Die Fähigkeit der Buche den Waldboden durch ein geschlossenes Kronendach auszudunkeln, führt zu einer geringen Evaporation desselben (MÜLLER et al. 2002). Im Gegensatz zu anderen Baumarten hält das Wachstum bis ins hohe Alter unvermindert an.

Die große Kronenschirmfläche der Buche führt in den Sommermonaten zu vergleichsweise hohen Transpirationsraten.

Die Kiefer

Die immergrüne Lichtbaumart Kiefer hat mit zunehmendem Alter ein offenes sperriges Kronendach. Die Nadeln mit mehreren Jahrgängen sind allseitig benetzbar. Dies führt insgesamt zu einer hohen Kronendachinterzeption. Die Rinde ist schuppig und rau mit hoher Stamminterzeption und geringem Stammabfluss. In Abhängigkeit von der Nährkraft des Standortes bedecken den Waldboden Vegetationsdecken mit zum Teil hoher Evapotranspiration (MÜLLER et al. 1998). Die Kiefer ist im Vergleich zur Buche und Eiche in der Jugend schnellwüchsiger. Die Zuwachskulmination liegt zwischen 30 bis 50 Jahren.

Die Douglasie

Der immergrüne Nadelbaum hat in der Jugend eine kegelförmige Krone, die sich mit zunehmendem Alter abflacht und abrundet. Sie führt einen Teil des Regen in Form einer „Ableitungsrinne“ im Bereich der Kronentraufe zum Waldboden. Die Kronendachinterzeption ist deshalb geringer als in einem Kiefernbestand. Die Rinde wird mit zunehmendem Alter rissig und längsgefurcht. Der Stammabfluss ist unbedeutend. Im Gegensatz zur Kiefer sind die Douglasienbestände länger geschlossen und die Evapotranspiration der Bodenpflanzendecke geringer. Die Zuwachskulmination erfolgt später als bei der Kiefer.

Die Lärche

Die Lärche ist der einzige heimische Nadelbaum, der im Herbst seine Nadeln abwirft. Die Lärche ist eine Lichtbaumart. Sie ist im Jugendalter bis ca. 20 - 25 Jahre schnellwüchsiger als die Kiefer und Douglasie. Im weiteren Wachstumsverlauf benötigt die Lärche Standraum, um optimal wachsen zu können. In der Jugend ist die Rinde glatt und im Alter unregelmäßig und gefurcht.

Bis zum Alter von ca. 20 Jahren liegt der Stammabflussanteil bei einem Jahresniederschlag im Freiland von 600 mm bei ca. 5 % vom Freilandniederschlag. Die Evapotranspiration der Waldbodenvegetation ist bei vergleichbaren Standortverhältnissen mit der Kiefer vergleichbar.

Die Eiche

Die Eiche ist wie die Buche winterkahl. Sie wirft verstärkt im Jugendalter ihre wechselständigen Blätter wie die Buche erst sehr spät ab, so dass die Blätter im Winter braun am Baum verbleiben. Dies erhöht die Kronendachinterzeption im Winter. Die Eiche ist eine Lichtbaumart. Auch bei dieser Baumart ist die Evapotranspiration der Waldbodenvegetation bei entsprechendem Standort mit der Kiefer vergleichbar. Besonderes Merkmal der Eichen ist die im Alter stark

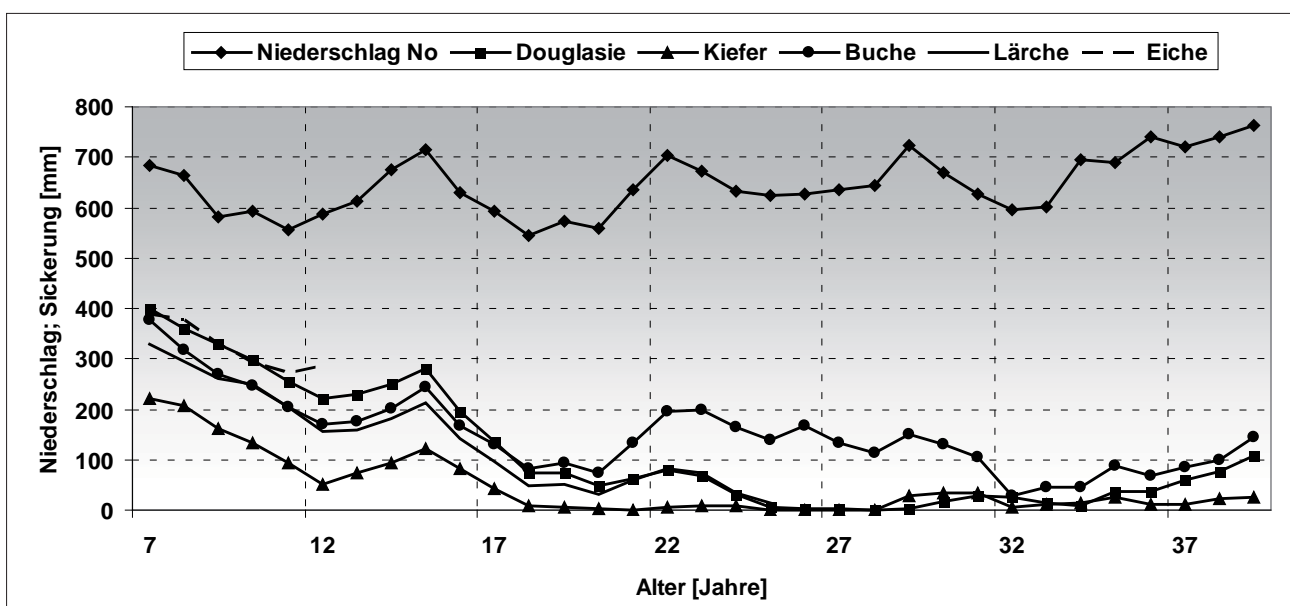


Abbildung 4: Jahresniederschlag (No) und -sickerung der Lysimeterbestände im Alter von 7 bis 39 Jahren (1978-2012)

gefurchte Rinde. In jungen Jahren ist die Rinde glatt. Der Stammabflussanteil ist mit der Lärche vergleichbar. Die Eiche gehört zu den langsam wachsenden Baumarten.

Die Baumarten Buche und Douglasie wachsen auf den sandigen Lysimeterflächen bezüglich der Nährkraft des Bodens auf Grenzstandorten. Typischer wären für diese Baumarten nährstoffreichere Standorte mit entsprechend besserer Wüchsigkeit.

Der Wasserhaushalt der Baumarten

Ein Vergleich von Wasserbilanzen zwischen bewaldeten und unbewaldeten Einzugsgebieten zeigt, dass der Wald etwa 10 bis 20 % mehr verdunstet als unbewaldete Gebiete. Dies belegen Ergebnisse der Jahresverdunstung bewaldeter Flächen im Vergleich zu Grasflächen unter vergleichbaren Witterungs- und Bodenbedingungen in unterschiedlichen Regionen. Eigene Ergebnisse von Wasserhaushaltsuntersuchungen in Kiefernbeständen auf grundwasserfernem Sand im Vergleich zum Wasserhaushalt eines mehrjährigen Feldgrasbestandes zeigen, dass unter vergleichbaren Witterungs- und Bodenbedingungen unter Feldgras ca. das Dreifache in die Tiefe sickert als unter dem Kiefernbestand (MÜLLER und BOLTE 2009). Die Ursachen der höheren Verdunstung des Waldes liegen in den Besonderheiten der verdunstenden Flächen des Ökosystems begründet, wie deren Höhe und Oberfläche, die räumliche Ausdehnung des Waldes in der Landschaft und die ausgeprägte vertikale Bestandesstruktur mit Baum-, Strauch- und Krautschicht.

Die Veränderung der Verdunstungskomponenten (Interzeption, Transpiration, Evaporation) beeinflussen im Verlauf der Bestandesentwicklung der Baumarten maßgeblich die Höhe der Grundwasserneubildung.

Die *Abbildung 4* zeigt den Jahresgang des Freilandniederschlags und der Grundwasserneubildung der Baumarten der Lysimeter im Zeitraum 1978 bis 2012 (Alter 6 bis 40 Jahre).

Die Ergebnisse belegen, dass die Höhe der Grundwasserneubildung baumartenabhängig ist.

Am deutlichsten sind die Unterschiede zwischen der Kiefer und der Buche (*Tabelle 3*).

Die Sickerungsunterschiede zwischen den Baumarten sind von den Veränderungen der Bestandesstruktur und ihren Auswirkungen auf die Verdunstungskomponenten im Verlauf der Wachstumsentwicklung abhängig.

Tabelle 3: Mittlere jährliche Niederschlags- und Sickerungswerte für die Baumarten für den Zeitraum 1978 bis 2012

Baumart	Freilandniederschlag am Erdboden No [mm]	Sickerung [mm]	Sickerungsprozent vom Niederschlag
	650		
Buche		160	24,6
Lärche		146 ¹⁾	22,5 ¹⁾
Kiefer		52	8,1
Douglasie		125	19,2

¹⁾ Bis zu Alter 28 Jahre

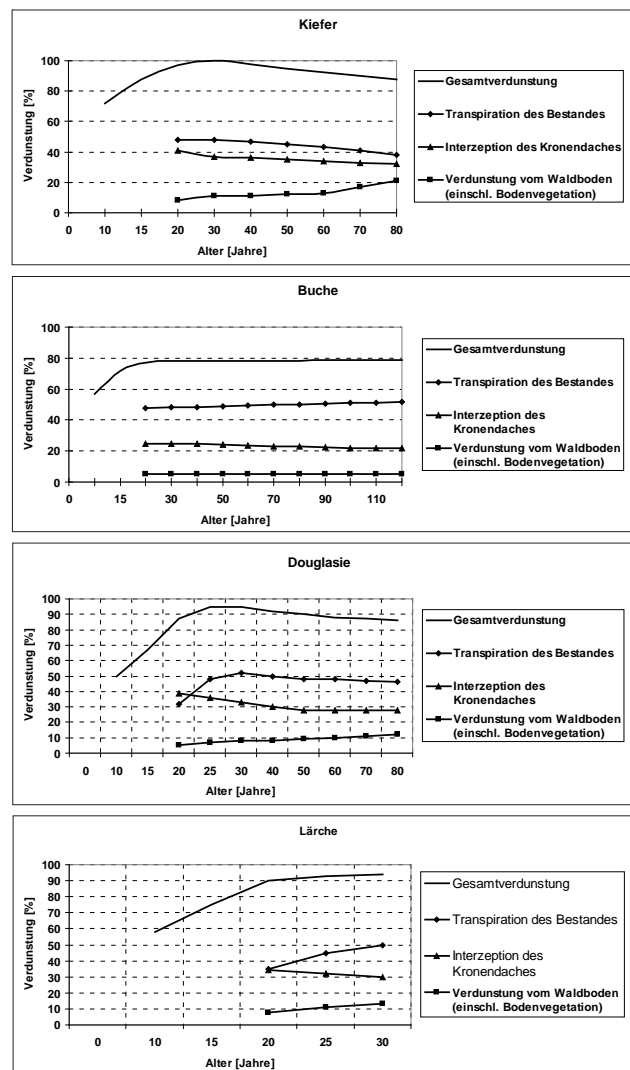


Abbildung 5: Verlauf der Verdunstungskomponenten der Baumarten im Reinbestand im Zuge der Bestandesentwicklung

So führen die beschriebenen hydroökologischen Effekte der Baumarten im Verlauf der Bestandesentwicklung zu Differenzierungen in den Waldstrukturen und damit zu Unterschieden in der Höhe der Verdunstungskomponenten. So wird der Einfluss der Niederschlagshöhe der Nadelbaumarten im Alter zwischen 20 und 30 Jahren überprägt durch den Einfluss der schnell ansteigenden Verdunstung (*Abbildungen 4 und 5*), wobei die Sickerungsunterschiede zwischen Kiefer, Douglasie und Lärche aus den Differenzierungen von Kronendachinterzeption und Bestandestranspiration resultieren (*Abbildung 5*).

Bei der Kiefer liegt die Gesamtverdunstung im Alter von 30 Jahren bei 100 %. Die Kiefern haben in diesem Alter bereits Zuwachskulmination, dementsprechend hohe Transpiration und infolge hoher Stammzahlen und dichter Kronendächer eine hohe Interzeption mit über 40 % der jährlichen Niederschlagsmenge. Die Sickerung geht in diesem Stadium gegen Null (*Abbildungen 4 und 5*). Die Douglasie hat in diesem Alter im Vergleich zur Kiefer eine niedrige Bestandestranspiration, geringere Interzeption und eine höhere Sickerung. Die Sickerung in der Lärche

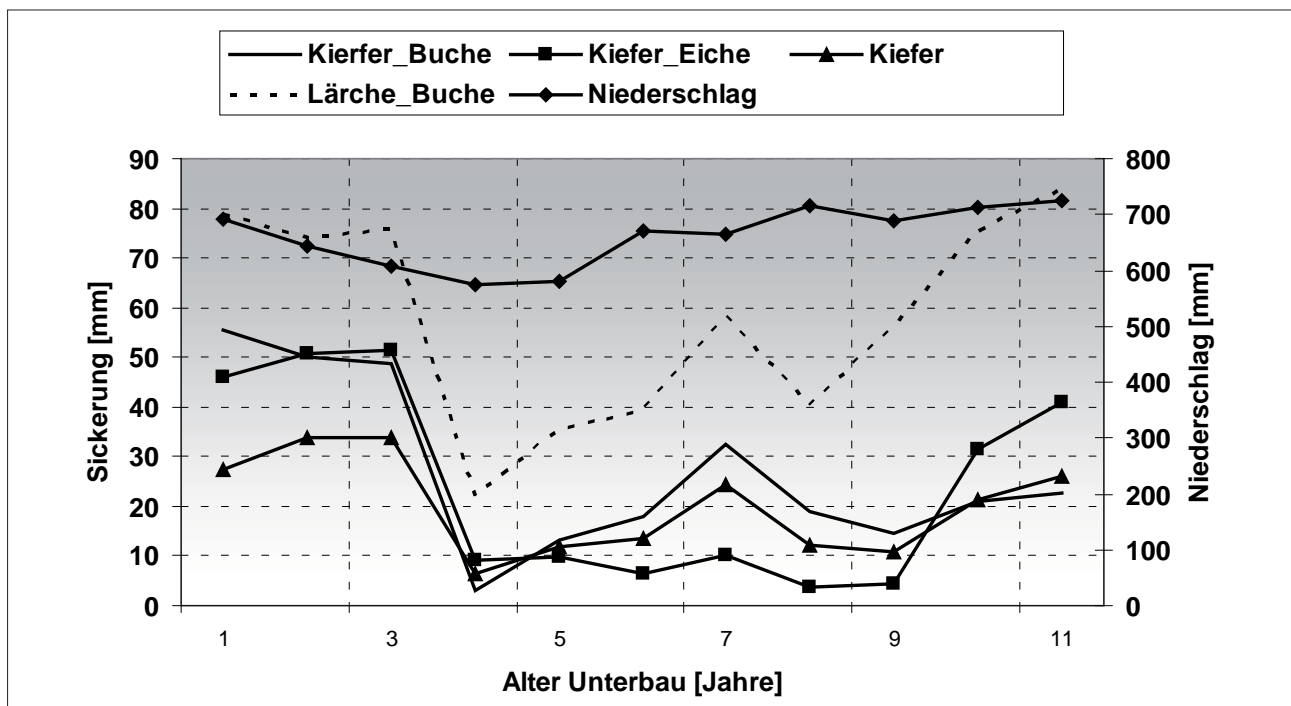


Abbildung 6: Jahresniederschlag und -sickerung der unterbauten Lysimeterbestände im Vergleich zum Buchen- und Kiefern-Reinbestand im Zeitraum 2000 bis 2012 (Alter des Unterbaus 1 bis 7 Jahre)

ist wegen der geringeren Interzeption des Kronendaches ebenfalls höher als bei der Kiefer.

Unter dem 1999 mit Eiche bepflanzten Lysimeter sickerten im Mittel des Zeitraums 1999 bis 2012 50 % der mittleren Niederschlagssumme (645 mm) in die Tiefe. Die Interzeptions- und Transpirationsverdunstung der kleinen Eichen sind noch gering, die Sickerung entsprechend hoch.

Im Jahr 1999 reduzierte sich im Zuge der Durchforstung für den Unterbau die Grundfläche im Kiefern-Buchenbestand von 34,5 m²/ha auf 23 m²/ha, im Kiefern-Eichenbestand von 34,5 m²/ha auf 24,3 m²/ha und in der Lärchen-Buchenfläche von 29,1 m²/ha auf 24,9 m²/ha. Im Vergleich dazu hat der Kiefern-Reinbestand eine Grundfläche von 33,0 m²/ha.

Die Tiefensickerung der drei Mischbestände stieg in den ersten Jahren nach der Durchforstung an im Ergebnis auf die reduzierte Kronenschirmfläche und die geringere Kronendachinterzeption. Während der gleichaltrige Kiefern-Reinbestand weiterhin nur geringe Sickerung hatte, lag der Sickerungsanteil der mit Buche und Eiche unterbauten Kiefernlysimeter bei 8 % und des mit Buchen unterbauten Lärchenbestandes bei 12 % des mittleren Niederschlagsdargebotes von 647 mm. Die Ursache dafür ist neben der verringerten Interzeptionsverdunstung des Kiefern Kronendaches auch die aufgrund der Baumzahlverminderung flächenbezogen niedrigere Transpirationsverdunstung der Bestände.

Dieser Trend ist in den beiden Kiefern-Mischbeständen nicht mehr gegeben. Durch die sich gut entwickelten Unterbauten mit Stammzahlen von 7000 bis 8000 Stück/ha mit entsprechender Bestandstranspiration in Kombination mit zunehmender Kronendachinterzeption der auch im Winter belaubten Buchen und Eichen reduziert sich die

Tiefensickerung auf das Niveau des Kiefern-Reinbestandes (Abbildung 6). Im Lärchen-Buchen-Mischbestand bleibt der Sickerungsvorteil gegenüber dem Kiefern-Reinbestand auf Grund geringerer Kronendachinterzeption bestehen.

Die Buche nimmt im Baumartenvergleich eine besondere Stelle ein.

In den Buchenbeständen führen die strukturellen Bedingungen des Kronendaches im Vergleich zu den Nadelholzbeständen zu geringeren Interzeptionsverlusten. Im Ergebnis der Umverteilung des Niederschlages im Kronenraum kommt es in den aufwachsenden Beständen sowohl in den Buchen-Reinbeständen als auch den Kiefern-Buchen-Mischbeständen zu vermehrtem Stammabfluss. Sowohl die geringe Interzeption als auch der Stammabfluss bestimmen bei gegebenen Niederschlags- und Bodenbedingungen maßgeblich die Höhe und den zeitlichen Verlauf der Grundwasserneubildung und führen zu einem hydrologischen Vorteil gegenüber den Nadelholzbeständen und den untersuchten Nadelholzbeständen und den untersuchten Eichenbeständen (Abbildung 7). Langfristig leisten auch die Kiefern-Buchen-Mischbestände einen positiven Beitrag zum Landschaftswasserhaushalt (MÜLLER 2007, 2011).

Diskussion und Schlussfolgerungen

In den Waldbeständen führen die strukturellen Bedingungen des Kronendaches in der Bestandesentwicklung zur unterschiedlichen Verteilung des Bestandesniederschlages und zu sich stark differenzierenden Interzeptionsverlusten. Die Interzeptionsunterschiede bestimmen bei gegebenen Niederschlags- und Bodenbedingungen maßgeblich die Höhe und den zeitlichen Verlauf der Grundwasserneubildung und führen zu unterschiedlichen hydrologischen Vorteilswirkungen der Baumarten.

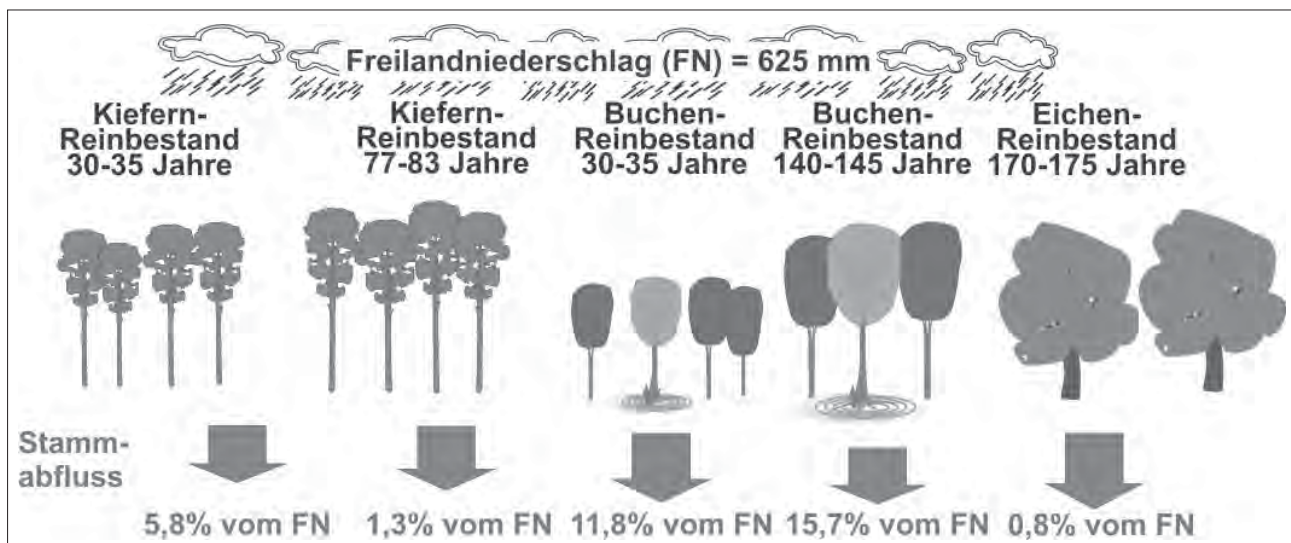


Abbildung 7: Stammabfluss unterschiedlicher Baumarten im Rein- und Mischbestand im Verlauf der Bestandesentwicklung

Die Ergebnisse belegen, dass unter vergleichbaren Witterungs- und Bodenbedingungen die baumartenspezifischen Unterschiede und vegetationsstrukturellen Differenzierungen sowohl in den aufwachsenden als auch in den gleichaltrigen Baumholzbeständen einen signifikanten Einfluss auf die Wasserhaushaltskennwerte haben. Verdunstung und Grundwasserneubildung sind Funktionen bestandesbezogener Strukturparameter und des Wachstums der Bestände. Die intensive Erfassung von Struktur- und Prozessparametern in den Ökosystemen und die Quantifizierung ihrer Wechselwirkungen ist eine wichtige Voraussetzung für die Bewertung der wasserwirtschaftlichen Leistung der Wälder. Baumart und Alter, die vertikale Schichtung und Mischung der Wälder sowie ihre Bewirtschaftung beeinflussen maßgeblich die Komponenten des Wasserkreislaufes. Erst durch die Berücksichtigung der strukturellen Besonderheiten der Wälder wird eine treffende Beurteilung ihrer Wasserhaushaltsbedingungen möglich.

Die Forstwirtschaft hat über Baumartenwahl und Bewirtschaftung die Möglichkeit, die „Wasserbringefunktion“ des Bestandes und somit den Beitrag zum Landschaftswasserhaushalt gezielt zu beeinflussen. Die Ergebnisse sind u.a. für die Bewertung der Ökosystemdienstleistungen von Buchenwäldern bedeutsam, weil sie eine Prognose der sich herausbildenden hydrologischen Situation erlauben.

Literatur

- LÜTZKE, R. und K.-H. SIMON, 1975: Zur Bilanzierung des Wasserhaushalts von Waldbeständen auf Sandstandorten der DDR. - Beiträge für Forstwirtschaft 9, 1, 5-12.
- MÜLLER, J., 1993: Die Großlysimeteranlage Britz (bei Eberswalde). Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Göttingen 71: 161-163.
- MÜLLER, J., A. BOLTE, W. BECK und S. ANDERS, 1998: Bodenvegetation und Wasserhaushalt von Kiefernforstökosystemen (*Pinus sylvestris* L.). Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Berlin 28 (1998), 407-414.
- MÜLLER, J., 2002: Wirkungszusammenhänge zwischen Vegetationsstrukturen und hydrologischen Prozessen in Wäldern und Forsten. S. 93 ff. In: Anders, S. et al.: Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands. Oberwinter, Verlag Dr. Kessel, 283 S.
- MÜLLER, J., W. BECK, F. HORNSCHUCH und A. STEINER, 2002: Quantifizierung der ökologischen Wirkungen aufwachsender Kiefern-Buchen-Mischbestände im nordostdeutschen Tiefland. Beitr. f. Forstwirtschaft. Landschaftsökologie, 36, 3, 125-131.
- MÜLLER, J., 2003: Veränderung hydrologischer Parameter im Prozess des Waldumbaus. S. 42 ff. In: Anders, S. et al.: Untersuchungen zur Ökologie von Kiefern-Buchen-Mischbeständen im nordostdeutschen Tiefland und Ableitung von Empfehlungen zur Durchführung des Buchen-Unterbaus in Kiefern-Reinbeständen. Abschlussbericht des BMBF-Verbundprojektes „Ökologische Voraussetzungen und Wirkungen des Waldumbaus im nordostdeutschen Tiefland (Förderkennzeichen 0339731). Bundesforschungsanstalt Forst- u. Holzwirtschaft, Institut für Forstökologie und Walderfassung, 226 S.
- MÜLLER, J., 2005: 30 Jahre forsthydrologische Forschung auf der Großlysimeteranlage in Britz – Zielstellung und Ergebnisse. In: Bericht über die 11. Gumpensteiner Lysimetertagung, „Lysimetrie im Netzwerk der Dynamik von Ökosystemen“ am 5. und 6. April 2005, Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Irdning, 29-32.
- MÜLLER, J., 2007: Forestry and limited water budget in the Northeast German Lowlands – consequences for choice of tree species and forest management. In: Progress in Hydro Science and Engineering, The Role of Forests and Forest Management in the Water Cycle, Contributions to the Sino-German Symposium 27-30 November 2006, Dresden. Dresden Water Center. Volume 3/2007, 355-364.
- MÜLLER, J. and A. BOLTE, 2009: The use of lysimeters in forest hydrology research in north-east Germany. Landbauforschung, vTIAgriculture and Forestry Research, Vol. 59 No. 1 03.2009, 1-10.
- MÜLLER, J., 2011: Veränderung wachstumsrelevanter hydroökologischer Parameter im Prozess des Waldumbaus von Kiefernforsten zu Buchenwäldern auf grundwasserfernen Sandstandorten. 14. Gumpensteiner Lysimetertagung, „Lysimeter in der Klimaforschung und Forstwirtschaft“ am 3. und 4. Mai 2011, Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, 111-117.

TERENO-SOILCan - Ein Lysimemeternetzwerk zur Untersuchung des Klimawandels

Thomas Pütz^{1*}, Ralf Kiese², Ute Wollschläger³, Eckart Priesack⁴, E. Borg⁵, H. Gerke⁶,
Hans Papen² und Harry Vereecken¹

Zusammenfassung

Im Rahmen von TERENO-SoilCan wurden am TERENO Standort Wüstebach im Nationalpark Eifel neun Lysimeter auf einer Waldwiese gefüllt. Sechs Stück dieser Lysimeter wurden in einer hexagonalen Anordnung am Standort installiert und drei Lysimeter wurden an der Lysimeterstation Selhausen aufgebaut. Untersuchungsziel war der mögliche Wettereinfluss auf die DOC- und Nitrat-Gehalte in den Bodenlösungen der verschiedenen Lysimeter. Ein Vergleich der Wetterbedingungen der beiden Standorte zeigte für den zweijährigen Beobachtungszeitraum November 2010 bis November 2012 deutliche Unterschiede bei der Lufttemperatur und dem Niederschlag. Die DOC-Konzentrationen der Bodenlösungen aus 10, 30 und 50 cm Tiefe zeigten an beiden Standorten einen vergleichbaren Verlauf, während die Verläufe der Nitrat-Konzentrationen in den Bodenlösungen der beiden Standorte Unterschiede aufwiesen.

Schlagwörter: DOC, Nitrat, Wetter, Bodenlösung, Saugkerzen

Einleitung

Im Rahmen von TERENO (TERrestrial ENvironmental Observatories) wurden vier Observatorien zur Langzeitbeobachtung des Klimawandels eingerichtet. Diese vier Observatorien liegen in Gebieten Deutschlands, die negativ vom Klimawandel betroffen sein werden (GLASER, 2008). Zur besseren Vernetzung der Observatorien untereinander wurde das Projekt TERENO-SoilCan initiiert – ein Lysimemeternetzwerk, dass nach einheitlichen technischen Vorgaben aufgebaut wurde. Zielsetzung von TERENO-SoilCan ist es, den Einfluss des Klimawandels auf den Stoff- und Wasserhaushalt zu untersuchen.

Lysimeter-Netzwerk

Das Lysimemeternetzwerk besteht aus 126 monolithisch befüllten Lysimetern an 13 verschiedenen Standorten in Deutschland, wobei die Herkunftsstandorte sowohl ackerbaulich

oder als Wiesen/Weiden genutzt werden. Zur Simulation des erwarteten Klimawandels wurde ein Teil der Lysimeter entlang eines Temperatur- und Niederschlagsgradienten innerhalb der jeweiligen TERENO-Observatorien bzw. auch zwischen den Observatorien nach dem Prinzip „space for time“ transportiert. Zur Vereinheitlichung der ackerbaulichen Bewirtschaftung besteht die Fruchtfolge aus den Gliedern Winterweizen - Erbsen - Wintergerste - Winterraps mit reduzierter Bodenbearbeitung. Die Intensität der Düngungs- und Pflanzenschutzmaßnahmen für alle Nutzungsarten richtet sich nach den jeweiligen Standortbedingungen. An den zentralen Lysimeterstationen Selhausen (ca. 10 km südlich von Jülich) und Bad Lauchstädt (ca. 20 km südwestlich von Halle), mit atlantischem bzw. kontinentalem Klima, wurden Lysimeter aus allen vier Observatorien zusammengeführt. Um während des Transportes unerwünschte Erschütterungen und Vibrationen, die Stauchungen und Verdichtungen der Monolithen verursachen konnten, zu minimieren, erfolgte der Transport mit Spezialfahrzeugen. Zur Erfassung von Erschütterungen während des Transportes wurde jedes Lysimeter mit Schocksensoren ausgestattet (Abbildung 1). Nach der Fertigstellung und dem Probetrieb wurde Ende 2010 mit dem Routinebetrieb der Lysimeter begonnen. Die Laufzeit dieses Experimentes ist entsprechend der TERENO-Laufzeit für mindestens 15 Jahre geplant.

Jeweils sechs Lysimeter wurden ringförmig um einen zentralen Serviceschacht angeordnet (Hexagon). Die Lysimeter mit einer Tiefe von 1,5 m und 1 m² Oberfläche wurden an drei Punkten an Wägezellen aufgehängt und mit TDR-Sensoren, Tensiometern, Matrixpotentialsensoren, Bodenwärmeflussensoren und einem CO₂-Sensor instrumentiert. Die Wägedaten wurden in 1-Minuten-Intervallen und die übrigen Daten der Messsonden in 10-Minuten-Intervallen erfasst. Zur Steuerung der unteren Randbedingung wurden in die Lysimetersohlen Saugkerzenrechen eingebaut. In Verbindung mit einer bidirektionalen Pumpe, einem wägbaren Perkolatbehälter und Steuertensiometern innerhalb der Lysimeter sowie in den ungestörten Kontrollflächen konnten die Lysimeter anhand von realen Feld- oder frei wählbaren Vorgaben gesteuert werden. Zur Beobachtung des Stofftransportes wurden die Bodenlösung (Saugker-

¹ Agrosphere Institute, Research Center Jülich, FZJ, D-52425 JÜLICH

² Atmospheric Environmental Research Division, Karlsruhe Institute of Technology, KIT

³ Centre for Environmental Research Leipzig-Halle, UFZ

⁴ Institute of Soil Ecology, German Research Center Environment and Health, HMGU

⁵ DLR Neustrelitz German Aerospace Center, DLR

⁶ Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research (ZALF)

* Ansprechpartner: Dr. Thomas Pütz, t.puetz@fz-juelich.de

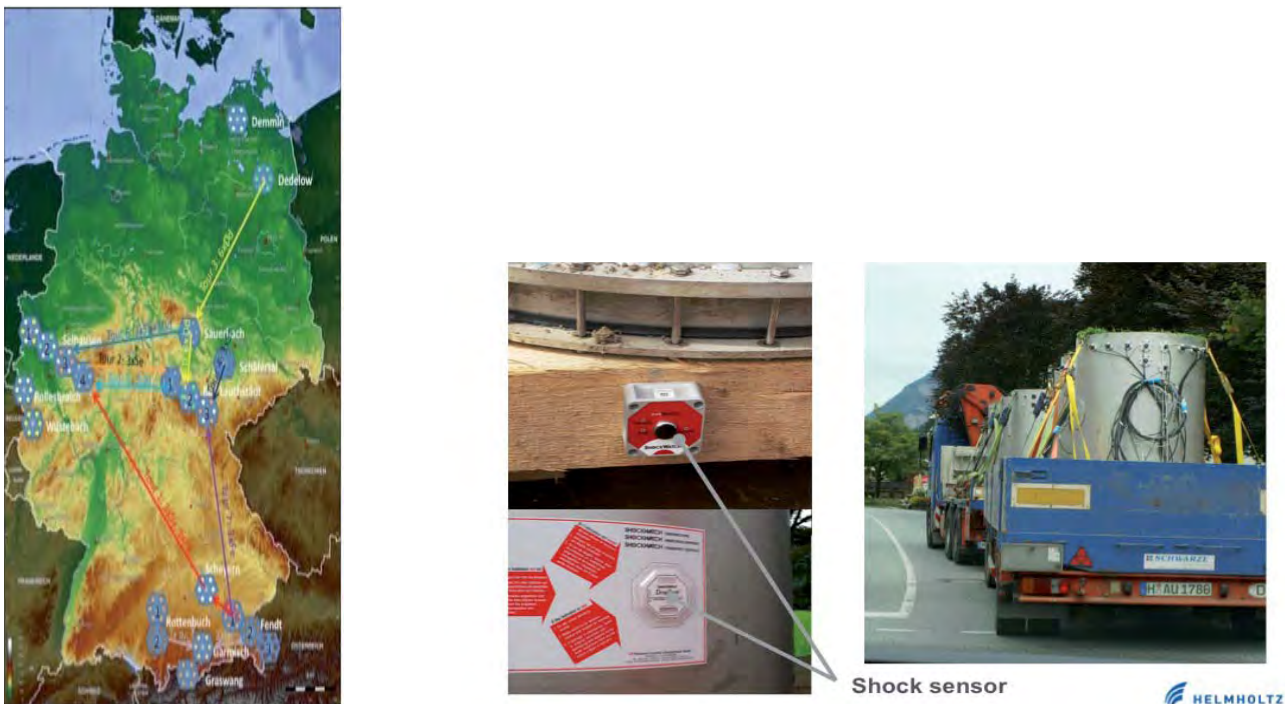


Abbildung 1: Übersicht der TERENO-SoilCan-Stationen sowie die jeweiligen Lysimetertransporte (links) und der Lysimetertransport (rechts) mit den zur Transportkontrolle verwendeten Schocksensoren (Mitte).

zenprobenahme) und das Perkolat (By-Pass-Beprobung) in Abständen von ca. 14-Tagen regelmäßig beprobt. An die Saugkerzen wurde hierbei ein maximaler Unterdruck von 100 hPa angelegt, um den Wasserhaushalt nur geringfügig zu stören. Durch das geringe Vakuum wurden vor allem während der trockenen Phasen eines Jahres bzw. an Standorten mit geringeren Jahresniederschlägen keine Proben gewonnen. In den gewonnenen Wasserproben wurden folgende Größen analysiert: Volumen, pH-Wert, Redoxpotential, DOC, Gesamtstickstoff, Nitrat, Ammonium, Chlorid, Phosphat, Sulfat, Aluminium, Calcium, Eisen, Kalium, Magnesium, Mangan und Natrium. Weitere technische Details des Lysimeternetzwerkes sind bei PÜTZ et al. (2011) zusammengestellt.

Um den Einfluss der Wetterbedingungen auf die Böden der Lysimeter zu untersuchen, wurden die Lysimeter vom Standort Wüstebach näher betrachtet (Abbildung 1). Der Standort Wüstebach liegt im Mittelgebirge Eifel auf ca. 620 m ü.NN im Südwesten des Nationalparks Eifel in der Nähe der deutsch-belgischen Grenze. Die Lysimeter wurden auf einer Wildwiese eines 60-jährigen Fichtenbestandes gefüllt. Sechs Lysimeter wurden in räumlicher Nähe (ca. 300 m Entfernung) auf einer Waldlichtung in einem Hexagon aufgebaut. Drei weitere Lysimeter wurden zur Lysimeteranlage Selhausen (ca. 104 m ü.NN) transportiert und dort in einem Hexagon mit drei Lysimetern des Standortes Rollesbroich aufgebaut. Der Boden in den Lysimetern wurde als eine sehr schwach podsolige, durch Hangwasser schwach pseudovergleyte Braunerde angesprochen, die mit mullartigem Moder überdeckt wurde. Es wurden keinerlei pflanzenbauliche Maßnahmen (keine Düngung, Pflanzenschutz oder Mahd) auf den Lysimetern durchgeführt. Das direkte Umfeld der Lysimeter am Standort Wüstebach ent-

wickelte innerhalb des ersten Jahres eine standorttypische krautige Vegetation, während am Standort Selhausen eine Grünland-Saatmischung (Gras-, Klee- und Luzerne-Samen) eingesät wurde.

Wetter

Das langjährige Mittel der Lufttemperatur (berechnet für den Zeitraum von 1979-1999) beträgt am Standort Wüstebach ca. 7,5 °C und am Standort Selhausen 10,0 °C. Für die Beobachtungsperiode betrug diese in Wüstebach 8 °C mit einem Minimum von -12,9 °C und einem Maximum bei 25,9 °C (FRIEDRICH 2012). In Selhausen wurde für den gleichen Zeitraum im Mittel eine Temperatur von 10,9 °C mit einem Maximum von 28,8 °C und einem Minimum von -8,3 °C erfasst (Abbildung 2).

Die Spannen der Bodentemperaturen in den Bodentiefen 10, 30 und 50 cm der jeweiligen Lysimeter an den beiden Standorten Wüstebach sowie Selhausen sind in *Abbildung 3* und in *Tabelle 1* zusammengestellt. Bei den Minimal- und Maximalwerten wiesen die Lysimeter vom Standort Selhausen die geringsten bzw. höchsten Werte auf. Für den Beobachtungszeitraum lagen die arithmetischen Mittel der Bodentemperaturen in den verschiedenen Tiefen für Selhausen gegenüber Wüstebach um etwa 1,6 bis 2,0 °C höher. Die etwas geringeren Temperaturen in den Lysimetern in Selhausen sind auf die exponierte Lage der Station und auf eine fehlende Schneedecke zurückzuführen, die die Lysimeter am Standort Wüstebach vor Tiefsttemperaturen schützte.

Im langjährigen Mittel (berechnet für den Zeitraum von 1979-1999) fielen an der Lysimeterstation im Wüstebach ca. 1200 mm und an der Station in Selhausen ca. 720 mm Niederschlag pro Jahr. Im Beobachtungszeitraum wurden

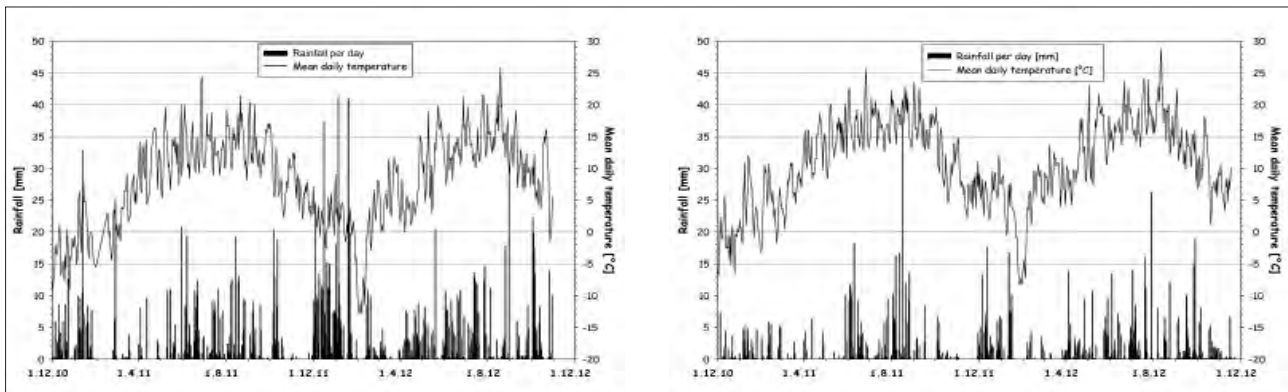


Abbildung 2: Temperaturverlauf und Niederschlagsverteilung an den Standorten Wüstebach (links) und Selhausen (rechts).

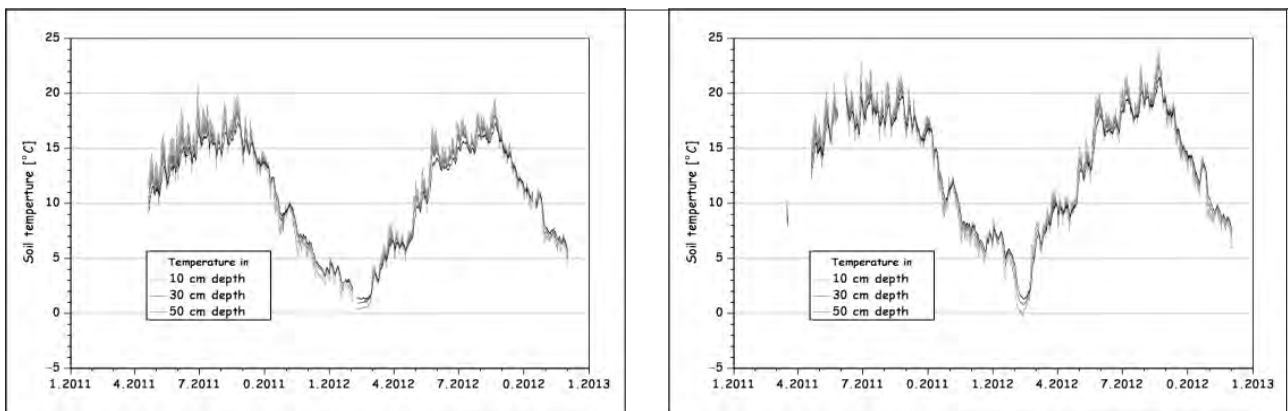


Abbildung 3: Verlauf der Bodentemperatur in den Tiefen von 10, 30 und 50 cm an den Standorten Wüstebach (links) und Selhausen (rechts).

Tabelle 1: Übersicht der Bodentemperaturen der Wüstebach-Lysimeter in den Tiefen 10, 30 und 50 cm an den Standorten Wüstebach (sechs Lysimeter) und Selhausen (drei Lysimeter).

Standort	Tiefe	Minimum [°C]	Maximum [°C]	Mittelwert [°C]
Wüstebach	10 cm	-0,1 - 0,0	20,4 - 22,0	11,0
	30 cm	0,0	18,4 - 18,8	11,0
	50 cm	0 - 1,6	17,2 - 17,7	10,9
Selhausen	10 cm	-0,8 - 0,0	22,2 - 24,1	12,6
	30 cm	0,0	22,4 - 22,9	12,9
	50 cm	0,0	20,3 - 21,5	12,9

in Wüstebach 1804,6 mm und in Selhausen 1039,6 mm Niederschlag gemessen (Abbildung 2). Auf Basis des langjährigen Mittels wurden in der Summe beider Jahre deutlich geringere Niederschläge erfasst, die zu Wasserdefiziten von etwa 25 % am Standort Wüstebach und von etwa 28 % am Standort Selhausen führten. Die maximalen Niederschläge pro Tag betragen für Wüstebach 41,2 mm und für Selhausen 37,8 mm. Die Berechnung der Evapotranspiration auf Basis der Lysimeter- und Perkolatwägedaten befindet sich noch in der Validierungsphase.

Die im Vergleich zum Standort Wüstebach geringeren Niederschläge in Selhausen wurden auch durch den Verlauf der

TDR-Daten in den Lysimeter in den Tiefen 10, 30 und 50 cm abgebildet (Abbildung 4). Während die Lysimeter am Standort Wüstebach über längere Perioden des Beobachtungszeitraumes in allen drei Tiefen Wassergehalte größer 35 Vol.-% aufwiesen, wurden in den Lysimetern am Standort Selhausen nur während der Wintermonate in 10 cm Tiefe Wassergehalte nahe 35 Vol.-% gemessen (Abbildung 4). Im Vergleich zwischen den beiden Standorten zeigten die Lysimeter in Selhausen deutlich geringere Wassergehalte.

Die deutlich geringeren Niederschlagsmengen am Standort Selhausen wirkten sich entsprechend auf die Gewinnung der Bodenlösung und auf den Perkolat austrag aus. Die Perkolatmengen je Lysimeter am Standort Wüstebach beliefen sich auf 983 – 1094 L mit einem Mittelwert von 1075 L (Mittelwert von fünf Lysimetern). Aufgrund eines technischen Defektes des Magnetventils am Perkolatbehälter des Lysimeters 5 kam es zu erheblichen Fehlmessungen, so dass diese Werte bei der Mittelwertbildung nicht berücksichtigt wurden. Die erfassten Perkolat austräge je Lysimeter in Selhausen betragen nur 72 – 227 L mit einem Mittelwert von 188 L (Mittelwert von drei Lysimetern). Damit betragen die Perkolat austräge am Standort Selhausen nur 17,5 % im Vergleich zum Standort Wüstebach.

Stoffkonzentrationen der Bodenlösung

Da der Kohlenstoff- und Stickstoff-Haushalt im Boden erheblich vom Bodenwassergehalt und der Bodentemperatur

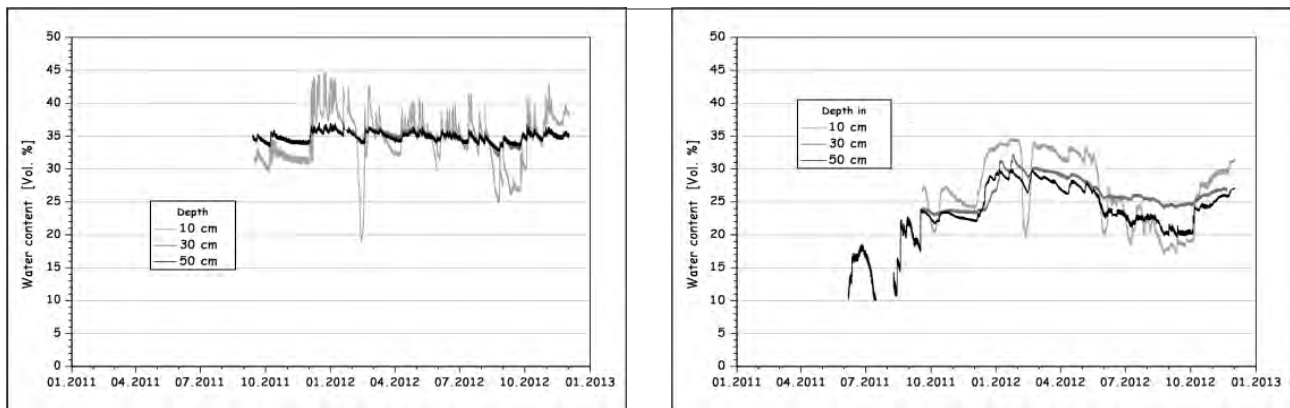


Abbildung 4: Verlauf der Wassergehalte in den Bodentiefen von 10, 30 und 50 cm an den Standorten Wüstebach (links) und Selhausen (rechts).

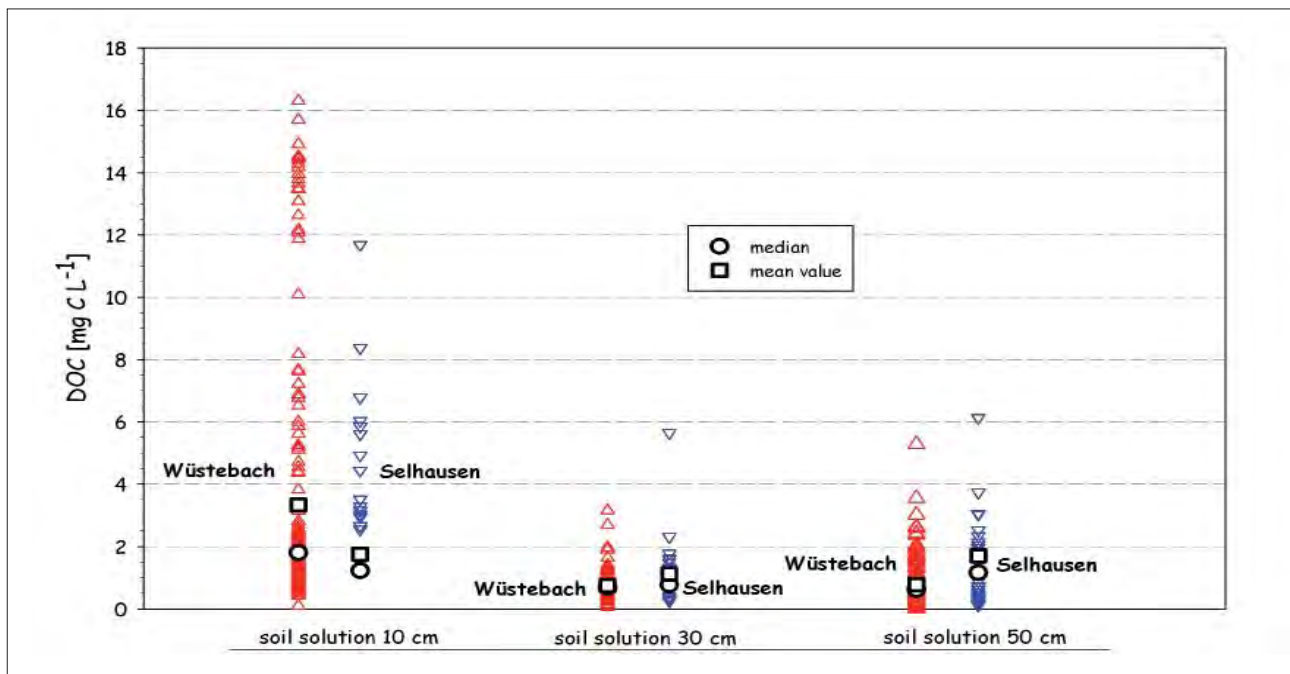


Abbildung 5: DOC-Konzentrationen in den Bodenlösungen der Wüstebach Lysimeter an den Standorten Wüstebach und Selhausen sowie der Median und der Mittelwert.

beeinflusst wird, wurden diese als Zielgrößen zur Untersuchung eines möglichen Einflusses des Klimawandels ausgewählt. Die direkten Messgrößen in der Bodenlösung waren der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) und die Nitrat-Konzentrationen. In den *Abbildungen 5* und *6* entspricht jedes Dreieck einer einzelnen Bodenlösungsprobe, so dass der größere, niederschlagsbedingte Probenanfall am Standort Wüstebach und die Messspanne aller Beprobungstiefen verdeutlicht wird. In *Abbildung 5* sind die DOC-Konzentrationen für die drei Beprobungstiefen 10, 30 und 50 cm an beiden Standorten dargestellt. Typisch sind die höheren DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung aus 10 cm gegenüber den tieferen Bodenschichten. Sie weist hier für den Standort Wüstebach eine deutlich größere Konzentrationsspanne auf. Da die DOC-Konzentrationen stärker variierten, wurde neben dem arithmetischen Mittel und auch der Median bestimmt.

Im Vergleich zum arithmetischen Mittelwert ist der Median „robuster“ gegenüber Ausreißern, also deutlich abweichenden Beobachtungswerten der Messreihen. Auf Basis der Mediane waren die DOC-Konzentrationen in 10 cm Tiefe am Standort Wüstebach geringfügig höher als am Standort Selhausen, während dies für die Proben in 30 cm in etwa gleich war, kehrte sich dies in 50 cm sogar um. Aufgrund der in Lysimeter 6 am Standort Wüstebach beobachteten hohen DOC-Konzentrationen in 10 cm Tiefe würde dies also bei alleiniger Anwendung des arithmetischen Mittels zu einer Überschätzung der DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung führen. Summarisch kann man für die Zielgröße DOC keinen Unterschied zwischen den beiden Standorten feststellen. Problematisch wirkt sich hier aber die geringe Probenzahl aufgrund der geringen Niederschläge und der damit verbundenen geringen Wassergehalte der Lysimeter des Standortes Selhausen

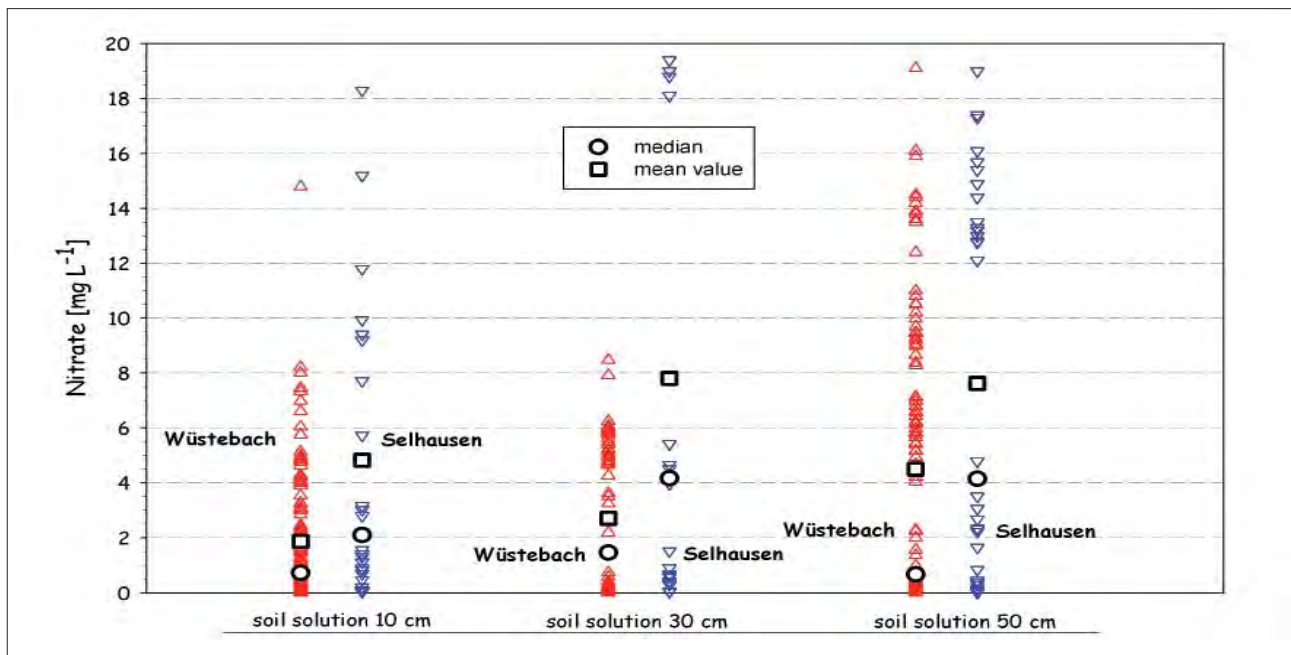


Abbildung 6: Nitrat-Konzentrationen in den Bodenlösungen der Wüstebach Lysimeter an den Standorten Wüstebach und Selhausen sowie der Median und der Mittelwert.

aus. Die Stoffausträge mit dem Perkolat befinden sich noch in der Auswertung.

Im Gegensatz zur eher ausgeglichenen Verteilung der DOC-Konzentrationen in den Bodenlösungen stellten sich die Nitrat-Konzentrationen hiervon abweichend dar. Es wurden in allen drei Beprobungstiefen an beiden Standorten etwa ähnliche Nitrat-Konzentrationen gemessen (Abbildung 6). Ein Vergleich der arithmetischen Mittelwerte für die verschiedenen Beprobungstiefen zeigen jedoch deutlich höhere Nitrat-Konzentrationen am Standort Selhausen. Auch ein Vergleich der Mediane für die beiden Standorte unterstreicht diesen Trend. Die einzelnen Konzentrationsverläufe in den verschiedenen Tiefen betrachtet für den Beobachtungszeitraum wiesen einen ausgeprägten „priming effect“ auf, vor allem in den Tiefen 30 und 50 cm. Nach anfänglich hohen Werten nahmen die NO_3^- -Konzentrationen im Verlauf des Herbstes 2011 bei allen Lysimeter auf konstant geringe Werte ab. Jahresgänge der NO_3^- -Konzentrationen in den Bodenlösungen wurden nicht beobachtet.

Diskussion

Um einen möglichen Effekt des Klimawandels auf den Boden zu simulieren, wurden Lysimeter, die am Standort Wüstebach gewonnen wurden, an den etwa 47 km Luftlinie entfernten Standort Selhausen transportiert. Es war zu klären, ob das Wetter der beiden Beobachtungsjahre Unterschiede zwischen den beiden Standorten Selhausen und Wüstebach aufwies. Als Größen wurden der Niederschlag und die Lufttemperatur ausgewählt. Die Lufttemperatur zeigte an beiden Standorten zwar einen vergleichbaren Jahresgang, aber die Mittelwerte für den Beobachtungszeitraum belegten eine Differenz von $2,9\text{ }^\circ\text{C}$ zwischen den beiden Standorten. Somit waren die Lysimeter in Selhausen durch die Umsetzung höheren Temperaturen ausgesetzt.

Dies wirkte sich auf die in den Lysimetern gemessenen Bodentemperaturen aus, die abgeschwächte Unterschiede zwischen den Standorten aufwiesen. Der langjährige Mittelwert der Lufttemperatur wurde an beiden Standorten für die Beobachtungsperiode überschritten.

Auch die Niederschlagsmengen der beiden Standorte zeigten deutliche Differenzen. In Selhausen fiel nur 58 % der in Wüstebach gemessenen Niederschlagsmenge, wobei an beiden Standorten Starkniederschlagsereignisse in einer ähnlichen Größenordnung gemessen wurden. Im Vergleich zum langjährigen Mittel wurde an beiden Standorten eine um etwa 25 % geringere Niederschlagsmenge beobachtet. Der Unterschied zwischen den jeweiligen Regenmengen wirkte sich nachhaltig auf den Wassergehalt in den Lysimetern und auf das Volumen der Sickerwasserspendsen aus. Summarisch kann man auch für den Niederschlag feststellen, dass ein deutlicher Unterschied zwischen den Standorten besteht. Allerdings steht für beide Parameter eine statistische Absicherung aus.

Die Gegenüberstellung der DOC-Gehalte in den Bodenlösungen der Lysimeter zeigten für beide Lysimeterstandorte ähnliche Konzentrationsverläufe. Bedingt durch den höheren Wassergehalt im Boden der Lysimeter am Standort Wüstebach wurden hier mehr Einzelproben gewonnen. Dennoch zeigte sich nur in der Bodenlösung aus 10 cm eine größere DOC-Konzentrationsspanne. Beim Vergleich der Mittelwerte und Mediane stellte sich kein Unterschied zwischen den Standorten dar. Die ähnlichen Werte können durch die DOC-Quelle bedingt sein, da der Fichtenwaldboden nur langsam umsetzbares C-Material besitzt. Der beobachtete Temperaturunterschied ist möglicherweise zu gering, um hier intensivere Umsetzungsprozesse anzuregen. Beim Vergleich der Nitrat-Konzentrationen in den Bodenlösungen der Lysimeter wurden Unterschiede zwischen den

Standorten beobachtet. Diese traten vor allem zu Beginn des Beobachtungszeitraumes auf. Die direkten Vergleiche der arithmetischen Mittelwerte und der Mediane deuteten einen Unterschied hinsichtlich der NO_3^- -Konzentrationen zwischen den Standorten an. Nachdem die NO_3^- -Gehalte in den Bodenlösungen im Herbst 2011 sehr stark abgesunken waren, wurde im folgenden Frühjahr der mit der Erwärmung erwartete Anstieg nicht beobachtet. Da für diesen Boden Stickstoff nur über den Luftpfad eingetragen wurde, konnten die durch die Probenahme, den kleinen mineralisierbaren N-Pool und den durch die sehr feuchte Phase im Herbst/Winter möglichen N_2O -Verluste bedingte NO_3^- -Abnahme nicht durch die im Frühjahr einsetzende N-Mineralisation kompensiert werden. Folglich wurden die NO_3^- -Konzentrationen auf ein Minimum abgesenkt. Darüber hinaus waren durch die großen Schneemengen im Winter 2009/2010 erhöhte N-Zufuhren möglich, die somit zu einem temporären N-Anstieg in den Lysimetern führen konnten. Durch die zufällige zeitliche Übereinstimmung des Schneefalls und des Messbeginns könnte sich dies dann als „priming effect“ darstellen.

Es bleibt festzuhalten, dass wetterbedingte Unterschiede zwischen den beiden Standorten Wüstebach und Selhausen

bestehen. Allerdings ist aufgrund des kurzen Beobachtungszeitraumes keine gesicherte Aussage möglich, ob diese Standortunterschiede ausreichen, um einen Wettereffekt bei den Lysimetern zu bewirken. Die weitere Beobachtung wird Daten liefern, um eine gesicherte Aussage bzw. die Trends zu belegen.

Ein Tracerversuch auf allen Lysimeter des Lysimeternetzwerkes befindet sich in der Vorbereitung.

Danksagung

Für die finanzielle Unterstützung des Projektes TERENO-SoilCan bedanken wird uns ganz besonders beim BMBF.

Literatur

- GLASER, R., 2008: Klimageschichte Mitteleuropas - 1200 Jahre Setzer, Klima, Katastrophen, Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.
- FRIEDRICH, B., 2012: Niederschlagsdaten der Eifelwetter-Station Monschau- Mützenich. <http://www.eifelwetter.de>.
- PÜTZ, Th., R. KIESE, St. ZACHARIAS, H. BOGENA, E. PRIESACK, U. WOLLSCHLÄGER, M. SCHWANK, H. PAPAN, G. von UNOLD und H. VERECKEN, 2011: TERENO-SOILCan - Ein Lysimeter Netzwerk in Deutschland. Proceedings Gumpenstein.

Abschätzung künftiger Entwicklungen des Grundwassers hinsichtlich Menge und Beschaffenheit - Modellierung und Lysimeterbeobachtungen

Beate Klöcking¹, Ulrike Haferkorn^{2*}, Frank Reinicke³ und Heiko Ihling⁴

Zusammenfassung

Die Nitratbelastung von Gewässern und Grundwasserkörpern in der mitteldeutschen Trockenregion erfordert adäquate Maßnahmen zur Verringerung der Stickstoffeinträge. Voraussetzung dafür ist das Verständnis der Stickstoffausbreitung in der ungesättigten und gesättigten Zone. Mittels einer gekoppelten Wasser- und Stoffhaushaltsmodellierung auf Einzugsgebietsebene sollen Belastungspfade detektiert und Maßnahmen zur Stickstoffreduktion hinsichtlich ihrer Wirksamkeit überprüft werden. Zur Aufklärung der Prozesse in der ungesättigten Bodenzone (Wurzel- und Dränwasserzone) sowie zur Validierung und Parametrisierung dieses Modells werden die langjährigen Messreihen der Großlysimeteranlage Brandis verwendet. Der Vergleich der an den Lysimetern gemessenen N-Frachten mit den Ergebnissen eines einfachen Bilanzierungsansatzes, der nur die Wurzelzone in die N-Bilanzierung einbezieht, zeigte die Grenzen dieses Verfahrens. Mit dem deterministischen Wasserhaushaltsmodell konnten die beobachteten Sickerwasserläufe deutlich besser abgebildet werden.

Schlagwörter: Wasser- und Stickstoffhaushalt, Lysimeter, Landwirtschaft

Summary

The high nitrate contamination of the water bodies of the central German dry region makes adequate measures for the reduction of the Nitrogen input necessary. This requires understanding of nitrogen fluxes in the saturated and unsaturated zones. In order to detect contamination pathways and to study the effectiveness of N-reduction strategies a coupled water and nitrogen budget model is being developed at catchment scale. Observations from the lysimeter station Brandis help to understand the processes in the unsaturated soil profile. The data collected here are used to parameterise and validate parts of the model. The limits of simple mass-balance models that neglect the drain water zone become apparent when comparing their predictions to the N-loads measured at the lysimeters. The deterministic water budget model examined here fits the observations more closely.

Einleitung

Im Ergebnis der Bewertung der Grundwasserkörper (GWK) nach EU-WRRL befanden sich siebzehn GWK in Sachsen auf Grund der hohen Nitratbelastung in einem schlechten chemischen Zustand. Die Ableitung kosteneffizienter Maßnahmen zur Verringerung von Stickstoffbelastungen der Gewässer erfordert das Verständnis der Stickstoffausbreitung in der ungesättigten und gesättigten Zone. Besonders in Regionen mit vergleichsweise geringen Niederschlägen stellt der Nachweis der Entlastung der Gewässer von diffusen Stickstoff-Einträgen durch Änderung der Landnutzung erhebliche Anforderungen an die Entwicklung prognosefähiger Einzugsgebietsmodelle. Ursachen dafür sind die langen Verweilzeiten des Wassers in der Boden- und Grundwasserzone sowie die dortigen chemischen und mikrobiellen Umsatzprozesse (HAFERKORN et al. 2003). Zur Beantwortung dieser Fragestellungen wurde vom LfULG ein Konzept für die gekoppelte Stofftransportmodellierung

im Sicker- und Grundwasser besonders belasteter Gebiete erstellt (PFÜTZNER et al. 2010). Dieses beinhaltet neben dem Aufbau des Modellverbundes ReArMo auch dessen Validierung an geeigneten Beobachtungsdaten. Für die Parametrisierung und den Test der Modellkomponenten zur Abbildung der Prozesse im System Atmosphäre-Vegetation-Boden werden zunächst die langjährigen Messreihen der Großlysimeteranlage Brandis verwendet. Auf Grund der Auswahl der Böden und der im Verlauf von mehr als 30 Jahren realisierten praxisnahen Bewirtschaftung sind die hier gewonnenen Messdaten zum Wasser- und Stickstoffhaushalt in der ungesättigten Bodenzone bis 3 m Tiefe als repräsentativ für Ackerstandorte der mitteldeutsche Trockenregion anzusehen.

Modellverbund ReArMo

Der Modellverbund ReArMo hat die Abschätzung künftiger Entwicklungen des Grundwassers nach Menge und

¹ Büro für Angewandte Hydrologie (BAH), Murnauer Str. 102a, D-81379 MÜNCHEN

² Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (BfUL), Kleinsteinberger Str. 13, D-04821 BRANDIS

³ Institut für Nachhaltige Landbewirtschaftung (INL), Reilstr. 128, D-06114 HALLE/SAALE

⁴ Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), PF 540137, D-01311 DRESDEN

* Ansprechpartner: Dr. Ulrike Haferkorn, ulrike.haferkorn@smul.sachsen.de

Beschaffenheit unter geänderten Randbedingungen (Klima, Landnutzung, Bewirtschaftung) zum Ziel.

Er besteht aus den Komponenten

- REPRO für die Auswertung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsdaten auf Betriebsebene und Bilanzierung der Stickstoffsalden auf Teilschlagebene,
- ArcEGMO-PSCN für die deterministische Simulation der Sickerwasserbildung und des daran geknüpften Stoffaustauschs aus der Bodenzone sowie des Eintrags von anorganischen Stickstoffkomponenten in das Grundwasser,
- MODFLOW/MT3D für die Abbildung der zeitlichen Entwicklung und räumlichen Verteilung der Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen im Grundwasser.

Das Modell REPRO (HÜLSBERGEN 2003) ist ein Instrument zur Abbildung eines landwirtschaftlichen Betriebes als Gesamtsystem und zur Bewertung der ökologischen und ökonomischen Nachhaltigkeit der landwirtschaftlichen Produktion in Bezug auf die Schutzgüter Boden, Wasser und Luft. Im Mittelpunkt steht die detaillierte Abbildung betrieblicher Stoff- und Energieflüsse auf verschiedenen Ebenen. Die benötigten Produktionsdaten ergeben sich aus den konkreten Betriebsdaten der zu betrachtenden Bereiche des Pflanzenbaus, der Tierhaltung und der Lagerwirtschaft und umfassen alle zeitlich konkret definierten Bewirtschaftungsmaßnahmen incl. der Abbildung der Mengen (Düngung, Energie, Pflanzenschutz und Ertrag). Im Rahmen der Modellkopplung dient REPRO primär der Bereitstellung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsdaten an das Modell ArcEGMO.

Mit dem GIS-gestützten ökohydrologischen Modell ArcEGMO-PSCN (PFÜTZNER 2002, BECKER et al. 2002, KLÖCKING 2009) können räumlich und zeitlich hoch

aufgelöst alle wesentlichen Komponenten des Gebietswasser- und C/N-Haushaltes von den Wechselbeziehungen zwischen Atmosphäre-Vegetation-Boden bis hin zu den ober- und unterirdischen Abflusskonzentrationsprozessen bei Berücksichtigung von anthropogenen Steuerungen und natürlichen Störungen beschrieben werden. ArcEGMO ist als hydrologische Toolbox konzipiert. Das bedeutet, dass neben unterschiedlichen Modellansätzen in der internen Modulbibliothek Schnittstellen zu externen Modellen und Datenbanken existieren bzw. unterstützt werden (s. *Abbildung 1*). Innerhalb des Modellverbundes ReArMo übernimmt ArcEGMO-PSCN die Simulation der Wasser-, Wärme-, Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik im System Pflanze-Boden bei Einbeziehung der gesamten Bodenzone in täglicher Auflösung.

Zur Simulation der 3D-Grundwasserströmung wird das Programmsystem MODFLOW (MC DONALD und HARBAUGH 1988) eingesetzt. MODFLOW basiert auf der Finite-Differenzen-Methode zur räumlichen Diskretisierung der systembeschreibenden Differentialgleichung. MODFLOW ist das mit Abstand am häufigsten eingesetzte Programmsystem zur Simulation der Grundwasserströmung weltweit und weist einen entsprechend hohen Grad der Verifizierung auf.

Lysimeteranlage Brandis

In der von der BfUL betriebenen Großlysimeteranlage Brandis wird seit 1980 kontinuierlich der Wasser- und Stoffhaushalt regionstypischer Böden mittels 24 wägbarer Lysimeter beobachtet (LfUG 2001). Brandis und die Herkunftsflächen der Lysimeterböden liegen in der nördlichen gemäßigten Zone in der Übergangszone zwischen maritimem und kontinentalem Klima in der mitteldeutschen Trockenregion des Norddeutschen Tieflandes (Jahresmitteltemperatur 9,3°C; korrigierter Jahresniederschlag 673 mm/a). Insbesondere

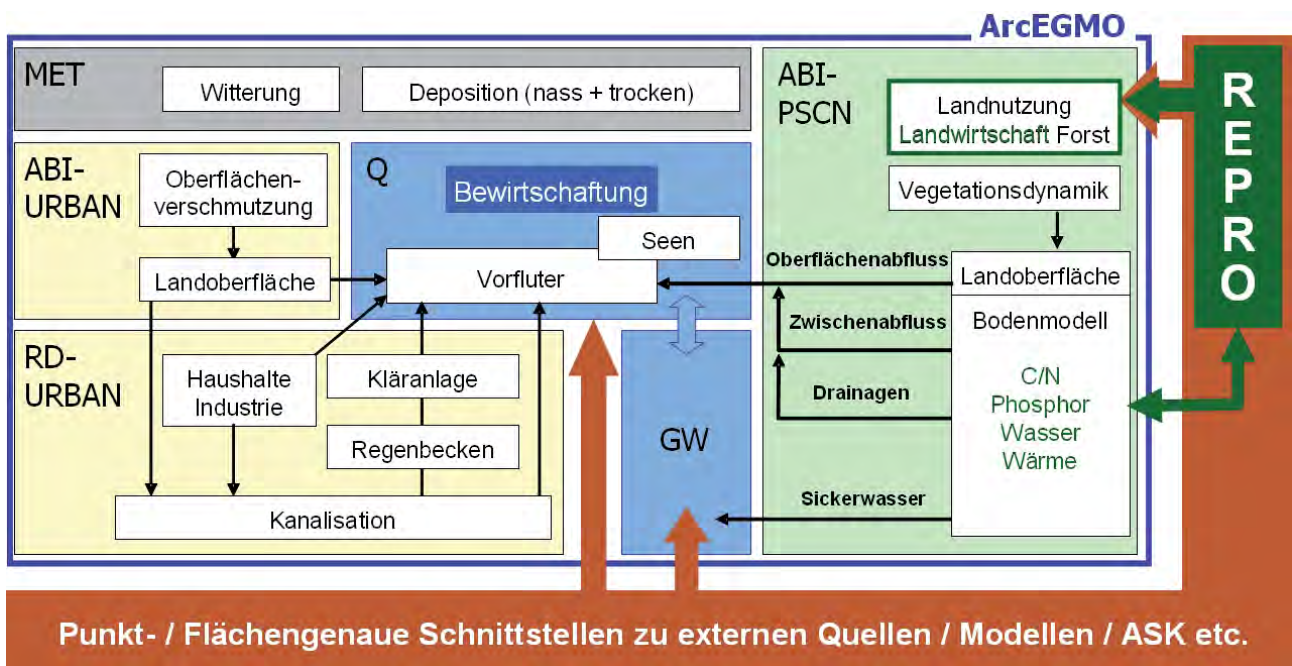


Abbildung 1: Baukastenprinzip der Toolbox ArcEGMO mit Schnittstellen

Tabelle 1: Bodenformen mit Profilaufbau und Entnahmeorte der ausgewählten Lysimetergruppen (LG), aus LfUG (2001)

LG	Bodenform	Tiefe [cm] Profilaufbau	Entnahmeort
1	lessivierter Braunerde-Pseudogley mittlerer Entwicklungstiefe über fossilem Gley im nahen Untergrund aus Sandlöß über kiesführenden Moränenlehm	0 - 50 Sandlöß 50 - 120 Geschiebelehm 120-300 kiesiger Mittel-/Grobsand	Naunhof, Muldentalkreis
4	Braunerde-Fahlerde mittlerer Entwicklungstiefe aus Sandlöß über kiesführendem Fluvisand	0 - 30 Sandlöß, schwach kiesig 30 - 130 lehmiger Sand, kornverkittet 130 - 300 Schmelzwassersande und -kiese	Pomßen, Muldentalkreis
5	Erodierte Braunerde geringer Entwicklungstiefe aus Sandlöß über kiesführendem Fluvisand	0 - 35 Sandlöß 35 - 170 kiesiger Mittel-/Grobsand 170 - 300 Schmelzwassersand, locker	Brandis, Muldentalkreis
7	Braunerde-Pseudogley mittlerer Entwicklungstiefe aus Sandlöß über kiesführendem Moränenlehm	0 - 50 Sandlöß 50 - 220 Geschiebelehm 220 - 300 Schmelzwassersand	Beucha, Muldentalkreis
8	Parabraunerde-Braunerde mittlerer Entwicklungsstufe aus Sandlöß über tiefem kiesführendem Moränenlehm	0 - 70 Sandlöß 70 - 150 Fließerde (sandiger Lehm) 150 - 300 Mittel- und Feinsand	westl. Brandis, Muldentalkreis
9	Parabraunerde mittlerer Entwicklungstiefe aus Löß	0 - 205 fahlbrauner lehmiger Schluff 205 - 300 Schmelzwassersand	Sornzig, Kreis Oschatz

sechs der untersuchten Bodenformen treten dominant in den kritischen Grundwassereinzugsgebieten auf. Deshalb bieten sich die Messreihen dieser Lysimetergruppen (*Tabelle 1*) sowohl für die Kalibrierung der Modellparameter von ArcEGMO zum Kohlen- und Stickstoffhaushalt als auch zur Validierung der Schnittstelle zwischen REPRO und ArcEGMO im Modellverbund Re-ArMo an.

Die Klima- und Wasserhaushaltsdaten werden auf Tagesbasis erhoben, die Boden- und Sickerwasseranalytik erfolgt auf Basis von Monatssammelproben.

Durch die Lysimetertiefe von 3 m wird neben der Wurzelzone auch die obere Dränzone der Böden erfasst, was Hinweise auf die in dieser Zone ablaufenden Prozesse wie N-Umsatz, N-Akkumulation und N-Verlagerung liefert. Im Verlauf des mehr als 30jährigen Untersuchungszeitraumes wurden auf den Lysimetern und dem umliegenden Feld nacheinander drei verschiedene, für Mitteleuropa typische Bewirtschaftungsformen realisiert:

1. Periode: 1981 bis 1992 - Intensive landwirtschaftliche Nutzung

In diesem Zeitraum wurden alle Lysimeter (bzw. Bodenformen) gleich behandelt. Es wurden im Mittel der Jahre 1981-92 rd. 133 kg/ha N mineralisch gedüngt. Hinzu kommen eine N-Deposition von 49 kg/ha/a und eine organische Düngung mit hohen Einzelgaben (1980 als Sediment, 1982 als Torfmull, 1986 als Humussediment, 1988 als Humustat und 1989 als Humustan). Es verblieb kein Erntegut auf den Lysimetern (bzw. Feld). Bedarfsweise wurden Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel aufgebracht.

2. Periode: 1993-1998 Stilllegungs- und Brachemaßnahmen sowie ökologischer Landbau

Diese begann mit der Selbstbegrünung nach Stoppelumbruch im September 1992. Anschließend folgten winterliche Schwarzbrache und zwei Jahre Weidelgras. Als Beginn des ökologischen Landbaues wurde im Frühjahr 1995 Rotklee angebaut, danach Kartoffeln, Winterweizen und

Winterroggen. In diesen Jahren erfolgte keine mineralische Düngung, nur 1996 je Lysimeter mit der Herbstfurche eine Stallunggabe von 200 dt/ha, die im Folgejahr mit 60 kg N/ha angerechnet wurde. Die symbiotische N-Bindung bei Rotklee wurde mit 170 kg/ha berücksichtigt.

3. Periode: seit 1999 „Umweltgerechte Landwirtschaft in Sachsen“ (empfehlungskonforme Düngung)

Die Bewirtschaftung erfolgt auf Grundlage der Empfehlungen der ehemaligen Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft (SMUL 1995). Auf Grund des geringen Tierbestandes in der Region wird ausschließlich mineralisch gedüngt. Parallel dazu ist in den vergangenen Jahren ein intensiver Marktfruchtanbau mit deutlichem Trend zur Fruchtartenkonzentration, insbesondere auf Winterweizen und Winterraps, zu verzeichnen. Der jährliche, fruchtarten- und bodenspezifische Düngbedarf wird auf Basis der N_{min}-Untersuchungen und weiterer Bodenuntersuchungen mit Hilfe des Düngungsberatungsprogramms „BEFU“ ermittelt. Je nach Fruchtart wird ein Teil des Erntegutes auf der Fläche (Lysimeter) belassen. Bedarfsweise werden Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel aufgebracht.

Beobachtungsergebnisse

In Folge der beschriebenen Bewirtschaftung zeigten sich auf den untersuchten Standorten sowohl die N-Salden als auch die ausgetragenen N-Frachten auf sehr unterschiedlichem Niveau. So ergaben sich für die Jahre der Intensivperiode (1. Periode) mittlere jährliche N-Austräge (N-Frachten), die zwischen 8 kg/ha auf den ertragreichen, sorptionsstarken Löß-Parabraunerden (Lys.-Gr.9/Lö3) und 46 kg/ha auf den wenig ertragreichen sandigen Braunerden (Lys.-Gr.5/D3) lagen. Während der Jahre 1993-98 mit ökologischem Landbau, Stilllegungs- und Brachemaßnahmen (2. Periode) waren die Auswaschungsverluste erwartungsgemäß geringer, lagen dann aber im Mittel der Jahre der 3. Periode (1999-2010) über dem Niveau der 1. Periode (*Tabelle 2*).

Tabelle 2: N-Saldo, N-Auswaschungsverluste (Fracht) über das Sickerwasser (SW), SW-Menge und Nitrat-Konzentration in 3 m Tiefe als Mittelwerte für die Lysimetergruppen und Perioden

Lysimetergruppe Standorteinheit		5 D3	4 D3	8 D5	1 D6	7 D4	9 L63
1. Periode: 1981-1992	N-Saldo [kg/ha/Jahr]	107	79	87	67	64	25
	N-Fracht [kg/ha/Jahr]	46	41	32	33	17	8
	Fracht/Saldo [%]	43	52	38	49	27	32
	SW [mm/a]	166	131	140	107	82	57
	SW/Niederschlag [%]	26	21	22	17	13	9
	NO ₃ -Konz. 1985-92 [mg/l]	104	-	90	95	70	22
2. Periode: 1993-1998	N-Saldo [kg/ha/Jahr]	-9	-36	-15	-37	-26	-60
	N-Fracht [kg/ha/Jahr]	33	18	6	12	8	1
	SW [mm/a]	200	141	161	121	127	47
	SW/Niederschlag [%]	28	19	22	17	18	6
	NO ₃ -Konz. [mg/l]	83	57	60	36	18	4
3. Periode: 1993-1998	N-Saldo [kg/ha/Jahr]	94	68	65	59	49	13
	N-Fracht [kg/ha/Jahr]	74	56	41	41	56	2
	Fracht/Saldo [%]	80	82	63	69	120	15
	SW [mm/a]	199	159	158	139	130	75
	SW/Niederschlag [%]	29	23	23	27	19	11
	NO ₃ -Konz. [mg/l]	142	147	116	108	79	8

Simulationsergebnisse

Die Standort- und Bewirtschaftungsdaten 1980 bis 2011 aller Lysimetergruppen (einschließlich der Wiederholungen) wurden in das Bilanzierungsmodell REPRO aufgenommen und über eine Schnittstelle dem ökohydrologischen Modell ArcEGMO-PSCN übergeben.

Neben der Anwendung des gekoppelten Modells (s. Ausblick) wurden mit REPRO für alle Lysimeter über den gesamten Versuchszeitraum die jährlichen Humus- und Stickstoffbilanzen sowie die Nitratausträge aus der ungesättigten Wurzelzone ermittelt. Diese Werte sind jedoch nicht direkt mit den Beobachtungswerten an der Basis der Lysimeter in 3 m Tiefe vergleichbar, da hier auch die Dränwasserzone unterhalb der durchwurzelten Zone mit erfasst wird. Die Unterschiede können vielmehr zur Quantifizierung des Puffervermögens dieses Bodenbereiches genutzt werden.

Die mit REPRO bilanzierten Humussalden schwankten vor allem in den Anfangsjahren (1981-1990) zwischen den Lysimetergruppen in einem weiten Bereich von -2.000 bis 5.300 kg C/ha. Diese Schwankungen wurden über die Jahre hin kleiner, so dass sich zum Ende des Bilanzierungszeitraums Werte zwischen -93 und 191 kg C/ha zeigten. Die Stickstoffbilanz war durch unterschiedliche Salden gekennzeichnet. Unter der Berücksichtigung gleicher Bewirtschaftung der Lysimetergruppen schlägt sich in den Ergebnissen das Ertragsniveau der einzelnen Böden nieder.

Entsprechend der N-Salden wurde mit REPRO im Vergleich zur ersten Periode (konventionelle Bewirtschaftung 1981-1992) eine deutlich geringere Nitratkonzentration im Sickerwasser aus der Wurzelzone bei Flächenstilllegung/ökologischer Landbau (1993-1998) und unter umweltgerechter Landbewirtschaftung (ab 1999) simuliert (Abbildung 2, links).

Wie der Vergleich der REPRO-Ergebnisse für die Wurzelzone mit den Beobachtungswerten in 3 m Tiefe zeigt (Abbildung 2, rechts), können diese Bilanzierungsergebnisse nicht

pauschal auf die Grundwasserneubildung und die daran gebundenen N-Frachten übertragen werden. Entsprechend der großen Diskrepanz zwischen N-Salden und beobachteten N-Austrägen in der ersten Bewirtschaftungsperiode ist von einer Stickstoff-Akkumulation sowohl in der Wurzel- als auch der Dränzone auszugehen. In der folgenden ökologischen Bewirtschaftungsperiode mit den realisierten negativen N-Salden konnten zwar die Überhänge in der Wurzelzone reduziert werden. Die Überhänge in der Dränwasserzone waren jedoch nicht mehr pflanzenverfügbar und wurden mit dem Sickerwasser weiter tiefenverfrachtet bzw. ausgewaschen. In der 3. Periode mit empfehlungskonformer Düngung konnten die N-Salden im Vergleich zur ersten Bewirtschaftungsperiode deutlich gesenkt werden. Bedingt durch die um rd. 60 mm höheren Niederschläge sind in diesem Zeitraum aber höhere Sickerwassermengen zu verzeichnen, die zu einer weiteren Auswaschung der N-Überhänge in der Dränzone bei gestiegenen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser (Tabelle 2) führten. Die Größe der absoluten N-Austräge und auch deren prozentuale Anteil am N-Saldo hängen jedoch von den spezifischen Bodeneigenschaften ab. Aufgrund der sehr guten Durchwurzelbarkeit und des großen Wasserhaltevermögens des Lößstandortes (Lys.-Gr. 9/L63) lagen sowohl die N-Salden als auch die N-Austräge in den ersten beiden Perioden deutlich unter denen der anderen Lysimetergruppen. Hier kann von einer geringeren Befruchtung der Dränzone mit Nitrat ausgegangen werden. Diese Annahme wird durch das abnehmende Verhältnis zwischen Fracht und Saldo bei gestiegenen Sickerwassermengen gestützt. Demgegenüber lagen bei den übrigen Böden die Anteile der N-Austräge am N-Überschussaldo zwischen 63 % (Lys.-Gr.8/D3) bis hin zu 120 % (Lys.-Gr.7/D4) deutlich über den Werten der vorangegangenen Bewirtschaftungsperioden, was diese These stützt (Tabelle 2).

Inwieweit mikrobielle Um- und Abbauprozesse eine bilanzwirksame Rolle spielen, kann allein aus den vorliegenden Messreihen und REPRO-Bilanzierungen nicht geklärt

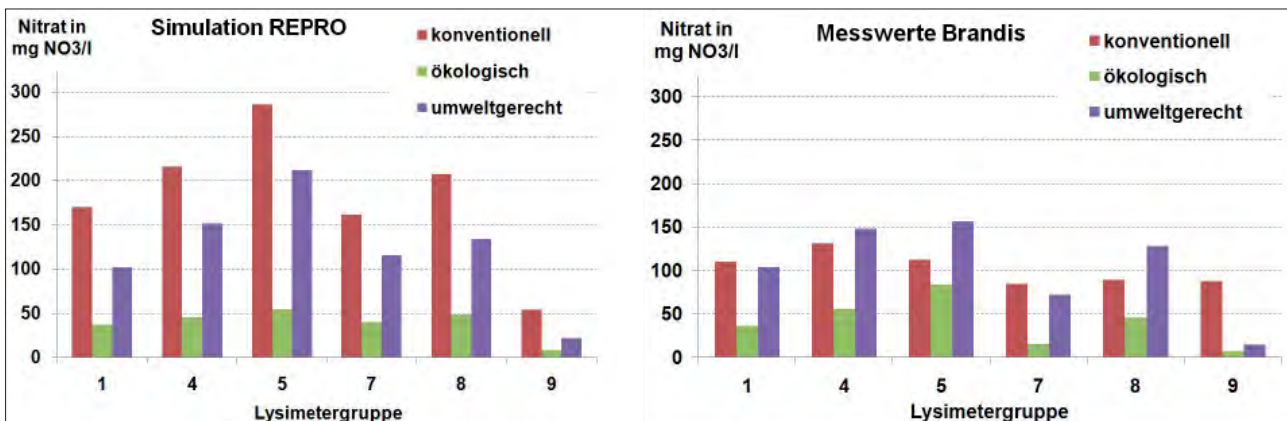


Abbildung 2: Gemessene Nitratkonzentrationen in 3 m Tiefe (rechts) und bilanzierte Werte am unteren Rand der Wurzelzone bei unterschiedlicher Flächenbewirtschaftung

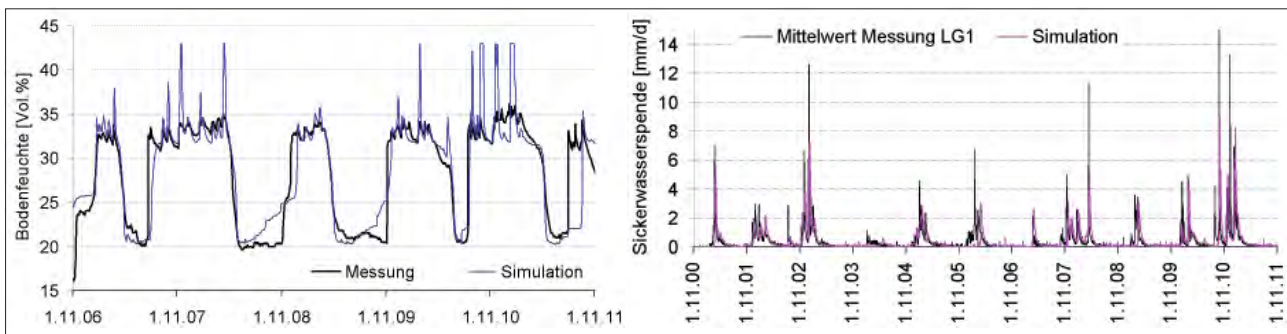


Abbildung 3: Lysimetergruppe 1: Bodenfeuchte in 50 cm und Sickerwasser aus 3 m Tiefe, Simulation und Messung

werden. Eine Möglichkeit stellt hier eine begleitende deterministische Simulation des C/N-Umsatzes und der Stickstoffpassage in der Wurzel- und Dränzone bis zum Erreichen der Grundwasseroberfläche (bzw. der Lysimeterbasis) dar, die die veränderlichen Randbedingungen detailliert berücksichtigt. Dazu werden die vertikalen Komponenten des Modellverbundes ReArMo (RE-PRO & ArcEGMO-PSCN) genutzt. Da hierbei neben den Bodenprozessen auch die Vegetationsdynamik auf der Basis der Witterung, des Bewirtschaftungsregimes und der Bodeneigenschaften simuliert wird, ist zunächst von einer großen Unsicherheit der Berechnungen auszugehen. Deshalb ist eine detaillierte Überprüfung der einzelnen Simulationsergebnisse anhand der Beobachtungswerte erforderlich, bevor belastbare Aussagen zum C/N-Haushalt getroffen werden können.

Als erster Schritt erfolgte mit dem Modell ArcEGMO-PSCN die Simulation des Wasserhaushaltes und der Vegetationsentwicklung auf allen Lysimetergruppen. Die täglichen Simulationsergebnisse standen i. A. in guter Übereinstimmung zu den beobachteten Vegetationsdaten (Phänologie und Erträge). Auch die gemessenen Temperatur- und Bodenfeuchteverläufe in den instrumentierten Tiefen sowie die Sickerwassermengen wurden gut abgebildet.

Als problematisch erwies sich die Modellierung der Geschiebelehm Böden der Grundmoräne (Lysimetergruppen 1 und 7). Ursache dafür sind die primären Korngrößen (von tonig-schluffig bis sandig) aber vor allem die sekundären Durchlässigkeiten der Geschiebelehme. Diese sehr hetero-

gene Klüftigkeit resultiert aus der glazigenen Überprägung und tritt in Form von Eiskeilen und vertikalen Sandbändern auf, die messtechnisch kaum zu erfassen sind. Die Auswirkungen auf den Nährstoffumsatz und den Lösungstransport im Boden sind jedoch nicht vernachlässigbar. Es ist von temporären Rückstauzonen innerhalb eigentlich als homogen kartierter Bodenhorizonte und präferentiellen Fließbahnen auszugehen. Entsprechend dieser Bodeneigenschaften muss auch mit einer räumlich und zeitlich sehr heterogenen Wurzel- und Sickerwasserbreitungen gerechnet werden.

Die Bodensäulen der Lysimetergruppe 7 sind heterogen so geklüftet, dass hier auf eine weitere Einbeziehung dieser Lysimetergruppe für die Modellkalibrierung zum Kohlen- und Stickstoffhaushalt verzichtet wurde. Mit der Berücksichtigung von präferentiellen Fließbahnen konnte die Anpassung der Simulationsergebnisse an die beobachteten Wasserhaushaltsgrößen der Lysimetergruppe 1 verbessert werden (Abbildung 3), ohne jedoch die für diese Bodenform beobachteten, untypischen Abflussspitzen abbilden zu können. Dazu wäre eine Veränderung der hydraulischen Parametrisierung der Bodenmatrix erforderlich, für die es keine messtechnische Basis gibt.

Ausblick

Nachdem mit der Modellierung des Wasserhaushaltes wesentliche Voraussetzungen für die Abbildung des Kohlen-/ Stickstoffhaushaltes gegeben sind, erfolgt in der nächsten Bearbeitungsphase die standortspezifische Ableitung der Modell-Parameter zum C/N-Umsatz im System Pflanze

– Boden. Nach Abschluss der Modellparametrisierung und Validierung anhand der Beobachtungen unter den definierten Rahmenbedingungen einer Großlysimeteranlage erfolgt die Modellanwendung im Verbund mit der Grundwasserströmungsmodellierung in zwei gut beobachteten Grundwassereinzugsgebieten. Zurzeit erfolgt hierfür die Datenrecherche, die sowohl die detaillierte Erfassung der Bewirtschaftungsdaten als auch Profiluntersuchungen und Analysen des Boden- und Grundwassers umfasst.

Danksagung

Das Projekt ReArMo wird vom Freistaat Sachsen, Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie finanziert.

Literatur

- BECKER, A., B. KLÖCKING, W. LAHMER and B. PFÜTZNER, 2002: The Hydrological Modelling System ArcEGMO. In: *Mathematical Models of Large Watershed Hydrology* (Eds.: Singh, V.P. and Frevert, D.K.). Water Resources Publications, Littleton/Colorado, 321-384. ISBN 1-887201-34.
- HAFERKORN, U., K. MÜLLER, U. MELLENTIN und J. FAHL, 2003: Möglichkeiten und Grenzen der Stofftransportmodellierung (Nitrat) am Beispiel des Parthegebietes, UFZ-Bericht, Nr. 14, 87 Seiten. ISSN 0948-9452.
- HÜLSBERGEN, K.J., 2003: Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Habilitation. shaker Verlag, Aachen.
- KLÖCKING, B., 2009: Das ökohydrologische PSCN-Modul innerhalb des Flussgebietsmodells ArcEGMO, [online verfügbar: <http://www.arcegmo.de/PSCN.pdf>].
- LfUG, 2001: Bodenmonitoring in Sachsen, Materialien zum Bodenschutz 2001, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden, 58-72.
- MCDONALD, M.G. and A.W. HARBAUGH, 1988: MODFLOW - A Modular Three-Dimensional Finite-Difference Ground-Water Flow Model. - U.S. Geological Survey.
- PFÜTZNER, B. (Hrsg.), 2002: Modelldokumentation ArcEGMO. Online 2002. <http://www.arcegmo.de>. ISBN 3-00-011190-5.
- PFÜTZNER, B., H. IHLING, B. KLÖCKING, G. KNAB, K. KUHN, M. STEININGER, B. WAGNER und D. WENSKE, 2011: Konzept zur Erstellung eines gekoppelten Stofftransportmodells als Prognoseinstrumentarium für die Beschaffenheitsentwicklung im Grundwasser, Schriftenreihe des LfULG, Heft 41/2011 (http://www.smul.sachsen.de/lfl/publikationen/download/5297_1.pdf).

Gekoppelte Modellierung von ungesättigtem und gesättigtem Wasserfluss und Nitrattransport im Westlichen Leibnitzer Feld

Gernot Klammler^{1*}, Hans Kupfersberger¹, Gerhard Rock¹ und Johann Fank¹

Zusammenfassung

Das Westliche Leibnitzer Feld, Österreich, stellt eine bedeutende Ressource für die Trinkwasserversorgung von mehr als 100.000 Einwohnern dar, bietet jedoch auch beste landwirtschaftliche Anbaubedingungen. Diese Doppelfunktion bringt einen Nutzungskonflikt mit sich, der zum Teil stark durch diffuse Stickstoffeinträge geprägt ist und für eine nachhaltige Koexistenz harmonisiert werden muss. Auf der regionalen Skala sind numerische Simulationsmodelle geeignete Werkzeuge, um das Verhalten von Grundwasserqualität und -quantität abzuschätzen und grundwasserschonende Maßnahmen zu definieren (Decision-Support-Systeme). Während 3-dimensionale und iterativ gekoppelte Modelle Rückkopplungen zwischen der gesättigten und ungesättigten Zone berücksichtigen, erlauben sandige Böden und Grundwasserspiegel unterhalb der Wurzelzone eine sequentielle Kopplung des Bodenwasserhaushaltsmodells *SIMWASER/STOTRASIM* mit dem Grundwasserströmungs- und Transportmodell *FEFLOW*. Unter Berücksichtigung von Stickstoffeinträgen aus der Landwirtschaft, Siedlungsflächen, Wasserflächen, Wald und Rekultivierungsflächen wird die Grundwasserströmung zwar zufriedenstellend nachgebildet, die Nitratverteilung jedoch nahezu durchgehend unterschätzt. Daher hat man in weiteren Szenarien höhere Stickstoffinputs angenommen, um das gemessene Niveau der Nitratkonzentration zu erreichen. Die vorläufigen Ergebnisse zeigen, dass die Stickstoffauswaschung und die Nitratkonzentration im Grundwasser stark von den aufgebrauchten Stickstoffmengen an der Oberfläche abhängen.

Schlagwörter: regionale Modellierung, Landwirtschaft, Grundwasserneubildung, Stickstoffaustrag, numerisches Simulationsmodell

Einleitung

Das Westliche Leibnitzer Feld, Österreich, beinhaltet Trinkwasservorkommen für die regionale und überregionale Versorgung von mehr als 100.000 Einwohnern und bietet zugleich auch hervorragende Bedingungen für die Landwirtschaft. Daraus resultiert ein Ressourcenkonflikt zwischen Land- und Trinkwasserwirtschaft, welcher für einen nachhaltigen Nutzen dieser beiden harmonisiert werden muss. Zur Quantifizierung diffuser Stickstoffeinträge in das Grundwasser und zur Ableitung von geeigneten

Summary

The aquifer Westliches Leibnitzer Feld, Austria, is a significant resource for regional and supraregional drinking water supply for more than 100,000 inhabitants, but the region also provides excellent agricultural conditions. This dual use implicates conflicts (e.g. non-point source groundwater pollution by nitrogen leaching), which have to be harmonized for a sustainable coexistence. At the aquifer scale, numerical models are state-of-the-art tools to simulate the behavior of groundwater quantity and quality and serve as decision support system for implementing groundwater protecting measures. While fully and iteratively coupled simulation models consider feedback between the saturated and unsaturated zone, sandy soil conditions and groundwater depths beneath the root zone allow the use of a unidirectional sequential coupling of the unsaturated water flow and nitrate transport model *SIMWASER/STOTRASIM* with *FEFLOW* for the investigation area. Considering separated inputs of water and nitrogen into groundwater out of surface water bodies, agricultural, residential, recultivation and forested areas, first simulation results match observed groundwater tables, but underestimate nitrate concentrations in general. Thus, multiple scenarios assuming higher nitrogen inputs at the surface are simulated to converge with measured nitrate concentrations. Preliminary results indicate that nitrogen input into the groundwater is strongly dominated by applied nitrogen rates at the surface.

Keywords: regional modeling, agriculture, groundwater recharge, nitrogen leaching, numerical simulation model

Maßnahmen zur Reduktion solcher Einträge muss daher der gesamte Aquifer betrachtet werden.

Grundwasserquantität und -qualität werden zwar auf regionaler Skala zwar an mehreren Beobachtungspegeln gemessen, können jedoch nicht gänzlich flächenhaft erfasst werden. Für solche großräumige Skalen (z.B. den Grundwasserkörper Westliches Leibnitzer Feld) bieten numerische Simulationsmodelle „State-of-the-Art“-Methoden, um das Verhalten von Grundwasserquantität und -qualität zu beschreiben und können als Decision Support System

¹ Joanneum Research Graz, RESOURCES - Institut für Wasser, Energie und Nachhaltigkeit, Elisabethstraße 18/II, A-8010 GRAZ

* Ansprechpartner: Mag. Gernot Klammler, gernot.klammler@joanneum.at

zur Ableitung von grundwasserschonenden Bewirtschaftungsmaßnahmen verwendet werden. Dafür ist es jedoch von entscheidender Bedeutung, dass die Grundwasserneubildung (ALVAREZ et al. 2012) sowie die eingebrachte Stickstofffracht in zeitlicher als auch in räumlicher Hinsicht realistisch angenommen ist. Dreidimensionale Simulationsmodelle berücksichtigen zwar gleichzeitig den ungesättigten sowie gesättigten Wasserfluss (z.B. *ParFlow*, KOLLET und MAXWELL 2006); *HydroGeoSphere*, THERRIEN et al. 2012), haben dadurch jedoch vor allem auf der regionalen Skala einen enormen Rechenaufwand zu bewerkstelligen und sind des Weiteren nicht auf eine Anwendung für landwirtschaftliche Flächen spezialisiert. Es wird daher eine Methode beschrieben, in der das Bodenwasserhaushalts- und Stickstofftransportmodell *SIMWASER/STOTRASIM* (STENITZER 1988; FEICHTINGER 1998) mit dem Grundwasserströmungs- und Transportmodell *FEFLOW* (DIERSCH 2009) für die gesättigte Zone sequentiell gekoppelt wird. Dieser Ansatz ist zulässig, wenn – so wie im Fall des Untersuchungsgebietes Westliches Leibnitzer Feld – keine Rückkopplungseffekte der gesättigten Zone auf die ungesättigte Zone (z.B. kapillarer Grundwasseraufstieg) zu erwarten sind.

Aufgrund der Tatsache, dass das Untersuchungsgebiet zwar Großteils landwirtschaftlich genutzt, jedoch aber auch Siedlungsgebiet, Wald, offene Wasserflächen und Rekultivierungsflächen vorherrschend sind, kommen für diese verschiedenen Landnutzungen entsprechend geeignete Methoden zur Quantifizierung von Grundwasserneubildung und Stickstoffaustrag zum Einsatz.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Westliche Leibnitzer Feld (*Abbildung 1*) liegt ca. 30 km südlich von Graz, Österreich, und hat eine Größe von 44 km². Die Grenze des Untersuchungsgebietes wird im Osten und Süden von der Mur, im Westen von Laßnitz und Sulm sowie im Norden vom anstehenden Wildoner Buchkogel gebildet. Der Aquifer ist vorwiegend mit quartären Sanden und Schotter, welche im Schnitt 8 m mächtig sind und auf tertiären, schlecht Wasser leitenden Sedimenten aufliegen, gefüllt (FANK 1999). Die Grundwasserneubildung ist hauptsächlich durch infiltrierende Niederschläge (mittlerer Jährlicher Niederschlag: 908 mm/a) geprägt. Des Weiteren wird das Grundwasser auch durch In- und Exfiltration von Oberflächengewässern (z.B. Mur, Tillmitscher Teiche) quantitativ sowie qualitativ durch Verdünnung der Nitratkonzentration beeinflusst.

Abbildung 1 zeigt auch die räumliche Verteilung der Landnutzung im Untersuchungsgebiet: 54% Landwirtschaft, 28% Siedlungsgebiet, 14% Wald, 3% Oberflächengewässer und 1% Rekultivierungsflächen von Trockenbaggerungen. Weiters befinden sich 11 öffentliche Trinkwasserbrunnen mit einem Gesamtkonsens von 140 l/s sowie mehrere hundert private Hausbrunnen im WLF. Zum Schutz der Trinkwasserressourcen wurde ein Schongebiet eingerichtet, in welchem durch entsprechende Auflagen zur Sicherung der Trinkwasserqualität beigetragen werden soll.

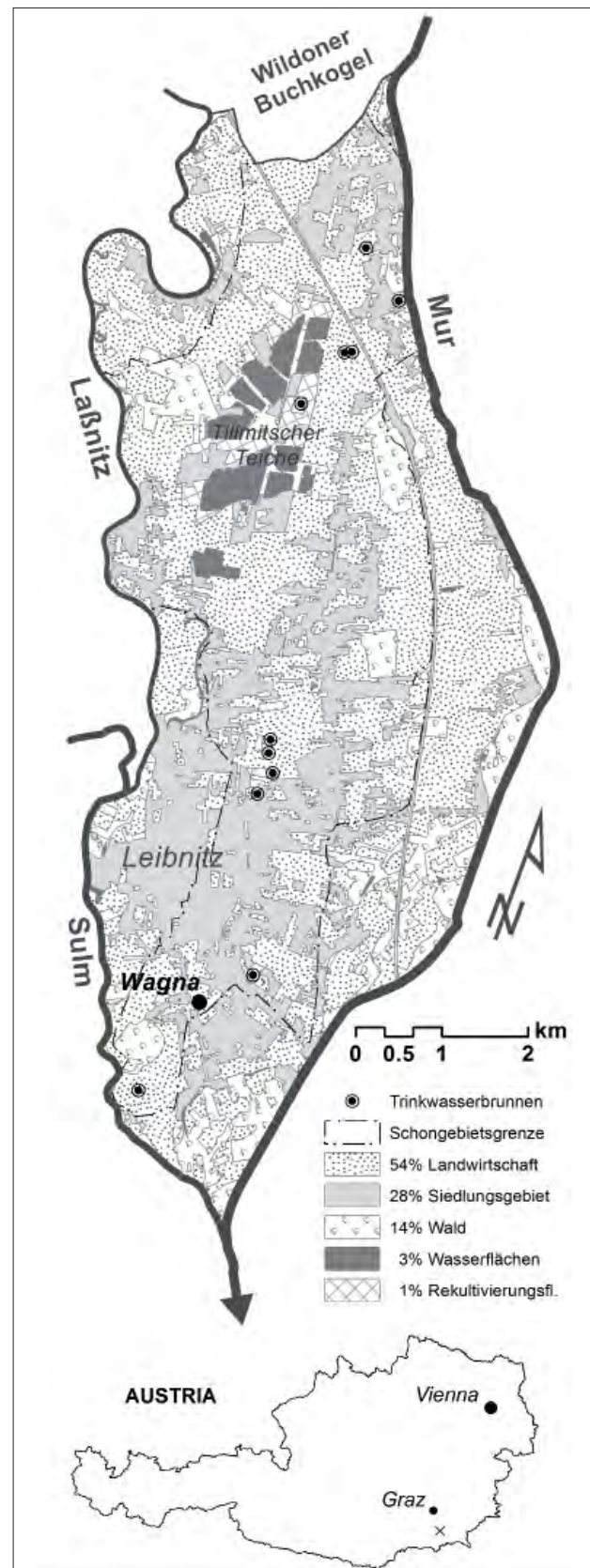


Abbildung 1: Lage des Westlichen Leibnitzer Feldes in Österreich (x) sowie die räumliche Verteilung der Landnutzung im Untersuchungsgebiet.

Modellierung von ungesättigtem Wasser- und Stickstofffluss

Sickerwasser und Stickstoffauswaschung in das Grundwasser sind stark von der Landnutzung der darüber liegenden Erdoberfläche geprägt. Daher wird das Untersuchungsgebiet in der Simulation für die folgenden verschiedenen Landnutzungen separat behandelt: Wald, Wasserflächen, Landwirtschaft, Siedlungsflächen sowie Rekultivierungsflächen. Die notwendigen Inputparameter hinsichtlich Wetter und Boden für die Modellierung kommen von der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) bzw. stammen aus der Österreichischen Bodenkartierung (BMLF 1974). Die nasse atmosphärische N Deposition ist nach SCHNEIDER (1998) mit 4-8 kg N/ha/a festgelegt. Um auch einen gewissen Teil an trockener N Deposition zu berücksichtigen, wurde für die Simulation ein Stickstoffinput von 10 kg N/ha/a angenommen.

Wasser und Waldflächen

Grundwasserneubildung für Wasser- und Waldflächen wird über die klimatische Wasserbilanz $G_{WNB} = N - ET_0 - \Delta S$ (Grundwasserneubildung = Niederschlag – Verdunstung – Speicheränderung) berechnet. Während ΔS für Wasserflächen gleich Null entspricht, wird es bei Waldflächen über ein zusätzliches Wasserbilanzmodell, welches den Wasserentzug über die Wurzeln und Pflanzen (Transpiration) sowie Verdunstung über die Bodenoberfläche (Evaporation) berücksichtigt.

Stickstoffeinträge für Waldflächen ergeben sich aus der atmosphärischen Deposition (10 kg N/ha/a). In Oberflächengewässer wird zwar auch Stickstoff eingetragen, dieser wird jedoch wie es am Beispiel der Tillmitscher Teiche der Fall ist (FANK et al. 2003) durch Makrophyten abgebaut und daher als Null angenommen.

Landwirtschaftliche Flächen

Die Modellierung von Grundwasserneubildung und Stickstoffaustrag von landwirtschaftlich genutzten Flächen erfolgt mit dem Modellverbund *SIMWASER/STOTRASIM*. Während *SIMWASER* (STENITZER 1988) den eindimensionalen, vertikalen Wasserfluss sowie das Pflanzenwachstum berechnet, wird mit Hilfe von *STOTRASIM* (FEICHTINGER 1998) der Stickstoffkreislauf und die darin enthaltene Stickstoffauswaschung in das Grundwasser

simuliert. Das Modell wurde mit Hilfe von Lysimeterdaten der Forschungsstation Wagna kalibriert (KLAMMLER et al. 2012b).

Auf regionaler Skala wird *SIMWASER/STOTRASIM* für sogenannte Hydrotöpfe, das sind Flächen mit gleichen Eigenschaften hinsichtlich Boden, Wetter und Landnutzung, angewendet. Während Wetter- und Bodendaten über die ZAMG bzw. die Österreichische Bodenkartierung erhältlich sind, ist die genaue räumliche Verteilung der landwirtschaftlichen Kulturen nicht detailliert, sondern nur als Prozentsätze der Kulturen auf Katastralgemeindenebene verfügbar. Aus diesem Grund wurde ein stochastisches Fruchtfolge-Rotationstool entwickelt, welches ortstypische Fruchtfolgen berücksichtigt und über Optimierungsverfahren diese Informationslücke sehr gut kompensieren kann (KLAMMLER et al. 2012a). Diese repräsentativen Fruchtfolgen sowie Art und Zeitpunkt von Bewirtschaftungsmaßnahmen wurden mit Unterstützung der Landwirtschaftlichen Umweltberatung Steiermark erstellt. Die Annahmen zu den aufgebrachten Düngermengen basieren auf den gesetzlichen Vorschriften (Aktionsprogramm Nitrat, BMLF 2008; Schongebietsverordnung, SGV 2005) und sind in *Tabelle 1* und 2 dargestellt. Die Schongebietsverordnung (SGV 2005) beinhaltet auch Einschränkungen der maximalen Düngermenge basierend auf der Bodenart. Daher ist die landwirtschaftlich genutzte Fläche in vier Bewirtschaftungsklassen eingeteilt: BK1 innerhalb des Schongebiets mit Bodenart 1 (seichte, sandige Böden), BK2 innerhalb Schongebiet mit Bodenart 2 (mittel- bis tiefgründige lehmige Sande und sandige Lehme), BK3 innerhalb Schongebiet mit Bodenart 3 (Ton- und Lehmböden) und BK4 außerhalb Schongebiet (unabhängig von der Bodenart).

Siedlungsflächen

Bei Siedlungsflächen spielt der Grad der Versiegelung eine entscheidende Rolle, da darauf fallender Niederschlag meist in Sickerschächten direkt dem Grundwasser zugeführt wird. Die nicht versiegelte Fläche wird mit *SIMWASER/STOTRASIM* (Grasbewuchs; zwischen März und Oktober alle 2 Wochen gemäht) modelliert.

Rekultivierungsflächen

Rekultivierungsflächen werden mit *SIMWASER/STOTRASIM* unter der Annahme eines geringmächtigen Bodens

Tabelle 1: Maximal erlaubte N-Düngemengen für die Hauptkulturen im Westlichen Leibnitzer Feld nach Aktionsprogramm Nitrat 2008 (BMLF 2008) und für Ölkübis auf Basis von Empfehlungen der Landwirtschaftlichen Umweltberatung Steiermark.

Kultur	Ertragslage "niedrig"		Ertragslage "mittel"		Ertragslage "hoch 1"		Ertragslage "hoch 2"		Ertragslage "hoch 3"	
	Ertrag [t/ha]	max. N [kg/ha]	Ertrag [t/ha]	max. N [kg/ha]	Ertrag [t/ha]	max. N [kg/ha]	Ertrag [t/ha]	max. N [kg/ha]	Ertrag [t/ha]	max. N [kg/ha]
Körnermais	< 6.0	115	6.0-10.0	155	10.0-11.5	180	11.5-13.0	195	> 13.0	210
Silomais	< 40.0	130	40.0-50.0	175	50.0-57.5	210	57.5-65.0	225	> 65.0	240
Sommergerste	< 3.5	80	3.5-5.5	110	5.5-7.0	130	7.0-8.5	140	> 8.5	150
Wintergerste	< 3.5	95	3.5-6.0	130	6.0-7.5	155	7.5-9.0	170	> 9.0	180
Winterraps	< 2.0	115	2.0-3.0	155	3.0-4.0	180	4.0-5.0	195	> 5.0	210
Winterweizen	< 3.5	105	3.5-6.0	145	6.0-7.5	170	7.5-9.0	180	> 9.0	195
Ölkübis	-	-	< 0.4	65	0.4-0.7	80	> 0.7	100	-	-

Tabelle 2: Übersicht über die verwendete landwirtschaftliche Bewirtschaftung zur Modellierung von Grundwasserneubildung und Stickstoffaustrag mit SIMWASER/STOTRASIM.

	Periode 1										Periode 2				Periode 3			
	1987	1988	1989	1990	...	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
BK 1	Düngermenge ^a : basierend auf Ertragslage "mittel"					Dünger ^a : "mittel"					Dünger: "mittel" + BA 1							
	Zwischenfrucht ^b : nach Kürbis					Zw.frucht. ^b : immer					Zw.frucht.: immer							
	Bodenbearbeitung: Pflug (25 cm Tiefe)					Bodenb.: Grubber (10 cm)					Bodenb.: Grubber (10 cm)							
BK 2											Dünger: "hoch 1"				Dünger: "hoch 1" + BA 2			
											Zw.frucht.: immer				Zw.frucht.: immer			
											Bodenb.: Grubber (15 cm)				Bodenb.: Grubber (15 cm)			
BK 3	Düngermenge: basierend auf Ertragslage "hoch 1"					Dünger: "hoch 1"					Dünger: "hoch 1" + BA 3							
	Zwischenfrucht: nach Kürbis					Zw.frucht.: immer					Zw.frucht.: immer							
	Bodenbearbeitung: Pflug (25 cm Tiefe)					Bodenb.: Grubber (20 cm)					Bodenb.: Grubber (20 cm)							
BK 4											Dünger: "hoch 1"				Dünger: "hoch 1"			
											Zw.frucht.: nach Kürbis				Zw.frucht.: nach Kürbis			
											Bodenb.: Pflug (25 cm)				Bodenb.: Pflug (25 cm)			

^a) Ertragslage "mittel" und "hoch 1" nach Aktionsprogramm Nitrat 2008

^b) Zwischenfrucht: Raygras nach Kürbis, Grünschnittroggen nach Mais, Sojabohne, Winterraps und Perko nach Winterweizen, Wintergerste

BK: Bewirtschaftungsklasse (1...innerhalb Schongebiet (SG) mit BA 1; 2...innerhalb SG mit BA 2; 3...innerhalb SG mit BA 3; 4...außerhalb SG)

BA 1,2,3: Einschränkungen für Bodenarten (BA) 1, 2 and 3 basierend auf der Schongebietsverordnung (SGV 2005)

Tabelle 3: Mittlere Jahreswerte für Grundwasserneubildung, Stickstoffaustrag und Nitratkonzentration im Sickerwasser nach Landnutzung.

Landnutzung	GWNB [mm/a]	NO ₃ -N-Ausw. [kg/ha/a]	cNO ₃ [mg/l]
Landwirtschaft	345	57	73
Siedlungsgebiet	629	6	4
Wald	214	10 ^a	21
Wasserflächen	200	0 ^b	0
Rekultivierungsfl.	548	8	6
WLF ^c	407	33	36

^a) N-Austrag von 10 kg/ha/a basierend auf atmosphärischer N-Deposition angenommen.

^b) N-Austrag 0 kg/ha/a angenommen wegen N-Reduktion durch Pflanzen.

^c) WLF...flächengewichtetes Mittel für das Westliche Leibnitzer Feld

mit 10 cm Tiefe unter Grasbewuchs (1 Schnitt pro Jahr; Mulchbetrieb; kein Düngereinsatz) berechnet.

Modellierung von gesättigtem Wasserfluss und Nitratverteilung

Die Modellierung von gesättigtem Wasserfluss und der Nitratverteilung im Grundwasser erfolgt mit dem sequentiell an SIMWASER/STOTRASIM gekoppelten Modell FEFLOW (DIERSCH 2009). Das heißt, die Ergebnisse aus der ungesättigten Zone werden als obere Randbedingung der gesättigten Zone Modellierung herangezogen. Die seitlichen Randbedingungen sind im Osten, Süden und Westen als Leakage-Randbedingung ausgeführt, wo der Wasserstand der Flüsse als Inputgröße vorgegeben werden muss. Die Nitratkonzentration in den Flüssen, die bei einer Infiltration in den Grundwasserkörper eine entscheidende Rolle spielt, ist auf Basis von Messungen mit 2 mg/l angenommen. Der nördliche Rand ist als Flow-Randbedingung definiert, da durch infiltrierende Niederschläge vom

Wildoner Buchkogel her ein gewisser unterirdischer Wasserfluss erwartet wird. Dieser Wasserfluss sowie die darin enthaltene Nitratkonzentration werden über eine separate Simulation mit SIMWASER/STOTRASIM abgeschätzt, indem man den einströmenden Wasserfluss der berechneten Grundwasserneubildung gleichsetzt. Des Weiteren sind alle mengenmäßig bedeutenden Wasserentnahmen (z.B. Trinkwasserbrunnen) im Modell berücksichtigt. Die Mächtigkeit des Aquifers – und damit die Lage des Grundwasserstauers als untere Randbedingung – wurde basierend auf mehreren Bohrlochanalysen von einem Geologen definiert. Die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit wurde zwischen $1 \cdot 10^{-4}$ – $7 \cdot 10^{-3}$ m/s, das dränbare Porenvolumen zwischen 8 und 14% angenommen.

Ergebnisse

Tabelle 3 zeigt die durchschnittlichen Jahreswerte für Grundwasserneubildung, Stickstoffaustrag und Nitratkonzentration im Sickerwasser unterschieden nach Landnutzungsart. Es ist ersichtlich, dass die höchsten Grundwasserneubildungsraten mit über 600 mm/a in Siedlungsgebieten vorkommen, wo in der Modellannahme Wasser von versiegelten Flächen über Sickerbrunnen direkt dem Grundwasser zugeführt werden. Mit knapp unter 600 mm/a Grundwasserneubildung ist auf Rekultivierungsflächen mit einer nur geringmächtigen Bodenaufgabe zu rechnen. Geringe Neubildungen von ca. 200 mm/a sind bedingt durch hohe Verdunstungsraten für offene Wasserflächen und Waldgebiete zu erwarten. Landwirtschaftliche Flächen haben eine mittlere Grundwasserneubildung von 345 mm/a. Während die Stickstoffeinträge aus Siedlungsgebieten, Wald, Wasserflächen und Rekultivierungsfläche eher gering sind, ist die Stickstoffauswaschung von landwirtschaftlichen Flächen mit 57 kg N/ha/a am höchsten.

Abbildung 2 zeigt das Ergebnis der Grundwasserströmungsmodellierung für das Westliche Leibnitzer Feld. Auf der linken Seite sind die Grundwasserisolinien für einen

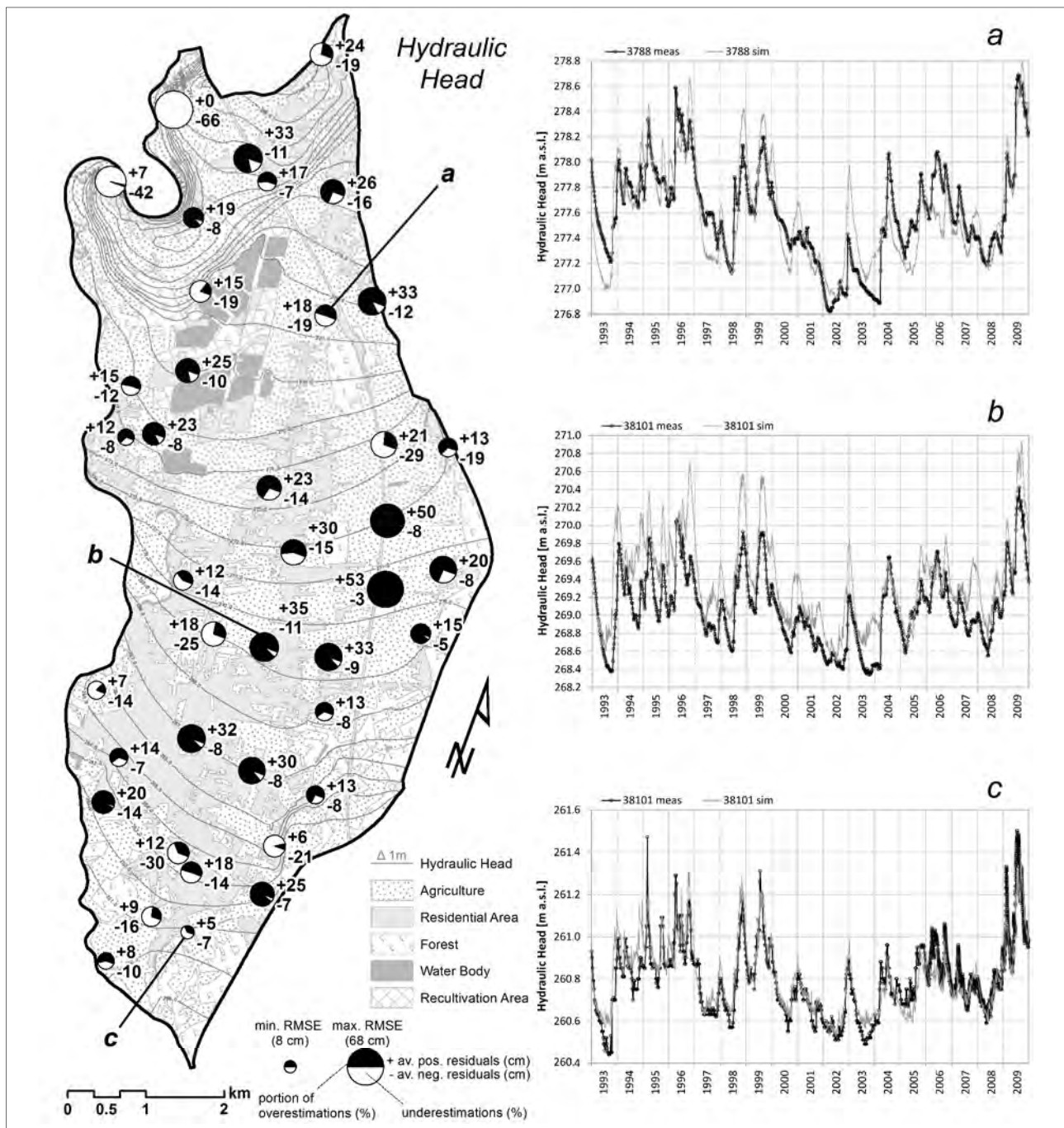


Abbildung 2: Simulierte mittlere Grundwasserspiegellage, Root Mean Square Error (RMSE), durchschnittliche positive/negative Residuen und zeitlicher Anteil an Über- bzw. Unterschätzungen (links) und Ganglinien der simulierten und gemessenen Grundwasserstände für ausgewählte Beobachtungspgel (rechts).

mittleren Zustand sowie statistische Angaben zur Güte der Simulation angeführt. Des Weiteren sind für drei ausgewählte Beobachtungspgel die Zeitreihen von gemessenen und simulierten Grundwasserständen auf der rechten Seite der Abbildung gegenübergestellt. Der Beobachtungspgel (a) repräsentiert einen Ackerstandort und ist sehr stark von der Mur beeinflusst, (b) wird von Ackerflächen her ohne Einfluss von Oberflächengewässern angeströmt und (c) ist von Siedlungsgebiet beeinflusst. Es ist ersichtlich, dass das generelle Verhalten des Grundwasserspiegels über die Zeit

sehr gut simuliert wird. Ganz besonders der Beobachtungspgel (c), der stark von der Berechnungsmethode im Siedlungsgebiet geprägt ist, wird hervorragend nachgebildet.

Die räumliche Verteilung der Nitratkonzentration sowie der zeitliche Verlauf für die drei Beobachtungspgel sind in *Abbildung 3* dargestellt. Man kann erkennen, dass die Simulation der Nitratkonzentrationen fast ausschließlich unter den gemessenen Konzentrationen liegt. Ausnahmen bilden hier von Oberflächengewässern beeinflusste Standorte

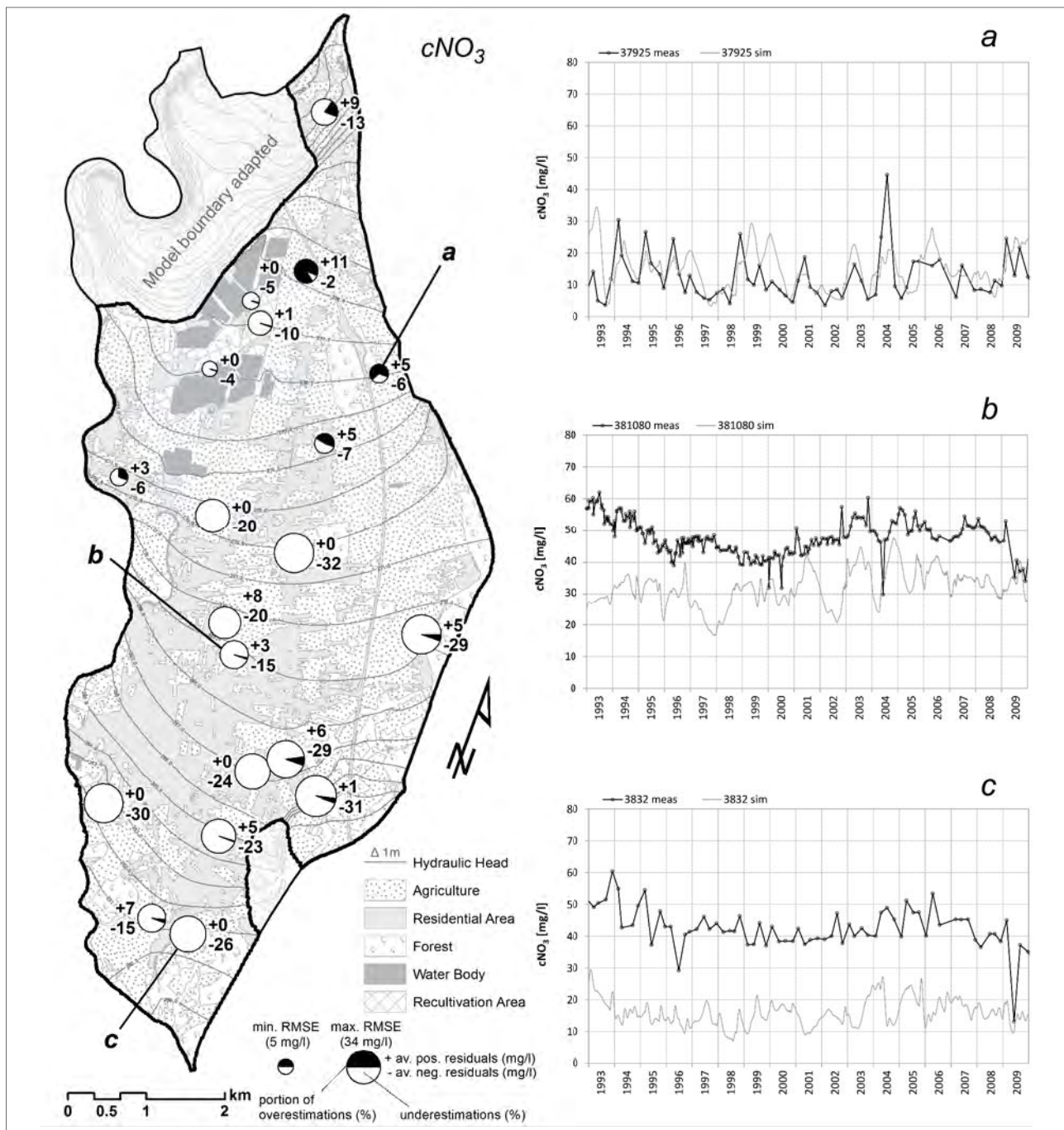


Abbildung 3: Root Mean Square Error (RMSE), durchschnittliche positive/negative Residuen und zeitlicher Anteil an Über- bzw. Unterschätzungen für die Nitratkonzentrationen (links) und Ganglinien der simulierten und gemessenen Nitratkonzentrationen für ausgewählte Beobachtungspegel (rechts).

wie (a), wo die Nitratkonzentrationen generell niedrig sind und auch gut nachgebildet werden.

Diskussion

Eine mittlere Simulierte Grundwasserneubildung von 345 mm/a verglichen mit Lysimetermessungen von 318 mm/a in Wagna, Österreich, erscheint sehr plausibel und bildet eine gute Grundlage für die darauf basierende Grundwasserströmungs- und Stickstofftransportmodellierung. Während

die Grundwasserströmungsmodellierung zufriedenstellende Ergebnisse liefert, liegen die Simulationsergebnisse für Nitratkonzentrationen teilweise stark unter den gemessenen Werten. Ein wesentlicher Punkt in diesem Zusammenhang ist die Menge des Stickstoffeintrags an der Erdoberfläche, welche als zu gering angenommen sein könnte. Es wurden daher folgende weitere Simulationsvarianten mit höheren Stickstoffinputs an der Oberfläche gerechnet:

- Variante 2: Annahme, dass die Grünflächen in Siedlungsgebieten mit 3 x 45 kg N/ha/a gedüngt werden

Tabelle 4: Erhöhung der Stickstoffinputs durch aufgebrauchte Dünger für Variante 3.

Kultur	N-Erhöhung [kg/ha/a]		
	Periode 1a 1987-1992	Periode 1b 1993-1998	Periode 1c 1999-2002
Körnermais	+ 70	+ 30 ^c	+ 15 ^b
Silomais	+ 50	+ 30 ^c	+ 15 ^b
Ölkürbis	+ 20 ^b	+ 20 ^b	+ 0 ^a

^a) entspricht Ertragslage "hoch 1" nach Aktionsprogramm-Nitrat

^b) entspricht Ertragslage "hoch 2" nach Aktionsprogramm-Nitrat

^c) entspricht Ertragslage "hoch 3" nach Aktionsprogramm-Nitrat

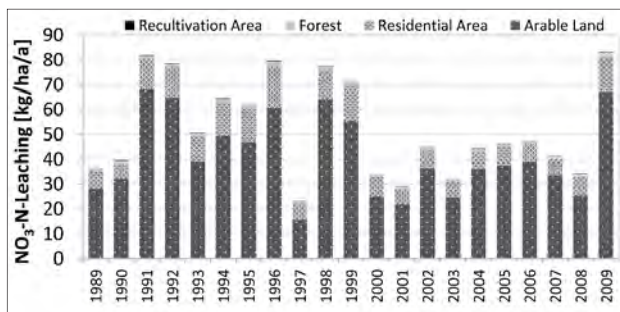


Abbildung 4: Jahressummen der simulierten Stickstoffauswaschung im Westlichen Leibnitzer Feld nach Landnutzung.

(Düngemenge laut Packungsbeschreibung verschiedener Anbieter)

- Variante 3: Annahme von höheren Düngemengen für Mais und Kürbis in Simulationsperiode 1 (1987-2002) dargestellt in *Tabelle 4*
- Variante 4: Annahme einer höheren atmosphärischen Deposition von 30 kg N/ha/a
- Variante 5: Annahme der Kombination aus Variante 2, 3 und 4

Erst die Kombination aus Variante 2, 3 und 4 nähert die simulierte Nitratkonzentration an das gemessene Niveau an. Während sich bei der Grundwasserneubildung zwischen den Varianten nichts Wesentliches ändert, bringt Variante 5 eine Erhöhung des Stickstoffaustrages von ungefähr 20 kg N/ha/a von landwirtschaftlichen Flächen und ca. 30 kg N/ha/a von Siedlungsflächen mit sich. Die durchschnittliche Stickstoffauswaschung über die Zeit in Variante 5 ist in *Abbildung 4* gezeigt. Die Auswirkung dieser Erhöhung auf die simulierte Nitratkonzentration ist in *Abbildung 5* dargestellt. Die räumliche Verteilung der Nitratkonzentration ist eine Momentangabe und bezieht sich auf den 1.6.2008, wo in den drei davorliegenden Monaten die Niederschlagsverteilung der mittleren langjährigen Niederschlagsverteilung stark ähnlich ist. Diese Grafik bringt auch den Einfluss der Grundwasserströmung auf die Nitratverteilung sehr gut zum Ausdruck (z.B. die Nitrat reduzierende Wirkung der Tillmischer Teiche und deren Auswirkung in Strömungsrichtung). Grundsätzlich kann gesagt werden, dass Variante 5 viel besser an die gemessenen Werte herankommt. Für die Zeitreihe (a) ändert sich jedoch nicht wesentlich viel. Dieser Standort weist trotz landwirtschaftlicher Nutzung und Düngererhöhung in Variante 5 generell eine eher niedrigere Nitratkonzentration auf, da das Grundwasser dort durch

infiltrierendes Murwasser verdünnt wird. Für Beobachtungspegel (b) der auf einem Ackerstandort steht und nicht von Oberflächengewässern beeinflusst wird, sind jedoch die Erhöhungen der Stickstoffinputs in den Boden sehr deutlich erkennbar und lässt die mittlere Nitratkonzentration dort um 15 mg/l steigen. Noch stärker ist der Anstieg in (c), wo sich die Düngeraufbringung in Siedlungsgebieten stark auswirkt und die Nitratkonzentrationen annähernd auf das gemessene Niveau angehoben werden.

Schlussfolgerungen

Die sequentielle Kopplung des ungesättigte Zone Modelles *SIMWASER/STOTRASIM* mit dem Grundwasserströmungs- und Stickstofftransportmodelles *FEFLOW* kann als geeignete Methode für die Modellierung des Westlichen Leibnitzer Feldes angesehen werden. Vor allem die Ergebnisse des gesättigten Wasserflusses belegen, dass Rückkopplungseffekte der gesättigten auf die ungesättigte Zone (z.B. kapillarer Aufstieg in die Wurzelzone) vernachlässigt werden können und daher ein sequentieller Ansatz ausreichend ist. Die stochastische Methode für den ungesättigten Wasser- und Stickstofffluss landwirtschaftlicher Flächen erlaubt es auch, die Methode relativ einfach auf andere Untersuchungsgebiete zu übertragen (sofern eine sequentielle Kopplung für dieses Gebiet zulässig ist).

Da Grundwasserneubildung und Stickstoffaustrag stark von der darüber liegenden Landnutzung abhängen, werden die unterschiedlichen Landnutzungen im Untersuchungsgebiet mit entsprechend unterschiedlichen Methoden modelliert. Daher kann die räumliche Verteilung von Wasser- und Stickstoffimport in der Simulation sehr detailliert berücksichtigt werden.

Obwohl die angebauten Kulturen mit Hilfe des stochastischen Ansatzes so gut wie möglich wiedergegeben werden, bleiben gewisse Unsicherheiten hinsichtlich der Bewirtschaftung bestehen. So sind z.B. die Zeitpunkte und Mengen der Düngegaben sowie Art und Tiefe der Bodenbearbeitung auf der regionalen Skala nicht bekannt, haben jedoch großen Einfluss auf die Stickstoffauswaschung. Des Weiteren ist auch der genaue Stickstoffeintrag aus der atmosphärischen Deposition nicht bekannt für das Untersuchungsgebiet. Es wird jedoch zukünftig Messungen geben, welche die atmosphärische Stickstoffdeposition für den Standort Wagna bestimmt. Außerdem wird man zukünftig versuchen, die Unsicherheiten der angenommenen Stickstoffinputs an der Erdoberfläche zu minimieren, um somit die Simulation der Nitratkonzentrationen im Grundwasser weiter zu verbessern. Unabhängig von diesen zukünftig geplanten Arbeiten kann jetzt jedoch schon gesagt werden, dass der Stickstoffinput an der Erdoberfläche eine wesentliche Einflussgröße der Nitratkonzentration im Sickerwasser ist und man daher eine Möglichkeit hat, durch Reduktion dieses Inputs bei Bedarf lenkend in die Verbesserung der Grundwasserqualität einzugreifen.

Danksagung

The work was carried out as part of the GENESIS project on groundwater systems (<http://www.thegenesisproject.eu>) financed by the European Commission 7FP contract 226536.

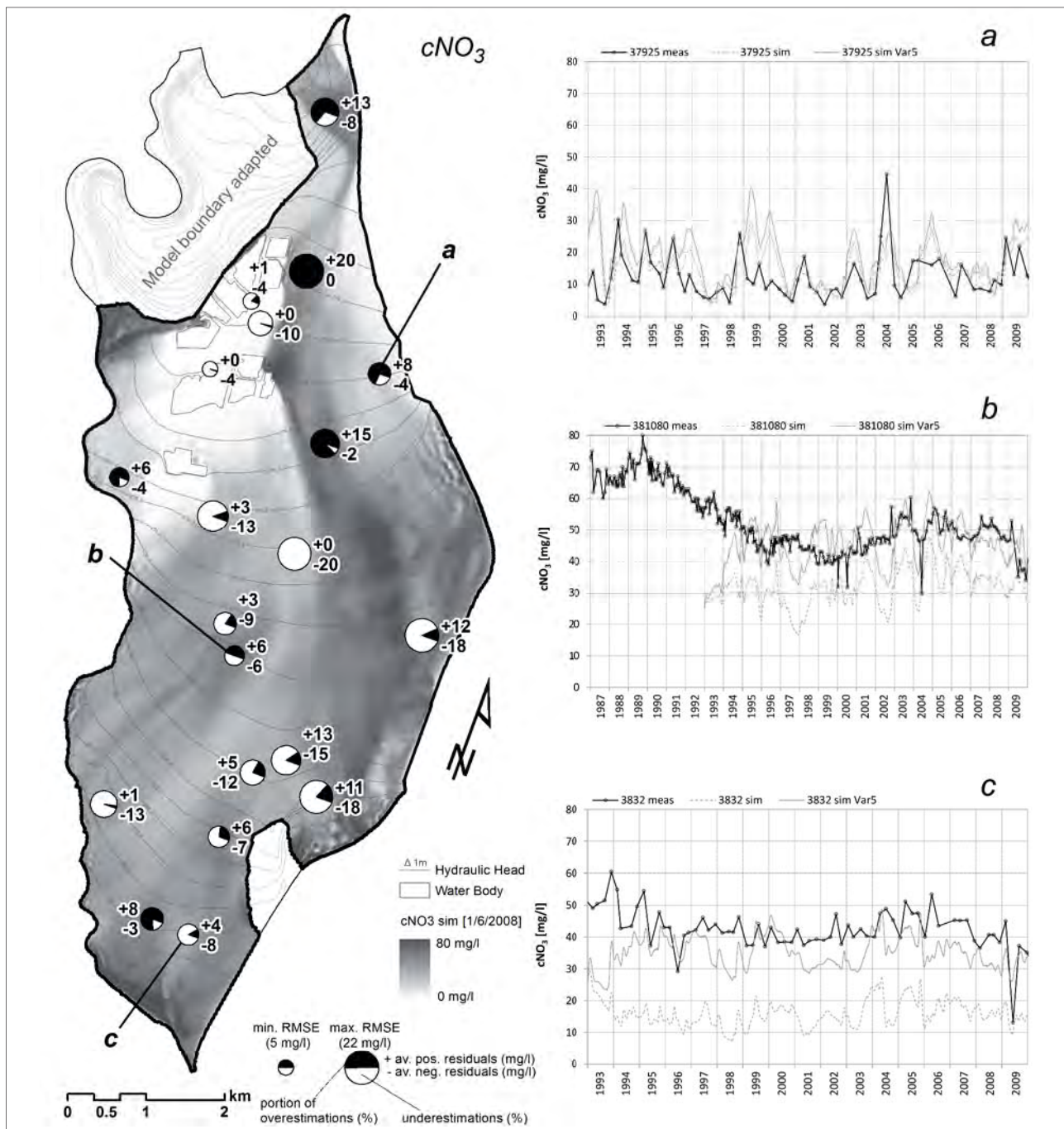


Abbildung 5: Root Mean Square Error (RMSE), durchschnittliche positive/negative Residuen und zeitlicher Anteil an Über- bzw. Unterschätzungen für die Nitratkonzentrationen (links) und Ganglinien der simulierten und gemessenen Nitratkonzentrationen für ausgewählte Beobachtungspegel (rechts).

Literatur

- ALVAREZ, M.P., M.M. TROVATTO, M.A. HERNÁNDEZ and N. GONZÁLEZ, 2012: Groundwater flow model, recharge estimation and sustainability in an arid region of Patagonia, Argentina. *Environ Earth Sci* (66)7:2097:2108. doi: 10.1007/s12665-011-1435-8.
- BMLF, 1974: Österreichische Bodenkartierung – Erläuterungen zur Bodenkarte 1:25.000 (Kartierungsbereich Leibnitz, Steiermark). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Vienna, Austria.
- BMLF, 2008: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über das Aktionsprogramm

- 2008 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, CELEX Nr. 391L0676, Vienna, Austria.
- DIERSCH, H.J.G., 2009: FEFLOW Reference Manual, DHI-WASY GmbH, Berlin.
- FANK J., 1999: Die Bedeutung der ungesättigten Zone für Grundwasserneubildung und Nitratbefruchtung des Grundwassers in quartären Lockersediment-Aquiferen am Beispiel des Leibnitzer Feldes (Steiermark, Österreich). *Beiträge zur Hydrogeologie* 49/50:101-388, Graz, Austria.

- FANK, J., G. ROCK, P. PARTL, T. WEISSE, M. FIGL, M. LUGER, K. PALL, U. SCHEFFL, W. SIEGL und J. WANZENBÖCK, 2003: Erfassung des gegenwärtigen Zustandes und Prognose zukünftiger Entwicklungen der Baggerseen im Westlichen Leibnitzer Feld aus hydrologischer, limnologischer und fischereibiologischer Sicht unter Berücksichtigung möglicher nachhaltiger aber auch ökonomischer Nachnutzungsformen. Unveröffentlichter Bericht. Institut für WasserressourcenManagement – Hydrologie und Geophysik, Joanneum Research Graz, Austria.
- FEICHTINGER, F., 1998: STOTRASIM – Ein Modell zur Simulation der Stickstoffdynamik in der ungesättigten Zone eines Ackerstandortes. In: Modelle für die gesättigte und ungesättigte Bodenzone. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft 7:14-41, Vienna, Austria.
- KLAMMLER, G., G. ROCK, J. FANK and H. KUPFERSBERGER, 2012a: Generating land use information to derive diffuse water and nitrate transfer as input for groundwater modelling at the aquifer scale. – Models – Repositories of Knowledge, Proceedings ModelCARE2011 held at Leipzig, Germany, in September 2011, IAHS Publ. 355, 237-242.
- KLAMMLER, G., H. KUPFERSBERGER, G. ROCK and J. FANK, 2012b: Modeling coupled unsaturated and saturated nitrate distribution of the aquifer Westliches Leibnitzer Feld, Austria. – Environ. Earth Sci. (accepted).
- KOLLET, S.J. and R.M. MAXWELL, 2006: Integrated surface-groundwater flow modeling: A free-surface overland flow boundary condition in a parallel groundwater flow model. *Adv Water Resour* (29)7:945-958.
- SCHNEIDER, J., 1998: Kartierung der nassen Deposition in Österreich. Bericht des Umweltbundesamts BE-104. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Vienna, Austria.
- SGV, 2005: Verordnung des Landeshauptmannes von Steiermark vom 21. November 1990, mit der ein Grundwasserschongebiet zum Schutz der Wasserversorgungsanlagen der Leibnitzerfeld Wasserversorgung GmbH., der Marktgemeinde Lebring St. Margarethen und der Gemeinde Retznei bestimmt wird. Stammfassung: LGBl. Nr. 86/1990, Novelle: LGBl. Nr. 48/2006, Graz, Austria.
- STENITZER, E., 1988: SIMWASER – Ein numerisches Modell zur Simulation des Bodenwasserhaushaltes und des Pflanzenertrages eines Standortes. Mitteilungen der Bundesanstalt für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt 31:1-118, Petzenkirchen, Austria.
- THERRIEN, R., R.G. MCLAREN, E.A. SUDICKY and S.M. PANDAY, 2012: HydroGeoSphere. A threedimensional numerical model describing fully-integrated subsurface and surface flow and solute transport. User's Guide, Waterloo.

Inverse Modellierung des Wassertransports in Großlysimetern der Forschungsstation Zürich-Reckenholz

Katharina H.E. Meurer¹, Volker Prasuhn², Sascha C. Iden³ und Wolfgang Durner^{3*}

Zusammenfassung

In dieser Studie verwenden wir Daten aus bewachsenen, wägbaren Großlysimetern der Forschungsstation Zürich-Reckenholz, um die Möglichkeit einer Abschätzung bodenhydraulischer Parameter durch inverse Modellierung mit der Richardsgleichung zu untersuchen. Die Lysimeter sind mit Sensoren zur Messung der Bodenfeuchte und des Matrixpotentials in vier Tiefen, sowie mit einer Sickerwassererfassung ausgestattet. Die Berechnung der Flüsse über den oberen Rand (Niederschlag und reale Evapotranspiration) aus der Wasserbilanz des Lysimeters führte zu einer deutlichen Abhängigkeit der ermittelten Flüsse von der zeitlichen Auflösung der Daten. Für die inverse Simulation wurden die Flüsse, die auf einer sechs-stündigen Auflösung basierten, als optimal identifiziert. Die inverse Modellierung lieferte insgesamt eine hervorragende Übereinstimmung mit den Daten der kumulativen Sickerwassermenge und des profilgemittelten Wassergehalts im Lysimeter. Eine Simulation des Wasserflusses und der Wurzelwasseraufnahme im Lysimeter unter Verwendung bodenhydraulischer Funktionen, die aus Texturdaten mit der Pedotransferfunktion Rosetta ermittelt wurden, zeigte eine deutlich verringerte Übereinstimmung zwischen Modell und Messung.

Schlagwörter: Lysimeter, Inverse Simulation, Hydraulische Eigenschaften, Bodenwasserbilanz

Summary

In this study we use data from cultivated weighable lysimeters of the research station Zürich-Reckenholz to examine the possibility of estimating soil hydraulic parameters by inverse modeling. The weighing lysimeters are equipped with sensors for recording soil moisture and matric potential in four depths. At the lower boundary there is a tipping bucket to collect the seepage water. The upper boundary is calculated from the water balance of the lysimeter in a temporal resolution of six hours. Shorter or longer intervals lead, respectively, to over- or underestimation of calculated precipitation or evapotranspiration. Inverse modeling lead to a better agreement with measured cumulative drainage water and profile averaged water content compared to forward simulations using pedotransfer functions.

Keywords: lysimeter, inverse simulation, hydraulic properties, soil water balance

Einleitung

Die Verwendung geeigneter bodenhydraulischer Eigenschaften ist eine Grundvoraussetzung für die Modellierung des Wasserflusses in Böden. Auf der Skala von Großlysimetern kann eine Bestimmung bodenhydraulischer Funktionen nur durch inverse Simulation des Bodenwasserflusses erfolgen. Während die inverse Simulation transienter Wasserflusseexperimente im Labor und unter kontrollierten Randbedingungen inzwischen gut etabliert ist (IDEN et al. 2011), wird die Anwendung der Methodik auf der Plot- und Feldskala durch i) die räumliche Heterogenität der Bodeneigenschaften, ii) die Komplexität der Parametrisierung der Wurzelwasseraufnahme und iii) die fehlerhafte Bestimmung atmosphärischer Randbedingungen, sowie iv) die Unkenntnis der Flüsse aus der durchwurzelten Zone in tiefere Bodenschichten erschwert.

Für die Erfassung des Wasser- und Stofftransports im Boden unter Freilandbedingungen sind Lysimeter weit verbreitet. Wägbare Lysimeter ermöglichen es, Wassergehaltsänderungen innerhalb des betrachteten Systems sowie Flüsse über die Systemgrenzen sehr genau zu bestimmen (MEISSNER et al. 2000, MEISSNER et al. 2007). Für die Bestimmung der tatsächlichen Evapotranspiration haben sich Lysimeter inzwischen zu einem Standardwerkzeug entwickelt (HOWELL et al. 1995, YANG et al. 2000). LOOS et al. (2006) identifizieren die tatsächliche Evapotranspiration als entscheidende Bilanzkomponente der Wasserbilanz des Bodens. Weitere Anwendungsfelder für Großlysimeter sind die Erfassung des Sickerwassers und seiner Zusammensetzung im Hinblick auf Stoffflüsse in Agrarökosystemen. Im Hinblick auf die inverse Simulation des Bodenwasserflusses und der Identifikation bodenhydraulischer Eigenschaften bieten wägbare Lysimeter gegenüber anderen im Feld durch-

¹ Department Bodenphysik, Helmholtz Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, D-06120 HALLE/SAALE

² Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART, Reckenholzstr. 191, CH-8046 ZÜRICH

³ Institut für Geoökologie, Technische Universität Braunschweig, Langer Kamp 19c, D-38106 BRAUNSCHWEIG

* Ansprechpartner: Prof. Dr. Wolfgang Durner, w.durner@tu-bs.de

geführten Messkampagnen den herausragenden Vorteil, dass die Wasserbilanz und die Flüsse über Systemgrenzen genau bestimmt werden können. Werden Lysimeter zusätzlich mit Messsensoren zur Erfassung des Bodenwassergehalts und des Wasserpotenzials ausgestattet, ist eine Bestimmung bodenhydraulischer Eigenschaften durch inverse Simulation grundsätzlich möglich (DURNER et al. 2008, SCHELLE et al. 2012). Ziel dieser Untersuchung war die inverse Simulation von Großlysimetern der Forschungsstation Zürich-Reckenholz und der Vergleich der ermittelten bodenhydraulischen Funktionen mit denjenigen, welche sich aus der Anwendung einer Pedotransferfunktion ergeben.

Material und Methoden

Die Lysimeteranlage Zürich-Reckenholz

Seit dem erfolgreichen Anlaufen der Lysimeteranlage der Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon im Jahr 2009 liegt das Hauptziel der Anlage in der Erfassung des Sickerwassers sowie der Untersuchung der Nitratauswaschung. Untersucht werden verschiedene Anbausysteme, Bodenbearbeitungsverfahren, Düngevarianten und Bodentypen (PRASUHN et al. 2009). Die 72 wägbaren Großlysimeter besitzen eine Oberfläche von je 1 m² und eine Tiefe von 1,50 m. Die enthaltenen Böden stammen von drei verschiedenen Ackerstandorten in der Schweiz. Die Lysimeter sind mit Messsensoren für Bodenfeuchte und Matrixpotential in vier Tiefen (10, 30, 60 und 90 cm) sowie einer zeitlich hochaufgelösten Sickerwassererfassung ausgestattet.

Das in dieser Studie untersuchte Lysimeter 1 enthielt einen sandigen Lehm vom Standort Grafenried (57% Sand, 25% Schluff, 18% Ton, Lagerungsdichte 1,53 g cm⁻³), der in dem betrachteten Zeitfenster (17 Monate) zunächst mit Körnermais (*Zea mays*, Mai - Oktober 2009) und anschließend mit Winterweizen (*Triticum L.*, Oktober 2009 - Juli 2010) bestellt wurde. Am unteren Rand des Lysimeters befindet sich eine 15 cm mächtige Sand-Kies-Packung, das Lysimeter ist frei drainend.

Bestimmung von Niederschlag und realer ET

Niederschlag P [mm] und reale Evapotranspiration ET_a [mm] wurden aus den Lysimeterdaten durch Anwendung der Wasserhaushaltsgleichung

$$ET_a = P + I - Q - \Delta S$$

ermittelt. Hierin bezeichnen I [mm] die Bewässerung, Q [mm] den Sickerwasserabfluss und ΔS [mm] die Änderung der gespeicherten Wassermenge. Je nach Vorzeichen der Summe $\Delta S + Q$ ergibt sich für jeden ausreichend kurzen Bilanzzeitraum entweder ein Niederschlag oder eine reale Verdunstung, die als Randbedingung in der numerischen Simulation verwendet werden können. Laut FANK (2008) und MEISSNER et al. (2007) ist die hohe Genauigkeit der Lysimeterwägung von großer Bedeutung, da so der Einfluss von Tau-, Nebel- und Reifniederschlag erfasst werden kann. Die Berechnung von P und ET aus der Wasserbilanz wurde in unterschiedlichen zeitlichen Auflösungen durchgeführt

und mit den Daten einer nah gelegenen Wetterstation verglichen.

Numerische Simulation des Bodenwasserflusses und der Wurzelwasseraufnahme

Die Wasserdynamik im System Boden-Pflanze-Atmosphäre wird mit der eindimensionalen Richardsgleichung simuliert. Die Wurzelwasseraufnahme wird hierbei über einen tiefen- und potenzialabhängigen Senkenterm realisiert, der über den Feddes-Ansatz (FEDDES et al. 1978) parametrisiert wird. Die Lösung der Richards-Gleichung erfordert zusätzlich eine mathematische Formulierung der Retentionsfunktion $\theta(h)$ [-] sowie der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeitsfunktion $K(h)$ [cm d⁻¹].

Die am häufigsten verwendete Parametrisierung dieser bodenhydraulischen Eigenschaften ist die nach VAN GENUCHTEN (1980):

$$S_e = \frac{(\theta - \theta_r)}{(\theta_s - \theta_r)} = \frac{1}{[1 + (\alpha h)^n]^{(1 - \frac{1}{n})}}$$

und

$$K(S_e) = K_s S_e^{\tau} \left[1 - \left(1 - S_e^{\frac{n}{n-1}} \right)^2 \right]$$

mit dem Restwassergehalt θ_r [-], dem Sättigungswassergehalt θ_s [-], den Formparametern α [cm⁻¹], n [-] und τ [-] und der hydraulischen Leitfähigkeit des Bodens bei vollständiger Wassersättigung K_s .

Für die Simulation der Wurzelwasseraufnahme durch den Feddes-Ansatz wurde ein zeitlich konstantes Verhältnis von Wurzeln zum oberirdischen Trieb der Pflanze von 1:1 angenommen. Der zeitliche Verlauf der Wurzeltiefe wurde aus den zeitlichen Verläufen des Blattflächenindex (LAI) abgeleitet. Hierbei wurde eine maximale Wurzellänge von 50 cm für Mais und 70 cm für Weizen angenommen. Bei Erreichen des Maximalwerts der Wurzellänge wurde dieser auch bei abnehmendem LAI bis zum Erntezeitpunkt als konstant angenommen.

Zur numerischen Lösung der Richards-Gleichung wurde das Softwarepaket HYDRUS-1D (SIMUNEK et al. 1998) verwendet.

Anfangs- und Randbedingungen

Um zu einer repräsentativen Anfangsbedingung in Form einer Tiefenverteilung der Matrixpotentiale im Bodenkörper zu kommen, wurde den numerischen Simulationen eine Vorsimulation im Umfang von 6 Monaten vorgeschaltet. Das bis dahin verzeichnete Sickerwasser wurde am Ende der Vorlaufperiode auf null gesetzt.

Am oberen Rand des Lysimeters wurde eine atmosphärische Randbedingung angelegt, welche in HYDRUS-1D als Neumann- oder Flussrandbedingung (NEUMANN et al. 1974) definiert ist. Die Aufteilung der Evapotranspiration in Evaporation und Transpiration erfolgte über den Blattflächenindex LAI (RITCHIE 1972):

$$E_p = ET_p e^{-k LAI}$$

$$T_p = ET_p (1 - e^{-k LAI})$$

unter Berücksichtigung des bestandsspezifischen dimensionslosen Extinktionskoeffizienten k , für den Werte von 0,46 für Mais und 0,78 für Weizen verwendet wurden.

Der Wasserfluss über den unteren Rand des Lysimeters wurde mit einer Seepage Face-Randbedingung simuliert. Die Flussdichte q [cm d^{-1}] über den unteren Rand ist hierbei null, solange das Matrixpotential negativ ist. Sonst wird am unteren Rand ein Matrixpotential von Null entsprechend einem atmosphärischen Druck festgelegt.

Vorwärtssimulationen

Für die Bestimmung bodenhydraulischer Kennwerte bei Kenntnis der Bodentextur ist die Verwendung von Pedotransferfunktionen weit verbreitet. Das in HYDRUS-1D implementierte Programm Rosetta Lite (SCHAAP et al. 2001) wurde benutzt, um Parameter der Retentionsfunktion zu schätzen. Als Eingabeparameter dienten die o.a. Texturinformationen.

Als zweiter Ansatz wurden die im Lysimeter gemessenen Wassergehalte und Matrixpotentiale direkt gegenübergestellt. An die um Ausreißer bereinigten Retentionsdaten in den Tiefen 30, 60 und 90 cm wurde mit Hilfe des Programms HYPROP (UMS 2011) das Retentionsmodell nach van Genuchten durch nichtlineare Regression angepasst (PETERS und DURNER 2008). Aus der auf diese Weise bestimmten Retentionskurve wurde anschließend eine Leitfähigkeitsfunktion nach Mualem vorhergesagt. Hierbei wurde die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit aus Rosetta Lite für die Parametrisierung verwendet.

Bestimmung effektiver hydraulischer Eigenschaften durch inverse Simulation

Die Bestimmung effektiver hydraulischer Funktionen des Großlysimeters erfolgte durch inverse Simulation der ermittelten Lysimeterdaten. In der inversen Simulation werden Modellvorhersagen und experimentell ermittelte

Lysimeterdaten durch numerische Minimierung einer Zielfunktion zu einer optimalen Übereinstimmung gebracht. Als Resultat erhält man optimale, für das untersuchte System repräsentative Parameter sowie Information darüber, inwieweit eine Beschreibung der Messdaten durch ein Prozessmodell möglich ist. Die in der Zielfunktion verwendeten Daten waren der lysimeter-gemittelte Wassergehalt, der kumulierte Sickerwasserfluss und die Matrixpotentiale in den Tiefen 10, 30, 60 und 90 cm. Die Daten wurden geeignet gewichtet, um eine Über- oder Unterrepräsentation in der Zielfunktion zu verhindern. Die Bewertung der Güte der erzielten Anpassungen erfolgte mit der Quadratwurzel des mittleren quadratischen Fehlers (Root Mean Square Errors, RMSE) für jeden Datentyp. Die Unsicherheiten der geschätzten Parameter und der bodenhydraulischen Funktionen wurden mit der *First Order Second Moment Methode (FOSM)* quantifiziert (DURNER et al. 2008, IDEN 2008).

Ergebnisse und Diskussion

Obere Randbedingung

Die aus der Wasserbilanz ermittelten Wasserflüsse über den oberen Rand (P und ET) sind in *Abbildung 1* dargestellt. Die kumulativen Werte, berechnet für einen Zeitraum von 6 Monaten, zeigen eine deutliche Abhängigkeit von der zeitlichen Auflösung der in der Bilanzierung verwendeten Gewichtsdaten der Lysimeter. Hierbei weicht der stündlich berechnete kumulative Niederschlag nur wenig von dem an der Wetterstation in 10-minütlicher Auflösung gemessenen Niederschlag ab. Verglichen damit führt die Verwendung der 5-Minuten-Auflösung zu einer Differenz von 310 mm zum stündlich berechneten und 352 mm zum gemessenen Niederschlag der Wetterstation. Diese Beobachtung verdeutlicht, dass die Gewichtsmessung der Lysimeter Zufallsschwankungen unterworfen ist, die fälschlicherweise als Niederschlag bzw. Verdunstung bilanziert werden. HOWELL et al. (1995) nennen Wind, der auf die Lysimeteroberfläche drückt, als die größte Ursache für Wiegefehler bei Lysimetern.

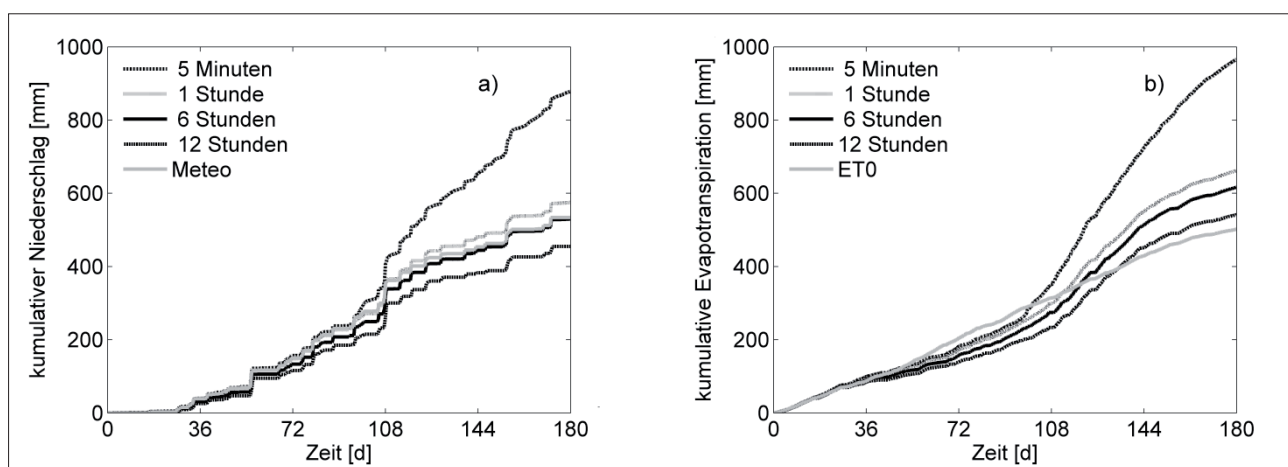


Abbildung 1: Aus Lysimeterdaten ermittelter Niederschlag (a) und Evapotranspiration (b) (jeweils kumuliert) für unterschiedliche zeitliche Auflösung der berechneten Wasserbilanz.

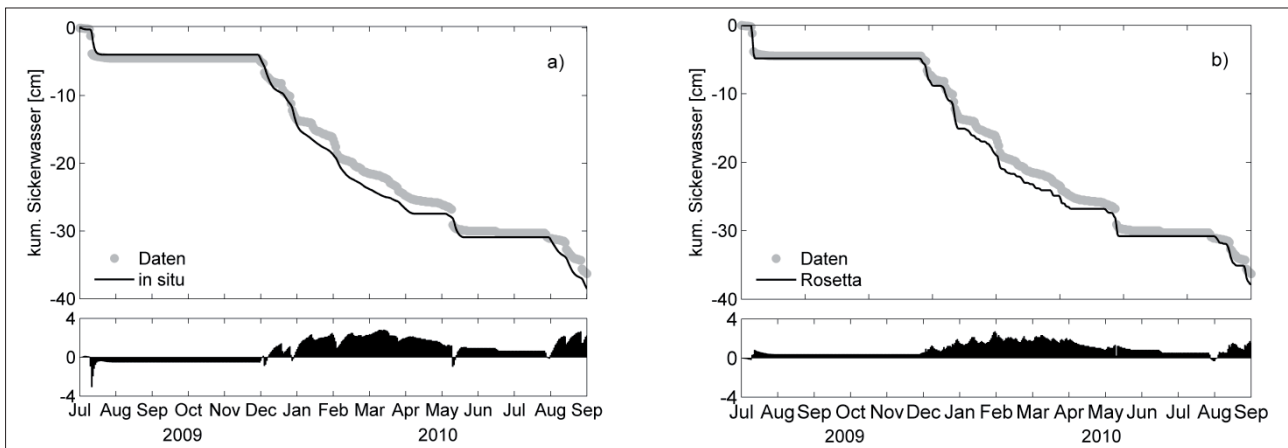


Abbildung 2: Vorhersagen der Sickerwassermenge über die Vorwärtssimulationen anhand der *in situ*-Daten (a) und der Pedotransferfunktion Rosetta Lite (b).

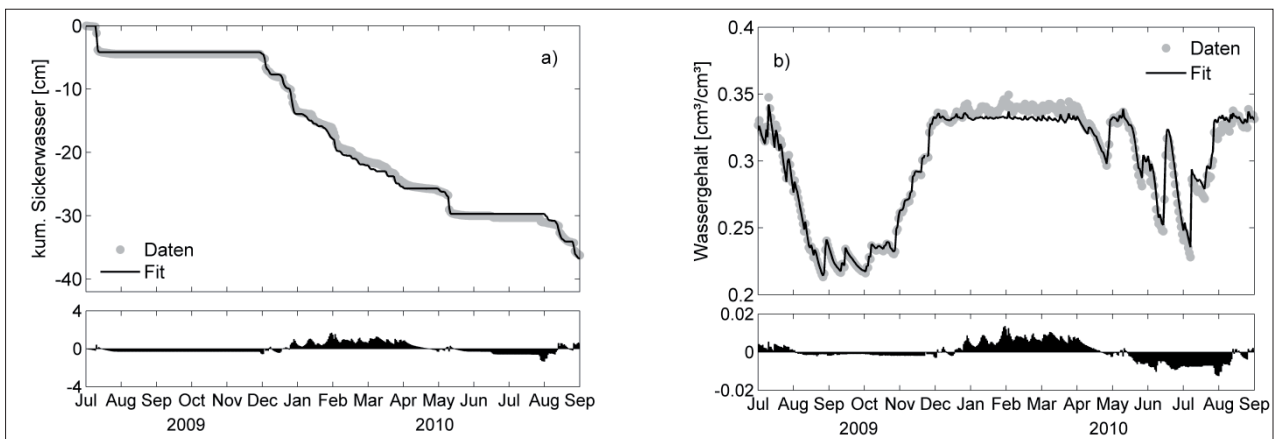


Abbildung 3: Ergebnisse der inversen Simulation: kumulativer Sickerwasserfluss (a) und profilgemittelter Wassergehalt (b).

Die individuelle Bewirtschaftung der Lysimeter in Reckenholz mit Mais und Weizen bietet aufgrund der Inseleffekte eine deutliche Angriffsfläche für Wind. Die Höhe der Kulturpflanzen machen die Großlysimeter anfälliger als beispielsweise Gras-Referenzlysimeter (VAUGHAN und AYARS 2009). Nach NOLZ et al. (2008) sind Wiegefehler durch Windeinfluss für tägliche Daten zu vernachlässigen, nicht jedoch für kürzere Zeitintervalle. Deutliche Unterschiede im Gesamtverlauf zeigen sich auch bei der kumulativen Evapotranspiration: die ET_0 für eine Grasreferenzfläche, berechnet nach ALLEN et al. (1998), unterschätzt die reale Verdunstung, wie sie aus den Lysimeterdaten bestimmt wird (Abbildung 1b, ET_0). Dies wird insbesondere zwischen Tag 100 und 150 deutlich und ist damit zu erklären, dass die Gras-Referenzverdunstung ET_0 geringer ist als die Verdunstung für einen Mais- bzw. Weizenbestand. Für die inverse Simulation wurden die Niederschlags- und Verdunstungsdaten verwendet, die einer Auflösung von 6 Stunden entstammen. In diesem Zeitintervall werden Störungen nicht weiter erfasst, Dynamiken jedoch durchaus abgebildet.

Vorwärtssimulationen

Die Vorwärtssimulationen mit den bodenhydraulischen Eigenschaften aus *in situ*-Daten sowie der Pedotransfer-

funktion sind in Abbildung 2 dargestellt. Die Dynamik wird in beiden korrekt dargestellt, allerdings kommt es zu deutlichen Über- und Unterschätzungen. Die Bodenwasserdynamik kann durch das Modell nur bedingt korrekt wiedergegeben werden.

Inverse Modellierung

Die Modellanpassung an die kumulative Sickerwassermenge Q und den profilgemittelten Wassergehalt θ zeigt Abbildung 3. Der RMSE für den Wassergehalt liegt mit $0,005 \text{ cm}^3\text{cm}^{-3}$ unterhalb der Genauigkeit der Lysimeterwaage. Der RMSE des kumulierten Sickerwasserflusses ist mit $0,52 \text{ cm}$ relativ hoch, was angesichts der Verwendung realer Messdaten allerdings akzeptabel ist. Die Simulation trifft das anfangs auslaufende Sickerwasser gut, ebenso wie den darauf folgenden Zeitraum ohne Ausfluss. Die Residuen zeigen, dass der kumulative Ausfluss bis zu diesem Bereich leicht unterschätzt wurde, was ebenfalls in der Anpassung an den Wassergehalt zu erkennen ist. Im Winter ist der Boden sehr feucht, wodurch ein intensiver Fluss über den unteren Rand stattfindet. Diese Dynamik kann durch das Modell in groben Zügen abgebildet werden, jedoch kommt es insgesamt zu einer Überschätzung des Sickerwasserflusses. Damit einher geht eine Unterschätzung des mittleren

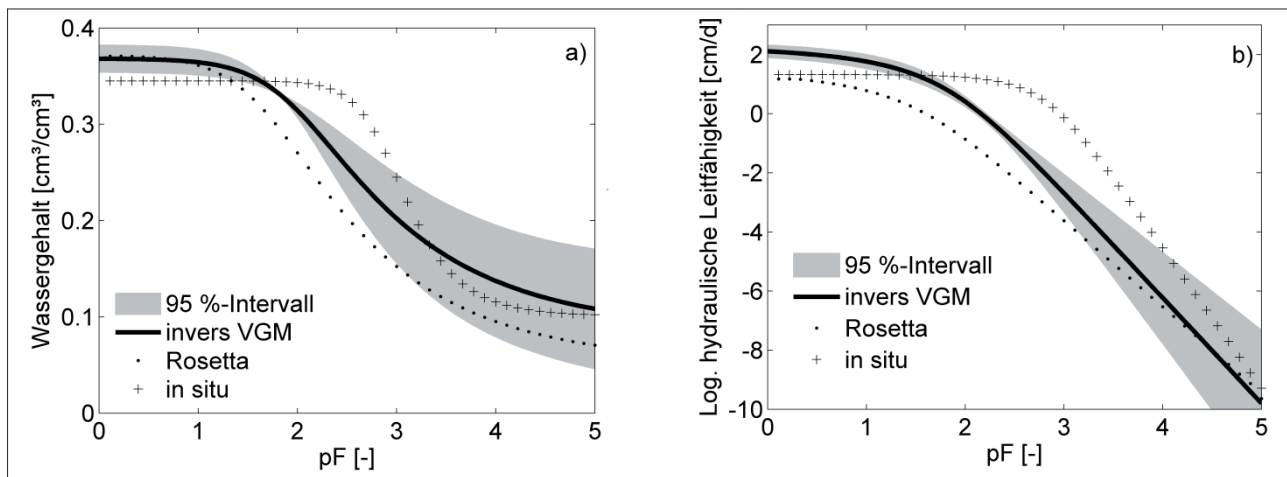


Abbildung 4: Geschätzte Retentions- (a) und Leitfähigkeitsfunktionen (b) für die Vorwärtssimulationen (*in situ* und Rosetta) und die inverse Modellierung mit dem Van Genuchten-Mualem-Modell (VGM). Die grauen Bereiche repräsentieren die 95 %-Konfidenzintervalle.

Wassergehalts. Im Frühjahr zeigen die Daten eine trockenere Phase mit nur teilweisem Austreten von Sickerwasser. Dieser Ausfluss kann durch das Modell nicht wiedergegeben werden. Wir vermuten präferenziellen Fluss als Ursache, der in einer Modellierung mit der Richards-Gleichung nicht wiedergegeben werden kann. Der Verlauf der Residuen zeigt für Q und θ eine gute Übereinstimmung auf, was bedeutet, dass Über- und Unterschätzungen für beide Anpassungen in ähnlicher Größenordnung aufgetreten sind. Laut SCHELLE et al. (2012) stellen starke Über- oder Unterschätzungen ein Problem bezüglich der Reproduzierbarkeit der Wasserbilanz dar; die gemessene aktuelle Evapotranspiration wird in solchen Fällen von der Simulation nicht nachgebildet. Diese Effekte werden subskaligen Prozessen innerhalb des Bodens zugeschrieben, die im Modell nicht berücksichtigt werden.

Die gute Übereinstimmung zwischen Modell und Daten sowie die Übereinstimmung der Vorzeichen der Residuen von Q und θ verdeutlichen die Korrektheit der oberen Randbedingung. Besonders wichtig ist die exakte Angabe der Evapotranspiration als treibende Kraft der Wasserbilanz, des Sickerwasserflusses und der Wassergehaltsänderungen. Der Wasserfluss innerhalb des Lysimeters ist vor allem durch den Fluss über den oberen Rand gesteuert (ZURMÜHL 1998).

Retentions- und Leitfähigkeitskurven

Der Vergleich der mit den drei Methoden (aus *in situ*-Daten geschätzt, mittels Pedotransferfunktion geschätzt, durch inverse Modellierung identifiziert) zeigt deutliche Unterschiede hinsichtlich der Retentions- und Leitfähigkeitsfunktion. Wie in *Abbildung 4*, ersichtlich liefern die inverse Modellierung und die Pedotransferfunktion nahezu denselben Sättigungswassergehalt. Bei höheren pF-Werten weichen die Kurven zunehmend voneinander ab. Die aus der Anpassung an *in situ* gemessene Bodenfeuchtedaten ermittelten Retentionskurven zeigen dagegen einen deutlich anderen Verlauf. Wir erklären dies mit einem mangelnden Informationsgehalt der *in situ* Daten, da bei pF-Werten größer 2,7 keine Messungen vorliegen. Die im Lysimeter gemessenen Daten zeigen einen nahezu unveränderten Wassergehalt

Tabelle 1: Durch inverse Modellierung ermittelte van Genuchten-Mualem-Parameter (VGM) bei Einbeziehung von kumulativem Sickerwasser und profilgemitteltem Wassergehalt.

Θ_r [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	Θ_s [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	α [cm^{-1}]	n [-]	K_s [cm d^{-1}]	τ [-]
0,09	0,37	0,01	1,36	206	2,41

von der vollständigen Sättigung bis etwa pF 2, was eine Folge der hohen Gehalte an Schluff und Ton im Boden ist. Das weite Konfidenzintervall der inversen Modellierung bei höheren pF-Werten spricht für eine erhebliche Unsicherheit, insbesondere im trockenen Bereich. Die Ursache hierfür ist die Tatsache, dass das Lysimeter unter den gegebenen klimatischen Bedingungen die entsprechenden Feuchtezustände nur äußerst selten bis gar nicht erfährt und die Tensiometer aufgrund des Überschreitens ihrer Messgrenze keine validen Messdaten mehr liefern. Die ermittelten van Genuchten-Mualem-Parameter sind in *Tabelle 1* aufgelistet.

Fazit

Es zeigt sich, dass im Vergleich zu Studien, in denen unbewachsene Lysimeter (z.B. DURNER et al. 2008) oder Lysimeter mit Grasvegetation (SCHELLE 2012) betrachtet wurden, auch bei Einbeziehung schnell aufwachsender Kulturpflanzen eine Nachbildung des kumulativen Sickerwassers und des profilgemittelten Wassergehalts möglich ist. Trotz Vorherrschen eines geschichteten Profils konnten effektive bodenhydraulische Eigenschaften über inverse Modellierung unter Verwendung des van Genuchten-Mualem-Modells ermittelt werden. Eine Grundvoraussetzung dafür ist die Bestimmung der korrekten oberen Randbedingung. Dies wurde durch die wägbaren Lysimeter der Forschungsstation Zürich-Reckenholz realisiert. Wie die Ergebnisse zeigen, ist die Gesamtmenge des Niederschlags und der Evapotranspiration stark von der Wahl des Messintervalls abhängig: Ein kurzes Messintervall führt unweigerlich zu einer Überschätzung, weite Messabschnitte zu Unterschätzungen, die hinsichtlich des Niederschlags sogar unter dem

von der Wetterstation gemessenen Niederschlag liegen. Die von FANK (2008) vorgeschlagene hohe Auflösung (1 Minute) muss also unbedingt mit der Einführung eines Schwellenwertes für signifikante Gewichtsveränderungen des Lysimeters gekoppelt werden (auf die in dieser Arbeit verzichtet wurde). CEPUDER (2002) weist ebenfalls auf die Sinnhaftigkeit einer hohen Auflösung hin, jedoch unter Berücksichtigung der jeweiligen atmosphärischen Bedingungen. Der Einfluss von Wind und Tau, den HOWELL et al. (1995) bzw. MEISSNER et al. (2007) bezüglich wägbarer Lysimeter ansprechen, konnte auch für die Daten aus Zürich-Reckenholz festgestellt werden.

Die Betrachtung des Profils als homogene Bodensäule ist eine Vereinfachung, die im Rahmen dieser Arbeit gute Ergebnisse lieferte. Für genauere Kenntnis über die Variabilität der bodenhydraulischen Eigenschaften innerhalb des Lysimeters sollten die klassifizierten Horizonte einzeln behandelt werden.

Literatur

- ALLEN, R.G., L.S. PEREIRA, D. RAES and M. SMITH, 1998: Crop evapotranspiration (guidelines for computing crop water requirements). Irrigation and Drainage Paper 56, FAO, Rome.
- CEPUDER, P., 2002: Erfassung der Wasserbilanzgrößen mittels Lysimeter. In: Lysimeter – Anforderungen, Erfahrungen, technische Konzepte. Beiträge zur Hydrogeologie, 53: 115-232, Graz.
- DURNER, W., U. JANSEN and S.C. IDEN, 2008: Effective hydraulic properties of layered soils at the lysimeter scale determined by inverse modelling. *European Journal of Soil Science*, 59: 114-124.
- FEDDES, R.A., P.J. KOWALIK and H. ZARANDNY, 1978: Simulation of field water use and crop yield. John Wiley & Sons, New York, NY.
- FANK, J., 2008: Parameter des Wasserkreislaufs an der Forschungsstation Wagna (Auswertung und Ergebnisse).
- HOWELL, T.A., A.D. SCHNEIDER, D.A. DUSEK, T.H. MAREK and J.L. STEINER, 1995: Calibration and scale performance of bushland weighing lysimeters. *American Society of Agricultural Engineers* 38(4): 1019-1024.
- IDEN, S.C., 2008: Inverse Identification of Unsaturated Zone Water Flow and Solute Transport Parameters. Dissertation. Fakultät für Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften. Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig.
- IDEN, S.C., H. SCHELLE, J. FANK and W. DURNER, 2011: Inverse Modellierung des Wasserflusses mit Wurzelwasseraufnahme in Großlysimetern. Jahrestagung der DBG – Kom I. Böden verstehen, Böden nutzen, Böden fit machen. <http://www.dbges.de>.
- LOOS, C., S. GAYLER and E. Priesack, 2006: Assessment of water balance simulations for large scale weighing lysimeters. *Journal of Hydrology*, 335: 259-270.
- MEISSNER, R., H. RUPP and M. SCHUBERT, 2000: Novel lysimeter techniques – A basis for improved investigation of water, gas and solute transport in soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Sciences* 163: 603-607.
- MEISSNER, R., J. SEEGER, H. RUPP, M. SEYFAHRT and H. BORG, 2007: Measurement of dew, fog and rime with a high-precision gravitation lysimeter. *Journal of Plant Nutrition and Soil Sciences* 170: 335-344.
- NEUMANN, S.P., R.A. FEDDES and E. BRESLER, 1974: Finite element simulation of flow in saturated-unsaturated soils considering water uptake by plants. Third Annual Report, Project No A10-SWC-77, Hydraulic Engineering Lab., Technion, Haifa, Israel.
- NOLZ, R., G. KOVACS, J. ZSEMBELI and P. CEPUDER, 2008: Water balance of two lysimeter sites: Karcag vs. Groß-Enzersdorf. In: 13. Gumpensteiner Lysimetertagung. Lysimeter – Perspektiven in Forschung und Anwendung, 155-158.
- PETERS, A. and W. DURNER, 2008: Simplified evaporation method for determining soil hydraulic properties. *Journal of Hydrology*, 356: 147-162.
- PRASUHN, V., E. SPIESS and M. SEYFARTH, 2009. Die neue Lysimeteranlage Zürich-Reckenholz. In: 13. Gumpensteiner Lysimetertagung. Hrsg. Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, 11-16.
- RITCHIE, J.T., 1972: Model for predicting evaporation from a row with incomplete cover. *Water Resource Research* 8(5): 1204-1213.
- SCHAAP, M.G., F.J. LEIJ and M.Th. van GENUCHTEN, 2001: ROSETTA: A computer-program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. *Journal of Hydrology* 251: 163-176.
- SCHELLE, H., 2012: Identification of soil hydraulic properties on different scales using inverse modeling. Dissertation. Fakultät für Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften. Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig.
- SCHELLE, H., S.C. IDEN, J. FANK and W. DURNER, 2012: Inverse modeling of water flow and root water uptake in lysimeters. *Vadose Zone Journal* 11(3), doi:10.2136/vzj2011.0169.
- ŠIMŮNEK, J., M. ŠEJNA, H. SAITO, M. SAKAI and M.Th. van GENUCHTEN, 2008: The Hydrus-1D Software Package for Simulating the Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably Saturated Media, Version 4.0, HYDRUS Software Series 3, Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, California, USA, pp. 315.
- UMS, 2011: HYPROP Data Evaluation Software User's Manual, V.1.0 (by T. Pertassek, A. Peters & W. Durner), UMS GmbH, München.
- VAN GENUCHTEN, M.Th., 1980: A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America* 44: 892-898.
- VAUGHAN, P.J. and J.E. AYARS, 2009: Noise reduction Methods for Weighing Lysimeters. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*. Vol. 135, No. 2: 235-240.
- YANG, J., B. LI and S. LUI, 2000: A large weighing lysimeter for evapotranspiration and soil-water-groundwater exchange studies. *Hydrological Processes* 14: 1887-1897.
- ZURMÜHL, T., 1998: Capability of convection-dispersion transport models to predict transient water and solute movement in undisturbed soil columns. *Journal of Hydrology* 30: 101-128.

Wasserbilanzauswertung aus Präzisionslysimeterdaten

Johann Fank^{1*}

Zusammenfassung

Die technische Entwicklung der letzten Jahrzehnte hat eine neue Generation von Lysimetern hervorgebracht, mit denen die Gewichtsänderungen eines monolithischen Erdkernes in kurzen Zeitintervallen mit sehr hoher Genauigkeit erfasst werden können. Zusammen mit einer detaillierten Erfassung der Sickerwassermenge in hoher zeitlicher Auflösung können aus diesen Daten für frei definierte Zeitintervalle die Wasserbilanzglieder Niederschlag, Bodenwasservorratsänderung und Verdunstung ermittelt werden.

Ein Präzisionslysimeter ist ein hervorragendes Werkzeug zur Messung des Niederschlags. Durch die Auswertung der Gewichtserhöhung des Lysimeters können alle Formen des Niederschlags (Regen, Schnee, Tau, Reif etc.) abgeleitet werden. Durch externe Einflüsse (Wind, Vegetationsbedeckung, technisches Rauschen etc.) wird die Gewichtsganglinie beeinflusst, sodass ein Schwellenwert definiert werden muss, um ein Niederschlagsereignis vom Hintergrundrauschen abtrennen zu können bzw. ist dieses Rauschen durch entsprechende Mittelwertbildung auszugleichen.

Anhand der Messdaten des Hydro-Lysimeters der Forschungsstation Wagna aus dem Zeitraum Juni 2011 bis August 2012 wird die Problematik der Auswertung hinsichtlich einer geschlossenen Wasserbilanz für unterschiedliche Zeiträume beschrieben und die daraus gewonnenen Niederschlagsdaten mit externen Messdaten verglichen. Die Ergebnisse zeigen, dass für eine einheitliche Richtlinie zur Auswertung von Präzisionslysimeterdaten noch weitere interdisziplinäre Entwicklungsarbeit erforderlich sein wird.

Schlagwörter: Präzisionslysimeter, Datenkorrektur, Niederschlagsmessung, Wasserbilanz, Wagna

Summary

Based on the developments of lysimeter techniques - high precision weighable monolithic lysimeters - we get accurately measured data about the mass change of the lysimeter. In combination with exact measurement of seepage water flux the water balance parameters precipitation, change of soil water stored and evapotranspiration may be determined for user-defined time steps.

A modern type lysimeter is an excellent tool to measure precipitation at a distinct point. Beside standard Lysimeter data evaluation - precise measurement of dew, fog, and rime is possible using a high-precision gravitation lysimeter. External effects (wind velocity, vegetation cover, and random noise) influence the mass time series. The use of mean values over longer periods or threshold values may help to derive a precipitation event from noisy mass data.

Based on the data of the "Hydro"-lysimeter at research station Wagna (Austria) for the period June 2011 to August 2012 the results of the computation of water balance parameters are shown. Evaluation results show that there is an intensive need for further interdisciplinary research on a guideline for the evaluation of precision lysimeter data.

Keywords: precise weighing field lysimeters, data management, precipitation measurement, water balance, Wagna

Einleitung und Problemstellung

Die Anforderungen an die Wasserqualität und das Nährstoffmanagement im Bereich der Landwirtschaft werden immer höher. Daraus resultiert eine gesteigerte Notwendigkeit, die relevanten Prozesse der Wasserbewegung und des Stofftransportes durch die ungesättigte Zone zu erfassen und zu verstehen. Die Weiterentwicklung von Messtechniken und Monitoringmethoden zur Erfassung des Wasserflusses durch ungestörte Bodenprofile ist ein unabdingbares Erfordernis für die Ableitung von Stoffbilanzen und die Bewertung der Auswirkung unterschiedlicher Landnutzungssysteme auf die Wasserqualität (MASARIK et al. 2004).

Die technische Entwicklung der letzten Jahrzehnte hat eine neue Generation von Lysimetern hervorgebracht, mit denen die Gewichtsänderungen eines monolithischen Erdkernes in kurzen Zeitintervallen mit sehr hoher Genauigkeit erfasst werden können. Zusammen mit einer detaillierten Erfassung der Sickerwassermenge in hoher zeitlicher Auflösung können aus diesen Daten grundsätzlich für frei definierte Zeitintervalle die Wasserbilanzglieder Niederschlag, Sickerwassermenge, Bodenwasservorratsänderung und Verdunstung berechnet werden (FANK 2011).

Für die Bearbeitung des landwirtschaftlichen Wasserressourcenmanagements sind genaue Pflanzenverdunstungs-

¹ JOANNEUM RESEARCH, RESOURCES - Institut für Wasser, Energie und Nachhaltigkeit, Elisabethstraße 18/II, A-8010 GRAZ

* Ansprechpartner: Univ.-Doz. Dr. Johann Fank, johann.fank@joanneum.at

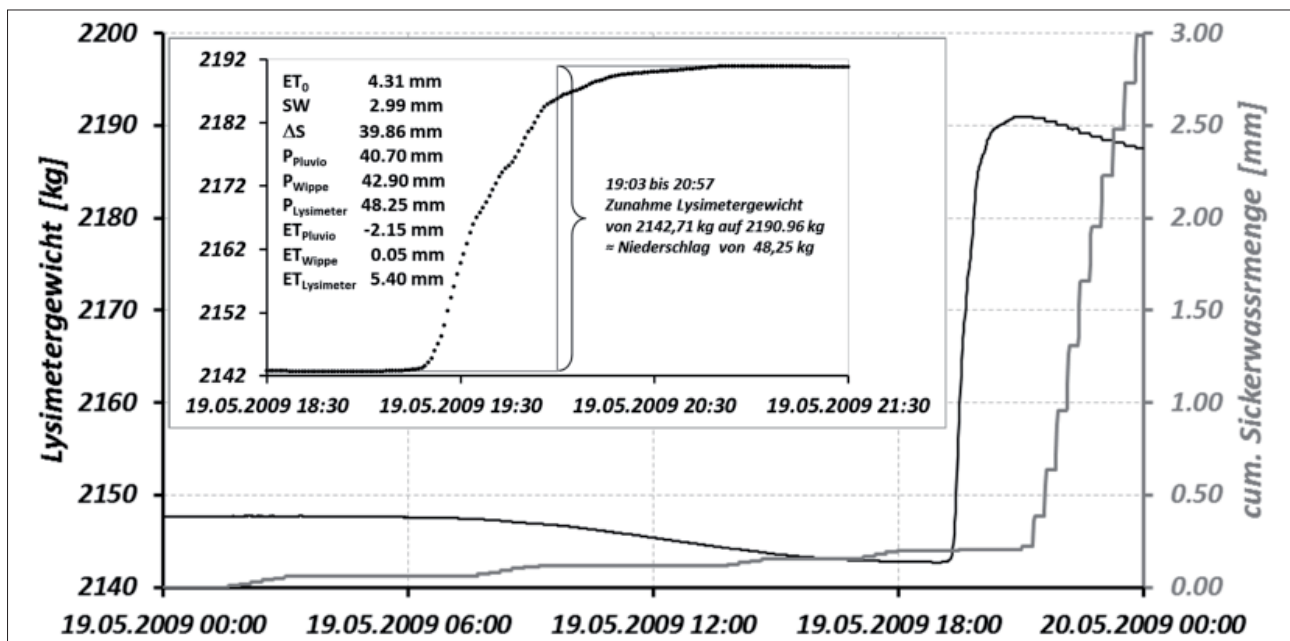


Abbildung 1: Auswertung der Parameter der Wasserbilanz des Grünland-Lysimeters der Forschungsstation Wagna für den 19.05.2009 und Vergleich der Berechnungsergebnisse aus unterschiedlichen Datengrundlagen

daten erforderlich. Lysimeter erlauben es, die Verdunstung direkt zu messen. Sind diese Lysimeter wägbare, kann die aktuelle Evapotranspiration von der Änderung des Gewichtes des Erdkerns abgeleitet werden (YOUNG et al. 1996). Dabei sind allerdings alle Massenänderungen, die auf andere Faktoren neben der Verdunstung zurückzuführen sind, wie z.B. Sickerwassermenge oder Wasser-Input an der Oberfläche in der Auswertung zu berücksichtigen (MALONE et al. 2000). Wie MEISSNER et al. (2007) zeigen konnten, kann mit modernen Präzisionslysimetern neben den Standard-Messgrößen auch eine präzise Erfassung von Tau-, Nebel- oder Reifniederschlag durchgeführt werden. Nicht zuletzt aus diesem Grund sind Lysimeter ausgezeichnete Werkzeuge zur Entwicklung bzw. als Grundlage der Kalibration von Bodenwasserhaushalts- und Stofftransportmodellen in der ungesättigten Zone (WRIEDT 2004). Lysimeter waren und sind ein wertvolles Tool um die Rolle der Pflanze in der lokalen hydrologischen Bilanz zu untersuchen. Dadurch konnten die Auswirkungen landwirtschaftlicher Nutzung auf die Grundwasserneubildung und die Grundwasserqualität untersucht und die Bedeutung von Management – Praktiken in der Landwirtschaft einer Bewertung unterzogen werden (GOSS and EHLERS 2009).

Die mathematische Grundlage für die Auswertung von Lysimeterdaten stellt die Wasserbilanzgleichung dar. Für wägbare Lysimeter ohne Berücksichtigung von lateralen Flüssen an der Oberfläche und im Bereich der ungesättigten Zone und ohne Grundwasseranschluss gilt diese in der Form $P - ET - SW \pm \Delta S = 0$ für einen beliebigen Zeitschritt. Dabei wird der Niederschlag (P) üblicherweise an einer Niederschlagsmessstation in der Nähe des Lysimeters gemessen, die Sickerwassermenge (SW) aus dem Lysimeter gesammelt und deren Menge registriert und die Bodenwasservorratsänderung (ΔS) aus der Massenänderung des Lysimeters – und damit aus den Wiegedaten abgeleitet. Die reale Verdunstung

(ET) kann dann für den gewählten Zeitbereich aus obiger Wasserbilanzgleichung berechnet werden.

In *Abbildung 1* ist für einen Tag (19.05.2009) der Verlauf der Gewichtsganglinie des Grünland-Lysimeters der Forschungsstation Wagna sowie die Summenlinie der Sickerwassermenge aus diesem Lysimeter vergleichend dargestellt. Aus den meteorologischen Daten der Wetterstation im unmittelbaren Nahbereich des Lysimeters errechnet sich eine Gras-Referenzverdunstung nach Penman-Monteith (ALLEN et al. 1998) von 4.31 mm. An diesem Tag wurde eine Sickerwassermenge von 2.99 mm gemessen, die Änderung des Bodenwasservorrates errechnet sich für diesen Tag zu 39.86 mm. Der punktuelle Niederschlag wird im unmittelbaren Umfeld des Lysimeters mittels einer hydrologischen Wippe an der Wetterstation der ZAMG (Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik) und mittels einer Pluvio - Niederschlagswaage der Fa. Ott, eingerichtet vom Amt der Steiermärkischen Landesregierung - Hydrographischer Dienst registriert. Für den Auswertzeitraum wurden Niederschläge zwischen 40.7 mm (Pluvio) und 42.9 mm (Wippe) gemessen. Nach der Wasserbilanzgleichung errechnet sich demnach eine aktuelle Verdunstung von -2.15 mm (PPluvio) bzw. von 0.05 mm (PWippe).

Da negative Verdunstungswerte hydrologisch nicht sinnvoll erklärt werden können und die Verdunstungsberechnung zu 0.05 mm in Relation zur berechneten Gras-Referenzverdunstung sehr niedrig erscheint, lohnt sich ein detaillierter Blick auf die Ganglinie des Lysimetergewichtes. Diese zeigt für den 19.05.2009 nach einem praktisch geradlinigen Verlauf in den Nachtstunden ab 06:00 einen kontinuierlichen Rückgang bis etwa 17:30 von etwa 5 kg, der auf die Verdunstung zurückzuführen ist. Ab 19:00 bis 21:00 zeigt sich ein ununterbrochener Anstieg des Lysimetergewichtes von etwa 48 kg, resultierend aus einem in sich sehr gut abgeschlossenen kurzfristigen Gewitterniederschlag hoher Intensität. Die

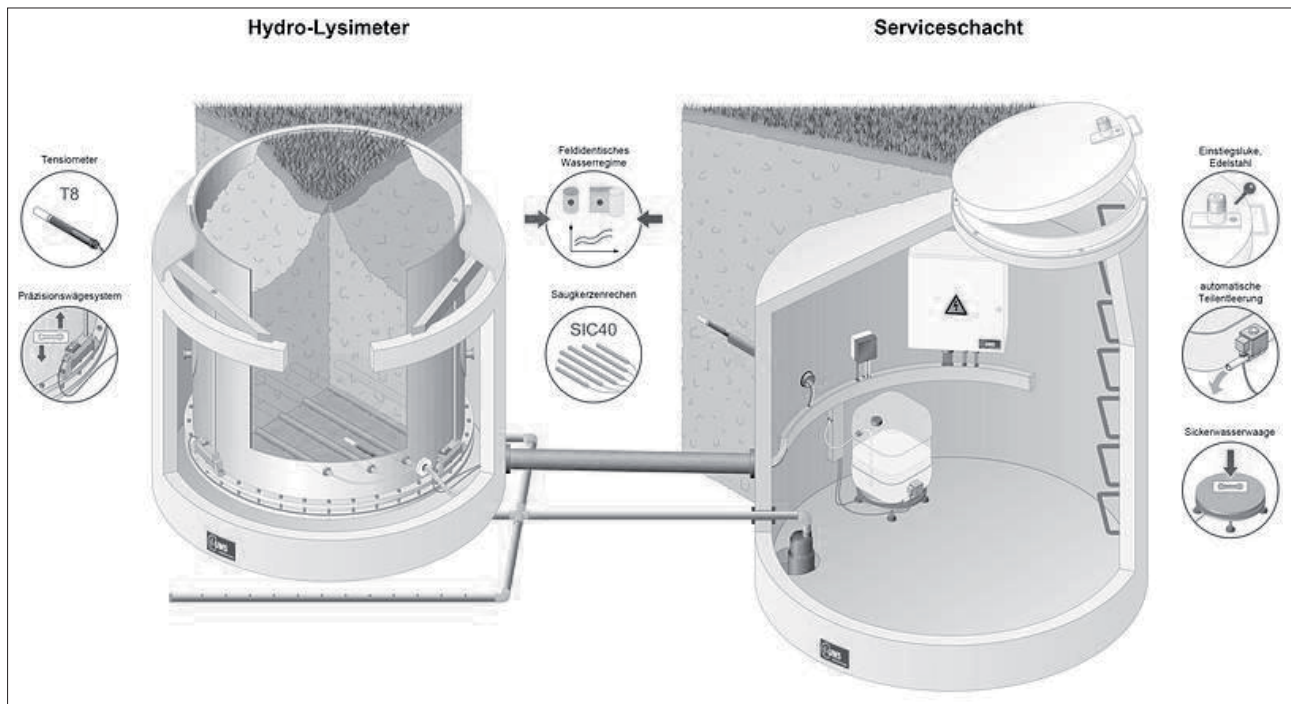


Abbildung 2: Schematische Darstellung des Hydro-Lysimeter mit Serviceschacht zur Erfassung der wichtigsten Wasserbilanzparameter (Quelle: UMS GmbH München)

kumulierte Sickerwasserganglinie zeigt einen langsamen Anstieg von 0 auf etwa 0.17 mm bis 20:30 und danach einen kontinuierlichen Anstieg auf 2.99 mm bis Mitternacht. Eine Detailauswertung der Lysimeter-Gewichtskurve zeigt für den Zeitraum 19:03 bis 20:57 eine Massenzunahme von 48.25 kg bzw. bei der Oberfläche des Lysimeters von 1 m² eine Niederschlagssumme von 48.25 mm. Setzt man diesen Wert $P_{\text{Lysimeter}}$ in die Wasserbilanzgleichung ein, so errechnet sich für den 19.05.2009 eine reale Evapotranspiration $ET_{\text{Lysimeter}}$ von 5.40 mm.

Diese Auswertung belegt beispielhaft, dass die Verwendung von extern gemessenen Niederschlagssummen als Grundlage für die Berechnung der Verdunstung aus Lysimeterdaten den Fehler in der Niederschlagsmessung zur Gänze in das Verdunstungsberechnungsergebnis transferiert und die nach derartigen Lysimeterauswertungen ermittelten punktuellen Verdunstungsdaten jedenfalls zu geringe Werte ergeben. Da die Gewichtsganglinie eines Präzisionslysimeters bei gleichzeitiger Verfügbarkeit exakt gemessener Sickerwassermengen die Information über die Niederschlagsmenge inkludiert, sind Methoden zu finden, um alle Parameter der Wasserbilanzgleichung an einem Messgerät – einem Präzisionslysimeter – zu erfassen.

Material und Methoden

In den letzten Jahren wurden Präzisionslysimeter-Typen für unterschiedliche Anwendungen entwickelt (VON UNOLD und FANK 2009). In *Abbildung 2* ist ein Hydro-Lysimeter zur präzisen und zuverlässigen Erfassung der wichtigsten Wasserhaushaltsgrößen schematisch skizziert. Damit können belastbare Daten für professionelles Wassermanagement, Langzeit-Monitoring und sichere Prognose an

einem definierten Standort gewonnen werden. Der Prototyp dieses Hydro-Lysimeters wurde im Mai 2006 am landwirtschaftlichen Versuchsfeld Wagna (Österreich) implementiert (FANK und VON UNOLD 2007) und liefert seither Messdaten des Lysimetergewichtes und des Sickerwassergewichtes. Dabei werden die Messgrößen im Sekundenintervall erfasst und als Minuten-Mittelwerte gespeichert. Das Präzisionslysimeter mit einer Oberfläche von exakt 1 m² ist aus einem langjährigen extensiv bewirtschafteten Grünlandbestand gewonnen und wird ohne Bewässerung im Mulchbetrieb (wöchentliches Schneiden des Grasbestandes auf eine Wuchshöhe von 12 cm) bewirtschaftet.

Die Minutenmittelwerte des Lysimetergewichtes und des Sickerwassergewichtes werden neben den Minutenwerten der von der ZAMG zur Verfügung gestellten Niederschlagssummen in einer relationalen Datenbank (DB Zeitreihen in *Abbildung 3*) gespeichert und verwaltet. Vor einer weiterführenden Auswertung werden alle identifizierbaren externen Einflüsse auf die Lysimetergewichtsganglinie (z.B. über das Lysimeter wechselnde Tiere) und die Sickerwassergewichtsganglinie (z.B. durch Wartungsarbeiten) korrigiert und die daraus resultierenden Zeitreihen für die weitere Auswertung zur Verfügung gestellt.

Unter der Annahme von fehlerfreien und absolut korrekten Messergebnissen kann eine Auswertung der Glieder der Wasserbilanzgleichung für einen Zeitschritt nach dem Ablaufschema in *Abbildung 3* durchgeführt werden: die Änderung des Bodenwasserspeicherungsinhaltes wird aus der Lysimetergewichtsänderung berechnet. Durch Subtraktion der Sickerwassermenge wird die reduzierte Gewichtsdivergenz (RGD) berechnet. Ist diese kleiner 0, so kann sie der aktuellen Evapotranspiration zugeordnet werden. Ist

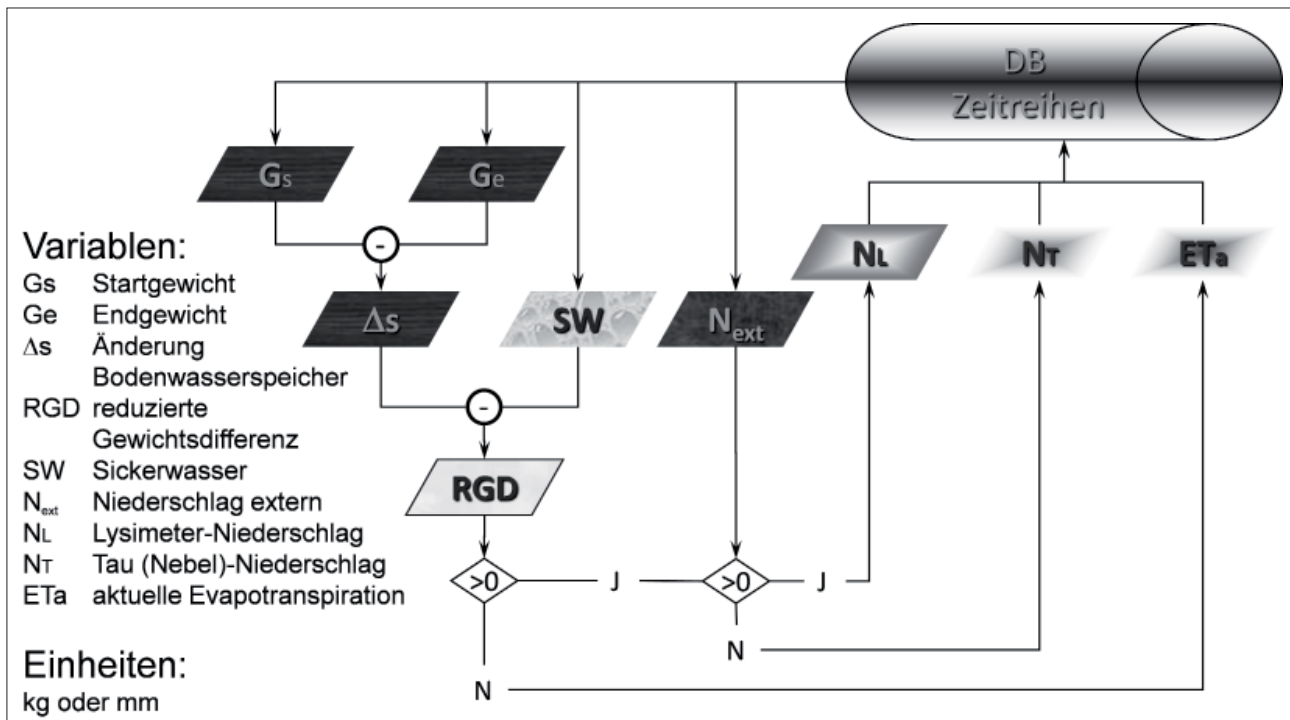


Abbildung 3: Ablauf der Auswertung der Lysimetermessungen zur Auswertung der Glieder der Wasserbilanzgleichung für einen Zeitschritt

die RGD größer 0 und wurde auch extern Niederschlag gemessen, kann der Wert als Lysimeterniederschlag gespeichert werden. Ist die RGD größer 0 und wurde kein externer Niederschlag gemessen, kann der Wert als Tau-, Reif- oder Nebelniederschlag interpretiert werden. Dieses Ablaufdiagramm impliziert, dass während eines Auswerteschrittes entweder nur Verdunstung oder nur Niederschlag oder keines von beiden auftritt – aus diesem Grund ist der Auswerteschritt möglichst kurz (in unserem Fall 1 Minute) zu wählen.

Dieses theoretische Auswerteverfahren ist aber jedenfalls zum Scheitern verurteilt, da die punktuelle Niederschlagsmessung (siehe *Abbildung 1*) grundsätzlich mit Messfehlern behaftet ist. Die wesentlichsten Fehler in der punktuellen Niederschlagsmessung resultieren aus dem Windfehler, dem Fehler durch Haftwasser das an den Wänden des Messgerätes haften bleibt, dem Verdunstungsfehler und durch Spritzer die von der Umgebung abprallen und in das Niederschlagsmessgerät gelangen oder umgekehrt (THALER 2004). Die wesentlichste Bedeutung hat dabei der Windfehler, da jeder Regenmesser das Windfeld beeinflusst. Die Messfehler des Niederschlags können minimiert werden, wenn das Messgerät bodeneben aufgestellt wird und die Sammelfläche eine möglichst große Oberfläche aufweist.

Moderne Präzisionslysimeter wiegen einen monolithischen Erdkern mit einer Auflösung von 0.01 kg entsprechend einem Wasseräquivalent von 0.01 mm, sind bodengleich mit der Umgebung eingebaut und weisen eine Oberfläche von 1 m² auf. Sie stellen aufgrund ihrer Konstruktion und der Genauigkeit der Messung nahezu ideale Niederschlagsmessgeräte dar, da die wesentlichsten Fehler der Niederschlagsmessung (Windeinfluss, Haft-

wasser, geringe Oberfläche und durch die Vegetationsbedeckung auch die Spritzwasserproblematik) vermieden werden können.

Allerdings ist die Gewichtsganglinie eines Lysimeters durch ein Hintergrundrauschen geprägt, das einerseits aus einem technischen Rauschen der Messung selbst und andererseits aus unterschiedlichen Umweltfaktoren resultiert. Während das technische Rauschen aus der Wiegung relativ genau bekannt und einschätzbar ist, ist der Einfluss der Umweltfaktoren und hier in erster Linie die in der Messumgebung herrschenden Windverhältnisse nur sehr schwer in die Auswertung einzubeziehen. Untersuchungen zeigen, dass v.a. die Windgeschwindigkeit über dem Lysimeter einen signifikanten Einfluss auf die Variabilität der Einzelwerte des Lysimetergewichtes hat, wobei keine klare Beziehung zwischen Windgeschwindigkeit und Einflussgröße hergestellt werden kann. Zusätzlich scheint der Einfluss der Windgeschwindigkeit auf die Messgröße Lysimetergewicht für jedes Lysimeter unterschiedlich zu sein. Dieses Rauschen der gemessenen Gewichtsganglinie kann nun entweder durch eine mathematische Filterung der Messdaten (z.B. VAUGHAN et al. 2007), durch eine weiterführende Mittelwertbildung oder durch die Einführung eines Schwellenwertes, ab dem eine eindeutige Gewichtsänderung erkennbar ist, geglättet werden.

In *Abbildung 4* sind die Messdaten, die 10-Minuten-Mittelwerte und die konsequent ansteigenden Daten eines 1-Stunden Ausschnittes der Lysimetergewichtsganglinie vom 19.05.2009 des Hydro-Lysimeters in Wagna dargestellt. Der Zeitraum zeigt den Übergang von der verdunstungsbeeinflussten Gewichtsganglinie auf den Beginn des Niederschlagsereignisses um 19:03.

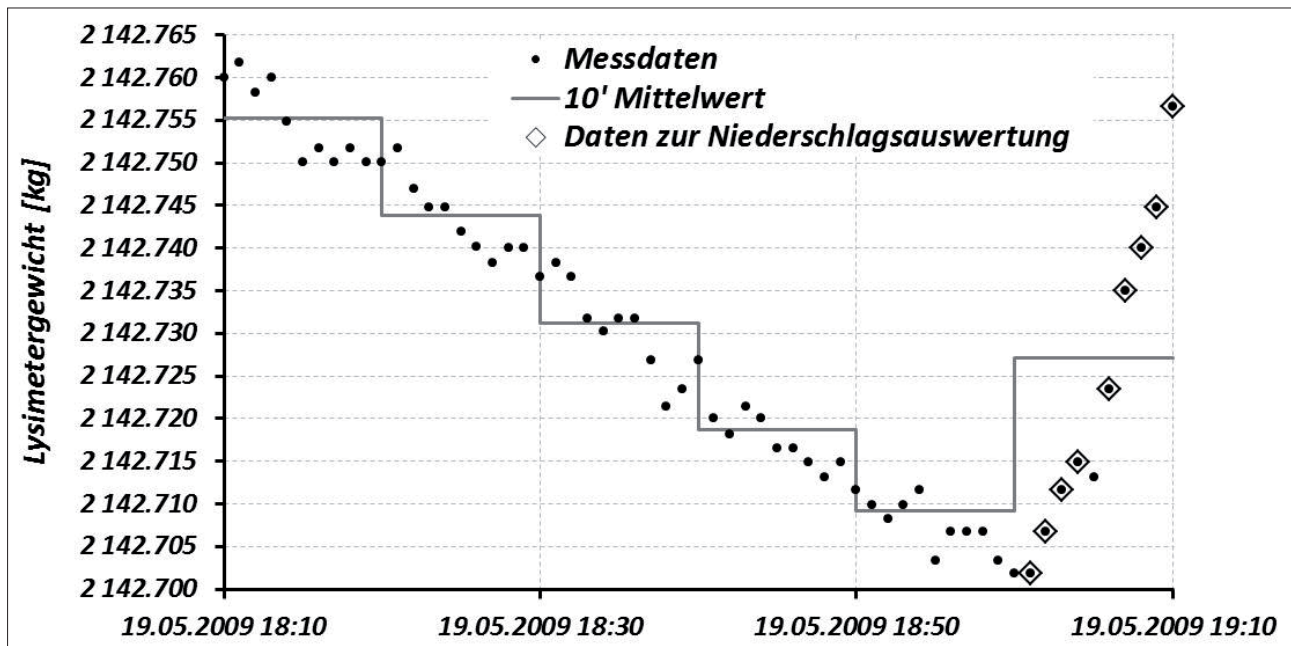


Abbildung 4: Messdaten, 10-Minuten-Mittelwerte und zur Niederschlagsauswertung herangezogene Daten eines 1-Stunden Ausschnittes der Lysimetergewichtsganglinie vom 19.05.2009 des Hydro-Lysimeters in Wagna

Die den im Folgenden dargestellten Ergebnissen zugrunde liegenden Auswertemethoden basieren auf der schon oben dargestellten Wasserbilanzgleichung in der Form $P - ET - SW \pm \Delta S = 0$ (vgl. Kap. Einleitung und Problemstellung) für Lysimeter. Dabei ist die korrigierte kumulierte Sickerwassergewichtsganglinie eines frei gewählten Auswertezitraumes aufgrund der hochgenauen Messung im geschützten Serviceschacht und dem geringen Gewicht von < 50 kg praktisch fehlerfrei und dadurch sehr genau bestimmbar. Die Änderung des gespeicherten Bodenwasservorrates für den Auswertezitraum kann mit sehr hoher Genauigkeit aus der Gewichtsänderung des Lysimeters berechnet werden. Um den Einfluss des „Rauschens“ der Gewichtsganglinie auf diesen Wert zu minimieren, werden für die Differenzenbildung jeweils 5 Werte am Ende und 5 Werte zu Beginn des Auswertezitraumes gemittelt. Die Niederschlagssumme im Auswertezitraum wurde aus den positiven Änderungen der Lysimetergewichtsganglinie als Summe von kurzfristigen Auswertezitschritten berechnet: dazu wurden zum Einen die positiven Gewichtsänderungen von 10-Minuten-Mittelwerten addiert, zum Anderen wurden Perioden gesucht, in denen die Gewichtsänderung über mehrere Messzeiträume anhaltend positiv war. Im zweiten Fall wurde die Unterscheidung eines Gewichtsanstieges vom Hintergrundrauschen durch die Festlegung eines Schwellenwertes für den jeweiligen Auswertezitraum getroffen. Die Auswertung der aktuellen Verdunstung erfolgt durch die Bilanzierung mittels der Wasserbilanzgleichung.

Ergebnisse

In *Tabelle 1* sind die Ergebnisse der Berechnung der Verdunstung des Hydro-Lysimeters in Wagna nach der Wasserbilanzgleichung auf Basis unterschiedlicher Niederschlagsdaten für die Periode Juni 2011 bis August 2012 als Monatssummenwerte dargestellt. Dabei wurden

als Messdaten einerseits externe Niederschlagsmessungen (P_Pluvio, P_Wippe) und die Messungen der Sickerwassermenge (SW) sowie die Auswertung der Änderung des Bodenwasservorrates (ΔS) verwendet. Die Auswertung der Niederschläge aus den positiven Änderungen der 10-Minuten-Mittelwerte des Lysimetergewichtes (P_10'MW) zeigt bereits deutlich höhere Niederschlagsdaten als die externen Messungen an. Die höchsten Niederschläge resultieren aus der Auswertung der steigenden Teile der Lysimetergewichtsganglinie (P_LG). Die Niederschlagssummen der gesamten Auswerteperiode liegen zwischen 1013.6 mm und 1142.8 mm. Da bei der Berechnung der Verdunstung über die Wasserbilanzgleichung die Unterschiede in den Niederschlägen vollständig auf die Verdunstung übertragen werden, resultiert aus den unterschiedlichen Eingangsgrößen für die gesamte Auswerteperiode eine berechnete aktuelle Evapotranspiration zwischen 806.6 mm und 935.8 mm.

Die Auswertung der Niederschläge aus ansteigenden Teilen der gemessenen Lysimetergewichtsganglinie basiert auf der Festlegung einer Filterschranke, ab der eine positive Gewichtsänderung als Niederschlagsereignis und nicht als Hintergrundrauschen interpretiert wird. Die Festlegung dieser Filterschranke erfolgte als Wert, der für den Auswertezitraum von 1 Monat gesetzt und anhand der Tagessummen der Niederschläge der externen Niederschlagsmessstationen kalibriert wurde (es wurde darauf geachtet, dass der berechnete Niederschlag im Bereich der extern gemessenen Monatssummen des Niederschlags verblieb).

In *Tabelle 2* sind die Ergebnisse der Berechnung der Verdunstung des Hydro-Lysimeters in Wagna nach der Wasserbilanzgleichung für unterschiedliche Auswertezitschritte in der Periode Juni 2011 bis August 2012 als Monatssummenwerte zusammengefasst. In den Ergebnissen sind zwei Auffälligkeiten zu erkennen:

Tabelle 1: Ergebnisse der Berechnung der Verdunstung des Hydro-Lysimeters in Wagna nach der Wasserbilanzgleichung auf Basis unterschiedlicher Niederschlagsdaten für die Periode Juni 2011 bis August 2012 als Monatssummenwerte (P = Niederschlag, SW = Sickerwasser, ΔS = Änderung des gespeicherten Bodenwassers, ET = Verdunstung, Pluvio = Off Niederschlagswaage, Wippe = ZAMG – Niederschlagsmessung, 10'MW = 10-Minutenmittelwerte des Lysimetergewichtes, LG = Lysimetergewichtsganglinie)

Monat.Jahr	Messdaten				Lysimetergewicht		Wasserbilanzberechnung			
	P_Pluvio	P_Wippe	SW	ΔS	P_10'MW	P_LG	ET_Pluvio	ET_Wippe	ET_10'MW	ET_LG
Jun.2011	116.4	130.7	0.0	11.5	123.8	122.9	104.9	119.2	112.4	111.5
Jul.2011	94.2	108.8	0.0	24.7	103.4	105.8	69.5	84.1	78.7	81.0
Aug.2011	77.1	88.9	20.7	-37.5	84.4	85.7	93.9	105.7	101.2	102.5
Sep.2011	78.4	83.9	4.9	25.8	86.8	84.8	47.8	53.3	56.2	54.2
Okt.2011	90.1	95.7	39.4	25.5	94.1	95.3	25.2	30.8	29.2	30.4
Nov.2011	0.4	0.3	6.3	-15.2	4.9	3.8	9.4	9.3	13.9	12.8
Dez.2011	21.7	20.4	1.6	18.2	29.3	24.6	2.0	0.7	9.5	4.9
Jän.2012	10.9	11.0	5.6	-0.8	14.7	12.5	6.1	6.2	10.0	7.7
Feb.2012	19.5	17.4	19.5	7.0	35.8	38.9	-7.0	-9.1	9.3	12.4
Mär.2012	6.8	7.2	9.8	-35.8	8.9	9.5	32.8	33.2	34.9	35.5
Apr.2012	51.1	55.9	0.7	-6.4	59.1	62.9	56.8	61.6	64.9	68.7
Mai.2012	120.0	128.9	8.4	29.3	131.4	132.9	82.3	91.2	93.7	95.2
Jun.2012	68.3	76.0	9.2	-41.6	74.4	74.5	100.8	108.5	106.9	106.9
Jul.2012	190.9	206.6	48.8	29.4	207.6	210.7	112.7	128.4	129.3	132.4
Aug.2012	67.8	78.4	0.5	-2.3	74.9	77.9	69.6	80.2	76.7	79.7
Periode	1013.6	1110.1	175.2	31.8	1133.8	1142.8	806.6	903.1	926.8	935.8

Tabelle 2: Ergebnisse der Berechnung der Verdunstung des Hydro-Lysimeters in Wagna nach der Wasserbilanzgleichung für unterschiedliche Auswertezschritte in der Periode Juni 2011 bis August 2012 als Monatssummenwerte (P_LG = Niederschlagsauswertung aus der Lysimetergewichtsganglinie, SW = Sickerwasser, ΔS = Änderung des gespeicherten Bodenwassers, ET_WB = Verdunstung berechnet aus der Wasserbilanz)

Monat.Jahr	Filter-schranke	Tageswerte				Stundenwerte				30 Minutenwerte				10 Minutenwerte			
		P_LG	SW	ΔS	ET_WB	P_LG	SW	ΔS	ET_WB	P_LG	SW	ΔS	ET_WB	P_LG	SW	ΔS	ET_WB
Jun.2011	0.007	122.9	0.0	11.2	111.7	123.0	0.0	11.4	111.6	121.5	0.0	11.2	110.3	114.9	0.0	10.6	104.2
Jul.2011	0.006	105.8	0.0	24.7	81.0	105.6	0.0	24.2	81.4	104.2	0.0	23.9	80.3	99.0	0.0	22.5	76.5
Aug.2011	0.010	85.7	20.7	-37.7	102.8	86.8	20.9	-36.9	102.7	86.3	21.3	-36.3	101.3	85.4	22.7	-32.8	95.5
Sep.2011	0.010	84.8	4.9	25.8	54.1	86.5	5.0	25.6	55.9	86.0	5.1	25.7	55.2	81.4	5.3	23.3	52.7
Okt.2011	0.010	95.3	38.1	27.7	29.5	97.1	39.6	25.1	32.4	97.7	41.7	24.7	31.3	99.8	46.5	23.0	30.3
Nov.2011	0.015	3.8	6.3	-15.3	12.8	7.4	6.5	-15.0	16.0	8.5	6.3	-14.7	16.8	11.1	6.6	-13.9	18.5
Dez.2011	0.015	24.6	1.6	18.1	5.0	27.8	1.6	17.8	8.3	28.3	1.6	17.5	9.2	29.3	1.6	16.2	11.5
Jän.2012	0.015	12.5	5.6	-0.8	7.7	14.8	5.6	-0.8	10.0	15.4	5.6	-0.6	10.4	17.6	5.6	-0.6	12.6
Feb.2012	0.012	38.9	19.5	7.0	12.4	40.4	20.1	6.8	13.4	40.6	20.4	6.7	13.4	42.8	22.3	6.2	14.3
Mär.2012	0.012	9.5	9.8	-35.8	35.5	11.7	10.3	-35.2	36.6	11.6	9.9	-34.6	36.3	13.0	9.9	-32.1	35.3
Apr.2012	0.007	62.9	0.7	-6.4	68.7	63.9	0.7	-6.3	69.6	63.4	0.6	-6.2	69.0	60.5	0.6	-5.7	65.6
Mai.2012	0.007	132.9	8.5	29.3	95.1	132.7	8.5	28.2	96.1	131.1	8.8	27.7	94.6	125.0	9.6	26.0	89.3
Jun.2012	0.007	74.5	9.2	-41.7	107.0	75.4	9.5	-40.9	106.8	74.8	9.7	-40.2	105.3	72.8	10.8	-36.6	98.6
Jul.2012	0.007	210.7	48.9	29.3	132.6	208.2	49.2	28.0	131.1	208.5	51.1	30.0	127.5	198.6	55.7	25.7	117.2
Aug.2012	0.006	77.9	0.5	-2.3	79.6	77.3	0.5	-2.4	79.1	76.1	0.5	-2.6	78.3	73.9	0.5	-1.4	74.8
Periode		1142.8	174.2	33.0	935.5	1158.5	177.9	29.6	951.0	1153.8	182.6	32.0	939.2	1125.2	197.8	30.6	896.9

- Die Filterschranke weist auf Monatsbasis eine zeitliche Variabilität zwischen 0.006 und 0.015 auf, wobei die Werte in den Wintermonaten signifikant höher und in den Sommermonaten am niedrigsten sind.
- Die Ergebnisse der Auswertung von Niederschlag und Verdunstung sind bei gleicher Filterschranke nicht unabhängig vom gewählten Auswertintervall. Werden für die Datenbasis der Auswertung nicht Tageswerte sondern Werte eines kürzeren Zeitintervalls herangezogen (Stundenwerte, Halbstundenwerte, 10-Minutenwerte) und die Ergebnisse auf Monatswerte aufsummiert, so ergeben sich unterschiedliche Niederschlagssummen und unterschiedliche Summenwerte der Gesamtverdunstung. Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass die Filterschranke nicht unabhängig vom gewählten Auswertezschritt ist.

Diskussion und Schlussfolgerungen

Eine detaillierte Berechnung der Glieder der Wasserbilanz für unterschiedliche Skalen gewinnt im Umfeld der Diskussion der Auswirkung des Klimawandels und im Bereich des landwirtschaftlichen Wasserressourcenmanagements immer stärker zunehmende Bedeutung. Moderne Präzisionslysimeter bieten eine geeignete Basis zur Messung dieser Wasserbilanzgrößen, wobei die Grundlage der Auswertung die Wasserbilanzgleichung darstellt. Nachdem die Größen Sickerwassermenge und Bodenwasservorratsänderung für unterschiedliche Auswertezschritte sehr genau aus den Messdaten des Lysimetergewichtes abgeleitet werden können und die aktuelle Verdunstung das Berechnungsergebnis darstellt, kommt der Ermittlung der Eingangsgröße Niederschlag eine besondere Bedeutung zu. Aufgrund der grundsätzlichen Messfehler der punktuellen Niederschlags-

messung sind herkömmliche Messdaten des Niederschlags für eine exakte Ermittlung der Wasserbilanzglieder nur bedingt geeignet. Eine andere Möglichkeit stellt die Auswertung der Niederschlagssummen aus den ansteigenden Ganglinienteilen des Lysimetergewichtes dar. Aufgrund des jedenfalls vorliegenden „Rauschens“ der Gewichtsganglinie sind dabei aber Glättungsverfahren erforderlich, die eine eindeutige Abtrennung von tatsächlichen Gewichtsänderungen vom Hintergrundrauschen ermöglichen.

Zu diesem Zweck wurde in der gegenständlichen Arbeit die Verwendung von 10-Minuten-Mittelwerten als Glättungsverfahren im Vergleich zur Anwendung einer Filterschranke (mit monatlicher Gültigkeit) auf die Minutenmesswerte des Lysimetergewichtes gegenübergestellt. Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen und werten:

- Die Ergebnisse zeigen, dass beide Verfahren – wie zu erwarten – höhere Niederschlagssummen ergeben als die punktuell gemessenen Niederschläge mit zwei verschiedenen Niederschlagsmesssystemen.
- Die Auswertergebnisse der Niederschläge aus der 10-Minuten-Mittelwertbildung vernachlässigen naturgemäß Niederschlagsereignisse von kurzer Dauer. Zudem wird bei diesem Auswertverfahren davon ausgegangen, dass in einem Zeitraum von 10 Minuten entweder nur Niederschlag, nur Verdunstung oder keines von Beiden vorliegt.
- Die Filterschranke, die als Abgrenzungskriterium im zweiten Auswertverfahren vorzugeben ist, ist zeitlich variabel, wobei im gegenständlichen Fall ein konstanter Wert für 1 Monat angesetzt wurde. Dieser Schrankenwert ist in den bisherigen Auswertungen nicht physikalisch bedingt formulierbar, sondern wurde aus einer Kalibration der Ergebnisse an vorhandenen externen Niederschlagsmessungen gewonnen.
- Die Filterschranke ist vom gewählten Auswertzeitschritt abhängig. Werden unterschiedliche Zeitschrittlängen für die Auswertung gewählt, erfordert die Erwartung gleicher Ergebnisse der Niederschlagssumme für einen Untersuchungszeitraum unterschiedliche Filterschranken.

Als zusammenfassendes Ergebnis der bisher durchgeführten Auswertungen erscheint das Potential von Präzisionslysimetern als Instrumente zur genauen Erfassung von punktuellen

Niederschlägen als sehr hoch. Allerdings werfen die bisher eingesetzten Glättungsverfahren noch sehr starke Defizite auf, sodass weiterführende intensive interdisziplinäre Forschungsarbeit erforderlich sein wird, um Glättungsverfahren zu entwickeln, die das Potential der Präzisionslysimeter zur Auswertung von Wasserbilanzgrößen in ihrem gesamten Umfeld abdecken können.

Literatur

- ALLEN, R.G., L.S. PEREIRA, D. RAES and M. SMITH, 1998: Crop Evapotranspiration (guidelines for computing crop water requirements). FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56, 300 S.
- FANK, J., 2011: Lysimeters: a tool for measurements of soil fluxes. In: J. Glinski, J. Horabik & J. Lipiec [Editors]: Encyclopedia of Agrophysics. Encyclopedia of Earth Sciences Series. (Springer) 428-431.
- Fank, J. and G. v. UNOLD, 2007: High-precision weighable field Lysimeter – a tool to measure water and solute balance parameters. International Water & Irrigation, Vol. 27, No. 3, 28-32, Tel Aviv.
- GOSS, M.J. and W. EHLERS, 2009: The role of lysimeters in the development of our understanding of soil water and nutrient dynamics in ecosystems. Soil Use and Management, 25, 213-223. DOI: 10.1111/j.1475-2743.2009.00230.x
- MASARIK, K.C., J.M. NORMAN, K.R. BRYE and J.M. BAKER, 2004: Improvements to Measuring Water Flux in the Vadose Zone. Journal of Environmental Quality, 33:1152-1158.
- MEISSNER, R., J. SEEGER, H. RUPP, M. SEYFARTH and H. BORG, 2007: Measurement of dew, fog, and rime with a high-precision gravitation Lysimeter. J. Plant Nutr. Soil Sci. 2007, 170, 335-344.
- THALER, M., 2004: Fehler bei der Messung und Kalibrierung von Niederschlagswippen. Unveröff. Dipl. Arb. Inst. f. Siedlungswasserwirtschaft, TU-Graz, 105 S.
- Von UNOLD, G. and J. FANK, 2008: Modular Design of Field Lysimeters for Specific Application Needs. Water Air Soil Pollut: Focus 8:233-242. DOI 10.1007/s11267-007-9172-4.
- VAUGHAN, P.J., T.J. TROUT and J.E. AYARS, 2007: A processing method for weighing lysimeter data and comparison to micrometeorological ET_0 predictions. Agricultural water management 88, 141-146.
- WRIEDT, G., 2004: Modelling of Nitrogen Transport and Turnover during Soil and Groundwater Passage in a Small Lowland Catchment of Northern Germany. Ph.D. thesis, University of Potsdam, Germany.
- YOUNG, M.H., P.J. WIERENGA and C.F. MANCINO, 1996: Large weighing lysimeters for water use and deep percolation studies. Soil Sci. 161, 491-501.

Ringversuch zum Praxisvergleich von 13 Sensor-Typen zur Wassergehalts- und Wasserspannungsbestimmung in Böden

Hella Rosenkranz^{1*}, Wolfgang Durner¹, Wenkui He¹, Christoph Knoblauch²
und Katharina H.E. Meurer³

Zusammenfassung

Die Messung der Bodenfeuchte und Saugspannung ist in unterschiedlichen Forschungsbereichen wie der Hydrologie, Landwirtschaft, Forstwirtschaft oder dem Hoch- und Tiefbau von Bedeutung. Um die Genauigkeit, Zuverlässigkeit und das Ansprechverhalten verschiedener Sensoren unter Praxisbedingungen zu überprüfen, führten wir eine vergleichende Studie mit sechs Sensor-Typen zur Messung der Bodenfeuchte (Decagon 5TM, EC-5, 10HS, Delta-T ThetaProbe, IMKO TrimePico, TRASE TDR) sowie sieben Typen von Saugspannungs-Sensoren (UMS Tensiometer T4, T5, T8, Decagon MPS-1 und MPS-2, UMS SIS) in einem Feldversuch unter natürlichen Wetterbedingungen durch. Unser Ziel war, die Messwerte in Bezug auf Bias, Varianz und Zuverlässigkeit zu charakterisieren. Darüber hinaus waren wir daran interessiert zu sehen, ob eine horizontale oder vertikale Einbauorientierung einen Einfluss auf die Messwerte besitzt. Die Ergebnisse zeigten, dass die meisten der Bodenwassergehalts-Sensoren vergleichbare Ergebnisse erbrachten, und die Problematik weniger im Sensor als in der Einbaumethodik und der natürlichen Variabilität von Böden liegt. Die Orientierung der Sensoren zeigte keine Auswirkung auf die Ergebnisse. Für die Saugspannungs-Sensoren fanden wir signifikante Abweichungen zwischen Sensor-Typen in Hinblick auf Range, Ansprechverhalten und Zuverlässigkeit. Da der Sensorvergleich neben der unvermeidbaren Problematik der räumlichen Variabilität unter dem Problem einer unterschiedlichen Abschattung der Einbaustellen litt, sollte er in einem in Hinblick auf diesen Faktor homogenen Umfeld wiederholt werden.

Schlagwörter: Tensiometrie, Wasserspannungsmessung, Sensorik, Retentionskurve, hydraulische Eigenschaften

Summary

Field measurements of soil water content and tension is crucial for different areas of research as hydrology, agriculture, forestry, and civil engineering. We conducted a comparative study with six sensor types for measuring the soil water content (Decagon 5TM, Decagon EC-5, DELTA-T ThetaProbe, IMKO TrimePico, Decagon 10HS, TRASE TDR) and seven sensor types for measuring the soil water tension (UMS Tensiometer T4, T5, T8, Decagon MPS-1 and MPS-2, UMS SIS) to verify their accuracy, reliability, and response characteristics in a loamy soil under natural conditions. Our objective was the characterization of the data with regard to bias, variance and reliability as well as the differences due to horizontal and vertical application of the sensors. For the soil water content sensors, we found similar characteristics for most of the sensor types. The orientation of the sensors had no influence. Contrary to that, the soil water tension sensors showed significant deviations between the sensor types in terms of range, responsiveness and reliability. Since the sensor comparison suffered besides the inevitable problem of spatial variability from the problem of a different shading of the sensor's locations, it should be repeated in an environment where this factor is homogeneous.

Keywords: tensiometry, measurement of soil water tension, sensor technology, retention curve, soil hydraulic properties

Einleitung

Die Messung der Bodenfeuchte und Saugspannung im ungestörten Boden ist ein wichtiger Aspekt in diversen Forschungsbereichen, wie z.B. Hydrologie, Landwirtschaft, Forstwirtschaft sowie Hoch- und Tiefbau. Der Einsatz von Sensoren hierfür bietet eine kostengünstige Möglichkeit zur Beobachtung des Bodens über eine lange Zeit. Von Interesse sind hierbei gleichermaßen Messtechniken zur Bestimmung

des Bodenwassergehalts und des Bodenwasserpotentials. Die Entwicklung neuer Wassergehaltssensorik auf Basis von TDR (time domain reflectometrie) und FDR (frequency domain reflectometry) und kapazitiven Messungen, sowie die Entwicklung von Wasserspannungsmesstechnik auf Basis von direkten Messungen des Wasserdrucks (Tensiometer) oder indirekten Messungen, bei denen aus der Wassersättigung eines porösen Körpers im Kontakt mit dem Boden aus dessen Wassergehalt auf die Wasseerspannung geschlossen

¹ Institut für Geoökologie, Technische Universität Braunschweig, Langer Kamp 19c, D-38106 BRAUNSCHWEIG

² Hochschule Rhein-Waal, KLEVE

³ Department Bodenphysik, Helmholtz Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, D-06120 HALLE/SAALE

* Ansprechpartner: Hella Rosenkranz, h.rosenkranz@tu-bs.de

wird, hält bis heute an. Die am Markt erhältlichen Sensoren unterscheiden sich in Hinblick auf die Bauform, die Größe des erfassten Volumens, die vorgesehene Standzeit, aber auch in Hinblick auf den Preis. Das Ziel unserer Studie war die vergleichende Charakterisierung einer Anzahl von etablierten Sensoren in Bezug auf Bias, Varianz und Zuverlässigkeit anhand eines Feldversuchs, d.h., unter natürlichen meteorologischen Bedingungen und Variabilität des Untergrunds. Als Nebenaspekt wurde der Einfluss einer horizontalen oder vertikalen Einbauorientierung auf die Messwerte untersucht.

Literaturüberblick

Die Studie ergänzt Untersuchungen, die in der Vergangenheit vorwiegend im Labor vorgenommen wurden. NORIKANE et al. (2005) unternahm Laboruntersuchungen an verbackenen tonigen Medien, die als Substrat für Pflanzen bei Weltraumfahrten vorgesehen sind, mit der Ech2O-Sonde, einem Vorläufer der hier verwendeten Decagon-Sonden. Sie fanden, dass die Messungen im Vergleich zu gravimetrischen Referenzmessungen gut übereinstimmten, beklagten aber den begrenzten Feuchtebereich der Sonden. KINZLI et al. (2012) untersuchten im Labor und im Feld den EC-20 Sensor von Decagon an sechs Bodentypen. Sie fanden durchschnittliche Fehler bei der Bestimmung des absoluten Wassergehalts von 4.3 % im Feld und 1.2 % im Labor, nach jeweils spezifischer Kalibrierung. Die Benutzung der Werkskalibrierung ergab einen Fehler im Feld von 4.9 %. Die Autoren schlussfolgerten, dass der EC-20 ein verlässlicher, kostengünstiger und genauer Wassergehaltssensor ist, und dass eine spezifische Labor-Kalibrierung für die Nutzung verwendet werden sollte. MITTELBACH et al. (2012) unternahm eine Feldstudie, in der vier Sensoren, darunter der Decagon 10HS auf ihre Genauigkeit untersucht wurden. In ihrer Studie betonten sie die Problematik, Laborkalibrierungen als Referenz für Feldmessungen zu nehmen, und entschieden sich ihrerseits, Messungen mit dem teuren TDR-basierten TRIME-IT/-EZ (IMKO GmbH, Germany) als Referenz für den Sensorvergleich zu definieren. Sie fanden oberflächennah Abweichungen bis zu 30 % Wassergehalt, und schlossen daraus, dass unter den Untersuchungsbedingungen keiner der kostengünstigen Sensoren eine Genauigkeit erbrachte, die den Spezifikationen der Hersteller entsprachen. Sie erklärten die Ableitung von bodenspezifischen Kalibrierfunktionen als unverzichtbar für eine verlässliche Nutzung der kostengünstigen Sensoren. Ebenfalls in einer Feldstudie verglichen VENTURA et al. (2010) die Decagon-Sonden Ech2O und EC-5 mit einer Campbell TDR-Sonde. Destruktiv ermittelte gravimetrische Wassergehaltsmessungen wurden als Referenzmessung verwendet. Sie fanden, dass nach einer Kalibrierung im Feld alle getesteten Geräte für unterschiedliche Böden akzeptable Messungen ergaben, mit Fehlern für die kapazitiven Sensoren von 2.5 und 3.6 %, und für das TDR-System von 1.6%. VARBLE und CHÁVEZ (2011) untersuchten die Charakteristik von einem Wasserspannungs- und zwei Wassergehaltssensoren, darunter dem Decagon 5-TE, in einer Labor- und Felduntersuchung an Böden verschiedener Textur in Colorado. Sie fanden, dass die Verwendung von Werkskalibrierungen in keinem Fall zur angegebenen

Genauigkeit führte, und dass Salz in der Bodenlösung die Fehler vergrößerte. Sie schrieben „*Furthermore, the performance evaluation tests confirmed that each individual sensor needed a unique calibration equation for every soil type and location in the field*“ und empfahlen eine zwei-Punkt Rekalibrierung im Feld sowie eine zusätzliche Berücksichtigung der Temperaturabhängigkeit. Alternative Wassergehaltssensoren wurden von FENG et al. (2011) und KÖNIGER et al. (2010) untersucht.

Untersuchungen zur Genauigkeit und Verlässlichkeit von Wasserspannungsmessungen sind vergleichsweise selten. Kenntnisse über Tests von Tensiometer liegen uns überhaupt nicht vor. MALAZIAN et al. (2011) testeten den Decagon-Sensor MPS-1 im Labor. Sie fanden eine hohe spezifische Sensitivität der Sensoren zum Wasserspannungssignal, allerdings auch eine erhebliche Sensor-zu-Sensor-Variabilität, und empfahlen deshalb eine sensorspezifische 1-Punkt-Kalibrierung. Als spezifisches Thema wurde die Temperaturempfindlichkeit untersucht, die als vorhanden, aber als uneinheitlich charakterisiert wurde. Anhand von tensiometrischen Referenzmessungen im Feld wurde die Ungenauigkeit von MPS-1-Messungen auf weniger als 10 kPa (or 0.1 bar) im Bereich von 100 bis 600 hPa geschätzt. NOLZ et al. (2013) untersuchten ebenfalls den Decagon MPS-1-Sensor in einer Feldstudie, in der Wasserspannungen im Bereich 100 bis 6000 hPa ausgewertet wurden. Sie fanden, dass aufgrund einer enormen Sensor-zu-Sensor-Variabilität die Werkskalibrierung „nutzlos“ wäre, und eine sensor-spezifische Kalibrierung unerlässlich war. Als vom Aufwand her gangbare Methodik empfahlen sie ebenfalls eine Ein-Punkt-Kalibrierung.

Material und Methoden












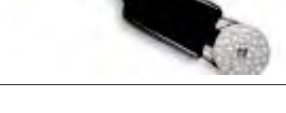
Untersuchungsgebiet

Die Studie wurde vom 01.09. bis 31.10.2011 auf dem Gelände einer ökologischen Gärtnerei in Wolfenbüttel im Südosten von Niedersachsen, Deutschland, durchgeführt. Die Untersuchungsfläche wurde im Süden in ca. 10 Meter Entfernung von einer Hecke und im Osten in ca. 20 Meter Entfernung von Bäumen eingesäumt, so dass die Fläche besonders im zweiten Monat zum Teil beschattet wurde. Der Boden des Untersuchungsgebiets ist ein schluffiger Lehm. Er wurde im Sommer des Untersuchungsjahres bis in eine Tiefe von ca. 25 cm mit einer Motorfräse umgebrochen, und lag bis zum Einbau der Messgeräte ca. 2 Monate brach. In dieser Zeit stellt sich eine durch Disteln dominierte schütterere Vegetation ein, welche im Rahmen der Einbauarbeiten der Sensoren manuell entfernt wurde.

Sensoren

Insgesamt 6 Typen von Wassergehalts-Sensoren (Decagon 5TM, Decagon EC-5, DELTA-T ThetaProbe, IMKO TrimePico, Decagon 10HS, TRASE TDR) und 7 Typen von Wasserpotential-Sensoren unterschiedlichen Typs (UMS Tensiometer T4, T5 sowie zwei Typen T8, Decagon MPS-1- und MPS-2, UMS SIS) wurden in jeweils 4 Wiederholungen in einer Tiefe von 20 cm in einer kreisförmigen Anordnung von 5 m Durchmesser platziert. Einen Über-

Tabelle 1: Die Eigenschaften der eingesetzten Sensoren.

Sensor	Hersteller	Messprinzip**	Einheit	Messbereich	T*	
Trase TDR	TRASE	TDR	[%]	0 - 100	-	
TrimePico64	IMKO	TDR	[%]	0 - 100	✓	
ThetaProbe	Delta-T	FDR	[%]	0 - 100	-	
10HS	Decagon	Capacitance	[%]	0 - 57	-	
5TM	Decagon	Capacitance	[%]	0 - 100	✓	
EC-5	Decagon	Capacitance	[%]	0 - 60	-	
T4	UMS GmbH	DA	[hPa]	<0 - 750	-	
T5***	UMS GmbH	DA	[hPa]	<0 - 1000	-	
T8	UMS GmbH	DA	[hPa]	<0 - 850	✓	
SIS	UMS GmbH	EPM mit ER	[hPa]	50 - 2000	✓	
MPS-1	Decagon	EPM mit Cap	[hPa]	100 - 5000	-	
MPS-2	Decagon	EPM mit Cap	[hPa]	50 - 5000	✓	

* Temperaturmessung integriert

** TDR = time domain reflectometrie. FDR = frequency domain reflectometry, DA = Elektronischer Druckaufnehmer, EPM mit ER = Equivalent porous medium mit elektrischer Widerstandsmessung. EPM mit Cap = Equivalent porous medium mit kapazitiver Messung.

***Laborgerät; nicht für Freiland Einsatz konzipiert.

blick über die unterschiedlichen Sensoren gibt *Tabelle 1*. Das Funktionsprinzip der Sensoren ist in den jeweiligen Manuals dokumentiert (siehe Abschnitt „Manuals“). Die genaue Anordnung der einzelnen Sensoren kann *Abbildung 1* entnommen werden. Der Sensorring wurde in vier Sektoren (Nord, Ost, Süd, West) mit jeweils der gleichen Sensoranordnung unterteilt. Die MPS und SIS-Sensoren wurden mit Bodenmaterial verklebt und in vorgebohrten

Höhlen eingebracht, alle andern Sensoren befanden sich in passgenauen Bohrungen (Tensiometer und Decagon-Sensoren) oder ohne Vorbohrung (TDR, Theta-Probe) in direktem Kontakt mit dem Bodenmaterial. In den Nord- und Südsektoren wurden die Sensoren horizontal, in den Ost- und Westsektoren vertikal eingebaut. Die Datalogger sowie die weitere technische Ausrüstung wurden in einem Zelt in der Mitte des Kreises aufbewahrt. Im Verlauf der

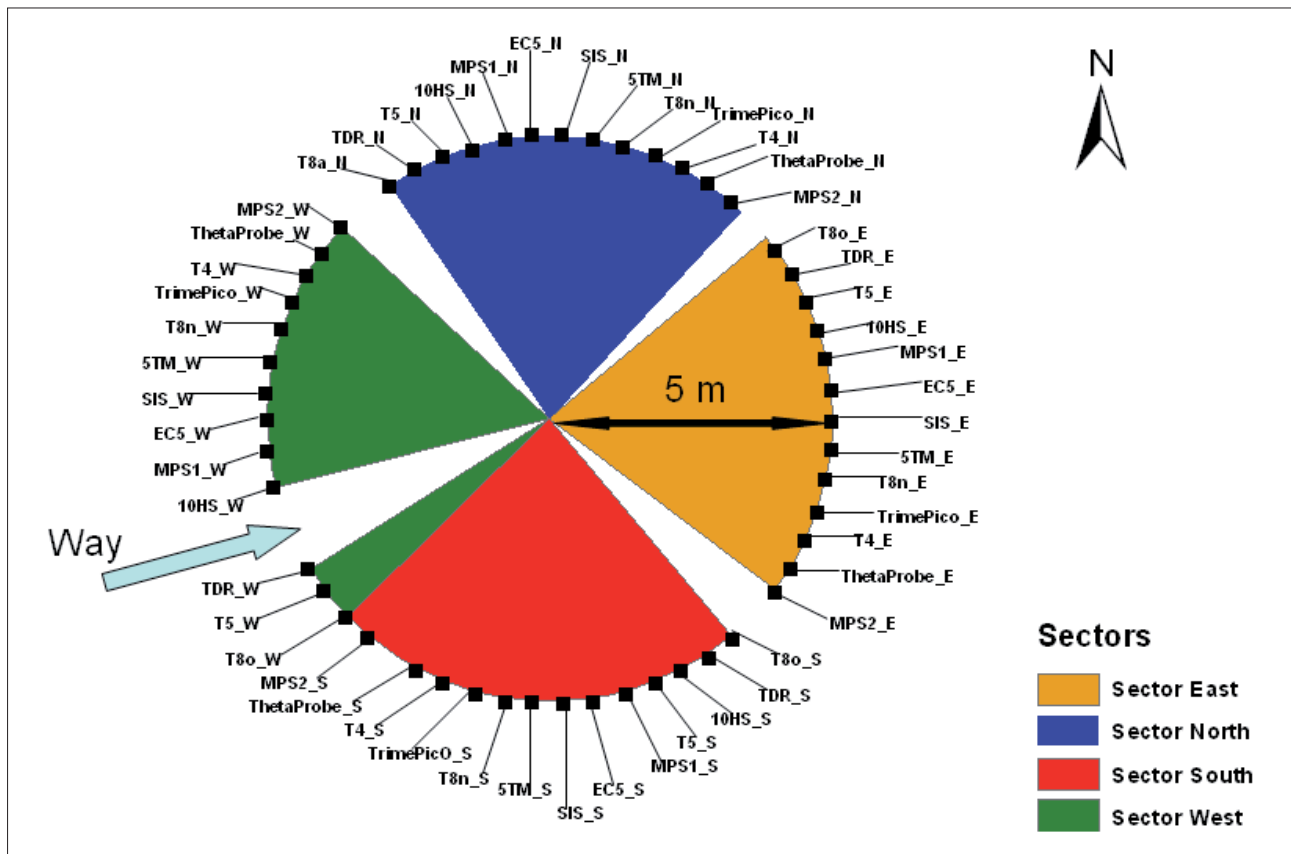


Abbildung 1: Die kreisförmige Anordnung der unterschiedlichen Sensoren und deren Einteilung in die unterschiedlichen Sektoren (Nord, Ost, Süd, West) für die Betrachtung der Messergebnisse.

Untersuchung wurde der tägliche Sonnenstand flacher und es trat dadurch eine Abschattung sowohl durch Bäume als auch durch das Zelt in der Mitte des Sensorrings auf.

Nach Messende wurde neben jedem Sensor eine Probe mit einem Stechzylinder von 100 cm³ Volumen zur Bestimmung des gravimetrischen Wassergehalts genommen. Außerdem wurden alle Sensoren nach Messende in Wasser gestellt zur Messung der Werte bei Wassersättigung. Zur Auswertung wurde für jeden Sektor und zu jedem Messzeitpunkt der Median aller Sensoren für den Bodenwassergehalt bzw. das Wasserpotential berechnet. Dieser Median wurde als bestmögliche Approximation an den unbekanntem „wahren“ mittleren Wert interpretiert.

Wassergehaltssensoren

Die Wassergehaltsmessungen basieren auf der Bestimmung der elektrischen Permittivität. Aufgrund der Unterschiedlichkeit der Permittivität (Dielektrizitätskonstante) von Boden und Luft ist diese ein sensibles Maß für den Bodenwassergehalt. Die TDR-Geräte TRASE und das IMKO-Gerät TRIME Pico 64 beruhen auf Laufzeitmessungen einer elektromagnetischen Welle entlang eines Wellenleiters. Dieser ist beim TRASE 20 cm lang, beim Trime Pico64 ca. 16 cm. Die ThetaProbe von Delta-T Devices Ltd. beruht auf dem FDR-Prinzip, wobei aus der Frequenzveränderung eines Schwingkreises die Kapazität und daraus die Permittivität abgeleitet wird.

Wasserpotentialsensoren

Die T4, T5 und T8 Tensiometer der UMS GmbH messen die Tension im Boden, in dem eine mit Wasser gefüllte Keramik mit dem Bodenwasser ins Gleichgewicht gebracht wird und die Druckübertragung ins wassergefüllte Geräteinnere erfolgt, wo der Innendruck über einen elektronischen Druckaufnehmer registriert wird. Das T5 Tensiometer ist ein Miniatursensor, der normalerweise im Laborbetrieb eingesetzt wird. Von dem T8 Tensiometer wurde eine ältere Serie (T8 alt; Beschaffung 2002) und eine neuere Serie (T8 neu; Beschaffung 2010) verwendet. Der SIS-Sensor der UMS GmbH sowie die beiden MPS-1 und MPS-2-Sensoren von Decagon Devices, Inc. sind Matrixsensoren. Sie bestehen aus einem definierten porösen Medium, in dem sich im Kontakt mit dem Boden ein Wassergehalt einstellt, aus dem über eine gerätespezifische Kalibrierung auf die Wasserspannung rückgeschlossen wird. Der Wassergehalt wird im SIS über die Messung der elektrischen Leitfähigkeit, in den MPS über die Permittivität gemessen. Als Vorteile der Matrixsensoren gelten der wartungsfreie Betrieb und ein Messbereich, der zu höheren Tensionen hin den der Tensiometer übertrifft. Nachteilig ist, dass sich der Porenraum des Sensors je nach Wasserspannung füllen und leeren muss, was je nach Bodenwasserleitfähigkeit und kapillarer Anbindung zeitverzögert und mit Hysterese fehler stattfindet.

Der Hauptteil der Sensoren wurde Anfang September 2011 eingebaut. Die Installation der horizontal eingebauten Gerä-

te erfolgte von einer kreisförmig angelegten flachen Grube aus nach außen. Die Grube wurde nach Einbau wiederverfüllt. Die neueren T8 Tensiometer im südlichen Sektor wurden erst am 08.09.2011 und die MPS-2 Sensoren erst am 28.09.2011 installiert. Um Variabilität im hydraulischen In-situ-Zustand in der Messtiefe 20 cm aufgrund von Wurzelwasseraufnahme zu minimieren, wurde die Bodenoberfläche oberhalb der Geräte manuell von Unkraut (Disteln!) freigehalten, was jedoch aufgrund der Wartungsintervalle niemals 100%ig gelang. Die Datenaufnahme erfolgte in 30-minütigen Intervallen über einen DT85-Logger, für die DECAGON-Geräte über EM50-Logger, die Daten des TRASE-Gerätes wurden über einen Multiplexer erfasst. Für die Berechnung von Wassergehalten und Wasserspannungen wurden keinerlei bodenspezifische Kalibrierungen vorgenommen, sondern mit den Werkseinstellungen gearbeitet. Nach dem 09.10.2011 sind die MPS-2 Sensoren ausgefallen.

Die übrigen Wassergehaltssensoren im Test beruhen auf dem capacitance Prinzip, bei dem die Zeit bis zur Aufladung eines Sensors mit einer definierten Spannung als Maß für die Permittivität benutzt wird. Der EC-5-Sensor von Decagon Devices, Inc. gilt als temperaturtolerante Low-Cost-Sonde, der ThetaProbe-Sensor gilt als tolerant gegenüber hohen Salzgehalten, der 10HS Sensor erfasst mit ein größeres Bodenvolumen. Nähere Spezifikationen zu den Sensoren sind den Datenblättern der Hersteller zu entnehmen.

Ergebnisse und Diskussion

Wassergehaltsmessungen – Vergleich der Sensoren untereinander

Alle Wassergehaltssensoren zeigten einen grundsätzlich ähnlichen Verlauf, welcher der Witterung folgte. In *Abbildung 2* sind die Mediane der Wassergehalte in jedem Sektor sowie der Niederschlag zu sehen. Die Messwerte für die einzelnen Wassergehaltssensoren in den Sektoren sind in *Abbildung 3* dargestellt. Deutlich ist die schnelle Reaktion auf die Niederschläge um den 10. Tag und den 40. Tag zu erkennen, sowie die Austrocknung zwischen diesen Niederschlägen. Dieser Verlauf wurde grundsätzlich von allen Sensoren abgebildet. Während die Dynamik also von allen Messgeräten vergleichbar erfasst wurde, unterschieden sich die einzelnen Sensoren in der Höhe des absolut gemessenen Wassergehalts. Außerdem reagierte der TDR-Sensor im nördlichen und östlichen Sektor etwas schneller als die übrigen Sensoren auf die Niederschläge. Die Sensoren ThetaProbe, TrimePico sowie TDR lagen signifikant oberhalb des Gesamtmittels (Median aller Sensoren) und die Sensoren 5TM sowie EC5 darunter (*Tabelle 2*). Im östlichen Sektor lagen die Messwerte der Sensoren deutlich näher zusammen als in den anderen Sektoren. Im nördlichen Sektor waren die gemessenen Wassergehalte meist höher als in den anderen Sektoren, was sehr gut anhand des Vergleichs der Mediane in *Abbildung 2* zu erkennen ist, wohingegen die Wassergehalte im westlichen Sektor eher niedriger waren. Insgesamt waren die Mediane jedoch dicht beieinander. Somit kann festgestellt werden, dass der Boden einigermaßen homogen war. Der Unterschied zwischen den Sensoren ist möglicherweise durch die wegen der Abschattung geänderte Wasserdy-

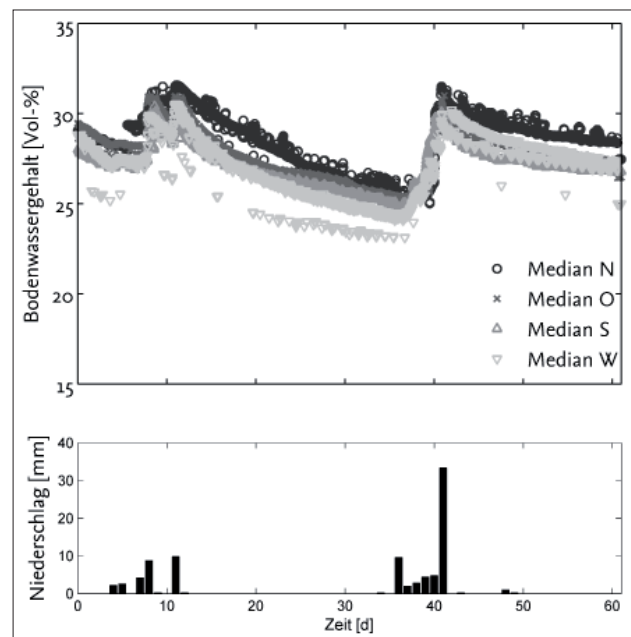


Abbildung 2: Ein Vergleich der Mediane des gemessenen Bodenwassergehalts in den verschiedenen Sektoren untereinander und mit dem Niederschlag.

Tabelle 2: Die mittlere absolute Abweichung (MAD) und die quadrierte mittlere Abweichung vom Median (RMSE) für alle verwendeten Sensoren während der Messperiode. Werte in Prozent volumetrischer Wassergehalt.

Sensor	MAD	RMSE
10HS	-2,14	1,57
5TM	-2,58	1,24
EC-5	-1,42	2,07
ThetaProbe	2,43	1,15
TDR	2,49	1,57
TrimePico64	3,15	1,23

namik erklärbar. So warfen die Bäume und das Zelt in der Sensorringmitte hauptsächlich im nördlichen Sektor Schatten. Der östliche Sektor wurde auch durch Bäume beeinflusst. Der südliche Sektor wurde hingegen durch eine Hecke beeinflusst. Nur der westliche Sektor wurde weder durch Bäume oder Hecken noch das Zelt beeinträchtigt. Weitere Unterschiede zwischen den einzelnen Sensoren könnten auch auf Wurzeln zurückgeführt werden. Da das Untersuchungsgebiet in einer ökologischen Gärtnerei lag, wurden Pflanzen lediglich mechanisch bekämpft. Dieses führte jedoch zu noch vorhandenen Wurzelrückständen im Boden, die weiterhin die Sensoren beeinträchtigen können. Die unterschiedliche Einbauorientierung führte nicht zu Differenzen in den Messergebnissen. Es können also alle Wassergehaltssensoren sowohl horizontal als auch vertikal eingebaut werden.

Bei Einzelbetrachtungen der Sensoren ist auffällig, dass die TRASE TDR-Werte häufig zwischen zwei Werten sprangen. Dies führt im Westsektor dazu, dass auch der Median vereinzelt springt (*Abbildung 2*). Die Gründe hierfür sind momentan unklar, und werden entweder im Auswertungs-

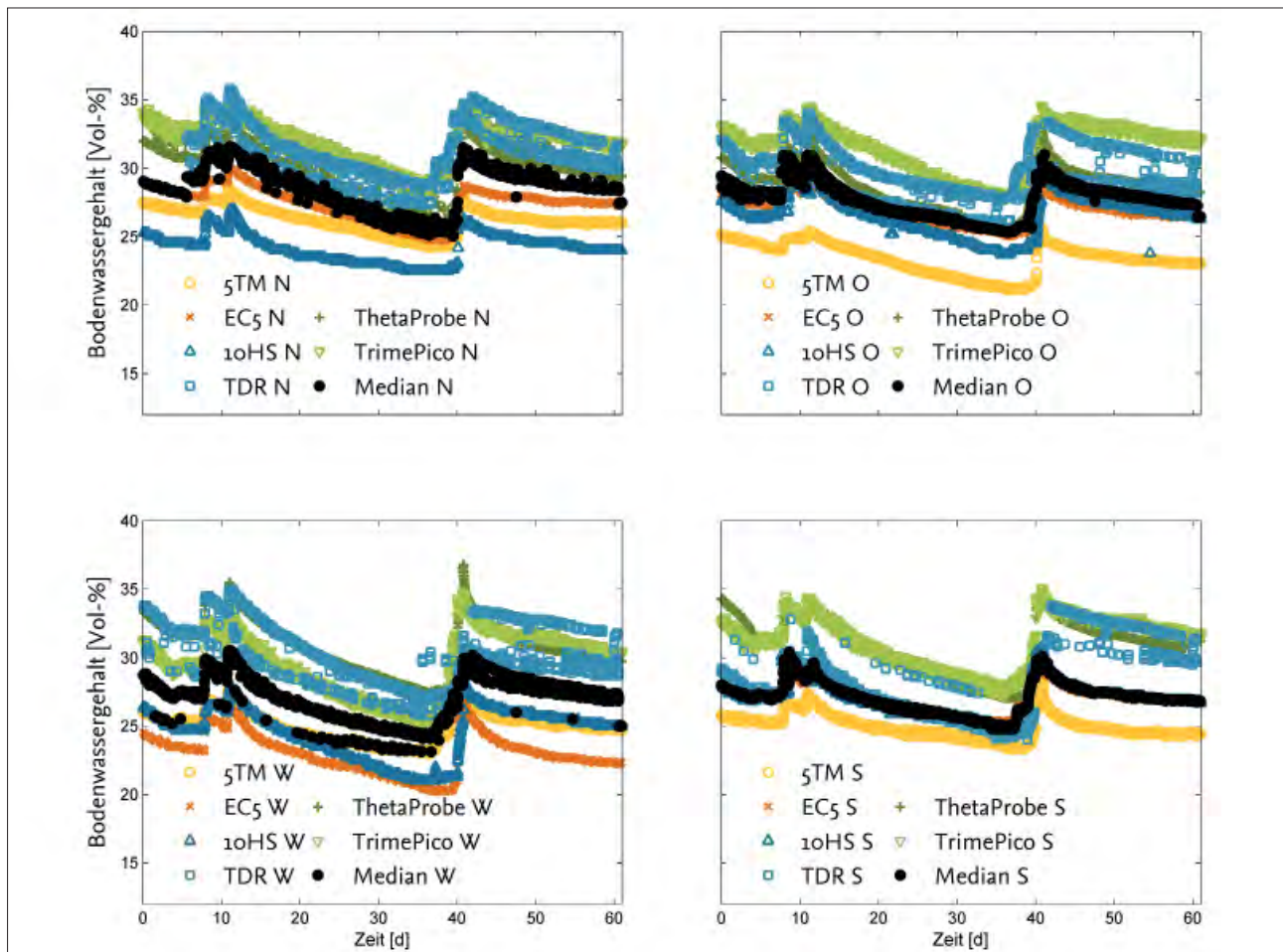


Abbildung 3: Die von den einzelnen Sensoren in den Sektoren gemessenen Bodenwasserhalte sowie der jeweilige Median des Sektors.

algorithmus oder in einem Fehler in der Datenerfassung vermutet.

Wassergehaltsmessungen – Vergleich der Sensoren mit Stechzylinder-Wassergehalten

Tabelle 3 zeigt das Resultat des a posteriori-Vergleichs zwischen Messungen der Sensoren und daneben genommenen Stechzylindern. Es ist auffällig, dass die kapazitiven Sonden im Mittel um weniger als 1,5 % Wassergehalt von der Referenzmessung abweichen, während die TRASE-TDR-Messungen eine mittlere Überschätzung von 1,7%, die ThetaProbe um 2,8%, und das Trime Pico sogar um 5 % anzeigen. Dass die letztgenannten Abweichungen signifikant sind, wird in *Abbildung 4* verdeutlicht. Die während der Feldmessung im Sensorvergleich ermittelte Überschätzung der Wassergehalte durch die TDR-Systeme wird somit durch die a posteriori Messung bestätigt.

Tensionen

Auch für die Tensionen wurde der Median des gesamten Ensembles als beste Approximation an den wahren mittleren Wert berechnet. Die Berechnung war allerdings wesentlich problematischer als für die Wassergehalte, weil unterhalb

von 100 hPa die Sensoren MPS1-1 und MPS-2 eindeutig invalide Werte anzeigten, gegen Ende der Messperiode deshalb viele Messwerte außerhalb des Messbereichs lagen und nicht verwendet werden konnten. Auf der anderen Seite traten während der stärksten Austrocknungsphase einzelne Tensionen über 650 hPa aus, eine Grenze, ab der Tensiometerwerten zunehmend nicht mehr zu trauen ist. Die SIS-Sensoren wurden überhaupt nicht in der Mittelwertbildung berücksichtigt.

Die Mediane der gemessenen Tensionen sind somit primär durch die Tensionenwerte der Tensiometer geprägt. Sie zeigen in den einzelnen Sektoren sowie im Vergleich mit dem gefallenen Niederschlag (*Abbildung 5*) allesamt eine präzise Reaktion auf die Witterung. In drei der Sektoren verliefen die Mediane einigermaßen ähnlich. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Sektoren sind wie bei der Wassergehaltsmessung vermutlich durch die wegen Abschattung unterschiedliche Wasserdynamik erklärbar. Im östlichen Sektor zeigte sich während der Austrocknungsperiode vom 13. bis 33. Tag ein geringerer Wasserspannungsanstieg als für die anderen Sektoren. Dieser Sektor sollte deshalb im Direktvergleich ausgeschlossen werden.

Der Vergleich der einzelnen Messreihen zeigt deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Sensortypen (*Abbildung*

Tabelle 3: Die Gegenüberstellung des letzten Messwertes der Wassergehaltssensoren im Feld und der im Labor gemessene Wassergehalt an einer neben dem Sensor genommenen Probe. Alle gezeigten Werte sind absolute volumetrischer Wassergehalte in %.

Sensor	Sektor	Feld	Labor	Differenz	Mittel Feld	Mittel Lab	Differenz	Streuung
10HS	Nord	24.0	27.3	-3.3	25.5	26.7	-1.2	1.6
10HS	Ost	26.3	-					
10HS	Süd	26.7	27.6	-0.9				
10HS	West	25.0	25.2	-0.2				
5TM	Nord	26.0	25.5	0.5	24.5	24.9	-0.4	2.4
5TM	Ost	23.0	26.3	-3.3				
5TM	Süd	24.4	25.6	-1.2				
5TM	West	24.7	22.2	2.4				
EC-5	Nord	27.5	28.2	-0.8	25.8	25.7	0.1	2.6
EC-5	Ost	26.5	23.7	2.8				
EC-5	Süd	26.9	25.5	1.4				
EC-5	West	22.3	25.4	-3.1				
TDR	Nord	29.9	26.4	3.5	29.2	27.5	1.7	1.7
TDR	Ost	28.2	28.4	-0.2				
TDR	Süd	29.7	26.9	2.8				
TDR	West	29.0	28.5	0.5				
ThetaProbe	Nord	29.4	29.6	-0.2	29.6	26.8	2.8	2.3
ThetaProbe	Ost	28.3	26.0	2.2				
ThetaProbe	Süd	31.2	26.8	4.4				
ThetaProbe	West	29.7	24.9	4.8				
TrimePico64	Nord	31.8	27.4	4.3	31.4	26.3	5.0	1.7
TrimePico64	Ost	32.0	25.1	6.9				
TrimePico64	Süd	31.4	25.5	6.0				
TrimePico64	West	30.2	27.2	3.0				
Mittelwerte		27.7	26.3	1.4	27.7	26.3	1.3	2.1

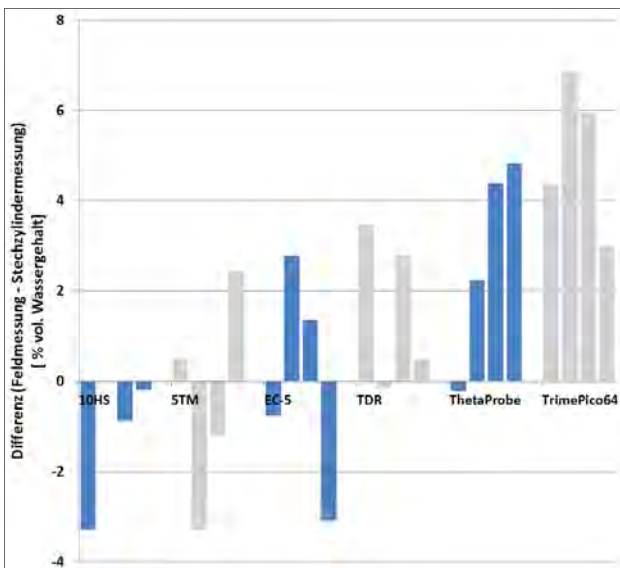


Abbildung 4: Vergleich der am Ende der Messperiode in situ gemessenen Bodenwassergehalte mit daneben entnommenen Stechzylindern-Wassergehalten. Es wurde nach den Sensor-Typen sortiert. Die vier Balken je Sensor entsprechen den Sektoren Nord-Ost-Süd-West.

6). Eindeutig abweichend vom mittleren Ensemblewert waren die Messwerte aller SIS-Sensoren, die nicht nur stets deutlich unter denen der anderen Sensoren lagen, sondern auch deutlich verzögert auf Austrocknung ansprachen.

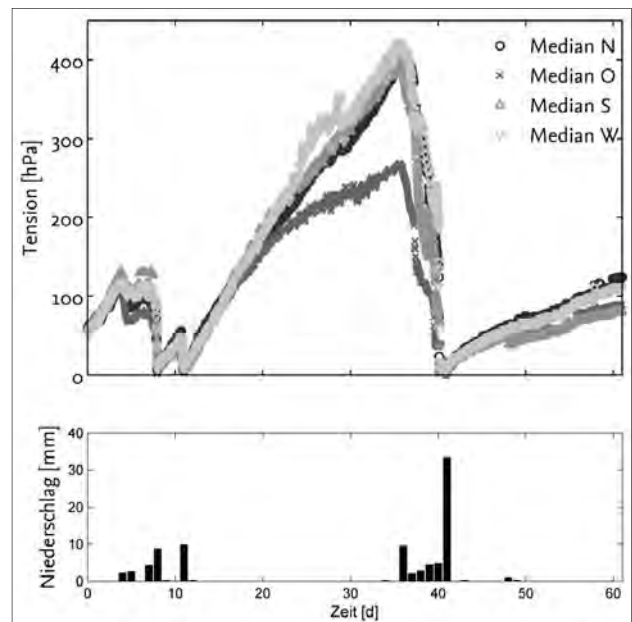


Abbildung 5: Ein Vergleich der Mediane der gemessenen Tensionen in den verschiedenen Sektoren untereinander und mit dem Niederschlag.

Aufgrund eines Fehlers beim Loggen der Daten sind die Messwerte für die SIS-Sensoren im südlichen und westlichen Sektor identisch. Bei den MPS-1 und MPS-2 Sensoren fallen die deutlichen Unterschiede von Sensor zu Sensor

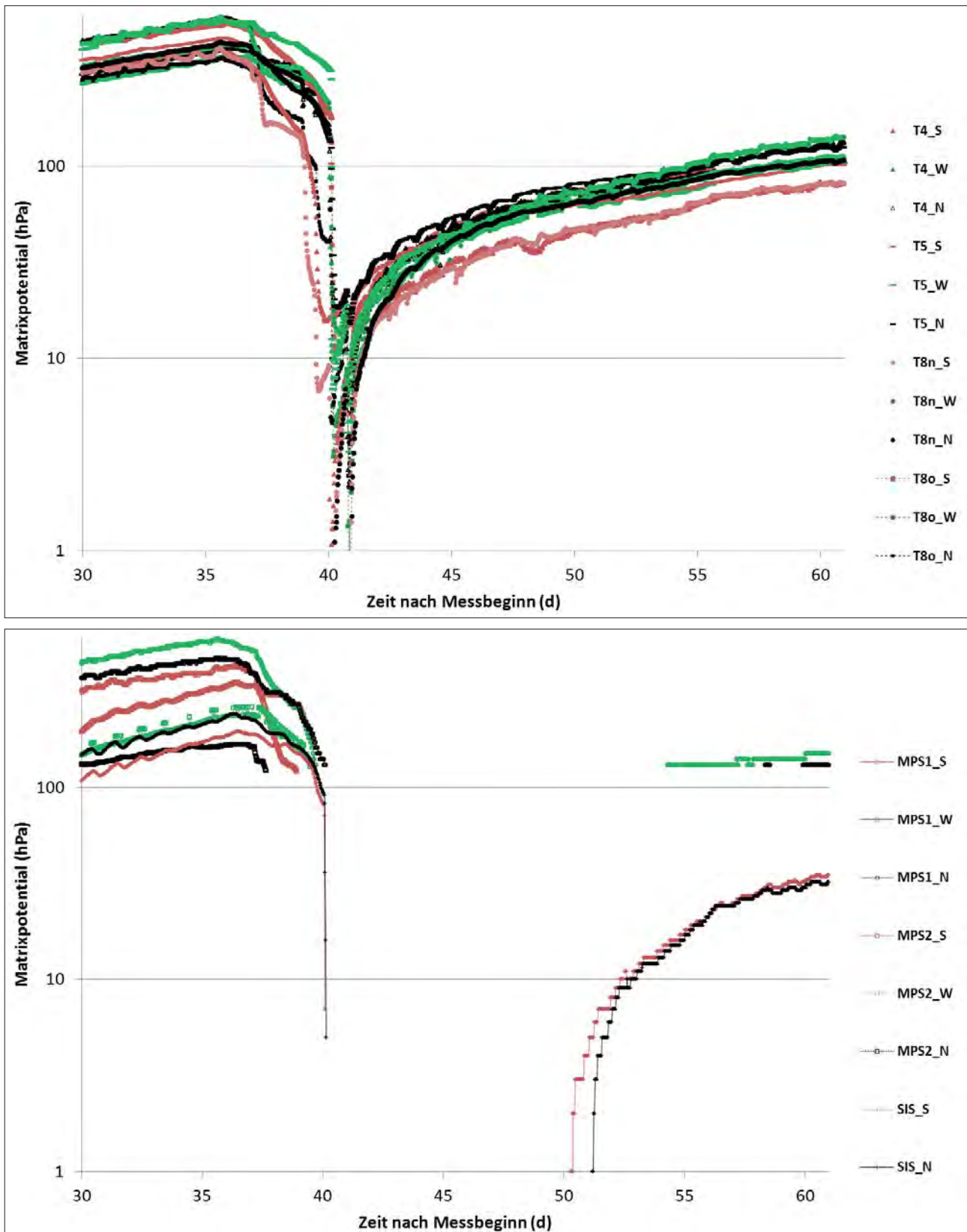


Abbildung 6: Im Oktober gemessene Bodenwasserspannungen mit Tensimetern (oben) und MPS sowie SIS-Sensoren in den drei Sektoren Nord, West und Süd. Man beachte die Log-Skalierung, die einer Auftragung auf der y-Achse von pF 1 bis pF 2,8 entspricht. Sensoren im Südsektor sind rot, im Nordsektor schwarz und im Westsektor grün. Es zeigen sich keine systematische Unterschiede.

Tabelle 4: Die mittlere Abweichung (MAD) und der Betrag der mittleren Abweichung |MAD| vom Median für alle verwendeten Wasserspannungssensoren. Alle Werte in hPa.

Sensor	MAD	MAD
T4	6	13
T5	13	13
T8n	2	11
T8o	0	3
MPS-1	39	40
SIS	-122	122

auf, MPS-1 und MPS-2-Werte im selben Sektor lagen zum Teil deutlich auseinander. Die Tensiometer reagierten am sensitivsten auf auch geringe Änderungen in den atmosphärischen Bedingungen. Sie zeigten ferner deutliche tägliche Schwankungen an, die wir als evaporationsbedingten Anstieg der Tension zur Tagesmitte interpretieren. Artefakte aufgrund eines Temperatureinflusses sind allerdings nicht auszuschließen. Insgesamt lagen die Messwerte der Tensiometer ohne große systematische Abweichungen in einem Band, welches ca. Faktor 2 (etwa 0.3 pF-Einheiten) des Messwertes einnahm und vermutlich die natürliche Variabilität des Messsignals widerspiegelt (*Abbildung 7*). Die T8 Tensiometer lagen für die horizontale Einbauweise näher am Median als für die vertikale Einbauweise. Die Werte der T5-Tensiometer wichen von denen der größeren Feldgeräte in keiner Weise ab.

Tabelle 4 zeigt die mittleren Abweichungen der einzelnen Sensoren vom Gesamtmedian, welche auf Basis der Werte der Sektoren N, W und S errechnet wurden. Es ist erkennbar, dass alle Tensiometer, darunter auch die eigentlich für den Laboreinsatz konzipierten und mit einer sehr kleinen Messspitze ausgestatteten T5 mit systematischen Abweichungen unter 15 hPa sowie mit einer Streuungsbandweite von im Mittel unter 15 hPa recht eng am „wahren“ Signal liegen. Das MPS-1 dagegen liegt systematisch im Mittel um 40 hPa über den Tensiometern, während die SIS eine mittlere Unterschätzung um 120 hPa ergeben. Bei den beiden MPS-Typen waren die Abweichungen interessanterweise in verschiedene Richtungen: Das MPS-1 zeigte höhere Spannungen an, die hier nicht statistisch ausgewerteten MPS-2 Signale dagegen niedrigere.

In-situ Retentionskurve

Der Zusammenhang von den gemessenen Wassergehalten zu den gemessenen Tensionen im Untersuchungszeitraum wird in *Abbildung 7* visualisiert. Hierfür wurde jeweils der Median aus den einzelnen Medianen für die Sektoren berechnet. Somit ist diese Retentionskurve ein Charakteristikum für das gesamte Untersuchungsgebiet. Der höchste Wassergehalt lag bei 30,9 Vol.-%. Die höchste Tension betrug 401,8 hPa. In diesem Tensionsbereich sind die großen Poren im Boden entleert, die mittleren Poren jedoch noch wassergefüllt. Der Boden trocknete niemals wesentlich unter die Feldkapazität ab. Dass die gemessenen Tensionen trotz längerer Austrocknungsphasen von über 20 Tagen nicht höher waren, weist zum einen auf einen Boden mit hohem Wasserhaltevermögen hin, und ist zum anderen der späten

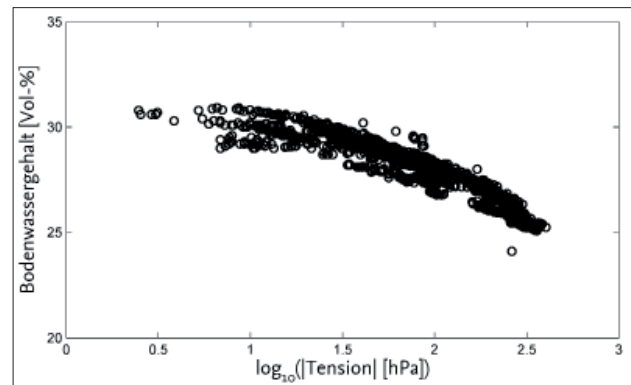


Abbildung 7: Die Beziehung zwischen dem Bodenwassergehalt und der Tension in dem Untersuchungsgebiet über die gesamte Messperiode.

Jahreszeit und der fehlenden Vegetation geschuldet, welche die Austrocknung nur langsam erfolgen ließen.

Schlussfolgerung

Grundsätzlich fanden wir für die Bodenwassergehalts-Sensoren, dass alle verwendeten Sensoren ähnliche Eigenschaften besaßen, mit nur geringen Abweichungen. Alle Sensoren reagierten nach Niederschlägen oder in Trockenzeiten mit hoher Präzision und stellten den gleichen relativen Verlauf dar. Die Orientierung der Sensoren (vertikal vs. horizontal) ergab keine systematische Auswirkung auf die Ergebnisse. Wir fanden keinen signifikanten Unterschied zwischen sogenannten low-cost Sensoren und teuren Systemen. Unsere Studie bestätigt damit die Aussage von VENTURA et al. (2010), dass alle Sensoren auch ohne bodenspezifische Kalibrierung akzeptable Resultate ergeben. Die Einschätzung von WALKER et al. (2004), nach der TDR-Systeme allein verlässliche Daten ergeben, wurde nicht bestätigt. Im Gegenteil zeigten das das gemultiplexte System TRASE TDR und die Trime Pico nicht nur die größten durchschnittlichen Abweichungen sowohl vom Ensemblewert als auch dem Vergleich mit den Stechzylinderwerten, sondern auch am häufigsten Ausreißer oder problematische Messwerte. Möglicherweise hat dies mit einer suboptimalen Konfiguration unserer Datenerfassung zu tun. Es sind aber Zweifel an der Schlussfolgerung von MITTELBACH et al. (2012) angebracht, welche die Trime TDRs als Referenz definierten, und im Vergleich dazu die Güte alternativer Sensoren beurteilten. Für die Saugspannungs-Sensoren fanden wir signifikante Abweichungen zwischen Sensor-Typen, was zeigt, dass hier noch Potential für weitere Entwicklungen besteht. Alle Sensoren reagierten zwar auf Niederschläge und Trockenzeiten. Die SIS-Sensoren taten dies jedoch mit einer erheblichen Verzögerung, die vermutlich durch eine Re-Kalibrierung nicht aufgefangen werden kann. Die MPS-2 Sensoren konnten noch nicht richtig beurteilt werden, da ihr Einbau so spät im Jahr erfolgte, dass der Boden nicht mehr so stark austrocknete, dass der Messbereich erreicht wurde, wo sie ihre Stärken ausspielen. Für das MPS-2 konnte der Anspruch, dass die Sensoren bereits ab 50 hPa verlässliche Daten zeigen, nicht bestätigt werden.

Unsere Studie ist nicht umfassend. Es wurde nicht versucht, feldspezifische Kalibrierungen vorzunehmen. Die im Feld erzielten Ergebnisse müssten durch ergänzende Laboruntersuchungen erklärt und weiter spezifiziert werden. Außerdem wurden im Lauf der Untersuchungen Schwächen des experimentellen Designs deutlich. Das Untersuchungsgebiet war in Teilen durch Abschattung durch Bäume und durch Abschattung aus einem Zelt in der Mitte des Sensor-Rings betroffen. Später im Jahr, als der maximale Sonnenstand flacher war, beeinflusste dies die Wasserdynamik in verschiedenen Sektoren der kreisförmigen Anordnung, was einen direkten 1:1-Vergleich der Sensoren in den verschiedenen Sektoren ausschließt. Ein Sensorenvergleich im Freiland unter natürlichen Bedingungen ist nicht ohne Tücken, und absolut klare Aussagen zu den einzelnen Sensoren sind aufgrund unseres Vergleichs bisher nur schwer zu treffen. Es erscheint ratsam, eine Wiederholung des Freilandexperimentes unter Vermeidung der Schwachstellen der ersten Durchführung erfolgen. Insbesondere die Aspekte Vegetation und Beschattung, sowie eine frühere Installation im Jahr sollten hierbei beachtet werden.

Danksagung

Wir bedanken uns bei Beate Pieper, dass wir ihre Gärtnerei für unsere Messungen nutzen konnten, und bei Ines Andrä und Detlef Duncker für die technische Unterstützung. Besonders danken wir der UMS GmbH sowie Decagon Devices Inc. für die Bereitstellung eines großen Teils der Sensoren.

Manuals

Decagon Devices, Inc., 2008. 10HS, Soil Moisture Sensor, Operator's Manual, Version 1.0. 19 Seiten.

Decagon Devices, Inc., 2010. 5TM, Water Content and Temperature Sensors, Operator's Manual, Version 0. 26 Seiten.

Decagon Devices, Inc., 2008. MPS-1, Dielectric Water Potential Sensor, Operator's Manual, 24 Seiten.

Decagon Devices, Inc. 2008. MPS-2 Dielectric Water Potential Sensor. Operator's Manual, 27 Seiten. http://www.ums-muc.de/fileadmin/produkt_downloads/FD+TDR/MPS-2_Manual.pdf.

Imko Mikromodultechnik GmbH, 2011. Manual for Trime-Pico 64/32. 46 Seiten.

UMS GmbH München, 2009. Bedienungsanleitung T8, Langzeitmonitoring-Tensiometer. 56 Seiten.

UMS GmbH München, 2006. User Manual, SIS Smart Irrigation Sensor. 15 Seiten.

UMS GmbH München, 2009. Operator's Manual, EC-5, EC-10, 20, Water Content Sensor. 23 Seiten.

UMS GmbH München, 2004. ThetaProbe, Soil Moisture Sensor, Type ML2x, User Manual ML2x-UM-1.21. 22 Seiten.

Literatur

FENG, L., Y. WANG, W. YANG and Q. SHI, 2011: Comparison of Standing Wave Ratio, Time Domain Reflectometry and gravimetric method for soil moisture measurements. *Sensor Letters* 9 (3) , pp. 1140-1143.

KINZLI, K., N. MANANA and R. OAD, 2012: Comparison of Laboratory and Field Calibration of a Soil-Moisture Capacitance Probe for Various Soils, *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 138 (4), pp. 310-321.

KÖNIGER, F., G. SCHMITT, R. SCHUHMAN and C. KOTTMEIER, 2010: 'Free Line Sensing', a new method for soil moisture measurements using high-voltage power lines, *Near Surface Geophysics* 8 (2), pp. 151-161.

MALAZIAN, A., P. HARTSOUGH, T. KAMAI, G.S. CAMPBELL, D.R. COBOS and J.W. HOPMANS, 2011: Evaluation of MPS-1 soil water potential sensor. *Journal of Hydrology* 402, 126-134

MITTELBACH, H., I. LEHNER and S.I. SENEVIRATNE, 2012: Comparison of four soil moisture sensor types under field conditions in Switzerland, *Journal of Hydrology* 430-431, pp. 39-49.

NOLZ, R., G. KAMMERER and P. CEPUDER, 2013: Calibrating soil water potential sensors integrated into a wireless monitoring Network. *Agricultural Water Management* 116, 12-20.

NORIKANE, J.H., J.J. PRENGER, D.T. ROUZAN-WHELDON and H.G. LEVINE, 2005: A comparison of soil moisture sensors for space flight applications, *Applied Engineering in Agriculture* 21, 211-216.

TOPP, G.C., J.L. DAVIS and A.P. ANNAN, 1980: Electromagnetic determination of soil water content: measurements in coaxial transmission lines. *Water Resour. Res.*, 16, 574-81.

VARBLE, J.L. and J.L. CHÁVEZ, 2011: Performance evaluation and calibration of soil water content and potential sensors for agricultural soils in eastern Colorado. *Agricultural Water Management* 101, 93-106.

VENTURA, F., F. OSVALDO, P. STEFANO and R.P. PAOLA, 2010: Soil moisture measurements: Comparison of instrumentation performances. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 136 (2), pp. 81-89.

WALKER, J.P., G.R. WILLGOOSE and J.D. KALMA, 2004: In situ measurement of soil moisture: A comparison of techniques. *Journal of Hydrology*, 293 (1-4), pp. 85-99.

Die Dynamik von Schwermetallen und Arsen in Auenböden - Ergebnisse von kombinierten Feld- und Lysimeterversuchen

Holger Rupp^{1*} und Ralph Meißner¹

Zusammenfassung

Auen entlang großer Flüsse puffern erhebliche Schadstoffeinträge ab. Daher werden die zulässigen Gehalte für Schwermetalle und Arsen in der Bodenlösung oftmals überschritten und innovative Flächenmanagement- und Sanierungsansätze zur Lösung dieses Problems dringend benötigt. Das erfordert ein grundlegendes Verständnis der Prozesse, die die Dynamik von Schwermetallen und Arsen unter den hochdynamischen hydrologischen Bedingungen von Auen bestimmen. Mit diesem Ziel wurden adäquate Versuche an *in situ* Feldmessplätzen und Lysimetern durchgeführt.

Für die Lysimeteruntersuchungen wurden Bodenmonolithe (Durchmesser 30 cm, Höhe 70 cm) von einem Elbauenstandort entnommen. Lysimeter und bodenhydrologische Feldmessplätze wurden mit vergleichbarer Sensorik ausgestattet. Der Grundwasserstand innerhalb des Lysimetergefäßes ist frei wählbar, wodurch hier typische saisonale Schwankungen des Grundwasserstands (schneller Wechsel zwischen Überflutungs- und Trockenphasen) simuliert werden konnten. Die Ausstattung der Lysimeter und Feldmessplätze gestattet es, neben der Gewinnung von Bodenlösung die Parameter zu quantifizieren, die die Dynamik von Schwermetallen bestimmen (u.a. Wasserstand, EH, pH, Temperatur).

Die Untersuchungen belegen auf beiden Skalenebenen signifikante Effekte des Wasserstands, des Redoxpotenzials und des pH Werts auf die Schwermetall- und Arsen-Dynamik. Zudem wirkt die Dauer und Oszillation von Hochwasserereignissen signifikant auf die Stoffdynamik. Es kann geschlussfolgert werden, dass kombinierte Untersuchungen auf den Skalenebenen Feld und Lysimeter ein geeignetes Werkzeug zum Verständnis der in Auenböden ablaufenden bio-geochemischen Prozesse darstellen.

Schlagwörter: Schwermetalle, Dynamik, Lysimeter, Feldmessplätze, Auenböden

Summary

Floodplains along great rivers buffer considerable pollutant loads in river systems. Therefore, the tolerable levels for heavy metals and arsenic in the soil solution are often exceeded and innovative land management and remediation approaches are urgently needed to solve this problem. This requires a fundamental understanding of the processes that determine the dynamics of heavy metals and arsenic in the highly dynamic hydrological conditions of wetlands. With this objective, adequate tests were carried out on *in situ* field test sites and lysimeters.

For the lysimeter experiments, soil monoliths (diameter 30 cm, height 70 cm) were taken from a floodplain site of the Elbe River. Lysimeter vessels and the associated hydrological field measurement facility were provided with comparable sensors. The groundwater level in the lysimeter vessel is arbitrary here so typical seasonal fluctuations of groundwater level (fast change between floods and dry spells) could be simulated. The equipment of the lysimeter and hydrological field measurement facilities allows besides the extraction of soil solution to quantify the parameters that determine the dynamics of heavy metals (e.g. water level, EH, pH, temperature).

The analysis showed significant effects on the two observed scale levels in water level, redox potential and pH on the heavy metals and arsenic dynamics. Moreover, the duration and oscillation of floods had significant influence on the pollutant dynamics. It can be concluded that combined studies on the lysimeter and field level represent a suitable tool for the understanding of the bio-geochemical processes taking place in alluvial soils.

Keywords: heavy metals, dynamic, lysimeter, field measurement facilities, floodplain soils

Einleitung

Die Auenbereiche entlang großer Flüsse üben wesentliche Ökosystemfunktionen aus. Im Hochwasserfall trägt die Überflutung von Auenbereichen zur Wasserstandsenerkung und damit zur Minderung des Gefährdungspotenzials für Menschen und Sachwerte bei (COSTANZA et al. 1997, VENTERINK et al. 2003). Auen wirken als Retentionsräu-

me für Hochwässer und sind gleichzeitig einer Belastung durch Schadstoffe ausgesetzt, die mit dem Überflutungswasser in die Auenbereiche transportiert werden. Diese Prozesse können in bevorzugten Sedimentationsräumen (vor allem flussnahe Bereiche und tief liegende Areale mit geringer Fließgeschwindigkeit) zu einer deutlichen Schadstoffakkumulation führen (KRÜGER et al. 2005, BENSON 2006, BABOROWSKI et al. 2007, OVERESCH

¹ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ GmbH, Lysimeterstation Falkenberg, Dorfstraße 55, D-39615 FALKENBERG

* Ansprechpartner: Dr. Holger Rupp, holger.rupp@ufz.de

et al. 2007). Die Ursachen für die Schadstoffbelastung der Sedimente liegen neben der geogenen Hintergrundbelastung im Einzugsgebiet in der historischen und rezenten Einleitung von kommunalen und industriellen Abwässern in die Flusssysteme (RENNERT und RINKLEBE 2010). Im Fall von Schwermetallen und Arsen (As) werden im Flussgebiet der Elbe infolge des hochwasserengebundenen Schadstoffeintrags in Auen die Prüfwerte der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999) für den Wirkungspfad Boden – Grundwasser teilweise deutlich überschritten. Zur Abschätzung des von diesen Schadstoffablagerungen ausgehenden Kontaminationspotenzials für die Gewässer (Grund- und Oberflächenwasser) und für die Entwicklung innovativer Managementansätze für kontaminierte Auenbereiche müssen die Prozesse, die die Mobilisierung bzw. Immobilisierung von Schwermetallen und As unter den auenspezifischen Bedingungen mit häufigem Wechsel von Überflutungs- und Trockenphasen bestimmen, grundsätzlich verstanden werden.

Bodenhydrologische Messplätze haben sich als geeignetes methodisches Werkzeug für Prozessuntersuchungen zur Schadstoffdynamik in Auen erwiesen (RUPP et al. 2010). Dabei ergaben sich Limitierungen durch die hohe Wasserstandsdynamik, die *in situ* Messungen in Hochwassersituationen erschweren bzw. unmöglich machen. Ein Ansatz zur Überwindung dieser Beschränkungen besteht in der Kombination von *in situ* Messungen und Lysimeteruntersuchungen. In Lysimetern können selbst lang anhaltende Extremsituationen (Niedrig- und Hochwasserperioden) simuliert werden. Untersuchungen zur Dynamik von Schwermetallen und Arsen in Auenböden wurden mit folgenden Zielstellungen durchgeführt:

- Identifikation der wesentlichen bio-geochemischen Prozesse, die die Dynamik von Schwermetallen und As in Auenböden bestimmen;
- Überwindung der durch spezielle methodische Ansätze vorgegebenen Limitierungen und
- Schaffung der wissenschaftlichen Grundlagen für die Entwicklung von innovativen Management- und Sanierungsansätzen für kontaminierte Auenstandorte.

Material und Methoden

In situ Untersuchungen

Die *in situ* Untersuchungen wurden an einem Auenstandort im Mittellauf der Elbe (bei Stromkilometer 437) durchgeführt (Abbildung 1). Dieser Auenbereich zeichnet sich durch eine deutliche Mikroreliefierung mit Flutrinnen und Plateaus aus. Aus Voruntersuchungen ist bekannt, dass vor allem im Oberboden der Flutrinnenstandorte oftmals eine Schwermetallakkumulation eingetreten ist. Dementsprechend wurde auf einem mit Schwermetallen belasteten Standort (vormalige Flutrinne) ein bodenhydrologischer Messplatz eingerichtet. Der Boden wurde gemäß der FAO Klassifikation (FAO 2006) als „glycic humic fluvisol“ angesprochen und zeichnet sich durch eine frühzeitige und lang anhaltende Überflutung bei Hochwasserereignissen aus. An diesem Standort werden seit 2005 in 15, 45 und 85 cm Tiefe



Abbildung 1: Elbeeinzugsgebiet und Versuchsstandorte

bodenchemische und -physikalische Daten erhoben. Erfasst werden die Bodentemperatur (Pt-100 Sensoren in dreifacher Wiederholung), der volumetrische Bodenwassergehalt (FDR-Sonden) sowie das Redoxpotenzial (EH) (Pt-Sonden in fünffacher Wiederholung). Für die Bestimmung des EH ist zudem eine Referenzelektrode in der dazugehörigen Grundwassermessstelle installiert worden. Die gemessenen Werte wurden im Anschluss auf die Standard-Wasserstoff-Elektrode umgerechnet. Die Bodenlösung wird mit sorptionsfreien Borosilikatglas- Saugkerzen gewonnen. Darüber hinaus verfügt der bodenhydrologische Messplatz über eine Pegellatte zur Bestimmung der Überstauungshöhe im Hochwasserfall. Der Standort kann aufgrund der Gegebenheiten vor Ort auch bei moderatem Hochwasser (Elbepegel in Wittenberge < 600 cm) beprobt werden, so dass die Daten dieses Standortes in einer längeren Reihe ohne große zeitliche Lücken vorliegen. Das EH, der Bodenwassergehalt und die Temperatur wurden kontinuierlich mit Hilfe eines Dataloggers gemessen. Zur Gewinnung von Bodenlösung wurde diskontinuierlich an die Saugkerzen 2 bis 3 Tage vor der geplanten Probenahme ein Unterdruck von ≤ 500 mbar angelegt.

Elbauenlysimeter

An dem Standort des bodenhydrologischen Messplatzes wurden 2 Bodenmonolithe entnommen. Hierzu wurde das für großvolumige Bodensäulen entwickelte und bereits patentierte Verfahren zur Gewinnung von Bodenmonolithen (DP: 10048089) technisch modifiziert und für Bodensäulen mit einem Durchmesser von 30 cm und einer Tiefe bis zu 1 m erstmals eingesetzt. Nach der Entnahme der Monolithe wurden diese in die Lysimeterstation Falkenberg des Helmholtz Zentrums für Umweltforschung GmbH – UFZ transportiert und dort aufgestellt (vgl. Abbildung 1). Die Lysimetergefäße haben eine Gesamthöhe von 95 cm und einen Durchmesser von 30 cm. Im Bodenbereich wurde eine

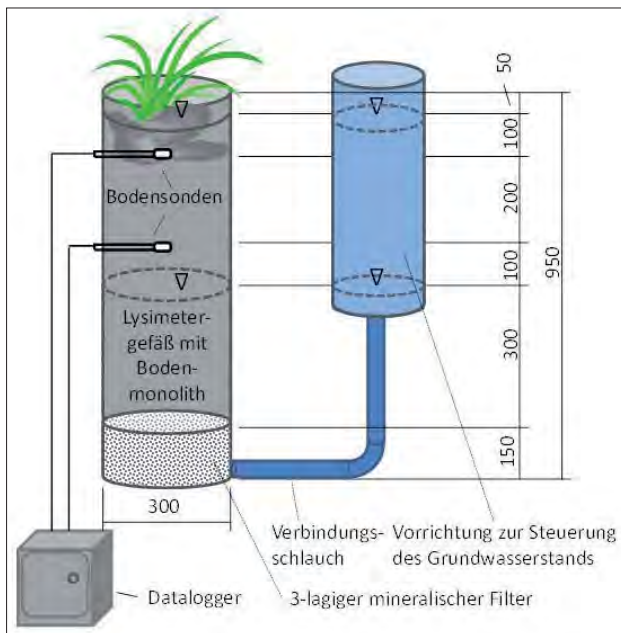


Abbildung 2: Prinzipskizze des Kleinlysimeters

Tabelle 1: Wasserstände in den Kleinlysimetern

Von	Bis	Wasserstand (cm) ¹⁾	Erläuterung
16.08.2009	17.11.2009	0	Überstau ²⁾
18.11.2009	15.02.2010	40	
16.02.2010	28.02.2010	20	
01.03.2010	22.03.2010	0	Überstau ³⁾
23.03.2010	12.04.2010	40	
13.04.2010	03.05.2010	0	Überstau
04.05.2010	25.05.2010	40	
26.05.2010	15.06.2010	0	Überstau
16.06.2010	05.07.2010	40	
06.07.2010	26.07.2010	0	Überstau
27.07.2010	17.08.2010	40	
18.08.2010	07.09.2010	0	Überstau
07.09.2010	28.09.2010	40	
29.09.2010	09.11.2010	0	Überstau
10.11.2010	24.11.2010	40	
25.11.2010	07.01.2011	0	Überstau

¹⁾ Grundwasserstand im Lysimeter unterhalb der Gefäßoberkante

²⁾ 16.08.09 – 15.02.10 Langzeit (LZ) Überstau / Austrocknung

³⁾ 01.03.10 – 07.01.11 Kurzzeit (KZ) Überstau / Austrocknung

dreistufige 15 cm mächtige Filterstrecke (aus Fein-, Mittel- und Grobsand) eingebaut (Abbildung 2). Daran schließen sich der Bodenmonolith vom Auenstandort mit einer Mächtigkeit von etwa 75 cm und ein Freibord von etwa 5 cm an. Der Grundwasserstand im Lysimeter kann mit Hilfe eines am Boden der Gefäße angeschlossenen Schlauchs, der mit einem höhenverstellbaren Tank verbunden ist, nach dem Prinzip der kommunizierenden Röhren reguliert werden. Der Freibord am oberen Rand des Lysimeters ermöglicht die Simulation von Hochwasserereignissen mit einem Wasserüberstau von 5 cm. Zur Simulation von repräsentativen Feuchteregimen wurden eine lang anhaltende Überflutungs- und Austrocknungsperiode sowie kurzfristige Überflutungen simuliert (Tabelle 1). Die Lysimeter sind aus PE-HD (Kunststoff) gefertigt. Die Lysimeter wurden äquivalent zum Feldmessplatz instrumentiert. Bodentemperatur und

Bodenfeuchte wurden mittels FD-Sensoren (Fa. Decagon, Pullman, USA) kontinuierlich gemessen und geloggt. Des Weiteren wurde das EH kontinuierlich erfasst und über einen Datalogger aufgezeichnet (Redox- Sensoren: Fa. Elana, Falkenberg, Deutschland; Logger: Fa. UGT, Müncheberg, Deutschland). Aus den jeweils viertelstündlich erhobenen Messwerten werden Stundenmittelwerte gebildet. Die Entnahme der Bodenlösung erfolgt im Lysimeter mittels Makro Rhizom Soil Moisture Samplern (Fa. Eijkelkamp, Giesbeek, Niederlande). Die Mess- und Beprobungssysteme sind in den Lysimetern jeweils in 10 und in 30 cm Bodentiefe installiert.

In den Perkolaten vom bodenhydrologischen Messplatz und von den Lysimetern wurde der pH- Wert in der unfiltrierten Bodenlösung im Labor gemessen. Weiterhin wurde die Konzentration folgender Elemente im Labor bestimmt: As, Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Nickel (Ni), Blei (Pb), Zink (Zn), gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), Nitrat-Stickstoff (NO₃-N), Chlorid (Cl⁻), Sulfat (SO₄²⁻), Kalzium (Ca²⁺), Kalium (K⁺), Magnesium (Mg²⁺) und Natrium (Na⁺). Die Schwermetallgehalte wurden im Labor mit Hilfe eines ICP-MS analysiert. Für die Eisen-(Fe)- Bestimmung kam eine zusätzliche Kollisionszelle zum Einsatz. Die Messung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) erfolgte mit Hilfe eines DIMO-TOC 100.

Ergebnisse

In Abbildung 3 sind die Elementkonzentrationen sowie die Basisparameter pH-Wert, EH und DOC in der jeweils obersten Beprobungstiefe des bodenhydrologischen Messplatzes (15 cm) für eine zusammenfassende Betrachtung in Form einer Komponentenanalyse (SPSS, Extraktionsmethode Hauptkomponentenanalyse; Oblimin, rotiert) dargestellt. Im Ergebnis der Komponentenanalyse zeigte sich, dass die Hauptkomponenten 1, 2 und 3 ca. 80% der Gesamtvarianz des Ausgangsdatensatzes erklären (Komponente 1 - 45%, Komponente 2 - 23% und Komponente 3 - 12%). Die Komponenten 1 und 2 können als Geschwindigkeits- oder Zeitkomponenten für die Veränderung der gelösten Element-

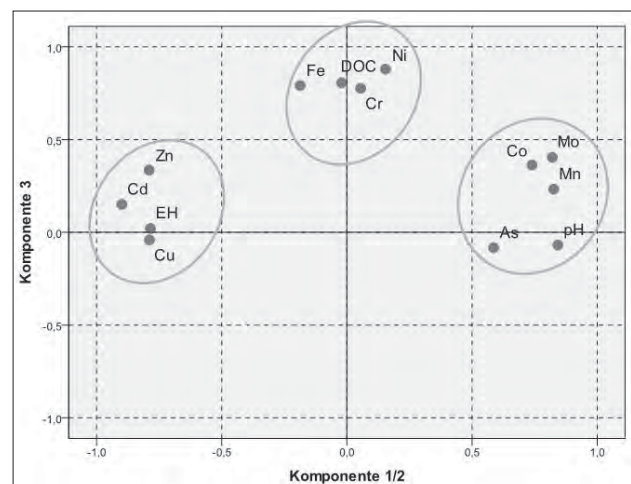


Abbildung 3: Komponentendiagramm im rotierten Raum der in situ in 15 cm Bodentiefe gemessenen Schwermetallkonzentrationen und der dazugehörigen Parameter

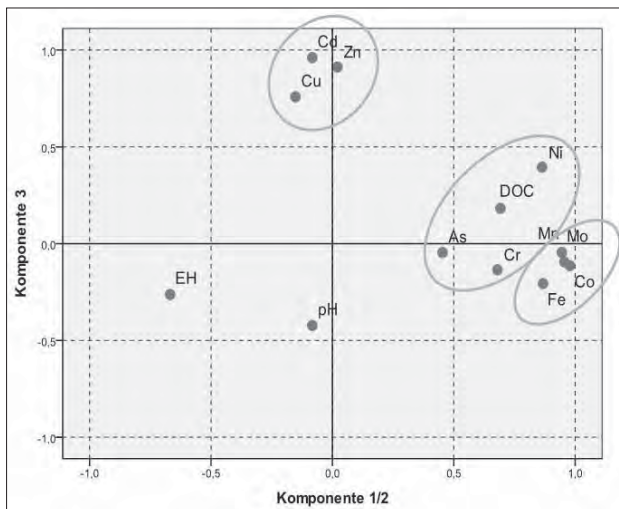


Abbildung 4: Komponentendiagramm im rotierten Raum der im Lysimeter in 10 cm Bodentiefe gemessenen Schwermetallkonzentrationen und der dazugehörigen Parameter

konzentration angesehen werden. Bei einer Überflutung in den Auen kommt es zuerst zur Reduktion des Mangans, verbunden mit der Lösung des daran gebundenen Cr, Co und Ni, dann des Eisens, einem Anstieg des pH-Wertes, gekoppelt mit der verstärkten Lösung des Mo (GOLDBERG und FORSTER 1998) und der As-Konzentration. Am Ende folgen zeitlich weiter versetzt auch Immobilisierungen von Cu, Cd und Zn. Die dritte Komponente beschreibt die Mobilisierung bzw. Immobilisierung der untersuchten Elemente in Abhängigkeit vom EH. Die Immobilisierung von Cd, Cu und Zn folgt direkt der Abnahme des EH, während die anderen Elemente As, Co, Cr, Fe, Ni, Mn und Mo dazu neigen, in Lösung zu gehen. Die zeitliche Veränderung der DOC-Konzentration steht indirekt im Zusammenhang mit dem EH. Ursache für die Zunahme der DOC-Konzentration ist die Überflutung selbst, da sich während der Überflutungsfreien Phase durch biologische bzw. chemische Bodenprozesse DOC-Verbindungen bilden. Bei Überflutung gehen diese Verbindungen in Lösung und können so im Porenwasser nachgewiesen werden. Umgekehrt gilt, dass nach dem Ablauf des Hochwassers das EH steigt, der pH-Wert sinkt und die Löslichkeit von Zink, Kupfer und Cadmium steigt. Durch die Bildung von Eisen- und Manganoxiden sinken die Konzentrationen von Ni, Cr, Co und Mo durch Adsorptionen an diesen. Die DOC-Konzentration nimmt im Porenwasser ab, da der DOC-Vorrat u. a. durch die Auswaschungsprozesse während des Hochwassers kleiner geworden ist.

Abbildung 4 zeigt die Hauptkomponentenanalyse der Elementkonzentrationen und der Basisparameter pH-Wert, EH und DOC für Perkolate, die mit Hilfe der Saugkerzen in 10 cm Tiefe den Lysimetern entnommen wurden. Die dargestellten 3 Hauptkomponenten erklären ca. 74 % der Gesamtvarianz des Ausgangsdatensatzes. Bei der zusammenfassenden Betrachtung der Konzentrationen in 10 cm Beprobungstiefe kristallisierte sich eine zu den *in situ* Ergebnissen vergleichbare Elementgruppierung heraus, die auf gleichartige bio-geochemische Prozesse schließen

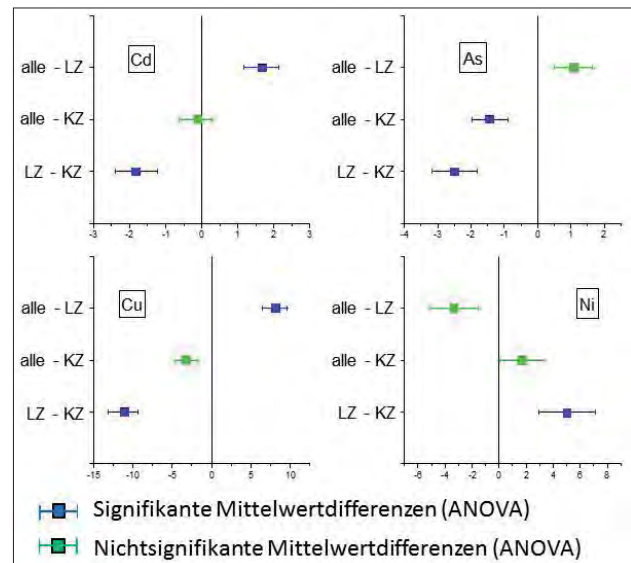


Abbildung 5: Vergleich von Langzeit (LZ)- und Kurzzeit (KZ)-Überflutung bzw. Austrocknung in Saugsondenperkolaten (Lysimeter 10 cm) anhand der Konzentrationen von Cd, Cu, Ni und As

lässt. Unterschiede resultieren vor allem aus der geringeren Beprobungstiefe und aus den Grundwasserständen im Lysimeter, die nicht unter 40 cm unter der Oberkante des Bodens im Lysimeter absanken. Die *in situ* zu verzeichnende temporäre Austrocknung des Bodenprofils mit Grundwasserflurabstände unterhalb von 50 cm trat im Lysimeter nicht ein.

Der Vergleich von verschiedenen Überflutungsperioden mittels Varianzanalyse (ANOVA) ist exemplarisch anhand der mittleren Elementkonzentrationen von Cd, Cu, As und Ni in den Saugsondenperkolaten der Lysimeter in 10 cm Tiefe in *Abbildung 5* dargestellt. Beim Vergleich von Langzeitüberflutung bzw. -austrocknung mit der gesamten Untersuchungsperiode zeigte sich eine signifikante Erhöhung der Cd- und Cu-Konzentrationen. Der kurzzeitige Wechsel von Überflutungs- und Austrocknungsphasen führte zu signifikant reduzierten As-Konzentrationen. Der direkte Vergleich von Langzeitüberflutung bzw. -austrocknung mit einer häufigen kurzzeitigen Überflutung bzw. Austrocknung machte signifikant erhöhte Ni-Konzentrationen deutlich. Dagegen waren die mittleren Cd- und Cu-Konzentrationen signifikant reduziert. Damit ergaben sich im Lysimeterexperiment mit differenzierten Überflutungs- und Austrocknungsszenarien Hinweise auf vergleichbare bio-geochemische Prozesse, die bereits anhand der *in situ* Ergebnisse beschrieben wurden. Anhand der Lysimeterergebnisse konnte eine signifikante Wirkung der Dauer und Oszillation von Hochwasserereignissen auf die Stoffdynamik belegt werden.

Schlussfolgerungen

Bodenhydrologische Feldmessplätze und Kleinlysimeter mit Grundwassersteuerung sind geeignete Werkzeuge, um die wesentlichen bio-geochemischen Prozesse zu identifizieren, die die Dynamik von Arsen und Schwermetallen in Auenböden bestimmen. Lysimeteruntersuchungen tragen dazu bei, Limitierungen von Feldmessungen zu überwinden.

Eingetragene Schwermetalle und Arsen unterliegen in der Aue mit ihrer grenzflächenaktiven Schicht durch das Wasserregime mit Überstauung bzw. Austrocknung einer komplexen Dynamik. Temporär kommt es zu Veränderungen im Mobilitätsverhalten. Bei Überstauungen mit reduzierenden Bedingungen in Auenbereichen kann es dabei für Arsen zu Konzentrationserhöhungen im Porenwasser kommen, die den Grenzwert für Trinkwasser übersteigen. Demgegenüber erfolgt eine Immobilisierung von Cd, Cu und Zn. Reverse Prozesse ereignen sich nach Ablauf des Hochwassers unter oxidischen Bedingungen. Für eine flächenhafte Abschätzung der Remobilisierungsraten von As und Schwermetallen aus kontaminierten Auenbereichen sind weiterführende Untersuchungen (*in situ* und auf der Lysimeterskala) erforderlich.

Danksagung

Dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) wird an dieser Stelle für die Förderung des Forschungsprojektes „Phytoremediation von kontaminierten Auenböden im Wolga-Einzugsgebiet“ mit dem Förderkennzeichen 02WT0869 gedankt. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Publikation liegt bei den Autoren.

Literatur

- BABOROWSKI, M., O. BÜTTNER, P. MORGENSTERN, F. KRÜGER, I. LOBE, H. RUPP and W. von TÜMPLING, 2007: Spatial and temporal variability of sediment deposition on artificial-lawn traps in a floodplain of the River Elbe. *Environmental Pollution*, 148: 770-778.
- BBodSchV, 1999: Verordnung zur Durchführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes (Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung, BBodSchV vom 16.7.1999). BGBl, I, pp. 1554-1582.
- BENSON, N.U., 2006: Lead, Nickel, Vanadium, Cobalt, Copper and Manganese Distributions in Intensively Cultivated Floodplain Ultisol of Cross River, Nigeria. *International Journal of Soil Science*, 1: 140-145.
- COSTANZA, R., R. d'ARGE, R. de GROOT, S. FARBER, M. GRASSO, B. HANNON, K. LIMBURG, S. NAEEM, R.V. O'NEIL, J. PARUELO, R.G. RASKIN, P. SUTTON and M. van den BELT, 1997: The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253.
- IUSS/ISRIC/FAO, 2006: World reference base for soil resources. FAO, Rome.
- KRÜGER, F., R. MEISSNER, A. GRÖNGRÖFT and K. GRUNEWALD, 2005: Flood Induced Heavy Metal and Arsenic Contamination of Elbe River Floodplain Soils. *Acta hydrochim.hydrobiol.*, 33: 455.
- OVERESCH, M., J. RINKLEBE, G. BROLL and H.U. NEUE, 2007: Metals and arsenic in soils and corresponding vegetation at Central Elbe river floodplains (Germany). *Environmental Pollution*, 145: 800-812.
- RENNERT, T. and J. RINKLEBE, 2010: Release of Ni and Zn from Contaminated Floodplain Soils under Saturated Flow Conditions. *Water, Air and Soil Pollution*. *Water Air Soil Poll*, DOI 10.1007/s11270-009-0058-0.
- RUPP, H., J. RINKLEBE, S. BOLZE and R. MEISSNER, 2010: A scale-dependent approach to study pollution control processes in wetland soils using different techniques. *Ecological Engineering*, 36: 1439-1447.
- VENTERINK, H.O., F. WIEGMAN, G.E.M. van der LEE and J.E. VERMAATA, 2003: Role of Active Floodplains for Nutrient Retention in the River Rhine. *Journal of Environmental Quality*, 32: 1430.

Lysimeteruntersuchungen zur Ermittlung der Methanoxidation in Abdeckschichten von Altablagerungen

Bernhard Wimmer^{1*}, Marlies Hrad², Andrea Watzinger¹ und Marion Huber-Humer²

Zusammenfassung

Deponien mit biochemisch reaktiven Abfällen sind wesentliche Emittenten des klimawirksamen Gases Methan. Lysimeteruntersuchungen bieten die Möglichkeit, die für den Gashaushalt von Deponien relevanten Prozesse unter definierten, realitätsnahen Bedingungen zu erfassen. Ziel der hier vorgestellten Untersuchungen war es, den Einfluss unterschiedlicher Abdeckschichten auf die Methanoxidation und die während einer in situ Aerobisierung ablaufenden Prozesse zu verfolgen.

4 Kammern eines Großlysimeters wurden mit Hausmüll befüllt und mit unterschiedlichen Abdeckmaterialien (Klärschlammkompost, Sand-Kompost-Mischung, 2 lehmige Böden unterschiedlicher Mächtigkeit) abgedeckt. Nach Entwicklung einer typischen Deponiegaszusammensetzung wurde Atmosphärenluft in die Abfallschichten eingeblasen. Gaskonzentrationen (CH_4 , CO_2 , O_2) wurden in unterschiedlichen Tiefen im Abfallkörper, in den Abdeckschichten und an den Lysimeteroberflächen erfasst. Zusätzlich wurde an ausgewählten Zeitpunkten die Isotopensignatur des Kohlenstoffs ($\delta^{13}\text{C}$) der Gase CH_4 und CO_2 erfasst.

An Hand der gemessenen Gasprofile und der erfassten Isotopenratios konnte bereits in den Gasdrainagen und in allen Abdeckschichten eine Methanoxidation nachgewiesen werden, wobei im Klärschlammkompost erwartungsgemäß die höchste Oxidationsleistung auftrat.

Mit Hilfe der Isotopenanalysen konnte ein Bypass-Flow von Deponiegas an die Atmosphäre vor allem bei der Abdeckvariante mit geringmächtigem, lehmigem Boden festgestellt werden.

Schlagwörter: Altlastenlysimeter, Isotopenanalysen, $\delta^{13}\text{C}$, Oberflächenabdeckung, Deponiegas

Summary

Biochemical reactive landfills are regarded as a major source of the greenhouse gas methane. In a lysimeter experiment we investigated the influence of different biocover materials on the efficiency of methane oxidation during an in-situ aeration of municipal solid waste (MSW).

4 lysimeter chambers were filled with fresh MSW and covered with different soil substrates (sewage sludge compost, mixture of sand and sewage sludge compost, loamy soil with 1 and 0.5 m soil depth). After the establishment of landfill gas production a low pressure in-situ aeration of the waste layer was applied. Concentrations of CH_4 , CO_2 , O_2 were monitored in different depths of the waste layers and at the soil surface. Additionally, the carbon isotopic signatures of methane and carbon dioxide ($\delta^{13}\text{C}\text{-CH}_4$, $\delta^{13}\text{C}\text{-CO}_2$) were determined at particular times.

Methane and carbon dioxide depth profiles and the isotopic composition of methane indicated that methane oxidation took place within the gas drainage layers and the biocovers during upward flow of the landfill gas. Oxidation was highest in the sewage sludge biocover.

The isotopic signatures at the soil surface revealed that a part of the methane was emitted directly to the atmosphere through macropores bypassing methane oxidation.

Einleitung

Deponien mit biochemisch reaktiven Abfällen sind wesentliche Emittenten des klimawirksamen Gases Methan, welches eine 25-fach höhere Klimarelevanz als CO_2 besitzt (IPCC 2007). In letzter Zeit setzt sich immer mehr die Erkenntnis durch, dass eine vollkommene Abkapselung von Deponien einerseits eine Konservierung des darin abgelagerten Abfalls bedeutet und andererseits die Dichtheit der diversen technischen Abdecksysteme über längere Zeit nicht garantiert werden können. Es kommen daher immer

häufiger alternative Oberflächenabdeckungen wie z.B. Evapotranspirationsschichten bzw. Methanoxidationsschichten zum Einsatz, die einen Gasaustausch als auch ein Eindringen von Niederschlagswasser in einem begrenzten Ausmaß ermöglichen (z.B. ALBRIGHT et al. 2004, WIMMER et al. 2006), dabei aber Emissionen aus der Deponie (Sickerwasser, Deponiegas) auf ein verträgliches Maß reduzieren.

Bei der Anwendung einer in-situ Aerobisierung zur Sanierung von Altablagerungen wird versucht, durch Niederdruckbelüftung des Abfallkörpers und aktiver Absaugung

¹ AIT Austrian Institute of Technology GmbH, Environmental Resources and Technologies, Konrad-Lorenz-Straße 24, A-3430 TULLN

² Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft, Muthgasse 107, A-1190 WIEN

* Ansprechpartner: Dr. Bernhard Wimmer, bernhard.wimmer@ait.ac.at

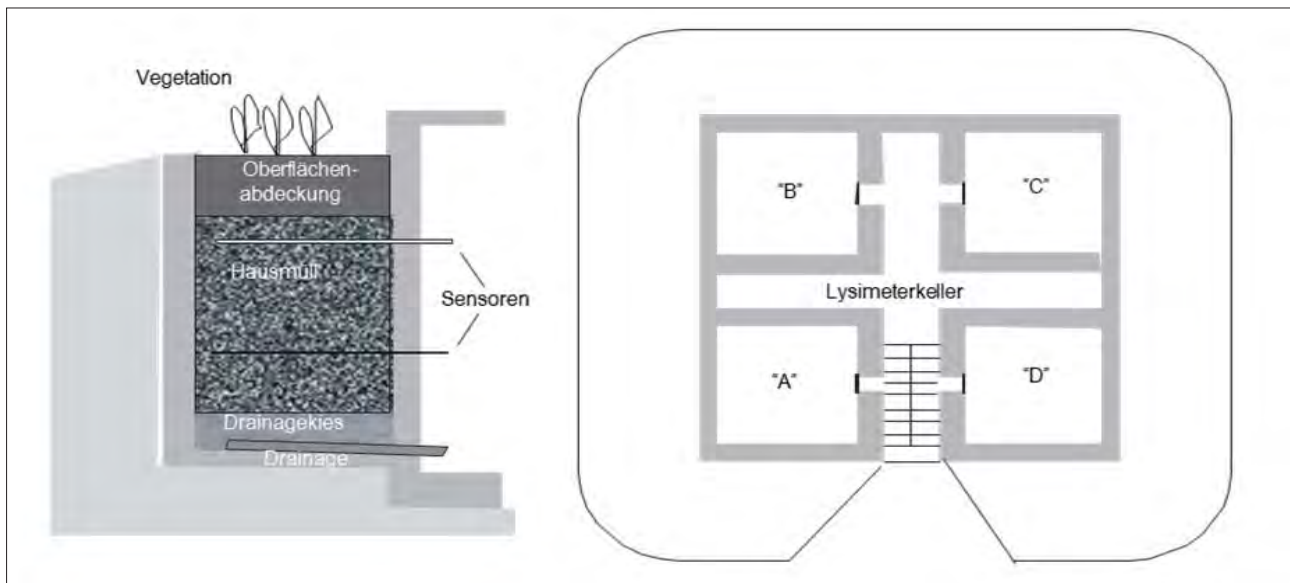


Abbildung 1: Schema des Altlastenlysimeters in Seibersdorf, Niederösterreich

des Deponiegases die organische Substanz weitgehend abzubauen bzw. in schwer abbaubare, stabile Verbindungen umzuwandeln (STEGMANN und RITZKOWSKI 2007, PRANTL et al. 2006, RITZKOWSKI und STEGMANN 2012). Eine energie- und kosteneffiziente Alternative zu einer aktiven Absaugung könnte dabei der flächenhafte Austrag der Abluft durch eine methanoxidierende Oberflächenabdeckung darstellen (GAMPERLING 2006).

Während einer laufenden Sanierung und auch als Erfolgskontrolle nach Abschluss der Sanierungstätigkeit ist es notwendig, die erreichte Reduktion der Emissionen zu quantifizieren und eine ausreichende Methanoxidation in der Oberflächenabdeckung nachzuweisen. Häufig besteht dabei das Problem, festzustellen, ob eine Konzentrationsabnahme von Methan in den oberen Bodenschichten tatsächlich durch Methanoxidation erfolgt oder ob lediglich eine Diffusion von Atmosphärenluft in die Oberflächenabdeckung eine Verdünnung des Bodengases bewirkt und somit keine Reduktion der Methanfracht nachgewiesen werden kann.

Vereinfacht dargestellt wird bei der Methanoxidation durch mikrobielle Prozesse das in der Deponie gebildete Methan in CO_2 und Biomasse umgewandelt (BARKER und FRITZ 1981):



Neben Konzentrationsmessungen von Methan mittels Flammenionisationsdetektor (FID) und Messungen nach der Boxen- bzw. Kammermethode (siehe z.B. HRAD 2010) stellt die Bestimmung der Kohlenstoffisotopie von Methan in der Bodenluft eine effiziente Methode dar, Methanoxidation nachzuweisen und das Ausmaß des Methanabbaus zu ermitteln. Diese Methode beruht auf der Tatsache, dass methanotrophe Bakterien das leichtere Isotop ^{12}C gegenüber dem schwereren Isotop ^{13}C bevorzugen. In Folge einer Methanoxidation kommt es zu einer Verschiebung des Isotopenverhältnisses und somit zu einer Anreicherung der Methan-Restemissionen mit "schwerem" Methan (BARKER und FRITZ 1981, DE VISSCHER et al. 2004). Typische $\delta^{13}\text{C}$ -Werte für Deponiegas liegen zwischen -50 ‰

und -60 ‰, während ^{13}C angereichertes Methan in Folge einer Methanoxidation $\delta^{13}\text{C}$ -Werte von -30 ‰ bis -50 ‰ aufweisen. Das Isotopenverhältnis des bei der Methanoxidation produzierten CO_2 ($\delta^{13}\text{C}\text{-CO}_2$) hingegen wird isotopisch abgereichert (BARKER und FRITZ 1981).

Aus dem Verlauf der Isotopenfraktionierung über die Profiltiefe der Oberflächenabdeckung kann auch der prozentuale Abbau des ausströmenden Methans errechnet werden. Allerdings ist die Genauigkeit dieser Methode begrenzt, wenn nicht der dafür notwendige Isotopenfraktionierungsfaktor standortspezifisch ermittelt wird (CABRAL et al. 2009).

Ziel der hier vorgestellten Untersuchungen war es, den Einfluss unterschiedlicher Abdeckschichten auf die in situ Aerobisierung zu verfolgen und deren Methanoxidationsleistung vor und während der Sanierungsmaßnahme zu beurteilen.

Material und Methoden

Das Altlastenlysimeter befindet sich am Areal des Austrian Institute of Technology in Seibersdorf, Niederösterreich. In einem überschütteten Stahlbetonbauwerk mit einem Kellerniveau 1,2 m unter dem Umgebungsniveau befindet sich ein zentraler Kreuzgang, der 4 Kammern voneinander trennt (Abbildung 1). Die Kammern haben eine Grundfläche von jeweils 4 m² Größe und sind 3 m hoch.

Die Befüllung der Lysimeterkammern erfolgte im Frühjahr 2008. Die unterschiedlichen Varianten sind in Tabelle 1 beschrieben. Über einer 20 cm mächtigen Schicht mit Drainagekies (lediglich in Kammer D wurde diese Schicht mit 70 cm ausgeführt, um die geringmächtige Oberflächenabdeckung auszugleichen) wurde ein auf 80 mm abgesiebter, frischer Hausmüll einer nahe gelegenen Abfallbehandlungsanlage eingebracht. Über der Abfallschicht diente eine 20 cm mächtige Kiesschicht (Quarz, Kantkorn) als Gasdrainageschicht. Darüber wurden die Kammern A, B und C mit einer 1 m mächtigen und Kammer D mit einer 0,5 m mächtigen Oberflächenabdeckung abgeschlossen. Zwischen Gasdrainage und Oberflächenabdeckung wurde

Tabelle 1: Die 4 Varianten der Altlastenlysimeterbefüllung

Variante A: „klassische“ Methanoxidationsschicht	Variante B: Halbtrockenrasen	Variante C: Evapotranspirationsschicht	Variante D: geringmächtige Abdeckung, Vergleichsvariante
0-100 cm: Klärschlammkompost	0-2 cm Oberboden	0-50 cm: Oberboden Lehm	0-10 cm: Oberboden (Lehm)
100-120 cm: Kies Kantkorn	2-50 cm: Sand	50-100 cm: Unterboden Löss	10-50 cm: Unterboden Löss
120-270 cm: Hausmüll	50-100 cm Mischung Sand- Kompost (60 %:40 %)	100-120 cm: Kies Kantkorn	50-70 cm: Kies Kantkorn
270-290 cm: Drainagekies	100-120 cm: Kies Kantkorn	120-270 cm: Hausmüll	70-220 cm: Hausmüll
	120-270 cm: Hausmüll	270-290 cm: Drainagekies	220-290 cm: Drainagekies
	270-290 cm: Drainagekies		

entlang des Randes eine 20 cm breite Teichfolie eingeklebt, um Randwegigkeiten zu minimieren.

Während der Befüllung wurde in der Mitte jeder Kammer ein Belüftungspegel eingebaut, der bis 20 cm über die Müllschichtunterkante reichte und im Bereich der Müllschichte Austrittsöffnungen für die in weiterer Folge eingeblasene Atmosphärenluft aufwies.

Die Bepflanzung auf den Kammeroberflächen wurde auf das jeweilige Substrat der Oberflächenabdeckung abgestimmt, um ein möglichst gutes Pflanzenwachstum und somit eine hohe Evapotranspirationsleistung zu erhalten. Kammer A wurde mit Schilf und Rohrglanzgras bepflanzt, während für die Bepflanzung der anderen Kammern jeweils regional gewonnene, an den jeweiligen Bodentyp angepasste Samenmischungen zur Anwendung kamen.

Sowohl in der Müllschicht als auch in unterschiedlichen Tiefen der Oberflächenabdeckungen wurden Temperatur und Wassergehalt kontinuierlich aufgezeichnet. Das anfallende Sickerwasser wurde kontinuierlich erfasst sowie in periodischen Abständen beprobt und auf relevante Parameter analysiert.

Die Messung der Gaskonzentrationen erfolgte durch Absaugen aus perforierten Schläuchen, die bereits bei der Befüllung der Kammern in unterschiedlichen Tiefen eingebaut wurden. In der Müllschicht wurden die Schläuche für die Gasmessung in 2 unterschiedlichen Abständen (innerer Schlauch: ca. 30 cm, äußerer Schlauch ca. 70 cm radialer Abstand) ringförmig um den Belüftungspegel positioniert. Auf der Oberfläche der Lysimeterkammern wurden in periodischen Abständen die Gaskonzentrationen der austretenden Bodenluft mittels Haubenmessungen und oberflächennahen FID (Flammenionisationsdetektor)-Rastermessungen bestimmt (siehe auch HRAD et al 2012).

An ausgewählten Zeitpunkten wurde das Kohlenstoff - Isotopenverhältnis $\delta^{13}\text{C}$ (Verhältnis von ^{13}C zu ^{12}C) des Deponegases (Methan, sofern es in ausreichender Konzentration vorlag als auch CO_2) aus der Müllschicht und den Oberflächenabdeckungen mittels GC-IRMS (Kopplung Gaschromatographie – Isotope Ratio Mass Spectrometer) bestimmt. Allgemein wird das Isotopenverhältnis einer Probe in Form der δ -Notation relativ zum internationalen Referenzstandard „Vienna-PeeDee-Belemnite“ (V-PDB) angegeben:

$$\delta^{13}\text{C}_{\text{Pr}}[\text{‰}] = \left(\frac{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{Pr}}}{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{St}}} - 1 \right) + 1000 \quad (\text{Gl. 2})$$

$\delta^{13}\text{C}_{\text{Pr}}$: Kohlenstoffisotopenverhältnis relativ zum Referenzstandard in ‰

$^{13}\text{C}/^{12}\text{C}_{\text{Pr}}$: Kohlenstoffisotopenverhältnis der Probe

$^{13}\text{C}/^{12}\text{C}_{\text{St}}$: Kohlenstoffisotopenverhältnis des Referenzstandards

Das Ausmaß der Methanoxidation in den Oberflächenabdeckungen wurde nach dem Rayleigh-Ansatz errechnet (zitiert in POWELSON et al. 2007, CHANTON et al. 2008):

$$f_{\text{ox},z} = 1 - \left(\frac{\delta_z + 1000}{\delta_{\text{anox}} + 1000} \right)^{\frac{\alpha_{\text{ox}}}{1 - \alpha_{\text{ox}}}} \quad (\text{Gl. 3})$$

δ_z : $\delta^{13}\text{C}\text{-CH}_4$ -Wert in der Probenahmetiefe z,

δ_{anox} : $\delta^{13}\text{C}\text{-CH}_4$ -Wert des nicht oxidierten CH_4 in der anoxischen Zone,

$f_{\text{ox},z}$: Fraktion des oxidierten Methans in der Probenahmetiefe z

α_{ox} : Fraktionierungsfaktor der Reaktion $\text{CH}_4 + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$.

Der Fraktionierungsfaktor α_{ox} wurde aus der Literatur entnommen (CABRAL et al. 2009).

Die Belüftung des Abfallkörpers der einzelnen Lysimeterkammern mit Atmosphärenluft erfolgte mittels Seitenkanalverdichter bei einer Belüftungsrate von ca. 20 l min^{-1} pro Kammer. Der Start der Belüftung erfolgte am 7.9.2010, nachdem in allen Kammern eine signifikante Methanproduktion registriert wurde. Die Etablierung einer stabilen Methanphase (60 vol-% CH_4 , 40 vol-% CO_2) in allen Kammern vor Belüftungsstart konnte aus zeitlichen Gründen nicht abgewartet werden. Im Oktober 2011, März 2012 und Oktober 2012 kam es technisch bedingt zu kurzen Ausfällen der Belüftungsanlage.

Ergebnisse

Unerwarteter Weise verlief die Entwicklung der Methankonzentration in den einzelnen Lysimeterkammern unterschiedlich rasch (Abbildung 2B und 2C). Im Sommer 2008 (ca. ein halbes Jahr nach Befüllung konnte lediglich in Kammer D eine erwähnenswerte Methangasproduktion festgestellt werden. Erst im zweiten Versuchsjahr (Sommer 2009) stieg die Methankonzentration auch in den Abfallschichten der übrigen Kammern. Bedingt durch das Abkühlen des Mülls im Winterhalbjahr war jeweils ab November ein Rückgang der Methankonzentration zu beobachten, wobei die

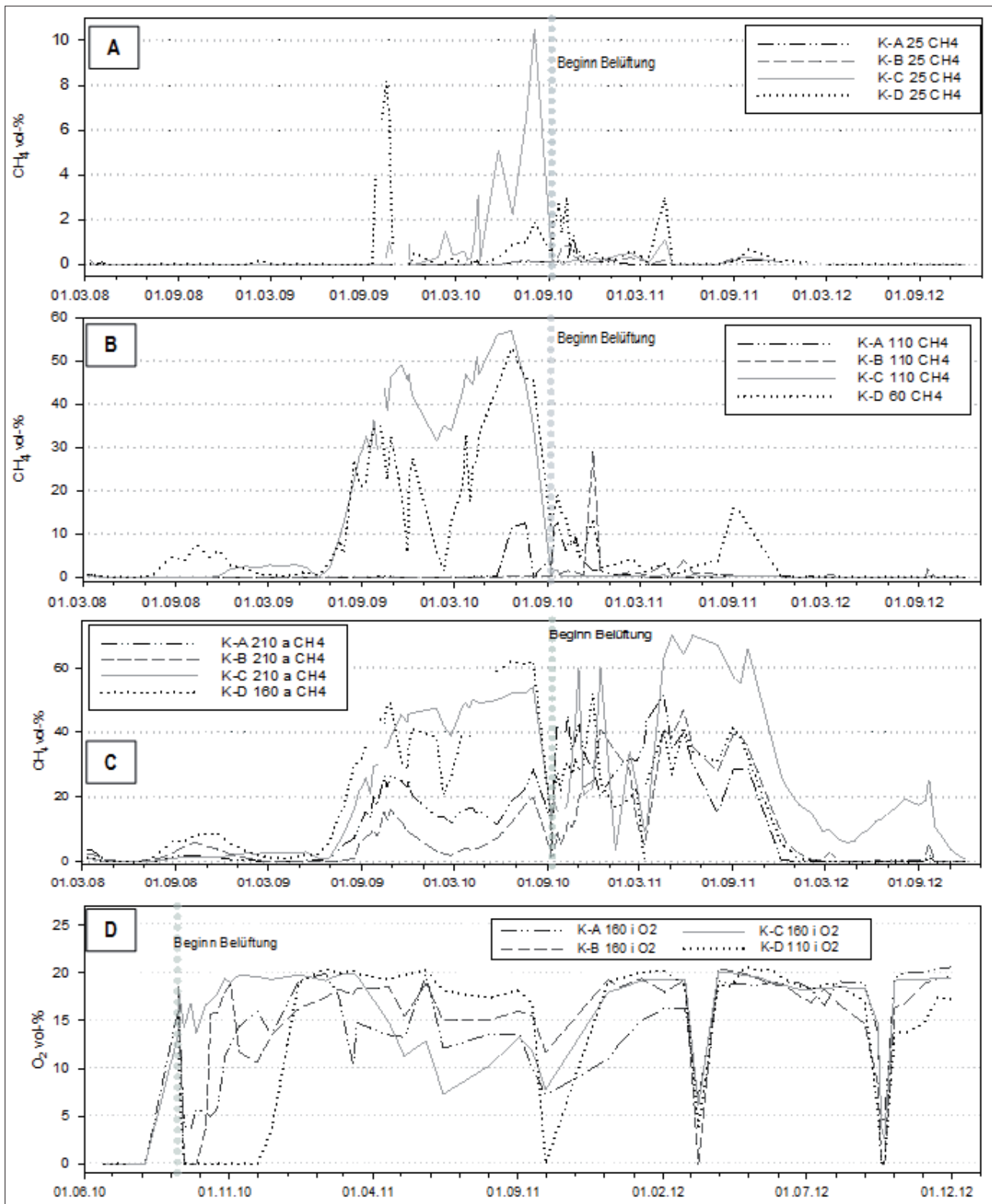


Abbildung 2: Verlauf der Konzentrationen von Methan während des gesamten Versuchszeitraumes und Sauerstoff (D) ab Beginn der Belüftung in unterschiedlichen Tiefen der Lysimeterkammern (A: Oberflächenabdeckung, B: Gasdrainage, C: äußerer Bereich des Abfallkörpers im unteren Abschnitt, D: innerer Bereich des Abfallkörpers im oberen Abschnitt); im Oktober 2011, März 2012 und Oktober 2012 kam es technisch bedingt zu kurzen Stillständen der Belüftung

niedrigsten Konzentrationen sich im März des darauffolgenden Jahres einstellen. Bis zu Beginn der Belüftung ca.

zweieinhalb Jahre nach Befüllung wurde lediglich in den Kammern C und D eine stabile Methanphase erreicht (ca.

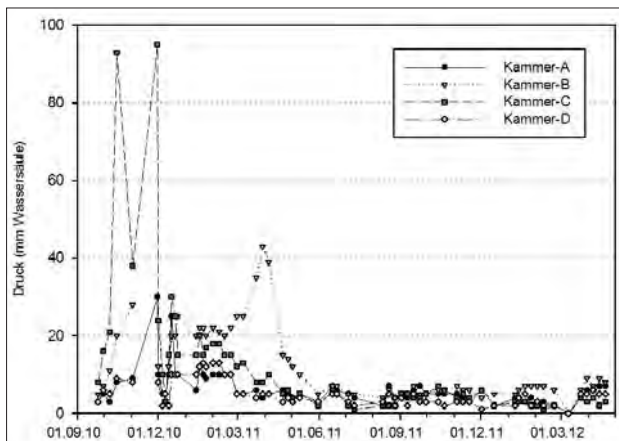


Abbildung 3: Verlauf des Luftdruckes in den Belüftungspegeln während der in-situ Aerobisierung

60 vol-% CH_4 , 40 vol-% CO_2). In den Kammern A und B lag die Methankonzentration zu Beginn der Belüftung bei ca. 20 vol-%.

Nach dem Start der in-situ Aerobisierung im September 2010 stellten sich in allen Kammern in den inneren, nahe beim Belüftungspegel gelegenen Bereichen innerhalb von 1 bis 2 Monaten aerobe Bedingungen ein mit Sauerstoffkonzentrationen zwischen 10 und 20 % (siehe *Abbildung 2D*), während in den äußeren, weiter von den Belüftungspegeln gelegenen Bereichen stark wechselnde Milieubedingungen auftraten mit stark schwankenden Methankonzentrationen vor allem im ersten halben Jahr nach Beginn der in-situ Aerobisierung (*Abbildung 2C*). In den ersten Monaten nach Beginn der Belüftung konnte vor allem in Kammer C eine rasche Ausbreitung von Sauerstoff im Abfallkörper erkannt werden. Dies zeigte einerseits die durchgehend hohe Sauerstoffkonzentration im Nahbereich des Belüftungspegels als auch die phasenweise niedrigen Methankonzentrationen in den weiter entfernten Bereichen. Auch die hohe Methankonzentration von über 50 % in der Gasdrainageschicht von Kammer C (*Abbildung 2B*) wurde unmittelbar nach Belüftungsstart auf beinahe 0 % reduziert während in den übrigen Kammern in den ersten Monaten nach Belüftungsstart Methankonzentrationen zwischen 10 und 30 % auftraten. Ab März 2011 stiegen allerdings die

Methankonzentrationen vor allem im äußeren Müllbereich der Kammer C im Vergleich zu den übrigen Kammern übermäßig stark an (bis über 60 % im Sommerhalbjahr 2011). Diese vergleichsweise hohen Konzentrationen blieben auch im weiteren Versuchsverlauf bestehen (*Abbildung 2C*).

Während der kurzfristigen Ausfälle der Belüftungsanlage sank in allen Kammern der Sauerstoffgehalt innerhalb von nur wenigen Tagen (*Abbildung 2D*) auf 0 %.

In 25 cm Bodentiefe der Oberflächenabdeckung wurden vor Belüftungsbeginn vor allem in den Kammern C und D höhere Methankonzentrationen festgestellt (bis zu 10 %). Während unmittelbar nach dem Start der Belüftung in Kammer C Methan in der Bodenluft kaum mehr vorhanden war, wurden in den übrigen Kammern noch geringe Konzentrationen an Methan in dieser Tiefe festgestellt. Ab März 2011 traten neben Kammer D auch in Kammer C wiederum nennenswerte Methankonzentrationen auf.

Der Druck, der sich in den Belüftungspegeln nach Start der in-situ Aerobisierung einstellte (bei konstant gehaltener Einblasmenge von ca. 20 l min^{-1}) ist in *Abbildung 3* dargestellt. Der höchste Druck wurde anfänglich in Kammer C mit über 90 mm Wassersäule (WS) registriert, der allerdings Anfang Dezember 2010 abrupt auf nur wenige mm WS abnahm. Im weiteren Verlauf konnte sich lediglich in Kammer B kurzfristig ein Druck von über 40 mm WS aufbauen. Ab Sommer 2011 lag der Druck in den Belüftungspegeln in allen Kammern unter 10 mm WS, wobei gegen Versuchsende Kammer C tendenziell die niedrigsten Werte aufwies.

In *Abbildung 4* ist beispielhaft der Verlauf des Wassergehaltes im unteren Bereich der Abdeckschichten dargestellt (Kammer A, B, C in 75 cm, Kammer D in 50 cm Bodentiefe). Erwartungsgemäß wies das sandige Substrat in Kammer B den niedrigsten Wassergehalt auf. Vor Belüftungsstart wurden in Kammer D (Oberflächenabdeckung von lediglich 50 cm Mächtigkeit) die größten Wassergehaltsschwankungen beobachtet. In dieser Kammer wurde im Vergleich zu den übrigen Kammern eine wesentlich deutlichere Abnahme des Wassergehaltes in den Sommermonaten registriert. Zu Beginn der Belüftung zeigten Kammer C und Kammer D die höchsten Wassergehaltswerte in diesem Bereich der Oberflächenabdeckung. In den ersten 3 bis 4 Monaten nach Start der in-situ Belüftung konnte eine Abnahme

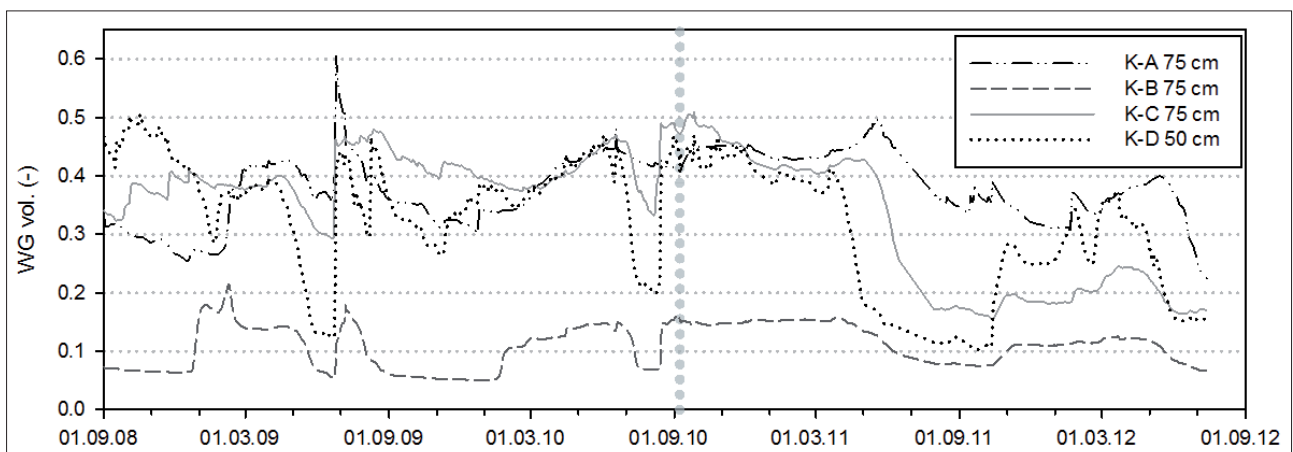


Abbildung 4: Verlauf des volumetrischen Wassergehaltes im unteren Bereich der Oberflächenabdeckung

Tabelle 2: Tiefenprofile der Gehalte an CH₄, CO₂ und O₂ (in vol-%) der Lysimeterkammern zum Zeitpunkt der Luftprobenahmen zur Bestimmung der Isotopenverhältnisse (Isotopenverhältnisse von δ¹³C-CH₄ und δ¹³C-CO₂ siehe Tabelle 3)

	Datum:	21.10.2009			9.12.2009			26.8.2010			14.6.2011		
		Tiefe [cm]	CH ₄ %	CO ₂ %	O ₂ %	CH ₄ %	CO ₂ %	O ₂ %	CH ₄ %	CO ₂ %	O ₂ %	CH ₄ %	CO ₂ %
Kammer A	25	<0.5	2.1	18.9	<0.5	3.4	17	<0.5	2.6	18.8	<0.5	<0.5	20.1
	50	<0.5	3.3	17.4	<0.5	4.2	16.3	<0.5	0.5	20.3	<0.5	<0.5	19.9
	75	<0.5	4	16.7	<0.5	7.1	13.5	<0.5	3.1	18.3	<0.5	<0.5	19.8
	110	0.5	21	<0.5	<0.5	20	1.1	23.5	38	<0.5	<0.5	5.1	12.4
	160 i	26	38	<0.5	17.5	33	<0.5	46	40	<0.5	<0.5	5.3	12.1
	160 a	26	38	<0.5	17.5	33	<0.5	40.5	40	<0.5	8.9	17	1.1
	210 i	26	45	<0.5	23	40	<0.5	44	45	<0.5	<0.5	3.2	14.8
	210 a	23	55	<0.5	20.5	40	<0.5	39.5	40	<0.5	30.5	25	<0.5
Kammer B	25	<0.5	3.1	17.6	<0.5	4.5	15.6	<0.5	6.5	15.4	<0.5	2.8	15.2
	50	<0.5	4.5	16.2	<0.5	6.1	14.1	<0.5	9.5	13	<0.5	6.1	10.8
	75	<0.5	2.7	18	<0.5	2.1	18.4	<0.5	3.3	17.9	<0.5	0.4	18.2
	110	<0.5	12	9.5	<0.5	12	7.8	6.2	29	<0.5	1	9	7.6
	160 i	7.6	35	<0.5	2.6	29	<0.5	21	37	<0.5	<0.5	3	15
	160 a	8.2	35	<0.5	2.2	28	<0.5	16	34	<0.5	7.4	15	4.2
	210 i	10.5	45	<0.5	8.6	45	<0.5	21	45	<0.5	65	31	<0.5
	210 a	13	45	<0.5	8.4	45	<0.5	20.5	45	<0.5	35.5	28	<0.5
Kammer C	25	1	7.8	14.4	<0.5	3	19.6	3.8	13	7.5	<0.5	3	15.4
	50	4.1	15	8.1	<0.5	5.6	18.4	5	15	6.2	<0.5	<0.5	19.1
	75	19.5	28	2.6	2	7.2	16.9	32	24	7.3	<0.5	<0.5	19.1
	110	38.5	38	<0.5	42	40	<0.5	57	40	<0.5	0.5	8.6	7.5
	160 i	41.5	45	<0.5	49	45	<0.5	59	40	<0.5	1.5	10	7.3
	160 a	37.5	50	<0.5	48	45	<0.5	58	40	<0.5	18	22	<0.5
	210 i	37.5	50	<0.5	47	50	<0.5	58	40	<0.5	58	31	<0.5
	210 a	35.5	55	<0.5	47	55	<0.5	55	45	<0.5	70	29	<0.5
Kammer D	25	6.8	23	4.5	0.5	14	16.3	1.8	4.1	18.3	<0.5	1.2	17.6
	50	7	20	5.6	1.5	13	6.2	1.9	5	17.2	<0.5	<0.5	19.2
	60	22.5	25	5.5	27.5	30	<0.5	51	33	1.3	2.5	9.2	9
	110 i	53	40	0.2	29.5	32	<0.5	63	37	<0.5	<0.5	0.6	18.1
	110 a	52	40	<0.5	42.5	34	<0.5	64	36	<0.5	0.5	1.6	4
	160 i	46.5	50	<0.5	43	35	<0.5	62	38	<0.5	<0.5	3.3	14.3
	160 a	48.5	50	<0.5	41	34	<0.5	64	36	<0.5	34	26	<0.5

des Wassergehaltes in Kammer C um ca. 10 vol-% und in Kammer D um ca. 5 vol-% festgestellt werden, während in den beiden anderen Kammern der Wassergehalt in dieser Zeitspanne annähernd konstant blieb. Ab Mai 2011 kam es in den Kammern C und D zu einer starken Abnahme des Wassergehaltes um jeweils ca. 25 vol-%.

Wie bereits oben erwähnt verlief die Entwicklung der Gaszusammensetzung in den Abfallbereichen der Lysimeterkammern (trotz Verwendung der gleichen Müllcharge bei der Befüllung) unterschiedlich und langsamer als erwartet. Nach ca. 1.5 Jahren Versuchsdauer (Sept. 2009) betrug der Methangehalt in der Porenluft der Abfallkörper in Kammer A ca. 26 vol-%, in Kammer B lediglich 10 vol-%, in Kammer C ca. 40 vol-% und in Kammer D bereits ca. 50 vol-% (Tabelle 2). Bis kurz vor Start der Belüftungsmaßnahme (Ende August 2010) stiegen in den Kammern C und D die Konzentrationen an Methan und Kohlenstoffdioxid bis zu Werten an, die der Gaszusammensetzung in biochemisch reaktiven Deponien während der stabilen Methanphase entsprechen (CH₄: 60 vol-%, CO₂: 40 vol-%). In den Kammern A und B wurden diese hohen Gehalte an Methan und Kohlenstoffdioxid zu diesem Zeitpunkt noch nicht erreicht. In den über den Abfallkörpern situierten Gasdrainagen (Kammer A, B und C in 110 cm, in Kammer D in 60 cm

Tiefe), die eine homogene Anströmung des emittierten Deponiegases zur Unterkante der Oberflächenabdeckungen garantieren sollten, wurde zu beinahe allen Zeitpunkten vor Start der in-situ Aerobisierung eine deutliche Abnahme der CH₄ – Konzentrationen festgestellt. In den Oberflächenabdeckungen der Kammern A und B war zu keinem Zeitpunkt das Auftreten von Methan feststellbar, während in den Kammern C und D vor Beginn der Belüftung Methan in allen Tiefenbereichen der Abdeckschichten auftrat (Ausnahme: Kammer C am 9.12. in 25 und 50 cm Tiefe). Erwartungsgemäß nahmen die Sauerstoffgehalte in den Abdeckschichten mit zunehmender Tiefe ab. Während zu den Zeitpunkten 21.10.2009 und 9.12.2009 noch Sauerstoff in den Gasdrainagen festgestellt werden konnten, war dies bei der Messung am 26.8.2010 nicht mehr der Fall (lediglich geringe O₂ – Konzentration in der Gasdrainage von Kammer D).

Nach Start der in-situ Aerobisierung (Messzeitpunkt am 14.6.2011 nach ca. 9 Monaten) war in den Oberflächenabdeckungen kein Methan mehr messbar. Die Gasdrainagen wiesen zu diesem Zeitpunkt ebenfalls keine oder nur sehr geringe Methangehalte auf (< 3 vol-%). In den ersten Monaten nach Beginn der Belüftung traten in den Abfallschichten der Kammern deutliche Unterschiede in der Gaszusammensetzung zwischen dem Nahbereich der Belüftungspegel und

Tabelle 3: Tiefenprofile der Isotopenverhältnisse $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ in Methan ($\delta^{13}\text{C}\text{-CH}_4$) und Kohlenstoffdioxid ($\delta^{13}\text{C}\text{-CO}_2$) an ausgewählten Zeitpunkten (Bestimmung von $\delta^{13}\text{C}\text{-CH}_4$ an der Bodenoberfläche wurde nur zu den Zeitpunkten 9.12.2009 und 26.8.2010 durchgeführt) und aus den Isotopendaten geschätzte Fraktion des oxidierten Methans (f_{ox})

Tiefe [cm]	Datum:	21.10.2009			9.12.2009			26.8.2010			14.6.2011		
	$\delta^{13}\text{C}\text{-CH}_4$ ‰	$\delta^{13}\text{C}\text{-CO}_2$ ‰	f_{ox}	$\delta^{13}\text{C}\text{-CH}_4$ ‰	$\delta^{13}\text{C}\text{-CO}_2$ ‰	f_{ox}	$\delta^{13}\text{C}\text{-CH}_4$ ‰	$\delta^{13}\text{C}\text{-CO}_2$ ‰	f_{ox}	$\delta^{13}\text{C}\text{-CH}_4$ ‰	$\delta^{13}\text{C}\text{-CO}_2$ ‰	f_{ox}	
Kammer A	Oberfl.	n.d.	n.d.	n.d.	-44.3	-14.7	-	n.d.	-24.55	-	n.d.	n.d.	n.d.
	25	n.d.	-24.1	n.d.	n.d.	-24.5	n.d.	n.d.	-28.4	n.d.	n.d.	-12.8	n.d.
	50	n.d.	-25.0	n.d.	n.d.	-24.1	n.d.	n.d.	-27.3	n.d.	n.d.	-13.1	n.d.
	75	n.d.	-24.1	n.d.	n.d.	24.9	n.d.	n.d.	-27.9	n.d.	n.d.	-11.9	n.d.
	110	-35.2	-24.4	0.54	n.d.	-24.1	n.d.	n.d.	-12.1	0.25	n.d.	-24.9	n.d.
	160 i	-53.2	-12.7	0.06	-52.3	-13.8	0.01	-47.1	-7.0	0.01	-43	-25.9	0.24
	160 a	-47.6	-12.3	0.25	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-49	-7.8	0.05
	210 i	-54.8	-13.7	-	-52.5	-13.5	-	-47.3	-10.8	-	-39	-23.0	0.36
210 a	-54.8	-13.3	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-50	4.9	n.d.	
Kammer B	Oberfl.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-14.7	-	n.d.	-20.5	-	n.d.	n.d.	n.d.
	25	n.d.	-20.2	n.d.	n.d.	-21.4	n.d.	n.d.	-25.0	n.d.	n.d.	-26.5	n.d.
	50	n.d.	-21.3	n.d.	n.d.	-21.8	n.d.	n.d.	-24.8	n.d.	n.d.	-24.9	n.d.
	75	n.d.	-20.4	n.d.	n.d.	-21.8	n.d.	n.d.	-24.4	n.d.	n.d.	-21.9	n.d.
	110	n.d.	-21.9	n.d.	n.d.	-21.8	n.d.	-38.7	-22.5	0.53	-36.1	-23.7	0.50
	160 i	-51.8	-13.4	-0.01	-45.1	-14.6	0.04	-54.8	-14.5	0.10	-47.4	-18.1	0.21
	160 a	-50.8	-13.8	0.03	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0	-45.7	-7.8	0.27
	210 i	-50.4	-10.9	0.05	-46.0	-10.8	-	-57.5	-12.1	0	-51.9	9.6	0.06
210 a	-52.8	-11.7	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-53.4	6.3	-	
Kammer C	Oberfl.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-12.3	-	-42.0	-14.6	-	n.d.	n.d.	n.d.
	25	-28.4	-21.1	0.64	n.d.	-18.7	n.d.	-39.9	-29.3	0.26	n.d.	-24.4	n.d.
	50	-27.4	-20.4	0.65	n.d.	-16.6	n.d.	-50.5	-27.4	-0.12	n.d.	-11.1	n.d.
	75	-40.8	-15.2	0.41	-42.3	-14.3	0.23	-45.8	-7.8	0.07	n.d.	-12.8	n.d.
	110	-49.2	-10.4	0.18	-45.7	-9.9	0.11	-47.7	-4.7	-0.01	-28.9	-26.2	0.57
	160 i	-51.8	-11.5	0.09	-45.1	-11.9	0.13	-48.4	-2.7	0	-40.4	-27.3	0.32
	160 a	-51.8	-10.8	0.09	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0	-44.1	-8.9	0.22
	210 i	-53.3	-9.7	0.03	n.d.	n.d.	n.d.	-46.8	-4.9	0	-49.6	4.5	0.02
210 a	-54.8	-10.4	-	-48.7	-11.1	-	n.d.	n.d.	n.d.	-50.2	12.2	-	
Kammer D	Oberfl.	n.d.	n.d.	n.d.	-50.2	-13.1	-	-44.7	-14.2	-	n.d.	n.d.	n.d.
	25	-22.4	-23.7	0.57	-26.2	-30.4	0.52	-36.5	-32.0	0.37	n.d.	-23.6	n.d.
	50	-26.3	-22.2	0.50	-31.5	-30.4	0.41	-40.5	-30.5	0.26	-31.9	-10.7	-0.03
	60	-37.8	-13.4	0.22	-43.3	-13.2	0.06	-46.9	-3.7	0.05	-46.6	-17.7	-0.84
	110 i	-41.6	-11.9	0.09	-43.2	-9.2	0.06	-48.1	-0.7	0	n.d.	-27.9	n.d.
	110 a	-43.8	-10.0	0.01	n.d.	n.d.	0	n.d.	n.d.	0	n.d.	n.d.	n.d.
	160 i	-43.8	-13.1	0.01	-44.8	-8.6	0	-48.3	0.3	0	-20.7	-25.4	0.33
160 a	-44.4	-12.3	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-31.1	9.9	-	

n.d.: Isotopenverhältnis wegen zu niedriger Gaskonzentration nicht bestimmbar oder Porenluft nicht beprobt

dem weiter entfernten Bereich auf. So etablierten sich in der Nähe der Pegel in allen Kammern nach einigen Wochen Sauerstoffgehalte zwischen 15 und 20 vol-% (Abbildung 2D, Tabelle 1). Erst nach ca. 2 Jahren Belüftungsdauer stieg auch in den Kammern A, B und D im außengelegenen, unteren Bereich der Abfallschichten der O_2 – Gehalt an, während dies in Kammer C auch nach 2 Jahren nicht der Fall war. Tabelle 3 zeigt die Isotopensignaturen des Kohlenstoffes in Methan und Kohlenstoffdioxid. Die in den unteren Abfallbereichen gemessene isotopische Zusammensetzung des Methans von ca. -50 ‰ stimmt mit Literaturwerten überein (siehe z.B. CHANTON et al. 2008). $\delta^{13}\text{C}\text{-CO}_2$ wird hingegen im Zuge der Methanbildung isotopisch schwerer. So lagen diese Werte am 14.6.2011 in den unteren vom Belüftungspiegel abgelegenen Bereichen zwischen +4.9 und +12.2 ‰ ($\delta^{13}\text{C}\text{-CO}_2$ gebildet unter aeroben Abbaubedingungen beträgt ca. 25 ‰).

Findet bei der Migration von Methan durch die Bodenschichten ein oxidativer Abbau statt, so wird bei diesem Prozess das leichtere Kohlenstoffisotop ^{12}C bevorzugt von den Mikroorganismen umgesetzt. Die isotopische Signatur des verbleibenden $\delta^{13}\text{C}\text{-CH}_4$ wird dadurch isotopisch schwerer (weniger negative Werte). Dies lässt sich vor allem in Kammer C und D gut beobachten, da in diesen Kammern bis zum Oberbodenbereich (25 cm Tiefe) Methan vorgefunden wurde. In den Kammern A und B wurde diese Isotopenfraktionierung im Bereich der Gasdrainagen gefunden (110 cm Tiefe). Am 14.6. 2011 (nach dem Start der Belüftung) zeigte sich im nahe beim Belüftungspiegel gelegenen Abfallbereich ebenfalls eine Isotopenfraktionierung (z.B. Kammer A: -39 ‰ bei 210 cm Tiefe innerer Bereich im Gegensatz zu -50 ‰ im äußeren Bereich der Kammer). An Hand der Isotopenfraktionierung lässt sich nach Gleichung 3 die abgebaute Fraktion des im Müll gebildeten Methans (f_{ox}) abschätzen

(Tabelle 3). So zeigten z.B. die Messungen vom 21.10.2009, dass in Kammer C bei der Migration des Deponiegases bis in 25 cm Tiefe über 60 % des Methans abgebaut wurden. Im August 2010, nach Etablierung der stabilen Methanphase und somit höheren Methanproduktionsraten sanken diese Werte in Kammer C und D auf 26 bzw. 37 %.

Die durchgeführten Haubenmessungen an den Oberflächen der Lysimeterkammern ergaben, dass vor der Belüftung die höchsten Methanemissionen bei den Kammern C und D auftraten ($16 - 113 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), während aus den Kammern A und B die Emissionen unter $12 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (HRAD et al. 2012) lagen. In den ersten Monaten nach Start der Belüftung wurde vor allem in Kammer C ein starker Rückgang der Methanemissionen beobachtet. Kammer D wies hingegen auch während der Belüftung die höchsten Emissionen an Methan auf. An 2 Zeitpunkten wurden im Zuge von Haubenmessungen Luftproben an der Oberfläche der Lysimeter gewonnen und die Isotopensignatur von Methan und Kohlenstoffdioxid bestimmt. Vor allem bei Kammer D zeigte sich, dass $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ an der Oberfläche niedrigere Werte aufwies als in der obersten Bodenschicht (-50.2 ‰ am 9.12.2009 und -44.7 ‰ am 26.8.2010). Die Messungen mittels FID ließen einen Austritt von Methan hauptsächlich in den Randbereichen der Lysimeterkammern erkennen.

Diskussion

Durch die unterschiedliche Entwicklung der Gaskonzentrationen in den einzelnen Lysimeterkammern vor Beginn der Belüftung ist ein Vergleich der Oberflächenabdeckungen hinsichtlich ihrer Eignung für die hier untersuchte Variante einer in-situ Aerobisierung nur eingeschränkt möglich.

Aus der Verteilung der Methankonzentrationen in den Oberflächenabdeckungen und den Isotopensignaturen $\delta^{13}\text{C-CH}_4$ vor der Belüftung ist erkennbar, dass Abdeckschichten aus Kompost wie in Kammer A oder Mischungen mit Kompost (Kammer B) die Methanoxidation am besten unterstützen. Auch die durchgeführten Haubenmessungen bestätigten, dass bei diesen Kammern die geringsten Methanemissionen auftraten.

Auf Grund des nicht vorhandenen Methans kann mit Hilfe der Isotopenmethode die Methanoxidation im Oberboden der Kammern A und B nicht abgeschätzt werden. Aus der starken Abnahme der Methankonzentration in den Oberflächenabdeckungen lässt sich allerdings schließen, dass in diesen Kammern bereits in tieferen Schichten eine intensive Methanoxidation stattfand. Eine Methanoxidation war bereits in der Gasdrainageschicht nachweisbar. Da bei mikrobiellen Prozessen neben der Kohlenstoffquelle auch weitere Nährstoffe benötigt werden, ist zu vermuten, dass diese aus der Oberflächenabdeckung in die aus Quarzkies bestehende Gasdrainage eingetragen wurden. Nach Beginn der Belüftung ist an Hand der Isotopensignatur auch eine Methanoxidation im Abfallkörper nachweisbar.

In den ersten Monaten nach Beginn der Belüftung wurden im Abfallkörper von Kammer C die höchsten Sauerstoff- und niedrigsten Methankonzentrationen festgestellt. Der 1 m mächtige Lehmboden in Kammer C, der zu diesem Zeitpunkt auch einen hohen Wassergehalt aufwies, bewirkte, dass sich im Abfallkörper ein relativ hoher Druck

entwickelte und dadurch die eingeblasene Luft am besten über den gesamten Müllbereich verteilt wurde. Durch die optimale Entwicklung von aeroben Bedingungen wurde die Methanproduktion stark reduziert, sodass aus dieser Kammer während dieser Phase die geringsten Methanmengen emittiert wurden. Der hohe Druck in dieser Kammer lässt auch vermuten, dass zu diesem Zeitpunkt keine wesentlichen Randwegigkeiten bezüglich des Gasflusses auftraten. Durch den Rückgang des Wassergehaltes in der Oberflächenabdeckung von Kammer C (möglicherweise auch hervorgerufen durch das Einblasen nicht wasserdampfgesättigter Atmosphärenluft) wurde diese allerdings durchlässiger oder es bildeten sich beim Austrocknen Risse in der Oberflächenabdeckung, wodurch der Luftdruck in dieser Kammer abnahm und die Luftverteilung in der Abfallschicht negativ beeinflusst wurde. Ab April 2011 traten im unteren Abfallbereich dieser Kammer dementsprechend die höchsten Methankonzentrationen auf.

Die kurzfristigen Ausfälle der Belüftungsanlage zeigten, dass in allen Kammern bei fehlender Luftzufuhr auch 2 Jahre nach Beginn der in-situ Aerobisierung der vorhandene Sauerstoff innerhalb von nur wenigen Tagen gezehrt wird und sich wiederum reduzierende Milieubedingungen im Abfallkörper einstellen (Abbildung 2D). Dies bedeutet, dass die Stabilisierung des im Lysimeterversuch eingesetzten frischen, hoch reaktiven Hausmülls nach 2 Jahren Belüftung nicht abgeschlossen ist.

Die FID - Messungen zeigten, dass trotz der randlich eingeklebten Folie eine Gaswegigkeit entlang der Lysimeteränder auftrat. Im Zuge der Haubenmessungen wurden allerdings die Gasströme aus dem Randbereich der Lysimeterkammern nicht miterfasst. Trotzdem war auch in diesem zentralen Bereich an Hand der Isotopenanalysen ein Bypassfluss zu erkennen. Ähnliche Bypassflüsse wurden auch von CHANTON et al. (2008) bei Messungen an der Oberfläche einer realen Deponie beobachtet. Um die Randwegigkeiten bzw. Bypassflüsse zu quantifizieren, müssten zukünftig neben den in dieser Studie durchgeführten Haubenmessungen zusätzlich die Emissionsmessungen auf die gesamte Oberfläche der Lysimeterkammern ausgedehnt werden.

Schlussfolgerungen

Es zeigte sich, dass in Lysimeteruntersuchungen die komplexen Prozesse des Gashaushaltes von Deponien in Kombination mit Isotopenuntersuchungen gut nachgestellt und erfasst werden können. Gewisse Unterschiede zu realen Deponien ergaben sich durch die geringere Mächtigkeit der Hausmüllschicht, wodurch eine stärkere Temperatureinflussung der ablaufenden Prozesse im Lysimeter vor allem im Winterhalbjahr gegeben ist.

Aus den hier vorgestellten Ergebnissen kann abgeleitet werden, dass ein mehrschichtiger Aufbau der Oberflächenabdeckung die in-situ Aerobisierung in optimaler Weise unterstützen könnte: eine untere Schicht aus bindigerem Material, welche eine homogene Ausbreitung der eingeblasenen Luft garantieren soll, optional dazwischen eine Schicht aus grobkörnigem Material zur Homogenisierung der Anströmung des Deponiegases, sowie darüber eine Schicht aus organikreichem, gut durchlüfteten

Boden- oder Kompostmaterial zur Gewährleistung einer effizienten Methanoxidation, welche auch die Funktion einer Evapotranspirationsschicht übernehmen kann. Allerdings ist die Oberflächenabdeckung in ausreichender Mächtigkeit auszuführen sowie sollte bei der Belüftung vorbefeuchtete Luft verwendet werden, um eine Austrocknung der lehmigen, nur bei hohen Wassergehalten relativ undurchlässigen, unteren Schicht der Oberflächenabdeckung zu vermeiden.

Danksagung

Diese Studie wurde im Rahmen des Projektes „Nutzraum“ erstellt und aus Mitteln des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft gefördert; Förderungsmanagement by Kommunalkredit Public Consulting GmbH.

Literatur

- ALBRIGHT, W., C. BENSON, G. GEE, A. ROESLER, T. ABICHO, P. APIWANTRAGOON, B. LYLES and S. ROCK, 2004: Field Water Balance of Landfill Final Covers. *J. of Environmental Quality*, 33(6), 2317-2332.
- BARKER J. and P. FRITZ, 1981: Carbon isotope fractionation during microbial methane oxidation. *Nature* 293. 289-291.
- CABRAL A.R., M.A. CAPANEMA, J. GEBERT, J.F. MOREIRA and L.B. JUGNIA, 2009: Quantifying Microbial Methane Oxidation Efficiencies in Two Experimental Landfill Biocovers Using Stable Isotopes. *Water Air Soil Pollution*. Springer Science.
- DE VISSCHER, A., I. DE POUREQ and J. CHANTON, 2004: Isotope fractionation effects by diffusion and methane oxidation in landfill cover soils, *Journal of Geophysical Research* 109 (D18), D18111, doi: 10.1029/2004JD004857.
- CHANTON, J.P., D.K. POWELSON, T. ABICHO and G. HATER, 2008: Improved Field Methods to Quantify Methane Oxidation in Landfill Cover Materials Using Stable Carbon Isotopes. *American Chemical Society, Environmental Science and Technology* 42, No. 3, 665-670.
- GAMPERLING, O., 2006: Methanoxidation zur Verminderung der Gasemissionen bei aerober In-Situ Stabilisierung von Altdeponien, Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- HRAD, M., 2010: Quantification of landfill gas emissions in biocovers – an experimental simulation in lysimeters. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- HRAD, M., M. HUBER-HUMER, B. WIMMER and T.G. REICHENAUER, 2012: Design of top covers supporting aerobic in situ stabilization of old landfills – An experimental simulation in lysimeters. *Waste Management* 32 (2012), 2324-2335.
- IPCC, 2007: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K.B., Tignor M., Miller, H.L. (eds.)] Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA.
- POWELSON, D.K., J.P. CHANTON and T. ABICHO, 2007: Methane oxidation in Biofilters measured by mass-balance and stable isotope methods, *Environ. Sci. Technol.* 41, 620-625.
- PRANTL, R., M. TESAR, M. HUBER-HUMER and P. LECHNER, 2006: Changes in carbon and nitrogen pool during in-situ aeration of old landfills under varying conditions. *Waste Manag.* 26(4):373-380.
- RITZKOWSKI, M. and R. STEGMANN, 2012: Landfill aeration worldwide: concepts, indications and findings. *Waste Management* 32(7), 1411-1419.
- STEGMANN, R. and M. RITZKOWSKI (Eds), 2007: *Landfill Aeration*. IWWG Task group on landfill aeration; CISA Publisher; ISBN 978-88-6265-002-1.
- WIMMER, B., R. NEUGSCHWANDTNER, I. FRITZ, J. RAUBER, M.H. GERZABEK und T.G. REICHENAUER, 2006: Evapotranspirationsschichten zur Abdeckung von Altablagerungen. In: Gerzabek M. H. und Reichenauer T. G. (Hrsg.) *Innovative in-situ Methoden zur Sicherung und Sanierung von Altablagerungen und Altstandorten*. Facultas Verlag, Wien. S. 3-74.

Charakterisierung des mikrobiellen Abbaus organischer Flugzeugenteisungsmittel und dessen Einfluss auf das natürliche Redoxsystem im Boden mittels Kleinlysimeter

Heidi Lißner^{1*}, Markus Wehrer¹ und Kai Uwe Totsche¹

Zusammenfassung

Um Abbau und Transport von Flugzeug-Enteisungs-/Vereisungsschutz-Mittel (EM) im Boden zu charakterisieren, wurden auf dem Flughafen Gardermoen in Norwegen acht ungestörte Bodenmonolithe entnommen und als nicht-wägbare Kleinlysimeter auf einem nahegelegenen Testfeld installiert. Im Frühjahr 2010 und 2011 erfolgte die Applikation einer Mischung aus Schnee, den EM Propylenglycol (PG) und Formiat, sowie Bromid. In beiden Jahren wiesen die Lysimeter eine starke Variabilität der Sickerwasserraten sowie des Durchbruchverhaltens der EM und Bromid auf. Hohe Infiltrationsraten während der Schneeschmelze hatten den Austrag von bis zu 51 % PG im Jahr 2010 und 81 % PG im Jahr 2011 zur Folge. Während im Frühjahr PG kaum mikrobiellem Abbau unterlag, reduzierte der wesentlich schnellere Abbau von Formiat bereits wenige Tage nach Infiltration erheblich dessen Stoffverlagerung. Einhergehend sank das Redoxpotential im Boden temporär auf 130 mV. Der effiziente Abbau von PG im Sommer führte zu einer Mobilisierung von Mangan und Eisen im Sickerwasser. Redoximorphe Merkmale der Bodenmatrix spiegeln dabei nicht nur Bereiche der An- und Abreicherung von Oxiden, sondern auch das Vorhandensein präferenzialer Fließwege wieder.

Schlagwörter: Propylenglycol, Kaliumformiat, Abbau, Reduktion, Mangan- und Eisenoxide

Summary

To study the transport and degradation of deicing chemicals (DIC) in the unsaturated zone, eight undisturbed soil cores were retrieved at the Gardermoen Airport, Norway, and installed as non-weighable small scale lysimeters at a nearby field site. Before snowmelt in 2010 and 2011, a mix of snow containing propylene glycol (PG), formate, and bromide were added to the lysimeters. Water and solute transport varied considerably, not only among the lysimeters within one year but also between 2010 and 2011. During snowmelt, high infiltration rates caused the discharge of up to 51 % and 82 % PG in 2010 and 2011, respectively. Compared to PG, hardly any formate was leached out of the lysimeters during spring, indicating its fast degradation. The soil redox potential temporary dropped down to 130 mV. The efficient degradation of residual PG during summer resulted in the mobilization of manganese- and iron into the seepage water. Redoximorphic features of the soil matrix thereby not only reflect the depletion and concentration of oxides but also preferential flow pathways.

Keywords: Propylene glycol, potassium formate, degradation, reduction, manganese- and iron oxides

Einleitung

Die Gewährleistung eines sicheren Flugbetriebes im Winter erfordert den Einsatz erheblicher Mengen organischer EM. Auf dem Flughafen Gardermoen in Norwegen werden hierfür pro Saison 1000-2000 Tonnen PG (1,2-Propandiol) und ca. 200 Tonnen Formiat auf Flugzeuge und Rollbahnen appliziert. Auch wenn 80 % der EM über spezielle Enteisungsplattformen und Drainagesysteme aufgefangen und recycelt werden, akkumulieren sich bis zu 20 % der EM in unmittelbarer Umgebung der Rollbahnen und infiltrieren mit einsetzender Schneeschmelze im Frühjahr in den Boden (WEJDEN und OVSTEDAL 2006). Enteisungsmittel sind prinzipiell sehr gut und schnell durch eine Vielzahl von Bakterien und Pilzen abbaubar und sollten sich daher nicht in der Umwelt anreichern. Ihr Gefahrenpotential bedingt sich

durch ihren hohen biologischen Sauerstoffbedarf während des mikrobiellen Abbaus. Nach Infiltration der EM in den Boden wird verfügbarer Sauerstoff im Sickerwasser somit unmittelbar für den aeroben Abbau der EM verbraucht. Im Anschluss wird der überwiegende Teil der verbleibenden EM anaerob durch Reduktion von Nitrat, Mangan- und Eisenoxiden metabolisiert (WILLETTS 1979, VELTMAN et al. 1998). In Feld- und Laborstudien konnte dabei eine Freisetzung reduzierten Mangans (Mn) und Eisens (Fe) nachgewiesen werden (FRENCH et al. 2001, JAESCHE et al. 2001, WEJDEN und OVSTEDAL 2006). Die Aufenthaltszeit organischer Substanzen im mikrobiologisch aktiven Oberboden ist für die Abbaueffizienz dieser Stoffe von entscheidender Bedeutung. Während in Labor- und Feldstudien der rasante Abbau von Formiat selbst bei geringen Temperaturen nachgewiesen werden konnte (HELLSTEN

¹ Lehrstuhl für Hydrogeologie, Institut für Geowissenschaften, Burgweg 11, D-07749 JENA

* Ansprechpartner: Heidi Lißner, heidi.lissner@uni-jena.de

et al. 2005, HELSTEN und NYSTEN 2003), ist der Abbau von PG maßgebend von der Temperatur abhängig. Temperaturen um den Gefrierpunkt, aber auch Bodensättigung, Lufteinschlüsse und partieller Bodenfrost können daher die Ausprägung präferenzierter Fließwege und die schnelle Tiefenverlagerung von PG begünstigen (KLECKA et al. 1993, JAESCHE et al. 2006, JARVIS 2007, CLOTHIER et al. 2008). Dass erhöhte Infiltrationsraten während der Schneeschmelze als auch präferenzierter Fluss den Austrag von PG erhöhen, wurde von SCHOTANUS et al. (2012) mit Hilfe eines Multicompartment Samplers gezeigt.

Der vorliegende Beitrag stellt Ergebnisse eines 2,5-jährigen Lysimeterexperimentes vor, dessen Fokus auf der Erfassung der räumlichen Variabilität des Stofftransports als auch dem Verständnis einhergehender Abbauprozesse lag. Da es sich bei dem Eintrag von EM in den Boden um eine langfristige, sich jährlich wiederholende Maßnahme handelt, sollte zudem das Gefahrenpotential für das natürliche Redoxsystem und das Grundwasser abgeschätzt werden.

Material und Methoden

Lysimeter Set-Up und experimentelle Durchführung

Die Feldstudie wurde direkt neben dem Gelände des Flughafens Oslo-Gardermoen durchgeführt, welcher sich 50 km nordöstlich von Oslo befindet. Der Flughafen wurde im Gardermoen-Delta erbaut und befindet sich auf Norwegens größtem ungespanntem Grundwasserleiter. Glazio-fluviatile Ablagerungen bilden die ungesättigte Zone, welche im Westen des Deltas zwischen 5 bis 10 m und im Osten zwischen 10 bis 25 m variiert. Die oberen 3 m bestehen überwiegend aus Schichten von Schluff-, Fein- und Mittelsand. Darunter werden die Sedimente wesentlich grobkörniger und weisen hohe Anteile Kies und Grobsand auf.

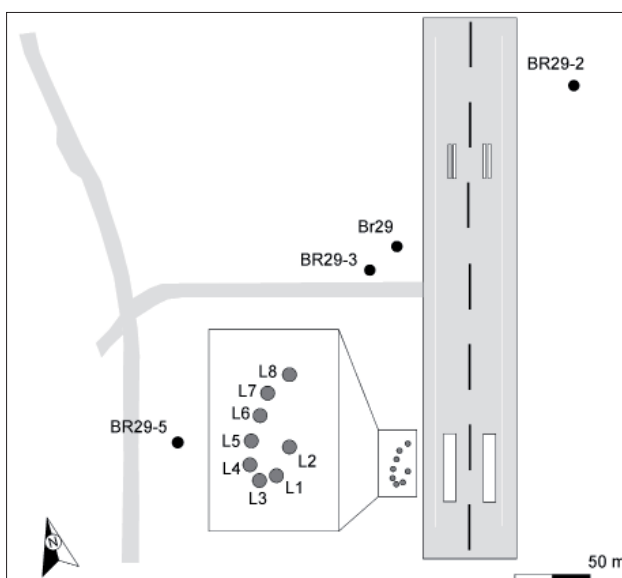


Abbildung 1: Schematische Darstellung der westlich gelegenen Rollbahn des Gardermoen Flughafens mit Entnahmepunkte der Lysimeter und ausgewählten Grundwassermessstellen.

Tabelle 1: Übersicht der Mengen Schnee, PG, Formiat, Bromid und Nitrat, die im Jahr 2010 und 2011 pro Lysimeter (0,0707 m²) appliziert wurden.

Zugabe	Lysimeter	Schnee mm	PG gm ⁻²	Formiat gm ⁻²	Bromid gm ⁻²	Nitrat gm ⁻²
23.03.2010	L1-L8	71	350	70	17	-
01.04.2011	L4,L7,L8	113	350	70	17	80
01.04.2011	L1,L5,L6	113	350	70	17	-
01.04.2011	L3	113	-	-	17	-
01.04.2011	L2	113	-	-	-	-

Für das Lysimeterexperiment wurden neben der westlich gelegenen Rollbahn des Flughafens acht Bodenmonolithe (30 x 100 cm) entnommen und auf einem nahe gelegenen Testfeld als nicht-wägbare Kleinlysimeter (UMS) installiert (L1-L8) (s. *Abbildung 1*). Alle Lysimeter wurden mit Sonden für Wassergehaltmessung (EC5, Decagon) in 20, 50 und 80 cm ausgestattet. Zudem wurden in zwei Lysimetern Elektroden für die Messung des Redoxpotentials (Methode nach Mansfeldt, Ecotech) in 30, 60 und 90 cm Tiefe eingebaut. Die Messung der Bodentemperatur (Th2, UMS) erfolgte ebenfalls in 30, 60 und 90 cm. Über eine Saugplatte wurde mittels Vakuumkontrollstation (VS single, UMS) ein Unterdruck von 40-60 hPa angelegt und das Sickerwasser in Glas-Sammelflaschen aufgefangen. Im Jahr 2011 wurden zusätzlich vor den Sammelflaschen von vier Lysimetern jeweils zwei Durchflussmesszellen angebracht, um während der Schneeschmelze Sauerstoffgehalt und Redoxpotential (FDO® 925 und SenTix® ORP 900, WTW) des Sickerwassers zu erfassen. Die Messdaten wurden on-line mit einem MultiLine®IDS Multi 3420 von WTW aufgezeichnet.

Die Applikation der EM erfolgte vor Beginn der Schneeschmelze im Jahr 2010 und 2011. Hierfür wurde auf das von Schnee befreite Lysimeter ein KG-Rohr aufgesetzt und den Lysimetern über das Rohr eine definierte Menge Schnee, PG (Type II, Kilfrost), Formiat (KFo, Aviform) und Bromid als konservativer Tracer (s. *Tabelle 1*) zugegeben. Im Jahr 2011 wurden drei Lysimeter zum Testen einer Sanierungsstrategie genutzt, indem ihnen zusätzlich Nitrat (NH₄NO₃) als alternativer Elektronenakzeptor beigefügt wurde. Lysimeter 2 und 3 dienten 2011 als Kontrolllysimeter. Während der Schneeschmelze erfolgte die Probenahme täglich und im restlichen Jahr nach Bedarf in Abhängigkeit der natürlichen klimatischen Bedingungen.

Nach Erfassung des Probenvolumens wurde vor Ort der pH-Wert bestimmt (SenTix41, WTW GmbH). Proben für die spätere Analyse von PG (Trace GC Ultra, Thermo Scientific) und der Anionen (IC 20, Dionex) wurden gefiltert (0,45 µm, Acrodisc®, Pall) und tiefgefroren, um den Abbau der EM als auch der Metabolite (Laktat, Pyruvat, Acetat und Propionat) zu verhindern. Gesamtgehalte an Fe und Mn wurden in angesäuerten Proben (HNO₃, ultrapure) mittels ICP-MS (Spectroflame, Spectro) analysiert.

Für die Bodencharakterisierung der Lysimeter wurden parallel zur Entnahme der Bodenmonolithe auf dem Flugfeld sieben ungestörte Bohrkerne (5 x 100 cm) entnommen. An ihnen wurde repräsentativ für die acht Lysimeter eine Bodenansprache durchgeführt. Im Anschluss erfolgte eine horizontbezogene Probenahme für die physico-chemische

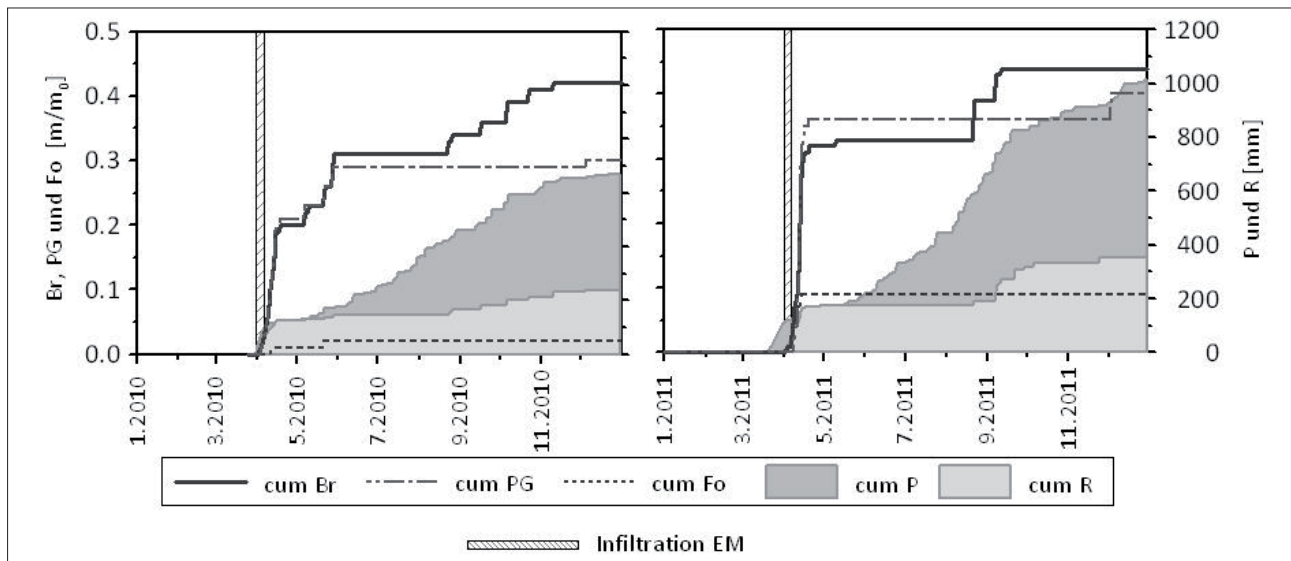


Abbildung 2: Gegenüberstellung der gemittelten, kumulativ ausgetragenen Mengen Sickerwasser (R), Bromid (Br), PG und Formiat (Fo) sowie des Niederschlags (P) in den Jahren 2010 und 2011.

Charakterisierung des Bodens. Diese beinhaltete u.a. die Bestimmung von: Korngröße, pH-Wert, organischem Kohlenstoff, dithionitlöslichem Fe, oxalatlöslichem Fe und Mn, sowie Gesamteisen- und Mn.

Ergebnisse

Bodencharakterisierung

Die Bodenprofile der sieben Bohrerkerne zeigen eine Ah-Bv-C Horizontfolge, wobei die Mächtigkeit der Horizonte variiert und der mineralische Untergrundhorizont charakteristische redoxmorphe Merkmale aufweist. Eine Ausnahme stellt L2 dar, welches unmittelbar neben einem ehemals befestigten Weg entnommen wurde und dessen Horizontfolge strukturelle Eigenschaften eines Aufschüttungsmaterials besitzt. Die Korngrößenverteilung zeigte keine signifikanten Unterschiede zwischen den Bodenprofilen der Lysimeter. Während im oberen und mittleren Teil des Profils Fein- und Mittelsand dominieren, steigt der Anteil an Schluff mit zunehmender Tiefe. Den größten Anteil an Schluff hat dabei mit 70 % L6 in 70 bis 100 cm Tiefe. Lysimeter 4 hingegen besitzt in 30 cm bis 100 cm eine konsistente Kornverteilung mit geringen Schluff- (< 10 %) und hohen Mittelsandanteilen (~ 50 %). Der Oberboden (0-10 cm) hat erwartungsgemäß den höchsten Anteil organischer Substanz mit $54,7 \pm 45,7 \text{ mg g}^{-1}$. Darunter sank der Anteil von $5,7 \pm 2,2 \text{ mg g}^{-1}$ (10-40 cm) auf $2,9 \pm 2,8 \text{ mg g}^{-1}$ (70-100 cm). Der Gesamteisengehalt variiert zwischen $19,7 \pm 3,5 \text{ mg g}^{-1}$ (40-70 cm) und $28,7 \pm 5,7 \text{ mg g}^{-1}$ (0-10 cm). Oxalat- und dithionitlösliches Fe machen einen wesentlich geringeren Anteil mit durchschnittlich $3,1 \pm 0,2 \text{ mg g}^{-1}$ und $5,1 \pm 1,0 \text{ mg g}^{-1}$ aus. Die Konzentration von dithionitlöslichem Mn im Boden beträgt lediglich $0,08 \pm 0,04 \text{ mg g}^{-1}$.

Stofftransport

Abbildung 2 zeigt, dass hohe Infiltrationsraten während der Schneeschmelze im April mit einem hohen Sickerwasser-

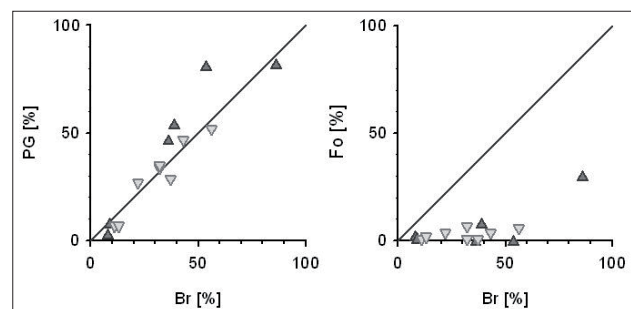


Abbildung 3: Beziehung zwischen den Wiederfindungsraten von PG und Bromid bis Ende Mai im Jahr 2010 (helle Dreiecke) und 2011 (dunkle Dreiecke).

und Stoffaustrag einhergingen. Der Austrag von PG und Bromid erfolgte in diesem Zeitraum im Gegensatz zu Formiat und Bromid weitestgehend simultan (s. Abbildung 3), so dass ähnliche Wiederfindungsraten beider Stoffe erzielt wurden. Nach ausbleibendem Sickerwasser in den Sommermonaten, konnte im Spätsommer erneut eine Beprobung des Sickerwassers durchgeführt werden. Dabei ist auffallend, dass weiterhin Bromid, jedoch keine EM im Sickerwasser enthalten waren.

Im Frühjahr 2011 fiel die Infiltrationsmenge mit insgesamt 211 mm höher aus als im Jahr 2010 mit nur 174 mm. Dies spiegelte sich auch in der durchschnittlichen Sickerwassermenge wider, die mit 174 mm in 2011 über der von 2010 mit 150 mm lag. Große Niederschlagsmengen im Spätsommer und Herbst 2011 erhöhten den Sickerwasseraustrag auf 352 mm gegenüber nur 217 mm in 2010. Dementsprechend waren auch die Stoffausträge, speziell der vier Lysimeter L1, L4, L5 und L8, im Jahr 2011 gegenüber 2010 erhöht. Abbildung 4 verdeutlicht die Unterschiede im Stoffaustrag zwischen beiden Jahren und zwischen den Lysimetern. Die Austräge variierten stark. Am geringsten waren die Wiederfindungsraten in L2 (2010: 22 % Bromid und 26 % PG) und L6 (2010: 12 % PG und 6 % Bromid, 2011: 8 %

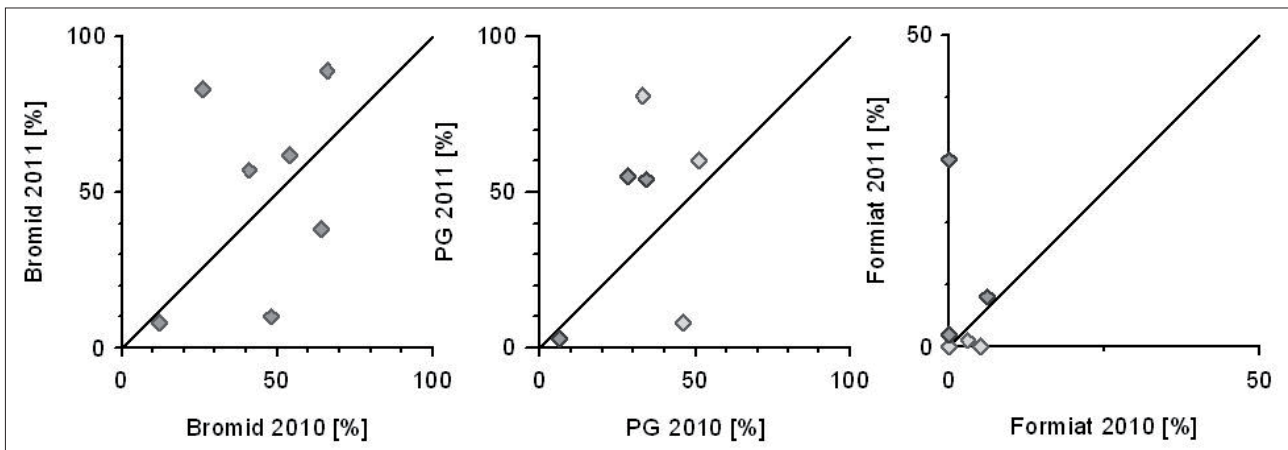


Abbildung 4: Vergleich der wiedergefundenen Stoffmengen Bromid, PG und Formiat im Jahr 2010 und 2011. Helle Diamanten verweisen auf Lysimeter mit Nitratzugabe.

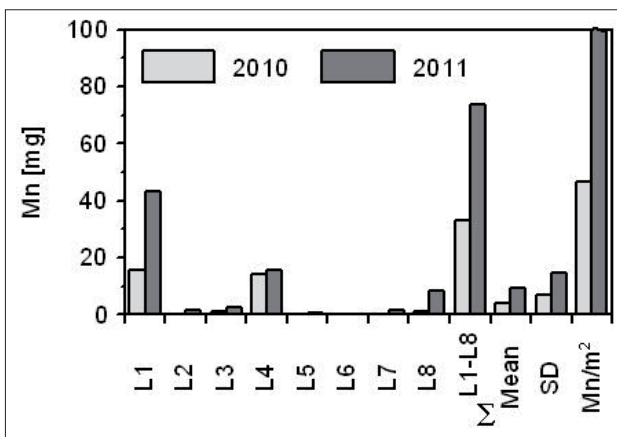


Abbildung 5: Austrag Mangan (Mn) mit Sickerwasser der Lysimeter im Jahr 2010 und 2011.

Bromid und 3 % PG). Obwohl drei Lysimetern Nitrat zur Steigerung der Abbaueffizienz zugefügt wurde, konnte im Jahr 2011 nur in L7 ein geringerer Austrag von PG beobachtet werden. Im Gegensatz zu Bromid und PG war der Austrag von Formiat in beiden Jahren vergleichsweise gering. Ein erhöhter Austrag mit 30 % wurde nur in L5 im Jahr 2011 gemessen.

Hydrochemie

Während des 2,5-jährigen Monitorings konnten starke Veränderungen der Hydrochemie beobachtet werden. Der pH-Wert unterlag nicht nur saisonalen Schwankungen, sondern zeigte langfristig auch einen ansteigenden Trend. Während der pH-Wert vor Zugabe der EM im Jahr 2010 noch im schwach sauren Bereich lag ($\text{pH} < 7$), stieg er im Frühjahr und Herbst temporär auf schwach alkalische Werte an und erreichte im Herbst 2011 Spitzenwerte > 8 . Ein erster signifikanter Anstieg der Mangankonzentrationen im Sickerwasser wurde mit $6,5 \text{ mg L}^{-1}$ im Herbst 2010 gemessen. Im Folgejahr kam es bereits im Frühjahr zu erhöhten Austrägen, was sich auch im gestiegenen Gesamtaustrag von Mn im Jahr 2011 widerspiegelt (s. *Abbildung 6*). Die Eisengehalte lagen bis Ende 2011 zumeist unter dem De-

tektionslimit von $0,008 \text{ mg L}^{-1}$. Beachtliche Mengen $\text{Fe} > 20 \text{ mg L}^{-1}$ wurden erst im Frühjahr 2012 im Sickerwasser von L7 analysiert.

Die Zugabe der EM führte zu einer Absenkung des Redoxpotentials im Boden während der Schneeschmelze (s. *Abbildung 7*). Wegen technischer Probleme fehlen Daten bis Mitte Mai 2010. Dennoch ist ein Wiederanstieg des Redoxpotentials ersichtlich. Im Frühjahr 2011 sank das Redoxpotential in 30 cm auf 130 mV, erholte sich in den Sommermonaten aufgrund besserer Belüftung des Bodens, und sank erneut mit infiltrierendem Regenwasser und ansteigendem Bodenwassergehalt im Herbst auf 320 mV in 30 cm und 200 mV in 90 cm ab. In den Durchflussmesszellen konnte kein wesentlicher Effekt des Abbaus der EM auf das Redoxpotential im Sickerwasser nachgewiesen werden. Jedoch kam es mit dem Durchbruch der EM zu einer messbaren Sauerstoffzehrung. Während im Sickerwasser von L4 und L8 die minimale Sauerstoffsättigung bei ca. 30 % lag, stellte sich im Kontrolllysimeter 3 ein konstanter Wert von 90 % Sauerstoffsättigung ein.

Die im Sickerwasser analysierten Metabolite des PG Abbaus sind exemplarisch anhand L8 (2010) in *Abbildung 5* dargestellt. Die gemessenen Konzentrationen waren im Vergleich zu PG ($> 2000 \text{ mg L}^{-1}$) mit $< 40 \text{ mg L}^{-1}$ sehr gering. Auffällig ist das sequenzielle Auftreten der Metabolite. Mit Infiltration des Sickerwassers im April erschien zunächst Laktat, gefolgt von Pyruvat, Propionat und Acetat. Laktat ist dabei erstes Abbauprodukt des aeroben Metabolismus gefolgt von Pyruvat, und Propionat das erste Abbauprodukt des anaeroben Metabolismus gefolgt von Acetat.

Diskussion

Transportheterogenität

Erhebliche Schwankungen in den Wiederfindungsraten der Stoffe weisen auf ein sehr heterogenes Transportregime hin. Der teilweise schnelle Austrag erheblicher Mengen Bromid und PG spricht für das Vorhandensein präferenzierter Fließwege, deren Ausprägung zwischen den Lysimetern variiert. V.a. in den Lysimetern 1, 3, 4, 5 und 8 scheint präferenzierter

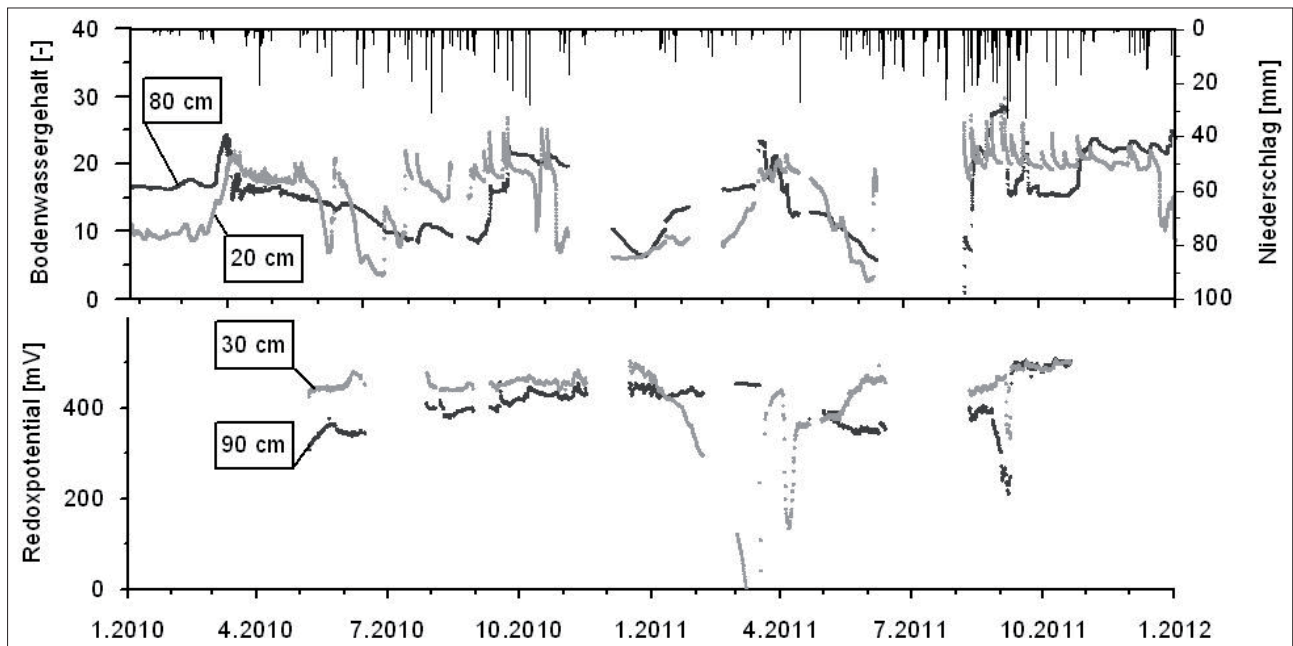


Abbildung 6: Zeitreihen des Bodenwassergehalts und Redoxpotentials in zwei Tiefen von Lysimeter 4. Gehalte für Niederschlag (P) stammen von der Klimastation Gardermoen, 2 km südlich des Testfelds.

Fluss einen wesentlichen Einfluss auf die hydraulische Leitfähigkeit zu haben, da die höhere Infiltrationsrate in 2011 nicht nur einen höheren Stoffaustag sondern auch einen schnelleren und steileren Anstieg der Konzentrationen zur Folge hatte (Daten nicht dargestellt). Es ist anzunehmen, dass ein vergleichsweise geringer Wasser- und Stofftransport in L2 und L6 auf eine insgesamt niedrigere hydraulische Leitfähigkeit zurückzuführen ist. Bedingt, zum einen, durch die Ausprägung spezifischer Bodenstrukturen und zum anderen, durch die Mächtigkeit einzelner Horizonte und deren Korngrößenverteilung. So weist L2 die für ein Aufschüttungsmaterial typische Horizontierung auf und L6 besitzt in 70-100 cm Tiefe einen vergleichsweise sehr hohen Anteil an Schluff. Eine mögliche Ursache für die reduzierte hydraulische Leitfähigkeit in L7 im Jahr 2011 gegenüber 2010 und dem daraus resultierenden geringen Wasser- und Stofftransport stellt das Clogging des Porenraums mit frischen Eisenoxiden dar.

Einfluss der EM auf das natürliche Redoxsystem

Trotz kurzer Verweilzeit und geringen Bodentemperaturen wird Formiat unmittelbar nach Infiltration in den Boden effizient abgebaut und kaum in tiefere Bodenschichten verlagert. Im Gegensatz dazu weist der simultane Durchbruch von PG und Bromid auf einen eingeschränkten mikrobiellen Abbau von PG während der Schneeschmelze hin. Dies macht noch einmal die starke Temperaturabhängigkeit des PG-Abbaus deutlich, die zusammen mit hohen Infiltrationsraten die Verlagerung von PG in tiefere Bodenschichten verstärkt. Der aerobe Abbau der EM, im Besonderen Formiat, im Frühjahr und eine zunehmende Bodenwassersättigung führen zu einer Zehrung des im Sickerwasser enthaltenen Sauerstoffs. Folglich kommt es während des Durchbruchs

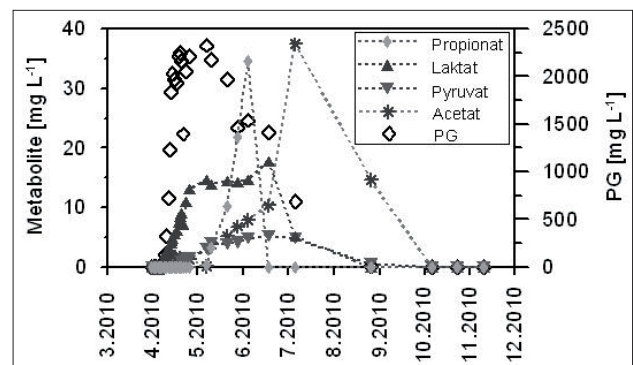


Abbildung 7: Konzentrationsverlauf von PG und dessen Metabolite im Sickerwasser von Lysimeter 8 (2010).

der EM im Boden zu einem kurzzeitigen Absinken des Redoxpotentials. Das gemessene Potential von nur 130 mV spricht dabei für eine komplette Sauerstoffzehrung und ein mangan- als auch eisenreduzierendes Milieu. Geringe Konzentrationen anaerober Abbauprodukte von PG (Propionat und Acetat) bestätigen diese Annahme. Da im Sickerwasser von L4 jedoch Sauerstoff detektiert wurde, scheint das Redoxpotential im Boden kleinräumigen Schwankungen zu unterliegen. Es ist wahrscheinlich, dass die längere Verweilzeit der Stoffe in Bereichen mit matrix-dominiertem Fluss das Redoxpotential stärker absinken lässt als entlang präferenzialer Fließwege. Mit nachlassenden Sickerwasserströmen gegen Ende des Frühjahrs bleibt ein Großteil des PGs in den oberen Bodenschichten zurück und wird während der Sommermonate vollständig abgebaut. Obwohl im Sommer aufgrund des geringen Bodenwassergehalts eine bessere Belüftung des Bodens gegeben ist, kommt es zur Reduktion von Mangan- und später auch Eisenoxiden. Dies weist auf den anaeroben Abbau von PG im immobilen Porenraum

und einen eingeschränkten Austausch mit atmosphärischem Sauerstoff hin. Entlang präferenzierter Fließwege kommt es zu einer Re-Oxidation speziell von Fe, was anhand der Ausprägung redoxmorphologischer Merkmale im Bodenprofil erkennbar ist. Unter extremen Bedingungen verstopft die Ausfällung von Oxiden vermutlich Teile des Porenraums und beeinflusst so die hydraulischen Eigenschaften des Bodens. Ein weiterer Teil des mobilisierten Mn als auch Fe wird mit einsetzender Infiltration im Spätsommer tiefenverlagert.

Seit Inbetriebnahme des Flughafens Gardermoen konnte bereits ein signifikanter Anstieg der Mn- und Fe Konzentrationen im Grundwasser beobachtet werden, was die Anfälligkeit des natürlichen Redoxsystems auf den kontinuierlichen Eintrag großer Mengen EM deutlich macht. Langfristig kann es zu einer Minderung der Abbaueffizienz und Veränderungen physico-chemischer Bodeneigenschaften kommen. Die Entwicklung effizienter Sanierungsstrategien ist daher unerlässlich.

Danksagung

The study was supported by the European Commission's 7th Framework Project SoilCAM (212663) on monitoring contaminated soil (www.soilcam.eu). Special thanks to Bioforsk (Norway) and the Gardermoen airport for their support during field work.

Literatur

- CLOTHIER, B.E., S.R. GREEN, et al., 2008: Preferential flow and transport in soil: progress and prognosis. *European Journal of Soil Science* 59(1): 2-13.
- FRENCH, H.K., S. VAN DER ZEE, et al., 2001: Transport and degradation of propyleneglycol and potassium acetate in the unsaturated zone. *Journal of Contaminant Hydrology* 49(1-2): 23-48.
- HELLSTEN, P. and T. NYSTEN, 2003: Migration of alternative de-icers in unsaturated zone of aquifers - in vitro study. *Water Science and Technology* 48(9): 45-50.
- HELLSTEN, P.P., J.M. SALMINEN, et al., 2005: Use of potassium formate in road winter deicing can reduce groundwater deterioration. *Environmental Science & Technology* 39(13): 5095-5100.
- JAESCHE, P., K.U. TOTSCHKE, et al., 2006: Transport and anaerobic biodegradation of propylene glycol in gravel-rich soil materials. *Journal of Contaminant Hydrology* 85(3-4): 271-286.
- JARVIS, N.J., 2007: A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: principles, controlling factors and consequences for water quality. *European Journal of Soil Science* 58(3): 523-546.
- KLECKA, G.M., C.L. CARPENTER, et al., 1993: Biodegradation of Aircraft Deicing Fluids in Soil at Low Temperatures. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 25(3): 280-295.
- SCHOTANUS, D., M.J. VAN DER PLOEG, et al., 2012: Quantifying heterogeneous transport of a tracer and a degradable contaminant in the field, with snowmelt and irrigation. *Hydrology and Earth System Sciences* 16(8): 2871-2882.
- VELTMAN, S., T. SCHOENBERG, et al., 1998: Alcohol and acid formation during the anaerobic decomposition of propylene glycol under methanogenic conditions. *Biodegradation* 9(2): 113-118.
- WEJDEN, B. and J. OVSTEDAL, 2006: Contamination and degradation of de-icing chemicals in the unsaturated and saturated zones at Oslo Airport, Gardermoen, Norway. *Urban Groundwater Management and Sustainability* 74: 205-218.
- Willetts, A., 1979: Bacterial metabolism of propane-1,1-Diol. *Biochimica Et Biophysica Acta* 588(3): 302-309.

Poster

Zeitliche Entwicklung ausgewählter Messdaten der Lysimeterstation Niederwerth 1987 bis 2011

Markus Promny^{1*} und Peter Krahe¹

Zusammenfassung

Die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) führt an der Lysimeterstation Niederwerth unweit der Stadt Koblenz seit 1987 Messungen von Bodenwasserhaushalts- und klimatologischen Größen durch. In jeweils vier wägbaren und nicht wägbaren Lysimetern sind verschiedene Böden aus der näheren Umgebung eingebracht. Sämtliche Randbedingungen inklusive des Grasbewuchses werden weitestgehend konstant gehalten. Die erhaltenen Messreihen erlauben bereits heute Aussagen zu den zeitlichen Variabilitäten der gemessenen Größen sowie der Trends innerhalb der letzten 25 Jahre. Durch Fortführung der Messungen können auch die zu erwartenden Änderungen infolge des Klimawandels dokumentiert werden.

Der Artikel fasst die bisher gewonnenen Erkenntnisse zur zeitlichen Entwicklung der Messgrößen zusammen. Die mittleren Temperaturen sowohl der Luft als auch der Bodenschichten steigen seit Beginn der Messungen. Die Änderungen der Niederschlagshöhen sind bisher gering. Wegen der enthaltenen Unsicherheiten sind derzeit noch keine Trendaussagen bezüglich der aus den Daten abgeleiteten aktuellen Verdunstungsraten möglich.

Summary

Since 1987 the Federal Institute of Hydrology (BfG) conducts measurements of the soil hydraulic and climatologic properties at the lysimeter station Niederwerth not far from the city of Coblenz. A total of each four weighable and non-weighable lysimeters with different local soils is in use. All conditions including the grass vegetation are being kept constant to the greatest possible extent. The obtained measurement times series already allow statements about variability in time of the measurements as well as analysis of trends within the last 25 years. By continuing with the measurements, also the changes due to the expected climate change can be documented.

This article sums up the already obtained insights into the evolution of measured parameters in time. The mean air as well as soil temperatures in different levels are increasing since the beginning of the measurements. Changes in precipitation recorded so far are small. The transpiration rates derived from the measurements are subject to a degree of uncertainty, which so far does not allow to deduct statements regarding possible changes in time.

Einleitung

Die Lysimeterstation der BfG erfasst seit 1986 Daten über Verdunstung, Versickerung und Bodeneigenschaften ergänzt um meteorologische Messwerte (DEYHLE 1995). In vier wägbaren und vier nicht wägbaren Lysimetern sind dabei jeweils vier verschiedene Bodentypen (Auelehm, Löslehm, Hochflutsand, verlehmtter Bims) der näheren Umgebung als Monolithe von 1m² Fläche und 2 m Höhe eingebaut. *Abbildung 1* zeigt den Lysimeterkeller der Station. Der Standort (50°23'39"N, 7°36'11"E, 66 m+NN) befindet sich auf der Rheininsel Niederwerth ca. 5 km stromabwärts der Stadt Koblenz. Der Datensatz besteht aus bis zu 48 Parametern, welche automatisiert als 10-Minutenwerte gespeichert werden. Aus den Messwerten abgeleitete, plausibilisierte Wasserhaushaltsgrößen sind teilweise bereits im Internet abrufbar (BfG 2012).

Derzeit findet an der BfG eine Evaluation der bisher durch die Lysimeterstation gewonnenen Daten sowie daraus abzuleitender Erkenntnisse statt. Es wird im folgenden Text gezeigt, dass die bisherigen Messungen grundsätzlich

geeignet sind, den lokalen zeitlichen Trend der klimatischen Entwicklung aufzuzeigen.



Abbildung 1: Lysimeterkeller der BfG - Lysimeterstation Niederwerth mit drei der vier wägbaren Lysimeterbehältern

¹ Bundesanstalt für Gewässerkunde, Am Mainzer Tor 1, D-56068 KOBLENZ

* Ansprechpartner: Dr. Markus Promny, promny@bafg.de

Material und Methoden

Die von den Sonden erfassten Werte liegen in Form von mehreren Tausend ASCII-Dateien vor, die im Rahmen der Evaluation mittels VBA-Makros automatisiert eingelesen und als jeweils eine Excel-Tabelle pro Jahr gespeichert werden. Aus den 10-Minutenwerten werden – nach einer ebenfalls weitgehend automatisierten ersten Plausibilisierung – Stunden-, Tages- und Monatswerte abgeleitet.

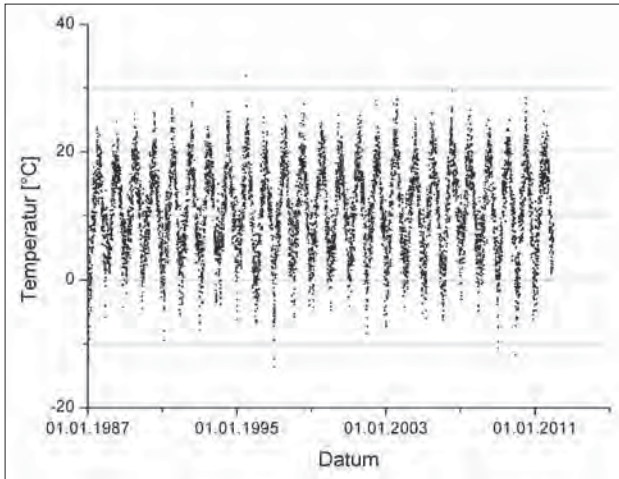


Abbildung 2: Tageswerte der Lufttemperatur (2 m) der Jahre 1987 bis 2011

Die dabei bisher implementierte Plausibilisierung umfasst den Abgleich mit oberen und unteren Grenzen für den als realistisch angenommenen Wertebereich jedes Parameters sowie eine Grenze für die maximal zulässigen zeitlichen Änderungen einiger Parameter.

Die so geprüften Werte werden dann zu durchgehenden Zeitreihen für die gesamte Untersuchungsdauer zusammengestellt. *Abbildung 2* zeigt beispielhaft die Zeitreihe der Tageswerte der Lufttemperatur der Jahre 1987 bis 2011, gemessen in 2 m Höhe. Insgesamt sind bisher für 46 Parameter Zeitreihen aus den ASCII-Dateien zusammengestellt. Nur wenige Zeitreihen sind über 25 Jahre nahezu lückenlos, teilweise sind einzelne Parameter über mehrere Jahre nicht gemessen worden oder aus sonstigen Gründen nicht durchgehend vergleichbar.

Ergebnisse

Zunächst wird der an der Station Niederwerth gemessene Temperaturtrend im Zeitraum 1987 bis 2011 den Trends der globalen Mitteltemperatur, der Temperatur der nördlichen Hemisphäre – beides ermittelt aus dem HadCRUT4-Datensatz des MetOffice (2012) – sowie dem Temperaturtrend für Mitteleuropa nach BAUR (1975) – ermittelt aus den Daten des KNMI (2012) – gegenübergestellt. Während die großräumigen Temperaturen als Abweichungen bezogen auf das Mittel der Referenzperiode 1961 bis 1990 dargestellt werden, sind die Temperaturen

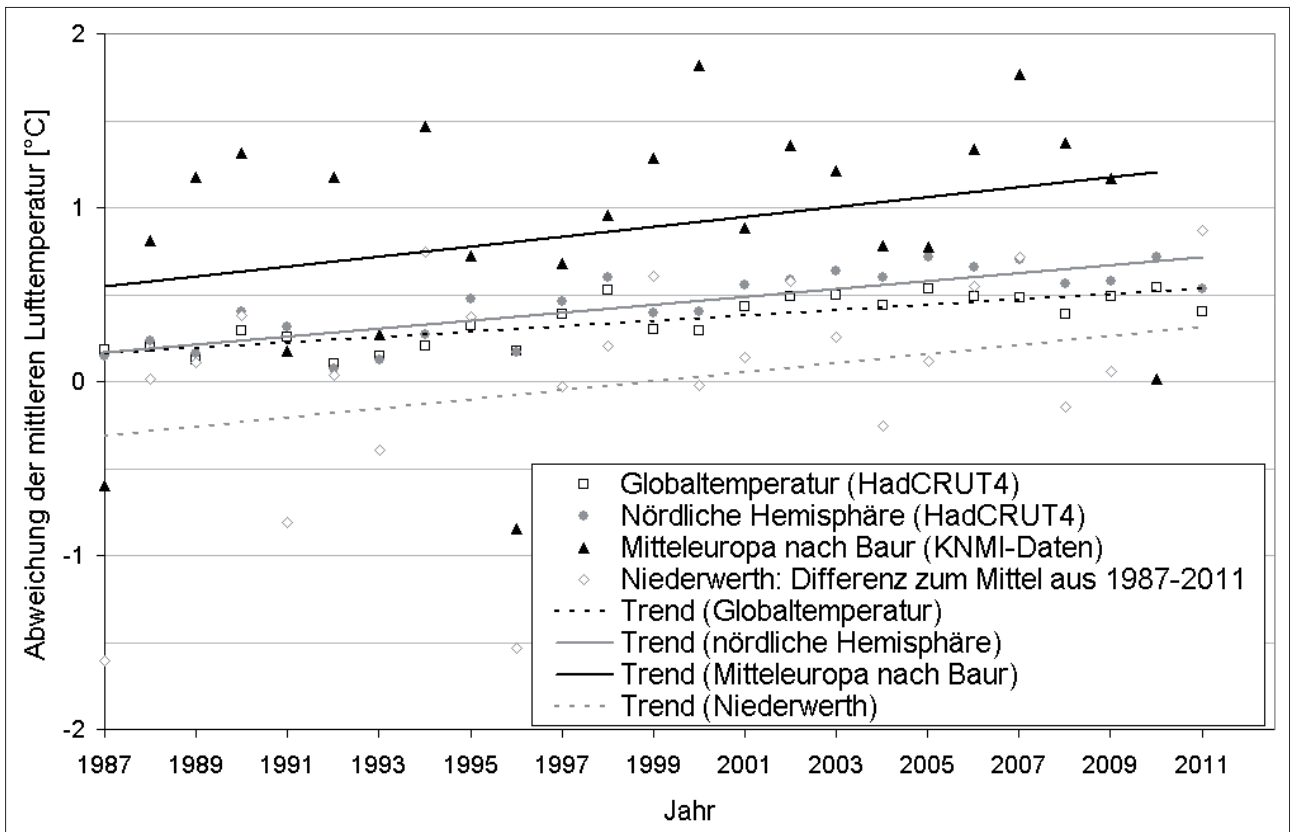


Abbildung 3: Temperaturtrends der Periode 1987 bis 2011 für die globale Mitteltemperatur, die nördliche Hemisphäre, für Mitteleuropa (jeweils als Differenz zum Mittel 1961 bis 1990) sowie die Station Niederwerth (Differenz zum Mittel 1987 bis 2011)

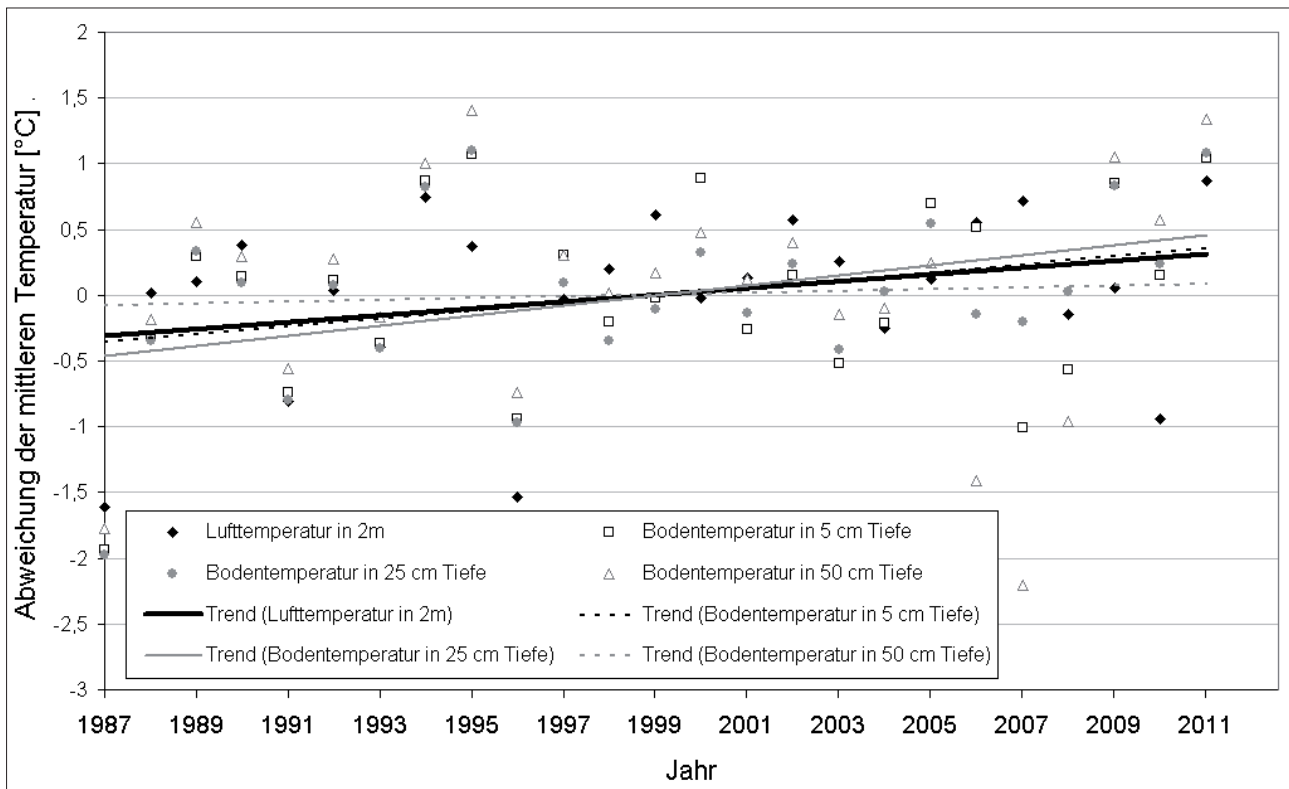


Abbildung 4: Temperaturtrends der Periode 1987 bis 2011 für die Lufttemperatur sowie die Bodentemperatur in 5 cm, 25 cm und 50 cm Tiefe an der Lysimeterstation Niederwerth

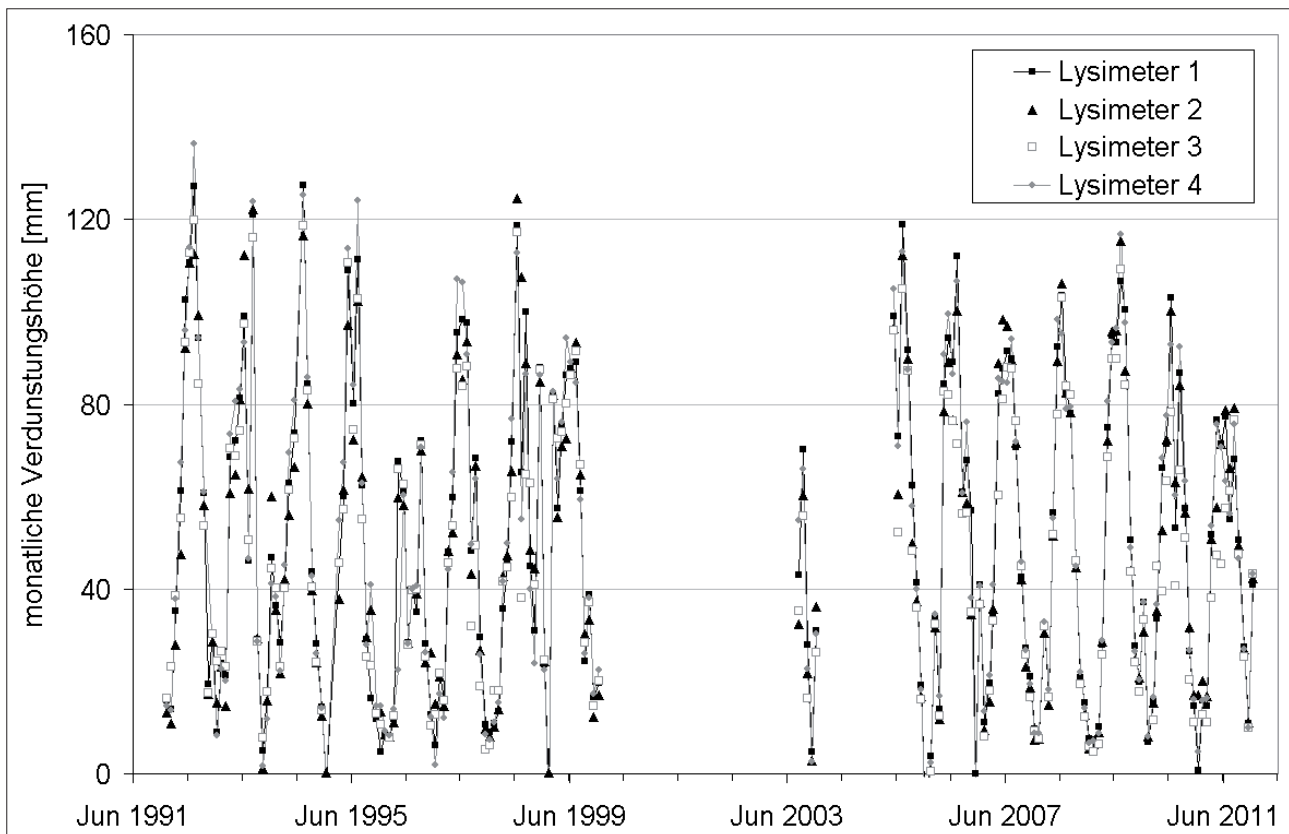


Abbildung 5: Monatswerte der Verdunstungshöhen der Messstation Niederwerth

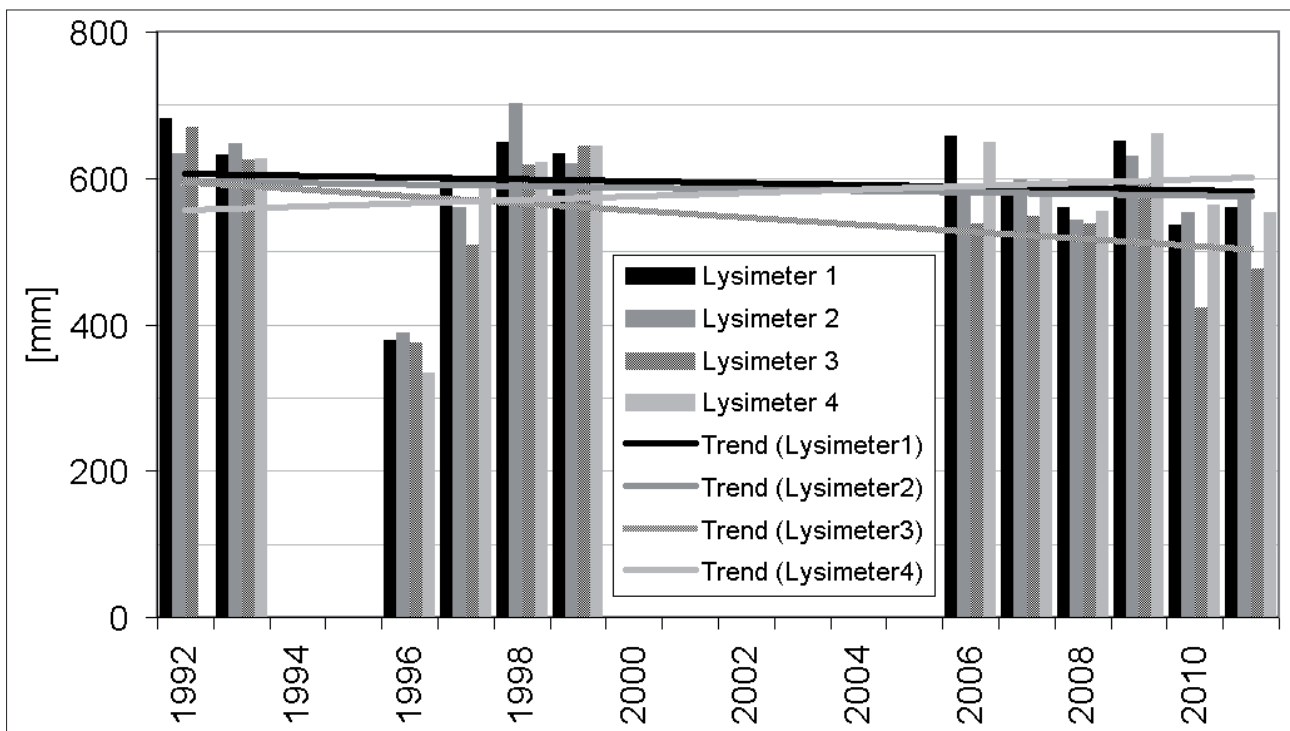


Abbildung 6: Jahressummen der Verdunstungshöhen der vier wägbaren Lysimeter der Messstation Niederwerth

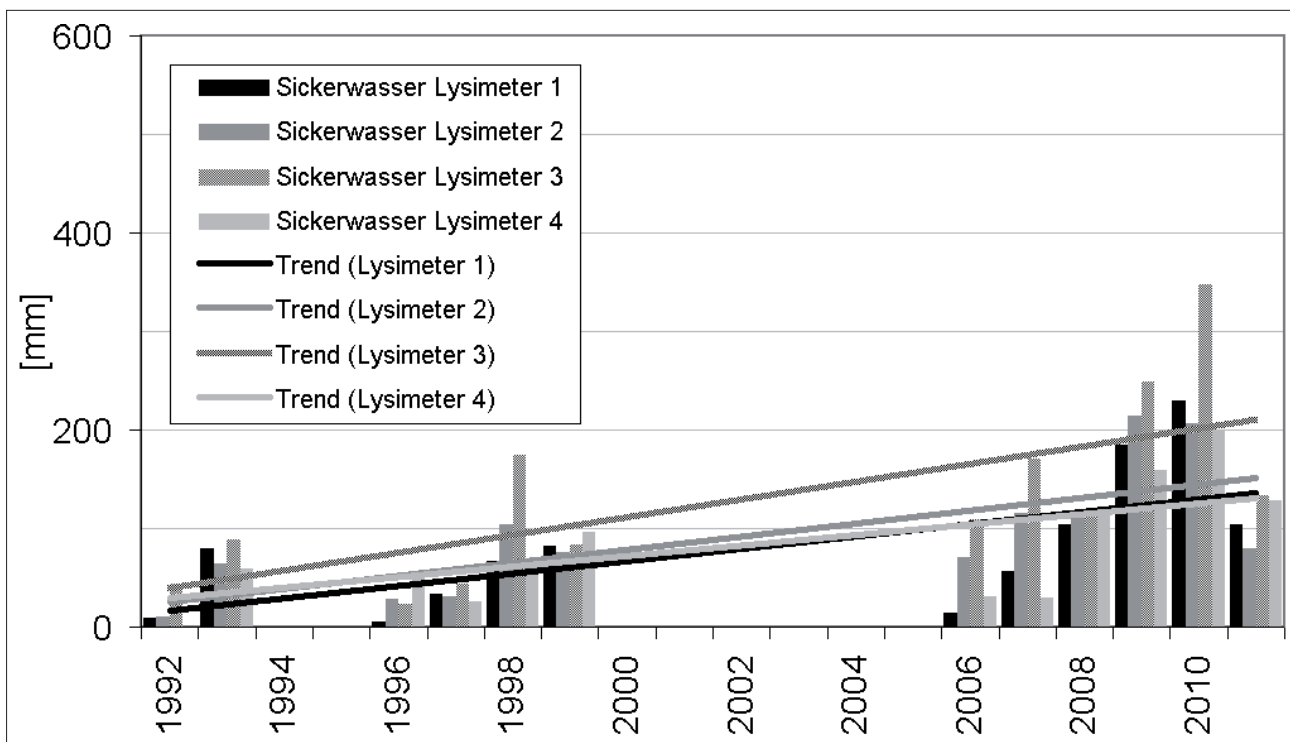


Abbildung 7: Jahressummen der Versickerungshöhen der vier wägbaren Lysimeter der Messstation Niederwerth

der Messstation Niederwerth auf das Mittel der Periode 1987 bis 2011 bezogen. Hierdurch ergibt sich aufgrund des allgemeinen Temperaturanstiegs ein niedrigeres Anfangsniveau, auf die Trends innerhalb der Periode selbst hat der unterschiedliche Bezug jedoch keine Auswirkungen. Wie in *Abbildung 3* zu erkennen ist, weisen alle vier

Reihen einen Anstieg im dargestellten Zeitraum auf. Die Zunahme der globalen Mitteltemperatur ist ca. halb so groß wie für Mitteleuropa und auch den Standort Niederwerth ermittelt. Die interannuellen Variabilitäten werden infolge der räumlichen Mittelung umso geringer, je größer das betrachtete Gebiet ist.

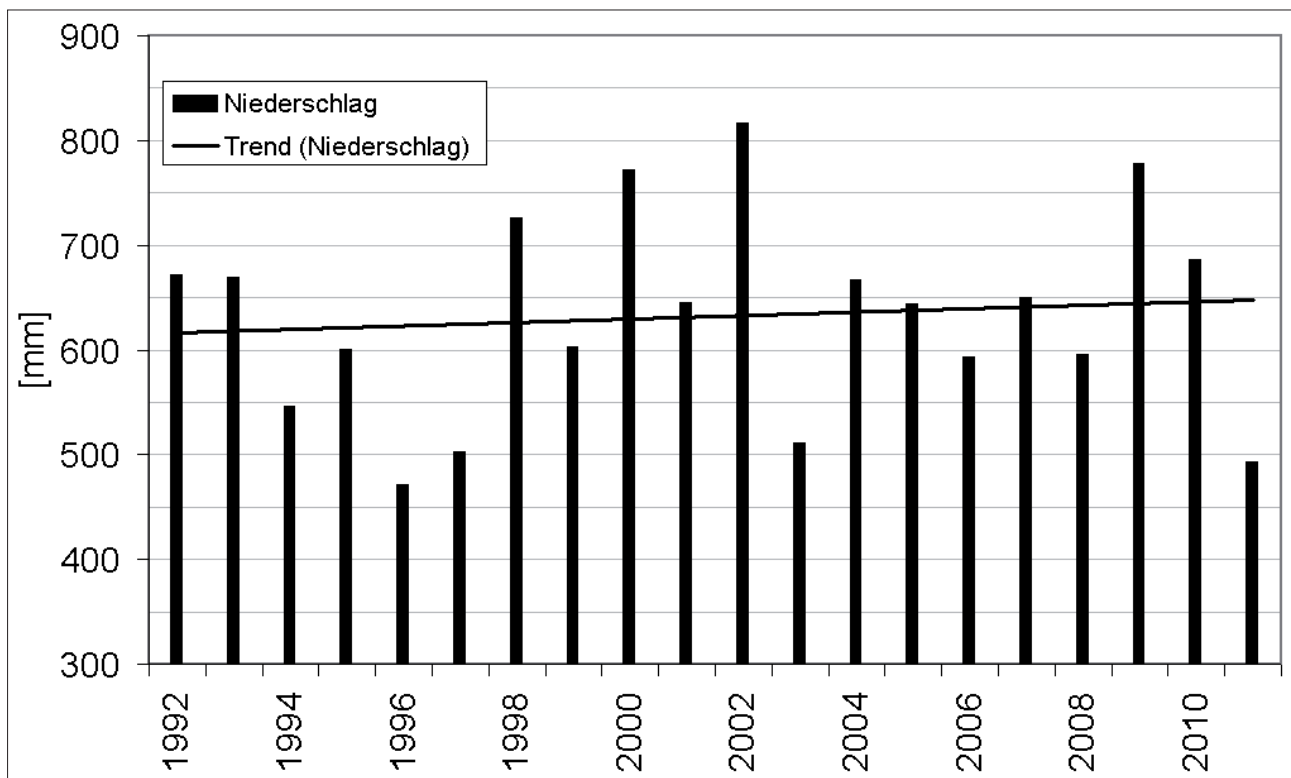


Abbildung 8: Jahressummen des Niederschlags an der Messstation Niederwerth

Ebenfalls ausgewertet wurden die Trends der Temperaturen in verschiedenen Tiefenschichten eines Lysimeters. In *Abbildung 4* ist erkennbar, dass für die Tiefenschichten 5 cm, 25 cm und 50 cm unter der Erdoberfläche jeweils steigende Temperaturtrends gemessen werden. Lediglich in der tiefsten Bodenschicht (50 cm) ist ein deutlich geringerer Anstieg im Zeitraum 1987 bis 2011 zu verzeichnen.

Aus den Messwerten für den Niederschlag P , die Versickerung SW sowie die Gewichtsänderung ΔW ist für alle vier wägbaren Lysimeter die Verdunstungshöhe ET_a nach der Formel

$$ET_a = 1,1 P - SW - \Delta W \quad (1)$$

berechnet worden (DVWK 1996). Die Zeitreihen sind nicht vollständig, da nicht alle benötigten Parameter für den gesamten Zeitraum vorliegen. *Abbildung 5* zeigt die so ermittelten Monatswerte der Verdunstungshöhe.

In den Jahren, für die in allen 12 Monaten die Verdunstung berechnet wurde, sind Jahressummen abgeleitet worden (*Abbildung 6*). Für das Jahr 1996 – ein ausgesprochen kühles Jahr (vgl. *Abbildung 3*) – wurden für alle Lysimeter die bisher geringsten Verdunstungshöhen errechnet. Die Jahressummen weisen mit Ausnahme von Lysimeter 3 schwach ausgeprägte zeitliche Trends auf. Betrachtet man die zeitliche Entwicklung der Sickerwassermengen, so fällt ebenfalls Lysimeter 3 auf. Hier ist der für alle Lysimeter vorhandene Trend zur Zunahme der Sickerwasserhöhen über die Zeit mit etwa 9 mm pro Jahr besonders deutlich ausgeprägt (*Abbildung 7*). Dies kann als Hinweis auf die allmähliche Ausbildung von präferentiellen Fließwegen durch Wurzeln oder Wurmlöcher gedeutet werden.

Keinen deutlichen Trend zeigt der gemessene Niederschlag (*Abbildung 8*). Es wird ein moderater Anstieg des mittleren jährlichen Niederschlags im Zeitraum 1992 bis 2011 von weniger als 2 mm pro Jahr verzeichnet.

Die errechneten Verdunstungswerte sind mit vergleichsweise großen Unsicherheiten behaftet. Ursache hierfür ist die automatisierte Plausibilisierung, welche weniger gute Ergebnisse liefert als eine fachlich fundierte, „händische“ Plausibilisierung. So werden beispielsweise Gewichtsänderungen infolge Grasschnitt sowie die zeitweise auftretenden Oberflächenabflüsse nicht in der Bilanzierung nach Gleichung (1) berücksichtigt. Diese beiden Einflussgrößen sind jedoch dokumentiert und stehen für eine nachfolgende genauere Analyse zur Verfügung. *Abbildung 9* zeigt die Korrelation der monatlichen Verdunstungshöhen mit der mittleren monatlichen Temperatur. Diese Abbildung kann verwendet werden, auffällige Verdunstungshöhen zu identifizieren und auf Plausibilität im Hinblick auf die dazugehörigen sonstigen hydrologischen Randbedingungen zu überprüfen.

Diskussion und Schlussfolgerungen

Die Messstation Niederwerth gehört zu den drei Lysimeterstationen in Deutschland mit den längsten gemessenen Zeitreihen unter nahezu unveränderten Randbedingungen. Bereits zum jetzigen Zeitpunkt lassen sich aus den Messdaten wertvolle Erkenntnisse über zeitliche Trends der lokalen bodenwasserhaushaltlichen und klimatischen Größen ableiten. Mit zunehmender Messdauer wird die Datenreihe immer wertvoller im Hinblick auf den Erkenntnisgewinn zu

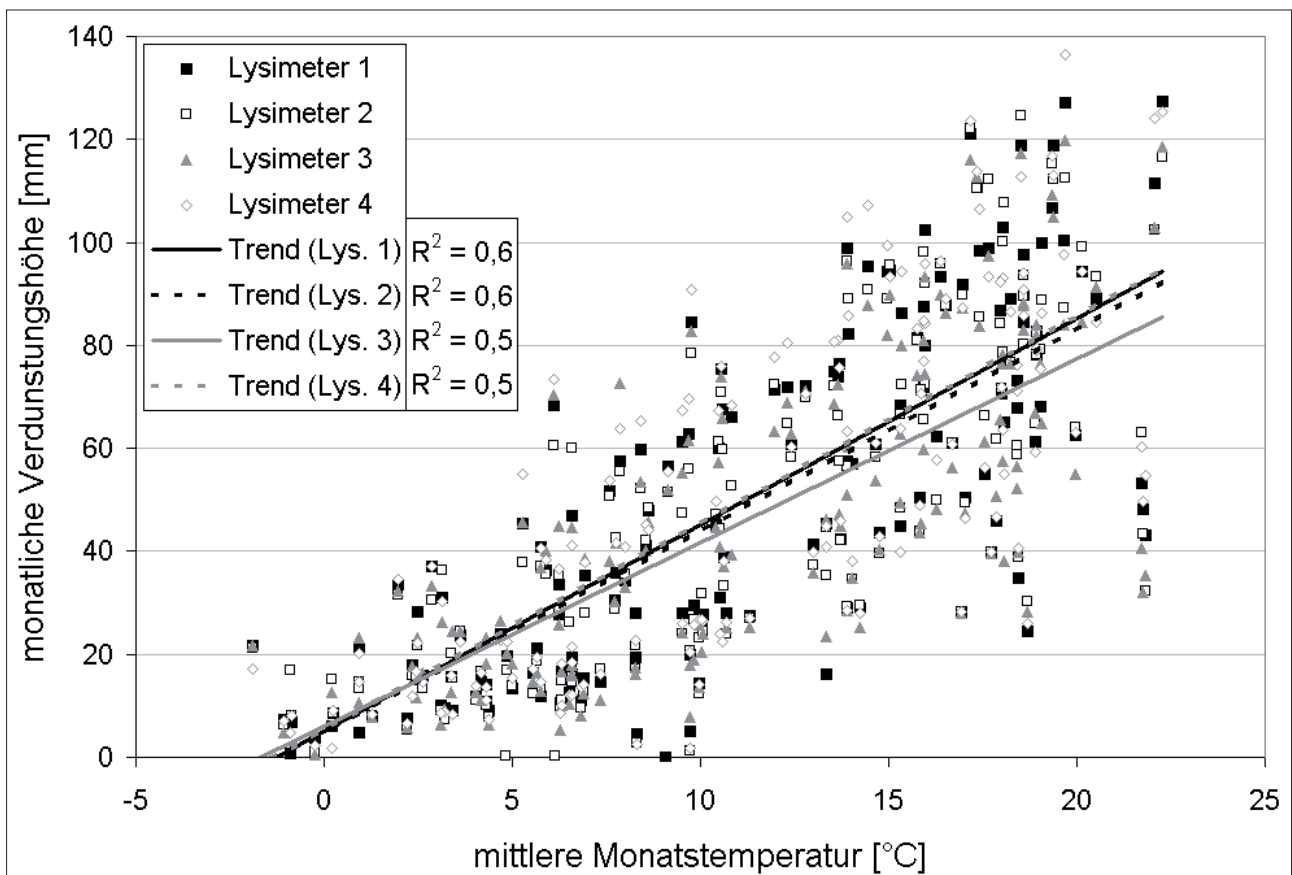


Abbildung 9: Korrelation der monatlichen Verdunstungshöhen mit der mittleren monatlichen Temperatur an der Messstation Niederwerth

Auswirkungen des globalen Klimawandels auf die lokalen klimatischen Bedingungen sowie den Bodenwasserhaushalt.

Bei der Interpretation der Ergebnisse muss jedoch beachtet werden, dass die Versuchsrandbedingungen nie völlig konstant gehalten werden können, wie die wahrscheinliche Ausbildung präferentieller Fließwege im vorliegenden Fall zeigt. Ebenfalls muss die derzeit noch nicht abgeschlossene Plausibilisierung berücksichtigt werden, die in einer zweiten Stufe um Trendanalysen erweitert werden soll.

Die Datenreihen werden zukünftig unter anderem in der Validierung von Wasserhaushaltsmodellen sowie von Fernerkundungsdaten der Bodenfeuchte genutzt.

Danksagung

Herr H. Jakobs hat sich seit Jahren durch die umsichtige Wartung sowie prompte Störungsbehebung um die Lysimeterstation Niederwerth verdient gemacht. Der Erstautor

dankt hiermit Herrn Dipl.-Met. C. Deyhle für die geduldige Erklärung der Messtechnik und Datenhaltung.

Literatur

- BAUR, F., 1975: Abweichungen der Monatsmittel der Temperatur Mitteleuropas vom 210-jährigen Mittelwert (1761–1970), Beilage zur Berliner Wetterkarte 76/75.
- BfG, 2012: http://www.bafg.de/cln_031/nn_163182/DE/02_Aufgabenfelder/01_Quantitativ/01_Abteilung_Referate/M2_Ordner/Lysimetermessungen.pdf zugegriffen am 15.10.2012.
- DEYHLE, C., 1995: Die Lysimeteranlage Koblenz-Niederwerth – Aufbau, Meßwertverarbeitung und erste Ergebnisse zur Verdunstungsbestimmung. DGM 39, H.2, 49-57.
- DVWK, 1996: Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen, DVWK-Merkblätter 238/1996.
- KNMI, 2012: <http://eca.knmi.nl/dailydata/> zugegriffen am 15.10.2012.
- MetOffice, 2012: <http://www.metoffice.gov.uk/hadobs/hadcrut4/> zugegriffen am 15.10.2012.

Future rainfall patterns reduce arthropod abundance in model arable agroecosystems with different soil types

Johann G. Zaller^{1*}, L. Simmer¹, J. Tabi Tataw¹, H. Formayer², Johannes Hösch³
und Andreas Baumgarten³

Climate change scenarios for eastern Austria predict a seasonal shift in precipitation patterns with fewer but heavier rainfall events and longer drought periods during the growing season and more precipitation during winter. This is expected to alter arthropods living in natural and agricultural ecosystems with consequences for several ecosystem functions and services. In order to better understand the effects of future rainfall patterns on aboveground arthropods inhabiting an agroecosystem, we conducted an experiment where we simulated rainfall patterns in model arable systems with three different soil types. Experiments were conducted in winter wheat cultivated in a lysimeter facility near Vienna, Austria, where three different soil types (calcaric phaeozem, calcic chernozem and gleyic phaeozem) were subjected to long-term current vs. predicted rainfall patterns according to regionalized climate change projections for 2071-2100. Aboveground arthropods were assessed by suction sampling in April, May and June 2012. We found significant differences in mean total arthropod abundances between the sampling dates with

$20 \pm 2 \text{ m}^{-2}$, $90 \pm 20 \text{ m}^{-2}$ and $289 \pm 54 \text{ m}^{-2}$ in April, May and June, respectively. Across all three sampling dates, future rainfall patterns significantly reduced the abundance of Araneae (spiders; -43%), Auchenorrhyncha (cicadas, leafhoppers, spittlebugs, -39%), Coleoptera (beetles, -48%), Carabidae (ground beetles, -41%), Chrysomelidae (leaf beetles, -64%), Collembola (springtails, -58%), Diptera (flies, hoverflies, -75%) and Neuroptera (lacewings, -73%). Generally, different soil types had no effect on the abundance of arthropods. The diversity of arthropod communities was unaffected by rainfall patterns or soil types. Correlation analyses of arthropod abundances with crop biomass, weed density and abundance suggest that rainfall patterns indirectly affected arthropods via changes on crops and weeds. Taken together, these results show that future rainfall patterns will have detrimental effects on the abundance of a variety of aboveground arthropods in winter wheat with potential consequences for their role as herbivores, biological control agents or food source for predatory fauna within agroecosystems.

¹ Institute of Zoology, University of Natural Resources and Life Sciences Vienna, Gregor-Mendel-Straße 33, A-1180 VIENNA

² Institute of Meteorology, University of Natural Resources and Life Sciences Vienna

³ Institute for Soil Health and Plant Nutrition, Austrian Agency for Health and Food Safety (AGES), Spargelfeldstraße 191, A-1220 VIENNA

* Ansprechpartner: Assoc. Prof. Dr. Johann G. Zaller, johann.zaller@boku.ac.at

Nachhaltige Landnutzung hinsichtlich C, N, P, K, (S) in Deutschland bis 2020 unter Berücksichtigung nationaler Emissionsinventare und Nachhaltigkeitsindikatoren als Bestandteile der Nachhaltigkeitsstrategie von Deutschland (2002)

Klaus Isermann^{1*} und Renate Isermann¹

Zusammenfassung

Um der nichtnachhaltigen Entwicklung der C-, N-, P- und K-Haushalte z.B. der Landwirtschaft in Deutschland entgegen zuwirken, werden nachfolgend Entwicklungen zu nachhaltigen C-, N-, P- und K-Düngeempfehlungen sowie -Haushalte mit entsprechenden Bilanzen und Salden dargestellt unter Gleichstellung von Wirtschaftsdünger-N, -P und -K mit Mineraldünger-N, -P und -K sowie demzufolge auch ihre (in-)direkten Auswirkungen auf die Humusbilanzen. Hierbei dienen die Ergebnisse (inter-)nationaler C-, N-, P-, (S-) Emissionsinventare durch Vergleich der aktuellen C-, N-, P-, (S-)Emissionen mit deren kritischen Eintragsraten und Eintragskonzentrationen, verbindliche Emissionsminderungsziele mit entsprechenden Zeithorizonten zu ihrer Umsetzung bis 2020 zu vereinbaren.

Schlagwörter: Nachhaltige Landnutzung, Nährstoffe C, N, P, S, Nachhaltigkeitsindikatoren

Summary

To counteract present non sustainable C-, N-, P-, K-, (S-) balances i.e. of German agriculture sustainable C-, N-, P-, K-, (S-) manurial recommendations and corresponding balances are shown. Organic and fertilizer N, P and K given into the soil equalize in their long lasting effects both on plant growth resp. yields and on humus balances. In this respect (inter-)national C-, N-, P-, K-, (S-) emission inventories of agriculture within the systems of human nutrition and bio energy assist to create obligatory emission mitigation aims for their implementation latest in 2020.

Einleitung

Die Verpflichtungen zu nachhaltigen Wirtschafts- und Lebensweisen, also zur bedarfsorientierten Konsumtion und entsprechender Produktion („to meet the needs“) ergibt sich auch für Deutschland durch seine Anerkennung der Agenda von Rio (1992) auf der Grundlage des Brundtland-Reports (1987) seit nunmehr 25 Jahren. Umsetzungsorientiert folgte dann aber erst 2002 die Nachhaltigkeitsstrategie von Deutschland mit Nachhaltigkeitszielen für 2020. Demzufolge gilt es für den Produzenten (Landwirt) ökonomische (Einkommensauskömmlichkeit und nicht Gewinnmaximierung u.a. durch Effizienz) Notwendigkeiten zu erfüllen, **zugleich** aber auch soziale Erfordernisse an den Konsumenten (Suffizienz) sowie ökologische Voraussetzungen für die Umwelt (Konsistenz) und damit auch für die Mitwelt und Nachwelt. Schutz der Versorgungs- und Umweltressourcen dient hierbei allen 3 Komponenten der Nachhaltigkeit. Trotz Kenntnis der o.e. Anforderungen an nachhaltige Nährstoffhaushalte haben sich hinsichtlich nachhaltiger N-, P-, K-Düngebedarfsermittlungen und -Empfehlungen sowohl die betreffende amtliche Beratung (z.B. VLK) und Wissenschaft (z.B. auch der VDLUFA) sowie Politik (z.B. Düngeverordnungen des BMELV 1996 bis 2007) meist in gegenseitigen Abhängigkeiten über

diese Anforderungen hinweggesetzt: Zur Aufrechterhaltung der immer noch politisch angestrebten Massentierkonsumtion und -Produktion mit > 0,1 GV/Einwohner bzw. Besatzdichten von > 1 GV/ha mit Nährstoffen versorgbarer LF und neuerdings zudem zur Förderung der Produktion und Nutzung von Biomassen-Energie wurde und wird auch gegenwärtig die aus insgesamt nachhaltiger Sicht nicht tolerierbare C, N, P und K-Beaufschlagung der mit diesen Nährstoffen hypertrophen und deshalb nicht düngungswürdigen Böden durch Wirtschaftsdünger (überwiegend Gülle) bzw. Gärreste weiter propagiert und /oder zumindest toleriert.

Material und Methoden

Die hier dargestellten Ergebnisse gehen im Wesentlichen auf folgende nationale Emissionsinventare zurück, in denen auch die zugrunde liegenden Materialien und Methoden ausführlich beschrieben sind:

VTI (2011): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990-2009, VTI (Braunschweig)

UBA (2011): Nationaler Inventarbericht Deutschland, 2011. Umweltbundesamt Berlin 15/04/11

¹ Büro für Nachhaltige Ernährung, Landnutzung und Kultur (BNELK), Heinrich-von-Kleist-Straße 4, D-67374 HANHOFEN

* Ansprechpartner: Dr. Klaus Isermann, isermann.bnla@t-online.de

Tabelle 1: Stickstoff-Bilanzen der Landwirtschaft von Deutschland im Durchschnitt der jeweils 5 Jahre von 2004-2008 im Vergleich (in Klammern) zu 1990-1994 (BNELK 2010)

LF: 2004/08:17 317 800 ha (1990/94: 16 977 200 ha)	Betriebs-Bilanz [kg N · ha LF ⁻¹ · a ⁻¹]	Flächen-(Feld-)Bilanz [kg N · ha LF ⁻¹ · a ⁻¹]	Stall-Bilanz [kg N · ha LF ⁻¹ · a ⁻¹]
1. Input/Anlieferung ...davon:	249 (235)	238 (231)	119 (127)
1.1 Mineraldünger	104 (105)	104 (105)	-
1.2 Organischer Dünger (Klärschlamm, Biokompost)	5 (3)	5 (3)	-
1.3 Wirtschaftsdünger	-	51 (57)	-
1.4 Atmosphär. Deposition (trocken-, naß-, gasförmig)	(20 + 10=) 30 (32)	30 (32)	-
1.5 Biologische Fixierung	12 (14)	12 (14)	-
1.6 Futtermittel-Inland	39 (35)	-	39 + 57 ¹⁾ =96 (35+66 ¹⁾ = 101)
1.7 Futtermittel-Import	23 (26)	-	23 (26)
1.8 Saat- und Pflanzgut	1 (1)	1 (1)	-
1.9 Netto-Mineralisation ...davon durch:	35 (19)	35 (19)	-
1.9.1 Grünland-Umbruch	24 (8)	24 (8)	-
1.9.2 Moorkultivierung	11 (11)	11 (11)	-
2. Output ...davon:	90 (69)	125 (116)	22 (19)
2.1 Pflanzliche Marktprodukte	68 (50)	68 (50)	-
2.2 Futterfrüchte u. Nebenerzeugnisse	-	57 (66)	-
2.3 Tierische Marktprodukte	22 (19)	-	22 (19)
3. Saldo (N-Überschuss)	159 (166)	113 (115)	97 (108)
4. N-Effizienz: 2. / 1. x 100 [%]	36 (29)	53 (50)	18 (15)

¹⁾ + Futterfrüchte und Nebenerzeugnisse (57)

UBA (2011): Daten zur Umwelt. Ausgabe 2011, Umwelt und Landwirtschaft, Umweltbundesamt (Bonn)

Die hier dargestellten Ergebnisse sind u.a. Inhalte einer Studie von BNELK für die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW/Karlsruhe) (Redaktionsschluss 05. Juni 2012). Diese Studie kann beim Autor per e-mail angefordert werden (isermann.bnla@t-online.de).

Ergebnisse, Diskussion und Schlussfolgerungen

Die nichtnachhaltigen (Ausgangs-) Situationen in Vergangenheit und Gegenwart hinsichtlich C, N und P, K

Nahezu unveränderte C-, N-, P-, (S-)Emissionen der Landwirtschaft in die Umwelt

Der Ernährungsbereich mit der Landwirtschaft weist heute in Deutschland Anteile an der Eutrophierung der Oberflächengewässer, Versauerung der Böden und Gewässer,

Klimawandel sowie Bedrohung der Biosphäre von 80, 40, 26 bzw. 80% auf, mit jeweiliger Beteiligung der Massentier-Konsumtion und entsprechender Produktion von 70-90%. Somit ergeben sich heute entsprechende Notwendigkeiten zur Emissionsminderung von 60-80%, insbesondere auch der Landwirtschaft, gemessen an den kritischen Eintragsraten und -Konzentrationen der naturnahen Ökosysteme. Zudem ist die Überernährung zu 78% am vorzeitigen Tod der Bevölkerung durch überernährungs(mit)bedingte Krankheiten beteiligt und mit 120 Mrd. €/a zu 48% an deren Krankheitskosten von insgesamt 250 Mrd. €/a (Isermann, EUROSOL 2008).

Die N-Bilanzen der Landwirtschaft und ihre N-Kaskaden

Die N-Bilanzen der Landwirtschaft (2004/2008) im Vergleich zu 1990/1994

Entsprechend den Ergebnissen von *Tabelle 1* haben sich die N-Bilanzen und N-Salden von 2004/2008 gegenüber 1990/1994 ebenso wie die o.e. N-Emissionen nur geringfügig verändert: So die N-Salden von Betriebs-, Feld- und Stallbilanzen nur von 166 auf 159, 115 auf 113 bzw. 108 auf 97 kg N/ha LF · a. Die höheren N-Einträge und dementspre-

Tabelle 2: Die N-Kaskade des gesamten N-Anfalls in der Landwirtschaft von Deutschland im Jahre 2009 bewirkt, dass nur 61% des gesamten N-Anfalls auf das System Pflanzen / Boden entfällt und 39% auf Emissionen in die Umwelt (BNELK 2012 nach VTI 2011, UBA 38/2011; UBA 11/2011)

N – Kaskade [kg N / ha LF · a] im Jahre 2009						
	1. Mineraldünger	2. Wirtschaftsdünger u. Weidegang	3. Leguminosen	4. Ernterückstände	5. Klärschlamm	6. Atmosphär. Deposition
1. N-Anfall	91,8	79,2	4,6	75,4	1,6	22,0
... insgesamt:	274,6 + LULUC: 43,6 (Tab. 11, 40, 41) = 317,9 (100)					
2. abzgl. gasförmige N-Emissionen	14,7	32,4	0,16	1,46	0,02	k.A.
... insgesamt:	48,7 (15)					
...davon:						
2.1 NH ₃ -N	3,8	23,4	0,05	k.A.	k.A.	k.A.
2.2 N ₂ O-N	1,08	2,32	0,06	0,94	0,02	k.A.
2.3 NO-N	1,10	0,79	0,05	0,52	k.A.	k.A.
2.4 N ₂ -N	8,70	5,9	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
3. N-Eintrag in den Boden (1. minus 2.)	77,1	46,8	4,4	73,9	1,6	22,0
... insgesamt:	269,2 (85) [100]					
...davon verfügbar für:						
3.1 Auswaschung	VTI 2011: 59,6 + LULUC (Grünland-Umbruch): 16,0 = 75,6 (24) [28]					
3.2 Pflanzen / Boden (3. minus 3.1)	269,2 – 75,6 = 193,6 (61) [72]					
4. Emissionen in die Umwelt (2. + 3.1)	48,7+ 75,6 = 124,3 (39)					

chend auch der N-Salden hier z.B. bei den Betriebsbilanzen das N-Saldo von 159 kg N/ha · a für 2004/2008 gegenüber BMELV (ILU / JKI-2010) von 102 kg N/ha · a kamen u.a. dadurch zustande, dass hier einerseits die atmosphärischen N-Einträge mit (20+10=) 30 kg N/ha · a anstelle beim BMELV von (netto) 9 kg N/ha · a berücksichtigt werden, andererseits zusätzlich die N-Anlieferungen durch Grünland-Umbrüche von 24 kg N/ha · a sowie durch Moorkultivierung von 11 kg N/ha · a bzw. im Jahr 2007 von 18,7 kg N/ha · a.

Die N-Kaskaden der Landwirtschaft von Deutschland im Jahre 2009

Gesamt-N-Anfall der Landwirtschaft

Ausgangspunkt ist zunächst der gesamte N-Anfall (N-Input und N-Anlieferung) von 318 kg N/ha · a von *Tabelle 2*. Diese N-Kaskade von verdeutlicht, dass mit 194 kg N/ha · a nur 61% dieses N-Anfalls auf das System Pflanzen / Boden entfällt, aber mit 124 kg N/ha · a zu 39% auf Emissionen in die Umwelt, davon mit 49 kg N/ha · a 15% in die Atmosphäre und mit 75 kg N/ha · a zu 24% in die Hydrosphäre.

Insgesamt durch Wirtschaftsdünger-Management und -Anwendung

Damit bestätigen sich die gegenüber der Nitratrachtlinie (1991) widerrechtlichen Vorgaben der DÜV (2007), dass mit 48 kg N/ GV a, also 47% gasförmiger N-Verluste= N-Emissionen (vgl. DÜV: 45%) bzgl. der gesamten N-

Ausscheidung von 103 kg N/GV · a (100%) abzugsfähig gelten gemacht wurden. Somit gelangen entsprechend dem „status quo“ und dem Stand der Technik mit 55 kg N/GV · a nur 53% des ausgeschiedenen N auf bzw. in den Boden, was 42 kg N/ha · a entspricht. Gemeinsam mit Mineraldünger-N unterliegt dieser bodenbürtige Wirtschaftsdünger-N dann aber mit 59,6 kg N/ha · a der Auswaschung, so dass mit seiner N-Ausnutzung im Jahr der Anwendung von nur maximal ca. 30% ausgegangen werden kann.

Nichtnachhaltige Entwicklungen von Viehbeständen, deren N-Ausscheidungen sowie Emissionen von 1990 bis 2009

Trotz aller Bemühungen der Tierernährung zur Minderung der N-Ausscheidungen der Tiere durch Fütterungsverbesserungen erhöhten sich diese von 1990 bis 2009 je Tierplatz um durchschnittlich 12%. Insbesondere bei den Milchkühen und bei Geflügel sogar von 24% bzw. 14%. Offenbar werden Maßnahmen zur Fütterungsverbesserung nicht hinreichend umgesetzt sowie durch Leistungssteigerungen je Tier und / oder erhöhte Umtriebe / Jahr kontraproduktiv wieder mehr als aufgehoben. Dieser Trend setzt sich nach Prognose von VTI (2011) bis 2020 sogar noch fort. Um die Emissionen der Landwirtschaft des Weiteren bis 2020 hinsichtlich der (in-)direkten Klimagase und Partikel um notwendige -80% sowie die NH₃ -Emissionen um -67% gegenüber 1990 zu mindern, wäre ohne technische Maßnahmen keine weitere Reduktion der Viehbestände bis 2020 um -48% gegenüber

Tabelle 3: Entwicklung nachhaltiger Höchstfrachten von Wirtschaftsdüngern hinsichtlich N-Ausscheidung, gasförmigen N-Emissionen (NH₃-, NO-, N₂O-, N₂-N) ausgebrachtem (N-Zufuhr) sowie aufgebrachtem N mit entsprechenden maximal tolerierbaren Viehbesatzdichten und Viehbeständen auf Ackerland

Autoren	Düngeverordnung (BMELV 2007) A) Verordnung	VDLUFA-AK „Nachhaltige Nährstoffhaushalte“ (02. März 2012)		BNELK (Isermann 1984 – 2012) D) Notwendigkeit
		B) Empfehlung	C) bessere Effizienz	
Nachhaltigkeitsbewertung bzgl. Effizienz + Suffizienz + Konsistenz		Nicht nachhaltig		Nachhaltig
1. Maximale Besatzdichten [GV/ha] (Ausscheidung: 103 kg N/GV · a) VTI 2011)	3,00	1,60 (vgl. UBA / KLU 2011) 80% Gülle und Gärreste bzw. 20% Stallmist	1,20	1,03 100% Stallmist
2. Maximaler Viehbestand [GV/E a] (Suffizienz + Konsistenz)	k. A.	k. A.	k. A.	0,1 (50 kg Vieh-/ LG / 60 kg /E · a)
3. N-Ausscheidungen (AS) [kg N / ha · a]	310 [300]	165 [160]	123 (110-138) [120]	103 [100]
4. Gasförmige N-Emissionen: Im Stall + bei Lagerung				
4.1 [% AS / VTI 2011]	-27	-27	-27	-27
4.2 [kg N / ha · a]	-84	-45	-33 (30-37)	-28
5. Ausgebrachter N = N-Zufuhr (3. minus 4.)				
5.1 [% AS / VTI 2011]	73	73	73	73
5.2 [kg N / ha · a]	226	< 120	90 (80-100)	75
6. Gasförmige N-Emissionen bei der Ausbringung (Feld)		Nicht berücksichtigt		
6.1 [% AS/VTI 2011]	-20	-20	-20	-20
6.2 [kg N / ha · a]	-62	-33	-25 (22-28)	-21
7. Gesamte gasförmige N-Emissionen (Stall, Lagerung, Feld) (4.+6.)				
7.1 [% AS/VTI 2011]	-47	-47	-47	-47
7.2 [kg N / ha · a]	-146 [NH₃-N:90]	-78 [NH₃ -N: 48]	-58(52-65) [NH₃-N:36]	-49 [NH₃ -N: 31]
8. Auf- / Eingebrachter N in die Böden (1 minus 7) =N-Eintrag				
8.1 [% AS / VTI 2011] (= Effizienz)	53	53	53	53
8.2 [kg N / ha · a]	164 (170)	87	65 (58-73)	55

1990 erforderlich. Begrenzt man darüber hinaus die NH₃-Emissionen der Tierproduktion entsprechend der kritischen NH₃- N-Eintragsraten auf 9,5 kg / ha LF · a bzw. 4,5 kg / ha GF · a, so ist eine Reduktion der Viehbestände bis 2020 gegenüber 2007 sogar um -60% von 13,3 Mio GV auf 5,3 Mio. GV erforderlich. Selbst der Vorschlag von UBA / KLU (2011/2012) zur Begrenzung der N-Ausscheidung auf 160 kg N/ha · a wäre, gemessen am Soll von durchschnittlich 33 kg N / ha · a, noch um das 4,8fache zu hoch.

Entwicklung nachhaltiger C und N (sowie P)-Haushalte unter besonderer Berücksichtigung der Wirtschaftsdünger

Höchstfrachten von Wirtschaftsdüngern unter besonderer Berücksichtigung der DÜV (2007)

Diese Betrachtung macht als unabdingbare Voraussetzung nur Sinn, wenn neben maximal tolerierbaren Viehbesatzdichten zugleich auch entsprechende maximal tolerierbare Viehbestände in der entsprechenden Region (z.B. Tierpro-

duktion von Deutschland) ausgewiesen werden, wie dies in *Tabelle 3* (Ackerland) und *Tabelle 4* (Grünland) erfolgt.

Ackerland (Tabelle 3)

Gemessen an den aus nachhaltiger Sicht tolerierbaren N-Ausscheidungen von 1 GV von 103 kg N/ha mit Nährstoffen (auch P und K) versorgbarer LF von BNELK (1984-2012) sind die Vorgaben der DÜV (2007) und des VDLUFA-AK „Nachhaltige Nährstoffhaushalte“ eben nicht nachhaltig mit Besatzdichten von 3,0 bzw. 1,6 GV/ha und N-Ausscheidungen von 310 bzw. 165 kg N/ha · a, also um das 3,00 bzw. 1,6fache zu hoch. Entsprechend dann auch die gasförmigen N-Emissionen in die Atmosphäre anstelle von 49 nunmehr 146 bzw. 78 kg N/ha · a und davon die NH₃-N-Emissionen anstelle von 31 nunmehr von 90 bzw. 48 kg N/ha · a sowie des auf bzw. in den Boden gebrachten N anstelle von 55 nunmehr von 164 bzw. 87 kg N/ha · a. – Doch der Forderung von BNELK sehr nahe kommend, ist der Vorschlag „bessere Effizienz“ des VDLUFA-AK „Nachhaltige Nährstoffhaushalte“ mit einer maximalen Besatzdichte von 1,2 GV/ha. Doch sowohl die DÜV (2007) als auch dieser

Tabelle 4: Entwicklung nachhaltiger Höchstfrachten von Wirtschaftsdüngern hinsichtlich N-Ausscheidung, gasförmigen N-Emissionen (NH₃-, NO-, N₂O-, N₂-N) ausgebrachtem (N-Zufuhr) sowie aufgebrachtem N mit entsprechenden maximal tolerierbaren Viehbesatzdichten und Viehbeständen auf Grünland

Autoren	Düngeverordnung (BMELV 2007) A) Verordnung	VDLUFA-AK „Nachhaltige Nährstoffhaushalte“ (02. März 2012)		BNELK (Isermann 1984 – 2012) D) Notwendigkeit
		B) Empfehlung	C) bessere Effizienz	
Nachhaltigkeitsbewertung bzgl. Effizienz + Suffizienz + Konsistenz		Nicht nachhaltig		Nachhaltig
1. Maximale Besatzdichten [GV/ha] (Ausscheidung: 103 kg N/GV · a) VTI 2011)	4,50	1,94 (vgl. UBA / KLU 2011/12) 80% Gülle und Gärreste bzw. 20% Stallmist + 10% Weide		1,03 100% Stallmist
2. Maximaler Viehbestand [GV/E · a] (Suffizienz + Konsistenz)	k. A.	k. A.	k. A.	0,1 (50 kg Vieh-/ LG / 60 kg /E · a)
3. N-Ausscheidungen (AS) [kg N / ha · a]	450 [437]	200 (180-225) [194]	123 (110-138) [120]	103 [100]
4. Gasförmige N-Emissionen: Im Stall + bei Lagerung				
4.1 [% AS / VTI 2011]	-27	-27	-27	-27
4.2 [kg N / ha · a]	-121	-54 (49-61)	-33 (30-37)	-28
5. Ausgebrachter N = N-Zufuhr (3. minus 4.)				
5.1 [% AS / VTI 2011]	73	73	73	73
5.2 [kg N / ha · a]	329	146 (131-164)	90 (80-100)	75
6. Gasförmige N-Emissionen bei der Ausbringung (Feld)		Nicht berücksichtigt		
6.1 [% AS/VTI 2011]	-20	-20	-20	-20
6.2 [kg N / ha · a]	-90	-40 (36-45)	-25 (22-28)	-21
7. Gesamte gasförmige N-Emissionen (Stall, Lagerung, Feld) (4.+6.)				
7.1 [% AS/VTI 2011]	-47	-47 (Weidegang: -23)	-47	-47
7.2 [kg N / ha · a]	-211 [NH₃-N:135]	-94 (85-106) [NH₃-N: 58]	-58 (52-65) [NH₃-N:36]	-49 [NH₃ -N: 31]
8. Auf- / Eingebrachter N in die Böden (1 minus 7) =N-Eintrag				
8.1 [% AS / VTI 2011] (= Effizienz)	53	53	53	53
8.2 [kg N / ha · a]	230	106 (95-119)	65 (58-73)	55

VDLUFA-AK definiert keine maximal zulässigen Viehbestände wie BNELK mit 0,1 GV/Einwohner = 50 kg Tier-LG / 60 kg Einwohner-LG, weshalb auch schon deswegen deren Empfehlungen für nachhaltige Höchstfrachten von Wirtschaftsdüngern eben nicht nachhaltig sind.

Grünland (Tabelle 4)

Hier sind sowohl die nichtnachhaltigen Niveaus als auch die Relationen mit tolerierbaren Besatzdichten anstelle von 1,03 GV/ha (BNELK) nunmehr 1,94 (VDLUFA-AK) oder gar 4,5 GV/ha und entsprechenden gasförmigen N-Emissionen sowie N-Auf- / Einbringungen in die Böden um das 1,9 bzw. 4,4fache zu hoch. Doch auch hier ist der Ansatz „bessere Effizienz“ des VDLUFA-AK gewiss eine Übergangslösung bis 2020.

(Un-)Vereinbarkeit (nicht)nachhaltiger Höchstfrachten von Wirtschaftsdüngern mit (nicht)nachhaltigen P- und K- sowie Humus-Haushalten

Da hinsichtlich P- und K nur noch 27 bzw. 18% der LF düngungswürdig (Gehaltsklassen A und B) bzw. entsprechend

73 bzw. 82 % der LF düngungsunwürdig (Gehaltsklassen C, D, E) sind (s. hier Poster K. Isermann „Nachhaltige P- und K-Haushalte...“), können die bei den Empfehlungen des VDLUFA-AK und erst bei den Vorgaben der DÜV (2007) mit den Wirtschaftsdüngern anfallenden P- und K-Mengen gar nicht gedüngt werden, sondern bedingen weiterhin ökonomisch, sozial und ökologisch untragbar, also eben nicht nachhaltig, die weitere N-, P- und K-Hypertrophierung der Böden und Gewässer. Solche durch Wirtschaftsdünger verursachten nicht nachhaltigen C-, N-, P-, K-Haushalte können nur dadurch vermieden werden, dass einerseits die o.e. drastische Reduktion der Viehbestände auf den mit P und K düngungsunwürdigen Flächen mit den mit N, P und K hypertrophierten Böden der Gehaltsklassen C, D und E erfolgt und andererseits auf den düngungswürdigen Flächen der Gehaltsklassen A und B ausschließlich mit 10 t Stallmist / ha · a und nicht mit Gülle oder Gärresten gedüngt wird. Diese Handlungsweisen sind dann auch ausschlaggebend, dass bis 2020 das notwendige N-Überschussaldo der Landwirtschaft (Hoftorbilanz) von 50 kg N/ha · a (vgl. Tabelle 1: 2004/2008: 159 kg N/ha · a) erreicht und unterschritten wird.

(Nicht-)nachhaltige N- und P-Haushalte des gesamten Ernährungsbereiches

Die hier in den vorangegangenen Abschnitten ersichtlichen notwendigen drastischen Einschnitte hinsichtlich der (N-), P- und K-Zuführen, aber viel schmerzlicher auch hinsichtlich der erforderlichen Einschränkung insbesondere der Tierproduktion und demzufolge auch der Futtermittelproduktion sind zwangsläufige Ergebnisse einer seit ca. 50 Jahren betriebenen nichtnachhaltigen Landwirtschaft sowie Düngefehlempfehlungen und deshalb u.a. auch ebenso nichtnachhaltige Nährstoffhaushalte insbesondere hinsichtlich C, N, P, K (und S). Ohne dass dadurch also jetzt allerdings die Ernährung der einheimischen Bevölkerung gefährdet wäre. Im Gegenteil: Die Ernährung wird dadurch nur gesünder und preiswerter. So machen schließlich die

bisherigen nichtnachhaltigen N- und P-Haushalte des gesamten Ernährungsbereiches von Deutschland nochmals besonders deutlich: Bei einem N-Aufwand von 52 kg N/E a erscheinen nur 4,4 kg N/E a, also nur 8%, auf dem Teller. Erschreckend sind hier also nicht die ohnehin nur geringfügig zu verbessernden geringen N- bzw. P-Effizienzen des Ernährungsbereiches, sondern das 2-3fach zu hohe Niveau seiner N- und P-Haushalte. Doch lassen sich diese Niveaus sehr wohl aus nachhaltiger Sicht ursächlich sowie hinreichend und zudem Kosten sparend verringern zum Nutzen von Mitwelt, Umwelt und Nachwelt.

Literatur

Siehe Material und Methoden. Weiterführende Literatur kann bei den Autoren erbeten werden.

Bodenphysikalische Kennwerte der Pflugsohle aus dem Hauptproduktionsgebiet Alpenvorland, Österreichs

Erwin Murer^{1*}

Zusammenfassung

Ziel dieser Arbeit ist eine Übersicht über die Speicher- und Transporteigenschaften für die Pflugsohle in den Böden des Hauptproduktionsgebietes Alpenvorland von Österreich zu geben und inwieweit diese Eigenschaften durch Schätzwerte abgebildet werden können. Die am häufigsten vorkommende Bodenart in der Pflugsohle im Alpenvorland ist der stark tonige Schluff (Ut4) und der schluffige Lehm (Lu). Den bodenphysikalischen Messwerten aus der Pflugsohle wurden Schätzwerte - abgeleitet aus den Inhalten der Bodenkartierung - gegenübergestellt. Die Messwerte der nutzbaren Feldkapazität und das Porenvolumen in der Pflugsohle für die Bodenart Ut4 und Lu schwanken innerhalb weniger Prozentwerte, sie werden in ihrer Größenordnung durch die Schätzwerte (AD-HOC-AG BODEN 2005 und Standardkennwerte des BAW) gut repräsentiert. Unter den Belastungsbedingungen der Pflugarbeit werden vor allem die Grobporen im Unterboden verringert. Die Messwerte zeigen einen geringen Anteil sowohl an weiten und engen Grobporen. Daher sollten bei der Parametrisierung von Böden im Bereich der Pflugsohle auch die engen Grobporen berücksichtigt werden. Die Spannweite der gesättigten Wasserdurchlässigkeit schwankt bei den Messwerten innerhalb dreier Zehnerpotenzen. Mit den verwendeten Schätzwerten konnte die gesättigte Wasserdurchlässigkeit nur unzureichend abgebildet werden.

Schlagwörter: Pflugsohle, Unterbodenverdichtung, nutzbare Feldkapazität, Wasserdurchlässigkeit

Summary

Aim of this paper is to give an overview about storage and transport properties for the plow pan in the soils of the main production area Alpenvorland of Austria and how these properties may be evaluated. The most common soil texture in the plow pan of the Alpenvorland region is clayey silt (Ut4) and silty clay (Lu). Measured values compared to estimates-derived from soil mapping information. The measurements of available water capacity and pore volume in the plow layer varied only slightly, they are well represented by the estimated values derived from soil mapping information (AD-HOC-AG BODEN 2005 and soil standard characteristics curves of BAW). Due to plowing especially the coarse pores are reduced in the subsoil. The measurements reveal a small percentage of both, large and small macro pores. Therefore small macro pores should also be taken into account for parametrisation of soil water models. The range of saturated permeability varies with three orders of magnitudes. Using estimates derived from soil mapping this range of magnitudes could not be represented satisfactory.

Keywords: Plow pan, subsoil compaction, available water capacity, hydraulic conductivity

Hintergrund

Ziel dieser Arbeit ist eine Übersicht über die Matrixpotential – Wasseranteilsbeziehung (pF-Charakteristik) und gesättigte Wasserdurchlässigkeit für den Pflugsohlenbereich der verbreitetsten Böden im Hauptproduktionsgebiet Alpenvorland von Österreich. Die Messergebnisse aus Lysimetern sind punktuelle Aufnahmen eines Standortes mit meist bekannten chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften. Diese Messergebnisse werden häufig zur Kalibrierung von Modellen verwendet aber auch zur Berechnung von Bodenwasserhaushaltskomponenten auf Einzugsgebietsebene übertragen. Für die flächenhaften Bewertungen werden als Basis überwiegend Informationen aus Bodenkarten benutzt. Üblicherweise ist in den Bodenkarten der Bodenaufbau nach genetischem Ansatz horizontweise ausgewiesen (WAGNER

2001 und SCHNEIDER et al. 2001). Die Bodeneigenschaften sind meist nur halbquantitativ angegeben und mit einigen Kennwerten für Dauereigenschaften ergänzt. Diese halbquantitativen Bodeneigenschaften und Kennwerte werden üblicherweise in Pedotransferfunktionen verarbeitet und daraus die pF- und Ku- Charakteristik (Matrixpotential – Wasserdurchlässigkeitsbeziehung) ermittelt. Angaben zur Lagerungsdichte und zur Pflugsohle fehlen.

Methodik

Die Basis zur Auswahl der Probenahmestellen im Projektgebiet bildete die Österreichische Bodenkarte M 1:25000 und die Empfehlung von Ackerbaubetrieben durch die OÖ Wasserschutzberatung und der Landwirtschaftskammer von NÖ. Im Projekt (MURER et al. 2012) wurden an 30

¹ Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Pollnbergstraße 1, A-3250 PETZENKIRCHEN

* Ansprechpartner: DI Erwin Murer, erwin.murer@baw.at

Tabelle 1: Bodenartenverteilung in der Pflugsohle der landwirtschaftlich genutzten Fläche im Hauptproduktionsgebiet Alpenvorland

Bodenart* Pflugsohle	Bodenkartierung (%)	Probenahme- stellen Anzahl	Probenahme- stellen (%)
Ut4	25	7	23
Lu	16	6	20
Ut3	9	4	13
Tu3	8	2	7
Summe	58	19	63

*Bodenart nach Ad-hoc-AG Boden, 2005

Ackerstandorten schwerpunktmäßig in der Pflugsohle bodenphysikalische Proben entnommen. Zuerst wurde mit einem Penetrometer der Bereich des größten Eindringwiderstandes im Profil ermittelt und Stechzylinderproben (200 cm³) entnommen. Die Korngrößenverteilung wurde nach ÖNORM L 1061, die pF-Charakteristik nach ÖNORM L 1063 und die gesättigte Wasserdurchlässigkeit nach ÖNORM L 1065 bestimmt. Diesen Messergebnissen wurden für die zwei am häufigsten vorkommenden Bodenarten in der Pflugsohle im Projektgebiet Schätzwerte aus der AD-HOC-AG (2005) „AG Boden“ und Standardbodenkennwerte des Bundesamtes für Wasserwirtschaft (MURER 1998) „Standardkennwerte BAW“ gegenübergestellt.

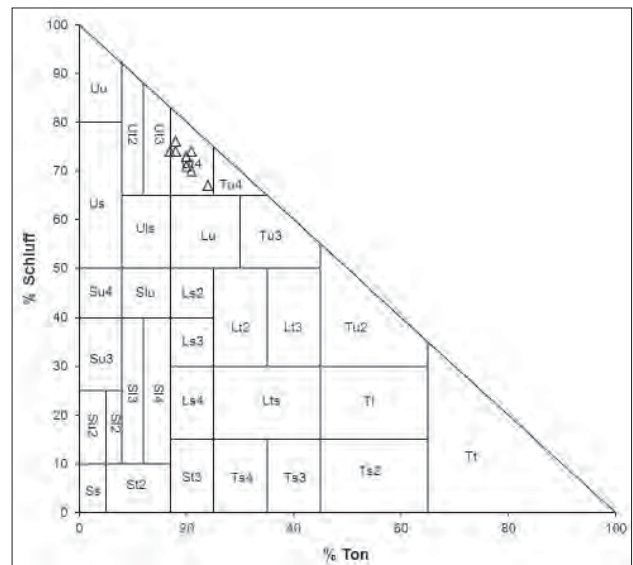


Abbildung 1: Messwerte in der Pflugsohle für die Bodenart Ut4

Ergebnisse

Die am häufigsten vorkommenden Bodenarten in der Pflugsohle der landwirtschaftlich genutzten Fläche im Hauptproduktionsgebiet Alpenvorland sind der stark tonige Schluff (Ut4) und der schluffige Lehm (Lu). Die Verteilung

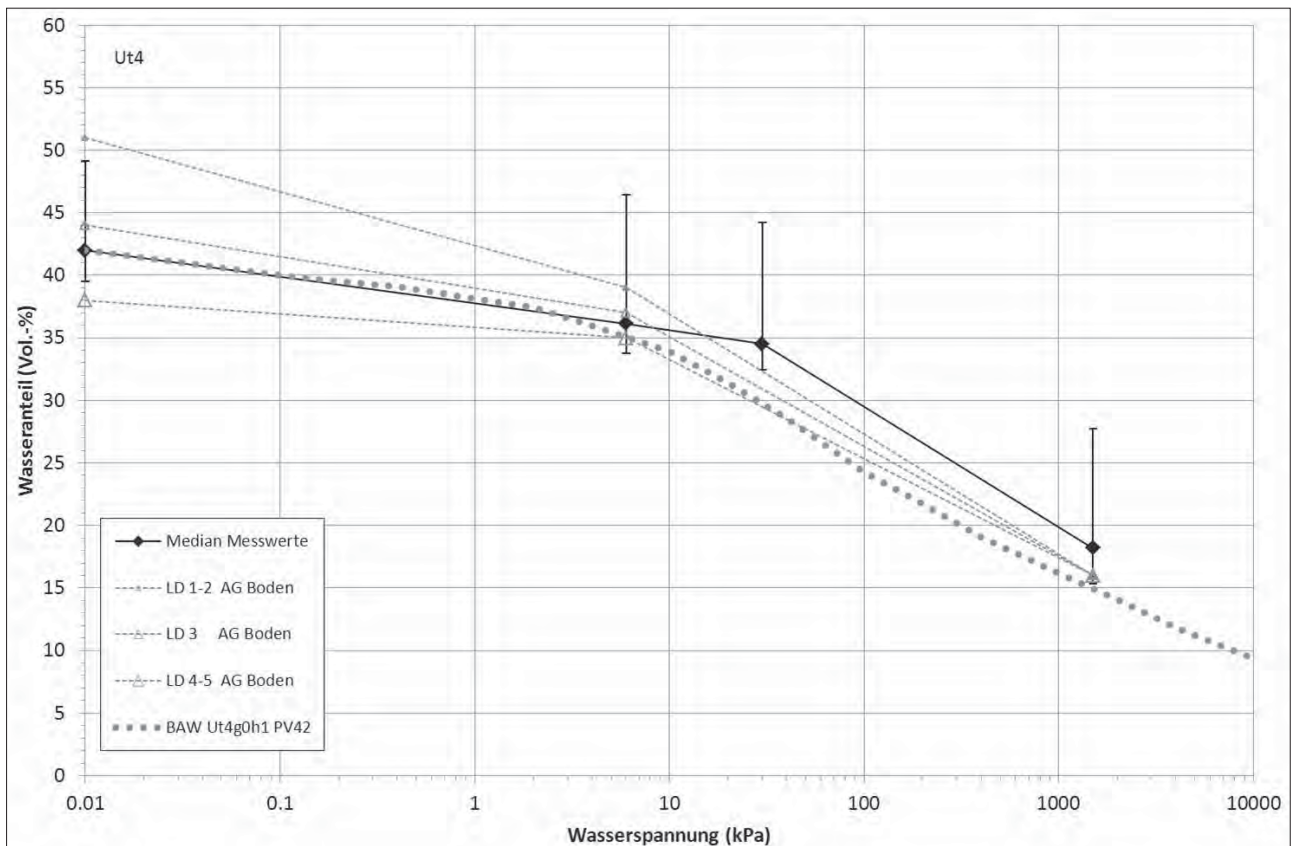


Abbildung 2: Messwerte (Mittelwert und Spannweite) und Schätzwerte „AG Boden“ für drei Lagerungsdichteklassen (LD) sowie der „Standardkennwert BAW“ der Beziehung Wasseranteil zu Wasserspannung für die Bodenart Ut4

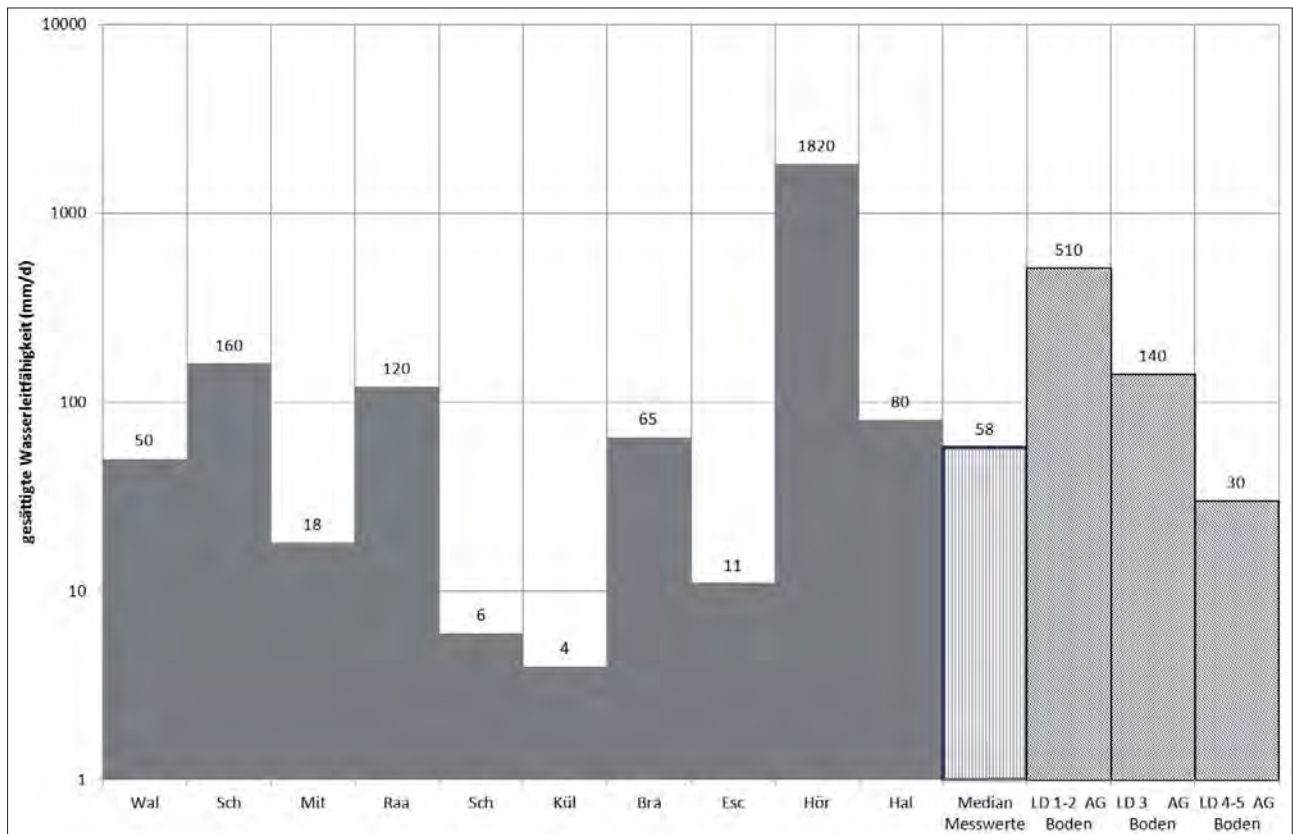


Abbildung 3: Messwerte und Schätzwerte „AG Boden“ für drei Lagerungsdichteklassen (LD) der gesättigten Wasserleitfähigkeit für die Bodenart Ut4

der Probenahmestellen entspricht etwa den Verhältnissen der Bodenartenverteilung in der Pflugsohle (Tabelle 1).

In der Abbildung 1 sind die Korngrößen der acht Probenahmestellen mit der Bodenart Ut4 in der Pflugsohle abgebildet. Die Abbildungen 2 und 3 zeigen die gemessene pF-Charakteristik und die gesättigte Wasserdurchlässigkeit sowie die Schätzwerte für drei Klassen der Lagerungsdichte (LD 1-2, 3 und 4-5) der „AG Boden“ und der „Standardbodenkennwert BAW“ für die Bodenart Ut4. Die Messwerte der nutzbaren Feldkapazität (nFK) in der Pflugsohle für die Bodenart Ut4 liegen innerhalb weniger Prozentwerte (Mw=18,1%, s ±1,3). Das Porenvolumen der Messwerte wird durch den Schätzwert der mittleren Lagerungsdichte (LD 3) repräsentiert. Der Größenwert der nFK wird auch durch die Schätzwerte gut nachgebildet. Die BAW-Standardkennwerte verlaufen ähnlich jener der Schätzwerte „AG Boden“. Die Spannweite der mittleren gesättigten Wasserdurchlässigkeit (Kf) schwankt bei den Messwerten zwischen 4 und 1820 mm/d (Mw=25 mm/d, s ±59). Die Kf - Schätzwerte sind für die Klassen der LD 3 mit 60 mm/d und für LD 4-5 mit 30 mm/d ausgewiesen. Der Median der Kf-Messwerte liegt zwischen den LD 3 und LD 4-5 der Schätzwerte (Abbildung 3). Die wesentlichen Unterschiede zwischen den Messwerten und den Schätzwerten in der Pflugsohle zeigen sich in der gesättigten Wasserleitfähigkeit.

In der Abbildung 4 sind die Korngrößen der acht untersuchten Standorte mit der Bodenart Lu in der Pflugsohle

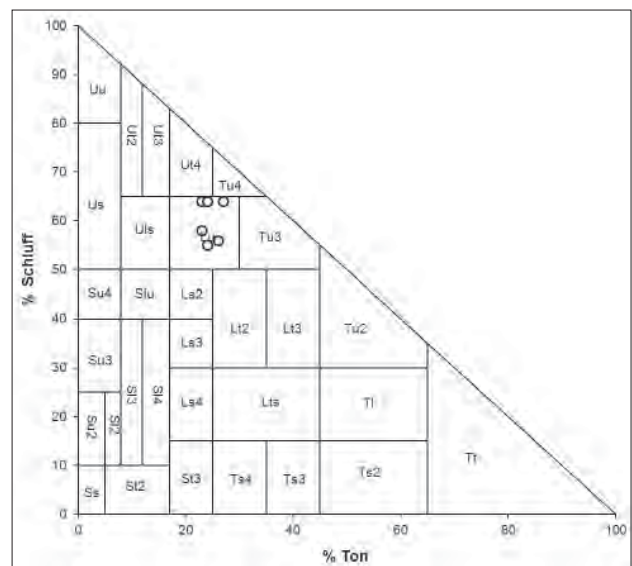


Abbildung 4: Messwerte in der Pflugsohle für die Bodenart Lu

abgebildet. Die Abbildungen 5 und 6 zeigen die gemessenen pF-Charakteristiken und die gesättigte Wasserdurchlässigkeit sowie die Schätzwerte für drei Klassen der Lagerungsdichte (LD 1-2, 3 und 4-5) der „AG Boden“ und der „Standardbodenkennwert BAW“ für die Bodenart Lu. Die Messwerte der nutzbaren Feldkapazität (nFK) in der

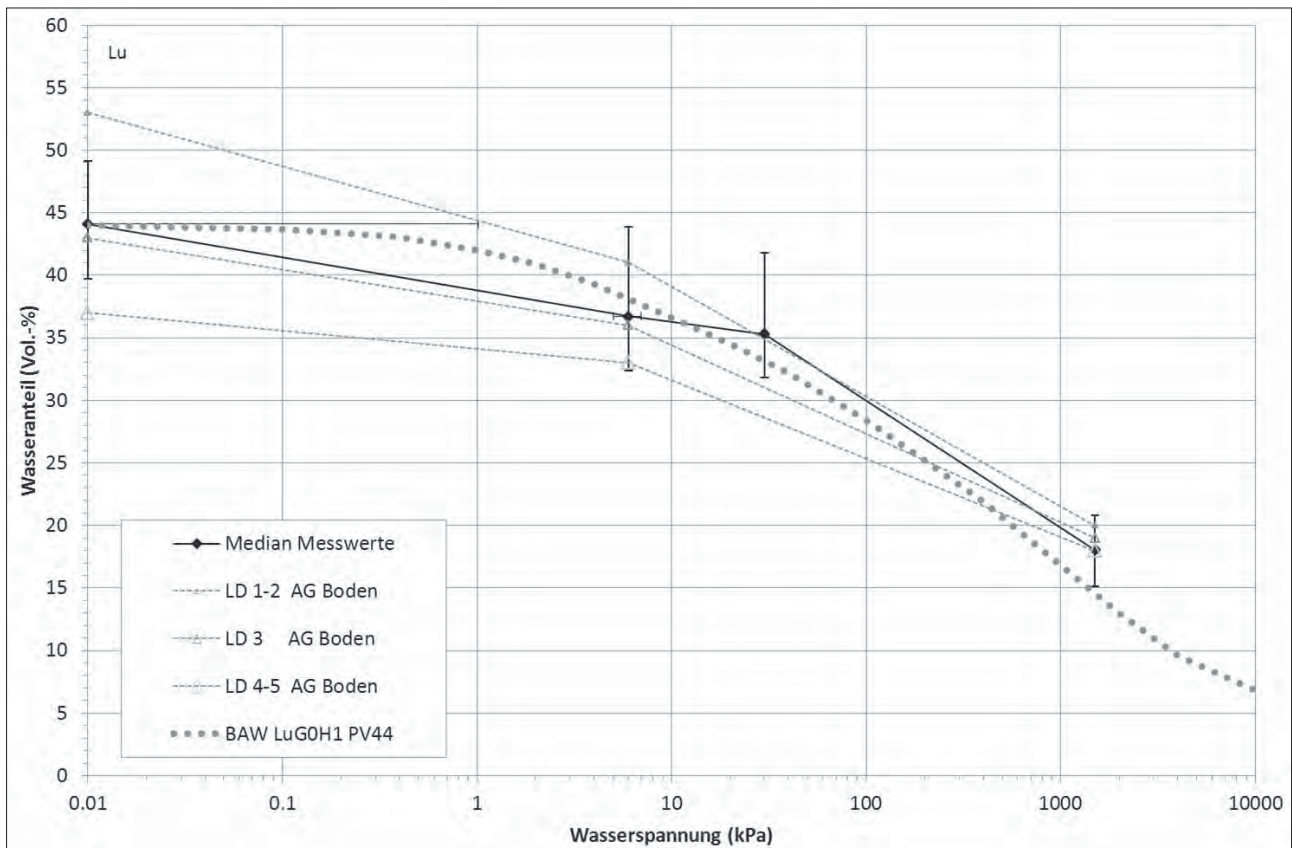


Abbildung 5: Messwerte (Mittelwert und Spannweite) und Schätzwerte „AG Boden“ für drei Lagerungsdichteklassen (LD) sowie der „Standardkennwert BAW“ der Beziehung Wasseranteil zu Wasserspannung für die Bodenart Lu

Pflugsohle für die Bodenart Lu liegen innerhalb weniger Prozentwerte ($M_w=18,7\%$, $s \pm 3,2$). Das Porenvolumen wird auch wie schon bei der Bodenart Ut4 durch den Schätzwert der LD 3 repräsentiert. Der Größenwert der nFK wird auch hier durch die Schätzwerte gut nachgebildet. Die BAW-Standardkennwerte verlaufen ähnlich jener der Schätzwerte. Die Spannweite der mittleren gesättigten Wasserdurchlässigkeit (Kf) schwankt bei den Messwerten zwischen 2 und 8860 mm/d (Median=1465 mm/d, $s \pm 3481$). Die Kf-Werte der Schätzwerte „AG Boden“ sind für LD3 mit 6 mm/d und für LD 4-5 mit 51 mm/d ausgewiesen. Die Kf-Messwerte liegen wesentlich über den Schätzwerten „AG Boden“ aller drei Lagerungsdichteklassen (Abbildung 6).

Infolge der Pflugarbeit wird durch das Fahren des Furchenrades am Unterboden dieser verdichtet und verschmiert. Unter solchen Belastungsbedingungen (Radlast und Schlupf) werden vor allem die Grobporen verringert und damit auch die Wasserdurchlässigkeit stark reduziert. Die Messwerte der Bodenarten Ut4 und Lu (Abbildungen 2 und 5) zeigen einen insgesamt geringen Grobporenanteil, sowohl im Bereich der weiten Grobporen (Bereich zwischen Porenvolumen und pF 1,8) als auch im Bereich der engen Grobporen (Bereich zwischen pF 1,8 und pF 2,5). Bei der Parametrisierung von Böden wird mit zunehmender Dichte der Böden meist nur der Anteil der weiten Grobporen entsprechend verringert und nicht auch der Anteil

der engen Grobporen. Dieser Umstand soll jedoch bei der Parametrisierung von Böden im Bereich der Pflugsohle Berücksichtigung finden.

Literatur

- AD-HOC-AG BODEN, 2005: Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Aufl., Hannover.
- MURER, E., 1998: Die Ableitung der Parameter eines Bodenwasserhaushalts- und Stofftransportmodelles aus den Ergebnissen der Bodenkartierung. Modell für die gesättigte und ungesättigte Bodenzone, Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Band 7, 89-103.
- MURER, E., I. SISÁK, A. BAUMGARTEN und P. STRAUSS, 2012: Bewertung der Unterbodenverdichtung von Ackerböden im österreichischen Alpenvorland. Die Bodenkultur 63 (1), 23-31.
- MURER, E. und J. WAGENHOFER, 2012: Defizite des Bodenspeichers und der Versickerungsleistung. 3. Umweltökologisches Symposium 2012 im Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, 55-58.
- SCHEIDER, W., P. NELHIEBEL, G. AUST, M. WANDL und O.H. DANNEBERG, 2001: Die landwirtschaftliche Bodenkartierung in Österreich. Bodenaufnahmesysteme in Österreich, Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, Heft 62, 39-68.
- WAGNER, J., 2001: Bodenschätzung in Österreich. Bodenaufnahmesysteme in Österreich, Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, Heft 62, 69-103.

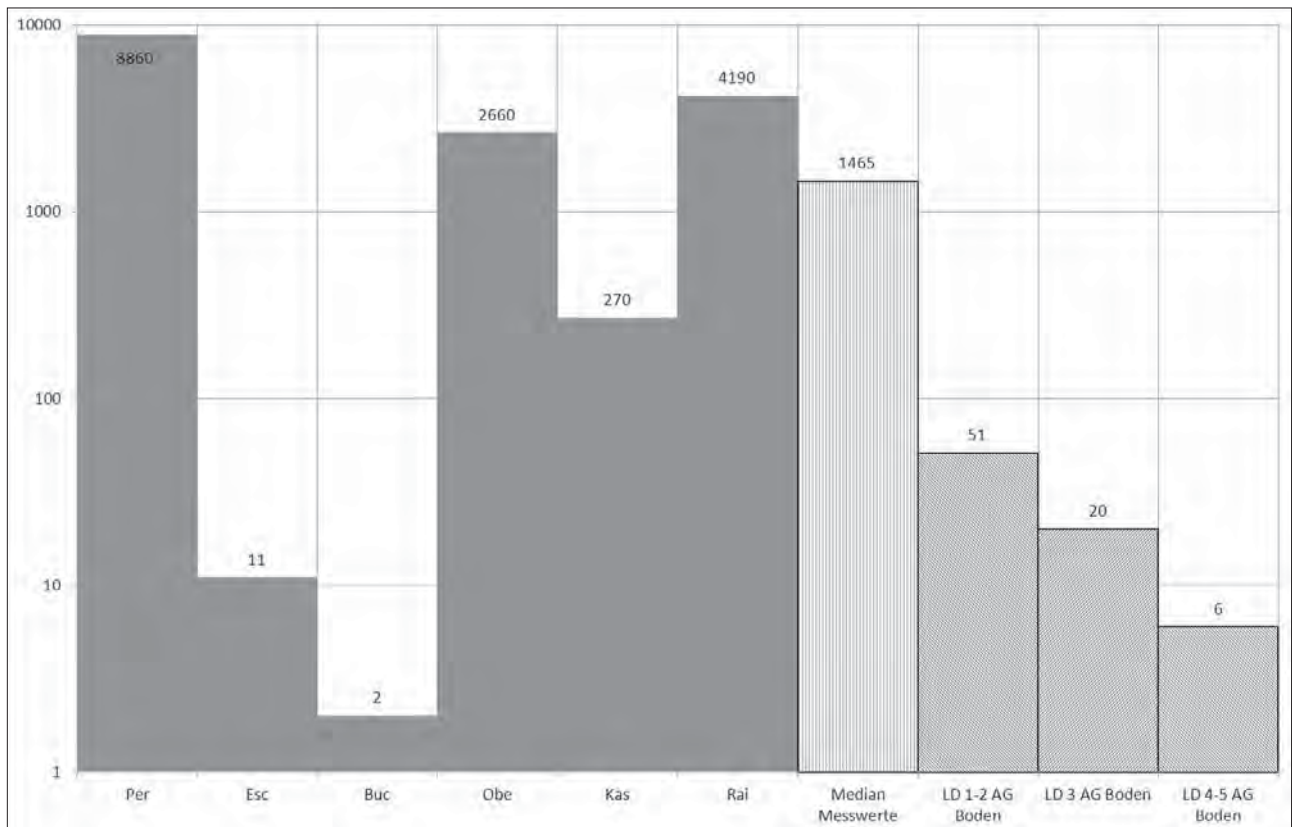


Abbildung 6: Messwerte und Schätzwerte „AG Boden“ für drei Lagerungsdichteklassen (LD) der gesättigten Wasserleitfähigkeit für die Bodenart Lu

Messung hydraulischer Kennfunktionen von Böden unter Berücksichtigung von Quellung und Schrumpfung

Uwe Schindler^{1*} und Lothar Müller¹

Zusammenfassung

Die erweiterte Verdunstungsmethode (EEM) ermöglicht die simultane Quantifizierung der hydraulischen Kennfunktionen- Wasserretentionskurve und ungesättigte hydraulische Leitfähigkeitsfunktion- von Bodenproben im Bereich zwischen Wassersättigung bis nahe dem permanenten Welkepunkt. Dabei wird jedoch sowohl bei der erweiterten Verdunstungsmethode (EEM) als auch bei den klassischen Methoden (KMM) davon ausgegangen, dass das Porensystem stabil und unveränderlich ist. Für Ton- und Torfböden trifft diese Grundannahme jedoch nicht zu. Im Zyklus von Wasserentzug und Wiederbefeuchtung schrumpfen und quellen diese Böden, wodurch das Bodenvolumen und die Porenstruktur beeinflusst und die hydraulischen Kennfunktionen verändert werden. Nachfolgend werden eine Methode und ein Gerätesystem vorgestellt, die die simultane Bestimmung der hydraulischen Kennfunktionen unter Berücksichtigung von Quellung und Schrumpfung ermöglichen. Basis ist die erweiterte Verdunstungsmethode (EEM) und das zugehörige Messsystem HYPROP. Die Bodenprobe wird dafür in eine flexible Gummimembran eingehüllt. Zusätzlich zu den kontinuierlichen Messungen der Saugspannung und der Probenmasse wird die Umfangsänderung in der Probenmitte während der Verdunstung aufgezeichnet. Diese Vereinfachung der geometrischen Veränderung basiert auf Ergebnissen von Voruntersuchungen, die eine lineare und isotrope Schrumpfung über die Probenhöhe zeigten. Aus den aufgezeichneten Werten der Saugspannung, der Probenmasse und der Umfangsänderung werden die Wasserretentionskurve und die hydraulische Leitfähigkeitsfunktion unter Berücksichtigung der Schrumpfung quantifiziert. Gebräuchliche Datenmodelle können an die Messdaten gefittet werden.

Schlagwörter: erweiterte Verdunstungsmethode, HYPROP, Schrumpfung, bodenhydraulische Funktionen, Wasserretentionsfunktion, hydraulische Leitfähigkeitsfunktion

Einleitung

Gewöhnlich wird bei der Messung der hydraulischen Kennfunktionen - Wasserretentionsfunktion und ungesättigte hydraulische Leitfähigkeitsfunktion - davon ausgegangen, dass der Boden und sein Porensystem unveränderlich sind. Insbesondere für Ton- und Torfböden entspricht das jedoch nicht der Realität. Im Zuge von Entwässerung oder Befeuch-

Summary

Generally, soils and their pore size system are assumed to be rigid during loss of water on drying. This is different from reality for many soils, especially for soils with high amount of clay or organic matter content. As the result of shrinking the porosity, the pore size distribution and the bulk density of these soils change. Due to lack of practicable methods, the objective of this study was to find a practicable method which allows the simultaneous determination of soil hydraulic properties- water retention curve and the unsaturated hydraulic conductivity function- in consideration of shrinkage. The extended evaporation method (EEM) and the HYPROP device (**HY**draulic **PRO**Property analyzer) were linked with a circumference meter. Soil samples in steel cylinders do not allow observing geometrical sample changes. Therefore the sample was removed from the cylinder and wrapped into a flexible rubber membrane. The recorded circumference change during drying in the middle position of the sample together with the corresponding tensions and water content were used to determine the hydraulic functions in consideration of shrinkage in the range between saturation and close to the permanent wilting point. The methodological assumptions were derived from preliminary investigations. The method was successfully tested on 24 organic and mineral soil samples different in texture and origin. Common soil hydraulic data models could be fitted to the hydraulic as well shrinkage data and can be used for soil water simulations in rigid as well shrinking soils.

Keywords: extended evaporation method, HYPROP, shrinkage, soil hydraulic functions, water retention function, hydraulic conductivity function

tung schrumpfen oder quellen diese Böden, wobei sich das Porensystem und die Bodendichte verändern.

Die Bodenfeuchte wird unter Feldbedingungen mit verschiedenen Sensoren und Methoden gemessen. Alle Messungen erfolgen jedoch in der Bodenmatrix. Änderungen der Bodendichte können und werden nicht berücksichtigt. Das führt zu einer Unterschätzung der Bodenwassergehaltsänderung und

¹ Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF), Institut für Landschaftswasserhaushalt, Eberswalder Str. 84, D-15374 MÜNCHENBERG

* Ansprechpartner: Dr. Uwe Schindler, uschindler@zalf.de

Tabelle 1: Standortkennzeichnung

Standort	Bodentyp (WRB, 2006)	Tiefe cm	Horizont	Ton %	Silt %	Sand %	TRD Mg m ⁻³	OBS g kg ⁻¹
Seelow 3	Fluvisol (eutric, drainic)	40	Go	56	36	8	1,57	4
Seelow 1	Fluvisol (eutric, drainic)	90	Gr	71	28	1	1,05	73
Paulinenaue	Histosol (eutric, drainic)	40	Hn	-	-	-	0,26	870
Mkundi	Vertisol (calcic)	80	B	43	9	48	1,61	6
San Filipe	Andosol (eutric, siltic)	10	A	20	60	20	1,09	28

Lage der Standorte: Deutschland- Seelow und Paulinenaue, Tansania- Mkundi, Chile- San Filipe; TRD- Trockenrohdichte, OBS- organische Bodensubstanz

zu einer Überschätzung des realen Bodenwassergehaltes. In sehr schrumpfs- und quellungsaktiven Böden kann die schrumpfsabhängige Wassergehaltsabnahme größer sein als die Wassergehaltsänderung in der Bodenmatrix.

In der Vergangenheit wurden verschiedenste Methoden und Geräte zur Quantifizierung von Quellung und Schrumpfung entwickelt. Bereits in den 40iger Jahren des 20. Jh. hüllten LAURITZEN und STEWART (1941) die Bodenprobe mit Paraffin ein und bestimmten die Volumenänderung durch Wasserverdrängung nach dem Archimedisches Prinzip. Derzeit werden verschiedenste, sehr aufwendige und teure optische Geräte und Methoden angewendet, um den Schrumpfsverlauf zu quantifizieren (TARIQ und DUMFORD 1993, GARNIER et al. 1997, BRAUDEAU et al. 1999, BOIVIN et al. 2006, SANDERS und GERKE 2007, GREGORY et al. 2010, PENG et al. 2010, STEWARD et al. 2012). Keines dieser Verfahren ermöglicht jedoch die simultane Quantifizierung der bodenhydraulischen Kennfunktionen unter Berücksichtigung von Quellung und Schrumpfung.

Material und Methode

Grundlagen und Voruntersuchungen

Grundlage der Untersuchungen waren die erweiterte Verdunstungsmethode (SCHINDLER et al. 2010a und 2010b) und das zugehörige HYPROP Messsystem (UMS GmbH München) mit dem die hydraulischen Kennfunktionen simultan im Bereich zwischen Sättigung und nahe dem permanenten Welkepunkt quantifiziert werden können. Die Messungen erfolgen an 250 cm³-Stechzylindern (5 cm Höhe, 8 cm Durchmesser). Die Probe wird dafür zunächst mit Wasser gesättigt. Es werden zwei Tensiometer eingebaut, die Probe wird basal abgedichtet, auf eine Waage gestellt und die Probenoberfläche wird der freien Verdunstung ausgesetzt. Im Zeitintervall werden die Saugspannungen und die Probenmasse gemessen und daraus Datenpunkte der hydraulischen Kennfunktionen berechnet.

Für die Problemanalyse und die Erarbeitung einer Modellvorstellung zur Quantifizierung der Schrumpfung wurden Voruntersuchungen an 24 organischen und mineralischen Bodenproben unterschiedlicher Genese und Körnung durchgeführt (Tabelle 1). Die Standorte Seelow und Paulinenaue sind in Deutschland gelegen, Mkundi in Tansania und San Filipe in Chile. Für die Verdunstungsmessung wurden die Proben aus dem Stechzylinder entfernt und in eine wasser- und luftundurchlässige Gummihülle eingefügt. Während und nach Abschluss des Experimentes wurden die Proben vermessen- Probenhöhe sowie Durchmesser und Umfang

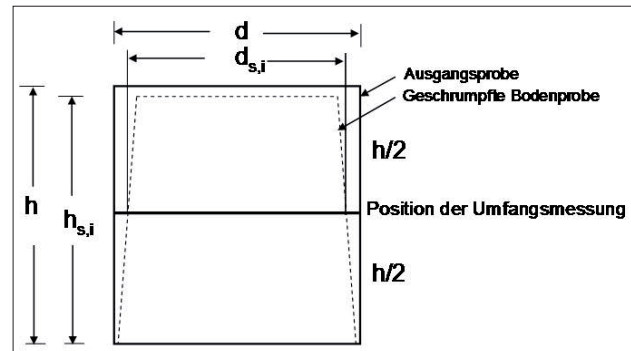


Abbildung 1: Schrumpfungskonzept, d -Probendurchmesser, $d_{s,i}$ - Durchmesser der geschrumpften Probe zum Zeitpunkt t_p , h -Probenhöhe, $h_{s,i}$ - Höhe der geschrumpften Probe zum Zeitpunkt t_i

in Zentimeterabständen von der Probenoberfläche bis zur Probenbasis. Die Ergebnisse zeigen, dass (i) der Probendurchmesser bzw. -umfang von der Probenbasis bis zur Probenoberfläche linear abnimmt und (ii) isotrope Schrumpfsverhältnisse vorherrschen. Isotrope Schrumpfung ist im Fall der verwendeten Messapparatur dann gegeben, wenn das Verhältnis aus vertikaler zu horizontaler Schrumpfung entsprechend der HYPROP-Probengeometrie

$$\frac{h}{d} = \frac{5}{8} = 0,625$$

beträgt. Unter diesen Voraussetzungen ist es für die Quantifizierung der Schrumpfung ausreichend, den Zeitverlauf des Probenumfanges bzw. -durchmessers in der Probenmitte zu messen (Abbildung 1).

Methode der Schrumpfungsmessung

Für die Messung der Umfangsänderung wurde ein Messgerät, ein sogenanntes Umfangsmeter (Abbildung 2, UMS GmbH München) analog eines Dendrometers entwickelt. Es besteht aus einem dünnen Seil, das in Probenmitte um die Probe gespannt und an beiden Enden mit einem flexiblen Metallbügel verbunden ist. Das Seil und der Metallbügel werden mit einer Zugfeder gespannt. Auf den Metallbügel ist ein Dehnungsmessstreifen aufgeklebt, dessen Stromversorgung durch drei AA Batterien gewährleistet wird. Der Dehnungsmessstreifen ist über einen Bus mit dem Computer verbunden und arbeitet zusammen mit dem HYPROP System. Das Ausgabesignal des Dehnungsmessstreifens in mV wurde auf eine Längenänderung in mm kalibriert und ermöglicht die Messung von Umfangsänderungen mit einer Genauigkeit von 0.01 mm. In vom Benutzer festgelegten Zeitintervallen werden die Saugspannung am



Abbildung 2: HYPROP System gekoppelt mit dem Umfangsmeter

oberen und unteren Tensiometer, die Probenmasse und der Probenumfang gemessen und daraus die hydraulischen Kennfunktionen – nunmehr unter Berücksichtigung der Schrumpfung - quantifiziert.

Die Berechnung der hydraulischen Leitfähigkeit ($K(\Psi_{\text{mittel}})$) erfolgt nach der modifizierten Darcy-Buckingham Gleichung (Gl. 1) für das Zeitintervall Δt zwischen zwei Messungen:

$$K(\Psi_{\text{mittel}}) = \frac{\Delta V}{\alpha A \Delta t_j} \quad (1)$$

Dabei ist Ψ_{mittel} die geometrisch gemittelte Saugspannung des oberen und unteren Tensiometers im Zeitintervall $\Delta t_j = t_{i+1} - t_i$, mit $i = 1 \dots n$, $j = 1 \dots n-1$, ΔV ist das verdunstete Wasservolumen (der Massedifferenz Δm im Zeitintervall gleichgesetzt), a ist der Fluxfaktor, im Fall eines starren Bodens ist $a = 2$, A ist die Querschnittsfläche in Probenmitte und i_m ist der hydraulische Gradient gemittelt im Zeitintervall.

Datenpunkte der Wasserretentionsfunktion ergeben sich aus der geometrisch gemittelten Saugspannung zu den Zeitpunkten t_i und t_{i+1} für $i = 1 \dots n$ und dem zugehörigen volumetrischen Wassergehalt der sich aus ΔV bezogen auf das Probenvolumen berechnet.

Das Volumen der Probe kann bei isotroper Schrumpfung ausschließlich aus der Umfangsänderung in Probenmitte zum Zeitpunkt t_i berechnet werden (Gl. 2, 3 und 4).

$$\Delta V_{s,i} = \frac{\pi}{4} d^2 h - \frac{\pi}{4} d_{s,i}^2 h_{s,i} \quad \text{mit} \quad (2)$$

$$d_{s,i} = \frac{c_{s,i}}{\pi} \quad \text{und} \quad (3)$$

$$h_{s,i} = d_{s,i} \frac{h_{s,i}}{d_{s,i}} \quad (4)$$

V ist das Volumen der geschrumpften Probe zum Zeitpunkt t_i für $i=1 \dots n$, c_s , d_s , h_s sind der Umfang, der Durchmesser und die Höhe der Probe zum Zeitpunkt t_i . Das Verhältnis

$$\frac{h_{s,i}}{d_{s,i}}$$

ist für isotrope Schrumpfung gleich 0,625. Für nicht anisotrope Bedingungen oder abweichende Probengeometrie muss das Verhältnis zwischen h_s und d_s angepasst werden in Gl. 4. Diese Änderung sollte jedoch nur vorgenommen werden, wenn Anisotropie eindeutig diagnostiziert wurde.

Berechnung bodenhydraulischer Daten unter Berücksichtigung von Schrumpfung

Der Gesamtwasserverlust durch Verdunstung ($\Delta m = \Delta V$, Gl. 1) teilt sich auf in die Komponenten (i) der Wassergehaltsänderung in der Bodenmatrix (ΔV_m) die mit der Zunahme der Bodendichte korrespondiert und (ii) der Volumenabnahme der Probe durch Schrumpfung (ΔV_s) die dem Wasservolumen entspricht (Gl. 5).

$$\Delta V = \Delta V_{m,i} + \Delta V_{s,i} \quad (5)$$

Für die Berechnung der hydraulischen Leitfähigkeit (Gl. 1) werden der Fluxfaktor a_s und die Querschnittsfläche A_s für das Zeitintervall an die veränderte Geometrie der Probe angepasst (Gl. 6, 7, 8).

$$K(\Psi_{\text{mean}}) = \frac{\Delta V}{a_{s,i} A_{s,i} \Delta t i_m} \quad \text{mit} \quad (6)$$

$$a_{s,i} = \frac{2h_{s,i}}{h} \quad \text{und} \quad (7)$$

$$A_{s,i} = \frac{\pi}{4} d_{s,i}^2 \quad (8)$$

Ergebnisse

Ergebnisse werden exemplarisch für die Tonprobe des Standortes Seelow 1 präsentiert. Den Zeitverlauf der Umfangsänderung zeigt *Abbildung 3*. So wie aus der Literatur bekannt (KUNTZE et al. 1981, TARIQ and DUMFORD 1993, PENG et al. 2010, STEWARD et al. 2012), verläuft

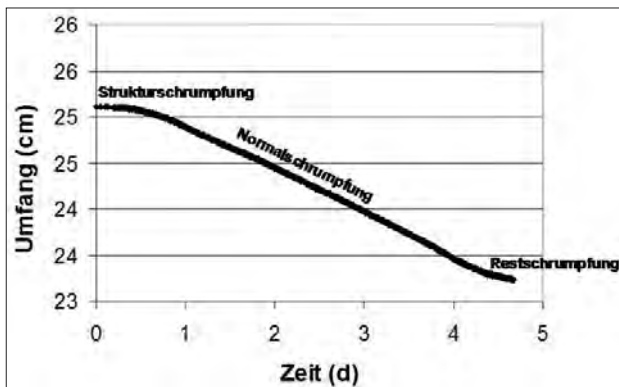


Abbildung 3: Zeitverlauf der Umfangsänderung, Probe Seelow 1

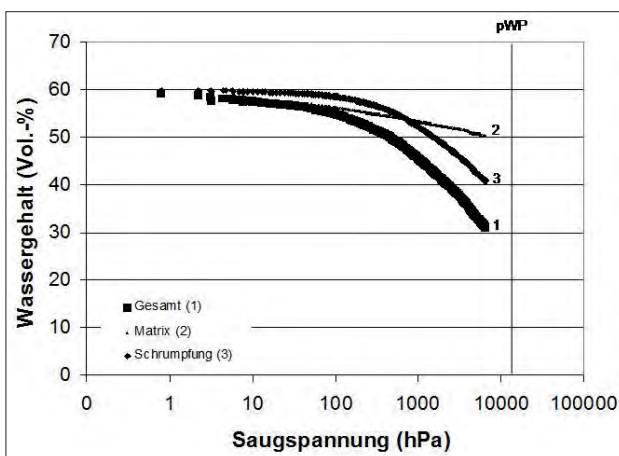


Abbildung 4: Wasserretentionsfunktion mit Schrumpfungskurve, Seelow 1

die Schrumpfung in klar voneinander abgrenzbaren Phasen. Sie beginnt mit der Phase der Strukturschrumpfung, in der die Entwässerung der Makroporen keine Volumenänderung zur Folge hat. Die daran anschließende lineare Phase wird als Normalschrumpfung bezeichnet, in der das Volumen des Wasserverlustes identisch der Änderung des Probenvolumens ist. Daran schließt sich die Phase der Restschrumpfung an, in der die Bodenpartikel schon so eng aneinander liegen, dass die Volumenänderung gegenüber der Wassergehaltsänderung gemindert ist. Der Schrumpfungsverlauf wird beendet durch die Phase der Nullschrumpfung, die im Zuge dieser Verdunstungsmessung nicht erreicht wurde. In dieser Phase erfolgt noch eine geringe Wassergehaltsänderung, das Probenvolumen verringert sich jedoch nicht weiter.

Die nach der oben beschriebenen Methodik errechneten hydraulischen Kennfunktionen sind in *Abbildung 4*- Wasserretention- und in *Abbildung 5*- hydraulische Leitfähigkeit- im Messbereich zwischen 0 und 6500 hPa dargestellt. Die gesamte Wasserretentionsfunktion (1) setzt sich aus zwei Teilkurven zusammen, dem Wassergehaltsverlauf in der Bodenmatrix (2) und der Schrumpfungskurve (3). Im Fall der dargestellten Probe beträgt der Wasserverlust durch Schrumpfung etwa 20 Vol.-%, während sich der Wassergehalt in der Bodenmatrix nur um etwa 10 Vol.-% vermindert. Aufgrund der Schrumpfung hat sich die Trockenrohdichte der Bodenmatrix von $1,05 \text{ g cm}^{-3}$ im gesättigten Zustand auf

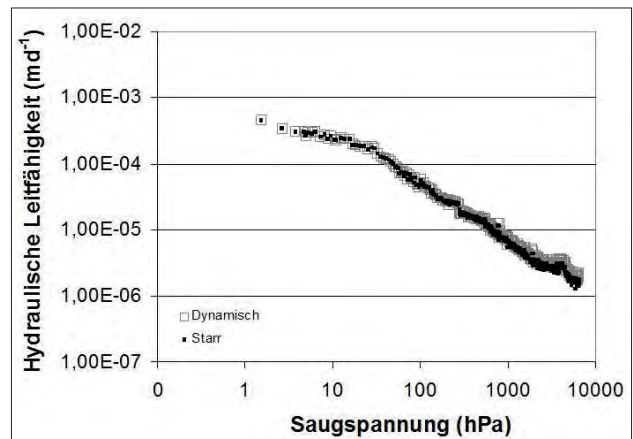


Abbildung 5: Hydraulische Leitfähigkeit mit Schrumpfungskurve, Seelow 1

$1,3 \text{ g cm}^{-3}$ am Ende der Messung erhöht. Der Einfluss der Schrumpfung auf die hydraulische Leitfähigkeit (*Abbildung 5*) ist im Vergleich zur Wasserretentionsfunktion wesentlich geringer und für praktische Belange vernachlässigbar.

Das van Genuchten Model (van GENUCHTEN 1980) oder andere gebräuchliche Datenmodelle lassen sich problemlos an die Daten der einzelnen Kurven fitten.

Schlussfolgerung

Der Vorteil der erweiterten Verdunstungsmethodik (EEM) und des zugehörigen HYPROP Systems besteht darin, dass (i) beide Funktionen simultan an der selben Probe bis nahe dem permanenten Welkepunkt quantifiziert werden können, (ii) die Schrumpfung berücksichtigt werden kann, (iii) die Messzeit vergleichsweise zu klassischen Verfahren gemindert ist (3- bis max. 10 Tage), (iv) subjektive Fehlermöglichkeiten eingeschränkt sind, (v) die gebräuchlichen Datenmodelle an die Daten gefittet werden können, (vi) die Bodenwassermodellierung auf quellungs- und schrumpfungsaktiven Standorten unter Berücksichtigung der Schrumpfung erfolgen kann – Hysterese ist hierbei zunächst nicht berücksichtigt- und (vii) Bodenfeuchtemessungen im Feld fehlerbereinigt durch Berücksichtigung der Schrumpfungs- oder Dichtefunktion bewertet werden können.

Danksagung

Wir danken der UMS GmbH München für die Konstruktion und Bereitstellung des Umfangmeters, was wesentlich zum Gelingen der Arbeiten beigetragen hat.

References

- BOIVIN, P., P. GARNIER and M. VAUCLIN, 2006: Modeling the soil shrinkage and water retention curves with the same equations. Soil Sci. So. Am. J. 70 (4), 1082-1093.
- BRAUDEAU, E., J.M. COSTANTINI, G. BELLIER and H. COLLEUILLE, 1999: New device and method for soil shrinkage curve measurement and characterization. Soil Science Society of America Journal, 63, 525-535.

- FAO: Soil Reference Group of WRB, 2006: FAO, World Soil Resources Reports No 103, Rome, 128 pp.
- GARNIER, P., M. RIEU, P. BOIVIN, M. VAUCLIN and P. BAVEYE, 1997: Determining the hydraulic properties of a swelling soil from a transient evaporation experiment. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74(4): 1113-1118.
- GREGORY, A.S., N.R.A. BIRD, W.R. WHALLEY and G.P. MATTHEWS, 2010: Estimation relative hydraulic conductivity from the water release characteristic of a shrinking clay soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74(4): 1112-1118.
- KUNTZE, H., J. NIEMANN, G. ROESCHMANN, G. SCHWERTFEGER, 1981: *Bodenkunde*. Eugen Ulmer GmbH & Co. ISBN 3-8001-2481-5. 407 pp.
- PENG, X., J. DOERNER and R. HORN, 2010: Dynamics of Soil Structure as a Function of Hydraulic and Mechanical Stresses. Proc. 19th World Congress of Soil Science, Brisbane, 1.-6. August 2010. 21-24.
- SANDER, T. and H.H. GERKE, 2007: Noncontact shrinkage curve determination for soil clods and aggregates by three-dimensional optical scanning. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71, 1448-1454.
- SCHINDLER, U., W. DURNER, G. von UNOLD and L. MUELLER, 2010a: Evaporation Method for Measuring Unsaturated Hydraulic Properties of Soils: Extending the Range. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74 (4): 1071-1083.
- SCHINDLER, U., W. DURNER, G. von UNOLD, L. MUELLER and R. WIELAND, 2010b: The evaporation method – Extending the measurement range of soil hydraulic properties using the air-entry pressure of the ceramic cup. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 173 (4): 563-572.
- STEWART, R.D., M.R. ABOU NAJM, D. RUPP and J. SELKER, 2012: An image-based method for determining bulk density and the soil shrinkage curve. *SSSAJ* (75), 1217-1221.
- TARIQ, A.U.R. and D.S. DUMFORD, 1993: Soil volumetric shrinkage measurements: a simple method. *Soil Sci.* 155, 325-330.
- UMS GmbH Munich, 2012: HYPROP© - Laboratory evaporation method for the determination of pF-curves and unsaturated conductivity. http://www.ums-muc.de/en/products/soil_laboratory/hyprop.html.

Examination of Secondary Salinization in Simple Drainage Lysimeters

József Zsembeli^{1*}, Györgyi Kovács¹, Lilla Szücs² and Judit Tóth²

Summary

Irrigation from drilled wells is very characteristic in the small hobby gardens located around Karcag, Hungary during the frequently droughty summers. Mainly vegetables and fruits with high water demand are grown in these gardens, hence quite a large amount of subsurface waters are used for irrigation. The quality of these waters is not checked, the chemical composition hence the suitability of the water for irrigation is not known. Our hypothesis was that these waters are salty and irrigation with them involves the risk of secondary salinization. Water samples were taken from 46 drilled wells located in the hobby gardens around the town of Karcag and the samples were analysed. On the base of the results it can be concluded that the waters used for irrigation in the hobby gardens are involves high risk of secondary salinization. All the parameters indicating the salinization effect of irrigation waters were above the thresholds in most of the cases, so it can be established that none of the investigated wells supply water that is suitable for irrigation. In order to quantify the secondary salinization effect an experiment was set in 12 simple drainage lysimeters at the lysimeter station of the Karcag Research Institute. Green pepper was irrigated with 3 different waters with high salt content simulating secondary salinization in comparison with lysimeters irrigated with deionised water. High risk of secondary salinization could be established though the high amount of rainfall moderated the process.

Keywords: secondary salinization, soil preservation, simple drainage lysimeter

Introduction

Horticultural activities have been characteristic in the hobby gardens located in the northern and western areas around the town of Karcag for more than 300 years. The narrow and relatively long plots of the gardens look totally different from the large plots of the large-scale farming that also characteristic for the region. Most of the hobby gardens lay on meadow chernozem soil, while a smaller rate on meadow solonetz turning into steppe formation. Both soil types are characteristic only the areas with higher elevation and can be considered the best soils of the region. Nevertheless both soil types are endangered by secondary salinization due to their susceptibility.

The increase of the level of salty groundwater or the application of poor quality (salty) irrigation water can cause

secondary salinization. Alkaline salts, mainly sodium, are accumulated in these soils either naturally or this process can be human induced. The latter case is called secondary salinization and mainly related to improper irrigation. Intensively irrigated areas are endangered by secondary salinization worldwide (LETEY 1984, MANTEL et al. 1985, RHOADES and LOVEDAY 1990). In the Great Hungarian Plain approximately 400,000 ha is the area where secondary salinization has occurred, mainly due to the rise of the level of salty groundwater. This was studied and proved by several scientists (ARANY 1956, SZABOLCS 1965, VÁRALLYAY 1968, BACSÓ and FEKETE 1969, FEKETE 1969, RÓNAI 1985, KUTI et al. 1999). BLASKÓ (2005) monitored the salt- and water balance of irrigated areas and found the increase of salt content of the soil in several cases. During the 1980ies and 1990ies on 30% of the studied area increasing soil salt content could be detected, especially on the susceptible areas where the soil can be only potentially irrigated due to the high salt content in their deeper layers.

Irrigation from drilled wells is very characteristic in the small hobby gardens located around Karcag during the frequently droughty summers. Mainly vegetables and fruits with high water demand are grown in these gardens, hence quite a large amount of subsurface waters are used for irrigation. The quality of these waters is not checked by the owners of the gardens, the chemical composition, hence the suitability of the water for irrigation is not known. Furthermore most of these wells are illegal, not registered, therefore the central monitoring or control of irrigation cannot be solved in the gardens. Our hypothesis was that these waters are salty and irrigation with them involves the risk of secondary salinization.

Material and methods

In our study started in 2009 water samples were taken from 46 drilled wells located in the hobby gardens around the town of Karcag (*Table 1*). In order to get information on the quality of the irrigation water the samples were analysed according to the relevant Hungarian standards and - among others - the total salt content of them was determined for the assessment of the salinization effect of the irrigation waters.

In order to quantify the secondary salinization effect an experiment (*Figure 1*) was set in 12 simple drainage lysimeters at the lysimeter station of the Karcag Research Institute of RISF CAAES University of Debrecen.

Green pepper was irrigated with groundwater (from a shallow well) and the water of a drilled well of high salt

¹ Karcag Research Institute of RISF CAAES University of Debrecen, Kistújszállási út 166, H-5300 KARCAG

² Faculty of Agriculture CAAES University of Debrecen

* Ansprechpartner: Dr. József Zsembeli, zsembeli@agr.unideb.hu

Table 1: Designations of drilled wells of the tested area and tap water

Garden	Drilled wells	Garden	Drilled wells	Karcag town	Drilled wells
Kisvén	1-9	Völgyes	27-34	wells in the town	43-46
Zug	10-19	Koldus	35-37	tap water	47
Rokkant	20-24	Nagyvén	42		
Partos	25-26	Agyagos	43-46		



Figure 1: Irrigation experiment on simple drainage lysimeters at Karcag

content simulating secondary salinization in comparison with lysimeters irrigated with deionised and tap water in 4 replications.

Results and discussion

The salinization effect of the investigated well waters was assessed according to the four indexes described in the Material and Methods chapter. In the case of soils sensitive for salinization, the upper threshold of the total salt content (Figure 2) of the water is 500 mg l⁻¹, above this value the water is not suitable for irrigation. The total salt content of the investigated well waters varied in quite a wide range, but most of them were in the range of 550-600 mEq l⁻¹, the mean value was 689.1 mEq l⁻¹. Only 1 of the 47 samples had a value below the threshold, while 7 of them exceeded even the value of 1,000 mEq l⁻¹. The highest value was 1356.8 mEq l⁻¹. We tried to find correlation between the total salt content value of the water and the depth of the wells, but significant correlation could not be figured out. Nevertheless the waters with the highest values originated from shallow wells affected by the salty groundwater.

In Figure 3 the total salt content values of the irrigation waters of 4 different sources and of the drain waters flowing out from the lysimeters irrigated with these waters are indicated. It could be established that there is considerable difference between the salt content of the input and output

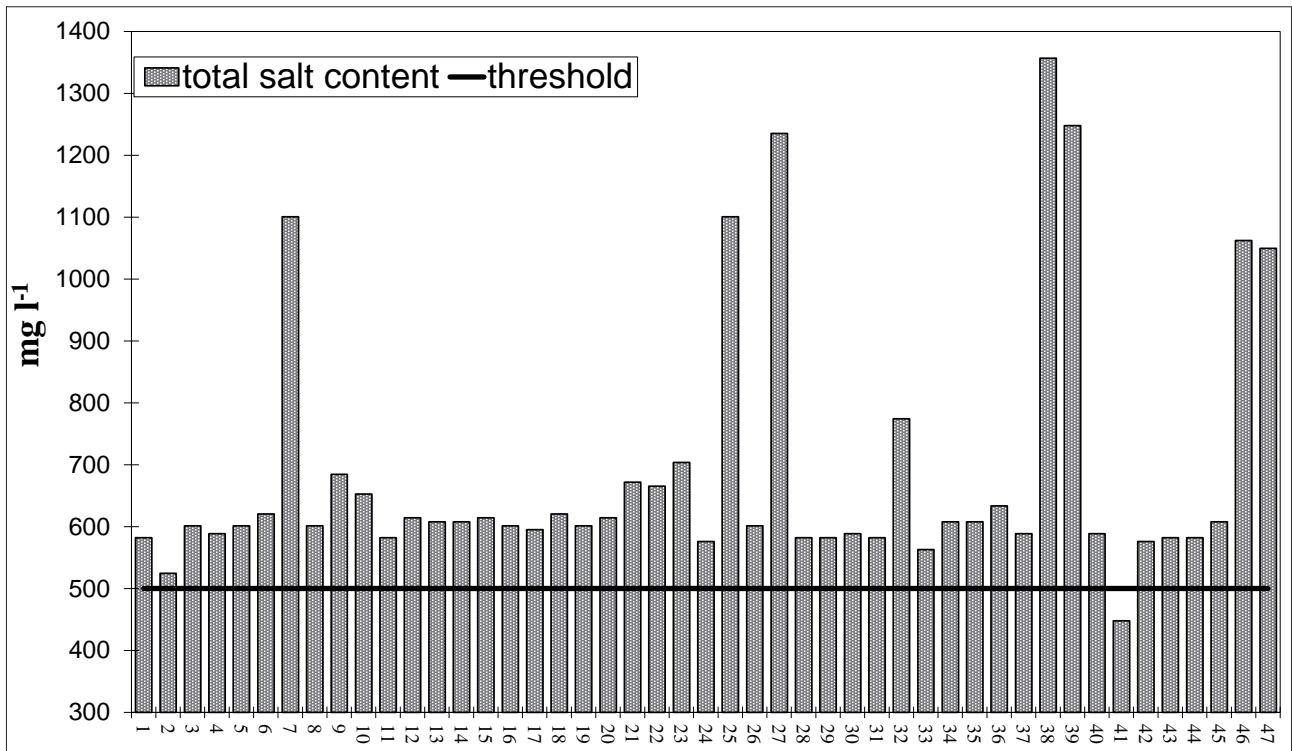


Figure 2: The total salt content values of the drilled well waters (Table 1)

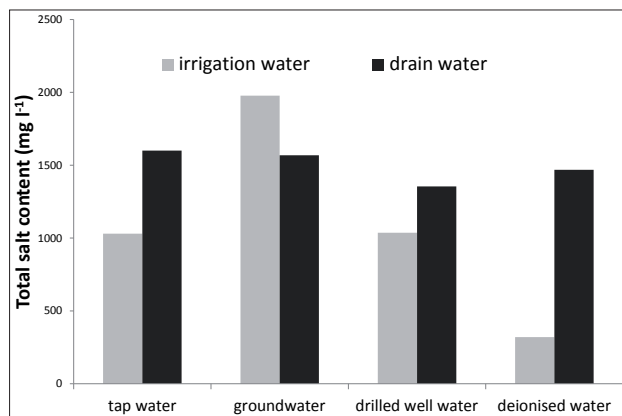


Figure 3: The total salt content of the waters got into and out from the lysimeters irrigated with various waters

waters. In 3 cases, when the lysimeters were irrigated with tap water, drilled well water or deionised water, leaching was characteristic as the total salt content of the input (irrigation) waters was lower than of the output (drain) waters. Though the investigated soil was originally salt affected with relatively high salt content (>0.1%), leaching was due to the high amount of rainfall taking place during the investigated period (572.2 mm from June to December). A pot-experiment carried out later proved the risk of secondary salinization as salt accumulation was detected if these waters were used for irrigation. Nevertheless, contrary to the high amount of rainfall, its extremely high salt content resulted in salt accumulation in the soil of the lysimeters irrigated with groundwater. No significant difference was detected among the total salt content of the drain waters.

Conclusions

On the base of the results we gained it can be concluded that the waters used for irrigation in the hobby gardens around Karcag are involves high risk of secondary salinization. All the indexes indicating the salinization effect of irrigation waters were above the thresholds in most of the cases, so it can be established that none of the investigated wells supply

water that is suitable for irrigation without improvement. The data gained by means of the simple drainage lysimeters proved that irrigation with waters with extremely high salt content results in salt accumulation in the soil even under extremely wet years letting us to conclude that in drier years considerable amount of salts load the soil by irrigation saline subsurface waters characteristic for the region. Simple drainage lysimeters are good tools to quantify this phenomenon of great practical importance.

Literature

- ARANY, S., 1956: A szikes talaj és javítása. Mezőgazdasági Kiadó. Bp. 408.
- BACSÓ, A. and J. FEKETE, 1969: Role of ground Water in the secondary salinization of meadow-chernozem soils in the Hajdúság area. *Agrokémia és Talajtan*. 18. (Suppl) 339-350.
- BLASKÓ, L., 2005: Talajromlási folyamatok és mérséklési lehetőségeik a Tiszántúl kötött talajain. MTA doktori értekezés.
- FEKETE, J., 1969: Salt Circulation in Irrigated Meadow-Chernozem Soils of the Hajdúság Area of Hungary. *Agrokémia és Talajtan* Tom.18. Suppl. 341-344.
- KUTI, L., T. TÓTH, L. PÁSZTOR and U. FÜGEDI, 1999: Az agroökológiai térképek és a szikesek elterjedésének kapcsolata az Alföldön. *Agrokémia és Talajtan*. 48. 501-516.
- LETEY, J., 1984: Impact of salinity on the development of soil science. p. 1-9. In: I. Shainberg and J. Shalhevet (ed.) *Soil salinity under irrigation. Processes and management*. Ecological Studies 51. Springer-Verlag, New York.
- MANTELL, A., H. FRENKEL and A. MEIRI, 1985: Drip irrigation of cotton with saline sodic water. *Irrig. Sci.* 6. 95-106.
- RHOADES, J.D. and J. LOVEDAY, 1990: Salinity in irrigated agriculture. P. 1089-1142. In: B. A. Steward and D. R. Nielsen (ed.) *Irrigation of agricultural crops*. Agron. Monogr. 30. ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI.
- RÓNAI, A., 1985: Az Alföld negyedidőszaki földtana. *Geologica Hungarica Series Geologica* 21. MÁFI Budapest.
- SZABOLCS, I., 1965: Salt-Affected Soils in Hungary. *Agrokémia és Talajtan*. Suppl. 14. 275-290.
- VÁRALLYAY, G.Y., 1968: Salt accumulation processes in the Hungarian Danube Valley, Trans. 9th Int. Congr. Soil Sci. 1. 371-380.

Gülleausbringung im Winter - eine Gefahr für das Grundwasser?

Volker Prasuhn^{1*}, Ernst Spiess¹ und Clay Humphrys¹

Zusammenfassung

Da in der Schweiz keine generelle Sperrfrist für Gülleausbringung im Winter existiert, ist es möglich, im Winter zu güllen und dadurch möglicherweise das Grundwasser zu belasten. Auf drei Lysimetern mit Klee-graswiese der Lysimeteranlage Zürich-Reckenholz wurde im Winter 2009 eine Güllegabe mit 30 kg NH₄-N/ha gegeben und mit drei Kontrollverfahren verglichen. Ein unmittelbarer Effekt der Gülleausbringung auf die Nitratkonzentration im Sickerwasser durch Makroporenfluss konnte nicht festgestellt werden. Die ausgewaschene Nitratfracht über zwei Jahre war insgesamt niedrig. Sie war mit durchschnittlich 2,4 kg N/ha/Jahr in den im Winter begüllten Lysimetern etwas höher gegenüber 2,0 kg N/ha/Jahr in den Kontrollvarianten, war dort aber aufgrund der Heterogenität von Boden und Aufwuchs im Ansaatjahr auch schon vor der Gülleapplikation leicht erhöht.

Schlagwörter: Gülle, Nitrat, Auswaschung, Grasland, Winter

Summary

As there is no general ban on slurry application in winter in Switzerland, spreading slurry is possible during winter season and can lead to groundwater pollution. On three lysimeters of the lysimeter facility at Zurich-Reckenholz a slurry dressing of 30 kg NH₄-N/ha was applied to a grass-clover sward in winter and compared with a control treatment. Immediately after slurry application an effect through macropore flow on nitrate concentration of seepage water could not be observed. The amount of nitrate leached was low averaged over the two years. It was slightly higher on lysimeters with slurry applied in winter (2.4 kg N/ha/year) than on control plots (2.0 kg N/ha/year). But because of the heterogeneity in soil properties and grass growth in the seeding year this tendency could already be observed before slurry application.

Keywords: manure, nitrate, leaching, grassland, winter

Einleitung

In der Schweiz existiert keine generell gesetzlich festgeschriebene Sperrfrist für Gülleausbringung im Winter. Gesetzlich verboten ist allerdings die Gülleausbringung bei schneebedecktem, gefrorenem oder wassergesättigtem Boden bzw. zu Zeiten, in denen die Pflanzen den Stickstoff nicht aufnehmen können. Während das Ausbringungsverbot bei schneebedecktem, gefrorenem oder wassergesättigtem Boden unbestritten ist, gibt der Begriff der „Vegetationsruhe“ immer wieder Anlass zu Diskussionen und lässt Ermessens- und Interpretationsspielraum zu (CHASSOT et al. 2011). So wird verschiedentlich immer wieder geäussert, dass eine Gülleausbringung auf Grasland bei guten Bodenbedingungen im Winter – solche Verhältnisse gibt es während kürzerer oder längerer Zeitfenster nahezu jeden Winter – wenig Risiken, aber diverse Vorteile hätte (gute Ertragswirkung, weniger Ammoniakverluste, geringere Phosphorabschwemmung als bei Ausbringung im Frühjahr bei ungünstigen Bodenverhältnissen, erhöhter Handlungsspielraum für Landwirte, etc.) (MEIER und ZBINDEN 2002, THOMET 2011). Bezüglich des Nitratauswaschungsriskos nach einer Güllegabe während der winterlichen Vegetationsruhe liegen bisher wenige Versuchsergebnisse vor.

Material und Methoden

Auf der Lysimeteranlage in Zürich-Reckenholz (monolithische Lysimeter, 1,5 m tief, 1 m² Oberfläche, sandig-lehmige

Braunerde) (PRASUHN et al. 2009) wurde auf sechs Lysimetern ein Versuch zum Einfluss einer Güllendüngung im Winter durchgeführt. Am 23.04.2009 erfolgte die Bodenbearbeitung und Ansaat einer Klee-gras-mischung (SM330), am 06.10.2011 wurden die Klee-gras-wiesen wieder umgebrochen und dieser Versuch beendet. Alle sechs Lysimeter erhielten die gleiche Jahresmenge an Wirtschaftsdüngern (90 kg NH₄-N/ha im Ansaatjahr 2009, verteilt auf drei Gaben; 150 kg NH₄-N/ha im Jahr 2010, verteilt auf fünf Gaben; 90 kg NH₄-N/ha im Jahr 2011, verteilt auf drei Gaben). Im Jahr 2010 erfolgte die Gülleapplikation nur bei drei Lysimetern zu praxisüblichen Terminen (19.3.; 30.4.; 21.6.; 30.7.; 6.9.; je 30 kg N/ha), auf drei anderen Lysimetern wurde eine (Fettdruck) der fünf Güllgaben im Winter ausgebracht (9.2.; 19.3.; 30.4.; 21.6.; 6.9.; je 30 kg N/ha); mit dem 09.02.2010 ergab sich erst relativ spät ein geeignetes Zeitfenster für eine gesetzlich zulässige Gülleausbringung. 2009 erfolgten vier Schnitte, 2010 fünf Schnitte und 2011 vier Schnitte. Das Schnittgut wurde abgeführt und der Trockensubstanzertrag (TS) und der N-Entzug bestimmt. Die Sickerwassermessung erfolgte automatisch über Kippwaagen von 100 ml, die Wasserprobenahme für die Analytik erfolgte alle 14 Tage.

Ergebnisse und Diskussion

Ein unmittelbarer Effekt der Gülleausbringung auf die Nitratkonzentration durch direkten Makroporenfluss bis in

¹ Forschungsanstalt Agroscope, Reckenholz-Tänikon ART, Reckenholzstraße 191, CH-8046 ZÜRICH

* Ansprechpartner: Dr. Volker Prasuhn, volker.prasuhn@art.admin.ch

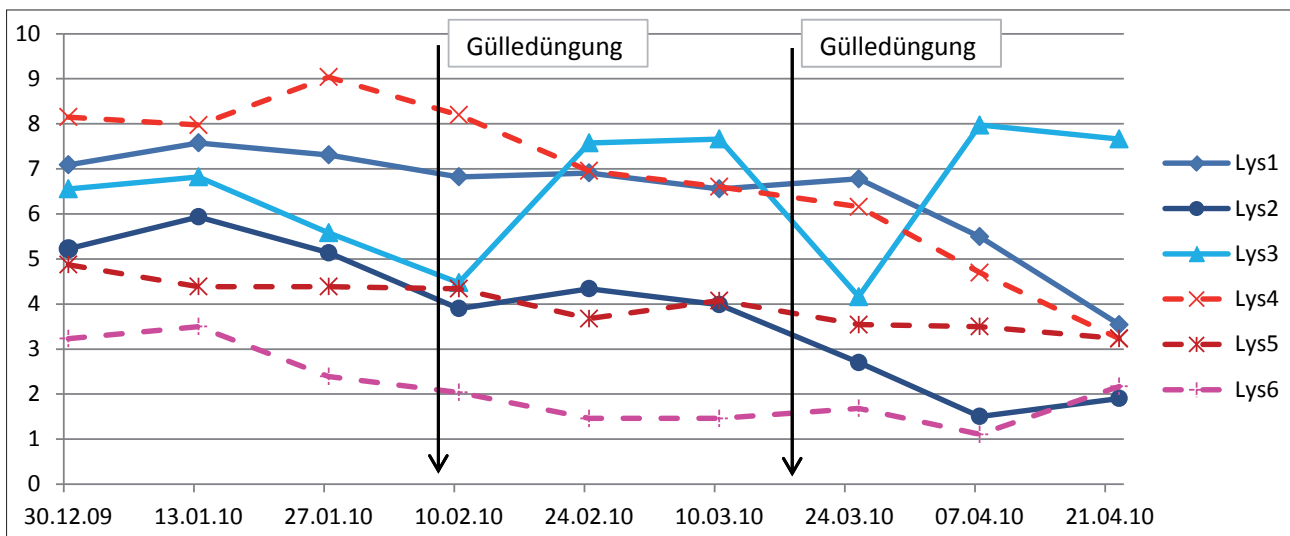


Abbildung 1: Nitratkonzentrationen (mg NO₃/l) im Sickerwasser der sechs Lysimeter unter Kleegraswiese. Die erste Güllégabe am 9.2.10 erfolgte nur auf die Lysimeter 1-3, die zweite Güllégabe am 19.3.10 auf alle sechs Lysimeter.

150 cm Tiefe ist nicht nachweisbar. In der Wasserprobe vom 10.02.2010 – also ein Tag nach der Gülléapplikation – ist in keinem der drei Lysimeter ein Anstieg der Nitratkonzentration sichtbar (Abbildung 1). Die Nitratkonzentrationen in allen sechs Lysimetern lagen mit 3,9 bis 8,2 mg NO₃/l sowohl am 10.02.12 als auch in den Vorwochen (2,4 bis 9,0 mg NO₃/l) relativ niedrig. 14 Tage später ist in allen drei Lysimetern mit Gülléapplikation (Lys 1-3) ein leichter bis deutlicher Anstieg der Nitratkonzentration sichtbar (+0,1; +0,4 und +3,1 mg NO₃/l) während bei den ungegüllten Lysimetern (Lys 4-6) die Nitratkonzentrationen leicht abnahmen (-0,6; -0,7 und -1,1 mg NO₃/l). Die zusätzlich ausgewaschene Nitratfracht zwischen dem 10. und 24.02.12 ist allerdings bei der gegüllten Variante im Mittel nur 100 g N/ha höher als bei der ungegüllten Variante und damit für die Jahresfracht vernachlässigbar. Bei der zweiten Güllégabe am 19.03.12, bei der alle sechs Lysimeter gegüllt wurden, ist ebenfalls kein markanter Anstieg der Nitratkonzentration bei der nachfolgenden Probenahme am 24.03.12 messbar. Lysimeter Nr. 3 zeigt 14 Tage später - wie schon nach der ersten Gülléapplikation - einen deutlichen Konzentrationsanstieg. Nur bei Lysimeter Nr. 3 scheint eine gewisse Gülléauswaschung - eventuell durch Makroporenfluss in tiefere Bodenschichten - stattzufinden.

Der erste Schnitt nach der Güllédüngung im Winter führte mit durchschnittlich 57 dt TS/ha gegenüber der ungegüllten Variante mit 45 dt TS/ha zu einem 27% höheren Ertrag. Allerdings war der Ertrag im Vorjahr (2009) auf diesen Lysimetern im Mittel auch schon um 17% höher, was auf eine bessere Entwicklung der Kleegraswiese nach der Ansaat zurückzuführen ist. Somit relativiert sich der Ertragszuwachs nach der Winter-Güllédüngung etwas, bestätigt aber Resultate von MEIER und ZBINDEN (2002).

Um einen möglichen längerfristigen Einfluss der Güllédüngung im Winter beurteilen zu können, wurde die Periode Okt. 2009 - Sept. 2010 und Okt. 2010 - Sept. 2011 zusätzlich analysiert. Das Ansaatjahr (Apr. 2009 - Sept. 2009) bleibt hier weitgehend unberücksichtigt. Ertrag und N-Entzug

Tabelle 1: Erträge und N-Entzüge über zwei Messjahre (Okt. 2009 - Sept. 2011) für die Lysimeter mit (Lys 1-3) und ohne Güllégabe am 9.2.2010 (Lys 4-6) (jeweils Mittelwerte von drei Wiederholungen).

	Ertrag (dt TS/ha)		Entzug (kg N/ha)	
	Lys 1-3	Lys 4-6	Lys 1-3	Lys 4-6
2009/10	190	179	507	433
2010/11	130	128	264	243
Mittel	160	154	386	338

waren bei den Lysimetern mit Wintergüllédüngung im Mittel etwas höher (Tabelle 1), was aber hauptsächlich auf eine unterschiedliche Bestandsentwicklung im Ansaatjahr 2009 zurückzuführen ist und nur teilweise der Güllédüngung im Winter anzurechnen ist. Die Erträge und N-Entzüge waren 2009/10 überdurchschnittlich, wobei die sehr hohen N-Entzüge zu einem grossen Teil aus der biologischen N-Fixierung stammen. Ertrag und N-Entzug waren im trockenen Jahr 2010/11 erheblich geringer. Die Sickerwassermenge war in beiden Jahren mit rund 30% des Niederschlages relativ gering (Tabelle 2). Die etwas geringere Sickerwassermenge unter den Lysimetern 1-3 ist auf den höheren Ertrag und die damit höhere Verdunstung dieser Lysimeter zurückzuführen. Die mittleren Nitratkonzentrationen sind mit rund 3 mg NO₃/l insgesamt niedrig. Vor allem im Trockenjahr 2010/11 waren die Werte mit rund 1 mg NO₃/l für eine intensiv genutzte Wiese niedrig, aber im Bereich anderer Lysimetermessungen (vgl. PRASUHN et al. 2013). Auch die ausgewaschenen Nitratfrachten sind mit 2,4 bzw. 2,0 kg N/ha/Jahr niedrig, aber leicht höher als im Lysimeterversuch am Standort Eschikon-Lindau (PRASUHN et al. 2013). Die beiden untersuchten Verfahren unterscheiden sich hinsichtlich der N-Auswaschung nur geringfügig und die Unterschiede sind kaum auf die Güllédüngung im Winter 2009/10 zurückzuführen, da schon vor dieser Gülléapplikation bei den Lysimetern 1-3 die Nitratkonzentrationen und -frachten höher waren und den grössten Teil der Unterschiede ausmachten.

Tabelle 2: Niederschlag, Sickerwasser und Nitratkonzentrationen und -frachten über zwei Messjahre (Okt. 2009 - Sept. 2011) für die Lysimeter mit (Lys 1-3) und ohne Güllegabe am 9.2.2010 (Lys 4-6) (jeweils Mittelwerte von drei Wiederholungen).

	Niederschlag (mm)	Sickerwasser (mm)		Nitratkonzentration (mg NO ₃ /l)		Nitratfracht (kg N/ha)	
		Lys 1-3	Lys 4-6	Lys 1-3	Lys 4-6	Lys 1-3	Lys 4-6
2009/10	1031	301	328	5.1	4.2	4.0	3.4
2010/11	858	256	257	1.4	1.2	0.8	0.7
Mittel	945	279	293	3.2	2.7	2.4	2.0

Auch andere Studien konnten keinen oder nur einen geringen Einfluss einer Gülledüngung im Winter auf die Höhe der Nitrat auswaschung nachweisen: DIEPOLDER und RASCHBACHER (2011) fanden in Südbayern keine Anhaltspunkte dafür, dass eine Gülledüngung im Spätherbst zu einem Anstieg der N-Gehalte im Sickerwasser führt. STAUFFER und ENGGIST (1990) hatten bei einem zwei-jährigen Versuch auf Kleinlysimetern in Bern-Liebefeld (0,5 m² Oberfläche, 0,9 m Tiefe) eine leicht höhere Nitrat auswaschung bei Gülledüngung zwischen September und Dezember (rund 5 kg N/ha/Jahr) als bei Gülledüngung zwischen Januar bis März (rund 3 kg N/ha/Jahr N) gemessen. BERENDONK (2011) fand in einem Versuch in Nordrhein-Westfalen über drei Jahre mit verschiedenen Gülleapplikationsterminen zum ersten Aufwuchs nur einen geringen Einfluss auf die N-Ausnutzung des Güllestoffs. ZIMMERMANN et al. (1997) berichten über eine verminderte N-Effizienz bei Gülledüngung im Früh- oder Spätwinter. Versuche von MEIER und ZBINDEN (2002) zeigten dagegen, dass eine Güllegabe in den Wintermonaten einen positiven Einfluss auf den Ertrag des ersten Aufwuchses hatte. SMITH et al. (2002) berichten über einen Feldversuch in UK, dass sich die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser bei einer Gülleapplikation im Dezember oder Januar in den meisten Fällen nicht signifikant von der der ungegüllten Kontrollplots unterschieden und dass sie in 10 von 15 Versuchen signifikant niedriger waren als bei einer Gülleapplikation im September, Oktober oder November. SMITH et al. (2002) betonen auch, dass die Niederschlagsmenge nach der Gülleapplikation der wichtigste Faktor für die Höhe der Stickstoffauswaschung war.

Fazit: Eine Güllegabe im Winter auf eine Klee graswiese hatte keine negativen Auswirkungen auf die Nitratkonzentration und -fracht im Sickerwasser und einen leichten positiven Effekt auf den Ertrag. Verallgemeinern lassen sich diese Aussagen jedoch nicht, da die Witterungsbedingungen bei und nach der Gülleapplikation entscheidend für das Auswaschungsrisiko sind und hier nur eine Situation getestet werden konnte. Das Problem der Gülleausbringung im Winter liegt zudem weniger bei der Nitrat auswaschung

ins Grundwasser als beim Risiko einer Ammoniak- und Phosphorabschwemmung durch Oberflächenabfluss in Oberflächengewässer oder Drainagen (PRASUHN 2010). Der Einsatz von Hofdüngern im Winter ist und bleibt riskant.

Literatur

- BERENDONK, C., 2011: Stickstoffwirkung der Gülledüngung auf dem Dauergrünland in Abhängigkeit vom Ausbringungstermin im Herbst, Winter und Frühjahr. Gülle11: Gülle und Gärrestdüngung auf Grünland. LAZBW Aulendorf, 164-166.
- CHASSOT, G., R. MURALT und H.U. GUJER, 2011: Die Vegetationsruhe – Die Lösung für einen besseren Vollzug in der Schweiz? Gülle11: Gülle und Gärrestdüngung auf Grünland. LAZBW Aulendorf, 333-337.
- DIEPOLDER, M. und S. RASCHBACHER, 2011: Nitratbelastung unter Grünlandflächen – Versuchsergebnisse aus Bayern. Gülle11: Gülle und Gärrestdüngung auf Grünland. LAZBW Aulendorf, 190-194.
- MEIER, P. und M. ZBINDEN, 2002: Stickstoff wirkt auch im Winter. Die Grüne Nr. 4, 10-13.
- PRASUHN, V., 2010: Phosphorabschwemmung von Graslandflächen in der Schweiz - Eintragspfade und Massnahmen zur Verminderung. 2. Umweltökologisches Symposium Irdning (A), 73-78.
- PRASUHN, V., E. SPIESS und M. SEYFARTH, 2009: Die neue Lysimeteranlage Zürich-Reckenholz. Bericht 13. Gumpensteiner Lysimeter-tagung, Irdning, 11-16.
- PRASUHN, V., E. SPIESS und C. HUMPHRYS, 2013: Nitrat auswaschung unter intensiv und extensiv genutztem Grasland. Bericht 15. Gumpensteiner Lysimeter-tagung, Irdning, dieser Band.
- SMITH, K.A., C.P. BECKWITH, A.G. CHALMERS and D.R. JACKSON, 2002: Nitrate leaching following autumn and winter application of animal manures to grassland. Soil Use Management 18, 428-434.
- STAUFFER, W. und A. ENGGIST, 1990: Einfluss von Gülleausbringetermin, Kultur und Wiesenumbruch auf die Nitrat auswaschung in einem Lysimeter-versuch. Landw. Schweiz 3, 373-379.
- THOMET, P., 2011: Plädoyer für die Gülleausbringung auf Grünland während der Wintermonate. Gülle11: Gülle und Gärrestdüngung auf Grünland. LAZBW Aulendorf, 313-316.
- ZIMMERMANN, M., B. KOCH, W. KESSLER und J.-M. BESSON, 1997: Der Güllezeitpunkt entscheidet über die N-Wirkung. Agrarforschung 4/3, 133-136.

Nitratauswaschung unter intensiv und extensiv genutztem Grasland

Volker Prasuhn^{1*}, Ernst Spiess¹ und Clay Humphrys¹

Zusammenfassung

Auf 4 Lysimetern der Lysimeteranlage Eschikon-Lindau wurde zwischen 2008 und 2011 die Nitratauswaschung unter einer intensiv und einer extensiv genutzten Wiese untersucht. Die Nitratkonzentration im Sickerwasser lag bei der intensiv genutzten Wiese im Mittel bei 1,7 mg/l NO₃, bei der extensiv genutzten Wiese bei 0,4 mg/l NO₃. Die ausgewaschenen Nitratfrachten waren mit durchschnittlich 1,2 kg N/ha/Jahr bei der intensiv genutzten Wiese und 0,2 kg N/ha/Jahr bei der extensiv genutzten Wiese sehr niedrig. Das Reduktionspotential von 1,0 kg N/ha/Jahr bei der Extensivierung von Grasland ist im Vergleich zu demjenigen im Acker- und Gemüsebau gering.

Schlagwörter: Nitrat, Auswaschung, Grasland, Düngung, Sickerwassermenge

Summary

On 4 lysimeters of the lysimeter station at Eschikon-Lindau (near Zurich) nitrate leaching from intensively and extensively managed grassland was studied between 2008 and 2011. Mean nitrate concentration was as high as 1.7 mg NO₃ /l under intensively managed grassland and amounted to 0.4 mg/l NO₃ under extensively managed grassland. Amounts of nitrate leached were very low with 1.2 kg N/ha/yr under intensively managed grassland and 0.2 kg N/ha/yr under extensively managed grassland. The reduction potential of 1.0 kg N/ha/yr through extensification of grassland was small compared to that in arable farming and vegetable growing.

Keywords: nitrate, leaching, grassland, fertilization, seepage water

Einleitung

Der Einfluss der Düngungs- und Nutzungsintensität von Grasland auf die Nitratauswaschung ist bisher nicht vollständig geklärt. Zwar herrscht einhellige Meinung, dass das Nitratauswaschungsrisiko unter Grasland bei standortgerechter Bewirtschaftung und sachgemässer Düngung im Vergleich zum Ackerbau generell niedrig ist. Lysimeterversuche haben gezeigt, dass nur bei exzessiver Stickstoff (-über)düngung mit erhöhten Nitratauswaschungsverlusten zu rechnen ist (DIEPOLDER und RASCHBACHER 2011, BOHNER und EDER 2011, FURRER und STAUFFER 1981, STAUFFER und SPIESS 2005). In der Schweiz werden aber im Rahmen der Ökologisierung der Landwirtschaft Extensivierungen von Grasland finanziell gefördert und in speziellen Nitratprojekten (z.B. nach Gewässerschutzgesetz Art. 62a) als eine mögliche Massnahme zur Verminderung der Nitratauswaschung vorgeschlagen. Inwieweit Extensivierungen von Grasland zu einer solchen Reduktion beitragen können, ist bisher nicht geklärt.

Material und Methoden

Lysimeterversuche wurden auf der 1976 gebauten Lysimeteranlage (BLUM 1980, PRASUHN et al. 2011) am Institut für Pflanzenwissenschaften der ETH Zürich in Eschikon-Lindau (Kanton Zürich) von 2008 bis 2011 durchgeführt. Die Lysimeteranlage umfasst vier identische Lysimeter von 2 m Durchmesser bzw. 3,14 m² Oberfläche und 2,3 m Tiefe (*Abbildung 1*). Die Böden stammen vom Versuchsgelände in Eschikon-Lindau und wurden unter Wahrung des Bodenprofils 1976 von Hand eingefüllt und rückverdichtet. Nach

über 30 Jahren ungestörter Graslandnutzung ist ein Einfluss der Einfüllung weitgehend auszuschliessen. Unter einem skelettreichen Moränenlehm (toniger Lehm mit 31% Ton, 36% Schluff, 33% Sand) von 1,1 m Mächtigkeit befinden sich eine Schicht aus 20 cm Sand, dann eine Filtermatte und anschliessend gewaschene Steine (30-50 mm Durchmesser). Der Oberboden (0-10 cm) hatte zu Versuchsbeginn einen Gehalt an organischer Substanz von 3,4 % mit 1,98 % C_{org} und 0,27 % N_{tot}. Die Nährstoffversorgung war eher gering bei einer P-Testzahl (CO₂-Methode) von 3,3 (entspricht Übergangsbereich von Versorgungsklasse C zu B) und einer K-Testzahl von 0,4 (entspricht Versorgungsklasse B). Der pH-Wert (H₂O) lag bei 5,7.

Der bestehende Grasbestand wurde Ende August 2007 mit Roundup abgespritzt. Der Boden wurde anschliessend nur in den obersten 10 cm bearbeitet, um eine Neuansaat zu ermöglichen, die Stickstoffmineralisierung aber möglichst wenig zu fördern. Auf zwei Lysimetern wurde eine Standardmischung 450 mit Blumen (*Salvia*) als extensive Wiese angesät. Sie erhielt keine Stickstoffdüngung und wurde jedes Jahr 2-mal geschnitten (1. Schnitt jeweils nach dem 15. Juni), das Schnittgut wurde abgeführt. Auf den beiden anderen Lysimetern wurde eine Standardmischung 440 (ohne Knäulgras) als intensive Wiese angesät. Dieser Bestand wurde jährlich 4-mal geerntet und nach jedem Schnitt mit Gülle (30 kg N/ha) gedüngt (im Jahr 2011 nur noch zwei Schnitte und Gülledüngungen). Im Jahr 2008 fanden wegen der Neuansaat nur provisorische Messungen statt. Nachdem Ende Winter 2008 die Nitratkonzentrationen ausgeglichen waren, begann die nachfolgend ausgewertete Versuchsdauer über drei Kalenderjahre. Zur Auswertung wurden jeweils

¹ Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Reckenholzstraße 191, CH-8046 ZÜRICH

* Ansprechpartner: Dr. Volker Prasuhn, volker.prasuhn@art.admin.ch



Abbildung 1: Lysimeter mit extensiv genutzter Wiese (links) und intensiv genutzter Wiese (Mitte) sowie Lysimeterkeller mit Kippwaage für die Sickerwassermessung (rechts).

Tabelle 1: Niederschlag, Sickerwassermenge und Evapotranspiration der Jahre 2009-2011 für die Lysimeter mit intensiver und extensiver Wiese (Mittelwert von 2 Lysimetern).

	Niederschlag	Sickerwasser		Verdunstung	
	(mm)	intensive Wiese (mm)	extensive Wiese (mm)	intensive Wiese (mm)	extensive Wiese (mm)
2009	988	322	430	666	558
2010	1040	586	696	454	345
2011	828	295	333	533	495
Mittel	952	401	486	551	466

die Mittelwerte der beiden Wiederholungen verwendet. Sickerwassermessung und Wasserprobenahme erfolgten alle 4-5 Wochen. Alle Daten wurden auf kalendarische Monatswerte umgerechnet.

Ergebnisse und Diskussion

Der mittlere Jahresniederschlag der benachbarten kantonalen Messstation Nürensdorf lag 2009-2011 bei 952 mm (Tabelle 1). Die jährliche mittlere Evapotranspiration betrug auf den Lysimetern mit intensiv genutzter Wiese 533 mm. Von 1984-86 wurde unter Rasennutzung bei denselben Lysimetern eine niedrigere mittlere Evapotranspiration von 469 mm bei 1049 mm Niederschlag gemessen (BGS 1989). GURTZ et al. (2006) haben auf einem baugleichen Lysimeter im Rietholzbachgebiet (1576 mm Niederschlag) unter intensiver Graslandnutzung eine leicht höhere Evapotranspiration (560 mm) über den Zeitraum von 1976-2005 gemessen. Auch auf einem baugleichen Lysimeter in Basel-Binningen wurde zwischen 1977 und 1986 bei geringeren Niederschlägen (870 mm) unter Dauerwiese mit 570 mm Evapotranspiration ein leicht höherer Durchschnittswert gemessen (BGS 1989). Bei der extensiv genutzten Wiese in Eschikon-Lindau lag die Evapotranspiration 2009-2011 mit 466 mm deutlich niedriger und in der Grössenordnung der Rasennutzung von 1984-1986. Die Sickerwassermenge war 2009-2011 entsprechend bei der intensiv genutzten Wiese mit 401 mm (42% des Niederschlags) niedriger als bei der extensiv genutzten Wiese mit 486 mm (51% des Niederschlags). 1984-1986 war deutlich feuchter und hatte entsprechend höhere Sickerwassermengen (580 mm). Mit 55% war der Anteil der Sickerwassermenge am Niederschlag damals etwas grösser. Die extensive Wiese

hatte 2009-2011 eine im Mittel um 85 mm bzw. rund 20 % höhere jährliche Sickerwassermenge als die intensive Wiese und trug damit stärker zur Grundwasserneubildung bei. Die grössten Unterschiede resultierten in den Sommermonaten durch die geringere Transpiration der extensiv genutzten Wiese. Die Sickerwasserbildung überwog im Winterhalbjahr, aber in allen Monaten fand Sickerwasserbildung statt und im feuchten Mai/Juni 2010 gab es sogar erhebliche Sickerwassermengen (Abbildung 2).

Die Nitratkonzentration lag bei der intensiv genutzten Wiese im Mittel bei 1,7 mg NO₃/l, der monatliche Maximalwert betrug 11,4 mg NO₃/l (Juli 2011 bei geringer Sickerwassermenge). Diese niedrigen Werte liegen im Bereich der Messungen vergleichbarer Studien (BOHNER und EDER 2011: 0,3-3,7 mg NO₃/l; DIEPOLDER und RASCHBACHER 2011: 1-3 mg NO₃/l; EDER 2001: 0,57-4,93 mg NO₃/l). Die Nitratkonzentration im Sickerwasser der extensiv genutzten Wiese war mit durchschnittlich 0,4 mg NO₃/l deutlich niedriger. Hier lag die Nitratkonzentration in zahlreichen Monaten unter der Nachweisgrenze.

Die ausgewaschenen Nitratfrachten waren mit durchschnittlich 1,2 kg N/ha/Jahr bei der intensiv genutzten Wiese und 0,2 kg N/ha/Jahr bei der extensiv genutzten Wiese sehr niedrig. Sie liegen damit im unteren Bereich der Werte in anderen Studien: DIEPOLDER und RASCHBACHER (2011): 2-12 kg N/ha/Jahr; BOHNER und EDER (2011): 1-10 kg N/ha/Jahr; STAUFFER und SPIESS (2005): 13-14 kg N/ha/Jahr; FURRER und STAUFFER (1981): 1 kg N/ha/Jahr. Beides, die höhere Sickerwassermenge und die niedrigere Nitratkonzentration im Sickerwasser, führt zu einer deutlich niedrigeren Nitratfracht der extensiv genutzten Wiese gegenüber der intensiv genutzten Wiese. Die

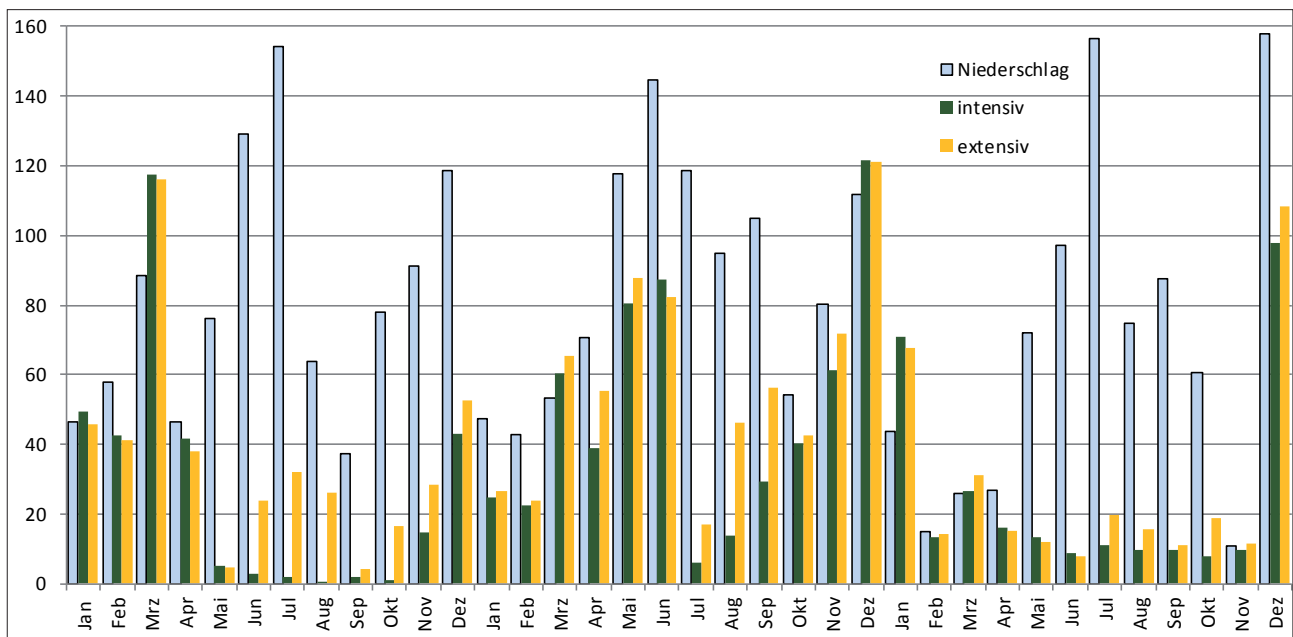


Abbildung 2: Monatliche Niederschlags- und Sickerwassermengen unter der intensiv und extensiv genutzten Wiese für die Jahre 2009-2011 (mm).

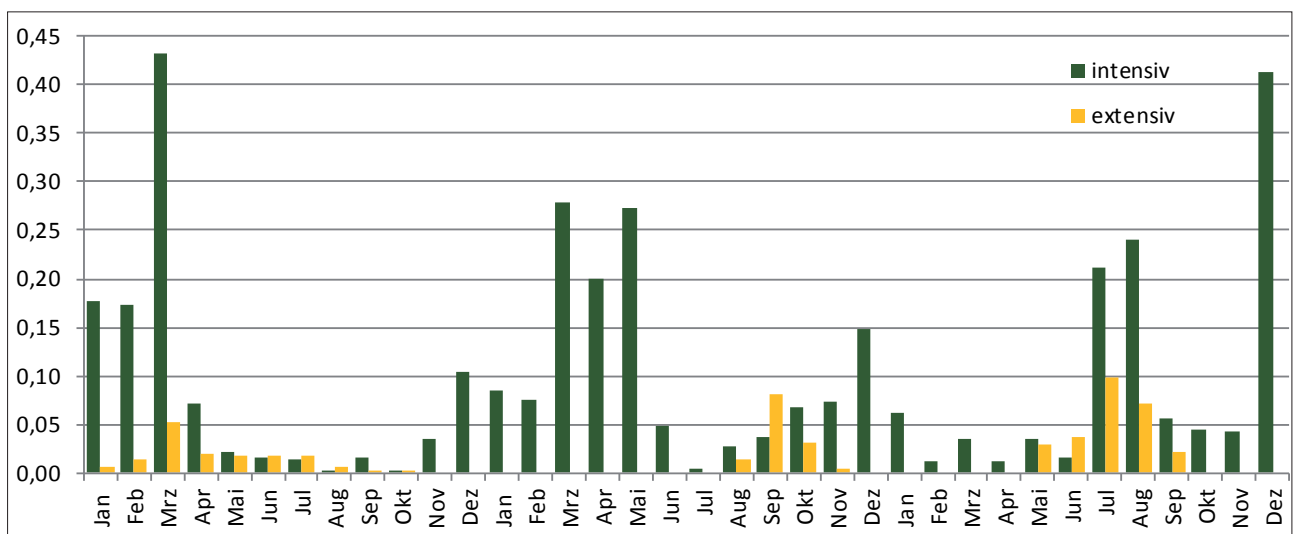


Abbildung 3: Monatlich ausgewaschene Nitratfrachten unter der intensiv und extensiv genutzten Wiese für die Jahre 2009-2011 (kg/ha N).

höchsten Auswaschungsverluste traten erwartungsgemäß im Winterhalbjahr auf, aber auch im Mai 2010 und Juli/August 2011 wurden überdurchschnittliche Nitratmengen ausgewaschen (Abbildung 3). Die ausgewaschenen Ammoniumfrachten waren in beiden Verfahren mit $<0,1$ kg/ha/Jahr N vernachlässigbar klein.

Fazit: Unter extensiv genutzter Wiese wurde in einem Lysimeterversuch mit einem Lehm Boden eine deutlich geringere Nitrat auswaschung als unter intensiv genutzter Wiese gefunden. Die ausgewaschene Nitratmenge war allerdings auch unter der intensiv genutzten Wiese auf einem sehr niedrigen Niveau. Das Reduktionspotential von 1 kg N/ha/Jahr bei der Extensivierung von Grasland ist im Vergleich zu möglichen Reduktionen im Acker- und Gemüsebau gering.

Literatur

- BGS (= Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz), 1989: Lysimeterdaten von schweizerischen Messstationen. BGS-Dokument 4, 123 S.
- BOHNER, A. und G. EDER, 2011: Auswirkung steigender Gaben von Rindergülle auf den Nährstoffaustrag mit dem Sickerwasser im Grünland – eine Zusammenfassung verschiedener Untersuchungsergebnisse. Gülle11: Gülle und Gärrestdüngung auf Grünland. LAZBW Aulendorf, 245-249.
- BLUM, H., 1980: Kurz- und langfristige Variation der Sickerwasserbildung, der Gewichtsänderung und der Evapotranspiration von vier identischen wägbaren Lysimetern. Jb. Schweiz. Naturforsch. Ges., Wiss. Teil Nr. 1, 67-71.
- DIEPOLDER, M. und S. RASCHBACHER, 2011: Nitratbelastung unter Grünlandflächen – Versuchsergebnisse aus Bayern. Gülle11: Gülle und Gärrestdüngung auf Grünland. LAZBW Aulendorf, 190-194.

- EDER, G., 2001: Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumauswaschung bei Wirtschaftsdüngeranwendung im Grün- und Ackerland. Bericht 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, BAL Gumpenstein, 61-66.
- FURRER, O.J. und W. STAUFFER, 1981: Einfluss von Schweinegülle und Hühnermist auf Pflanzen, Boden und Sickerwasser in Lysimeterversuchen. Bericht 7. Arbeitstagung "Fragen der Güllerei", BAL Gumpenstein, 659-675.
- GURTZ, J., S. BADERTSCHER, C. MILZOW, U. MOSER, K. SCHROFF, R. STOECKLI, I. VÖLKSCH und M. ZINGG, 2006: Auswertung der Messreihen der meteorologischen und hydrologischen Variablen im Forschungsgebiet Rietholzbach für den 30-jährigen Beobachtungszeitraum 1976–2005 mit besonderer Berücksichtigung des Trockensommers 2003. Institut für Atmosphäre und Klima der ETH Zürich, 103 S.
- PRASUHN, V., E. SPIESS, C. HUMPHRYS und C. VÖGELIALBISSER, 2001: Lysimeterforschung an ART – dem Nitrat auf der Spur. Bulletin BGS 32, 85-90.
- STAUFFER, W. und E. SPIESS, 2005: Einfluss unterschiedlicher Nutzung und Düngung auf Sickerwassermenge und Nitratauswaschung. Bericht 11. Gumpensteiner Lysimetertagung, BAL Gumpenstein, 213-215.

Einfluss der Schnitthäufigkeit von Grünland auf den Wasserhaushalt

Axel Behrendt^{1*}, Jana Monk¹ und Frank Eulenstein¹

Zusammenfassung

In 7-jährigen Untersuchungen mit Grundwasserlysimetern sollte geklärt werden, ob sich die Evapotranspiration von Grünlandbeständen durch unterschiedliche Schnittfrequenz beeinflussen lässt. In früheren Lysimeteruntersuchungen konnte vielfach beobachtet werden, dass nach den Grünlandernten der tägliche Wasserverbrauch stark zurückging.

In Lysimetern mit Sandhumusgley (Mollic Gleysol) wurden die Varianten 2-, 4-, 6- und 8-Schnitte pro Jahr untersucht.

Hohe Ertragsschwankungen trotz gleicher Düngung ließen keine eindeutigen Wasserspareffekte durch mehr Schnitte erkennen.

Summary

Over a period of 7 years ground water experiments were carried out to investigate the effect of cutting frequency on evapotranspiration of grassland. Former lysimeter trials showed a decrease in evapotranspiration after grass harvest. Four different cutting frequencies (2, 4, 6, and 8 cuts) were analysed in lysimeters containing Mollic Gleysol. Despite the same fertilising regime we observed high variations in yield for all cutting frequencies. No significant water conservation effects were found between treatments.

Einleitung

Lysimeteruntersuchungen sind unentbehrliche Bestandteile in der ganzheitlichen Betrachtungsweise von Agrarlandschaften (SCHALITZ et al. 1996). Die Prozesse, die hier mit dem Raum-Zeit-Bezug erforscht werden, sind zwischen der Laborebene und dem landschaftsökologischen Experimentalgebiet einzuordnen. Ohne Lysimeterdaten wären Validierungen von Modellen, die zum Beispiel die Nährstoffauswaschung, Evapotranspiration oder Grundwasserneubildung von Landschaften errechnen, kaum realistisch.

In unseren Untersuchungen sollte geklärt werden, ob sich die Evapotranspiration von Grünlandbeständen durch unterschiedliche Schnittfrequenz beeinflussen lässt. In früheren Untersuchungen konnte vielfach beobachtet werden, dass nach den Grünlandernten der tägliche Wasserverbrauch stark zurückging. Auch in der Literatur lassen sich solche Hinweise finden (MUNDEL 1982, BRIEMLE et al. 2002) aber auch gegensätzliche Meinungen (ROSE 2012).

Wenn eine deutliche Wasserersparnis durch häufigeren Schnitt möglich wäre, könnte das in Zukunft bei knapper werdenden Ressourcen starke Bedeutung erlangen.

Material und Methoden

In dem hier dargestellten Versuch wurden Lysimeter verwendet, die einen typischen Niedermoorfolgeboden beinhalten, der häufig in Nordostdeutschland vorkommt. Die Bodenform wurde bei der Entnahme vor 40 Jahren von MUNDEL als Sandlehm-Anmoor-Amphigley bezeichnet. Nach FAO wird dieser Sandhumusgley als Mollic Gleysol bezeichnet. Der Boden stammt aus dem Havelländischen Luch in Brandenburg.

Die Grundwasserstände wurden einheitlich auf 50 cm eingestellt, was einem mittleren Jahreswert für diesen Standort entspricht. Während der Vegetationsperiode wurden die Grundwasserstände durch Einspeisung von Zusatzwasser (simulierter Grundwasserstrom) aus Glasballons auf dem eingestellten Niveau gehalten. Das nach Niederschlägen abfließende Grundwasser wurde, nachdem es die Bodensäule passiert hatte, gesammelt und auf seine Inhaltsstoffe untersucht. Die Zufluss- und Abflusswassermengen wurden täglich registriert.

In der Wetterstation der Lysimeteranlage wurden im langjährigen Mittel (1981-2010) am Standort Paulinenaue 536 mm Jahresniederschlag gemessen, die Jahresmitteltemperatur betrug 9,0 °C. In der Vegetationsperiode (März-Oktober) waren es durchschnittlich 363 mm Niederschlag. Niederschlagärmstes Jahr in der Versuchszeit war 2006 mit 441 mm. Die meisten Niederschläge gab es 2007 mit außergewöhnlichen 948 mm.

Für die Ermittlung der Evapotranspiration in der Vegetationsperiode wurden Niederschlag, Zuschusswasser- und Abflusswassermenge von April bis November bilanziert. Da zu Beginn und zum Ende der bilanzierten Periode in den Lysimetern Durchfluss herrscht, wird davon ausgegangen, dass das Glied R-B (Rücklage minus Aufbrauch) der erweiterten Wasserbilanzgleichung annähernd Null ist. In der Winterperiode werden Niederschlag und Abfluss gemessen und bilanziert.

In den Lysimetern wurde nach Vorfrucht Sommerraps eine handelsübliche Kleegrasmischung (40 kg/ha) angesät. Gedüngt wurden jährlich 0 kg N, 25 kg P und 200 kg K pro Hektar. Es wurden die Varianten 2-, 4-, 6- und 8-Schnitte pro Jahr untersucht.

¹ Leibniz Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF), Gutshof 7, D-14641 PAULINENAUE

* Ansprechpartner: Dr. Axel Behrendt, abehrendt@zalf.de

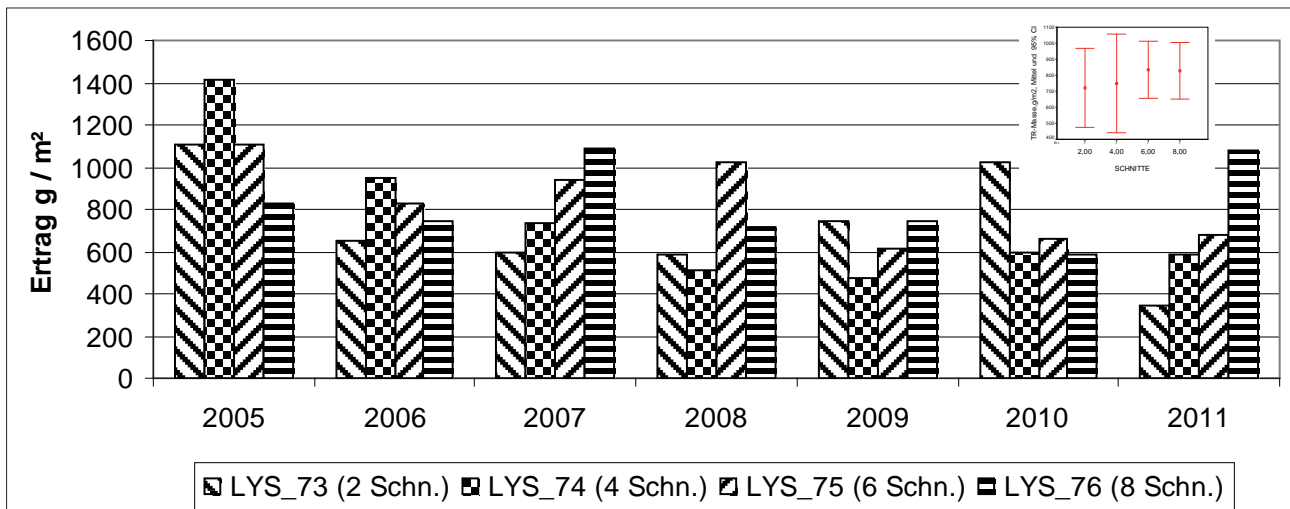


Abbildung 1: Trockenmasseerträge Vielschnittversuch

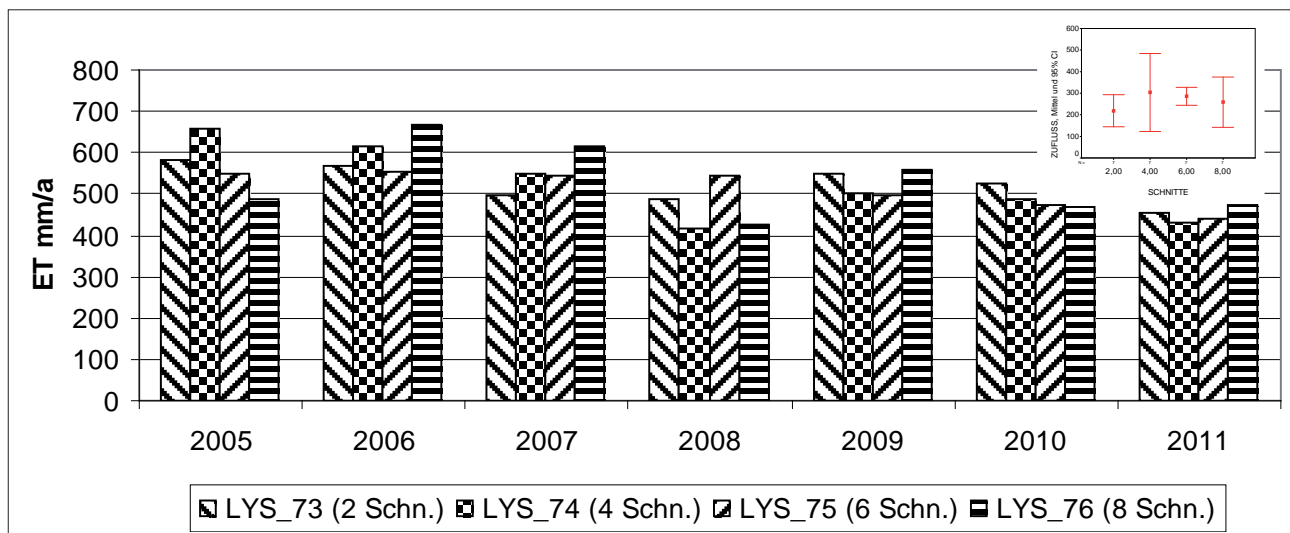


Abbildung 2: Evapotranspiration Vielschnittversuch

Ergebnisse

Aus früheren Regressionsanalysen von Lysimeterversuchen ist bekannt, dass eine enge Beziehung zwischen Ertrag und Evapotranspiration besteht. Auch eine Berechnung, in die über 500 Wertepaare aus 7 Versuchsjahren eingingen, zeigt hochsignifikante Beziehungen zwischen dem Grundwasserstand und der Evapotranspiration von Grasbeständen.

Um auch in sehr trockenen Sommermonaten eine optimale Wasserversorgung der Grünlandbestände sicherzustellen, wählten wir für die hier dargestellten Versuche einen einheitlichen Grundwasserstand von 50 cm unter Flur.

Das Sättigungsdefizit der Luft hatte in vorangegangenen Versuchen in allen Fällen einen signifikanten Einfluss auf die tägliche Evapotranspiration. Je höher der Grundwasserstand, desto größer war die Bestimmtheit. Je höher der Kapillarsaum des Grundwassers reicht, desto stärker kann es offenbar zur Evapotranspiration beitragen. Der Zusammenhang zwischen Sättigungsdefizit der Luft und Evapotranspiration aus dem Grundwasser wird demzufolge mit steigendem Grundwasserstand immer enger.

Für die mittlere tägliche Verdunstung aus dem Grundwasser bei einem Grundwasserstand von 50 cm wurden in verdunstungsschwachen Vegetationsperioden 1,5...3 mm, in verdunstungsstarken 2...7 mm ermittelt. Die Gesamtverdunstung lag dann bei 1,5...5 mm bzw. 2,5...9,5 mm je Tag. Besonders auffällig war bei den mittleren Grundwasserständen (50 cm) der Einfluss der Vegetation auf die Evapotranspiration. Wurden vor dem Grasschnitt ca. 5 bis 7 mm Wasser pro Tag verbraucht, waren es in den ersten Tagen nach der Ernte kaum mehr als 1 bis 2 mm. Deshalb gingen wir der These nach, dass häufiger Schnitt eine Wassersparnis bedingt.

Im ersten Versuchsjahr 2005 zeigte sich auch die erwartete Tendenz in der Jahresbilanz obwohl die 2- Schnittvariante etwas ausriß.

In den folgenden Versuchsjahren waren an den Wasserbilanzen der einzelnen Schnittvarianten kaum mehr Trends zu erkennen (Abbildung 1). Die Ursache dafür ist in der starken Streuung der Jahreserträge zu suchen. Nicht nur über die Jahre auch über die Varianten gab es erhebliche

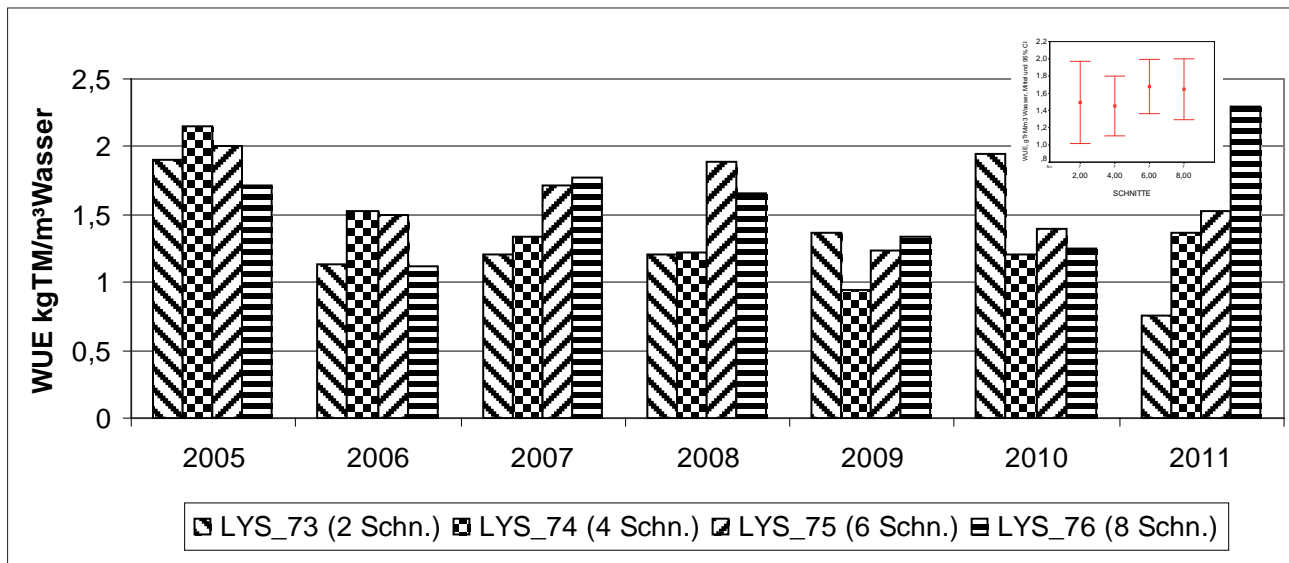


Abbildung 3: Wassernutzungseffizienz Vielschnittversuch

Ertragsunterschiede (Abbildung 2), da der Ertrag und damit die transpirationswirksame Biomasse der entscheidende Einflussfaktor für die Evapotranspiration ist, wird das verständlich.

Auffällig an den Jahreserträgen ist jedoch, dass in den für unsere Verhältnisse sehr feuchten Vegetationsperioden 2007 und 2011 mit 682 mm und 488 mm (März-Okt.) deutliche Abstufungen der einzelnen Schnittvarianten erkennbar sind. Die 8-Schnittvariante hatte etwa doppelt so hohe Erträge als die 2-Schnittvariante. Hier wurde offenbar der Neuaustrieb in den Vielschnittvarianten begünstigt.

Auch in Abbildung 3, der Darstellung der Wassernutzungseffizienz (WUE), zeigt sich der herausragende Einfluss des Ertrages. Die Darstellung ist fast deckungsgleich mit der Ertragsgrafik (Abbildung 2).

In 7 Versuchsjahren konnte die erwartete deutliche Wasserersparnis durch häufigeren Grünlandschnitt nicht eindeutig bestätigt werden. Witterungseinflüsse und

Ertragsunterschiede überlagern vermutlich die Schnitteffekte.

Literatur

- BRIEMLE, G., S. NITSCHKE und L. NITSCHKE, 2002: Nutzungswertzahlen für Gefäßpflanzen des Grünlandes. Schriftenreihe für Vegetationskunde H. 38/ 2002, 203-225.
- MUNDEL, G., 1982: Untersuchungen über die Evapotranspiration von Grasland auf Grundwasserstandorten. 4. Mitteilung: Verlauf der Verdunstung während der Vegetationszeit. In: Arch. Acker-Pflanzenbau Bodenkd. Berlin 26, 10, 639-646.
- ROSE, L., 2012: The influence of land-use intensification and biodiversity on grassland biomass, water use and plant functional traits. Diss. Georg-August Univ. Göttingen.
- SCHALITZ, G., A. BEHRENDT, W. MERBACH und M. FECHNER, 1996: Stoffhaushalt von Niedermooren und hydromorphen Mineralböden des nordostdeutschen Tieflandes.- Ergebnisse langjähriger und neukonzipierter Lysimeteruntersuchungen. ZALF-Bericht Nr. 26, 86 S., Müncheberg.

Einfluss von Wiedervernässungsmaßnahmen auf den Wasser- und Stoffhaushalt eines Moores im Nationalpark Harz

Katja Osterloh^{1*}, Sabine Bernsdorf¹ und Ralph Meißner^{1,2}

Zusammenfassung

In einem entwässerten Mittelgebirgsmoor (Blumentopfmoor) im Nationalpark Harz wurden zwischen 2005 und 2010 schrittweise Wiedervernässungsmaßnahmen durchgeführt und mit einem Monitoring des Wasser- und Stoffhaushaltes in ausgewählten, differenzierten Moorentwicklungsstadien (Varianten M1-M4) sowie im Moorabfluss und Quellzufluss mit dem Ziel der Beurteilung des Erfolges der Maßnahmen im Hinblick auf eine langfristige Regeneration des Moores begleitet. Es erfolgte eine kontinuierliche Erfassung relevanter Wasserhaushalts- (Niederschlag, Moorwasserstände und Moorabfluss) und Stoffhaushaltsparameter (Sauerstoff (O₂)-gehalt, Redoxpotential (Eh), pH, elektrische Leitfähigkeit (EC), Ammonium (NH₄-N), Nitrat (NO₃-N), Phosphat (PO₄-P), gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)) im Porenwasser des Moorbodenkörpers und im Moorabfluss. Die hydrologisch-hydrochemischen Untersuchungen wurden durch Untersuchungen des Torfes (Trockenrohdichte (ρ_t), pH, EC, NH₄-N, NO₃-N, PO₄-P, Kohlenstoff (C) : Stickstoff (N) -Verhältnis) in den ausgewählten Moorentwicklungsstadien ergänzt.

Die Untersuchungen des Torfes ergaben Unterschiede zwischen den Varianten (M1-M4). Mit den signifikant geringsten Trockenrohdichten und höchsten C:N Verhältnissen besitzt M1 den geringsten Störungsgrad. Aus dem Monitoring des Wasser- und Stoffhaushaltes im Bodenwasser konnte ein signifikanter Anstieg der Wasserstände in den von den Maßnahmen betroffenen Varianten (M2, M3) sowie eine Abnahme der NO₃-N-Konzentrationen im Bodenwasser der seit 2005 untersuchten Varianten (M1, M2) und im Moorabfluss infolge der Wiedervernässung durch Einleitung des Quellzuflusses (08/2009) festgestellt werden. Weiterhin wurden erhöhte PO₄-P-Konzentrationen im Bodenwasser von M1 und M2 sowie im Moorabfluss für das Jahr 2009 nachgewiesen, was auf Rücklösungsprozesse infolge der Wiedervernässung verbunden mit sinkenden Redoxpotentialen und zunehmend anaeroben Verhältnissen hindeutet. Während der DOC im Bodenwasser der wiedervernässten Variante M2 eine Zunahme der innerjährlichen Schwankungsbreite mit hohen sommerlichen Maximalwerten nach Wiedervernässung aufzeigte, wurden bei M1 und im Moorabfluss keine signifikanten Änderungen der DOC-Konzentrationen nach Wiedervernässung festgestellt.

Schlagwörter: Stickstoff, DOC, Phosphorfreisetzung, Moor, Wiedervernässung

Summary

In a drained mire in the Harz Mountains National Park rewetting measures were carried out gradually between 2005 and 2010 accompanied by investigations of water balance and nutrient budget in selected, differentiated mire stages (variant M1-M4) and in the mire outflow and inflow. The aim was to assess the success of the rewetting measures in relation to a long-term regeneration of the mire. There was a continuous recording of relevant water balance (precipitation, mire water levels, outflow) and nutrient budget parameters like oxygen (O₂) content, redox potential (Eh), pH, electrical conductivity (EC), ammonium (NH₄-N), nitrate (NO₃-N), phosphate (PO₄-P) and dissolved organic carbon (DOC) in the mire and in the mire outflow. The hydrological and hydrochemical studies were complemented by peat investigations within the differentiated mire stages (dry bulk density (TRD), pH, EC, NH₄-N, NO₃-N, PO₄-P, carbon (C): nitrogen (N) ratio).

The investigations of the peat showed differences between the variants (M1-M4). M1 had the lowest dry density and highest C:N ratio and hence the lowest degree of interference. The monitoring of water balance and nutrient budget in the soil water showed a significant rise of water levels in the variants which were affected by the rewetting measures (M2, M3) and a decrease in NO₃-N concentrations in the soil water of the variants which were studied since 2005 (M1, M2) as well as in the mire outflow due to the rewetting (since 08/2009). Furthermore, increased PO₄-P concentrations in the soil water of M1 and M2 as well as in the mire outflow were detected in 2009. That was presumably connected with re-dissolution processes together with decreasing redox potential and increasingly anaerobic conditions as a result of the rewetting. The DOC in the soil water of the rewetted variant M2 showed an increase in the intra-annual variability with high summer maximum values which was probably caused by the rewetting measures. On the other hand no significant changes in DOC concentrations were observed in M1 and in the mire outflow after rewetting.

Keywords: nitrogen, DOC, phosphorus release, mire, rewetting

¹ Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften, Julius-Kühn-Straße 23, D-06112 HALLE/S.

² Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Department Bodenphysik, Dorfstraße 55, D-39615 FALKENBERG

* Ansprechpartner: Katja Osterloh, katja.osterloh@landw.uni-halle.de

Einleitung

Etwa 99 % der Moore in Deutschland wurden innerhalb der letzten 3 Jahrhunderte, insbesondere im 20. Jahrhundert abgebaut (als Brennstoff und Torfstreu, zur Bodenverbesserung und Substratherstellung), entwässert oder land- und forstwirtschaftlich genutzt und damit zerstört. Intakten Mooren kommt aufgrund ihrer Wasserspeicher- und Stoffsenkenfunktion eine bedeutende Rolle im Landschaftswasser- und Stoffhaushalt zu. Des Weiteren sind Moore Lebensraum hoch spezialisierter und seltener Tier- und Pflanzenarten und werden durch nationale und internationale Gesetzgebungen (u. a. BNatSchG, FFH-RL) geschützt. Prioritäres Ziel ist daher der Erhalt noch vorhandener intakter Moore und die Entwicklung und Verbesserung des Erhaltungszustandes gestörter, aber noch regenerationsfähiger Moore mittels geeigneter Maßnahmen. Die Wiederherstellung des mooreigenen Wasserhaushaltes, charakterisiert durch ganzjährig oberflächennahe Wasserstände, stellt dabei die Grundvoraussetzung für die Ansiedlung torfbildender Pflanzenarten, insbesondere der Torfmoose, dar (EDOM und WENDEL 1998). Mittlerweile zeugt eine Vielzahl von Wiedervernässungsprojekten von den zahlreichen Bemühungen zur

Regeneration von Moorlebensräumen (z. B. SUCCOW und JOOSTEN 2001).

In einem entwässerten Mittelgebirgsmoor (Blumentopfmoor) im Nationalpark Harz wurden Wiedervernässungsmaßnahmen durchgeführt und mit einem Monitoring begleitet. Ziel vorliegender Untersuchungen war es, (i) die Auswirkungen der Wiedervernässung auf den moorinternen Wasser- und Stoffhaushalt bei differenzierten Moorentwicklungsstadien (regeneriert, wiedervernässt, gestört) zu ermitteln, (ii) den Wasserabfluss aus dem Gebiet (Moorabfluss) zu erfassen und (iii) die Wiedervernässung im Hinblick auf eine langfristige Regeneration des Moores zu beurteilen.

Material und Methoden

Das **Untersuchungsgebiet** „Blumentopfmoor“ befindet sich in der Entwicklungszone des Nationalparks Harz im Einzugsgebiet der Holtemme in ca. 650-680 m ü. NHN und wurde bis zur Nationalparkgründung 1990 intensiv forstwirtschaftlich (Fichtenkultur) genutzt und aufgrund damit verbundener Entwässerungsmaßnahmen (Anlage von Gräben, Wegschüttungen) stark gestört. Neben kleinflächigen Resten naturnaher Moorvegetation und ausgedehnten

Tabelle 1: Charakteristik der differenzierten Moorentwicklungsstadien (Varianten M1-M4)

Merkmale	M1	M2	M3	M4
Zustand	Autogen regeneriert	Gestört, 08/2009 wiedervernässt	Gestört, 06/2010 wiedervernässt	Gestört
Standort				
- Trophie	Oligotroph	Mesotroph	Mesotroph	Mesotroph
- Mittlere Torfmächtigkeit	~ 155 cm	~ 70 cm	~ 100 cm	~ 90 cm
- Wasserstand cm GOK (¹ vor Vernässung, ² nach Vernässung)	1,3 ± 6,3	¹ -26,2 ± 11,8 ² -1,7 ± 6,2	¹ -23,2 ± 5,6 ² -7,8 ± 8,9	-26,5 ± 5,7
Vegetationsbestand	<i>Eriophorum angustifolium</i> <i>Sphagnum magellanicum</i> <i>Sphagnum fallax</i> <i>Vaccinium oxycoccus</i> <i>Drosera rotundifolia</i>	<i>Calamagrostis villosa</i> <i>Agrostis canina</i> <i>Carex canescens</i> <i>Juncus effusus</i> <i>Carex echinata</i> <i>Avenella flexuosa</i> <i>Polytrichum commune</i>	<i>Vaccinium myrtillus</i> <i>Avenella flexuosa</i> <i>Molinia caerulea</i> <i>Galium saxatile</i> <i>Carex canescens</i> <i>Polytrichum formosum</i> <i>Pleurozium schreberi</i>	<i>Molinia caerulea</i> <i>Vaccinium myrtillus</i> <i>Avenella flexuosa</i> <i>Galium saxatile</i> <i>Polytrichum formosum</i>
	Kein Baumbestand	Lichtung mit vereinzelten Fichten (Pflanzung & Sukzession)	Lockerer Fichtenbestand, (Pflanzung & Sukzession)	Lockerer Fichtenbestand, Pflanzung & Sukzession)
Untersuchungszeitraum	01/2005-08/2012	01/2005-08/2012	12/2009-08/2012	05/2011-08/2012

Tabelle 2: Kennwerte des Torfs der Varianten M1-M4, Mittelwerte ± Standardabweichung im Zeitraum 2010-2012, unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede der Varianten (p<0,05), *wenig Daten

Parameter	M1	M2	M3	M4
Tiefe (cm)	0-50	0-20	0-20	0-20
N	3	3	3	3
ρ _t (g l ⁻¹)	48,8 ± 5,8 (a)	197,1 ± 24,6 (b)	186,9 ± 10,5 (b)	183,8 ± 15,5 (b)
NO ₃ -N (mg 100 g ⁻¹)	0,03 ± 0,04 (a)	0,01 ± 0,01 (a)	0,005 ± 0,005 (a)	0,06 ± 0,04 (a)
NH ₄ -N (mg 100 g ⁻¹)	13,0 ± 1,9 (a)	9,9 ± 1,0 (a)	14,7 ± 7,3 (a)	5,6 ± 2,8 (a)
PO ₄ -P (mg 100 g ⁻¹)	2,3 ± 0,3 (a)	1,6 ± 0,4 (a)	1,1 ± 0,6 (a)	1,3 ± 0,2 (a)
C/N	42 ± 10 (a)	21 ± 3 (a)	23 ± 2 (a)	24 ± 3 (a)
pH	4,0 ± 0,6 (a)	3,5 ± 0,3 (a)	3,1 ± 0,4 (a)	3,0 ± 0,4 (a)
LF (μS cm ⁻¹)	91,4*	113 ± 7 (a)	97 ± 12 (a)	86 ± 12 (a)

Pfeifengrasdominanzbeständen (*Molinia caerulea*) wird die größte Fläche des Gebietes durch Fichtenforste auf feuchten bis nassen Standorten eingenommen.

Die **Wiedervernässung** erfolgte stufenweise. Begonnen wurde 2005 mit dem Einbau von Staueinrichtungen in ausgewählte Graben- und Bachabschnitte des Entwässerungsnetzes. Im August 2009 wurde ein Quellzufluss gezielt in die zu vernässende Fläche eingeleitet (TAUCHNITZ et al. 2010). Der Ort des Einlaufs des Quellzuflusses in das Gebiet wurde im Juni 2010 mit dem Ziel der Erweiterung der Vernässungsfläche abschließend korrigiert.

Für die **Wasserhaushaltsuntersuchungen** wurden die Parameter Niederschlag mit einem automatischen Niederschlagsmesser, Moorabfluss mittels Durchflussmess-einrichtung und Pegelsensor und Moorwasserstände mit Hilfe von Piezometern gemessen. Die Piezometer wurden in vierfacher Wiederholung in den Torfhorizont unterschiedlicher Moorentwicklungsstadien, im Folgenden Varianten genannt, eingebaut. Die Beschreibung und Charakteristik der Varianten kann *Tabelle 1* entnommen werden. Die Analysemethoden im Rahmen der **Stoffhaushaltsuntersuchungen** wurden bereits von OSTERLOH et al. (2011) und TAUCHNITZ et al. (2010) beschrieben.

Ergebnisse

Kennzeichnung der Niederschlagsverhältnisse im Untersuchungsgebiet von 2005 bis 2012

Das Blumentopfmoor liegt im Lee des Brockenmassivs und wies im Untersuchungszeitraum Jahresniederschläge von 1147 mm (2005), 1207 mm (2006), 2238 mm (2007), 1437 mm (2008), 1285 mm (2009), 1269 mm (2010), 927 mm (2011) und 807 mm (1.1.-31.10.2012) auf. Bezogen auf ein hydrologisches Jahr (1.11.-31.10.) fiel der überwiegende Teil (54-68%) des Niederschlages im Winterhalbjahr (1.11.-30.4.). Davon ausgenommen sind die Jahre 2007 (46%) und 2009 (42%). Das Jahr 2007 erlangte eine Sonderstellung aufgrund überdurchschnittlich hoher Niederschläge im Sommerhalbjahr. Im Jahr 2008 fielen insbesondere das nasse Frühjahr und eine anschließende frühsommerliche Trockenheit auf. Für das hydrologische Jahr 2012 sind insbesondere der sehr trockene November 2011, die anschließenden niederschlagsreichen Monate Dezember 2011 und Januar 2012 sowie die überaus trockenen Monate Februar und März 2012 auffallend.

Kennzeichnung des Torfs

Tabelle 2 zeigt die Kennwerte des Torfs der Varianten aus den Jahren 2010 bis 2012. M1 besaß die signifikant geringsten Trockenrohdichten und höchsten C:N Verhältnisse und besitzt daher den geringsten Störungsgrad. Die im Vergleich zu M1 hohen Trockenrohdichten von M2, M3 und M4 sind Resultat intensiver Mineralisation mit Torfsackungs- und Torfschrumpungsprozessen infolge der lang anhaltenden Entwässerung. M4 besitzt mit $-26,5 \pm 5,7$ cm die im Betrachtungszeitraum niedrigsten Wasserstände. Damit einher

gehen die im Vergleich höchsten mittleren $\text{NO}_3\text{-N}$ und die geringsten mittleren $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentrationen. Aufgrund der hohen Streuung der Messwerte sind jedoch keine signifikanten Unterschiede im Vergleich der analysierten chemischen Parameter im Torf der Varianten nachweisbar.

Kennzeichnung des Moorwassers

Die Wiedervernässungsmaßnahmen, hier explizit die Einleitung des Quellzuflusses (08/2009), führten zu einem signifikanten Anstieg des Wasserstandes bis hin zu einem Wasserüberstau auf Teilflächen der betroffenen Varianten (*Abbildung 1*). In den niederschlagsarmen Sommermonaten von 2011 wurde jedoch ein Absinken der Wasserstände bei M2 und M3 bis auf -18 cm bzw. -33 cm unter Gelände beobachtet. Es zeigte sich, dass das Auftreten von Wasserstandsschwankungen trotz der durchgeführten Wiedervernässungsmaßnahmen in außergewöhnlich stark und lang anhaltenden niederschlagsarmen Zeiten nicht ausgeschlossen werden kann. Auffallende Konzentrationsänderungen im Bodenwasser infolge der Wiedervernässung zeigten die Parameter $\text{NO}_3\text{-N}$ bei den Varianten M1 und M2 mit abnehmendem Trend, $\text{NH}_4\text{-N}$ bei M2 mit abnehmendem Trend und DOC bei M2 mit zunehmender innerjähriger Schwankungsbreite und auffallend hohen Maximalwerten (73 mg l^{-1} im Juli 2010, 106 mg l^{-1} im Juli 2011). Aus der Literatur ist bekannt, dass Moorstandorte über ein hohes DOC-Mobilisierungspotential verfügen (z. B. FREEMAN et al. 2001, STROHMEIER et al. 2012). Die vergleichbar hohen $\text{NO}_3\text{-N}$ und gleichzeitig niedrigeren $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentrationen im Jahr 2007 (M1 und M2) sind auf die eingangs, für das Jahr 2007, aufgeführten überdurchschnittlich hohen Niederschläge, zurückzuführen. Die $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentrationen im Bodenwasser von M1 und M2 zeigten im Vernässungsjahr 2009 einen Anstieg. Die Konzentrationen gingen im weiteren Untersuchungsverlauf wieder zurück und deuten daher auf eine kurzzeitige, nicht dauerhafte Rücklösung von $\text{PO}_4\text{-P}$ infolge der Wiedervernässung hin. Im weiteren Vergleich der Varianten wies M4 entsprechend des niedrigsten Wasserstandes die signifikant höchsten mittleren EC (2011-2012: $104 \pm 12 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$, $n=15$) und M1 die niedrigsten mittleren EC (2005-2012: $44 \pm 15 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$, $n=74$) auf. Die mittleren pH-Werte im Bodenwasser lagen bei $4,4 \pm 0,3$ (M1, $n=73$), $4,2 \pm 0,3$ (M2, $n=88$), $4,0 \pm 0,3$ (M3, $n=44$) und $3,8 \pm 0,2$ (M4, $n=15$) und somit bei allen Standorten im sauren Bereich.

Kennzeichnung des Moorabflusses und Quellzuflusses

Abbildung 2 zeigt die Jahreswerte ausgewählter Parameter im Moorabfluss und Quellzufluss der Jahre 2005-2012. Der Einfluss des Moorkörpers wird durch die im Moorabfluss verglichen zum Quellzufluss niedrigeren $\text{NO}_3\text{-N}$ und höheren DOC-Konzentrationen deutlich. Nach Wiedervernässung infolge der Einleitung des Quellzuflusses (08/2009) wurde im Moorabfluss ebenso wie im Bodenwasser der Varianten ein abnehmender Trend der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen festgestellt. Ebenso wurde für das Jahr 2009 die im Vergleich der Untersuchungsjahre höchste mittlere $\text{PO}_4\text{-P}$ Konzentration im Moorabfluss ermittelt. $\text{NH}_4\text{-N}$ zeigte 2009

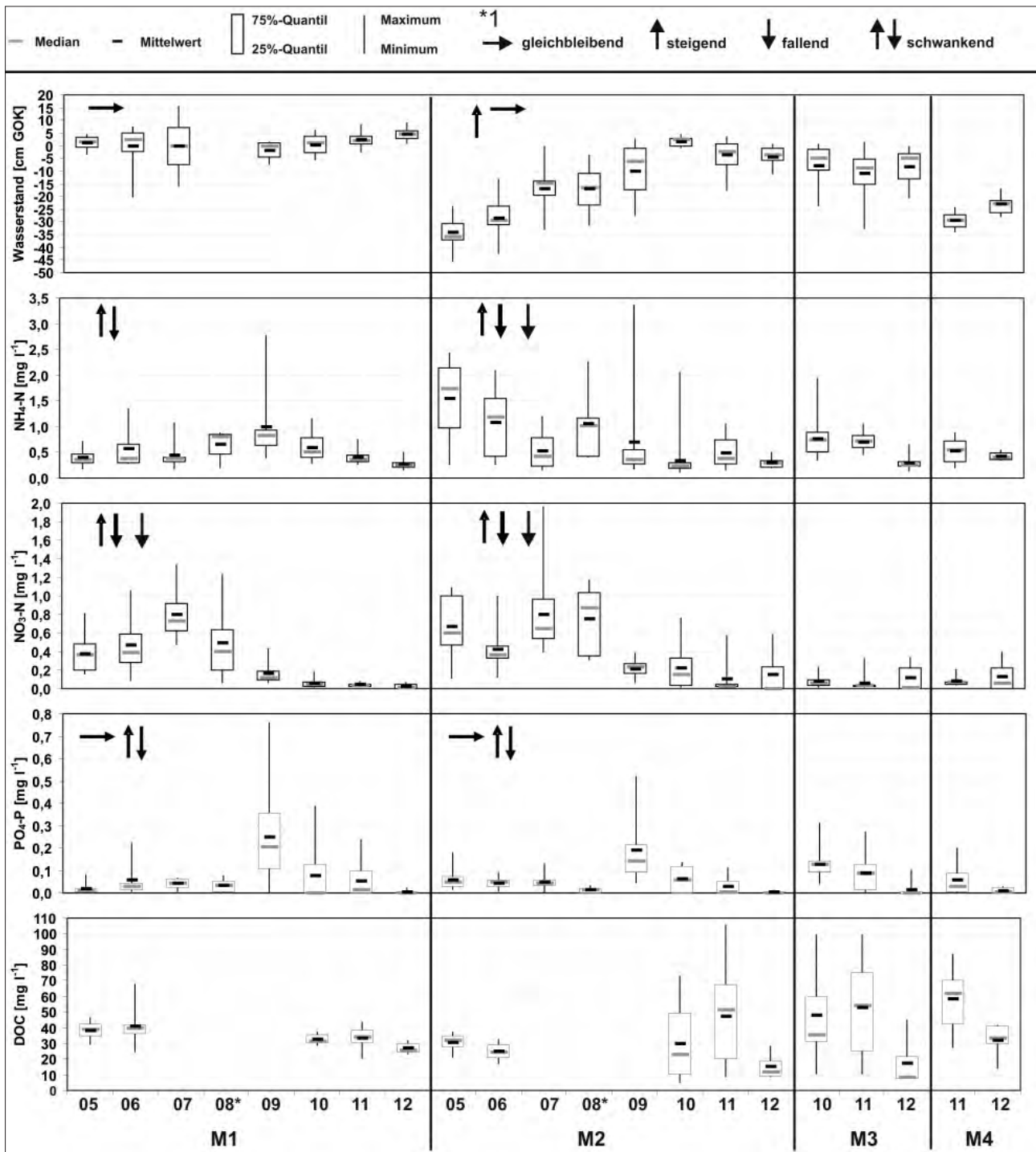


Abbildung 1: Wasserstand und ausgewählte hydrochemische Parameter der Varianten M1-M4, Jahreswerte 2005-2012, * wenig Daten, *1 Veränderungen beziehen sich auf den gesamten Untersuchungszeitraum

im Moorabfluss den im Jahresvergleich höchsten Mittelwert und die größte Schwankungsbreite. Die mittleren EC betragen im Moorabfluss $50 \pm 9 \mu\text{S cm}^{-1}$ ($n=94$, 2005-2012) und im Quellzufluss $57 \pm 5 \mu\text{S cm}^{-1}$ ($n=32$, 2009-2012). Die mittleren pH-Werte lagen mit $5,1 \pm 0,5$ im Moorabfluss ($n=93$, 2005-2012) und $5,2 \pm 0,5$ im Quellzufluss ($n=32$, 2009-2012) im schwach sauren Bereich.

Schlussfolgerungen

Aus den bisherigen Untersuchungen ergaben sich insbesondere folgende Fragestellungen, die es gilt im weiteren Projektverlauf zu erörtern.

- Welchen Einfluss haben klimatische Faktoren (Starkniederschläge, Trockenheit, Temperatur) auf die Dynamik,

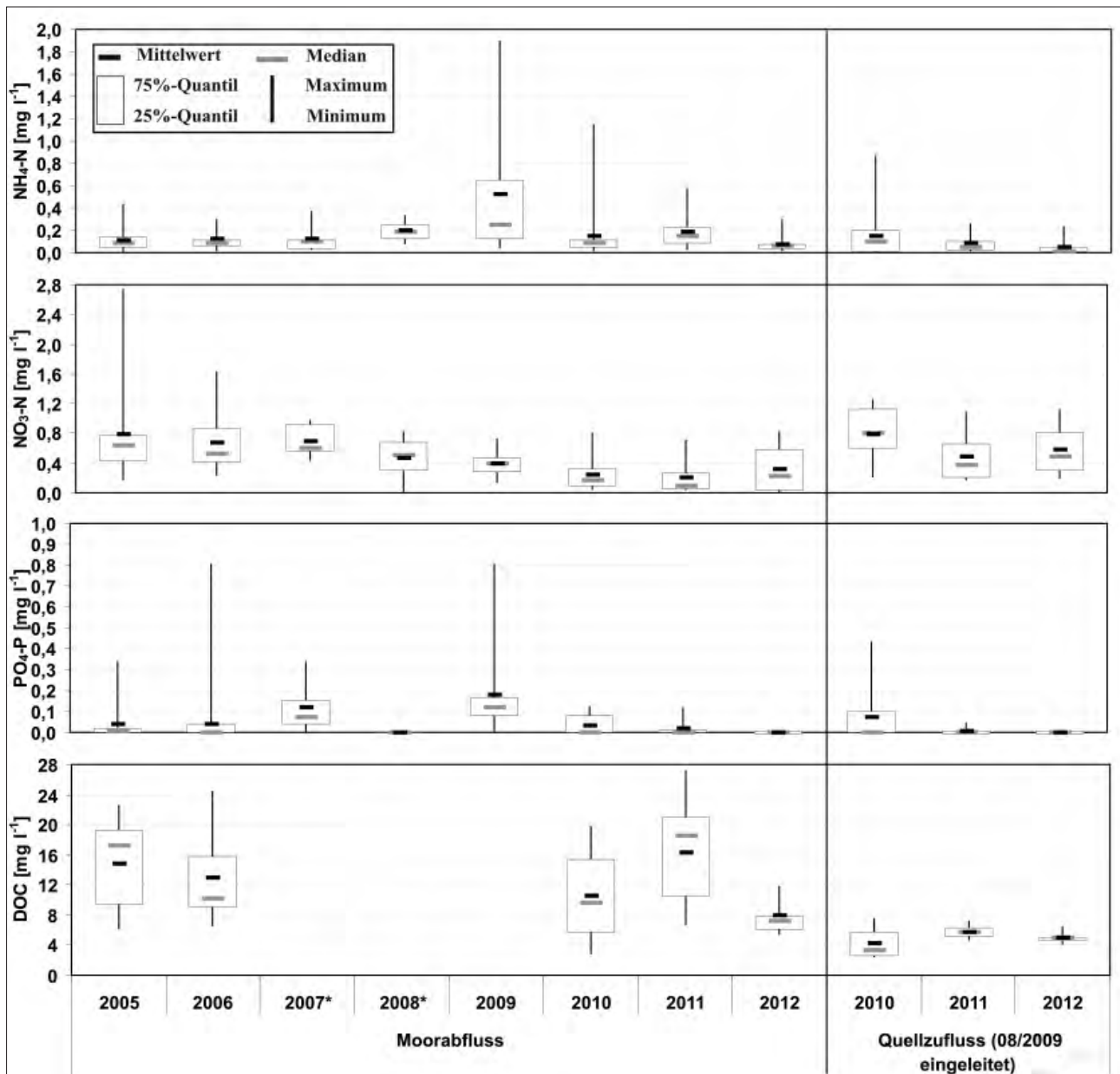


Abbildung 2: Ausgewählte hydrochemische Parameter des Moorabflusses und Quellzufflusses, Jahreswerte 2005-2012, * wenig Daten

Qualität und Quantität der DOC-Konzentrationen im Bodenwasser und im Moorabfluss des Blumentopfmoores?

- Wie hoch ist die Stofffracht (N, P, DOC) aus dem Blumentopfmoor unter dem Einfluss der Wiedervernässung und welche Dynamiken sind zu erkennen?

Danksagung

Wir danken dem Landesverwaltungsamt Sachsen-Anhalt für die Finanzierung des Projektes im Rahmen des Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raumes (ELER). Ein weiterer Dank gebührt den Mitarbeitern des Nationalparks Harz für die Genehmigung und Unterstützung des Forschungsvorhabens und die praktische Umsetzung der Wiedervernässung.

Literatur

- EDOM, F. und D. WENDEL, 1998: Regeneration von hydrologischem Regime und Veränderungen der Vegetation im NSG Mothäuser Heide. Schriftenreihe der Sächsischen Akademie für Natur und Umwelt, Dresden, 3: Ökologie und Schutz der Hochmoore im Erzgebirge, 32-64.
- FREEMAN, C., C.D. EVANS, D.T. MONTEITH, B. REYNOLDS and N. FENNER, 2001: Export of organic carbon from peat soils, Nature, Vol. 412, 785.
- OSTERLOH, K., N. TAUCHNITZ, S. BERNSDORF und R. MEISSNER, 2011: Wasser- und Nährstoffdynamik eines entwässerten Moores im Nationalpark Harz nach Wiedervernässung. 14. Gumpensteiner Lysimetertagung 2011; 03. - 04. Mai 2011; Raumberg-Gumpenstein (Österreich). Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Irdning, 241-244.

TAUCHNITZ, N., K. OSTERLOH, S. BERNSDORF, R. MEISSNER und H.U. KISON, 2010: Veränderung der Wasser- und Nährstoffdynamik eines entwässerten Moores im Nationalpark Harz nach Wiedervernässung. TELMA - Berichte der Deutschen Gesellschaft für Moor- und Torfkunde 40, 229-244.

STROHMEIER, S., K.-H. KNORR, M. REICHERT, S. FREI, J.H. FLECKENSTEIN, S. PEIFFER and E. MATZNER, 2012: Concentrations and fluxes of dissolved organic carbon in runoff from a forested catchment: insights from high frequency measurements, Biogeosciences Discuss., 9, 11925-11959, doi:10.5194/bgd-9-11925-2012.

Charakterisierung der K-Dynamik von differenziert bewirtschaftetem Niedermoorgrünland im Naturpark Drömling

Stefan Schob^{1*}, Ralph Meissner², Holger Rupp³, Sabine Bernsdorf⁴ und Fred Braumann⁵

Zusammenfassung

Der im Bundesland Sachsen-Anhalt befindliche Naturpark Drömling (einziges noch erhaltenes zusammenhängendes Niedermoorgebiet) zeichnet sich durch Nutzungskonflikte zwischen Naturschutz, Landwirtschaft und Wasserversorgung aus. Umfangreiche Meliorationsmaßnahmen führten einerseits zu einer Absenkung der Grundwasserstände, andererseits waren später durchgeführte naturschutzfachliche Arbeiten prägend für die Herausbildung von mageren Flachlandmähwiesen. Die zwischenzeitlich beschlossene Wiedervernässung des Drömlings gefährdet den Erhalt dieses sich etablierten FFH-Lebensraumtyps LRT „Magere Flachlandmähwiesen“. Ziel eines im Jahr 2009 geförderten Forschungsvorhabens war es, entsprechende Managementstrategien zur Sicherung dieses ökologisch bedeutsamen Lebensraumtyps zu entwickeln. Zur Realisierung dieser Zielstellung wurden auf einem Referenzstandort (A) und einem wiedervernässenden Standort (B) differenzierte Düngestufen eingerichtet. Boden, Bodenwasser und pflanzliche Biomasse wurden auf Makronährstoffe untersucht.

Schlagwörter: Niedermoor, Kaliummangel, Drömling, Wiedervernässung

Summary

The Nature Park Drömling is located in the state of Saxony-Anhalt (the only one still preserved fen area). This area is characterized by use conflicts between nature conservation, agriculture and water supply. Extensive melioration measures led to a reduction of the groundwater levels, other later performed nature conservation measurements were formative for the development of the habitat type „magere Flachlandmähwiese“. The meantime decided rewetting of Drömling endangered the preservation of this established FFH habitat type. Objective of the since 2009 supported research project was to develop appropriate management strategies to preserve this ecologically important habitat type. To realize this objective, an *in situ* experiment was established at two test fields (reference field A, rewetted field B) which comprise differentiated fertilization levels of potassium. Soil, soil solution and plant biomass were analyzed for their contents of macronutrients.

Einleitung

Frühere Arbeiten von RUPP et al. (2004) und MEISSNER et al. (2008, 2010) über die Auswirkungen von Wiedervernässungsmaßnahmen im Naturpark Drömling konzentrierten sich vor allem auf Fragen der Phosphorfreisetzung mit dem Wiederanstieg des Grundwassers und damit verbundenen möglichen Folgewirkungen auf die Eutrophierung von Oberflächengewässern. Durch die aus Voruntersuchungen und der Literatur bekannte Unterversorgung an Kalium, war davon auszugehen, dass das Element auch der ertragslimitierende Faktor sei. Es galt, die Ursache für den starken Kaliummangel zu klären. Zur Lösung dieser Frage wurde ein *in situ* Versuch auf zwei Standorten mit unterschiedlichen Düngestufen eingerichtet. Aus den Ergebnissen sollten Strategien einer zielgerichteten Düngung mit Kalium entwickelt werden, um den Lebensraumtyp 6510 in seiner Ausprägung zu erhalten. Es war davon auszugehen, dass mit dieser durch Kalium bedingten Ertragssteigerung auch andere trinkwasserrelevante Stoffe wie Nitrat und Phosphat,

in der pflanzlichen Biomasse vermehrt gebunden und abtransportiert werden.

Material und Methoden

Charakteristik des Untersuchungsgebietes

Im Naturpark Drömling betragen die mittleren Jahresniederschläge ca. 562 mm, wobei regionale Unterschiede zwischen dem Gebietsrand und dem Kerngebiet bestehen. Letzteres zeichnet sich durch geringere Niederschläge und erhöhte Verdunstung aufgrund des oberflächennah anstehenden Grundwassers aus. Ebenso kommt es zu extremen Temperaturschwankungen zwischen Tag und Nacht durch das hohe Absorptionsvermögen des Niedermoorortföhrkörpers und die schlechte Wärmespeicherfähigkeit des Bodens. Das Jahresmittel der Lufttemperaturen beträgt ca. 8,5°C (DWD., 2012). Die Versuchsvarianten der Standorte A und B sind in *Tabelle 1* aufgezeigt.

^{1,4} Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften, Julius-Kühn Straße 23, D-06112 HALLE/S.

^{2,3} Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ, Department Bodenphysik, Dorfstraße 55, D-39615 FALKENBERG

⁵ Naturparkverwaltung Drömling, Bahnhofstraße 32, D-39646 OEBISFELDE

* Ansprechpartner: Stefan Schob, stefan.schob@landw.uni-halle.de

Tabelle 1: Versuchsvarianten der Standorte A und B

Variante	Standort A (guter Erhaltungszustand)	Variante	Standort B (Wiedervernässung)
A0	keine Düngung	B0	keine Düngung
A1	Entzugsdüngung	B1	Entzugsdüngung
A2	Düngung auf GK B*	B2	Düngung auf GK B*

*GK B...Gehaltklasse B (VDLUFA, 1991)

Standort A- LRT 6510 in einem guten Erhaltungszustand. Es handelte sich um einen typischen Drömlingsstandort im Verbreitungsgebiet der Anmoorgleye (AL-TERMANN und ROSCHE 2009). Der Humushorizont war deutlich zweigeteilt: der Aa-Horizont war humusärmer als der darunter folgende Go-Aa-Horizont. Der Anmoorgley war durch Humusabbau aus einer Torfdecke entstanden, die ursprünglich eine Mächtigkeit von > 4 dm aufwies. Der Humusabbau entstand durch Entwässerung und eine zeitweise erfolgte intensive Ackernutzung. Die durchgeführte Texturanalyse ergab für den Standort die Bodenart Su2 mit einer nutzbaren Feldkapazität von 24 Vol% bei einer Trockenrohdichte von 1,35g cm⁻³.

Standort B- Wiedervernässung des LRT 6510. Standort B wurde ebenfalls als Anmoorgley, mit Tendenz zur Vererdung, angesprochen. Die hydromorphe Prägung dieses Standortes wurde durch zumindest partiell noch deutlich sichtbare starke Humusakkumulation und Eisenausscheidungen angezeigt. Vermutlich war eine flache Niedermoororfdecke vorhanden, worauf humusreichere Flecken

hindeuteten, die inzwischen völlig vererdet waren. Der Humusabbauprozess wurde durch zeitweise erfolgte Ackernutzung und Entwässerung beschleunigt. Die durchgeführte Texturanalyse ergab für den Standort die Bodenart Slu mit einer nutzbaren Feldkapazität von 20 Vol% bei einer Trockenrohdichte von 1,34g cm⁻³.

Zur genaueren Klärung der Kaliumunterversorgung wurde von beiden Standorten eine Röntgenbeugungsanalyse, X-Ray Diffraction, vom Boden durchgeführt. Die XRD ist ein Verfahren zur Klärung der Struktur von kristallinen Körpern also auch Tonmineralen. Da die Struktur einzelner Tonminerale bekannt ist, ist es möglich in Kristallgemischen die Bestandteile zu ermitteln. Geröntgt wurden die unterschiedlichen Horizonte der Bodenprofile.

Ergebnisse, Diskussion

Boden

KAPFER et. al (1994) erkannte, dass auf sorptionsschwachen mineralarmen Torfböden meist das Kalium der limitierende Ertragsfaktor ist. Die in *Abbildung 1* dargestellten Kaliumgehalte bestätigten die Vermutung der Kaliumunterversorgung der Standorte. Mit einer Zwischenschnittdüngung von Kali60 konnten die Gehalte der Tiefe 0-30 cm deutlich in die nach Naturschutzrichtlinie geforderte Gehaltklasse B angehoben werden. Die Varianten des Standortes A spiegelten im Gegensatz zum wiedervernässen

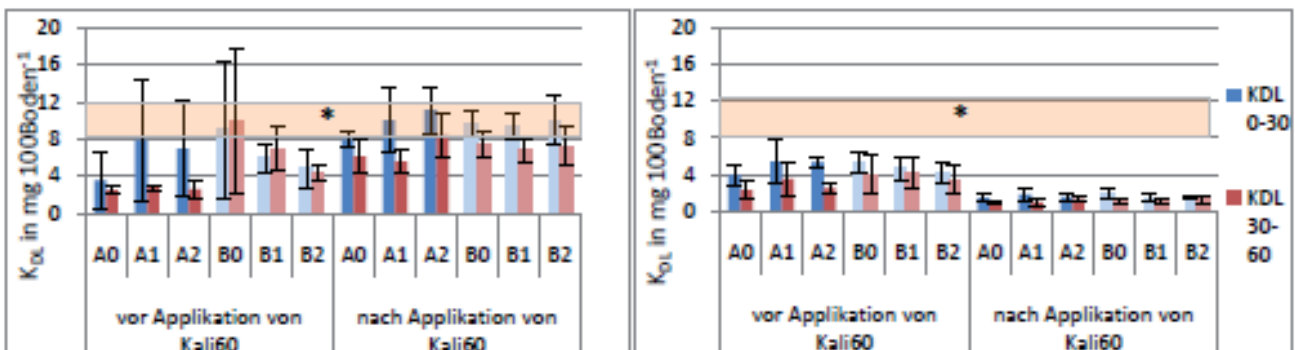


Abbildung 1: K_{DL} -Gehalte der Varianten vor und nach Kaliumapplikation, Zwischenschnittdüngung 2010 (links); Herbstdüngung 2011 (rechts), * Gehaltklasse B

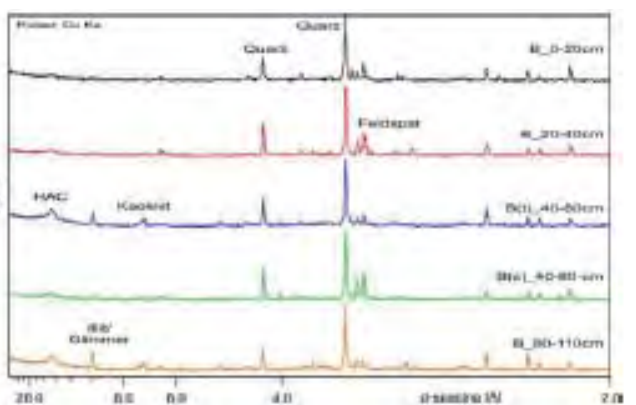
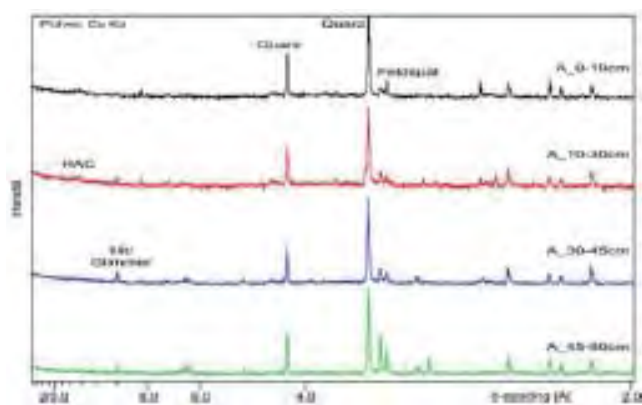


Abbildung 2: Ergebnisse der Röntgenbeugungsanalyse Standort A Abbildung 3: Ergebnisse der Röntgenbeugungsanalyse Standort B

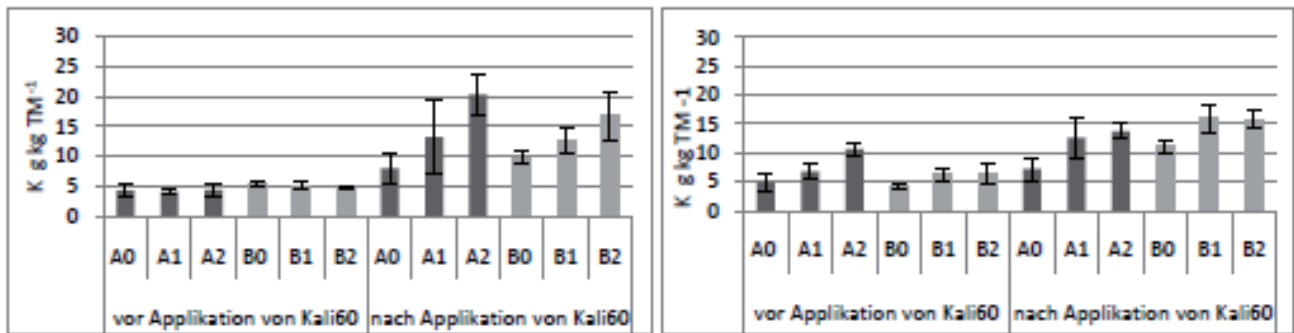


Abbildung 4: K-Gehalte der Trockenmasse von den Varianten vor und nach Kaliumapplikation, Zwischenschnittdüngung 2010 (links); Herbstdüngung 2011 (rechts)

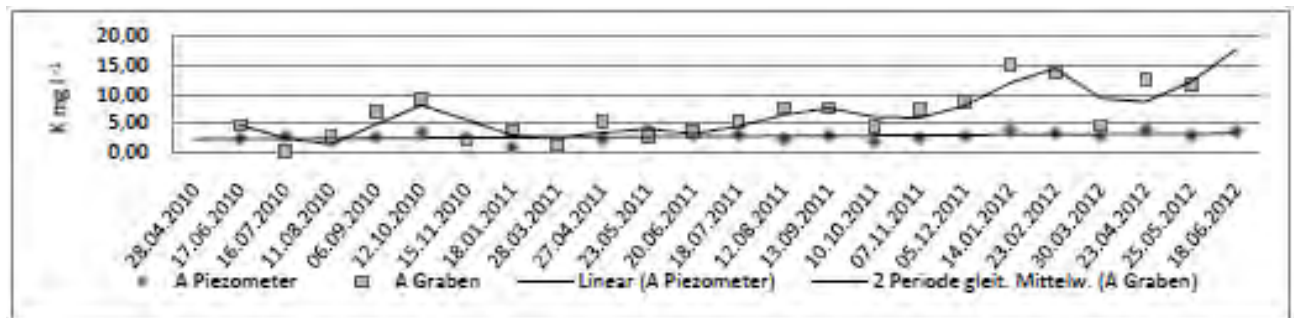


Abbildung 5: K-Gehalte am Standort A im Piezometer und im Graben

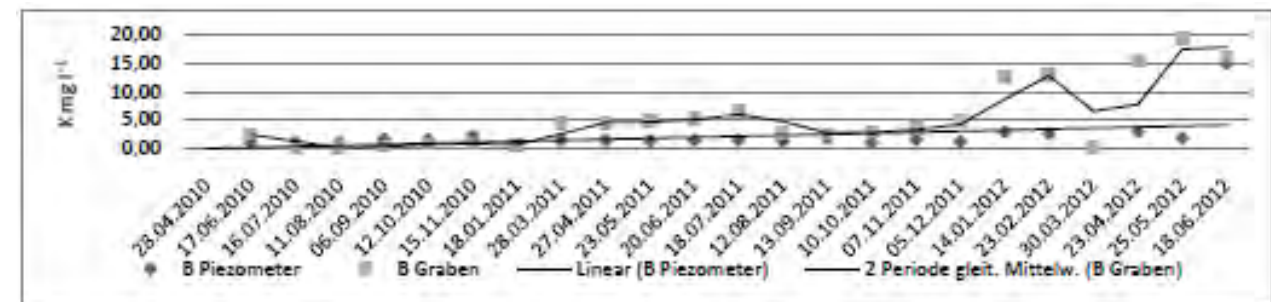


Abbildung 6: K-Gehalte am Standort B im Piezometer und im Graben

Standort B die Düngestufen deutlicher wieder. Die geringen Unterschiede der Varianten des Standortes B deuten infolge von Aushagerung und Wiedervernässung auf eine nasse Fixierung des ausgebrachten Düngekaliums.

Bei der im Jahr 2011 durchgeführten Herbstdüngung, wird zum einen deutlich, dass auf beiden Standorten die Kaliumgehalte wieder Unterversorgung auswiesen, zum anderen konnte mit diesem Zeitpunkt der Düngerapplikation keine Steigerung der Gehaltsklassen erreicht werden. Es konnte angenommen werden, dass das Düngekalium planar gebunden wurde und sich erst nach Mobilisierung durch die Biomasse in dieser nachweisen ließ (Abbildung 4, rechts).

In Abbildung 2 und 3 sind die enthaltenen Tonminerale des Standortes A und B aufgezeigt. Die detektierten Tonminerale sind Feldspat, Quarz, High active clays (HAC, Smectit, Vermiculit) und Illit/Glimmer. Der Illit als wichtigstes Kalium enthaltendes Mineral wurde in den oberen Bodenschichten beider Standorte nicht mehr detektiert, was auf eine Verwitterung des Minerals durch evtl. lang andauernden Kaliummangel und Verbrauch durch die Pflanzen hinwies.

Biomasse

Bei den in Abbildung 4 dargestellten Kaliumgehalten der TM war zu erkennen, dass sich die Gehalte vor der Zwischenschnittdüngung nicht signifikant unterschieden, und sich auf einem relativ einheitlichen Niveau befanden. Jedoch nach der Applikation kommt es zu einer deutlichen Widerspiegelung der Düngestufen in den Kaliumgehalten der Biomasse. Die sofortige Mehraufnahme von Kalium bestätigte im Zusammenhang mit steigenden Erträgen wiederum, dass Kalium hier der limitierende Faktor war. Eine durchgeführte Herbstdüngung (Abbildung 4) zeigte auf Standort A ebenso wie die Gehalte im Boden nicht die erwartete Steigerung. Lediglich auf dem wiedervernässen Standort B waren die K-Gehalte der TM vergleichbar mit denen der Zwischenschnittdüngung.

Bodenlösung

Die Grundwasserstände der Standorte A und B zeigten, dass die im Jahre 2009 durchgeführten baulichen Maßnahmen zur Wiedervernässung erfolgreich waren. Im Mittel lag der Grundwasserstand am Standort A bei 40 cm unter Ge-

ländeoberkante (GOK) und bei Standort B bei 3 cm unter GOK. Auf dem wiedervernässten Standort B sind geringere Schwankungen des Grundwasserstandes festzustellen; es traten auch in den Sommermonaten relativ gesättigte Bodenwasserverhältnisse auf.

Kalium liegt im Normalfall in der Bodenlösung im Bereich von 2-20 mg l⁻¹ vor. Auf Standort A (*Abbildung 5*) lagen die K-Gehalte der Piezometer im Mittel bei 2,64 mg l⁻¹ und veränderten sich im Versuchszeitraum nicht signifikant trotz durchgeführter Düngung am 22.7.2010 und 23.09.2011. Demgegenüber stiegen die Gehalte des entwässernden Grabens auf Standort A kontinuierlich an und zeigten einen kurzfristigen Anstieg nach den Düngemaßnahmen, diese beiden Ergebnisse ließen auf einen Austrag des Kaliums schließen.

Auf Standort B (*Abbildung 6*) zeigten die Werte der Piezometer einen leichten tendenziellen Anstieg, welcher aber nicht statistisch gesichert werden konnte. Die K-Gehalte des Grabens zeigten gegenüber den Gehalten des Standortes A keinen Anstieg nach den durchgeführten Düngemaßnahmen, was aufgrund der geringen Kaliumgehalte des Bodens auf eine Auffüllung der Kaliumvorräte im Boden in Form einer Nassfixierung schließen ließ.

Schlussfolgerungen

Weiterführende Untersuchungen sollten sich mit der Tonmineralzusammensetzung nach erfolgter Düngung befassen, um mögliche Veränderungen aufzuzeigen. Desweiteren sind diese Erkenntnisse im Zusammenhang mit den K_{DL}-, den K_t-Gehalten des Bodens und den K_t-Gehalten der pflanzlichen Biomasse zu betrachten, um daraus Empfehlungen für die praktische Düngung abzuleiten, mit dem Ziel den Lebensraumtyp 6510 zu erhalten.

Literatur

- ALTERMANN, M. und O. ROSCHE, 2009: Wissenschaftlicher Report (unveröffentlicht).
- BROLL, G. und K.F. SCHREIBER, 2011: Auswirkungen der Stilllegung von Grünland Standorten auf die pflanzenverfügbaren Gehalte an Phosphat und Kalium. *Mittelgn. Dtsch. Bodenk. Gesellsch.* 72, 73-76.
- SCHILLING, G., 2000: Pflanzenernährung und Düngung, Ulmer Stuttgart
- KALBITZ, K., H. RUPP, R. MEISSNER and F. BRAUMANN, 1999: Effects of Fen Restoration on Nitrogen, Phosphorus, and Carbon in Soil Solutions and Groundwater. *Z.f. Kulturtechnik und Landentwicklung* 40, 22-28.
- KAPFER, A., 1987: Versuche zur Renaturierung gedüngten Feuchtgrünlands - Aushagerung und Vegetationsentwicklung. *Dissertationes Botanicae*.
- KRATZ, R. and J. PFADENHAUER, 2001: Ökosystemmanagement für Niedermooere. Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Stuttgart (Eugen Ulmer).
- LRP Landschaftsplanung Dr.Reichhoff GmbH, 1996: Pflege- und Entwicklungsplan (PEP) für das Naturschutzgebiet von gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung.
- MEISSNER, R., 1995: Influence of Mineral Fertilizers and Different Soil Types on Nutrient Leaching - Results of Lysimeter Studies in East-Germany.
- MEISSNER, R., P. LEINWEBER, H. RUPP, M. SHENKER, M.I. LI-TAOR, S. ROBINSON, A. SCHLICHTING and J. KOEHN, 2008: Mitigation of diffuse phosphorus pollution during rewetting of fen peat soils: A trans-European case study. *Water Air and Soil Pollution*, 188(1-4), 111-126.
- RUPP, H., R. MEISSNER and P. LEINWEBER, 2004: Effects of extensive land use and re-wetting on diffuse phosphorus pollution in fen areas - results from a case study in the Dromling catchment, Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 167(4), 408-416.
- VDLUFA, 1991: Methodenbuch 1 (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten). VDLUFA-Verlag, Darmstadt.

Einfluss der Biodiversität auf Bodenwasserflüsse

Marcus Guderle^{1*} und Anke Hildebrandt¹

Zusammenfassung

Bodenwasser ist eine wichtige Ressource für Pflanzen. Es dient als Transportmedium für gelöste organische Materie und vermittelt mikrobiologische Aktivität. Somit liefern Bodenwasserflüsse und die daraus resultierende Umverteilung von Bodenwasser wichtige Informationen, um neben biotischen und abiotischen Prozessen auch Strategien zur Ressourcennutzung von Ökosystemen zu verstehen. Bisher ist nur ansatzweise bekannt, inwieweit die Wurzelwasseraufnahme in Ökosystemen durch die Pflanzendiversität beeinflusst wird. Zudem können Bodenwasserflüsse entweder nur durch (i) inverse Modellierung oder (ii) über die Wasserbilanz von Großlysimetern bestimmt werden.

In dieser Arbeit sollen folgende Fragestellungen beantwortet werden: (1) Unterscheiden sich Profile der Wurzelwasseraufnahme signifikant zwischen Ökosystemen mit unterschiedlicher Biodiversität und (2) inwieweit beeinflusst die Pflanzendiversität vertikale Bodenwasserflüsse sowie die Umverteilung von Bodenwasser über die Vegetationsperiode.

Hierfür wurde eine Messkampagne an zwölf Großlysimetern des Jena Experimentes mit zwei Biodiversitätsstufen (4 und 16 Arten) im CNRS ECOTRON, Montpellier von April bis August 2012, durchgeführt. Um die Wasserbilanz zu schließen, werden zunächst Zeitreihen vom Matrixpotential, Bodenwassergehalt, Grundwasserstand, Ausfluss, Bewässerung sowie Evapotranspiration analysiert. Weiterhin werden datenbasierte Methoden angewendet, um die Wurzelwasseraufnahmepprofile und die Bodenwasserflüsse abzuschätzen. Diese basieren auf dem Tageszyklus des Bodenwassergehaltes. Zusätzlich werden die Ergebnisse zwischen den einzelnen Diversitäten und Lydimetern verglichen.

Es wird vermutet, dass Artenzusammensetzungen mit einer geringeren Diversität ihre Wurzelwasseraufnahme auf eine bestimmte Tiefe beschränken, welche jedoch abhängig von der vorherrschenden Bodenfeuchte ist. Weiterhin wird vermutet, dass die individuelle Interaktion der Wurzelsysteme von Ökosystemen höherer Diversität zu einer uniformen Wasseraufnahme über die Tiefe führt. Dies wiederum könnte die Richtung und Größe von Bodenwasserflüssen beeinflussen und somit auch den Transport gelöster Substanzen.

Schlagwörter: Wurzelwasseraufnahme, Bodenwassergehalt, Transpiration

Summary

Soil water is an essential resource for plants, acts as a transport medium for dissolved organic matter, and mediates microbial activity. Thus, soil water fluxes and resulting redistribution of soil water provide important information to understand, besides biotic and abiotic processes, resource use strategies of ecosystems. Our knowledge about changes of ecosystem root water uptake profiles with plant diversity is rudimentary and soil water fluxes can only be estimated either (i) through inverse modelling or (ii) as water budgets derived from large soil monoliths in lysimeters, where with the drainage flux a closed water balance can be recorded.

The aim of this research is to investigate (1) whether root water uptake profiles differ significantly between ecosystems of different diversity and (2) how plant diversity influence vertical soil water fluxes and redistribution of soil water over the growing season.

Therefore, a measurement campaign has been carried out on twelve large scale lysimeters from the Jena Biodiversity Experiment with two diversity levels (4 and 16 species) in the CNRS ECOTRON, Montpellier, from April to August 2012. We analyse time series of soil matric potential, soil moisture, groundwater table, drainage, irrigation as well as evapotranspiration to close the water balance. Additionally, we apply data-driven methods on these lysimeters with different diversities to estimate root water uptake profiles and soil water fluxes based on the short term fluctuations of soil moisture. Further, we compare results between the diversity stages and single lysimeters.

We expect that less diverse species mixtures confine root water uptake to a limited depth, which may however extend depending on the soil moisture condition. Furthermore, we expect that individual interactions between root systems in more diverse species mixtures lead to uptake from a wider range of soil depths. This might have an influence on the direction and magnitude of water fluxes and hence the transport of dissolved matter.

Keywords: root water uptake, soil water content, transpiration

¹ Institut für Geowissenschaften, Gruppe Ökologische Modellierung, Burgweg 11, D-07749 JENA

* Ansprechpartner: Dipl.-Hydrol. Marcus Guderle, marcus.guderle@uni-jena.de

Water use efficiency of energy willows determined in weighing lysimeters

József Zsembeli^{1*}, Györgyi Kovács¹ and Dóra Deák²

Summary

The agroecological conditions of Hungary, the rates of arable and afforested lands all enable that energy gained from biomass can be the dominant among renewable energy sources. In 2011 energy willows were planted in three weighable lysimeters at the lysimeter station of the Karcag Research Institute of RISF CAAES University of Debrecen. Energy plants are getting popular in Hungary nowadays and we know more and more about their growing conditions and demands. Nevertheless there are no sufficient data about the water regime of energy crops. The main goal of our research was to determine the water use and its efficiency of energy willow during the first few years after its plantation. Our results prove that weighing lysimeters are excellent tools for the quantification of the water balance of even woody crops. It was established that energy willows have quite high water demand even the first year after their plantation compared to the second year's water use due to their fast growth.

Schlagwörter: energy crops, water use efficiency

Introduction

Since the oil crisis taken place in the 1970ies woody energy plantations have been potential alternatives of fossil fuels. Mainly woody plantations planted specially for energy production are the most suitable serving raw material for the energy sector for several years or even decades. According to our recent knowledge energy willow is one the tree species that grows the fastest, both regarding length (3-3.5 cm per day) and weight, as it can be harvested even after the first vegetation year. Energy willow can be utilized for energy production very well as it has high caloric value (4,900 kcal/kg). There is a high demand for energy willow on the biomass market which requires getting to know the demands, the optimal growing conditions and agrotechnical factors (soil, cultivation, plantation, protection, water regime) of this plant.

The production technology of woody plantations was elaborated in that period too is (SIRÉN et al. 1987). In Sweden the production of energy willow is fully mechanised, from plantation to harvest, and the technology has just slightly changed since the 1990ies (GUSTAFSSON et al. 2007). While in the 1990ies 18 thousand stem cuttings were planted per hectare, nowadays 13 thousand are characteristic. Conventionally plant nutrition was solved by means of artificial

fertilizers, recently most of the farmers prefer thin manure mixed with wooden ash (DANFORS et al. 1998). Harvest is carried out every 3 years in the winter period, when the soil is frozen. Woody crops grown for energetic purpose generally tolerate extreme weather conditions. The most critical climatic condition is the temperature, the Hungarian circumstances are suitable from this point of view. Usually 500-600 mm of annual precipitation is needed for the even development of energy willow, but it can have quite high yields even drier years with 300-400 mm of rainfall. The even water supply is of great importance at the beginning growing phase after plantation as energy willow is more susceptible to drought in that period. From the second year of growth willow trees can utilise the moisture content of the deeper soil layers with a higher efficiency (GYURICZA 2010).

Material and methods

The experiment was carried out in 3 weighable lysimeters at the lysimeter station (*Figure 1*) of the Karcag Research Institute of the University of Debrecen in 2011 and 2012. Under the lysimeter units with plastic wall electronic scales can be found that can measure the changes of weight with the sensitivity of 0.1 kg (0.05 mm) in the measurement range of ± 300 kg. The scales are connected to a data logger in pairs to measure and store the weight data every hour automatically. The data loggers have connection with a computer for data processing. The sizes of the units: surface area 2 m² depth 1 m. The lysimeters were filled with meadow chernozem soil.

Indicator plants

Variety Express of white willow (*Salix alba L.*) was used as an indicator plant, which originates from the breeding of an ancient native species. This variety has very good tolerance to the environment. The maximum biomass production of this variety can be reached in wet areas with low elevation. It is very suitable for plantation as a woody energy crop. The plantation was on 18th March in 2011. Four stem cuttings were planted into each lysimeter giving a density of 2 trees/m².

Irrigation

The two investigated years were extremely dry, during the investigated periods of 2011 and 2012 278.2 and 206.3 mm rainfall was detected in Karcag respectively, while the 50-year average for the April-November period is 408 mm. The

¹ Karcag Research Institute of RISF CAAES University of Debrecen, Kistűszállási út 166, H-5300 KARCAG

² Faculty of Agriculture CAAES University of Debrecen

* Ansprechpartner: Dr. József Zsembeli, zsembeli@agr.unideb.hu



Figure 1: Energy willows in the weighable lysimeters at Karcag

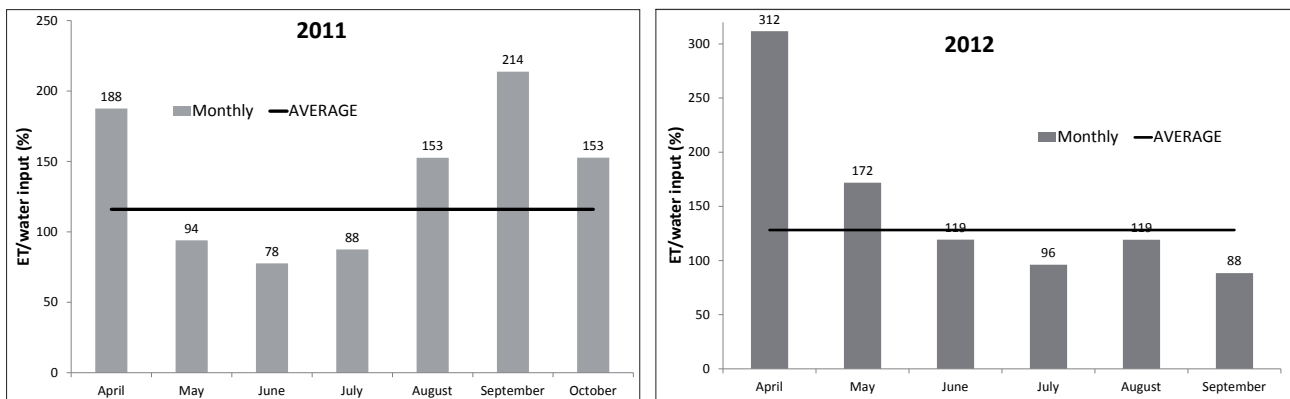


Figure 2: The monthly and average rates of ET and water input in the lysimeters

trees were irrigated not only because of the dryness of the years, though one of our reasons was to study the possibility of growing energy willows under dry climatic conditions. All 3 lysimeter units were irrigated with the same amount of water: from June to September 70 and 110 mm water was added respectively. In order to avoid extended evaporation losses, the irrigation water was used in spilt application of smaller doses.

Results and discussion

From the point of view of the selection of the growing area it is important to know the rate between the water input of the area and the water consumption of the trees. This rate gives information on the water balance of the soil, whether the water input can satisfy the water demand of the trees or the decrease of the soil moisture stocks can be expected in a certain period. Another aspect is if higher evapotranspiration values are manifested in higher yields making the water use efficiency of the trees better. Two indexes were calculated that can be the bases of further (e.g. economic) calculations:

- evapotranspiration per water input (%),
- dendromass per water input (mm/kg).

The rate between the water input and the average ET from the lysimeters are indicated in *Figure 2* for the investigated

months of the two investigated years. When this value is under 100%, the trees has sufficient water supply, the water input covers the loss from the soil moisture content due to ET. The values above 100% show the extension of the water deficit of the soil.

In both years Aprils can be characterized with massive negative water balance and the worst water use efficiency. Nevertheless it can be mentioned that spring was extremely dry in both years (18.9 and 13.2 mm monthly precipitation). From May to July of the first year after the plantation the willow trees did not utilise all the soil moisture stocks resulting in positive water balances. From August to October 50-100% more water than the input was used by the trees parallel to their growing. Though there was no considerable difference in the water inputs, the data of the second year show – in harmony with the literature data of GYURICZA (2010) - that the willow trees can utilise the moisture content of the soil with a higher efficiency. In our case the average water use efficiency was 12% better in the second year.

After the forcedly early harvest of the willow trees the weight of the cut dendromass was measured in wet and then in dry state hence its water content could be calculated. The weight of the dry dendromass per 1m² (actually the yield) was determined. This value was the base of further calculations in order to determine the water use efficiency

Table 3: Some yield and water use parameters of the willow trees for the investigated period (January-September 2012)

Wet dendromass (kg/m ²)	Dry matter content (%)	Dry dendromass (kg/m ²)	ET (mm)	ET/dendromass index (mm/kg)
1.068	47.7	0.502	434	864.5

of the trees. Even the branches were harvested quite early, the average water content of them was 52.3%, which is very similar to the water content of the trees harvested in normal time (50-55% according to the literature). The yield, the dry dendromass was 5.02 t/ha, which also fits to the range of the average yield characteristic for dry areas (3.5-6.8 t/ha).

The index of *Table 3* shows the amount of evapotranspiration relevant to 1 kg of dry dendromass expressing how much water was used to build up 1 kg of dendromass of the willow trees during the investigated period.

According to our measurements and calculations the second year growth of the energy willow variety Express used 864.5 mm water to generate 1 kg of dry dendromass under the given agroecological circumstances (soil and weather).

Conclusions

This research aimed to provide data concerning the water use characteristics of energy willow as they are not complete in the literature, hence our results fill some gap in this respect. Our results prove that weighing lysimeters are excellent tools for the quantification of the water balance of even woody crops. We established that energy willows have quite high water demand even the first year after their

plantation compared to the second year's water use due to their fast growth. For energy willow plantations it is suggested to choose such areas where the time distribution of natural precipitation is even as the growth of the trees can be moderated in case of long dry periods. Even irrigation is reasonable within the first year to ensure even growth. The water use efficiency index (ET/dendromass) is a good base for the comparison analyses of different years, tree species and varieties as well as growing areas.

Literature

- DANFORS, B., S. LEDIN and H. ROSENQVIST, 1998: Short-rotation willow coppice growers' manual. Uppsala: Swedish Institute of Agricultural Engineering.
- GUSTAFSSON, J., S. LARSSON and N. NORDH, 2007: Manual för Salixodlare. Örebro: Lantmannen Agroenergi; 18 pp.
- GYURICZA, C.S., 2010: Fás szárú energianövények szántóföldi termesztése. In: Megújuló energia Kézikönyv 2010, Bp. Poppy Seed 2002 Bt. ISSN 2061-9545, 88-89. p.
- SIRÉN, G., L. SENNERBY-FORSSE and S. LEDIN, 1987: Energy plantations - short-rotation forestry in Sweden. In: Hall DO, Overend RP, editors. Biomass: regenerable energy. Chichester, UK: John Wiley and Sons.

Erfassung kleinräumiger Heterogenitäten der Bodenwasserdynamik im Fläming (Deutschland)

Gundula Paul^{1*}, Ralph Meißner² und Gregor Ollesch³

Zusammenfassung

Kleinräumige Heterogenitäten im Bodenwasserhaushalt und in der Bodenwasserdynamik können durch die kontinuierliche Messung von Saugspannungs- und Redoxpotentialwerten erfasst werden, wobei die standörtlichen Bodenwasserdynamiken stark von den kleinräumigen Unterschieden der Bodeneigenschaften abhängen. Gezeigt werden standorttypische Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungsprozesse von Ackerböden unter Wintergerste im Ober- und Unterboden. Bei gleichen vorherrschenden klimatischen Bedingungen führen die sehr unterschiedlichen Bodeneigenschaften an den beiden nahe beieinanderliegenden Standorten zu sehr verschiedenen Bodenwasserdynamiken, die ein unterschiedliches Wachstum und eine differenzierte Biomasseproduktion der Wintergerste zur Folge hatten.

Schlagwörter: Bodenwasserhaushalt, Monitoring, Redoxpotential, Saugspannung

Summary

By measuring continuously soil moisture tensions and redox potentials, it is possible to detect small-scale heterogeneities in soil water balance and soil water dynamics. However, small-scale heterogeneities of the soil properties play concerning the soil water dynamics an important role. We show typically drying-out and re-wetting processes of agricultural soils under winter barley for top- and subsoils. Although, the climatic conditions are equal, the soil water dynamic at the shown agricultural sites, which are closed to each other, differ clearly and are the result of different soil properties. It becomes visible in unequal growth of the winter barley and, also, in unequal biomass production.

Keywords: soil water content, monitoring, redox potential, soil water tension

Einleitung

Die Ausprägung standortspezifischer Bodenwasserdynamiken hängt stark von kleinräumig auftretenden Heterogenitäten der Bodeneigenschaften sowie der Landnutzungsform ab. Um hydrologische Modelle in einem Gebiet erfolgreich anwenden zu können, ist es notwendig, die räumliche und zeitliche Verteilung der Bodenfeuchte, auch in ihren Heterogenitäten, möglichst genau zu kennen.

WESSOLEK et al. (2008, 2009) zeigten anhand von TDR-Messungen und Tracerexperimenten, dass es unter Grünland und Kieferwäldern kleinräumige Unterschiede in der Bodenfeuchteverteilung und Bodenwasserdynamik gibt. Die Wiederbefeuchtung des Bodens nach Niederschlagsereignissen hängt insbesondere von bevorzugten Fließwegen, dem Gehalt an organischer Substanz und der Hydrophobie des Bodens ab. Um kontinuierlich kleinräumige Unterschiede in der Bodenwasserdynamik zu erfassen, können auch Watermark-Sensoren verwendet werden, die bisher v.a. in der Bewässerungssteuerung eingesetzt wurden (z.B. THOMPSON et al. 2006). Ebenso können Veränderungen im Bodenwasserhaushalt mit Redoxsonden erfasst werden, da sie schnell auf Bodenfeuchteänderungen reagieren (MANSFELDT 2003). Um kleinräumige Heterogenitäten in der Bodenwasserdynamik auf verschiedenen Acker- und

Waldflächen zu erfassen, wird eine Kombination aus Watermark- und Redoxsonden verwendet.

Im Mittelpunkt des Beitrags steht die Vorstellung und Diskussion von hydropedologischen Messergebnissen der Saugspannungs- und Redoxpotentialmessungen an zwei nahe beieinander liegenden Wintergerste-Standorten in der wasserwirtschaftlich sensiblen Region Fläming (Ostdeutschland). Methodische Informationen zum Aufbau und Betrieb des Messnetzes finden sich bei PAUL et al. (2012).

Untersuchungsgebiet

Der Fläming, in dem sandige Böden vorherrschend sind, ist ein Komplex aus mehreren saaleiszeitlichen Endmoränen (LIEDTKE 1981) und ein wichtiges Trinkwassergewinnungsgebiet (LUCKNER et al. 2002).

Während die Hochflächen überwiegend bewaldet sind, werden die Niederungen meist landwirtschaftlich genutzt und von mehreren Fließgewässern durchquert. Im Einzugsgebiet der Grimmer Nuthe liegen die beiden in dieser Studie vorgestellten Monitoringstandorte (*Abbildung 1*). Sie wurden im September 2011 mit Wintergerste bestellt, die am 2. August 2012 geerntet wurde. Obwohl die Standorte nur etwa zwei Kilometer Luftlinie voneinander entfernt liegen, weisen sie sehr unterschiedliche Standortbedingungen auf.

¹ Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Department Bodenphysik, Brückstraße 3a, D-39114 MAGDEBURG

² Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Department Bodenphysik, Lysimeterstation Falkenberg, Dorfstraße 55, D-39615 FALKENBERG

³ Flussgebietsgemeinschaft Elbe, Geschäftsstelle, Otto-von-Guericke-Straße 5, D-39104 MAGDEBURG

* Ansprechpartner: Dipl.Geogr. Gundula Paul, gundula.paul@ufz.de

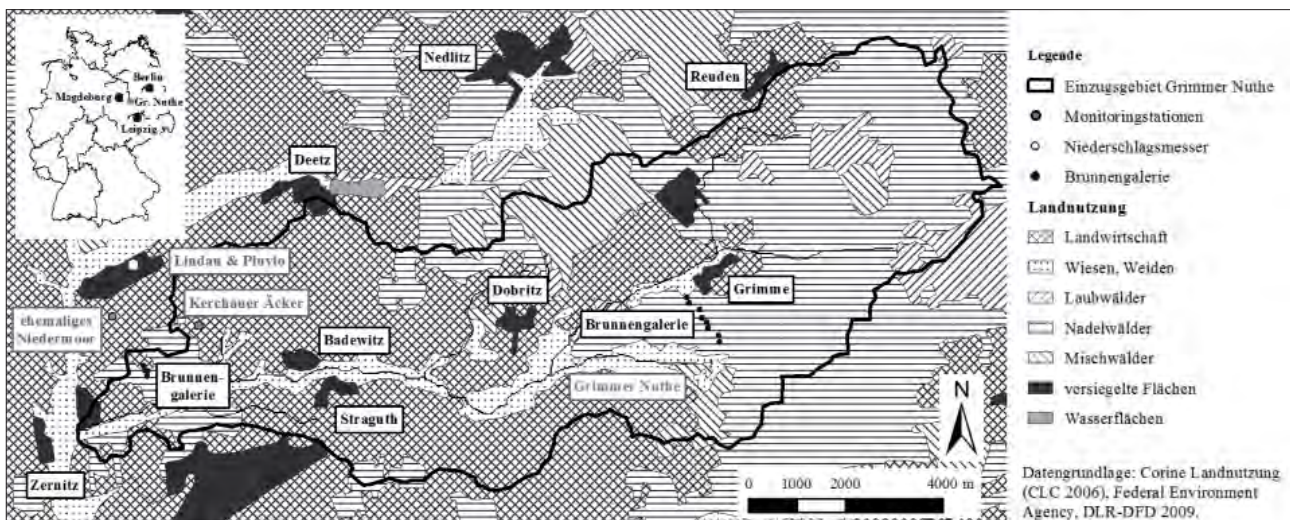


Abbildung 1: Lage der Monitoringstationen im Einzugsgebiet der Grimmer Nuthe

Das ehemalige Niedermoor wird ganzjährig drainiert, um Ackerbau betreiben zu können, die Kerchauer Äcker sind durch kleinräumige Wechsel von sandigen und etwas lehmigen Bodensubstraten geprägt.

Methoden

An beiden Monitoringstandorten wurden in verschiedenen Tiefen Watermark Soil Moisture Sensors Model 200SS (Irrrometer Company), im Folgenden als Watermark-Sensor bezeichnet, eingebaut. In 15-Minuten-Intervallen werden mit diesen Sensoren kontinuierlich die Veränderungen der Saugspannungswerte, welche dem elektrischen Widerstand zwischen zwei Elektroden entspricht (IRROMETER COMPANY 2010), gemessen.

Auf den Kerchauer Äckern wurden zusätzlich zwölf Redoxsonden (Plantinelektroden) und eine Referenzelektrode (KCI) in verschiedenen Tiefen permanent im ungestörten Boden installiert. Gemessen wird die Differenz der elektrischen Spannung zwischen den Redoxsonden und der Referenzelektrode. Alle Messwerte wurden durch die Addition von 217 mV auf die Standardwasserstoffelektrode bezogen. Die Erfassung der Niederschlagsmengen erfolgte mit einem Niederschlagsmesser (Pluvio Standard Ott, Kempton) (Abbildung 1).

Ergebnisse

Die Saugspannungswerte auf dem ehemaligen Niedermoor lagen im gesamten Messzeitraum im Bereich der Feldkapazität (0-30 cbar) (Abbildung 2). Eine Ausnahme stellte ein Watermark-Sensor in 20 cm Tiefe dar, an dem ab Mitte Mai eine leichte Austrocknung des Bodens auftrat und die Saugspannungswerte temporär im Bereich der nutzbaren Feldkapazität (>30 cbar) lagen. Nach starkem Niederschlag am 31.5.2012 wurde der Boden wiederbefeuchtet, die Saugspannungswerte sanken und lagen erneut im Bereich der Feldkapazität. Ab Saugspannungen von ~20 cbar stellten sich an diesem Sensor Tag-Nacht-Rhythmen ein.

Die Bodenwasserdynamik auf den Kerchauer Äckern unterschied sich deutlich von der des ehemaligen Nieder-

moors, was sich in einer deutlich größeren Amplitude und Variabilität der Saugspannungswerte zeigte (Abbildung 3). Während im Herbst und Winter die Saugspannungswerte ebenfalls im Bereich der Feldkapazität lagen, stiegen die Werte ab Ende März mit Beginn der Halmentwicklung der Wintergerste an. Der Boden trocknete zeitverzögert mit zunehmender Tiefe aus. Als erstes nahmen die Saugspannungswerte im Oberboden (Sensortiefe 30 cm) und als letztes im Unterboden (Sensortiefe 90 cm) zu. An sandigen Stellen trocknete der Boden etwas eher als an lehmigeren Stellen aus, ebenso wurde der Sandboden nach (starken) Niederschlagsereignissen, wie beispielsweise am 5.6.2012, mit 10.6 mm schneller wiederbefeuchtet.

Tag-Nacht-Rhythmen traten v.a. im Hauptwurzelraum der Wintergerste (Sensortiefe 30 cm) ab einer Saugspannung von ~50 cbar auf (Abbildung 3), wobei die Tagesamplituden der Saugspannungswerte in sandigeren Bereichen stärker als in lehmigeren Bereichen ausgeprägt waren. Während einer Frostperiode Anfang/Mitte Februar wurden auf den Kerchauer Äckern sehr hohe Saugspannungswerte in 30 cm Tiefe gemessen (Abbildung 3), wobei diese an sandigeren Stellen drei Tage länger als an lehmigeren Stellen andauerten.

Die Redoxpotentialmessungen auf den Kerchauer Äckern zeigten einen markanten Tagesgang, der bis in eine Tiefe von 190 cm auftrat (Abbildung 4). Die höchsten Redoxpotentiale traten kurz vor Sonnenaufgang auf, tagsüber sanken sie und stiegen nach Sonnenuntergang wieder an. Mit zunehmender Tiefe nahm die Tagesamplitude der Redoxpotentialwerte ab. Nach ergiebigen Niederschlägen (z.B. 20.06.2012) mit Tagessummen von ≥ 10 mm stiegen – mit einem Zeitverzug von bis zu einem Tag – die Redoxpotentiale in allen Tiefen an.

Diskussion

Auf dem ehemaligen Niedermoor ist Landwirtschaft nur durch eine permanente Drainage möglich. Im gesamten Messzeitraum lagen die Saugspannungswerte im Bereich der Feldkapazität, sodass die Wasserversorgung der Pflanzen uneingeschränkt war. Kleinräumige Heterogenitäten der

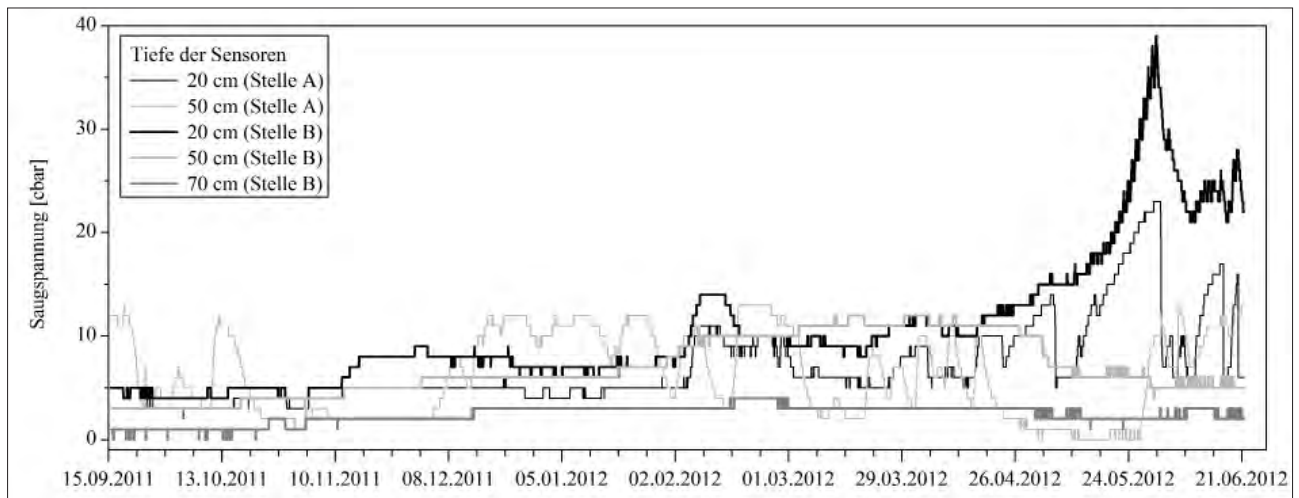


Abbildung 2: Mit Watermark-Sensoren gemessene Saugspannungen auf einem Wintergerstefeld (ehemaliges Niedermoor)

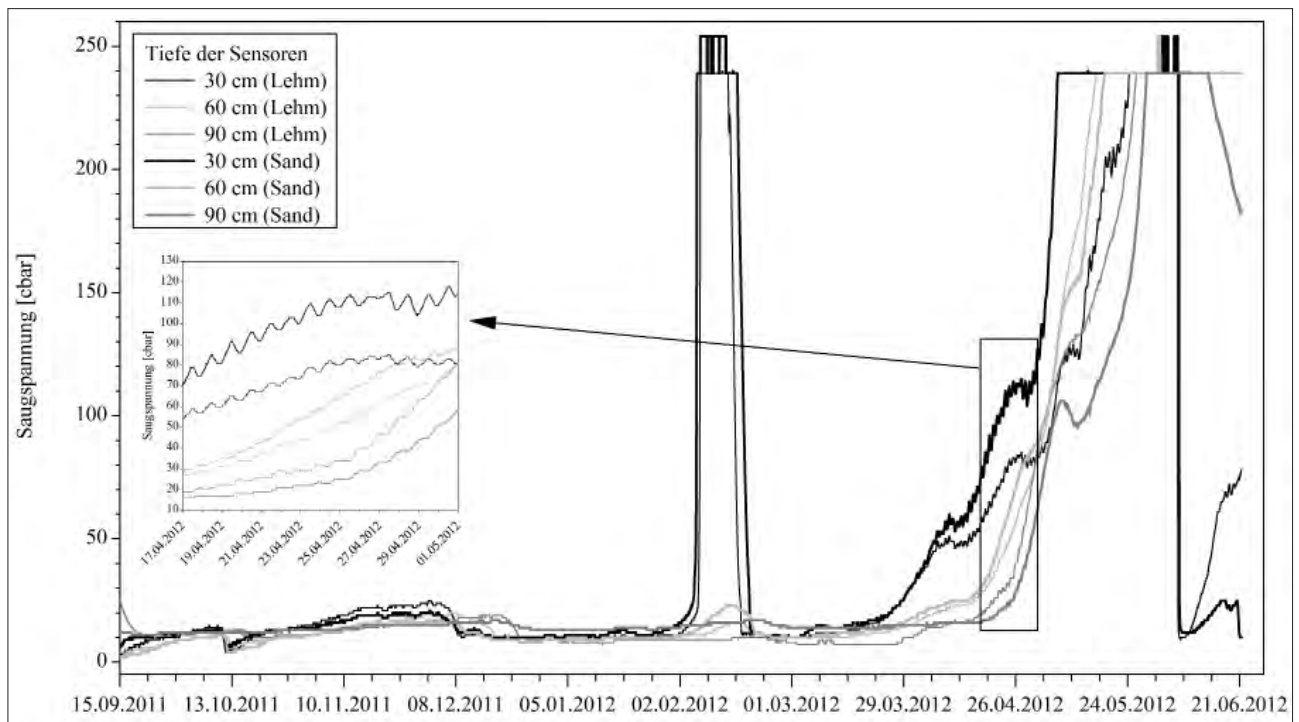


Abbildung 3: Mit Watermark-Sensoren gemessene Saugspannungen auf einem Wintergerstefeld (Kerchauer Äcker)

Bodeneigenschaften verursachten geringe Schwankungen der Saugspannungswerte.

Auf den Kerchauer Äckern begann ab März mit steigenden Lufttemperaturen das Wachstum der Wintergerste, sodass der Boden – vom Oberboden aus beginnend (Sensortiefe 30 cm) – austrocknete und die Saugspannungswerte zunahm. Mit der Bodentiefe stiegen die Saugspannungswerte zeitversetzt an. Durch fortschreitendes Wachstum nahmen die Wurzeln das in tieferen Bodenschichten gespeicherte Wasser auf und nutzten es für das Pflanzenwachstum und die Transpiration. Da Sandböden eine geringere Wasserspeicherfähigkeit als lehmigere Böden haben, trocknete der Boden an sandigeren Stellen früher aus.

Zeitweise waren die Pflanzen auf den Kerchauer Äckern Trockenstress ausgesetzt; dies führte zu transpirationsbedingten Tag-Nacht-Rhythmen ab Saugspannungen von 50 cbar. Während tagsüber Pflanzen und Boden viel Wasser verdunsteten (steigende Saugspannungswerte), ist die Verdunstung nachts herabgesetzt bzw. null (sinkende Saugspannungswerte). Aufgrund der geringeren nutzbaren Feldkapazität von Sandböden ist der Vorrat an pflanzenverfügbarem Wasser eingeschränkt. An lehmigeren Stellen ist die nutzbare Feldkapazität vergleichsweise höher, sodass der Trockenstress für Pflanzen geringer war. Zeitweise ist das Wasser jedoch so stark im Boden gebunden, dass es nicht pflanzenverfügbar ist.

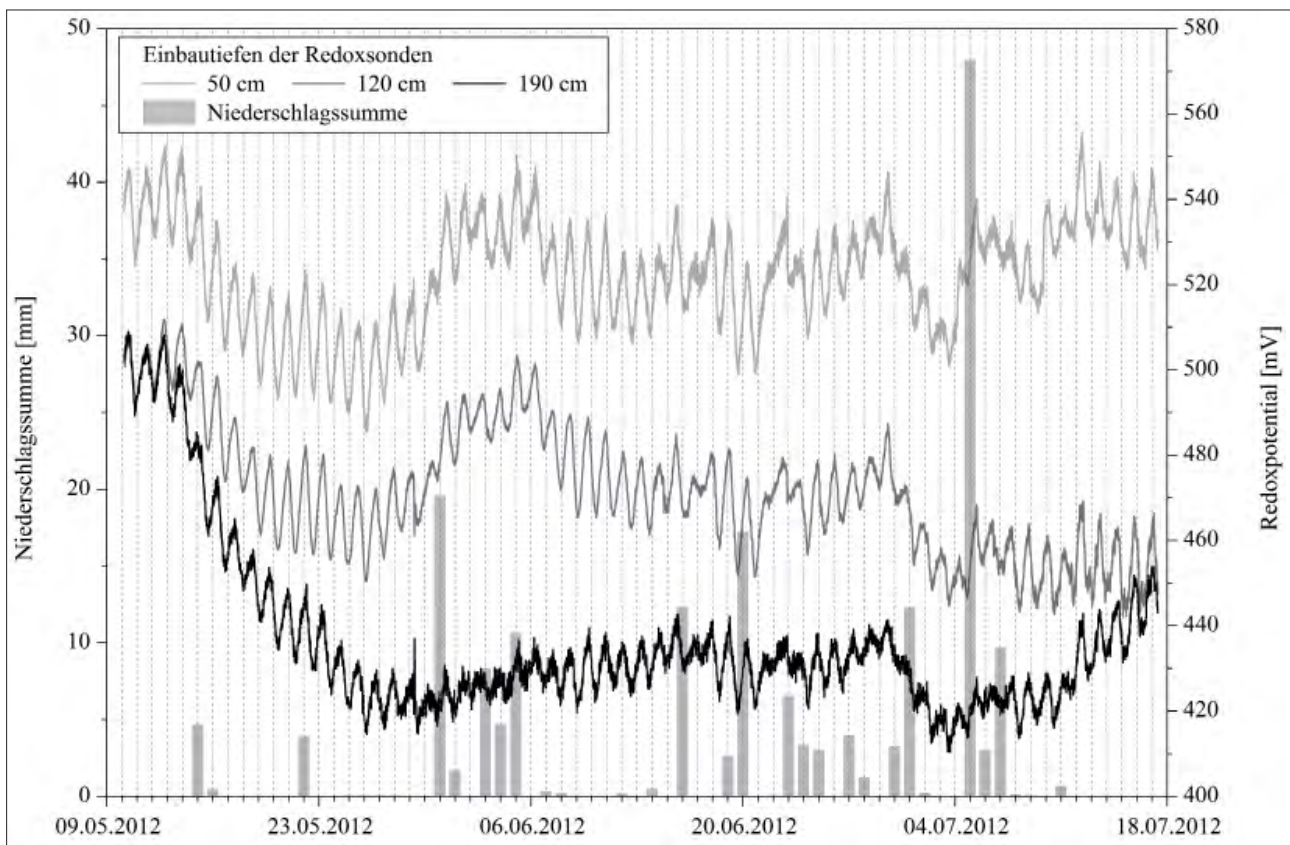


Abbildung 4: Verlauf der gemessenen Redoxpotentialwerte in ausgewählten Tiefen auf einem Wintergerstefeld (Kerchauer Äcker) sowie die gemessenen Niederschlagsmengen in Lindau (Gesamtniederschlag im Messzeitraum: 203 mm)

Im Frühjahr, in der Halmentwicklungsphase, brauchte die Wintergerste auf den Kerchauer Äckern viel Wasser für die Biomassenproduktion, sodass die Saugspannungswerte stark anstiegen. Nach (starken) Niederschlägen wie am 5.6.2012 (10.6 mm) wurde der Boden wegen der schnellen Infiltration an sandigeren Stellen eher als an lehmigeren Stellen wiederbefeuchtet. Während einer Frostperiode im Februar waren die Saugspannungswerte sehr hoch. Aufgrund des geringen Wassergehaltes sandiger Böden wies dieser eine geringere Wärmekapazität als der lehmige Boden auf. Daher kühlte er schneller aus und gefror mindestens bis in eine Tiefe von 30 cm; dies führte zu steigenden elektrischen Widerständen und stark ansteigenden Saugspannungswerten.

Die Anbaubedingungen auf dem ehemaligen Niedermoor waren v.a. im Frühjahr wegen der uneingeschränkten Wasserversorgung besser als auf den Kerchauer Äckern. Die unterschiedlich guten Standortbedingungen spiegelten sich auch in der Wuchshöhe der Wintergerste wider. Anfang Juli betrug diese im Mittel auf dem ehemaligen Niedermoor 140 cm und auf den Kerchauer Äckern 100 cm. Zudem war die Pflanzendichte auf dem ehemaligen Niedermoorstandort deutlich höher. Bei gleichen klimatischen Bedingungen waren v.a. Bodeneigenschaften und Bodenwasserdynamik die entscheidenden Faktoren für das unterschiedliche Wachstumsverhalten der Wintergerste.

Die Redoxpotentialwerte auf den Kerchauer Äckern zeigten im Messzeitraum Tag-Nacht-Rhythmen auf. Wäre dieses permanent auftretende Muster nur durch die Transpiration

der Wintergerste bedingt, so dürfte es nicht bis in eine Tiefe von 190 cm nachweisbar sein, da die Wurzeln nur vereinzelt bis in diese Tiefe vorstoßen. Es müssen daher andere, standorttypische Einflüsse das Redoxpotential beeinflussen. Es wird angenommen, dass unterschiedliche parallel ablaufende geochemische Prozesse zu diesem markanten Muster führten. Die Redoxpotentialwerte lagen zwischen ~410 und 560 mV und wiesen auf eine gute Durchlüftung des Bodens hin (GISI et al. 1997); leicht zersetzbare organische Substanz wurde unter aeroben Bedingungen durch Bodenorganismen abgebaut. Tagsüber veratmeten diese Sauerstoff, und es entstand CO_2 . Gleichzeitig läuft unter Sauerstoffverbrauch der Prozess der Nitrifikation ab. Durch die dabei erfolgte Freisetzung von H^+ -Ionen bestehen gute Voraussetzungen zur Verminderung der Redoxpotentialwerte.

Die Tagesamplituden der Redoxpotentialwerte nahmen mit zunehmender Tiefe ab. Dies ist auf eine geringere Anzahl von Bodenorganismen und eine verminderte Bereitstellung von Sauerstoff, der für die Nitrifikation benötigt wird, zurückzuführen. Im Hauptwurzelbereich (Sensortiefe 50 cm) könnte zusätzlich die Transpiration der Wintergerste einen Einfluss auf die Redoxpotentialwerte ausgeübt haben. Durch die Transpiration der Wintergerste bedingt, werden Kationen aus der Bodenlösung aufgenommen. Gleichzeitig werden durch die Pflanzenwurzeln auch H^+ -Ionen freigesetzt. So änderte sich durch die Aufnahme von Nährstoffen und Ausscheidung von Wurzelexsudaten die Konzentration der im Bodenwasser gelösten Stoffe; damit verbunden war

eine Abnahme der Redoxpotentialwerte. Nachts, wenn die Pflanzen weniger bzw. gar nicht transpirierten, war die Nitrifikation reduziert und die Redoxpotentialwerte stiegen an. Nach Niederschlägen von >10mm/Tag stiegen die Redoxpotentialwerte – mit einer Zeitverzögerung von bis zu einem Tag – an. Dieser Anstieg trat nach der Versickerung des Niederschlagswassers in den Boden auf. Vorübergehend stellten sich weitgehend anaerobe Bedingungen ein, die die Denitrifikation begünstigen. Nitrat (NO_3^-) wird unter Verbrauch von H^+ -Ionen zu Nitrit (NO_2^-) und Wasser reduziert. Die Abnahme der H^+ -Ionen-Konzentration führte zu steigenden Redoxpotentialwerten.

Schlussfolgerungen

Die Saugspannungs- und Redoxpotentialmessungen auf den beiden Ackerflächen im Fläming haben gezeigt,

- dass sich Watermark- und Redoxsonden eignen, standorttypische Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungsprozesse des Bodens zu erfassen,
- dass bei gleichen klimatischen Bedingungen die Bodeneigenschaften und der Bodenwasserhaushalt einen entscheidenden Einfluss auf das Wachstum und die Biomasseproduktion der Wintergerste hatten,
- dass kleinräumig auftretende Heterogenitäten der Bodeneigenschaften zu teilweise sehr unterschiedlichen Bodenwasserdynamiken führten.

Die Messwerte sowie die durch die Messungen gewonnenen Erkenntnisse werden für die hydrologische Modellierung des Einzugsgebietes der Grimmer Nuthe genutzt.

Danksagungen

Das diesem Beitrag zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) mit dem Förderkennzeichen 033L029J gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung

liegt bei den Autoren. Wir danken Peter Gottschalk, Hans-Joachim Wuttig (AgriCo Lindauer Naturprodukte AG) und Torens Reis (Forstrevier "Hoher Fläming") für die Bereitstellung von Flächen sowie ihre Unterstützung bei der Auswahl geeigneter Plätze für das Monitoringprogramm. Dank auch der Trinkwasserversorgung Magdeburg GmbH (TWM) für ihre Unterstützungen und Diskussionen über Wassermanagementaktivitäten in der Region Fläming sowie Dr. Jens Hagenau (UFZ) für die Hilfe bei der Feldarbeit.

Literatur

- GISI, U., R. SCHEKER, R. SCHULIN, F.X. STADELMANN und H. STICHER, 1997: Bodenökologie. Thieme, Stuttgart, New York.
- IRROMETER COMPANY (Ed.), 2010: Watermark soil moisture sensor – Model 200SS. <http://www.irrometer.com>
- LIEDTKE, H., 1981: Die nordischen Vereisungen in Mitteleuropa. Forschungen zur Deutschen Landesgeschichte, Bd. 204, Zentralausschuss für deutsche Landeskunde, Trier.
- LUCKNER, L., F. BÖRNER, K. TIEMER und C. BEYER, 2002: Grundwasserressourcen im Westfläming. Langfristige Nutzung des Wasserdargebots im Westfläming. Gutachten. Dresdener Grundwasserforschungszentrum (DGFZ), Dresden.
- MANSFELDT, T., 2003: In situ long-term redox potential measurements in a dyked march soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166(2), 210-219.
- PAUL, G., R. MEISSNER and G. OLLESCH, 2012: Soil-hydrological measuring strategy to estimate water balances in the Flaeming region, Germany. *Agrochemistry and Soil Science Online* (in review).
- THOMPSON, R.B., M. GALLARDO, T. AGÜERA, L.C. VALDEZ and M.D. FERNÁNDEZ, 2006: Evaluation of Watermark sensor for use with drip irrigated vegetable crops. *Irrigation Science* 24, 185-202.
- WESSOLEK, G., K. SCHWÄRZEL, A. GREIFFENHAGEN and H. STOFFREGEN, 2008: Percolation characteristics of a water-repellent sandy forest soil. *European Journal of Soil Science* 59, 14-23.
- WESSOLEK, G., H. STOFFREGEN and K. TRÄUMER, 2009: Persistence of flow patterns in a water repellent sandy soil – Conclusions of TDR readings and a time-delayed double tracer experiment. *Journal of Hydrology* 375(3-4), 524-535.

Ortsaufgelöste Zeitbereichsreflektometrie zur Beobachtung des Wasserhaushalts im Boden (Lysimeter Testumgebung Thüringen/Deutschland)

Frank Bonitz^{1*}, N. Wagner¹, K. Kupfer¹, Steffi Knoblauch² und J. Karlovsek³

Zusammenfassung

Konventionelle Methoden zur Bestimmung der Bodenfeuchte basieren oftmals auf Messungen mit Neutronen-sonden. Diese werden teilweise durch elektromagnetische Sensoren ersetzt, welche meist in Verbindung mit Rohrträgersystemen Verwendung finden [1].

Die vorliegende Arbeit beschreibt ein Verfahren zur Bestimmung des Wassergehalts in verschiedenen Bodenschichten während des Pflanzenwachstums. Je nach Pflanzenart ergeben sich Wurzeltiefen bis zu zwei Meter Tiefe [2]. Aus diesem Grund wird eine Entwicklung entsprechend langer Sensoren angestrebt. Es wird ein Zweitor Zeitbereichsreflektometer [3] in Kombination mit Mikrowellenübertragungsleitungen vorgestellt, welches für diese Anwendung entwickelt wurde. Die verwendeten Sensoren und das Messverfahren werden beschrieben. Im Anschluss daran werden die Datenverarbeitungsschritte erläutert. Im Folgenden wird die Sensorkonfiguration im Testfeld der Lysimeterstation gezeigt. Auf Grundlage dessen werden die erzielten Messergebnisse dargestellt und mit den Werten von Ringoszillator- [4] und Neutronen-sondenmessungen verglichen.

Schlagwörter: volumetrischer Wassergehalt, Bodenfeuchte, Permittivität

Summary

Conventional, water content measurements in agricultural applications are based on neutron moisture meter (NMM) methods which recently were replaced by electromagnetic based sensor techniques used from within access tubes [1].

In this context, the objective of the presented study is the determination of water content profiles in the top and subsoil for monitoring of the hydrological water balance during plant growth. According to crop types there are different rooting depth, e.g. winter wheat with up to two meters [2]. For this reason moisture profiles need to be monitored at least to that depth. A new full two port time domain reflectometry (TDR) technique [3] in combination with microwave transmission line sensors were developed for advanced data acquisition and analysis. The applied sensors and the measurement principle will be depicted followed by a description of the applied processing steps. After that the sensor configuration of the test site at a lysimeter and the layered arrangement of the soil will be shown. Based on this the measurement results of the proposed method will be compared to ring oscillator [4] and neutron probe based measurements.

Keywords: spatial Time Domain Reflectometry (sTDR), volumetric water content, soil moisture, permittivity

Einleitung

Ziel der Untersuchung ist die Bestimmung der Bodenfeuchte während des Pflanzenwachstums auf einer landwirtschaftlichen Nutzfläche. Da sich je nach Pflanzenart unterschiedliche Wurzeltiefen ergeben, sind Messungen bis zu zwei Meter Tiefe notwendig [2]. Zur Feuchtebestimmung werden unter anderem elektromagnetische Verfahren verwendet. Hierzu zählen kapazitive und resistive Methoden sowie Verfahren im Zeit- und Frequenzbereich. Zur Bestimmung von Tiefenprofilen werden entweder viele Sonden punktuell eingesetzt oder zylindrisch optimierte Sondensegmente zur Einbringung über Bohrlöcher genutzt. Je nach Tiefe gestalten sich die Ein- und Ausbringung unterschiedlich schwierig. Dies wirkt sich auch auf den mechanischen Verschleiß aus. Die Einbringung von Mikrowellenleitungen stellt einen bekannten Ansatz dar.

In dieser Untersuchung werden Drei-Leiter-Strukturen bis zu einer Länge von zwei Metern in Kombination mit einem breitbandigen Zeitbereichsreflektometer (UWB M-Sequenz Sensor) eingesetzt. Entlang der Sonden wird über ein Rekonstruktionsverfahren [5] die Feuchte bestimmt. Es wird das Vorgehen zur Bestimmung, die praktische Umsetzung im Feld sowie der Vergleich mit Referenzmesssystemen dargestellt. Das eingesetzte System kann an beiden Enden der Sonde sowohl das Reflexions- als auch das Transmissions-signal messen. Der Aufbau erfolgte auf einem Standort der Lysimeterstation Buttletstedt/Thüringen/Deutschland.

Messverfahren und Methoden

Entsprechend *Abbildung 1* besteht das Gesamtsystem aus einer Steuer- und Verarbeitungseinheit (z.B. in Form eines

¹ Materialforschungs- und Prüfanstalt an der Bauhaus-Universität Weimar, Coudraystraße 4, D-99423 WEIMAR

² Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Naumburgerstraße 98, D-07743 JENA

³ The Golder Geomechanics Centre, University of Queensland, Brisbane, Australia

* Ansprechpartner: DI Frank Bonitz, frank.bonitz@mfp.de

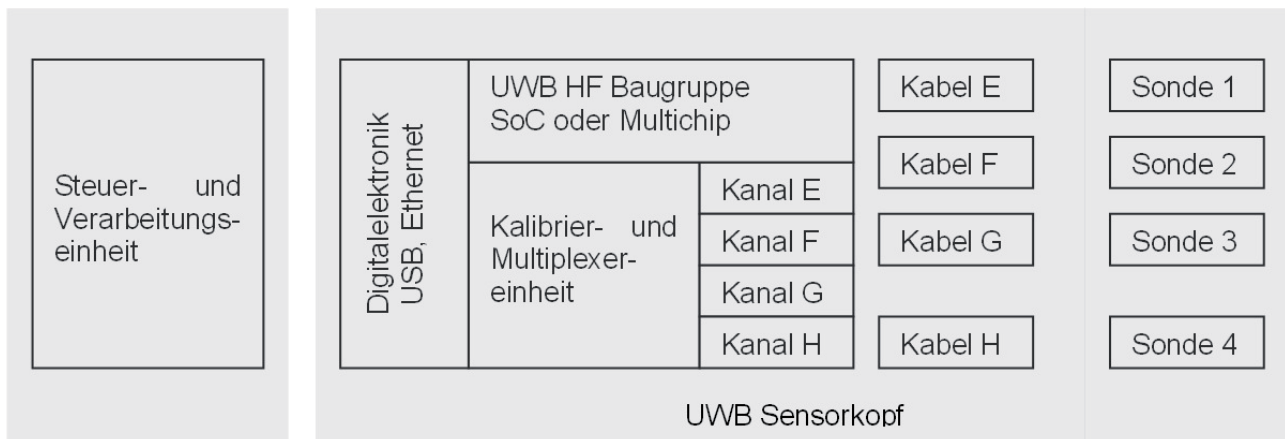


Abbildung 1: Module des Versuchsmusters zur Bestimmung von ortsaufgelösten Feuchteprofilen

Standard PC) und einem UWB Sensorkopf. Der Sensorkopf wiederum beinhaltet im Kern eine Hochfrequenz(HF)-Baugruppe zur Erzeugung eines Mikrowellenimpulses mit der Bandbreite von 2 MHz bis 4 GHz, eine Kalibrier- und Multiplexereinheit sowie vier Messkanäle an welche Sonden bis zu zwei Meter Länge angeschlossen werden können. Die Verwendung längerer Sonden ist prinzipiell möglich, erscheint aufgrund einer höheren Signaldämpfung und somit einer Abnahme der effektiv nutzbaren Bandbreite bei zunehmender Leitungslänge als wenig sinnvoll. Mittels der Kalibriereinheit wird es möglich, die Sensitivität des Gesamtsystems zu erhöhen und eine reproduzierbare Transformation der Signale in Impulsantworten, Sprungantworten oder Frequenzspektren vorzunehmen. Der UWB Sensor besitzt einen Dynamikbereich von -55 dB und eine Sensitivität von -80 dB, d.h. es können Änderungen im Messsignal bis zur vierten Nachkommastelle aufgelöst werden, was wiederum sehr geringen Änderungen der Permittivität (und Materialfeuchte) entspricht. Als Sonden können je nach Anwendungsgebiet und Feuchtebereich unterschiedliche Geometrien verwendet werden. Am Standort werden sowohl zylindrische Sonden als auch Flachbandkabel eingesetzt. Durch die beidseitigen Reflexions- und Transmissionsmessungen wird es möglich, Sensorlängen bis zu zwei Meter zu verwenden.

In *Abbildung 2* sind die Verarbeitungsschritte zum Erhalt eines Feuchteprofils aus den Messdaten dargestellt. Nach dem Aussenden des HF- Signals werden zunächst Kalibriermessungen an internen Standards durchgeführt. Im Anschluss daran wird das Reflexions- und Transmissionsignal von beiden Seiten der Sonde aus gemessen. Nach der Kalibrierung des Messsignals anhand der internen Standards erfolgt die Vorverarbeitung der Daten. Hierzu wird eine Filterung im Frequenzbereich auf die effektiv nutzbare Bandbreite vorgenommen. Des Weiteren wird die Laufzeit über der Sonde anhand der Reflexions- und Transmissionsmessung bestimmt. Schließlich erfolgt eine Transformation der Daten in die für die Rekonstruktion benötigte Sprungantwort. Danach erfolgt die Erstellung des Eingangsdatensatzes für die Rekonstruktion aus der Sprungantwort, den Parametern der verwendeten Sonde sowie dem Referenzsignal, welches am Eingang der Sonde anliegt. Der Rekonstruktionsalgorithmus bestimmt über eine numerische Optimierung die Permittivi-

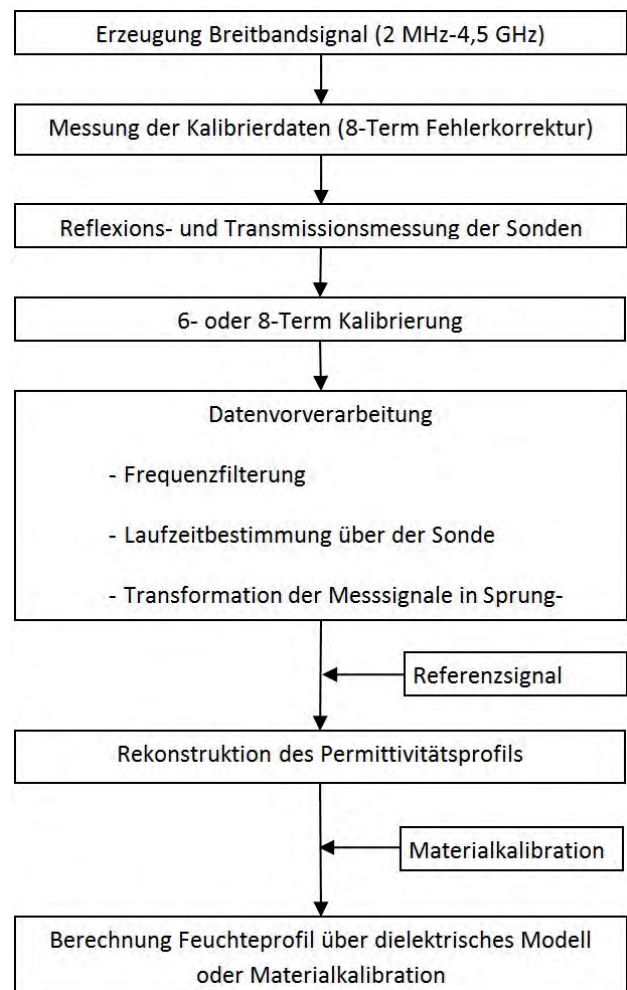


Abbildung 2: Prozessablauf bei der Berechnung von Feuchteprofilen

tätsverteilung entlang der Sonde. Nun kann entweder über ein geeignetes dielektrisches Modell aus der Permittivität die Feuchte berechnet werden oder die Feuchte wird direkt über eine Materialkalibration bestimmt [6].

Die Anordnung der Sensoren im Testfeld ist *Abbildung 3a* zu entnehmen. Die Zylindersonden (CP) wurden durch Ein-

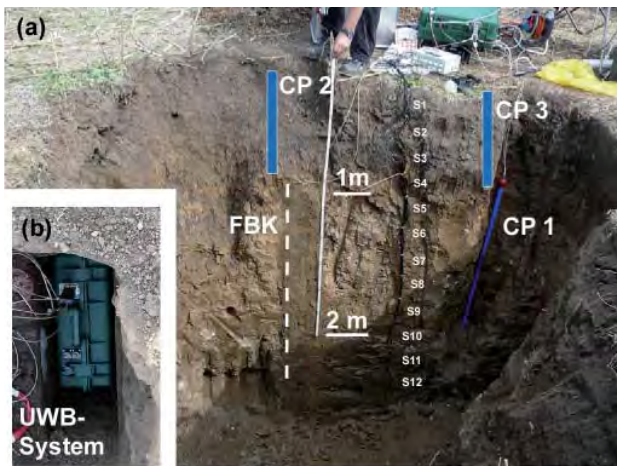


Abbildung 3: Bodenprofil (Braunerde-Tschernosem, Löß) während der Einbringung der Sensoren; Bodenschichtung: Ap/Ah, Ah-Bv, Ckc1, Ckc2 (zwei unterschiedliche Lösslagen)

rammen eingebracht. Zur Einbringung des Flachbandkabels (FBK) und der punktuellen Sonden inklusive Temperatursensoren (S) wurde eine ca. drei Meter Tiefe Grube ausgehoben. Für Referenzmessungen wurden im Umkreis von drei Metern Neutronensondenrohre gesetzt. Aus der Abbildung wird auch sehr gut die Schichtung des Bodens deutlich. Das Bodenprofil gliedert sich in vier Horizonte und weist zwei Bodenarten (Tu3, Lt3) auf. Das UWB-Messsystem (Abbildung 3b) wurde so nah wie möglich an den Sonden platziert, um möglichst kurze koaxiale Zuleitungen nutzen zu können und eine geringe Dämpfung des ausgesendeten Signals zu garantieren.

Ergebnisse

Für die Bodenschichten des Standortes wurden während des Einbaus ungestörte Proben entnommen [7], für die 16 Feuchtstufen eingestellt wurden. *Abbildung 4* zeigt die Kalibrierkurve der Permittivität bei einem Gigahertz und den volumetrischen Wassergehalt sowie die empirische Abhängigkeit nach TOPP et al. [8]. Am besten wird das Verhältnis von volumetrischem Wassergehalt und Permittivität bei einem Gigahertz für die Bodenschicht zwischen 70 und 170 cm abgebildet (RMSE 0,66). Für die oberste Bodenschicht ergibt sich der maximale RMSE zu 2,5.

Die Messsysteme wurden im Herbst 2011 am Teststandort installiert. Im Zeitraum von Januar 2012 bis Mai 2012 wurden mit dem UWB- und Spade-Messsystem im vier Stunden Takt Messungen durchgeführt. Die Klimadaten wurden einmal täglich erhoben. Referenzmessungen mit der Neutronensonde wurden ca. alle 10 Tage durchgeführt. In *Abbildung 5* sind die Feuchteverteilungen (volumetrischer Wassergehalt) der oberen Bodenschicht bis 50 cm Tiefe für die verschiedenen Sensorsysteme sowie die Temperatur- und Niederschlagswerte dargestellt.

Diskussion

Die Gleichung nach TOPP stellt eine einfache und praktikable Möglichkeit dar, um gemessene Permittivitätswerte

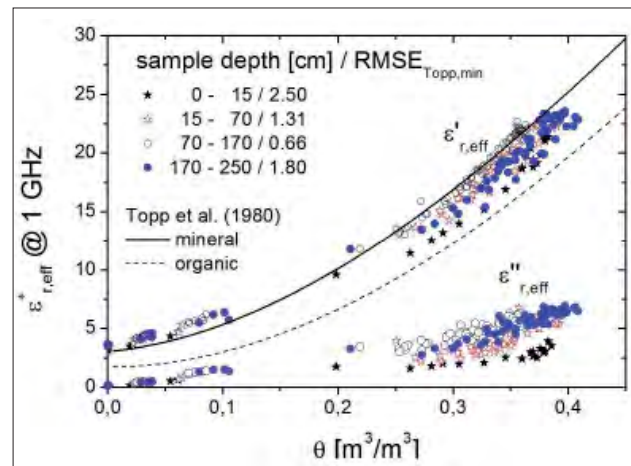


Abbildung 4: Materialkalibration Permittivität vs. volumetrischer Wassergehalt

in Wassergehalte umzurechnen. Sind die Anforderungen an die Messgenauigkeit größer, muss entweder der Weg über die Materialkalibration gegangen werden oder es werden erweiterte Modelle genutzt, welche wiederum zusätzliche Eingangsparameter verlangen, die ebenfalls durch in situ Messungen unterlegt werden müssen.

In Abgleich mit den meteorologischen Daten (*Abbildung 5*, Temperatur und Niederschlag) ergibt sich für alle Messsysteme ein ähnlicher Verlauf der Bodenfeuchte. Je nach Position des Sensors ergeben sich in tieferen Schichten unterschiedliche Feuchteverläufe. Werden die Neutronensondenmessungen als Referenzwert eingesetzt, ergibt sich beim Vergleich der absoluten Feuchtwerte bei der Zylindersonde eine Unterschätzung des Wassergehalts. Als Ursachen hierfür kommen folgende Punkte in Frage: (i) die Datenvorverarbeitung, speziell Abweichungen des Referenzsignals, (ii) die Annahmen für die Parameter der Mikrowellenleitung, (iii) die Frequenzabhängigkeit der Permittivität und (iv) eine mangelnde Ankopplung der Sonde an das umgebende Medium (Lufteinschlüsse).

Eine weitere Möglichkeit der Verbesserung stellt eine Verlagerung der Kalibrierereinheit aus dem UWB-System an die Enden der Sonde dar. Die Dimensionen der Kalibrierereinheit sind nach derzeitigem Stand der Technik zu groß, um dies zu realisieren.

Schlussfolgerungen

Das vorgestellte UWB Messsystem bietet eine flexible Anordnung zur Bestimmung der Bodenfeuchte. Das System ist sensitiv gegenüber geringen Feuchteänderungen. Alle Messsysteme sind geeignet, den qualitativen Feuchteverlauf abzubilden. In einem nächsten Schritt sollen kapazitive Sonden in den Vergleich mit aufgenommen werden. Des Weiteren ist geplant das Auswerteverfahren um die Frequenzabhängigkeit zu erweitern.

Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei Thüringer Aufbaubank (TAB) für die Förderung des Projektes 2008FE9023.

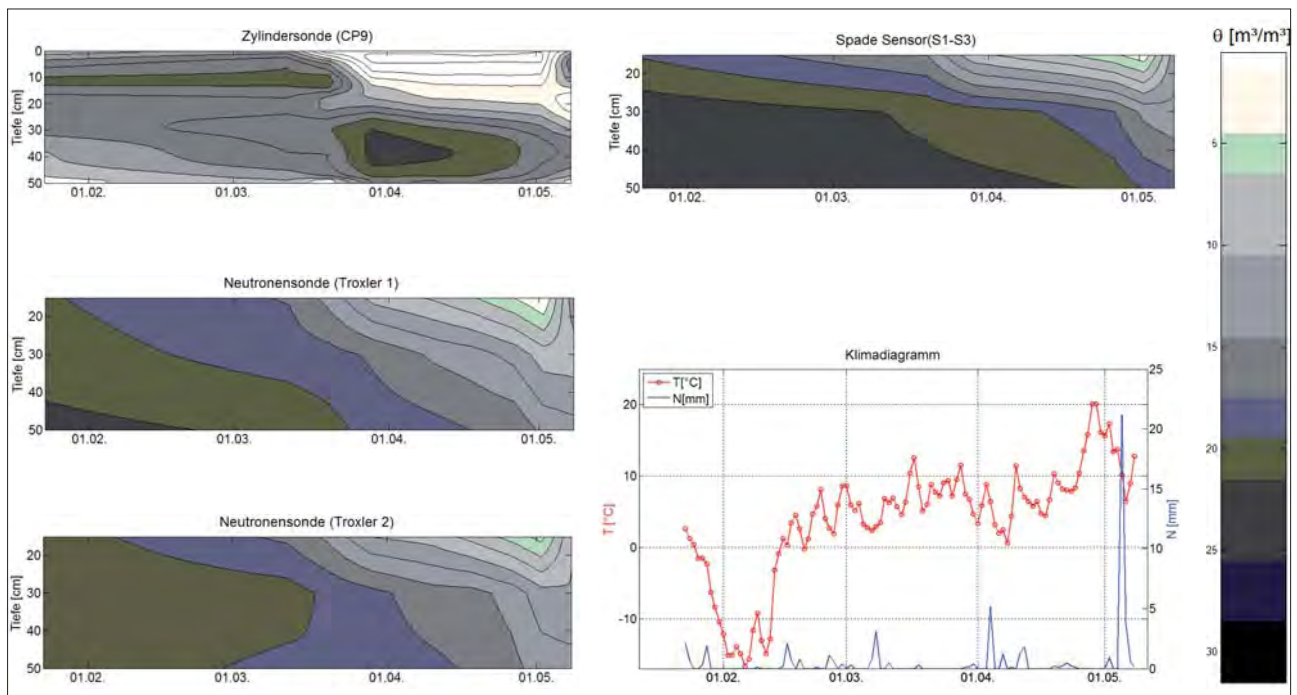


Abbildung 5: Messungen im Zeitraum Januar bis Mai 2012: Tiefenprofile der Feuchte und Klimadaten

Literatur

- [1] EVETT, S.R., R.C. SCHWARTZ, J.A.TOLK and T.A. HOWELL, 2009: Soil profile water content determination: spatiotemporal variability of electromagnetic and neutron probe sensors in access tubes. *Vadose Zone Journal*, 8, 926-941.
- [2] KNOBLAUCH, S., 2009: Determination of threshold value of soil water content for field and vegetable plants with lysimeter measurements. In: *Geophysical Research Abstracts*. Vol. 11, EGU 2009 - 13389-2, 2009 EGU General Assembly.
- [3] SACHS, J., 2004: M-sequence radar. In *Ground Penetrating Radar*, 2nd edition, D.J. Daniels ed., IEE Radar, Sonar, Navigation and Avionics Series 15, pp. 225-237.
- [4] SCHLAEGER, S., C. HUEBNER and R. BECKER, 2005: Simple Soil Moisture Probe for Low-Cost Measurement, ISEMA 2005. *Proceedings of the 6th International Conference on Electromagnetic Wave Interaction with Water and Moist Substances*, pp. 258-265.
- [5] SCHLAEGER, S., 2005: A fast TDR-inversion technique for the reconstruction of spatial soil moisture content, *Hydrology and Earth System Sciences*, 9, 481-492.
- [6] WAGNER, N., K. EMMERICH, F. BONITZ and K. KUPFER, 2011: Experimental Investigations on the Frequency- and Temperature-Dependent Dielectric Material Properties of Soil. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 49(7), pp. 2518-2530, 2011, doi:10.1109/TGRS.2011.2108303.
- [7] LAUER, K., N. WAGNER and P. FELIX-HENNINGSEN, 2012: A new technique for measuring broadband dielectric spectra of undisturbed soil samples. *European Journal of Soil Science*, 63, 224-238.
- [8] TOPP, G.C., J.L. DAVIS and A. ANNAN, 1980: Electromagnetic determination of soil water content: Measurement in coaxial transmission lines. *Water Resources Research*, vol. 16, no. 3, pp. 574-582.

Determination of water balance components with high precision weighing lysimeter in Kleče

Vesna Zupanc^{1*}, Reinhard Nolz², Peter Cepuder², Branka Bracic-Zelecnic³ and Marina Pintar¹

Summary

Components of the basic water balance equation and water balance calculation for three summer months, June, July and August 2011 for weighing lysimeter on the water supply pumping station in Kleče, Ljubljana were evaluated. Lysimeter and outflow mass were measured with high precision weighing cells. Precipitation measurements in the same time resolution as the lysimeter mass measurements would be needed for proper calculation of reference evapotranspiration. In time of high plant water requirements only substantial precipitation events directly contributed to water flow from top soil toward deeper layers of the lysimeter after the soil retention capacity was filled. The low water retention of the aquifer sediments shows susceptibility of the aquifer to ground water pollution.

Keywords: groundwater recharge, infiltration, deep percolation

Introduction

Soil percolate from precipitation provides important recharge to groundwater. Measurements of water percolation through the vadose zone provide important input for groundwater recharge assessments and estimations of contaminant migration from land surface to the groundwater (RIMON et al. 2007). Knowledge of the processes governing groundwater recharge in the vadose zone is critical to understanding the overall hydrological cycle and quantifying the links between land uses and groundwater. Ljubljansko polje ("Ljubljana field") aquifer is replenished through precipitation and the snow-rain flow regime of the River Sava, which is the main source of groundwater recharge beside precipitation (VIŽINTIN et al. 2009). The sediments of the aquifer have high porosity and create fast flow as well as high regeneration of the dynamic reserve of the Ljubljansko

polje groundwater (VIŽINTIN et al. 2009). In the presented paper the potential for groundwater recharge was evaluated through water balance parameters.

Material and methods

In 2010 a scientific weighing lysimeter (2 m height, surface area 1 m²) was installed at the drinking water pumping station in Ljubljana Kleče, Slovenia (308 m altitude, 46°5'11" N, 14°29'56" E) for water balance studies of the Ljubljana aquifer's vadose zone (ZUPANC et al. 2012). Inside the monolith soil water tension (hPa) and soil water content (%) are measured on three (50, 100 and 150 cm) and four (50, 100, 150 and 190 cm) levels, respectively. Lysimeter's plant cover is extensive grass. The soil monolith was taken from sandy gravel sediments on the area of the water pumping station, which are representative of Ljubljansko polje. Soil profile is heterogenous, top soil with high percentage of silt particles extends to 130 cm, with gravelly layer in the middle (Table 1).

Components of the basic water balance equation for the lysimeter are precipitation (P), outflow (O), evapotranspiration (ET) and change of water in the monolith (ΔS), written as

$$P - ET - O - \Delta S = 0 \quad (1)$$

If the lysimeters' mass is recorded in certain time steps, with precipitation and outflow amount measured separately, actual evapotranspiration can be deduced from their mass change (YOUNG et al. 1996). ET_a should then be calculated after

$$ET_a = (P_{i+1} - P_i) - (W_{i+1} - W_i) - (O_{i+1} - O_i), \quad (2)$$

where ET_a is actual evapotranspiration (mm), P_i precipitation (mm), W_i lysimeter mass (kg) and O_i mass of the outflow tank (kg), i is the time step. All quantities should have the same temporal resolution. Parameters were determined on a daily base using Eq. 2, with i being 24hrs. P was determined directly from the lysimeter weighing data (P_{lys}). Weighing lysimeters with the same precision have given

Table 1: Soil particle fractions (%), bulk density and porosity for weighing lysimeter in Kleče, Ljubljana, Slovenia

Depth (cm)	Clay	Silt	Sand	Gravel > 4 mm	Bulk density (g/cm ³)	Porosity
0-35	5.0	57.5	15.3	22.2	1.40	47.1
35-60	1.0	10.0	14.6	74.4	1.61	39.2
60-130	5.0	35.0	14.8	45.2	1.57	40.6
130-200	0.0	0.0	13.3	86.7	1.86	29.9

¹ University of Ljubljana, Biotechnical faculty, p.p. 2995, SI-1001 LJUBLJANA

² University of Natural Resources and Life Sciences, Institute of Hydraulics and Rural Water Management, Muthgasse 18, A-1190 WIEN

³ Drinking Water and Sewerage System Public Utility, LJUBLJANA

* Ansprechpartner: Dr. Vesna Zupanc, vesna.zupanc@bf.uni-lj.si

Table 2: Daily precipitation P_{lys} , actual evapotranspiration ET_a and outflow dO_{7h} (all in mm) for June, July, August 2011 for weighing lysimeter in Kleče, Ljubljana, Slovenia

Date	P_{lys} (mm)	ET_a (mm)	dO_{7h} (mm)	Date	P_{lys} (mm)	ET_a (mm)	dO_{7h} (mm)	Date	P_{lys} (mm)	ET_a (mm)	dO_{7h} (mm)
1.6.2011		4.6	0.5	1.7.2011		2.5	1.8	1.8.2011	0.4	3.9	1.1
2.6.2011	5.0	2.0	0.1	2.7.2011	6.2	3.2	1.6	2.8.2011		2.9	0.8
3.6.2011	1.8	3.8	0.6	3.7.2011		3.9	0.6	3.8.2011	0.1	4.3	0.9
4.6.2011	9.1	2.6	-0.5	4.7.2011		4.4	1.5	4.8.2011		4.4	0.7
5.6.2011	7.2	2.2	-1.0	5.7.2011		5.4	2.6	5.8.2011	4.0	3.9	0.5
6.6.2011	11.8	1.5	2.6	6.7.2011	7.7	3.1	1.2	6.8.2011		3.6	0.5
7.6.2011	0.1	2.0	1.8	7.7.2011		4.7	0.9	7.8.2011		3.1	0.4
8.6.2011	56.3	1.1	1.8	8.7.2011		5.0	0.8	8.8.2011		4.4	0.4
9.6.2011	8.6	3.3	22.3	9.7.2011		5.3	0.7	9.8.2011	17.2	2.3	0.6
10.6.2011	13.8	1.2	7.6	10.7.2011		5.3	0.7	10.8.2011	2.7	2.1	0.5
11.6.2011		4.2	14.1	11.7.2011		5.2	0.7	11.8.2011	0.1	3.1	0.4
12.6.2011		4.1	5.4	12.7.2011		4.8	0.5	12.8.2011	0.1	3.5	0.5
13.6.2011	1.5	2.7	3.0	13.7.2011		4.2	0.6	13.8.2011	0.1	3.5	0.4
14.6.2011		3.1	2.3	14.7.2011		4.5	0.3	14.8.2011	0.1	3.7	0.5
15.6.2011		2.7	1.5	15.7.2011		4.3	0.4	15.8.2011	0.1	3.6	0.4
16.6.2011		4.6	1.3	16.7.2011	9.0	1.3	0.4	16.8.2011	0.1	3.1	0.4
17.6.2011		4.4	1.1	17.7.2011		4.0	0.4	17.8.2011	0.1	3.4	0.4
18.6.2011	7.0	1.7	0.8	18.7.2011	31.0	3.7	0.2	18.8.2011	0.1	3.5	0.3
19.6.2011	17.5	4.4	0.8	19.7.2011	6.9	2.6	0.3	19.8.2011	0.1	3.6	0.5
20.6.2011	7.0	0.5	0.6	20.7.2011	1.8	3.5	0.3	20.8.2011	2.1	3.4	0.4
21.6.2011	0.1	3.9	0.5	21.7.2011	6.7	2.2	0.2	21.8.2011	0.1	3.6	0.4
22.6.2011		5.0	-0.7	22.7.2011		5.8	0.3	22.8.2011	0.1	3.4	0.5
23.6.2011		5.1	-3.1	23.7.2011	16.3	3.7	0.3	23.8.2011	0.1	3.4	0.4
24.6.2011	16.9	4.1	0.3	24.7.2011	146.2	1.2	3.8	24.8.2011		3.5	0.4
25.6.2011	6.7	0.2	1.1	25.7.2011	11.4	3.9	64.1	25.8.2011		3.5	0.5
26.6.2011		4.1	-0.4	26.7.2011		3.3	32.4	26.8.2011		3.3	0.4
27.6.2011		3.3	-3.4	27.7.2011	0.2	4.0	5.0	27.8.2011		3.2	0.5
28.6.2011		4.9	1.5	28.7.2011	4.5	4.2	3.1	28.8.2011	7.9	2.7	0.4
29.6.2011		4.7	1.3	29.7.2011	0.6	1.4	2.1	29.8.2011		2.5	0.4
30.6.2011		5.5	1.1	30.7.2011	1.7	2.7	1.4	30.8.2011		2.9	0.4
				31.7.2011	2.3	1.8	1.4	31.8.2011	0.4	2.7	0.4
Sum	170.4	97.5	64.8		252.5	115.5	131.0		35.6	103.8	15.4

good results for dew measurements (MEISSNER et al. 2007, XIAO et al. 2009), and they deliver proper results if P from standardized pluviographs is not representative (remote location), malfunctioning or inadequate in terms of temporal resolution of measurements. The ratio between effective precipitation and outflow was determined. The objective was to determine basic water balance parameters for weighing lysimeter in Kleče, Ljubljana, Slovenia for June, July and August in 2011.

Results and discussion

June 2011 had wet first decade (113.8 mm from 2nd - 10th June), which was followed by substantial outflow from 9th to 16th of June (57.5 mm) that amounted to 50 % of the storm water that reached the lysimeter's surface (Table 2). In spite of several ensuing precipitation events, the next significant outflow event was at the end of July (24th of July - 1st of August, 114.5 mm), following heavy precipitation on 23rd - 25th of July 2011 (173.9 mm). The outflow amount was over 63.8 % of the storm water (ZUPANC et al. 2012). August 2011 was mostly dry with 35.6 mm of rain and 15.4 mm of outflow. Average daily actual evapotranspiration in June, July and August was 3.2, 3.7 and 3.3 mm per day, respectively; monthly actual evapotranspiration was the highest in July (115.5 mm) and the lowest in June (97.5 mm).

Even though precipitation in both June and July was above 1961 - 1990 average (157 mm and 120 mm for June and July, respectively), water balance was only slightly positive (Table 3). Precipitation in August 2011 (35.6 mm) was below 30yr average, which is 141 mm, and water balance was strongly negative, -83.2 mm (Table 3). Monthly ratio between the amount of monthly outflow and monthly precipitation was the lowest in June (0.38) and the highest in July (0.52, Table 3).

In the evaluated three summer months only substantial precipitation events, or prolonged periods with precipitation resulted in significant outflow. High outflow amount to the lower layers that has potential to recharge the groundwater

Table 3: Precipitation, actual evapotranspiration, outflow, water balance (all in mm) and outflow/precipitation ratio for June, July, August 2011 for weighing lysimeter in Kleče, Ljubljana, Slovenia

	June	July	August
Precipitation (mm)	170.5	252.7	35.6
Actual evapotranspiration (mm)	97.5	115.5	103.8
Outflow (mm)	64.8	131.0	15.4
Water balance (mm)	8.3	6.3	-83.2
Ratio Outflow / Precipitation	0.38	0.52	0.43

occurred twice, once at the beginning of June and once at the end of July. In hotter and dryer periods, such as was the case in the third decade of June and first two decades of July, precipitation water only replenished the top soil layers. The silty top soil layer in the lysimeter has good water retention capabilities; however, once the water has percolated through it, the retention of the gravelly layer is quite low.

Conclusions

Only substantial precipitation events, or prolonged periods with precipitation resulted in significant percolation to lower layers, which has potential to recharge the groundwater. In hotter and dryer periods precipitation water only replenishes the top soil layers and is presumably used for plants' needs.

Acknowledgements

This work was partly funded by OeAD and Slovenian Research Agency in bilateral cooperation project BI-AT 11-12-024 – Comparison of data management for selected lysimeter stations in Slovenia and Austria.

Literature

- MEISSNER, R., J. SEEGER, H. RUPP, M. SEYFARTH and H. BORG, 2007: Measurement of dew, fog, and rime with a high precision gravitation Lysimeter. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 170, 335-344.
- VIŽINTIN, G., P. SOUVENT, M. VESELIČ and B. ČENČUR CURK, 2009: Determination of urban groundwater pollution in alluvial aquifer using linked process models considering urban water cycle. *Journal of Hydrology*, 377, 3-4: 261-273.
- VON UNOLD, G. and J. FANK, 2008: Modular Design of Field Lysimeters for Specific Application Needs. *Water Air Soil Pollut: Focus* 8: 233-242.
- XIAO, H., R. MEISSNER, J. SEEGER, H. RUPP and H. BORG, 2009: Effect of vegetation type and growth stage on dewfall, determined with high precision weighing lysimeters at a site in northern Germany. *Journal of Hydrology* 377: 43-49.
- YOUNG, M.H., P.J. WIERENGA and C.F. MANCINO, 1996: Large weighing lysimeters for water use and deep percolation studies. *Soil Science*, 161: 491-501.
- RIMON, Y., O. DAHAN, R. NATIV and S. GEYER, 2007: Water percolation through the deep vadose zone and groundwater recharge. *Water Resources Research*. 43, 5, 1-12.
- ZUPANC, V., R. NOLZ, P. CEPUDER, B. BRAČIČ-ŽELEZNIK and M. PINTAR, 2012: Determination of water balance components with high precision weighing lysimeter Kleče. *Acta agric. Slov.* Vol. 9, 2, 165-173.

Simultaneous estimation of actual evapotranspiration and precipitation by weighable lysimeters and comparison with eddy covariance and rain gauge measurements

Sebastian Gebler^{1*}, H.-J. Hendricks-Franssen¹, Thomas Pütz¹, H. Post¹, M. Schmidt¹
and Harry Vereecken¹

Zusammenfassung

Im Rahmen dieser Arbeit wird die aktuelle Evapotranspiration (ETa) einer Eddy Kovarianz- (EC) und einer benachbarten Lysimeterstation mit sechs hexagonal angeordneten wägbaren Lysimetern für das Untersuchungsgebiet Rollesbroich (Eifel, Deutschland) verglichen. Die Gegenüberstellung von ETa aus Lysimeter- und energiebilanzkorrigierten EC- und Messungen ist in der Literatur relativ selten beschrieben, erlaubt jedoch weitere Erkenntnisse über die Aussagefähigkeit beider Methoden. Ein Vergleich von Mai 2012 ergab eine ETa-Differenz von 29 % in der Monatssumme basierend auf den Messungen der beiden unterschiedlichen Methoden. Während das Monatsende eine relativ gute Übereinstimmung aufweist, finden sich Unterschiede hauptsächlich in den trockenen Perioden in der Mitte des Monats. Darüber hinaus konnte mit Hilfe eines automatischen Filter- und Glättungsalgorithmus der Niederschlag aus den Wägedaten der Lysimeter abgeleitet werden. Diese zeigen konsistent und eindeutig höhere Summen als die benachbarte Kippwagenstation an. Aus unserer Sicht ist es daher möglich, zuverlässig Niederschlag und Verdunstung mittels Lysimeter zu bestimmen.

Schlagwörter: Eddy Kovarianz Methode, Evapotranspiration, Niederschlag, Lysimeter

Summary

This study compares actual evapotranspiration (ETa) measurements obtained with the Eddy-Covariance (EC) method and ETa measured by a set of six weighable lysimeters, for the Rollesbroich site in the Eifel (Germany). The comparison of ETa measured by EC (including correction of the energy balance gap) and by lysimeters is rarely reported in literature and allows more insight into the performance of both methods. A comparison of ETa for the two measurement set-ups (EC and lysimeters) for May 2012 shows a monthly difference of 29 %. While at the end of the month both methods produce very similar results, in the dryer periods in the middle of the month high deviations arise. The lysimeter data were also used in combination with a filter algorithm to indirectly estimate the precipitation amounts from the lysimeter measurements. The estimated precipitation amounts of the lysimeter data were clearly and consistently larger than the precipitation amounts recorded with a standard rain gauge at the Rollesbroich test site. Our main conclusion is that weighable lysimeter data can be used to simultaneously estimate precipitation and actual evapotranspiration in a reliable manner.

Keywords: eddy covariance method, evapotranspiration, lysimeter, precipitation

Introduction

Although precipitation and actual evapotranspiration measurements have a quite long tradition, the estimation of precipitation and actual evapotranspiration (ETa) is still a challenge in regional scale hydrological modeling. Common precipitation measurement methods still exhibit uncertainties of more than 10 % depending on the device location and climatic conditions (i. e. wind exposition, snow deposition) (e.g., SEVRUK 1996, BRUTSAERT 2010). Moreover rime and dew, which contribute up to 5 % of annual precipitation, are not taken into account (e.g. MEISSNER et al. 2007). Our study compares the precipitation and evapotranspiration water balance components calculated with a set of six weighable lysimeters with nearby eddy covariance (EC) and precipitation measurements. This allows more insight into the performance and

uncertainties of these methods. In addition, it allows a better interpretation of these data which are also used for model verification purposes.

Materials and Methods

The Rollesbroich study site is part of the TERENO-SoilCan network in Germany. The managed grassland study site is located in the Eifel low mountains range (Germany) and has an extension of 27 ha. The annual mean precipitation is 1200 mm with an annual mean temperature of 8°C (RUDI et al. 2010). In 2010 a set of six lysimeters was arranged in a hexagonal design around the centrally placed service unit hosting data recording devices. Each lysimeter has a surface of 1 m² and is equipped with a 60 l partial emptying weighted leachate tank. The lower boundary conditions are controlled by tensiometers. The weighable precision is

¹ Agrosphere Institute (IBG-3), Forschungszentrum Jülich GmbH, D-52428 JÜLICH

* Ansprechpartner: Sebastian Gebler, s.gebler@fz-juelich.de

100 g for the soil monolith and 10 g for the leachate tank. Measurement time interval is 1 min. Additional precipitation measurements are made by a standard tipping bucket rain gauge (0.1 mm resolution, measurement interval 10 min) at an altitude of 1 m above ground. The lysimeter data were processed in 4 steps:

- Automated threshold filter for outliers
- Calculation of hourly mean weights
- Separation of precipitation and evapotranspiration
- Comparison of lysimeter signals

Assuming that no evapotranspiration ET_a [LT^{-1}] occurs during a precipitation event, precipitation (P) [LT^{-1}] can be derived from the lysimeter water balance (1) as sum of leachate water (L) [LT^{-1}] and the change of soil water storage (ΔS_s) [LT^{-1}].

$$ET_a = P - L - \Delta S_s \quad (1)$$

$$P = L + \Delta S_s \quad (2)$$

It was assumed that increases of summed lysimeter and leachate weights are exclusively related to precipitation and negative differences are due to evapotranspiration.

After removing outliers from the data, the arithmetic hourly means of summed percolation and soil column weights were taken in order to remove the high noise in the measurement readings caused by wind and evapotranspiration dynamics. Moreover the additional information of the set of six lysimeters was used: It was found that hourly means of evapotranspiration and precipitation signals show high correlations in time. Only if all 6 lysimeters showed a parallel weight increase or decrease within the same direction their arithmetic mean was assigned to precipitation or actual evapotranspiration.

Latent and sensible heat fluxes were determined by an eddy covariance station at a distance of approx. 30 m from the lysimeters. Assuming that the energy balance gap is related to underestimation of turbulent fluxes (after taking into account the storage terms), the energy balance of the EC data was corrected related to KESSOMKIAT et al. (2013): The energy balance deficit

was determined using a 3-h moving window around the measurements. In a second step the energy balance was closed based on a redistribution of the missing energy according to the evaporative fraction. The evaporative fraction was determined for a longer time window of one day. Hourly grass reference evapotranspiration (ET_0) was calculated according to the FAO-method (Food and Agriculture Organization) including the Penman-Monteith equation for hourly values (ALLEN 2000). All required meteorological input parameters for the calculation of the potential evapotranspiration were taken from the EC station.

Results and Discussion

Figure 1 shows daily precipitation sums calculated from the lysimeter data and the tipping bucket gauge for May 2012. Compared to the lysimeter data the daily precipitation sums of the tipping bucket are consistently smaller. The monthly sums between both methods exhibit a difference of approx. 16 %. This lies within the expected wetting and wind loss error range for the tipping bucket. The precipitation sums measured by lysimeter and tipping bucket correlate well on an hourly basis (R^2 of 0.7). Furthermore small precipitation amounts in the lysimeter data (e.g. day 7) in the morning and evening hours are supposed to be dew. Further investigation is needed to verify this.

Figure 2 illustrates the evapotranspiration results of May 2012. The monthly sum of ET_a calculated from hourly lysimeter data (ET_a -LYS) was higher than the calculated grass reference evapotranspiration (ET_0) values indicating that in this month evapotranspiration was not limited by soil moisture content, but energy. The difference between the monthly sum of ET_a measured with EC and by the lysimeters was 29%. The differences in daily evapotranspiration between ET_a -LYS and ET_0 can be explained with the grass height. The grass length on the lysimeter surface at the study side was higher than the FAO reference grass (12 cm) until it was cut on May 21. Afterwards ET_a -LYS were consistently lower than ET_0 . Moreover, it can be seen that all cumulated curves

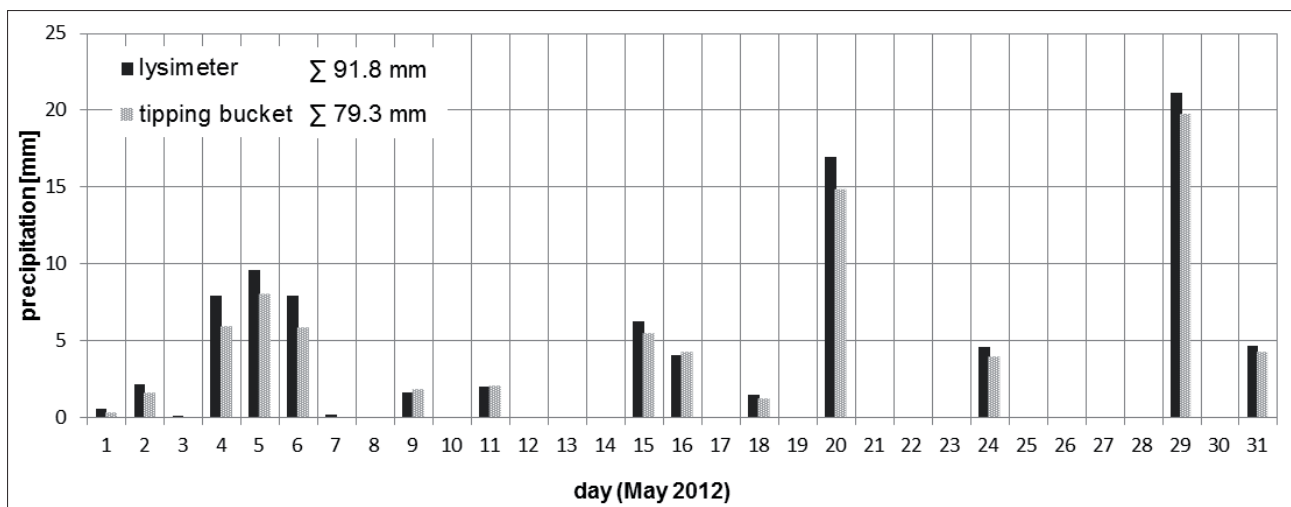


Figure 1: Daily precipitation sums at the Rollesbroich study site in May 2012.

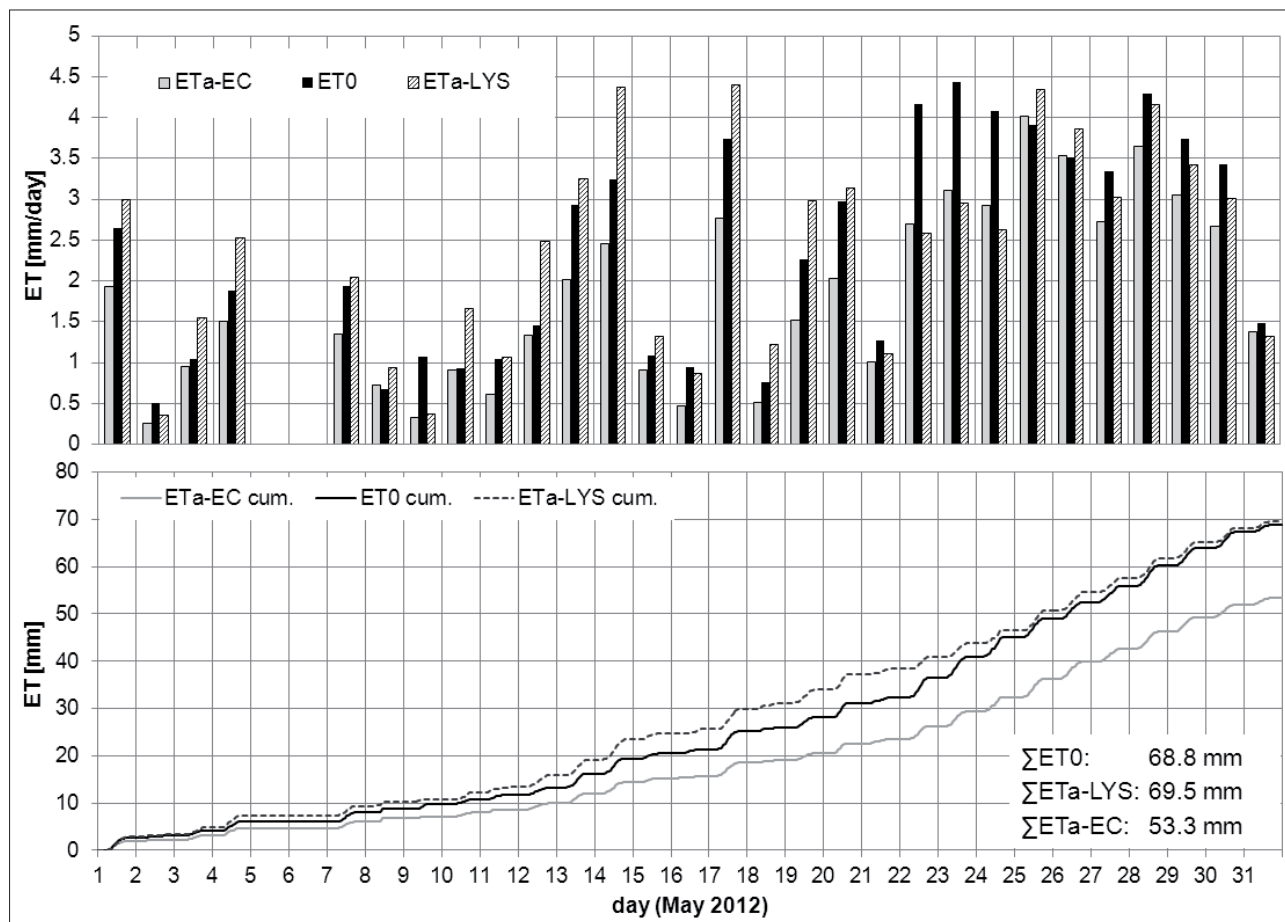


Figure 2: Daily sums (upper) and hourly cumulated (lower) evapotranspiration of lysimeter and EC data compared to FAO grass reference.

are close to each other until the relatively dry period from 7 – 14 May. Here the gap between ETa-LYS and ETa-EC increases until May 21. From May 21 onwards daily values for ETa-LYS, ETa-EC and ET0 are similar. It is supposed that differences in grass height are the reason for the gap between ETa-LYS and ETa-EC. For the detailed evaluation of the role of grass height more data are needed. Furthermore, FANK (2007) points out a dependency between precision of ET predictions and the measurement interval of the used data. In his study he concludes that a prediction on the basis of 10 minute data gives the best results.

Conclusions and Outlook

Weighable lysimeter data can be used to simultaneously estimate precipitation and actual evapotranspiration in a reliable manner. For the considered period of May 2012 the estimated hourly precipitation and evapotranspiration amounts derived by the filter algorithm of lysimeter data are consistent and plausible. A long term comparison for the year 2012 will show the influence of seasonal behavior of these results. For the investigation of small time intervals (10 – 30 min) filter and correction methods should be revised.

Acknowledgements

We want to acknowledge TERENO and SoilCan contributing data for this research.

Literature

- ALLEN, R.G., 2000: Using the FAO-56 dual crop coefficient method over an irrigated region as part of an evapotranspiration intercomparison study. *Journal of Hydrology*, 229(1–2): 27-41.
- BRUTSAERT, W., 2010: *Hydrology: An Introduction* / Wilfried Brutsaert. Univ. Press, Cambridge, XI, 605 S. pp.
- FANK, J., 2007: Die Gras - Referenzverdunstung: Berechnungsergebnisse in Abhängigkeit von Messgeräten und Messintervall. 12. Gumpensteiner Lysimetertagung.
- KESSOMKIAT, W., H.-J.H. FRANSSSEN, A. GRAF and H. VEREECKEN, 2013: Estimating random errors of eddy covariance data: An extended two-tower approach. *Agricultural and Forest Meteorology*, 171–172(0): 203-219.
- MEISSNER, R., J. SEEGER, H. RUPP, M. SEYFARTH and H. BORG, 2007: Measurement of dew, fog, and rime with a high-precision gravitation lysimeter. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 170(3): 335-344.
- RUDI, J. et al., 2010: Multiscale Analysis of Hydrologic Time Series Data using the Hilbert–Huang Transform *gsvadzone*, 9(4): 925-942.
- SEVRUK, B., 1996: Adjustment of tipping-bucket precipitation gauge measurements. *Atmospheric Research*, 42(1–4): 237-246.

Verdunstung am Beginn und am Ende der Vegetationsperiode

Reinhard Nolz^{1*} und Peter Cepuder¹

Zusammenfassung

An einem Standort im Osten Österreichs (580 mm mittlerer Jahresniederschlag, 9.9°C Jahresmitteltemperatur) wurde mittels wägbarer Lysimeter die Verdunstung am Beginn und am Ende der Vegetationsperiode von Durumweizen im Jahr 2010 gemessen. Es wurde vor allem das Verhältnis der Verdunstung von Brache zur Gras-(Referenz)verdunstung untersucht, welches durchschnittlich höher war als Standardwerte aus der Literatur.

Schlagwörter: Lysimeter, Evaporation, Pflanzenkoeffizient, kc-Wert, Durum

Summary

At a study site in the East of Austria (580 mm mean annual rainfall, 9.9°C mean temperature) evapotranspiration at beginning and end of the vegetative period of Durum wheat in 2010 was determined by means of weighing lysimeters. In particular, the relation between evaporation from bare soil and grass (reference) evapotranspiration was considered which turned out to be on average higher than standard values from literature.

Keywords: lysimeter, evaporation, crop coefficient, kc-value, Durum

Einleitung

Die Verdunstung (Evapotranspiration ET) von einer bewachsenen Oberfläche setzt sich aus der Pflanzenverdunstung (Transpiration T) sowie der unproduktiven Verdunstung (Evaporation E) von der Bodenoberfläche zusammen. In der Vegetationsperiode dominiert die Transpiration und beeinflusst damit den (Boden-)Wasserhaushalt wesentlich. Darüber hinaus gibt es aber durchaus Fragestellungen und Forschungsbereiche, welche auch die Evaporation außerhalb der Vegetationsperiode betreffen (LIU et al. 2002, TOLK et al. 1999). Diese Arbeit zeigt die an einem Standort im Osten Österreichs am Beginn und am Ende der Vegetationsperiode von Durumweizen mittels Lysimeter gemessene Verdunstung.

Material und Methoden

Der Versuchsstandort liegt an der Versuchswirtschaft der Universität für Bodenkultur Wien (BOKU) in Groß-

Enzersdorf (48°12'N, 16°34'E; 157 m). Das Gebiet ist durch 580 mm Jahresniederschlag und 9.9°C Temperatur charakterisiert (MÜLLER 1993). Für diese Arbeit wurden Verdunstungs- und Wetterdaten des Jahres 2010 auf Tagesbasis herangezogen. Die meteorologischen Daten stammen von der Wetterstation der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) am Versuchsgelände. Die Verdunstung wurde mit zwei wägbaren Groß-Lysimetern (Durchmesser 1,9 m; Tiefe 2,5 m) gemessen, wovon eines als bewässertes Gras-Lysimeter zur Ermittlung der Referenzverdunstung ET_0 (ALLEN et al. 1998) betrieben wird (NOLZ et al. 2011). Am zweiten Lysimeter erfolgte am 23.3.2010 (Tag 81) Bodenbearbeitung und Aussaat von Durumweizen. Die Zeitreihe von 9.3. (Tag 67) bis 20.4. (Tag 109) wurde genauer untersucht, wobei am Ende der ausgewählten Periode lediglich kleine Pflanzen mit kaum Bodenbedeckung zu erkennen waren. Weiters wurde die Periode von 1.7. (Tag 181) bis 24.8. (Tag 235) untersucht. Diese umfasst etwa vier Wochen vor und vier Wochen



Abbildung 1: Die Verdunstung von beiden Lysimetern wurde im Zeitraum vor (Tag 181 bis 208) und nach (Tag 209 bis 235) der Ernte von Durumweizen am 28.7.2010 (Tag 208) ermittelt

¹ Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft, Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Universität für Bodenkultur Wien, Muthgasse 18, A-1190 WIEN

* Ansprechpartner: DI Reinhard Nolz, reinhard.nolz@boku.ac.at

Tabelle 1: Mittelwerte für tägliche Referenzverdunstung ET_0 , Pflanzenverdunstung ET_c und k_c -Werte in den entsprechenden Zeiträumen

	Tag 67 bis 81 (Aussaat)	Tag 82 bis 109	Tag 181 bis 208 (Ernte)	Tag 209 bis 214 (Bodenbearbeitung)	Tag 215 bis 235
ET_0 / (mm·d ⁻¹)	0,76	1,93	4,92	3,34	3,31
ET_c / (mm·d ⁻¹)	0,81	1,08	3,85	2,50	2,43
k_c -Wert / (-)	1,13	0,76	0,77	0,78	0,82
k_{cb} -Wert / (-)	0,15	0,15	0,10	0,10	0,10
max. k_c -Wert	1,20	1,20	1,15	1,15	1,15

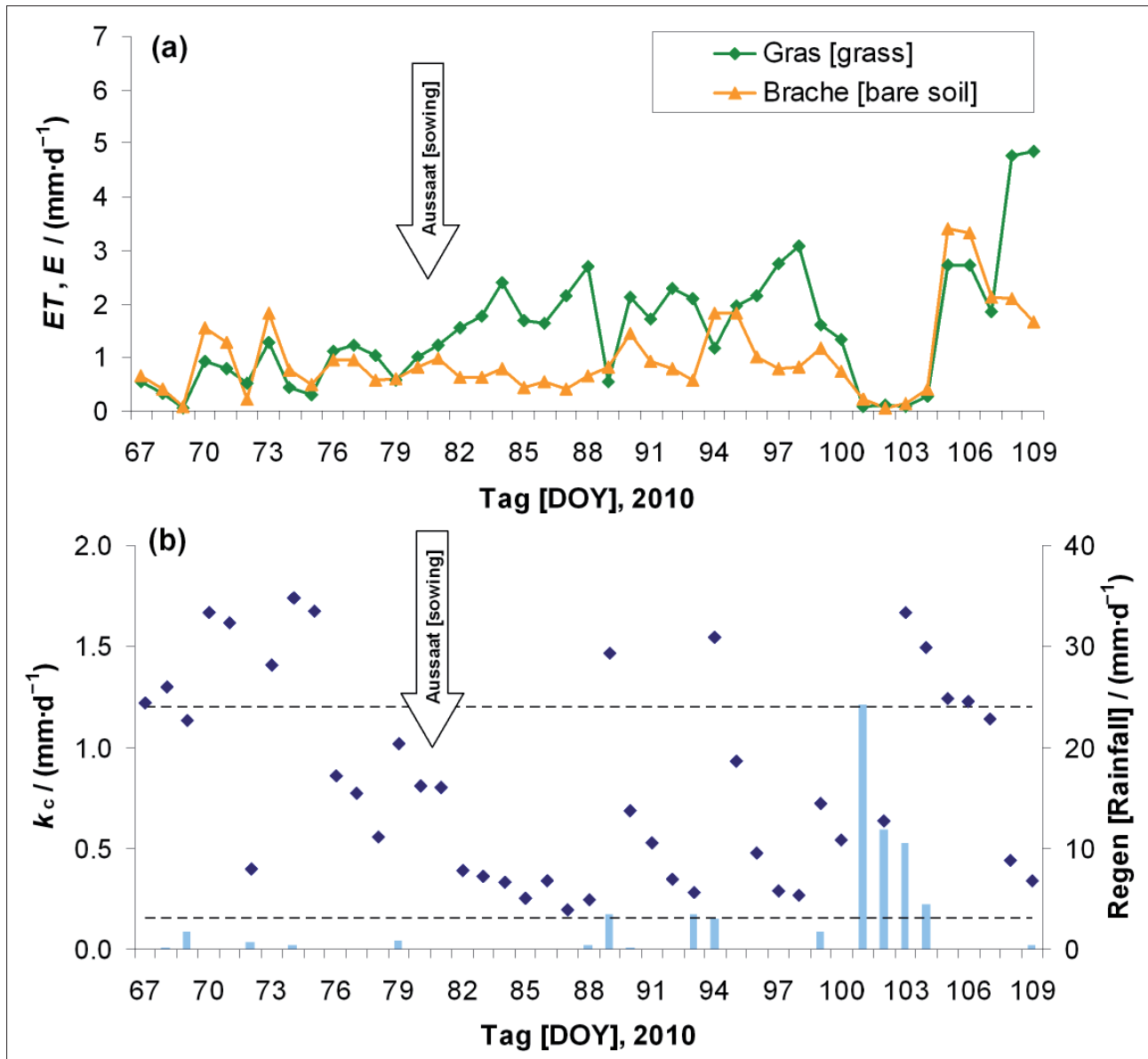


Abbildung 2: Verdunstung von Gras und Brache am Lysimeter vor und zu Beginn der Vegetationsperiode von Durum (Aussaat am 23.3.2010 / Tag 81); die gestrichelten Linien repräsentieren den k_{cb} Wert (untere) bzw. den maximalen k_c -Wert (obere)

nach der Ernte am 28.7. (Tag 208), wobei die abgeerntete Fläche (Stoppelfeld) am 3.8. (Tag 215) umgegraben wurde (Abbildung 1).

Aufgrund der überdurchschnittlichen Niederschlagsmenge von 472 mm von März bis August 2010 – der langjährige

Durchschnitt liegt bei 330 mm im entsprechenden Zeitraum – wurde angenommen, dass die Verdunstung in Bezug auf Wassernachlieferung nicht wesentlich eingeschränkt wurde und somit „potenzielle“ Verdunstungsverhältnisse vorherrschend waren. In diesem Fall gilt der Ansatz, dass

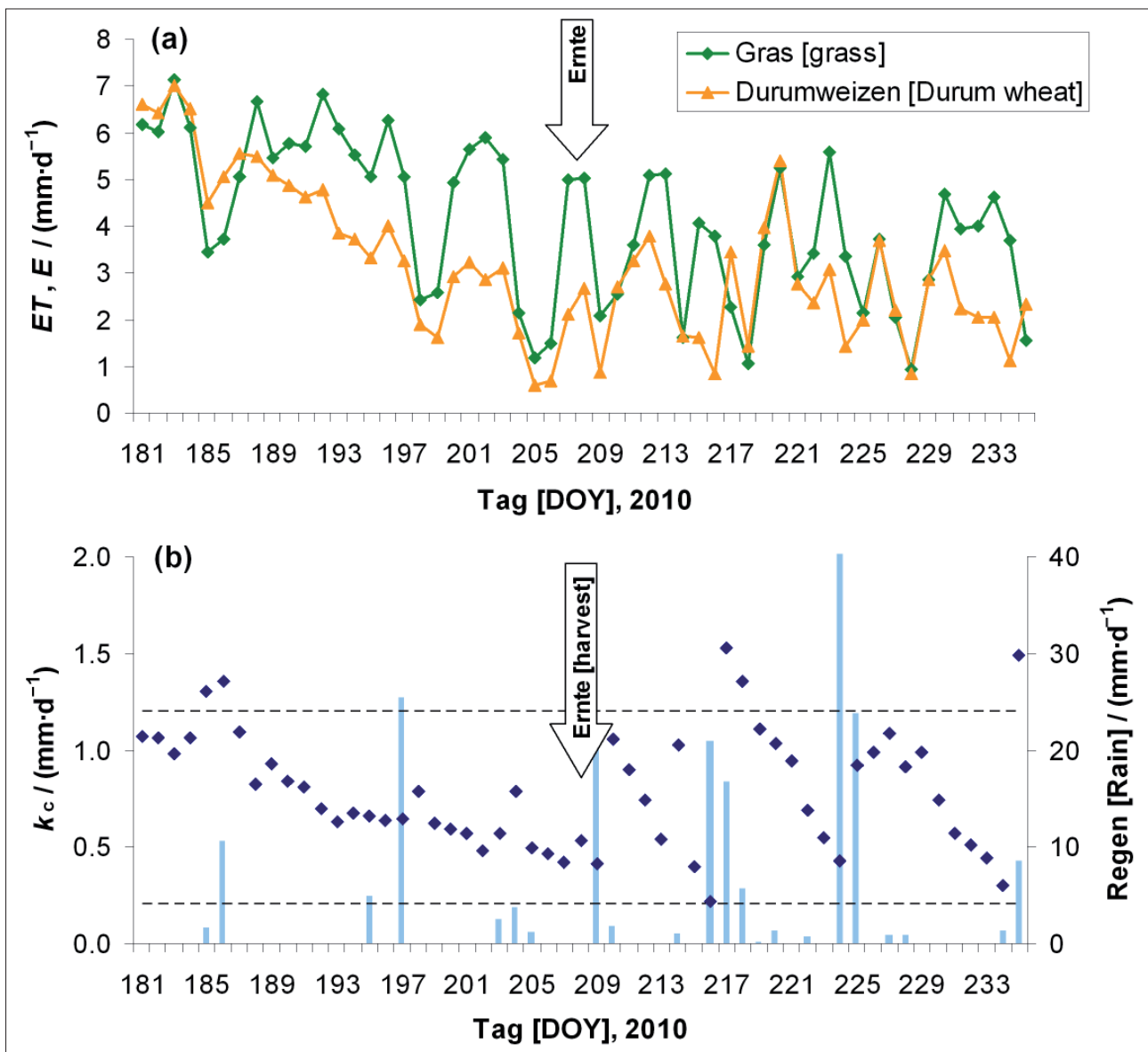


Abbildung 3: Verdunstung von Gras und Durum am Lysimeter gegen Ende der Vegetationsperiode und danach (Ernte am 28.7.2010 / Tag 208); die gestrichelten Linien repräsentieren den k_{cb} Wert (untere) bzw. den maximalen k_c -Wert (obere)

die Pflanzenverdunstung $ET_c = ET_0 \cdot k_c$ ist, wobei sich der (Pflanzen)Koeffizient k_c aus einem evaporativen Anteil k_e und einem Anteil k_{cb} , welcher das Pflanzenwachstum berücksichtigt, zusammensetzt (ALLEN et al. 1998). Der k_c -Wert wurde für die untersuchten Zeitreihen berechnet und gilt sinngemäß sowohl für die bewachsene Oberfläche als auch für die Brache (mit Pflanzenrückständen).

Ergebnisse und Diskussion

Die Verdunstungswerte blieben am Beginn der Vegetationsperiode erwartungsgemäß niedrig. In diesem Zeitraum war die durchschnittliche Verdunstung von der Brache sogar höher als die Referenzverdunstung ET_0 ($k_c > 1$), allerdings auf sehr niedrigem Niveau (Tabelle 1 und Abbildung 2a). Im weiteren Verlauf stieg die Verdunstung an, wobei jeweils an Regentagen ein starker Rückgang zu erkennen

war (Abbildung 2a und Abbildung 3a). Ab der Aussaat mit vorangegangener Bodenbearbeitung, sowie am Ende der Vegetationsperiode war der durchschnittliche k_c -Wert ähnlich (etwa 0,8), allerdings unterlag dieser starken von Regenereignissen abhängigen Schwankungen. Dies betraf vor allem den brachen Boden (Tag 81 bis 109 und 208 bis 235) (Abbildung 2b und Abbildung 3b). Es ist deutlich zu erkennen, dass der k_c -Wert nach einem Regen den maximalen k_c -Wert aus der Literatur (Tabelle 1) erreicht oder übersteigt, und dann innerhalb einiger Tage auf einen Wert zurückfällt, der sich dem k_{cb} -Wert aus der Literatur annähert. Bei Pflanzenbewuchs war dieser Effekt deutlich weniger ausgeprägt (Tag 181 bis 208) (Abbildung 3b). Grundsätzlich ist anzumerken, dass die ermittelten k_c -Werte am Beginn und am Ende der Vegetationsperiode durchschnittlich etwa 0,8 und fast immer größer als 0,5 waren, und damit deutlich über dem Literaturwert von 0,15 lagen.

Zusammenfassung

Die Verdunstung von einem Gras-Lysimeter (Referenz) wurde der Verdunstung von Brache am Beginn der Vegetationsperiode von Durumweizen gegenübergestellt. Außerdem wurde die Verdunstung am Ende der Vegetationsperiode und nach der Ernte ermittelt. Die Verdunstungswerte verliefen erwartungsgemäß, allerdings lagen die daraus errechneten k_c Werte in der Regel über den entsprechenden Literaturwerten, was wahrscheinlich auf die häufigen Regenereignisse zurückzuführen ist. Das Verhältnis der Messwerte zu berechneten Verdunstungswerten ist jedoch noch zu prüfen.

Literatur

- ALLEN, R.G., L.S. PEREIRA, D. RAES and M. SMITH, 1998: Crop Evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrig. and Drain. Paper 56.
- LIU, C.M., X.Y. ZHANG and Y.Q. ZHANG, 2002: Determination of daily evaporation and evapotranspiration of winter wheat and maize by large-scale weighing lysimeter and micro-lysimeter. Agric. For. Meteorol. 111, 109-120.
- MÜLLER, W., 1993: Agroklimatische Kennzeichnung des zentralen Marchfeldes. Beihefte zu den Jahrbüchern der ZAMG, Klimatologie, Heft 3. Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG), Publ. Nr. 348, Wien.
- NOLZ, R., G. KAMMERER und P. CEPUDER, 2011: Datenmanagement der wägbaren Lysimeter in Groß-Enzersdorf. In: LFZ Raumberg-Gumpenstein (Ed.): Tagungsband der 14. Gumpensteiner Lysimeter-tagung, 3.- 4.5.2011, 33-38.
- TOLK, J.A., T.A HOWELL and S. REVETT, 1999: Effect of mulch irrigation, and soil type on water use and yield of maize. Soil Tillage Res. 50, 137-147.

Bedeutung von Winterniederschlag, Schneespeicherung und -schmelze auf die Grundwasserneubildung am Almstandort Stoderzinken

Martina Schink^{1*}, Markus Herndl¹, Matthias Kandolf¹ und Andreas Bohner¹

Zusammenfassung

Topografisch ist Österreich hauptsächlich von den Alpen geprägt, wo je nach Höhenlage und Jahreszeit Niederschläge in einer mehr oder weniger langen Zeitspanne in Form von Schnee anfallen. Schnee kann während der Schmelzperiode Wasser zeitlich und räumlich je nach Witterung und Untergrund unterschiedlich frei geben. Ergebnisse aus früheren Untersuchungen zeigen im Untersuchungsgebiet an der Westseite des Stoderzinkens (1830 m) eine doch recht beträchtliche Diskrepanz zwischen Niederschlägen im Herbst und Winter und den anfallenden Sickerwassermengen. Es konnte bisher auf diesem Standort keine Beziehung zwischen Winterniederschlägen, Schneewasseräquivalent und Schmelzwasser bzw. Grundwasserneubildung während der Schmelzperiode hergestellt werden. In der vorliegenden Studie soll durch Messungen auf einem Schneekissen und auf einem Lysimeter ein verbessertes Verständnis von Schneeakkumulation und -schmelzprozessen hergestellt werden. Die Ergebnisse zeigen, dass das Niederschlagsmesssystem „Pluvio“ vergleichsweise reproduzierbarere Niederschlagsmesswerte als das System „Parsivel“ liefert und daher für die weiteren Analysen über Schneeakkumulation und -schmelze herangezogen wurde. Im Vergleich der Resultate vom Schneekissen mit den gemessenen Werten, weist aber auch das System „Pluvio“ eine Unterschätzung des Niederschlages auf. Ergebnisse hinsichtlich lateraler Umverlagerung von Schnee und Schneeschmelzwasser, stellen Relief und Wind als starke Einflussgrößen dar. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Einflussgrößen auf die Diskrepanz zwischen Niederschlägen im Winter und den anfallenden Sickerwassermengen durch diese Studie bekannt und teilweise quantifiziert wurden. Nichtsdestotrotz, bedarf es weiterer Untersuchungen die diese Ergebnisse erhärten und die Einflussgrößen weiter quantifizieren.

Schlagwörter: Schneewasseräquivalent, Schneehöhe, Schneedichte, Lysimeter, Grundwasserneubildung

Summary

Topographically, Austria is mainly characterized by the Alps where precipitation is occurring depending on altitude and season in form of snow over a more or less long period of time. During the melting period, snow can release water differing in time and space depending on the weather and subsoil. Results from previous investigations, show at the study site at the west side of the Stoderzinken Mountain (1830 m), showed a quite considerable discrepancy between precipitation in autumn and winter and the resulting seepage water quantity. So far, no relationship between winter precipitation, snow water equivalent and melting water respectively ground-water formation could be identified during the snow melting period at this site. In the present study, an improved understanding of snow accumulation and -melting processes by measurements on a snow pillow and on a lysimeter was established. The results indicate that the precipitation measuring system „Pluvio“ supplies comparatively more reproducible precipitation values than the system „Parsivel“ and therefore those results were used for further analyses regarding snow accumulation and -melting. In comparison with results from the snow pillow, the system „Pluvio“ is also underestimating the measured precipitation values. Results regarding lateral shift of snow and snow melting water, are identifying relief and wind as key variables. It can be summarized that the discrepancy between precipitation in winter and the resulting quantities of seepage water was detected and partly measured by this study. Nonetheless, further investigations are required that confirm these results and the measured variables.

Keywords: snow water equivalent, snow depth, snow density, lysimeter, groundwater recharge

Einleitung

Die nördlichen Kalkalpen tragen auf Grund ihrer hohen Niederschlagsmengen, die je nach Höhenlage und Jahreszeit in einer mehr oder weniger langen Zeitspanne in Form von Schnee anfallen, wesentlich zur Trinkwasserversorgung in Österreich bei. In welcher Menge und Zeitspanne Wasser durch eine Schneedecke fließt, hat für viele Prozesse

und Anwendungen Auswirkungen. Die Kenntnis über Schneemächtigkeit bzw. wie viel Wassermenge in einer Schneedecke gebunden ist (Schneewasseräquivalent), kann zusammen mit Auskünften über Relief und Windverfrachtung wichtige Informationen hinsichtlich Einfluss von Schneeakkumulation und -schmelze auf die Grundwasserneubildung liefern. Ergebnisse aus einer Studie von HERNDL et al. 2009, zeigen im Untersuchungsgebiet an

¹ Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Raumberg 38, A-8952 IRDNING

* Ansprechpartner: Martina Schink, martina.schink@raumberg-gumpenstein.at

der Westseite des Stoderzinkens (1830m), eine beträchtliche Diskrepanz zwischen Niederschlägen im Herbst und Winter und den anfallenden Sickerwassermengen. Im Jahresvergleich fallen um bis zu 1/3 höhere Sickerwassermengen an, als Niederschläge pro Jahr im Untersuchungsgebiet anfallen. Die Gründe können vielfältig sein und reichen von einer fehlerhaften Niederschlagsermittlung im Winter bis zu Umverlagerung von Schnee oder Schneeschmelzwasser. Um diese Fragen beantworten zu können, wurde seit dem Winter 2009, ein Schneekissen bzw. ein zusätzliches Niederschlagsmesssystem (Pluvio) installiert. Die zentrale Fragestellung, die in diesem Beitrag behandelt wird, ist zum einen zu klären ob die Niederschlagsermittlung durch das neu installierte System verbessert werden kann und zum anderen, wie viel Schnee (Schneewasseräquivalent) im Untersuchungsgebiet vorhanden ist und welcher Anteil davon zu welchem Zeitpunkt als Schmelzwasser abfließt.

Material und Methoden

Forschungsstation Stoderzinken

Für das verbesserte Verständnis des Prozesses und der Dynamik der Grundwasserneubildung auf Almstandorten, wurde 2005 an der Westseite des Stoderzinkens (1830 m Seehöhe) eine Forschungsstation mit einem wägbaren monolithischen Lysimeter und einer Wetterstation errichtet. Der Standort der Lysimeterstation weist typisch für die Nördlichen Kalkalpen

hohe Niederschlagsmengen und eher kühle Temperaturen auf. Der Bodentyp im Lysimeter ist ein krumenpseudovergleyter Kalkbraunlehm. Die Böden im Umland sind ein Komplex aus flachgründigen Kalklehm-Rendzinen aus Dachsteinkalk (FLÜGEL und NEUBAUER 1984) und tiefgründigen Kalkbraunlehmen. Die Lysimeterstation besteht aus einem wägbaren monolithischen Lysimeter (Oberfläche = 1 m²; Tiefe = 1 m), einem monolithischen Bodenwasser-sammler (Oberfläche = 0,071 m²; Tiefe = 0,6 m) sowie einem Freilandmessprofil und einer Wetterstation (BOHNER et al. 2007). Die Wetterstation beinhaltet 4 Niederschlagssammler mit einem Durchmesser von 20 cm und einer Auffangoberfläche von 314 cm². In einer Höhe von 2 m werden Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Globalstrahlung, relative Feuchte und Lufttemperatur gemessen. Die Lufttemperatur wird zusätzlich in 5 cm und 20 cm Höhe über der Bodenoberfläche registriert. Die Niederschlagsmengenmessung erfolgt mit dem System „Parsivel“ und „Pluvio“ (Fa. OTT) in einer Höhe von 3 m bzw. 2 m.

Messtechnik zur Quantifizierung von Schneeparametern

Die Schneehöhe und die Wassermenge die in der Schneedecke gebunden sind (Schneewasseräquivalent), werden mit einem Schneehöhensensor (USH-8 Ultraschall Schneehöhensensor) und einem 1,5 x 1,5 m großen Schneekissen (Fa. Sommer) gemessen. Das Messprinzip des Schneehöhensens-

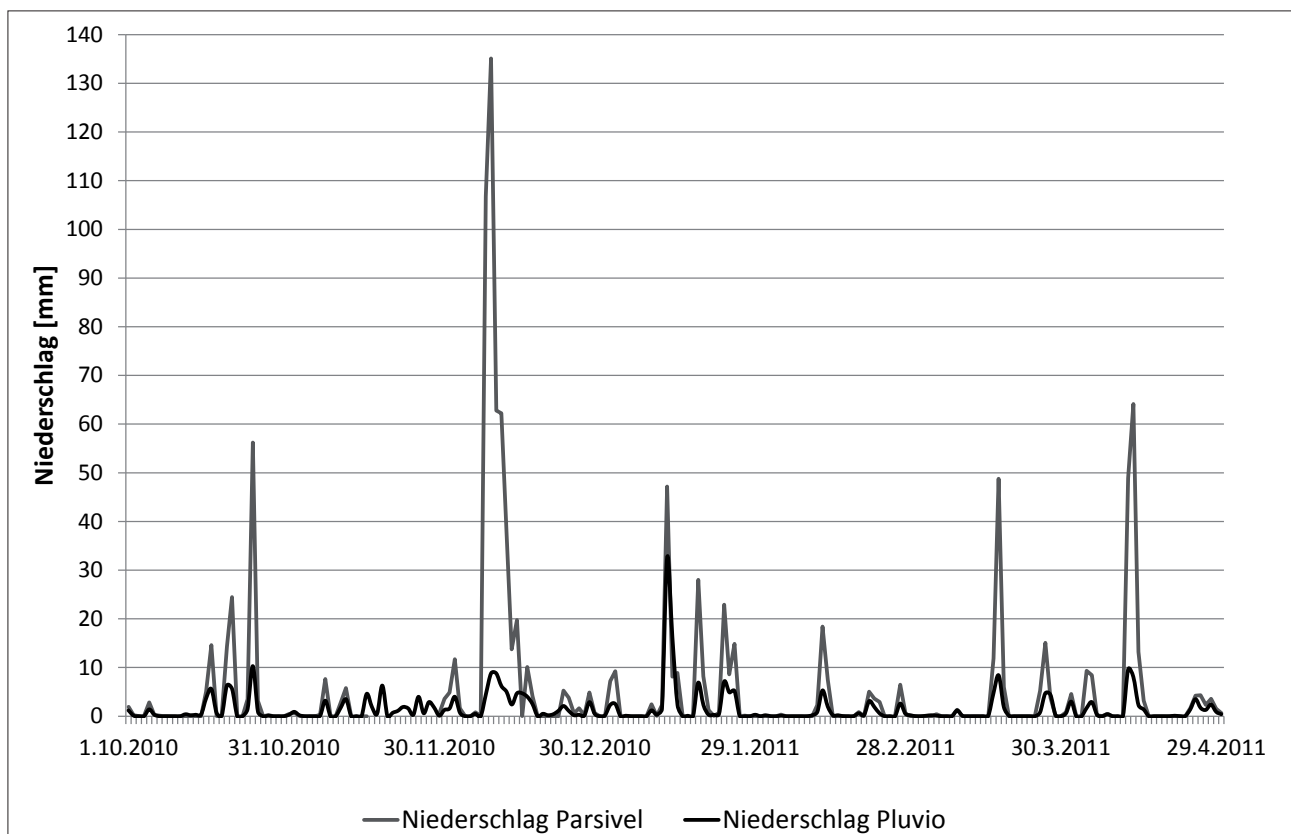


Abbildung 1: Tägliche Niederschlagssummen am Untersuchungsstandort Stoderzinken ermittelt durch das Niederschlagsmesssystem „Parsivel“ und „Pluvio“.

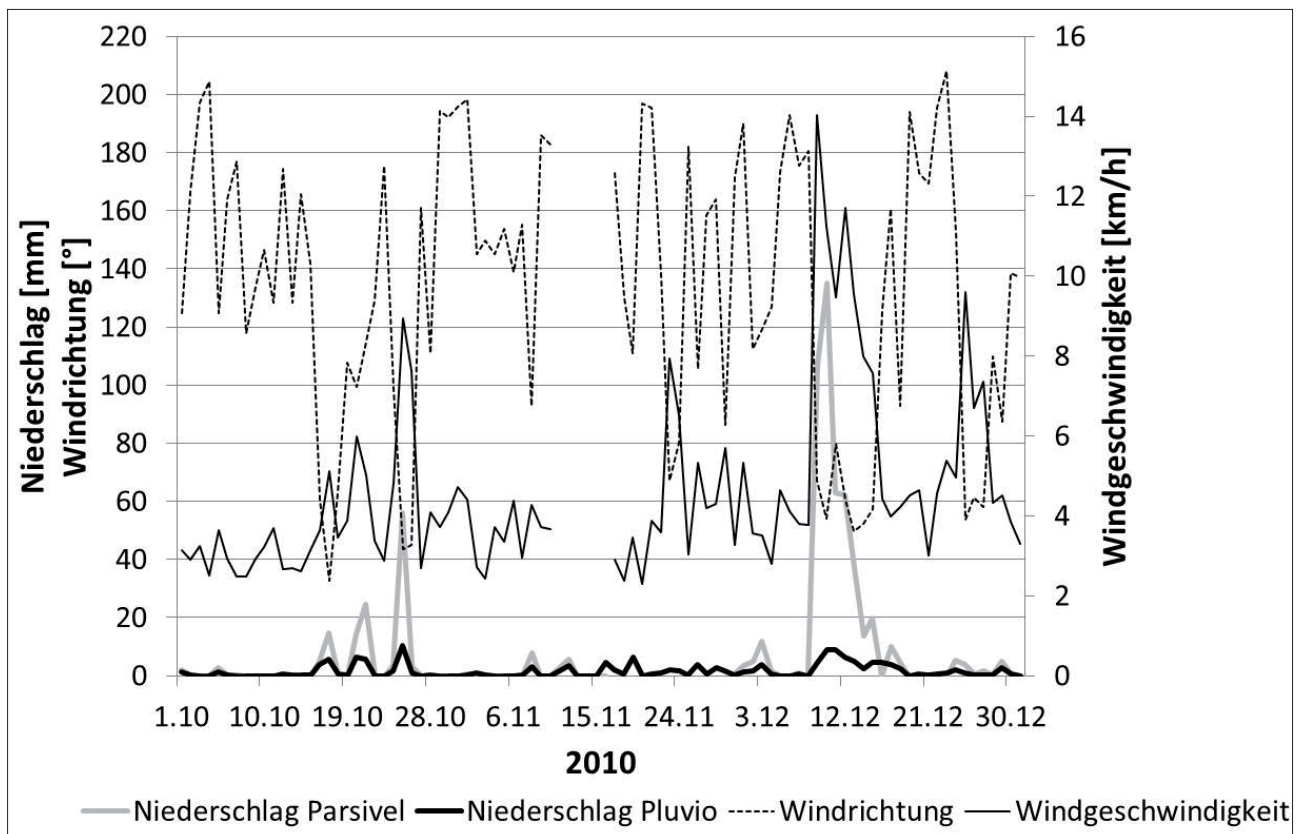


Abbildung 2: Tägliche Niederschlagssummen, Windrichtung und Windgeschwindigkeit am Untersuchungsstandort Stoderzinken.

sors beruht auf der Laufzeitmessung eines Ultraschallimpulses. Anhand der benötigten Laufzeit der Ultraschallsignale errechnet der Sensor die aktuelle Schneehöhe. Das Messprinzip des Schneekissens beruht auf der Messung des von der Schneedecke verursachten hydrostatischen Drucks. Der mit einem Druckmessumformer erfasste Druck entspricht dem Wasseräquivalent bzw. Schneegewicht der Schneedecke (Fa. Sommer).

Ergebnisse und Diskussion

Niederschlag im Winter

Um den Winterniederschlag evaluieren bzw. Fehlmessungen eruieren zu können, wurden die Messungen der beiden am Versuchsstandort vorhandenen Niederschlagsmesssysteme „Parsivel“ und „Pluvio“ gegenübergestellt. Es zeigt sich an einzelnen Tagen eine deutliche Erhöhung der Niederschläge beim System „Parsivel“ im Vergleich zu Messungen mit dem System „Pluvio“ (Abbildung 1). Analysen über den Grund der doch recht deutlichen Abweichungen zeigen, dass die Windgeschwindigkeit und vor allem die Windrichtung als Ursache für die Fehlmessungen eine Rolle spielen. Wie Abbildung 2 zeigt, herrscht zum Zeitpunkt der Abweichungen eine im Vergleich erhöhte Windgeschwindigkeit verbunden mit der Windrichtung 40-60° (NO). Da der Sensor für die Niederschlagsermittlung im System „Parsivel“ in der Hauptwindrichtung WO ausgerichtet ist, kann vermutet werden, dass der Sensor bei gewissen Windrichtungen und Windgeschwindigkeiten keine korrekten Werte erzeugen kann.

Vergleich von Niederschlag und Sickerwasser

Die Gegenüberstellung von Niederschlag (ermittelt mit dem System „Pluvio“) und anfallendem Sickerwasser im Lysimeter, zeigt eine in der Summe um etwa 1/3 erhöhte Sickerwassermenge im Vergleich zum Niederschlag in der gleichen Zeit (Abbildung 3). Diese Tatsache bestätigt Ergebnisse von HERNDL et al. 2009, wo in etwa die gleiche Diskrepanz zwischen Niederschlägen und Sickerwassermengen im Lysimeter zu beobachten war. Gründe für diese Abweichung können vielfältig sein. Ein Ansatz zur Klärung dieser Diskrepanz könnte die Verlagerung von Schnee- oder Schneeschmelzwasser sein. Ein weiterer Erklärungsansatz könnte die Unterschätzung der Niederschlagsmenge durch das System „Pluvio“ sein, was in weiterer Folge untersucht wurde.

Verlagerung von Schnee

Den Einfluss von Relief auf die laterale Verlagerung von Schnee zeigt Abbildung 4. Trotz räumlich eng beieinander gemessener Schneehöhen (im Umkreis von ca. 5 m) zum gleichen Zeitpunkt, zeigt sich der Einfluss von der Lage der Messpunkte. Vor allem die gemessenen Schneehöhen im Umland des Lysimeters weisen eine große Variabilität auf. Auffallend ist die relativ hohe Schneehöhe am Lysimeter bzw. die geringste Schneehöhe am Schneekissen. Da der Lysimeter in einer kleinen Muldenlage liegt und das Schneekissen ungefähr 0,5 m über dem Lysimeter positioniert ist,

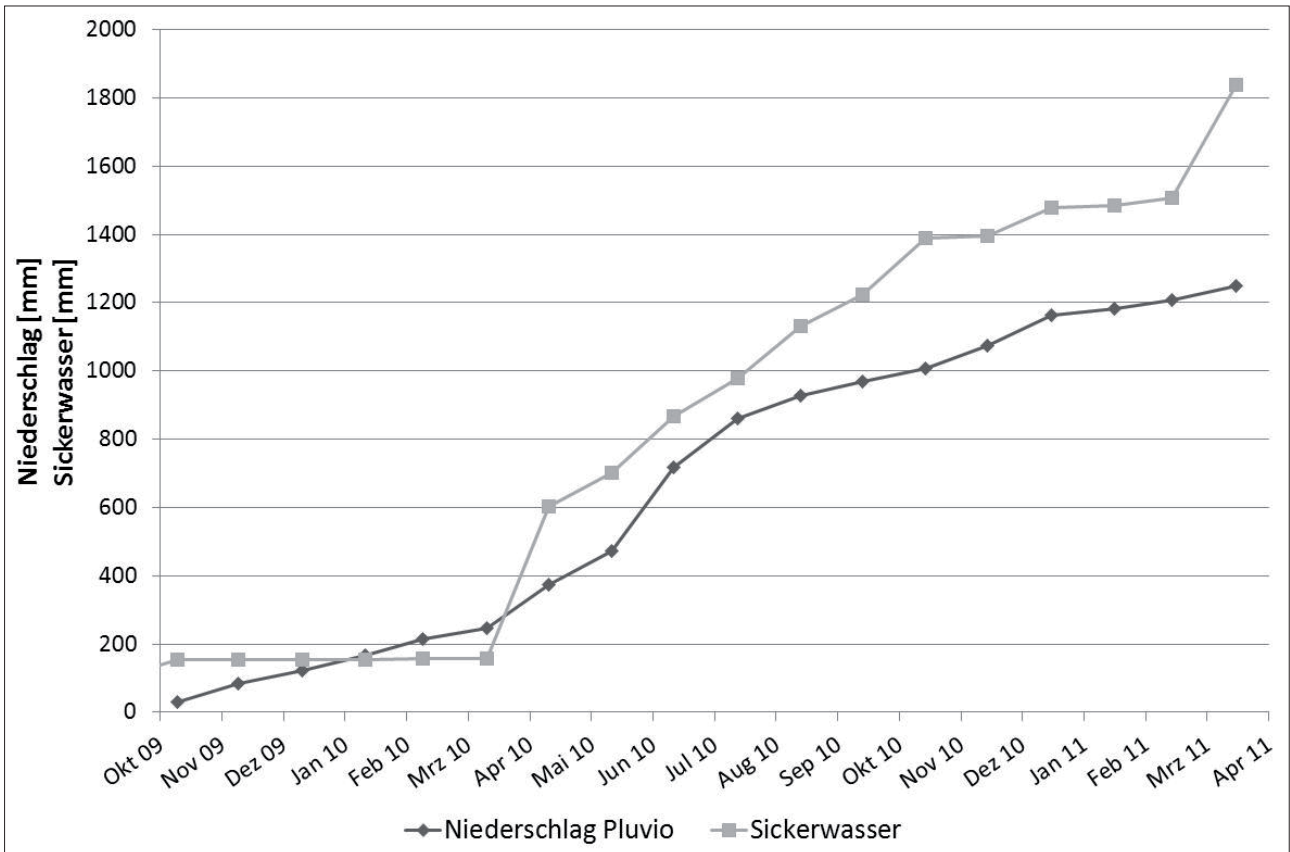


Abbildung 3: Kumulative monatliche Niederschlags- und Sickerwassersummen am Untersuchungsstandort Stoderzinken.

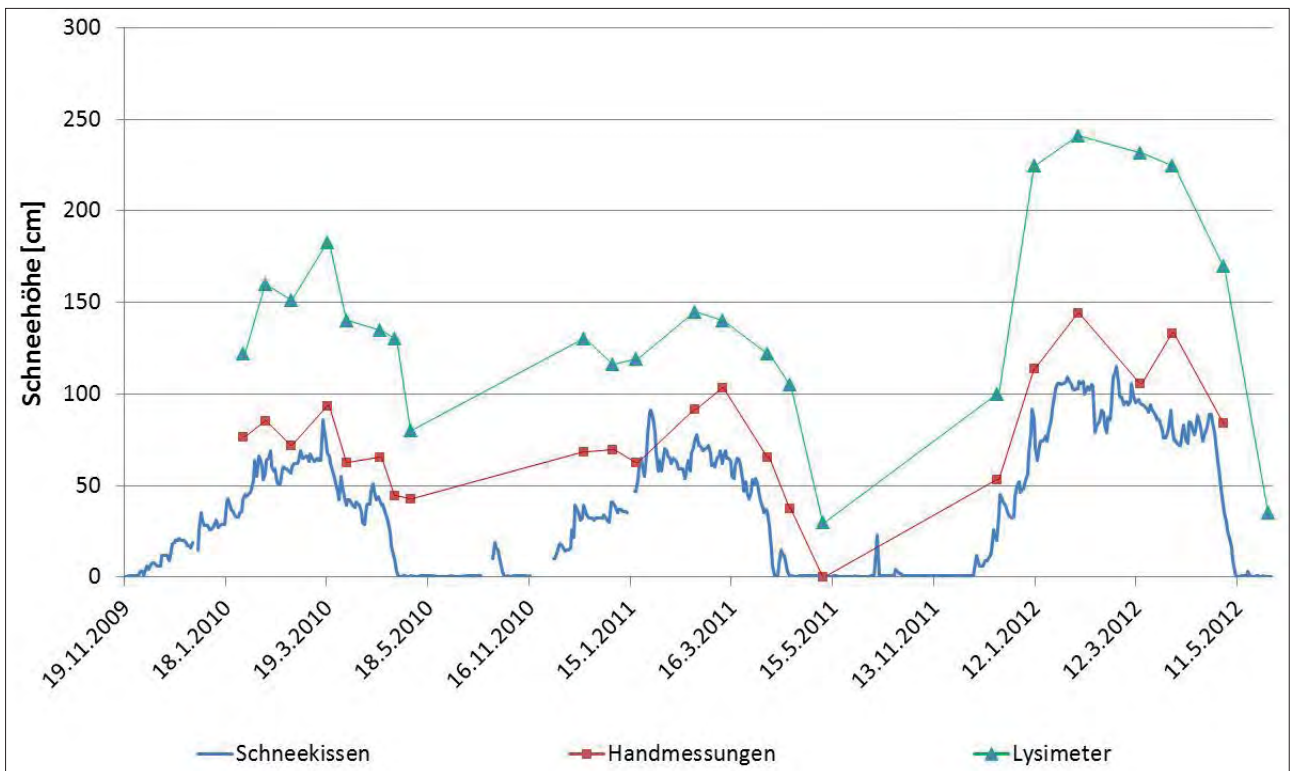


Abbildung 4: Schneehöhe gemessen am Schneekissen, im Umland des Lysimeters (Handmessungen) und am Lysimeter am Untersuchungsstandort Stoderzinken.

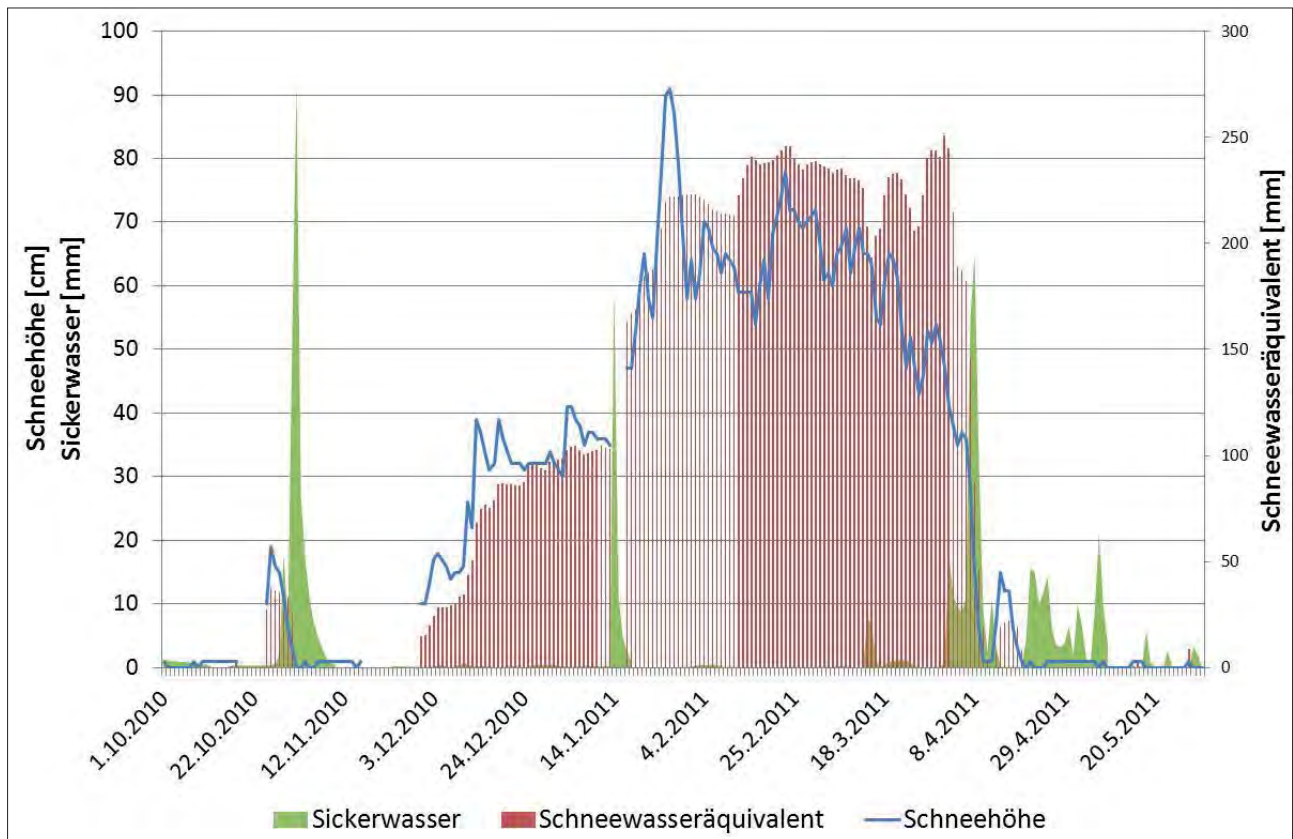


Abbildung 5: Tägliches Schneewasseräquivalent, Sickerwassersummen und Schneehöhe am Untersuchungsstandort Stoderzinken.

sind die Abweichungen relativ einfach erklärbar. Diese Tatsache macht die Bestimmung der absoluten Schneehöhe für den Standort nahezu unmöglich.

Zusammenhang Winterniederschlag, Schneewasseräquivalent und Sickerwasser

Um zu klären, wie viel Schnee (Schneewasseräquivalent) im Untersuchungsgebiet vorhanden ist und welcher Anteil davon wann als Schmelzwasser abfließt, wurden die Daten des Schneekissens und des Schneehöhsensors im Vergleich mit dem zeitlichen und mengenmäßigen Anfall von Sickerwasser gegenübergestellt. Wie in *Abbildung 5* ersichtlich, kann das Schneekissen die zeitliche Auflösung der Akkumulations- und Schmelzprozesse sehr gut darstellen. Die kumulierte Menge an Schneewasseräquivalent über den Winter 2010/11 ist 500 mm, das im Zeitraum bis zur Schmelzperiode erfasste Sickerwasser ist 786 mm. Die Diskrepanz von rund 270 mm ist hauptsächlich durch die Lage des Lysimeters zu erklären, bei dem die Schneehöhe in Spitzenzeiten bis zu 1m über der auf dem Schneekissen liegt. Vergleicht man zusätzlich den kumulierten Niederschlag vom System „Pluvio“ über den gleichen Zeitraum (412 mm), zeigt sich eine Unterschätzung der Niederschlagsmenge im Winter bzw. die gleiche Diskrepanz zur Sickerwassermenge. Die Unterschätzung der Niederschlagsmengen im Winter durch das System „Pluvio“ ist aus der Literatur bekannt (STRASSER 2008) und kann auch durch Messwerte am Stoderzinken bestätigt werden.

Danksagung

Die Forschungsstation am Stoderzinken wurde mit Mitteln der HBLFA Raumberg-Gumpenstein, der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 19A Wasserwirtschaftliche Planung und Siedlungswasserwirtschaft und des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft finanziert. Weiters danken wir der Firma UMS GmbH, München für die Planung, Errichtung, und Wartung der Forschungsstation.

Literatur

- BOHNER, A., M. SCHINK und G. EDER, 2007: Eine Gebirgs-Lysimeterstation am Stoderzinken (Österreich, Steirisches Ennstal) in 1830 m Seehöhe - Messeinrichtung und Forschungsziele. 12. Gumpensteiner Lysimetertagung. Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein, 173-175.
- FLÜGEL, H.W. und F. NEUBAUER, 1984: Steiermark. Geologie der österreichischen Bundesländer in kurzgefassten Einzeldarstellungen. Geologische Bundesanstalt Wien, 127 S.
- HERNDL, M., A. BOHNER und M. KANDOLF, 2009: Gebirgs-Lysimeterstation am Stoderzinken - Erste Ergebnisse. 13. Gumpensteiner Lysimetertagung 2009, LFZ Raumberg-Gumpenstein, 111-116.
- STRASSER, U., 2008: Die Modellierung der Gebirgsschneedecke im Nationalpark Berchtesgaden. Modelling of the mountain snow cover in the Berchtesgaden National Park, Berchtesgaden National Park research report, Nr. 55, Berchtesgaden.

Wasserretentionseigenschaften von Böden über den gesamten Feuchtebereich - ein Methodenvergleich

Henrike Schelle^{1*}, Lisa Heise¹, Kristin Jänicke¹ und Wolfgang Durner¹

Zusammenfassung

Die genaue Charakterisierung der bodenhydraulischen Eigenschaften ist für eine Reihe von Fragestellungen z.B. in der Landwirtschaft und im Grundwassermanagement von großer Bedeutung. Für die Untersuchung der Retentionskurven von Böden im Labor werden verschiedene Methoden eingesetzt. Standardmethoden sind u.a. (i) die Saugplattenmethode und (ii) die vereinfachte Verdunstungsmethode (HYPROP®) für den feuchten bis mittleren Druckbereich, sowie (iii) die Drucktopfmethode und (iv) die Taupunktmethode (WP4C PotentiaMeter®) für den mittleren bis trockenen Bereich. Diese vier Methoden wurden untersucht und verglichen mit der Zielsetzung, ihre Kompatibilität zu überprüfen. Die Saugplatten- und die Verdunstungsmethode lieferten übereinstimmende Retentionsdaten im feuchten bis mittleren Bereich. Die Taupunktmethode lieferte dazu passende Ergebnisse im trockenen Bereich, während die Ergebnisse der Drucktopfmethode besonders für feinkörnige Böden von denen der anderen Methoden abwichen.

Schlagwörter: Verdunstungs-, Saugplatten-, Drucktopf-, Taupunktmethode, Hysterese

Summary

The exact characterization of the soil hydraulic properties is essential for various purposes, e.g. in agriculture and groundwater management. Various laboratory methods for the determination of the soil water retention characteristics are frequently applied. Standard methods comprise (i) the suction plate method and (ii) the simplified evaporation method (HYPROP®) for moist to moderate pressure head ranges, and (iii) the pressure plate and (iv) the dew point method (WP4C PotentiaMeter®) for moderate to dry pressure head ranges. These four methods were evaluated and compared with the goal to prove their compatibility. The suction plate method and the evaporation method yielded agreeing retention data in the moist to moderate pressure head range. The dew point method yielded matching results in the dry range, while retention data obtained from the pressure plate method differed from those obtained with the other methods, particularly for fine textured soils.

Keywords: Evaporation, suction plate, pressure plate, dew point method, hysteresis

Einleitung

Es gibt kein Messgerät, mit dem die Retentionskurve über den gesamten Feuchtebereich bestimmt werden kann. Daher ist die Kombination verschiedener Methoden notwendig und sinnvoll (SCHELLE et al. 2011). In der wissenschaftlichen Literatur gibt es immer wieder Hinweise, dass unterschiedliche Methoden zur Untersuchung der Retentionskurve verschiedene Ergebnisse liefern (e.g. BITTELLI und FLURY 2009). Die Kenntnis der korrekten Retentionskurve eines Bodens ist jedoch in mehrfacher Hinsicht von Bedeutung. Die Retentionskurve dient zur Ableitung des pflanzenverfügbaren Wassers im Boden. Außerdem wird üblicherweise die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit durch Kapillarbündelmodelle von der Retentionskurve abgeleitet, wobei schon kleine Änderungen der Retentionskurve zu großen Änderungen in der Leitfähigkeitsfunktion führen können (DURNER 1994). Dies hat einen enormen Einfluss bei der Modellierung des ungesättigten Wasserflusses.

Ziel dieser Arbeit war es, die Zuverlässigkeit und die Kompatibilität von vier Labormethoden zur Bestimmung der Retentionskurve zu untersuchen, und zwar (i) die vereinfachte Verdunstungsmethode (HYPROP®) und (ii)

die Saugplattenmethode, die den mittleren bis trockenen Feuchtebereich abdecken, und (iii) die Drucktopfmethode und (iv) die Taupunktmethode (WP4C PotentiaMeter®) für den feuchten bis mittleren Bereich. Dafür wurden ungestörte (i und ii) und gestörte (iii und iv) Bodenproben über einen weiten Texturbereich untersucht (Sand, Schluff, Lehm und Ton). Zusätzlich wurde mit dem WP4C PotentiaMeter® untersucht, ob im trockenen Bereich Hysterese eine Rolle spielt.

Material und Methoden

Sechs Böden unterschiedlicher Textur wurden verwendet, um die Übereinstimmung der vier Methoden zu überprüfen. Bodenproben der Texturen reiner Sand (Ss), sandig lehmiger Schluff (Uls), toniger Lehm (Lt) und lehmiger Ton (Tl) stammen von Standorten bei Pfeffenhausen und Kaufering in Bayern. Ein weiterer reiner Sand (Ss) und ein sandig lehmiger Schluff (Uls) stammen aus der Region Braunschweig-Wolfenbüttel in Niedersachsen. Im Folgenden werden diese nur mit der jeweiligen Hauptbodenart (S, S2, U, U2, L und T) bezeichnet, wobei der Index 2 jeweils für den Boden aus Niedersachsen verwendet wird. Die vier angewendeten

¹ Abt. Bodenphysik, Institut für Geoökologie, TU Braunschweig, Langer Kamp 19c, D-38106 BRAUNSCHWEIG

* Ansprechpartner: Dipl.-Geoökol. Henrike Schelle, h.schelle@tu-bs.de

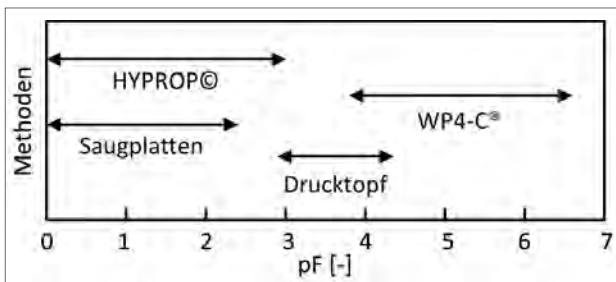


Abbildung 1: Methoden zur Bestimmung der Wasserretentionscharakteristik im Labor und ihre Messbereiche

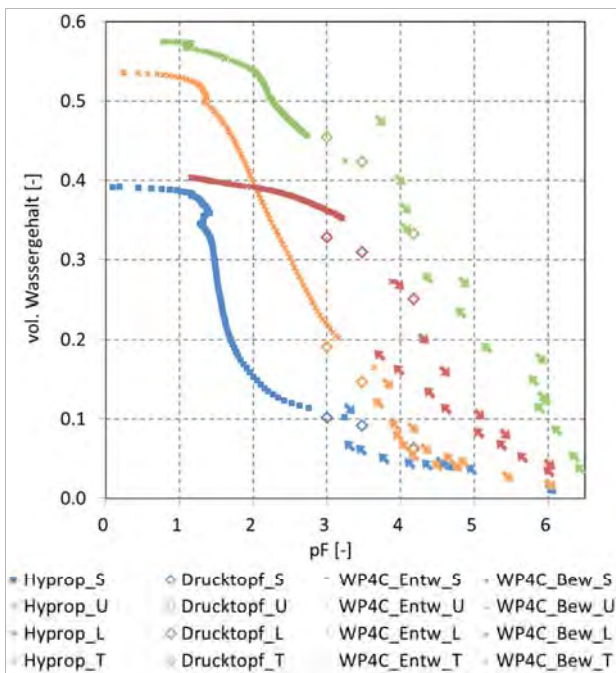


Abbildung 2: Mit der Verdunstungsmethode (Hyprop), dem Drucktopf (Entwässerung) und dem WP4C (Be- (Bew) und Entwässerungskurve (Entw)) gemessene Retentionsdaten für Sand (S), Ton (T), Schluff (U) und Lehm (L)

Methoden sowie ihre Messbereiche sind in *Abbildung 1* dargestellt. Für die Verdunstungsmethode und die Saugplattenmethode wurden ungestörte Proben verwendet, die vor Beginn der Messung von unten aufgesättigt wurden. Für die Drucktopf- und die Taupunktmethode wurden gestörte Proben verwendet, da im Messbereich dieser Methoden die Bodenstruktur keine Rolle spielt.

Verdunstungsmethode (HYPROP©)

Für die Durchführung der vereinfachten Verdunstungsmethode nach SCHINDLER (1980) wurde das kommerzielle Messgerät HYPROP© der Firma UMS GmbH München verwendet. Die aufgesättigten ungestörten Bodenproben (250 cm³, 5 cm hoch) werden der freien Laborverdunstung ausgesetzt. Dabei wird die Wasserspannung in 1,25 und 3,75 cm Tiefe kontinuierlich gemessen und die Proben regelmäßig gewogen (min. einmal pro Tag). Unter Berücksichtigung bestimmter räumlicher und zeitlicher Linearisierungsannahmen (PETERS und DURNER 2008) werden

mit der HYPROP©-Software aus den Messdaten diskrete Datenpunkte für die Retentions- und die ungesättigte Leitfähigkeitsfunktion berechnet. Der Absolutwassergehalt während der Hyprop-Messung wird über die Trockenmasse des Bodens und die Kenntnis des Gewichts aller im Aufbau verwendeten Teile bestimmt.

Saugplattenmethode

Bei der Saugplattenmethode stehen die ungestörten Bodenproben auf einer keramischen Platte, die wasserdurchlässig und luftundurchlässig ist. Über die Wasserphase wird an die Proben durch hängende Wassersäulen ein definierter Unterdruck angelegt.

Mit der Saugplattenmethode wurden nur die Böden S2 und U2 untersucht. Die 100 cm³ großen gesättigten Bodenproben, wurden auf Saugplatten mit Unterdrücken von 10, 30, 60 und 300 cm Wassersäule (WS) gestellt (je 4 Wiederholungen für jeden Boden). Die Proben wurden auf der Platte belassen und wöchentlich gewogen. Nachdem sich der Wassergehalt nach drei Wochen nicht mehr änderte, wurde angenommen, dass sich ein hydrostatisches Gleichgewicht eingestellt hatte. Anschließend wurden die Proben für 24 Stunden bei 105°C getrocknet und durch Rückwägung der volumetrische Wassergehalt bei den verschiedenen Unterdrücken berechnet.

Drucktopfmethode

Bei der Drucktopfmethode wird ein Überdruck an die Gasphase angelegt. Die Wasserphase in der Probe steht über eine feinporige Keramik in Kontakt zum atmosphärischen Umgebungsdruck und wird darüber entwässert. Gestörte Bodenproben wurden in 1 cm hohe Ringe gepackt, vollständig aufgesättigt und im Drucktopf entwässert. Drei Druckstufen (pF 3,0, 3,5 und 4,2), wurden mit je 5 Wiederholungen pro Boden gemessen. Die Entwässerungsdauer der Proben betrug 1-2 Tage für die Stufen pF 3,0 und 3,5 und 16 Tage für pF 4,2. Die Bestimmung des Wassergehalts erfolgte über Wägung, Trocknung bei 105°C für 24 Stunden und erneute Wägung.

Taupunktmethode (WP4C PotentiaMeter®)

Das Messprinzip der Taupunktmethode beruht auf der Gleichgewichtseinstellung des Wassergehalts der Bodenprobe mit dem Wasserdampfdruck in der Luft. In der Messkammer des WP4C PotentiaMeter® (Decagon Devices, Inc., Pullman, WA 99163, USA) wird über einen gekühlten Spiegel die Taupunkttemperatur und durch einen Infrarotsensor die Proben temperatur gemessen. Über diese beiden Werte wird die relative Luftfeuchtigkeit und daraus über die Kelvingleichung das Gesamtpotential des Bodenwassers berechnet.

Mit dem WP4C PotentiaMeter® wurden Be- und Entwässerungszweige der Retentionskurve gemessen, um zu überprüfen, ob in diesem Bereich Hysterese auftritt. Für die Entwässerungsmessung wurden die gestörten Proben (ca. 2 mm hoch) vollständig aufgesättigt und so lange der Verdunstung ausgesetzt, bis der gewünschte Wassergehalt erreicht war. Dies wurde durch regelmäßige Wägung überprüft.

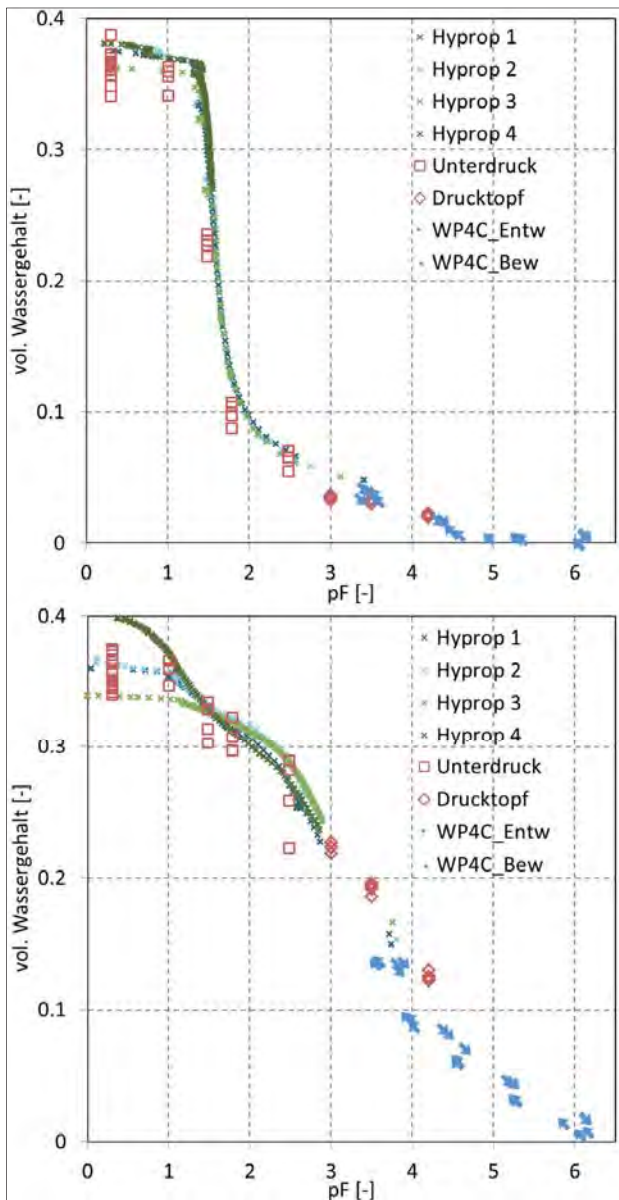


Abbildung 3: Mit der Verdunstungsmethode (Hyprop), der Saugplattenmethode, dem Drucktopf (Entwässerung) und dem WP4C (Be- (Bew) und Entwässerungskurve (Entw)) und gemessene Retentionsdaten für Sand (oben) und Schluff (unten)

Die Proben wurden verschlossen, um eine Gleichgewichtseinstellung der Wassergehaltsverteilung in der Probe zu erreichen. Um hierbei Verdunstung zu vermeiden, wurden die Probendöschen zusätzlich mit Klebeband verklebt, oder in ein fest verschlossenes Gefäß gelegt, in dem ein nasses Tuch für hohe Luftfeuchtigkeit sorgte. Anschließend wurde mit dem WP4C das Bodenwasserpotential und über Wägung der Wassergehalt bestimmt. Bei der Bewässerungsmessung wurde zu den ofentrockenen Bodenproben die gewünschte Wassermenge hinzugegeben, eine Gleichgewichtseinstellung abgewartet und anschließend das Potential und der Wassergehalt bestimmt. Es wurden jeweils 4-5 Feuchtestufen z.T. in mehreren Wiederholungen gemessen.

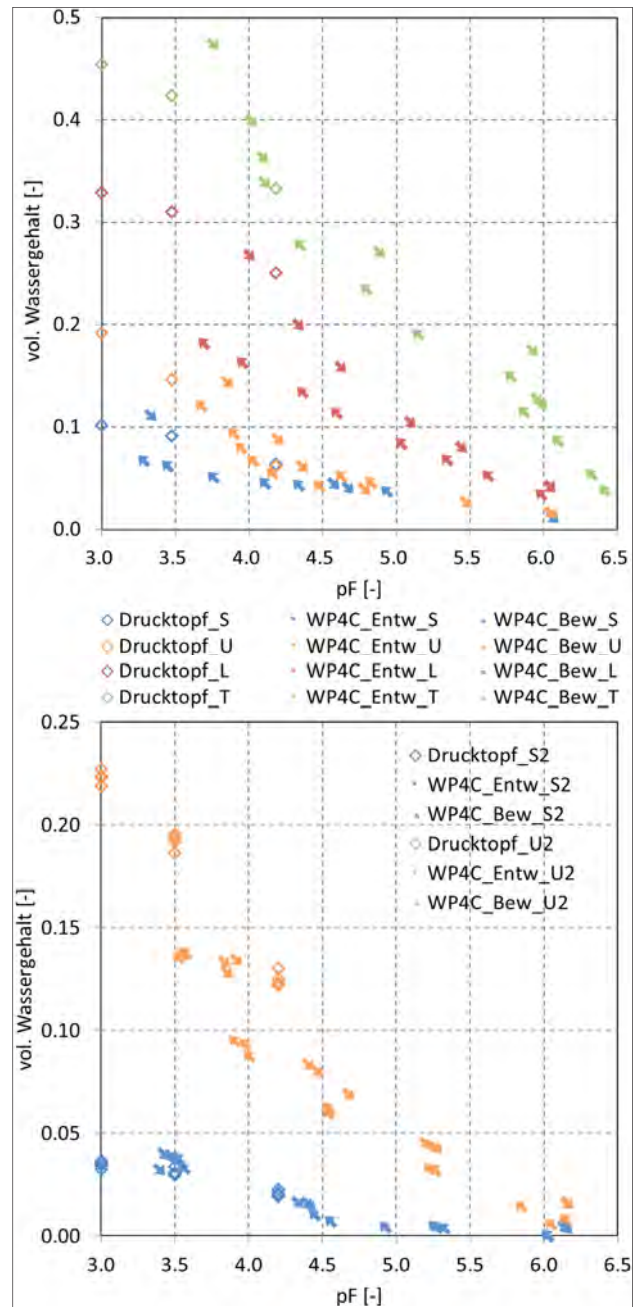


Abbildung 4: Mit dem Drucktopf (Entwässerung) und dem WP4C (Be- und Entwässerung) bestimmte Retentionsdaten im mittleren bis trockenen Bereich für alle sechs Böden

Ergebnisse

Durch die Kombination der vier angewendeten Methoden konnten Retentionsdaten im gesamten Feuchtebereich von Sättigung bis Lufttrockenheit gemessen werden. Die mit den verschiedenen Methoden bestimmten Retentionsdaten sind in *Abbildung 2 - 4* dargestellt. *Abbildung 2* zeigt die Ergebnisse für die Bodenproben aus Bayern mit den vier Texturen S, U, L und T. Die mit der Verdunstungsmethode bestimmten Daten decken den feuchten Bereich bis ca. pF 3 ab und werden im Trockenen sehr gut durch die Daten der WP4C-Messungen ergänzt. Die Daten der Drucktopf-methode passen häufig nicht so gut zu den anderen Daten.

Die zwei Bodenarten aus Niedersachsen (S2 und U2) wurden zusätzlich mit der Saugplattenmethode untersucht; die Verdunstungsmethode wurde in vierfacher Wiederholung durchgeführt. *Abbildung 3* zeigt die Ergebnisse für den Sand (oben) und den Schluff (unten). Hier passen die Daten aller Methoden ziemlich gut zusammen. Während die Daten der Saugplattenmethode stark streuen, liegen die vier Wiederholungen der Verdunstungsmethode sehr genau übereinander. Jedoch zeigen die vier Wiederholungen für den Schluff eine klare Auffächerung nahe Sättigung. Diese ist sehr natürlich, da es sich um ungestörte Bodenproben eines strukturierten Feinbodens handelt, in dem ein sehr heterogenes Grobporensystem vorhanden sein kann. Unterschiede zwischen den Methoden sind erst bei genauer Inspektion erkennbar. Beim Sand (*Abbildung 3*, oben) liegen die Datenpunkte aus der Verdunstungsmethode im Bereich zwischen pF 2,0 und 3,5 über denen der Saugplatten- und der Drucktopfmethode. Dieser Unterschied ist auch bei dem Sand in *Abbildung 2* zu erkennen und könnte durch einen Fehler, der durch die Linearisierungsannahmen bei der Auswertung der Verdunstungsmethode gemacht wird, begründet sein.

In *Abbildung 4* wird in den trockenen Bereich der Retentionskurven gezoomt. Hier sind die Retentionsdaten der Ent- und Bewässerungskurve, die mit dem WP4C bestimmt wurden, sowie die Daten aus der Drucktopfmethode (Entwässerung) dargestellt. Die im Drucktopf gemessenen Wassergehalte sind häufig höher als die mit der Taupunkt-methode bestimmten. Dies wird besonders deutlich für den Sand S (*Abbildung 4*, oben) und den Schluff U2 (*Abbildung 4*, unten) und weist darauf hin, dass sich im Drucktopf wahrscheinlich noch kein Gleichgewicht eingestellt hatte.

Die mit der Taupunkt-methode durch Ent- und Bewässerung bestimmten Daten zeigen für den Lehm eine sehr deutliche Hysterese. Aber auch für den Ton und beide Schluffböden ist Hysterese zu erkennen. Nur bei den Sandböden tritt keine Hysterese auf, was vermutlich auf die niedrige Wasserkapazität der Sande in diesem pF -Bereich zurückzuführen ist.

Diskussion

Die Saugplatten- und die Verdunstungsmethode lieferten übereinstimmende Retentionsdaten im feuchten bis mittleren Bereich. Die Taupunkt-methode lieferte dazu passende Ergebnisse im trockenen Bereich, während die Ergebnisse der Drucktopfmethode besonders für feinkörnige Böden von denen der anderen Methoden abwichen. Die Kombination der Verdunstungsmethode für den feuchten und mittleren Bereich mit der Taupunkt-methode im trockenen Bereich erlaubt eine fast lückenlose Erfassung der gesamten Retentionskurve bei moderatem Zeitaufwand. Die alternativen Gleichgewichts-Methoden sind in der Regel zeitaufwendiger, erfordern eine Abschätzung der Dauer

der Gleichgewichtseinstellung, die insbesondere für höhere Tensionen kaum seriös getroffen werden kann, und setzen einen guten Kontakt zwischen Probe und den keramischen Platten voraus, der vor allem bei der Drucktopfmethode kaum kontrollierbar ist. Die Saugplattenmethode liefert keine Zusatzinformation zur Verdunstungsmethode, und die Retentionsdaten weisen eine größere Streuung auf, daher kann auf diese Methode verzichtet werden.

Insbesondere die Drucktopfmethode scheint nicht sehr geeignet zu sein, da aufgrund der geringen Leitfähigkeit des Bodens bei hohen Drücken kein Gleichgewicht erreicht wird, wie GEE et al. (2002) durch numerische Experimente zeigten. Dies bestätigen auch die in dieser Arbeit vorgenommenen Messungen, bei denen bei einem Druck von 15 000 hPa auch nach zwei bis drei Wochen noch Wasser aus dem Drucktopf austrat, sich also noch kein Gleichgewicht eingestellt hatte. Das WP4C PotentiaMeter® misst mit einer Genauigkeit von mindestens 1% zwischen pF 4.3 und pF 6.5 und stellt damit ein optimales Messinstrument für das Wasserpotential in diesem Bereich dar. Im feuchteren Bereich wird die Genauigkeit geringer, sie beträgt 0.05 MPa (= 500 hPa) was bei pF 4.0 einer Genauigkeit von 5% entspricht.

Danksagung

Vielen Dank an die UMS GmbH, München und die Lysimeter Research Group für die Verleihung des Stenitzer Preises 2010 für den Antrag für dieses Projekt. Durch diesen Preis wurde die Anschaffung eines WP4C PotentiaMeters® und zweier HYPROP® Köpfe und somit die Durchführung dieses Projektes ermöglicht. Ein weiterer Dank geht an UMS, wo im Rahmen eines Praktikums Teile der Versuche durchgeführt wurden.

Literatur

- BITTELLI, M. and M. FLURY, 2009: Errors in water retention curves determined with pressure plates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73:1453-1460, doi:10.2136/sssaj2008.0082.
- DURNER, W., 1994: Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure. *Water Resour. Res.* 30:211-223.
- GEE, G.W., A.L. WARD, Z.F. ZHANG, G.S. CAMPBELL and J. MATHISON, 2002: The influence of hydraulic nonequilibrium on pressure plate data. *Vadose Zone J.* 1:172-178.
- PETERS, A. and W. DURNER, 2008: Simplified evaporation method for determining soil hydraulic properties. *J. Hydrol.* 356:147-162.
- SCHELLE, H., S.C. IDEN and W. DURNER, 2011: Combined transient method for determining soil hydraulic properties in a wide pressure head range. *Soil Sci. Soc. Am J.* 75:1681-1693.
- SCHINDLER, U., 1980: Ein Schnellverfahren zur Messung der Wasserleitfähigkeit im teilgesättigten Boden an Stechzylinderproben. *Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd. Berlin* 24:1-7.

Modellierung der zukünftigen Grundwasserneubildung in der Schweiz basierend auf hoch auflösenden Lysimeterdaten

Christian Möck^{1*}, Volker Prasuhn², Philip Brunner¹ und Daniel Hunkeler¹

Zusammenfassung

Prognosen über zukünftige Grundwasserneubildungsraten (GWR) sind wichtige Faktoren für eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung. Jedoch ist die Bestimmung der GWR aufgrund unterschiedlicher Bodentypen, Vegetation und Klimaänderungen schwierig. In diesem Zusammenhang werden dafür üblicherweise numerische Modelle genutzt. Jedoch liegen aufgrund fehlender Messdaten häufig große Unsicherheiten vor. Wägbare Lysimeter mit zeitlich und räumlich hoch aufgelösten Messdaten stellen eine gute Alternative da, um die GWR und deren Veränderung zu bestimmen. In dieser Studie wurde ein numerisches 1D-Modell basierend auf Lysimeter-Messungen aus Zürich-Reckenholz kalibriert. Simulationen der zukünftigen GWR basieren auf „Delta-Change“-Faktoren in Kombination mit einem stochastischen Wettergenerator. Die Simulationsergebnisse zeigen einen abnehmenden Trend der GWR, jedoch mit einer großen Varianz. Die Ergebnisse hängen stark von der jeweiligen Klimamodellkette ab und haben daher eine große Unsicherheit.

Summary

Prediction of groundwater recharge (GWR) under future climate conditions is the key parameter for sustainable water management. However, it is difficult due to different soil types, vegetation and climate change. Typically predictions depend on numerical models. However, low quantity of observation can increase the predictive uncertainty of GWR estimations. Lysimeter data with high data quality can help to find reliable model parameters to describe observed processes in soils. Based on a 1D calibrated numerical model predictions of actual and future GWR are carried out. Future GWR is simulated based on “Delta-Change” factors for precipitation and temperature in combination with a stochastic weather generator. Initial results indicate decreasing groundwater recharge rates but depend strongly on the chosen climate model chain. A high uncertainty and bias can be observed by consideration of different climate model chains for the same scenario.

Einführung

Für eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung ist die Bestimmung aktueller und zukünftiger GWR ein Schlüsselparameter. Verschiedene Bodentypen, die Heterogenität des Bodens sowie die Vegetation erschweren jedoch deren genaue Bestimmung. Zusätzlich verkomplizieren vorhergesagte Klimaänderungen Prognosen zukünftiger GWR. Daten der Lysimeteranlage in Zürich-Reckenholz wie Sickerwassermenge und Wassergehaltmessungen wurden genutzt, um Aussagen zur aktuellen und zukünftigen GWR treffen zu können. Ein numerisches Modell wurde auf Grundlage dieser Daten kalibriert. Die bestimmten Modellparameter wurden anschließend genutzt, um zukünftige Veränderungen in der Wasserbilanz zu simulieren. Hierbei wurden klimatische Änderungen von Temperatur und Niederschlag in Kombination mit einem stochastischen Wettergenerator einbezogen. Unsere Studie zeigt exemplarisch erste Ergebnisse der zukünftigen Grundwasserneubildungsrate für einen sandigen Lehm aus Grafenried (Kt. Bern) für die Periode 2060 des A1B-Klimaszenarios.

Methodik

Für die Untersuchung wurden Daten von wägbaren, monolithischen Lysimetern (1 m² Oberfläche; 1,5 m Tiefe) der

Lysimeteranlage Zürich-Reckenholz genutzt (PRASUHN et al. 2009). Messungen des Wassergehalts in vier verschiedenen Tiefen (10, 30, 60, 90 cm) mittels FDR-Sonden in zweifacher Wiederholung, Sickerwassermenge und aktuelle Evapotranspirations-Messungen (ETa) wurden einbezogen.

Die Simulationen wurden mit dem numerischen finite Elemente-Code HydroGeoSphere (THERRIEN et al. 2010) durchgeführt. Vertikaler 1D-variabler gesättigter Wasserfluss wurde mit der Richard's Gleichung modelliert. Die Parametrisierung der Bodenwasserspannungskurven und Permeabilitätskurven in zwei Schichten erfolgte durch van Genuchten-Funktionen. Basierend auf der Arbeit von KRISTENSEN und JENSEN (1975) wurde die Evapotranspiration als eine Funktion von Wassergehalt, Leaf Area Index (LEAF), Wurzeltiefe, Evaporationstiefe und potentieller Evapotranspiration berechnet (ETp). Täglich gemessener Niederschlag an der vorort liegenden MeteoSwiss-Wetterstation und kalkulierte Evapotranspiration wurden als obere Randbedingung verwendet. Das untere Ende der Bodensäule wurde mit einer Randbedingung, die konstanten atmosphärischen Druck simuliert, abgebildet.

Um realistische Anfangsbedingungen zu erzeugen, wurde eine Vorlaufzeit des Modells von sechs Monaten durchgeführt. Anschließend wurden 682 Tage (01.04.2010

¹ Universität Neuchâtel, Centre for hydrogeology and geothermics, Rue-Emilie-Argand 11, CH-2009 NEUCHÂTEL

² Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Reckenholzstraße 191, CH-8046 ZÜRICH

* Ansprechpartner: Christian Möck, christian.moeck@unine.ch

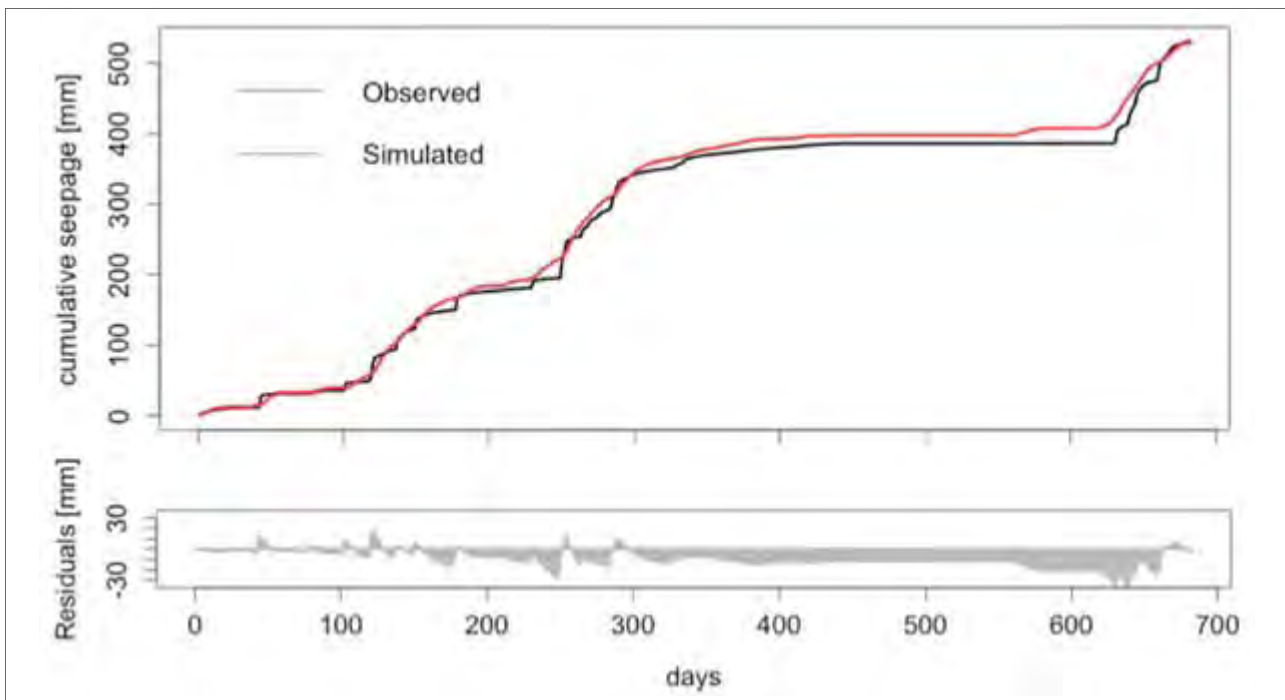


Abbildung 1: Beobachte (schwarze Linie) und simulierte (rote Linie) kumulative Sickerwassermenge zwischen 01.04.2010 und 12.02.2012 sowie die Residuen für den Boden Grafenried von der Lysimeteranlage Zürich-Reckenholz.

bis 12.02.2012) mit vier verschiedenen Bepflanzungen (Wintergerste, Phacelia, Zuckerrüben und Futterweizen) simuliert. Die Kalibration der Modellparameter wurde durch PEST (DOHERTY 2010), ein modellunabhängiges inverses Parameter-Bestimmungsprogramm, durchgeführt. Die Kalibration beruht auf Messungen des Sickerwassers und einem gemittelten Wassergehalt in den vier verschiedenen Tiefen. Invers bestimmte Modellparameter wurden als zeitlich konstant angenommen. Einzige Ausnahme ist der LEAF-Index, der mit unterschiedlichem Pflanzentyp und der Wachstumsperiode variiert, sowie die zeitabhängige Wurzeltiefe. Anschließend wurden Simulationen basierend auf „Delta-Change“-Faktoren (BOSSHARD et al. 2011) und einem stochastischen Wettergenerator (LARS-WG) für das Klimaszenario A1B mit unterschiedlichen Klimamodellketten für die Periode 2060 angewandt.

Resultate

Ein Vergleich zwischen simulierten und gemessenen GWR zeigt eine gute Übereinstimmung der Gesamtmenge sowie im generellen zeitlichen Verlauf (Abbildung 1). Jedoch gibt es einige Ausnahmen, wie z.B. die lange Trockenphase im Frühling-Sommer 2011 (Plateau), die sich auf das gesamte Jahr 2011 auswirkt. Hier ist eine Überschätzung des Sickerwassers zu beobachten. Dies deutet auf ein Problem bei der Berechnung der Wasserbilanz hin, da die gemessene ETA basierend auf der Wasserbilanz des Lysimeters nicht wiedergegeben werden kann (Grafik nicht gezeigt). Zusätzlich lässt sich auch erkennen, dass bei einzelnen Ereignissen die Sickerwassermenge nicht richtig wiedergegeben werden kann. Prozesse wie bevorzugte Fließwege durch Makroporen können mit einer van Genuchten-Parameterfunktion

nicht simuliert werden. Obwohl Defizite in der Modellstruktur zu erkennen sind, kann jedoch der generelle zeitliche Trend des Sickerwassers und auch die Sickerwassermenge gut nachgebildet werden.

In Abbildung 2 sind die aktuellen und zukünftigen GWR für 10 verschiedene Klimamodellketten des A1B-Szenarios für die Periode 2060 als Boxplot dargestellt. Die aktuelle mittlere Grundwasserneubildungsrate (rote linke Box) beträgt 330 mm. Der 50%-Bereich (ganze Box) der simulierten GWR liegt zwischen 300 und 420 mm. Ausreißer aus diesem Bereich sind die Jahre 2003 und 2011, für die die kleinsten GWR simuliert worden sind. Hohe Temperaturen und geringe Niederschlagsmengen in diesen Jahren führten zu den niedrigen simulierten GWR.

Für die modellierten zukünftigen GWR zeigt sich deutlich eine große Variabilität zwischen den einzelnen Klimamodellketten. Der generelle Trend zeigt eine abnehmende jährliche GWR, jedoch mit einer Ausnahme. Die herunter skalierten Klimamodellketten weisen in den „Delta-Change“-Faktoren für Niederschlag und Temperatur deutliche Unterschiede auf (nicht dargestellt). Deren Auswirkungen übertragen sich auf die simulierten zukünftigen GWR. Unter Berücksichtigung dieser Unsicherheit kann jedoch eine mittlere abnehmende GWR von -18 % im Vergleich zur aktuellen GWR berechnet werden. Jedoch ist anzumerken, dass die Ergebnisse in einem Bereich von -29 bis +5 % liegen.

Schlussfolgerung

Erste Ergebnisse zeigen, dass die GWR der Lysimeter aus Zürich-Reckenholz simuliert werden können. Durch zeitabhängige Werte für den LEAF-Index und die Wurzeltiefe

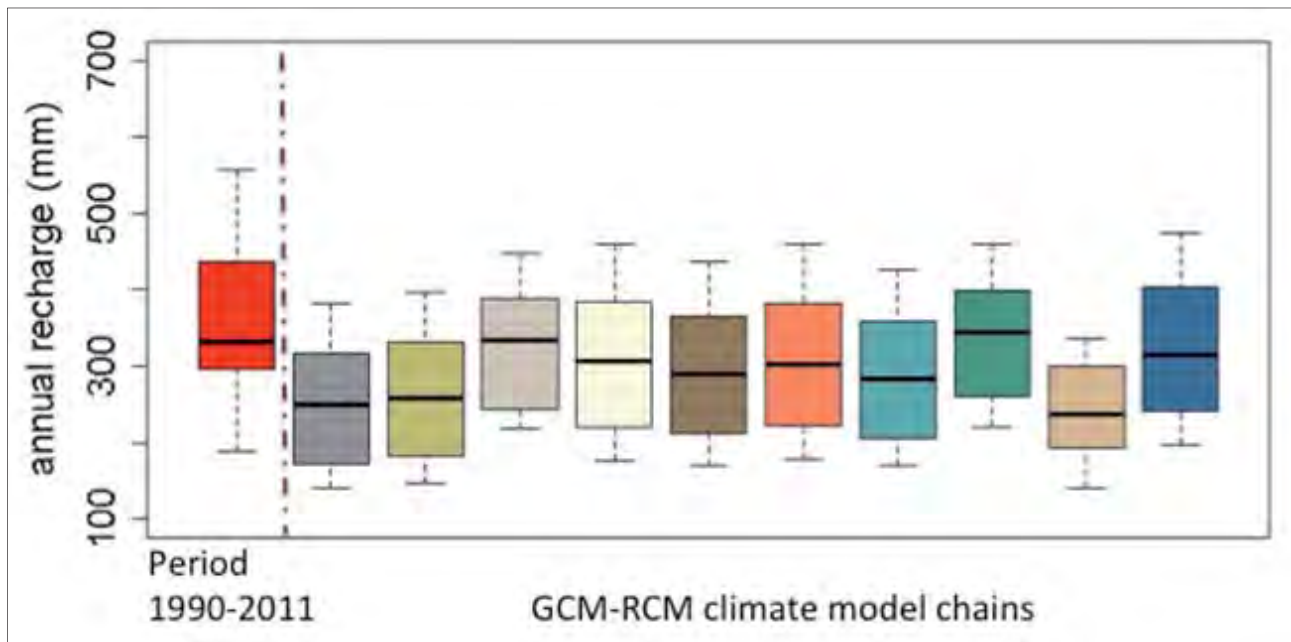


Abbildung 2: Simulierte aktuelle jährliche Grundwasserneubildungsrate basierend auf kalibrierten Modellparametern (red box) sowie die zukünftigen Grundwasserneubildungsraten für die Periode 2060 des A1B-Szenarios für verschiedene Modellketten. Der Boxplot zeigt das untere und obere Quartil (Box) sowie die jährliche mittlere Grundwasserneubildungsrate (schwarzer Strich in den farbigen Boxen).

kann der Effekt unterschiedlicher Pflanzen nachgebildet werden. Fehlende Modellstrukturen für das Pflanzenwachstum werden kompensiert. Dennoch ist anzumerken, dass diese Vereinfachung sowie die von Genuchten-Parametrisierung viele Prozesse, wie z.B. Makroporenfluss, nicht adäquat reproduzieren kann. Trotzdem wird eine gute Übereinstimmung mit gemessenen Daten erzielt.

Prognosen basierend auf den kalibrierten Modellparametern mit unterschiedlichen Klimamodellketten des A1B-Szenarios zeigen eine große Streuung der zukünftigen GWR. Obwohl eine große Unsicherheit zwischen den einzelnen Klimamodellketten vorliegt, kann eine mittlere abnehmende Grundwasserneubildungsrate von -18 % zur simulierten aktuellen jährlichen Rate berechnet werden. Dieser Wert liegt jedoch in einem Bereich zwischen -29 und +5 % bei Betrachtung aller Klimamodellketten. Limitiert werden die Prognosen aufgrund angenommener gleichbleibender Wachstumsperioden für die unterschiedlichen Kulturen. Zunehmende Temperatur und unterschiedliche Wasserverfügbarkeit werden jedoch mit großer Sicherheit das Pflanzenwachstum verändern.

Danksagung

Finanzielle Unterstützung erfolgte vom Nationalen Forschungsprogramm NFP61 „nachhaltige Wassernutzung“.

Literatur

- BOSSHARD, T., S. KOTLARSKI, T. EWEN and C. SCHÄR, 2011: Spectral representation of the annual cycle in the climate change signal, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 15, 2777-2788, doi: 10.5194/hess-15-2777-2011.
- DOHERTY, J., 2010: PEST: Model-Independent Parameter Estimation. Watermark Numerical Computing, Brisbane, Australia.
- KRISTENSEN, K.J. and S.E. JENSEN, 1975: A model for estimating actual evapotranspiration from potential evapotranspiration. *Nordic Hydrol.*, 6:170-88.
- PRASUHN, V., E. SPIESS und M. SEYFARTH, 2009: Die neue Lysimeteranlage Zürich-Reckenholz. Bericht 13. Gumpensteiner Lysimeter-tagung, Irdning, 11-16.
- THERRIEN, R., R.G. McLAREN, E.A. SUDICKY and S.M. PANDAY, 2010: *HydroGeoSphere*. A three-dimensional numerical model describing fully-integrated subsurface and surface flow and solute transport, 5, 457 pp.

CANDY vs. STOTRASIM - Simulationsmodelle im Vergleich

Johannes C. Draxler^{1*}, Gernot Klammler¹ und Johann Fank¹

Zusammenfassung

Modelle für die ungesättigte Zone müssen verschiedene Landnutzungsarten und Bodenbearbeitungssysteme unter landwirtschaftlichen Nutzflächen modellieren können, um langfristige qualitative und quantitative Auswirkungen der Stickstoffverlagerung von der ungesättigten Zone in das Grundwasser simulieren zu können. Daher werden das Darcy-Modell SIMWASER/STOTRASIM und das Kapazitätsmodell CANDY unter den vorherrschenden klimatischen, bodenhydrologischen sowie agrartechnischen Bedingungen getestet und verglichen, um ihre Gültigkeit für ein Untersuchungsgebiet zu beweisen. Neben der Überprüfung des Wassertransports in der ungesättigten Zone anhand von Lysimeterdaten der Station Wagna (Österreich) werden auch die Notwendigkeiten für eine regionale Modellierung betrachtet. Beide Modelle ermöglichen eine regionale Anwendung und können an die Lysimeter-Messwerte angepasst werden. Im Untersuchungsgebiet des Murtalquifers scheint der Einsatz von SIMWASER/STOTRASIM auf Grund der Kalibrationsergebnisse des Wasserhaushalts sinnvoller.

Schlagwörter: Evaluierung, Wagna-Lysimeter, Input-Daten, regionale Modellierung

Summary

Models for unsaturated water flow have to simulate different land use and tillage scenarios on arable land to evaluate qualitative and quantitative effects of nitrogen leaching into groundwater. Thus, we assess Darcy model SIMWASER/STOTRASIM and capacity model CANDY under the predominant climatic, soil hydraulic and agrarian conditions in the investigation area. On the one hand we look on water balance in unsaturated soil with data of lysimeter station in Wagna (Austria) on the other hand we compare all required input data and availability for regional modelling. Summarising, the concepts of the models are qualified for a regional application and both simulations show high agreements to lysimeter observations. An application of SIMWASER/STOTRASIM still appears more feasible for the Murtal aquifer because of calibration results of water balance.

Keywords: evaluation, Wagna-Lysimeter, Input-Data, regional modelling

Einleitung

Stickstoffeinträge in das Grundwasser von diffusen landwirtschaftlichen Quellen sind im Murtal von Graz bis Radkersburg (Österreich) sehr hoch (FANK et al. 2010). Um den Qualitätsstandard der Grundwasserressourcen für die Zukunft sicher zu stellen, müssen alternative Landnutzungsstrukturen für Wasserschongebiete gefunden werden. Die regionalen Auswirkungen solcher Landnutzungsänderungen auf die Wasserbilanz und den Stickstoffeintrag ins Grundwasser können über Bodenwasserhaushalts- und Stofftransportmodelle untersucht werden. Die meisten physikalischen Modelle benötigen aber auch bestimmte Input-Parameter zur regionalen Modellierung, welche aufgrund der räumlichen Heterogenität und der zeitlichen Variabilität oft nicht vorhanden sind (DREYHAUPT 2004, 2-3). Ein Vergleich erfolgt in dieser Arbeit zwischen dem Darcy-Modell SIMWASER/STOTRASIM und dem Kapazitätsmodell CANDY.

Zur Evaluierung dieser zwei Modelle, mit dem die wesentlichen Prozesse unter landwirtschaftlichen Flächen simuliert werden können, werden sie einerseits mit Hilfe von Lysimeterdaten verifiziert und auch die notwendigen

Eingangsdaten für eine regionale Modellierung erhoben. Auf der Lysimeterskala stehen hierbei Daten von zwei Präzisionslysimetern in Wagna (Österreich) zur Verfügung. Neben Bodenfeuchte- und Sickerwasserdaten sind zahlreiche bodenphysikalische Informationen und vor Ort aufgezeichnete meteorologische Daten vorhanden. Außerdem werden die notwendigen Input-Daten für eine regionale Modellierung erhoben. Was sind die jeweiligen Vorteile aber auch die Einschränkungen der beiden Modelle bei der regionalen Modellierung bzw. welches Modell gibt einen besseren Überblick über die dominierenden Prozesse im Wasserfluss und in weiterer Folge auch beim Stickstofftransport unter den lokalen Randbedingungen wieder?

Material und Methoden

Basierend auf dem Bodenwasserhaushaltsmodell SIMWASER (STENITZER 1988) ist STOTRASIM (FEICHTINGER 1998) ein Stofftransportmodell für die ungesättigte Zone. Im Tageszeitschritt werden die Stickstoffdynamik und teilweise die Kohlenstoffumsetzungen unter landwirtschaftlich genutzten Böden in eindimensionaler vertikaler Richtung simuliert. STOTRASIM modelliert die wesentlichen

¹ JOANNEUM RESEARCH, RESOURCES - Institut für Wasser, Energie und Nachhaltigkeit, Elisabethstraße 18/II, A-8010 GRAZ

* Ansprechpartner: Mag. Johannes C. Draxler, johannes.draxler@joanneum.at

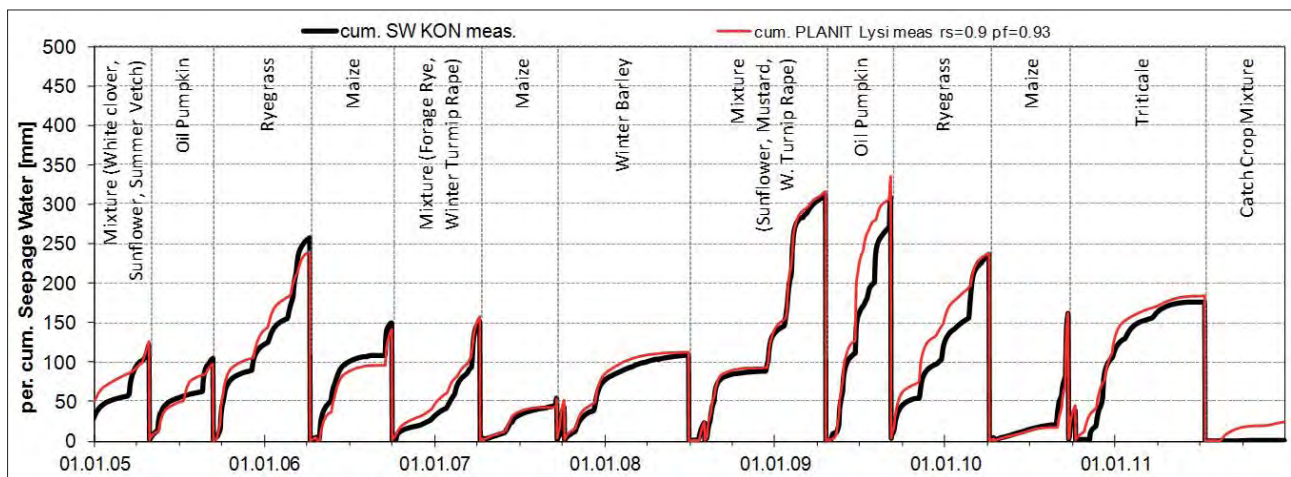


Abbildung 1: Vergleich der gemessenen und simulierten Sickerwassermengen am konventionellen Lysimeter in Wagna mit SIMWASER/STOTRASIM

Stickstoffprozesse und berechnet so den Stickstoffaustrag, der an die Grundwasserneubildung gekoppelt ist. Im Modell wird einzig Nitrat als gelöste Komponente gerechnet, andere Stickstoffkomponenten werden in Nitrat umgerechnet. SIMWASER führt die Simulation des Bodenwasserflusses über Konvektion, Diffusion und Dispersion durch. Dabei beschreibt das Modell die Wechselbeziehungen zwischen dem Bodenwasser und dem Pflanzenwachstum abhängig von den klimatischen, pflanzenphysiologischen und bodenphysikalischen Parametern. Das Modell basiert auf der Darcy-Buckingham-Gleichung in Verbindung mit der Kontinuitätsbedingung. Eine obere Randbedingung für den Wassertransport ergibt sich über die tägliche Bilanz von Niederschlag, Verdunstung und Transpiration, während ein variabler Grundwasserspiegel oder, bei einem grundwasserfernen Standort, eine free drainage Randbedingung als unterer Modellrand zum Einsatz kommen.

Als eindimensionalen Prozess beschreibt das Simulationsmodell CANDY die Dynamik des Kohlenstoff- und Stickstoffumsatzes im Boden (FRANKO et al. 1995, 4-22). Zur Berechnung des Stickstoffaustrags aus der Wurzelzone simuliert das Modell die wesentlichen Prozesse unter landwirtschaftlichen Flächen auf Tagesbasis. Dazu werden Sub-Module u.a. für den Bodenwassergehalt, die Bodentemperatur, das Pflanzenwachstum und die organischen Umsetzungsprozesse für das organische Material verwendet. In CANDY basiert das Wassermodul auf einem Kapazitätskonzept nach KOITZSCH (1990). Bei Überschreitung des schichtspezifischen Wertes der Feldkapazität ist aufgrund der Wasserfüllung der Grobporen eine abwärtsgerichtete Wasserbewegung möglich. Durch die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit wird die Geschwindigkeit dieser Abwärtsbewegung über den Versickerungsparameter Lambda gesteuert. Durch die Prozesse von Evaporation und Transpiration erfolgt ein Wasseraufstieg nur bei Wassergehalten über den schichtspezifischen permanenten Welkepunkt.

Auf der landwirtschaftlichen Versuchsfläche in Wagna (Österreich) werden durch wägbare, monolithisch gestochene Präzisionslysimeter (FANK und v. UNOLD 2007, 28-32) Daten von meteorologischen und landwirtschaftlich geprägten Wechselwirkungen mit dem Boden gesammelt. Im

Lysimeter werden u.a. die Bodenwassergehalte und Saugspannungen in vier verschiedenen Tiefen (35, 60, 90 und 180 cm), wie auch die Sickerwassermengen im Lysimeter erfasst. Die Daten von einem konventionell bewirtschafteten und einem organisch biologisch bewirtschafteten Lysimeter werden durch Informationen zu den angebauten Kulturen, Bewirtschaftungsaufzeichnungen und aufgetragenen Düngermengen ergänzt. Die Lage auf der Schotterterrasse der Würmeiszeit, mit seinen lehmig-sandigen Deckschichten ist vergleichbar mit großen Bereichen im Untersuchungsgebiet des Murtalaquifers.

Ergebnisse

Neben den Wetterinformationen sind die Bodenbeschreibung und die landwirtschaftliche Bewirtschaftungsweise die grundlegenden Eingangsparameter in beide Modelle. Bei den täglichen Wetterdaten kann CANDY die Globalstrahlung aus der Sonnenscheindauer und der geographischen Breite modellintern berechnen. SIMWASER/STOTRASIM benötigt zusätzlich Windgeschwindigkeit und relative Luftfeuchte. Bei den Bodeninformationen sind in SIMWASER/STOTRASIM für homogene Bodenschichten, neben der jeweiligen Mächtigkeit, Charakteristiken der Wasserspeicherefähigkeit und Wasserleitfähigkeit, Diffusions- und Dispersionskoeffizienten und Ausgangswerte zum Humusgehalt sowie Startkonzentrationen für Ammonium- und Nitrat-Stickstoff anzugeben. CANDY benötigt die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit, Trockenrohddichte, Trockensubstanzdichte, permanenten Welkepunkt, Feldkapazität und Feinanteilgehalt der einzelnen Horizonte. Bei

Tabelle 1: Kalibrierungsergebnisse der Bodenfeuchten in SIMWASER/STOTRASIM und CANDY am konventionellen Lysimeter Wagna

Messtiefen	SIMWASER/STOTRASIM		CANDY	
	MED [%]	RMSE [%]	MED [%]	RMSE [%]
35 cm	-0,38	3,64	-0,03	3,64
60 cm	1,24	3,67	-0,57	2,99
90 cm	0,04	0,95	0,30	1,76
180 cm	-0,15	0,40	-0,48	0,61

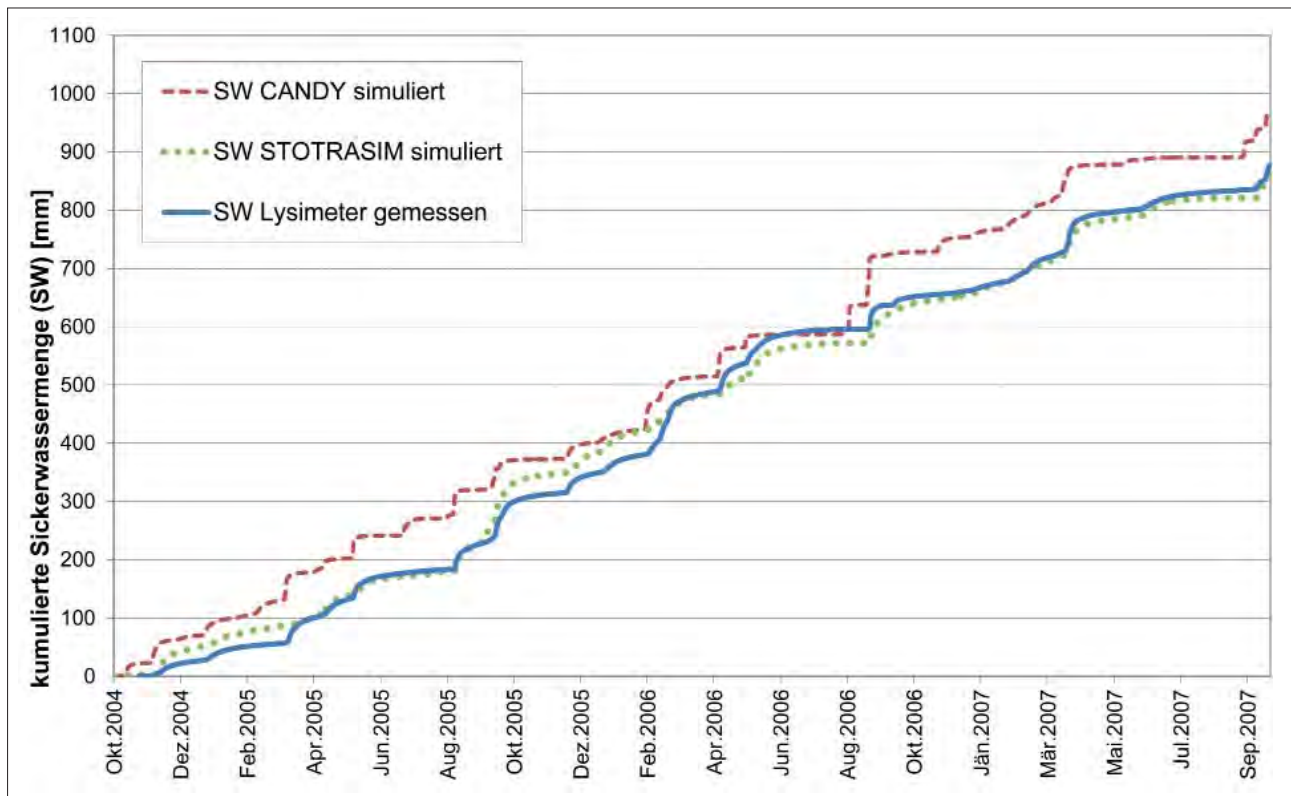


Abbildung 2: Ergebnis der simulierten Sickerwassermengen von CANDY und STOTRASIM am konventionellen Lysimeter in Wagna

der Bewirtschaftung benötigen beide Modelle Angaben zum Zeitpunkt des Anbaus und der Ernte von Kulturen, der Bodenbearbeitung, mineralischer und organischer Düngung und einer allfälligen Bewässerung, CANDY verlangt zusätzlich Angaben zu den Erträgen der einzelnen Kulturen.

Beide Modelle sind in einer regionalen Modellierung schon angewendet worden. Dabei werden in beiden Fällen homogene Teilflächen abgeleitet, also Flächen mit gleichen Klima-, Boden- und Bewirtschaftungseigenschaften. Jede Teilfläche wird mit dem Modell simuliert und die Ergebnisse über ein geographisches Informationssystem verortet. Zur Implementierung der statistisch aggregierten Landnutzungsinformation verwenden beide Modelle Optimierungsalgorithmen, die über definierte Kulturenabfolgen die statistische Landnutzungsverteilung in einer Region nachbildet.

Die Ansätze in der Charakterisierung der dominierenden bodenhydrologischen Prozesse im Untergrund sind in den beiden Modellen unterschiedlich. Mit Hilfe von Daten der Forschungsstation Wagna hat THIEL (2010) die Modellierung des skelettreichen Bodens mit dem Kapazitätsmodell CANDY durchgeführt. Dabei wurden einerseits die Bodenwassergehalte in den vier Tiefen 35 cm, 60 cm, 90 cm und 180 cm und andererseits die Sickerwassermenge in 190 cm Tiefe kalibriert, allerdings mit zwei unterschiedlichen Parametersätzen zur Parametrisierung der Bodenhorizonte am konventionellen Lysimeter.

Am Lysimeter in Wagna wurde das Darcy-Modell SIMWASER/STOTRASIM kalibriert und weiterentwickelt. Eine

Kalibration auf dem konventionellen Lysimeter in Wagna wurde für Wassergehalte in vier verschiedenen Tiefen und für die Sickerwassermenge durchgeführt. Die Ergebnisse für die Sickerwassermengen der einzelnen Kulturperioden sind in *Abbildung 1* dargestellt.

Für den Zeitraum 04.10.2004 bis 01.10.2007 erfolgt ein Vergleich der Ergebnisse der Kalibration zwischen SIMWASER/STOTRASIM und dem Modell CANDY (THIEL 2010). Dabei werden die mittlere Fehlerdifferenz MED und der mittlere quadratische Fehler RMSE der Arbeit von THIEL (2010) folgend zur Bewertung der Kalibrationsergebnisse der Bodenfeuchtegehalte und des Sickerwassers verwendet. Dabei ergeben sich bei der Kalibration der Bodenfeuchte folgende statistische Fehler (*Tabelle 1*).

Bei SIMWASER/STOTRASIM ergeben sich ein MED von 0,01 mm und ein RMSE von 0,99 mm bei der Sickerwasserkalibration. In CANDY ergeben sich bei der Kalibration der Sickerwassermengen ein MED von 0,04 mm und ein RMSE von 3,43 mm. Die *Abbildung 2* stellt die gemessene Sickerwassersummenkurve für den Zeitraum Oktober 2004 bis Oktober 2007 den beiden Modellkalibrationen von CANDY und SIMWASER/STOTRASIM gegenüber.

Diskussion und Schlussfolgerungen

Die Datenverfügbarkeit für beide Modelle ist bei den Wettereingangsdaten nicht eingeschränkt. Für eine regionale Modellierung müssen bei den Bodendaten in beiden Modellen Pedotransferfunktionen für einige notwendige Bodenparameter angewendet werden. In beiden Model-

len kommen Optimierungstools für die Verarbeitung der statistischen Landnutzungsinformation zum Einsatz. Stochastisch repräsentative Fruchtfolgen für die Modellierung auf Tagesbasis können in StotraPGen, einem Pre- und Post-Processing-Modul für SIMWASER/STOTRASIM, erstellt werden. Dabei können auch zeitliche Änderungen in der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsweise über geänderte Fruchtfolgen und Düngermengen automatisiert implementiert werden. Eine detaillierte Beschreibung der Funktionalität und Validierung der Methode von StotraPGen wird in DRAXLER et al. (2010, 104-105) und KLAMMLER et al. (2012b) gegeben.

Bei der regionalen Modellierung mit CANDY wurden ebenfalls Gewichtungen von Fruchtfolgen anhand der Landnutzungsverteilung angewendet. Außerdem besteht die Möglichkeit ein N_{\min} -Düngemodul in die Modellierung zu integrieren, um realitätsnahe Düngermengen den mineralisierten Stickstoffgehalten im Boden anzupassen. Für CANDY sind neben den Ertragszahlen auch die Kulturen Sojabohne (*Glycine max*) und Perko (*Brassica chinensis* x *Brassica rapa*) noch zu erheben bzw. parametrisieren.

Beide Modelle zeigen in ihren Simulationsergebnissen eine ausreichende Kalibration der relevanten Prozesse in der ungesättigten Zone anhand der Lysimeterdaten von Wagna. Mit Messwerten der Station Wagna wurde SIMWASER/STOTRASIM mehrmals überprüft und gerechnet (FANK et al. 2004, 79-85; KLAMMLER 2012a). Im Gegensatz dazu wurde das Modell CANDY auf einem tiefgründigen Lößstandort erstellt, kalibriert und validiert und zeigt einige Probleme in der Anwendung unter den vorherrschenden Böden mit Bodenskelettgehalten bis 78 Masseprozent (THIEL 2010, 97). CANDY benötigt in der Simulation zwei verschiedene Bodenparametersätze zur Anpassung des Sickerwassers bzw. der Bodenwassergehalte in den vier Tiefen am konventionellen Lysimeter in Wagna. Die Zielgrößen der nutzbaren Feldkapazität und der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit wurden ab einer Tiefe von 40 cm über unterschiedliche Parametersätze kalibriert.

Die Kalibration des Sickerwassers gelingt mit SIMWASER/STOTRASIM besser, wie auch die Anpassung der Bodenfeuchtegehalte in den Tiefen 90 cm und 180 cm. CANDY weist bei der Kalibration in den oberen Schichten geringere Residuen auf.

Sowohl beim Wasser- wie auch beim Stofftransport können bei der Modellierung mit SIMWASER/STOTRASIM die dominierenden Prozesse gut abgebildet werden. Außerdem wurde eine abwärts gerichtete sequentielle Kopplung des Stofftransportmodells SIMWASER/STOTRASIM mit einem instationären Grundwasserströmungs- und Transportmodell bereits umgesetzt (KLAMMLER et al. 2012a).

Die Ergebnisse der Modellierung werden in weiterer Folge als obere Randbedingung für ein Grundwasserströmungsmodell verwendet. Das Modell CANDY wurde unter anderen räumlichen Bedingungen kalibriert und erfordert, wie die Modellkalibrationen des Wasserflusses zeigen, im Mur-

talaquifer größeren Kalibrationsaufwand. Die zusätzlichen Vorteile von SIMWASER/STOTRASIM liegen einerseits im Vorhandensein aller notwendigen standortüblichen Pflanzenkennwerte im Untersuchungsgebiet des Murtals und andererseits in einer umgesetzten sequentiellen Kopplung mit einem instationären Grundwassermodell.

Literatur

- DRAXLER, J.C., G. KLAMMLER, G. ROCK und J. FANK, 2010: Lösungsansätze zur besseren Berücksichtigung von Landnutzungsinformationen in der instationären Modellierung von Grundwasserneubildung und Stoffaustrag. *Journal of Alpine Geology, PANGEO Austria* 2010, Vol. 52/2010, Leoben, 104-105.
- DREYHAUPT, J., 2004: Die Bedeutung der Heterogenität von Boden, Klima und Landnutzung für die Regionalisierung von Modellzustandsgrößen. Dissertation, Universität Bayreuth, 245 S.
- FANK, J., E. STENITZER, F. FEICHTINGER und P. CEPUDER, 2004: Messdaten und Modellkalibration an der Forschungsstation Wagna und daraus abzuleitende Anforderungen an Messstellen zur Kalibration von Bodenwasserhaushalts- und Stofftransportmodellen. *GSF-Bericht* 02/04, 79-85.
- FANK, J. and G. v. UNOLD, 2007: High-precision weighable field Lysimeter – a tool to measure water and solute balance parameters. *Int. Water & Irrigation* 27(3), 28-32.
- FANK, J., G. DERSCH, F. FEICHTINGER und J. ROBIER, 2010: Erforderliche Maßnahmen und Umsetzungsoptionen für eine grundwassererträgliche Landwirtschaft im Murtal-Grundwasserleiter. Bericht zum 2. Umweltökologischen Symposium 2010: Boden- und Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Irdning, ISBN 978-3-902559-41-8, 43-50.
- FEICHTINGER, F., 1998: STOTRASIM – Ein Modell zur Simulation der Stickstoffdynamik in der ungesättigten Zone eines Ackerstandortes. In: BUNDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Ed., 1998): Modelle für die gesättigte und ungesättigte Bodenzone. Schriftenreihe d. Bundesamtes f. Wasserwirtschaft, Vol. 7, Wien, 14-41.
- FRANKO, U., B. OELSCHLAGEL und S. SCHENK, 1995: Modellierung von Bodenprozessen in Agrarlandschaften zur Untersuchung der Auswirkungen möglicher Klimaveränderungen. *UFZ-Bericht*, Vol. 3/1995, Leipzig-Halle, 91 S.
- KLAMMLER, G., H. KUPFERSBERGER, G. ROCK und J. FANK, 2012a: Modeling coupled unsaturated and saturated nitrate distribution of the aquifer Westliches Leibnitzer Feld, Austria. *Environmental Earth Sciences*, in Druck.
- KLAMMLER, G., G. ROCK, H. KUPFERSBERGER und J. FANK, 2012b: Generating land-use information to derive diffuse water and nitrate transfer at aquifer scale. *IAHS Red Book Series*, 355-16 Oxfordshire, UK, in Druck.
- KOITZSCH, R., 1990: Bodenfeuchte- und Verdunstungsmodell BOWA. Interner Bericht FZ Müncheberg.
- STENITZER, E., 1988: SIMWASER – Ein numerisches Modell zur Simulation des Bodenwasserhaushaltes und des Pflanzenertrages eines Standortes. Mitteilung Nr. 31, Bundesanstalt für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, 3252 Petzenkirchen, 203 S.
- THIEL, E., 2010: Modellierung des Einflusses landwirtschaftlicher Landnutzung auf Bodenfunktionen mit dem Modell CANDY. *Hallenser Bodenwissenschaftliche Abhandlungen*, Band 15, Halle, 48-57.

TERENO-SOILCan - Management eines deutschlandweiten Lysimeternetzwerkes

Werner Küpper^{1*}, Leander Fürst¹, Ralf Kiese², Ute Wollschläger³, Eckart Priesack⁴, E. Borg⁵,
H. Gerke⁶, Hans Papen², Harry Vereecken¹ und Thomas Pütz¹

Im Rahmen von TERENO (**TER**restrial **EN**vironmental Observatories) wurden vier Observatorien zur Langzeitbeobachtung des Klimawandels in sensitiven Gebieten eingerichtet. Um den erwarteten Klimawandel zu simulieren, wurden Lysimeter entlang eines Temperatur- und Niederschlagsgradienten innerhalb der jeweiligen Observatorien bzw. auch zwischen den Observatorien nach dem Prinzip „Space for Time“ versetzt. Das Lysimeternetzwerk besteht aus 126 Lysimetern an 13 verschiedenen Standorten. An den zentralen Versuchsstationen Selhausen und Bad Lauchstädt mit atlantischem bzw. kontinentalem Klima wurden

Lysimeter aus allen vier Observatorien zusammengeführt (s. *Abbildung 1*).

Bei den Lysimetern handelt es sich um monolithisch befüllte, wägbare Systeme mit einer Tiefe von 1,5 m und 1m² Oberfläche und einer Instrumentierung mit TDR-Sonden, Tensiometern in 10, 30, 50 und 140 cm Tiefe, Matrixpotentialsensoren, Bodenwärmeflussensoren, CO₂-Sensor, Saugkerzen in 10, 30 und 50 cm Tiefe sowie einer gesteuerten unteren Randbedingung (s. *Abbildung 2*). Die Lysimeter wurden mit Bodenmonolithen aus ackerbaulicher Nutzung oder Wiesen / Weidennutzung befüllt.

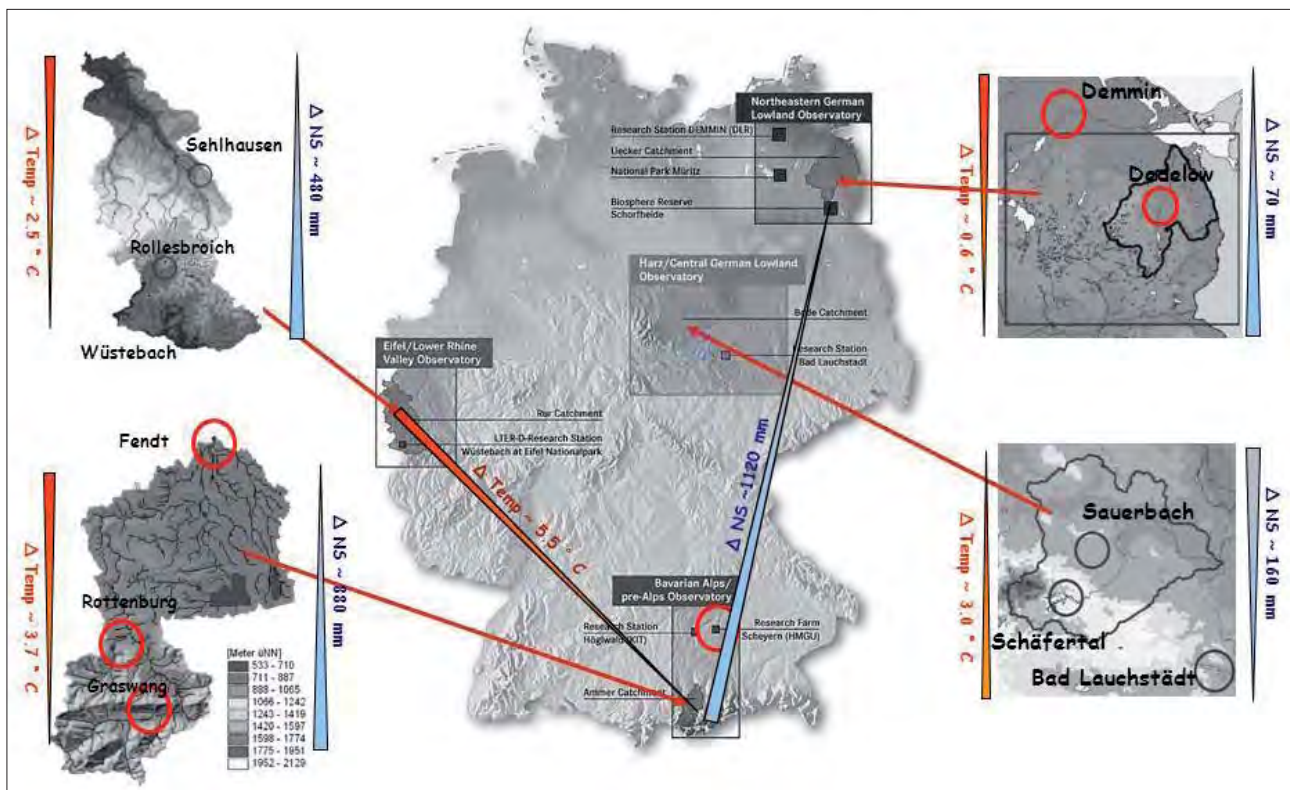


Abbildung 1: TERENO-Observatorien

¹ Agrosphere Institute, Research Center Jülich, FZJ, D-52425 JÜLICH

² Atmospheric Environmental Research Division, Karlsruhe Institute of Technology, KIT

³ Centre for Environmental Research Leipzig-Halle, UFZ

⁴ Institute of Soil Ecology, German Research Center Environment and Health, HMGU

⁵ DLR Neustrelitz German Aerospace Center, DLR

⁶ Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research (ZALF)

* Ansprechpartner: Werner Küpper, w.kuepper@fz-juelich.de

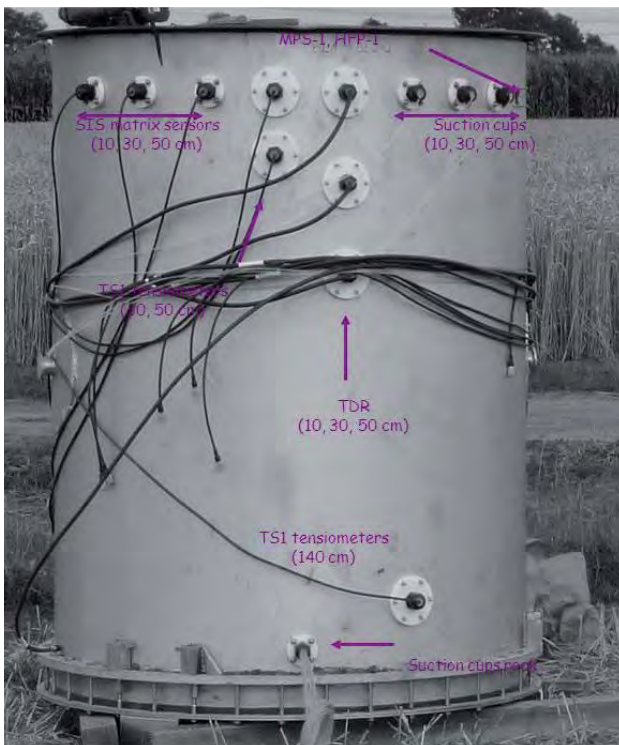


Abbildung 2: mit Sonden/Sensoren bestücktes, freistehendes Lysimeter

Probennahme

Im Observatorium Eifel/Niederrheinische Bucht werden an 3 Standorten insgesamt 36 Lysimeter betrieben. Alle zwei Wochen wurden von allen Lysimetern 144 Bodenlösungen zur Beprobung gewonnen. Zur Gewinnung der Bodenlösung lag an den Saugkerzen eine kontinuierliche Saugspannung von 100 hPa an, die über eine Vakuumpumpe geregelt wurde. Der Saugkerzenrechen wurde über einen Pump-Controller gesteuert. Bei der Probennahme wurden vor Ort Volumen und elektrische Leitfähigkeit bestimmt. Im Labor wurden anschließend zusätzlich pH-Wert, Redox-Potential sowie verschiedene An- und Kationen wie Chlorid, Nitrat, Sulfat, Phosphat, Ammonium sowie Aluminium, Calcium,

Eisen, Kalium, Magnesium, Mangan, Natrium analysiert. Die Erfassung der Probe erfolgte auf einem Formblatt.

Bewirtschaftung

Zur Vereinheitlichung wurde auf allen ackerbaulich genutzten Lysimetern der TERENO-Observatorien die Fruchtfolge Winterweizen – Erbsen – Wintergerste (s. *Abbildung 3*) - Winterraps mit reduzierter Bodenbearbeitung gefahren. Am Standort Selhausen wurden 12 von 24 Lysimetern mit einer ackerbaulichen Nutzung betrieben. Weitere neun Lysimeter (6 in Rollensbroich und 3 in Selhausen) unterlagen einer Grünlandbewirtschaftung.

Die Intensität der Düngungs- und Pflanzenschutzmaßnahmen richtete sich nach den jeweiligen Standortbedingungen, angelehnt an die Officialberatung sowie in enger Zusammenarbeit mit kooperierenden Landwirten. Die Stickstoff-Düngung der Ackerlysimeter erfolgte nach Stickstoff-Bilanz mit insgesamt ca. 150 kgN/ha (Erstgabe ca. 50-70 kg/ha, Schossergabe bei EC 32-34, Spätgabe bei EC 39-49), der in Form von KAS27-Dünger ausgebracht wurde. Zu- bzw. Abschläge waren vom Wetter und der entsprechenden Mineralisation abhängig. Die Grünlandlysimeter wurden wie das umgebende Grünland mit Gülle gedüngt. Angelehnt an die landwirtschaftliche Praxis der umgebenen Flächen wurden 1-2 x p.a. ca. 1 L je Lysimeter ausgebracht. Neben der stetigen Kontrolle auf Schadorganismen an den Pflanzen (Pilze, Insekten, Beikrautdruck) wurde insbesondere der Besatz durch Mäuse minimiert.

Kommunikation

Der Erfahrungsaustausch hinsichtlich Wartung, Betreuung und Bewirtschaftung zwischen den einzelnen Lysimeterbetreibern erfolgt u.a. über die Internetplattform des TERENO-Projekts innerhalb des SoilCan-Forums sowie regelmäßige Treffen.

Ernte

Der Bewuchs auf den Lysimetern wurde separat von den Kontrollflächen geerntet und ausgewertet. Die Gewinnung der Körner bzw. Erbsen erfolgte händisch. 2012 wurde ein Mini-Handdrescher verwendet, der die Trennung von Spreu



Abbildung 3: Ackerlysimeter mit Wintergerste im Frühjahr 2012

Tabelle 1: durchschnittliche Ernte-Erträge und Ergebnisse der CHN-Analytik

Aussaat	Frucht	Erträge (Mittelwerte) (dt/ha)	Analytik (Mittelwerte) in Gew.-%			
			C	H	N	TIC
2010/2011	Erbsen	18	45,2 (+/- 0,2)	6,1	2,5 (+/- 0,1)	< 0,1
2011/2012	WinterGerste	72	44,4 (+/- 0,2)	7,2 (+/- 0,1)	1,6 (+/- 0,1)	0,1
2010/2012	Grünland	80	45,2 (+/- 0,2)	6,1	2,5 (+/- 0,1)	< 0,1

und Korn erleichterte. Anschließend wurden Nass- und Trockengewicht des Ernteguts ermittelt und Rückstellproben archiviert. Zudem wurde das Saatgut und die Erntereste mittels CHN Methode chemisch analysiert. Im Vergleich mit durchschnittlichen Praxiserträgen lag die Erbsenernte mit 18 dt/ha im unteren Bereich. Die Gerstenernte mit 72 dt/ha und die Grünlandernte mit 80 dt/ha lagen im Durchschnitt zu praxisüblichen Erträgen (s. *Tabelle 1*). Die Entwicklung der Agrarpflanzen erfolgt mitunter differenziert zu den umliegenden Kontrollflächen, was insbesondere aufgrund der unterschiedlichen Böden resultierte. Störungen durch z.B. Wartungsarbeiten sollten nach Möglichkeit vermieden werden.

Ausblick

Ende September 2012 wurden die Ackerlysimeter mit Winterraps bestellt. Der bislang erfolgreich ein-

gesetzte Minidrescher soll lt. Herstellerangaben auch die Rapssamen gut von den Schoten trennen können. Neben der Probenaufnahme mit einem Formblatt werden die Proben zunächst auch parallel elektronisch mittels Toughbook und Barcodescanner erfasst. Diese elektronische Erfassung der Proben soll künftig verkürzte Abläufe im Datenmanagement ermöglichen. Sämtliche Daten – sowohl aus der Feldprotokollierung als auch aus der Analytik werden in einer Datenbank gespeichert.

Danksagung

Wir bedanken uns beim **Bundesministerium für Bildung und Forschung** (BMBF) für die finanzielle Unterstützung zum Aufbau des Lysimeternetzwerkes TERENO-SoilCan.

TERENO-SOILCan - Datenmanagement eines Lysimeternetzwerkes

Leander Fürst^{1*}, Werner Küpper¹, Willy Benders¹, Harry Vereecken¹ und Thomas Pütz¹

Mittels Lysimeter, die am Standort verbleiben, aber auch an andere Standorte versetzt werden, können Langzeitbeobachtungen des Klimawandels simuliert werden. Hierzu sind vielfältige Meßsysteme eingesetzt. Deren Daten werden gespeichert und können online geprüft werden. Ebenso werden diese Rohdaten grafisch aufbereitet und können so schnell auf mögliche Fehler überprüft werden in Verbindung mit ebenfalls angelegten Metadateien.

Im Rahmen von TERENO (TERrestrial ENvironmental Observatories) wurden vier Observatorien zur Langzeitbeobachtung des Klimawandels in sensiblen Gebieten eingerichtet. Dies sind von Norden nach Süden die Observatorien: Norddeutsches Tiefland/Harz, Mitteldeutsches Tiefland, Eifel/Niederrheinische Bucht und Bayrische Alpen- Voralpen. Das FZJ betreut im Wesentlichen das Observatorium „Eifel/Niederrheinische Bucht“ an 3 Standorten mit insgesamt 36 Lysimeter.

Um den erwarteten Klimawandel zu simulieren, wurden Lysimeter entlang eines Temperatur- und Niederschlagsgra-



Abbildung 1: Blick auf die Ackerland-Lysimeter am Standort Selhausen

dienten innerhalb der jeweiligen Observatorien bzw. auch zwischen den Observatorien nach dem Prinzip „Space for

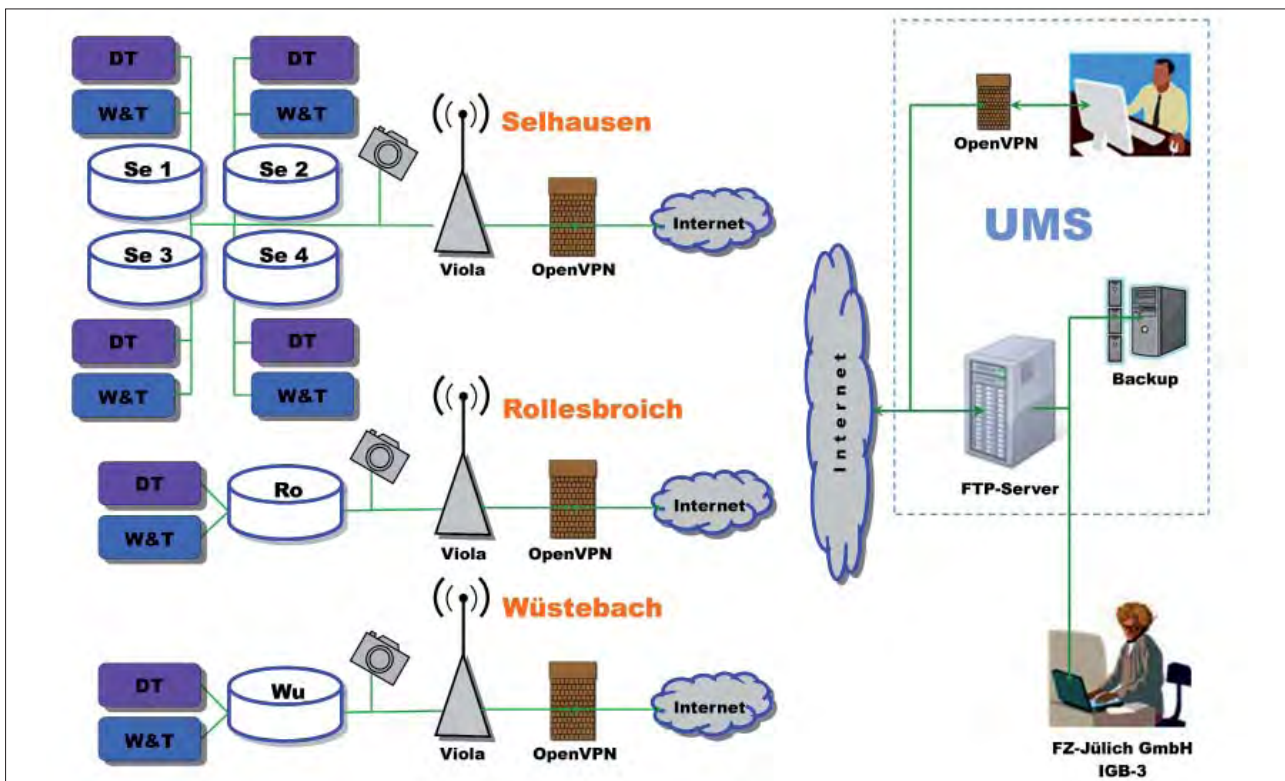


Abbildung 2: Datenmanagement und Aufbau des Netzwerkes

¹ Agrosphere Institute, Research Center Jülich, FZJ, D-52425 JÜLICH

* Ansprechpartner: DI Leander Fürst, l.fuerst@fz-juelich.de

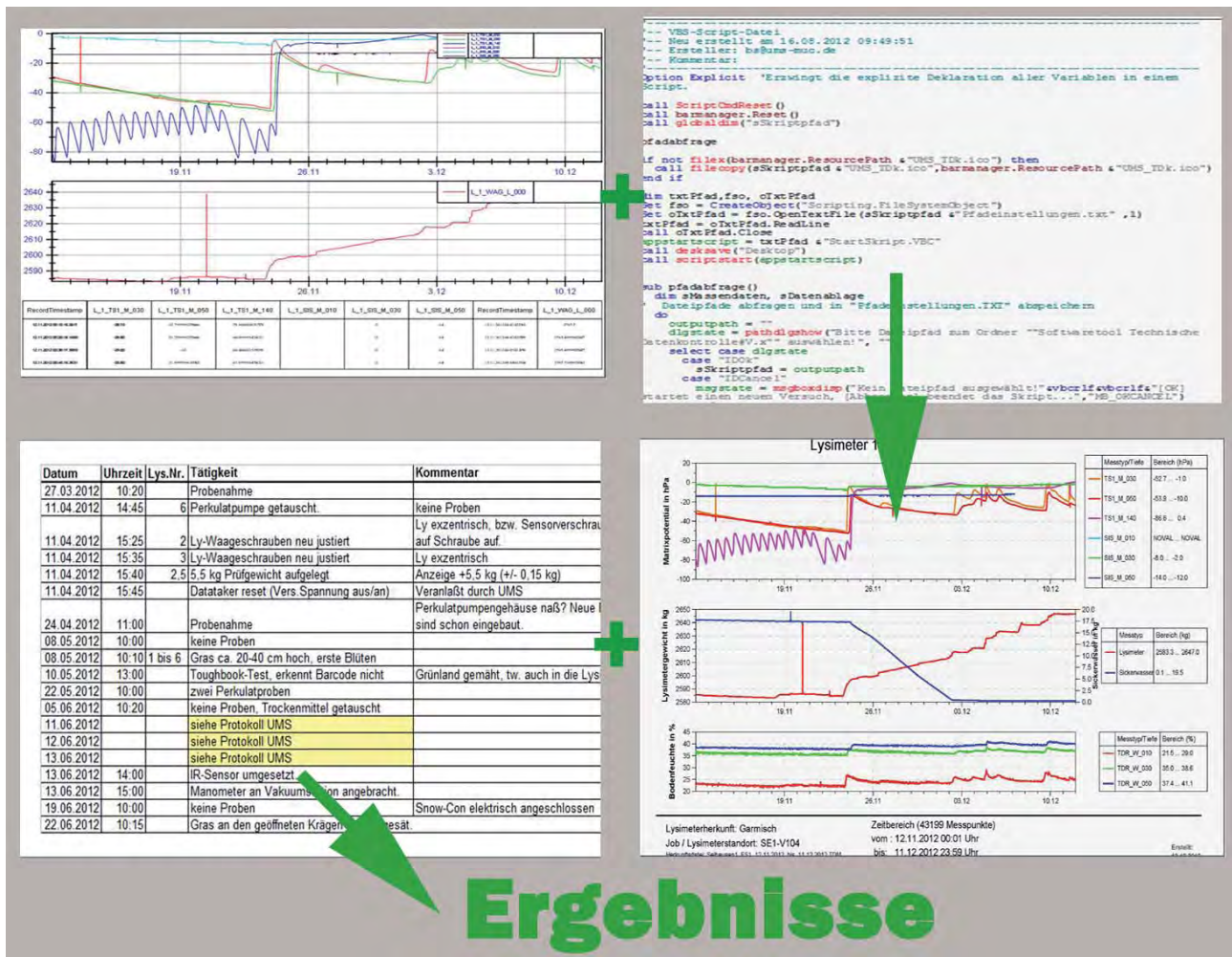


Abbildung 3: Datenaufbereitung, Kontrolle und grafische Ausgabe zur Überwachung

Time“ versetzt. Das Lysimeternetzwerk besteht aus 126 Lysimetern an 13 verschiedenen Standorten. Bei den Lysimetern handelt es sich um monolithisch befüllte, wägbare Systeme mit einer Tiefe von 1,5 m und 1 m² Oberfläche und einer Instrumentierung mit TDR-, Tensiometer, Matrixpotentialsensoren, Bodenwärmeflussensoren, einem CO₂-Sensor und einer gesteuerten unteren Randbedingung. Zur Aufrechterhaltung der unteren Randbedingung, im Vergleich zum umgebenden Standortboden, werden durch bidirektionale Schlauchpumpen über einen SiC-Rechen im Lysimeter Wasser ab oder zu gepumpt. Diese Perkolatwasser werden in 50 Liter Behälter gesammelt, die ebenfalls auf Waagen stehen.

In Abhängigkeit der unterschiedlichen Abstraten der einzelnen Messgrößen werden ca. 3600 KByte Messdaten pro Woche und Lysimeter gespeichert. Dies ergibt pro Station 21 MByte und für alle 6 Lysimeteranlagen in Jülich 130 MByte/Woche. Die von Jülich betreuten Stationen sind per Modem mit dem Server der Fa. UMS verbunden. Die erfassten Daten werden im DT85 Datalogger (Fa. dataTaker) gespeichert (Zwischenspeicherung für 3 Monate möglich). Die gespeicherten Daten werden täglich per FTP-Protokoll abgeholt und als Rohdaten auf dem Server abgelegt.

Die notwendige Datenüberprüfung erfolgt in täglichen automatischen Analysen per Grenzwertsripten mit dem Softwareprogramm Diadem (Fa. National Instruments) auf Auffälligkeiten. In Wochenplots als pdf-Dateien, bzw. durch Scripte direkt auf dem Server können die Daten grafisch aufbereitet überprüft werden.

Über die bestehende Datenleitung kann zudem direkt auf den Datalogger, bzw. die entsprechenden Messsonden zugegriffen werden. Auch kann über eine Kamera die Sichtkontrolle der Oberflächen erfolgen. Die Stationen werden außerdem einmal wöchentlich besucht, hierbei erfolgt eine Sichtkontrolle der mechanischen Bauteile (Perkolatpumpen, Schmutzwasserpumpe, ect.). Mittels Laptop können hierbei ebenso alle Daten und Zustände der Meßsysteme geprüft werden, um bei Fehlern direkt reagieren zu können. Alle Arbeiten, die am Lysimeter erfolgen (Technik, Bewirtschaftung) werden in Protokollen erfasst. In Verbindung mit diesen Protokollen (Metadateien) können die Messdaten auf dem Server berichtigt, bzw. auf Stimmigkeit geprüft werden. Über den Versuchsaufbau, die experimentellen Ziele, die Praxis des Datenmanagements, die Datenprüfung und Ergebnisse sowie Erfahrungen wird berichtet.

Wir danken dem BMFT für die finanzielle Unterstützung beim Aufbau des Lysimeternetzwerkes TERENO-SoilCan.