



MINISTERIUM  
FÜR EIN  
LEBENSWEERTES  
ÖSTERREICH

HBLFA RAUMBERG - GUMPENSTEIN  
LANDWIRTSCHAFT

## 16. GUMPENSTEINER LYSIMETERTAGUNG

Lysimeter: Forschung im  
System Boden - Pflanze -  
Atmosphäre

Lysimeter: research in the  
system soil - plant -  
atmosphere

21. und 22. April 2015  
HBLFA Raumberg-Gumpenstein

[raumberg-gumpenstein.at](http://raumberg-gumpenstein.at)

# BERICHT

## 16. Lysimetertagung

am 21. und 22. April 2015  
an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein

### **Organisation**

- Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein
- Arbeitsgruppe Lysimeter



## **Impressum**

### *Herausgeber*

Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft  
Raumberg-Gumpenstein, A-8952 Irdning  
des Bundesministeriums für Land- und  
Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

### *Direktor*

HR Mag. Dr. Anton Hausleitner

### *Für den Inhalt verantwortlich*

die Autoren

### *Redaktion*

Brigitte Marold

### *Druck, Verlag und © 2015*

Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft  
Raumberg-Gumpenstein, A-8952 Irdning

ISBN-13: 978-3-902849-19-9

ISSN: 1818-7722

Dieser Band wird wie folgt zitiert:

16. Gumpensteiner Lysimetertagung, 21.-22.4.2015, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein 2015

# Inhaltsverzeichnis

<b>Auswirkungen des Klimawandels auf die Produktivität und Biodiversität von drei typischen Böden des Marchfelds - Ergebnisse des Lysimeter-Projektes „LYSTRAT“.</b> .....	11
H. BERTHOLD, A. BAUMGARTEN, G. BACHMANN, A. BRUCKNER, F. HADACEK, J. HÖSCH, N. KANDELSDORFER, B. KITZLER, C. KRAMMER, K. MICHEL, E. MURER, A. POLLAK, P. QUERNER, J. TABI TATAW, J. WISSUWA und J.G. ZALLER	
<b>Die Anwendung von Lysimetern zur Ermittlung der Trockenstresswirkung auf den Wasserverbrauch und das Wachstumsverhalten junger Bäume.</b> .....	13
J. MÜLLER	
<b>Tracerversuche mit Bromid auf verschiedenen Lysimetern in der Schweiz.</b> .....	21
V. PRASUHN, E. SPIESS und C. HUMPHRYS	
<b>Untersuchung des Austragsverhaltens von Maisherbiziden in Lysimetern unter Freilandbedingungen (Standort Wielenbach).</b> .....	29
A. BAYER, M. OBERNOLTE und A. THIE	
<b>Water and nitrate transport in an unsaturated zone. Case study: lysimeter Selniska dobrava, Slovenia.</b> .....	33
A. KOROSA und N. MALI	
<b>Wasser- und Nährstoffflüsse in einem Grünlandökosystem am Almstandort Stoderzinken.</b> .....	39
M. HERNDL, M. SCHINK, A. BOHNER, A. GESSLBAUER und M. KANDOLF	
<b>Auswirkungen von Biokohlesubstrat-Gaben zu ertragsschwachen Ackerböden auf das Sickerwasser und die Nährstofffrachten in einem mehrjährigen Lysimeterversuch.</b> .....	45
A. RADEMACHER und M. HAUBOLD-ROSAR	
<b>Einfluss legumer Zwischenfrüchte in Maisfruchtfolgen auf die Sickerwassermenge und die Nitratauswaschung anhand von Lysimeteruntersuchungen.</b> .....	51
N. TAUCHNITZ, J. BISCHOFF, M. SCHRÖDTER, H. RUPP und R. MEISSNER	
<b>Wasserhaushalt und Stickstoffaustrag einer mehrjährigen Schwarzbrache im Vergleich zur landwirtschaftlichen Bewirtschaftung - Lysimeterbeobachtungen und Modellierung.</b> .....	57
U. HAFERKORN, B. KLÖCKING und A. WINKLER	
<b>Kooperation Lysimeter in Mittel- und Nordostdeutschland - Auswertung langjähriger Messreihen der N-Auswaschung ackerbaulich genutzter Böden.</b> .....	65
S. KNOBLAUCH, U. HAFERKORN, J. HEYN, D. KOCH, E. ALBERT, M. GRUNERT, C. STRAUSS, R. MEISSNER, M. SCHRÖDTER, N. TAUCHNITZ, J. LORENZ, C. RAMP und E. LEHMANN	
<b>Wasserverbrauch und Etablierung von Zwischenfrüchten im Thüringer Becken.</b> .....	71
S. KNOBLAUCH, S. GRUPPE und A. KRÖCKEL	
<b>Wasserhaushaltsmodellierung an verschiedenen Lysimeterstandorten mit Hilfe eines konzeptuellen, modularen Bilanzmodells.</b> .....	79
H. HOLZMANN und K. STANGL	
<b>Messung der Bodenwasserdynamik unter einem Pflanzenbestand und einem brachen Boden - Ein Direktvergleich.</b> .....	85
W. DURNER, I. ANDRÄ und S. SCHITTENHELM	

<b>Lysimetrie in der sibirischen Steppe.</b> .....	95
E. STEPHAN, R. MEISSNER, H. RUPP und D.N. BALYKIN	
<b>Ein neuer Filter zur Trennung von Niederschlägen, Evapotranspiration und Messrauschen aus Lysimetermessungen.</b> .....	101
A. PETERS, Th. NELS, H. SCHONSKY und G. WESSOLEK	
<b>Estimation of evapotranspiration and crop coefficient of an intensively managed grassland ecosystem with lysimeter measurements.</b> .....	107
J. GROH, Th. PÜTZ, J. VANDERBORGHT und H. VERECKEN	
<b>Referenzverdunstung am Standort Groß-Enzersdorf: Vergleich von Lysimeterdaten und Berechnungen.</b> .....	113
R. NOLZ, G. KAMMERER, J. EITZINGER und P. CEPUDER	
<b>Messung bodenhydraulischer Kennfunktionen von Böden im Labor im Zyklus Austrocknung und Wiederbefeuchtung.</b> .....	119
U. SCHINDLER, G. von UNOLD und L. MÜLLER	
<b>NITRATMO - Die Weiterentwicklung des ITNI-Messsystems nach der <sup>15</sup>N-Isotopenverdünnungsmethode.</b> ....	125
G. KLAMMLER, I. MERBACH, U. FRANKO, G. von UNOLD, M. HERNDL, P. BAUMANN, J. FANK und A. LEIS	
<b>Bewertung der N-Effizienz des Gülle-Strip-Till-Verfahrens - Kombinierte Lysimeter- und Feldversuche als Grundlage zur Modellierung der Stickstoffkinetik in der ungesättigten Zone.</b> .....	131
D. BEDNORZ, N. TAUCHNITZ, J. BISCHOFF, M. SCHRÖDTER, B. KOBLENZ, J. RÜCKNAGEL, H. RUPP, F. WIESE, O. CHRISTEN und R. MEISSNER	
<b>TERENO-SOILCan - Management eines deutschlandweiten Lysimeternetzwerkes.</b> .....	139
W. KÜPPER, L. FÜRST, R. KIESE, U. WOLLSCHLÄGER, E. PRIESACK, E. BORG, H.H. GERKE, H. PAPEN, H. VERECKEN und Th. PÜTZ	
<b>The Hydrological Open Air Laboratory - HOAL Petzenkirchen Catchment observations complementing lysimeter measurements.</b> .....	143
M. OISMÜLLER, G. BLÖSCHL und P. STRAUSS	
<b>Simulation des Bodenwasserhaushaltes an ausgewählten Standorten in Fläming.</b> .....	147
Th. KRIESE, G. PAUL, F. REINSTORF und R. MEISSNER	
<b>Bodenwasserhaushaltsschicht auf Deponien in Regionen mit positiver Wasserbilanz.</b> .....	153
E. MURER	
<b>Gras-Referenzverdunstung für den urbanen Raum - Vergleich und Bewertung von Berechnungsmodellen anhand von Lysimeterdaten.</b> .....	157
A. TIMM, A. PETERS, R. SCHWARTENGRÄBER und G. WESSOLEK	
<b>Lysimeterstation Wagna: Vergleichende Ergebnisse von konventioneller und organisch-biologischer Bewirtschaftung für Wasserbilanz, Stickstoffauswaschung, Ertrag und ökonomischem Profit.</b> .....	161
G. KLAMMLER und J. FANK	
<b>Effect of Irrigation with Saline Water on the Soil in Simple Drainage Lysimeters.</b> .....	167
J. ZSEMBELI, G. KOVÁCS und J. TÓTH	

<b>Einfluss des Umbruchtermins einer Zwischenfrucht auf die Nitratauswaschung. ....</b>	<b>171</b>
E. SPIESS, V. PRASUHN und C. HUMPHRYS	
<b>Kriterien zur Harmonisierung und Vereinbarkeit nachhaltiger Nährstoffversorgung von Böden, Pflanzen, Tieren und Menschen im Einklang zugleich von sozialen (Suffizienz), ökologischen (Konsistenz) und ökonomischen (Effizienz) Notwendigkeiten, exemplarisch dargestellt insbesondere am Beispiel Deutschlands. ....</b>	<b>175</b>
K. ISERMANN und R. ISERMANN	

# Vorwort

Am 21. und 22. April 2015 findet im Grimmingsaal der HBLFA Raumberg-Gumpenstein die 16. Gumpensteiner Lysimetertagung statt. Das Generalthema dieser internationalen Tagung lautet: „Lysimeter: Forschung im System Boden – Pflanze – Atmosphäre“. Mit Hilfe von Lysimetern kann der Wasser- und Stoffkreislauf im System Boden – Pflanze – Atmosphäre unter weitgehend natürlichen Standortbedingungen quantifiziert werden. Daher wird die Lysimetertechnik bereits seit vielen Jahren erfolgreich in der Boden-, Agrar- und Umweltforschung eingesetzt.

In terrestrischen Ökosystemen werden der Energie-, Wasser- und Stoffkreislauf in starkem Maße vom Boden beeinflusst. Der Boden bildet den Lebensraum für Mikroorganismen, Pflanzen, Tiere und Menschen. Er liefert Nahrungs- und Futtermittel, Biomasse und mineralische Rohstoffe. Er speichert Wasser und Nährstoffe, bindet Schadstoffe und ist ein bedeutender Kohlenstoffspeicher. Der Boden dient als Fläche für Siedlung, Erholung, Wirtschaft und Verkehr. Er gehört – nach menschlichen Zeiträumen gemessen – zu den nicht erneuerbaren Ressourcen. Deswegen und auf Grund seiner vielfältigen Funktionen hat der Boden einen hohen ökologischen, wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Wert. Es ist daher wichtig, ihn gegen Belastungen, Degradationen und Flächenverlust zu schützen. In Österreich gehen derzeit pro Tag ca. 20 Hektar wertvoller Boden verloren. Die große Bedeutung des Bodens für alle Lebewesen wird weltweit auf höchster politischer Ebene anerkannt. Am 20. Dezember 2013 hat die Generalversammlung der UN den 5. Dezember als „Tag des Bodens“ und das Jahr 2015 als „Internationales Jahr des Bodens“ beschlossen. Mit der 16. Gumpensteiner Lysimetertagung am 21. und 22. April 2015 wollen wir einen Beitrag zum „Internationalen Jahr des Bodens“ leisten.

Wir wünschen der Veranstaltung einen guten Verlauf, Ihnen allen einen angenehmen Aufenthalt an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein und in Irnding sowie eine Fülle hochwertiger wissenschaftlicher Informationen.

Dr. Anton Hausleitner  
Direktor

Dr. Johann Gasteiner  
Leiter für Forschung und Innovation

der Höheren Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft  
Raumberg-Gumpenstein (HBLFA)

# Vorträge



# Die Anwendung von Lysimetern zur Ermittlung der Trockenstresswirkung auf den Wasserverbrauch und das Wachstumsverhalten junger Bäume

Jürgen Müller<sup>1\*</sup>

## Zusammenfassung

Die Fähigkeit zur Adaption von Baumarten an den prognostizierten Klimawandel ist noch weitgehend ungeklärt. Die Untersuchung ihrer Ertragsfähigkeit bei Trockenheit und Hitze ist dabei ein erklärtes Forschungsziel. Die Anwendung von Lysimetern ist eine innovative und bewährte Methode. Die Eberswalder Lysimeter sind wegen ihrer Größe (100m<sup>2</sup> Oberfläche und 5m Tiefe) für die komplexen Untersuchungen hervorragend geeignet. Die Forschungen werden durch die Anwendung speziell entwickelter wägbarer Lysimeter und eines Freilandlabors ergänzt. Schwerpunkt der Forschung ist die Untersuchung des Ursachen-Wirkungsgefüges von unterschiedlicher Trockenheit auf Wasserverbrauch, Radialzuwachs und Feinwurzelndynamik der Bäume. Im Fokus der Untersuchungen stehen junge Bäume, die besonders empfindlich gegen Trockenheit sind, weil sie mit ihren Wurzeln noch nicht die tieferen Bodenwasservorräte erreichen können.

Es werden die Zusammenhänge zwischen zunehmender Bodenaustrocknung und dem Wasserverbrauch junger Buchen und Eichen dargestellt. Der Rückgang der Evapotranspiration ist verbunden mit der Reduzierung des Radialzuwachses.

*Schlagwörter:* Baumarten, Wassermangel, Wasserverbrauch, Radialzuwachs

## Summary

The ability of trees to adapt to climate change is still unexplained in the main. The investigation of their yield capacity under the conditions of drought and heat is a declared research objective. The use of lysimeter is an innovative and approved method. The Eberswalde lysimeters are excellently suitable for the complex investigations because of her size (100m<sup>2</sup> of surface and 5m of depth). The investigations are completed by the use of especially developed weighable lysimeters and an open field laboratory. Main emphasis of the research consists in the investigation of cause and effect relationships under the conditions of different levels of drought on water consumption, radial growth and fine root dynamics of the trees. Young trees are in the focal point of the measurements. They are more sensitive to dryness because their roots cannot reach the water content in deeper soil layers. The relationships between increasing soil water drying and evapotranspiration of young beeches and oaks are represented. The decrease of evapotranspiration is followed by the reduction of radial growth.

*Keywords:* tree species, water shortage, water consumption, radial growth

## Einleitung

Der Wald bedeckt ca. ein Drittel der Fläche Deutschlands und wird zum Großteil wirtschaftlich genutzt. Die Produktivität ist neben der Bewirtschaftung und den Standortbedingungen wesentlich von Witterung und Klima abhängig. Ertragsausfälle und damit einhergehende wirtschaftliche Schäden treten unter anderem durch Trockenheit und Hitze wie zum Beispiel im Jahr 2003 in Deutschland auf. Viele Szenarien zur Klimaentwicklung lassen eine weitere Zunahme von Trockenheit erwarten, die für die forstliche Produktion nachteilige, teils existenzbedrohende Auswirkungen haben könnten.

Vor diesem Hintergrund erfolgte die Auswertung der Entwicklung der sommerlichen Mitteltemperaturen und Niederschlagssummen von 1900 bis 2010 für die Wetterstation Angermünde 15km nordöstlich der Ly-

simeterstation (*Abbildungen 1 und 2*). Danach ist der Sommer in den mehr als 100 Jahren um 3,5°C wärmer geworden und die niederschlagsarmen Jahre häufen sich in der 2. Jahrhunderthälfte (MÜLLER 2002). Dieser Witterungsentwicklung muss der Wald von morgen Rechnung tragen.

Diese Klimaprognosen bedeuten für den Wasserhaushalt der Wälder des nordostdeutschen Tieflands eine:

- Erhöhung der potentiellen Verdunstung
- Verringerung der Bodenwasserverfügbarkeit
- Zunahme der Perioden mit „Wasserstress“
- Verlängerung der Vegetationszeit mit längerer Bodenwasserzehrung
- Zunahme der Evapotranspiration außerhalb der Vegetationszeit.

<sup>1</sup> Thünen-Institut, Institut für Waldökosysteme, A.-Möller-Straße 1, D-16225 EBERSWALDE

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

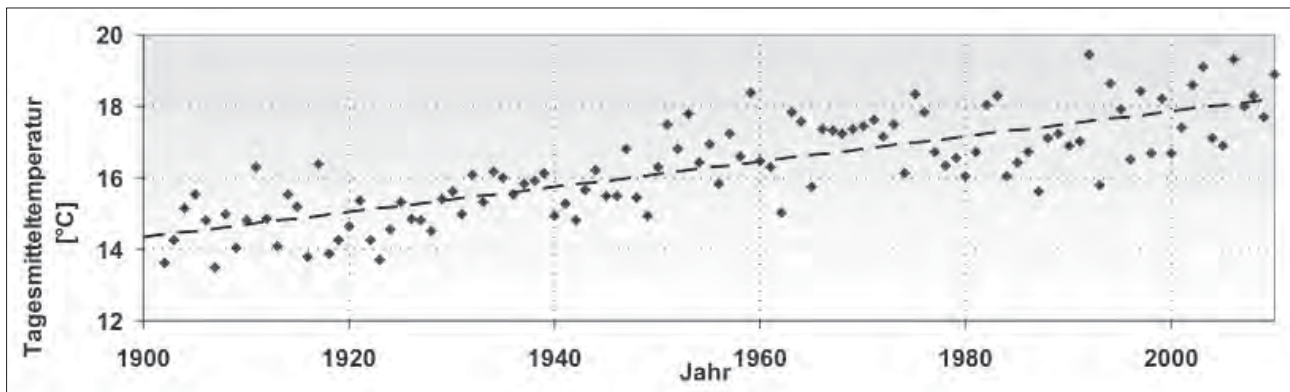


Abbildung 1: Mitteltemperaturen der Monate Juni, Juli und August von 1900 bis 2010 der DWD-Station Angermünde.

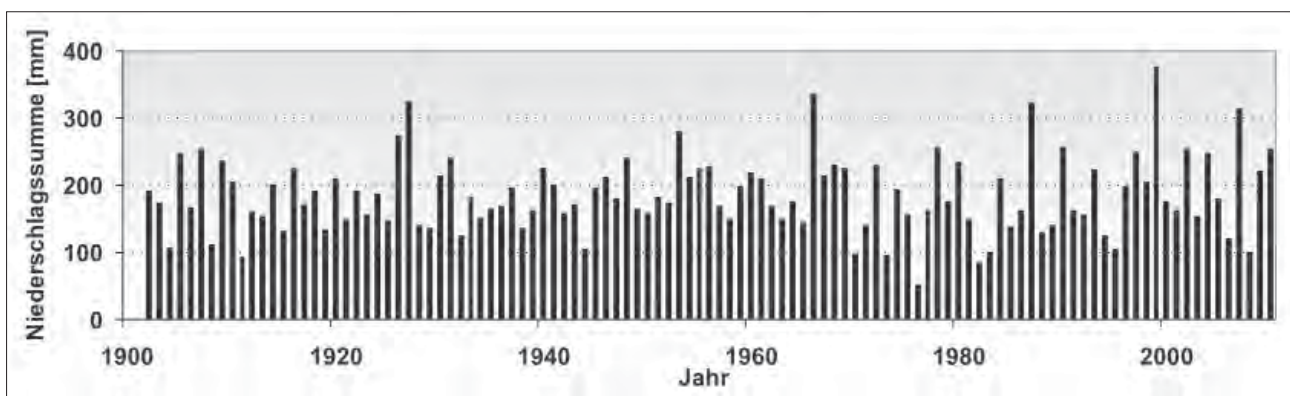


Abbildung 2: Niederschlagssummen der Monate Juni, Juli und August von 1900 bis 2010 der DWD-Station Angermünde.

Aufgabe der Forschung ist es, trockenheitsbedingte Risiken in der Forstwirtschaft zu identifizieren und mögliche Handlungsoptionen aufzuzeigen, um Empfehlungen zur Anpassung von Produktionssystemen, wie die Baumarten- und Herkunftswahl abzuleiten. Wassermangel entsteht, wenn der Wasserbedarf der Pflanzen größer als die Wasserverfügbarkeit ist. Damit ergibt sich das Risiko aus den Wechselwirkungen zwischen der Pflanze, dem Boden und den meteorologischen Bedingungen.

Dabei entscheiden der Zeitpunkt, die Dauer und die Intensität der Trockenheit über den entstehenden Wasserstress für die Pflanzen.

Besonders empfindlich gegen Trockenheit sind junge Bäume, die mit ihren Wurzeln noch nicht die tieferen Bodenwasservorräte erreichen können. Deshalb stehen sie im Fokus unserer Experimente.

## Methode – die Anwendung von Lysimetern

Die Anwendung von Lysimetern hat in der forsthydrologischen Forschung der Region Eberswalde eine über hundertjährige Tradition. Die ökologische Versuchsstation Britz bei Eberswalde ist mit den neun Großlysimetern vom Standort her für weite Teile des nordostdeutschen Tieflands repräsentativ. Die Lysimeterstation wird seit 1974 betrieben, um den Wasserverbrauch von aufwachsenden Hauptbaumarten (Kiefer, Buche, Lärche, Douglasie) und deren Einfluss auf Grundwasserneubildung und Landschaftswasserhaushalt zu

quantifizieren (MÜLLER 2011). Das zukünftige Waldbild in Deutschland soll durch möglichst vielfältig strukturierte Mischbestände geprägt sein. Das Waldumbauprogramm bedarf der wissenschaftlichen Begleitung und Fundierung; insbesondere ist zu prüfen, wie sich die im hiesigen Raum für das Waldwachstum häufig als limitierend erweisenden hydroökologischen Bedingungen bei Unterbau von Kiefer verändern und wie diese Bedingungen über bestandesstrukturell-waldbauliche Maßnahmen positiv beeinflusst werden können. Vor diesem Hintergrund wurden zwei Lysimeterbestände der Kiefer mit Buche und Eiche und ein Lärchenlysimeter mit Buche unterbaut. Gleichzeitig mit den vegetationsstrukturellen Veränderungen wurde die messtechnische Ausrüstung der Lysimeter erweitert. Es wurden bodenhydrologische Messplätze zur Bestimmung des Bodenwasserflusses eingerichtet. Zur getrennten Ermittlung des Wasserverbrauchs der jungen Bäume im Unterstand wurden im Umfeld der Großlysimeter wägbare Lysimeter eingebaut. Somit besitzt die Versuchsstation die notwendige innovative messtechnische Ausstattung, um die sich mit den vegetationsstrukturellen Änderungen ergebenden modifizierten Prozesse des Wasserflusses erfassen zu können.

## Die wägbaren Lysimeter

Um den spezifischen Wasserverbrauch unterschiedlicher Vegetation unter definierten Bedingungen zu ermitteln, wurden spezielle wägbare Lysimeter (WKL), (Abbildung 3) entwickelt (MÜLLER et al. 1998, MÜLLER und

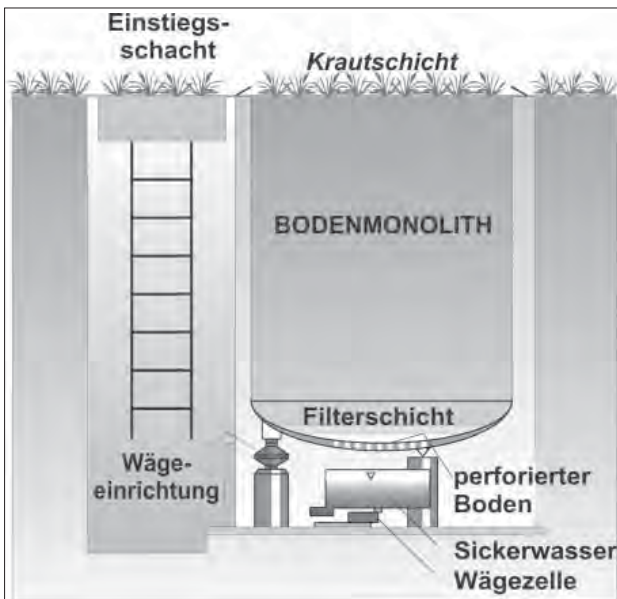


Abbildung 3: Wägbares Lysimeter mit ungestörtem Bodenmonolithen zur Ermittlung des Wasserverbrauches der Vegetation.

SEYFARTH 1999). Die Innovation dieser Konstruktion liegt in der Umsetzung der für die Aussagefähigkeit der Ergebnisse notwendigen Verknüpfung von Lysimetergröße, einer speziellen, die Ungestörtheit von Bodenmonolith und Lysimeterumfeld sichernde Einbautechnologie sowie in Wägbareit und in der mobilen Einsatzmöglichkeit.

Die WKL haben eine Oberfläche von 1m<sup>2</sup> und sind 1,8m tief. Der Wasserverbrauch der Vegetation kann durch den Einsatz spezieller Wägezellen für die Erfassung der Bodenfeuchteänderung im Monolith und der ausfließenden Sickerwassermengen mit einer Genauigkeit von 0,1mm erfolgen.

Nachfolgend steht die Anwendung der Lysimeter in Trockenversuchen unterschiedlicher Intensität im Fokus.

#### Das Trockenexperiment

Die WKL wurden zur Untersuchung der Auswirkung unterschiedlicher Trockenheit auf das Wachstum und den Wasserhaushalt junger Eichen eingesetzt. Die wägbaren Lysimeter sind mit einem fahrbaren sensorgesteuerten Dach abgedeckt, das, wenn es regnet, über die Lysimeter fährt (Abbildung 4). Der Niederschlag für unterschiedliche Szenarien (Trocken- und Normalszenario) wird durch Bewässerung gegeben. Die Evapotranspiration der Eichen wird nach der Wasserhaushaltsgleichung ermittelt. Der auffallende Regen, die Feuchteänderung im Monolith und die Sickerwassermenge werden durch Wägung bestimmt. Zusätzlich wird die Bodenfeuchte im Boden in acht Tiefen gemessen. Die Dynamik des Dickenwachstums wurde mit Mikrodendrometer gemessen.

Für die Regengaben wurden zwei Szenarien ausgewählt. Das normale Szenario mit 330mm von April-Oktober entspricht in etwa dem langjährigen Mittel der Region. Die Bodenwasservorräte im gesamten Tiefenbereich der Lysimeter lagen dabei immer zwischen 80 bis 100% Feldkapazität.



Abbildung 4: WKL mit fahrbarem Dach zur Ermittlung des Wasserverbrauches kleiner Eichen.

Beim trockenen Szenario beträgt die Niederschlagssumme im gleichen Zeitraum 180mm. Grundlage für dieses Szenario sind Auswertungen der Trockenjahre der letzten 30 Jahre im Untersuchungsraum.

#### Der Austrocknungsversuch

In einem weiteren Experiment wurde ein WKL vor dem Blattaustrieb der jungen Buchen Mitte April mit einer Haube abgedeckt (Abbildung 5). Mitte August reagierten die Buchen auf die Austrocknung mit dem Abwerfen der Blätter (Abbildung 6). Messtechnisch wurde die zunehmende Austrocknung begleitet durch die Messung der Bodenwasservorräte in acht Tiefen, die Erfassung der Dynamik des Dickenwachstums mit Mikrodendrometern und die Messung des pre dawn Blattwasserpotentials mit der „Scholanderbombe“.

#### Das Freilandlabor Drylab

Das Freilandlabor (Drylab) ist eine Anlage von acht Lysimetern mit jeweils zwei Quadratmetern Oberfläche und einer Tiefe von 1,5m (Abbildung 7). Alle Lysimeter sind mit einheitlichem Bodensubstrat befüllt und ebenerdig in das Freiland eingesetzt. In jede Bodensäule wurden ca. 20 junge Buchen gepflanzt. Mithilfe eines verschiebbaren, lichtdurchlässigen Daches lassen sich kontrollierte Trockenheitsbedingungen herstellen. Die Bewässerung erfolgt mit einer Niederdruck-Tropfenbewässerung. Mit Hilfe von Rohrsonden wird die Bodenfeuchtigkeit





Abbildung 5: WKL mit Abdeckhaube zur Ermittlung der Trockenstresswirkung auf das Wachstum junger Buchen.



Abbildung 6: WKL nach der Austrocknung.



Abbildung 7: Drylab mit acht Lysimetern, fahrbarem Dach und installierter Tropfenbewässerung.



Abbildung 8: Drylab mit Wurzelbrücke und Wurzelkamera zur Erfassung der Feinwurzelndynamik im Boden.

in unterschiedlichen Bodentiefen gemessen. Das ablaufende Sickerwasser wird mit Kippzählern unterhalb des Lysimeterbodens erfasst. Aus den Messdaten werden die genaue Ermittlung der Evapotranspiration sowie die Beobachtung der Bodenwasservorräte in der Bodensäule möglich.

Das Drylab wurde mit jungen Rotbuchen aus Deutschland und Polen bepflanzt, die an unterschiedliche klimatische Verhältnisse angepasst sind. Mit dem Versuch wollen wir

untersuchen, welche Buchenherkünfte am besten mit den Klimaverhältnissen der Zukunft zurecht kommen. Die Rotbuche ist in Deutschland die wichtigste Baumart in naturnahen Wäldern und spielt für die künftige Waldwirtschaft eine zentrale Rolle.

Schwerpunkt der Arbeiten ist die Untersuchung des Ursachen-Wirkungsgefüges von unterschiedlicher Trockenheit auf Wasserverbrauch, Radialzuwachs und Feinwurzelndynamik der Bäume.

**Tabelle 1: Regengaben von Normal- und Trockenszenario.**

Monat	Regengabe [mm]	
	Normalszenario	Trockenszenario
April	30	15
Mai	57	28
Juni	66	39
Juli	50	25
August	54	24
September	41	32
Oktober	32	17
Gesamt	330	180

Die Untersuchung der Dynamik der Feinwurzelentwicklung mit Hilfe von Mini-Rhizotronen stellt einen Schwerpunkt der Forschungen dar, weil die Reaktion der Feinwurzeln auf Trockenheit bisher wenig erforscht ist (*Abbildung 8*). Dazu werden in acht vertikalen Glasröhren pro Lysimeter mit einer endoskopischen Kamera zu mehreren Messterminen die umgebende Feinwurzelschicht abgebildet und mit Bildverarbeitung analysiert. Hierdurch sind hochaufgelöste Informationen zum Umsatz an Feinwurzeln und zum Wurzelwachstum möglich.

## Ergebnisse

### Das Trockenexperiment

Die *Tabelle 1* zeigt die Regengaben von Normal- und Trockenszenario in den Monaten April bis Oktober.

Die *Abbildung 9* zeigt die kumulative Evapotranspiration für beide Niederschlagsszenarien von Mai bis Oktober. Infolge der größeren Niederschlagsreduzierung beim Trockenszenario (55% des Normalszenarios) kommt es zur Transpirationseinschränkung. Die Evapotranspiration beträgt im Betrachtungszeitraum nur 40% des Normalszenarios. Bei vergleichbaren Temperatur- und Strahlungsverhältnissen bestimmen die verfügbaren Bodenwassermengen

die Transpirationshöhe und somit die Wachstumsaktivität. Der Rückgang der Evapotranspiration ist verbunden mit der Reduzierung des Radialzuwachses (*Abbildung 10*).

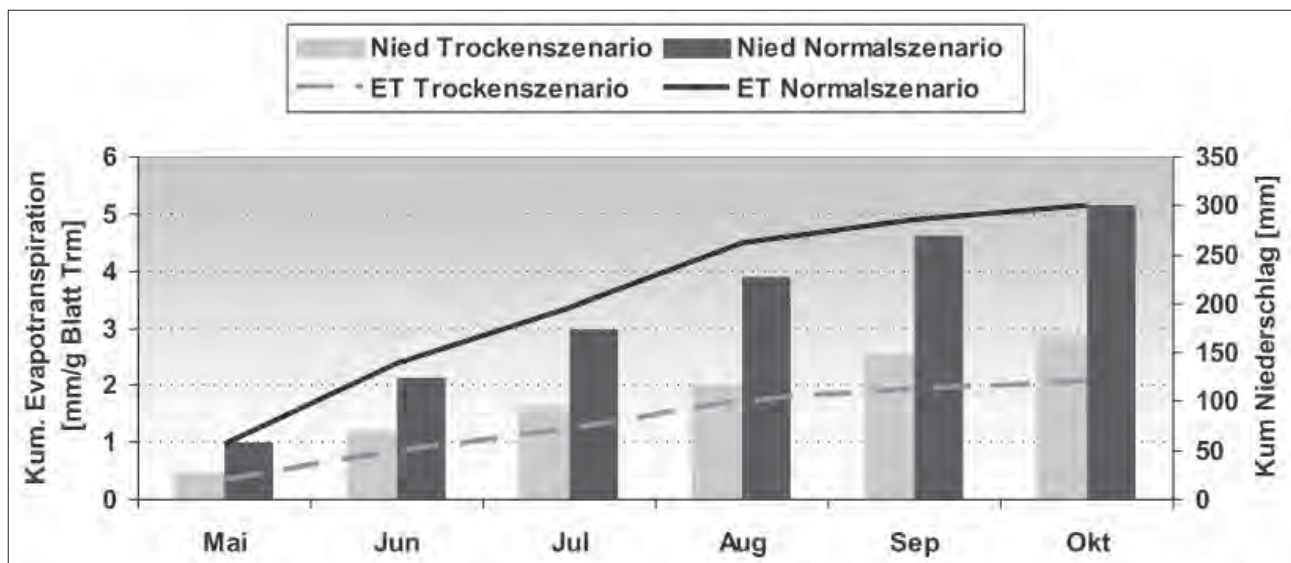
Die *Abbildung 10* zeigt den innerjährlichen Gang der Durchmesseränderung in Abhängigkeit von der Bodenwasserverfügbarkeit (bis 30cm Bodentiefe) für beide Niederschlagsszenarien. Die unterschiedliche Trockenheit führte zum differenzierten Verlauf der verfügbaren Bodenwassermengen in den Lysimetern. Beim Normalszenario liegen die Bodenwassermengen im Untersuchungszeitraum im Bereich von 80 bis 100% der Feldkapazität. Beim Trockenszenario haben wir bis auf einen kleinen Zeitraum Juni/Juli eine stetige Bodenwasserabnahme. Am Ende des Experiments liegt die relative Bodenwasserverfügbarkeit unter 30%.

Die Bodenaustrocknung beeinflusst signifikant die Wachstumsaktivität. Beim Normalszenario mit nur geringer Austrocknung zeigt die Kurve einen typischen Verlauf, d.h. einen intensiven Radialzuwachs im Mai/Juni, danach geringeres, jedoch stetiges Radialwachstum bis Mitte August.

Beim Trockenszenario verläuft die intensive Zuwachsphase im Juni flacher, steigt infolge Niederschlagszufuhr an, um danach nach Bodenaustrocknung unter 40% Verfügbarkeit abzufallen. Bereits Anfang Juli wird der Wachstumsendwert erreicht. Es kommt zur Einstellung und Reduktion des Wachstums. Bei Unterschreiten eines Schwellenwertes von 50% Bodenwasserverfügbarkeit ist eine stärkere Reduzierung des Radialzuwachses zu erwarten.

### Das Austrocknungsexperiment

Mit dem Abdecken des Lysimeters und der Blattentfaltung an den Buchen Anfang Mai reduzierten sich die Bodenwassermengen im Lysimeter stetig. Die Bodenfeuchtesensoren konnten allerdings erst Ende Mai installiert werden. Zu diesem Zeitpunkt lag die relative Bodenwasserverfügbarkeit bereits unter 50%. Die *Abbildung 11* zeigt den Verlauf der Durchmesserentwicklung in Abhängigkeit von der Boden-



**Abbildung 9: Kumulative Evapotranspiration für beide Niederschlagsszenarien von Mai bis Oktober.**



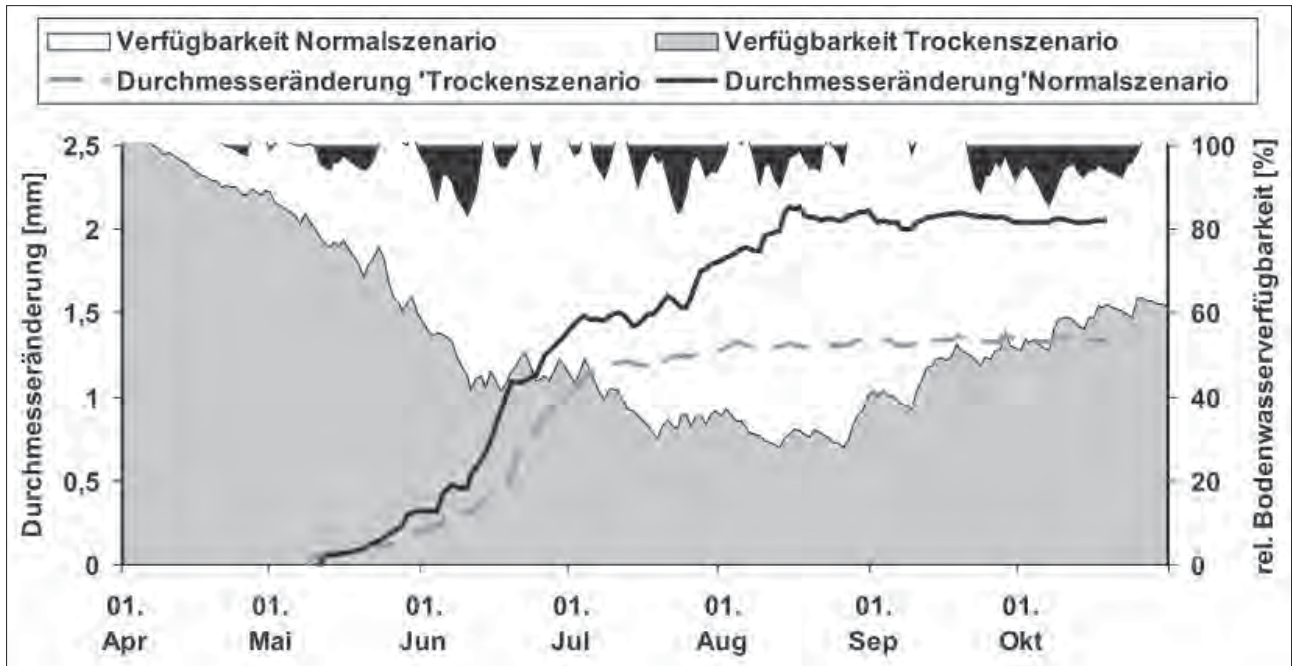


Abbildung 10: Innerjähriger Gang der Durchmesseränderung in Abhängigkeit von der Bodenwasserverfügbarkeit (bis 30cm Bodentiefe) für beide Niederschlagsszenarien.

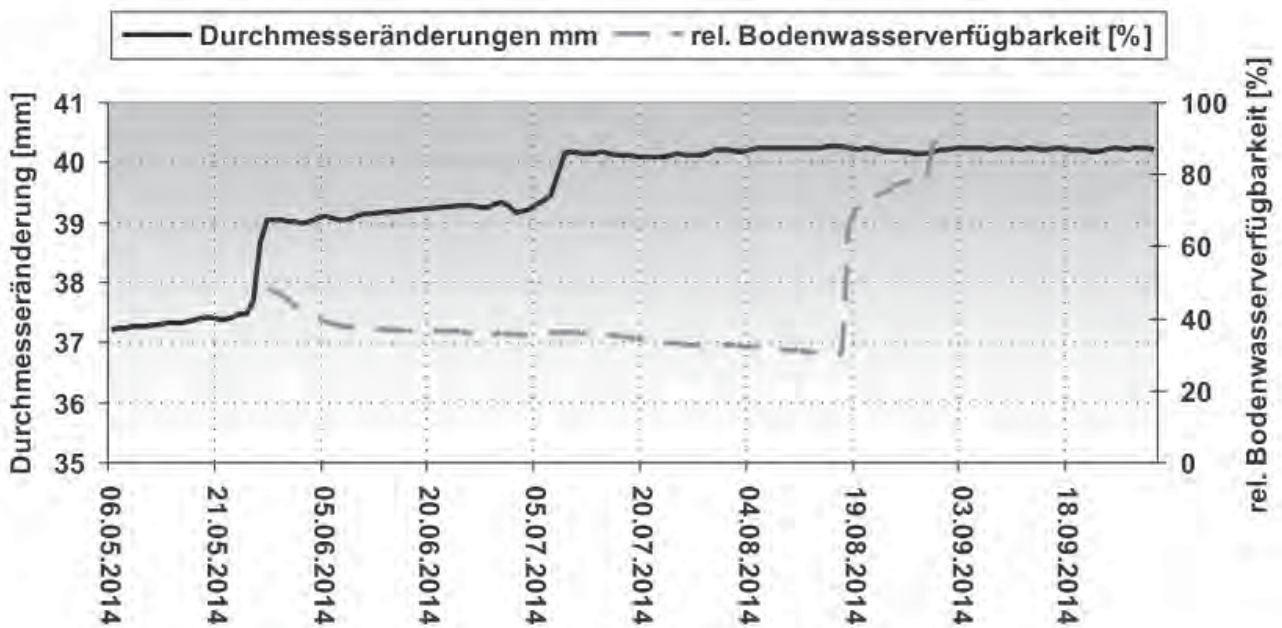


Abbildung 11: Innerjähriger Gang der Durchmesseränderung in Abhängigkeit von der Bodenwasserverfügbarkeit (bis 30cm Bodentiefe).

wasserverfügbarkeit. Durch äußere Fremdeinflüsse kam es am Mikrodendrometer zur Beeinflussung des gemessenen Widerstandswertes. So verschoben sich die Werte am 27./28.05. und am 07./08.07. um ein Widerstandslevel nach oben. Alle anderen Werte sind plausibel. Es wird deutlich, dass oberhalb von 50% Bodenwasserverfügbarkeit noch ein Dickenzuwachs erkennbar ist, der sich unterhalb 50% verlangsamt und bei einer weiteren Abnahme der Bodenwassermengen stagniert.

### Diskussion und Schlussfolgerungen

Für die Beurteilung der Auswirkungen von Trockenheit auf den Waldzustand ist außer der Höhe des Wasserdefizits der Zeitpunkt entscheidend, bis zu dem dieses Defizit entstanden ist. Bei gleicher Witterung ist neben der Baumart in erster Linie der Boden mit seiner Speicherkapazität ausschlaggebend für das Ausmaß der Trockenheitswirkung (MÜLLER 2006, MÜLLER 2009). Ein Unterschreiten von

60% Bodenwasserverfügbarkeit stellt beim Sandboden einen Schwellenwert für das Einsetzen von ersten Zuwachsreduktionen dar. Unterhalb von 50% kommt es zur starken Zuwachsreduktion und beim weiteren Absinken der Bodenwasserverfügbarkeit stagniert der Zuwachs (BECK und MÜLLER 2007).

Die wägbaren Lysimeter sind eine geeignete innovative Methode zur Untersuchung der Ursachen- Wirkungsbeziehungen zur Auswirkung von Trockenheit auf die Wasserhaushaltskennwerte und das Wachstum der Bäume. Dass man für diese Dimension von Lysimetern nur junge Bäume verwenden kann, schränkt einerseits die Verallgemeinerung der Ergebnisse ein, aber andererseits sind gerade die jungen Bäume empfindlich gegen Trockenheit und somit wertvolle Untersuchungsobjekte.

Deshalb sind weiterhin vertiefende Untersuchungen zu den Ursachen-Wirkungsbeziehungen zwischen Niederschlagsmangel, Bodenaustrocknung und Pflanzenreaktion in Baumholzbeständen durchzuführen, um daraus Grenzwerte für die Bewertung der potentiellen Trockenheitsgefährdung von Baumarten ableiten zu können. Ziel ist es, für die Holzaufkommensmodellierung der Vorrats- und Zuwachsentwicklung Korrekturfaktoren infolge Trockenheit bereitzustellen.

Mit den erzielten Ergebnissen lassen sich realitätsnahe Aussagen zur zukünftigen Gefährdung heutiger Wälder machen und Strategien zur Anpassung an die erwarteten Klimaänderungen entwickeln.

## Literatur

- BECK, W. and J. MÜLLER, 2007: Impact of heat and drought on tree and stand vitality - dendroecological methods and first results from level 2-plots in southern Germany. *Schr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen Nordwestdt. Forstl. Versuchsanst.* 142:120-127.
- 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, S. 407-414.
- MÜLLER, J. und M. SEYFAHRT, 1999: Methode zur Ermittlung des Wasserverbrauches unterschiedlicher Waldbodenvegetationsdecken mit Hilfe von wägbaren Lysimetern. In: 8. Lysimetertagung der Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft in Gumpenstein am 13. und 14.4.1999. *BAL Bericht*, 1999, S. 177-178.
- MÜLLER, J., 2002: Verdunstung der Baumvegetation und die Tiefenversickerung in Kiefern-, Buchen- und Eichenökosystemen in Abhängigkeit von Boden- und Bestandesstruktur und von der Witterung. In: *Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands*, Verlag Dr. Kessel, Oberwinter 2002, S. 99-122.
- MÜLLER, J., 2006: The effect of dryness on the water balance of selected forest sites and the ascertainment of a potential risk of dryness. In: Eichhorn J. (ed) *Tagungsbeiträge zur internationalen Tagung des ICP Forests*, Göttingen, 25.-28.10.2006. *Hessen-Forst*, pp 58-59.
- MÜLLER, J., 2009: Auswirkung von Trockenheit auf den Waldzustand - Ansätze zur Bewertung der potentiellen Trockenheitsgefährdung von Waldstandorten. *Forum Hydrol. Wasserbewirtsch.* 26.09:31-38.
- MÜLLER, J., 2011: Die Anwendung von Lysimetern zur Ermittlung des Wasserhaushaltes in Wäldern des nordostdeutschen Tieflands. *Wald-ökol. Landschaftsforsch. Natursch.* (12):37-46.

# Tracerversuche mit Bromid auf verschiedenen Lysimetern in der Schweiz

Volker Prasuhn<sup>1\*</sup>, Ernst Spiess<sup>1</sup> und Clay Humphrys<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Zwischen 2009 und 2012 wurden auf zwei unterschiedlichen Lysimeteranlagen in vier verschiedenen Versuchen mit fünf verschiedenen Böden und vier Kulturen auf insgesamt 27 Lysimetern Tracerversuche mit Bromid durchgeführt. Die Pflanzentzüge von Bromid mit den abgeführten Ernteprodukten waren gering (2-12%) und können die teilweise hohen Massenbilanzdefizite nicht erklären. Die Wiederfindungsraten im Sickerwasser schwankten stark und lagen zwischen 12% und 80%. Diese Unterschiede wurden vor allem durch den Bromid-ausbringungszeitpunkt, die Evapotranspiration und die Bodeneigenschaften bestimmt. Anzeichen von schnellem Wasser- und Stofftransport über präferentielle Fließwege konnten nachgewiesen werden. Der Bromidtransport durch das Bodenprofil dauerte insgesamt 1 bis 2 Jahre bzw. es waren 600 bis 1200 mm Sickerwasser dazu nötig.

*Schlagwörter:* Bromid, Tracer, Lysimeter, Wiederfindung, Pflanzentzug

## Summary

Tracer experiments with bromide were performed between 2009 and 2012 at two Swiss lysimeter facilities on 27 lysimeters. Four different trials with five different soils and four different crops were conducted. The removal of bromide by plant uptake and harvesting was generally low (2-12% of the applied bromide) and is, thus, not the explanation for the partly high deficits of bromide mass balances. The recovery rate of bromide in the seepage water varied strongly with values between 12 and 80%. This variation in recovery rates could be explained by varying dates of bromide application, evapotranspiration rates, and soil properties. Our findings provide evidence that a fast transport of water and dissolved substances through preferential flow has occurred. The transport of bromide through the soil profile lasted all in all 1 to 2 years and required 600 to 1200 mm seepage water.

*Keywords:* bromide, tracer, lysimeter, recovery, macropores, plant uptake

## Einleitung

Tracerversuche auf Lysimetern helfen, die Wasserbewegung und Stoffverlagerungsprozesse im Boden besser zu verstehen (FANK 2009). Mittels Tracer wie Bromid kann die Verlagerungsgeschwindigkeit leicht löslicher Stoffe erfasst werden und es können Rückschlüsse auf die Nitratverlagerung sowie möglichen Makroporenfluss gezogen werden. Tracer unterliegen wie alle anderen gelösten Wasserinhaltsstoffe den Prozessen des Stofftransportes. Für den konservativen Tracer Bromid spielen neben der Advektion vor allem die hydrodynamischen Transportvorgänge eine entscheidende Rolle. Die hydrodynamische Dispersion ist für die räumliche Ausbreitung der im Wasser gelösten Stoffe verantwortlich. Die Grundlage dieses Vorganges bilden die Prozesse der molekularen Diffusion und der mechanischen Dispersion (WERNLI 2011).

Bromid wurde schon häufig als Tracer in Lysimeterversuchen eingesetzt. Die berichteten Wiederfindungsraten schwanken in Abhängigkeit von Lysimetern und Versuchsanstellung sehr stark (siehe z.B.: DRESSEL (2003) 86-90%; FANK (2000) 73-79%; GROENEWEG et al. (2007) 10-50%; LISSNER et al. (2012) 8-66%; REINKEN (2004) 95-98%).

## Material und Methoden

### Lysimeteranlage A

Die ältere der beiden Lysimeteranlagen in Zürich-Reckenholz umfasst 12 wägbare, nichtmonolithische Lysimeter von 3,14 m<sup>2</sup> Oberfläche und 2,5 m Tiefe (PRASUHN et al. 2011, VÖGELI ALBISSER und PRASUHN 2013). Sie enthält zwei verschiedene Böden: sechs Lysimeter mit einer sandig lehmigen Braunerde auf Schotter (**LysS1-LysS6**) und sechs Lysimeter mit einer lehmigen Braunerde auf Moränenlehm (**LysM7-LysM12**). Die Anlage ist seit 2010 mit einem Folientunnel überdacht, so dass der Wasserhaushalt über künstliche Beregnung gesteuert werden kann. Beide Versuche wurden in zweifacher Wiederholung durchgeführt.

### Lysimeteranlage B

Die neuere Lysimeteranlage umfasst 72 monolithische Lysimeter von 1 m<sup>2</sup> Oberfläche und einer nutzbaren Tiefe von 1,35 m (sowie einer zusätzlichen Quarzsandschicht von 0,15 m über dem Auslass, die als Sickerhilfe dient). Drei verschiedene Böden existieren: pseudogleyige Braunerde aus Lehm bis tonigem Lehm über Grundmoräne aus Reckenholz (**LysReck**), Parabraunerde aus sandigem Lehm bis Lehm

<sup>1</sup> Agroscope, Institut für Nachhaltigkeitswissenschaften (INH), Reckenholzstraße 191, CH-8046 ZÜRICH

\* Ansprechpartner: Dr. Volker Prasuhn, volker.prasuhn@agroscope.admin.ch



über Schotter aus Schafisheim (**LysSchaf**) und schwach pseudogleyige Braunerde aus sandigem Lehm über Grundmoräne aus Grafenried (**LysGraf**) (PRASUHN et al. 2009 und 2011). 12 Lysimeter sind wägbar und mit zusätzlichen Messsonden ausgestattet. Mittels Saugkerzen konnten in 10, 30, 60 und 90 cm Tiefe zusätzliche Wasserproben aus dem Bodenprofil gewonnen werden. Beide Versuche wurden in dreifacher Wiederholung durchgeführt.

### Versuch A1

Im Jahr 2010 wurde Silomais (SM) auf der Lysimeteranlage A im Rahmen eines Projektes zu den Auswirkungen des Klimawandels auf die Schadstoffverfrachtung ins Grundwasser angebaut (VÖGELI ALBISSER und PRASUHN 2013). Auf je zwei Lysimetern der beiden Böden wurde Bromid zeitgleich mit der ersten N-Düngung am 23.06.10 appliziert. Die Bewässerung war mit 680 mm/Jahr sehr niedrig, ein Trockenjahr wie 2003 sollte simuliert werden. Vom 7.-9.9.10 beendete mit 60 mm ein lang anhaltender Dauerniederschlag die Trockenperiode. Am 27.9.10 wurde der Silomais geerntet. Stängel und Kolben wurden abgeführt. Über den Winter war Stoppelbrache, gefolgt von Kartoffeln (KA) im Jahr 2011.

### Versuch A2

Im Jahr 2012 wurden Broccoli-Setzlinge (BROC) am 23.5.12 auf acht Lysimetern der Anlage A gepflanzt. Auf beiden Böden wurde Bromid am 13.8.12 zeitgleich mit einem Fungizid appliziert. Zwei Tage später wurde ein Starkregenereignis mit hoher Intensität simuliert (57 mm), gefolgt von einem weiteren Starkregen mit 25 mm. Auf beiden Böden wurde ein optimal bewässertes (Jahresniederschlag ca. 1300 mm) und ein übermäßig bewässertes Verfahren (Jahresniederschlag ca. 1800 mm) simuliert. Nach der Ernte wurden die Strünke und Blätter oberflächlich eingearbeitet und eine Klee graswiese angesät.

### Versuch B1

Auf allen drei Böden der Lysimeteranlage B wurde auf jeweils drei Lysimetern am 31.10.09 Winterweizen (WW) angesät. Am 12.11.09 wurde Bromid appliziert. Nach der Ernte wurde das Stroh auf die Lysimeter zurückgeführt und oberflächlich eingearbeitet. Nach einer Zwischenkultur (Phacelia) folgten Eiweißerbse (EE).

### Versuch B2

Auf den Lysimetern LysGraf der Anlage B wurden am 22.3.11 auf sechs Lysimetern Zuckerrüben (ZR) gesät. Ein Verfahren erhielt 70% der N-Normdüngung, ein Verfahren 130% (je drei Wiederholungen). Zeitgleich mit der N-Düngung wurde am 6.5.11 Bromid appliziert. Nach der Ernte der Zuckerrüben wurde das Rübenlaub zurückgeführt und eingearbeitet. Die Folgekultur war Futterweizen (FW).

### Probennahme und Analytik

Bromid wurde als Natriumbromid jeweils zu 50 g/m<sup>2</sup> (= 38,8 g Br), gelöst in einem Liter deionisiertem Wasser,

mit einer Handspritze und Abdriftschutz gleichmäßig auf die Bodenoberfläche aufgebracht. Die Sickerwassermenge wurde bei beiden Anlagen mit 100 ml-Kippwaagen erfasst. Mischproben wurden 14-täglich für die Laboranalyse entnommen. Bei den Saugkerzen wurden Mischproben aus zwei Wiederholungen je Tiefe alle 14 Tage entnommen. Bromid wurde mittels Ionenchromatographie (IC) analysiert. Beim Erntegut wurde die Trockensubstanz ermittelt und der Bromidgehalt nach Extraktion mit IC bestimmt.

## Ergebnisse und Diskussion

### Bromidentzug der Pflanzen

Die Br-Aufnahme der Pflanzen unterscheidet sich je nach Kultur, Pflanzenteil (Körner, Stroh, Knollen etc.), Ertrag, Jahreszeit und Witterungsbedingungen. Die höchsten Gehalte wurden in den Blättern der Sommerkulturen ZR und BROC mit rund 30 g Br/kg TS gefunden (Tabelle 1). Im Stroh von WW lagen die Gehalte bei 4-7 g Br/kg/TS. Sowohl die Blätter von ZR und BROC als auch das WW-Stroh wurden aber nicht weggeführt, sondern wieder in den Boden eingearbeitet, so dass dieses Bromid - rund 30 bzw. 10% der applizierten Menge - wieder freigesetzt werden

**Tabelle 1: Bromidgehalte, Trockensubstanzerträge und Bromidentzüge (in Prozent der applizierten Br-Menge) der Ernteprodukte der verschiedenen Versuche (jeweils Mittelwerte aus zwei (Versuche A1, A2) bzw. drei (Versuche B1, B2) Wiederholungen).**

Versuch / Lysimeter	Kultur / Produkt	Gehalt Br (g/kg TS)	Ertrag TS (dt/ha)	Entzug Br (%)
A1 LysS3, S5	SM Stängel	3,59	33	3,1
A1 LysS3, S5	SM Körner	0,25	51	0,3
A1 LysS3, S5	SM Spindel	2,04	2	0,1
A1 LysM9, M11	SM Stängel	2,94	44	3,4
A1 LysM9, M11	SM Körner	0,15	57	0,2
A1 LysM9, M11	SM Spindel	1,76	7	0,3
A1 LysS3, S5	KA Knollen	3,43	83	7,3
A1 LysM9, M11	KA Knollen	3,43	84	8,1
A2 LysS1-6	BROC Röschen	1,84	40	1,9
A2 LysS1-6	BROC Blätter	31,46	n.b.	n.b.
A2 LysM7-12	BROC Röschen	1,41	37	1,3
A2 LysM7-12	BROC Blätter	22,43	n.b.	n.b.
B1 LysReck	WW Stroh	7,74	55	11,0
B1 LysReck	WW Körner	0,79	33	0,7
B1 LysSchaf	WW Stroh	7,32	54	10,2
B1 LysSchaf	WW Körner	0,71	38	0,7
B1 LysGraf	WW Stroh	3,52	54	4,9
B1 LysGraf	WW Körner	0,65	43	0,7
B1 LysReck	EE Körner	0,44	90	1,0
B1 LysSchaf	EE Körner	0,34	75	0,7
B1 LysGraf	EE Körner	0,26	68	0,4
B2 LysGraf70%	ZR Blätter	34,50	36	32,0
B2 LysGraf70%	ZR Rüben	0,62	260	4,2
B2 LysGraf130%	ZR Blätter	28,73	41	30,4
B2 LysGraf130%	ZR Rüben	0,43	270	3,0
B2 LysGraf70%	FW Stroh	2,08	55	2,9
B2 LysGraf70%	FW Körner	0,61	52	0,8
B2 LysGraf130%	FW Stroh	1,88	76	3,7
B2 LysGraf130%	FW Körner	0,57	79	1,2

Tabelle 2: Zusammenstellung von charakteristischen Bromid-Kennwerten aller Versuche.

Lysimeteranlage/Versuch	Kultur	Br- Applikation Datum	Br-Durchbruch			Br-Verlauf			Br-Wiederfindungen im Sickerwasser				
			Tage	Nieder- schlag (mm)	Sicker- wasser (mm)	Dauer bis Br-Peak Tage	Sickermenge bis Br-Peak (mm)	Sickerwasser am Ende (mm)	nach 3 Monaten (%)	nach 6 Monaten (%)	nach 12 Monaten (%)	total (%)	nach 500 mm Sickerwasser (%)
A1 LysS3 wenig bewässert	SM	23.06.10	147	185	36	609	537	740	0	4	19	57	41
A1 LysS5 wenig bewässert	SM	23.06.10	147	190	60	609	524	700	0	5	21	62	48
A1 LysM9 wenig bewässert	SM	23.06.10	147	170	29	599	465	670	0	3	12	38	29
A1 LysM11 wenig bewässert	SM	23.06.10	147	165	33	609	521	730	0	2	11	49	32
A2 LysS2 optimal bewässert	BROC	13.08.12	18	250	98	275	666	900	11	25	73	79	31
A2 LysS4 optimal bewässert	BROC	13.08.12	18	220	84	289	699	900	6	13	58	61	17
A2 LysM7 optimal bew.	BROC	13.08.12	18	220	84	289	715	1000	2	7	37	46	7
A2 LysM10 optimal bew.	BROC	13.08.12	18	250	90	317	870	1100	2	6	40	57	6
A2 LysS1 übermässig bew.	BROC	13.08.12	18	220	125	275	806	1000	3	8	50	51	6
A2 LysS6 übermässig bew.	BROC	13.08.12	18	230	107	275	830	1050	3	8	43	46	5
A2 LysM8 übermässig bew.	BROC	13.08.12	18	230	118	317	994	1250	5	9	35	50	7
A2 LysM12 übermässig bew.	BROC	13.08.12	18	260	107	317	882	1150	2	5	29	42	5
B1 LysReck*	WW	12.11.09	34	127	5	202	259	610	12	26	55	69	61
B1 LysSchaf*	WW	12.11.09	34	127	42	202	259	630	12	28	58	73	63
B1 LysGraf*	WW	12.11.09	34	127	46	174	243	655	25	40	62	80	65
B2 LysGraf70%*	ZR	06.05.11	236	614	46	236	46	800	0	0	9	12	11
B2 LysGraf130%*	ZR	06.05.11	236	614	21	236	21	680	0	0	9	12	12

\*Mittelwerte von drei Wiederholungen

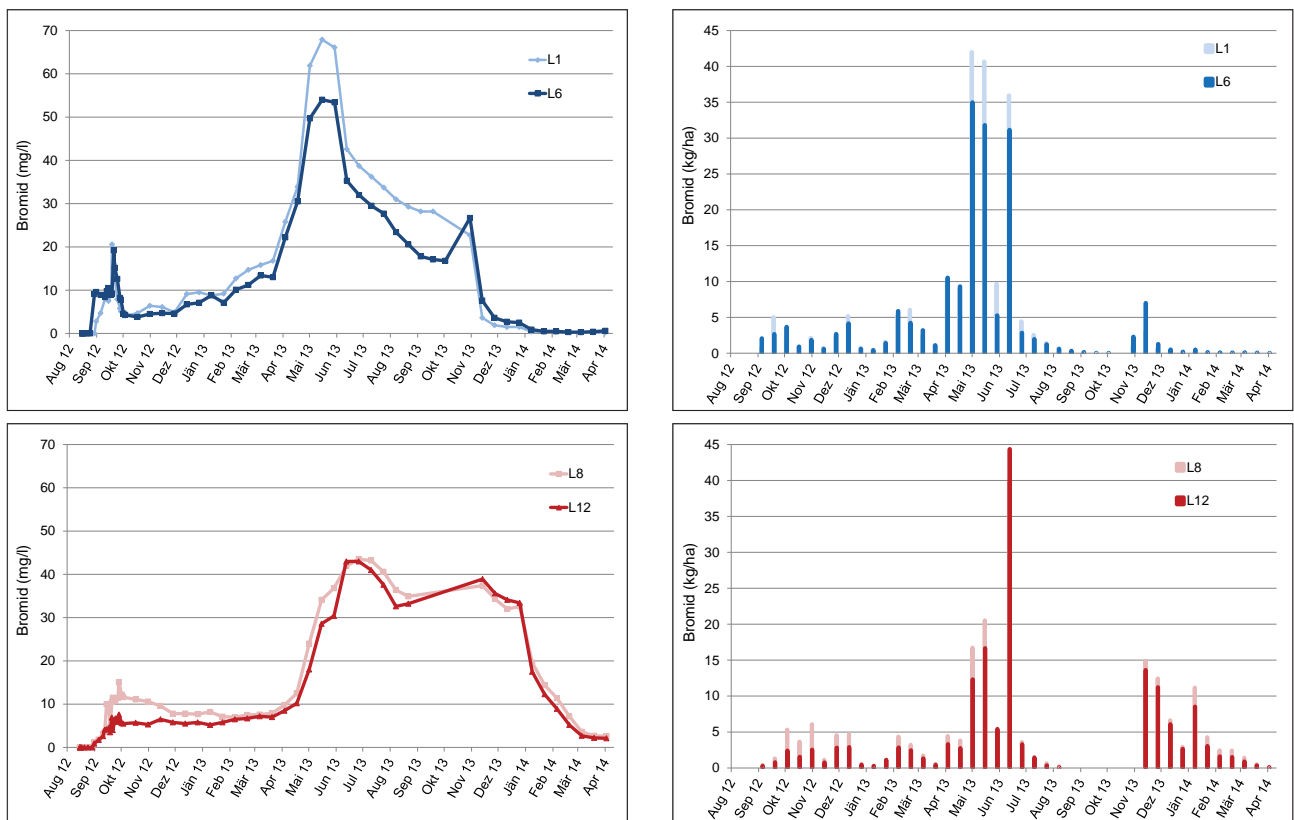


Abbildung 1: Verlauf der Bromid-Konzentration (links) und -Fracht (rechts) im Versuch A2 für die Lysimeter mit übermäßiger Bewässerung. Oben Schotterbraunerde (LysS1, LysS6), unten Moränenlehmbräunerde (LysM8, LysM12).

kann. Zusätzlich (nicht analysiert) ist mit Br-Gehalten in den nicht geernteten Stoppeln und Wurzeln zu rechnen. Die Br-Gehalte in den weggeführten Pflanzenteilen waren deutlich geringer. Im Versuch A1 wurde mit SM rund 4% des applizierten Bromids weggeführt. Im Folgejahr wurden

mit KA weitere 8% entzogen. Im Versuch A2 lag der Entzug durch BROC bei rund 2%. Im Versuch B1 wurde knapp 1% durch WW im ersten Jahr und 1% durch EE im Folgejahr entzogen. Bei Versuch B2 entzogen ZR knapp 4% und der nachfolgende FW 1%.

## Bromiddurchbruch

Der Br-Durchbruch erfolgte im Versuch A2 mit 18 Tagen am schnellsten (Tabelle 2). Hier war der Boden vor der Applikation bereits relativ feucht und es folgte direkt auf die Applikation ein Starkregenereignis. Die Sickerwassermenge bis zur Erstdetektion von Bromid war mit 84-125 mm in diesem Versuch auch am höchsten. Dies zeigt einerseits, dass der Boden schon gesättigt war und noch viel altes Wasser ausfließen konnte, andererseits aber auch, dass Makroporenfluss nur bis in eine bestimmte Tiefe geflossen ist und nicht direkt bis zum Auslass führte. Im Versuch B2 erfolgte der Br-Durchbruch dagegen nach einem trockenen Sommer erst nach 236 Tagen mit einsetzender Sickerwasserbildung im Dezember. Die Sickerwassermengen bis zur Erstdetektion von Bromid lagen in den Versuchen A1, B1 und B2 zwischen 5 und 60 mm.

## Bromidverlauf

Abbildung 1 zeigt den Verlauf der Br-Konzentration im Sickerwasser des Versuches A2 für die beiden Wiederholungen mit übermäßiger Bewässerung auf den beiden unterschiedlichen Böden. Eine mehrgipflige Tracerdurchgangskurve ist erkennbar. In allen Lysimetern ist unmittelbar nach dem Br-Durchbruch Ende August 2012 eine erste, kurze Konzentrationsspitze zu erkennen. Dieser erste Schub ist auf schnellen Br-Transport über präferentielle Fließwege zurückzuführen. Danach erfolgte überwiegend Matrixfluss mit langsam steigender Br-Konzentration. Der Br-Konzentrationspeak wurde in der Schotterbraunerde nach 275 Tagen Mitte Mai 2013, in der Moränenlehmbraunerde sechs Wochen später erreicht (Tabelle 2). Die hohen Br-Konzentrationen sanken bei der Schotterbraunerde schneller wieder ab als bei der Moränenlehmbraunerde und waren ab Dezember 2013 auf sehr niedrigem Niveau ( $< 5$  mg/l). Auch die Br-Fracht stieg im Mai/Juni 2013 markant an, auch hier wurde der Peak bei der Moränenlehmbraunerde sechs Wochen später erreicht. Nach der Sommertrockenheit wurde mit einsetzender Sickerwasserbildung in der Schotterbraunerde nur noch wenig Bromid ausgewaschen, während in der Moränenlehmbraunerde noch rund 30% der Jahresfracht ausgewaschen wurden. Der Br-Transport durch die Schotterbraunerde erfolgte also deutlich schneller als in der Moränenlehmbraunerde.

Abbildung 2 zeigt den Verlauf der Br-Durchgangskurven im Versuch B1 für die drei verschiedenen Böden in verschiedenen Bodentiefen. Die Verlagerung von Bromid erfolgte in allen drei Böden nach dem gleichen Muster, allerdings mit kleineren zeitlichen Verschiebungen. In allen drei Böden wurden in 10 cm Bodentiefe nach 20 Tagen bzw. bei der zweiten Probennahme nach der Br-Applikation extrem hohe Br-Konzentrationen von über 500 mg/l gemessen. Diese flachten aber sehr rasch wieder ab. In 30 cm Tiefe war der Br-Konzentrationspeak mit 348-412 mg/l zwei (LysSchaf, LysGraf) bis vier (LysReck) Wochen später. Bis der Konzentrationspeak 60 cm Tiefe mit Werten von 167-258 mg/l erreicht hatte, vergingen weitere zwei (LysSchaf), vier (LysGraf) und sechs Wochen (LysReck). In 90 cm Tiefe wurden nach weiteren 10 (LysGraf, LysReck)

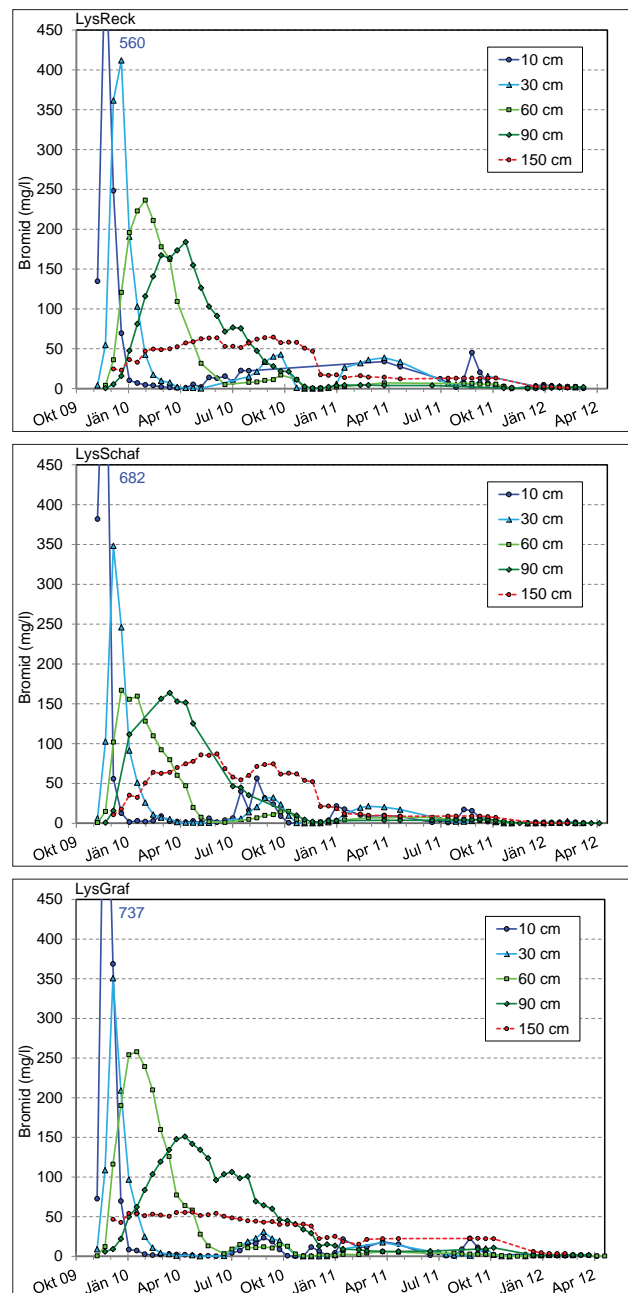


Abbildung 2: Bromidkonzentrationen in verschiedenen Bodentiefen (10, 30, 60, 90, 150 cm) im Versuch B1 der Lysimeter LysReck, LysSchaf und LysGraf.

bzw. 14 (LysGraf) Wochen noch Maximalkonzentrationen von 151-184 mg/l erreicht. Mit zunehmender Tiefe nahmen die Konzentrationen ab und verflachten sich die Kurvenverläufe. Im Lysimeterauslass in 150 cm Tiefe zeigte nur noch LysSchaf einen leichten Peak, während bei LysGraf von der Erstdetektion an mehr als ein Jahr lang eine fast konstante Konzentration zu verzeichnen war. Die Br-Konzentrationen in LysReck und LysGraf waren zu Beginn in 150 cm höher als in 90 cm Tiefe, ein eindeutiger Hinweis auf die Heterogenität des Bodens und Makroporenfluss. Während durch die punktuelle Messung der Saugkerzen überwiegend Matrixfluss erfasst wurde, gelangte an anderen Stellen im

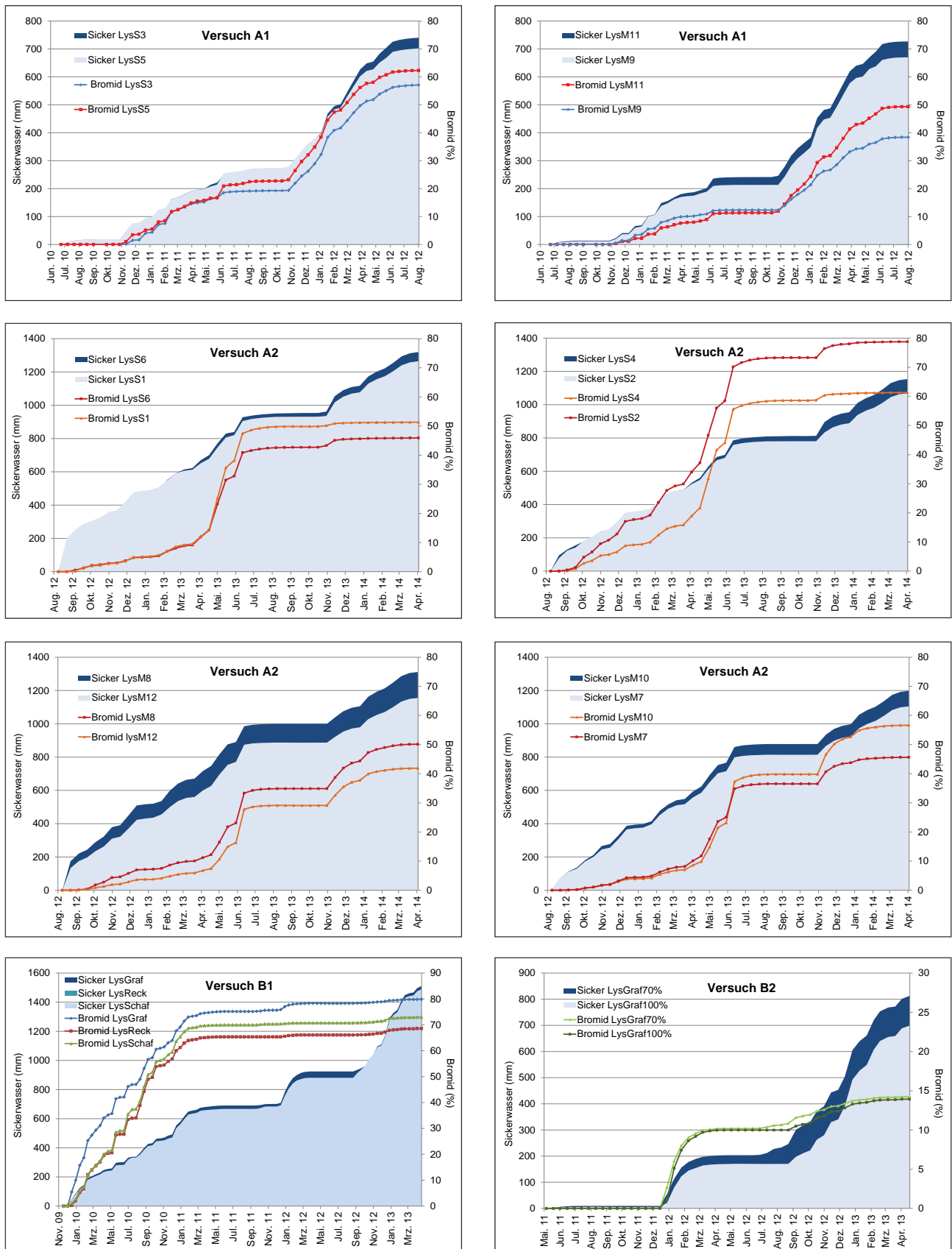


Abbildung 3: Kumulierte ausgewaschene Bromidfracht in Prozent der applizierten Bromidmenge und kumulierte Sickerwassermengen seit Beginn der Bromidapplikation für die verschiedenen Lysimeterversuche.



Bodenprofil Bromid über präferentiellen Fluss bis in den Sickerwasserausfluss.

Von August bis Oktober 2010 war in den Bodentiefen 10, 30 und 60 cm ein zweiter, kleiner Br-Konzentrationspeak bei allen Lysimetern auszumachen. Am 3.8.10 wurde das Stroh des geernteten Winterweizens auf die Lysimeter zurückgeführt und am 23.8.10 fand eine Bodenbearbeitung mit anschließender Saat von Phacelia statt. Bromid aus den Ernterückständen wurde mineralisiert und freigesetzt. Über den Winter waren die Br-Konzentrationen dann überall sehr niedrig, um dann im Februar/März wieder anzusteigen (Einarbeitung Phacelia, Bodenbearbeitung, Saat EE am 15.3.11). Ein dritter kleiner Peak war in den Bodentiefen 10 und 30 cm im September 2011 zu erkennen. Nach Ernte der EE am 5.7.11 und Einarbeitung des Strohes sowie Bodenbearbeitung und Saat von Raps am 31.8.11 fand wiederum eine Freisetzung von Bromid aus den Ernterückständen statt.

### Br-Wiederfindungsraten

Die Wiederfindungsraten des applizierten Bromids im Sickerwasserausfluss schwankten je nach Versuch zwischen 12% und 80% (Tabelle 2). Die geringsten Werte wurden im Versuch B2 gefunden. Nach der Br-Applikation im Mai folgte eine längere Trockenphase ohne Sickerwasser (Abbildung 3). Die Zuckerrüben hatten zwar mit dem Bodenwasser in dieser Zeit viel Bromid aufgenommen (Tabelle 1), dieses wurde aber mit den Ernteresten überwiegend wieder zurückgeführt. Auch nach zwei Jahren und 680 bzw. 800 mm Sickerwasser waren erst 12% ausgewaschen. Demnach muss ein großer Teil des Bromids mehr oder weniger immobil noch im Boden vorhanden sein. Das Bromid kann in kleinere Poren diffundiert sein, wo es nur sehr langsam wieder freigesetzt wird, es kann im Boden adsorbiert sein (z.B. an Eisen oder Mangan) oder in Mikroorganismen oder der organischen Substanz eingebaut sein. Eine relative hohe Wiederfindungsrate gab es im Versuch B1. Bei gleicher Bewirtschaftung lassen sich hier Bodenunterschiede erkennen. Die Braunerde LysGraf erreichte mit 80% die höchste Wiederfindungsrate, die Parabraunerde LysSchaf 73% und die pseudovergleyte, tonreichere Braunerde 69%. Der Transport in LysGraf erfolgte auch am schnellsten. Nach drei Monaten waren bereits 25% und nach sechs Monaten 40% ausgewaschen (Abbildung 3, Tabelle 2). Die Br-Pflanzenaufnahme war entsprechend bei LysGraf am geringsten (Tabelle 1).

Im Versuch A1 unter Silomais im wenig bewässerten Verfahren war die Wiederfindungsrate mit 57 bzw. 62% im Sickerwasser der Schotterbraunerde deutlich höher als bei der Moränenlehmbraunerde mit 38 bzw. 49%. Im Versuch A2 mit Broccoli war die Wiederfindungsrate in den optimal bewässerten Verfahren höher als in den übermäßig bewässerten Verfahren und in der Schotterbraunerde höher als in der Moränenlehmbraunerde.

Insgesamt zeigt sich aus allen Versuchen, dass die Wiederfindungsrate in den tonreicheren Böden langsamer zunimmt und geringer ist. Dies unterstützt die Vermutung, dass Bromid in kleinere Poren diffundiert und somit der Auswaschung auf lange Zeit entzogen wird. Folgt nach der Br-Applikation eine längere Trockenperiode mit hoher

Evapotranspiration, ist nur noch mit einer geringen Wiederfindungsrate im Sickerwasser zu rechnen.

Der Br-Transport durch das Bodenprofil erfolgte bei beiden Lysimeteranlagen und allen Böden relativ langsam. Bis der größte Teil der bisher gemessenen Bromidfracht ausgewaschen war (deutliches Abflachen der Br-Summenkurven in Abbildung 3), dauerte es 1 bis 2 Jahre bzw. es waren 600 bis 1200 mm Sickerwasser nötig. Die mittlere Sickerwassermenge am Standort Zürich-Reckenholz beträgt rund 400 mm pro Jahr.

### Schlussfolgerungen

Mit dem Einsatz von Bromid als Tracer konnte der Stofftransport durch den Boden in den verschiedenen Lysimetern und Böden charakterisiert werden. Der Tracerdurchgang erfolgte mehrgipflig: ein erster kleiner Schub erfolgte aufgrund von Makroporenfluss kurz nach der Applikation, die Hauptfront und -fracht folgte später über Matrixfluss und ein oder mehrere kleinere Peaks waren nachgeschoben. Sie resultieren aus der Freisetzung von Bromid aus Ernterückständen bei nachfolgender Bodenbearbeitung. Die Verweilzeit von Bromid war lang. Insgesamt dauerte es 1 bis 2 Jahre und es waren 600 bis 1200 mm Sickerwasser nötig, bis der größte Teil des applizierten Bromids ausgewaschen war. FANK (2009) nennt mit 278-459 Tagen Verweilzeiten in einer ähnlichen Größenordnung. Die Wiederfindungsraten im Sickerwasserausfluss waren mit 12-80% niedrig bis hoch. Die mit den Ernteprodukten weggeführten Bromidfrachten waren mit 2-12% der applizierten Menge gering. Die über die Ernterückstände (und vermutlich auch Wurzeln) zurückgeführten Bromidmengen waren dagegen besonders bei den Sommerkulturen hoch. Für das überwiegend erhebliche Massenbilanzdefizit nach zwei und mehr Jahren kann nur Diffusion in kleine Poren, Adsorption an Bodenteilchen oder Einbau in organische Substanz und Mikroorganismen vermutet werden. Bis dieses derzeit immobile Bromid wieder freigesetzt (Desorption, Rückdiffusion) und ausgewaschen wird, können Jahre oder Jahrzehnte vergehen (Retardation). Gegenwärtig sind die Br-Konzentrationen in allen Versuchen sehr gering (<3 mg/l Br).

Überträgt man unter den gegebenen klimatischen Bedingungen die Erkenntnisse auf die Nitratverlagerung in den untersuchten Böden, bedeutet dies, dass auch die Nitratwaschung relativ langsam verläuft. Der im Boden mineralisierte oder mit Düngern ausgebrachte Stickstoff benötigt - sofern er nicht von den Pflanzen aufgenommen wird - 1-2 Jahre bzw. mehr als eine Sickerwasserperiode, bis er den durchwurzelbaren Boden verlassen hat.

### Literatur

- DRESSEL, J., 2003: Transport von Ethydimuron, Methabenzthiazuron und Wassertracern in einer Parabraunerde. Dissertation, Universität Bonn.
- FANK, J., 2000: Die Bedeutung der ungesättigten Zone für Grundwasserneubildung und Nitratbefrachtung des Grundwassers in quartären Lockersediment - Aquiferen am Beispiel des Leibnitzer Feldes (Steiermark, Österreich). Habilitation, Graz.
- FANK, J., 2009: Tracerhydrologie in der Lysimetrie. Bericht 13. Gumpensteiner Lysimetertagung, 63-68.

- GROENEWEG, J., H. RÜTZEL, T. PÜTZ und H. VERECKEN, 2007: Verlagerung des Veterinärantibiotikums Sulfadiazin in Lysimetern. Bericht 12. Gumpensteiner Lysimetertagung, 71-73.
- LISSNER, H., D. SCHOTANUS, L. MADRIGAL, G. EGGEN, H. FRENCH, S. VON DER ZEE, K.U. TOTSCHKE and M. WEHRER, 2012: Monitoring and characterisation of flow and transport in field- and laboratory experiments. In: Soil Contamination: Advanced integrated characterisation and time lapse Monitoring (SoilCAM), Bioforsk.
- PRASUHN, V., E. SPIESS und M. SEYFARTH, 2009: Die neue Lysimeteranlage Zürich-Reckenholz. Bericht 13. Gumpensteiner Lysimetertagung, Irdning, 11-16.
- PRASUHN, V., E. SPIESS, C. HUMPHRYS und C. VÖGELI ALBISSER, 2011: Lysimeterforschung an ART – dem Nitrat auf der Spur. Bulletin BGS 32, 85-90.
- REINKEN, G., 2004: Bodenphysikalische Untersuchungen zur Prozeßanalyse der Wasserbewegung und des Stofftransportes in ungesättigten, strukturierten Böden unter besonderer Berücksichtigung der Mechanismen der präferentiellen Wirkstoffverlagerung. Dissertation Universität Köln.
- VÖGELI ALBISSER, C. und V. PRASUHN, 2013: Auswirkungen des Klimawandels auf die Schadstoffverfrachtung ins Grundwasser. Projekt-Schlussbericht, BAFU & Agroscope, 107 S.
- WERNLI, H.R., 2011: Einführung in die Tracerhydrologie. Geografisches Institut Universität Bern.

# Untersuchung des Austragsverhaltens von Maisherbiziden in Lysimetern unter Freilandbedingungen (Standort Wielenbach)

Anne Bayer<sup>1\*</sup>, Maren Obernolte<sup>1</sup> und Arne Thie<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

In der Versuchsanlage Wielenbach des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU) wurden 2013 vier Lysimeter (Fläche 1 m<sup>2</sup>, Tiefe 2 m) mit unterschiedlichen Böden, sowie das sie umgebende Feld auf ca. 30 m<sup>2</sup> mit Energiemais bepflanzt (9 Pfl./m<sup>2</sup>). Ende Mai 2013 wurde eine Pflanzenschutzmittelmischung bestehend aus den Wirkstoffen Terbuthylazin, Metolachlor, Nicosulfuron und Prosulfuron entsprechend der guten fachlichen Praxis nach Anwendungsvorschrift ausgebracht. Um eine ausreichende Versorgung mit Nährstoffen zu gewährleisten, wurde die Fläche nach landwirtschaftlicher Praxis gedüngt. Nach der Ausbringung der PSM am 28.05.2013 folgte ein Starkregenereignis von 140 l/m<sup>2</sup> zwischen dem 29.05. und 02.06.2013. Die Versickerung in den Lysimetern wurde durch die erhöhten Niederschlagsmengen Anfang Juni stark begünstigt. Die PSM-Messungen der Sickerwässer am 02. und 03.06.2013 zeigen deutliche Konzentrationsspitzen der einzelnen Herbizide. Es wurden Einzelkonzentrationen von bis zu 70 µg/l (Metolachlor) im Sickerwasser gemessen. Die verschiedenen Wirkstoffe zeigten in den Lysimetern je nach Bodentyp ein unterschiedliches Verhalten. Die höchsten auf die Fracht bezogenen Austräge wurden für Nicosulfuron erreicht.

*Schlagwörter:* Energiemais, Metolachlor, Terbuthylazin, Nicosulfuron, Lysimeter

## Summary

In 2013 four lysimeters of different soil types (area 1 m<sup>2</sup>, depth 2 m) and the surrounding field (30 m<sup>2</sup>) were cultivated with maize for biogas at the experimental plant in Wielenbach, Bavarian Environment Agency. A mixture of terbuthylazine, metolachlor, nicosulfuron and prosulfuron was deployed at the end of May 2013 according to good practice. The area was also fertilized according to agricultural practice to ensure a sufficient nutrient supply. A heavy rain event (140 l/m<sup>2</sup>) which occurred between May 29<sup>th</sup> and June 2<sup>nd</sup> after the application of the plant protection products (28.05.2013), promoted the infiltration. Peak concentrations up to 70 µg/l metolachlor have been measured in the leachate. The active components show different behavior according to soil type. The highest soil seepage output according to load was measured for nicosulfuron.

*Keywords:* maize for biogas, metolachlor, terbuthylazine, nicosulfuron, lysimeter

## Einleitung

In den letzten Jahren konnten insbesondere an kleinen Fließgewässern steigende Konzentrationen von speziell im Maisanbau verwendeten Herbiziden (wie Terbuthylazin und Metolachlor) nachgewiesen werden. Rund 2.300 der ca. 7.000 Biogasanlagen Deutschlands stehen in Bayern und dementsprechend ist hier mit ca. 530.000 ha (bundesweit ca. 2,5 Mio. ha) nach Niedersachsen die zweitgrößte Maisanbaufläche mit steigender Tendenz. Zwischen 2008 und 2013 nahm die Silomaisanbaufläche in Bayern um 14,5 Prozent zu. Allein von 2010 bis 2011 konnte eine Zunahme von ca. 12 Prozent verzeichnet werden [1]. Mais bzw. Maissilage wird in Biogasanlagen bevorzugt verwendet, da er eine ertragreiche Energiepflanze ist. Er wächst schnell, liefert viel Biomasse und hat einen sehr hohen Biogasertrag. 2012 stellte Maissilage einen Anteil von 73 Prozent am massebezogenen Substrateinsatz nachwachsender Rohstoffe in Biogasanlagen dar [2]. Dies verdeutlicht, warum der Silomaisanbau in Deutschland in den vergangenen Jahren

stark zugenommen hat, weshalb in diesem Zusammenhang auch häufig von einer „Vermaisung“ der Landschaft gesprochen wird. Nachteilige Auswirkungen auf Grund- und Oberflächengewässer durch die Zunahme des Maisanbaus können nicht ausgeschlossen werden.

## Material und Methoden

In der Versuchsanlage Wielenbach des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU) gibt es eine Lysimeteranlage mit acht Lysimetern. Vier dieser Lysimeter wurden für die Pflanzenschutzmittelexperimente verwendet.

Die einzelnen Lysimeter haben eine Fläche von 1 m<sup>2</sup> bei einer Tiefe von 2 m. Der Standort stellt ursprünglich einen Grünlandstandort dar, der für das geforderte Versuchsdesign über vier zusammenhängende Lysimeter zum Maisacker abgeändert wurde. Dazu wurde auch der diesem Versuchsfeld nächst gelegene Niederschlagsmesser (Pluviometer) zur Vermeidung von Abschattungseffekten auf ca. 2,5 m erhöht. Ein zweiter Niederschlagsmesser, ein sog. BulkHzäh-

<sup>1</sup> Bayerisches Landesamt für Umwelt, Referat 76: Stoff- und Chemikalienbewertung, Demollstraße 31, D-82407 WIELENBACH

\* Ansprechpartner: Dr. Anne Bayer, anne.bayer@lfu.bayern.de

Tabelle 1: Korngrößenverteilung der Lysimeter 2 und 7.

Bezeichnung	Horizont		Kies [Gew.%]	Sand [Gew.%]	Schluff [Gew.%]	Ton [Gew.%]
Lysimeter 2	0 - 40 cm	Ap	4	23	49	23
	40 - 90 cm	Bv	2	20	35	43
	90 - 130 cm	BvCv	< 1	5	55	39
	130 - 180 cm	Cv	2	25	45	27
	> 180 cm	Zersatz	3	21	55	20
Lysimeter 7	0 - 30 cm	Ap	2	8	81	9
	30 - 85 cm	Bv I	< 1	10	69	21
	85 - 120 cm	Bvs	< 1	9	66	25
	> 120 cm	Cv	< 1	9	70	22

Tabelle 2: Ausgebrachte Menge PSM-Wirkstoffe 2013 und 2014.

Wirkstoff	Menge Wirkstoff laut Hersteller [mg/m <sup>2</sup> ]	Tatsächliche Menge ausgebrachter Wirkstoff [mg/m <sup>2</sup> ] 2013	Tatsächliche Menge ausgebrachter Wirkstoff [mg/m <sup>2</sup> ] 2014
Metolachlor	93,75	46,13	117,3
Terbutylazin	56,25	33,2	80,7
Nicosulfuron	3,6	7,61	-
Prosulfuron	1,125	nn	nn

ler, der zur Kontrolle dient, wurde auf 1 m Höhe belassen. Die Bewetterung ist ausschließlich natürlich, bei einem mittleren Niederschlag von ca. 950 mm/a. Die Temperatur im Lysimeterkeller wird mittels Kühlung im Sommer auf +15°C gehalten, was in etwa der mittleren Temperatur von zwei im Freiland neben der Lysimeteranlage versenkten Temperaturfühlern in 1 und 2 m entspricht. Im Winter kann die Temperatur auf ca. +5°C fallen, da keine Heizung vorhanden ist.

Alle Daten (Niederschlag, Gesamtgewicht und Sickerwasser) der Lysimeterstation werden mit einer Auflösung von 0,01 mm gemessen, so dass immer eine Mindest-Genauigkeit von 0,1 mm (bezogen auf den Niederschlag) erreicht wird (sog. „Präzisionslysimeter“). Die Daten werden alle 15 bzw. 30 min in einer MySQL-Datenbank gespeichert, die über zwei Industrie-PC's (IPC) mit LINUX-Betriebssystem gesteuert wird.

Bei Lysimeter 1 handelt es sich um einen Boden der Münchner Schotterebene. Die ursprünglich bleibelasteten (aus Schießplatzbetrieb) oberen 30 cm wurden gegen unbelasteten Humus ausgetauscht. Darunter folgt bis in 50 cm Tiefe der ursprüngliche humose Oberboden. Ab 50 cm Tiefe besteht der Boden aus einem sandigen Kies. Bei dem Ackerboden Lysimeter 2 handelt es sich um einen Braunerde – Pseudogley aus Gneiszersatz. Der Ackerstandort Lysimeter 7 ist eine Braunerde aus Lößlehm über risszeitlicher Grundmoräne. Für diese Böden liegen zudem Daten zur Korngrößenverteilung vor (siehe *Tabelle 1*). Der Boden für Lysimeter 8 stammt vom Gelände des LfU in Wielenbach und ist als Flusstalfüllung der Ammer charakterisiert.

2013 und 2014 wurden die vier gewählten Lysimeter sowie das sie umgebende Feld auf ca. 30 m<sup>2</sup> mit Energiemais bepflanzt (9 Pfl./m<sup>2</sup>). Hierdurch wurde ein gleichmäßig bewachsenes Maisfeld geschaffen, in dem Oberflächen- und Randeffekte so weit wie möglich ausgeschlossen sind. Ende Mai 2013 wurde eine Pflanzenschutzmittelmischung bestehend aus den Wirkstoffen Terbutylazin, Metolachlor, Nico-

sulfuron und Prosulfuron entsprechend der guten fachlichen Praxis nach Anwendungsvorschrift ausgebracht (*Tabelle 2*). Um eine ausreichende Versorgung mit Nährstoffen zu gewährleisten, wurde die Fläche nach landwirtschaftlicher Praxis gedüngt. Die Maisernte fand Ende Oktober 2013 statt. Auch 2014 wurden die vier gewählten Lysimeter sowie das sie umgebende Feld wieder mit Energiemais bepflanzt und entsprechend der landwirtschaftlichen Praxis gedüngt. Es wurden erneut die Wirkstoffe Metolachlor, Terbutylazin und Prosulfuron eingesetzt. Auf die Ausbringung von Nicosulfuron wurde 2014 verzichtet, da die Anwendung nur alle 2 Jahre auf derselben Fläche zulässig ist.

Generell fand bei einer ausreichenden Menge Sickerwasser eine wöchentliche Beprobung statt. In den Sommermonaten wurde der Probenahmezeitraum wegen geringer Sickerwassermengen meist auf 2 bzw. 3 Wochen ausgedehnt. Lysimeter 8 gab zwischen August und November 2013 kein Sickerwasser ab, so dass eine Beprobung während dieser Zeit nicht möglich war. Insgesamt wurden die Sickerwässer der Lysimeter 1, 2 und 7 bisher an 29 Probenahmen auf PSM untersucht. Das Sickerwasser von Lysimeter 8 wurde bisher aufgrund von Trockenheit 25 Mal auf PSM untersucht.

Die Analytik der PSM und Metaboliten erfolgte mittels HPLC-MS/MS nach Direktinjektion mit Nachweisgrenzen von 0,01 µg/l bis 0,03 µg/l.

## Ergebnisse und Diskussion

Nach der Ausbringung der PSM am 28.05.2013 folgte ein längeres Starkregenereignis von 140 l/m<sup>2</sup> zwischen dem 29.05. und 02.06.2013. Wie *Abbildung 1* zeigt, wurde die Versickerung in den Lysimetern durch die erhöhten Niederschlagsmengen Anfang Juni 2013 stark begünstigt, so dass schon zu einem sehr frühen Zeitpunkt die aufgebrauchten PSM nachgewiesen werden konnten. Die PSM-Messungen der Lysimeter 1, 2 und 7 am 02. und 03.06.2013 zeigen deutliche Konzentrationsspitzen der einzelnen Herbizide. Allerdings verhalten sich die einzelnen PSM in den Lysimetern unterschiedlich.



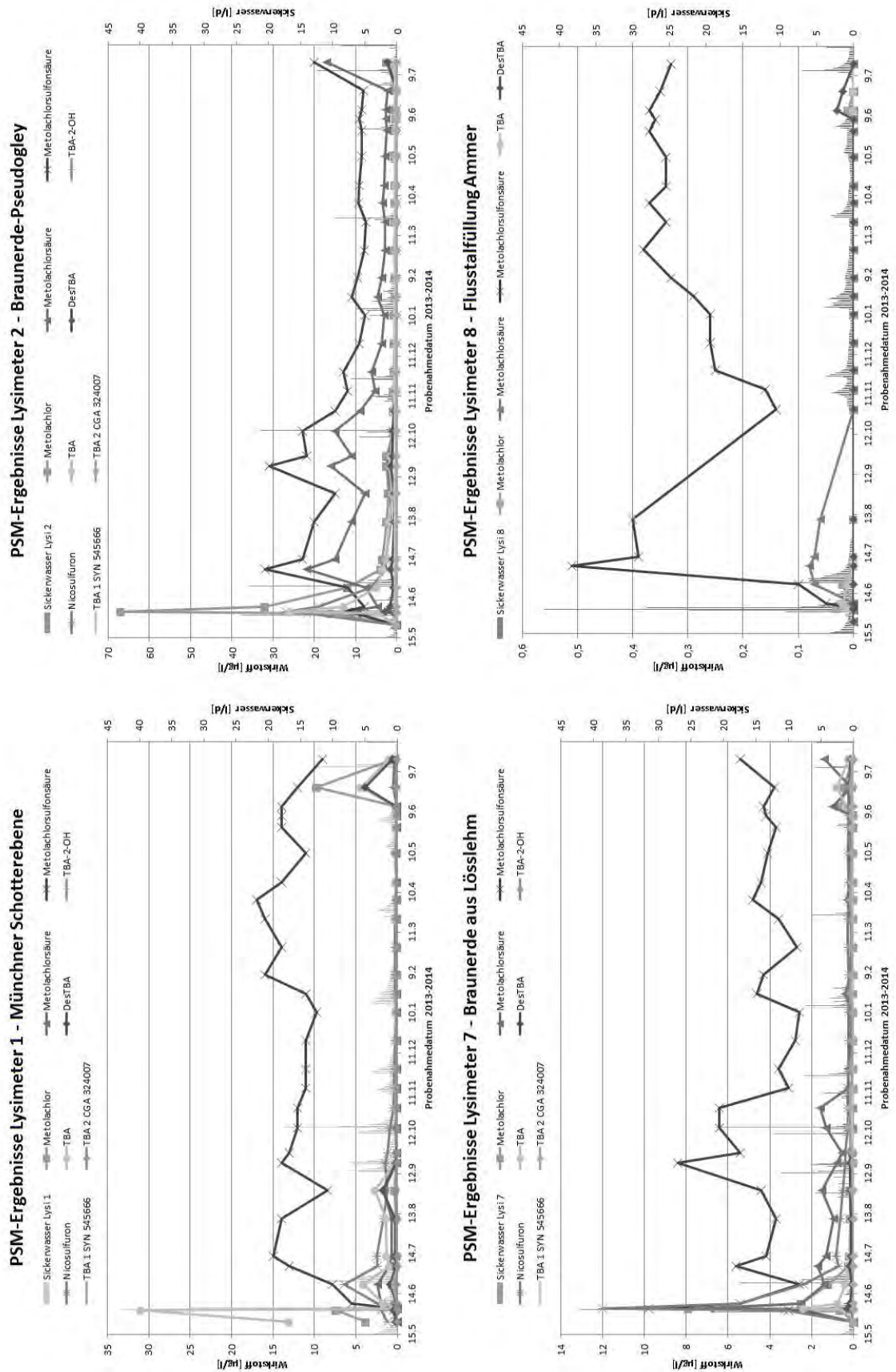


Abbildung 1: PSM-Konzentrationen und Sickerwassermengen der einzelnen Lysimeter in den Jahren 2013 und 2014.

Tabelle 3: PSM-Austrag aus Lysimetern vom 24.05.2013 bis 28.05.2014 bezogen auf die Aufwandmenge 2013.

Austrag bezogen auf Aufwandmenge 2013	Terbuthylazin + Metabolite [%]	Metolachlor + Metabolite [%]	Nicosulfuron [%]
Lysimeter 1	6,5	11,1	8,8
Lysimeter 2	8,7	29,0	38,8
Lysimeter 7	0,9	7,3	13,4
Lysimeter 8	0,004	0,18	nn

Im kiesigen Boden der Münchner Schotterebene von Lysimeter 1 zeigt Terbuthylazin das stärkste Versickerungsverhalten mit bis zu 31 µg/l im Sickerwasser. In dem Braunerde-Pseudogley aus Lysimeter 2 dominiert Metolachlor mit bis zu 67 µg/l im Sickerwasser während des Starkregenereignisses. In Lysimeter 7, der Braunerde aus Lößlehm auf risszeitlicher Grundmoräne, zeigt Nicosulfuron mit max. 12 µg/l das höchste Versickerungspotential. Die Flusstalfüllung der Ammer in Lysimeter 8 zeigt zwar auch eine starke Sickerwasserbildung während des Starkniederschlags, allerdings kommt es hier nur zu einem sehr geringen Austrag der PSM (Metolachlor 0,03 µg/l bzw. TBA 0,02 µg/l). Erst bei einer zweiten längeren Regenperiode Ende Juni 2013 können die beiden Metaboliten von Metolachlor mit 0,08 µg Metolachlorsäure/l und 0,51 µg Metolachlorsulfonsäure/l nachgewiesen werden. Die TBA-Metaboliten wurden hier während der gesamten Zeit bis zur zweiten PSM-Applikation im Juni 2014 nicht nachgewiesen.

In den Sickerwässern der anderen Lysimeter treten sie nur in sehr geringen Mengen auf. Am häufigsten wird Desethylterbuthylazin bestimmt. Metolachlorsäure und -sulfonsäure wurden in allen Lysimetern nachgewiesen.

Wie bereits bei weiteren, begleitenden Untersuchungen von Fließgewässern und Grundwasser beobachtet, liegt die Sulfonsäurekonzentration meist deutlich über der Metolachlorsäure-Konzentration. In Lysimeter 1 und 2 traten die höchsten Konzentrationen der beiden Metaboliten nach dem zweiten längeren Regenereignis Ende Juni 2013 auf, während die Konzentration der Ausgangssubstanz Metolachlor deutlich zurück ging. Über das gesamte Jahr gesehen, blieb die Sulfonsäurekonzentration in Lysimeter 1 relativ konstant zwischen 10 und 15 µg/l. Bei Lysimeter 7 wurden die höchsten Konzentrationen der Metolachlormetaboliten bereits bei dem ersten Starkregenereignis bestimmt. Dies deutet auf einen schnelleren Abbau von Metolachlor in der Braunerde hin. Über das gesamte Jahr gesehen, verhalten sich die Sulfonsäurekonzentrationen in Lysimeter 2 und 7 gleich. Nach einem zweiten Anstieg im September 2013, sanken die Konzentrationen bis zur neuen Ausbringung der PSM im Juni 2014 auf ein geringeres Niveau (10 bzw. 4 µg/l). Bei Lysimeter 8 stieg die Sulfonsäurekonzentration nach der Trockenperiode im Sommer 2013 ab November an und pendelte sich seit Februar 2014 auf 0,35 µg/l ein. Der Wirkstoff Prosulfuron wurde bisher in keiner Probe der 4 Lysimeter nachgewiesen.

Auch nach der PSM-Ausbringung am 06.06.2014 stiegen die Konzentrationen der eingesetzten Wirkstoffe nach kurzer Zeit im Sickerwasser an. Die Niederschläge erfolgten nach einem längeren Zeitabstand zum Applikationsdatum im Vergleich zu 2013 (24.06.2014 16 l/m<sup>2</sup>; 28.06.-02.07.2014 46 l/m<sup>2</sup>; 07.07.-13.07.2014 56 l/m<sup>2</sup>). Durch die gleichmäßigere

Niederschlagsverteilung fielen die Konzentrationsspitzen im Vergleich zum Vorjahr jedoch geringer aus. Nur bei dem Boden der Münchner Schotterebene in Lysimeter 1 war die Metolachlorkonzentration mit 9,7 µg/l höher als 2013 mit 7,4 µg/l.

Bei der Berechnung des PSM-Austrages aus den einzelnen Lysimetern während des Zeitraums vom 24.05.2013 bis 28.05.2014 ergab sich bei allen Lysimetern ein ähnliches Bild (siehe Tabelle 3). Über die gesamte Zeit betrachtet, zeigt Nicosulfuron das höchste Austragungspotenzial bezogen auf die Aufwandmenge. Danach folgt die Summe aus Metolachlor und dessen Metaboliten. Der stärkste Austrag fand im Braunerde-Pseudogley von Lysimeter 2 statt. Hier wurden bereits 39 Prozent des eingesetzten Nicosulfurons sowie 29 Prozent des Metolachlors im Sickerwasser in 2 Meter Tiefe wiedergefunden. Die Braunerde aus Lößlehm in Lysimeter 7 zeigt einen vergleichbaren Austrag der einzelnen PSM, allerdings in einem geringeren Umfang. Unterscheidbar sind beide Böden durch den höheren Schluff-Anteil in Lysimeter 7. Der kiesige Boden der Münchner Schotterebene in Lysimeter 1 zeigt für alle drei PSM ein ähnliches Austragungsverhalten von ca. 6 bis 11 Prozent.

## Schlussfolgerungen

Die starken Niederschläge im Juni 2013 im direkten Anschluss an die PSM-Applikation begünstigten die Versickerung der ausgebrachten Wirkstoffe stark, so dass Konzentrationen der Einzelwirkstoffe von bis zu 70 µg/l in zwei Metern Tiefe erreicht wurden. Durch die Wiederholung des Versuchs im Jahr 2014 mit einer normalen Niederschlagsverteilung im Juni wurde deutlich, dass die gemessenen Konzentrationen im Sickerwasser durch Starkregenereignisse erheblich beeinflusst werden können. Die Ergebnisse aus dem Jahr 2013 können somit als Worst-Case-Szenario angesehen werden.

## Danksagung

Wir bedanken uns beim Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz für die Finanzierung des Projektes.

## Literatur

- [1] Deutsches Maiskomitee e.V. (DMK): Gesamtflächenentwicklung Maisanbau, <http://www.maiskomitee.de/web/public/Fakten.aspx/Statistik/Deutschland/Gesamtflächenentwicklung>.
- [2] Zeitbild Wissen: Bioenergie, 55. Jahrgang, April 2013, herausgegeben von der Zeitbild Verlag und Agentur für Kommunikation GmbH, Kaiserdamm 20, 14057 Berlin, in Zusammenarbeit mit der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V.

# Wasser- und Nährstoffflüsse in einem Grünlandökosystem am Almstandort Stoderzinken

Markus Herndl<sup>1\*</sup>, Martina Schink<sup>1</sup>, Andreas Bohner<sup>1</sup>, Antonia Gesslbauer<sup>1</sup> und Matthias Kandolf<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

In Österreich sind rund 13% der Gesamtkatasterfläche Almflächen. Grünlandökosysteme auf Almen spielen daher flächenmäßig eine wichtige Rolle. Neben der landwirtschaftlichen Nutzung sind Almregionen wie z.B. die Nordöstlichen Kalkalpen aber auch sehr wichtig für die Trinkwasserversorgung. Um Wasser- und Stoffbilanzen auf einem repräsentativen Almstandort untersuchen zu können, wurde im Jahr 2005 an der Westseite des Stoderzinkens (1830 m), eine Gebirgslysimeter- und Wetterstation eingerichtet. Hohe jährliche Niederschlagsmengen, die Werte von bis zu 2600 mm erreichen können, eine kurze Vegetationsperiode und beträchtliche Sickerwassermengen, die Maxima von rund 2000 mm pro Monat erreichen können, charakterisieren den Standort über die fünf Versuchsjahre hinweg. Der durchschnittliche jährliche Eintrag über den Niederschlag am Standort Stoderzinken betrug für Stickstoff 10 kg und für Schwefel 5 kg ha<sup>-1</sup>. Stoffausträge sind auf diesem Standort hauptsächlich über die Sickerwassermenge zur Schneeschmelze getrieben, welche z.B. bei Nitrat Frachten von bis über 5 kg pro ha und Monat erreichen können. Bilanziert man die gesamten jährlichen Stickstoffein- und -austräge in das System, entstehen über alle Jahre hinweg negative Salden. Damit das Grünlandökosystem auf dem Almstandort langfristig stabil bleibt, müssen diese negativen Salden dauerhaft ausgeglichen werden. Diese Funktion kann der Stickstoffpool im Boden übernehmen, der am Standort je nach Jahr 29-44 kg N ha<sup>-1</sup> potentiell nachliefern kann. Kurzfristige Störungen wie Trockenheit verbunden mit Frost aber auch die hohe Schneewasserschmelzmenge zeigen jedoch, dass je nach Jahreszeit und -witterung auch eine massive Verschiebung der Bilanzen möglich ist. Dies kann kurzfristig zu hohen Stickstofffrachten (auch organischer Stickstoff) führen, welche möglicherweise auch hinsichtlich Grundwasserschutzes relevant sein können.

*Schlagwörter:* Alm, Atmosphärische Deposition, Nährstofffracht, Nährstoffaustrag, Sickerwasser

## Abstract

In Austria, about 13 % of the total cadastral areas are mountain pastures. Therefore, grassland ecosystems on mountain pastures play an important role in terms of area. Beside agricultural use, alpine regions like the north-eastern Limestone Alps are also very important for the drinking water supply. In order to investigate water and nutrient fluxes on a mountain pasture site, a mountain lysimeter and weather station was installed on the west side of Stoderzinken (1830 m a.s.l.) in 2005. High annual precipitation with values up to 2600 mm, a short growing season and considerable leachate quantities with maxima of around 2000 mm per month, characterize this site during five experimental years. The annual average deposition by precipitation at the site Stoderzinken was 10 kg for nitrogen and 5 kg ha<sup>-1</sup> for sulphur, respectively. Nutrient discharges are driven at this site mainly by quantity of seepage water during snow melting and goes up to 5 kg per ha and month for nitrate loads. Balancing the total annual nitrogen input and output in the system, a negative balance arises in all years. To remain a long-term stability of grassland ecosystem at the mountain pasture site, these negative balances must be permanently equilibrated. This function can take over the soil nitrogen pool that can potentially deliver 29-44 kg N ha<sup>-1</sup> at the site depending on the year. Short-term disturbances such as drought coupled with frost but also the high amount of snowmelt water, however, show that depending on the season and weather also a massive shift in the balance is possible. This can temporarily lead to high nitrogen loads (including organic nitrogen) which may also be relevant with regard to groundwater protection.

*Keywords:* mountain pasture, atmospheric deposition, nutrient load, nutrient leaching, seepage water

## Einleitung

Österreich ist aufgrund der topographischen Gegebenheiten ein Land, das durch seine Almgebiete geprägt wird. Almfutterflächen, Almwald und unproduktive Almflächen bedecken rund 11 % des Staatsgebietes (9.459 km<sup>2</sup>) wobei

2012 rund 3.900 km<sup>2</sup> für die Fütterung nutzbar waren (KIRNER und WENDTNER 2012, BMFLUW 2013). Vor allem in den westlichen Bundesländern mit ihrem hohen Almfutterflächenanteil stellen Almen eine wichtige Futtergrundlage für landwirtschaftliche Betriebe dar. Die Bereitstellung zusätzlicher Futterfläche ist aber nur eine

<sup>1</sup> Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein, Raumberg 38, A-8952 IRDNING

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



der vielfältigen Funktionen, welche Almbewirtschaftung erfüllen kann. Die Funktionen reichen von ökonomischen, ökologischen und soziokulturellen Aspekten bis hin zur Schutzfunktion (WAGNER et al. 2006). Die Herstellung von Milch, Milchprodukten oder Fleisch als wichtigster Teil der ökonomischen Funktion steht dabei sicherlich im Zentrum, aber auch der Erholungswert von Almen und die Erhaltung der Vielfältigkeit von Flora und Fauna stellen für Österreich ein wichtiges gesellschaftliches Gut dar. Bewirtschaftung der Almen und daraus folgernd die Schutzfunktion (Schutz vor Naturgefahren, Ressourcenschutz) werden gerade unter dem Aspekt der fortschreitend extremen Wetterverhältnisse immer wichtiger. Durch standortangepasste Nutzung der Almflächen kann zum Beispiel die Wasserspeicherfähigkeit im Boden verbessert werden, was wiederum bei Starkniederschlägen den Abfluss des Oberflächenwassers reduzieren kann. Eine weitere wichtige Schutzfunktion ist der Wasserschutz. Berggebiete und hier vor allem die Nördlichen und Südlichen Kalkalpen tragen zu rund 50% der österreichischen Trinkwasserversorgung bei (COST 65, 1995). Sowohl die Übernutzung der Almflächen als auch die Nutzungsaufgabe stellen eine Bedrohung für diese Ressource dar. Gerade in den Karstgebieten der Nördlichen Kalkalpen ist eine standortgerechte Nutzung eine Grundvoraussetzung für qualitativ hochwertiges Trinkwasser. Wegen der oft kurzen Verweilzeit des Wassers an der Oberfläche ist die Filter-, Puffer- und Transformationskapazität der Almvegetation und des -bodens so wichtig für die Qualität des Karstquellwassers. Um den Einfluss von Atmosphäre, Boden und Pflanze auf die Quantität und Qualität von Grundwasserneubildung auf einen Almstandort erforschen zu können, bedarf es langfristiger und umfassender Datenreihen zu Niederschlag, Verdunstung, Nährstoffentzug und -auswaschung.

## Material und Methoden

### Forschungsstation am Stoderzinken

Um den Anforderungen an Erfassung von langfristigen Datenreihen zu Wasser- und Stoffbilanzen auf einem Alm-

standort gerecht zu werden, wurde im Jahr 2005 an der Westseite des Stoderzinkens (1830 m Seehöhe), Obersteiermark, eine Forschungsstation errichtet (BOHNER et al. 2007). Mit Hilfe der Forschungsstation am Stoderzinken wird das primäre Ziel verfolgt, exakte Daten zu Einflussparametern auf den Wasser- und Nährstoffkreislauf in einem repräsentativen Almgebiet in den Nördlichen Kalkalpen zu liefern bzw. darauf aufbauend aktuelle und zukünftige Probleme und Fragestellungen zu Trinkwasserversorgung, Boden- und Grundwasserschutz zu bearbeiten und zu lösen.

Das Ausgangsgestein der Bodenbildung am Forschungsstandort ist Dachsteinkalk, wobei die Bodentypen charakteristisch für die Nördlichen Kalkalpen, ein Komplex aus mittel- bis tiefgründigem, krumenpseudovergleyten Kalkbraunlehm und flachgründiger Kalklehm-Rendzina sind (FLÜGEL und NEUBAUER 1984, BOHNER et al. 2007). Die Vegetation am Almstandort entspricht einer feuchten Ausbildung der Milchkrautweide (*Crepido aureae-Festucetum commutatae*). Die Forschungsstation am Stoderzinken besteht im Wesentlichen aus zwei Einheiten, einer Lysimeter- und einer Wetterstation.

### Lysimeterstation

Die Lysimeterstation besteht aus einem wägbaren monolithischen Lysimeter (Oberfläche = 1 m<sup>2</sup>; Tiefe = 0,9 m), einem monolithischen Bodenwassersammler (Oberfläche = 0,071 m<sup>2</sup>; Tiefe = 0,6 m) sowie einem Freilandmessprofil (Abbildung 1). Messtechnik und Messmethodik sind in BOHNER et al. (2007) und HERNDL et al. (2009) beschrieben.

### Wetterstation

Die Wetterstation besteht aus einer Basis-Wetterstation, wo in 2 m Höhe Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Globalstrahlung, relative Feuchte und Lufttemperatur gemessen werden. Der Niederschlag kann durch ein laseroptisches Distrometer, eine Niederschlagswaage, vier Niederschlagsammler im Sommer und ein Schneekissen mit Schneehöhensensor zusätzlich im Winter ermittelt werden (Abbildung 2).

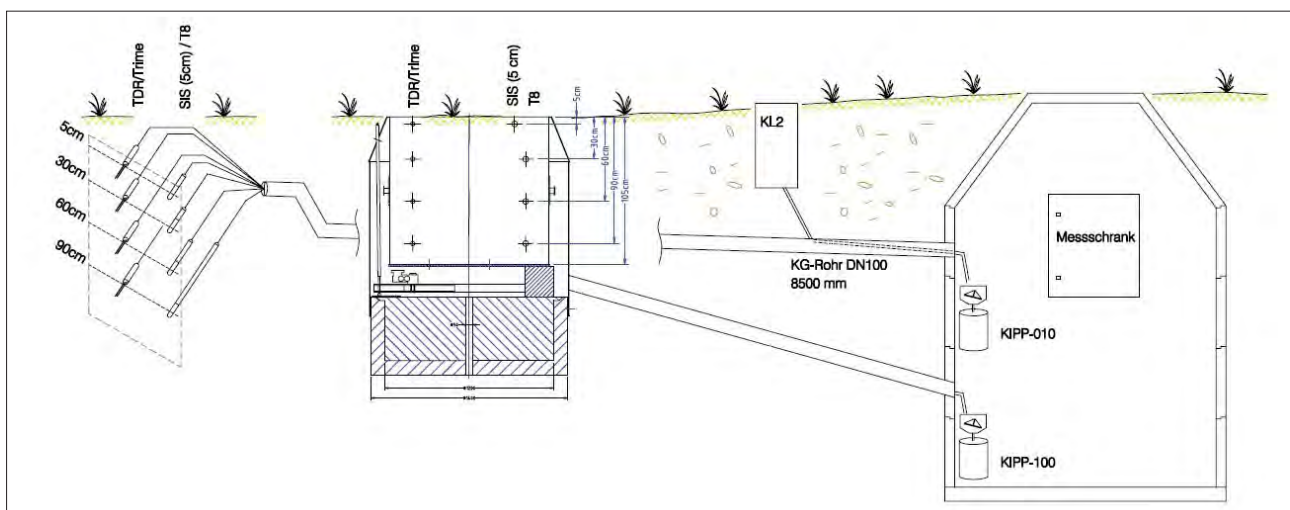


Abbildung 1: Technische Ausstattung der Lysimeterstation am Standort Stoderzinken.



Abbildung 2: Technische Ausstattung der Wetterstation am Standort Stoderzinken.

### Laboranalyse und Auswertung

Die Niederschlags- und Sickerwasserproben werden im Labor der HBLFA Raumberg-Gumpenstein analysiert. Mittels Ionenchromatografie und Photometer werden die Kationen Ca, Mg, K, Na, NH<sub>4</sub> und die Anionen PO<sub>4</sub>, SO<sub>4</sub>, NO<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub> und Cl analysiert. Zusätzlich werden der pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit ermittelt (ROHRER 2011). Um den potentiell mobilisierbaren Stickstoff im Boden abschätzen zu können, wurde folgende Formel bzw. Annahme herangezogen:

$$N - \text{Vorrat im Boden} [kg m^2] = \frac{\text{Gesamtstickstoff} [\%] * \text{Lagerungsdichte} \left[\frac{g}{cm^3}\right]}{\text{Horizontmächtigkeit} [dm] * 100}$$

Potentiell mineralisierbarer Stickstoff = N-Vorrat \* 0,005<sup>1)</sup>

<sup>1)</sup> empirisch unterstellte Mineralisierungsrate (BOHNER, pers. comm.)

## Ergebnisse und Diskussion

### Bodenkennwerte und Ertragsniveau

Der Bodentyp des Bodenmonolithen im Lysimeter ist als krumenpseudovergleyter Kalkbraunlehm klassifiziert, wobei der A-Horizont von 0-3 cm, der Übergangshorizont APB von 3-9 cm, der B-Horizont von 9-15 cm und der C-Horizont > 15 cm reicht. Die Bodenart in den obersten 10 cm ist als schluffiger Lehm bzw. im Unterboden als Ton (auf Grus) eingestuft (Tabelle 1). Typisch für Gebirgsböden weisen die Nährstoffgehalte in den obersten 10 cm einen hohen C<sub>org</sub> und Gesamtstickstoffgehalt auf. Das C:N-Verhältnis von 11:1 ist ein charakteristisches Kennzeichen für wenig produktive Gebirgsböden (Bohner et al. 2010). Hinsichtlich

Tabelle 1: Kennwerte des Bodenmonolithen im Lysimeter.

Horizont	$\rho_b$ g/cm <sup>3</sup>	nFK Vol%	Sand %	Schluff %	Ton %	pH-Wert in CaCl <sub>2</sub>	C <sub>org</sub> %	N <sub>tot</sub> %	S <sub>tot</sub> %	P <sub>CAL</sub> mg kg <sup>-1</sup>
ABP [0-10 cm]	0,64	41,8	20	60	20	5,6	6,6	0,6	0,07	11
C [>15 cm]	0,85	46,0	9	33	58	7,4	0,9	0,1	0,03	0

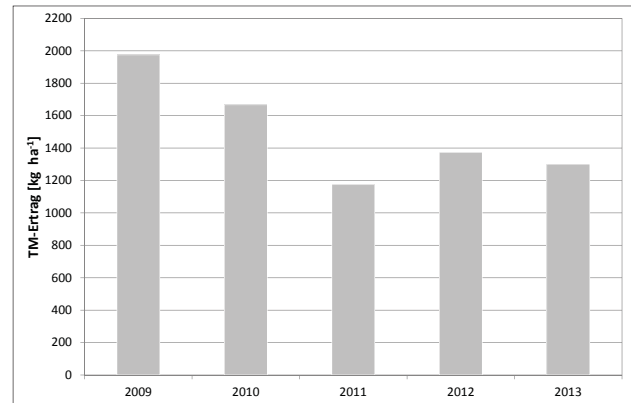


Abbildung 3: Trockenmasseertrag am Lysimeter.

des Ertrages am Standort zeigt sich eine hohe jährliche Variabilität. Der Trockenmasseertrag reichte von knapp unter 12 dt TM ha<sup>-1</sup> im Jahr 2011 bis rund 20 dt TM ha<sup>-1</sup> im Jahr 2009 (Abbildung 3). Sieht man sich die Ertragsentwicklung über die fünf Jahre an, scheint sich das Ertragsniveau am Standort um rund 13 dt TM ha<sup>-1</sup> zu stabilisieren. Dieses Ertragsniveau stimmt gut mit Ergebnissen aus dem steirischen Almprojekt überein, wo für einen vergleichbaren Standort ein durchschnittlicher Bruttoertrag von 11 dt TM ha<sup>-1</sup> quantifiziert wurde (PÖTSCH et al. 1998).

### Niederschlags- und Sickerwasserkennwerte

In den hydrologischen Jahren 2008/09, 2009/10, 2010/11, 2011/12 und 2012/13 fielen jeweils 1607, 1983, 1989, 2354 und 2636 mm Niederschlag. Die Sickerwassermengen in diesem Zeitraum betragen 2945, 1127, 1142, 3532 und 3837 mm, was für 08/09 183% für 09/10 und 10/11 57% für 11/12 150% und 12/13 146% der Niederschlagsmenge entspricht (Tabelle 2). Die hohen Mengen an Winterniederschlägen in den Jahren 08/09, 11/12 und 12/13, verbunden mit der Lage des Lysimeters und dem Problem von Schneeverfrachtungen wie in SCHINK et al. 2013 beschrieben, führen zu den im Vergleich überproportionalen Sickerwassermengen. Auffallend sind darüber hinaus die extrem hohen Sickerwasserspenden in den Monaten April und Mai, die Austragsmengen von über 2000 mm pro Monat erreichen können (Abbildung 4). Diese Extrema fallen in der Zeit der Schneeschmelze an, wo im Maximum eine Schneedecke von über 2,5 m in diesen 2 Monaten geschmolzen wird (SCHINK et al. 2013). Diese Dynamiken zeigen die große Bedeutung von Schneeakkumulation und Schneeschmelze für die jährliche Grundwasserneubildung auf diesem Standort.

Stoffeinträge über die Atmosphäre sind für Gebirgsökosysteme wichtige und mitunter oft einzige externe Nährstoffquellen. Vor allem Schwefel- und Stickstoffverbindungen, die zum größten Teil über den Niederschlag eingetragen

Tabelle 2: Jährliche Nährstoffein- und -austragsmengen im Lysimeter.

Jahr	Art	Menge mm	N <sub>anorg</sub> <sup>1)</sup>	N <sub>org</sub>	P	Ca	Mg	S	K	Cl
						kg ha <sup>-1</sup>				
2009	<b>Niederschlag</b>	<b>1607</b>	<b>5,4</b>	<b>2,6</b>	<b>0,6</b>	<b>46,7</b>	<b>7,7</b>	<b>3,5</b>	<b>9,0</b>	<b>7,8</b>
	Sickerwasser	2945	8,5	0,5	0,1	943,4	124,0	6,6	3,5	4,6
2010	<b>Niederschlag</b>	<b>1983</b>	<b>3,5</b>	<b>6,0</b>	<b>0,7</b>	<b>138,8</b>	<b>11,0</b>	<b>2,7</b>	<b>12,6</b>	<b>8,2</b>
	Sickerwasser	1127	2,7	1,6	<0,1	546,8	72,7	1,8	2,5	2,4
2011	<b>Niederschlag</b>	<b>1989</b>	<b>6,5</b>	<b>4,5</b>	<b>0,5</b>	<b>32,8</b>	<b>3,4</b>	<b>4,3</b>	<b>5,7</b>	<b>7,5</b>
	Sickerwasser	1142	1,9	1,0	0,1	445,8	46,1	1,6	1,5	3,6
2012	<b>Niederschlag</b>	<b>2354</b>	<b>5,3</b>	<b>5,7</b>	<b>0,4</b>	<b>46,4</b>	<b>18,2</b>	<b>7,4</b>	<b>10,9</b>	<b>8,1</b>
	Sickerwasser	3532	6,8	5,8	0,6	835,4	78,2	11,4	10,5	9,0
2013	<b>Niederschlag</b>	<b>2636</b>	<b>4,6</b>	<b>5,7</b>	<b>0,1</b>	<b>60,9</b>	<b>14,7</b>	<b>3,3</b>	<b>8,5</b>	<b>4,3</b>
	Sickerwasser	3837	6,2	5,5	0,3	1040,1	125,3	5,0	5,0	2,9

<sup>1)</sup> N<sub>anorg</sub> = NH<sub>4</sub>-N+NO<sub>2</sub>-N+NO<sub>3</sub>-N

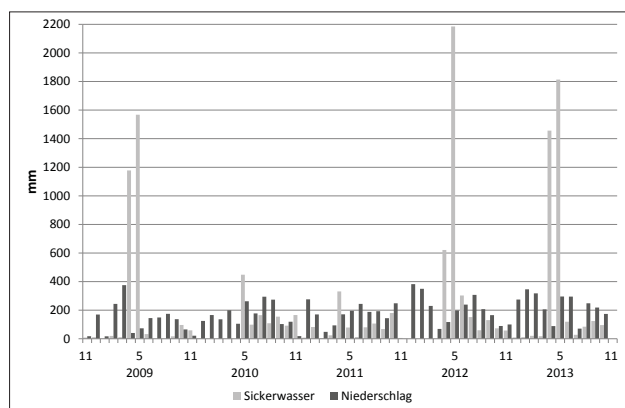


Abbildung 4: Monatliche Niederschlags- und Sickerwassersummen.

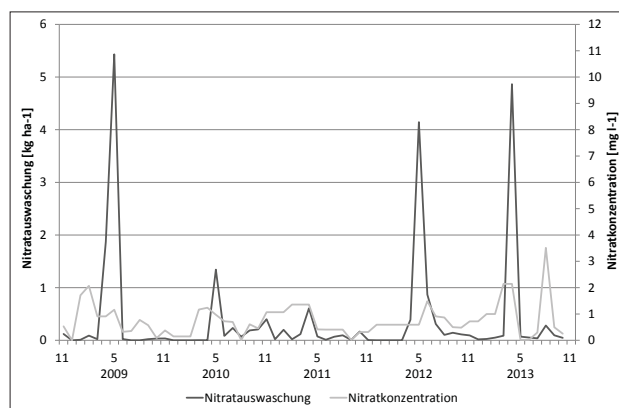


Abbildung 5: Monatliche Nitratauswaschung und durchschnittliche monatliche Nitratkonzentration im Sickerwasser.

Tabelle 3: Mittlere jährliche Nährstoffkonzentration im Niederschlag und Sickerwasser.

Jahr	Art	NO <sub>3</sub>	PO <sub>4</sub>	Ca	Mg mg l <sup>-1</sup>	SO <sub>4</sub>	K	Cl
2009	<b>Niederschlag</b>	<b>1,63</b>	<b>0,14</b>	<b>2,72</b>	<b>0,85</b>	<b>0,70</b>	<b>0,79</b>	<b>0,35</b>
	Sickerwasser	0,85	0,01	39,49	8,25	0,78	0,32	0,21
2010	<b>Niederschlag</b>	<b>0,70</b>	<b>0,04</b>	<b>7,26</b>	<b>0,42</b>	<b>0,42</b>	<b>1,16</b>	<b>0,45</b>
	Sickerwasser	0,67	0,00	43,74	7,22	0,85	0,25	0,20
2011	<b>Niederschlag</b>	<b>1,02</b>	<b>0,01</b>	<b>1,60</b>	<b>0,14</b>	<b>0,82</b>	<b>0,28</b>	<b>0,30</b>
	Sickerwasser	0,72	0,00	35,09	4,38	0,45	0,11	0,35
2012	<b>Niederschlag</b>	<b>0,71</b>	<b>0,02</b>	<b>3,21</b>	<b>0,33</b>	<b>1,36</b>	<b>0,63</b>	<b>0,31</b>
	Sickerwasser	0,87	0,00	31,79	4,12	0,65	0,19	0,22
2013	<b>Niederschlag</b>	<b>1,26</b>	<b>0,01</b>	<b>2,15</b>	<b>0,43</b>	<b>0,35</b>	<b>0,38</b>	<b>0,18</b>
	Sickerwasser	0,97	0,00	37,03	6,07	0,45	0,09	0,47
		±1,15	±0,00	±7,36	±3,80	±0,20	±0,04	±1,03

werden, sind (neben der N<sub>2</sub>-Fixierung durch Leguminosen) für diese Systeme entscheidend. Der mittlere jährliche Eintrag von Stickstoff und Schwefel über den Niederschlag betrug am Standort Stoderzinken 10 bzw. 4 kg ha<sup>-1</sup>. Untersuchungen der TU Wien im Auftrag der Steiermärkischen

Landesregierung zeigten im fünfjährigen Durchschnitt für eine vergleichbare Station in der Nähe eine nasse Deposition von Stickstoff von 14 kg ha<sup>-1</sup> und für Schwefel von 2 kg ha<sup>-1</sup> und Jahr was gut mit den Werten am Stoderzinken übereinstimmt (SCHREINER 2013). Wie bereits in HERNDL

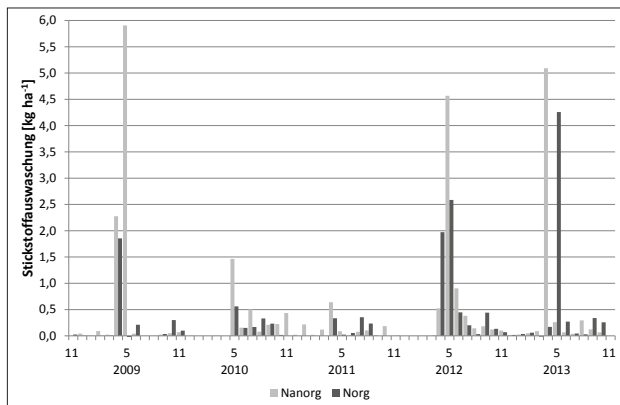


Abbildung 6: Monatliche Stickstoffauswaschung im Sickerwasser ( $N_{\text{org}}$  = organisch gebundener Stickstoff,  $N_{\text{anorg}}$  =  $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ ).

et al. (2009) in ersten Ergebnissen gezeigt, fallen bei den jährlichen Austragsmengen mit dem Sickerwasser die hohen Ca- und Mg-Mengen auf (Tabelle 2). Die durchschnittlichen jährlichen Austragsmengen sind mit 762 und 89 kg ha<sup>-1</sup> fast 3-mal so hoch wie im Dauergrünland an einem Talstandort (SEEBACHER 2008), wobei die Hauptursachen sicherlich das Ausgangsgestein (Dachsteinkalk) und die vergleichsweise hohen Sickerwassermengen sind. Die Nitratauswaschung verlief in der Vegetationszeit von Juni bis September auf einem gleichmäßigen Niveau von monatlich unter 1 kg NO<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup> (Abbildung 5). Zur Schneeschmelze im April und Mai war ein starker Anstieg zu beobachten (bis 5,4 kg NO<sub>3</sub> ha<sup>-1</sup>), der zum einen auf die hohen Sickerwasserspenden in diesen Monaten zurückzuführen ist und zum anderen auf die Tatsache, dass kein Entzug durch die Vegetation in dieser Periode stattfand. Diese hohen Frachten reichen an Werte für güllegedüngtes Wirtschaftsgrünland heran (HERNDL et al. 2013). Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser erreichten im jährlichen Verlauf ihren höchsten Wert meist vor der Schneeschmelze, was vermutlich auf die Akkumulation über den Winter hin deutet. Die maximale Nitratkonzentration über die Jahre 2009–2013 hinweg war 14,7 mg l<sup>-1</sup> bei einer mittleren Konzentration von 0,8 mg l<sup>-1</sup> (Tabelle 3). Sieht man sich die Stickstoffauswaschung im Lysimeter genauer an, fällt auf, dass in bestimmten Jahren und zu gewissen Zeitpunkten im Verhältnis mehr organischer als anorganischer Stickstoff ausgewaschen wird (Tabelle 2; Abbildung 7). Vergleicht man die Zeitpunkte der verstärkten Auswaschung mit Daten aus der Bodentemperatur und -feuchte in 5 cm Tiefe, zeigen die Werte für den November 2011 und 2012 eine relative Trockenheit verbunden mit Frost in 5 cm Bodentiefe. Wie GROGAN et al. (2004) aufzeigt, kann es nach Frost/Tau-Zyklen zu vermehrter Auswaschung von organischem Stickstoff kommen. Sieht man sich die Daten in Abbildung 6 und 7 an, kann man eine Tendenz, ausgelöst von Bodenfrost verbunden mit relativer Herbsttrockenheit dahin gehend vermuten.

### Stickstoffbilanzierung

Für die Stickstoffbilanzierung wurde die jährliche N-Zufuhr (Deposition aus dem Niederschlag) mit der N-Abfuhr (er-

Tabelle 4: Gesamtstickstoff ( $N_{\text{tot}}$ ), Stickstoffvorrat ( $N_{\text{vor}}$ ) und potentiell mineralisierbarer Stickstoff ( $N_{\text{pmin}}$ ) im ABP-Horizont [0–10 cm] des Bodens am Standort Stoderzinken.

Jahr	$N_{\text{tot}}$ %	$N_{\text{vor}}$ kg ha <sup>-1</sup>	$N_{\text{pmin}}$
2009	0,90	5763,2	28,8
2010	1,03	6601,6	33,0
2011	1,32	8448,0	42,2
2012	0,94	6016,0	30,1
2013	1,38	8832,0	44,2

Tabelle 5: Stickstoffbilanzen am Lysimeter.

Jahr	N-Zufuhr <sup>1)</sup>	N-Abfuhr <sup>2)</sup>	Saldo	N-Fracht <sup>3)</sup>
			kg ha <sup>-1</sup>	
2009	8,6	39,4	-30,8	9,0
2010	9,6	22,4	-12,8	4,3
2011	10,0	k.A.	k.A.	2,5
2012	11,3	26,7	-15,4	12,7
2013	9,1	22,1	-13,0	11,8

<sup>1)</sup> Stickstoffdeposition aus dem Niederschlag, <sup>2)</sup> Stickstofftrockenmasseertrag, <sup>3)</sup> Gesamtstickstofffracht im Sickerwasser

rechnet aus der N-Konzentration der Biomasse multipliziert mit dem Jahrestrockenmasseertrag) verrechnet. Da auf dem Lysimeter über alle Versuchsjahre keine Leguminosen auftrat, musste die N<sub>2</sub>-Fixierung als weiterer wichtiger Parameter der N-Zufuhr weggelassen werden. Sieht man sich die Bilanzen über alle fünf Jahre an, fallen die Salden in allen Jahren negativ aus (Tabelle 5). Addiert man zu Salden die N-Frachten über das Sickerwasser, die ebenso dem Ökosystem verloren gehen, ergibt sich über die Jahre ein Bereich von -17 bis -40 kg N ha<sup>-1</sup>. Damit das Grünlandökosystem stabil bleibt, müssen diese negativen Salden langfristig ausgeglichen werden. Diese Funktion kann der Stickstoffpool im Boden übernehmen, der generell in Grünlandböden relativ hoch ist und im Speziellen in Gebirgsböden vor allem im Oberboden akkumuliert ist (BOHNER et al. 2010). Der potentiell mineralisierbare Stickstoff im Boden am Standort Stoderzinken bewegt sich je nach Jahr in einer Spannweite von 29–44 kg N ha<sup>-1</sup> (Tabelle 4). Diese Tatsache plus die Erkenntnis, dass der Ertrag sich auf ein stabiles Niveau eingependelt hat, zeigt, dass die Stickstoffbilanz im Ökosystem langfristig stabil sein kann, wenn nicht ein Teil der Bilanz ins Ungleichgewicht gebracht wird. Kurzfristige Störungen wie Trockenheit verbunden mit Frost, aber auch die hohe Schneewasserschmelzmenge zeigen jedoch, dass je nach Jahreszeit und -witterung auch eine massive Verschiebung der Bilanzen möglich ist. Dies kann kurzfristig zu hohen Stickstofffrachten führen, welche möglicherweise auch hinsichtlich Grundwasserschutz relevant sein können.

### Danksagung

Die Forschungsstation am Stoderzinken wurde mit Mitteln der HBLFA Raumberg-Gumpenstein, der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 19A, und des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft finanziert. Weiters danken wir der Firma



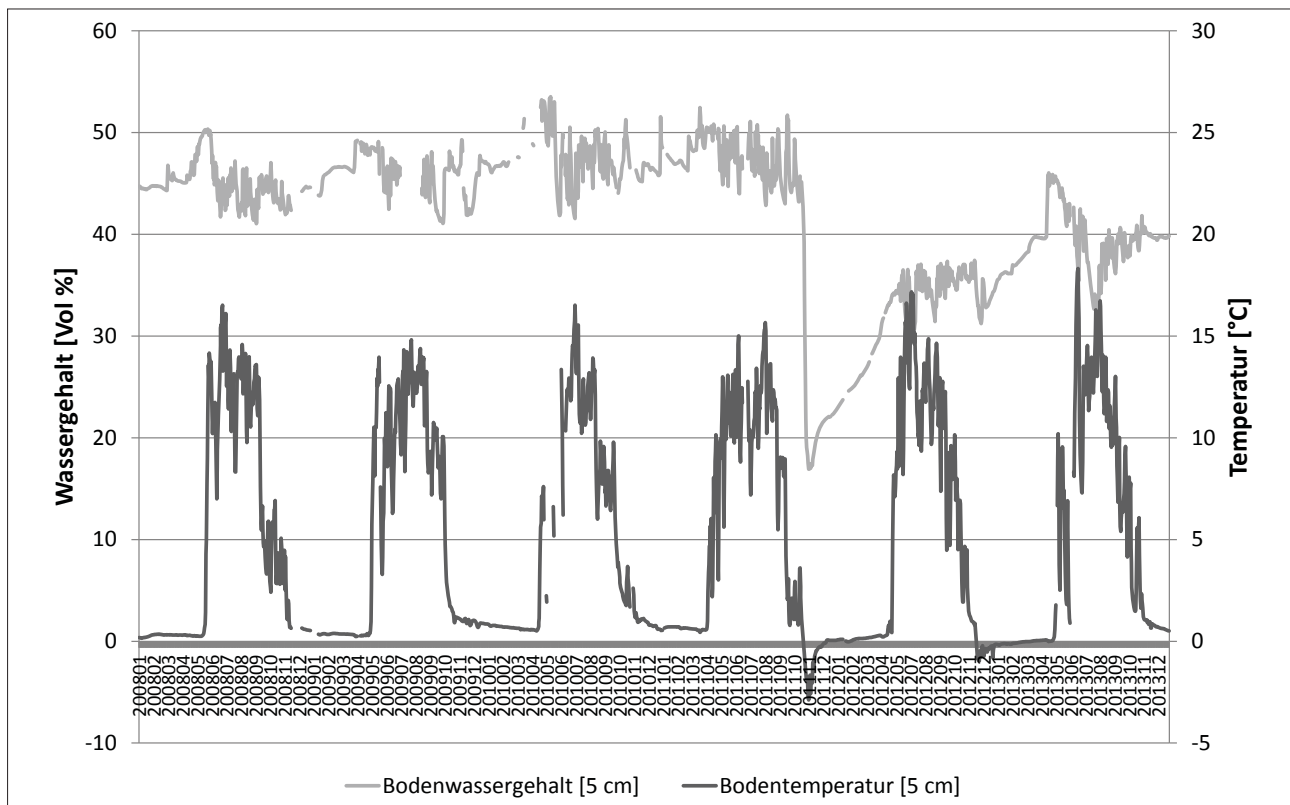


Abbildung 7: Mittlerer täglicher Wassergehalt und Temperatur in 5 cm Bodentiefe im Lysimeter.

UMS GmbH, München für die Planung, Errichtung und Wartung der Forschungsstation.

## Literatur

- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 2013: Grüner Bericht 2012. Bericht über die Lage der Österreichischen Landwirtschaft 2012. BMLFUW, Wien.
- 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, 17.-18. April 2007, Bericht Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein, 173-175.
- BOHNER, A., 2010: Eigenschaften und Merkmale von Almböden. Mitt. der Österr. Bodenkundl. Ges., Heft 77, 65-76.
- COST 65, 1995: Hydrogeological aspects of Groundwater Protection in Karstic Areas. Final Report (COST Action 65). European Commission Directorate-General XII Science, Research and Development, Report EUR 16547 EN, Brussels.
- DIEPOLDER, M. und S. RASCHBACHER, 2011: 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.
- FLÜGEL, H.W. und F. NEUBAUER, 1984: Steiermark. Geologie der österreichischen Bundesländer in kurzgefassten Einzeldarstellungen. Geologische Bundesanstalt Wien, 127 S.
- GROGAN, P., A. MICHELSEN, P. AMBUS und S. JONASSON, 2004: Freeze-thaw regime effects on carbon and nitrogen dynamics in sub-arctic heath tundra mesocosms. *Soil Biology & Biochemistry*, 36, 641-654.
- HERNDL, M., A. BOHNER und M. KANDOLF, 2009: Gebirgs-Lysimeterstation am Stoderzinken - Erste Ergebnisse. 13. Gumpensteiner Lysimetertagung, 21.-22. April 2009, Bericht LFZ Raumberg-Gumpenstein, 111-116.
- KIRNER, L. und S. WENDTNER, 2012: Ökonomische Perspektiven für die Almwirtschaft in Österreich im Rahmen der GAB bis 2020 und nach Auslauf der EU-Milchquote, Forschungsbericht der Bundesanstalt für Agrarwirtschaft, Arbeitsbehelf 41.
- PÖTSCH, E.M., F. BERGLER und K. BUCHGRABER, 1998: Ertrag und Futterqualität von Alm- und Waldweiden als Grundlage für die Durchführung von Wald-Weide-Trennverfahren-Bewertungsmodellen. 4. Alpenländisches Expertenforum. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft, Gumpenstein: 95-109.
- ROHRER, V., 2011: Das Wasserlabor- Informationsbroschüre, LFZ Raumberg-Gumpenstein.
- SCHREINER, E. und A. KASPER-GIEBL, 2013: Nasse Deposition im Land Steiermark, Oktober 11 – September 12. Bericht -Nr. LU-09-2013.
- SCHINK, M., M. HERNDL, M. KANDOLF und A. BOHNER, 2013: Bedeutung von Winterniederschlag, Schneespeicherung und -schmelze auf die Grundwasserneubildung am Almstandort Stoderzinken. 15. Gumpensteiner Lysimetertagung, 15.-16. April 2013, Bericht LFZ Raumberg-Gumpenstein, 207-212.
- SEEBACHER, M., 2008: Vergleich der Wasser- und Stoffflüsse eines Gebirgs- und eines Talstandortes anhand von Lysimeterversuchsergebnissen im Grünland. Diplomarbeit Universität für Bodenkultur, 99 S.
- WAGNER, K., T. PARIZEK, W. RESSI, D. BOGNER und M. FUCHS, 2006: Almregionen Österreichs und deren Analyse. Teilbericht ALP-Austria. In: Forschungsbericht des Lebensministeriums, Abteilung Forschung und Entwicklung.



# Auswirkungen von Biokohlesubstrat-Gaben zu ertragsschwachen Ackerböden auf das Sickerwasser und die Nährstofffrachten in einem mehrjährigen Lysimeterversuch

Anne Rademacher<sup>1,2\*</sup> und Michael Haubold-Rosar<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Mittels Lysimeterversuchen werden die Effekte von Biokohlesubstrat (BKS)-Gaben auf die Menge und Qualität der Sickerwässer ertragsschwacher Böden in Nordostdeutschland untersucht. Die bisherigen Ergebnisse zeigen, dass der Einsatz von 90 t TM BKS ha<sup>-1</sup> ein Nährstoff-Überangebot in der untersuchten Podsol-Braunerde aus Sand erzeugt und die Pflanzenerträge geringer sind als nach reiner Mineraldüngung. Nach der BKS-Gabe kommt es deshalb zu einer verstärkten N- und K-Auswaschung. Die Effekte werden abgeschwächt durch die Staffelung der BKS-Gabe über drei Anbaujahre. In einem humus- und nährstoffarmen Kippboden führen die gleichen BKS-Gaben zu einer Verbesserung des Pflanzenwachstums und einer Verringerung der Sickerwasserbildung ab dem zweiten Rekultivierungsjahr. Die N- und K-Frachten werden reduziert. Für die Rekultivierung von Kippböden stellt der Einsatz von Biokohlesubstraten somit eine vielversprechende Option dar.

*Schlagwörter:* Biokohlesubstrat, Rekultivierung, Sickerwasser, Nährstoffaustrag, Lysimeter

## Summary

The impact of biochar substrates (BKS) on the amount and quality of the seepage water in unproductive soils of North-Eastern Germany has been investigated by lysimeter trials. Previous results show that application of 90 t BKS ha<sup>-1</sup> (dry matter) induces an oversupply with nutrients in the examined sandy cambisol and reduced plant yields, compared to exclusive mineral fertilization. As a consequence, leaching of nitrogen and potassium is increased after application of BKS. These effects are weakened by partitioning the BKS addition over three cultivation years. In a dumped raw soil without humus and a low nutrient status the same BKS applications result in a better plant growth and a reduced seepage water formation since the second year of reclamation. The leaching of nitrogen and potassium is decreased in comparison to exclusive mineral fertilization. Thus, the use of BKS is a promising option for the reclamation of dumped raw soils.

*Keywords:* biochar substrate, reclamation, seepage, nutrient leaching, lysimeter

## Einleitung

Die Lausitzer Region im nordostdeutschen Tiefland ist durch einen hohen Anteil ertragsschwacher, sandiger Agrarstandorte gekennzeichnet, die eine gute Humusversorgung benötigen (HANFF et al. 2008). Eine besondere Herausforderung stellen die Rückgabeflächen des Braunkohlenbergbaus dar (HAUBOLD-ROSAR und GUNSCHERA 2009). Kippböden sind weitgehend frei von rezenter organischer Substanz. Die Humusanreicherung stellt deshalb ein wichtiges Rekultivierungsziel dar.

Seit einigen Jahren wird in zunehmendem Maße der Einsatz von Biokohlen zur Bodenverbesserung und Kohlenstoff-Sequestrierung in Böden wissenschaftlich untersucht (VERHEIJEN et al. 2014). Vorbild sind die als Terra Preta bezeichneten, schwarzerde-artigen Böden des Amazonasgebietes, welche durch die Zufuhr von Holzkohlen und organischen Abfällen entstanden sind (GLASER und BIRK 2012, LEHMANN und JOSEPH 2009). Biokohlen mit hoher Abbaustabilität lassen sich technologisch durch die Pyrolyse von Biomassen herstellen (HOFBAUER et

al. 2009, SCHIMMELPFENNIG und GLASER 2010). Für die Anwendung im Pflanzenbau wird die Erzeugung von Biokohle-Substraten (BKS) empfohlen, die durch Kompostierung und Fermentation der Biokohlen mit leicht umsetzbarer organischer Substanz hergestellt werden können (GLASER und KAMMANN 2013, KRIEGER et al. 2012).

Die bisherigen Forschungen zeigen, dass die Wirkungen von Biokohlegaben auf Böden und Pflanzen abhängig sind von den Charakteristika der Biokohle, des Standortes und der angebauten Kultur (HAUBOLD-ROSAR et al. 2014, LORENZ und LAL 2014). Es fehlt vor allem an mehrjährigen Untersuchungen unter Feldbedingungen in den gemäßigten Breiten. Ertragssteigernde Effekte werden insbesondere einer Anhebung der pH-Werte in sauren Böden und einer Verbesserung der Wasserspeicherung in sandigen Böden zugeschrieben (JEFFERY et al. 2011). In einigen Versuchen wurde eine Verringerung der N-Auswaschung mit dem Sickerwasser nach Biokohlegaben festgestellt (CLOUGH et al. 2013). Als Ursachen werden u.a. eine verstärkte Ammonium-Sorption, Nitrat-Adsorption, N-

<sup>1</sup> Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften (FIB), Brauhausweg 2, D-03238 FINSTERWALDE

<sup>2</sup> Freie Universität Berlin, Malteserstraße 74-100, D-12249 BERLIN

\* Ansprechpartner: DI Anne Rademacher, a.rademacher@fib-ev.de

Tabelle 1: Kennwerte der eingesetzten Böden.

Kennwert	Welzow Kipp-Lehmsand		Zinnitz Podsol-Braunerde aus Sand <sup>1)</sup>		
	0-0,1 m	1-3 m	Ap	Bsv	Cv
Bodenart <sup>1)</sup>	SI2	SI3	mSgs	mSgs	gS
Skelett > 2 mm [M.-%]	6,1	3,6	11,0	7,2	9,2
Kf-Wert [cm d <sup>-1</sup> ]	-	82	-	2077	4238
pH (CaCl <sub>2</sub> )	7,6	4,8	5,3	4,6	4,0
C <sub>org</sub> [M.-%]	0,18	< 0,10	1,68	0,30	0,04
N <sub>t</sub> [M.-%]	0,015	0,009	0,120	0,021	< 0,005
C/N-Verhältnis	12	7	14	15	-
T-Wert <sup>2)</sup> [cmolc kg <sup>-1</sup> ]	3,3	6,3	8,0	3,4	0,9
Ca <sup>3)</sup> [mg kg <sup>-1</sup> ]	2230	1200	1220	223	177
Mg <sup>3)</sup> [mg kg <sup>-1</sup> ]	956	2460	443	212	175
K <sup>3)</sup> [mg kg <sup>-1</sup> ]	1140	1698	448	287	323
P <sup>3)</sup> [mg kg <sup>-1</sup> ]	138	303	617	191	283

<sup>1)</sup> Ad-Hoc-AG Boden (2005); <sup>2)</sup> n. DIN 19684 (8); <sup>3)</sup> Königswasserextrakt n. DIN ISO 11466

Tabelle 2: Kennwerte des Biokohlesubstrates.

pH (CaCl <sub>2</sub> )	C <sub>org</sub> [M.-%]	N <sub>t</sub> [M.-%]	C/N	P <sub>DL</sub> [mg kg <sup>-1</sup> ]	K <sub>DL</sub> [mg kg <sup>-1</sup> ]	T-Wert [cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> ]
7,9	29,5	1,34	22	1210	8740	46,7

Immobilisierung und N-Einlagerung in den Mikroporen der Biokohle angeführt.

Mit den hier dargestellten Lysimeterversuchen sollen die Effekte von Biokohlesubstrat-Gaben auf die Menge und Qualität der Sickerwässer ertragsschwacher Böden in Nordostdeutschland untersucht werden. Die Versuche sind Bestandteil des Verbundvorhabens „LaTerra“ (<http://laterra-forschung.de>), das die Erarbeitung von Handlungsempfehlungen zum Einsatz von BKS in der Rekultivierung und der landwirtschaftlichen Nutzung ertragsschwacher Standorte zum Ziel hat.

## Material und Methoden

Für den mehrjährig angelegten Lysimeterversuch konnte auf 12 bestehende grundwasserfreie, nicht wägbare Schwerkraft-Großlysimeter (3 m Höhe, ca. 1 m<sup>2</sup> Grund-

fläche) der Lysimeterstation des Forschungsinstituts für Bergbaufolgelandschaften zurückgegriffen werden, deren Sickerwässer ohne Unterdruck aus einer Dränschicht über dem Lysimeterboden gewonnen werden.

Zur Versuchsanlage wurde der obere Profilmeter von sechs Kippboden-Lysimetern durch einen frisch verkippten Rohboden des *LaTerra*-Feldversuchsstandortes „Welzow“ (Kalk führender Kipp-Lehmsand) ersetzt. Weiterhin wurde die 30 cm mächtige Krume aus sechs Lysimetern mit einer Podsol-Braunerde homogenisiert und mit Oberboden der Feldversuchsfläche „Zinnitz“ ergänzt. *Tabelle 1* zeigt einige Kennwerte der Lysimeterböden und -substrate zu Versuchsbeginn im April 2011.

Das Biokohlesubstrat (BKS 15) wurde durch die gemeinsame Kompostierung, Fermentation und Nachrotte einer Mischung aus Grünschnitt, Pyrolysekohle aus Holz (15 Vol.-%), Gärrückstand und Gesteinsmehl hergestellt. Einige Kennwerte des Substrates sind *Tabelle 2* zu entnehmen.

Im April 2011 erfolgte die Einarbeitung von 30 bzw. 90 t TM BKS 15 ha<sup>-1</sup> in die Oberböden von jeweils 2 Lysimetern bis 30 cm Tiefe. Als Referenz dient eine ausschließlich mineralisch gedüngte Variante (*Tabelle 3*). Die mit 30 t BKS

Tabelle 3: Düngung der Versuchsvarianten (Mineraldünger in kg ha<sup>-1</sup> Reinnährstoff).

Kultur	Termin	Düngung der Varianten		
		MIN	30 BKS15 p.a.	90 BKS15
Mais "Subito"	29.04.2011	120 N / 80P / 100 K	30 t ha <sup>-1</sup>	90 t ha <sup>-1</sup>
	20.06.2011		40 N	
Winterroggen "Condukt"	30.09.2011		30 t ha <sup>-1</sup>	
	29.03.2012		40 N / 50 P / 130 K	
	07.05.2012		100 N	
	08.08.2012		40 N	
Winterroggen "Condukt"	11.09.2012		30 N (zum Stroh)	
	15.04.2013		30 t ha <sup>-1</sup>	
	16.05.2013		40 N / 50 P / 130 K	
	05.08.2013		100 N	
			40 N	
		30 N (zum Stroh)		

**Tabelle 4: Pflanzenbauliche Termine.**

Kultur	Saattermin	Saatstärke	Erntetermin
Mais	05/06.05.2011	10 Pflanzen m <sup>-2</sup>	01.09.2011
	25.05.2011	Nachsaat einzelner Pflanzen	
Winterroggen	30.09.2011	245 Körner m <sup>-2</sup>	12.07.2012
Winterroggen	11.09.2012	245 Körner m <sup>-2</sup>	17.07.2013

ha<sup>-1</sup> behandelte Variante erhielt in den beiden Folgejahren erneute BKS-Gaben in gleicher Höhe, so dass insgesamt ebenfalls 90 t BKS ha<sup>-1</sup> appliziert worden sind. Seit der ersten differenzierten Düngergabe im April 2011 werden alle Varianten gleichmäßig mineralisch gedüngt.

Nach Mais im Jahr 2011 folgte der Anbau von Winterroggen in 2011/12 und 2012/13 (Tabelle 4). Das Erntegut wurde u.a. auf seine Hauptnährstoffgehalte untersucht. Die Erfassung der Sickerwässer erfolgt dreimal wöchentlich. Die Wasseranalysen werden an repräsentativen Monatsmischproben durchgeführt. Niederschlagssammler vom Typ Hannoversch Münden dienen der Niederschlagsermittlung. Jeweils im Februar und unmittelbar nach der Ernte wurden Proben aus den Oberböden entnommen.

## Ergebnisse

Durch den Einsatz des BKS wurden die C<sub>org</sub>- und N<sub>t</sub>-Gehalte sowie die Kalium- und Phosphorversorgung der Krume beider Versuchsböden im Vergleich zu den rein mineralisch gedüngten Varianten deutlich erhöht (Tabelle 5). In dem mäßig sauren Boden Zinnitz hat die BKS-Gabe auch zu

einer pH-Anhebung geführt. Nach dreimaliger jährlicher Gabe von 30 t TM BKS liegen die Werte in beiden Böden auf einem etwas höheren Niveau als nach einmaliger Gabe von 90 t ha<sup>-1</sup> zu Beginn des Versuches.

Im ersten Versuchsjahr wurden auf beiden Böden nach dem BKS geringere Maiserträge geerntet als nach reiner Minereraldüngung (Tabelle 6). Dies stimmt überein mit den Ergebnissen zeitgleich durchgeführter Feldversuche und ist auf das in Gefäßversuchen festgestellte geringe N-Mineraldüngeräquivalent des BKS zurückzuführen (WEISS et al. 2014). Auf dem Kipp-Rohboden *Welzow* waren die Maiserträge deutlich geringer als auf dem gewachsenen Boden *Zinnitz*. Dagegen zeigte der Winterroggen in den Jahren 2012 und 2013 auf dem Kippboden ein besseres Wachstum. Nach erneuten Gaben von 30 t BKS15 ha<sup>-1</sup> waren im Vergleich zur Mineraldüngervariante geringe Mehrerträge zu verzeichnen. Im Falle der hohen Anfangs-BKS-Gabe war dies nur im Jahr 2012 auf dem Kippboden gegeben.

Der Verlauf der monatlichen Sickerwassermengen in den Kippboden-Lysimetern zeigt eine starke Versickerung von Dezember bis März und eine typische, transpirationsbedingte Abnahme im Verlauf der Vegetationsperiode - trotz teilweise hoher Niederschläge von Mai bis Juli (Abbildung 1). Das bessere Maiswachstum auf der Mineraldüngervariante in 2011 hat geringere Sickerwassermengen als in den BKS-Varianten zur Folge. In den Jahren 2012 und 2013 kehrt sich das Verhältnis um. Über den gesamten Betrachtungszeitraum sind die Sickerwassersummen der Mineraldüngervariante am höchsten (Abbildung 2). Die etwas höhe-

**Tabelle 5: Chemische Eigenschaften der Oberböden zur Ernte von Mais (2011) und Winterroggen (2013).**

Termin	Boden	Variante	pH <sup>1)</sup> (CaCl <sub>2</sub> )	C <sub>org</sub> <sup>2)</sup>	N <sub>t</sub> <sup>3)</sup> [%]	C/N	K <sub>DL</sub> <sup>4)</sup> [mg kg <sup>-1</sup> ]	P <sub>DL</sub> <sup>4)</sup> [mg kg <sup>-1</sup> ]
9/2011	<i>Welzow</i>	MIN	7,5	0,19	0,014	14	9	20
		30 BKS15 p.a.	7,5	0,28	0,018	16	23	23
		90 BKS15	7,5	0,50	0,032	16	42	32
	<i>Zinnitz</i>	MIN	5,3	1,54	0,110	14	7	98
		30 BKS15 p.a.	5,6	1,74	0,115	15	53	112
		90 BKS15	6,1	2,20	0,135	16	187	151
7/2013	<i>Welzow</i>	MIN	7,5	0,21	0,016	14	41	29
		30 BKS15 p.a.	7,5	0,64	0,032	20	95	41
		90 BKS15	7,5	0,52	0,032	17	93	42
	<i>Zinnitz</i>	MIN	5,6	1,39	0,096	15	45	107
		30 BKS15 p.a.	6,0	2,16	0,125	17	219	151
		90 BKS15	5,9	1,90	0,120	16	105	126

<sup>1)</sup> DIN ISO 10390; <sup>2)</sup> DIN ISO 10694; <sup>3)</sup> DIN ISO 13878; <sup>4)</sup> n. VDLUFA 1991 Bd. I A 6.2.1.2

**Tabelle 6: Erträge der angebauten Kulturen.**

Boden	Variante	Ertrag [dt ha <sup>-1</sup> ] (relativ [%])				
		Mais 2011 <sup>1)</sup>	Winterroggen 2012		Winterroggen 2013	
			Korn <sup>2)</sup>	Stroh <sup>1)</sup>	Korn <sup>2)</sup>	Stroh <sup>1)</sup>
<i>Welzow</i>	MIN	153 (100)	48 (100)	54 (100)	61 (100)	61 (100)
	30 BKS15 p.a.	103 (67)	51 (106)	53 (100)	66 (108)	62 (102)
	90 BKS15	114 (74)	54 (114)	57 (107)	57 (93)	52 (86)
<i>Zinnitz</i>	MIN	187 (100)	42 (100)	43 (100)	53 (100)	59 (100)
	30 BKS15 p.a.	170 (91)	40 (95)	44 (103)	53 (101)	63 (107)
	90 BKS15	177 (95)	30 (72)	36 (84)	52 (98)	47 (81)

<sup>1)</sup> TM<sub>atro</sub>; <sup>2)</sup> 86 % TS

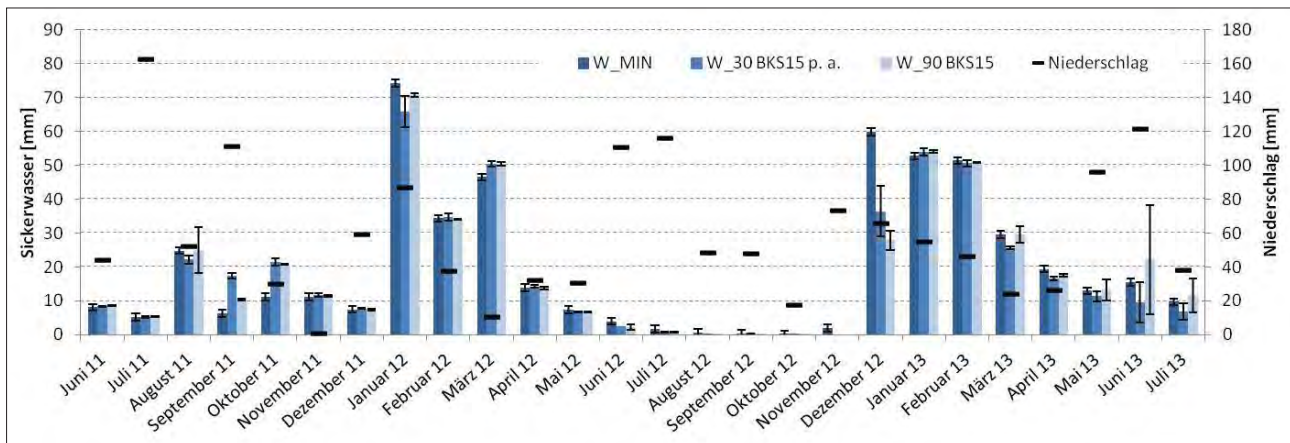


Abbildung 1: Monatliche Niederschlags- und Sickerwassermengen der Düngervarianten für den Boden Welzow (Arith. Mittel  $\pm$  Stdbw; n=2).

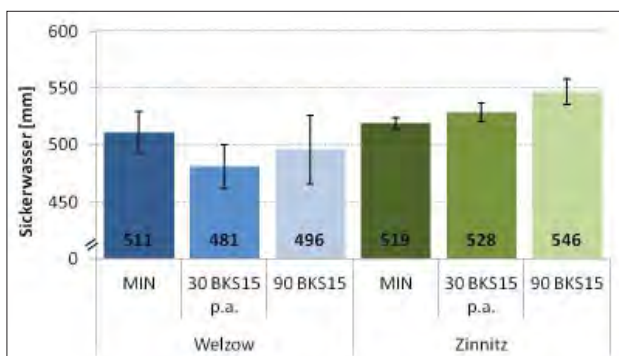


Abbildung 2: Sickerwassersummen von 6/2011 bis 7/2013 (Arith. Mittel  $\pm$  Stdbw; n=2).

ren Sickerwassermengen des gewachsenen Bodens *Zinnitz* zeigen einen sehr ähnlichen Verlauf. Allerdings weisen bei diesem Boden die BKS-Varianten aufgrund des reduzierten Pflanzenwachstums über die gesamte Messperiode geringfügig höhere Sickerwasserraten auf als die rein mineralisch gedüngte Referenzvariante (s. auch *Abbildung 2*).

Die Nitrat-Stickstoff-Gehalte der Sickerwässer liegen für den Boden *Welzow* über den gesamten Versuchszeitraum mit Ausnahme von Okt./Nov. 2012 unter  $6 \text{ mg l}^{-1}$  (*Abbildung 3 oben*). Bis April 2013 sind die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte der BKS-Varianten geringer bzw. auf dem Niveau der mineralischen Referenz. Insgesamt bleiben die  $\text{N}_{\text{min}}$ -Austräge ( $\text{NO}_3^{2-} + \text{NH}_4^+$ ) aller Varianten in den 26 Monaten unter  $20 \text{ kg ha}^{-1}$  (*Abbildung 4*). Die Applikation von 90 t BKS mit ca.  $1.200 \text{ kg Gesamt-N ha}^{-1}$  führte somit nicht zu einer verstärkten N-Auswaschung.

Der gewachsene Boden *Zinnitz* zeigt eine andere Reaktion. Die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte haben ein deutlich höheres Niveau mit Werten von 5 bis  $45 \text{ mg l}^{-1}$  (*Abbildung 3 unten*). Das ist zum einen auf die deutlich höhere Wasserleitfähigkeit zurückzuführen (s. Kf-Werte in *Tabelle 1*). Zum anderen findet in dem gewachsenen, humosen und gut durchlüfteten Oberboden eine stärkere Umsetzung und Mineralisierung der mit dem BKS zugeführten organischen Primärsbstanzstoffe statt als in dem jungen, humusarmen, bindigeren und mikrobiell weniger aktiven Kippboden. Die geringeren Erträge auf

dem gewachsenen Boden *Zinnitz* in den Jahren 2012 und 2013 haben zudem geringere Nährstoffentzüge zur Folge. Das schlechtere Pflanzenwachstum des Winterroggen auf den BKS-Varianten in diesen Jahren ist auch als Ursache für die höheren  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte und die insgesamt höheren  $\text{N}_{\text{min}}$ -Austräge im Vergleich zu der Mineraldüngervariante zu sehen. So steigt der für den Zeitraum von 26 Monaten summierte  $\text{N}_{\text{min}}$ -Austrag bei der 90 t BKS-Variante auf  $145 \text{ kg ha}^{-1}$  (*Abbildung 4*).

Auch die über den bisherigen Versuchszeitraum aufsummierten Kaliumausträge aus dem gewachsenen Boden *Zinnitz* sind nach dem BKS-Einsatz größer als nach reiner Mineraldüngung (*Abbildung 4*). Dies ist sowohl auf höhere Sickerwassermengen als auch erhöhte K-Konzentrationen in den Sickerwässern der BKS-Varianten erklärbar. Die Differenzen sind allerdings mit 5 bzw.  $15 \text{ kg ha}^{-1}$  als gering einzustufen. Mit 90 t BKS wurden etwa  $900 \text{ kg K ha}^{-1}$  in die Oberböden eingearbeitet. In dem Kippboden *Welzow* hat dies nicht zu einer Steigerung der K-Austräge geführt. Vielmehr nehmen die K-Verluste mit dem Sickerwasser nach der BKS-Applikation geringfügig ab.

## Schlussfolgerungen

Der Einsatz von 90 t BKS  $\text{ha}^{-1}$  erzeugt ein Nährstoff-Überangebot in der untersuchten Podsol-Braunerde aus Sand. Die Pflanzenerträge sind geringer als nach reiner Mineraldüngung. Nach der BKS-Gabe kommt es deshalb aufgrund der verringerten Transpiration und der hohen Wasserleitfähigkeit des Bodens zu einer verstärkten N- und K-Auswaschung. Diese Effekte werden abgeschwächt durch die Staffelung der BKS-Gabe über drei Anbaujahre. In dem humus- und nährstoffarmen Kippboden führt die gleiche BKS-Gabe von 90 t  $\text{ha}^{-1}$  zu einer Verbesserung des Pflanzenwachstums und einer Verringerung der Sickerwasserbildung im zweiten Rekultivierungsjahr. Die N- und K-Austräge werden reduziert. Durch die Verteilung der BKS-Gabe auf drei Anbaujahre werden auch die Erträge des dritten Rekultivierungsjahres verbessert und die N- und K-Frachten verringert. Für die Rekultivierung von Kippböden stellt der Einsatz von Biokohlesubstraten somit eine vielversprechende Option dar.



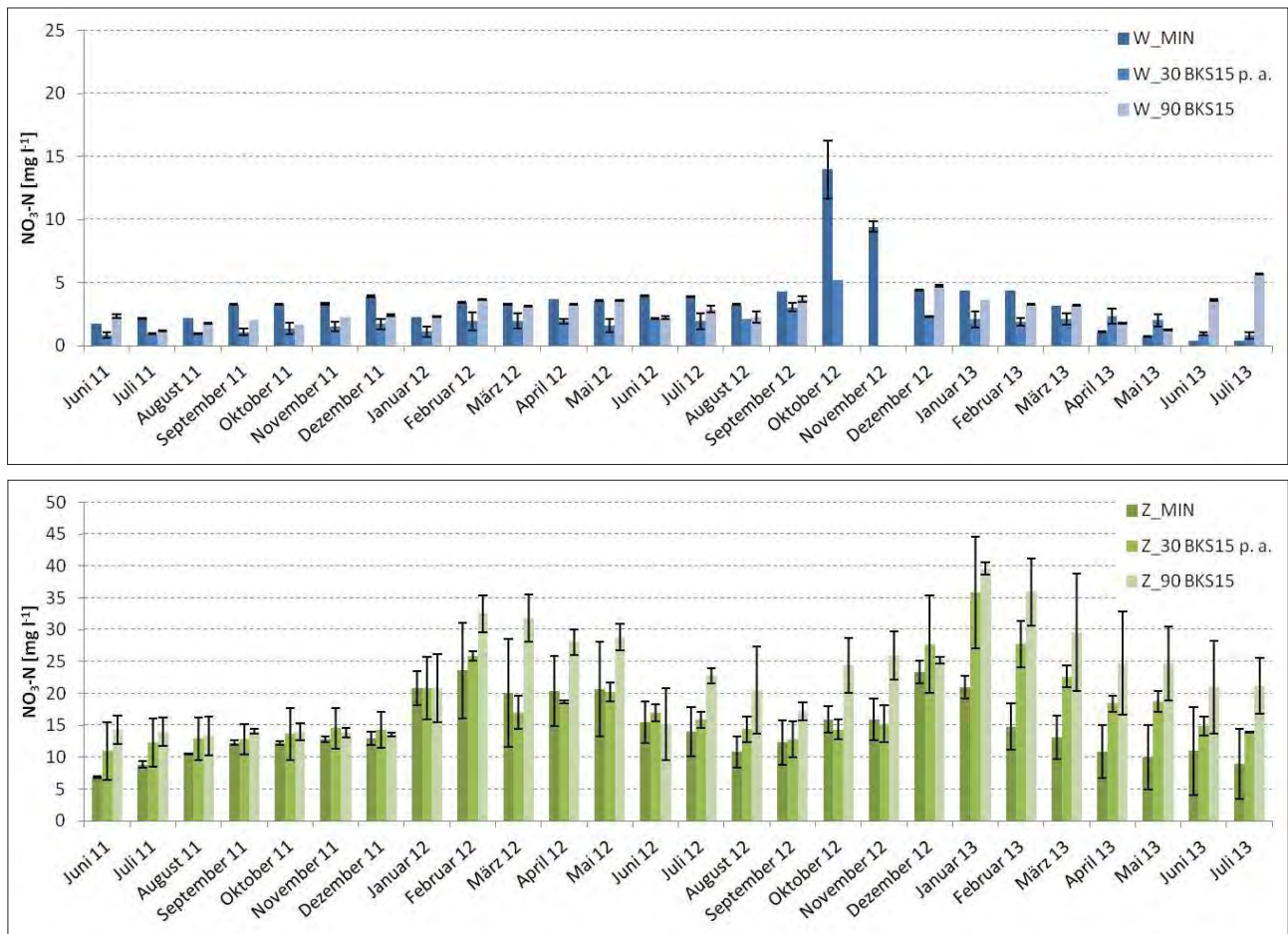


Abbildung 3: Monatliche  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte im Sickerwasser der Düngewarienten für den Boden Welzow (oben) und Zinnitz (unten) (Arith. Mittel  $\pm$  Stdbw;  $n=2$ ).

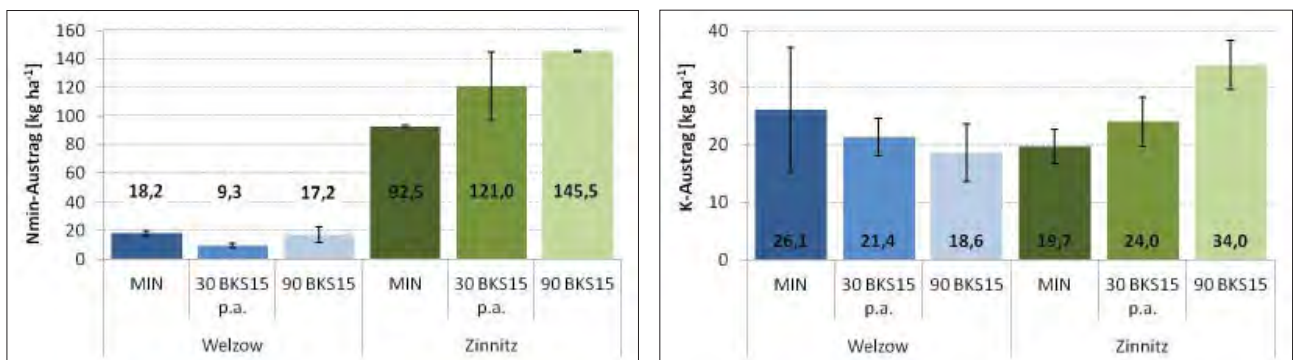


Abbildung 4: Summen der  $\text{N}_{\text{min}}$ - und  $\text{K}^+$ -Austräge mit dem Sickerwasser von 6/2011 bis 7/2013 (Arith. Mittel  $\pm$  Stdbw;  $n=2$ ).

## Literatur

- CLOUGH, T.J., L.M. CONDRON, C. KAMMANN and C. MÜLLER, 2013: A Review of Biochar and Soil Nitrogen Dynamics. *Agronomy* 3, 275-293.
- GLASER, B. and J. BIRK, 2012: State of the scientific knowledge on properties and genesis of Anthropogenic Dark Earths in Central Amazonia (terra preta de Índio). *Geochimica et Cosmochimica Acta* 82, 39-51.
- GLASER, B. and C. KAMMANN, 2013: Wechselwirkungen von Kompost und Pflanzenkohle: Möglichkeiten und Grenzen von Terra Preta-Ähnlichen Produkten. In: Fricke, K. et al. (Hrsg.): *Abfallwirtschaft*

- meets Biochar - Perspektiven für den Klimaschutz? Orbit e.V., Weimar, 135-148.
- HANFF, H., G. NEUBERT und H. BRUDEL, 2008: Datensammlung für die Betriebsplanung und die betriebswirtschaftliche Bewertung landwirtschaftlicher Produktionsverfahren im Land Brandenburg - Ackerbau / Grünlandwirtschaft / Tierproduktion. Potsdam. (Hrsg.: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg).
- HAUBOLD-ROSAR, M. and G. GUNSCHERA, 2009: Düngempfehlungen für die landwirtschaftliche Rekultivierung von Kippenflächen. Schriftenreihe des Forschungsinstituts für Bergbaufolgelandschaften e.V., Band 1.

- HAUBOLD-ROSAR, M., J. KERN und J. REINHOLD, 2014: Chancen und Risiken des Einsatzes von Biokohle und anderer „veränderter“ Biomasse als Bodenhilfsstoffe oder für die C-Sequestrierung in Böden. Forschungsbericht im Auftrag des UBA, FKZ 3712 71 222.
- HOFBAUER, H., M. KALTSCHMITT und T. NUSSBAUMER, 2009: Thermo-chemische Umwandlungsprozesse. In: Kaltschmitt, M. et al. (Hrsg.), Energie aus Biomasse - Grundlagen, Techniken und Verfahren. Springer, Heidelberg, 375-407.
- JEFFERY, S., F.G.A. VERHEIJEN, M. van der VELDE and A.C. BASTOS, 2011: A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 144, 175-187.
- KRIEGER, A.E., J. BÖTTCHER und M. DOTTERWEICH, 2011: Großtechnische Erzeugung und Nutzung von Terra Preta. In: Fricke, K. et al. (Hrsg.), Biokohle - Klimaretter oder Mogelpackung? - Risiken und Chancen für die Abfallwirtschaft? Orbit e.V., Weimar, 135-139.
- LEHMANN, J. and S. JOSEPH, 2009: Biochar for Environmental Management: Science and Technology. Earthscan, London.
- LORENZ, K. and R. LAL, 2014: Biochar application to soil for climate change mitigation by soil organic carbon sequestration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 117, 651-670.
- SCHIMMELPFENNIG, S. and B. GLASER, 2012: One Step Forward toward Characterization: Some Important Material Properties to Distinguish Biochars. *Journal of Environmental Quality*, 41, 1001-1013.
- VERHEIJEN, F.G.A., E.R. GRABER, N. AMELOOT, A.C. BASTOS, S. SOHI and H. KNICKER, 2014: Biochars in soils: new insights and emerging research needs. *European Journal of Soil Science*, 65, 22-27.
- WEISS, U., A. RADEMACHER and M. HAUBOLD-ROSAR, 2014: Effects of biochar substrates in agriculture and reclamation on poor sandy soils of Northeastern Germany - results of field and pot experiments. 19<sup>th</sup> International Conference for Renewable Resources and Plant Biotechnology NAROSSA, June 16-17, 2014, Poznan, Poland, Proceedings No. 2.1.

## Danksagung

Die Untersuchungen werden im Rahmen des F/E- Verbundvorhabens „LaTerra“ durchgeführt und durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung gefördert (FKZ: 033L021B).

# Einfluss legumer Zwischenfrüchte in Maisfruchtfolgen auf die Sickerwassermenge und die Nitratauswaschung anhand von Lysimeteruntersuchungen

Nadine Tauchnitz<sup>1\*</sup>, Joachim Bischoff<sup>1</sup>, Matthias Schrödter<sup>1</sup>, Holger Rupp<sup>2</sup> und Ralph Meissner<sup>2</sup>

## Zusammenfassung

Mit dem Ziel einer Verbesserung von Bodenstruktur, Nährstoffversorgung und Bodengesundheit wurden legume Zwischenfrüchte (ZF) in Maisfruchtfolgen integriert. Dabei wurden verschiedene Bewirtschaftungsvarianten mit mehrjährigem Luzernegras (LG), abfrierenden und umgebrochenen Sommerzwischenfrüchten (ZF<sub>abfr.</sub>; ZF<sub>Umbr.</sub>), einer konventionellen Variante ohne ZF (Konv.) und einer Schwarzbrache (SB) auf ihre Sickerwassermengen und Nitratauswaschungen in Lysimetern untersucht.

Anhand bisheriger vierjähriger Untersuchungen wurden bei der Variante mit mehrjährigem Leguminosenanbau (LG) die niedrigsten und bei der Variante SB von allen Bewirtschaftungsvarianten die höchsten mittleren Sickerwassermengen und Nitratauswaschungen erfasst. Die Sommerzwischenfruchtvarianten ZF<sub>abfr.</sub> und ZF<sub>Umbr.</sub> zeigten nur sehr geringe Unterschiede mit etwas höheren Sickerwassermengen und Nitratausträgen bei der Variante mit abfrierenden ZF. Während bei allen Varianten mit legumen ZF sehr stark zeitlich verzögert nach Umbruch bzw. Abfrieren der ZF mit einsetzendem Sickerwasser- austritt nur kurzzeitig hohe Nitratpeaks auftraten, zeigten die Varianten SB und Konv. in allen Versuchsjahren hohe Nitratauswaschungen. Das Ausbleiben von Sickerwasser über einen längeren Zeitraum nach mehrjährigem Anbau von Luzernegras und die im Vergleich zu den anderen Varianten niedrigeren Erträge bei der Folgefrucht Mais deuten das Problem eines hohen Wasserverbrauches der Leguminose an.

*Schlagwörter:* EU-Wasserrahmenrichtlinie, Leguminosen, Mineralisierung, Sommerzwischenfrucht, Wasserverbrauch

## Summary

Study aimed to improve soil structure, soil health and nutrient availability by integration of legume catch crops in crop rotations with maize. Thereby nitrate leaching and seepage water amounts of the management variants multiannual alfalfa grassland cultivation, legume summer-catch crops with and without ploughing of plants in autumn, conventional cultivation without catch crops and bare fallow were determined by lysimeter studies.

Previous results of a 4-year study period showed the lowest seepage water amounts and nitrate leaching at alfalfa grassland and the highest ones at bare fallow. The seepage water amounts and nitrate leaching of the non-ploughed summer-catch crops had slightly higher seepage water amounts and nitrate leaching than the ploughed one. While at the variants with legumes only short-time nitrate peaks with a strong timely delay were observed the conventional cultivation without catch crops and bare fallow showed high nitrate leaching throughout the whole study period. Missing seepage water formation over a long time after multiannual alfalfa grassland cultivation and lower yields of the main crop compared to the other management variants showed the problem of high water consumption of the legume feed crop.

*Keywords:* EU-Water Framework Directive, legumes, mineralization, summer-catch crop, water consumption

## Einleitung

Mit dem Ziel einer umweltverträglicheren Bewirtschaftung von Maisfruchtfolgen werden Leguminosen in die Fruchtfolgen integriert. Die positiven Effekte des Zwischenfruchtanbaus hinsichtlich einer Verbesserung der Bodenstruktur, Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit, Anreicherung des Bodens mit Nährstoffen, Verminderung der Bodenerosion sowie Unkraut- und Schaderregerunterdrückung wurden bereits vielfach beschrieben (z.B. KOLBE et al. 2004, UR-BATZKA et al. 2012). Andererseits können auch Probleme mit dem Anbau von Leguminosen verbunden sein. Die

symbiotische N<sub>2</sub>-Fixierung aus der Luft birgt ein schwer kalkulierbares Risiko der Nitratauswaschung. So zeigten verschiedene Untersuchungen hohe Nitratauswaschungsverluste in Verbindung mit einem hohen Leguminosenanteil in den Fruchtfolgen insbesondere nach Herbstumbruch der Zwischenfrüchte (z.B. LOGES und TAUBE 2011). Zudem wurde der zusätzliche Wasserverbrauch von Zwischenfrüchten insbesondere bei nicht abfrierenden Winterzwischenfrüchten, der zu einem Wassermangel bei den folgenden Hauptfrüchten und zu Ertragseinbußen führen kann, vielfach in der Literatur diskutiert (z.B. LÜTKE-ENTRUP 1992, KOLBE et al. 2004, NEFF 2008).

<sup>1</sup> Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau, Strenzfelder Allee 22, D-06406 BERNBURG

<sup>2</sup> Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ, Dep. Bodenphysik, Falkenberg 55, D-39615 ALTMÄRKISCHE WISCHE

\* Ansprechpartner: Dr. Nadine Tauchnitz, nadine.tauchnitz@llfg.mlu.sachsen-anhalt.de

Ziel des Projektes war es, den Einfluss legumer Zwischenfrüchte (ZF) in Maisfruchtfolgen auf die Sickerwassermenge und den Nitrataustrag anhand von Lysimeteruntersuchungen zu ermitteln. Dabei wurden verschiedene Bewirtschaftungsvarianten, bei denen mehrjährige Leguminosen sowie abfrierende und im Herbst umgebrochene legume Zwischenfrüchte (=Sommerzwischenfrucht) in die Maisfruchtfolgen integriert. Die Varianten wurden im Vergleich zu einer Schwarzbrache und einer konventionellen Variante ohne ZF auf die anfallenden Sickerwassermengen und ausgetragenen Nitratfrachten untersucht.

## Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden in der Lysimeterstation Falkenberg des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung-UFZ durchgeführt. Falkenberg befindet sich im nördlichen Teil des Landkreises Stendal in Sachsen-Anhalt und liegt 21 m über NN. Die langjährige (1961-90) Jahresmitteltemperatur (Klimastation des DWD in Seehausen) beträgt 8,5 °C und der mittlere langjährige (1961-90) Jahresniederschlag 539 mm.

Für die Untersuchungen wurden nicht wägbare Gravitationslysimeter mit einer quadratischen Oberfläche von 1 m<sup>2</sup> und einer Tiefe von 1,25 m genutzt. Die Lysimeter wurden manuell schichtweise befüllt. Als Füllboden diente eine Pseudogley-Parabraunerde (lehmgiger Sand, KA 5) (GODLINSKI 2005). Das Sickerwasser wurde über ein Dränrohr abgeleitet und in Kanistern gesammelt. Die Sickerwassermengen wurden in monatlichen Abständen manuell ermittelt. Die Nitrat(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)-Konzentrationen der Sickerwasser-Sammelproben wurden ebenfalls monatlich bestimmt (ionenchromatographisch DIN EN ISO 10304-1). Zudem wurden die Erträge (FM, TM) sowie die N-Entzüge des Pflanzenbewuchses der einzelnen Lysimeter erfasst. Die Austauschrate des Bodenwassers wurde nach RENGGER (2002) mit Hilfe folgender Formel berechnet:

Austauschrate des Bodenwassers in % =

$$\frac{\text{Sickerwassermenge unterhalb Wurzelraum in mm} \cdot 100}{\text{Wassergehalt bei FK im Wurzelraum in mm}}$$

Dabei wurde für den Oberboden (0-30 cm) des Füllbodens der Lysimeter die ermittelte FK von 28 Vol. % und für den Unterboden (30-100 cm) von 22 Vol. % berücksichtigt.

Folgende Versuchsvarianten wurden in den Lysimetern untersucht:

- Variante 1: Schwarzbrache (SB)

- Variante 2: Mehrjähriges Luzernegrass (LG)
- Variante 3: Abfrierende Zwischenfrüchte (ZF<sub>abfr.</sub>)
- Variante 4: Umbruch Zwischenfrüchte (ZF<sub>Umbr.</sub>)
- Variante 5: Konventionelle Bewirtschaftung ohne ZF (Konv.)

Die Varianten wurden in zweifacher Wiederholung mit den aus *Tabelle 1* ersichtlichen Fruchtfolgen angelegt.

Bei der Variante ZF<sub>abfr.</sub> erfolgte die Aussaat von Mais im Direktsaatverfahren in den abgefrorenen Zwischenfruchtbestand ohne vorhergehende Bodenbearbeitung. Demgegenüber wurde bei der Variante ZF<sub>Umbr.</sub> nach den ZF im Herbst ein Umbruch und eine wendende Bodenbearbeitung vor der Aussaat vorgenommen.

## Ergebnisse und Diskussion

### Sickerwassermengen und Bodenwasseraustauschhäufigkeit

Im Untersuchungszeitraum (2010-2014) wurden im Mittel jährliche Sickerwassermengen von 76 bis 274 mm bei den unterschiedlichen Bewirtschaftungsvarianten erfasst (*Tabelle 2*). Dabei zeigte die Variante SB die höchsten und die Variante LG die niedrigsten Sickerwassermengen. Im jahreszeitlichen Verlauf wurden bei allen Varianten die höchsten Sickerwassermengen im Winterhalbjahr mit einem Anteil von 63 % (ZF<sub>Umbr.</sub>) bis 99 % (LG) an der gesamten jährlichen Sickerwassermenge beobachtet. In diesem Zeitraum wurde ein Zusammenhang zwischen Sickerwassermenge und Niederschlag nachgewiesen, der am stärksten bei den Varianten SB und Konv. (r= 0,5; n=24) und am schwächsten bei den Varianten ZF<sub>Umbr.</sub> und ZF<sub>abfr.</sub> (r= 0,2; n=24) ausgeprägt war.

Bei den Varianten mit ZF wurden mit Ausnahme des ersten Versuchsjahres (2010) die niedrigsten Sickerwassermengen in den Jahren, in denen Mais in Fruchtfolgestellung nach ZF stand, registriert. Die Varianten ZF<sub>Umbr.</sub> und ZF<sub>abfr.</sub> zeigten nur sehr geringe Unterschiede mit geringfügig höheren Sickerwassermengen bei der Variante ZF<sub>abfr.</sub>.

In der Variante LG wurde in den Jahren 2012 und 2014 bei Anbau von Mais nach mehrjährigem Luzernegrassanbau bzw. nach ZF-Anbau kein Sickerwasseraustritt erfasst. Eine Ursache hierfür könnte der hohe Wasserverbrauch des Luzernegrasses sein. Es ist aus der Literatur bekannt, dass Luzerne aufgrund des tiefreichenden Wurzelsystems auch

**Tabelle 1: Fruchtfolgen der Versuchsvarianten (SB: Schwarzbrache, LG: mehrjähriges Luzernegrass, ZF<sub>abfr.</sub>: abfrierende und ZF<sub>Umbr.</sub>: umgebrochene Zwischenfrüchte, Konv.: konventionell ohne Zwischenfrüchte).**

Jahre	SB	LG	Variante ZF <sub>abfr.</sub>	ZF <sub>Umbr.</sub>	Konv.
2009	SB	LG	Lupine* <sup>1</sup>	Lupine* <sup>2</sup>	SG
2010	SB	LG	Mais	Mais	WRo
2011	SB	LG*	WRo/Felderbse* <sup>1</sup>	WRo/Felderbse* <sup>2</sup>	W-Raps
2012	SB	Mais	Mais	Mais	WW
2013	SB	WRo/Lupine	WRo/Lupine* <sup>1</sup>	WRo/Lupine* <sup>2</sup>	Mais
2014	SB	Mais	Mais	Mais	WRo

\*Umbruch im Dezember, \*<sup>1</sup>abfrierend, \*<sup>2</sup>Umbruch im Herbst, WRo: Winterroggen, SG: Sommergerste, W-Raps: Winterraps, WW: Winterweizen



**Tabelle 2: Sickerwassermengen der Versuchsvarianten und Niederschlag im Untersuchungszeitraum (SB: Schwarzbrache, LG: mehrjähriges Luzernegras, ZF<sub>abfr.</sub>: abfrierende und ZF<sub>Umbr.</sub>: umgebrochene Zwischenfrüchte, Konv.: konventionell ohne Zwischenfrüchte).**

Parameter	Jahre	SB	LG	Varianten			Niederschlag [mm]
				ZF <sub>abfr.</sub>	ZF <sub>Umbr.</sub>	Konv.	
Sickerwasser [mm/a <sup>1</sup> ] (01.11.-31.10.)	2010	297	159	215	170	177	667
	2011	326	148	175	179	190	595
	2012	174	0	0	2	81	533
	2013	345	74	78	75	118	646
	2014	228	0	25	12	45	688
Mittelwert	274	76	98	88	122	626	
[mm/U-Zeitraum]	Kumuliert	1370	381	492	439	611	3096

U-Zeitraum: Untersuchungszeitraum

**Tabelle 3: Austauschrate des Bodenwassers (SB: Schwarzbrache, LG: mehrjähriges Luzernegras, ZF<sub>abfr.</sub>: abfrierende und ZF<sub>Umbr.</sub>: umgebrochene Zwischenfrüchte, Konv.: konventionell ohne Zwischenfrüchte).**

Parameter	Jahre	SB	Varianten			Konv.
			LG	ZF <sub>abfr.</sub>	ZF <sub>Umbr.</sub>	
Austauschrate des Bodenwassers [%]	2010	125	67	90	71	74
	2011	137	62	73	75	80
	2012	73	0	0	1	34
	2013	145	31	33	32	49
	2014	96	0	11	5	19
Mittelwert	115	32	41	37	51	

tiefe Bodenbereiche ausschöpft und folglich einen hohen Wasserverbrauch und einen der höchsten Transpirationseffizienten unter den Kulturpflanzen besitzt (EHLERS 1997). Die Varianten mit Sommerzwischenfrüchten (ZF<sub>Umbr.</sub>; ZF<sub>abfr.</sub>) zeigten ebenfalls im Jahr 2012 bei einem relativ trockenen Frühjahr keinen bzw. einen sehr geringen Sickerwasseranfall, der sich jedoch im Vergleich zur Variante LG in den Folgejahren bei gleicher Fruchtfolgegestaltung auszugleichen scheint.

Das Problem des Wasserverbrauches von ZF wird in der Literatur oft kontrovers diskutiert. Dabei stehen insbesondere die Winterzwischenfrüchte im Fokus, die bei trockenen Frühjahren aufgrund geringer Bodenwassergehalte die Keimung der Nachfrucht beeinträchtigen können (NEFF 2008, KOLBE et al. 2004). Beim Sommerzwischenfruchtanbau hingegen frieren die ZF meist vor Winter ab und verbleiben als Verdunstungsschutz auf dem Acker liegen. Die über den Winter anfallenden Niederschläge reichen dann in der Regel aus, um den pflanzenverfügbaren Bodenwassergehalt aufzufüllen. Da in vorliegenden Untersuchungen bei der Variante ZF<sub>Umbr.</sub> nach dem Umbruch der ZF im Herbst keine Winterung angebaut wurde, war hier vergleichbar zur Variante ZF<sub>abfr.</sub> kein zusätzlicher Wasserverbrauch vorhanden. Jedoch war bei dieser Variante kein wirksamer Verdunstungsschutz durch abgestorbene Pflanzenreste über die Wintermonate gegeben. Dieser Nachteil scheint sich anhand etwas niedrigerer Sickerwassermengen im Vergleich zu ZF<sub>abfr.</sub> widerzuspiegeln. Entgegen des diskutierten erhöhten Wasserbedarfes von ZF wird in der Literatur auf die insgesamt positiven Effekte von ZF im Hinblick auf die Wasserspeicherfähigkeit des Bodens und den Verdunstungsschutz verwiesen, die den

als Problem dargestellten Wasserverbrauch kompensieren können (z.B. BODNER et al. 2011).

Die Variante SB wies von allen Bewirtschaftungsvarianten die höchste Austauschrate des Bodenwassers von durchschnittlich 115 % auf (Tabelle 3).

Der Anteil des Sickerwassers am Niederschlag betrug im Mittel der Versuchsjahre 44 %. Die Variante LG zeigte die niedrigste Austauschrate des Bodenwassers von durchschnittlich 32 %. In den Versuchsjahren 2012 und 2014 wurde bei dieser Variante kein Bodenwasser ausgetauscht.

### Nitrat-Konzentrationen und -Frachten im Sickerwasser

Die niedrigsten NO<sub>3</sub>-Konzentrationen im Sickerwasser wurden bei der Variante LG mit mittleren Konzentrationen von 289 mg/l im gesamten Untersuchungszeitraum erfasst (Tabelle 4).

Während in den Versuchsjahren 2010 bis 2012 sehr geringe Konzentrationen im Sickerwasser bzw. kein Sickerwasseranfall registriert wurde, zeigte die Variante im Versuchsjahr 2013 sehr hohe durchschnittliche NO<sub>3</sub>-Konzentrationen, die ausschließlich auf die Sickerwasserkonzentrationen in den Monaten Januar bis Juni 2013 zurückzuführen sind (Abbildung 1). Nachdem im Dezember 2011 der mehrjährige Luzernebestand umgebrochen wurde, erfolgte im Folgejahr der Anbau von Mais. Danach fiel bis zum Januar 2013 bedingt durch den Wasserverbrauch der Vor-(LG) und Hauptfrucht (Mais) kein Sickerwasser an. Die hohen NO<sub>3</sub>-Peaks mit dann einsetzendem Sickerwasseraustritt nach hohen Niederschlägen im Dezember (74 mm) sind vermutlich auf eine verzögerte Auswaschung des nach Umbruch der Leguminosen akkumulierten Stickstoffs (N) im Boden zurückzuführen.

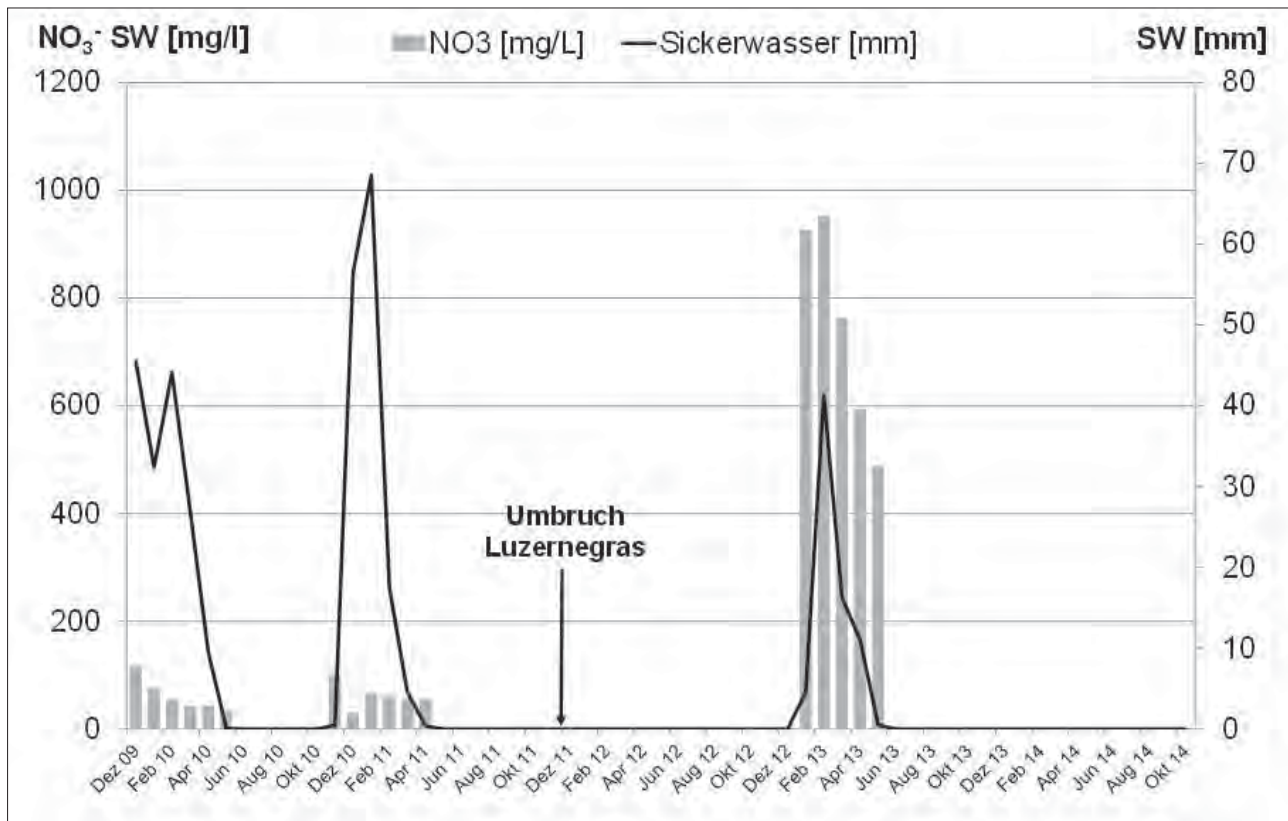
Sehr hohe NO<sub>3</sub>-Auswaschungen nach Herbstumbruch von Leguminosen wurden ebenfalls in anderen Untersuchungen beobachtet (z.B. LOGES und TAUBE 2011). Auch PIETSCH (2004) ermittelte in ihren Untersuchungen hohe Rest-N<sub>min</sub>-Gehalte nach Anbau von Leguminosen, die bei entsprechenden Bedingungen ein hohes Auswaschungsrisiko darstellen.

Ein ähnlicher Verlauf wurde auch bei den anderen Varianten mit legumen ZF beobachtet. Dabei zeigte sich, dass bei der Variante ZF<sub>abfr.</sub> ohne Umbruch der ZF ab Januar 2013

**Tabelle 4: Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser und Nitrat-N-Frachten (SB: Schwarzbrache, LG: mehrjähriges Luzernegras, ZF<sub>abfr.</sub>: abfrierende und ZF<sub>Umbr.</sub>: umgebrochene Zwischenfrüchte, Konv.: konventionell ohne Zwischenfrüchte).**

Parameter	Jahre	SB	LG	Varianten		
				ZF <sub>abfr.</sub>	ZF <sub>Umbr.</sub>	Konv.
Nitrat-Konzentration [NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/l]	2010	177	62	158	173	249
	2011	313	62	157	144	336
	2012	665	k.SW	k.SW	317	395
	2013	330	745	917	785	571
	2014	237	k.SW	169	141	128
	Mittelwert	344	289	350	280	336
Nitrat-N-Fracht [NO <sub>3</sub> -N kg/ha*a]	2010	138	27	93	79	62
	2011	372	18	67	74	182
	2012	247	0	0	2	73
	2013	307	143	171	145	202
	2014	106	0	9	4	14
	Mittelwert	234	37	68	61	107
[NO <sub>3</sub> -N kg/ha*U-Zeitraum]	Kumuliert	1170	187	341	303	533

U-Zeitraum: Untersuchungszeitraum, k.SW: kein Sickerwasser



**Abbildung 1: Verlauf der Nitratkonzentrationen in Sickerwasser (SW) und Sickerwassermengen der Variante mehrjähriges Luzernegras.**

nach ausbleibendem Sickerwasseraustritt im Versuchsjahr 2012 im Vergleich zur Variante ZF<sub>Umbr.</sub> zum Teil höhere NO<sub>3</sub>-Konzentrationen auftraten. Demgegenüber wurde bei der Variante ZF<sub>Umbr.</sub> nach Herbstumbruch im Frühjahr des Folgejahres bereits ein geringer Sickerwasseranfall mit vergleichsweise hohen NO<sub>3</sub>-Konzentrationen und dann ab Januar 2013 ebenfalls sehr hohe NO<sub>3</sub>-Peaks registriert. Bei den Varianten SB und Konv. wurden in allen Versuchsjahren NO<sub>3</sub>-Konzentrationen im Sickerwasser, die den

EU-Grenzwert der WRRL von 50 mg/l um ein Vielfaches überschreiten, erfasst.

Die höchsten NO<sub>3</sub>-Auswaschungen von im Mittel 234 kg/ha\*a wurden bei der Variante SB ermittelt (Tabelle 4). Diese sind vermutlich auf die fehlende Pflanzenaufnahme bei gleichzeitiger Freisetzung von NO<sub>3</sub> aus der Mineralisation zurückzuführen. Hohe NO<sub>3</sub>-Austräge aus stillgelegten und ungedüngten Flächen werden ebenfalls in der Literatur beschrieben (z.B. HAFERKORN 2013). Bei der konventi-

**Tabelle 5: Trockenmasseerträge der Bewirtschaftungsvarianten (SB: Schwarzbrache, LG: mehrjähriges Luzernegras, ZF<sub>abfr.</sub>: abfrierende und ZF<sub>Umbr.</sub>: umgebrochene Zwischenfrüchte, Konv.: konventionell ohne Zwischenfrüchte).**

Jahre	LG		Varianten				Konv.	
	Kulturart	Ertrag [dt/ha]	Kulturart	ZF <sub>abfr.</sub> Ertrag [dt/ha]	Kulturart	ZF <sub>Umbr.</sub> Ertrag [dt/ha]	Kulturart	Ertrag [dt/ha]
2010	LG <sup>1</sup>	106	Mais	209	Mais	190	WRo	36
2011	LG <sup>1</sup>	108	WRo	64	WRo	58	W-Raps	30
2012	Mais	179	Mais	190	Mais	223	WW	74
2013	WRo	56	WRo	53	WRo	56	Mais	240

<sup>1</sup>4 Schnitte/pro Jahr, WRo: Winterroggen, W-Raps: Wintererbsen, WW: Winterweizen

**Tabelle 6: N-Zufuhr, N-Entzüge und N-Salden der Bewirtschaftungsvarianten (SB: Schwarzbrache, LG: mehrjähriges Luzernegras, ZF<sub>abfr.</sub>: abfrierende und ZF<sub>Umbr.</sub>: umgebrochene Zwischenfrüchte, Konv.: konventionell ohne Zwischenfrüchte).**

	Jahre				
	2010	2011	2012	2013	MW
<b>N-Zufuhr<sup>[1]</sup> [kg/ha*a]</b>					
LG	240	208	180	137	191
ZF <sub>abfr.</sub>	212	143	180	137	168
ZF <sub>Umbr.</sub>	212	143	180	137	168
Konv.	155	120	145	180	150
<b>N-Entzug [kg/ha*a]</b>					
LG	320	261	173	175	232
ZF <sub>abfr.</sub>	266	133	172	153	181
ZF <sub>Umbr.</sub>	254	126	183	161	181
Konv.	116	94	199	125	134
<b>N-Saldo [kg/ha*a]</b>					
LG	-79	-53	7	-38	-41
ZF <sub>abfr.</sub>	-54	10	8	-16	-13
ZF <sub>Umbr.</sub>	-42	17	-3	-24	-13
Konv.	39	26	-54	55	16

<sup>[1]</sup>inklusive N-Fixierung über Leguminosen, N-Gehalte Pflanzen 2012/2013 nach Richtwerten: „Richtwerte für die Untersuchung und Beratung sowie zur fachlichen Umsetzung der DüV“, Fachinformation LLFG (Hrsg.), 2008

onellen Variante ohne ZF wurden ebenso vergleichsweise hohe NO<sub>3</sub>-Frachten im Sickerwasser registriert. Hier lagen die NO<sub>3</sub>-Auswaschungsverluste im Mittel der Versuchsjahre bei 107 kg/ha\*a. Die Varianten mit legumen ZF zeigten insgesamt die niedrigsten NO<sub>3</sub>-Austräge. Dabei war die Variante LG mit NO<sub>3</sub>-Frachten von im Mittel 37 kg/ha\*a besonders vorteilhaft im Hinblick auf die Auswaschungsverluste. Damit werden anhand vorliegender Ergebnisse nicht die von einigen Autoren beschriebenen erhöhten NO<sub>3</sub>-Auswaschungen unter Leguminosen bestätigt (z.B. LOGES und TAUBE 2011, HEYN 2013). Andere Untersuchungen zeigten demgegenüber ebenfalls eine Reduktion der NO<sub>3</sub>-Austräge aufgrund der Zwischenspeicherung von Nitrat in auswaschungsgefährdeten Zeiten (z.B. BAUMGÄRTEL und SCHÄFER 2003). Dabei war bei legumen ZF entscheidend, dass der nach Umbruch der Leguminosen freigesetzte N für die Folgefrucht erhalten werden kann (EICHLER und ZACHOW 2004). Bei allen Versuchsvarianten mit Ausnahme von ZF<sub>Umbr.</sub> wurden die höchsten NO<sub>3</sub>-Auswaschungen im Winterhalbjahr mit einem Anteil von 79 % (SB) bis 94 % (LG, Konv.) an der gesamten jährlichen Auswaschung beobachtet. Die Bedeutung des Winterhalbjahres für den

NO<sub>3</sub>-Austrag wird ebenfalls in anderen Untersuchungen beschrieben (z.B. KAHLE et al. 2008). Bei der Variante ZF<sub>Umbr.</sub> trug aufgrund der zeitlich verzögerten Auswaschung nach Umbruch der ZF im Herbst ebenfalls das Frühjahr zum NO<sub>3</sub>-Austrag bei.

### Erträge, N-Salden und –Entzüge

Die Maistrockenmasseerträge der unterschiedlichen Bewirtschaftungsvarianten lagen im Bereich von 179 dt/ha (LG) bis 240 dt/ha (Konv.) in den verschiedenen Versuchsjahren (Tabelle 5). Bei der Variante LG wurden nach insgesamt dreijährigem Luzernegrasanbau im Versuchsjahr 2012 die niedrigsten Maiserträge erfasst. Eine Ursache hierfür könnte der hohe Wasserverbrauch des Luzernegrases sein, der sich gleichfalls in einem fehlenden Sickerwasseraustritt in 2012 zeigte (Tabelle 2).

Im Mittel der Versuchsjahre wurden für alle Varianten mit legumen ZF negative N-Salden im Bereich von -41 (LG) bis -13 kg N/ha \*a (ZF<sub>abfr.</sub>, ZF<sub>Umbr.</sub>) berechnet (Tabelle 6).

Bei der konventionellen Variante ohne ZF wurde im Durchschnitt der Versuchsjahre ein leicht positiver N-Saldo von 16 kg N/ha \*a mit einer jährlichen Schwankungsbreite von -54 bis 55 kg N/ha \*a ermittelt. Die Variante Konv. zeigte eine positive Korrelation zwischen jährlichem N-Saldo und der entsprechenden NO<sub>3</sub>-Auswaschung (r=0,5; n=4). Demgegenüber wurde bei den Varianten mit legumen ZF kein Zusammenhang zwischen N-Saldo und NO<sub>3</sub>-Auswaschung festgestellt.

### Schlussfolgerungen

Vorliegende Untersuchungen zeigten, dass die Integration von legumen ZF in Maisfruchtfolgen nicht zu erhöhten NO<sub>3</sub>-Auswaschungen führte. Im Vergleich zur Schwarzbrache und konventionellen Variante ohne ZF traten NO<sub>3</sub>-Peaks nur sehr kurzzeitig und zum Teil stark zeitlich verzögert auf. Diese kurzzeitig erhöhten NO<sub>3</sub>-Austräge sind nur schwer vermeidbar, da sie nicht nur nach Herbstumbruch sondern auch nach Abfrieren der ZF erfasst wurden und nur durch eine geeignete Fruchtfolgegestaltung, bei der der freigesetzte N für die Folgefrucht genutzt werden kann, reduziert werden können. Im Hinblick auf den Wasserverbrauch zeigte sich die Variante mit mehrjährigem Luzernegras nicht vorteilhaft, da sie im Vergleich zu den anderen Varianten geringere Erträge der Hauptfrucht aufwies und folglich vermutlich weniger von dem nach Leguminosenanbau im Boden akkumuliertem N profitieren konnte. Fortführende

Untersuchungen, insbesondere auch die Berücksichtigung des Bodenfeuchteverlaufes sind jedoch erforderlich, um diesbezüglich gesicherte Aussagen zu treffen.

## Literatur

- BAUMGÄRTEL, G. und W. SCHÄFER, 2003: Auswirkungen unterschiedlicher Stickstoffdüngesysteme und Fruchtfolgen auf den Pflanzenertrag und die Nitratauswaschung in Dauerversuchen. VDLUFA-Schriftenreihe 58, Kongressband 2002, ISBN 3-922712-87-8, 598-601.
- BODNER, G., H. SUMMERER, F. ECKER und J. ROSNER, 2011: Zwischenfruchtbau ist auch im Trockengebiet machbar. Ländlicher Raum 09, Online-Fachzeitschrift des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 1-13.
- EHLERS, W., 1997: Zum Transpirationskoeffizienten von Kulturpflanzen unter Feldbedingungen. Pflanzenbauwissenschaften 1 (3), 97-108.
- EICHLER, B. und B. ZACHOW, 2004: Möglichkeit der Reduzierung von Stickstoff- und Phosphatausträgen aus der Landwirtschaft durch den Zwischenfruchtanbau. VDLUFA-Schriftenreihe 59, Kongressband 2003, ISBN 3-922712-89-4, 73-74.
- GODLINSKI, F., 2005: Abschätzung der Phosphorausträge aus der ungesättigten Bodenzone anhand numerischer Interpretationen von Lysimeterversuchen. Dissertation, Universität Rostock, UFZ.
- HAFERKORN, U., 2013: N-Auswaschung unter Ackernutzung auf Böden der Sächsischen Lössgefilde. In: Wirkung landwirtschaftlicher Nutzung auf die N-Auswaschung anhand langjähriger Lysimetermessungen in Mittel- und Nordostdeutschland und Schlussfolgerungen für die Minimierung der N-Befruchtung der Gewässer. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.), 117-140.
- HEYN, J., 2013: Bewirtschaftungsmodelle im Vergleich - Lysimeterversuch in Kassel-Harleshausen. Aspekte: Produktivität, Wasser- und Stickstoffeffizienz. In: Wirkung landwirtschaftlicher Nutzung auf die N-Auswaschung anhand langjähriger Lysimetermessungen in Mittel- und Nordostdeutschland und Schlussfolgerungen für die Minimierung der N-Befruchtung der Gewässer. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.), 44-66.
- KAHLE, P., B. TIEMEYER und B. LENNARTZ, 2008: Einfluss von Skalen-ebenen auf Stoffausträge gedränter Flächen. In: Drängung – Nährstoffausträge, Flächenerfassung und Management. DWA-Themen, 39-46.
- KOLBE, H., M. SCHUSTER, M. HÄNSEL, A. GRÜNBECK, I. SCHLIESSER, A. KÖHLER, W. KARALUS, B. KRELLIG, R. POMMER und B. ARP, 2004: Zwischenfrüchte im Ökologischen Landbau. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.), internet:<http://orgprints.org/15102/2/Zwischenfruechte.pdf>.
- LOGES, R. und F. TAUBE, 2011: Nitratauswaschung, Ertrag und N-Bilanz zweier Fruchtfolgen mit unterschiedlichem Leguminosenanteil im mehrjährigen Vergleich. In: Leithold, G.; Becker, K.; Brock, C.; Firschinger, S.; Spiegel, A.-K.; Spory, K.; Wilbois, K.-P. und Williges, U. (Hrsg.): Beiträge zur 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Justus-Liebig-Universität Gießen, 15.-18. März 2011, Band 1, Verlag Dr. Köster, Berlin, 89-92.
- LÜTKE-ENTRUP, N., E. LÜTKE-ENTRUP und W. RENIUS, 1992: Zwischenfruchtanbau zur Futtergewinnung und Gründüngung – Ein Baustein zur Bodenfruchtbarkeit und zum Umweltschutz, Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup.
- PIETSCH, G., 2004: N<sub>2</sub>-Fixierungsleistung und Wasserverbrauch von Futterleguminosen im Ökologischen Landbau unter den klimatischen Bedingungen der pannonischen Region Österreichs. Dissertation, Universität Wien, 218 S.
- RENGER, M., 2002: Sicker- und Fließzeiten von Nitrat aus dem Wurzelraum ins Grundwasser. Institut für Biologie und Ökologie, Fachgebiet Bodenkunde, TU Berlin, Arbeitsbericht 223.
- NEFF, R., 2008: Zwischenfruchtanbau, In: <http://www.gartenbauberatung.de/llhessen/landwirtschaft/pflanzenbau/ratgeber2007/zwischenfruchtanbau.pdf> (Stand 29.08.2008).
- URBATZKA, P., R. GRASS, T. HAASE, C. SCHÜLER, D. TRAUTZ und J. HESS, 2012: Grain yield and quality characteristics of different genotypes of winter pea in comparison to spring pea for organic farming in pure and mixed stands. Organic Agr. 1, 187-202.



# Wasserhaushalt und Stickstoffaustrag einer mehrjährigen Schwarzbrache im Vergleich zur landwirtschaftlichen Bewirtschaftung - Lysimeterbeobachtungen und Modellierung

Ulrike Haferkorn<sup>1\*</sup>, Beate Klöcking<sup>2</sup> und Anke Winkler<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Die Verringerung der Stickstoffeinträge in die Gewässer setzt das Verständnis des Stickstoffumsatzes und -transports in der ungesättigten Bodenzone voraus. Seit November 2006 wird hierzu in der Großlysimeteranlage Brandis der Versuch „Schwarzbrache nach mehr als 30jähriger Bewirtschaftung“ durchgeführt. Aus der veränderten Dynamik der Sickerwasserraten und der damit verbundenen Stickstoffausträge werden Informationen zu den in der vorhergehenden Bewirtschaftung aufgebauten Stickstoff-Pools der Böden erwartet. Die Messungen werden durch Simulationen mit einem Wasser- und Stoffhaushaltsmodell begleitet. Sowohl die Messungen, als auch die Berechnungen zeigen, dass die Mineralisierung des organischen Bodenstickstoffs ein wesentliches Glied des Stickstoffhaushaltes von Ackerstandorten darstellt. Unter Schwarzbrache kommt es durch den veränderten Wasser- und Wärmehaushalt zu einer verstärkten Stickstoffmobilisierung, was bei gleichzeitig fehlendem Pflanzenentzug zu hohen Stickstoffauswaschungen führt. Besonders der tiefgründige Löss zeigte dabei außergewöhnlich hohe Sickerwasserraten und N-Frachten, die mit den bisher angenommenen hydraulischen Bodeneigenschaften nicht erklärbar sind.

*Schlagwörter:* Stickstoffaustrag, Lysimeter, Landwirtschaft, Schwarzbrache, Modellierung

## Summary

The reduction of the Nitrogen input in water bodies requires an understanding of the nitrogen transformations and fluxes in the unsaturated soil profile. A fallow ground experiment was launched at the Brandis lysimeter station in November 2006. New insights in the soil-nitrogen pools formed in 30 years of intensive agriculture are expected from the investigation of changes in leachate bound nitrogen discharges. The measurements are supported by simulations using the deterministic model ArcEGMO-PSCN. Both the measured and the simulated data show that the mineralization of the organic nitrogen-pool plays an important role in the nitrogen balance of agricultural systems. Changes in moisture and heat conditions underneath fallow ground support an increasing N-mobilization. Combined with the missing nitrogen uptake by plants this leads to high leachate bound nitrogen discharges. Particularly the deep loess shows high percolation and nitrogen leaching rates which cannot be described by the commonly used hydraulic parameters for this soil.

## Einleitung

Zur Beurteilung einer sachgemäßen Düngung und zur Abschätzung des Belastungspotentials von Stickstoffausträgen in die Gewässer kommen Stickstoffsalden zur Anwendung. Dabei werden für eine Fläche (Schlag) den Stickstoffeinträgen aus organischer/mineralischer Düngung, meist ohne Berücksichtigung der Deposition, die Stickstoffentzüge über das Erntegut gegenüber gestellt. Stickstoff unterliegt im Boden jedoch verschiedensten Transformationsprozessen. Deshalb reicht eine ausschließliche Quantifizierung des anorganischen Stickstoffpools vor allem in den niederschlagsarmen Regionen („mit einem langen Gedächtnis der Böden“) vermutlich nicht aus, um die aktuellen Nitratausträge über das Sickerwasser zu erklären und zu steuern. Um Stickstoff-Umsatzprozesse zu beschleunigen und um Kenntnisse über Ursache-Wirkungsbeziehungen zu erhalten,

kommt in der Brandiser Lysimeteranlage seit November 2006 eine Versuchsanstellung in Form einer dauerhaften Schwarzbrache zur Anwendung.

Nach knapp 30 Jahren praxisnaher Bewirtschaftung werden Lysimeter mit lehmigem Sand und tiefgründigem Löss nicht mehr bearbeitet und von Bewuchs frei gehalten. Parallel dazu erfolgt auf den gleichen Böden weiterhin eine landwirtschaftliche Bewirtschaftung. Bei einer Schwarzbrache entfallen die bewirtschaftungsbedingten N-Einträge, aber auch der Wasser- und Stoffentzug durch die Pflanzen. Die erwartungsgemäß höheren Sickerwassermengen führen zu höheren N-Austrägen. Ziel der Untersuchungen ist, den bewirtschaftungsbedingten, standortabhängigen N-Pool der Böden und seine Auswirkungen auf den jährlichen N-Austrag zu quantifizieren. Hinweise auf die Existenz dieses N-Pools lieferten Bilanzrechnungen über mehr als

<sup>1</sup> Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (BfUL), Kleinsteinberger Str. 13, D-04821 BRANDIS

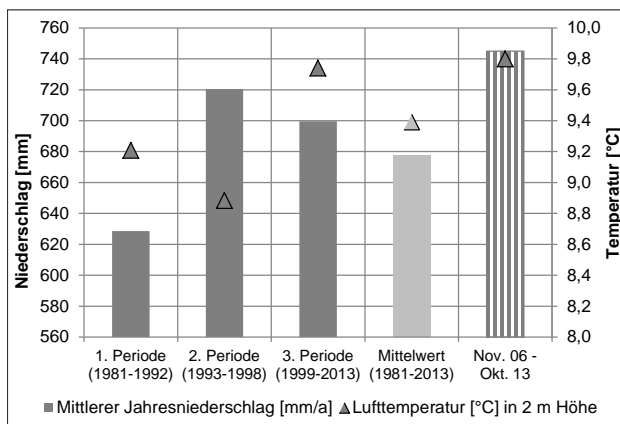
<sup>2</sup> Büro für Angewandte Hydrologie (BAH), Murnauer Str. 102a, D-81379 MÜNCHEN

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

**Tabelle 1: Bodenformen, Profilaufbau und Entnahmeorte der untersuchten Böden (LfUG, 2001) sowie Messwerte für die Jahre 1981-2013.**

LG <sup>1)</sup>	Bodenform	Tiefe [cm] Profilaufbau	nFK <sub>We</sub> <sup>2)</sup> [mm]	Sickerwasser [mm]	Humus (Ackerkrume) [%]	K <sub>f</sub> [m/s]	Entnahmeort
8	Parabraun- erde/ Braunerde (D3)	0-70 Sandlöß 70-150 Fließerde (sandiger Lehm) 150-300 Mittel- und Feinsand	89 (142)	150	2,0 - 2,2	5*10 <sup>-5</sup> n.g. 1,5*10 <sup>-7</sup>	westl. Brandis, Mulden- talkreis
9	Parabraun- erde (Lö3)	0-205 lehmiger Schluff 205-300 Schmelz- wassersand	170 (350)	58	2,2-2,6	9*10 <sup>-6</sup> 3*10 <sup>-4</sup>	Sornzig, bei Oschatz

<sup>1)</sup>LG-Lysimetergruppe aus jeweils 3 Lysimetern; <sup>2)</sup>Mittelwerte (Maximalwerte von Einzeljahren)



**Abbildung 1: Mittlerer Jahresniederschlag und Jahresmittel der Lufttemperatur (hydrologische Jahre) während unterschiedlicher Bewirtschaftungsperioden.**

drei Jahrzehnte. Dabei wurden den jährlichen Stickstoff-Einträgen aus Deposition und Überschuss-Salden, die jährlichen N-Austräge über das Sickerwasser in 3 m Tiefe gegenüber gestellt. Verluste durch gasförmige Austräge in die Atmosphäre in Form von Ammoniak (NH<sub>3</sub>) und Distickstoffoxid (N<sub>2</sub>O) wurden geschätzt. Der Versuch wird durch den Einsatz des Modells ArcEGMO-PSCN (PFÜTZNER 2002, BECKER et al. 2002, KLÖCKING 2009) begleitet.

## Material und Methoden

Die Untersuchungen zum Wasser- und Stickstoffhaushalt unter Schwarzbrache wurden in der von der BfUL betriebenen Lysimeteranlage Brandis (LfUG, 2001) an zwei Böden mit sehr unterschiedlichen Eigenschaften (Tabelle 1) durchgeführt.

Dabei handelt es sich um eine Parabraunerde-Braunerde mittlerer Entwicklungsstufe aus Sandlöß (Lysimetergruppe LG 8) und eine tiefgründige Parabraunerde aus Löß (LG 9) mit einem sehr hohen Nachlieferungsvermögen von Bodenwasser und darin gelösten Pflanzennährstoffen. Die Lysimeter erfassen auf Grund ihrer Größe (1 m<sup>2</sup> Oberfläche, 3 m Tiefe) und der natürlichen Struktureigenschaften der ungestörten Bodenmonolithe, neben der Wurzelzone auch

die obere Dränzone. Sie bieten Raum für die hier ablaufenden chemischen und mikrobiellen Umsatzprozesse.

Auf jeweils einem Lysimeter (Lys. 8/4 und Lys. 9/2) wurde im November 2006 mit der Schwarzbrache begonnen, während die zwei verbleibenden Lysimeter der Gruppe weiterhin der Bewirtschaftung unterlagen.

Von 1981 bis zum Beginn der Schwarzbrache im Jahr 2006 wurden auf allen Lysimetern und dem umliegenden Feld nacheinander drei verschiedene, für Mitteleuropa typische Bewirtschaftungsformen realisiert (KNOBLAUCH et al. 2013). Im Zeitraum von **1981 bis 1992 (Intensive landwirtschaftliche Nutzung)** wurden im Mittel der Jahre alle Böden mit rd. 133 kg/ha N mineralisch gedüngt. Hinzu kamen eine N-Deposition von 49 kg N/ha/a und eine Zufuhr von industriell hergestellten organischen Substraten in hohen Einzelgaben. Es verblieb kein Erntegut auf den Lysimetern (bzw. Feld). Bedarfsweise wurden Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel aufgebracht.

In den Jahren 1993 bis 1995 wurden **Stilllegungs- und Grünbrachemaßnahmen** realisiert, danach 3 Jahre **ökologischer Landbau**. Es erfolgte keine mineralische Düngung, nur 1996 je Lysimeter mit der Herbstfurche eine Stalldunggabe 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.

**Seit 1999** wird die erste Gabe des jährlichen, fruchtarten- und bodenspezifischen Düngedarfs auf Basis von N<sub>min</sub>-Untersuchungen und weiteren Bodenuntersuchungen mit Hilfe des Düngungsberatungsprogramms „BEFU“ ermittelt. In der Region ist ein intensiver Marktfruchtanbau mit deutlichem Trend zur Fruchtartenkonzentration, insbesondere auf Winterweizen und Winterraps, zu verzeichnen. Auf Grund des geringen Tierbesatzes wird vorwiegend mineralisch gedüngt. Je nach Fruchtart verbleibt ein Teil des Erntegutes auf der Fläche (Lysimeter). Bedarfsweise werden Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel aufgebracht.

Der Untersuchungsstandort Brandis liegt in der mitteldeutschen Trockenregion des Norddeutschen Tieflandes mit einer Jahresmitteltemperatur von 9,4 °C und einem Jahresniederschlag von 678 mm/a (Reihe 1981-2013). Die erste Bewirtschaftungsperiode von 1981 bis 1992 ist im Mittel durch vergleichsweise geringe Niederschläge



**Tabelle 2: Jahreswerte der Verdunstung und Sickerwasserbildung von Schwarzbrache im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Böden der Station Brandis (2007-2013).**

Jahresmittel [mm/Jahr]	lehmiger Sand (LG 8)		tiefgründiger Löß (LG 9)	
	Schwarzbrache	mit Bewuchs	Schwarzbrache	mit Bewuchs
korrigierter Niederschlag	735	743	738	740
Verdunstung	485 / 468*	591 / 584*	451 / 449*	703 / 612*
Sickerwasser	250 / 262*	152 / 146*	287 / 275*	37 / 116*

\* ArcEGMO-PSCN Simulationswert

(628 mm) und eine Jahresmitteltemperatur von 9,2 °C gekennzeichnet (*Abbildung 1*). Während des ökologischen Landbaus (1993-98) ist es mit 8,9°C und 718 mm sehr kühl und niederschlagsreich. Die dritte Bewirtschaftungsperiode (1999-2013) zeigte sich mit 9,7 °C als wärmste der drei Perioden. Das Jahresmittel des Niederschlags lag bei 700 mm, zugleich wurde eine deutliche Zunahme der Sommerniederschläge (meist als Starkregen) beobachtet. Im Zeitraum mit Schwarzbrache von November 2006 bis Oktober 2013 war es sehr niederschlagsreich (752 mm), das Jahresmittel der Lufttemperaturen lag bei 9,8°C.

## Untersuchungsergebnisse

### Verdunstung und Sickerwasserbildung

Seit Beginn der Schwarzbrache im November 2006 resultiert die Höhe der Verdunstung ausschließlich aus der Evaporation. Diese wird durch die meteorologischen Randbedingungen gesteuert, bodenphysikalische Eigenschaften spielen eine untergeordnete Rolle. Auf beiden Böden wird eine vergleichsweise hohe Evaporation gemessen, die jedoch deutlich unter der Verdunstung der bewirtschafteten Referenzlysimeter liegt (*Tabelle 2*).

Infolge der geringeren Verdunstung der Schwarzbrache (November 2006 bis Oktober 2013) erhöhte sich die Sickerwassermenge im Vergleich zur bewirtschafteten Variante, sowohl im Winter- als auch im Sommerhalbjahr. Dabei fällt der Zuwachs an Sickerwasser beim Lößboden entsprechend hoch aus. Im Jahr 2010, mit einem Niederschlag von 933 mm, zeigte sich, dass der vollständig gesättigte tiefgründige Lößboden (LG 9) mehr Sickerwasser liefern kann, als der lehmige Sandboden (LG 9<sub>Schwarzbrache</sub>: 535 mm, LG 8<sub>Schwarzbrache</sub>: 456 mm).

Auf den bewirtschafteten Lysimetern (2007: Winterweizen, 2008: Wintergerste, 2009: Winterraps, 2010: Winterweizen, 2011: Wintergerste, 2012: Winterraps, 2013: Winterweizen) wurde im gleichen Zeitraum eine durchschnittliche Verdunstung von 703 mm/Jahr (LG 9: hohe Erträge) bzw. 591 mm/Jahr (LG 8: geringere Erträge) registriert.

### Nitrat-Austrag mit dem Sickerwasser

Die im November 2006 begonnene Schwarzbrache bewirkt beim **lehmigen Sand (LG 8)** am Lysimeterauslauf in 3 m Tiefe bereits im Jahr 2007 eine erhebliche Zunahme der Nitratkonzentration im Sickerwasser. Im gesamten 7jährigen Untersuchungszeitraum (außer im Frühjahr 2009 und Winter 2010) liegen die Stickstoff-Frachten deutlich über denen der bewirtschafteten Referenzlysimeter (*Abbildung*

2). So werden mit dem Sickerwasser unter dem Standort mit Schwarzbrache im Zeitraum von November 2006 bis Oktober 2013 im Mittel 114 kg N ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> ausgetragen, obwohl als N-Eintrag nur die Deposition (14 kg N/ha/Jahr) von Einfluss ist (*Tabelle 3*). Der summarische Austrag in dieser Zeit betrug 798 kg N/ha (Summe der Deposition 98 kg N/ha).

Der **tiefgründige Löß (LG 9)** ist bei entsprechender landwirtschaftlicher Bewirtschaftung durch hohe Erträge und niedrige N-Salden gekennzeichnet. Daraus resultieren eine hohe Verdunstung, eine sehr geringe, teils fehlende Sickerwasserbildung und letztlich auch sehr geringe N-Austräge mit dem Sickerwasser (*Abbildung 3*).

Auf diesem Standort bewirkt die Schwarzbrache Ende des hydrologischen Jahres 2007 eine Sickerwasserbildung und ab 2008 einen extremen Anstieg der Nitratkonzentration, der bis zum Jahr 2010 anhält. Während bei der bewirtschafteten Variante von 2007 bis 2013 mit dem Sickerwasser jährlich nur 1 kg N/ha ausgetragen werden, sind es im gleichen Zeitraum unter Schwarzbrache 121 kg N/ha/a. Obwohl auch hier als N-Eintrag nur die Deposition (14 kg N/ha/Jahr) von Einfluss ist (*Tabelle 3*). Der summarische Austrag betrug 847 kg N/ha.

### Bilanzierung des N-Pools

Beide Standorte liefern unter Schwarzbrache sehr hohe Stickstoff-Frachten, die nicht aus den zeitgleichen Einträgen zu erklären sind. Nachfolgend werden die N-Einträge aus Deposition und Überschuss-Salden den N-Austrägen über das Sickerwasser seit Beginn der Bewirtschaftung im Jahr 1981 gegenüber gestellt.

Wie aus *Abbildung 4* hervorgeht, summieren sich die N-Einträge (mineralisch/organische Düngung minus Pflanzenentzug) beim **lehmigen Sand (LG 8)** von 1981 bis zum Beginn der Schwarzbrache im Jahr 2006 auf rd. 2400 kg/ha (1500 kg/ha aus N-Salden plus 900 kg/ha aus N-Deposition). Dem steht von 1981 bis 2006 ein summarischer N-Austrag von nur 800 kg/ha gegenüber. Demzufolge verblieben im Verlauf der Bewirtschaftung von 1981 bis zum Jahr 2006 knapp 70 % der eingetragenen N-Mengen (1600 kg N/ha) im Boden. Werden mögliche gasförmige Emissionen berücksichtigt, reduziert dies bilanzseitig die im Boden verbliebenen N-Mengen. So schätzt FELDWISCH (1999) die auf den Einsatz von Mineraldüngern zurückzuführende durchschnittliche, jährliche N-Emissionsrate auf 3,8 bis 7,6 kg N/ha. Bei einer angenommenen jährlichen Rate von 7,6 kg N/ha summieren sich die Verluste innerhalb von 26 Jahren auf rd. 200 kg/ha.

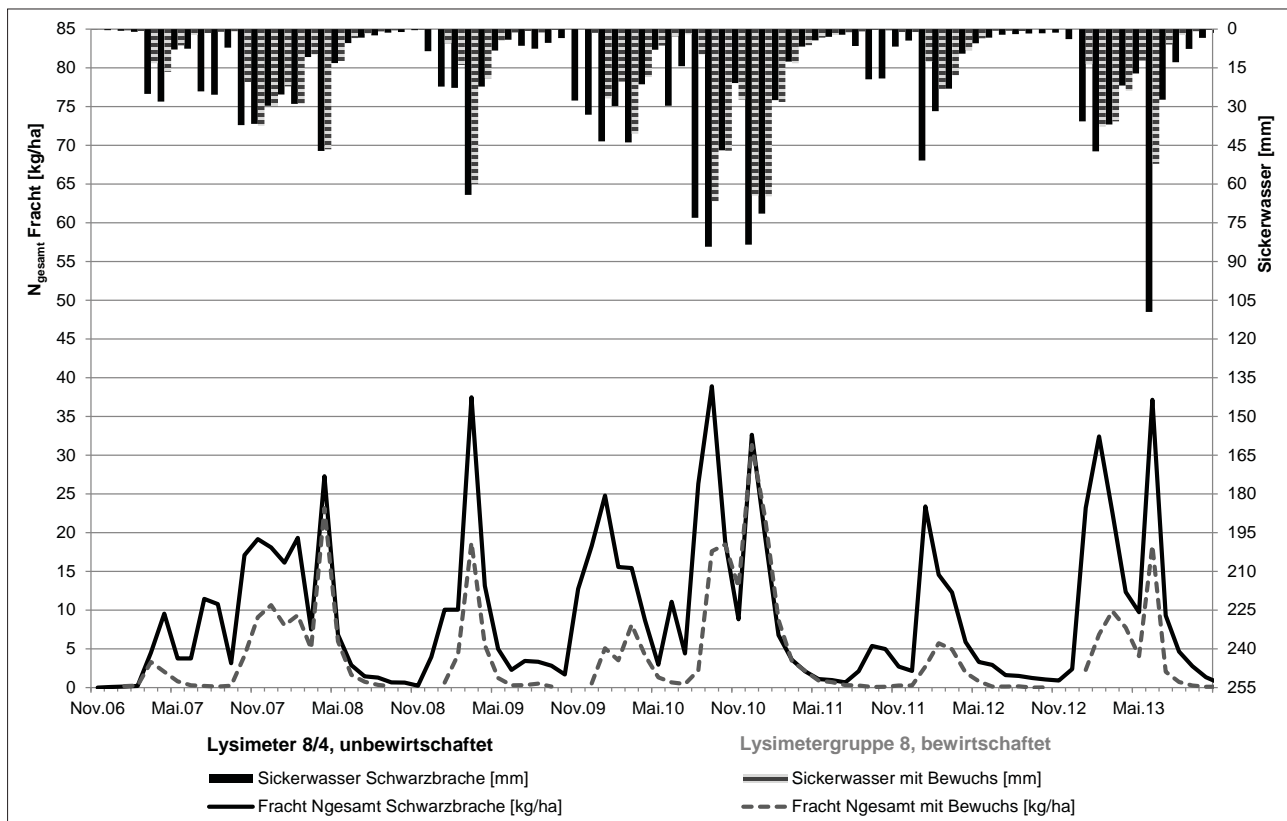


Abbildung 2: Monatswerte von Sickerwassermenge und  $N_{\text{gesamt}}$ -Austrag in 3 m Tiefe unter lehmigem Sand (LG 8) bei Schwarzbrache und bei landwirtschaftlicher Bewirtschaftung.

Tabelle 3: Deposition, N-Düngung, N-Pflanzenentzug und N-Austrag mit dem Sickerwasser in 3 m Tiefe von Schwarzbrache im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Böden der Station Brandis von November 2006 bis Oktober 2013.

Jahresmittelwerte [kg N/ha/Jahr]	lehmiger Sand (LG 8)		tiefgründiger Löß (LG 9)	
	Schwarzbrache	mit Bewuchs	Schwarzbrache	mit Bewuchs
Deposition	14	14	14	14
Düngung (mineralisch)	-	160	-	150
Pflanzenentzug	-	93	-	140
Austrag mit dem Sickerwasser in 3 m Tiefe	114 / 99*	47 / 73*	121 / 37*	1 / 8*

\* ArcEGMO-PSCN Simulationswert

Ab 2006 entfällt auf der Schwarzbrache der bewirtschaftungsbedingte N-Saldo (Düngung minus Pflanzenentzug) und als N-Eintrag ist bis Oktober 2013 nur noch die Deposition (in Höhe von rd. 100 kg N/ha) wirksam. Trotzdem wird in diesem Zeitraum mit dem Sickerwasser soviel Stickstoff ausgetragen (798 kg/ha) wie im gesamten Zeitraum von 1981 bis zum Beginn der Schwarzbrache (800 kg/ha). Unterliegt der Boden dagegen weiterhin einer landwirtschaftlichen Bewirtschaftung werden von November 2006 bis Oktober 2013 in Summe nur 329 kg N/ha (im Mittel 47 kg N/ha/a) ausgewaschen.

Auf dem **Lößboden** (LG 9) summiert sich der bewirtschaftungsbedingte N-Eintrag von 1981 bis zum Beginn der Schwarzbrache auf Grund der zahlreichen Jahre mit negativem N-Saldo nur auf rd. 100 kg N/ha (Abbildung 5). Der summarische N-Eintrag über die Deposition schlägt auch hier bis 2006 mit 900 kg/ha zu Buche, die geschätzte N-Emission mit rd. 200 kg/ha.

Obwohl der N-Eintrag vor Beginn der Schwarzbrache sehr gering war, ist der summarische, sickerwassergebundene N-Austrag während der Schwarzbrache in Höhe von 847 kg N/ha unter dem tiefgründigen Löß (LG 9) noch größer als beim lehmigen Sand (LG 8). Bilanzseitig rekrutiert sich dieser N-Austrag ausschließlich aus den Einträgen über die Deposition.

### Simulationsergebnisse

Im Fokus der Modellierung mit dem ökohydrologischen Modell ArcEGMO-PSCN standen der Wasserhaushalt, der N-Umsatz und N-Transport mit dem Sickerwasser. Für beide Böden mit Schwarzbrache konnte eine sehr gute Übereinstimmung zwischen simulierten und gemessenen Verdunstungs- und Sickerwassermengen, sowohl hinsichtlich der Jahressummen, als auch der zeitlichen Dynamik erreicht werden (Tabelle 2, Abbildung 6 und 7). Trotz unterschied-

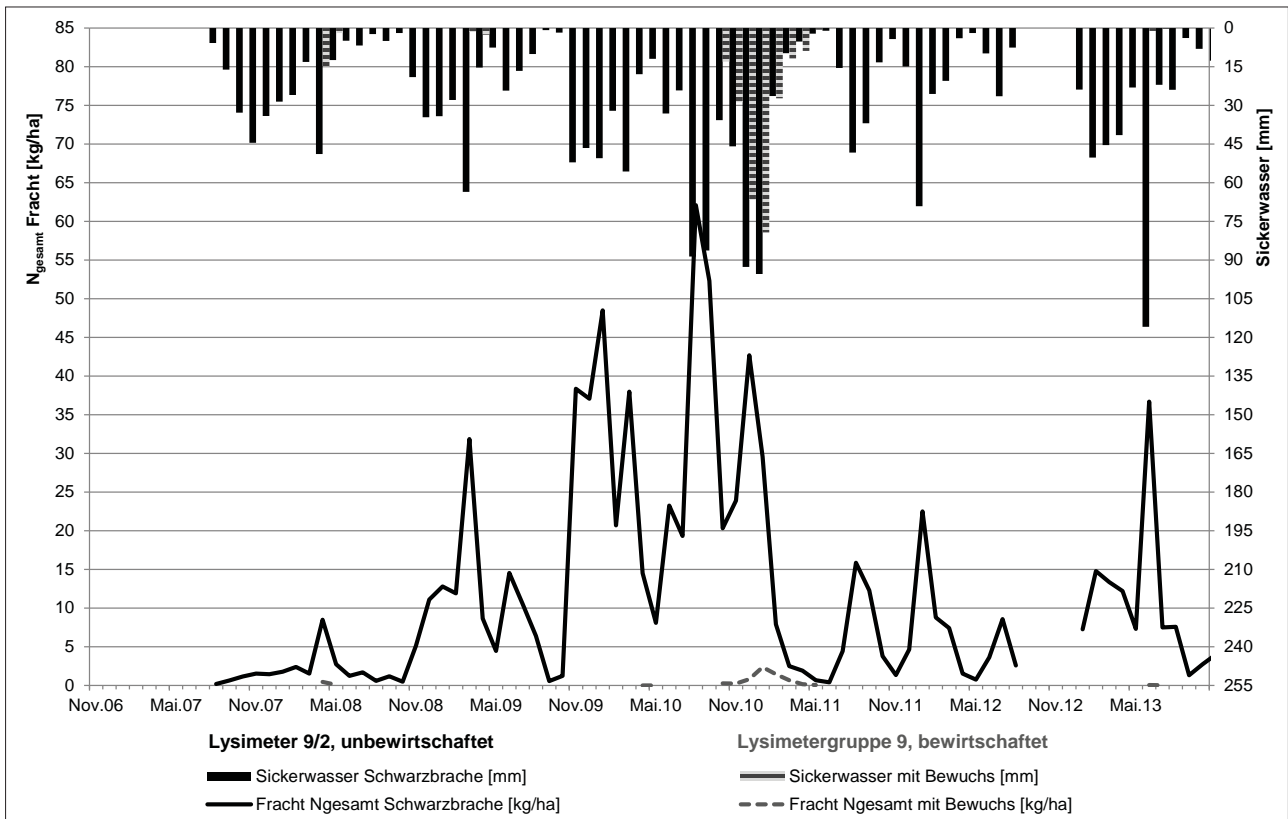


Abbildung 3: Monatswerte von Sickerwassermenge und  $N_{\text{gesamt}}$ -Austrag in 3 m Tiefe unter tiefgründigem Löß (LG 9) bei Schwarzbrache und bei landwirtschaftlicher Bewirtschaftung.

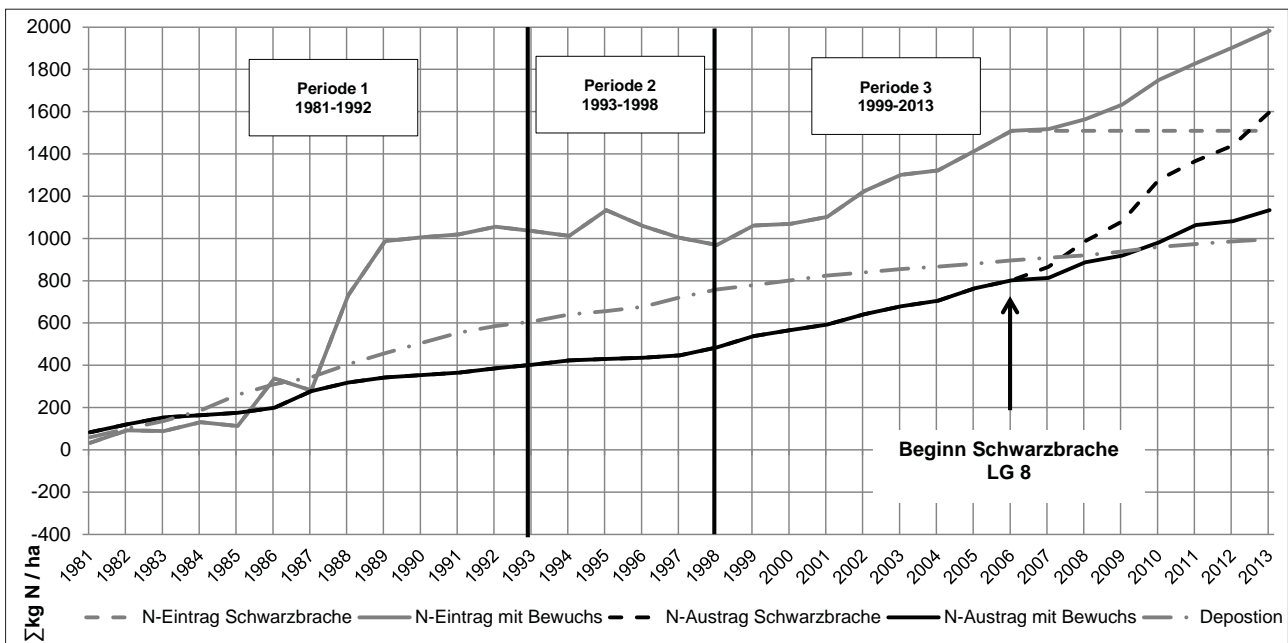


Abbildung 4: Summenkurven von atmosphärischer N-Deposition, bewirtschaftungsbedingtem N-Eintrag und N-Austrag in 3 m Tiefe bei einem lehmigen Sand (LG 8) - ein Lysimeter seit November 2006 als Schwarzbrache.

licher Bodeneigenschaften sind die Verdunstungsmengen unter Schwarzbrache für LG 8 und LG 9 auf gleichem Niveau, mit deutlichen Unterschieden zur Verdunstung

der landwirtschaftlichen Bestände. Bei Bewuchs wird die reale Verdunstung auf dem tiefgründigen Löß (LG 9) unter- und die Sickerwasserspende entsprechend überschätzt.

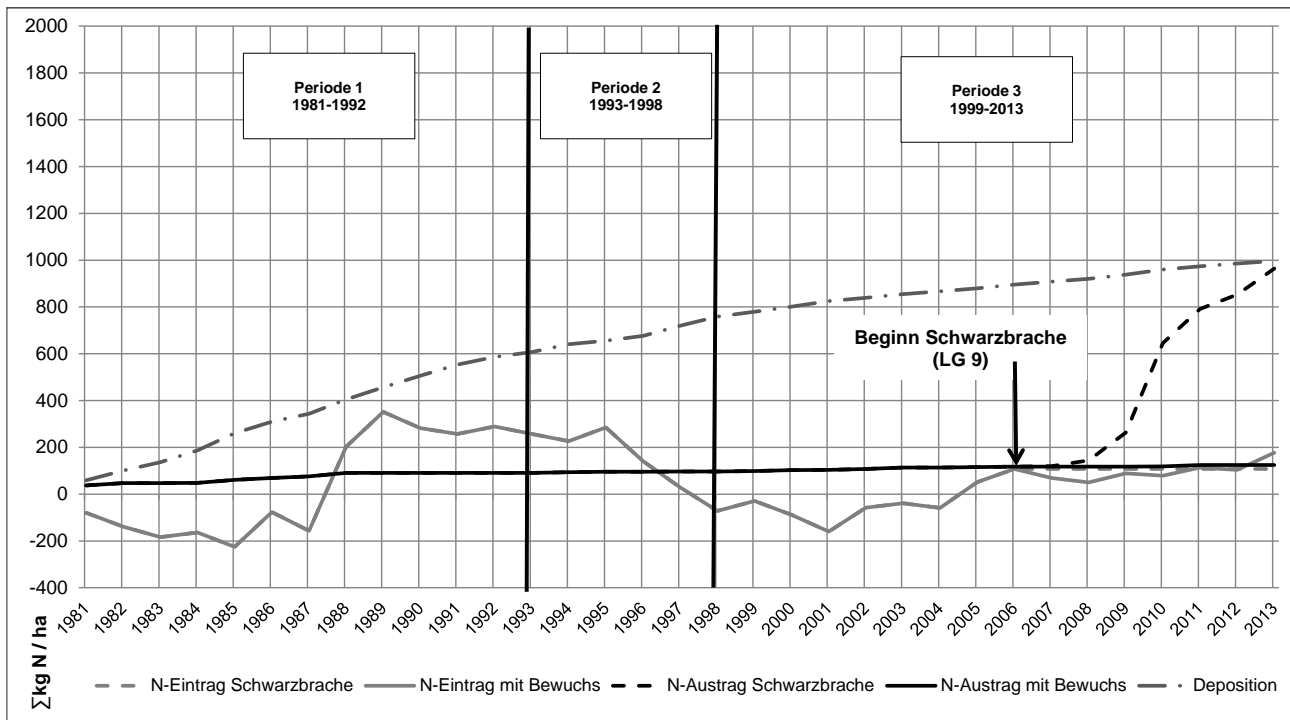


Abbildung 5: Summenkurven von atmosphärischer N-Deposition, bewirtschaftungsbedingtem N-Eintrag und N-Austrag in 3 m Tiefe bei einem tiefgründigen Löß (LG 9) - ein Lysimeter seit November 2006 als Schwarzbrache.

Wie schon in vorangegangenen Untersuchungen festgestellt (KLÖCKING et al. 2013), erfordern die besonderen Wachstumsbedingungen auf diesem ertragsstarken Standort eine Spezifizierung der im Modell genutzten allgemeinen Vegetationsparameter.

Infolge der Schwarzbrache kommt es bei den simulierten Stickstofffrachten zu einem deutlichen Anstieg. Der Unterschied zwischen bewirtschafteten Lysimetern und Schwarzbrache ist jedoch deutlich geringer als beobachtet (s. Tabelle 3). Die Übereinstimmung zwischen simulierten und beobachteten N-Austrägen ist beim lehmigen Sand (LG 8) besser als beim Lößboden (LG 9), auch wenn diese in der ersten Phase nach der Stilllegung durch das Modell überschätzt werden (Abbildung 6). Da die beiden bewirtschafteten Lysimeter der LG 8 sehr unterschiedliche N-Austragsraten trotz eigentlich identischer Standortbedingungen aufweisen, wurde zugunsten der Übersichtlichkeit auf deren Darstellung in Abbildung 7 verzichtet.

Beim Löß (LG 9) werden die Stickstoffausträge im Zeitraum von zwei bis vier Jahren nach Beginn der Brache durch das Modell unterschätzt (Abbildung 7).

## Diskussion und Schlussfolgerungen

Die langjährigen Untersuchungen in der Lysimeteranlage Brandis zeigen auch für mehrjährige Salden kaum einen Zusammenhang zwischen aktueller Bewirtschaftung (Höhe der N-Salden) und Höhe der N-Mengen, die in Richtung Grundwasser verlagert werden (KLÖCKING et al. 2013, KNOBLAUCH et al. 2013). Die Höhe der in 3 m Tiefe gemessenen N-Austräge lässt sich nur erklären, wenn auch Veränderungen des N-Pools der Böden Berücksichtigung

finden. Auf Grund der praxisorientierten Bewirtschaftungsformen, die nacheinander realisiert wurden, kann nicht von einem Fließgleichgewicht der C/N-Vorräte ausgegangen werden. Die N-Gehalte variieren standortbezogen und in Abhängigkeit von den jährlichen hydrologischen Bedingungen, aber vor allem sehr langfristig als Folge veränderter Bewirtschaftung, wie es bei den vorgestellten Untersuchungen der Fall war. Deshalb bedarf es sowohl für die Bewertung der N-Salden als auch zur Erklärung der gemessenen N-Austräge mit dem Sickerwasser, detaillierter Kenntnisse über die Wirkung des N-Pools der Böden.

Die mehrjährige Schwarzbrache bewirkte auf beiden Böden eine deutliche Veränderung des Bodenwasser- und Stickstoffhaushaltes. Das Fehlen der Transpiration führte zu höheren Bodenwassergehalten und zur verstärkten Mobilisierung des mineralischen N-Pools durch die höheren Sickerwasserraten. Bei einem hohen Wasserdargebot werden Bereiche des Bodenprofils durchströmt, die sonst selten am Transport und der Befruchtung des Sickerwassers beteiligt sind.

Gleichzeitig erhöht sich die Stickstoffmineralisierung, da die Bedingungen für den mikrobiellen C/N-Umsatz im Oberboden günstiger sind, als unter einem abschattenden Bestand (höhere Bodenfeuchten und Bodentemperaturen). Eine Erweiterung des Messprogramms zur besseren Unterersetzung dieser Entwicklungen ist geplant.

Ziel der versuchsbegleitenden Berechnungen mit dem Modell ArcEGMO-PSCN ist es, die mittels Lysimeteruntersuchungen aufgezeigten Entwicklungen detailliert zu quantifizieren. Die Berechnungen zeigen, dass ein Teil des organischen N-Pools durch Mineralisierung wieder pflan-



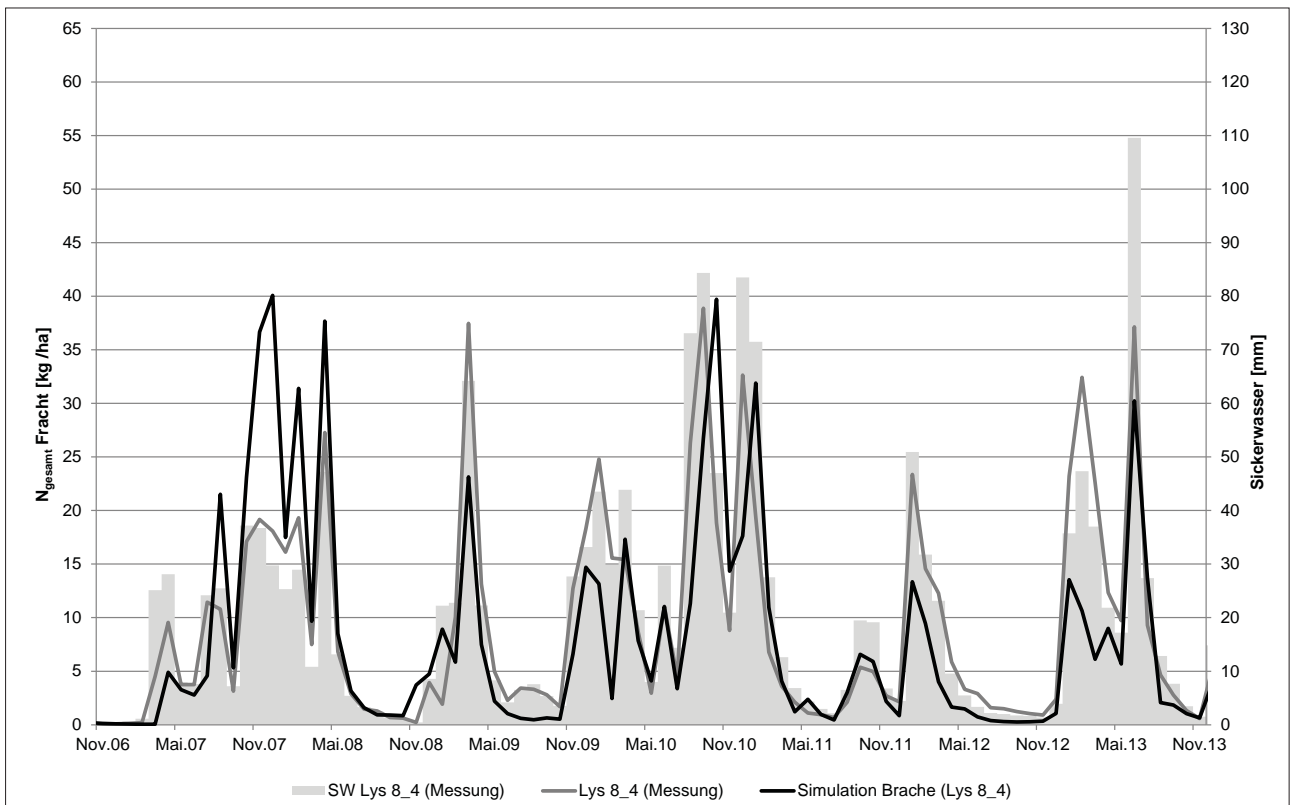


Abbildung 6: Simulierte und gemessene  $N_{\text{gesamt}}$ -Austräge in 3 m Tiefe bei einem lehmigen Sand (LG 8) bei Schwarzbrache mit Sickerwasserdynamik.

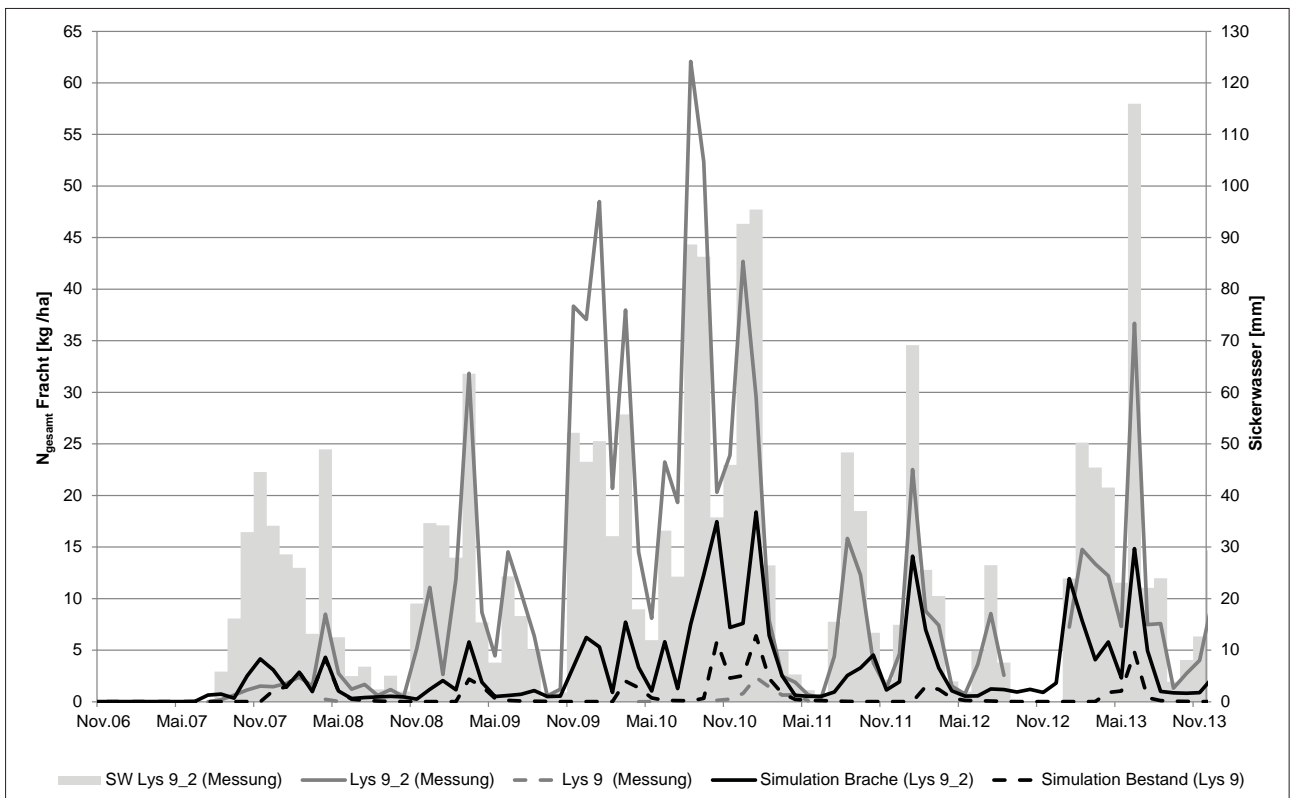


Abbildung 7: Simulierte und gemessene  $N_{\text{gesamt}}$ -Austräge in 3 m Tiefe unter tiefgründigem Löß (LG 9) bei Schwarzbrache und bei Bewirtschaftung und gemessene Sickerwasserdynamik unter Schwarzbrache.

zenverfügbar wird, aber nur anteilig und standortabhängig durch den aufwachsenden Pflanzenbestand verwertet werden kann. Ein großer Anteil des  $\text{NO}_3/\text{NH}_4$  geht in Lösung und wird dann vor allem während der Schwarzbrache verstärkt ausgewaschen. Defizite bei der Modellierung zeigen sich beim Lößstandort. Auf Grund des großen Bodenwasserspeichers weist er unter den gegebenen klimatischen Bedingungen sehr spezielle Eigenschaften in Bezug auf das Pflanzenwachstum auf und zeigt bei Schwarzbrache eine außergewöhnlich hohe Wasserleitfähigkeit und N-Auswaschung. Hier bedarf es weiterer Untersuchungen der Bodensubstanz, um eine adäquate Abbildung der Wachstums-, N-Transport- und N-Umsatzprozesse dieses Standortes im Modell zu erreichen.

## 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.
- FELDWISCH, N., 1999: Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. ecomed Verlagsgesellschaft. In: Frede, H.-G., Dabbert, S. (Hrsg.) ISBN: 3-609-65272-1.
- 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.
- KLÖCKING, B., 2009: Das ökohydrologische PSCN-Modul innerhalb des Flussgebietsmodells ArcEGMO, [online verfügbar: <http://www.arcegmo.de/PSCN.pdf>].
- KLÖCKING, B., U. HAFERKORN, F. REINICKE und H. IHLING, 2013: Abschätzung künftiger Entwicklungen des Grundwassers hinsichtlich Menge und Beschaffenheit - Modellierung und Lysimeterbeobachtungen. 15. Gumpensteiner Lysimetertagung, ISBN-13: 978-3-902559-90-6, 63-68.
- KNOBLAUCH, S. (Hrsg.), 2013: Kooperation Lysimeter- Mehrländerprojekt, Wirkung landwirtschaftlicher Nutzung auf die N-Auswaschung. [online verfügbar: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/20214>].
- PFÜTZNER, B. (Hrsg.), 2002: Modelldokumentation ArcEGMO. Online 2002. <http://www.arcegmo.de>. ISBN 3-00-011190-5.

# Kooperation Lysimeter in Mittel- und Nordostdeutschland - Auswertung langjähriger Messreihen der N-Auswaschung ackerbaulich genutzter Böden

Steffi Knoblauch<sup>1\*</sup>, Ulrike Haferkorn<sup>2</sup>, Johannes Heyn<sup>3</sup>, Dierk Koch<sup>3</sup>, Erhard Albert<sup>4</sup>,  
Michael Grunert<sup>4</sup>, Claudia Strauß<sup>5</sup>, Ralph Meissner<sup>6</sup>, Matthias Schrödter<sup>5</sup>, Nadine Tauchnitz<sup>5</sup>,  
Jana Lorenz<sup>7</sup>, Constanze Ramp<sup>7</sup> und Eckhard Lehmann<sup>7</sup>

## Zusammenfassung

Die landwirtschaftlichen Fachbehörden in Thüringen, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern und Bayern haben eine Arbeitsgruppe Lysimeter gebildet. Eine gemeinsame Auswertung der N-Auswaschung ackerbaulich genutzter Böden kommt zum Ergebnis, dass bei fachgerechter Düngung auf mittel- bis tiefgründigen Lehm Böden im mitteldeutschen Trockengebiet die N-Auswaschung im Bereich unter 20 kg/ha gehalten werden kann, es aber nicht auf allen Standorten gelingt, die NO<sub>3</sub>-Konzentration des Sickerwassers unter 50 mg/l zu senken. Ein wesentlicher Grund dafür sind die niedrigen Sickerwassermengen, die andererseits erlauben, von der Vorfrucht zurückgelassenen Stickstoff der Folgekultur nutzbar zu machen. Auf flachgründigen Böden besteht in Trockenjahren ein Ertragsrisiko mit der Folge höherer N-Überschüsse, die in feuchten Jahren auswaschungsgefährdet sind. Auf sandigen Böden in niederschlagsreicheren Regionen Mitteldeutschlands ist die N-Verlagerungsgefahr mit Austauschraten nahe 100% groß. Für diese Bodengruppen sind das Management der organischen Düngung und der Anbau von Zwischenfrüchten wichtig.

*Schlagwörter:* N-Verlagerungsrisiko Böden, ackerbauliche Bodennutzung, Gewässerschutz, EU-WRRL, N-Salden

## Summary

The agricultural state institutes in Thuringia, Hesse, Saxony, Saxony-Anhalt, Mecklenburg-Western Pomerania and Bavaria have founded a workgroup dealing with lysimeter experiments. The long term measurements regarding the influence of agricultural use of soils on the leaching of nitrate show that the amounts of nitrogen leaching on medium and deep soils can be kept in the range of 20 kg per hectare and below this value. But in spite of professional fertilization it will be difficult to reduce the nitrate concentration of seepage water below 50 mg per litre on many soils in Central Germany due to low seepage rate. On the other hand the latter allows that the N-surpluses from one year can be used by the following main crop. A typical feature of the shallow to medium-deep soils is nitrogen accumulation in dry years as a result of yield depressions and high nitrate leaching in wet years. On sandy soils in more rainy regions of Central Germany is the nitrogen leaching risk owing to exchange rates up to 100% big. For these soil groups in addition to professional fertilization the management of manure and the cultivation of catch crops is important.

*Keywords:* nitrogen leaching risk of soils, arable land, water protection, EU-WFD, N-balances

## Einleitung

Die landwirtschaftlichen Fachbehörden aus Thüringen, Sachsen-Anhalt, Sachsen, Hessen und Mecklenburg-Vorpommern verfügen über Lysimeter und Bodenwassermessstellen, mit denen der Einfluss landwirtschaftlicher Bodennutzung auf die Nährstoffauswaschung sowie den Pflanzen- und Bodenwasserhaushalt ermittelt wird. Die betrachteten Standorte kennzeichnen insbesondere die niederschlagsarmen Regionen Mittel- und Nordostdeutschlands, in denen geringe bis mittlere Sickerwassermengen zu erwarten sind.

Im Jahr 2009 erging an die Versuchsansteller der Lysimeterversuche der Auftrag, eine Kooperation Lysimeter zu bilden, um Messreihen einer gemeinschaftlichen Auswertung zu unterziehen und daraus für die Anwendung in der landwirtschaftlichen Praxis Empfehlungen, Kennwerte, etc. abzuleiten.

Die Ergebnisse der N-Auswaschung sind im Jahr 2013 in einer Broschüre niedergelegt worden. Den Einzelbeiträgen vorangestellt ist ein Kapitel mit gemeinsamen Positionen zum Einfluss des Standortes und zu den Möglichkeiten der

<sup>1</sup> Lysimeter Buttstedt, Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Naumburger Str. 98, D-07743 JENA

<sup>2</sup> Lysimeter Brandis, Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft Sachsen

<sup>3</sup> Lysimeter Kassel, Landesbetrieb für Landwirtschaft Hessen

<sup>4</sup> Lysimeter Möckern, Trichterlysimeter Methau, Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und Geologie Sachsen

<sup>5</sup> Lysimeter Falkenberg, Dränmessfeld Altmark, Landesanstalt für Landwirtschaft, Forst und Gartenbau Sachsen-Anhalt

<sup>6</sup> Lysimeter Falkenberg, Helmholtzzentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ

<sup>7</sup> Lysimeter Großlüsewitz, Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern

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

Bewirtschaftung für die Reduzierung der N-Auswaschung. Das Ziel der EU-WRRL, 50 mg/l NO<sub>3</sub> in Grund- und Oberflächengewässern, steht dabei im Mittelpunkt.

Im folgenden Beitrag werden wesentliche Teile der gemeinsamen Positionen der o.g. Broschüre vorgestellt.

## Material und Methoden

Die Untersuchungsstandorte befinden sich nach der naturräumlichen Gliederung Deutschlands im norddeutschen Tiefland und der Mittelgebirgsschwelle (*Abbildung 1*). Im Einzelnen betrifft es

- sandige bis lehmige Böden des nordostmecklenburgischen Flachlandes im Jungmoränengebiet (1) sowie der Altmark (2,3) und des Elbe-Mulde-Tieflandes im Altmoränengebiet Norddeutschlands (5)
- lehm- und sandunterlagerte Sandlössböden des Sächsischen Hügellandes (6)
- schluffige Böden aus Löss des mittelsächsischen Lössgebietes (5, 6, 9), des Thüringer Beckens (7) sowie der Westhessischen Senke (4),
- tonig-lehmige Böden aus unterem Keuper des Thüringer Beckens (7) und
- einem sandigen Boden der Saale-Elster-Sandsteinplatte der Randplatten des Thüringer Beckens (8).

Klimatisch sind sie im Norden dem gemäßigt humiden Klima (1), in der Altmark und dem Sächsischen Lößgebiet dem Übergangsbereich zwischen seebeeinflusstem und kontinentalem ostdeutschen Binnenlandklima (2, 5) zuzuordnen. Das Thüringer Becken zeichnet sich durch ein trocken-warmes Klima mit ausgeprägter kontinentaler Tönung aus (7) und die Westhessische Senke, im Lee des Rheinischen Schiefergebirges, durch eine Gunstlage (4). Ein mäßig warmes Klima herrscht in der Saale-Elster-Sandsteinplatte vor (8).

Bei den Bewirtschaftungssystemen und -varianten handelt es sich durchgängig um ackerbauliche Nutzungen:

- modellgestützte Düngeempfehlung, ammoniumbetonte N-Düngung und seit 2011 Marktfruchtfolge mit Orientierung auf Energiepflanzenanbau (1)
- Krumbasislockerung kombiniert mit biologischer Stabilisierung durch Kruziferen und Leguminosen auf strukturinstabilen Sandböden der Altmark mittels Dränabflussmessungen (2), begleitend dazu Maisfruchtfolgen mit/ ohne Zwischenfruchtanbau im Vergleich zu mehrjährigem Luzernegrass mittels Lysimetern (beides seit 2009), im vorliegenden Bericht verschiedene Formen ackerbaulicher Nutzung (3)
- praxisübliche Ackerbaubewirtschaftung mit wechselnd konventioneller und ökologischer Wirtschaftsweise (6)
- verschiedene Bodenbearbeitungssysteme (5)
- mineralische und mineralisch-organische Düngung (9)
- empfehlungskonforme Düngung mit dem Ziel der Höhe der unvermeidbaren N-Auswaschung für die Ableitung standortabhängiger Schwellenwerte für N-Salden sowie praxisübliche Ackerbaubewirtschaftung (7),

- acht verschiedene, für Betriebsformen in Hessen typische Bewirtschaftungsregime (Marktfrucht-, Gemischt-, Ökobilieb mit und ohne Vieh)
- ackerbauliche Nutzung nach Güter fachlicher Praxis (8).

Für die Erfassung des Sickerwassers dienen Lysimeter, Trichterlysimeter und Dränmessfelder. Das Sickerwasser wird in der Regel unterhalb des Wurzelraumes in 1 bis 3 m Tiefe entnommen. Am Standort Methau (9) war die Entnahmetiefe der Trichterlysimeter flacher (0,6 m Tiefe) und ließ die ermittelte Nitratkonzentration des Sickerwassers nur eine relative Bewertung von Bewirtschaftungsvarianten zu. Die Fläche der Lysimeter variiert zwischen 1 bis 2 m<sup>2</sup> und diejenige des Dränmessfeldes am Standort Großebersdorf (8) beträgt etwa 6 ha.

Der N-Saldo wird einheitlich als N-Zufuhr-Abfuhr-Saldo mit den Inputgrößen mineralische und organische N-Düngung sowie legume N-Bindung und dem Output N-Abfuhr mit dem Erntegut berechnet. Die mit dem organischen Dünger zugeführte N-Menge ergibt sich aus dem N<sub>t</sub>-Gehalt des organischen Düngers, der vor der Ausbringung ermittelt worden ist oder aus Tabellenwerten stammt, multipliziert mit der ausgebrachten Menge ohne Abzug gasförmiger NH<sub>3</sub>-Verluste während der Ausbringung. Andererseits wird die N-Deposition nicht hinzugerechnet. Es fehlen des Weiteren der nicht genau kalkulierbare N-Input über biologische N-Fixierung und Saatgut. Die Denitrifikation bleibt ebenfalls unberücksichtigt. Es handelt sich hierbei um den N-Saldo, dessen Größen der Versuchsanstalter genau kalkulieren kann.

Die Austauschrate des Bodenwassers in % errechnet sich aus der Sickerwassermenge unterhalb des Wurzelraumes in mm (1.11. bis 31.10. des Folgejahres) \* 100 geteilt durch den Wassergehalt bei Feldkapazität im Wurzelraum (FK<sub>wurzel</sub>) in mm.

## Ergebnisse

### *Verlagerungsdisposition der Böden*

Anhand der Austauschrate des Bodenwassers, die auf der Basis langjähriger Messwerte der Sickerwassermenge der Lysimeter (*Tabelle 1*) abschätzt, zu welchem Anteil das in der Wurzelzone enthaltene Bodenwasser mit dem darin gelösten Stickstoff während eines Jahres ausgewaschen wird, stellt sich die Verlagerungsdisposition der Versuchsstandorte wie folgt dar:

- Die schluffig-sandigen Böden im nordostmecklenburgischen Flachland (1) bilden unter dem Einfluss von 686 mm Niederschlag 196 mm Sickerwasser und sind mit einer Austauschrate des Bodenwassers von 101 % als stark auswaschungsgefährdet einzustufen. Das trifft ebenso auf die lehmig-sandigen Böden der Düben-Dahlener Heide (5.1) und die sandunterlagerten Sandlöss im Leipziger Lössstiefland (5) mit Sickerwassermengen von 219 und 162 mm und Austauschraten von 139 und 93 % zu (*Tabelle 1, Abbildung 1*).
- Auf den sandig-lehmigen Böden der Altmark (2) ist das Auswaschungsrisiko mit einer Austauschrate von 45 % deutlich geringer. Ein ähnliches Verhalten zeigen die



**Tabelle 1: Niederschlag und Sickerwassermenge der Versuchsstandorte unter Ackernutzung im Mittel des Untersuchungszeitraumes.**

Versuchsstandort	Naturraum	Bodenart	Untersuchungszeitraum	Niederschlag <sup>1)</sup> mm/a	Sickerwassermenge
Großblüesewitz (1)	Nordostmecklenburgisches Flachland	Sand ü. Lehm	1973-2007	686	196
Falkenberg (2)	Altmark	Lehm ü. Sand	1993-2010	579	96
Kassel (4)	Westhessische Senke	Schluff ü. Ton	1995-2010	640	132
Möckern (5)	Düben-Dahlener Heide	Sand	2000-2010	608 <sup>2)</sup>	219
	Mittelsächsisches Lösshügelland	Schluff			122
Brandis (6)	Leipziger Lösshügelland	Lehm ü. Sand	1981-2010	588 <sup>2)</sup>	162
		Lehm ü. Lehm			118
	Mittelsächsisches Lösshügelland	Schluff			58
Buttelstedt (7)	Thüringer Becken	Schluff	1984-1994	516	12
		Ton ü. Lehm (ku)	2005-2011	537	40
		Ton ü. Lehm (ku)	1994-2010	536	94 <sup>3)</sup>
Großbebersdorf (8)	Osthüringer Saale-Elster Sandsteinplatte	Sand ü. Tonlehm (su)	1993-2006	629	145 <sup>3)</sup>

<sup>1)</sup> Im Hellmann, durchschnittlicher Wert im Untersuchungszeitraum; <sup>2)</sup> Niederschlag am Versuchsstandort, Böden unterschiedlicher Herkunft; <sup>3)</sup> mit Wasserhaushaltsmodell VERD berechnet, ku...unterer Keuper, su...unterer Buntsandstein

mittelgründigen Sandlöss über Lehm und Löss der Leipziger und mittelsächsischen Lösslandschaft (6) mit Austauschraten des Bodenwassers um 40 % bei 588 und 608 mm Niederschlag.

- Die tiefgründigen Löss der Westhessischen Senke (4), des mittelsächsischen Lösshügellandes (6) und des Thüringer Beckens (7) bilden unter dem Einfluss von 640, 588 und 516 mm Niederschlag 132, 58 und 12 mm Sickerwasser. Die Austauschraten belaufen sich auf nur 29, 9 und 2%.
- Auf den ebenso im Thüringer Becken vorkommenden lehmig-tonigen Rendzinen und Schwarzerden aus Keuper (7) mit 40 und 93 mm Sickerwasser weisen Austauschraten von 12 bis 30 % auf eine geringe Auswaschungsgefahr hin.
- In der südöstlich vom Thüringer Becken gelegenen Saale-Elster-Sandsteinplatte (8) entstehen auf den lehmig-sandigen Böden 145 mm Sickerwasser und liegt die Austauschrate bei 58 %.

Im Zusammenhang mit den langjährigen Messreihen der N-Auswaschung lassen sich die Versuchsstandorte in drei Gruppen einteilen:

- Auf den mittel- und tiefgründigen Lössböden mit sehr geringen Austauschraten des Bodenwassers (<40 und <10%) ist ein großer Teil des im Boden vorhandenen Stickstoffs im Folgejahr noch in der Wurzelzone enthalten. Durch Berücksichtigung bei der Bemessung der N-Düngung kann davon ein großer Teil vor der Auswaschung bewahrt werden. Das N-Verlagerungsrisiko dieser Gruppe ist sehr gering.

Auf diesen Böden wirkt sich die Bewirtschaftung erst mehrere Jahre später auf die N-Auswaschung aus. Die Bewertung des Landwirts anhand von Jahres-N-Salden würde die Möglichkeit dieser Standorte für geringe N-Auswaschung ignorieren.

- Einer weiteren Gruppe zugehörig sind die Schwarzerde aus unterem Keuper im Thüringer Becken und der

lehmunterlagerte Sandlöss des Leipziger Lösshügellandes mit mittlerer nFKwe von 90 und 150 mm. Ihr Verlagerungsrisiko wird mit den sehr niedrigen Austauschraten des Bodenwassers unterschätzt. Obwohl auch hier Jahres-N-Überschüsse im Folgejahr noch für das pflanzliche Wachstum zur Verfügung stehen, wird überdurchschnittlich viel Stickstoff ausgewaschen, wenn niederschlagsreiche auf mehrere trockene Jahre, in denen es auch zu Ertragsseinbrüchen mit entsprechenden N-Überschuss-Salden kommt, folgen.

Im mitteldeutschen Trockengebiet sind Trockenjahre Jahre der Akkumulation von nicht verwertetem Stickstoff und führen Feuchthjahre auf ertragsunsicheren, flach- bis mittelgründigen Standorten zu erhöhtem N-Austrag und nicht zu einer Verdünnung der Nitratkonzentration des Sickerwassers.

Dieser Prozess ist unvermeidbar, selbst wenn die Düngung fachgerecht erfolgt ist. Unter fachgerechter Düngung wird die Bemessung der N-Düngerhöhe in Abhängigkeit vom Zielertrag des Standortes, dem N-Bedarf der Pflanze und der N-Bereitstellung aus Bodenquellen verstanden.

Der Anbau von Zwischenfrüchten stellt eine Möglichkeit dar dem entgegenzuwirken. Die Etablierung erfordert in Trockengebieten besondere Sorgfalt insbesondere bei der Saat und der Wahl des Aussaattermins.

- Eine dritte Gruppe mit Austauschraten von 60 bis 100% bilden die schluffig- und lehmig-sandigen diluvialen Böden im nordostmecklenburgischen Flachland und der Dahlen-Dübener Heide, die sandunterlagerten Sandlössböden im Leipziger Lössstiefland sowie die lehmig-sandigen Verwitterungsböden der Saale-Elster-Sandsteinplatte mit im Vergleich zu den Trockenregionen etwas ergiebigeren Niederschlägen (Tabelle 1). Hier kann es in einem Jahr zu einem vollständigen Austausch des Bodenwassers kommen. Am Beispiel der Pseudogley-Braunerde der Saale-Elster-Sandsteinplatte konnte ein enger jährlicher Zusammenhang zwischen Jahres-N-

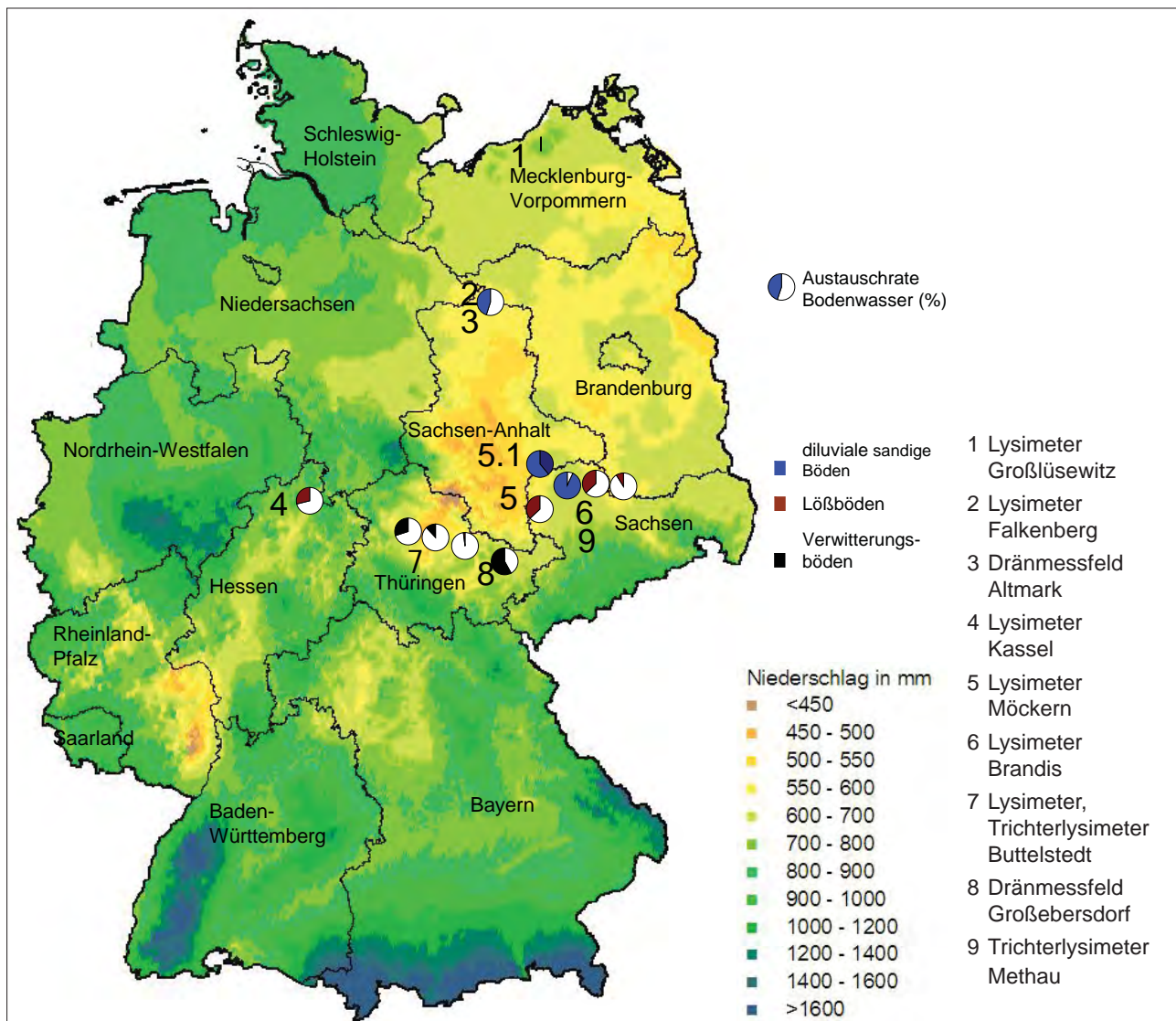


Abbildung 1: Darstellung der Austauschrate des Bodenwassers der Versuchsstandorte (Naturraum/ Standort: 1 nordostmeckl. Flachland/ Großlüsewitz; 2,3 Altmark/ Falkenberg; 4 Westhess. Senke/ Kassel; 5 Mittelsächs. Lößhügelland/Möckern; 5.1 Dübener-Dahlener Heide; 6 Leipziger/ Mittelsächs. Lößhügelland/ Brandis; 7 Thüringer Becken/ Buttelstedt; 8 Ostthür. Saale-Elster-Sandsteinplatte/ Großebersdorf; 9 Mulde-Lößhügelland/ Methau).

Saldo, dem Boden- $N_{\min}$ -Gehalt vor Winter und der N-Auswaschung festgestellt werden. Auf diesen Standorten ist auf jährlich niedrige N-Salden zu achten.

### *Einfluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen und -systemen*

Eine fachgerechte N-Düngung hat ein großes Potenzial für die Reduzierung der N-Auswaschung.

- Auf der Para-Rendzina aus unterem Keuper sinkt die N-Auswaschung im Ergebnis einer fachgerechten N-Düngung (134 kg/ha Mineral-N plus Stroh) im Trend von sieben Jahren um 0,6 kg/ha \* a trotz eines in diesem Zeitraum deutlich zunehmenden Trends der Sickerwassermenge. Der N-Saldo war ausgeglichen und die N-Auswaschung belief sich im Mittel der Jahre auf 5 kg/ha \*a. Die  $NO_3$ -Konzentration des Sickerwassers

verminderte sich von 134 mg/l im Jahr 2005 auf 26 mg/l im Jahr 2011 (7).

- Auf einer Schwarzerde aus Keuper gelingt es, unter Praxisbedingungen durch fachgerechte Düngung mit einem 6-jährigen negativen N-Saldo von durchschnittlich -48 kg/ha die  $NO_3$ -Konzentration des Sickerwassers von anfangs 300 mg/l deutlich unter 100 mg/l zu senken und im Mittel eines mehrjährigen Zeitraums den N-Austrag auf 20 kg/ha. In einer darauffolgenden 9-jährigen Periode mit einer nicht durchgängig fachgerechten N-Düngung entsteht ein N-Saldo von +55 kg/ha, der für einen Wiederanstieg des N-Austrages auf durchschnittlich 34 kg/ha mit verantwortlich ist (7).

Extensivierung bedeutet nicht zwangsläufig niedrige N-Auswaschung.

- Auf dem tiefgründigen Löss in der Westhessischen Senke bildet das Sickerwasser bei ökologischem Landbau im

Mittel von 16 Jahren eine  $\text{NO}_3$ -Konzentration von 70 mg/l, die signifikant höher liegt im Vergleich zu 40 mg/l unter integrierter Bewirtschaftung. Die N-Austräge sind mit Werten um oder unter 20 kg/ha in allen Varianten niedrig, unter ökologischem Landbau (etwa 20 kg/ha) höher im Vergleich zu integrierter Bewirtschaftung (10 bis 15 kg/ha). Die N-Salden der integrierten Bewirtschaftung liegen zwischen +8 und +15 kg/ha, die des ökologischen Landbaus im Bereich von -3 bis -47 kg/ha, letztere aufgrund hoher N-Abfuhr über Klee gras (4).

Ökologischer Landbau – auch mit negativen N-Salden – muss nicht gleich bedeutend sein mit sehr geringer Auswaschungsgefahr. Als eine wesentliche Ursache wird die unkontrollierte Freisetzung von N aus den im Herbst ausgebrachten organischen Düngern und eingearbeiteten Wurzelrückständen der Leguminosen, die auch außerhalb der Vegetation abläuft gesehen. Zur Senkung dieses Risikos bedarf es weitergehender Maßnahmen, die den Boden- $\text{N}_{\text{min}}$ -Gehalt in der vegetationslosen Zeit senken, wie z.B. Zwischenfruchtanbau. Am Beispiel des ökologischen Landbaus zeigt sich, dass der N-Saldo bei Anwendung organischer Dünger nur bedingt als geeignetes Maß für die Bewertung der N-Austragsgefahr dienen kann.

Dennoch gilt, dass die Senkung von N-Überschuss-Salden einen wichtigen Beitrag für die Verminderung der N-Auswaschung leistet.

Ziel muss es sein, die N-Düngebedarfsermittlung so auszurichten, dass N-Bilanzüberschüsse so gering wie möglich gehalten werden. Moderne Bemessungsprinzipien ( $\text{N}_{\text{min}}$ -Untersuchung, Nitrattest, N-Tester, N-Sensor) tragen zu einer bedarfsorientierten N-Versorgung bei.

- Integrierter Landbau mit mineralisch-organischer N-Düngung (142 Mineral-N plus 67 Stallmist-N und Stroh-

abfuhr) führt auf einem lehmigen Sand der Altmark im Mittel von 19 Jahren zu einem leicht negativen N-Saldo von -9 kg/ha. Der N-Austrag beträgt 22 kg/ha und liegt nicht wesentlich höher als unter Dauerbewuchs mit Feldgras und einmal Mulchen je Jahr mit 12 kg/ha. Die  $\text{NO}_3$ -Konzentration beläuft sich auf 107 mg/l. (2)

- Auf drei verschiedenen Böden des Leipziger Lösstieflandes fällt die mineralische N-Düngermenge im Mittel von 12 Jahren mit 142, 135 und 130 kg/ha etwa gleich groß aus. Das Stroh bleibt auf dem Feld. Die N-Salden schwanken zwischen +75 auf dem Sandlöss über Sand, auf dem der angestrebte Ertrag häufig nicht erreicht wird, +54 auf dem Sandlöss über Lehm und +13 kg/ha auf dem tiefgründigen Löss und zeigen einen engen Zusammenhang zu den N-Austrägen in Höhe von 57, 48 und 2 kg/ha. Die  $\text{NO}_3$ -Konzentrationen des Sickerwassers belaufen sich auf 135, 112 und 8 mg/l (6).

Die langjährigen Messreihen lassen erkennen, dass es auch bei ausgeglichenen bis gering positiven N-Salden unter den geprüften Standortverhältnissen Mitteldeutschlands schwierig ist, die Nitratkonzentration des Sickerwassers unter 50 mg/l zu senken. Die N-Austräge können aber häufig im Bereich von 20 kg/ha gehalten werden (Abbildung 2).

Ein größeres Verlagerungsrisiko weisen die unter Kapitel „Verlagerungsdisposition der Böden“ genannten sandigen Böden des Leipziger Lösshügellandes (Austauschrate 100%), tonigen Böden aus Keuper im Thüringer Becken (Austauschrate 30%) und sandige Böden aus Buntsandstein in der Saale-Elster-Sandsteinplatte (Austauschrate 58%) sowie die sandigen Böden im nordostmecklenburgischen Flachland (Austauschrate 101%).

Organische Düngung kann im Vergleich zu mineralischer Düngung das Risiko der N-Auswaschung erhöhen, das

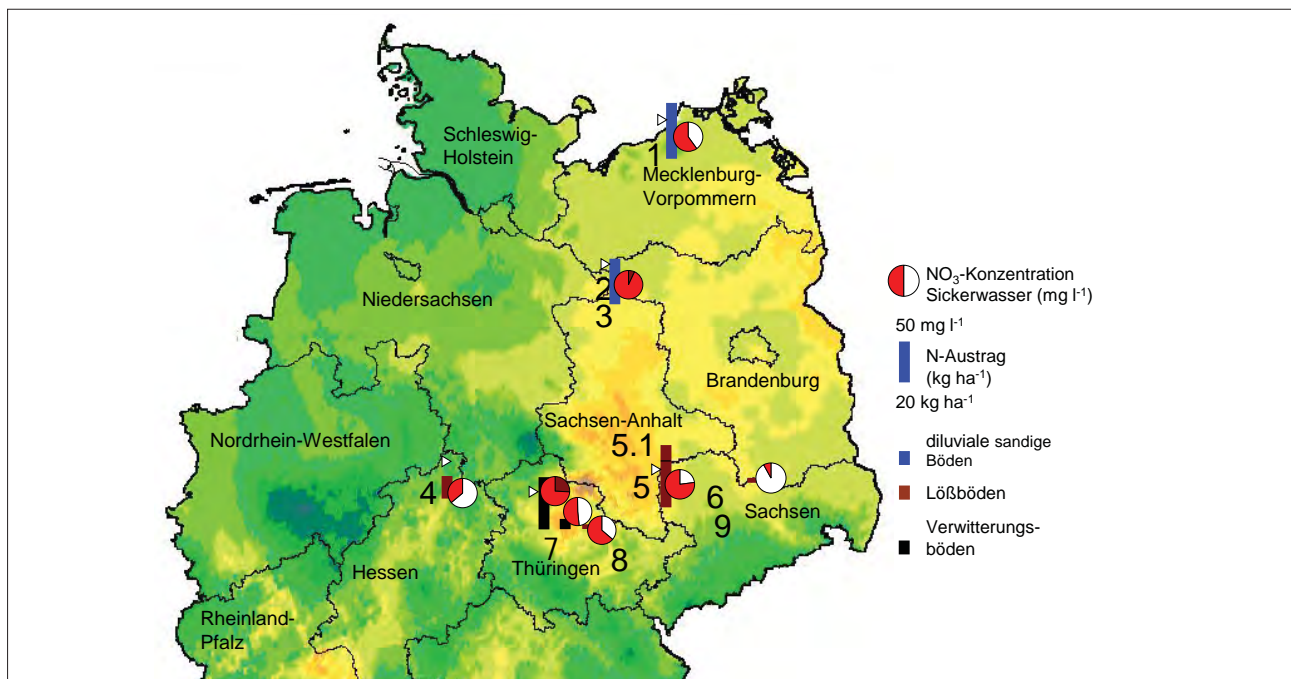


Abbildung 2: N-Austrag und  $\text{NO}_3$ -Konzentration des Sickerwassers unter der Randbedingung ackerbaulicher Nutzung mit N-Salden < 20 kg/ha (Dreieck neben der Säule markiert 20 kg/ha N-Austrag).



muss aber nicht zwangsläufig so sein. Die Ursache liegt im erhöhten N-Umsatz auch außerhalb der Vegetationszeit:

- In einem seit 1966 angelegten Dauerdüngungsversuch auf einem Lösslehm im Mulde-Lösshügelland zeigte sich im Mittel von 15 Jahren, dass bei optimalen Erträgen die  $\text{NO}_3^-$ -Konzentration des Sickerwassers unter mineralisch-organischer Düngung mit Stallmist höher liegt als unter alleiniger mineralischer Düngung. Allerdings erlaubt Stallmistdüngung einen um 16 dt GE höheren Optimalertrag. Dafür ist aber auch eine höhere N-Düngermenge (160 kg/ha Mineral-N plus 53 kg/ha Stallmist-N im Unterschied zu 170 kg/ha Mineral-N) erforderlich. Das Stroh wird jeweils abgefahren. Der N-Saldo der mineralischen Variante ist mit -20 kg/ha geringfügig negativ und der der Stallmistvariante mit +10 kg/ha etwas positiv. (9)
- Auf dem tiefgründigen Löss in der Westhessischen Senke gibt es zwischen den Varianten intensiver Ackerbaubetrieb, Gemischtbetrieb mit 0,8 GV/ha (15 m<sup>3</sup> Gülle/ha jährlich) und Gemischtbetrieb mit 1,6 GV/ha (30 m<sup>3</sup>/ha Gülle jährlich) kaum Unterschiede im N-Saldo und in der N-Auswaschung. In der Variante Ackerbaubetrieb, ohne Vieh bemisst sich der N-Saldo auf +1 kg/ha, der N-Austrag auf 9,5 kg/ha und die  $\text{NO}_3^-$ -Konzentration des Sickerwassers auf 34 mg/l. In der Variante Gemischtbetrieb mit 1,6 GV/ha sind es +13 kg/ha N-Saldo, 12 kg/ha N-Austrag sowie 38 mg/l  $\text{NO}_3^-$ -Konzentration des Sickerwassers. (4)
- Auf der sandigen Pseudogley-Braunerde der Ostthüringer Sandsteinplatte mit einer Austauschrate von 58% hat die Ausbringung von Gülle in drei von fünf Jahren jeweils nach der Ernte und im Herbst die N-Auswaschung begünstigt. (8)

Um das höhere Risiko der N-Auswaschung unter organischer Düngung zu begrenzen, sollten sehr hohe Gaben und sehr hohe Anteile organischer Düngung an der Gesamt-N-Düngung im integrierten Landbau vermieden werden und flüssige Wirtschaftsdünger auf Standorten mit Austauschraten > 60% zu einem größeren Teil während der Vegetationszeit ausgebracht werden.

Mit abnehmender Bodenbearbeitungsintensität (Pflug, Grubber, Direktsaat) zeigte sich ein Rückgang der  $\text{NO}_3^-$ -Konzentration des Sickerwassers, vermutlich über eine Verdünnung des Bodenwassers durch schnell in Grobporen versickerndes Niederschlagswasser. Die unterschiedlichen Verfahren der Bodenbearbeitung hatten keinen Einfluss auf die Höhe der N-Auswaschung. (5, 5.1)

### Unvermeidbare N-Auswaschung

Als unvermeidbar gilt eine N-Auswaschung, die trotz Ausnutzung aller im Sinne einer guten fachlichen Praxis verfügbaren pflanzenbaulichen Maßnahmen zur Erzielung optimaler Erträge und ausreichender Produktqualitäten (BAUMGÄRTEL et al. 2003) entsteht. Der Standort beeinflusst diese Größe stark. Langfristig gesehen muss die unvermeidbare N-Auswaschung durch Düngung ersetzt werden, wenn es nicht zu einer Abnahme der Bodenfruchtbarkeit kommen soll. Deshalb gibt diese Größe in etwa auch die Höhe des unvermeidbaren N-Flächen-Saldos an. Diesen Wert kann der Landwirt langfristig nicht ohne wirtschaftliche

Einbuße unterbieten. Zuzüglich eines Toleranzbereiches, der die vom Landwirt nicht beeinflussbaren Wachstumsfaktoren (Witterung, Krankheiten) berücksichtigt, ergeben sich daraus standortabhängige Schwellenwerte für N-Salden.

- Auf dem tiefgründigen Löss im Thüringer Becken dürfte die Höhe der unvermeidbaren N-Auswaschung und damit der unvermeidbare N-Flächen-Saldo unter Ackernutzung bei einer Sickerwassermenge von durchschnittlich 12 mm je Jahr (Mittelwert der Jahre mit Ackernutzung von 1983 bis 1994) nicht höher als auf 3 kg/ha zu beziffern sein. Zuzüglich eines Toleranzbereiches von etwa 20 kg/ha ergibt sich daraus für diesen Standort ein Schwellenwert von 23 kg/ha, den der Landwirt langfristig nicht überschreiten sollte (7).

Einem ausgeglichenen 28-jährigen N-Saldo aus 18 Jahren Ackernutzung und 10 Jahren Feldgemüsebau stehen bei einer Sickerwassermenge von durchschnittlich 40 mm je Jahr ein N-Austrag von 12 kg/ha und eine Nitratkonzentration von 128 mg/l gegenüber. Dieses Ergebnis zeigt, dass es auf den tiefgründigen Lössen im Thüringer Becken unter Ackernutzung schwierig sein wird, eine Nitratkonzentration unter 50 mg/l zu erreichen (7).

### Schlussfolgerung

Fachgerechte Düngung ist wichtig für niedrige N-Auswaschung. Mittel- und tiefgründige Lehmböden bieten die Möglichkeit, vor Winter im Boden enthaltenen mineralischen Stickstoff der Folgekultur noch bereitzustellen. Mittel- bis flachgründige Böden setzen aufgrund ihres Ertragsbildungsrisikos Grenzen für die Einhaltung niedriger N-Auswaschung. Flüssige organische Düngung sollte auf Standorten mit Austauschraten >60% zu einem großen Anteil in der Vegetationszeit eingesetzt werden. Zwischenfruchtanbau ist auf allen auswaschungsgefährdeten Böden eine weitergehende Maßnahme. Das Ziel, 50 mg/l Nitrat im Sickerwasser, ist im mitteldeutschen Trockengebiet häufig nicht zu erreichen. Die Frage ist, inwiefern ein Nitratabbau in der ungesättigten Bodenzone abläuft und inwiefern das Denitrifikationspotenzial bei den z.T. sehr geringen N-Frachten geschmälert wird. Für den Landwirt sind standortabhängige Schwellenwerte für N-Salden wichtig. An diesen Werten kann er prüfen, ob er die Möglichkeiten der Bewirtschaftung für niedrige N-Auswaschung ausgeschöpft hat oder nicht. Damit im Zusammenhang geht es auch um das Management der organischen Düngung.

### Literatur

- KNOBLAUCH, S., E. ALBERT, U. HAFERKORN, J. HEYN, L. HEROLD, T. LIPPOLD, E. LEHMANN, J. LORENZ, B. ZACHOW, R. MEISSNER, J. SEEGER, M. SCHRÖDTER und C. STRAUSS, 2013: Kooperation Lysimeter. Wirkung landwirtschaftlicher Nutzung auf die N-Auswaschung anhand langjähriger Lysimetermessungen in Mittel- und Nordostdeutschland und Schlussfolgerungen für die Minimierung der N-Befrachtung der Gewässer. In: Schriftenreihe Landwirtschaft und Landschaftspflege in Thüringen. Heft 6/ 2013.
- BAUMGÄRTEL, G., T. EBERSEDER, R. GUTSER, U. HEGE, J. HÜTHER, F. LORENZ, K. ORLOVIUS, J. POLLEHN, D. PRADT, M. REX und U.-P. WODSAK, 2003: Nährstoffverluste aus landwirtschaftlichen Betrieben mit einer Bewirtschaftung nach guter fachlicher Praxis. Schrift des Bundesarbeitskreises Düngung.



# Wasserverbrauch und Etablierung von Zwischenfrüchten im Thüringer Becken

Steffi Knoblauch<sup>1\*</sup>, Semrud Gruppe<sup>1</sup> und Andreas Kröckel<sup>2</sup>

## Zusammenfassung

In niederschlagsarmen Gebieten birgt der Anbau von Zwischenfrüchten die Gefahr, dass der Bodenwasservorrat für die nachfolgende Hauptkultur geschmälert wird. Auf der Basis von Lysimetermessungen zeigte sich, dass eine Mitte August ausgesäte Sommerzwischenfrucht im Vergleich zu einer Brache mit auflaufendem Ausfallgetreide nur etwa 30 mm mehr Wasser verdunstet. Mit dem erzielten Trockenmasseertrag von 12 bis 16 dt/ha auf einem Lößboden wurde ein pflanzlicher N-Entzug von 30 bis 40 kg/ha realisiert, der im Interesse der Minderung der N-Auswaschung beachtlich ist. Da höhere Trockenmasseerträge mehr Wasser benötigen, sollte die Aussaat in Trockengebieten nicht wesentlich vor Mitte August erfolgen. In einem weiteren Lysimeterversuch wurde festgestellt, dass eine nach Ernte auf die Getreidestoppel verteilte Strohdecke die Verdunstung im Vergleich zu einem flachen Stoppelsturz signifikant um 0,5 mm/d vermindert. Diese Beobachtung wurde in der Praxis unter Einsatz einer Universaldrillmaschine im Direktsaatverfahren getestet.

*Schlagwörter:* Evaporation, Strohbedeckung, flacher Stoppelsturz, Trockenmasseertrag, pflanzliche N-Aufnahme

## Zusammenfassung

In low rainfall regions catch crops can reduce the soil moisture level for the following main crop. With the help of lysimeter it could be shown, that summer catch crops required only 30 mm more water than a bare soil with volunteer cereals. The dry matter yield extended from 12 to 16 dt per hectare on a loess soil and the plant nitrogen uptake from 30 to 40 kg per hectare. This is an important contribution for reducing nitrate leaching to water bodies. It can be assumed, that a higher yield will need more water. Therefore the seed shouldn't be made before mid August. In a further lysimeter experiment was found, that straw covering cereal stubbles reduced the evaporation significantly by 0,5 mm per day compared to shallow stubble working. This result was tested in practice using a Universal seed drill by a direct sowing procedures.

*Keywords:* evaporation, straw cover, shallow stubble working, yield, plant nitrogen uptake

## Einleitung

Zwischenfrüchte werden zwischen den Hauptkulturen in Ackerbaufruchtfolgen angebaut. Sie dienen der Verminderung der N-Auswaschung aus dem Wurzelraum, dem Schutz des Bodens vor Erosion und verbessern mit ihren Wurzelrückständen und der auf der Fläche verbleibenden oberirdischen Biomasse die Bodenfruchtbarkeit. Langjährige Messungen der N-Auswaschung auf Schwarzerden mit skelettreichem Unterboden im Thüringer Becken zeigen, dass die Einhaltung einer Nitratkonzentration des Sickerwassers kleiner 50 mg/l trotz fachgerechter Düngung schwierig ist. Durch Bindung von N in Zwischenfrüchten könnte die N-Auswaschung reduziert werden. Im Thüringer Becken, einem Teil des mitteldeutschen Trockengebietes, ist der Bodenwasserspeicher der tiefgründigen Löss im Frühjahr häufig nicht vollständig aufgefüllt. Eigene Messungen in der Ackerbaufruchtfolge von 2005 bis 2010 erbrachten in fünf von sechs Jahren zu Vegetationsbeginn Bodenfeuchtedefizite von -26 bis -192 mm (KNOBLAUCH 2011). In abgeschwächtem Maß traf dies auch auf eine skelettreiche

Para-Rendzina aus unterem Keuper zu mit einem Defizit von -82 mm in einem von sechs Jahren. Durch Anbau von Zwischenfrüchten kann sich das Bodenwasserdargebot weiter vermindern. Hinzu kommt, dass es aufgrund der geringen Niederschläge im Sommer schwierig ist, die ausgebrachte Saat zum Auflaufen zu bringen. Im folgenden Beitrag wird im ersten Teil über die Wirkung einer Strohbedeckung der Getreidestoppel auf die Evaporation im Vergleich zu einem flachen Stoppelsturz berichtet. Im zweiten Teil steht die Verdunstung einer Sommerzwischenfrucht-Mischung im Vergleich zur Brache im Mittelpunkt. Der dritte Teil widmet sich einem Praxisversuch, in dem mit verschiedenen Anbauverfahren (Saatbettbereitung, Aussaat) der Einfluss auf den Feldaufgang, Trockenmasseertrag und N-Entzug von Sommerzwischenfrüchten geprüft worden ist.

## Material und Methoden

Die Versuche wurden mit Hilfe der Feldlysimeter Buttelstedt und auf einem Feldschlag des Thüringer Lehr-, Prüf- und Versuchsgutes durchgeführt.

<sup>1</sup> Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Naumburger Str. 98, D-07743 JENA

<sup>2</sup> Thüringer Lehr-, Prüf- und Versuchsgut GmbH, Am Feldschlößchen 6/7, D-99439 BUTTELSTEDT

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



Abbildung 1: Lysimeteranlage Butteltstedt.

Tabelle 1: Bodenphysikalische und -chemische Kennwerte der Versuchsböden.

Horizont	uT cm	$\rho_t$ g cm <sup>-3</sup>	Skelett G.-%	Bodenart	Tongehalt %	nFK b. pF 2,5 Vol. %	pH CaCl <sub>2</sub>	C <sub>org</sub> %
Braunerde-Tschernosem aus Löß								
Ap	25	1,36	0,08	Lu	26,6	11,7	6,6	1,7
Ah	43	1,46				10,6	6,5	1,2
Ah-Bv	65	1,49	0,08	Lu	29,4	7,2	6,7	0,8
Ckc1	110	1,53	4,4	Lu	20,3	9,5	7,4	0,3
Ckc2	160	1,63	8	Lu	19,2	10,5	7,6	0,2
Ckc3	200	1,59	2,5	Lu	23,2	11,1	7,7	0,4
Para-Rendzina aus unterem Keuper								
Ap	30	1,5	34,1	Lt3	39,0	9,6	7,5	1,6
II eICv	58	1,62	16,4	Ls2	24,6	8,6	7,6	0,3
III eICv	69	1,72	11,1	Lt2	27,3	5,0	7,6	0,4
IV eICv	88	1,65	12,0	Lu	20,6	12,0	7,7	0,3
V eICv	110	1,86	16,3	Ls3	21,1	8,2	7,6	0,2
VI eICv	140	1,75	15,9	Ls2	24,5	7,9	7,5	0,2
VII eICv	200	1,75	30,9	Ls2	19,1	11,7	7,4	0,2

Die Lysimeteranlage Butteltstedt umfasst 16 Feldlysimeter mit einer Oberfläche von 2 m<sup>2</sup> und einer Tiefe von 2,0 (Para-Rendzina aus unterem Keuper) bzw. 2,5 m (Braunerde-Tschernosem aus Löß). Die Lysimeter sind monolithisch befüllt und befinden sich zur Vermeidung von Oaseneffekten inmitten eines ebenso wie die Lysimeter bewachsenen Feldschlages mit einem Umfang von 20 ha (Abbildung 1). Das Sickerwasser wird tensionsgesteuert mit Hilfe von Saugkerzen aus Keramik und Borosilikatglas (Braunerde-Tschernosem, lö) und gravitativ über eine körnungsabgestufte Filterzone aus Quarzschluff, -sand und -kies (Para-Rendzina, ku) gewonnen. Die Lysimeter werden kontinuierlich gewogen mit einer Meßgenauigkeit von +/- 100 g bzw. einer Niederschlags- und Verdunstungshöhe von 0,05 mm. Die Tageswerte der Verdunstung und des Niederschlages ergeben sich aus der Gewichtsänderung von gemittelten Stundenwerten. Im Jahr 2010 waren 10 Lysimeter wägbare, im Jahr 2014 alle 16 Lysimeter. Die Messung der Bodenfeuchte erfolgt in 20cm-Tiefenabstufungen mit Hilfe einer Am/Be-Neutronensonde in wöchentlichem Abstand während der Vegetationszeit.

Bei den Versuchsböden handelt es sich um einen Braunerde-Tschernosem aus Löß und eine Para-Rendzina aus unterem

Keuper (Tabelle 1). Die Bodenart des Lößbodens ist durchgängig schluffiger Lehm. In Anbetracht von Grobporengehalten > 6 Vol.% bis in 200 cm Tiefe bestehen günstige Bedingungen für die Durchwurzelung. Die nFK-Werte liegen mit 7,1 bis 13,2 Vol.% im mittleren Bereich.

Der Keuperverwitterungsboden ist in der Ackerkrume durch einen mittel tonigen Lehm (Bodenartengruppe Schlufftone) mit einem Tongehalt von 39% sowie einen mittleren Skelettanteil von 34,1 % gekennzeichnet. Darunter folgen Verwitterungsprodukte des unteren Keupers (Tonstein, Schluff- und Tonmergel, Dolomit, Sandstein), z.T. durchmischt mit Löß mit im Tiefenverlauf stark wechselnden Korngrößenanteilen und Skelettgehalten. Die Bodenart der C-Horizonte variiert zwischen sandigem, schluffigem und tonigem Lehm.

In der Fruchtfolge gelangen Winterraps, Winterweizen, Silomais/ Sorghum bicolor und Braugerste zum Anbau. Für die Bestimmung der unvermeidbaren N-Auswaschung von zwei für das Thüringer Becken typischen Böden wird eine fachgerechte mineralische und mineralisch-organische Düngung geprüft. Das Stroh bleibt auf dem Feld. Zwei Lysimeter werden mit Zusatzwasser versorgt für die Ermittlung der potenziellen Evapotranspiration des Pflanzenbestandes.

Tabelle 2: Varianten im Lysimeterversuch.

Versuchsjahr 2010		
Variante	1_1	1_2
Ablauf der Stoppelbearbeitung/-bedeckung	nach Aberntung von Winterweizen Strohhäcksel breitwürfig ausgebracht am 26.7.2010 Stoppelsturz, 5 cm tief, am 26.7.2014 (Bedeckungsgrad Stroh 30...60%)	Strohbedeckung (Bedeckungsgrad 100%) Stoppelsturz, 5 cm tief, am 4.4.2014
Lysimeter	k1, k5, k6, lö13, lö15	k2, k3, k7, lö14, lö16
Versuchsjahr 2013		
Variante	2_1	2_2
Ablauf des Bewuchses mit Zwischenfrucht bzw. Ausfallgetreide und der Bodenbearbeitung	nach Aberntung von Sommergerste Strohhäcksel breitwürfig ausgebracht (Bedeckungsgrad 100%) am 20.8.2013 Aussaat Sommer-Zwischenfruchtmischung <sup>1</sup> am 26.8.2013  Mulchen des Zwischenfruchtbestandes am 13.11.2013 Grubberfurche (in etwa wendender Umbruch mit Spaten, 15 cm tief) am 14.3.2014	ungehindertes Auflaufen von Ausfall-Sommergerste Pflugfurche (wendender Umbruch mit Spaten, 20 cm tief) am 30.10.2013
Lysimeter	k1 bis 7, lö8 bis 12, lö15 und 16	lö13 und 14

<sup>1</sup> Aqua Pro (DSV) mit den Saatpartnern und Anteilen in %: Rauhafer 46, Phacelia 16, Buchweizen 16, Öllein 16, Ramtillkraut 5,5 und Färberdistel 0,5

Tabelle 3: Varianten im Feldversuch.

F1	F2	F3	F4	F5	F6
Strohhäcksel breitwürfig mit Mähdrescher am 2.8.2014			Strohschwad und Strohabfuhr am 10.8.2014		
ohne Stoppelsturz			Stoppelsturz mit Kurzscheibenegge, 10 bis 12 cm tief, am 14.8.2014		Güllegrubber mit 30 m <sup>3</sup> /ha Rindergülle, resp. 40 kg/ha N <sub>ges</sub> , 15 cm tief, am 14.8.2014
Aussaat im Direktsaatverfahren mit Universalsämaschine Ultima CS, Köckerling, pneumatisch, 3 bis 4 cm tief am 18.8.2014			Aussaat mit Drillmaschine Solitair 12, Lemken, pneumatisch, 2 bis 3 cm tief am 18.8.2014		
ZF, Phacelia	ZF, Universal <sup>1</sup>	ZF-Mischung, Aqua Pro <sup>2</sup>			

<sup>1</sup> Zwischenfrucht (ZF) Universal (Saatunion) mit den Saatpartnern und Anteilen: Rauhafer 65, Phacelia 15, Alexandrinerklee 20

<sup>2</sup> Aqua Pro (DSV) mit den Saatpartnern und Anteilen in %: Rauhafer 46, Phacelia 16, Buchweizen 16, Öllein 16, Ramtillkraut 5,5 und Färberdistel 0,5

Im Jahr 2010 wurde nach Aberntung von Winterweizen das Stroh breitflächig auf die Stoppel verteilt und die Hälfte der Lysimeter am 26.7. einem flachen Stoppelsturz mit einer Bearbeitungstiefe von etwa 5 cm unterzogen (Var. 1\_1, Tabelle 2). Die andere Hälfte blieb die folgenden 9 Tage unbearbeitet (Var. 1\_2, Tabelle 2) und erhielt am 4.8.2010 einen flachen Stoppelsturz.

Im Jahr 2013 wurde nach Ernte von Sommergerste das gehäckselte Stroh wie 2010 breitflächig auf die Lysimeter ausgebracht. Sechs Tage später erfolgte auf 14 Lysimetern die Aussaat der Zwischenfrucht-Mischung Aqua Pro mit den Bestandsbildnern Rauhafer, Phacelia, Buchweizen, Öllein, Ramtillkraut und Färberdistel (Var. 2\_1, Tabelle 2). Das Saatgut kam mit Kleingeräten etwa 2cm tief unter die Strohecke zur Ablage. Auf zwei Lysimetern wurde keine Zwischenfrucht ausgesät und ein Aufwuchs mit Ausfall-Sommergerste zugelassen (Var. 2\_2, Tabelle 2).

Am 30.10. erfolgte der Umbruch der mit Ausfallgetreide bewachsenen Stoppel, entsprechend einer Pflugfurche. Der Zwischenfruchtbestand der übrigen Lysimeter wurde am 14.11. geerntet und unmittelbar danach als Langgut auf die Lysimeter zurückgegeben, entsprechend des Mulchens. Mitte März, am 14.3.2014 wurde der mit abgestorbenem Pflanzenmaterial der Zwischenfrüchte bedeckte Boden umgebrochen.

Der Feldversuch mit dem Praxispartner TLPVG lief auf einem Feldschlag mit der Vorfrucht Winterweizen auf einem Braunerde-Tschernosem aus Löß (Tabelle 1) ab. Während der Ernte des Winterweizens brachte der Mähdrescher auf einem Teil der Versuchsfläche das Häckselstroh breitwürfig aus mit dem Ergebnis eines Bedeckungsgrades von überwiegend 100%. Auf einem anderen Teil wurde das Stroh abgefahren. In die mit Stroh bedeckte Fläche wurde die Aussaat drei verschiedener Zwischenfruchtmischungen

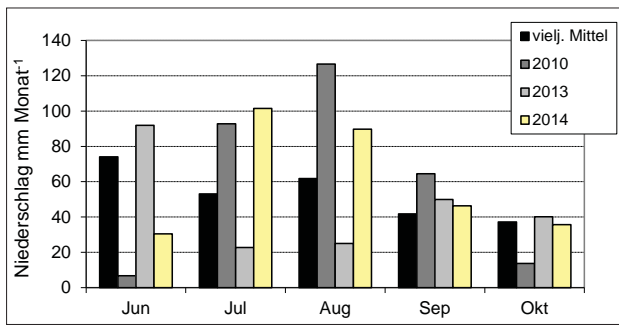


Abbildung 2: Niederschlag in den Sommermonaten der Versuchsjahre.

mit Hilfe einer Universalsämaschine ohne vorherigen Stoppelsturz vorgenommen (Tabelle 3) in Anlehnung an die Aussaat im Lysimeterversuch 2013. Im Vergleich hierzu erfolgte der Einsatz der Universalsämaschine auf einer von Stroh beräumten Fläche. In einer weiteren Variante kam das praxisübliche Anbauverfahren, Strohabfuhr - flacher Stoppelsturz – Drillmaschine, zur Anwendung. In Trockenperioden könnte der Oberboden in diesem Verfahren stark austrocknen. Im Interesse des Betriebes wurde eine weitere Variante mit Güllegrubber nach Strohabfuhr und Ausbringung von 30 m<sup>3</sup>/ha Rindergülle erprobt (Tabelle 3). Die Lysimeterstation Butteltstedt und die landwirtschaftlichen Nutzflächen des Thüringer Lehr-, Prüf- und Versuchsgutes (TLPVG) liegen im Thüringer Becken. Das vieljährige Mittel (1960 bis 1991) der Temperatur beträgt 8,3 °C, dasjenige des Niederschlages 544 mm. Die vieljährigen Werte von April bis September lauten 13,9 °C und 336 mm. Im Versuchsjahr 2010 war es nach einem sehr trockenen und warmen Juni überdurchschnittlich feucht (Abbildung 2) mit etwas über- und unternormalen Temperaturen. Im

Jahr 2013 folgte auf einem niederschlagsreichen Juni eine sehr trockene und warme Witterung im Juli und August. Der September wies eine normale Witterung auf. Im Jahr 2014 zeichneten sich die Monate Juli und August durch ergiebige Niederschläge und übernormale Temperaturen im Juli sowie etwas zu kühler Witterung im August aus. Im September und Oktober war es niederschlagsnormal und deutlich zu warm.

## Ergebnisse und Diskussion

### Evaporation von Getreidestoppel mit Strohbdeckung im Vergleich zu flachem Stoppelsturz

Nach Aberntung von Sommergerste zeigt die Evaporation im Mittel von je fünf Lysimetern einen nahezu gleichen Verlauf in Abhängigkeit von der Globalstrahlung (Abbildung 3). Nach Aufbringung der Strohhäcksel und anschließendem flachen Stoppelsturz der Hälfte der Lysimeterböden weicht die Evaporation der beiden Varianten deutlich voneinander ab, vor allem bei hohem Verdunstungsanspruch. Im Mittel des Zeitraumes vom 26.7. bis 3.8.2010 verdunsteten die Lysimeter mit Strohbdeckung 1,18 mm/d und diejenigen mit flachem Stoppelsturz 1,70 mm/d. Der Unterschied ist mit einer  $GD_{Tukey, 5\%} = 0,186$  statistisch gesichert. Nachdem auch die mit Stroh bedeckten Lysimeter flach bearbeitet werden, gleichen sich die Werte der Evaporation an. Die Mittelwerte der beiden Varianten betragen 1,73 (1\_2) und 1,68 mm/d (1\_1) und unterscheiden sich mit einer  $GD_{Tukey, 5\%} = 0,25$  nicht mehr signifikant. Während der neun Tage mit differenzierter Bodenbedeckung regnet es an allen Tagen, insgesamt 33 mm, was die Evaporation begünstigt hat.

Auch wenn der Unterschied von 0,52 mm/d nicht sehr groß ausfällt, weist die statistische Sicherung des Ergebnisses da-

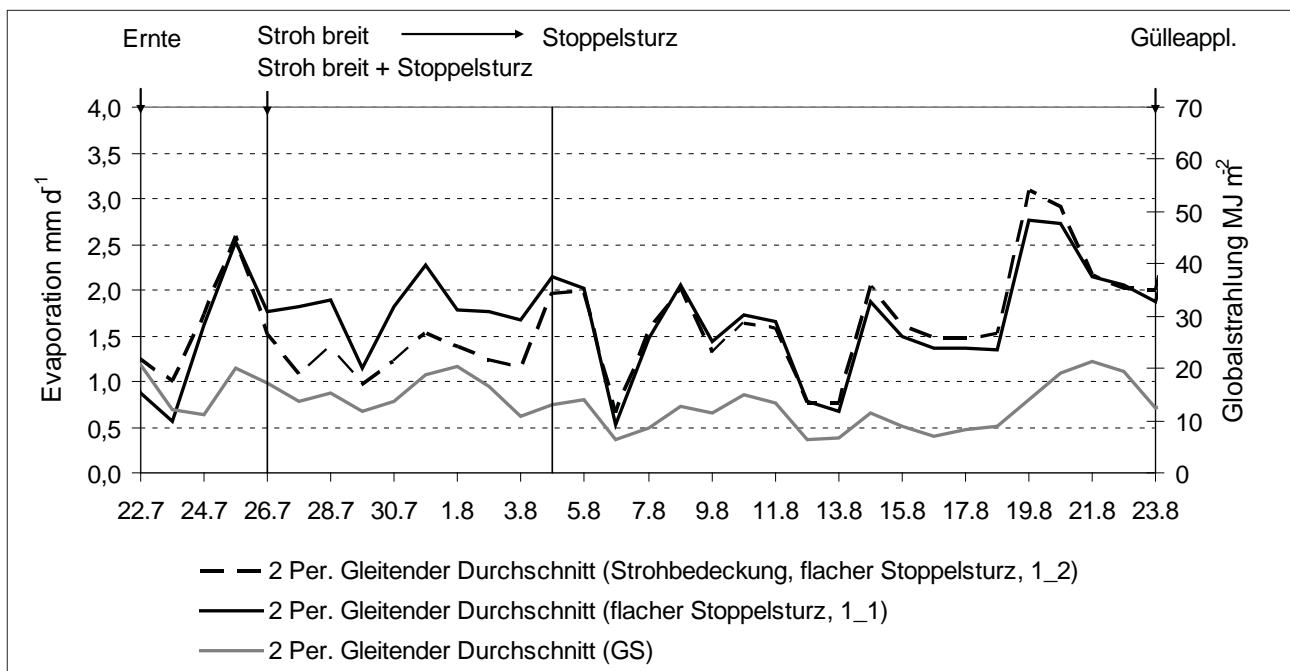


Abbildung 3: Evaporation von Getreidestoppel mit Strohbdeckung im Vergleich zu flachem Stoppelsturz, Versuchsjahr 2010.



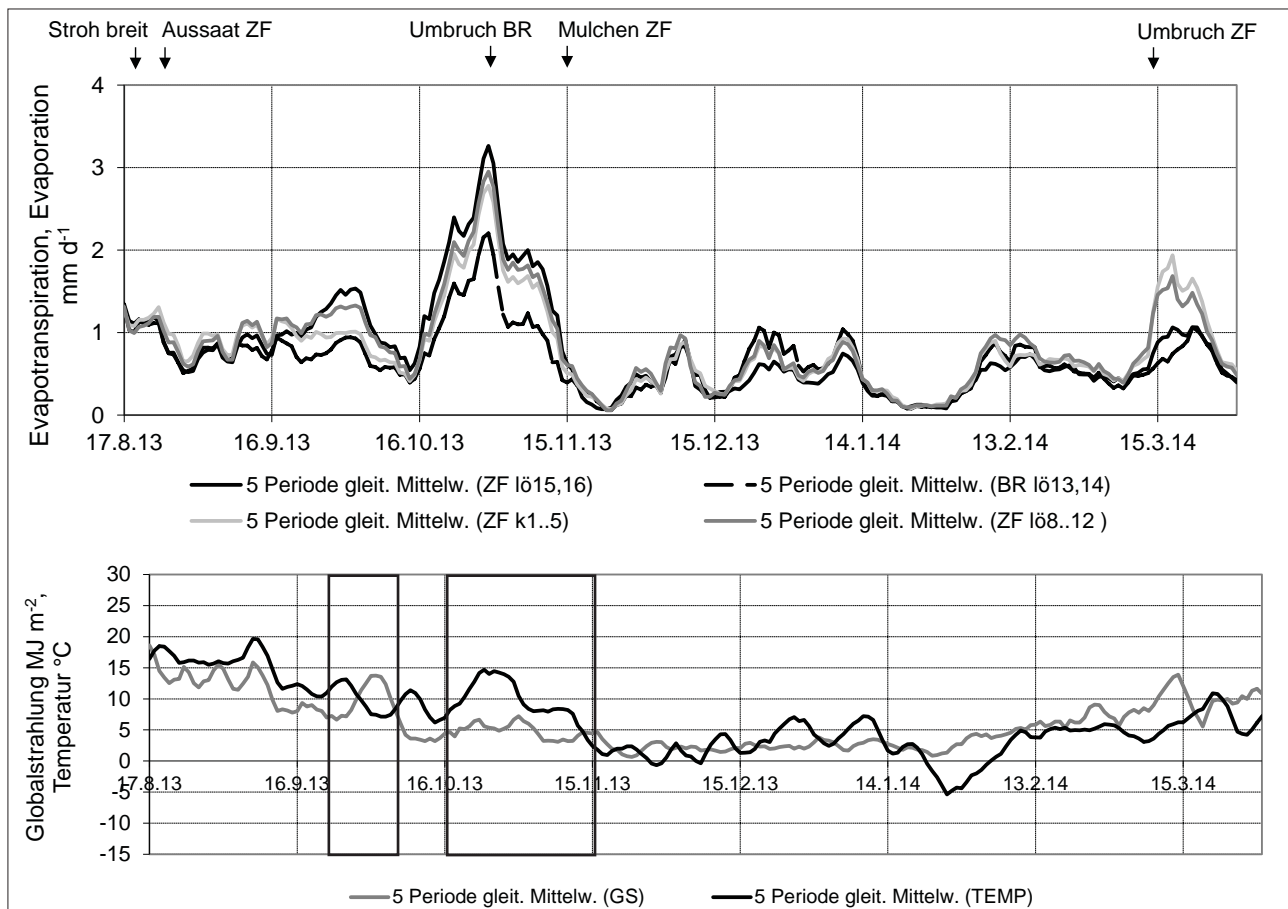


Abbildung 4: Evaporation/ Evapotranspiration von Sommerzwischenfrucht (ZF, 2\_1) und Brache mit auflaufender Ausfall-Sommergerste/ Pflugfurche (BR, 2\_2).

raufhin, dass eine Strohecke die Evaporation im Vergleich zum flachen Stoppelsturz vermindert. Es kann vermutet werden, dass dieser Unterschied mit zunehmender Bearbeitungstiefe größer wird, da eine größere Bodenoberfläche dem Verdunstungsanspruch der Atmosphäre ausgesetzt ist. Des Weiteren kann eine um 0,5 mm/d geringere Verdunstung über eine längere Periode dazu beitragen, den Bodenwassergehalt in der oberen Saatbettzone anzuheben und die Bedingungen für die Keimung der Saat zu verbessern. Für die Etablierung von Zwischenfrüchten bei ausbleibenden Niederschlägen im Juli und August könnte diese Wassermenge bedeutsam sein.

### Evapotranspiration einer Sommerzwischenfrucht im Vergleich zu Brache

Nach Aussaat der Sommerzwischenfrucht-Mischung (ZF) am 26.8. lief der Pflanzenbestand etwa 9 Tage später auf. Mit zunehmender Globalstrahlung zeichnete sich ab Ende September ein deutlicher Anstieg der Evapotranspiration (ET) der mit Zwischenfrucht etablierten Lysimeter ab. Die ET der mit Ausfallgetreide bewachsenen Lysimeter blieb demgegenüber zurück (Abbildung 4). Der ZF-Bestand hatte zu diesem Zeitpunkt einen Bedeckungsgrad von 50 % auf den Löß-Lysimetern und 20 % auf den Keuper-Lysimetern

erreicht. Derjenige des Ausfallgetreides glich mit 20% dem der Keuper-Lysimeter.

Unter dem Einfluss einer deutlich zu warmen Witterung ab Mitte bis Ende Oktober (Monatsmittelwert 11,7 °C im Vergleich zu 8,9 °C im vielj. Mittel) steigt die ET der ZF mit Bedeckungsgraden von 80 bis 100% deutlich über dem Wert des Ausfallgetreides (Bedeckungsgrad 50%). Nach Umbruch des Ausfallgetreides sinkt die Verdunstung rapide, diejenige der ZF aufgrund geringer werdenden Verdunstungsanspruchs der Atmosphäre in abgeschwächtem Maß. Nach Mulchen der Zwischenfrucht am 14.11.2013 ist im weiteren Verlauf des Winterhalbjahres bis zum Zeitpunkt des Umbruchs der abgefrorenen ZF am 14.3.2014 kein Unterschied mehr zu einer Pflugfurche zu erkennen.

Im Mittel des Zeitraumes Aussaat Zwischenfrucht bis Mulchen betrug die Evapotranspiration 1,15 mm/d auf den mit Para-Rendzina (ku) befüllten Lysimetern und 1,25 bis 1,31 mm/d auf den Lysimetern mit Braunerde-Tschernosem (lö) (Tabelle 4). Die Verdunstung des mit Ausfall-Sommergerste bewachsenen Lysimeters lag mit 0,91 mm/d deutlich niedriger. In der Summe verbrauchte der ZF-Bestand auf dem Lößboden 28 bis 33 mm mehr Wasser als ein Bewuchs mit Ausfallgetreide und nachfolgender Pflugfurche. Ab Mulchen des ZF-Bestandes Mitte November bis zum Umbruch Mitte März des Folgejahres gab es keinen Unterschied mehr zur Pflugfurche.

**Tabelle 4: Evapotranspiration/ Evaporation im Anbauverfahren Sommerzwischenfrucht-Mischung im Vergleich zu Ausfallgetreide/ Pflug.**

Variante	2_1 Aufwuchs ZF <sup>1</sup> / gemulchte ZF <sup>2</sup>		2_2 Ausfallgetreide <sup>3</sup> / Pflugfurche <sup>4</sup>		Differenz ZF zu Ausfallgetreide/ Pflugfurche		
	Para-Rendzina	Braunerde-Tschernosem					
	k15	lö8..12	lö15, 16	lö13,14	lö8..12 zu lö13,14	lö15,16 zu lö13,14	
Evapotranspiration/ Evaporation							
Aussaat bis Mulchen ZF <sup>1</sup>	mm	92	100	106	73	+28	+33
	mm/ d	1,15	1,25	1,32	0,91	+0,34	+0,41
Mulchen bis Umbruch ZF <sup>2</sup>	mm	59	62	50	58	+4	-8
	mm/ d	0,49	0,52	0,41	0,48	+0,03	-0,07
Trockenmasseertrag	dt/ ha	9,4	11,8	16,3	7,3		
N-Entzug	kg/ha	30,0	32,3	39,7	22,5		

<sup>1</sup> Zeitraum 26.8. bis 13.11.2013, <sup>2</sup> Zeitraum 14.11.2013 bis 13.3.2013, <sup>3</sup> Zeitraum 26.8. bis 28.10.2013, <sup>4</sup> Zeitraum 29.9.2013 bis 13.3.2014

Der Trockenmasseertrag der Zwischenfrucht der Löß-Lysimeter belief sich auf 11,8 bis 16,3 dt/ha. Damit wurde ein N-Entzug von 32,3 bis 39,7 kg/ha erzielt. Der Pflanzenbestand der Keuper-Lysimeter, der von Anfang in seiner Entwicklung zurückblieb, bildete demgegenüber einen geringeren Trockenmasseertrag (Tabelle 4).

Da es im Verlauf einer Vegetationszeit auch andere Quellen unproduktiver Verdunstungsverluste gibt, wie z.B. aufwachsender Ausfallraps im Juli und August mit höchstem Verdunstungsanspruch der Atmosphäre ist der festgestellte Mehrbetrag der Verdunstung durch Anbau von Zwischenfrüchten akzeptabel im Hinblick auf die Schonung der Bodenwasservorräte für die Folgefrucht. Die mit dem geringen gebildeten Trockenmasseertrag aufgenommene N-Menge ist in Anbetracht von N-Austrägen im Bereich von 5 bis 63 kg/ha bzw. durchschnittlich 26 kg/ha auf den Keuperverwitterungsböden im Thüringer Becken (KNOBLAUCH et al. 2013) ein bedeutender Beitrag für die Minderung der N-Auswaschung. Je mehr Trockenmasse von Zwischenfrüchten gebildet wird, desto größer wird auch die Verdunstung sein. Eine Aussaat der Sommerzwischenfrucht vor Mitte August trägt das Risiko einer höheren Verdunstung und ist im Interesse eines hohen Ertrages der folgenden Hauptkultur nicht zu empfehlen.

### *Trockenmasseertrag von Sommerzwischenfrucht in Abhängigkeit vom Anbauverfahren im Praxis-Feldversuch*

Aufgrund überdurchschnittlicher Niederschläge im Juli und August 2014 wies der Lößboden zur Aussaat der ZF am 18.8. bis in 60 cm Tiefe einen Wassergehalt von 80 % nFK auf. Der Pflanzenbestand erreichte das Entwicklungsstadium Aufgang (60% der Endpflanzenzahl) im Anbauverfahren Strohabfuhr/ Stoppelsturz/ Drillmaschine etwa 5 d eher im Vergleich zu Stroh breit/ Direktsaat (Tabelle 5). Dieser Unterschied zeigte sich auch im Zeitpunkt des Erreichens eines

Bedeckungsgrades von 50%. Zur Probenernte, kurz vor Eintritt von Nachfrösten, am 29.10.2014, wies der Pflanzenbestand in allen Varianten einen Bedeckungsgrad von etwa 100% auf und eine Bestandeshöhe von 41 bis 88 cm. Die ZF-Mischung Aqua Pro mit Rauhafer, Phacelia, Buchweizen, Öllein und Ramtilkraut erzielte in der Variante Stroh breit/ Direktsaat einen Trockenmasseertrag von 12 dt/ha. In der Variante Strohabfuhr/ Direktsaat war demgegenüber ein höherer Ertrag von 16 dt/ha festzustellen. Die technologisch aufwendigste Variante Strohabfuhr/ Stoppelsturz/ Drillmaschine führte zu einem Trockenmasseertrag von 20,2 dt/ha. Die Anwendung des Güllegrubbers mit 39,6 kg/ha Gülle-N und Drillmaschine brachte im Vergleich dazu keinen höheren Ertrag (Tabelle 5). Der N-Entzug der ZF-Mischung hing eng mit dem Ertrag zusammen und erreichte mit 34 bis 56 kg/ha in den Varianten ohne N-Düngung und 66 kg/ha in der Gülle-N-Variante eine für den Gewässerschutz akzeptable Größe. Die Anwendung von Phacelia-Reinsaat und der Zwischenfruchtmischung Universal aus Rauhafer, Phacelia und Alexandrinerklee erwies sich im Verfahren Stroh breit/ Direktsaat als ertragsstärker im Vergleich zur ZF-Mischung Aqua Pro. Aufgrund eines in allen Varianten unregelmäßig in der Fläche ausgebildeten ZF-Bestandes waren die Ertragsunterschiede nicht signifikant.

Die Vermutung, dass im Verfahren Stroh breit und Direktsaat mit einer Grubberdrillmaschine aufgrund geringerer Verdunstungsverluste ein schnellerer und gleichmäßigerer Aufgang sowie ein höherer Trockenmasseertrag erzielt wird im Vergleich zu flachem Stoppelsturz konnte im Praxisversuch im Jahr 2014 nicht bestätigt werden. Aufgrund der ergiebigen Niederschläge kam es nicht zu der in Trockengebieten im Sommer häufig zu beobachtenden Austrocknung des Oberbodens nach Stoppelsturz. Außerdem kann die hohe Strohmenge von 96 bis 105 dt/ha Trockenmasse in der Variante Stroh breit/ Direktsaat die Ablage der Saatkörner in den Boden behindern. Dazu kommt, dass für die mikrobielle Umsetzung des Strohs mineralischer Stickstoff

**Tabelle 5: Trockenmasseertrag und N-Entzug von Sommerzwischenfrucht-Mischungen unter dem Einfluss verschiedener Anbauverfahren.**

Variante		F1	F2	F3	F4	F5	F6
		Stroh breit			Strohabfuhr		
		ohne Stoppelsturz				Stoppelsturz	Güllegrubber
		Direktsaat mit Universalsämaschine Ultima CS				Drillmaschine Solitair 12	
		Phacelia	Universal	Aqua Pro			
Boden-N <sub>min</sub> -Gehalt nach Ernte 0...60cm	kg/ha	45	74	32	49	46	62
Aufgang		2.9.	5.9.	3.9.	3.9.	30.8.	30.8.
Bedeckungsgrad 50%		20.9.	23.9.	23.9.	23.9.	20.9.	18.9.
Bestandeshöhe zur Ernte	cm	40	46	41	55	59	58
Trockenmasseertrag	dt/ha	15,3	14,8	12,0	16,0	20,2	20,1
GD <sub>Tukey, 5%</sub>	dt/ha	9,5					
N-Entzug	kg/ha	39,8	47,3	34,0	48,2	56,1	65,6

im Boden verbraucht wird zu Ungunsten der Ernährung der Zwischenfrucht. Der Praxis-Feldversuch wird in zwei weiteren Jahren wiederholt.

## Literatur

KNOBLAUCH, S., E. ALBERT, U. HAFERKORN, J. HEYN, L. HEROLD, T. LIPPOLD, E. LEHMANN, J. LORENZ, B. ZACHOW, R. MEISSNER, J. SEEGER, M. SCHRÖDTER und C. STRAUSS, 2013: Wirkung landwirtschaftlicher Nutzung auf die N-Auswaschung

anhand langjähriger Lysimetermessungen in Mittel- und Nordostdeutschland und Schlussfolgerungen für die Minimierung der N-Befruchtung der Gewässer, Kapitel III, S. 99 bis 106. Schriftenreihe Landwirtschaft und Landschaftspflege in Thüringen. Heft 6/ 2013.

KNOBLAUCH, S., 2011: Ermittlung der Bodenwasserbereitstellung einer skelettreichen Para-Rendzina aus unterem Keuper im Vergleich zum Braunerde-Tschernosem aus Löß mit Hilfe der wägbaren Feldlysimeter Buttstedt. In: Tagungsband der 14. Gumpensteiner Lysimetertagung, 83-90.

# Wasserhaushaltsmodellierung an verschiedenen Lysimeterstandorten mit Hilfe eines konzeptuellen, modularen Bilanzmodells

Hubert Holzmann<sup>1\*</sup> und Klara Stangl<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Die Wasserhaushaltsbilanzierung im Rahmen hydrologischer Fragestellungen erfolgt vorwiegend mit Hilfe konzeptueller Modellansätze. Darin wird die Bodenkomponente oft als Einzel- oder Mehrfachspeicher mit linearen oder nichtlinearen Abflussanteilen beschrieben, welche zwischen raschen und langsamen Abflusskomponenten unterscheiden. Im Rahmen eines Forschungsprojektes wurde ein modulares Abflussmodell entwickelt, welches die Bodenkomponente und die Interaktion mit Oberflächenprozessen in unterschiedlichen Komplexitätsgraden widerspiegelt. Die Überprüfung erfolgte an verschiedenen Skalenbereichen, u.a. auch auf dem Plotmaßstab anhand von Lysimeterbeobachtungen (Lysimeter Castricum, Holland). Aus fünf verschiedenen Modellstrukturen konnte ein Modell als das am besten geeignete identifiziert werden mit einem Effizienzmaß nach Nash-Sutcliffe von 0,75. Diese Struktur wurde auch an einem unabhängigen Standort (Lysimeteranlage Wagna) validiert. Als wesentlich zeigte sich die Festlegung einer raschen und langsamen Abflusskomponente und die Berücksichtigung eines Verzögerungsmoduls, um die Speicherkapazität des Großlysimeters zu berücksichtigen.

*Schlagwörter:* Hydrologische Modellierung, Modellarchitektur, Modellvalidierung

## Summary

In the frame of hydrological modelling conceptual model types are frequently applied. Herein the physical processes of water transport along the boundary layer of soil, vegetation and atmosphere are often simplified by a sequence of linear or non-linear storages, which enable a distinction between quick and slow runoff response. In a research project a modular, conceptual model was tested and validated for different spatial scales. The domain of the plot scale was represented by lysimeter observations, where the drainage water was considered as the hydrological variable of interest. Different degrees of model complexity were compared and interrelated. The Nash-Sutcliffe efficiency could be increased by the stepwise model adaption process and reached values of 0,75 (calibration) and 0.58 (validation). Best results could be gained by integrating quick and slow runoff components (linear storages) and a delay function to consider storage effects along the lysimeter domain.

*Keywords:* hydrological modelling, model design, model validation

## Einleitung und Standortsbeschreibung

Die hydrologische Modellierung hat zum Ziel, Wasserhaushaltsgrößen in verschiedenen Skalenbereichen zu beschreiben und zu quantifizieren. Dabei ist unter anderem die Modellierung der Interaktion hydrologischer Subprozesse, insbesondere der dominanten Prozesse, von großer Bedeutung. Die Auflösung der Detailprozesse hängt vom gewählten Komplexitätsgrad des jeweiligen Modells ab. Einfache Modellansätze haben den Vorzug der geringeren Parameteranzahl, sind daher leichter und eindeutiger kalibrierbar. Komplexere Modellstrukturen vermögen die Subprozesse differenzierter darzustellen. Im Zuge eines Forschungsprojektes (HOLZMANN et al. 2013) wurde die Möglichkeit einer modularen Wasserbilanzmodellierung geprüft, in der unterschiedliche Modellstrukturen getestet wurden. Dies erfolgte an abgestuften Maßstabebereichen, im Speziellen für Kleineinzugsgebiete, Hangskale und den Plotmaßstab. Für den Plotbereich wurden Lysimeterstandorte verglichen. Es handelte sich dabei um den Großlysimeterstandort Castricum in den Niederlanden (vgl. HOEVEN 2011). Diese

Anlage beinhaltet Großlysimeter u.a. mit Baumvegetation. Zur Validierung der daraus gewonnenen Modellgeometrie wurden Daten der Lysimeteranlage Wagna vom Joanneum Research (FANK und UNOLD 2007) verwendet.

Die Lysimeteranlage Castricum wurde von der Wasserversorgungsgesellschaft Provincial Watersupply Company Northholland (PWN) errichtet. Ziel der Anlage war die Erforschung der Wasserspeicherung und Abgabe des Quellgebietes für die Sicherung der Wasserversorgung. Die Anlage besteht aus 4 Lysimetern mit unterschiedlicher Vegetationsbedeckung (vgl. *Abbildung 1*).

- Lysimeter 1 – ohne Bewuchs
- Lysimeter 2 – natürliche Dünenvegetation (büschiger Bewuchs)
- Lysimeter 3 – Laubwald mit Hauptanteil Eichen
- Lysimeter 4 – Pinienwald (*Pinus Nigra Austriaca*)

Die Becken bestanden aus Betonbecken mit einer Fläche von 25x25 Metern und 2.50m Tiefe. Der Abfluss erfolgt durch einen Drainagebrunnen. Bis zum Ende der Anlage

<sup>1</sup> Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau, Universität für Bodenkultur Wien, Muthgasse 18, A-1190 WIEN

\* Ansprechpartner: ao.Univ.-Prof. DI Dr. Hubert Holzmann



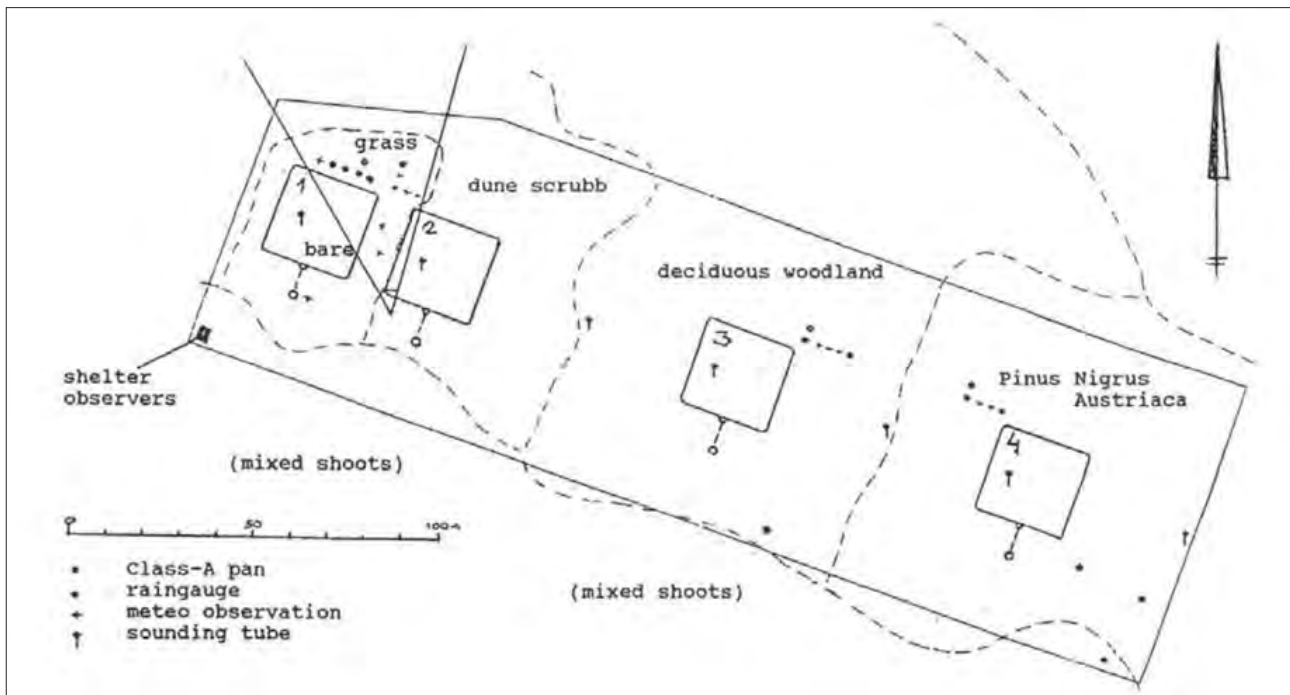


Abbildung 1: Lageplan der Lysimeteranlage Castricum.

war sie die größte seiner Art auf der Welt. Die verfügbaren Messungen reichen über 30 Jahre von Juni 1941 bis Jänner 1972. Der Abfluss aus den Lysimeter wurde einmal täglich um 8 Uhr gemessen.

## Methodik

Bei der konzepthaften Betrachtung der Abflussbildung bzw. des Wassertransportes können folgende Schlüsselprozesse identifiziert werden: (1) Speicherprozesse (Interzeption, Boden), (2) Translationsprozesse (Routing, Verlagerung) und (3) Schwellenwertprozesse (Perkolation, Sättigungsabfluss) und (4) Aufteilungsprozesse (Infiltration versus Oberflächenabfluss). Im modularen Modell BOKUMod gibt es dazu folgende Komponenten:

- Schmelze (Schnee / Gletscher)
- Interzeption (Vegetation / Streu)
- Einfacher Linearspeicher
- Vorregenindex API
- Verzweigungsfunktion
- Wurzelspeicher
- Speicher mobiles Bodenwasser
- Grundwasserspeicher
- Speicherkaskade
- Verzögerungsfunktion.

Diese Komponenten können in beliebiger Abfolge angeordnet und kombiniert werden. In *Abbildung 2* sind zwei Varianten zur Beschreibung des Wassertransportes in einem Lysimeter beispielhaft angeführt. Sie entsprechen den untersuchten Modellstrukturen der Varianten 1 und 4 (vgl. auch *Abbildung 3*). Primäres Ziel war die Festlegung einer optimalen Modellkonfiguration, welche eine bestmögliche Wiedergabe der

Sickerraten ermöglicht. Die Vorgangsweise beinhaltete folgende Bearbeitungssequenzen: (1) Festlegung einer primären Modellstruktur, (2) automatisierte Kalibrierung der Modellparameter, (3) Herleitung und Interpretation von Defiziten aus der Ganglinienanalyse, (4) Adaptierung / Ergänzung der Modellgeometrie und (5) Prüfung des Verbesserungspotentials anhand eines Effizienzkriteriums. Diese Schritte wurden anhand von fünf Modellrealisationen durchlaufen. Die generierten Modellvarianten sind im nachfolgenden Kapitel dargestellt. Jede Modellstruktur wurde an allen 4 Lysimetern angewendet. Der Parametersatz wurde mittels einer globalen Optimierung ermittelt wobei als Gütemaß das Kriterium nach NASH und SUTCLIFFE (1970) unter Zugrundelegung der beobachteten und simulierten Sickerwasserraten herangezogen wurde.

Die Kalibrierungsphase dauert 10 Jahre von Anfang 1952 bis Ende 1961, wobei das erste Jahr 1952 als Aufwärmphase gewählt und für die Optimierung nicht verwendet wurde. Die Validierungsphase dauerte von Anfang 1962 bis Ende 1968. Die Parameter wurden automatisch mittels einer globalen Optimierung optimiert. Als Programm wurde die Software PEST (Version 12.3, Watermark Numerical Computing) verwendet. Der Algorithmus basiert auf dem Konzept der „shuffled complex evolution (SCE), wie er von DUAN et al. (1992) beschrieben wurde.

Die Berechnung der Evapotranspiration erfolgte mithilfe der von der FAO empfohlenen Formel nach Penman-Monteith wie bei ALLEN et al. (1998) beschrieben. Mithilfe dieser Formel wird die Evapotranspiration für eine hypothetische Referenzgrasoberfläche berechnet. Zur Berücksichtigung der unterschiedlichen Eigenschaften verschiedener Vegetationsdecken, wird optional ein „Crop Factor“ eingeführt. Dieser Wert mit der Referenzevaporation multipliziert, ergibt die potentielle Verdunstung der jeweiligen Vegeta-

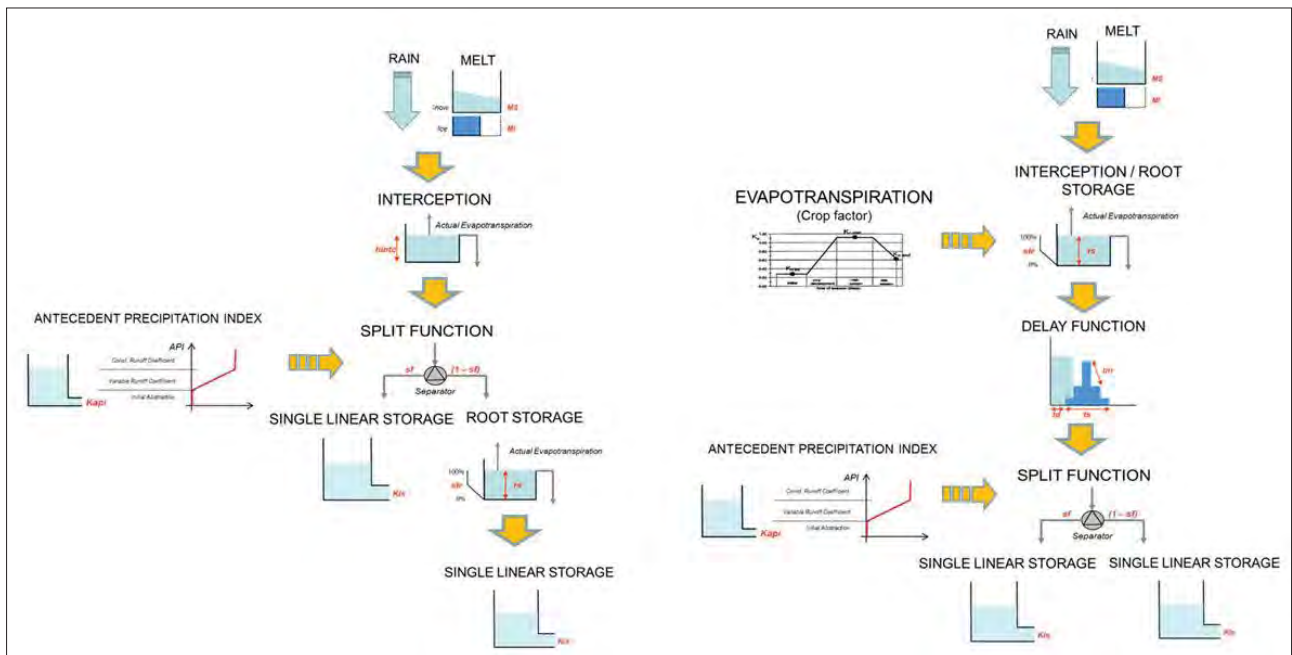


Abbildung 2: Modulare Abfolge der Teilprozesse in einer Lysimeteranlage. Variante 1 (links), Variante 4 (rechts).

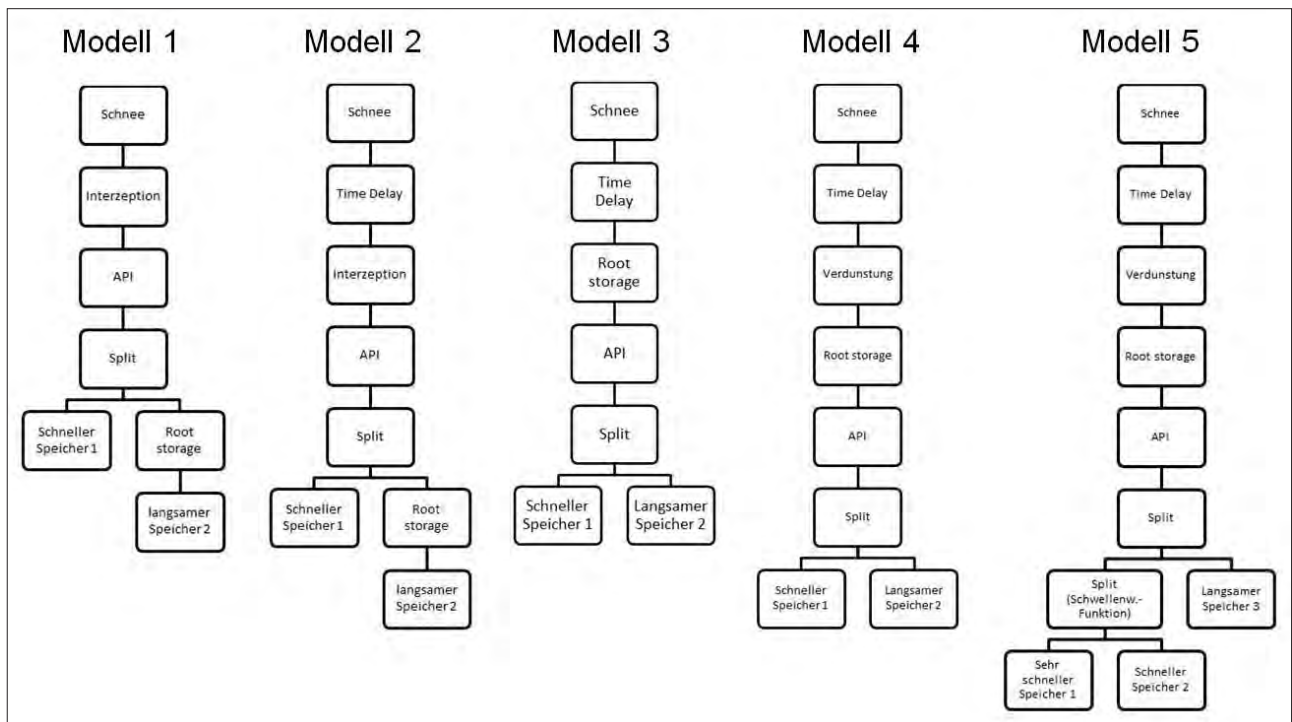


Abbildung 3: Untersuchte Modellstrukturen (Varianten 1 bis 5).

tion bzw. Feldfrucht (Crop). Tabellarisierte Crop Faktoren reichen von 0.4 – 1.2. Da die Formel vor allem für die Landwirtschaft und hier vor allem für die Bewässerung entwickelt wurde, gibt es nur wenige tabellarisierte Werte für natürliche Pflanzendecken.

### Ergebnisse

Mit Hilfe der verschiedenen Module wurde ausgehend vom „subjektiven“ Verständnis eine erste Modelstruktur entwi-

ckelt und erprobt. Als Leitbild galt, die Struktur solle „so einfach wie möglich und so komplex wie notwendig“ sein. In *Abbildung 3* sind die Entwicklungsstufen der einzelnen Modellrealisationen aufgezeichnet. Unterschiede ergaben sich vor allem in der separaten oder zusammengefassten Modellierung des Interzeption- und Wurzelspeichers, der Einführung eines Translationsterms (Time Delay) und der Aufteilung in langsamen und beschleunigten Abflussanteil sowie die optionale Verwendung eines Crop Faktors.

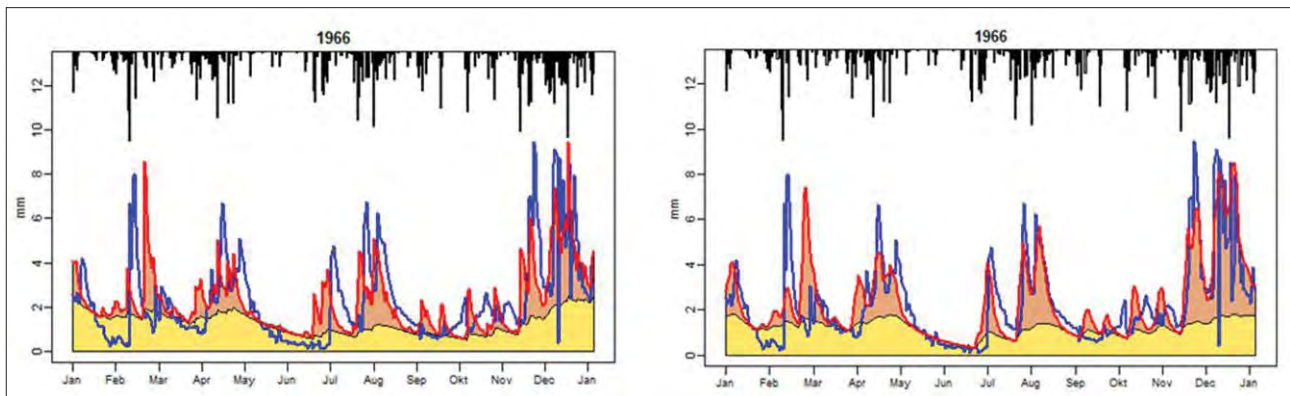


Abbildung 4: Niederschlag und Sickeraten in mm/Tag am unbewachsenen Lysimeter 1 für das Validierungsjahr 1966. Beobachtete (schwarze Linie) und simulierte (grau hinterlegt) Sickeraten. Modell 1 (links) und Modell 3 (rechts).

Tabelle 1: Effizienzmaße nach Nash-Sutcliffe der 5 Modellstrukturen an den vier Lysimeterstandorten differenziert nach Kalibrierungs- (Kal) und Validierungsphase (Val).

	Modell 1 (n=13)		Modell 2 (n=14)		Modell 3 (n=11)		Modell 4 (n=15)		Modell 5 (n=17)	
	Kal	Val	Kal	Val	Kal	Val	Kal	Val	Kal	Val
Lysimeter 1	0.22	0.29	0.55	0.48	0.53	0.54	0.57	0.57	0.50	0.54
Lysimeter 2	0.38	0.31	0.61	0.48	0.73	0.52	0.75	0.57	0.73	0.56
Lysimeter 3	0.39	0.23	0.67	0.45	0.70	0.44	0.71	0.58	0.74	0.54
Lysimeter 4	0.55	0.38	0.70	0.40	0.72	0.42	0.74	0.50	0.75	0.51

Beispielhaft ist in *Abbildung 4* der Entwicklungsschritt von Modell 1 zu Modell 3 anhand der Sickerwassermengen dargestellt. Durch Hinzunahme eines Translationsterms (Time Delay) und der Zusammenfassung von Interzeptions- und Wurzelspeicher wurden vor allem die Sickerwasserspitzen Juli/August und November/Dezember, die in der Variante 1 zu früh modelliert wurden, deutlich besser getroffen. Generell wurde dadurch das NS-Effizienzmaß von 0,29 auf 0,54 erhöht.

Die Ergebnisse der Kalibrierung zeigen für die Modellstrukturen 3 bis 5 annähernd gleiche Gütemaße (vgl. *Tabelle 1*), die Validierung weist jedoch Modell 4 als das Beste aus (siehe *Abbildung 5*). *Tabelle 1* zeigt auch die Anzahl der Parameter der einzelnen Modellrealisationen. Modell 3 hat mit 11 Parametern die geringste, Modell 5 mit 17 Parametern die höchste Parameteranzahl.

Die optimale Modellkonfiguration (Variante 4) wurde auch an der Lysimeteranlage Wagna überprüft, wobei das Referenzlysimeter mit Grasbewuchs herangezogen wurde. Auch hier waren die Ergebnisse zufriedenstellend (vgl. *Abbildung 6*).

Es wurde mit Tagessummen modelliert. Die Parameter wurden wieder automatisch kalibriert. Die Kalibrierung erfolgte von 1. Juni 2006 bis 31. Dezember 2008. Als Aufwärmphase wurde die Zeit bis zum 1. Jänner 2007 nicht gewertet. Die Validierung erfolgte für das Jahr 2009. Die Kalibrierung lieferte ein NS-Effizienz von 0,58, die Validierung von 0,28. Gut wurde dabei die Abfolge von Trocken- und Feuchtphasen modelliert, d.h. die Pausen zwischen den Versickerungsperioden und das darauffolgende „Anspringen“ des Sickerwasserzuflusses sind gut wiedergegeben. Dies deutet auf eine korrekte Festlegung der Verdunstungs- und Bodenspeicherkapazitäten hin. Die Sickerwasserspitzen im

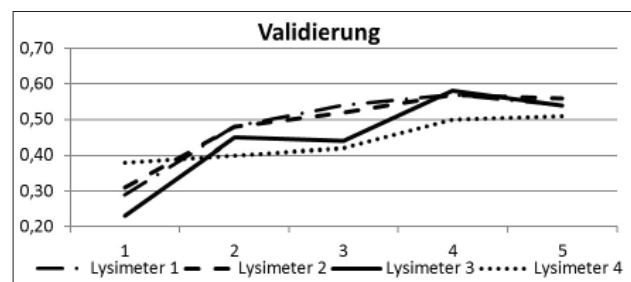


Abbildung 5: Effizienzmaße nach Nash-Sutcliffe der 5 Modellstrukturen an den vier Lysimeterstandorten.

März und April 2007 wurden unterschätzt, der abklingende Verlauf der Sickerwasserereignisse wurde im Modell überschätzt. Hier könnte durch Nachjustierung der Aufteilungsfunktion (Split-Funktion) zwischen raschen und langsamen Linearspeichern eine Verbesserung erzielt werden.

## Diskussion und Schlussfolgerung

Es hat sich gezeigt, dass Lysimeteranlagen neben der konventionellen Anwendung zur Messung der Stoffflüsse auch gut geeignet sind um hydrologische Prozesse an der Grenzschicht Boden-Atmosphäre zu prüfen und deren modellhafte Beschreibung zu unterstützen. Besonders nutzbringend ist dabei die Verfügbarkeit von zeitlich hochaufgelösten Zeitreihendaten bezüglich der Speicherwirkung des Bodens und der oftmals nichtlinearen Systemzusammenhänge von Infiltration, Speicherinhalt (Bodenwassergehalt) und Sickerwasserabfluss. Dies ermöglichte für die gegenständliche Fragestellung die Optimierung der Modellarchitektur eines konzeptuellen Wasserbilanzmodells unter der konzepthaften Einbeziehung bodenhydrologischer Funktionalitäten.



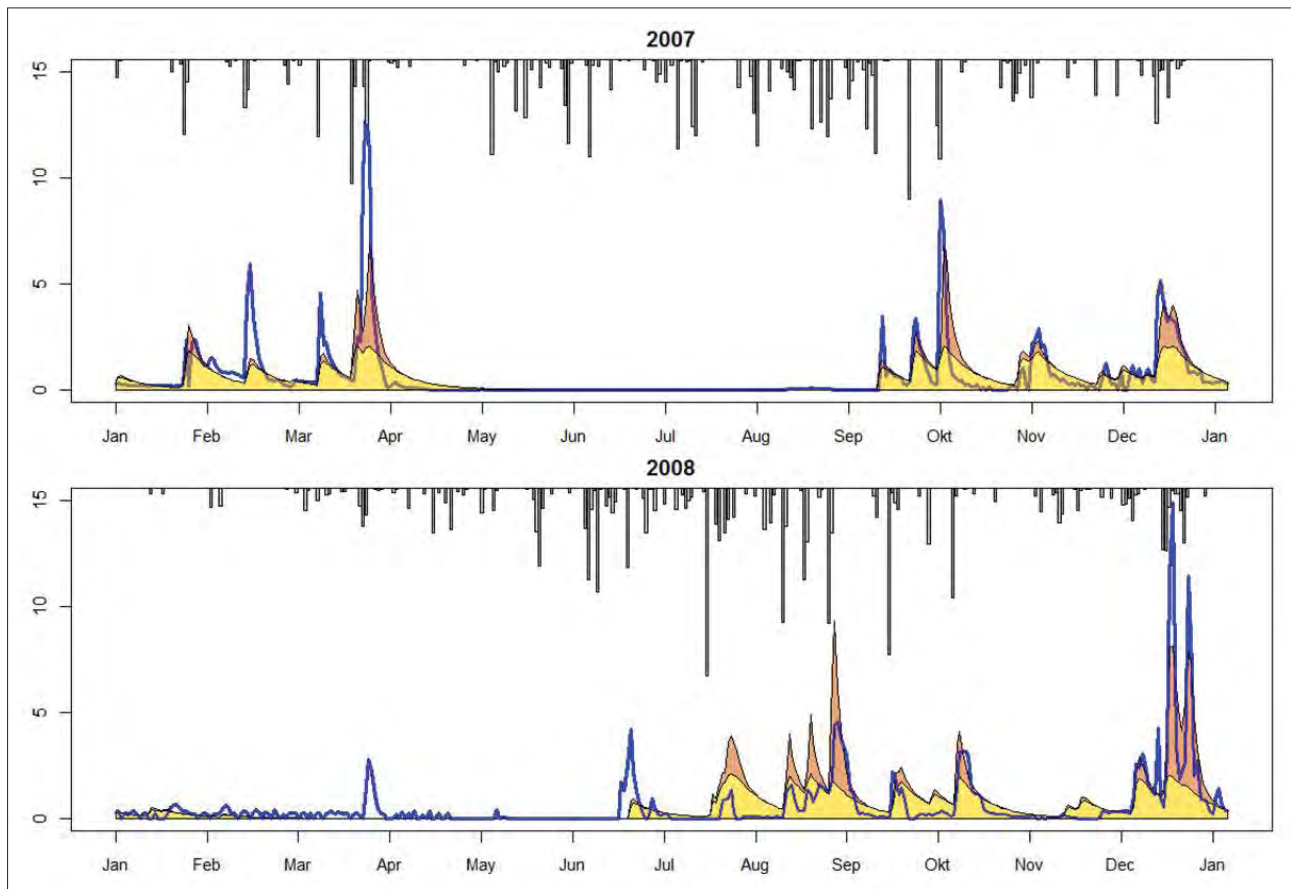


Abbildung 6: Niederschlag und Sickeraten in mm/Tag am Referenz-Lysimeter Wagna für die Jahre 2007 und 2008. Beobachtete (schwarze Linie) und simulierte (grau hinterlegt) Sickeraten mittels Modellstruktur 4.

Neben den bislang angewandten Modellanalysen ergeben sich durch die Verwendung von Lysimeterdaten weitere interessante Fragestellungen, die für die Entwicklung und Anwendung hydrologischer Modelle interessant sein können, so z.B.

- Parametrisierung von Speicherkenngrößen als Funktion der Bodenart,
- Analyse zeitvariabler Infiltrationsraten,
- Identifikation von Schwellenwertprozessen (z.B. Sickerwasser versus Niederschlag, Vorgefeuchte, Bodenwassergehalt)
- Zeitvariable Parametrisierung (z.B. Crop Coefficient) während der Wachstumsphase von Baumvegetation,
- Differenzierung von langsamer und rascher Abflusssdynamik (Matrix- versus Makroporenfluss) etc.

Die Domäne hydrologischer Konzeptmodelle liegt üblicherweise im Einzugsgebietsmaßstab. Wassertransportprozesse auf der Plotskala (Lysimeter, Hangmaßstab) werden sinnvollerweise mit Hilfe physikalisch basierter Modelle (z.B. 1D oder 2D Richards Modelle) beschrieben. Die vorliegende Untersuchung hat allerdings gezeigt, dass auch konzeptuelle Modellansätze geeignet sind, die generellen Wasserbilanzkomponenten Infiltration, Bodenspeicherung und Versickerung darzustellen. Dies kann auch ohne der detaillierten Kenntnis von bodenphysikalischen Grundlagen gelingen. Allerdings können damit nicht die systeminternen

Prozesse der Bodenwasserzone wie z.B. Feuchteverlagerung, Potentialgradienten, Wurzeinfluss, bevorzugte Fließwege etc. beschrieben werden. Auch die Beschreibung von Transportprozessen gelöster Stoffe bleibt physikalisch basierten Modellen vorbehalten.

## Literatur

- ALLEN, R.G. and Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1998: Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- DUAN, Q., S. SOROOSHIAN and V. GUPTA, 1992: Effective and efficient global optimization for conceptual rainfall-runoff models. *Water Resources Research*, 28(4), 1944-1973. doi: 10.1029/91WR02985.
- FANK, J. and G. von UNOLD, 2007: High-precision weighable field Lysimeter - a tool to measure water and solute balance parameters. *International Water and Irrigation*, 27/3, 28-32.
- HOEVEN, P.C.T. v. d., 2011: Lysimeters Castricum - Summary and datafiles Alterra-rapport. Wageningen: Alterra, onderdeel van Wageningen UR.
- HOLZMANN, H., C. MASSMANN and K. Stangl, 2014: DOMINA\_HYPRO - Development and testing of a modular conceptual hydrological model to identify dominating hydrological processes. Endbericht und die ÖAW.
- NASH, J.E. and J.V. SUTCLIFFE, 1970: River flow forecasting through conceptual models part I - A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282-290.



# Messung der Bodenwasserdynamik unter einem Pflanzenbestand und einem brachen Boden - Ein Direktvergleich

Wolfgang Durner<sup>1\*</sup>, Ines Andrá<sup>1</sup> und Siegfried Schittenhelm<sup>2</sup>

## Zusammenfassung

Zwei Teilflächen eines Agrarstandorts wurden in den Tiefen 12,5 cm und 25 cm identisch mit 5 Typen von Wassergehaltssensoren und 7 Typen von Matrixpotentialsensoren instrumentiert. Eine Teilfläche lag unter einem aufwachsenden Weizenbestand und die andere unter einer Dauerbrache. Zur Minimierung räumlicher Heterogenität wurde die Fläche vor der Einsaat ca. 30 cm tief gepflügt und ca. 20 cm tief mit der Kreiselegge bearbeitet. Beide Flächen wurden schließlich mit einer Walze oberflächlich eingeebnet. Nachdem sich beide Teilflächen zunächst in bodenhydrologischer Hinsicht vergleichbar verhielten, traten im Laufe der 12-wöchigen Messperiode zunehmend vegetationsbedingte Unterschiede in den Vordergrund. Die Tagesgänge der Wasserspannung folgten den Erwärmungs- und Abkühlungszyklen und zeigten ein komplexes Verhalten, welches sich aus einer Überlagerung der Instrumentenreaktion und der Änderung der Bodenwasserspannung aufgrund von Erwärmung sowie der Wurzelwasseraufnahme ergab. Die Variabilität der gemessenen Wasserspannungen blieb unter der Brache gering, stieg für die Teilfläche unter Vegetation aber stark an. Die Wassergehaltsmessungen zeigten in Hinblick auf die Absolutwerte eine Spannweite von  $\pm 3\%$ , die relativen Änderungen des Wassergehalts wurden von allen Geräten recht präzise abgebildet. Die aus Labormessungen abgeleitete Feldkapazität des Bodensubstrats überschätzt die aus in situ Daten ermittelte nFK fast um den Faktor zwei.

*Schlagwörter:* Lysimeter, hydraulische Eigenschaften, Tensiometer, TDR, FDR, Sensorvergleich

## Summary

Two adjacent plots of a agricultural site were identically instrumented with 5 types of water content sensors and 7 types of matric potential sensors, placed in depths of 12 cm and 25 cm. One plot was under a growing wheat, the other under bare soil. To minimize spatial heterogeneity, the area was plowed and harrowed before sowing. Both areas were finally leveled at the surface with a roller. The two plots showed initially comparable soil water dynamics, but diverged continually more during the 12-week measurement period, caused by the growing vegetation. The diurnal variations of the water tension followed the heating and cooling cycles and showed a complex behavior, which was due to a superposition of the instrumental response and the change of soil water stress due to warming, as well as the root water uptake. The variability of the measured water tensions remained small under bare soil, but rose strongly under vegetation. The water content measurements in terms of the absolute values varied in a range of  $\pm 3\%$ , the relative changes in water content were, however, quite precisely mapped by all devices. The usable field capacity calculated from laboratory measurements overestimated the in situ determined field value almost by a factor of two.

*Keywords:* hydraulic properties, tensiometer, TDR, FDR, sensor comparison, root water uptake

## Einleitung

Die Auswirkungen von Pflanzen auf die Bodenwasserdynamik zu messen und zu verstehen stellt eine enorme Herausforderung dar, da es schwer ist, den Einfluss der Pflanzen von sonstigen Prozessen des Bodenwasserflusses zu trennen. Insbesondere an Schönwettertagen ergeben sich deutliche Tagesgänge der Wasserspannung und des Wassergehaltes. Ob diese jedoch durch Temperatureffekte auf Messgeräte und die Oberflächenspannung des Wassers, oder durch die Prozesse Evaporation, Transpiration, Redistribution, oder durch thermal induzierte Wasserflüsse hervorgerufen werden, ist experimentell nur schwer erfassbar. Räumliche Heterogenität, Wurzelwachstum, sowie Ausscheidung von

Wurzelexudaten, welche die hydraulischen Funktionen verändern, erschweren eine Analyse zusätzlich.

Ziel dieser Untersuchung war es, durch eine sorgfältige vergleichende Messkampagne die Bodenwasserdynamik unter einem unmittelbar benachbarten brachen und einem vegetationsbedeckten Standort zu erfassen. Besonderes Augenmerk wurde dabei darauf gelegt, identische Bodeneigenschaften und eine möglichst identische Ausgangssituation zu haben, so dass auftretende Unterschiede nicht auf Sekundärfaktoren wie räumliche Variabilität zurückgeführt werden können. Die Studie beinhaltet zwei interessante „Nebeneffekte“. Da insgesamt 6 Typen von Wassergehaltssensoren und 6 Typen von Wasserspannungssensoren

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

<sup>2</sup> Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Julius Kühn-Institut, BRAUNSCHWEIG

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






Sensor	Hersteller	Messprinzip**	Einheit	Messbereich	T*	
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	-	

Abbildung 1: Verwendete Wassergehalts-Sensorik. Beachte, dass die Abbildungen nicht maßstabstreu sind, sondern auf gleiche Abbildungsgröße skaliert wurden.

eingebaut wurden, können die Reaktion von Sensoren unterschiedlicher Bauart und Hersteller miteinander verglichen werden. Weiterhin wurden in Laboranalysen die hydraulischen Eigenschaften des Bodensubstrats erfasst und können mit den in-situ erfassten Eigenschaften verglichen werden. In diesem Beitrag werden die Wassergehaltsmessungen diskutiert und die Feld- vs. Labor-Retentionskurven verglichen. Auf die Darstellung der Tensionsmessungen muss aus Platzgründen verzichtet werden.

## Material und Methoden

### Standort

Der Messstandort befand sich auf dem Gelände des Thünen-Instituts im Westen der Stadt Braunschweig. Auf dem Gelände befinden sich Institute des Thünen-Instituts und des Julius-Kühn-Instituts (JKI), das Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit, des Friedrich-Löffler-Institut sowie eine Wetterstation des Deutschen Wetterdienstes. Das durch Landwirtschaft geprägte Gelände wurde 1935 - 1947 für einen Forschungsflughafen mit Rollfeld genutzt (SAUERBECK 2005). Die Versuchsfläche lag im nördlichen Teil des Geländes mit den Koordinaten 52.295206 N und 10.440349 O. Das Gelände ist eben, der Grundwasserspiegel liegt 3 m unter der Geländeoberfläche (SAUERBECK 2005). Der vorliegende Bodentyp ist Braunerde. Von 0 bis 30 cm liegt ein Ap-Horizont vor, darunter liegt ein mächtiger verbraunter Horizont (Bv). Die Bodenart des Ap-Horizonts ist stark schluffiger Sand (Su4) und die des Bv-Horizonts mittel schluffiger Sand (Su3). Generell wird das Bodenmaterial mit zunehmender Tiefe sandiger. Am 10.03.2014 fand eine Bodenbearbeitung mit dem Pflug und dem Packer auf 30 cm Tiefe statt. Kurz vor der Aussaat des Sommerweizens (Sorte: Granus) am 26.03.2014, mit 330 Körnern pro Quadratmeter und einer Reihenweite

von 11,9 cm, wurde das Saatbett mit einem Kreiselgrubber feinkrümelig eingestellt. Mitte April fand eine Walzung statt, so dass eine absolut ebene und präzise definierte Bodenoberfläche vorlag. Am 22.04.2014 sowie am 04.06.2014 wurde der Boden mit jeweils 80 kg ha<sup>-1</sup> Stickstoff gedüngt. Für den Pflanzenschutz fand eine Behandlung am 28.04.2014 mit einer Mischung aus den Herbiziden Concert SX (100 g ha<sup>-1</sup>) und Arelon Top (2 L ha<sup>-1</sup>) statt. Als Fungizid wurde das Mittel Gladio (0,8 l/ha) und als Insektizid das Mittel Karate Zeon (75 mL ha<sup>-1</sup>) am 06.06.2014 ausgebracht. Nach Beendigung der Messkampagne wurde das Getreide am 08.08.2014 geerntet. Alle hier beschriebenen Maßnahmen wurden durch das Personal des JKI durchgeführt

### Sensorik

Zur Messung von Wassergehalten wurden in einer Messkampagne die Wassergehaltssensoren Trime Pico64 (IMKO), EC5, 10HS, TM5 (Decagon), und ThetaProbe ML2x (Delta-T) verwendet (Abbildung 1). Sie basieren auf den Messprinzipien „Time Domain Reflectometry“ (TDR), „Frequency Domain Reflectometry“ (FDR) und „capacitance method“. Näheres zur Spezifizierung der Sensoren ist den Herstellerangaben zu entnehmen. Wasserspannungen wurden die Tensiometertypen T4, T5 und T8 (UMS GmbH) sowie 4 Typen von Matrixsensoren eingesetzt: MPS-1 und MPS-2 (Decagon); pF-Meter (EcoTech), Tensiomark (bambach GbR), und SIS Smart Irrigation Sensor (UMS). Alle Matrixsensoren beruhen auf dem Prinzip, dass ein keramischer Gleichgewichtskörper mit dem zu messenden Boden in Kontakt gebracht wird, das hydraulische Potential sich durch Wasseraufnahme oder -abgabe kontinuierlich dem umgebenden Boden anpasst, der Wassergehalt im Sensor gemessen wird, und über interne Kalibrierungen das zugehörige Matrixpotential errechnet wird. Die vier Sensortypen werden nachfolgend kurz charakterisiert.

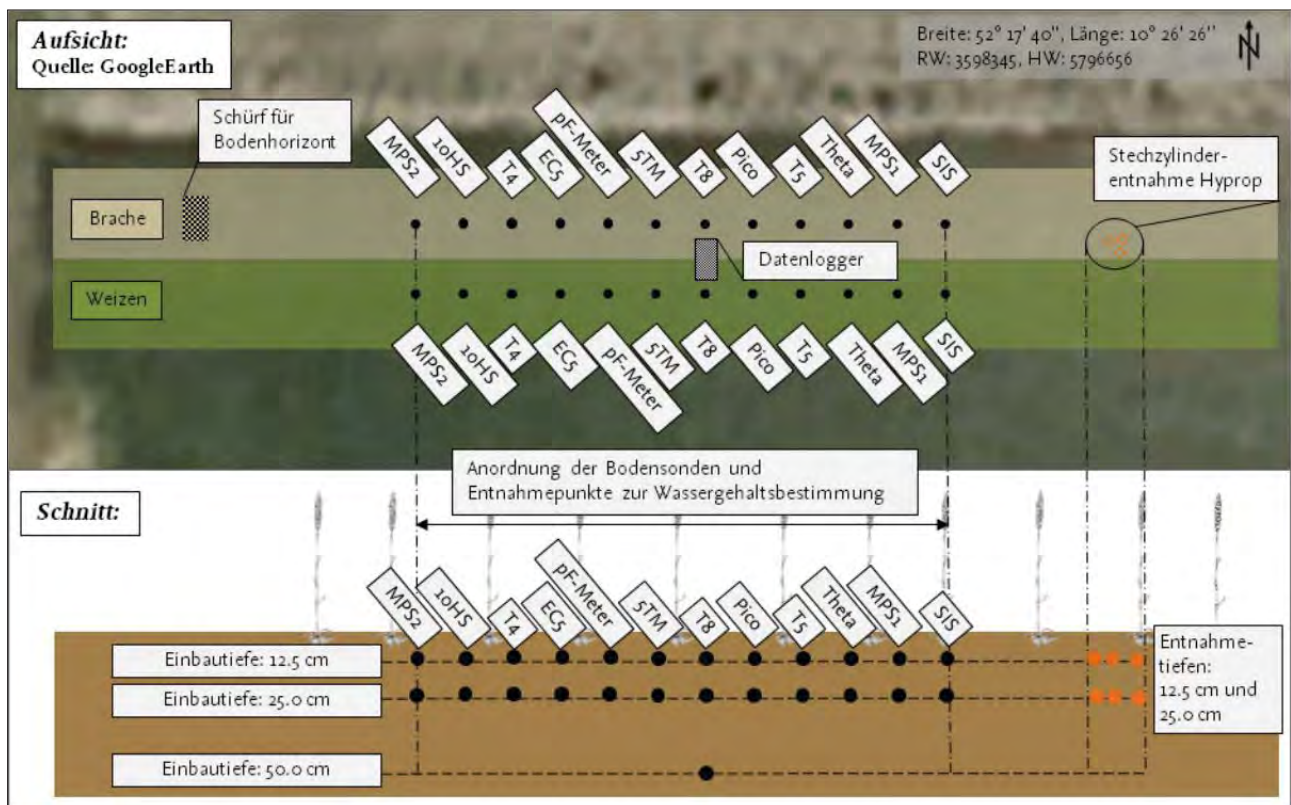


Abbildung 2: Lageplan des Versuchsfeldes und Aufsicht und Schnitt.

### Messfeld und Instrumentierung

Das Messfeld bestand aus einer ca. 50 m langen und 20 m breiten Fläche. Auf einer Hälfte der Fläche wurde Sommerweizen eingesät (Abbildung 3c). Die Teilflächen wurden nach der Walzung weder betreten noch befahren. Der Einbau der Messgeräte erfolgte am 24. April 2014 in einem abgegrenzten Plot von 2 m Breite und 6 m Länge, der an der Grenze der beiden Teilflächen lag. Brachfläche und Weizenfläche wurden in spiegelsymmetrischer Anordnung mit den Wassergehalts- und Matrixpotentialsensoren instrumentiert. Die Auslegung der Messgeräteinstallation ist in Aufsicht und im Tiefenprofil in *Abbildung 2* dargestellt. Jeder Sensortyp wurde vierfach eingebaut: Jeweils 12,5 und 25 cm unter Geländeoberkante unter Brache (B) sowie unter Weizen (W). Sensoren gleichen Typs wurden jeweils untereinander eingebaut. Vom Tensiometer T8 wurden zusätzliche Sensoren 50 cm unter GOK installiert. Entsprechend ergaben sich insgesamt 12 Datenreihen mit der Spezifikation B12, B25, W12 und W25 sowie je eine Datenreihe für die Bereiche B50 und W50.

Die Messgeräte wurden auf beiden Seiten ca. 50 cm von der Trennlinie zwischen Brache und Weizenfläche entfernt platziert. Der Abstand zwischen den einzelnen Sensoren entlang der Linie betrug 50 cm. Für die Tensiometer T4 und T8 und den Matrixsensor SIS wurden mithilfe einer Führungsschiene und einem Bohrstock im Winkel von 45 Grad zur Oberfläche Löcher vorgebohrt. Diese waren so platziert, dass sich die Mitte der Keramik des hineingeschobenen Sensors in der Zieltiefe unter der Einbaulinie befand. Um die Tensiometerschäfte herum wurde an der

Bodenoberfläche eine Gummischeibe gelegt, um die Löcher vor eindringendem Wasser zu schützen. Bei den T8 wurde um die aus der Bodenoberfläche ragenden Bauteile (Schaft und Befüllröhrchen) eine Isolierung angebracht, um Temperaturschwankungen der Bauteile zu vermindern (Abbildung 3a). Die übrigen Sensoren wurden horizontal eingebaut, indem zunächst auf der Innenseite der Einbaulinie ausreichend tief gegraben wurde und die Sensoren dann in der Zieltiefe horizontal in den Boden geschoben wurden (Abbildung 3b). Bei den Sensoren 5TM und 10HS wurde zuvor mit einer Metallschablone in der Form des Sensors ein passendes Loch vorgestochen. Bei den Sensoren MPS-1 und MPS-2 wurde in der Zieltiefe zunächst ein passendes Loch ausgehöhlt. Um diese Sensoren wurde vor dem Einbau ein Klumpen aus Bodenmaterial geformt und der Sensor mit dem Bodenmaterial horizontal in die „Höhle“ geschoben, und sämtlicher Hohlraum mit Bodenmaterial ausgefüllt. Um „Abschattung“ zu vermeiden, wurden der obere und untere Sensor dieses Typs jeweils leicht gegeneinander versetzt eingebaut. Zum Schluss wurden die Zugangsgräben wieder möglichst auf die vorherige Lagerungsdichte mit Boden verfüllt. Auf der Weizenfläche wurden im wiederverfüllten Bereich die Weizenpflanzen wieder eingesetzt. *Abbildung 3c* zeigt das Messfeld nach dem Einbau.

### Datenaufnahme, Probenahme von Stechzylindern

Die Sensoren wurden an einen Datenlogger des Typs DT85 (UMS GmbH, München) und zwei EM50-Logger (Decagon Inc., Pullman, USA) angeschlossen. Der DT85 befand sich



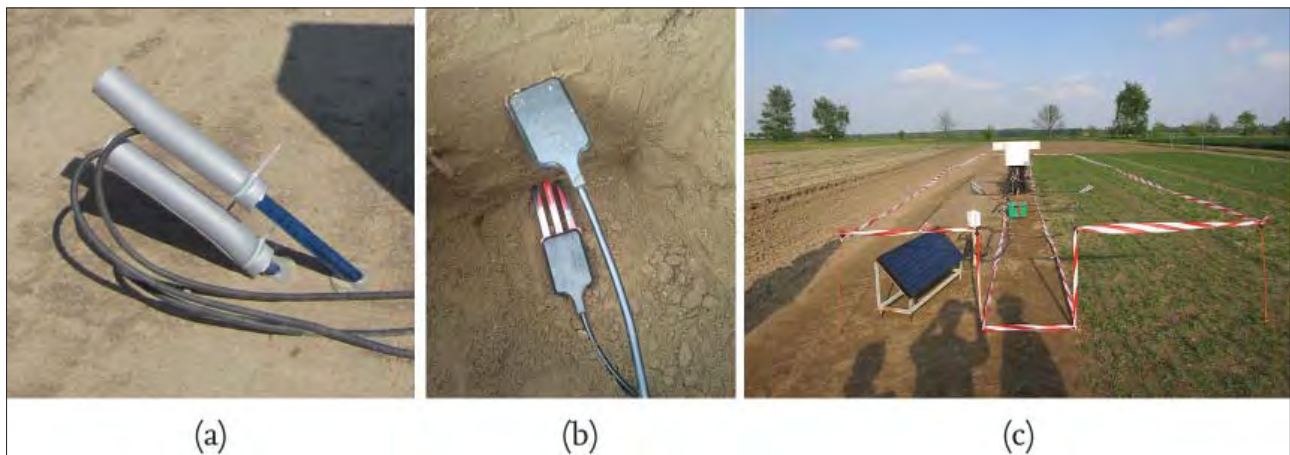


Abbildung 3: Messfeld nach dem Einbau: (a) Tensiometer T8 auf Brachfläche mit Isolierung in grau. (b) Einbau der 5TM-Sensoren. (c) Messfeld nach der Installation der Sensoren und Logger. Die Teilflächen sind mit Absperrband eingezäunt.

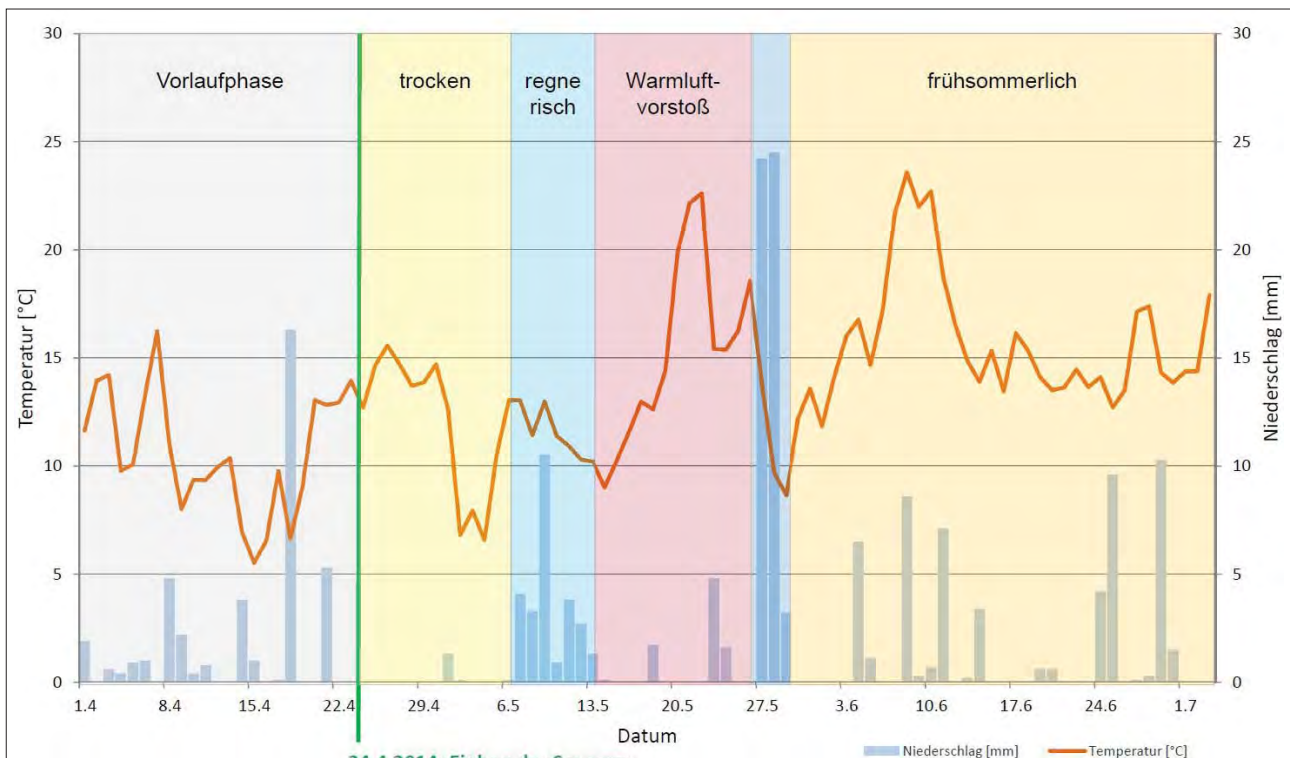


Abbildung 4: Einteilung der Wetterphasen über die Versuchsdauer an Hand der Lufttemperatur und des Niederschlags.

in der Mitte des Messfeldes und war an einer Halterung befestigt. Die Logger wurden wöchentlich ausgelesen. Während der Untersuchungsperiode wurde darauf geachtet, dass die Brachfläche vollständig vegetationsfrei blieb. Die wenigen vereinzelt trotz Herbizideinsatz keimenden Pflanzen wurden von Hand entfernt. Die Höhe des Weizens wurde zu drei Terminen mit einem Zollstock gemessen. Die Messung wurde am 3. Juli 2014 beendet. Beim Ausbau der Sensoren wurden Stechzylinderproben ( $100 \text{ cm}^3$ ) in unmittelbarer Nähe der Wassergehaltssensoren zur Bestimmung von Referenzwassergehalten genommen. Es wurden die Tiefen 12,5 cm und 25,0 cm jeweils für Brache und Weizen beprobt. An den Stechzylindern wurden der volumetrische Wassergehalt und die Lagerungsdichte bestimmt.

Für die Bestimmung bodenhydraulischer Parameter im Labor wurden weiterhin am Einbautag aus den Untersuchungshorizonten 12,5 cm und 25 cm je drei Stechzylinder ( $250 \text{ cm}^3$ ) ungestörter Bodenproben entnommen. An diesen Proben wurden die gesättigte Leitfähigkeit sowie die ungesättigten bodenhydraulischen Eigenschaften mit dem KSAT- und dem HYPROP-System der Fa. UMS bestimmt.

#### *Datenverarbeitung, Bildung von Ensemblemeans, und Offsetberechnung*

Die Daten aller Sensoren wurden mit einem Messintervall von 30 Minuten über einen Zeitraum vom 23. April 2014 bis 3. Juli 2014 aufgezeichnet. Aus den Rohdaten wurden



zunächst einzelne Nullwerte eliminiert, die auf kurzzeitige Aussetzer des Datenloggers zurückzuführen waren. Im zweiten Schritt wurden durch Sichtung der einzelnen Datenreihen für individuelle Sensoren offensichtliche Ausfälle oder einzelne Ausreißer eliminiert. Im dritten Schritt wurden für alle vier Kompartimente (B12, B25, W12, W25) Ensemble-Mittelwerte der Tensionsreihen und der Wassergehaltsreihen gebildet. Hierzu wurden alle Sensoren simultan gegen die Zeit aufgetragen und geprüft, ob ein einzelner Sensor insgesamt oder über begrenzte Zeiträume so deutlich von der Majorität der Sensoren abweicht, dass seine Berücksichtigung den Mittelwert deutlich verzerren würde. Diese „Ausreißerbereinigung“ wurde nicht mit Hilfe statistischer Ausreißertests durchgeführt. Im finalen Schritt wurde bei den Wassergehalten eine individuelle Offsetkorrektur vorgenommen, in dem alle Sensoren durch eine Linearverschiebung auf den selben Ensemblemittelwert gebracht wurden. Zur weiteren Datenverarbeitung und für Visualisierungen wurden die Werte auf Vierteltageswerte sowie auf Tagesmittelwerte aggregiert.

## Ergebnisse und Diskussion

### Wetter

Die vom Deutschen Wetterdienst (DWD) aufgezeichneten Temperaturen in der Atmosphäre lagen im Untersuchungs-

zeitraum 23. April 2014 bis 3. Juli 2014 zwischen 5 °C und maximal 24 °C im Tagesmittel. Insgesamt wurden während der Messkampagne 143 mm Niederschlag gemessen. Davon fielen 36 % (52 mm) während eines dreitägigen Regenereignisses Ende Mai. Die akkumulierte Penman-Verdunstung lag bei 285 mm. Daraus ergibt sich für den Untersuchungszeitraum eine klimatische Wasserbilanz von -142 mm. In der Vorlaufzeit vom 1. April bis zum Einbau am 23. April war nur eine geringe Niederschlagsmenge angefallen. Es lagen somit optimale Einbaubedingungen und saisontypische Anfangsbedingungen für die Messkampagne vor.

Die Messperiode wurde anhand der Temperaturverläufe und Niederschlagsereignisse in fünf Wetterphasen aufgeteilt (Abbildung 4). Die Messkampagne begann mit einer trockenen Nordostlage über Mitteleuropa. Die trockene Wetterphase wurde von einer siebentägigen regenreichen Periode mit 27 mm Niederschlag und absinkenden Temperaturen abgelöst. Ein Hochdruckgebiet leitete anschließend einen Warmluftvorstoß ein. In der Zeit vom 14. bis zum 26. Mai stiegen die durchschnittlichen Tagestemperaturen auf bis zu 22,6 °C an. Die Phase Warmluftvorstoß wurde am 26. Mai durch einen Kälterückfall abgelöst. Mit dem Temperaturrückgang ging ein ausgesprochen intensives und ergiebiges Regenereignis einher. Innerhalb von 45 Stunden fielen 52 mm Niederschlag, die Tagestemperaturen fielen ab auf 9 °C, bei vernachlässigbarer ET. In der letzten Phase herrschten durchschnittliche fröhsummerliche Bedingungen

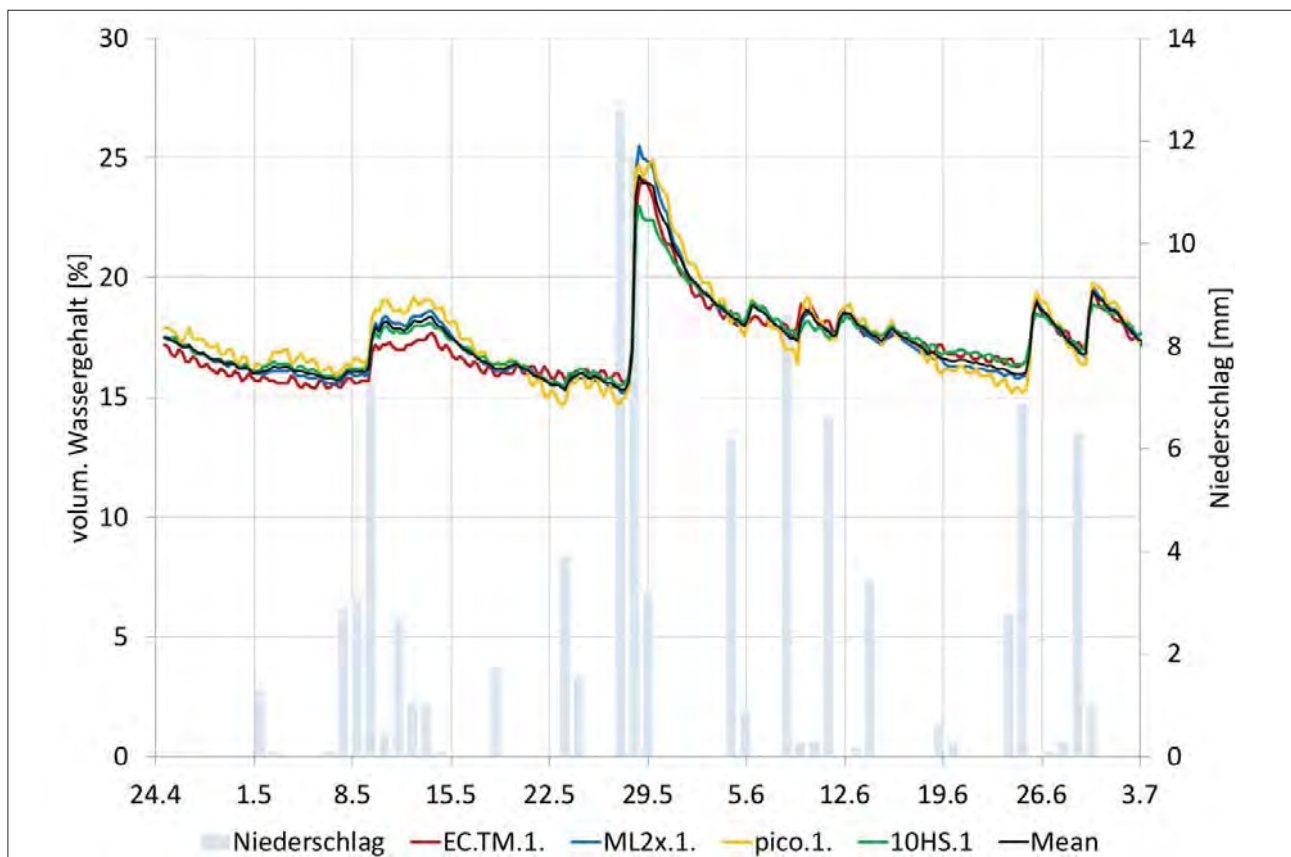


Abbildung 5: Offsetkorrigierte Verläufe der Wassergehaltssensoren unter Weizen in 12,5 cm Tiefe sowie daraus gewonnenes Ensemblemean. Zeitliche Auflösung der gezeigten Daten ist 6 Stunden. Die Werte des Sensors EC5 fehlen an dieser Lokation wegen Sensorausfall.



Abbildung 6: Offsets der Wassergehaltssensoren gegenüber den Ensemblemeans. Positive Abweichung bedeutet, dass der Sensor höhere Werte anzeigt als das Ensemble. Die Farben kennzeichnen die Brache (braun) und Weizen(grün) in den Tiefen 12.5 cm (hell) und 25 cm (dunkel).

Tabelle 1: Vergleich der Wassergehalte der Sensoren mit den benachbart genommenen Stechzylinderproben. EC5 in Brache 12,5 cm und Pico in Brache 25,0 cm waren am 03.07. bereits ausgefallen und konnten daher in dem Vergleich nicht berücksichtigt werden.

Typ	Sensor	$\theta_{v(Stech.)}$ [%]	$\theta_{v^*}$ [%]	$\theta_{v(Stech.)} - \theta_{v^*}$ [%]
Brache 12,5 cm	10HS	19,9 ± 0,8	26,7	-6,8
	ML2X	18,5 ± 0,7	21,7	-3,2
	Pico	18,8 ± 0,8	17,4	1,4
	TM5	19,0 ± 0,8	17,0	2,0
Brache 25,0 cm	10HS	18,6 ± 0,7	26,5	-7,9
	EC5	20,8 ± 0,8	20,6	0,2
	ML2X	19,8 ± 0,8	19,4	0,4
	TM5	19,4 ± 0,8	22,0	-2,6
Weizen 12,5 cm	10HS	11,9 ± 0,5	20,0	-8,1
	EC5	13,3 ± 0,5	13,3	0,0
	ML2X	12,1 ± 0,5	13,3	-1,2
	Pico	12,5 ± 0,5	10,5	2,0
	TM5	12,2 ± 0,5	13,9	-1,7
Weizen 25,0 cm	10HS	10,4 ± 0,4	15,2	-4,8
	EC5	10,7 ± 0,4	9,2	1,5
	ML2X	10,4 ± 0,4	10,8	-0,4
	Pico	12,4 ± 0,5	9,2	3,2
	TM5	8,6 ± 0,3	10,5	-1,9

vor, mit einer Niederschlagssumme von 55 mm und einer Verdunstungssumme von 172 mm. Die daraus resultierende Niederschlagsbilanz von -117 mm repräsentiert qualitativ die Gesamtbilanz der Messperiode.

### Wassergehalte – Sensorvergleich

Für die Wassergehaltsmessungen zeigte sich, dass die Sensoren trotz sehr homogener Bodenverhältnisse beträchtliche Unterschiede in Hinblick auf die Absolutwerte anzeigten. Schwankungen der Wassergehalte wurden dagegen von allen Sensoren sehr ähnlich erfasst. Dies wird beispielhaft verdeutlicht in Abbildung 5, wo die offsetkorrigierten Verläufe der Sensoren in 12.5 cm unter Brache (B12) gezeigt werden.

In Hinblick auf die individuellen Wassergehaltssensoren fanden wir keine generellen Abweichungstrends gegenüber dem Ensemblemittel, mit einer signifikanten Ausnahme: die 10HS-Sensoren zeigten in allen Fällen gegenüber dem Ensemble höhere Wassergehalte an. Die Offsets sind in Abbildung 6 dargestellt, sie betragen zwischen 6 und 8 % volumetrischer Wassergehalt. Da alle vier 10HS-Sensoren dieselbe Richtung des Offsets anzeigten, kann lokale Variabilität oder Zufall als Ursache mit hoher Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden. Diese Hypothese wird erhärtet durch den Vergleich mit den Wassergehalten am Ende der Messperiode (03.07.14 um 8:30 Uhr) entnommenen Stechzylinderproben (Tabelle 1). Die Differenzen zwischen den Stechzylindern und den sensorbestimmten Wassergehalten variieren maximal zwischen -2,6 Vol-% (TM5, Brache 25,0 cm) und +3,2 Vol-% (Pico, Weizen 25,0 cm). Nur die Wassergehaltsunterschiede zwischen den 10HS-Sensoren und Stechzylindern sind sehr groß und systematisch gerichtet (-4,8 Vol-% bis -8,1 Vol-%) und bestätigen damit den Eindruck der Auswertung der Zeitreihen. Im Mittel wiesen die low cost-Sensoren EC5 die geringste und die ML2x-Sensoren die zweitkleinste Differenz zu den Stechzylinderwerten auf. Aufgrund der kleinen Anzahl von nur vier Messungen sind diese Werte allerdings nicht statistisch belastbar.

### Wassergehalte – Zeitlicher Verlauf unter Brache und unter Weizen

Abbildung 7 zeigt den Verlauf der Ensemblemittelwerte für die beiden Einbautiefen und die Seiten B und W. Die Verläufe entsprechen weitgehend den Erwartungen: Die Wassergehalte in 12.5 cm Tiefe sind anfänglich unter Brache und unter Weizen kaum zu unterscheiden, ihre Austrocknung in der ersten Schönwetterperiode erfolgt in vergleichbarem Maße, da die Weizenpflänzchen noch sehr klein sind und nicht bis in die Sensortiefe wurzeln. Auf die erste Regenperiode reagieren beide Seiten ähnlich, wobei der Wassergehaltsanstieg unter Weizen eine Spur stärker ausfällt. Mit zunehmender Vegetationsentwicklung setzt eine systematische Differenzierung ein, der Warmluftvorstoß in der zweiten Maihälfte bewirkt eine wesentlich stärkere Wasserentnahme unter Weizen im Vergleich zur Brache. Die oberen Sensoren zeigen bereits bei kleinen Regenereignissen (z.B. um den 08.05.) eine größere Wassergehaltsänderung, während die unteren Sensoren dieses nicht tun. Am Ende einer Austrocknungsperiode ist der Wassergehalt in 25,0 cm Tiefe deutlich höher als in 12,5 cm Tiefe und unter Brache insgesamt höher als unter Vegetation. Bemerkenswert erscheint insbesondere der sehr geringe Wassergehaltsabfall unter Brache in 25 cm, während der Wassergehalt unter Weizen 25 cm stark abfällt. Auf den Starkregen reagieren beide Bereiche mit schnellen und starken Anstiegen. Abbildung 8 zeigt diesen Ausschnitt in höherer zeitlicher Auflösung, mit stündlichen Daten. Der Wassergehalt B12 (+ 9 Vol-%) nimmt früher zu als in W12 (+15 Vol-%), was vermutlich auf Interzeption im Weizenbestand (Höhe etwa 55 cm) zurückzuführen ist. Die Wassergehalte in 25 cm Tiefe steigen erst zeitverzögert an. Insgesamt reagieren die Sensoren unter Vegetation stärker sowohl auf Niederschläge als auch auf Austrocknung.

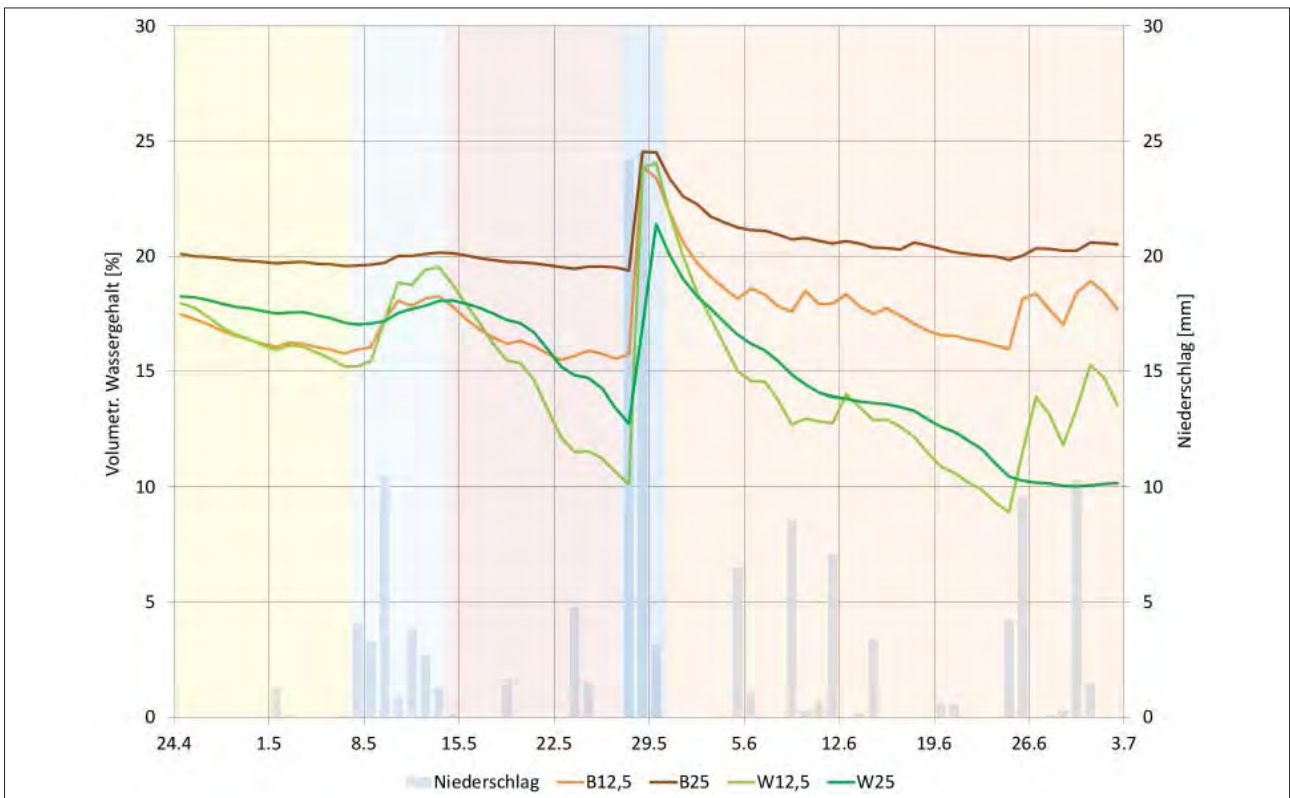


Abbildung 7: Verlauf der mittleren volumetrischen Wassergehalte unter Brache (B) und Weizen (W) in den Tiefen 12,5 cm und 25,0 cm über den gesamten Zeitraum der Messkampagne. Gezeigt sind Tagesmittelwerte des Ensemblemeans. Im Hintergrund markiert sind die verschiedenen Wetterphasen (Abbildung 1).

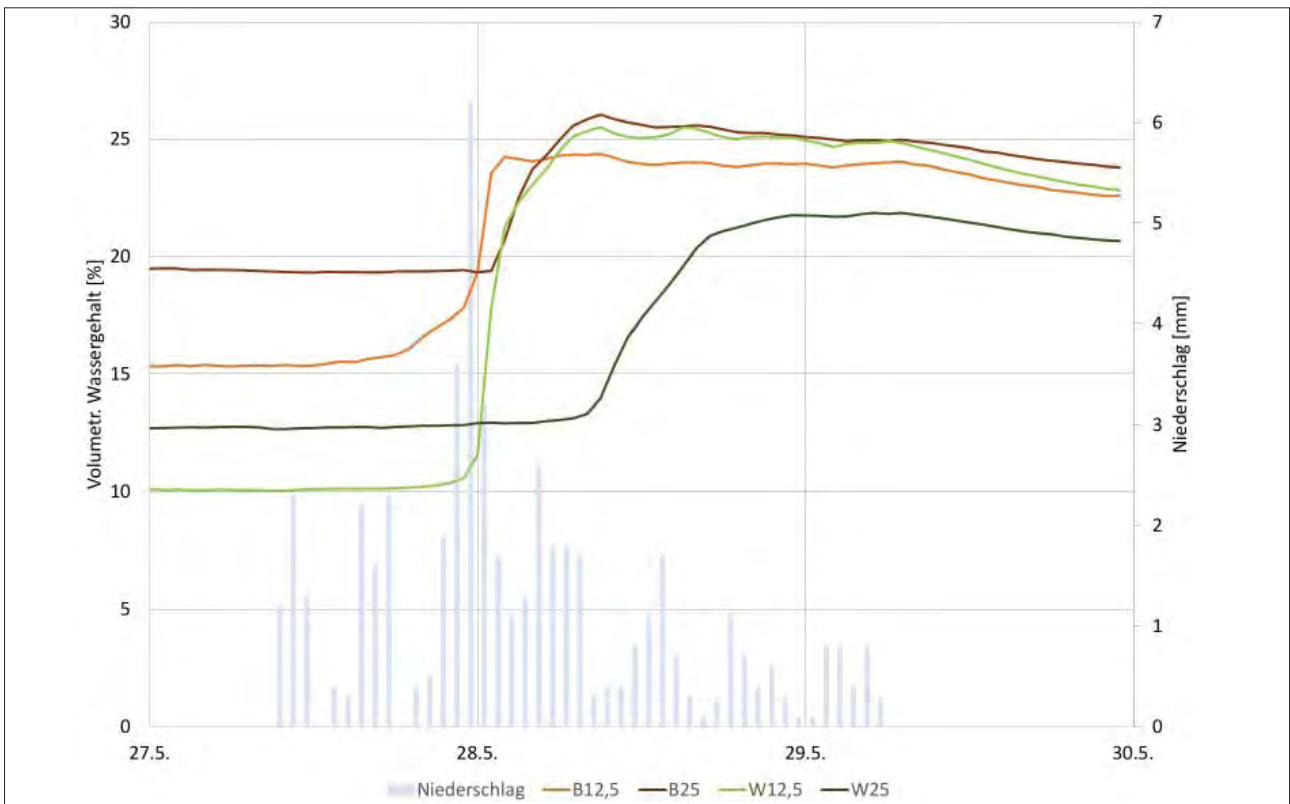


Abbildung 8: Verlauf des mittleren volumetrischen Wassergehalts unter Brache (B) und Weizen (W) in den Tiefen 12,5 cm und 25,0 cm über die Zeit des Starkregenereignisses (27.05.-29.05.).



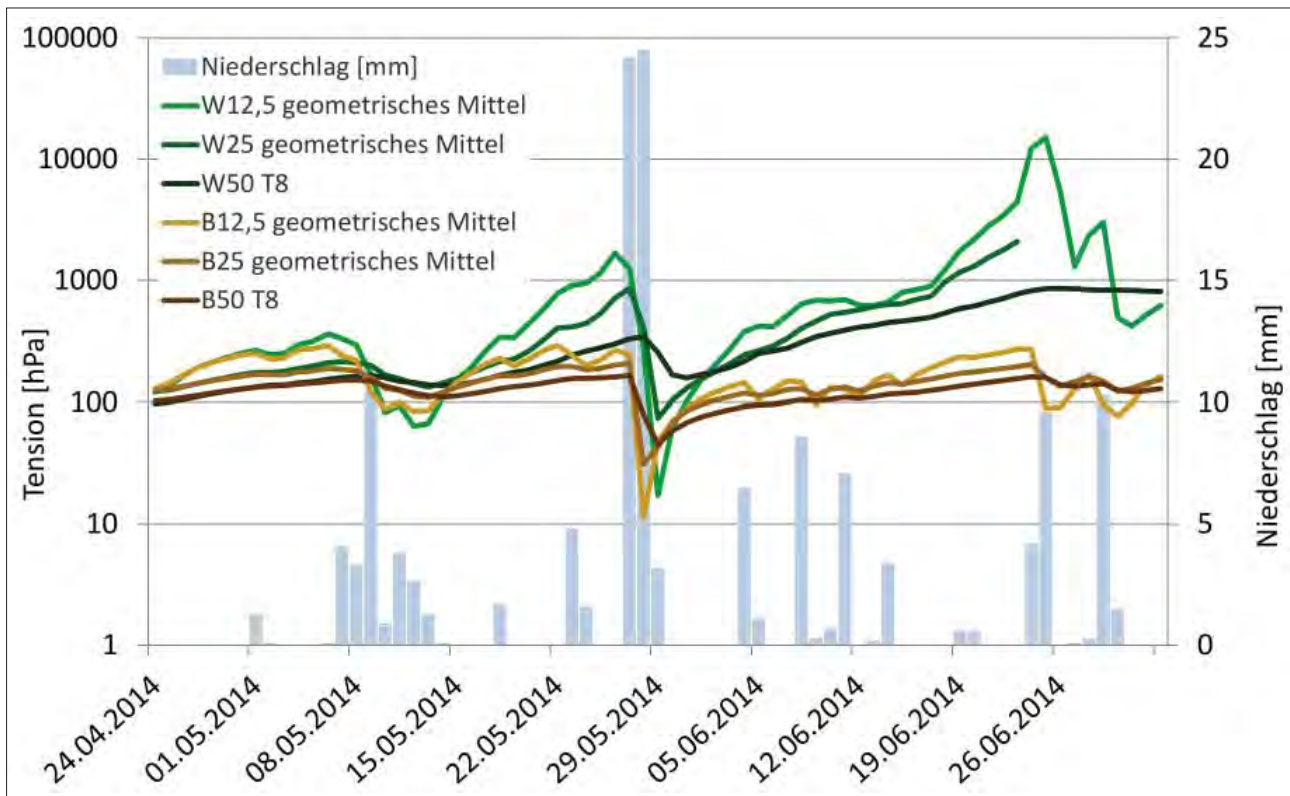


Abbildung 9: Tensionen (ensemblemittelwerte) in 12,5 cm und 25 cm Tiefe sowie die von dem T8 gemessenen Tensionen in 50 cm Tiefe für die Brache und unter Weizen zusammen mit den Niederschlagsereignissen in dem Betrachtungszeitraum 24.04.2014 - 03.07.2014.

### Wasserspannungen

Abbildung 9 zeigt die Tagesmittelwerte der Ensemblemeans der Tensionsmessungen. Die Tensionsmessungen reflektieren im Wesentlichen die Wassergehaltsmessungen. Es traten nach einem anfänglich parallelen Verlauf der beiden Varianten zunehmend Unterschiede auf. Die Wasserspannungen erreichten ihre Minimumwerte im Juni, wo in 12 cm unter Weizen Werte bis pF 4.2 auftraten. Dem gegenüber blieb die Austrocknung unter Brache bemerkenswert gering und überstieg zu keiner Zeit pF 2.5.

Auf die sehr interessanten Details und teilweise komplexen Reaktionen der einzelnen Messgeräte kann im Rahmen dieses Beitrages aus Platzgründen leider nicht eingegangen werden. Qualitativ ist festzustellen, dass die Tensionsmessungen weitaus größere Variabilität als Wassergehaltsmessungen und eine größere Empfindlichkeit in Hinblick auf das Auftreten von Ausreißern aufweisen. Hinzu kommt, dass die Streuungen zwischen Parallelmessungen nicht wie bei den Wassergehalten unabhängig vom Messwert sind, sondern mit zunehmender Austrocknung stark zunehmen. Weiterhin ist bei Wasserspannungsmessungen zu berücksichtigen, dass alle verwendeten Sensoren nur in eingeschränkten Wertebereichen valide Signale von sich gaben. Es zeigte sich, dass die validen Messbereiche teilweise drastisch geringer als die in der Bewerbung versprochenen Bereiche ausfielen.

### Hydraulische Eigenschaften in situ vs. Labor

Unser experimenteller Ansatz erlaubt einen Vergleich von in situ bestimmten hydraulischen Eigenschaften mit labor-

bestimmten Eigenschaften. Es zeigt sich ein beträchtlicher Unterschied. Die Laborkurven erreichen Wassergehalte von 36 % (12,5 cm) bzw. 40 % (25 cm). Die Werte der Feldmessungen erreichten dagegen zu keiner Zeit – auch nicht nach dem Starkregen – Werte über 25 % (Abbildung 10). Geringere Feldwerte im feuchten Bereich werden nach Lehrbuchwissen qualitativ erwartet. Die Größe des Unterschieds Feld-Labor ist allerdings erheblich. Zur trockenen Seite hin reichen die Feldkurven unter Weizen bis etwa pF 4.2, während sie in der Brache nicht über pF 2.5 hinaus reichen. Dies spiegelt das Austrocknungsverhalten vor Ort wieder. Durchaus dramatisch ist der drastische Unterschied bei der nutzbaren Feldkapazität nFK, die als Wassergehaltsdifferenz zwischen den Werten bei pF 1.8 und pF 4.2 errechnet wird. Die Feldwerte ergeben eine nFK, die um ca. den Faktor 2 geringer ist als die aus Laborproben heraus ermittelte. Die Unterschiede sind nicht auf räumliche Unterschiede, Unsicherheiten der Messungen und räumliche Variabilität zurückzuführen, sondern systematisch bedingt. Die zugrundeliegenden Messungen in dieser Studie sind von höchster belastbarer Güte, wie z.B. durch die Übereinstimmungen der Stechzylindermessungen (Abbildung 11) gezeigt. Über die Prozessursachen für den starken Labor-Feld-Unterschied soll hier nicht spekuliert werden.

### Fazit

Zusammenfassend kann man sagen, dass die Wassergehaltsmessung sich als robust und weitgehend unproblematisch zeigte. Insbesondere können relative Wassergehaltsveränderungen mit allen getesteten Sensoren sehr gut und



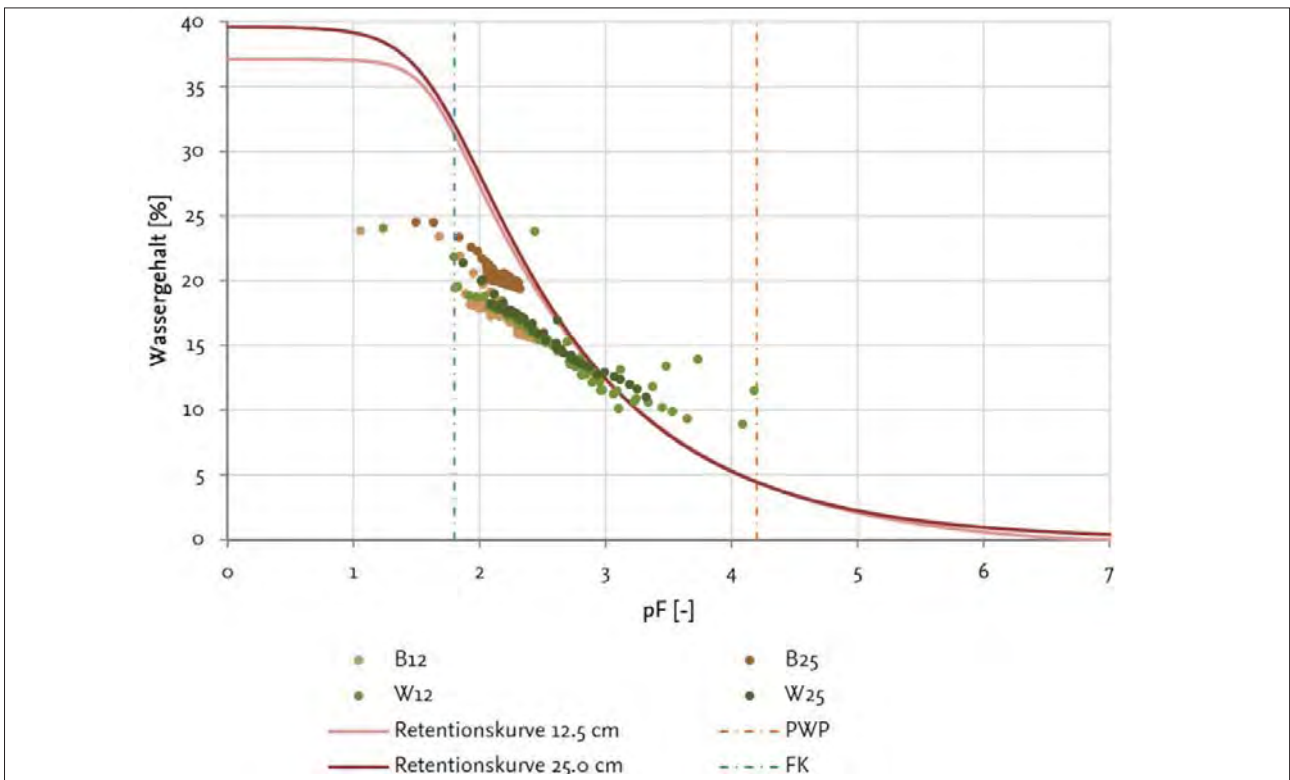


Abbildung 10: Vergleich von in situ und im Labor bestimmten Retentionskurven. Die Punkte zeigen Tagesmittelwerte der Ensemblemeans der Felddaten, die Linien die an Stechzylindern ermittelten Retentionsfunktionen.

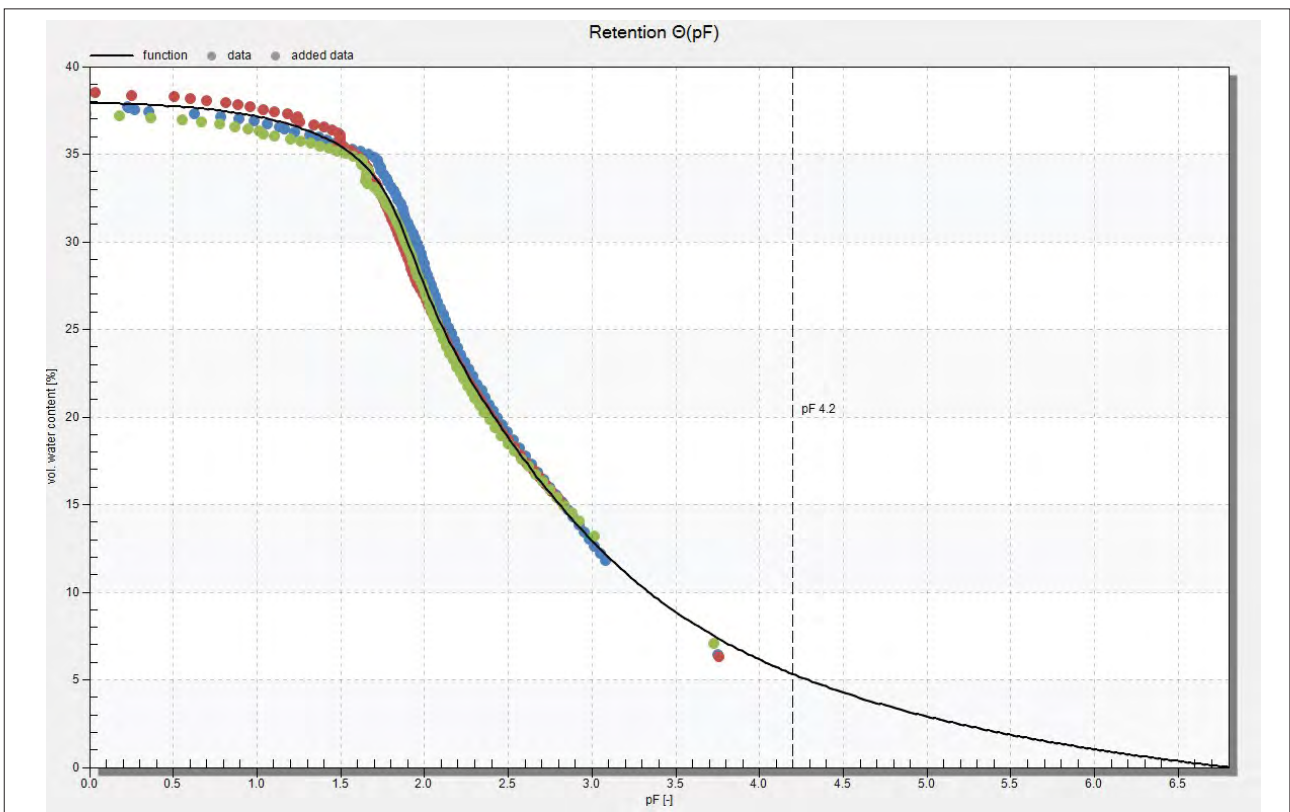


Abbildung 11: Screenshot der HYPROP-Labormessungen der Retentions- und Leitfähigkeitskurven der drei aus 12,5 cm Tiefe entnommenen Proben mit gefitteten hydraulischen Funktionen. Das hier verwendete PDI-Modell (PETERS 2013, IDEN und DURNER 2014) beschreibt die Daten sehr gut.

zuverlässig erfasst werden. Bei der Interpretation einzelner gemessener Werte als Absolutwert ist allerdings Vorsicht geboten: die typischen Abweichungen zum wahren Wert dürften mit einer Variationsbreite von  $\pm 3$  % vol. Wassergehalt zutreffend beschrieben sein. Hauptursache dabei ist vermutlich die Problematik eines (nicht erzielbaren) perfekten Einbaus. Warum die 10HS-Sensoren eindeutig zu hohe Wassergehalte anzeigten, ist ungeklärt; der Trend zeige sich in früheren Untersuchungen der Arbeitsgruppe (unveröffentlicht) nicht in der Deutlichkeit. Wasserspannungsmessungen sind bis heute ein kaum vergleichend untersuchtes Feld. Unsere Messungen zeigten, dass im Messbereich bis etwa pF 3 (perfekt befüllte) Tensiometer den indirekten Messsystemen überlegen sind. Auf der anderen Seite fallen Tensiometer aus, wenn der Wasserentzug in einen für Pflanzen interessanten Bereich kommt.

Als besonders interessantes Ergebnis dieser Studie fanden wir drastische Unterschiede zwischen der Bestimmung der nutzbaren Feldkapazität im Labor und im Feld. Die in situ erfasste nFK lag um etwa Faktor zwei niedriger als die übliche Labormessung. Die Abschätzung pflanzennutzbarer Wassermengen dürften deshalb durch Labormessungen stark überschätzt werden.

## Dank

Die Arbeiten wurden im Rahmen eines Studentischen Monitoring-Projektes im SS 2014 im Studiengang Geoökologie an der TU Braunschweig durchgeführt. TeilnehmerInnen waren Malena Abmann, Cornelia Bischoff, Lukas Brand, Marius Hobart, Henke Hund, Norman Knabe, Matthias Rauh, Daniela Reineke und Catharina Riggers. Die Studierenden haben einen Großteil der Datenaufbereitungen dieses Beitrags erarbeitet.

## Literatur

- SAUERBECK, G., 2005: Standortbeschreibung zur Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft. 71 S. Zugriff auf [http://www.soil.tu-bs.de/lehre/Bachelor-Gelaendeuebung/GUE-FAL\\_Standort\\_Sauerbeck.pdf](http://www.soil.tu-bs.de/lehre/Bachelor-Gelaendeuebung/GUE-FAL_Standort_Sauerbeck.pdf).
- IDEN, S.C. and W. DURNER, 2014: Comment to "Simple consistent models for water retention and hydraulic conductivity in the complete moisture range" by A. Peters., *Water Resour. Res.*, 50, 7530–7534, doi:10.1002/2014WR015937.
- PETERS, A., 2013: Simple consistent models for water retention and hydraulic conductivity in the complete moisture range. *Water Resour. Res.*, 49, 6765–6780, doi:10.1002/wrcr.20548.

# Lysimetrie in der sibirischen Steppe

Eckart Stephan<sup>1\*</sup>, Ralph Meißner<sup>2</sup>, Holger Rupp<sup>2</sup> und Dmitri N. Balykin<sup>3</sup>

## Zusammenfassung

Die Kulundasteppe im Südwesten Sibiriens ist eine intensiv genutzte landwirtschaftliche Region im südlichen eurasischen Steppengürtel an der Grenze möglichen Regenfeldbaus. Es herrscht extrem kontinentales Klima mit sehr kalten Wintern und heißen, trockenen Sommern sowie geringen Niederschlägen. Standörtlich unangepasste Landnutzungsstrategien begünstigten in den letzten Jahrzehnten die Winderosion mit der Folge von Oberbodenverlusten sowie Humusreduktion bei den dort auftretenden Schwarzerden. Um ein detailliertes Verständnis des regionalen Landschaftswasserhaushalts zu gewinnen und Entscheidungshilfen für angepasste Landnutzung ableiten zu können, wurde im Sommer 2013 das erste präzise wägbare Gravitationslysimeter östlich des Urals, 500 km südwestlich von Novosibirsk installiert. Zwei Bodenmonolithe (Oberfläche 1m<sup>2</sup>, 2m tief), der eine aus einem ackerbaulich genutzten Standort (Lysimeter 1), der andere mit natürlicher Steppenvegetation bestanden (Lysimeter 2), wurden monolithisch extrahiert, in eine Container-Lysimeter-Station eingebaut und mit Sensorik ausgestattet. Mit hoher Genauigkeit werden die Massenveränderungen als Grundlage für die Berechnung von Niederschlag, aktueller Evapotranspiration und anderer Faktoren des Bodenwasserhaushalts erhoben. Darüber hinaus sind die Monolithe mit TDR-Sonden, Watermark Sensoren und Thermometern in verschiedenen Messtiefen ausgestattet. Die Quantität des Sickerwassers kann durch einen Kippwasserzähler am unteren Gefäßrand gemessen werden. In Kombination mit weiteren bodenhydrologischen und meteorologischen Daten von landwirtschaftlichen Versuchsflächen in der Umgebung ermöglicht die Lysimeterstation das kontinuierliche Überwachen der Wechselwirkungen zwischen Atmosphäre, Pedosphäre und Biosphäre unter sehr kalten und trockenen Steppenbedingungen. Nach einer einjährigen Betriebszeit kann eine erste klimatische Wasserbilanz sowie Effekte der landwirtschaftlichen Nutzung auf den Bodenwasserhaushalt im Vergleich zum Bodenwasser unter natürlicher Vegetation vorgestellt werden. Es wird jedoch eine längere Zeitreihe benötigt, um detaillierte Informationen über die Auswirkungen der Bodenbearbeitung auf den Bodenwasserhaushalt zu bekommen.

*Schlagwörter:* wägbares Gravitations-Lysimeter, Steppe, Sibirien, Evapotranspiration, Regenfeldbau

## Summary

The Kulunda steppe in South-western Siberia is an intensively used agricultural region situated in the southern Eurasian steppe belt at the dry-humid boundary for wheat production. It is characterized by an extremely continental climate with cold winters and dry summers as well as low precipitation. Inadequate land use management in the last decades led to top soil loss and humus reduction of the occurring chernozems and chestnut soils. High precision weighable gravitation lysimeters are useful devices to investigate water and solute transport in undisturbed soil columns. In summer 2013 the first lysimeter of this type east of the Ural Mountains was installed 500 km southwest of Novosibirsk. Two soil monoliths (surface area of 1 m<sup>2</sup>, 2 m depth), one from an arable land site, the other from a natural steppe vegetation site, were monolithically extracted. Installed in a containerized lysimeter station they are weighed continually with high precision in order to gain mass change data as a basis for the calculation of precipitation, actual evapotranspiration and more factors relevant for water balance. Furthermore the monoliths are equipped with TDR probes, Watermark sensors and thermometers in different depths. The quantity of seepage water can be measured by a tipping bucket at the lower boundary and further chemical analyzes. In combination with soil hydrological and meteorological data from corresponding fields the two soil monoliths provide a continuous monitoring of the interaction between atmosphere, pedosphere and biosphere under dry steppe conditions. After one year of lysimeter station operation, first results are available. A longer time series is required in order to get detailed information concerning the impact of land management practises on the soil water balance.

*Keywords:* weighable gravitation lysimeter, steppe, Siberia, evapotranspiration, rainfield agriculture

<sup>1</sup> Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Geowissenschaften und Geographie, Von Seckendorff-Platz 4, D-06120 HALLE (SAALE)

<sup>2</sup> Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Department für Bodenphysik, Falkenberg 55, D-39615 ALTMÄRKISCHE WISCHE

<sup>3</sup> Institute for Water and Environmental Problems, Siberian Branch, Russian Academy of Sciences, Molodezhnaya 1, 656038 BARNAUL, Russia

\* Ansprechpartner: Diplom-Geograph Karl Eckart Stephan, eckart.stephan@geo.uni-halle.de

## Einleitung

In der südwestsibirischen Kulundasteppe, die sich auf 80000 km<sup>2</sup> südwestlich von Novosibirsk erstreckt, herrscht zentralkontinentales Klima mit heiß-trockenen Sommern und kalt-trockenen Wintern, geringen und unregelmäßigen Niederschlägen und hoher Verdunstung. Die Tschernoseme und Kastanoseme der Region werden insbesondere seit der sogenannten „Neulandaktion“ in den 1950er Jahren landwirtschaftlich genutzt. Die häufig sehr intensive Bodenbearbeitung wird in vielen Fällen auf eine den klimatischen Bedingungen wenig angepasste Weise (pflugbasiert) durchgeführt, so dass in den vergangenen Jahrzehnten Degradationserscheinungen wie Verringerung des Humushorizonts, Abnahme des Humusgehalts, Gefügeveränderungen (Schadverdichtung) oder Salzakkumulation aufgetreten sind. Derartige Schädigungen gefährden die langfristige Tragfähigkeit der Landwirtschaft in der Region und verändern die Böden auf den sehr umfangreichen Flächen von Kohlenstoffsenken zu -quellen mit entsprechenden Folgen für das Globalklima (MEINEL 2002, FRÜHAUF et al. 2013, ILLIGER et al. 2014).

Im Rahmen der Fördermaßnahme „Nachhaltiges Landmanagement“ finanziert das deutsche Bundesministerium für Bildung und Forschung das Forschungsvorhaben „KULUNDA – Wie verhindert man die nächste „Global Dust Bowl“? – Ökologische und ökonomische Strategien zur nachhaltigen Landnutzung in Russischen Steppen“, welches darauf abzielt, nachhaltige Bodenbearbeitungstechnologien zu entwickeln, zu testen und in der Region zu etablieren sowie Maßnahmen zur Steppenrestauration zu prüfen. Im Zuge dieses Projekts werden u.a. bisher nicht vorliegende Informationen zu Parametern des Bodenwasserhaushalts wie beispielsweise Grundwasserneubildung, Sickerwassermengen und -qualität und aktuelle Evapotranspiration erhoben. Zu diesem Zweck wurde 2012/2013 ein bodenhydrologisch-meteorologisches Messnetz errichtet. Die damit gewonnenen Informationen zum Bodenwasserhaushalt sollen in der Folge als Grundlage für Entscheidungshilfen im Sinne einer nachhaltigen Landwirtschaft dienen.

## Material und Methoden

In der Ortschaft Polujamki wurden im Sommer 2013 ein bodenhydrologisch-meteorologisches Messnetz, bestehend aus einer Gravitations-Lysimeterstation, einem stationären bodenhydrologischen Messplatz und einer Wetterstation, installiert (Abbildung 1). Insbesondere das wägbare Gravitations-Lysimeter, das erste seiner Art im asiatischen Teil Russlands, ist geeignet, auch kleine Wasser- und Stoffflüsse zwischen Atmosphäre und Pedosphäre zu detektieren. In der Anlage werden zwei monolithisch extrahierte Bodensäulen in Hinblick auf ihre Oberflächennutzung und deren Einfluss auf den Bodenwasserhaushalt verglichen. So stammt Lysimeter 1 von einem langjährig ackerbaulich genutzten Standort, während Lysimeter 2 aus einem weitgehend unbeeinflussten Steppenboden entnommen wurde. Der Oberflächenbewuchs wurde bei der Entnahme beibehalten und auf Lysimeter 1 auch weiterhin die ackerbauliche Nutzung fortgeführt. Beide Monolithe weisen eine Oberfläche von je 1 m<sup>2</sup> und eine Tiefe von je 2 m auf. Jeder Monolith steht auf

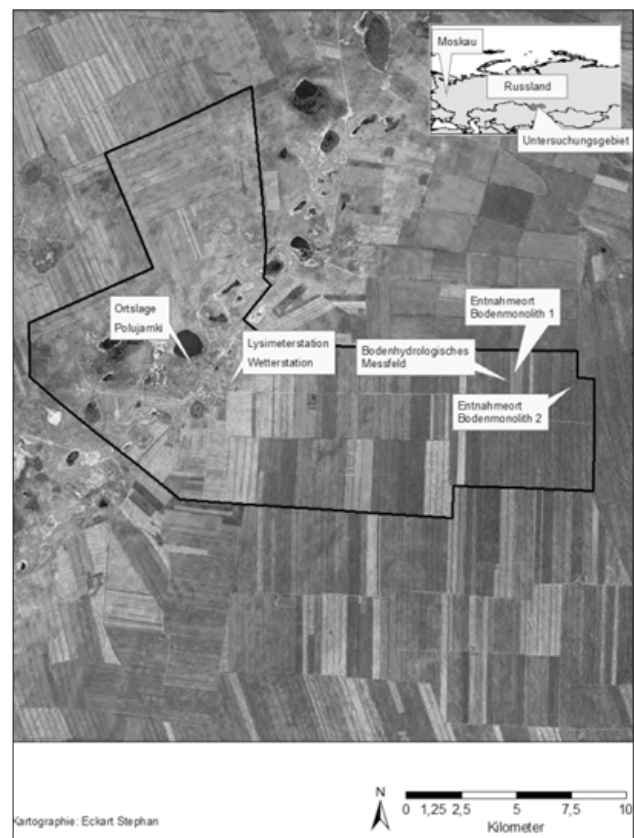


Abbildung 1: Lage des bodenhydrologisch-meteorologischen Messnetzes.

jeweils drei Präzisions-Wägezellen. Die hohe Genauigkeit, mit der die Bodensäulen gewogen werden ( $\pm 20$  g), ermöglicht die Berechnung von Niederschlag und Evapotranspiration anhand der Massenveränderungen (XIAO et al. 2009). In den Messtiefen 30 cm, 50 cm und 120 cm sind beide Monolithe mit TDR-Sonden, pF-Metern und Thermometern ausgestattet. Mit Hilfe von Saugkerzen können Bodenwasserproben entnommen und auf ihre Stofffracht hin untersucht werden. Auftretendes Sickerwasser kann, nachdem es durch den am unteren Gefäßrand eingebauten Sand-Kies-Filter und den angeflanschten Auslass ausgetreten ist, mittels eines Kippwasserzählers mengenmäßig erfasst werden. Eine Anpassung an die schwierigen klimatischen Bedingungen Sibiriens stellt der zusätzlich angebrachte, hydraulisch betriebene Schneeschneidring dar, der die Schneeauflast auf den Monolithen vom umgebenden Schnee trennen und so Schneebrücken vermeiden soll, die die korrekte Wägung der Monolithe beeinträchtigen können. Weiterhin ist es mit der Anlage möglich, den oberflächigen Abfluss in Hinblick auf Menge und Stofffracht zu messen. Sämtliche erfasste Daten werden in der zentralen Datenerfassungseinheit zusammengeführt und gespeichert. In unmittelbarer Umgebung der Lysimeterstation steht eine Wetterstation und in etwa 15 km Entfernung wurde ein bodenhydrologischer Messplatz auf einem landwirtschaftlichen Versuchsfeld eingerichtet. Die damit erhobenen Daten in Kombination mit den Daten der Lysimeterstation ermöglichen das kontinuierliche Überwachen der Wechselwirkungen zwischen Atmosphäre,



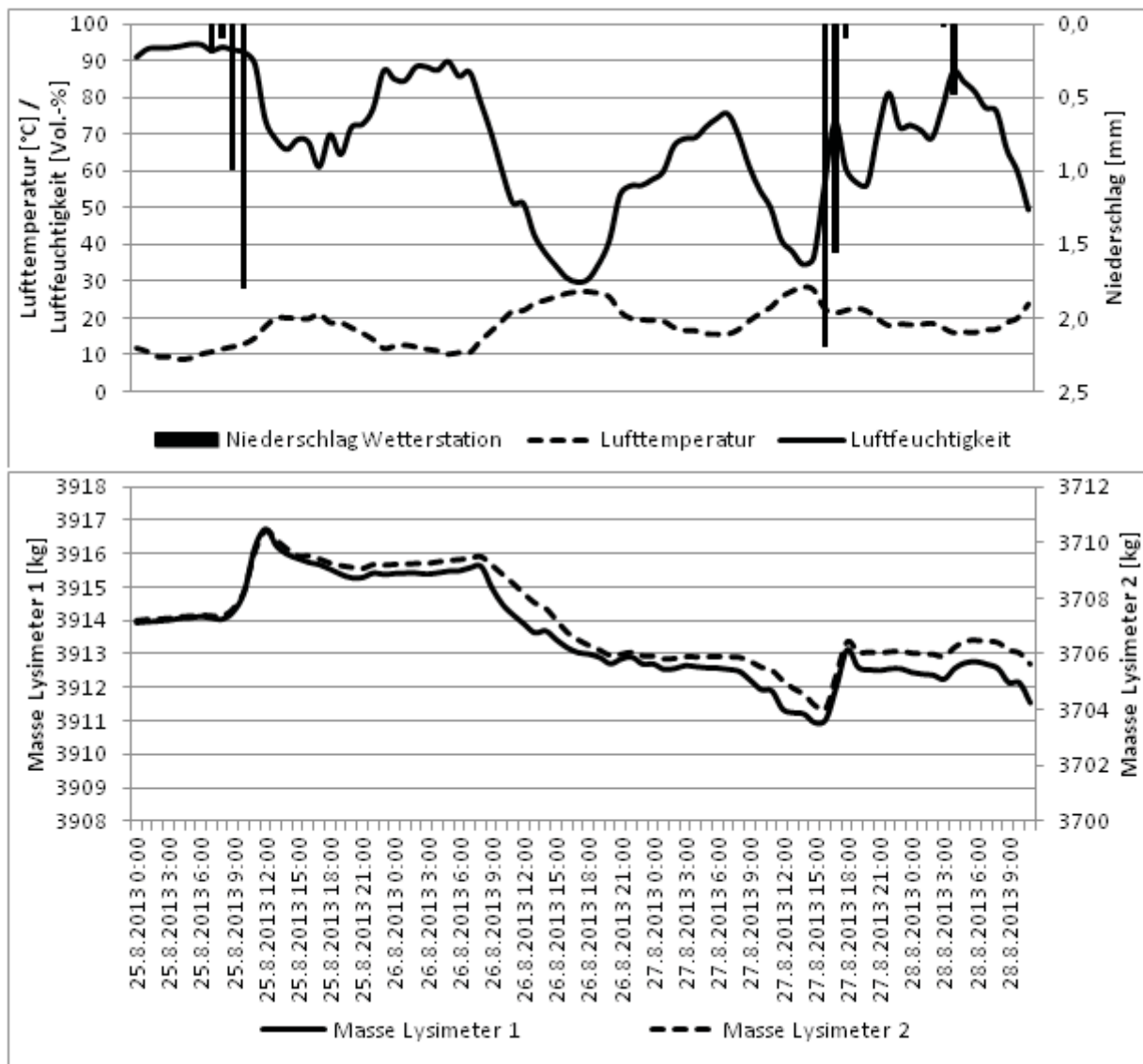


Abbildung 2: Bodenhydrologisch-meteorologische Parameter des Messnetzes in Polujamki: oben: Daten der Wetterstation, unten: Daten der Lysimeterstation.

Pedosphäre und Biosphäre unter sehr kalten und trockenen Steppenbedingungen (STEPHAN et al. 2014).

## Ergebnisse und Diskussion

Nach einer etwa einjährigen Betriebszeit des bodenhydrologisch-meteorologischen Messnetzes zeigte sich die Lysimeteranlage trotz winterlicher Lufttemperaturen von bis zu  $-36\text{ °C}$  im Frühjahr 2014 vollständig intakt und offenbar geeignet, in den schwierigen Bedingungen der kalt-trockenen Steppe Südwestsibiriens Informationen zum Landschaftswasserhaushalt zu generieren. Es können hier erste Ergebnisse zu Effekten landwirtschaftlicher Nutzung auf den Bodenwasserhaushalt im Vergleich zum Bodenwasser unter natürlicher Vegetation für den Zeitraum vom 25.8.2013 bis zum 28.8.2013 vorgestellt werden. Es wird jedoch eine längere Zeitreihe benötigt, um detaillierte Informationen über die Auswirkungen der Bodenbearbeitung auf den Bodenwasserhaushalt zu bekommen.

Es zeigt sich zunächst, dass die Kurven, die die Massenveränderungen der Monolithen abbilden, trotz des absoluten Massenunterschiedes von etwa 200 kg während des Untersuchungszeitraums weitgehend parallel verlaufen und so die messtechnische Qualität der Lysimeterstation bezeugen. Beide Kurven zeigen eine maximale Divergenz von 1,1 mm. Diese Unterschiede resultieren aus dem unterschiedlichen Bewuchs und der damit verbundenen Interzeption (Abbildung 2).

Positive Massenveränderungen der Monolithen werden als verschiedene Formen sich absetzenden oder auftreffenden Niederschlags gedeutet. Am Morgen des 25.8. konnte ein Niederschlagsereignis registriert werden, indem die Masse von Lysimeter 1 von 3914,1 kg um 2,7 kg (= 2,7 mm Niederschlag) und von Lysimeter 2 (3707,4 kg) um 2,4 kg (= 2,4 mm Niederschlag) anstieg. Ein weiteres Ereignis konnte am Abend des 27.8. abgebildet werden, dabei stieg die Monolithmasse um 2,2 kg (= 2,2 mm) bzw. 2,4 kg (= 2,4 mm).

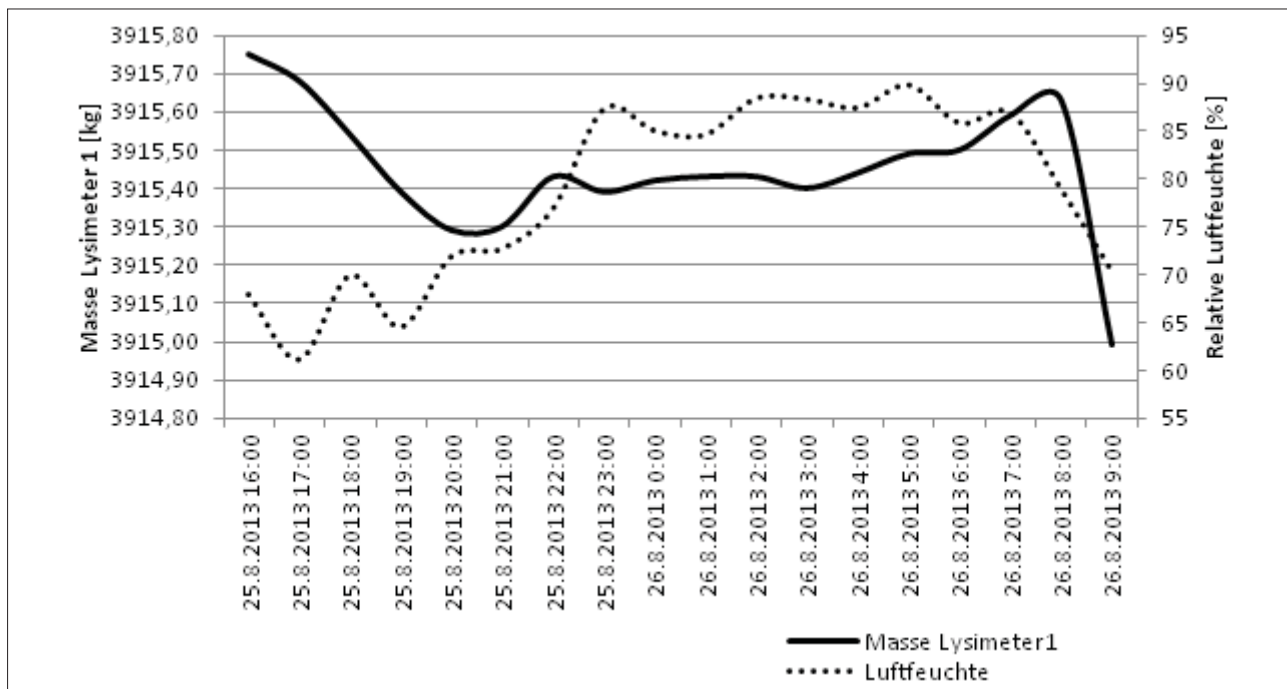


Abbildung 3: Zeitlich hoch aufgelöste Messung der Monolithmasse und der relativen Luftfeuchte.

Beide Niederschlagsereignisse registrierte ebenfalls die Wetterstation. Hier wurden insgesamt die Mengen 2,4 mm (25.8.) und 1,0 mm (27.8.) ermittelt. Die Mengendifferenzen zwischen den Werten von Lysimeter- und Wetterstation sind angesichts der bisherigen Erfahrungen plausibel, Einflüsse von Wind, Größe der Messoberfläche oder Bewuchs auf den Monolithoberflächen verändern die erfassten Niederschlagsmengen (RICHTER 1995).

Nimmt die Masse der Monolithen ab, wird dies entweder als Sickerung oder aktuelle Evapotranspiration interpretiert. Seit dem Einbau im August 2013 trat kein Sickerwasser auf, so dass sämtliche negativen Massenveränderungen als aktuelle Evapotranspiration gewertet werden. Am 25.8. fand Verdunstung zwischen 12:00 und 21:00 statt, beide Monolithe zeigten Massenverluste von 1,4 kg (= 1,4 mm). Am 26.8. verdunsteten zwischen 8:00 und 20:00 auf Lysimeter 1 2,9 mm und in Lysimeter 2 3,6 mm. Das Niederschlagsereignis am 27.8. unterbrach die Evapotranspiration, die zwischen 8:00 und 15:00 eingesetzt hatte und in dieser Zeit Massenverluste von 1,5 kg (Lysimeter 1) bzw. 1,7 kg (Lysimeter 2) bewirkt hatte. Zwischen 16:00 und 18:00 fand das Niederschlagsereignis statt, woraufhin zwischen 18:00 und 19:00 die Evapotranspiration erneut in Höhe von 0,5 mm (Lysimeter 1) bzw. 0,4 mm (Lysimeter 2) einsetzte.

Für den gesamten Untersuchungszeitraum vom 25.8.2013 0:00 bis 27.8.2013 23:00 lässt sich angesichts des Niederschlags in Höhe von 4,9 mm (Lysimeter 1) bzw. 5,5 mm (Lysimeter 2) und der Evapotranspiration in Höhe von 6,3 mm (Lysimeter 1) bzw. 7,1 mm eine klimatische Wasserbilanz erstellen. Demnach beträgt die Nettoabgabe von Bodenwasser an die Atmosphäre über den Pfad der Evapotranspiration in drei Tagen bei Lysimeter 1 1,4 mm, im Fall von Lysimeter 2 sind es 1,6 mm.

Die hohe Präzision der Messung von veränderlichen Massen wird in *Abbildung 3* verdeutlicht: es sind die Entwicklung der Massenveränderung eines Monolithen über einen Zeitraum von 17 Stunden (25.8.2013 16:00 bis 26.8.2013 9:00) gemeinsam mit der relativen Luftfeuchte (gemessen mit der Wetterstation) abgebildet. Dabei zeigt sich, dass die Luftfeuchte am frühen Abend des 25.8. von ca. 65 % auf etwa 90 % anstieg, bis 8:00 morgens auf diesem Niveau blieb und anschließend auf etwa 70% abfiel. Die Lysimetermasse nahm infolge der Evapotranspiration zwischen 16:00 und 20:00 von 3915,75 um 460 g ab. Anschließend, zwischen 20:00 und 8:00, setzte eine Massenzunahme von insgesamt 340 g ein. Die Wetterstation registrierte in diesem Zeitraum keinen Niederschlag, so dass in Hinblick auf Beispiele in der Literatur (MEISSNER et al. 2007) die Massenzunahme mit dem Absetzen von Tau erklärt wird.

Das innerhalb eines Jahres oberflächlich abgelaufene Wasser (runoff) konnte bei einer Wartung im Herbst 2014 mengenmäßig erfasst werden und wurde anschließend einer physiko-chemischen Untersuchung unterzogen. Der Einfluss landwirtschaftlicher Bodenbearbeitung auf die Erodibilität zeigte sich hierbei deutlich angesichts ca. 4100 ml oberflächlich von Lysimeter 1 abgelaufenen Wassers im Gegensatz zu lediglich 100 ml, die von der Oberfläche von Lysimeter 2 abgelaufen waren.

Zusätzlich lassen sich aus den Daten der Wetterstation weitere Informationen zu atmosphärischen Zustandsgrößen und ihren Veränderungen ableiten. So zeigt sich in *Abbildung 2*, dass die Lufttemperatur infolge der nächtlichen Abstrahlung ab- und im Laufe des Tages zunahm (Maximum am 27.8. um 14:00: 28,2 °C, Minimum 25.8. um 4:00: 9,0 °C). Die Lufttemperatur wird darüber hinaus vom Niederschlag beeinflusst: die tägliche Zunahme infolge des Sonnenscheins begann infolge des Niederschlags am 25.8. erst um 14:00.

Ebenso kann gezeigt werden, dass bei einem Anstieg der Lufttemperatur entsprechend den Erwartungen die relative Luftfeuchte abnimmt; diese negative Korrelation blieb über den gesamten Untersuchungszeitraum erhalten. Diese tägliche Abnahme wurde bei einsetzendem Niederschlag reduziert, d.h. bei ausbleibendem Niederschlag wie am 26.8. fiel sie bis auf etwa 30 % ab, an den Tagen mit Niederschlag (25.8. und 27.8.) lag ihr Minimum bei nur 60 %.

Auch mit dem bodenhydrologischen Messplatz wurden Daten generiert, da jedoch sämtliche Schwankungen unterhalb des vom Hersteller angegebenen Fehlerbereichs lagen, sind diese Werte bisher nicht interpretierbar.

## Ausblick

Das Gravitations-Lysimeter in der südwestsibirischen Trockensteppe ist geeignet, unter meteorologisch schwierigen Bedingungen präzise Informationen über landschaftswasserhaushaltliche Parameter zu liefern. Die Informationen der verschiedenen Geräte sind plausibel, kohärent und können untereinander verschnitten werden. Bisher konnten nur kurze Datenreihen ausgewertet werden, da Umweltdaten, wie die hier erhobenen, einer Sicherheitsexpertise durch entsprechende russische Behörden unterzogen werden müssen und ein Datentransfer nach Deutschland erst in der Folge möglich sein wird. Im Zuge dieser Auswertung werden längere Datenreihen verfügbar sein, mit Hilfe derer konkrete Aussagen zu Niederschlags- und Evapotranspirationen, zur klimatischen Wasserbilanz und zur räumlichen wie zeitlichen Verteilung des Bodenwassers in verschiedenen Tiefen getroffen werden können.

## Danksagung

Wir danken dem deutschen Bundesministerium für Bildung und Forschung für die finanzielle Förderung des Vorhabens „KULUNDA“ (Förderkennzeichen 01LL09055D). Ebenfalls gilt unser Dank der Familie Koschanov, auf deren

landwirtschaftlichen Flächen die Stationen eingerichtet werden konnten. Unser Dank gilt weiterhin den Mitarbeitern der Staatlichen Altai-Universität Barnaul und des Instituts für Wasser und Ökologische Probleme Barnaul, die am Einbau der Lysimeterstation und an der Einrichtung der Dateninfrastruktur in Russland beteiligt waren.

## Literatur

- FRÜHAUF, M. und M. KASARJYAN, 2013: KULUNDA – Wie verhindert man die nächste „Global Dust Bowl“? – Ökologische und ökonomische Strategien zur nachhaltigen Landnutzung in Russischen Steppen. In: Bundesministerium für Bildung und Forschung (Hrsg.): Nachhaltiges Landmanagement – Eine Herausforderung für alle, Berlin.
- ILLIGER, P., M. FRÜHAUF, G. SCHMIDT, T. MEINEL, V.I. BELAEV, M.M. SILANTEVA und M. KASARJYAN, 2014: Ökosystemkonversion und ihre Folgen bezüglich der Kohlenstoffsenken-Funktion in der westsibirischen Kulundasteppe. In: Grunwald, K., Bastian, O., Drozdov, A. und V. Grabovsky (Hrsg.) (2014): Erfassung und Bewertung von Ökosystemdienstleistungen (ÖSD) – Erfahrungen insbesondere aus Deutschland und Russland. BfN-Skripten. 373, 300-319, Bonn.
- MEINEL, T., 2002: Die geoökologischen Folgewirkungen der Steppen-umbrüche in den 50er Jahren in Westsibirien. Institut für Geographie der Universität Halle, Dissertation.
- MEISSNER, R., J. SEEGER and H. RUPP, 2007: Measurement of dew, fog and rime with a high-precision gravitation lysimeter. In: Journal of Plant Nutrition Soil Science 170, 335-344.
- RICHTER, D., 1995: Ergebnisse methodischer Untersuchungen des systematischen Meßfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. In: Berichte des Deutschen Wetterdienstes 194.
- STEPHAN, E., R. MEISSNER, H. RUPP, M. FRÜHAUF, G. SCHMIDT, P. ILLIGER, A. BONDAROWITSCH, D. BALYKIN, V. SCHERBININ und A. PUZANOV, 2014: Aufbau eines bodenhydrologischen Messnetzes in der sibirischen Kulundasteppe. In: WasserWirtschaft 104, 10/2014, 15-22.
- 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. In: Journal of Hydrology 377, 43-49.

# Ein neuer Filter zur Trennung von Niederschlägen, Evapotranspiration und Messrauschen aus Lysimetermessungen

Andre Peters<sup>1\*</sup>, Thomas Nels<sup>1</sup>, Horst Schonsky<sup>1</sup> und Gerd Wessolek<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Moderne wägbare Lysimeter bieten die präziseste Information für Evapotranspiration (ET) und Niederschlag (P). Da die wirklichen Signale durch Messrauschen (z.B. durch Wind) überlagert werden, müssen die Daten vor der Interpretation gefiltert werden.

Eine Herausforderung liegt darin, sowohl schwache Signale mit wenig Rauschen (kontinuierliche Evapotranspiration) als auch starke Signale (Starkniederschläge) oder starkes Rauschen (starker Wind) zu verarbeiten. Übliche Filter mit statischen Filtereinstellungen können nicht alle Ereignisse gleich gut behandeln. Es wird entweder zu stark oder zu schwach gefiltert, so dass vorhandene Information zum Systemverhalten verloren geht.

Wir stellen einen neuen Filter vor, der für alle Ereignisse eine sehr gute Filterung erreicht. Die neue Routine wendet adaptive Filtereinstellungen in Abhängigkeit von Signalstärke und Rauschen an (AWAT – Adaptive Window and Adaptive Threshold Filter). Der AWAT Filter und zwei andere häufig verwendete Filter wurden an einer realen Datenreihe mit sehr unterschiedlichen Ereignissen getestet. Nur der AWAT Filter konnte alle Ereignisse gut abbilden.

## Summary

Modern weighable lysimeters yield the most precise and realistic measures for evapotranspiration (ET) and precipitation (P). As the real signals are overlain by noise (e.g. due to wind), they have to be filtered previous to interpretation.

Filter routines must deal with very different events, ranging from events with low signals and noise (continuous evaporation), to events with strong signals (heavy precipitation) or high noise (strong wind).

Filters with static filter parameters cannot handle all events equally well. They filter either too strong or too weak so that available information is lost.

We introduce a new filter, which is applicable to any event. The new routine uses adaptive filter parameters dependent on signal strength and noise (AWAT – Adaptive Window and Adaptive Threshold Filter). The AWAT filter and two other filters with static parameters have been tested with a real data set containing very different events. Only the AWAT filter could filter all data reasonably well.

## Einleitung

Eine genaue Quantifizierung von Wasserflüssen zwischen dem Boden-Pflanzen-System und der Atmosphäre ist für viele Fragen hinsichtlich des Wasser-, Stoff- und Energiehaushalts im System Boden-Pflanze-Atmosphäre von großer Bedeutung. Der Fluss zum System Boden-Pflanze in einem bestimmten Zeitintervall wird als Niederschlag (P [mm]) bezeichnet, wobei zwischen Regen, Schnee und Tau unterschieden werden kann. Die Flüsse zur Atmosphäre sind Evaporation (E [mm]) und Transpiration (T [mm]), die oft als Evapotranspiration (ET [mm]) zusammengefasst werden.

Niederschläge werden häufig mit Standardmessgeräten 1 m über der Bodenoberfläche gemessen. Durch ihre Geometrie und der Lage über dem Boden unterliegen diese Messgeräte einer Vielzahl systematischer Fehler (MICHELSON 2004). Die Referenzevapotranspiration ( $ET_0$  [mm]) kann mit der sogenannten Class-A-Pan gemessen werden. Auch diese Messungen unterliegen systematischen Fehlern durch Insel-effekte und unterschiedlicher Albedo zwischen Pflanzen und Wasser (IRMARK et al. 2002, GUNDEKAR et al. 2008).

Moderne wägbare Lysimeter bieten die präziseste Information für ET und P, da sie die oben genannten systematischen Fehler weitgehend ausschalten. Durch ihre relativ große Oberfläche sind auch zufällige Fehler gering. Dabei wird ein Ansteigen der Gesamtmasse (Lysimetermasse + Masse des Ausflusses am unteren Rand) als P und ein Abfallen als ET interpretiert. Eine Schwierigkeit bei dieser Interpretation besteht darin, dass die realen Signale durch Messrauschen (z.B. durch Wind) überlagert werden. Da die Messauflösung in den letzten Jahren immer besser geworden ist (MEISSNER et al. 2007, von UNOLD und FANK 2008), wird der Einfluss von Messrauschen in den Daten immer größer (RAMIER et al. 2004, NOLZ et al. 2013).

Wirkliche Signale können in zwei Schritten von Rauschen getrennt werden (FANK 2013, SCHRADER et al. 2013): (i) Glättung der Daten (z.B. gleitender Mittelwert) mit einem bestimmten Mittelungsfenster  $w$  [min]; (ii) Einführung eines Schwellenwertes,  $\delta$  [mm], als Maß für die Messungenauigkeit, der signifikante von nicht signifikanten Masseänderungen trennt. Es werden also zwei Filterparameter,  $w$  und  $\delta$  benötigt. Die Herausforderung liegt in der Wahl dieser

<sup>1</sup> Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie, Standortkunde & Bodenschutz, Ernst-Reuter Platz 1, D-10587 BERLIN

\* Ansprechpartner: Dr. Andre Peters, a.peters@mailbox.tu-berlin.de



beiden Parameter, da sowohl schwache Signale mit wenig Rauschen (kontinuierliche Evapotranspiration) als auch starke Signale (Starkniederschläge) oder starkes Rauschen (starker Wind) auftreten können. Wenn  $w$  oder  $\delta$  zu klein sind, kann Rauschen als Signal gedeutet werden. Sind sie hingegen zu groß, werden kleine, tatsächliche Signale in kleinen Zeitintervallen nicht als solche erkannt. Starkregenereignisse (starke Signale), zum Beispiel, brauchen kleine  $w$ , während Ereignisse mit kleinen Signalen (Evaporation, Wind) große  $w$  brauchen. Ähnliches gilt für  $\delta$ . Die Wahl von konstanten  $w$  und  $\delta$  führt somit entweder zu einem Verlust an Genauigkeit oder zu teilweise gestörten Daten.

In diesem Beitrag soll eine neue Filterroutine vorgestellt werden, die diese Probleme löst und für alle Ereignisse anwendbar ist. Die neue Routine passt  $w$  und  $\delta$  in Abhängigkeit von Signalstärke und Rauschen an (AWAT - Adaptive Window and Adaptive Threshold Filter). Der AWAT Filter und zwei andere Filter, die mit konstanten  $w$  und  $\delta$  arbeiten, werden an einer realen Datenreihe mit sehr unterschiedlichen Ereignissen getestet.

## Material und Methoden

### Lysimeterdaten

Die Messungen wurden in der Lysimeterstation Marienfelde, Berlin durchgeführt. Das Lysimeter war 1.5 m tief und hatte eine Oberfläche von 1 m<sup>2</sup>. Die Masse des Lysimeters wurde mit einer Balkenwaage in Kombination mit einer Laborwaage (Auflösung 0.01 g) aufgezeichnet. Die Auflösung für die Lysimeterwaage war 80 g, was bei einer Oberfläche von 1 m<sup>2</sup> und einer Dichte des Wassers von  $\approx 1000 \text{ kg m}^{-3}$  einer Auflösung von 0.08 mm entspricht. Der untere Rand des Lysimeters war freidröhnend. Das ausfließende Wasser am unteren Rand wurde direkt mit einer Waage mit 5 g Auflösung gemessen.

Das Lysimeter war mit einem teilweise hydrophoben Material einer Podsol-Braunerde aus Niederlehme, Brandenburg befüllt. Der Boden wurde vegetationsfrei gehalten, so dass die Evapotranspiration zur Evaporation reduziert war. Die Daten für diese Studie wurden vom 25. Mai bis zum 6. Oktober 2012 mit einer zeitlichen Auflösung von 1 min aufgenommen.

### Datenaufbereitung

Die Gesamtmasse des Systems  $M$  [kg] ist die Summe der Lysimetermasse  $M_{\text{lys}}$  [kg] und des Ausflusses  $M_{\text{out}}$  [kg]:  $M = M_{\text{lys}} + M_{\text{out}}$ . Beginnend mit dem Zeitpunkt  $t_0$  mit der Anfangsmasse  $M_0$  [kg] kann der kumulative Fluss am oberen Rand des Lysimeters mit  $F(t) = M(t) - M_0$  beschrieben werden. Mit den oben genannten Angaben zur Geometrie des Lysimeters und der Dichte des Wassers ist der kumulierte Fluss in kg gleich dem kumulierten Fluss in mm.

Um den neuen Filter zu testen wurden drei Referenzereignisse mit sehr unterschiedlichen Bedingungen ausgewählt: a) gleichmäßige Evaporation (6. July), b) Starkregen (21. August) und c) starker Wind mit wenig Evaporation (23. September). Der gesamte Verlauf und die drei Ereignisse sind in *Abbildung 1* dargestellt.

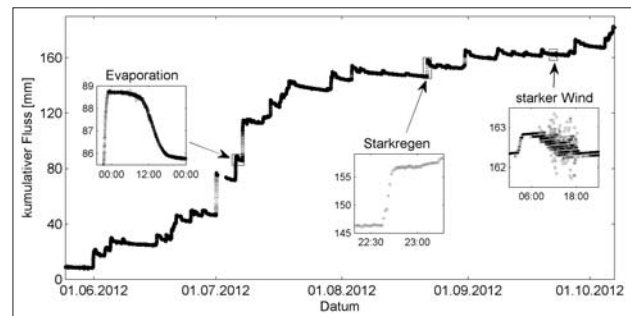


Abbildung 1: Rohdaten zu kumulativen Flüssen am oberen Rand des Lysimeters für den Zeitraum vom 25. Mai bis zum 6. Oktober 2012 mit den drei Referenzereignissen. Verändert aus PETERS et al. (2014).

## Theorie

### Berechnung von ET und P aus kumulierten Fluss

Eine Grundannahme bei der Bestimmung von ET und aus Lysimetermessungen ist, dass in einem kurzen Zeitintervall entweder Niederschlag oder Evapotranspiration, aber nicht beides stattfindet. Mit dieser Annahme und bei perfekten Daten wird jede Massenänderung als ET oder als P interpretiert (SCHRADER et al. 2013):

$$P = \begin{cases} \Delta M & \text{wenn } \Delta M > 0 \\ 0 & \text{wenn } \Delta M \leq 0 \end{cases} \quad \text{Gl [1]}$$

$$ET = \begin{cases} \Delta M & \text{wenn } \Delta M < 0 \\ 0 & \text{wenn } \Delta M \geq 0 \end{cases}$$

Wobei  $\Delta M$  [kg] die Massenänderung des Systems in einem bestimmten Zeitintervall ist. Da Lysimetermessungen immer mit Messrauschen verbunden sind, kann  $\Delta M$  auch Rauschen sein. Daher gilt Gl. [1] nur, wenn zuvor das Messrauschen aus den Daten gefiltert wurde. Dabei ist es wichtig nicht zu stark zu filtern, weil sonst tatsächliche Signale nicht erkannt werden und somit sowohl P als auch ET unterschätzt werden, aber auch nicht zu wenig zu filtern, weil sonst P und ET überschätzt werden.

### Trennung P und ET von Messrauschen – genereller Ansatz

Für Lysimeterstudien hat es sich als praktisch erwiesen, die Signale in zwei Schritten vom Rauschen zu trennen (FANK 2013, SCHRADER et al. 2013): Im ersten Schritt wird eine Glättung der Daten, z.B. durch einen simplen gleitenden Mittelwert (GM) oder den Savitzky-Golay (SG) Filter (SAVITZKY und GOLAY 1964), durchgeführt. Dabei wird eine bestimmte Fensterbreite  $w$  [min] gewählt. Für jeden einzelnen Zeitpunkt wird eine Mittelung der Daten innerhalb dieses Intervalls  $w$  errechnet. Beim GM ist dies der arithmetische Mittelwert, während es beim SG eine gewichtete Mittelung ist.

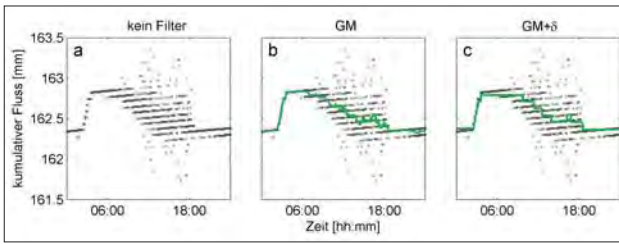


Abbildung 2: Gemessener kumulativer Fluss am oberen Rand für den 23. September 2013 mit gleitendem Mittelwert (Mitte) und zusätzlichem Grenzwert (rechts). Fensterbreite,  $w$  war 31 min und Grenzwert  $\delta$  war 0.081 mm. Verändert aus PETERS et al. (2014).

Im zweiten Schritt wird dann ein Grenzwert  $\delta$  [mm] eingeführt, der überschritten werden muss, damit eine Änderung  $\Delta M$  als Signal angenommen wird. Dadurch werden signifikante von nichtsignifikanten Änderungen getrennt. Diese Vorgehensweise ist schematisch in *Abbildung 2* für das Ereignis mit dem starken Wind dargestellt.

Ein Problem dieser Vorgehensweise ist, dass im ersten Schritt die gleitende Mittelung mit einem starren Mittelungsfenster  $w$  errechnet werden muss, obwohl bei sehr langsamen Änderungen (kleines Signal) große  $w$  und bei sehr schnellen Änderungen (starkes Signal – z.B. Starkregen) kleine  $w$  vorteilhaft wären. Dasselbe gilt für den Grenzwert  $\delta$ : Bei geringem Rauschen sollte  $\delta$  klein sein, während er bei starkem Rauschen (starker Wind) groß sein sollte.

### Neuer Filter – AWAT

Wir schlagen einen neuen adaptiven Filter (**A**daptive **W**indow **A**daptive **T**hreshold Filter - AWAT) vor (PETERS et al. 2014), der in drei Schritten arbeitet (*Abbildung 3*). Im ersten Schritt wird eine maximale Fensterbreite  $w_{\max}$  [min]

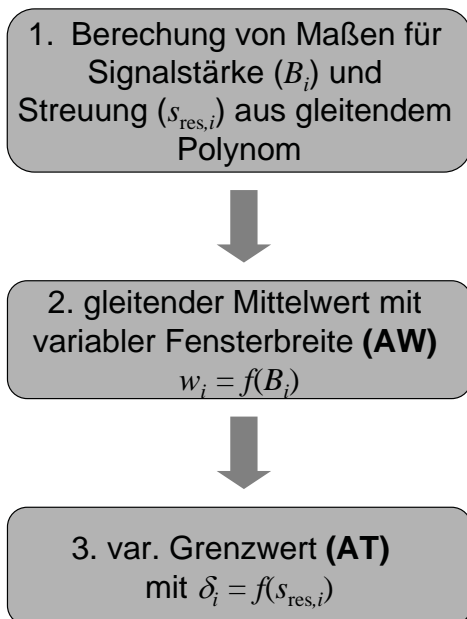


Abbildung 3: Schema des Adaptive Window and Adaptive Threshold Filters (AWAT). Verändert aus PETERS et al. (2014).

definiert. Innerhalb dieses Fensters werden Informationen für Signalstärke und Rauschen für jeden Zeitpunkt ermittelt. Dies wird erreicht, indem innerhalb von  $w_{\max}$  ein Polynom  $n$ -ter Ordnung an die Daten angepasst wird und im Anschluss Maße für Signalstärke ( $B$  [-]) und für Rauschen ( $s_{\text{res}}$  [mm]) abgeleitet werden. Das Maß für Rauschen,  $s_{\text{res}}$  ist dabei die Streuung der Daten um das Polynom:

$$s_{\text{res},i} = \sqrt{\frac{1}{r} \sum_{j=1}^r (y_i - \hat{y}_i)^2} \quad \text{GI [2]}$$

wobei  $r$  die Anzahl der Daten in dem Zeitfenster ist und  $y_i$  und  $\hat{y}_i$  die gemessenen Daten, bzw. die mit dem Polynom geschätzten Werte sind. Das Maß für die Signalstärke ergibt sich aus

$$B_i = \frac{s_{\text{res},i}}{s_{\text{dat},i}} \quad \text{GI [3]}$$

Wobei  $s_{\text{dat}}$  [mm] die Streuung der Daten in dem Zeitfenster ist:

$$s_{\text{dat},i} = \sqrt{\frac{1}{r} \sum_{j=1}^r (y_i - \bar{y}_i)^2} \quad \text{GI [4]}$$

mit  $\bar{y}_i$  als Mittelwert der gemessenen Werte.  $B_i$  lässt sich aus

$$B_i = \sqrt{1 - R^2}$$

berechnen, wobei  $R^2$  das Bestimmtheitsmaß ist.

Im zweiten Schritt wird ein gleitendes arithmetisches Mittel mit variabler Fensterbreite berechnet, wobei die Fensterbreite,  $w_i$  für jeden Datenpunkt  $i$  direkt vom Maß für die Signalstärke  $B_i$  abhängt:

$$w_i = \max(1; B_i w_{\max}) \quad \text{GI [5]}$$

Die Fensterbreite ist also mindestens 1 (wenn  $B_i$  nahe 0 ist) und maximal so groß wie das Fenster in dem das Polynom berechnet wurde. Das heißt bei großer Signalstärke wird kaum oder gar nicht und bei geringer Signalstärke wird maximal geglättet.

Im dritten Schritt wird ein variabler Grenzwert  $\delta_i$  als Funktion von  $s_{\text{res}}$  definiert:

$$\delta_i = \begin{cases} \delta_{\max} & \text{wenn } s_{\text{res},i} \cdot t_{97.5,r} \geq \delta_{\max} \\ \delta_{\max} & \text{wenn } \delta_{\min} < s_{\text{res},i} \cdot t_{97.5,r} < \delta_{\max} \\ \delta_{\min} & \text{wenn } s_{\text{res},i} \cdot t_{97.5,r} \leq \delta_{\min} \end{cases} \quad \text{GI [6]}$$

wobei  $\delta_{\min}$  und  $\delta_{\max}$  der minimale und maximale Grenzwert sind und  $t_{97.5,r}$  der  $t$ -Wert für das 95% Konfidenzintervall ist. Der minimale Grenzwert ist gegeben durch die Auflösung der Waagen (0.08 mm). Für große Werte für  $s_{\text{res}}$  (starkes Rauschen) ist  $\delta$  damit groß und für kleine Werte für  $s_{\text{res}}$  ist  $\delta$  klein. Eine genauere Beschreibung des AWAT-Filters ist in PETERS et al. (2014) gegeben.

### Ergebnisse

Um den AWAT-Filter zu testen wurde er mit zwei anderen Filtern verglichen. Zum einen wurde ein simple gleitender Mittelwert (GM) und zum anderen der Savitzky-Golay

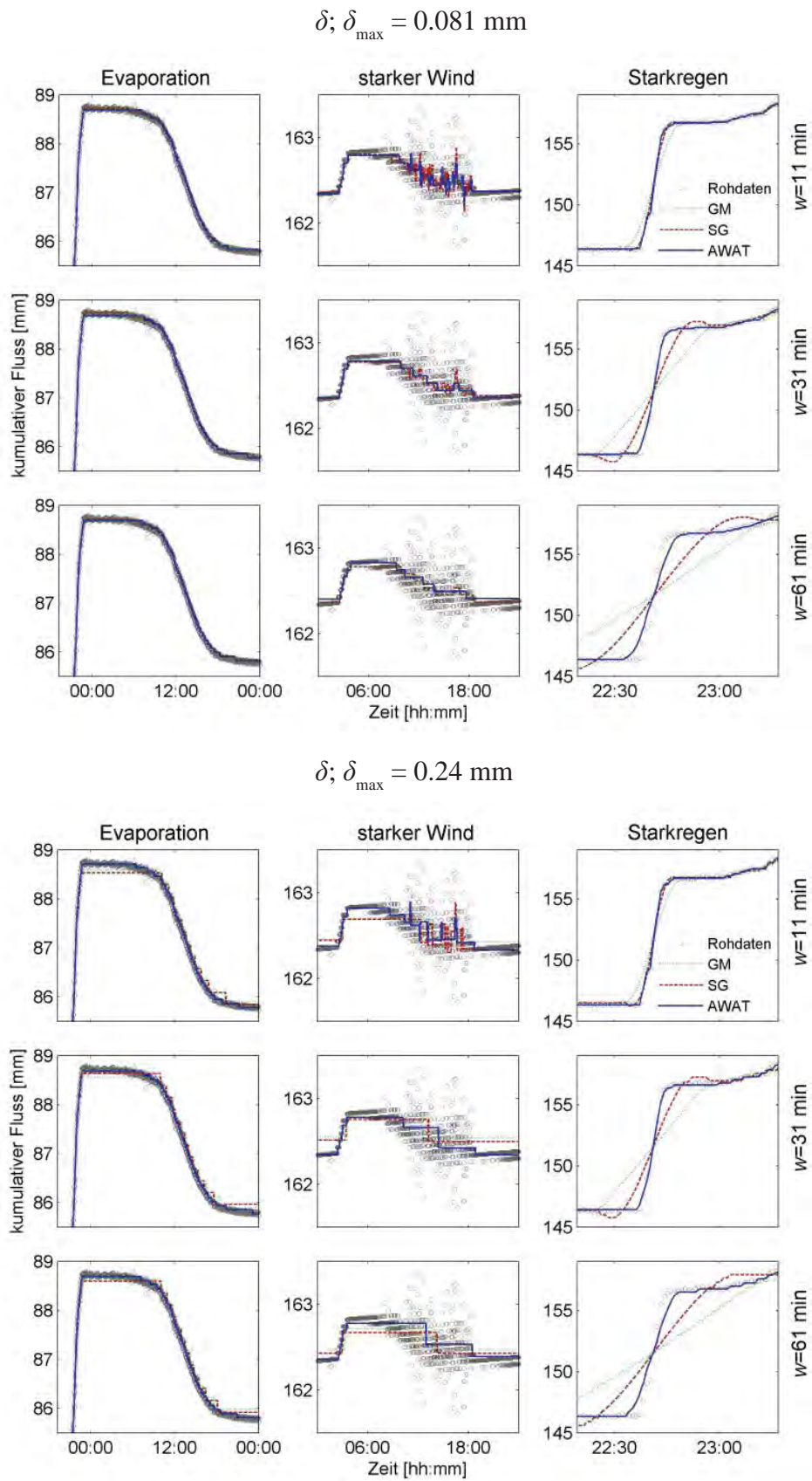


Abbildung 4: Daten der drei Referenzereignisse mit den Filtervarianten. Oben:  $\delta$ , bzw.  $\delta_{\max} = 0.081 \text{ mm}$ ; unten:  $\delta$ , bzw.  $\delta_{\max} = 0.24 \text{ mm}$ . Verändert aus PETERS et al. (2014).



Filter (SG) mit konstanter Fensterbreite  $w$  und konstantem Grenzwert  $\delta$  auf die Daten angewendet. Für alle drei Filter wurden drei Fensterbreiten ( $w = 11, 31$  und  $61$  min) und 2 Grenzwerte ( $\delta = 0.081$  und  $0.24$  mm) getestet. Die Fensterbreite  $w$  und der Grenzwert  $\delta$  für GL und SG entsprechen  $w_{\max}$  und  $\delta_{\max}$  beim AWAT-Filter. Somit arbeiten alle Filter mit der gleichen Anzahl an Filterparametern die vorab festgelegt werden müssen.

Abbildung 4 oben, zeigt die Daten der drei Referenzereignisse aus Abbildung 1 und die angewendeten Filter mit unterschiedlicher Fensterbreite und  $\delta$ , bzw.  $\delta_{\max} = 0.081$  mm. Mit einer Fensterbreite von 11 min kann sowohl das Starkregenereignis als auch das Evaporationsereignis mit GL oder SG sehr gut beschrieben werden. Allerdings ist das Ereignis mit starkem Wind ungenügend gefiltert. Hier würde eine starke Überschätzung sowohl von P als auch von E stattfinden. Bei Vergrößerung der Fensterbreite auf 31 oder 61 min werden die Daten des Windereignisses besser gefiltert, allerdings auf Kosten der Qualität beim Starkregenereignis, bei dem eine zu starke Glättung vorgenommen wird. Der SG-Filter neigt zusätzlich zur Oszillation bei Starkregenereignissen, was wiederum zur Überschätzung der Wasserflüsse führt. Auch eine Vergrößerung von  $\delta$  führt nicht zu einer günstigeren Filterung bei allen Ereignissen (Abbildung 4 unten). Zwar wird das Rauschen der Daten beim Windereignis bei einer Fensterbreite von 31 min jetzt stärker gefiltert, allerdings auf Kosten der Genauigkeit beim Evaporationsereignis.

Bei  $\delta_{\max} = 0.081$  mm ist der AWAT-Filter schon gut in der Lage Rauschen von Signal zu trennen (Abbildung 4 oben). Mit variablen  $w$  und  $\delta$  kann der AWAT-Filter bei  $w_{\max} = 31$  min und  $\delta_{\max} = 0.24$  mm die Daten aller Ereignisse sehr gut filtern, da die Daten des Starkregenereignisses mit kleinem  $w$  und die des Windereignisses mit großem  $w$  geglättet wurden. Zusätzlich wurde  $\delta$  beim Evaporationsereignis klein und beim Windereignis groß gewählt.

Abbildung 5 links zeigt die kumulativen Evaporationen und Niederschläge für den Messzeitraum, wie sie mit den drei

Filtervarianten (GM, SG und AWAT) bei Variation von  $d$  bzw.  $\delta_{\max}$  berechnet wurden. Die Fensterbreite  $w$ , bzw.  $w_{\max}$  war in diesem Fall auf 31 min festgelegt. Für die GM- und SG-Filter werden bei größeren Werten für  $\delta$  immer geringere kumulierte ET und P berechnet. Beim AWAT-Filter hingegen spielt die Größe für  $\delta_{\max}$  keine Rolle, wenn sie nicht zu gering (z.B. 0.08 mm) gewählt wird. Das heißt, dass, im Gegensatz zu den GM- und SG-Filtern, bei dem AWAT-Filter die Ergebnisse nicht sensitiv auf den Filterparameter  $\delta_{\max}$  sind. Die Wahl von  $w$ , bzw.  $w_{\max}$  hat bei allen drei Filtern einen großen Einfluss auf die Ergebnisse.

## Schlussfolgerungen

Für die unterschiedlichen Referenzereignisse waren sowohl der gleitende Mittelwert als auch der Savitzky-Golay-Filter mit konstanter Fensterbreite und konstantem Grenzwert nicht in der Lage ET und P von Messrauschen adäquat zu trennen. Der neue AWAT-Filter mit der gleichen Anzahl an Filterparametern wie die beiden anderen war hingegen sehr gut in der Lage die Daten zu beschreiben.

Bei dem AWAT-Filter muss der Grenzwertparameter nicht vom Nutzer festgelegt werden, wenn er groß genug gewählt wird. Damit muss der Nutzer nur die maximale Fensterbreite festlegen.

## Literatur

- FANK, J., 2013: Wasserbilanzauswertung aus Präzisionslysimeterdaten. In: 15. Gumpensteiner Lysimetertagung 2013, Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Irnding, Österreich, 85-92.
- GUNDEKAR, H.G., U.M. KHODKE, S. SARKAR and R.K. RAI, 2008: Evaluation of pan coefficient for reference crop evapotranspiration for semi-arid region. Irrigation Science 26, 169-175.
- IRMARK, S., D.Z. HAMAN and J.W. JONES, 2007: Evaluation of Class A pan coefficients for estimating reference evapotranspiration in humid location. Journal of Irrigation and Drainage Engineering 128, 153-159.
- 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.

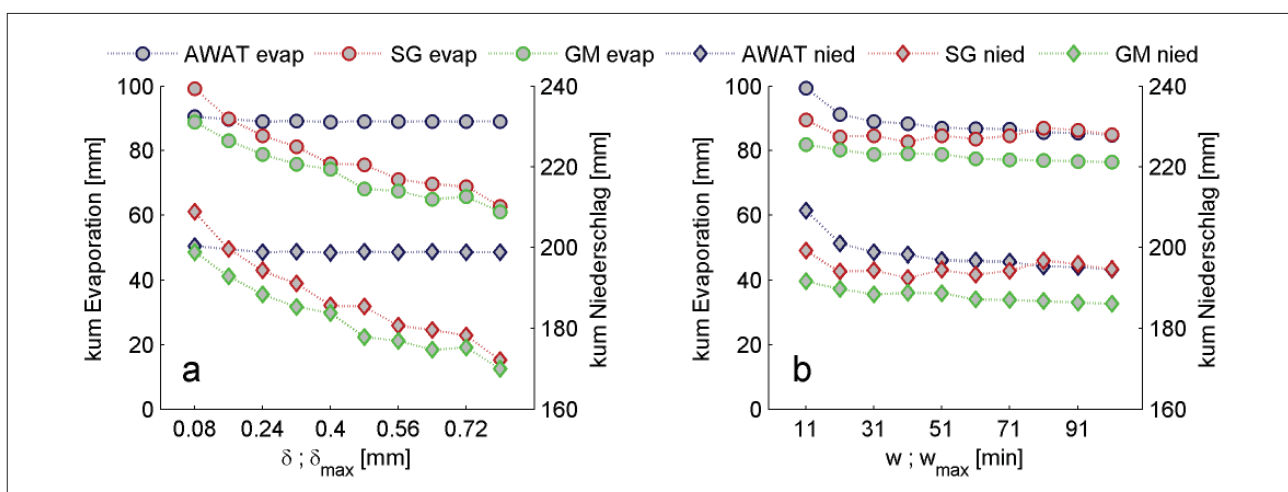


Abbildung 5: Berechnete kumulative Evaporation und Niederschlag für gesamten Messzeitraum. Links:  $\delta$  (GM und SG), bzw.  $\delta_{\max}$  (AWAT) wurde variiert; rechts:  $w$  (GM und SG), bzw.  $w_{\max}$  (AWAT) wurde variiert. Verändert aus PETERS et al. (2014).



- MICHELSON, D.B., 2004: Systematic correction of precipitation gauge observations using analyzed meteorological variables. *Journal of Hydrology* 290, 161-177.
- NOLZ, R., G. KAMMERER and P. CEPUDER, 2013: Interpretation of lysimeter weighing data affected by wind. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 176, 200-208.
- PETERS, A., T. NEHLS, H. SCHONSKY and G. Wessolek, 2014: Separating precipitation and evapotranspiration from noise – a new filter routine for high-resolution lysimeter data. *Hydrology and Earth System Sciences* 18, 1189-1198.
- RAMIER, D., E. BERTHIER and H. Andrieu, 2004: An urban lysimeter to assess runoff losses on asphalt concrete plates. *Physics and Chemistry of the Earth* 29, 839-847.
- SAVITZKY, A. and M. GOLAY, 1964: Smoothing and Differentiation of Data by Simplified Least Squares Procedures. *Analytical Chemistry* 36, 1627-1639.
- SCHRADER, F., W. DURNER, J. FANK, S. GEBLER, T. PÜTZ, M. HANNES and U. WOLLSCHLÄGER, 2013: Estimating precipitation and actual evapotranspiration from precision lysimeter measurements. In: *Four Decades of Progress in Monitoring and Modeling of Processes in the Soil-Plant-Atmosphere System: Applications and Challenges*, editiert von: Romano, N., D'Urso, G., Severino, G., Chirico, G. and Palladino, M., *Procedia Environmental Sciences*, 543-552.
- VON UNOLD, G. and J. FANK, 2008: Modular design of field lysimeters for specific application needs. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus* 8, 233-242.

# Estimation of evapotranspiration and crop coefficient of an intensively managed grassland ecosystem with lysimeter measurements

Jannis Groh<sup>1\*</sup>, Thomas Pütz<sup>1</sup>, Jan Vanderborght<sup>1</sup> and Harry Vereecken<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Im Rahmen dieser Studie werden die Wasserbilanzkomponenten eines intensiv genutzten Graslandstandortes (Wirtschaftsgrünland) in Rollesbroich (Deutschland) vorgestellt. Der Niederschlag, die Evapotranspiration und die Nettosickerwasserbildung wurden mittels eines wägbaren Lysimeters bestimmt. Die Studie befasst sich darüber hinaus mit der Berechnung der täglichen Evapotranspiration und dem Pflanzenkoeffizienten ( $K_C$ ) während einer Vegetationsperiode mit mehreren Schnittzeitpunkten in 2014. Die täglichen  $K_C$ -Werte zwischen den einzelnen Grasschnitten wiesen am Anfang geringere und in der mittleren sowie zum Ende der Pflanzenentwicklungsphasen höhere Werte im Vergleich zu den Standardwerten nach ALLEN et al. (1998) auf. Während der Vegetationsperiode bestand ein moderater linearer Zusammenhang zwischen den auf täglicher Basis berechneten  $K_C$ -Werten und den gemessenen Blattflächenindizes.

*Schlagwörter:* TERENO SOILCan, wägbare Lysimeter, Evapotranspiration, Wasserhaushalt, Pflanzenkoeffizient, Wirtschaftsgrünland

## Summary

This study presents the water balance components of an intensively managed grassland site in Rollesbroich, Germany. The precipitation, evapotranspiration and net seepage water were obtained from a weighable lysimeter system. We will focus on the calculation of daily evapotranspiration and crop coefficient ( $K_C$ ) during a growing season with four cuts in 2014. Daily crop coefficients ( $K_C$ ) of each cutting cycle showed in general lower  $K_C$  at the initial and higher values at the mid and late crop development stages than standard values in literature (ALLEN et al. 1998). A regression analysis between daily calculated  $K_C$ - and measured leaf area index (LAI) values showed a moderate linear relationship during the vegetation period.

*Keywords:* TERENO SOILCan, weighable lysimeter, evapotranspiration, water balance, crop coefficient, intensive grassland

## Introduction

Crop evapotranspiration ( $ET_C$ ) is an important process which is closely related to crop yield and a main component of ecosystem water budgets. The  $ET_C$  combines the process of evaporation from the soil surface and transpiration by plant. The estimation of  $ET_C$  and crop water requirement is of great importance for agricultural water management (HASHIM et al. 2012) at regional to national scale.

The standard method to estimate  $ET_C$  was recommended by the Food and Agriculture Organizations (FAO) and involves the calculation of a reference potential evapotranspiration ( $ET_0$ ) and a crop specific  $K_C$  value which accounts for differences (agronomical and physical) between  $ET_0$  and  $ET_C$ . A reliable calculation of  $ET_C$  strongly depends on the appropriate estimation of  $K_C$  values.  $K_C$  values vary not only between different types of ecosystems, but also between regions (KO et al. 2009) as environmental factors (LOCKWOOD 1999, YANG and ZHOU 2011, YANG et al. 2014) and conditions allow a variation in variety and in crop growth stage development (ALLEN et al. 1998). The appropriate estimation of  $ET_C$  with the standard FAO-Method strongly depends on the assumption of the  $K_C$  value

during the growing season. Ignoring daily fluctuations or  $K_C$  development during individual cutting periods can affect the amount and the dynamic of the  $ET_C$  estimation from the crop coefficient approach. An appropriate estimation of  $ET_C$  is important in assessing the crop water requirement and crop yield. Our study will present daily dynamics of water fluxes derived by lysimeter measurements and  $K_C$  values for an intensive managed grassland ecosystem in Rollesbroich. Crop evapotranspiration from lysimeter measurements ( $ET_C$ -LY) will be compared by a standard method of crop ET ( $ET_C$ -FAO). A further objective of this study will be the relation between  $K_C$  and measureable plant parameter (e.g. LAI).

## Materials and Methods

Within the framework of SOILCan, a set of six weighable lysimeters (UMS GmbH, Munich) were installed at the test site Rollesbroich (50°37'17"N, 6°18'15"E, 515 m a.s.l.) which is located in the TERENO Eifel/Lower Rhine Valley observatory in Germany (PÜTZ et al. 2011). The set of lysimeters have a depth of 1.5 m, a surface of 1 m<sup>2</sup>, a 50 l leachate tank, a tension controlled bottom boundary and are arranged in a hexagonal design around a central placed service unit,

<sup>1</sup> Institute of Bio- and Geosciences: Agrosphere (IBG-3), Forschungszentrum Jülich GmbH, D-52425 JÜLICH

\* Ansprechpartner: Jannis Groh, j.groh@fz-juelich.de

which provides the measurement equipment and data recording devices (ZACHARIAS et al. 2011, PÜTZ et al. 2013). The lysimeter station is part of the SOILCan-lysimeter network which comprises in total 132 lysimeter at 13 different test sites in Germany and has the focus on long term effects of climate change on the terrestrial systems (ZACHARIAS et al. 2011). The grassland vegetation around the lysimeter is intensively managed with four cuts in the observation period (2014-05-19, 2014-07-18, 2014-08-25, 2014-11-12). The plant community was classified as ryegrass “*Lolium perennis-Cynosuretum cristati*” (SCHUBERT et al. 2001). The average temperature (T) of 8.7°C and annual precipitation (P) 1067 mm are slightly higher in comparison to the long term annual average values (T = 7.7°C, P = 1033, period 1981 - 2001) from a nearby meteorological station Simmerath (GEBLER et al. 2014). The weighing system allows a resolution of 0.1 kg for the lysimeter and 0.01 kg for the leachate tank and measurements were logged with a frequency of 1 min<sup>-1</sup>. The lysimeter data of one lysimeter (Ro3) were processed in three steps, in order to convert noise prone high frequency measured weight data's into daily precipitation and evapotranspiration:

- Elimination of outliers by a manual filter
- Smoothing filter, AWAT (PETERS et al. 2014) on a minutely basis with an average time of 1 – 61 min, a minimum and maximum threshold of 0.009 kg respectively 0.24 kg
- Calculation of daily fluxes

Under the assumption that no evapotranspiration occurs during precipitation events, in- and decreasing mass changes ( $\Delta W$ ) can be related to precipitation respectively  $ET_c$ . The separation of precipitation (P) and  $ET_c$  can be derived from the lysimeter mass balance equation:

$$\Delta W = \Delta W_{LY} - \Delta W_{Drain} \quad (\text{Eq.1})$$

$$\Delta P = \begin{cases} \Delta W & , \text{if } \Delta W > 0 \\ 0 & , \text{if } \Delta W < 0 \end{cases} \quad (\text{Eq.2})$$

$$\Delta ET_c = \begin{cases} 0 & , \text{if } \Delta W > 0 \\ -\Delta W & , \text{if } \Delta W < 0 \end{cases} \quad (\text{Eq.3})$$

where  $\Delta W_{LY}$  and  $\Delta W_{Drain}$  is the mass change of lysimeter and leachate tank weight between two consecutive time steps. The daily estimation of  $K_c$  can be calculated from the ratio of the measured  $ET_c$  and  $ET_o$  (ALLEN et al. 1998):

$$K_c = \frac{ET_c}{ET_o} \quad (\text{Eq.4})$$

Here,  $ET_c$  represents the measured flux by the lysimeter system and  $ET_o$  the daily grass reference evapotranspiration. The  $ET_o$  was calculated by the Penman-Monteith equation (ALLEN et al. 1998):

$$ET_o = \frac{0.408 \Delta (R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma (1 + 0.34 u_2)} \quad (\text{Eq.5})$$

where  $ET_o$  is the daily grass reference evapotranspiration (mm d<sup>-1</sup>),  $R_n$  is the net radiation at the grass surface (MJ

m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>), G the soil heat flux density (MJ m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>),  $\gamma$  the psychrometric constant (kPa °C<sup>-1</sup>), T is the air temperature at 2 m height (°C),  $u_2$  is the wind speed at 2 m height (m s<sup>-1</sup>),  $e_s$  is the saturation vapour pressure (kPa),  $e_a$  is the actual vapour pressure (kPa) and  $\Delta$  is the slope of the vapour pressure curve (kPa °C<sup>-1</sup>). The required meteorological input parameter solar radiation (Pyranometer CMP3, ecoTech), T (MeteoMS, EcoTech), relative humidity (rH, MeteoMS, EcoTech),  $u_2$  (MeteoMS, EcoTech), air pressure (MeteoMS, EcoTech) for calculating the  $ET_o$  was taken from the lysimeter climate station in Rollesbroich. According to the crop coefficient approach, a reference crop ET ( $ET_c$ -FAO) is calculated through multiplying  $ET_o$  with a crop specific coefficient under the assumption of standard conditions (no water stress). Different constant  $K_c$ -FAO values were taken from ALLEN et al. (1998) for the initial stage ( $K_{c\text{ini}}$ ), mid-season stage ( $K_{c\text{mid}}$ ) and at the end of the late season stage ( $K_{c\text{end}}$ ) for the forage crop rye grass hay. The beginning and length of the development stages for rye grass hay were estimated by leaf area index (LAI, lysimeter) and grass length measurements (surrounding field) with: 0.95 for  $K_{c\text{ini}}$  (2014-01-01 – 2014-03-31), 1.05 for  $K_{c\text{mid}}$  (2014-04-01 – 2014-10-31) and 1 for  $K_{c\text{end}}$  (2014-11-01 – 2014-12-31).

Additionally measurements of precipitation were taken from the nearby rain gauge (Pluvio, OTT Hydromet GmbH), leaf area index (LAI-2200 Plant Canopy Analyzer, LI-COR) above the grassland lysimeter and soil moisture content (TDR-Probes CS610, Campbell Scientific) in 10 cm depth of the lysimeter. The regression analysis between daily  $K_c$  values and the plant parameter LAI were conducted with the stats package of the software R (R-CORE-TEAM 2014).

**Table 1: Monthly sums of precipitation (P-LY = lysimeter, P-RG = rain gauge), crop evapotranspiration ( $ET_c$ -LY = lysimeter,  $ET_c$ -FAO = FAO-method), net seepage water (SW = lysimeter) and the change in soil water storage ( $\Delta S$ ) of an intensive managed grassland lysimeter in Rollesbroich (2014). Monthly  $ET_c$ -LY sums were corrected by monthly sums of extracted water with suction cups ( $\Sigma$  16.2 mm) and values for P-LY as well as  $ET_c$ -LY during 11 days, with a layer of snow on the lysimeter, were corrected by values from P-RG respectively  $ET_o$ .**

Month	P-LY (mm)	P-RG (mm)	$ET_c$ -LY (mm)	$ET_c$ -FAO (mm)	SW (mm)	$\Delta S$ (mm)
Jan	74.1 <sup>#</sup>	63.5	21.2 <sup>*</sup>	18.9	60.8	-7.9
Feb	59.5	46.8	24.2	26.1	33.7	1.6
Mrz	32.0	23.1	53.3	51.9	7.3	-28.6
Apr	52.2	45.4	81.0	74.5	0.1	-28.9
Mai	72.6	61.8	88.3	92.0	-0.2	-15.5
Jun	89.7	80.6	99.5	107.5	-3.5	-6.3
Jul	198.5	176.9	89.5	108.6	41.4	67.5
Aug	160.5	150.0	92.7	85.6	53.8	11.4
Sep	54.4	49.4	54.3	56.5	20.1	-20.0
Okt	81.3	71.7	39.3	40.3	33.2	8.9
Nov	70.1	48.6	32.9	20.6	36.3	0.9
Dez	122 <sup>#</sup>	103.7	17.5 <sup>*</sup>	15.8	92.1	12.4
$\Sigma$	1067.0	921.5	696.3	698.4	375.0	-4.3

<sup>#</sup>Corrected with P-RG values due to a layer of snow on the lysimeter: Jan (3 days), Dec. (9 days); <sup>\*</sup>Corrected with  $ET_c$ -FAO values due to a layer of snow on the lysimeter: Jan (3days), Dec. (9 days)

## Results and discussion

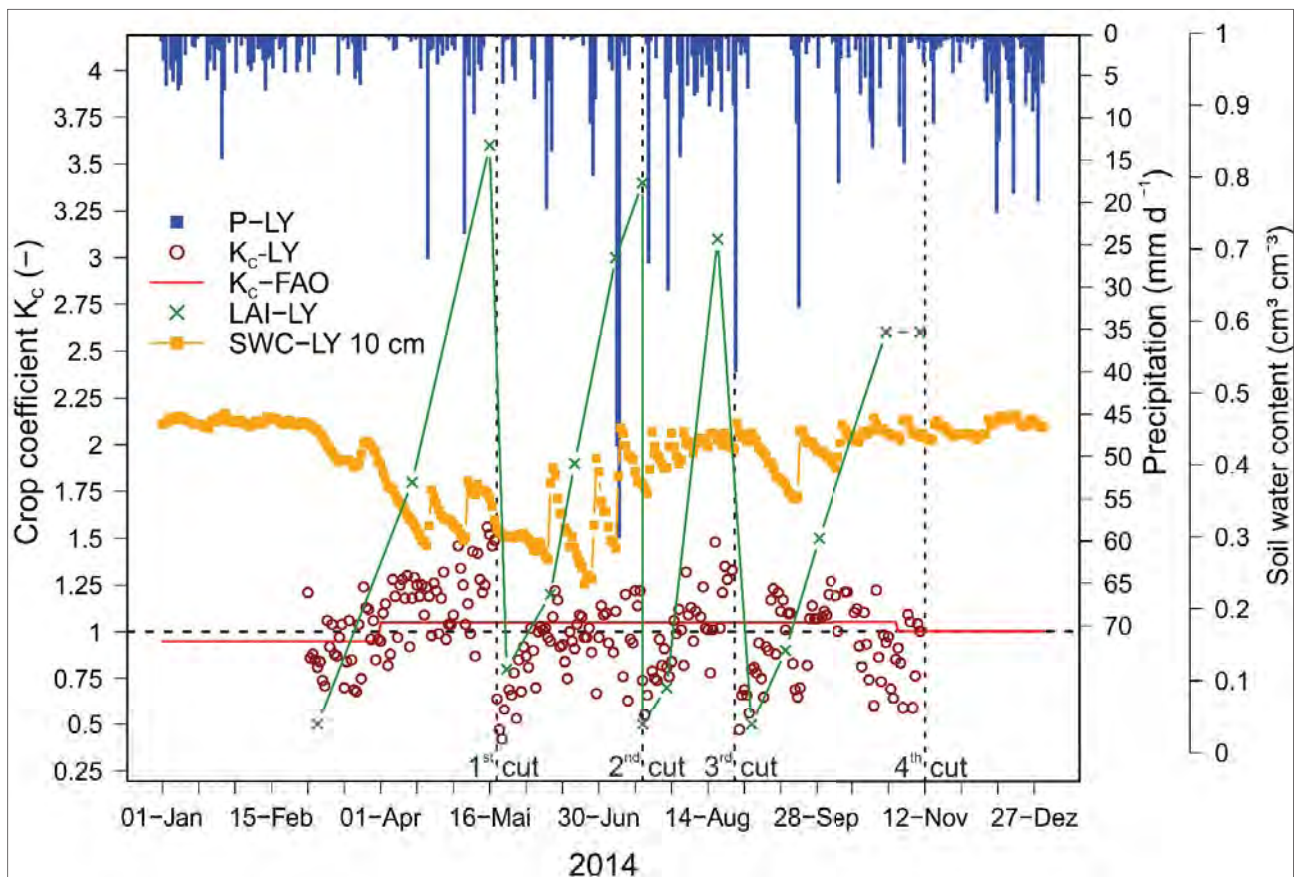
In this section we present first preliminary results that were obtained from our weighable lysimeter systems. *Table 1* shows the monthly sums of the water balance components calculated from lysimeter data, the precipitation measured from the rain gauge (P-RG) and reference  $ET_c$ -FAO for the year 2014. The monthly water balance components from the lysimeter measurements showed for the study site large precipitation sums for the summer (July, August) and winter month (December). In comparison with the rain gauge, the monthly precipitation amount measured by the lysimeter were for all months higher and the annual value was for the observation period 14 % larger than for P-RG. This observation was in a good agreement with studies by GEBLER et al. (2014). The large difference and underestimation of precipitation by P-RG might be related to aerodynamic effects (FU et al. 2011).

The crop evapotranspiration was low during winter months (Dec. – Feb.), increased with the initial growing season in March and showed in the summer months from Mai until August the highest monthly  $ET_c$  sums. The yearly sum of the  $ET_c$ -LY was slightly lower than calculated  $ET_c$ -FAO, but the monthly dynamic during the year was different. The difference between both  $ET_c$  estimation methods was very low in winter time (Dec. – Feb.). For months in the initial stage

and the end stages of the late growing season (Apr., Nov.) the monthly  $ET_c$  from lysimeter measurements were higher and in the mid stage of the growing season (Jun. – Jul.) the  $ET_c$ -FAO estimations were generally larger. However the monthly value for August showed larger values from lysimeter measurements. A closer examination on hourly basis for the month August, showed that runoff, which may take place between the inner and the outer lysimeter cylinder, occurred after a heavy rainfall event (40 mm, 2014-08-26).

The yearly net seepage water (SW) was 375 mm, monthly values indicates, that especial winter months and high precipitation events in summer (Jul., and Aug.) coincide with high SW rates. In the time from March to April SW is very low and a small upward directed water flow occurs during Mai until the beginning of July. The highly variable response of seepage water rates after a heavy rainfall event (2014-08-26; P = 40 mm) between all six lysimeter indicates the occurrence of preferential flow. The observation of high variable flow could be related beside the existence of biotic macropores especially to the pedological situation at the test site which show a high spatial variable stone content in the subsoil (QU et al. 2014).

The change on soil water storage ( $\Delta S$ ) for 2014 was very low, but the monthly sums indicate that high precipitation events during the summer led to a refill of soil water reservoir.



*Figure 1: Daily values for precipitation (P-LY = lysimeter), leaf area index (LAI = lysimeter), soil water content (SWC-LY = lysimeter) in 10 cm depth and crop coefficients from the ratio of  $ET_c$ -LY and  $ET_c$ -FAO and a standard method with constant values during the growing season of an intensive managed grassland site at Rollesbroich.*



Figure 1 illustrates the temporal development of the daily  $K_c$ -values derived by the ratio  $ET_c$ -LY and  $ET_o$ , a growth stage constant  $K_c$  factor ( $K_c$ -FAO), precipitation and leaf area index measurements for the growing season in 2014. On days with long lasting precipitation events during daytime the crop coefficient approach estimated very small  $K_c$  values ( $< 0.4$ ) which not corresponded well with the  $K_c$  development during the specific time windows (outlier).  $ET_c$ -LY are for this specific days very low in comparison to the  $ET_c$ -FAO, as the method itself, to calculate fluxes from lysimeter measurements, assume that no ET occur during precipitation events or that at least ET is negligible in that time (HANNES et al. 2014).

The  $K_c$ -LY values in Figure 1 follow the temporal development of the LAI measurements for each cutting cycle during the growing season. At the beginning of the growing season or after the cut,  $K_c$ -LY values ( $K_{cmin} = 0.42$ ) are much lower as recommended literatur values ( $K_c$ -FAO) for rye grass hay. While at the mid and the late end of each cycle  $K_c$ -LY values ( $K_{cmax} = 1.56$ ) are larger than recommended  $K_c$ -FAO values. The different dynamics during the cutting cycles of the  $K_c$  value from both methods explain well, why the sum of ET by  $ET_c$ -LY and  $ET_c$ -FAO are in total similar, but not in their temporal dynamic.

Figure 2 shows the relationship of calculated  $K_c$  and measured LAI values for the grassland lysimeter in Rollesbroich. It was found that LAI measurements correlate moderately ( $r^2 = 0.56$ ) with the  $K_c$  values obtained from lysimeter measurements.

## Conclusion and Outlook

Overall, this study presents the first results of the water balance components of an intensive managed grassland site in Rollesbroich, Germany. A comparison of annual precipitation amounts obtained by a lysimeter and a rain gauge, showed that lysimeter derived total precipitation was with 14 % significant larger. Monthly values of seepage water indicate, that high rates of seepage water were observed during the winter months and especially during extreme precipitation events. It was found that preferential flow plays a major role for seepage water rates during heavy rainfall. Yearly sums of crop evapotranspiration derived by lysimeter measurements and the FAO-method showed a good agreement. However, the monthly dynamic observed during the growing season was found to be different. Larger  $ET_c$ -FAO sums during the summer months indicated that  $ET_c$  from the lysimeter was rather water than energy limited. Furthermore it was found, that daily crop coefficient was dependent on the crop development stages with values deviating from standard literature values. Further measurements are being performed to corroborate these first findings. Moderate results were obtained for the relationship between  $K_c$  values and LAI measurements.

## Acknowledgment

The TERENO infrastructure is funded by the Helmholtz Association and the Federal Ministry of Education and Research. We thank Ferdinand Engels, Leander Fürst, Rainer Harms and Werner Küpper for supporting the weekly

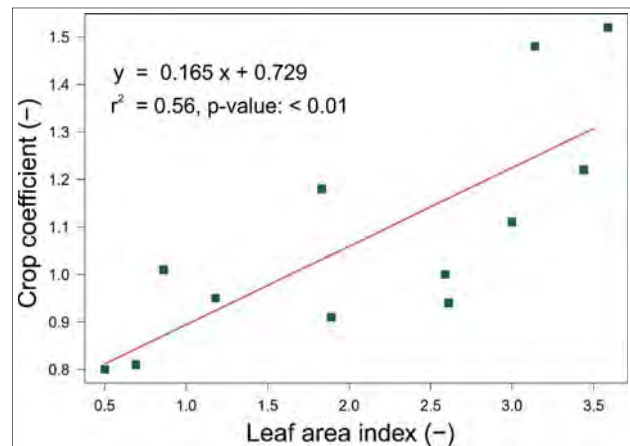


Figure 2: Scatterplot of crop coefficient and leaf area measurements of a grassland lysimeter at Rollesbroich and regression line of a simple linear model for the growing season in 2014.

sampling and ongoing maintenance of the experimental setup in Rollesbroich.

## References

- ALLEN, R.G., L.S. PEREIRA, D. RAES and M. SMITH, 1998: Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements FAO, Rome.
- FU, S., T.O. SONNENBORG, K.H. JENSEN and X. HE, 2011: Impact of Precipitation Spatial Resolution on the Hydrological Response of an Integrated Distributed Water Resources Model, *gsvazone 10(1)*, 25-36.
- GEBLER, S., H.-J. HENDRICKS FRANSSSEN, T. PÜTZ, H. POST, M. SCHMIDT and H. VERECKEN, 2014: Actual evapotranspiration and precipitation measured by lysimeters: a comparison with eddy covariance and tipping bucket. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* 11(12), 13797 - 13841.
- HANNES, M., U. WOLLSCHLÄGER, F. SCHRADER, W. DURNER, S. GEBLER, T. PÜTZ, J. FANK, G. von UNOLD and H.J. VOGEL, 2015: High-resolution estimation of the water balance components from high-precision lysimeters, *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* 12(1), 569-608.
- HASHIM, M.A.A., S. SIAM, A. AL-DOSARI, K.A. ASL-GAADI, V.C. PATIL, E.H.M. TOLA, M. RANGASWAMY and M.S. SAMDANI, 2012: Determination of Water Requirement and Crop water productivity of Crops Grown in the Makkah Region of Saudi Arabia *Australian Journal of Basic and Applied Sciences* 6(9), 196-206.
- KO, J., G. PICCINI, T. MAREK and T. HOWELL, 2009: Determination of growth-stage-specific crop coefficients (Kc) of cotton and wheat. *Agricultural Water Management* 96(12), 1691-1697.
- LOCKWOOD, J.G., 1999: Is Potential Evapotranspiration and its Relationship with Actual Evapotranspiration Sensitive to Elevated Atmospheric CO<sub>2</sub> Levels? *Climatic Change* 41(2), 193-212.
- PETERS, A., T. NEHLS, H. SCHONSKY and G. WESSOLEK, 2014: Separating precipitation and evapotranspiration from noise - a new filter routine for high resolution lysimeter data. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* 18(3), 1189 - 1198.
- PÜTZ, T., R. KIESE, S. ZACHARIAS, B. BOGENA, E. PRIESACK, U. WOLLSCHLÄGER, M. SCHWANK, H. PAPAN, G. von UNOLD and H. VERECKEN, 2011: TERENO-SOILCan - Ein Lysimeter Netzwerk in Deutschland. *Gumpensteiner Lysimetertagung* 14, 5-10.
- PÜTZ, T., K. KIESE, U. WOLLSCHLÄGER, E. PRIESACK, E. BORG, H. GERKE, H., PAPAN and H. VERECKEN, 2013: TERENO-

- SOILCan - Ein Lysimeternetzwerk zur Untersuchung des Klimawandels, Gumpensteiner Lysimetertagung 15, 57-62.
- QU, W., H.R. BOGENA, J.A. HUISMAN, G. MARTINEZ, Y.A. PACHEPSKY and H. VERECKEN, 2014: Effects of Soil Hydraulic Properties on the Spatial Variability of Soil Water Content: Evidence from Sensor Network Data and Inverse Modeling. *gsvadzone* 13(12).
- R-CORE-TEAM, 2014: R: A language and environment for statistical computing, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- SCHUBERT, R., W. HILBIG and S. KLOTZ, 2001: Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Deutschlands, Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg.
- YANG, F. and G. ZHOU, 2011: Characteristics and modeling of evapotranspiration over a temperate desert steppe in Inner Mongolia, China. *Journal of Hydrology* 396(1–2), 139-147.
- YANG F., Q. ZHANG, R. WANG and J. ZHOU, 2014: Evapotranspiration Measurement and Crop Coefficient Estimation over a Spring Wheat Farmland Ecosystem in the Loess Plateau. *PLoS ONE* 9(6), 1-7.
- ZACHARIAS, S., H. BOGENA, L. SAMANIEGO, M. MAUDER, R. FUSS, T. PÜTZ, M. FRENZEL, M. SCHWANK, C. BAESSLER, K. BUTTERBACH-BAHL, O. BENS, E. BORG, A. BRAUER, P. DIETRICH, I. HAJNSEK, G. HELLE, R. KIESE, H. KUNSTMANN, S. KLOTZ, J.C. MUNCH, H. PAPEN, E. PRIESACK, H.P. SCHMID, R. STEINBRECHER, U. ROSENBAUM, G. TEUTSCH and H. VERECKEN, 2011: A Network of Terrestrial Environmental Observatories in Germany All rights reserved. *gsvadzone* 10(3), 955-973.

# Referenzverdunstung am Standort Groß-Enzersdorf: Vergleich von Lysimeterdaten und Berechnungen

Reinhard Nolz<sup>1\*</sup>, Gerhard Kammerer<sup>1</sup>, Josef Eitzinger<sup>1</sup> und Peter Cepuder<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Die standardisierte Form der etablierten FAO-Penman-Monteith-Formel vom ASCE-EWRI dient als Standardverfahren zur Berechnung der Referenzverdunstung ( $ET_{ref}$ ). Im Vergleich mit anderen Modellansätzen liefert die Methode gute Resultate unter verschiedenen klimatischen Verhältnissen. Andererseits berichten etliche wissenschaftliche Studien von Differenzen zwischen gemessenen und berechneten Werten in Abhängigkeit von den jeweiligen Wetter- und Umweltbedingungen. Deshalb wurden an einem subhumiden Standort mit semiariden Einflüssen Verdunstungsdaten von einem Lysimeter unter (eingeschränkten) Referenzbedingungen mit Berechnungen nach dem ASCE-EWRI-Modell verglichen. Die Ergebnisse zeigten, dass berechnete tägliche Referenzverdunstungswerte bei kleinen Werten eher überschätzt wurden, während bei großen Werten die Lysimeterverdunstung in der Regel größer war. Im untersuchten Zeitraum spielte die Advektion fühlbarer Wärme (Oaseneffekt) eine Rolle, konnte die Differenzen jedoch nicht vollständig erklären. Offensichtlich waren auch noch andere zeitlich variierende Einflüsse ausschlaggebend, wie zum Beispiel Oberflächenwiderstand oder Albedo.

*Schlagwörter:* wägbares Lysimeter, Evapotranspiration, Penman-Monteith, ASCE-EWRI

## Summary

The standardized form of the well-known FAO Penman-Monteith equation, published by the Environmental and Water Resources Institute of the American Society of Civil Engineers (ASCE-EWRI), is recommended as a standard procedure for calculating reference evapotranspiration ( $ET_{ref}$ ) and subsequently plant water requirements. Applied and validated under different climatic conditions it generally achieved good results compared to other methods. However, several studies documented deviations between measured and calculated reference evapotranspiration depending on environmental and weather conditions. Hence, evapotranspiration was determined at a subhumid site in Austria using a lysimeter operated at (limited) reference conditions and compared with calculations according to ASCE-EWRI. The results show that daily  $ET_{ref}$  was generally overestimated at small values, whereas it was rather underestimated when  $ET$  was large, which is supported also by other studies. In our case, advection of sensible heat proved to have an impact, but it could not explain the differences exclusively. Obviously, there were also other influences, such as seasonal varying surface resistance or albedo

*Keywords:* weighing lysimeter, evapotranspiration, Penman-Monteith, ASCE-EWRI

## Einleitung

Eine standardisierte Form der etablierten FAO-Penman-Monteith-Formel (ALLEN et al. 1998) wurde vom Environmental and Water Resources Institute of the American Society of Civil Engineers (ASCE-EWRI) publiziert und als Standardverfahren zur Berechnung der Referenzverdunstung ( $ET_{ref}$ ) empfohlen (ASCE-EWRI 2005). Im Vergleich mit anderen Modellansätzen lieferte die Methode gute Resultate unter verschiedenen klimatischen Verhältnissen (ALLEN et al. 1994, BERENGENA und GAVILAN 2005, GARCIA et al. 2004, GAVILAN et al. 2007, HOWELL et al. 2000, PEREZ et al. 2006, YODER et al. 2005). Andererseits zeigen diese Studien auch, dass kleine Verdunstungswerte bei der Berechnung tendenziell überschätzt und größere unterschätzt werden. Während einige Autoren nicht explizit auf dieses Problem eingehen (ALLEN et al. 1994, GARCIA et al. 2004, HOWELL et al. 2000, YODER et al. 2005), versuchen andere es zu lösen oder zumindest Erklärungen

zu finden. IRMAK et al. (2005), zum Beispiel, vermuten den advektiven Transport fühlbarer Wärme – also den Eintrag von Energie aus der Umgebung in ein „homogenes“ System (auch bekannt als Oaseneffekt) – als mögliche Ursache für die Überschätzung der Referenzverdunstung. Im Gegensatz dazu publizierten BERENGENA und GAVILAN (2005), dass sowohl die ASCE-EWRI als auch die FAO-PM Variante im Wesentlichen unempfindlich waren in Bezug auf advektiven Wärmetransport. Weitere potenzielle Unsicherheiten der Verdunstungsberechnung werden in der Regel gemessenen oder geschätzten Eingangsparametern zugeschrieben, etwa der Nettostrahlung, dem Bodenwärmestrom oder den Oberflächenwiderständen (BERENGENA und GAVILAN 2005, GAVILAN et al. 2007, IRMAK et al. 2005, PEREZ et al. 2006). Allerdings sind die präsentierten Ergebnisse weder konsistent noch zufriedenstellend. Daraus kann geschlossen werden, dass die ASCE-EWRI Methode trotz ihrer generalisierten und standardisierten Form unter lokalen Umweltbedingungen evaluiert werden sollte.

<sup>1</sup> Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Universität für Bodenkultur Wien, Muthgasse 18, A-1190 WIEN

\* Ansprechpartner: Dr. Reinhard Nolz, reinhard.nolz@boku.ac.at

Diese Arbeit vergleicht auf Tagesbasis berechnete Referenzverdunstung  $ET_{ref}$  mit mittels Lysimeter gemessener Verdunstung unter definierten (limitierten) Referenzbedingungen bei subhumiden Verhältnissen. Ziel war die Evaluierung der ASCE-EWRI Methode in Hinblick auf eine verbesserte Interpretation der Daten in der Region sowie unter ähnlichen Umweltbedingungen.

## Material und Methoden

Der Untersuchungsstandort war an der Versuchswirtschaft der Universität für Bodenkultur Wien in Groß-Enzersdorf, Österreich (48°12'N, 16°34'E; 157 m asl). Das nordöstlich angrenzende Marchfeld ist eines der größten landwirtschaftlich genutzten Gebiete Österreichs, aber auch eines der trockensten. Laut MUELLER (1993) ist die Region von einem semi-ariden Klima beeinflusst. Die mittlere Jahrestemperatur ist 10,7°C, der mittlere jährliche Niederschlag 550 mm (1981-2010).

Für diese Studie wurden Lysimeter- und Wetterdaten von 2005 bis 2010 herangezogen, wobei aus 2009 aufgrund eines größeren Blitzschadens nur wenige Daten vorhanden waren. Der durchschnittliche Jahresniederschlag im Untersuchungszeitraum war mit 610 mm größer als das langjährige Mittel. Die Wetterinstrumente und das verwendete wägbare Lysimeter befanden sich nur wenige Meter voneinander entfernt, auf einer etwa 50 x 50 m großen und mit kurzem Gras bewachsenen Fläche (ausgenommen einem zweiten Lysimeter, welches zeitweise mit anderen Kulturen bepflanzt war). Die Grasfläche war von landwirtschaftlichen Flächen und einigen kleinen Gebäuden umgeben.

Die Wetterstation wird von der ZAMG (Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik) betrieben. Gemessen wurden Globalstrahlung ( $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ ), Lufttemperatur (°C), relative Luftfeuchte (%), Luftdruck (kPa), Windgeschwindigkeit ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ), und Niederschlag (mm). Qualitätskontrollen der Daten erfolgten durch die ZAMG. Die Wetterdaten dienten als Eingangsgrößen für die Berechnung der Referenzverdunstung  $ET_{ref}$  nach ASCE-EWRI (2005):

$$ET_{ref} = \frac{0,408\Delta(R_n - G) + \gamma \frac{C_n}{T + 273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + C_d u_2)} \quad (1)$$

$R_n$  = Nettostrahlung ( $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ );  $G$  = Bodenwärmestrom ( $\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ) (null für tägliche Berechnungsschritte);  $\gamma$  = Psychrometerkonstante ( $\text{kPa}\cdot^\circ\text{C}^{-1}$ );  $C_n$  = 900 (Konstante enthält aerodynamischen Widerstand);  $C_d$  = 0,34 (Konstante enthält aerodynamischen Widerstand und Oberflächenwiderstand);  $T$  = gemessene Lufttemperatur (K);  $u_2$  = Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ );  $(e_s - e_a)$  = Dampfdruckgefälle (kPa);  $\Delta$  = Steigung der Sättigungsdampfdruckkurve ( $\text{kPa}\cdot^\circ\text{C}^{-1}$ ); Zwischenberechnungen wurden laut ASCE-EWRI (2005) durchgeführt.

Das Lysimeter bestand aus einem zylindrischen Glasfaserbehälter mit einem Durchmesser von 1,9 m (Oberfläche = 2,85 m<sup>2</sup>) und einem gewölbtem Boden mit einer maximalen Tiefe von 2,5 m (NEUWIRTH und MOTTL 1983). Der Bodenaufbau war sandiger Lehm (0-140 cm) über Schotter

(140-250 cm). Die oberste Bodenschicht mit der Grasnarbe wurde Anfang 2004 und 2007 kultiviert und erneuert. Der Grasschnitt auf eine Höhe von etwa 10 cm erfolgte ungefähr 12-mal zwischen März und Oktober. Unkraut wurde bei Bedarf manuell entfernt, Düngung und Bewässerung erfolgten ebenfalls nach Bedarf, wobei eine optimale Versorgung des Rasens oberstes Ziel war. Änderungen des gespeicherten Bodenwassers ( $W_{lys}$ ) wurden über das Wiegesystem, Sickerwasser ( $W_{drain}$ ) am freien Auslass am tiefsten Punkt mittels Wippe erfasst. Die alle paar Sekunden gemessenen Werte wurden gemittelt und gemeinsam gespeichert (NOLZ et al. 2011). Die Speicherintervalle waren 15 Minuten von 2005 bis 2007, und 10 Minuten von 2007 bis 2010. Die gespeicherten Rohdaten wurden mit Kalibrierfunktionen in physikalische Größen umgerechnet (NOLZ et al. 2013a). Für die Datenaufbereitung (u.a. Entfernen von Rauschen und Ausreißern) wurden speziell entwickelte Glättungsfunktionen verwendet (NOLZ et al. 2013b). Die täglichen Änderungen ( $\Delta$ ) von gemessenen ( $W_{lys}$ ,  $W_{drain}$ ) und unbekanntem ( $P_{lys}$ ,  $I_{lys}$ ,  $ET_{lys}$ ) Wasserbilanzkomponenten können folgendermaßen zueinander in Beziehung gesetzt werden:

$$\Delta W_{lys} + \Delta W_{drain} = \Delta P_{lys} + \Delta I_{lys} - \Delta ET_{lys} \quad (2)$$

$ET_{lys}$  = Lysimeterverdunstung;  $W_{lys}$  = Bodenwasser;  $W_{drain}$  = Sickerwasser;  $P_{lys}$  = Niederschlag am Lysimeter;  $I_{lys}$  = Bewässerung; alle Einheiten sind ( $\text{mm}\cdot\text{d}^{-1}$ )

Die rechte Seite von Gl. 2 repräsentiert Wasser(dampf)flüsse zwischen Boden und Atmosphäre. Dementsprechend ergeben sich  $P_{lys}$  und  $I_{lys}$  aus positiven Änderungen von  $\Delta W$ , während abnehmendes  $\Delta W$  Verdunstung bedeutet. Da  $I_{lys}$  aus Aufzeichnungen bekannt ist, können Verdunstung und Niederschlag direkt aus Lysimeterdaten ermittelt werden (NOLZ et al. 2013a, NOLZ et al. 2013b).

Für den Vergleich der Tageswerte diente  $ET_{lys}$  als Bezugsgröße (unabhängige Variable  $x$ ) und  $ET_{ref}$  als abhängige Variable  $y$ . Der Vergleich wurde mittels einer Regressionsgeraden  $y = a \cdot x + b$ , und mittels einfacher statistischer Parameter – Bestimmtheitsmaß  $R^2$ , Mittelwert  $\mu$ , Standardabweichung  $\sigma$ , und Wurzel aus mittlerer Quadratabweichung (root mean square error  $RMSE$ ) – evaluiert.

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y - x)^2} \quad (3)$$

## Ergebnisse und Diskussion

In allen Untersuchungsjahren 2005 bis 2010 war  $ET_{ref}$  bei kleinen Verdunstungsraten tendenziell größer als  $ET_{lys}$ , und umgekehrt (Abbildung 1), was mit den eingangs erwähnten Veröffentlichungen übereinstimmt. Die Regressionsgeraden sind ähnlich, was auch an den entsprechenden statistischen Parametern in Tabelle 1 abgelesen werden kann. Das Bestimmtheitsmaß  $R^2$  war jeweils größer als 0,9, außer für 2009, wo aufgrund eines totalen Systemausfalls eine massive Datenlücke vorhanden war. Die mittleren Abweichungen der restlichen Jahre waren ungefähr null. Das zeigt, dass die kumulierte Verdunstung über die Vegetationsperiode für Messung und Berechnung gleich ist.  $RMSE$  lag zwischen 0,51 und 0,57 mm und war damit ähnlich der Standardabweichung (außer 2009, wo die Abweichungen auf Grund der



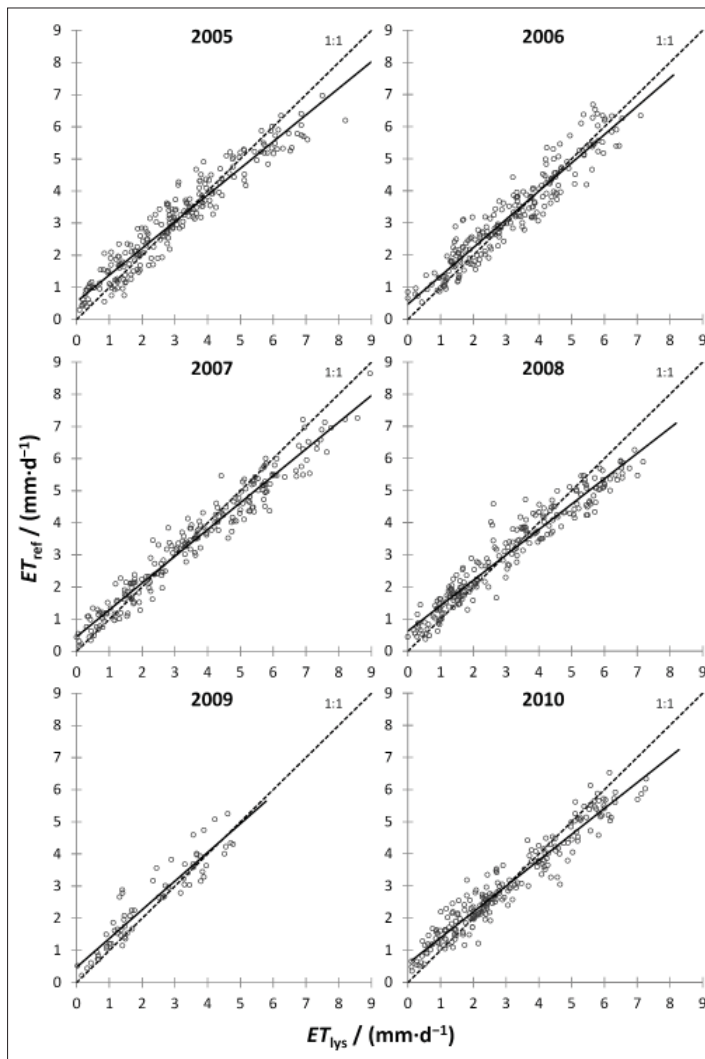


Abbildung 1: Berechnete ( $ET_{ref}$ ) versus gemessene ( $ET_{lys}$ ) tägliche Referenzverdunstung der einzelnen Untersuchungsjahre.

fehlenden Sommer-Daten asymmetrisch verteilt waren). Die Werte der gesamten Periode zeigen mit einem Mittelwert von 0,01 und einer Standardabweichung von 0,55 eine durchschnittlich sehr gute Übereinstimmung zwischen Messung und Berechnung. Diese Werte sind ähnlich den Ergebnissen von GAVILAN et al. (2007) und GARCIA et al. (2004).

Um alle Jahre vergleichen zu können, wurden 10-Tages-Mittelwerte berechnet von Verdunstung (Abbildung 2a), Differenzen zwischen Berechnung und Messung (Abbildung 2b), und advektivem Transport sensibler Wärme, ausgedrückt durch das Verhältnis  $LE \cdot R_n^{-1}$  (Abbildung 2c). Dieses Verhältnis war größer eins wenn die latente Wärme  $LE$  ( $MJ \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ ) – hier gleichgesetzt mit  $ET_{ref}$  – größer war als die verfügbare Energie  $R_n$  ( $MJ \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ ) (der Bodenwärmestrom wurde ja null gesetzt). Dies war vor allem im Winter der Fall (nicht dargestellt), sowie am Beginn und am Ende der Vegetationsperiode (Abbildung 2c). Abbildung 2a und b zeigen eine deutliche Überschätzung von  $ET_{ref}$  im März (Tag 60 bis 90), und eine Unterschätzung im Juni (Tag 160 bis 180). Um den Tag 80 war die mittlere Lysimeterverdunstung deutlich geringer (Abbildung 2a). Es ist anzunehmen, dass unter den vorherrschenden Bedingungen am Beginn der Vegetationsperiode entweder Modellparameter nicht geeignet waren (z.B. zu kleine Widerstandswerte), oder sich das Gras noch teilweise im Zustand der Winterruhe befand. Während des restlichen Jahres bewegten sich die Differenzen jedenfalls um null. Es gab somit keinen schlüssigen Zusammenhang zwischen den gemittelten Differenzen (Abbildung 2b) und dem Advektionsverhältnis (Abbildung 2c). Dies wird deutlich, wenn man die Monate März und Oktober vergleicht: Im März war  $ET_{ref}$  größer während  $LE \cdot R_n^{-1}$  ähnlich den folgenden Monaten war; hingegen im Oktober waren  $ET_{ref}$  und  $ET_{lys}$  gleich, aber die Advektion war größer.

Um die wahrscheinlichsten Einflussgrößen auf die Abweichungen präzisieren zu können, wurden die Differenzen ausgewählten Messgrößen gegenübergestellt. Dabei konnte eine schwache aber merkbar ansteigende Regression zwischen  $(ET_{lys} - ET_{ref})$  und der Nettostrahlung festgestellt werden (Abbildung 3).  $ET_{ref}$  wurde demnach bei einer Nettostrahlung größer  $9 MJ \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$  überschätzt, und umgekehrt.

Außerdem zeigten die Differenzen eine negative Korrelation mit der Windgeschwindigkeit (Abbildung 4). Dies unterstützt zum Teil die Vermutung von advektivem Wärmetransport, welcher in der Regel mit steigender Windgeschwindigkeit zunimmt. Dementsprechend wurde  $ET_{ref}$  in der Regel überschätzt, wenn die Windgeschwindigkeit größer als  $2,3 m \cdot s^{-1}$  war. Beide Effekte wirken

Tabelle 1: Statistische Parameter zu Abbildung 1.

Jahr	Tage <i>n</i>	Mittelwerte		Regressionsgerade		Bestimmtheitsmaß $R^2$	$\mu \pm \sigma$ / mm	RMSE / mm
		$ET_{ref}$ / mm	$ET_{lys}$ / mm	Steigung <i>a</i>	Offset <i>b</i>			
2005	227	2.9	3.0	0.83	0.55	0.92	$-0.04 \pm 0.53$	0.53
2006	226	3.1	3.1	0.88	0.47	0.90	$-0.10 \pm 0.51$	0.51
2007	217	3.3	3.6	0.83	0.46	0.95	$0.14 \pm 0.53$	0.55
2008	233	3.1	3.1	0.79	0.62	0.93	$0.02 \pm 0.57$	0.57
2009	64	2.5	2.3	0.89	0.47	0.87	$-0.23 \pm 0.48$	0.53
2010	220	2.8	3.0	0.80	0.58	0.93	$0.00 \pm 0.53$	0.53
alle	1185	3.0	3.0	0.82	0.56	0.92	$0.01 \pm 0.55$	0.55

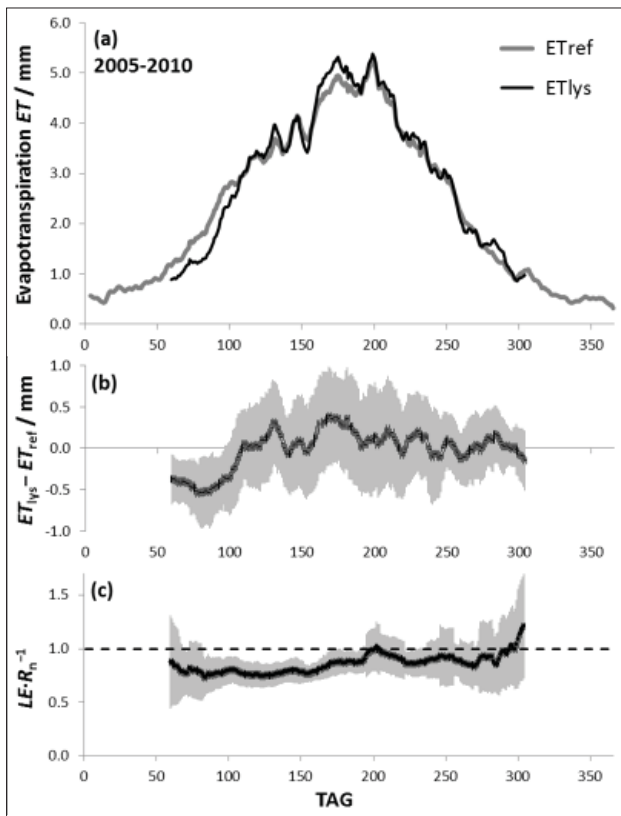


Abbildung 2: 10-Tages-Mittelwerte von (a) Evapotranspiration  $ET$ , (b) Differenz von gemessener und berechneter Verdunstung ( $ET_{lys} - ET_{ref}$ ), (c) Advektionsindex ( $LE \cdot R_n^{-1}$ ); die grauen Balken zeigen die Standardabweichung.

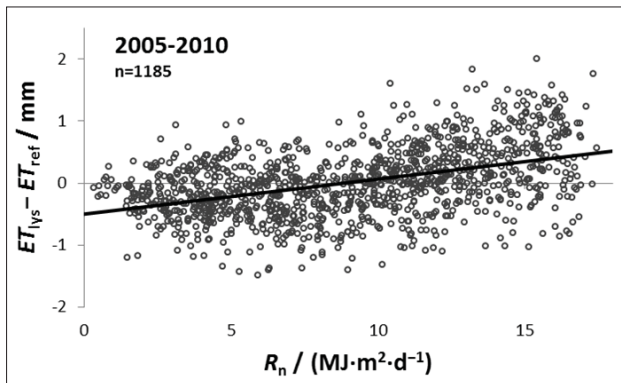


Abbildung 3: Differenz von gemessener und berechneter Verdunstung ( $ET_{lys} - ET_{ref}$ ) bezogen auf die Nettostrahlung  $R_n$ .

also offensichtlich entgegengesetzt, das heißt eine kleine Nettostrahlung liefert in Kombination mit einer kleinen Windgeschwindigkeit ein besseres Ergebnis als umgekehrt (Tabelle 2). Daraus lässt sich folgern, dass advektiver Wärmetransport nicht die alleinige Ursache für die Differenzen zwischen gemessenen und berechneten Werten sein kann. Es sei darauf hingewiesen, dass die durchschnittliche Windgeschwindigkeit im Frühling am größten war, wenn die Nettostrahlung eher gering war, während die Situation im Sommer umgekehrt war (Tabelle 2).

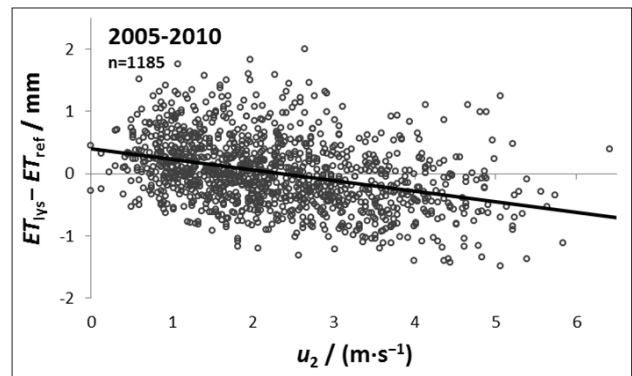


Abbildung 4: Differenz von gemessener und berechneter Verdunstung ( $ET_{lys} - ET_{ref}$ ) bezogen auf die Windgeschwindigkeit  $u_2$ .

Tabelle 2: Mittlere tägliche Nettostrahlung, Windgeschwindigkeit und Differenz von gemessener und berechneter Verdunstung ( $ET_{lys} - ET_{ref}$ ) pro Monat (2005-2010).

	Nettostr. $R_n$ / $MJ \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$	Windgeschw. $u_2$ / $m \cdot s^{-1}$	$ET_{lys} - ET_{ref}$ / mm
Mar	5.0	2.7	-0.46
Apr	9.1	2.3	-0.17
Mai	11.4	2.4	0.10
Jun	12.8	2.3	0.24
Jul	12.7	2.3	0.13
Aug	10.1	2.0	0.06
Sep	6.7	2.0	-0.02
Okt	3.2	1.9	0.03

### Schlussfolgerungen

Differenzen zwischen gemessenen und berechneten Referenzverdunstungsdaten einer 6-jährigen Messperiode wurden verschiedenen Einflussgrößen gegenübergestellt und analysiert. Sowohl Nettostrahlung als auch Windgeschwindigkeit hatten einen Einfluss, und sehr wahrscheinlich auch verwandte Parameter wie Albedo und Oberflächenwiderstand. Auch der Bodenwärmestrom, welcher für die Berechnung täglicher Werte vernachlässigt wird, könnte zumindest zeitweise zu den Abweichungen beigetragen haben. Da diese Faktoren eine gewisse zeitliche Dynamik haben (z.B. durch Graswachstum und -schnitt) können sie sich auf unterschiedliche Weise auswirken. Darüber hinaus beeinflussen diese zeitlich veränderlichen Faktoren auch Wechselwirkungen mit der Umgebung. Da die physikalischen Beziehungen zwischen einzelnen Eingangsgrößen sehr komplex sind (siehe Gl. 1), scheint eine Anpassung nur eines einzigen Parameters – wie von vielen Autoren vorgeschlagen – im vorliegenden Fall wenig zielführend zu sein. Nichtsdestotrotz zeigen die Ergebnisse, dass die ASCE-EWRI Methode zur Berechnung täglicher Referenzverdunstung bei durchschnittlichen Wetterbedingungen die besten Resultate lieferte. Deshalb scheint sie für die Anwendung unter ähnlichen Umweltbedingungen durchaus geeignet, allerdings sollten mögliche umweltbedingte Einschränkungen beachtet werden.

## Danksagung

Für die Betreuung der Lysimeteranlage danken wir unseren Kollegen vom IHLW sowie den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Versuchswirtschaft in Groß-Enzersdorf. Die Wetterdaten wurden uns von der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) zur Verfügung gestellt, und von Dr. Herbert Formayer verwaltet – herzlichen Dank dafür.

## Literatur

- ALLEN, R.G., M. SMITH, A. PERRIER and L.S. PEREIRA, 1994: An update for the definition of reference evapotranspiration. *ICID Bulletin* 43(2):1-34
- ALLEN, R.G., L.S. PEREIRA, D. RAES and M. SMITH, 1998: Crop Evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements. In: *FAO Irrigation and Drainage Paper 56*, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- ASCE-EWRI, 2005: The ASCE Standardized Reference Evapotranspiration Equation. In: *ASCE-EWRI Task Committee Report*. American Society of Civil Engineers, Reston, VA, 171 pp.
- BERENGENA, J. and P. GAVILAN, 2005: Reference evapotranspiration estimation in a highly advective semiarid environment. *J Irrig Drain Eng* 131(2):147-163. doi: 10.1061/(ASCE)0733-9437(2005)131:2(147).
- GARCIA, M., D. RAES, R. ALLEN and C. HERBAS, 2004: Dynamics of reference evapotranspiration in the Bolivian highlands (Altiplano). *Agr Forest Meteorol* 125(1-2):67-82.
- GAVILAN, P., J. BERENGENA and R.G. ALLEN, 2007: Measuring versus estimating net radiation and soil heat flux: Impact on Penman-Monteith reference ET estimates in semiarid regions. *Agr Water Manage* 89:275-286.
- HOWELL, T.A., S.R. EVETT, A.D. SCHNEIDER, D.A. DUSEK and K.S. COPELAND, 2000: Irrigated fescue grass ET compared with calculated reference grass ET. *Proc. 4<sup>th</sup> National Irrigation Symposium*, ASAE, Phoenix, 228-242.
- IRMAK, S., T.A. HOWELL, R.G. ALLEN, J.O. PAYERO and D.L. MARTIN, 2005: Standardized ASCE Penman-Monteith: Impact of sum-of-hourly vs. 24-hour timestep computations at reference weather station sites. *T Asae* 48:1063-1077.
- MUELLER, W., 1993: Agroklimatische Kennzeichnung des zentralen Marchfeldes. Beihefte zu den Jahrbüchern der ZAMG, *Klimatologie*, Heft 3. Zentralanstalt fuer Meteorologie und Geodynamik (ZAMG), Publ 348, Wien.
- NEUWIRTH, F. und W. MOTTL, 1983: Errichtung einer Lysimeteranlage an der agrar-meteorologischen Station in Groß-Enzersdorf. *Wetter und Leben* 35:48-53.
- NOLZ, R., G. KAMMERER und P. CEPUDER, 2011: Datenmanagement der wägbaren Lysimeter in Groß-Enzersdorf. In: *LFZ Raumberg-Gumpenstein* (ed.): *Proc. 14<sup>th</sup> Lysimeter Conf.*, Gumpenstein, Austria, May 3-4, 2011, 33-38.
- NOLZ, R., G. KAMMERER and P. CEPUDER, 2013a: Interpretation of lysimeter weighing data affected by wind. *J Plant Nutr Soil Sci* 176:200-208. doi: 10.1002/jpln.201200342.
- NOLZ, R., G. KAMMERER and P. CEPUDER, 2013b: Improving interpretation of lysimeter weighing data. *J Land Man Food Env* 64(1-2):27-35.
- PEREZ, P.J., S. LECINA, F. CASTELLVI, A. MARTINEZ-COB and F.J. VILLALOBOS, 2006: A simple parameterization of bulk canopy resistance from climatic variables for estimating hourly evapotranspiration. *Hydrol Process* 20(3):515-532. doi: 10.1002/hyp.5919.
- YODER, R.E., L.O. ODHIAMBO and W.C. WRIGHT, 2005: Evaluation of methods for estimating daily reference crop evapotranspiration at a site in the humid Southeast United States. *Appl Eng Agric* 21(2):197-202. doi: 10.13031/2013.18153.

# Messung bodenhydraulischer Kennfunktionen von Böden im Labor im Zyklus Austrocknung und Wiederbefeuchtung

Uwe Schindler<sup>1\*</sup>, Georg von Unold<sup>2</sup> und Lothar Müller<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Das erweiterte Verdunstungsverfahren und das zugehörige Messsystem HYPROP ermöglichen die simultane Bestimmung der Desorptionskurven der Wasserretention und der hydraulischen Leitfähigkeit im Bereich zwischen Sättigung und permanentem Welkepunkt. Wir prüften mit dieser Methode mögliche Hystereseffekte. Durch Wasserzugabe über die Probenoberfläche wurde ein Niederschlagsereignis simuliert. Aus den Messwerten konnten die Sorptionskurven der hydraulischen Kennfunktionen im gesamten Messbereich ermittelt werden. Zusätzlicher technischer Aufwand war nicht erforderlich. Präsentiert werden Messergebnisse von Proben aus Sand, lehmigen Sand und Vulkanasche. Dabei zeigte sich, dass Hysterese der Wasserretentionsfunktion ausschließlich im Saugspannungsbereich zwischen Sättigung und etwa 100 hPa auftritt. Die hydraulische Leitfähigkeit wird für Saugspannungen größer als 100 hPa nicht durch Hysterese beeinflusst. Für geringere Saugspannungen kann keine Aussage getroffen werden.

## Einleitung

Gewöhnlich werden hydraulische Kennfunktionen von Böden- Wasserretentionsfunktion und ungesättigte hydraulische Leitfähigkeitsfunktion- aus Entwässerungsversuchen im Labor abgeleitet. Misst man allerdings den Wassergehalt und die Saugspannung über längere Zeit im Gelände, ist diese Beziehung nicht eindeutig. Bereits HAINS (1930) erkannte, dass sich die Beziehung zwischen Wassergehalt und Saugspannung, auch bezeichnet als Wasserspannung-Wasserretentions- oder pF Kurve, im Zyklus von Austrocknung und Wiederbefeuchtung unterscheiden. Bei gleicher Saugspannung ist der Wassergehalt bei Wiederbefeuchtung geringer als dies im Entwässerungsverlauf gemessen wurde. Man spricht dabei von Hysterese. Die Kenntnis der daraus resultierenden unterschiedlichen hydraulischen Kennfunktionen sind bedeutsam für den Bodenwasser- und Stofftransport (LUCKNER et al. 1989, SIMUNEK 1999, KUTILEK und NIELSEN 1994, ABBASI et al. 2012, LIKOS et al. 2014). Grund von Hysterese in der Beziehung Saugspannung/Bodenwassergehalt sind der sogenannte „Flaschenhalseffekt“, Lufteinschlüsse, Benetzungswiderstände und Unterschiede des Kontaktwinkels zwischen Wasser- und Festphase bei Austrocknung und Wiederbefeuchtung (LUCKNER et al. 1989, KUTILEK und NIELSEN 1994, KOSUGI et al. 2002).

In den letzten Jahrzehnten wurden eine Vielzahl von Methoden und Geräten im Labor (ILNICKI 1982, VIAENE et al. 1994, EBRAHIMI-BIRANG et al. 2007, MALAYA und SCREEDEEP 2010, QI et al. 2011, ABASSI et al. 2012) und Feld (ROAYER und VACHAUD 1975, WATSON et al. 1975, SIMUNEK et al. 1999) entwickelt und getestet. Darauf aufbauend wurden verschiedene Modelle zur Abschätzung der Hysterese erarbeitet (KALUARACHCHI und PARKER 1987, RUSSO et al. 1989, PARKERS et al. 1989, VIAENE et al. 1994, VEREEKEN 1995, SIMUNEK et al. 1999, PHAM et al. 2005, JAVADI und ELKASSAS 2010).

SIMUNEK (1999) zeigte eine Feldmethode, bei der über ein Kegelpermeameter Wasser in den Boden infiltriert wurde. Die Infiltration wurde so lange fortgeführt, bis sich eine konstante Saugspannung im Boden einstellte. Anschließend wurde der Fluss gestoppt, und der Boden entwässerte. Aus den Saugspannungs-/ Bodenwassergehaltswerten wurde die Wasserretentionsfunktion mit Hysterese berechnet. ABBASI et al. (2012) untersuchten den Hystereseprozess an Bodenmonolithen in Labor. ILNICKI (1982) nutzte eine hängende Wassersäule an einer keramischen Platte zur Ent- und Bewässerung der Probe. Eine interessante Methodik stellen QI et al. (2011) vor. Sie modifizierten das Schrumpfungsmessgerät von BOIVIN et al. (2004). Die Entwässerung erfolgte durch Verdunstung von der Probenoberfläche, die Wiederbefeuchtung wurde über eine keramische Platte an der Probenbasis realisiert. Für die Bestimmung des Bodenwassergehaltes stand die Probe auf einer Waage. Die Saugspannung wurde mit einem eingebauten Tensiometer erfasst. EBRAHIMI-BIRANG et al. (2007) verwenden das „Dew-Point Meter“ WP4 zur Messung von Hysterese bei sehr hohen Saugspannungen. Im Institut für Agrophysik in Polen, Lublin wird ein modifizierter Drucktopf verwendet.

Die Messung von Entwässerungs- und Befeuchtungszyklen im Boden ist mit den bekannten Verfahren und Geräten häufig sehr aufwendig, was die gerätetechnischen Voraussetzungen und den Zeitbedarf betrifft. Hinzu kommt, dass die Ergebnisse fast ausschließlich auf die Wasserretentionskurve beschränkt sind und der Messbereich meistens nur einen Ausschnitt der Kurve abbildet. Nachfolgend soll eine einfache Vorgehensweise gezeigt werden, die es ermöglicht, die hydraulischen Kennfunktionen- Wasserretentionskurve und hydraulische Leitfähigkeitsfunktion- im Zyklus von Ent- und Bewässerung im Messbereich zwischen Sättigung und permanenten Welkepunkt zu quantifizieren.

<sup>1</sup> Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF), Institut für Landschaftswasserhaushalt, Eberswalder Str. 84, D-15374 MÜNCHENBERG

<sup>2</sup> UMS GmbH München, Gmunder Str. 37, D-81379 MÜNCHEN

\* Ansprechpartner: Dr. Uwe Schindler, uschindler@zalf.de



## Material und Methode

### Bodenmaterial

Die Untersuchungen erfolgten an Bodenproben unterschiedlicher Textur und Genese (*Tabelle 1*). Insgesamt wurden mehr als 20 Proben analysiert. Darunter waren neben den beispielhaft in *Tabelle 1* aufgeführten Proben auch Tonproben aus dem Oderbruch und Proben aus organischem Bodenmaterial.

### Erweitertes Verdunstungsverfahren (EEM)

Basierend auf dem vereinfachten Verdunstungsverfahren (SCHINDLER 1980) wurde das erweiterte Verdunstungsverfahren (EEM- Extended Evaporation Method) entwickelt (SCHINDLER et al. 2010a, SCHINDLER et al. 2010b). Es erlaubt die simultane Bestimmung der Wasserretentionskurve und der hydraulischen Leitfähigkeitsfunktion von Bodenproben im Bereich zwischen Sättigung und permanentem Welkepunkt. Das Verfahren wurde mehrfach hinsichtlich seiner vereinfachenden Annahmen getestet und als geeignet bewertet (WENDROTH 1990, WENDROTH et al. 1993, PETERS und DURNER 2008). Durch die Firma UMS München wurde in gemeinsamer Arbeit mit einer Entwicklergruppe das zugehörige Messgerät HYPROP (HYdraulic PROProperty analyzer) entwickelt und seit 2008 erfolgreich in die bodenhydrologische Gemeinschaft eingeführt.

### Verfahrensprinzip

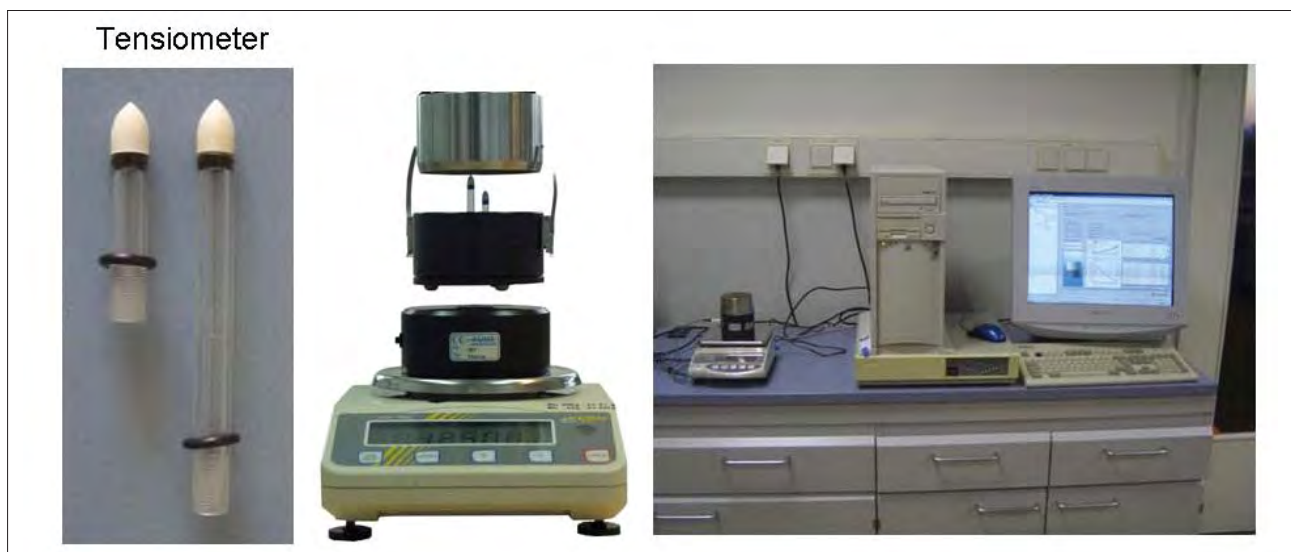
Eine Bodenprobe (250 cm<sup>3</sup>), gestört oder ungestört, wird wassergesättigt. Die Probe wird mit dem HYPROP-Messkopf (*Abbildung 1*) verbunden, auf dem zwei unterschiedlich lange (1,25 cm und 3,75 cm) Tensiometer montiert sind. Der Abstand der Tensiometer von 2,5 cm entspricht der Hälfte der Probenhöhe. Die Probe wird mit dem Messkopf verspannt und so basal abgedichtet. Der Messkopf wird mit aufgesetzter Probe auf eine Waage gestellt, die Probenoberfläche der freien Verdunstung ausgesetzt und im Zeitintervall werden die Saugspannungen und die Probenmasse on-line mit einem Computer erfasst. Die Messung ist beendet, wenn Luft in die Tensiometer eindringt und die angezeigte Saugspannung am unteren Tensiometer auf 0 zurückgeht. Die Probe wird vom Messkopf getrennt und die Restfeuchte durch Trocknung bei 105°C gemessen. Die Saugspannungs- und Probenmassewerte bilden die Grundlage für die Berechnung der hydraulischen Kennfunktionen. Die Messkurven sind mit einer Vielzahl von Messwerten belegt. Aus Bodentrockenmasse und Volumen der Probe wird die Trockenrohddichte berechnet. Die Messzeit ist abhängig von der Verdunstungsrate und der zu verdunstenden Wassermenge und beträgt zwischen 3 und 10 Tagen.

Das HYPROP System kann darüber hinaus für die Quantifizierung des Schrumpfungsverhaltens von Bodenproben genutzt werden (SCHINDLER et al. 2011). Der Vergleich der Messergebnisse aus HYPROP mit denen klassischer Verfahren (Sandbox, Drucktopf, Multi-step Outflowme-

*Tabelle 1: Bodenmaterial.*

Standort	Bodentyp	Tiefe cm	Horizont	Ton %	Schluff %	Sand %	TRD Mg m <sup>-3</sup>	OBS g kg <sup>-1</sup>
Müncheberg	Cambic Abelvisol	90	C	0	3	97	1,63	0
Hasenholz	Haplic Luvisol	40	A1	9	44	47	1,63	3
Pelchuquin	Andosol	20	Ap	35	59	6	0,67	230

TDR- Trockenrohddichte, OBS- organische Bodensubstanz



*Abbildung 1: HYPROP System.*

thode) zeigte eine gute Übereinstimmung sowohl bei der Wasserretentionskurve (SCHINDLER et al. 2012, SCHELLE et al. 2013) als auch bei der hydraulischen Leitfähigkeit (SCHELLE et al. 2010).

### Messung hydraulischer Kennfunktionen bei Wiederbefeuchtung

Die gesättigte Bodenprobe wird mit dem HYPROP System verbunden und die Messung wie oben beschrieben gestartet. Während des Verdunstungsprozesses werden Saugspannung und Probenmasse on-line gemessen. Zu einem Zeitpunkt  $t$  wird der Verdunstungsprozess unterbrochen, indem die Probenoberfläche mit freiem Wasser befeuchtet wird. Damit wird ein Niederschlagsereignis, wie es unter natürlichen Bedingungen häufig vorkommt, simuliert. Die Wasserzugabe erfolgt vorzugsweise mit einer Spritze und ggf. einem Verteiler. Es ist darauf zu achten, dass eine möglichst gleichmäßige Befeuchtung der Probenoberfläche erfolgt. Die zuzugebende Wassermenge wird vom Nutzer bestimmt. Aufgrund der Masseänderung der Probe im Verdunstungsverlauf und den zugehörigen Saugspannungen, die auf dem Bildschirm des Computers angezeigt werden, kann der Nutzer den gewünschten Zielpunkt in Abhängigkeit von der zugegebenen Wassermenge in etwa abschätzen. Im Folgeverlauf sinken die Saugspannung des oberen und anschließend des unteren Tensiometers. Der Wiederbefeuchtungsprozess ist abgeschlossen, wenn beide Saugspannungen etwa gleiche Werte aufweisen und die abwärts gerichtete Wasserbewegung in eine aufwärts gerichtete umschlägt, d.h. das obere Tensiometer wieder höhere Werte als das untere aufweist. Der Wassergehalt und die mittlere Saugspannung in der Probe zu diesem Zeitpunkt ergeben den ersten Messwert der Wiederbefeuchtungskurve. Anschließend können eine zweite, dritte oder weitere Befeuchtungen erfolgen, mit jeweils möglicher anschließender Fortführung des Verdunstungsversuches. Nach Abschluss der letzten Befeuchtung kann der Verdunstungsversuch fortgesetzt und ggf. mit Ausfall der Tensiometer beendet werden. Aus den so gewonnenen Messwerten können Wiederbefeuchtungskurven und die daran anschließenden Entwässerungskurven der Wasserretention und der hydraulischen Leitfähigkeit berechnet werden.

### Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 2 zeigt den Zeitverlauf der Saugspannungen im zweimaligen Wiederbefeuchtungszyklus für die Müncheberger Sandprobe. Die erste Unterbrechung des Verdunstungsverlaufes durch Befeuchtung der Probenoberfläche erfolgte bei einer Saugspannung am oberen Tensiometer von etwa 500 hPa. Zuerst sinkt die Saugspannung am oberen Tensiometer. Durch die jetzt sehr großen abwärts gerichteten hydraulischen Gradienten wird nach einer gewissen Zeit das untere Tensiometer und letztendlich die gesamte Probe wiederbefeuchtet. Nachdem sich ein Gleichgewicht zwischen den beiden Tensiometern (das obere und untere Tensiometer zeigen etwa gleiche Werte an) eingestellt hat, wurde wiederholt Wasser zugegeben. Die Befeuchtung wurde nachfolgend noch vier Mal wiederholt, bis in der Probe durch piezometrischer Druck Sättigung angezeigt wurde.

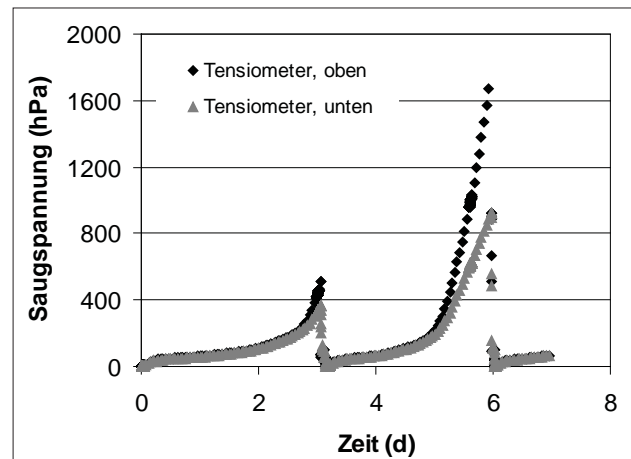


Abbildung 2: Zeitverlauf der Saugspannung am oberen und unteren Tensiometer bei Verdunstung und Wiederbefeuchtung, Sandprobe vom Standort Müncheberg.

Nachfolgend wurde der Verdunstungsprozess fortgesetzt und bei einer Saugspannung am oberen Tensiometer von etwa 1700 hPa wieder durch Befeuchtung der Probenoberfläche unterbrochen. Nach viermaliger Wasserzugabe, wobei bei jeder Wasserzugabe jeweils bis zur GleichEinstellung gewartet wurde, zeigten die Saugspannungen in der Probe Sättigung an.

Die Dynamik der Wasserretentionskurve und der hydraulischen Leitfähigkeitsfunktion ist in *Abbildung 3* dargestellt. Bei der Wasserretention bleibt die Befeuchtungskurve zunächst auf der Entwässerungskurve. Erst bei einer Saugspannung von etwa 100 hPa driftet sie von der Entwässerungskurve ab, so dass die Wassergehalte bei gleicher Saugspannung geringer bleiben. Der Wassergehaltsunterschied beträgt zwischen Ent- und Bewässerungskurve etwa 4 Vol.-%. Würde man die Probe ständig weiter befeuchten, so würde sich der Wassergehalt dem Anfangswassergehalt der Entwässerungskurve anpassen. Das ist in *Abbildung 3* zwar nicht gezeigt, konnte aber experimentell so bestätigt werden. Bei der hydraulischen Leitfähigkeit konnten im dargestellten Messbereich keine Unterschiede nachgewiesen werden. Hier muss allerdings angemerkt werden, dass aufgrund nicht ausreichender Präzision der Tensiometer, hydraulische Leitfähigkeitswerte in Sandproben auch erst ab etwa 100 hPa berechnet werden konnten.

Das Ergebnis, dass sich die Wasserretentionskurven von Ent- und Bewässerung nur im Bereich zwischen Sättigung und etwa 100 hPa unterscheiden, wurde auch so für alle anderen Proben bestätigt. *Abbildung 4* zeigt beispielhaft die Ergebnisse für den lehmigen Sand aus Hasenholz und die Probe aus Vulkanasche aus Pelchuquin, Chile.

Während gewöhnlich davon ausgegangen wird, dass Hysterisis im gesamten Wassergehaltsbereich von Sättigung bis in den trockenen Bereich auftritt (LUCKNER, et al. 1989, SIMUNEK et al. 1999, EBRAHIMI-BIRANG 2012) zeigen die in dieser Studie erlangten Ergebnisse ein anderes Bild. Bei den hier vorgenommenen Untersuchungen trat Hysterisis nur im Bereich zwischen Sättigung und etwa 100 hPa auf. Diese Aussage wird gestützt von ILNICKI (1982), der Hysterisis in organischen Böden nur bis 60

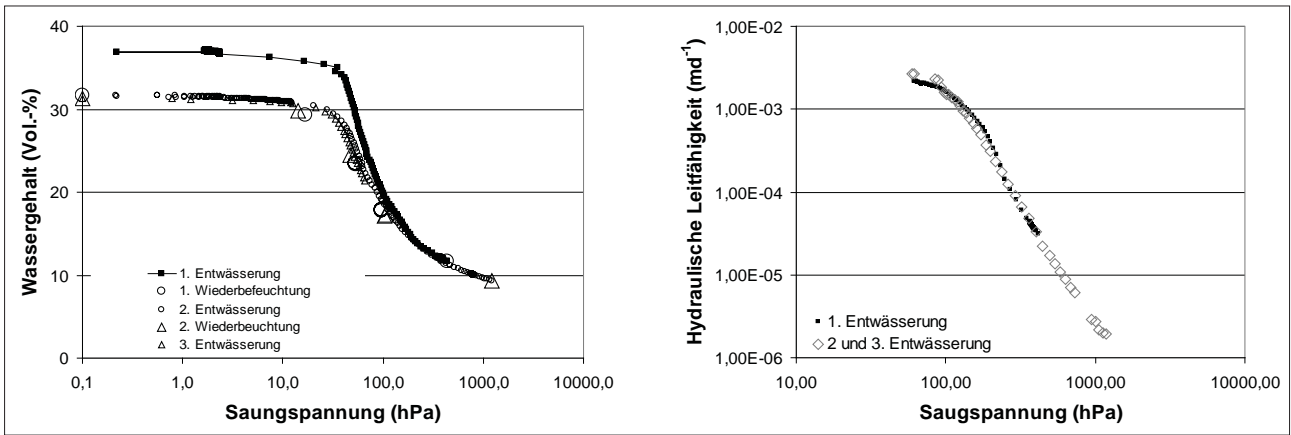


Abbildung 3: Wasserretentionskurve, links und hydraulische Leitfähigkeit, rechts im Zyklus von Austrocknung und Wiederbefeuchtung, Sandprobe, Müncheberg.

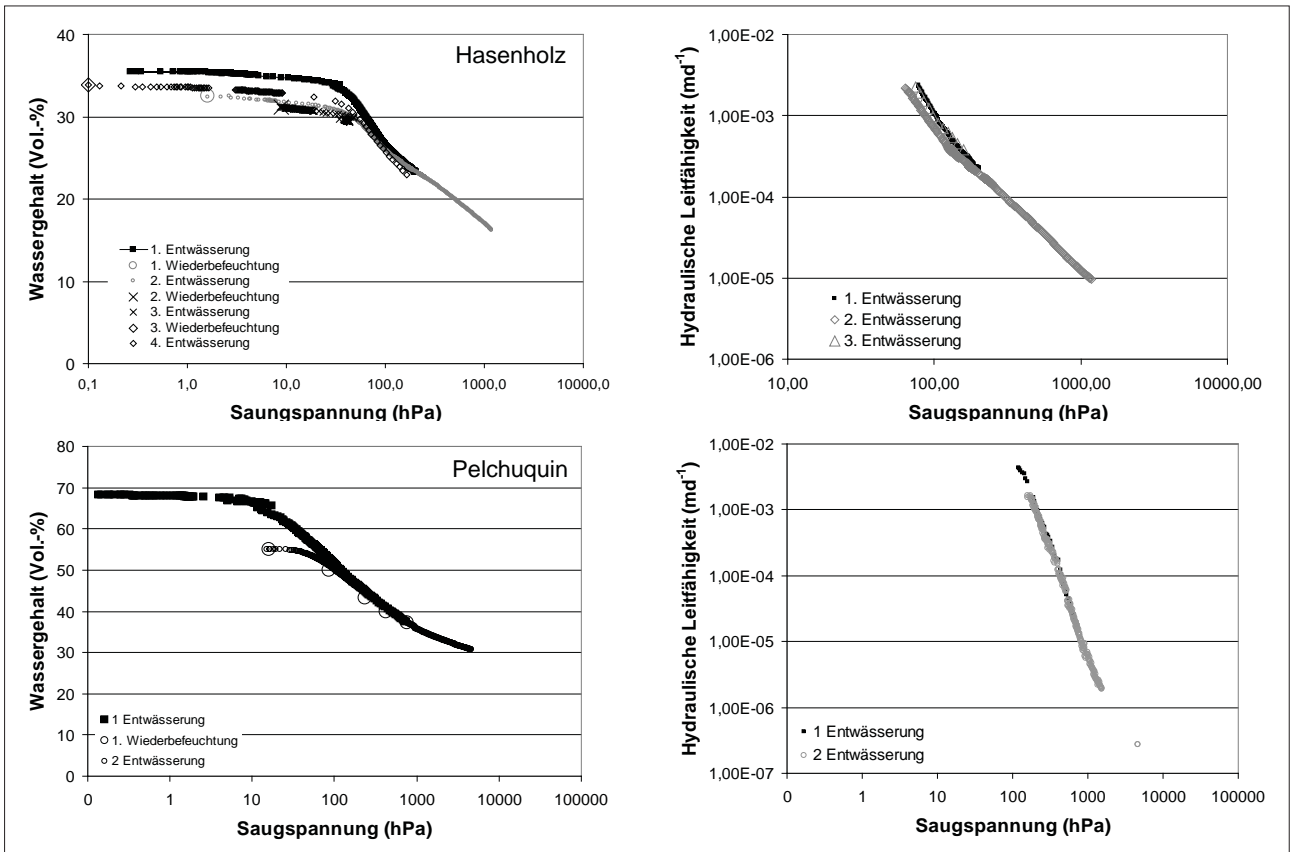


Abbildung 4: Wasserretentionskurve, links und hydraulische Leitfähigkeit, rechts im Zyklus von Austrocknung und Wiederbefeuchtung, rechts der Proben vom Standort Hasenholz und Pelchuquin, Chile.

hPa nachweisen konnte. Auch MAQSUD et al. (2010) und MALAYA und SCREEDEED (2010) zeigen in ihren Ergebnissen, dass Hysterese der Wasserretentionsfunktion hauptsächlich im Bereich unter 100 hPa abläuft. Worauf diese Unstimmigkeit zurückzuführen ist, sollte in weiteren Untersuchungen geklärt werden.

### Schlussfolgerungen

Das erweiterte Verdunstungsverfahren (EEM) ermöglicht die simultane Messung der Wasserretentionskurve und der

hydraulischen Leitfähigkeitsfunktion im Bereich zwischen Sättigung und permanenten Welkepunkt aus dem Entwässerungsprozess. Durch Wasserzugabe über die Probenoberfläche wird ein Niederschlagsereignis simuliert. Aus den Messwerten können darüber hinaus die Bewässerungskurven der hydraulischen Kennfunktionen im gesamten Messbereich abgeleitet werden. Diese Messerweiterung ermöglicht eine effektive Quantifizierung von Hysterese und ist mit dem HYPROP System ohne zusätzlichen technischen Aufwand möglich. In weitergehenden Arbeiten sollte jedoch geklärt

werden, warum Hysteresis bei diesen Untersuchungen nur im Saugspannungsbereich zwischen Sättigung und etwa 100 hPa auftritt und nicht wie gewöhnlich angenommen, ein Phänomen im gesamten Wassergehaltsbereich ist.

## Literatur

- ABBASI, F., M. JAVAUX, M. VANCLOOSTER and J. FEYEN, 2012: Estimating hysteresis in the soil water retention curve from monolith experiments. *Geoderma*, 189-190, 480-490.
- EBRAHIMI-BIRANG, E., D.G. FREDLUND and L. SAMARASEKERA, 2007: Hysteresis of the soil water characteristic curve in the high suction rang. *Proc. OttawaGeo Conf.* 1061-1068.
- HAINES, W.B., 1930: Studies in the physical properties of soil: V. The hysteresis effect in capillary properties, and the modes of moisture associated therewith. *Journal of Agricultural Science*, 20, 97-116.
- ILNICKI, P. 1982: Hysteresis der Wasserspannungskurve in organogenen Böden. *Z. Pflanzenernährung und Bodenk.* 145, 363-374.
- KALUARACHCHI, J.J. and J.C. PARKER, 1987: Effects of hysteresis with air entrapment on water flow in the unsaturated zone. *Water Resources Research* 23, 1967-1976.
- KOSUGI, K., J.W. HOPMANS and J.H. DANE, 2002: Parametric models. In: Dane, J.H. and Topp, G.C. 2002: *Methods of soil physics. Part 4: Physical Methods*, 739-755.
- KUTILEK, M. and D.R. NIELSEN, 1994: *Soil hydrology. GeoEcology textbook.* Catena Verlag. ISBN 3-923381-26-3, 370 S.
- LIKOS, W., N. LU and J. GODT, 2014: Hysteresis and Uncertainty in Soil Water-Retention Curve Parameters." *J. Geotech. Geoenviron. Eng.*, 140(4), 04013050.
- LUCKNER, L., M.T. van GENUCHTEN and D.R. NIELSEN, 1989: A consistent set of parametric models for the two-phase flow of immiscible fluids in the subsurface. *Water Resour. Res.*, 25(10), 2187-2193.
- MALAYA, C. and S. SCREEDEEP, 2010. A study on Wetting-soil water characteristic curve of a sand soil. *Proc. Indian Geotechnical Conference*, December 16–18, 2010IGS Mumbai Chapter & IIT Bombay.
- MAQSOU, A., B. BUSSIÈRE and M. MAMERT MBONIMPA, 2004: Hysteresis effects on the water retention curve : A comparison between laboratory results and predictive models. *57<sup>th</sup> Canadian Geotechnical Conference*, 24.-26.10.2004, Quebec, Canada.
- PETERS, A. and W. DURNER, 2008: Simplified evaporation method for determining soil hydraulic properties *J. Hydrol.* 356, 147-162, doi:10.1016/j.jhydrol.2008.04.016.
- PARKES, M.E., D.B. NAYSMITH, M.A. McDOWALL, 1989: Accounting for slow drainage and hysteresis in irrigation scheduling. *Irrigation Science* 10 (2), 127-140.
- QI, G., J.Ch. MICHEL, P. BOIVIN and S. CHARPENTIER, 2011: A laboratory device for continual measurement of water retention and shrink/swell properties during drying/wetting cycles. *HortScience* 46(9):1298-1302.
- ROYER, J.M. and G. VACHAUD, 1975: Field determination of hysteresis in soil–water characteristic. *Soil Science Society of America Journal* 39, 221-223.
- RUSSO, D., W.A. JURY and G.L. BUTTERS, 1989: Numerical analysis of solute transport during transient irrigation: 1. The effect of hysteresis and profile heterogeneity. *Water Resources Research* 25, 2109-2118.
- SCHELLE, H., S.C. IDEN, A. PETERS and W. DURNER, 2010: Analysis of the Agreement of Soil Hydraulic Properties Obtained from Multistep-Outflow and Evaporation Methods *Vadose Zone J.* 9. doi:10.2136/vzj2010.0050.
- SCHELLE, H., L. HEISE, K. JAENICKE and W. DURNER, 2013: Water retention characteristics of soils over the whole moisture range: a comparison of laboratory methods. *European Journal of Soil Science*, December 2013, 64, 814–821. doi: 10.1111/ejss.12108.
- SCHINDLER, U., 1980: Ein Schnellverfahren zur Messung der Wasserleitfähigkeit im teilgesättigten Boden an Stechzylinderproben. *Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk.* Berlin 24, 1, 1-7.
- 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.
- SCHINDLER, U., L. MÜLLER, M. da VEIGA, Y. ZHANG, S.L. SCHLINDWEIN and C. HU, 2012: Comparison of water-retention functions obtained from the extended evaporation method and the standard methods sand/kaolin boxes and pressure plate extractor. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 174, 4, 527-534.
- SCHINDLER, U., L. MÜLLER und J. DÖRNER, 2013: Neue Methode zur Quantifizierung bodenhydraulischer Kennfunktionen unter Berücksichtigung von Schrumpfung und Quellung. In: *Böden - Lebensgrundlage und Verantwortung: Jahrestagung der DBG*, 7. - 12. September 2013, Rostock. Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, Oldenburg.
- ŠIMŮNEK, J., R. KODESOVA, M. GRIBB and M.Th. van GENUCHTEN, 1999: Estimating hysteresis in the soil water retention function from cone permeameter experiments. *Water Resources Research* 35, 1329-1345.
- VERECKEN, H., J. DIELS and P. VIAENE, 1995: The effect of soil heterogeneity hysteresis on solute transport: a numerical experiment. *Ecological Modelling* 77, 273-288.
- VIAENE, P., H. VERECKEN, J. DIELS and J. FEYEN, 1994: A statistical analysis of six hysteresis models for the moisture retention characteristic. *Soil Science* 157 (6), 345-355.
- WATSON, K.K., R.J. REGINATO and R.D. JACKSON, 1975: Soil water hysteresis in a field soil. *Soil Science Society of America Journal* 39, 242-246.
- WENDROTH, O., 1990: Koeffizienten des Wasser- und Gastransportes zur Ableitung von Kenngrößen des Bodengefüges. *Diss. Georg-August-Universität zu Göttingen, Fachbereich Agrarwissenschaften*, 173 S.
- WENDROTH, O., W. EHLERS, J.W. HOPMANS, H. KLAGE, J. HALBERTSMA and J.H.M. WOESTEN, 1993: Reevaluation of the evaporation method for determining hydraulic functions in unsaturated soils, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 1436-1443.



# NITRATMO - Die Weiterentwicklung des ITNI-Messsystems nach der <sup>15</sup>N-Isotopenverdünnungsmethode

Gernot Klammler<sup>1\*</sup>, Ines Merbach<sup>2</sup>, Uwe Franko<sup>3</sup>, Georg von Unold<sup>4</sup>, Markus Herndl<sup>5</sup>,  
Paul Baumann<sup>6</sup>, Johann Fank<sup>1</sup> und Albrecht Leis<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Mit dem auf der <sup>15</sup>N-Isotopenverdünnungsmethode basierenden ITNI (Integrated Total Nitrogen Input) Messsystems (RUSSOW und WEIGL 2000) ist eine Messmethode verfügbar, die eine direkte Messung der atmosphären Stickstoffeinträge in das System Boden-Pflanze ermöglicht. Allerdings ist das bestehende Verfahren aufgrund des aufwendigen analytischen Setups bisher für den praktischen Einsatz nur bedingt geeignet. Daher wurde im Projekt NITRATMO (NITrogen ATMOgen) versucht, einerseits das messtechnische Design soweit als möglich zu vereinfachen und andererseits die analytische Methodik für die <sup>15</sup>N-Isotopenmessung so zu adaptieren, dass der Einsatz des ITNI-Systems bei praxisrelevanten Fragestellungen erleichtert und analytisch vereinfacht wird. Eine wesentliche methodische Neuerung ist der Einsatz geeigneter Ionenaustauscherharze zur Abscheidung der vom NITRATMO-System aufgenommenen Stickstoffverbindungen in der wässrigen Lösung während der Betriebsphase (z.B. in überschüssiger Nährlösung). Somit wird auch ein Überlaufen des Systems (z.B. bei Starkniederschlägen) vermieden und den damit verbundenen Stickstoffverlusten aus dem System vorgebeugt. Am Ende des Messzeitraumes wird dann die restliche, noch im System befindliche Nährlösung über die Kartuschen entleert, was den nachträglichen Aufwand für den Anwender deutlich verringert. Das derzeitige System ist über Pumpen gesteuert, nahezu wartungsfrei und sowohl für sehr trockene, als auch für sehr feuchte Standorte geeignet.

*Schlagwörter:* Stickstoffdeposition, Stickstoffbilanz, Stickstoffkreislauf

## Einleitung

Erhöhte Stickstoffeinträge in die Umwelt führen weltweit zu erheblichen Problemen, wie z.B. zur Überdüngung des Bodens in landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten, verstärkten Nitratbelastung von Oberflächengewässern und

Grundwasser oder zur Freisetzung von schädlichen Klimagasen. Dabei wurde vor allem der Eintrag von reaktivem Stickstoff aus der Atmosphäre in das System Boden-Pflanze als Schlüsselparameter im Stickstoffkreislauf von Ökosystemen erkannt, der sich seit 1860 mehr als verdreifacht hat und in den kommenden Jahren weiter stark steigen wird (z.B. GALLOWAY et al. 2004). Obwohl schon lange bekannt ist, dass Pflanzen als wesentliche Senke für reaktive Stickstoffverbindungen in der Atmosphäre wirken, wird ihr Anteil aufgrund eines deutlich erhöhten messtechnischen Aufwandes bei den Standardverfahren zur Erfassung der atmosphärischen Stickstoffdeposition nicht berücksichtigt.

Aus der Bilanzierung der Stickstoff-Emission in die Atmosphäre resultiert unter der Annahme einer gleichmäßigen Verteilung über das gesamte Bundesgebiet von Deutschland eine durchschnittliche Stickstoff-Deposition von etwa 45 kg/ha/a. Die üblichen Bestimmungsmethoden „Wet-Only-“ und „Bulk-Sampler“ liefern jedoch nur Werte von ca. 30 kg/ha/a. In Österreich wurden die höchsten Stickstoffeinträge durch nasse Deposition in den nördlichen Kalkalpen sowie dem angrenzenden Alpenvorland mit bis zu über 20 kg/ha/a gemessen. Auf den „Level II“-Flächen wurden in Österreich im zehnjährigen Mittel nasse Stickstoffdepositionswerte je nach Fläche zwischen 3,3 und 16,4 kg/ha/a gemessen (SMIDT 2007). Dabei können die gasförmige Deposition und die direkte Stickstoffaufnahme durch die Pflanze nicht berücksichtigt werden.

Zur exakten Bestimmung des gesamten atmosphären Stickstoffeintrages in das System Boden-Pflanze wurde das ITNI-Messsystem (ITNI = Integral Total Nitrogen Input) entwickelt (RUSSOW und WEIGEL 2000). Mit dem ITNI-Messsystem ist die direkte Bestimmung des während einer definierten Vegetationsperiode aus der Atmosphäre integral in ein Boden-Pflanzen-System eingetragenen Gesamtstickstoffs, d.h. einschließlich des durch oberirdische Pflanzenteile aus der Luft aufgenommenen Stickstoffs möglich. Das ITNI-Messsystem basiert auf der <sup>15</sup>N-Isotopenverdünnungsmethode. Da in situ eine <sup>15</sup>N-Markierung der N-Immissionen aus der Atmosphäre praktisch nicht

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

<sup>2</sup> Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Department Biozönoseforschung, Versuchsstation Bad Lauchstädt, Hallesche Straße 44, D-06246 BAD LAUCHSTÄDT

<sup>3</sup> Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Department Bodenphysik, Theodor-Lieser-Straße 4, D-06120 HALLE/SAALE

<sup>4</sup> UMS GmbH, Gmunderstraße 37, D-81379 MÜNCHEN

<sup>5</sup> Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein, Abteilung für Umweltökologie, Raumberg 38, A-8952 IRDNING

<sup>6</sup> Technische Universität Dresden, Institut für Grundwasserwirtschaft, DRESDEN

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

möglich ist, wird der Empfängerpool, d.h. das System Boden-Pflanze markiert und der Stickstoffeintrag aus der Atmosphäre aus der  $^{15}\text{N}$ -Bilanz errechnet.

Die Gesamt-Stickstoffdeposition für Deutschland wurde in Abhängigkeit von der verwendeten Methode mit 25 bis 50 kg/ha/a ermittelt. Sogar die optimistischste Schätzung mit 25 kg/ha/a überschreitet die kritische Belastungsgrenze für Stickstoff für die meisten natürlichen oder semi-natürlichen Ökosysteme (RUSSOW und BÖHME 2005). Obwohl Stickstoff aus der atmosphärischen Deposition keine direkten Schad-Effekte auf landwirtschaftlich genutzte Flächen hat, sollte diese Eintragsquelle für die Stickstoff-Düngerfordernisse Berücksichtigung finden. Des Weiteren limitiert der Stickstoffeintrag aus der Atmosphäre die Stickstoffdüngerregime der Landwirtschaft im Konnex zu den Erfordernissen des Grundwasserschutzes: berücksichtigt man, dass bereits ein Stickstoffüberschuss von 25 kg/ha/a auf vielen ackerbaulich genutzten Flächen in Österreich zu einer Nitratbelastung des Sicker- und in Folge des Grundwassers von  $> 50 \text{ mg/l}$  (Grenzwert für die Trinkwassergewinnung) führt, wird deutlich, dass die Erfassung der zeitlich und regional differenzierten atmosphärischen Gesamt-Stickstoffdeposition von großer Relevanz ist.

Praktikable Schätzungen des Gesamt-Stickstoffeintrages aus der Atmosphäre können aus der Auswertung der Stickstoffbilanz von landwirtschaftlichen Dauerversuchen gewonnen werden. Beispielsweise ergibt die Auswertung des statischen Dauerversuches in Bad Lauchstädt in Mitteldeutschland einen Stickstoffeintrag aus der Atmosphäre von 50-60 kg/ha/a (KÖRSCHENS et al. 1998). Diese Größenordnung wurde auch durch die Auswertung anderer Dauerversuche in Deutschland und Europa bestätigt.

Ziel des Projektes NITRATMO (DaFNE 100942) ist es, das ITNI-System zu standardisieren und zu einem universell einsetzbaren Messsystem zu entwickeln, das den Gesamtstickstoffeintrag aus der Atmosphäre zuverlässig und kostengünstig erfassen kann. Aufgrund seiner Einsatzumgebung im Feld ist es notwendig, das Messsystem energieautark und wartungsarm zu konzipieren. Des Weiteren

soll die analytische Methodik für die  $^{15}\text{N}$ -Isotopenmessung so adaptiert werden, dass der Einsatz des Systems bei praxisrelevanten Fragestellungen erleichtert und analytisch vereinfacht wird. Im vorliegenden Beitrag, werden die Konzeption und die Methodik des NITRATMO-Messsystems vorgestellt.

## Material und Methoden

### NITRATMO-Messsystem

Das NITRATMO-Messsystem basiert auf der ITNI-Methode (Integrated Total Nitrogen Input; RUSSOW und WEIGEL 2000), welches mit Hilfe der  $^{15}\text{N}$ -Isotopenverdünnungsmethode arbeitet. Bei dieser Methode wird der Empfängerpool – also das System Boden-Pflanze – mit  $^{15}\text{N}$  markiert. Unter „Boden“ ist in dieser Hinsicht jedoch ein mit Quarzsand befüllter Pflanzentopf (24,5 cm Durchmesser, 23 cm Höhe) gemeint, der vor Messbeginn gänzlich frei von Stickstoff ist. *Abbildung 1* zeigt den schematischen Aufbau des NITRATMO-Messsystems. Zu Messbeginn wird der Gießwasserbehälter (befindet sich unter dem Pflanzentopf) bis zu einem optimalen Level (opt.) mit destilliertem Wasser aufgefüllt. Die Initialdüngung mit 0,5 g Stickstoff (das entspricht 106 kg N/ha) in Form von  $^{15}\text{N}$ -markiertem Ammoniumnitrat (gelöst in 0,5 l dest. Wasser) erfolgt direkt auf die Oberfläche des Pflanzentopfs. Durch das eingeschränkte Wasserspeichervermögen des Quarzsandes wird der Pflanzentopf alle 6 Stunden mit ca. 35 ml Wasser aus dem Gießwasserbehälter bewässert. Das entspricht einer durchschnittlichen Bewässerungsmenge von ungefähr 3 mm/Tag mit einer anfänglichen Konzentration von 200 mg/l Ammoniumnitrat. Um Denitrifikationsprozessen im Gießwasserbehälter vorzubeugen wird dieser alle 6 Stunden mit Sauerstoff aus der Luft angereichert. Diese Belüftung erfolgt mit demselben Pumpenkreislauf wie die Bewässerung (siehe Pumpe 1 in *Abbildung 1*). Um Wasserrückstau und somit Denitrifikation im Pflanzentopf zu vermeiden, kann das überschüssige Wasser aus dem Pflanzentopf an der Unterseite frei in den Gießwasserbehälter abtropfen.

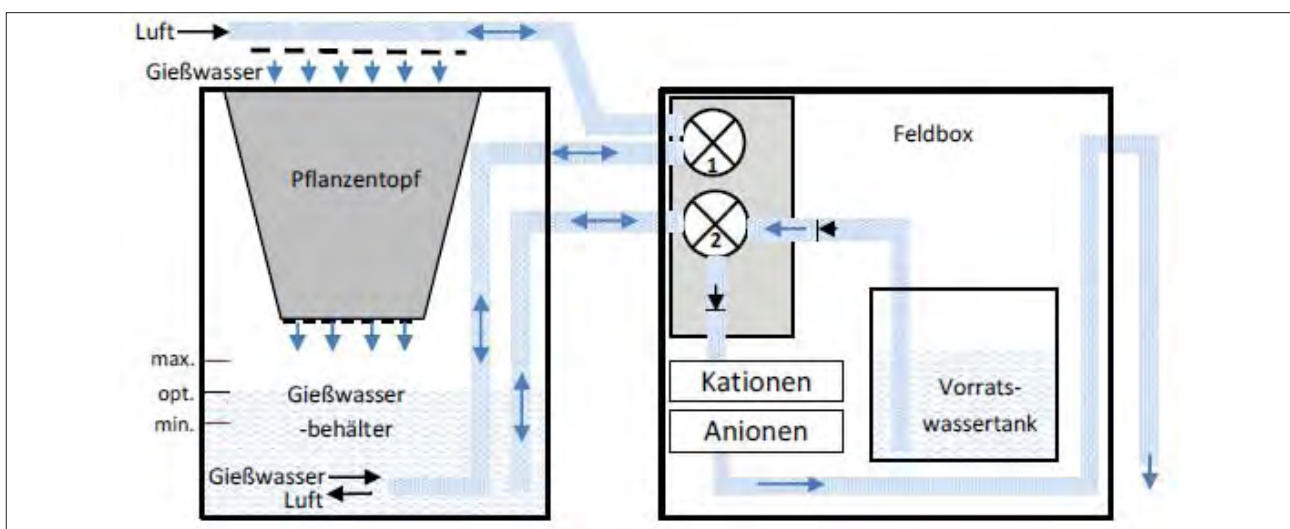


Abbildung 1: Schematischer Aufbau des NITRATMO-Messsystems.



Abbildung 2: NITRATMO-Messsysteme installiert am Standort Wagna (Aufnahme vom 18.9.2014).

Sinkt der Wasserstand durch Evapotranspiration im Gießwasserbehälter unter ein Minimumniveau (min.), so wird durch einen zweiten Pumpenkreislauf (siehe Pumpe 2 in *Abbildung 1*)  $^{15}\text{N}$  markiertes Wasser mit einer Konzentration von 50 mg/l Ammoniumnitrat aus dem Vorratswassertank in den Gießwasserbehälter gepumpt und der Wasserstand auf das optimale Level eingestellt. Kommt es hingegen durch starke Niederschläge zu einem Anstieg des Wasserstandes im Gießwasserbehälter über ein maximales Level (max.), so wird das Wasser aus dem Gießwasserbehälter über diesen zweiten Pumpenkreislauf abgepumpt. Um eine zu starke Verdünnung des Gießwassers mit Niederschlagswasser zu vermeiden, wird der Gießwasserbehälter bis zum Minimalniveau abgepumpt und dann anschließend mit Ammoniumnitrat haltigem Wasser aus dem Vorratswassertank bis zum optimalen Level aufgefüllt. Das abgepumpte Wasser wird bei diesem Vorgang durch Ionentauscherkartuschen geleitet, in denen die im Wasser enthaltenen Kationen und Anionen an das Ionentauscherharz adsorbieren und in stabiler Form gespeichert werden, und wird anschließend aus dem NITRATMO-System abgeführt. Bei Messende im Herbst wird das restliche Gießwasser sowie Vorratswasser durch die Ionentauscherkartuschen gepumpt und das System somit vollständig entleert. Die Stromversorgung der Pumpen und der Steuerung erfolgt über ein Solarpanel. *Abbildung 2* zeigt die zwei am Standort Wagna installierten NITRATMO-Messsysteme.

### Vegetation und Stickstoffdüngung

Die Arbeiten am NITRATMO-Messsystem haben bis dato mehr auf die methodischen Weiterentwicklungen als auf die Messung unterschiedlicher Pflanzen fokussiert. Daher wurde bislang nur die Grasreferenzmessung mit einjährigem Weidelgras (Sorte Aubade) in unseren Versuchen abgebildet, welches über eine Saatschablone (45 Körner/Topf gleichmäßig verteilt) eingesät wird. Die Ansaat erfolgt ca. vier Wochen bevor das System im Freien ausgesetzt wird. Die Schnitttermine waren (aus Gründen der Anwenderfreundlichkeit) entwicklungsstadienspezifisch, wobei als gut erkennbares Stadium für jeden Schnitt der Zeitpunkt Blüte ausgewählt wurde.

Um ein optimales Pflanzenwachstum zu ermöglichen, wird bei jedem Schnitt des Weidelgrases eine  $^{15}\text{N}$  markierte Stickstoffnährlösung mit je 0,5 g Ammoniumnitrat aufgebracht. In Summe werden so bei angenommenen 4 Schnitten in der



Abbildung 3: Feldbox mit Vorratswasserbehälter (a), Pumpen (b), Pumpensteuerung (c) sowie Ionentauscherkartusche (d).

Vegetationsperiode 3 g Ammoniumnitrat dem NITRATMO-System zugegeben (4 x 0,5 g bei den Schnitten, 1 x 0,5 g bei Installation, 1 x 0,5 g in den Vorratswassertank).

### Feldbox

In *Abbildung 3* ist die Feldbox und die darin enthaltenen Komponenten Vorratswasserbehälter, Pumpen, Pumpensteuerung und Ionentauscherkartusche zu sehen. Um die Ionentauscherharze ständig feucht zu halten ist die Durchströmrichtung des Wassers von unten nach oben, wobei zuerst die Kationen ( $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ), dann die Anionen ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ) ausgetauscht werden. Die Ionentauscherkartuschen sind für eine Verwendung über die gesamte Vegetationsperiode ausgelegt. Der Vorratswasserbehälter fasst ein Volumen von 10 Liter. Die Pumpensteuerung ist mit der Software tensioVIEW (Fa. UMS GmbH München) beliebig änderbar.

### Feldversuche

Die ersten Feldversuche mit dem NITRATMO-System erfolgten im Jahr 2012 an den Standorten Wagna, Gumpenstein und Stoderzinken. Das damalige System (siehe *Abbildung 4a*) bestand nur aus dem Pflanzentopf, dem Gießwassertopf und einer thermodynamischen Pumpe, welche zur Vermeidung von Denitrifikation Luftsauerstoff in das Gießwasser eingebracht hat. Die Wasserversorgung der Pflanzen erfolgte über Glasfaserdochte, welche Wasser aus dem Gießwasserbehälter in den Pflanzentopf saugten. Im Ergebnis der ersten Versuche im Jahr 2012 wurde deutlich, dass zum einen mit dem ursprünglichen Konzept der Wasserversorgung über Dochte der Pflanzentopf nicht ganzflächig mit Wasser versorgt werden kann und zum anderen die Sauerstoffversorgung des Gießwassers nicht ausreichend war, um Denitrifikationsverluste zu vermeiden. Des Weiteren haben sich die Wurzeln sehr stark an die Glasfaserdochte gehaftet, was eine vollständige Isolierung und Beprobung der Wurzelmasse stark erschwerte bzw. unmöglich machte. Im Jahr 2013 wurde das Messdesign (siehe *Abbildung 4b*) dahingehend abgeändert, dass das Bewässerungswasser nun über eine Pumpe auf die Oberfläche des Pflanzentopfes aufgebracht wurde, was einen gleichmäßigen Bewuchs des Weidelgrases über die gesamte Oberfläche ermöglichte. Es wurde in diesem Jahr auf ein freies Abtropfen des Wassers aus dem Pflanzentopf in einen darunterliegenden Gieß-





Abbildung 4: (a) Das NITRATMO System im Jahr 2012 und (b) das NITRATMO-System im Jahr 2013 in Wagna.

wasserbehälter verzichtet und versucht, das Wasser an der Unterseite des Pflanzentopfes über einen Schlauch in den weißen Gießwassertank rückzuleiten. Es stellte sich dabei jedoch heraus, dass dieses Abflusssystem sehr stark zu Verstopfen neigt und daher Wasserüberstau im Pflanzentopf verursachen kann. Aufbauend auf den Erfahrungen der Vorjahre wurde im Versuchsjahr 2014 versucht, die vorteilhaften konstruktiven Bestandteile aus den Systemen von 2012 und 2013 (sprich pumpengesteuerte Bewässerung und Belüftung des Gießwassers, freies Abtropfen des Wassers aus dem Pflanzentopf) mit weiteren technischen Neuerungen wie z.B. der Ableitung von überschüssigem Wasser über Ionentauscherkartuschen nach intensiven Niederschlägen bzw. der Installation eines Vorratswassertanks für Trockenzeiten zu kombinieren.

### Probenvorbereitung und Analytik

Die oberirdische Pflanzenmasse wird nach jedem Schnitt getrocknet und aufbewahrt. Nach Ende der Vegetationsperiode wird die noch vorhandene oberirdische Pflanzenmasse geschnitten, sowie der Quarzsand von den Wurzeln mit dest. Wasser abgespült. Wie chemische Untersuchungen des gespülten Quarzsandes gezeigt haben, enthält dieser nun keinen Stickstoff mehr und kann daher für die weitere Analytik vernachlässigt werden. Der im Spülwasser gelöste Stickstoff muss jedoch bei der Bestimmung der Gesamt-N Bilanz berücksichtigt werden. Zu diesem Zweck wird das Spülwasser ebenfalls durch die Ionentauscherkartuschen geleitet. Die an den Ionentauscherharzen angelagerten Ionen werden schließlich im Labor desorbiert und wie die getrockneten und gemahlene Pflanzen- und Wurzelproben sowohl auf ihren Stickstoffgehalt als auch auf ihre isotopische Zusammensetzung untersucht. Die Bestimmung der isotopischen Zusammensetzung der Proben erfolgt mittels gekoppelter Elementaranalyse (EA) -Isotopenverhältnis-Massenspektrometrie (IRMS). Mit Hilfe der EA-IRMS ist es

relativ einfach möglich Stickstoffisotopengehalte von organischen und anorganischen Feststoffen zu analysieren (z.B. GENTILE et al. 2013). Üblicherweise ist für die Messung eine Probenvorbereitung notwendig. Die Pflanzenmasse muss vor der Analyse getrocknet und sehr fein gemahlen (homogenisiert) werden. Es ist von entscheidender Bedeutung, dass die Proben homogen vorliegen, damit keine zufälligen Messfehler auftreten. Zu diesem Zweck erfolgt die Zerkleinerung in einer Kugelmühle bis die Proben pulverförmig sind. Dieses Pulver kann anschließend direkt mittels EA-IRMS analysiert werden, indem je 3 bis 5 mg Probe in eine Zinnkapsel gefüllt werden. Die Analyse jeder Probe erfolgte als Dreifachbestimmung.

Die Aufbereitung der flüssigen Proben ist deutlich aufwändiger. Es gibt eine Reihe verschiedener Methoden Ammonium aus wässriger Phase für die Bestimmung des  $\delta^{15}\text{N}$ -Verhältnisses zu extrahieren. Davon haben sich die Diffusionstechniken weitgehend durchgesetzt, da sie sich durch eine vergleichsweise unkomplizierte und zeitsparende Probenvorbereitung auszeichnen und gegenseitige Kontaminationen der Proben während des Diffusionsprozesses vermeiden (DIACONU et al. 2005). Die Grundlage der „Ammoniumdiffusionsmethode“ bildet die Umwandlung von  $\text{NH}_4^+$  zu  $\text{NH}_3$  über die Erhöhung des pH-Wertes und die anschließende Bindung des freigesetzten  $\text{NH}_3$  an einen angesäuerten Glasfaserfilter, für die Extraktion von  $\text{NO}_3^-$  muss dieses zuvor durch „Devardasche Legierung“ in  $\text{NH}_4^+$  umgewandelt werden. Im gegenständlichen Fall bietet diese Methodik außerdem den großen Vorteil, dass die Eluate der Ionenaustauscher nicht getrennt analysiert werden müssen, sondern nur eine Isotopenanalyse für die Bestimmung des  $^{15}\text{N}$  Gehaltes der gelösten anorganischen Stickstoff-Komponenten (Ammonium, Nitrit und Nitrat) notwendig ist, da Nitrit und Nitrat vor der eigentlichen Analyse in Ammonium umgewandelt werden. Bei dieser Methodik ist es besonders wichtig, dass über 98 % des Gases auf den Filter diffundiert, um zuverlässige Isotopenverhältnisse zu erhalten (SEBILO



et al. 2004) und eine Fraktionierung zu vermeiden. Die Methode wurde nach der Empfehlung von SCHLEPPI et al., 2005 durchgeführt, das heißt, statt Schwefelsäure wurde Zitronensäure eingesetzt um die Filter anzusäuern. Die von SCHLEPPI et al. (2005) publizierten Ergebnisse zeigen allerdings auch, dass die Diffusion nicht immer vollständig erfolgt, was in zu hohen Standardabweichungen resultiert, weswegen es noch einigen Verbesserungsbedarf bei den Versuchsbedingungen bzw. der Versuchsdurchführung gibt. Für die Messung der isotopisch angereicherten Proben wurde die Methodik jedoch als ausreichend genau angesehen, da hier höhere Abweichungen zulässig sind als bei natürlichen Proben. Nach der abgeschlossenen Diffusion (Dauer mindestens eine Woche) werden die Glasfaserfilter gefriergetrocknet und können anschließend in Zinnkapseln überführt und analysiert werden. Auch hier erfolgte die Analyse als Dreifachbestimmung, wobei jeder Filter aus einem anderen abgeschlossenen Diffusionssystem stammt, was größere Differenzen als bei den Feststoffproben zur Folge hat.

### *Kombinierte Messung von NITRATMO und Bulk-Sampler mit Ionentauscherkartuschen*

Durch den limitierten Einsatzbereich des NITRATMO-Systems auf die Vegetationsperiode sowie die Messung von pflanzenspezifischer Stickstoffdeposition empfiehlt sich eine ergänzende Stickstoffdepositionsmessung mit herkömmlichen Auffanggefäßen wie z.B. einem Bulk-Sampler. Um jedoch Verlusten aus der aufgefangenen Flüssigkeit vorzubeugen, wurde das Prinzip des Bulk-Samplers mit den Ionentauscherkartuschen kombiniert. Da durch die stabile Anlagerung der Ionen an die Ionentauscherharze Verluste ausgeschlossen werden können, muss dieses Messsystem nicht nach jedem Niederschlagsereignis beprobt werden, sondern die Ionentauscherkartuschen können in einem beliebig definierten Intervall getauscht werden. Durch das relativ einfache Messprinzip sowie durch die nicht erforderliche ständige Betreuung bietet dieses System daher eine besonders kostengünstige Möglichkeit zur Messung von nasser und trockener Stickstoffdeposition. Des Weiteren kann durch einen Vergleich mit den NITRATMO-Messergebnissen am gleichen Standort auf die gasförmige Stickstoffdepositionswirkung über die Blattoberflächen der jeweilig untersuchten Pflanze rückgeschlossen werden.

### **Ergebnisse und Ausblick**

Da sich die NITRATMO-Methode derzeit noch in der Testphase befindet wird hier generell auf eine Darstellung von den Versuchsergebnissen der Stickstoffdeposition verzichtet. Die Erkenntnisse der letzten drei Versuchsjahre waren jedoch außerordentlich wichtig, um die Messmethode und die Messanalytik zu optimieren und ein praxistaugliches Messgerät zu entwickeln. Wie anhand der Genese des Messsystems von 2012 bis 2014 ersichtlich ist, wurden Schwachstellen des Systems verbessert und der Wartungsaufwand so gut wie möglich verringert. Da die Art der Vegetation für die Stickstoffdeposition (vor allem die direkte N Aufnahme über die Pflanzen) eine Rolle spielt, ist die Anwendung vom NITRATMO-Messsystem auch für

landwirtschaftliche Kulturen (wie z.B. Getreide, Mais etc.) von großem Interesse. Dieser Aspekt stand bislang in diesem Projekt nicht im Vordergrund, bedarf jedoch sicherlich – vor allem in Hinsicht auf den eingeschränkten Wurzelraum – noch weiteren Forschungsbedarf.

### **Schlussfolgerungen**

Als Methode zur Erfassung des Gesamtstickstoffeintrages aus der Atmosphäre in das Boden-Pflanze-System wurde das ITNI-Messsystem in unterschiedlichen Regionen Deutschlands (z.B. in BÖHME et al. 2003) und auch in China (HE et al. 2007, HE et al. 2010, HE et al. 2010a, HE et al. 2011) validiert. Dabei kamen verschiedene Kulturpflanzen zum Einsatz. In diesen Arbeiten zeigte sich, dass die Art und die Trockenmassebildung der verwendeten Monitoringpflanzen einen relevanten Einfluss auf die Stickstoffaufnahme aus der Atmosphäre haben. Deshalb kann bei Verwendung der ITNI-Methode im Gegensatz zu den Standardverfahren nur eine pflanzenspezifische Stickstoffdeposition gemessen werden (RUSSOW und BÖHME 2005). Im Zuge dieses Projektes wurde auch das Messverfahren eines einfachen Bulk-Samplers mit Ionentauscherkartuschen kombiniert, um Stickstoffverluste aus dem Bulk-Sampler zu vermeiden. In diesem Zusammenhang muss jedoch beachtet werden, dass die gemessene Stickstoffdeposition auf jedem Fall immer geringer ist als die tatsächlich vorherrschende, da die direkte Aufnahme über die Pflanzen vernachlässigt wird. Obwohl der Wartungs- und Analyseaufwand des NITRATMO-Systems größer ist als bei einem gewöhnlichen Bulk-Sampler, bietet die NITRATMO-Methode großes Potential, in Zukunft ein sehr anwenderfreundliches Stickstoffdepositionsmessgerät für verschiedene Vegetationsarten nutzen zu können.

### **Danksagung**

Bedanken möchten wir uns bei Rolf Russow und Oliver Spott des Helmholtz Zentrums für Umweltforschung - UFZ für ihre wertvolle Hinweise und Anmerkungen bezüglich der Funktionsweise des ITNI Systems und die Durchführung von Parallelmessungen zur Validierung der  $^{15}\text{N}$ -Analytik. Barbara Zirngast und Sabine Lindbichler danken wir für Ihre tatkräftige Unterstützung bei der Konditionierung der Ionenaustauscher, Probenvorbereitung und die Durchführung zahlreicher Labormessungen.

### **Literatur**

- BÖHME, F., I. MERBACH, A. WEIGEL und R. RUSSOW 2003: Effect of crop type and crop growth on atmospheric nitrogen deposition. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166, 601-605.
- DIACONU, C., N. BRION, M. ELSKENS and W. BAEYENS, 2005: Validation of a dynamic ammonium extraction technique for the determination of  $^{15}\text{N}$  at enriched abundances. *Analytica Chimica Acta*, 113-122.
- GALLOWAY, J.N., F.J. DENTENER, D.G. CAPONE, E.W. BOYER, R.W. HOWARTH, S.P. SEITZINGER, G.P. ASNER, C.C. CLEVELAND, P.A. GREEN, E.A. HOLLAND, D.M. KARL, A.F. MICHAELS, J.H. PORTER, A.R. TOWNSEND and C.J. VÖOSMARTY, 2004: Nitrogen Cycles: Past, Present, and Future. *Biogeochemistry* 70(2), 153-226.

- GENTILE, N., M. ROSSI, O. DELÉMONT and R.W. SIEGWOLF, 2013.  $\delta^{15}\text{N}$  measurement of organic and inorganic substances by EA-IRMS: a speciation-dependent procedure. *Analytical and bioanalytical chemistry* 405(1), 159-176.
- HE, C.E., X.J. LIU, A. FANGMEIER, P. CHRISTIE and F.S. ZHANG, 2007: Quantifying the total airborne nitrogen-input into agroecosystems in the North China Plain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121, 395-400.
- HE, C.E., X. WANG, X.J. LIU, A. FANGMEIER and F.S. ZHANG, 2010: Nitrogen deposition and its contribution to nutrient inputs to intensively managed agricultural ecosystems. *Ecological Applications*, 20(1), 80-90.
- HE, C.E., X.J. LIU, Ch. PETER, A. FANGMEIER and F.S. ZHANG, 2010a: Estimating total nitrogen deposition in agroecosystems in northern China during the wheat cropping season. *Journal of Arid Land*, Vol. 2, 1, 2-8.
- HE, C.E., X. WANG, X.J. LIU, A. FANGMEIER, Ch. PETER and F.S. ZHANG, 2011: Total nitrogen deposition at key growing stages of maize and wheat as affected by pot surface area and crop variety. *Plant Soil* (2011) 339, 137-145.
- KÖRSCHENS, M., A. WEIGEL and E. SCHULZ, 1998: Turnover of Soil Organic Matter (SOM) and long-term balances – tools for evaluating sustainable productivity of soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 161, 409-424.
- RUSSOW, R. and F. BÖHME, 2005: Determination of the total nitrogen deposition by the <sup>15</sup>N isotope dilution method and problems in extrapolating results to field scale. *Geoderma* 127 (2005) 62-70.
- RUSSOW, R. und A. WEIGEL, 2000: Atmosphärischer N-Eintrag in Boden und Pflanze am Standort Bad Lauchstädt: Ergebnisse aus <sup>15</sup>N-gestützten Direktmessungen (ITNI-System) im Vergleich zur indirekten Quantifizierung aus N-Bilanzen des statischen Dauerdüngungsversuches. *Arch. Acker- Pfl. Boden*, Vol. 45, 399-416.
- SCHLEPPI, P., I. BUCHER-WALLIN, M. SAURER, M. JÄGGI and W. LANDOLT, 2005: Citric acid traps to replace sulphuric acid in the ammonia diffusion of dilute water samples for <sup>15</sup>N analysis. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 20: 629-634.
- SEBILO, M., B. MAYER, M. GRABLY, D. BILLIOU and A. MARIOTTI, 2004: The Use of the 'Ammonium Diffusion' Method for  $\delta^{15}\text{N-NH}_4^+$  and  $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$  Measurements: comparison with Other Techniques. *Environmental Chemistry*, 99-103.
- SMIDT, S., 2007: Immissionsbelastung durch nasse Niederschläge auf den Level II-Flächen. *Forstschutz aktuell* 38, 24-26.

# Bewertung der N-Effizienz des Gülle-Strip-Till-Verfahrens - Kombinierte Lysimeter- und Feldversuche als Grundlage zur Modellierung der Stickstoffkinetik in der ungesättigten Zone

Denise Bednorz<sup>1\*</sup>, Nadine Tauchnitz<sup>2</sup>, Joachim Bischoff<sup>2</sup>, Matthias Schrödter<sup>2</sup>, Barbara Koblenz<sup>1</sup>, Jan Rücknagel<sup>1</sup>, Holger Rupp<sup>3</sup>, Frank Wiese<sup>4</sup>, Olaf Christen<sup>1</sup> und Ralph Meissner<sup>3</sup>

## Zusammenfassung

Die Reduzierung von Stickstoff (N)-Austrägen aus landwirtschaftlichen Nutzflächen über Dränagen stellt eine wesentliche Maßnahme zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie dar. Deshalb soll im Rahmen eines von der DBU geförderten Forschungsvorhabens der Einfluss von unterschiedlichen Gülleapplikationsverfahren auf den unterirdischen Stoffaustrag untersucht werden. Im Mittelpunkt steht dabei die Untersuchung des Gülle-Strip-Till-Verfahrens im Vergleich zur konventionellen Gülleausbringung. Neben einem Praxisversuch auf einem Dränmessfeld wurden ergänzend Lysimeterversuche bezüglich des N-Auswaschungsverhaltens angelegt. Aufgrund verschiedener Vorbewirtschaftungen der Versuchsschläge und Lysimeter sowie unterschiedlichen geologischen Verhältnissen auf dem Untersuchungsgebiet waren zusätzliche Modellierungen zum Bodenwasser- und Stoffhaushalt in der ungesättigten Zone erforderlich. Bisherige Ergebnisse zeigen, dass die zu verzeichnenden Unterschiede bezüglich der abgeführten N-Frachten zwischen den Varianten nur zu geringen Teilen durch die aktuelle Bewirtschaftung resultieren und sich somit vorrangig aus den Vorbewirtschaftungen und der geologischen Situation ergeben.

*Schlagwörter:* Dränung, Lysimeter, Wasser- und Stoffmodellierung, Stickstoffkinetik

## Summary

The reduction of nitrogen (N) -losses through drainages is an essential measure of the EU Water Framework Directive. Thus, within the scope of a research project, funded by the DBU, the influence of different manure application methods on the subsurface N-discharge has to be examined. The main focus of our investigations is the comparative evaluation of the manure-strip-till-practice and conventional tillage methods. So field trials as well as lysimeter studies for quantifying N-leaching in the subsurface got implemented. Because of different previous cultivations and the local geological situation in the investigation area, calculations related to the coupled water flow and solute transport in the unsaturated zone were performed. Preliminary results show, that differences in discharged N-loads mainly result from the different previous cultivation. They got only slightly influenced by the actual tillage practice.

*Keywords:* drainage, lysimeter, water- and solute transport - modelling, nitrogen dynamics

## Einleitung

Die Reduktion der Einträge reaktiver Stickstoff (N) - Verbindungen in die ober- und unterirdischen Wasserkörper ist eine wesentliche Aufgabe im Rahmen der europäischen Gewässerschutzpolitik (EG-WRRL 2000/60/EG, 2006/118/EG). Da die auf landwirtschaftlichen Nutzflächen durchgeführten Bewirtschaftungsmaßnahmen eine Hauptquelle diffuser N-Einträge in Gewässer darstellen, ist es dringend erforderlich, die Effektivität der N-Ausnutzung zu verbessern und damit deren Verluste in die Umwelt zu reduzieren. Das Gülle-Strip-Till-Verfahren, welches die reduzierte Bodenbearbeitung mit der gezielten Applikation organischen

Düngers in die Wurzelzone kombiniert, wird im Rahmen des Forschungsvorhabens hinsichtlich seines Potentials für eine erhöhte N-Effizienz untersucht. Dahingehend wurden in einem Praxisversuch in der nördlichen Altmark für zwei differenzierte Bewirtschaftungssysteme mit Maisfruchtfolge sowohl das Strip-Till-Verfahren (Schlag I) als auch die konventionelle Bodenbearbeitung (Schlag II) als Varianten realisiert. Die dort vorhandene Messtechnik ermöglicht auf beiden Praxischlägen eine differenzierte quantitative und qualitative Erfassung der abgeführten Dränwässer. Analog zu dem Feldversuch erfolgte die Anlage von Lysimeterexperimenten an der Versuchsstation des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung- UFZ in Falkenberg. Die anfallenden

<sup>1</sup> Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Professur Allgemeiner Pflanzenbau / Ökol. Landbau, Betty-Heimann-Straße 5, D-06120 HALLE

<sup>2</sup> Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau, Strenzfelder Allee 22, D-06406 BERNBURG

<sup>3</sup> Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Department Bodenphysik, Falkenberg 55, D-39615 ALTMÄRKISCHE WISCHE

<sup>4</sup> Agrargenossenschaft „Altmärkische Höhe Lückstedt e.G.“, Gageler Str. 2, D-39606 LÜCKSTEDT

\* Ansprechpartner: MSc Denise Bednorz, denise.bednorz@landw.uni-halle.de

Sickerwässer werden auch hier kontinuierlich registriert und chemisch analysiert.

Sowohl Praxisschläge als auch Lysimeter wurden vor Versuchsanlage unterschiedlich bewirtschaftet. Daraus resultierend ist eine objektive und vergleichende Bewertung aktueller Bearbeitungsverfahren deutlich limitiert. Des Weiteren ergaben Auswertungen bestehender Meliorationsunterlagen und geologischer Karten, dass die bodenhydraulischen Eigenschaften der Praxisschläge aufgrund der vorhandenen geologischen Situation zu differenzieren sind.

Daraus resultierend war es für eine weiterführende Interpretation der Versuchsergebnisse erforderlich, numerische Simulationen zum Bodenwasserhaushalt und zur Stickstoffkinetik durchzuführen. Diese Modellierungen wurden mit der Software HYDRUS 2D/3D umgesetzt. Durch den Vergleich der modellierten Ergebnisse zu den real gemessenen Sickerwasser-/ Dränabflussmengen sowie den darin enthaltenen Stickstoffkonzentrationen ist eine objektive Bewertung der Verfahren möglich.

## Material und Methoden

### Standorte

Die Lysimeterstation des UFZ befindet sich in der Altmärkischen Wische (RW:4487464, HW:5858543), etwa 20 km östlich der Praxisschläge in Lückstedt (Landkreis Stendal).

Die für die Lysimeterexperimente verwendeten, nichtwägbar Gravitationslysimeter besitzen eine Grundfläche von 1 m<sup>2</sup> und sind 1,25 m tief. Detaillierte Angaben zum Aufbau der Lysimeter finden sich bei MEISSNER et al. (2010) sowie ergänzend in *Tabelle 1*.

Der Versuchsstandort Lückstedt setzt sich aus zwei, von der Agrargenossenschaft „Altmärkische Höhe e.G.“ bewirtschafteten Schlägen (52 ha und 85 ha) zusammen.

Detaillierte eigene bodenkundliche Untersuchungen und eine Auswertung von vorhandenen Meliorationsunterlagen aus dem Jahr 1975 ergaben einen vergleichbaren Aufbau der Schläge zu den Lysimetern bis in einen Meter Tiefe (vgl. *Tabelle 1*).

Aufgrund der relativ geringen Durchlässigkeiten der Böden wurde im Jahr 1975 eine systematische Dränung mit einer Entwässerungstiefe von 80 cm unter Flur und einem Abstand der Sauger von je 10 m zueinander durchgeführt. Durch die vorhandene Messtechnik im Gebiet werden separat für beide

Versuchsflächen die abgeführten Dränwässer kontinuierlich erfasst und analysiert (TAUCHNITZ et al. 2014). Der erfasste dränierte Bereich des Schlags I besitzt mit 23,8 ha eine vergleichbare Größe zum Schlag II mit 26 ha.

Die bodenhydraulischen Eigenschaften der Schläge sind aufgrund der quartärgeologischen Situation im Gebiet mit zunehmender Tiefe zu differenzieren. So werden zwar beide Schläge von einer saalezeitlichen Grundmoräne unterlagert, jedoch nimmt deren Mächtigkeit im Übergang zu Schlag I ab. Dadurch treten in diesem Areal ab etwa einem Meter Tiefe glazifluviatil abgelagerte Sande und Kiese mit erhöhten Durchlässigkeiten auf. Diese bestimmen wesentlich die bodenhydraulischen Eigenschaften des Schlags I.

### Versuchsanlage

Im Februar 2014 wurden an zwei repräsentativen Bereichen der Praxisschläge bodenhydrologische Messplätze und Grundwassermessstellen errichtet. Bodenfeuchtesonden und Saugkerzen wurden in 35, 65 und 80 cm Tiefe eingebaut, um eine tiefenspezifische Registrierung des volumetrischen Bodenwassergehalts sowie die Entnahme von Proben aus der Bodenlösung zu ermöglichen.

Die Gülleausbringung erfolgte zeitgleich auf beiden Versuchsschlägen und den Lysimetern vom 12. bis 14. März 2014. Innerhalb des auf Schlag I umgesetzten Gülle-Strip-Till-Verfahrens (30 m<sup>3</sup> Gülle, 2,7 kg N/t OS und 3 Liter des Nitrifikationsinhibitors Piadin / ha) wurde die Gülle 25 cm unter Flur in Reihe appliziert. Auf Schlag II wurde eine konventionelle ganzflächige Gülleausbringung (30 m<sup>3</sup> Gülle/ ha) und sofortige flache Einarbeitung (6-8 cm tief) mittels Scheibenegge realisiert.

Die Lysimeterversuche mit den Varianten Gülle-Strip-Till ohne Piadin, Gülle-Strip-Till mit Piadin und konventionelle Bearbeitung (bei allen Varianten Güllemenge und entsprechende N<sub>t</sub>-Gehalte analog zum Praxisversuch) wurden mit je einer echten Wiederholung angelegt.

Die Maisaussaat erfolgte am 30.04.2014 mit einer Aussaatstärke von 8 Pflanzen/m<sup>2</sup>.

### Numerische Simulationen

Zur numerischen Simulation von Bodenwasserhaushalt und Stickstoffkinetik wurde das Softwarepaket HYDRUS 2D/3D (SIMUNEK et al. 2012) verwendet.

**Tabelle 1: Bodenkennwerte der Lysimeter und Praxisschläge.**

	Bodentiefe in m	$\rho_{\text{trocken}}$ in g/cm <sup>3</sup>	n in %	Ks in m/d	Bodenart
Lysimeter	0-0.3	1,48	31,90	0,75	SI4
	0.31-1	1,84	32,00	0,19	SI2
	1.01-1.25 (Dränschicht)	-	-	-	-
Schlag I	0-0.3	1,42	45,27	0,79	Slu
	0.31-1	1,68	35,26	0,19	Su3
	1.01-1.25	1,73	33,34	0,16	SI3
Schlag II	0-0.3	1,60	38,48	0,31	Su4
	0.31-1	1,63	37,14	0,18	SI3
	1.01-1.25	1,76	32,49	0,06	SI4



Dabei wird zur Kalkulation der räumlichen Verteilung von Bodenfeuchte und Volumenfluss die modifizierte Richards-Gleichung numerisch gelöst.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \nabla(K \nabla h) - S_w, \text{ mit} \quad \text{Gl.1}$$

$\theta$ : Bodenfeuchte (-),  $h$ : hydraulisches Potential (m),  $t$ : Zeit (d),  $S_w$ : Wurzelwasseraufnahme (d<sup>-1</sup>),  $K$ : ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit (m/d),  $\nabla$  - Nabla-Operator (räumlicher Gradient).

Die Wurzelwasseraufnahme kann mittels Feddes – Ansatz (FEDDES et al. 1978) als potenzialabhängiger Senkenterm bestimmt werden. Bodenhydraulische Kennwerte resultierten aus der Parametrisierung nach van Genuchten (1980). Die mathematische Beschreibung der Stickstoffkinetik implementiert die Simulation der N-Umsatzprozesse Mineralisierung, Nitrifikation sowie Denitrifikation nach NAKAMURA et al. (2007):

$$\frac{\partial \theta \cdot c_{Norg}}{\partial t} + \frac{\partial \rho \cdot s_{Norg}}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} (\theta \cdot D_{Norg} \cdot \frac{\partial c_{Norg}}{\partial z}) - \frac{\partial qc_{Norg}}{\partial z} - K_{min} \cdot \theta \cdot c_{Norg} - K_{min} \cdot \rho \cdot s_{Norg} \quad \text{Gl.2}$$

$$\frac{\partial \theta \cdot c_{NH_4-N}}{\partial t} + \frac{\partial \rho \cdot s_{NH_4-N}}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} (\theta \cdot D_{NH_4-N} \cdot \frac{\partial c_{NH_4-N}}{\partial z}) - \frac{\partial qc_{NH_4-N}}{\partial z} + K_{min} \cdot \theta \cdot c_{Norg} + K_{min} \cdot \rho \cdot s_{Norg} - K_{nit} \cdot \theta \cdot c_{NH_4-N} - K_{nit} \cdot \rho \cdot s_{NH_4-N} \quad \text{Gl.3}$$

$$\frac{\partial \theta \cdot c_{NO_3-N}}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} (\theta \cdot D_{NO_3-N} \cdot \frac{\partial c_{NO_3-N}}{\partial z}) - \frac{\partial qc_{NO_3-N}}{\partial z} + K_{nit} \cdot \theta \cdot c_{NH_4-N} + K_{nit} \cdot \rho \cdot s_{NH_4-N} - K_{den} \cdot \theta \cdot c_{NO_3-N} \quad \text{Gl.4}$$

mit  $c_{Norg, NH_4-N, NO_3-N}$ : Konzentration in Lösung von N<sub>org</sub>, NH<sub>4</sub>-N und NO<sub>3</sub>-N,  $s_{Norg, NH_4-N}$ : adsorbierte Konzentration von N<sub>org</sub> und NH<sub>4</sub>-N,  $\rho$ : Dichte des Bodens (kg/m<sup>3</sup>);  $D$ : Dispersionskoeffizient (m),  $K_{min, nit, den}$ : Zerfallskonstante für Mineralisierung, Nitrifikation und Denitrifikation (day<sup>-1</sup>) und  $q$ : volumetrische Flussdichte (m/d).

Während Nitrat nur in Lösung vorliegt, ergibt sich für Ammonium und vor allem für organischen Stickstoff eine Adsorption an Bodenpartikeln. Dies lässt sich durch lineare Adsorptionsisothermen beschreiben:

$$s_{Norg} = k_{Norg} \cdot c_{Norg}, s_{NH_4-N} = k_{NH_4-N} \cdot c_{NH_4-N} \quad \text{Gl.5}$$

Die Aufnahme von N durch Pflanzenwurzeln ( $Nu$ ) wurde gemäß PLENET und LEMAIRE (2000) in Abhängigkeit vom Blattflächenindex ( $LAI$ ) bestimmt.

$$Nu = 28.9 \cdot LAI \quad \text{Gl.6}$$

## Modellaufbau

Die Lysimeter wurden zweidimensional mit einer Tiefe von 1,25 m und einer Breite von 1 m durch Finite Elemente beschrieben. Zur Definition des Modellraumes der

Praxisschläge wurden sowohl zweidimensionale Profilschnittkonstruktionen als auch 3D-Modelle konzipiert. Die mathematische Beschreibung der Dränagen als sog. „Openings“ ist jedoch nur innerhalb der 2D-Modellierung möglich. Zur zeitlichen Diskretisierung des Modellierungsprozesses wurden tägliche Werte verwendet.

## Anfangs- und Randbedingungen

Die Implementierung des hydraulischen Potentials zu Beginn der Modellierungsperiode erfolgte unter Einbeziehung einer initialen Sättigung am unteren Lysimeterrand bzw. ab Entwässerungstiefe der Dränagen. Initiale Konzentrationen zur Beschreibung der N-Kinetik ergaben sich aus den Messergebnissen der gelösten N-Konzentrationen in Sickerwasser und Dränabfluss.

Die Definition des oberen Randes aller Modelle erfolgte durch eine atmosphärische Randbedingung. Aus den Daten der Wetterstation Falkenberg wurde deshalb die potentielle Evapotranspiration  $ETp$  nach FAO-Grasreferenzverdunstung (ALLEN et al. 1998) berechnet. Unter Einbeziehung von Blattflächenindex ( $LAI$ ) und bestandspezifischem Extinktionskoeffizient  $a = 0,463$  nach MEURER et al. (2013) erfolgte die Aufteilung der  $ETp$  in potentielle Evaporation ( $Ep$ ) und potentielle Transpiration ( $Tp$ ) nach RITCHI (1972):

$$Ep = ETp \cdot \exp(-a \cdot LAI) \quad Tp = ETp - EP \quad \text{Gl.7}$$

Der untere Rand der Lysimeter wurde ebenso wie die Dränagen (Sauger) der Versuchsschläge durch ein „Seepage face“ beschrieben. Aufgrund der geologischen Situation im Bearbeitungsgebiet ergibt sich des Weiteren für Schlag I ein rein gravitativer Fluss, während Schlag II am unteren Rand durch eine „No-Flow“-Randbedingung charakterisiert wird. Die „Concentration flux“-Randbedingung beschreibt unter Einbeziehung von Niederschlag und anfallender Sickerwasser-/ Dränabflussmenge die N-Kinetik in den verschiedenen Modellen.

## Ergebnisse und Diskussion

Die durchgeführten Modellierungen zum Bodenwasserhaushalt und zur Stickstoffkinetik für Lysimeter und Praxisschläge umfassen einen Zeitraum vom 01.01.2014-30.09.2014. Die in *Abbildung 1* dargestellte  $ETp$  nach ALLEN et al. (1998) sowie der an der Wetterstation Falkenberg registrierte Niederschlag ( $P$ ) charakterisieren die oberen Modellränder.  $Ep$  und  $Tp$  (vgl. *Abbildung 1*) ergaben sich nach Gleichung 7 aus den regelmäßig erhobenen Daten zum Bodenbedeckungsgrad und zur Pflanzenhöhe. Die Entwicklung der Pflanzenwurzeln wurde an vier verschiedenen Terminen ermittelt, wobei sich eine maximale Durchwurzelungstiefe von 0.7 m zu Beginn der Blüte (16.07.2014) ergab.

Aus den beschriebenen Daten konnten unter zusätzlicher Einbeziehung der Düngapplikation am Tag 71 der Modellierungen (12.03.2014) die in *Tabelle 2* real ermittelten Sickerwassermengen und NO<sub>3</sub>-N-Frachten der Lysimeter rechnerisch nachvollzogen werden (*Abbildung 2*).

Im Mittel entsprechen die innerhalb der Vegetationsperiode anfallenden Sickerwassermengen der Varianten Strip-Till mit und ohne Piadin denen der konventionellen Bewirt-

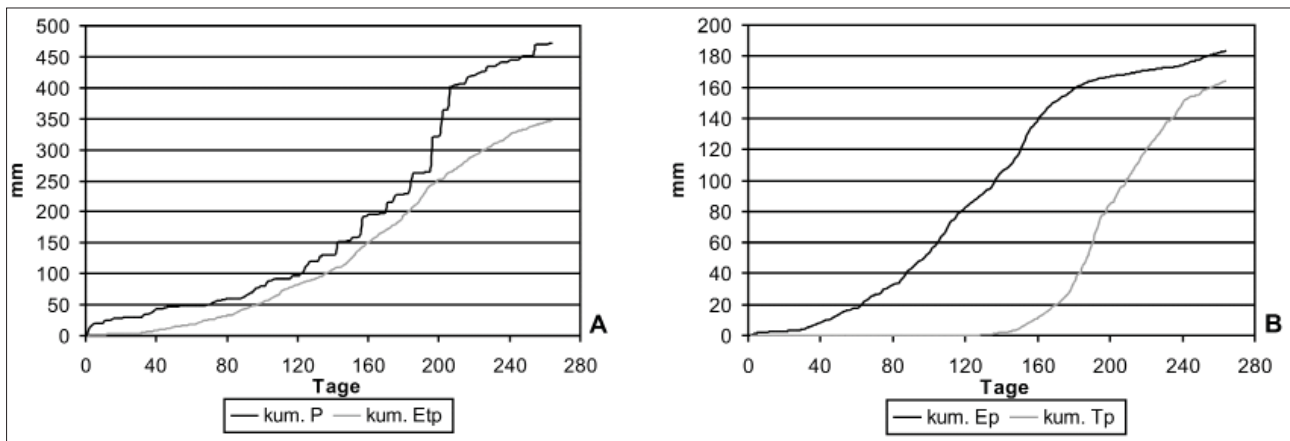


Abbildung 1: Definition des oberen Modellrandes; A: Kumulierter Niederschlag (P) sowie kumulierte potentielle Evapotranspiration (ETp); B: potentielle Evaporation (Ep) und Transpiration (Tp).

Tabelle 2: Monatliche Abflussmengen und  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten der Lysimeterexperimente.

2014	Strip-Till		Strip-Till mit Piadin		konventionell	
	mm	kgN/ha	mm	kgN/ha	mm	kgN/ha
Januar	33,0	15,8	26,3	14,4	23,9	12,7
Februar	15,0	6,4	10,9	5,7	12,0	7,9
März	7,0	2,5	4,2	1,8	5,2	2,8
April	3,5	1,1	3,0	1,1	3,2	1,7
Mai	1,7	0,6	1,5	0,5	2,1	1,1
Juni	11,6	2,9	11,8	3,2	9,1	3,5
Juli	4,5	0,7	0,6	0,1	4,1	1,0
August	1,4	0,1	-	-	-	-
September	-	-	-	-	-	-
Kum.*	19,3	4,3	13,9	3,8	15,2	5,6

\* kumulierte Daten für den Vegetationszeitraum Mai bis September

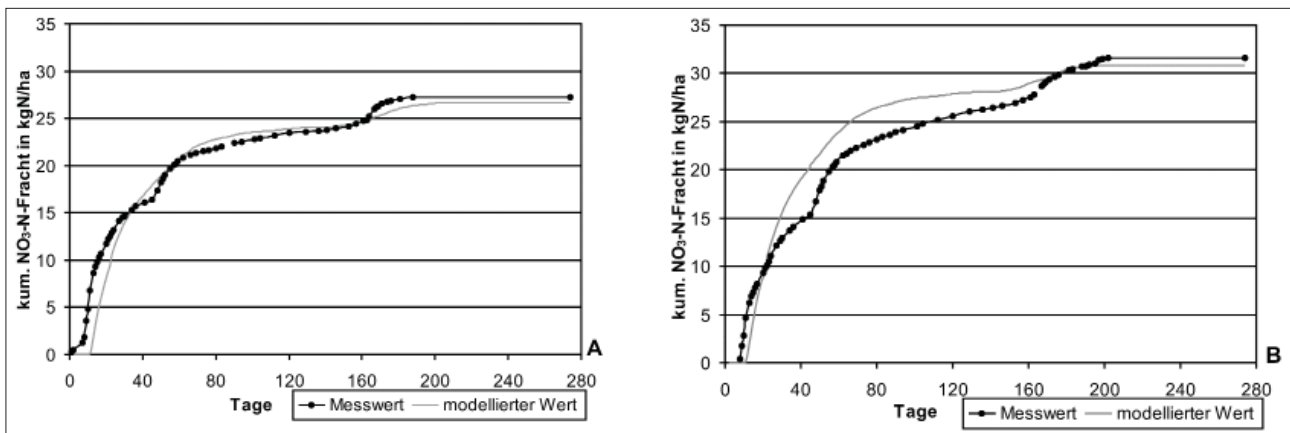


Abbildung 2: Kumulierte modellierte und reale tägliche  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten für die Untersuchungsperiode 01.01.2014 – 30.09.2014; A: Variante Strip-Till mit Piadin; B: konventionelle Bearbeitung.

schaftungsform. Gleichzeitig betragen die innerhalb der Strip-Till-Varianten ausgetragenen  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten nur 70% der durch konventionelle Bewirtschaftung ermittelten Austräge. Dies kann auf eine optimierte Nährstoffaufnahme der Pflanzenwurzeln mit einhergehender Reduzierung von N-Verlusten durch Anwendung des Strip-Till-Verfahrens hinweisen.

Zur objektiven Bewertung der Ergebnisse werden die durchgeführten Probenahmen und Analysen der Sicker-

wässer fortgesetzt. Gerade in den Wintermonaten ist durch die fehlende Vegetation mit erhöhten Sickerwassermengen und einer damit einhergehenden Nitratverlagerung in den Lysimetern zu rechnen.

Abbildung 2 zeigt vergleichend die real erfassten und modellierten, kumulierten  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten der Lysimetervariante Strip-Till mit Piadin und der konventionellen Bearbeitung. Die Anfangskonzentrationen in beiden Modellen wurden gleichgesetzt. Durch Erhöhung von  $K_{\min}$  und  $K_{\text{nit}}$  (vgl. Gl. 2

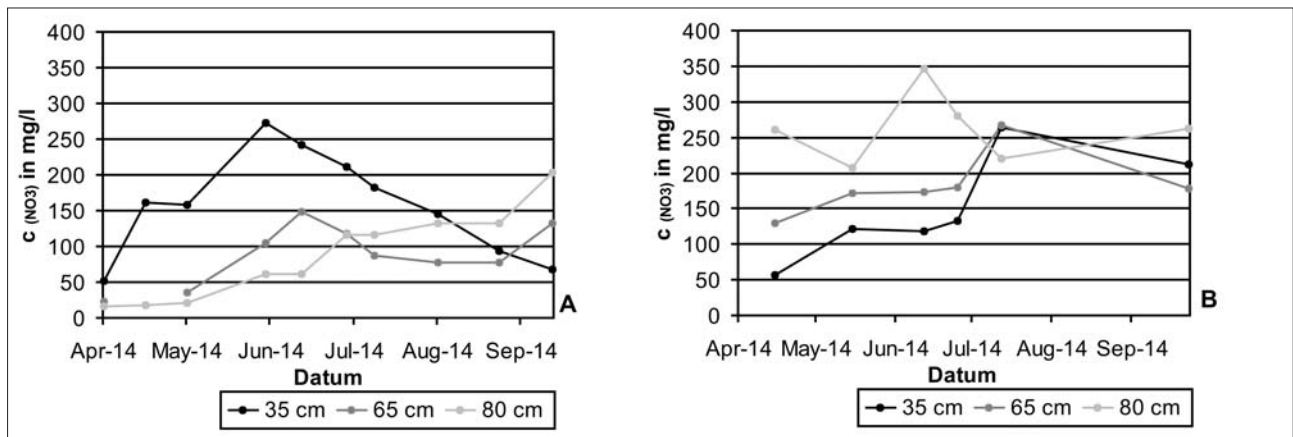


Abbildung 3: Tiefenspezifische Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung; A: bodenhydrologischer Messplatz Schlag I; B: bodenhydrologischer Messplatz Schlag II.

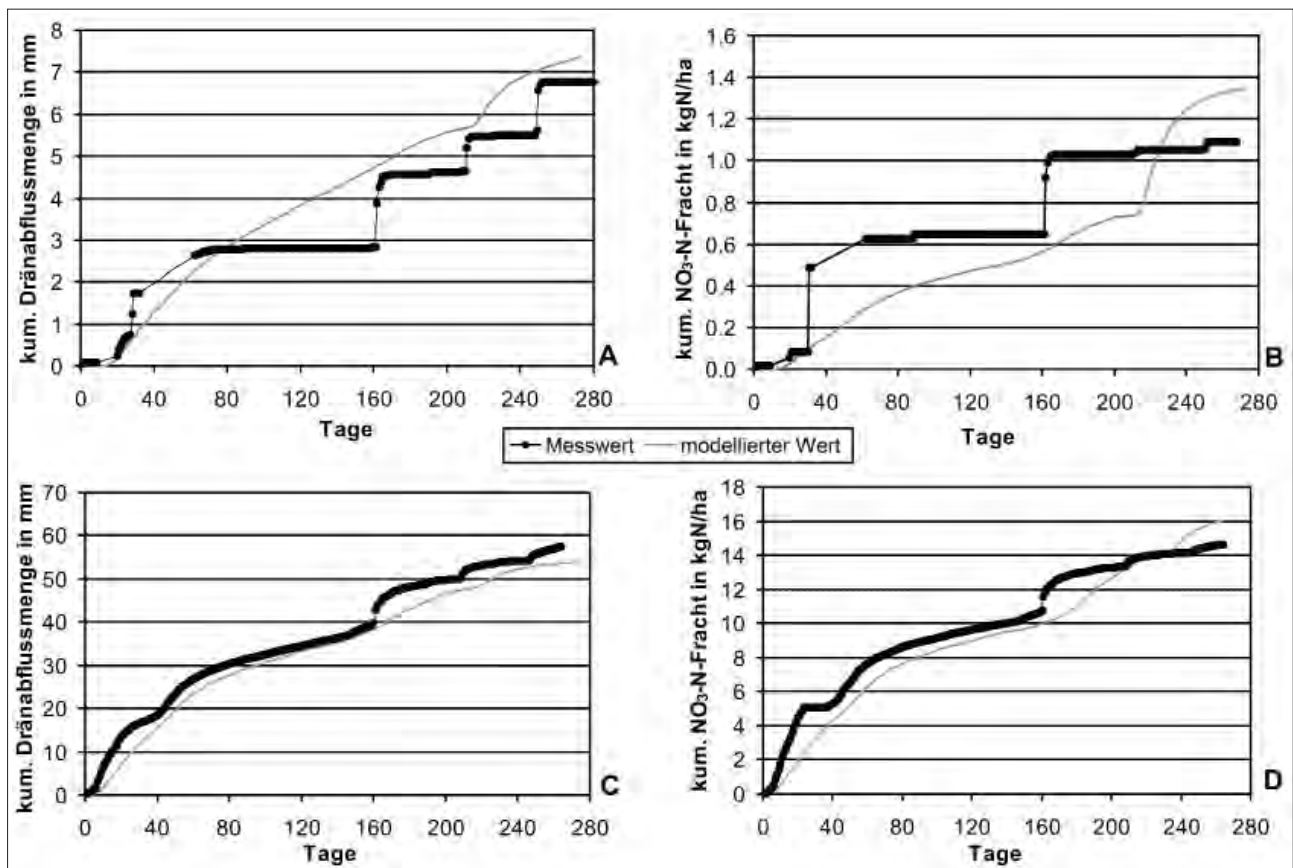


Abbildung 4: A- kumulierte Dränabflussmengen Schlag I; B- kumulierte N-Frachten Schlag I; C- kumulierte Dränabflussmengen Schlag II; D- kumulierte N-Frachten Schlag II - für 01.01.2014-30.09.2014.

& Gl. 3) innerhalb der konventionellen Variante gegenüber Strip-Till mit Piadin konnten die real erfassten Daten mit hoher Genauigkeit rechnerisch nachvollzogen werden.

Im Gegensatz zu den Lysimetern ergab sich innerhalb des Praxisversuches eine Nitratverlagerung infolge von Starkregenereignissen. Die in *Abbildung 3* dargestellten  $\text{NO}_3^-$ -Konzentrationsverläufe der bodenhydrologischen Messplätze zeigen dahingehend einen sprunghaften Anstieg ab Mitte Juni. Gleichermäßen wird deutlich, dass beide Praxisschläge unterschiedliche  $\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen in

den jeweiligen Tiefen aufweisen. Dies resultiert neben der Vorbewirtschaftung vor allem aus der bereits beschriebenen geologischen Situation, welche auch die Menge der abgeführten Dränwässer und somit die ausgetragenen  $\text{NO}_3^-$ -N-Frachten beeinflusst.

Die erfassten dränierten Flächen beider Versuchsschläge besitzen eine vergleichbare Größe. Die in *Abbildung 4* kumulierten Dränabflussmengen und  $\text{NO}_3^-$ -N-Frachten zeigen jedoch, dass der Dränabfluss und damit auch die ausgetragene  $\text{NO}_3^-$ -N-Fracht des Schlages II mehr als das

10-fache des Schlags I beträgt. Durch die vorhandene Grundmoräne unter Schlag II kommt es zu einem Anstau von Schichtenwasser und somit zu erhöhten Dränabflussmengen gegenüber Schlag I. Gleichermaßen resultieren dadurch auch erhöhte Nitratkonzentrationen im abgeführten Dränwasser sowie in der Bodenlösung (*Abbildung 3*), da diese auf Schlag II im Gegensatz zu Schlag I aus angestautem Schichtenwasser resultieren.

Die Implementierung der beschriebenen unteren Randbedingungen (Schlag I - gravitativer Fluss; Schlag II - No Flow) ermöglichte die mathematische Beschreibung der real erfassten Austräge mit hoher Genauigkeit (*Abbildung 4*).

Dabei zeigt der Bodenwasserhaushalt des Schlags II aufgrund der sehr geringen Durchlässigkeit des Untergrundes eine gute Übereinstimmung zu den Lysimeterexperimenten und kann im Wesentlichen durch diese beschrieben werden.

Der Einfluss der aktuellen Bewirtschaftungsvarianten auf die ausgetragenen  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten konnte innerhalb der Modellierungen nicht nachgewiesen werden. Unter Einbeziehung unterschiedlicher initialer N-Konzentrationen konnten die real ermittelten N-Frachten nachvollzogen werden (*Abbildung 4*).

## Fazit

Die vergleichende Bewertung des Strip-Till-Verfahrens zur konventionellen Bewirtschaftung kann innerhalb des Forschungsprojektes nur durch eine zusätzliche Modellierung von Wasser- und Stoffhaushalt umgesetzt werden. Neben der Vorbewirtschaftung beeinflusst vor allem die geologische Situation im Untersuchungsgebiet sowohl Wasser- als auch Stoffdynamik.

Somit sind die bis dato auftretenden Unterschiede bezüglich der  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten zwischen den Varianten nicht allein auf eine höhere N-Ausnutzungseffizienz des Gülle-Strip-Till-Verfahrens zurückzuführen. Im Rahmen weiterführender Untersuchungen auf den Lysimetern und Praxisschlägen mit analoger Bodenbearbeitung und Fruchtfolge soll daher die Langzeitwirkung des Gülle-Strip-Till-Verfahrens auf die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Austräge über Dränagen geprüft werden.

## Danksagung

Das diesem Beitrag zugrunde liegende Forschungsprojekt (Förderkennzeichen 31086) wurde mit Mitteln der Deutschen Bundesstiftung Umwelt gefördert.

## Literatur

- ALLEN, 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.
- FEDDES, R.A., P.J. KOWALIK and H. ZARANDNY, 1978: Simulation of field water use and crop yield. John Wiley & Sons, New York, NY.
- MEISSNER, R., H. RUPP, J. SEEGER, G. OLLESCH and G.W. GEE, 2010: A comparison of water flux measurements: passive wick-samplers versus drainage lysimeters. *European Journal of Soil Science* 61, 609-621.
- MEURER, K., V. PRASUHN, S.C. IDEN und W. DURNER, 2013: Inverse Modellierung des Wassertransports in Großlysimetern der Forschungsstation Zürich-Reckenholz. *Gumpensteiner Lysimeter-tagung* 2013, 79-84.
- NAKAMURA, K., T. HARTEK, M.C. MATHEWS, R.D. MEYER and D. GANDOIS, 2007: Fate of Liquid Dairy Manure Nitrogen in an Irrigated Double Crop Corn-Grain Rotation, California-Appendix H.-In: CHANG, A., HARTEK, T., LETEY, J., MEYER, D., MEYER, R. D., MATHEWS, M. C., MITLOEHNER, F., PETTYGROVE, S., ROBINSON, P. & ZHANG, R. (Eds): *Groundwater Quality Protection: Managing Dairy Manure in the Central Valley of California*, University of California.
- PLENET, D. and G. LEMAIRE, 2000: Relationships between dynamics of nitrogen uptake and dry matter accumulation in maize crops, Determination of critical N concentration. *Plant and Soil* 216, 65-82.
- SIMUNEK, J., M.Th. van GENUCHTEN and M. SEJNAS, 2012: The HYDRUS Software Package for Simulating the Two- and Three-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Porous Media. *Technical Manual 2.0*, pp. 230.
- RITCHI, J.T., 1972: Model for predicting evaporation from a row with incomplete cover. *Water Resource Research* 8(5), 1204-1213.
- TAUCHNITZ, N., J. BISCHOFF, M. SCHRÖDTER und F. WIESE, 2014: Den Nährstoffaustrag regulieren. *Bauernzeitung* 55, 25-27.
- 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.
- Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG).
- Richtlinie zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung - Grundwassertochterrichtlinie (Richtlinie 2006/118/EG).
- GK 25: Geologische Karte 1: 25000-Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt.
- VBK 50: Vorläufige Bodenkarte 1: 50000-Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt.



# Poster

# The Hydrological Open Air Laboratory - HOAL Petzenkirchen Catchment observations complementing lysimeter measurements

Markus Oismüller<sup>1\*</sup>, Günter Blöschl<sup>1</sup> und Peter Strauß<sup>2</sup>

## Zusammenfassung

Das im Westen von Niederösterreich liegende HOAL (Hydrological Open Air Laboratory) Petzenkirchen ist ein 66ha großes Einzugsgebiet mit Schwerpunkt auf der Beobachtung hydrologischer Prozesse. Durch das Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt Petzenkirchen (Bundesamt für Wasserwirtschaft) wurden bereits seit 1945 Beobachtungen in diesem Versuchseinzugsgebiet durchgeführt, insbesondere des Abflusses und der Schwebstoffkonzentrationen. Im Rahmen des Doktoratskollegs Wasserwirtschaftliche Systeme startete das Projekt „HOAL“ im Jahr 2009 als eine Kooperation zwischen dem Bundesamt für Wasserwirtschaft und dem Institut für Wasserbau und Ingenieurhydrologie (Technische Universität Wien). Unter anderem wurden Abflussmessstationen an 10 Zubringern im Einzugsgebiet eingerichtet, Messungen der Wasserqualität und mikrobiologischer Parameter, Messungen der atmosphärischen Flüsse, ein Bodenfeuchtemessnetzwerk und Grundwassersonden installiert. Das Ziel des hochauflösenden Monitorings ist es, die Transport- und Umwandlungsprozesse von Wasser, Nährstoffen, Schadstoffen, Sedimenten und Energie zu verstehen. Diese Ergebnisse können damit als ergänzende Daten für Lysimeterfragestellungen herangezogen werden.

*Schlagwörter:* Einzugsgebiet, Monitoring, Prozessentstehung, Massenbilanz, Wasserhaushalt

## Summary

The Hydrological Open Air Laboratory (HOAL) Petzenkirchen is a 66ha research catchment located in the western part of Lower Austria that aims at observing hydrological processes. The Institute for Land and Water Management Research Petzenkirchen (Federal Agency of Water Management), has carried out catchment observations since 1945, in particular regarding runoff and sediment concentrations. In the frame of the Doctoral Programme on Water Resource Systems, the HOAL Project was initiated in 2009 as a cooperation between the Federal Agency of Water Management and the Institute of Hydrology and Water Resource Management (Vienna University of Technology). Among other monitoring equipment, runoff flumes at 10 tributaries within the catchment, a soil moisture network and groundwater sensors were installed, monitoring of water quality and microbial parameters and monitoring of atmospheric fluxes started. The object of the high resolution monitoring is to better understand the transport and transformation processes associated with water, nutrients, pollutants, sediments and energy. These data collected in the HOAL are therefore complementary to lysimeter data.

*Keywords:* catchment, monitoring, processes, mass balance, water balance

## Introduction

The Hydrological Open Air Laboratory (HOAL) Petzenkirchen is located in the western part of Lower Austria. It is 66ha in area, land-use is mainly agricultural and has a humid climate. The mean annual temperature is 9,3°C and the mean annual rainfall is 716mm/yr. Catchment elevations range from 268 to 323 m a.s.l. and the mean slope is 8%. The dominant soil types in the catchment are Cambisols and Planosols (FAO 1998) with infiltration capacities from medium to poor. Due to using the land for agricultural purposes, sub-surface drainage systems have been installed in the 1950's to lower the water table. Furthermore, the upper part of the catchment stream (approximately 25%) has been piped in the 1950's to extend the agricultural area. This led to a current length of 590m of the stream that drains the catchment (EDER et al. 2010).

The observations of hydrological processes in this research catchment date back to 1945. The Institute for Land and Water Management Research (Federal Agency of Water Management) in Petzenkirchen started to observe the catchment behaviour and the quality and quantity of the stream water. In the frame of the Doctoral Programme on Water Resource Systems (DK WRS), the HOAL Project was initiated in 2009 as a cooperation between the Federal Agency of Water Management and the Institute of Hydrology and Water Resource Management (Vienna University of Technology). This doctoral programme is funded by the Austrian Science Fund (FWF) and has been designed to run over a period of 12 years. The key priorities are cutting edge research, interdisciplinary training and international networking (BLÖSCHL et al. 2012). Currently eight international doctoral students from six nations are researching in the HOAL.

<sup>1</sup> Institute of Hydrology and Water Resource Management, Vienna University of Technology, Karlsplatz 13, A-1040 VIENNA

<sup>2</sup> Federal Agency for Water Management, Institute for Land and Water Management Research, Pollnbergstraße 1, A-3252 PETZENKIRCHEN

\* Ansprechpartner: DI Markus Oismüller, oismueller@waterresources.at

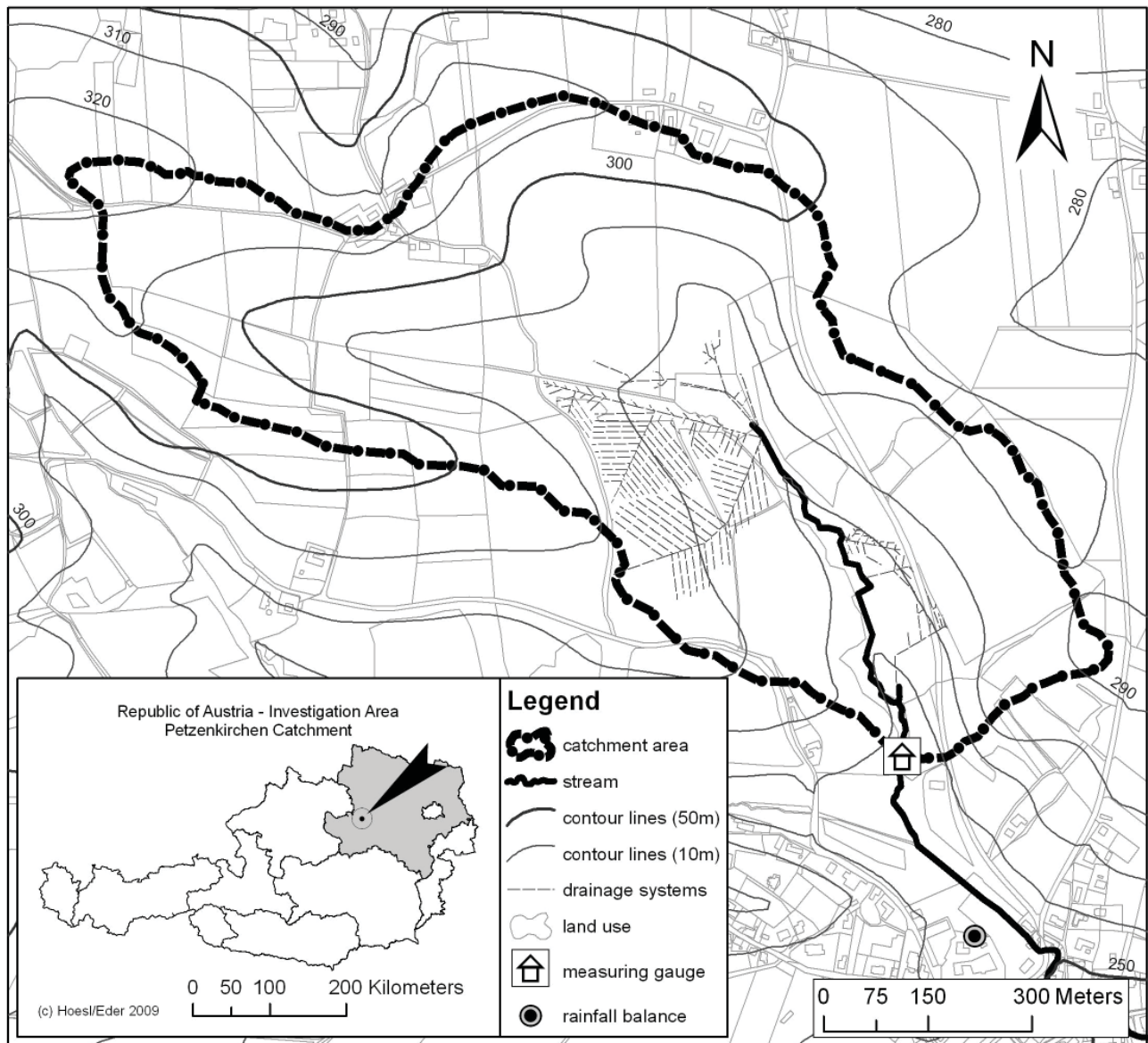


Figure 1: HOAL Petzenkirchen (EDER et al. 2010).

With the start of the project, the catchment was instrumented in a comprehensive way. Automatic discharge measurements at all catchment tributaries were installed where, additionally a number of water quality and microbiological parameters were monitored, a flux tower was set up, complemented by two mobile towers, a soil moisture network and groundwater piezometers were established. With this equipment a permanent and automatic monitoring of the area with a high temporal and spatial resolution is achieved.

### Research topics and technical equipment

Current research in the HOAL focuses on understanding precipitation, runoff and sedimentation processes, catchment scale evapotranspiration, the spatial and temporal variability of soil moisture, nutrient and pollutant pathways as well as turbulent wind load on structures. Precipitation is measured in the catchment using four rain gauges. The precipitation

data is transferred automatically and can be displayed with an online database tool. This tool is used for several data types that are collected in the catchment and displays the data in real time. Therefore the screening and initial data quality check of the data is straightforward.

The discharge of the catchment stream and of the tributaries to the catchment stream is measured every minute, using calibrated H-flumes and V-notch weirs and a pressure transducer to monitor water level (EDER et al. 2010). Each weir has its own calibration curve.

At the catchment outlet, automatic suction samplers are installed to take event water samples from the stream. These samplers are triggered by a certain water level in the H-flumes and the samples are analysed for chemical and physical parameters. This installation is also used at the start of the stream and at two erosion gullies, which observe occurring event water from overland flow from an agricul-

tural field. The water samples from the erosion gullies are used for erosion and soil loss studies in the catchment. In addition, aerial photos from the catchment are taken from a motorized paraglider to create digital terrain models by using photogrammetry.

In order to estimate nutrient and pollutant pathways the samples of the automatic suction samplers at the catchment outlet and manual samples from the catchment tributaries are analysed. In addition, four devices for measuring enzymatic activity (GLUC) of water are operated. The enzymatic activity can be used as a surrogate for bacterial faecal pollution.

Evapotranspiration is measured at a flux tower which is located in the centre of the HOAL catchment. It is equipped with sensors for measuring air temperature, wind speed and direction, radiation, relative humidity, soil moisture and soil temperature, snow depth and rain drop size distribution and rainfall intensity. A scintillometer and three eddy covariance systems are operated, two of them as mobile devices in order to monitor different parts of the catchment.

A soil moisture network consisting of 21 permanent and 11 temporal stations in the crop land is installed. The soil moisture and soil temperature sensors are measuring at depths of 5, 10, 20 and 50cm and the data is transferred remotely to a local computer. One use of the soil moisture data is the calibration of soil moisture satellite data (VREUGDENHIL et al. 2013).

An upcoming installation will be the mounting of wind load sensors at the mast of the flux station, to identify wind loads on structures.

## Early results and outlook

Early results from the HOAL catchment have been published by EDER et al. (2010, 2014), EXNER-KITTRIDGE et al. (2014), and VREUGDENHIL et al. (2013). Due to the comprehensive instrumentation in the catchment, a detailed spatial and temporal monitoring of this research area has been achieved. This will lead to a better understanding of the

hydrological processes within the catchment, including the mass balances of water, nutrients and pollutants, sediments and energy. Since the focus is on the spatial patterns, the data will be able to link the local scales of lysimeters to the small catchment scale.

## Acknowledgements

We would like to acknowledge financial support from the Austrian Science Fund (FWF) as part of the Vienna Doctoral Programme on Water Resource Systems (DK-plus W1219-N22). We would also like to acknowledge funding of part of the equipment in the Hydrology Open Air Laboratory (HOAL) through the Innovative Projects Programme of the Vienna University of Technology.

## References

- BLÖSCHL, G., G. CARR, C. BUCHER, A.H. FARNLEITNER, H. RECHBERGER, W. WAGNER and M. ZESSNER, 2012: Promoting interdisciplinary education – the Vienna Doctoral Programme on Water Resource Systems. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16, 457-472, doi:10.5194/hess-16-457-2012.
- EDER, A., P. STRAUSS, T. KRUEGER and J.N. QUINTON, 2010: Comparative calculation of suspended sediment loads with respect to hysteresis effects (in the Petzenkirchen catchment, Austria). *Journal of Hydrology* 389, 168-176.
- EDER, A., M. EXNER-KITTRIDGE, P. STRAUSS and G. BLÖSCHL, 2014: Re-suspension of bed sediment in a small stream – results from two flushing experiments. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 18, 1043–1052. doi:10.5194/hess-18-1043-2014.
- EXNER-KITTRIDGE, M., R. NIEDERREITER, A. EDER and M. ZESSNER, 2013: A simple and flexible field tested device for housing water monitoring sensors at point discharges. *Water Science and Technology*, 67 (5), 1026-1033.
- FAO, ISRIC and ISSS, World Reference Base of Soil Resources: World Soil Resources Report 84, Rome, 1998.
- VREUGDENHIL, M., W. DORIGO, M. BROER, P. HAAS, A. EDER, P. HOGAN, G. BLÖSCHL and W. WAGNER, 2013: Towards a high-density soil moisture network for the validation of SMAP in Petzenkirchen, Austria. *Proceedings of IGARSS 2013*:1865-1868.



# Simulation des Bodenwasserhaushaltes an ausgewählten Standorten in Fläming

Thomas Kriese<sup>1\*</sup>, Gundula Paul<sup>2</sup>, Frido Reinstorf<sup>1</sup> und Ralph Meißner<sup>3</sup>

## Zusammenfassung

Die quantitative Beschreibung von bodenphysikalischen Prozessen nimmt in der Bodenkunde eine zentrale Rolle ein. Neben experimentellen Untersuchungen sind numerische Modelle von großer Bedeutung, da mit ihnen die oft sehr komplexen hydrologischen Vorgänge im Boden berechnet und vereinfacht dargestellt werden können. Ziel war es, in einem Teilgebiet des Fläming (Bundesland Sachsen-Anhalt) einen skalierten Ansatz zur Erfassung des Wasserhaushaltes zu testen. Es wurde untersucht, ob die im Einzugsgebiet durchgeführten Punktmessungen an bodenhydrologischen Messstationen repräsentativ für das gesamte Untersuchungsgebiet sind. Speziell wurde der Bodenwasserhaushalt von sechs Standorten mit dem Modell HYDRUS-1D simuliert und mit gemessenen Saugspannungswerten verglichen. Die Anwendbarkeit des Regionalisierungsansatzes wurde nach dem Hydrotop-Konzept untersucht. Die Funktionalität dieser Methode und die Repräsentativität der Messstandorte konnte für zwei Beispielgebiete bestätigt werden. Ergänzend wurden die mit HYDRUS-1D simulierten Sickerwasserraten mit denen des für größere Gebietseinheiten ausgelegten TUB-BGR-Verfahrens verglichen und diskutiert.

*Schlagwörter:* Hydrotop-Konzept, HYDRUS-1D, Modellierung, TUB-BGR-Verfahren

## Summary

Quantitative descriptions of soil-physical processes are very important in soil science. In addition to experimental studies numerical models play an important role because of their possibility to calculate and illustrate complex hydrological processes. The aim of the work was to test a scaled approach for detecting the water balance in a subcatchment of the Flaeming region (Federal State Saxony-Anhalt). Therefore, it was tested if measuring data from hydrological monitoring stations are representative for the entire study area. In detail the soil water balance from six sites was calculated with the HYDRUS-1D model and compared with measured soil water tension values. Additionally, the applicability of a regionalisation approach by using the hydrotop concept was tested. Anyway, the functionality of this method and the representativeness of the measuring sites were confirmed for two exemplary areas. Additionally, percolation rates simulated with HYDRUS-1D and the TUB-BGR-method were compared and discussed.

*Keywords:* hydrotop concept, HYDRUS-1D, modeling, TUB-BGR-method

## Einleitung

Der Bodenwasserhaushalt eines Standortes wird in entscheidender Weise durch die Landnutzung, Bodeneigenschaften und Grundwasserbedingungen bestimmt. Um Kenntnisse über Veränderungen des Bodenwasserhaushaltes zu erhalten, die z. B. wichtig für die Verlagerung von Nähr- und Schadstoffen mit dem Sickerwasser sind, können in Feldexperimenten Messsensoren eingesetzt werden. Da aus Zeit- und Kostengründen eine flächenhafte Erfassung der Bodenfeuchte mit Sensoren nicht möglich ist, wird häufig auf numerische Modelle zurückgegriffen. Diese bilden die oft sehr komplexen hydrologischen Vorgänge im Boden ab und können Veränderungen des Bodenwasserhaushaltes zeitlich hoch aufgelöst berechnen.

Für die Simulation des Standortwasserhaushaltes werden verschiedene Modelle angewendet, wobei das Modell

HYDRUS 1D (ŠIMŮNEK et al. 2013) weit verbreitet ist. Beispielsweise zeigten BETHGE-STEFFENS (2008) und MEURER et al. (2013), dass das Modell für die Simulation des Bodenwasserhaushaltes von Acker- und Grünlandstandorten geeignet ist. Werden in einem Gebiet flächendeckend jährliche Werte, z. B. Sickerwasserraten, benötigt, kann auf einfachere Ansätze zurückgegriffen werden, die weniger Inputdaten benötigen. Eine Möglichkeit ist die Anwendung des Hydrotop-Konzeptes, welches in verschiedenen Studien erfolgreich angewandt wurde (z. B. DIEKKRÜGER 1992, FLÜGEL 1995, GEROLD et al. 1998). Eine andere Möglichkeit stellt das TUB BGR Verfahren (WESSOLEK et al. 2008) dar, welches für den Hydrologischen Atlas von Deutschland (BMU 2003) flächendeckend angewandt wurde.

In dieser Arbeit wurde der Bodenwasserhaushalt an sechs Standorten im Fläming (östliches Sachsen-Anhalt, Deutsch-

<sup>1</sup> Hochschule Magdeburg-Stendal, Fachbereich Wasser- und Kreislaufwirtschaft, Breitscheidstraße 2, D-39114 MAGDEBURG

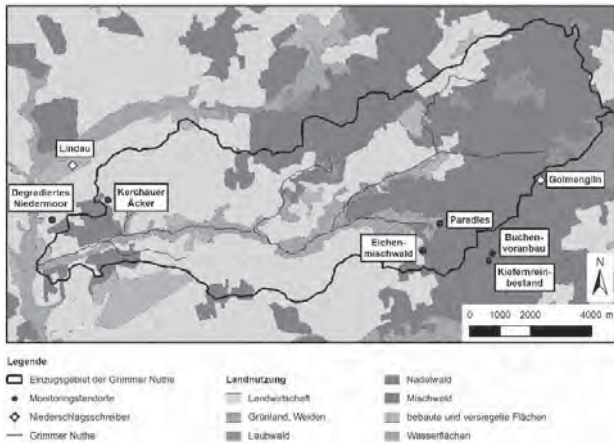
<sup>2</sup> Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Department Bodenphysik, Brückstraße 3a, D-39114 MAGDEBURG

<sup>3</sup> Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Department Bodenphysik, Lysimeterstation Falkenberg 55, D-39615 ALTMÄRKISCHE WISCHE

\* Ansprechpartner: Thomas Kriese, thomas.kriese88@gmail.com

**Tabelle 1: Messstandorte im Fläming. \*grundwassernahe Standorte. Verändert nach PAUL et al. (2014).**

ID	Standort	Fruchtfolge bzw. Landnutzung	Einbautiefe der Watermark-Sensoren [cm] (Anzahl)
AS 1	Kerchauer Äcker	Winterraps, Winterroggen, Winterroggen	30 (3), 60 (2), 90 (2)
AS 2*	Degradiertes Niedermoor	Silomais, Winterroggen, Winterraps	20 (2), 50 (2), 70 (1)
WS 1*	Waldstandort Paradies	Kiefern	20 (3), 60 (3), 80 (1), 85 (1)
WS 2	Kiefernreinbestand	Kiefern	10 (4), 50 (2), 105 (1)
WS 3	Buchenvoranbau	Rotbuchenjungwuchs unter Kiefern	10 (4), 50 (4)
WS 4*	Eichenmischwald	Eichen, Rotbuchen	20 (3), 65 (3), 100 (1), 120 (1)



**Abbildung 1: Lage der Messstandorte im Fläming. Datengrundlage: Corine Landcover (CLC 2006), Federal Environment Agency, DLR-DFD (2009); © GeoBasis-DE/BKG (2011).**

land) mit dem Modell HYDRUS-1D berechnet; speziell wurden dabei die simulierten Saugspannungswerte mit entsprechenden Messwerten aus bodenhydrologischen Stationen verglichen. Des Weiteren werden die mit HYDRUS 1D ermittelten Sickerwasserraten bzw. Wasserbilanzen mit den Werten des Hydrotop-Konzeptes und des TUB-BGR-Verfahrens verglichen. Es wird untersucht, ob die Mess- und Modelldaten der Messplätze repräsentativ für ein größeres Gebiet sind. Ziel dieser Arbeit ist es, einen skalierten Ansatz zur Erfassung des Wasserhaushaltes für ein Teileinzugsgebiet im Fläming zu testen.

## Material und Methoden

Für die Untersuchung der Bodenwasserdynamik wurden im Fläming sechs Messplätze aufgebaut (Tabelle 1, Abbildung 1), an denen alle 15 Minuten die Saugspannungswerte gemessen wurden. Eingesetzt wurden Watermark Soil Moisture Sensors Model 200SS (IRROMETER COMPANY 2010), welche die Saugspannungen über den elektrischen Widerstand zwischen zwei Elektroden ermitteln.

Um den Standortwasserhaushalt dieser sechs Messstandorte zu simulieren, wurde das Modell HYDRUS 1D eingesetzt, welches ein eindimensional arbeitendes Modell ist. Mit ihm kann der Wasserfluss im Boden simuliert werden, indem die Richards-Gleichung numerisch gelöst wird (ŠIMŮNEK et al. 2013). Für die Übertragung der Simulationsergebnisse der Messstandorte in die Fläche wurden für zwei Beispielgebiete innerhalb des Fläming Hydrotope gebildet. Dies sind Gebiete, die sich hydrologisch einheitlich verhalten

(DYCK und PESCHKE 1995). Bei der Hydrotopbildung wurden v. a. die Landnutzung und die Grundwasserstände berücksichtigt. Zudem wurden für den gesamten Fläming die jährlichen Sickerwasserraten mit dem TUB-BGR-Verfahren in einer räumlichen Auflösung 25 m x 25 m berechnet. Dieses Verfahren basiert auf landnutzungsabhängigen, nicht-linearen, multiplen Regressionsgleichungen, welche den Niederschlag (Jahr, Sommerhalbjahr), die jährliche FAO-Grasreferenzverdunstung, die Wasserverfügbarkeit in der Vegetationsperiode und den kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser berücksichtigt (WESSOLEK et al. 2008). Die Untersuchungen fanden vom 1. Januar 2011 bis 31. Dezember 2012 statt. Weitere Details zum Untersuchungsgebiet sind z. B. bei LUCKNER et al. (2002) zu finden.

## Ergebnisse und Diskussion

### Vergleich der mit HYDRUS 1D simulierten und der gemessenen Saugspannungswerte

Mit Hilfe des NASH-SUTCLIFFE-efficiency-Koeffizienten (NSE) (NASH und SUTCLIFFE 1970) wird die Güte der Übereinstimmung zwischen Modell und Messung bestimmt. Der NSE nimmt Werte zwischen  $-\infty$  und 1 an, wobei ein Wert von 1 einer perfekten Übereinstimmung zwischen Mess- und Modellwerten entspricht. Ein NSE von 0 bedeutet, dass die Vorhersage durch das Modell genauso gut wieder der Mittelwert der Messwerte ist.

In Abbildung 2 sind die berechneten NSE aller Standorte für die jeweiligen Messtiefen dargestellt. Gute Übereinstimmungen zwischen gemessenen und modellierten Saugspannungswerten konnten insbesondere bei dem grundwasserfernen Ackerstandort (AS 1) verzeichnet werden. Hier war es nach Anpassung einzelner van Genuchten Parameter möglich, die gemessenen Saugspannungen mit HYDRUS 1D zu simulieren. Unterschiede traten v. a. während der Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungsphasen im Frühjahr und Sommer auf. Bei den grundwassernahen Standorten lagen größere Abweichungen zwischen gemessenen und modellierten Werten vor, sodass die NSE meist Werte kleiner 0 annahm. Dies liegt insbesondere daran, dass Grundwasserspiegelhöhen – aufgrund fehlender Messungen – geschätzt werden mussten. Die niedrigen NSE der Waldstandorte sind einerseits darauf zurückzuführen, dass HYDRUS 1D v. a. für landwirtschaftlich genutzte Standorte entwickelt worden ist. Andererseits hat sich gezeigt, dass das implementierte Verfahren zur Berechnung der Evapotranspiration nach PENMAN-MONTEITH nicht für Waldgebiete geeignet ist (GLUGLA et al. 2003), da die

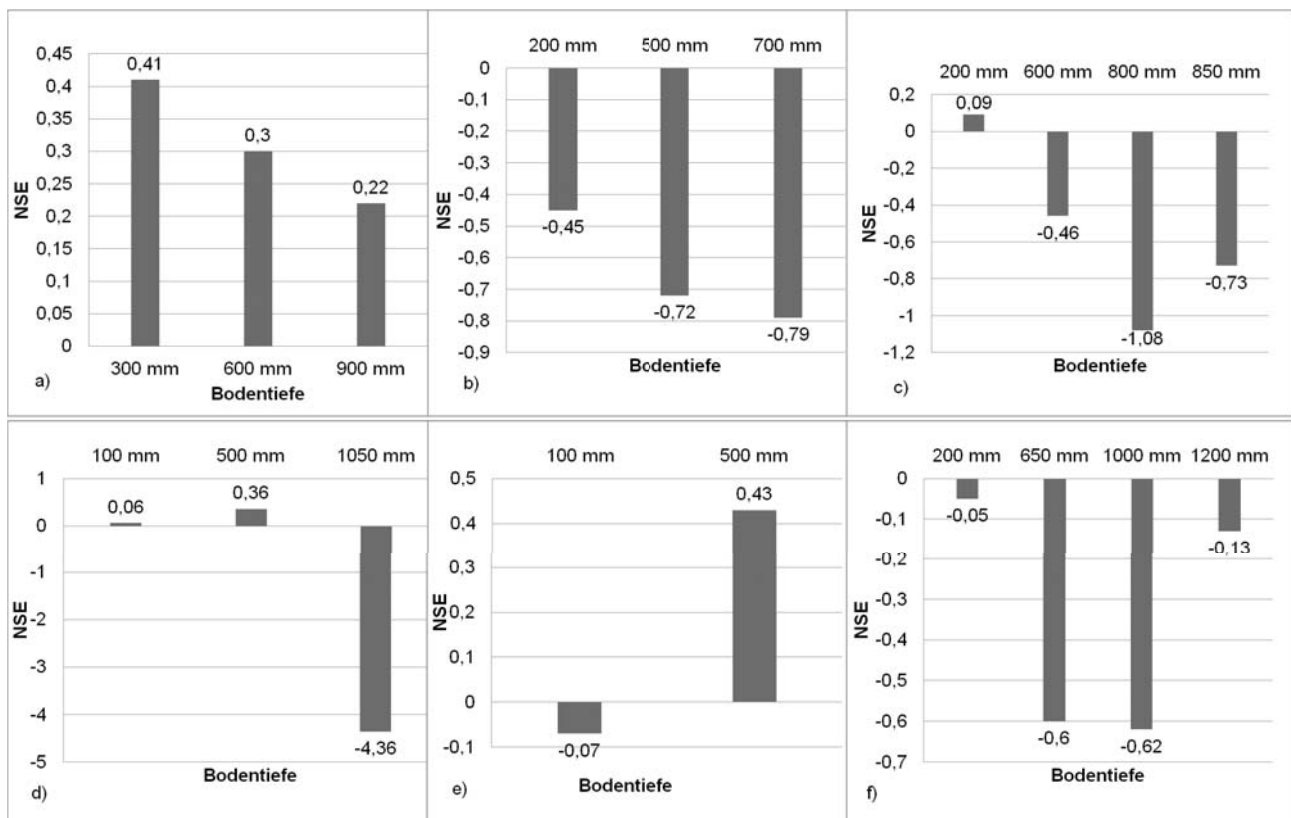


Abbildung 2: NASH-SUTCLIFFE-efficiency in den jeweiligen Bodentiefen für die Standorte AS 1 (a), AS 2 (b), WS 1 (c), WS 2 (d), WS 3 (e) und WS 4 (f).

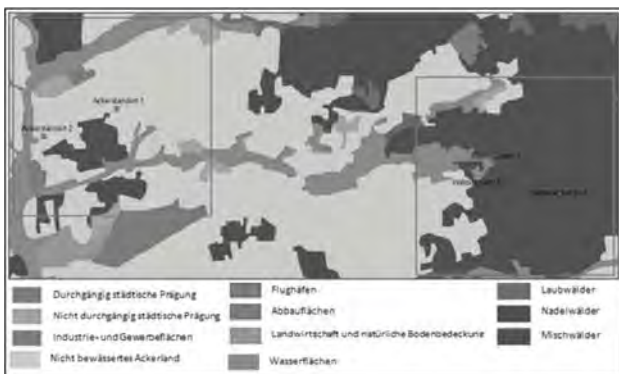


Abbildung 3: Gebietsausschnitte für die Hydrotopbildung mit Flächennutzung. Datengrundlage: Corine Landcover (CLC 2006), Federal Environment Agency, DLR-DFD (2009).

Werte der Evapotranspiration deutlich überschätzt werden (KRIESE 2014).

### Hydrotop-Konzept

Das Hydrotop-Konzept wurde für zwei Gebietsausschnitte mit einer Fläche von je 3249 ha getestet, von denen einer die Ackerstandorte und der andere die Waldstandorte einschließt (Abbildung 3). Um die Anzahl der Hydrotop Typen möglichst gering zu halten, wurden bei der Hydrotopbildung, wie bereits zuvor erwähnt, nur die Parameter Grundwasserbeeinflussung und Flächennutzung berücksichtigt.

Mit Hilfe eines GIS wurden Flächen mit den entsprechenden Eigenschaften verschritten und selektiert, sodass folgende Hydrotop Typen entstanden:

- Acker, grundwassernah (A, gn); (= AS 2)
- Acker, grundwasserfern (A, gf); (= AS 1)
- Nadelwald, grundwassernah (NW, gn); (= WS 1)
- Nadelwald, grundwasserfern (NW, gf); (= WS 2 + WS 3)
- Mischwald, grundwassernah (MW, gn); (= WS 4)
- Mischwald, grundwasserfern (MW, gf)
- Wiesen, grundwassernah (Wi, gn)
- Wiesen, grundwasserfern (Wi, gf)
- Laubwald, grundwassernah (LW, gn)
- Laubwald, grundwasserfern (LW, gf)

Wie Abbildung 4 zeigt, machen die Hydrotop Typen, in denen die Messplätze liegen, über 75 % der betrachteten Gesamtfläche aus. Dies zeigt, dass bei der Wahl der Messplätze repräsentative Standorte ausgewählt wurden.

### Vergleich der Ergebnisse von HYDRUS-1D, Hydrotop-Konzept und TUB-BGR-Verfahren

Während mit HYDRUS 1D der Wasserhaushalt an einem konkreten Messplatz simuliert wurde, ist dieser beim TUB-BGR-Verfahren Werte für einzelne Zellen mit einer Größe von 25 m x 25 m berechnet worden. Abbildung 5 zeigt den Vergleich der Wasserbilanzen (= Niederschlag



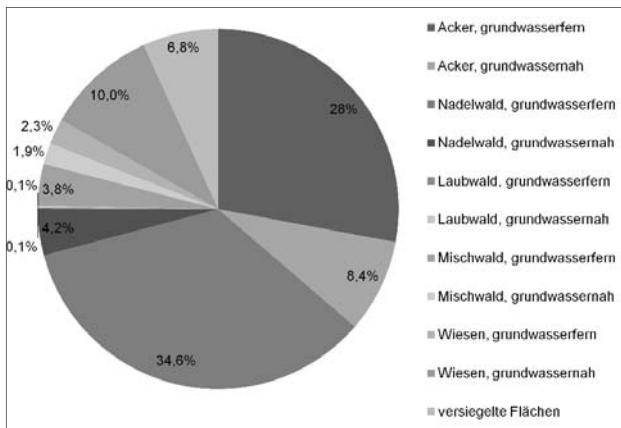


Abbildung 4: Anteil der Hydrotoptypflächen an der Gesamtfläche beider Gebietsausschnitte (6498 ha).

– Evapotranspiration) für die Messstandorte (HYDRUS 1D), die Mittelwerte der einzelnen Hydrotoptypen sowie die Zellenwerte des TUB-BGR-Verfahrens, in denen die Messplätze liegen. Dabei wurde festgestellt, dass die Mittelwerte der Hydrotoptypen eine gute Übereinstimmung mit den Zellenwerten der dazugehörigen Standorte aufweisen. Größere Abweichungen zu den Werten von HYDRUS 1D ergaben sich hingegen v. a. bei den Waldstandorten. Ursache hierfür ist eine Überschätzung der Evapotranspiration wie KRIESE (2014) nachweisen konnte. Auch im Jahr 2012 zeigte sich ein ähnliches Bild. Folglich lieferte die Simulation mit HYDRUS 1D für die Waldstandorte keine realistischen Ergebnisse.

Es ist zu beachten, dass negative Wasserbilanzen beim TUB-BGR-Verfahren nicht die tatsächliche Höhe der Zehrung angeben, sondern nur darauf hinweisen, dass keine Sickerwasserbildung stattfindet.

### Schlussfolgerungen

Es wurde nachgewiesen, dass die Gliederung eines Einzugsgebietes nach dem Hydrotopkonzept eine geeignete Methode ist, um kleinere Einzelflächen zu regionalisieren.

Nach Anpassung der bodenphysikalischen Parameter konnten bei den mit HYDRUS-1D simulierten Saugspannungen im Vergleich zu den Messwerten meist zufriedenstellende Übereinstimmungen erzielt werden, insbesondere bei dem grundwasserfernen Ackerstandort 1. Bei den grundwassernahen Standorten ist die Übereinstimmung der gemessenen mit den modellierten Werten insgesamt geringer. Ursache hierfür ist, dass die tatsächliche Schwankung des Grundwassers nicht bekannt ist und somit eine potentielle Fehlerquelle bei der Simulation darstellt.

Es konnte gezeigt werden, dass die Simulation mit HYDRUS 1D für die untersuchten Waldstandorte keine realistischen Ergebnisse liefert, da der hier implementierte Ansatz für die Berechnung der Evapotranspiration ungeeignet ist.

### 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 und Toren Reis für die Bereitstellung von Flächen sowie ihre Unterstützung bei der Auswahl geeigneter Messplätze.

### Literatur

BETHGE-STEFFENS, D., 2008: Der Bodenwasserhaushalt von zwei repräsentativen Flussauenstandorten der Mittelelbe. Dissertation. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Leipzig.

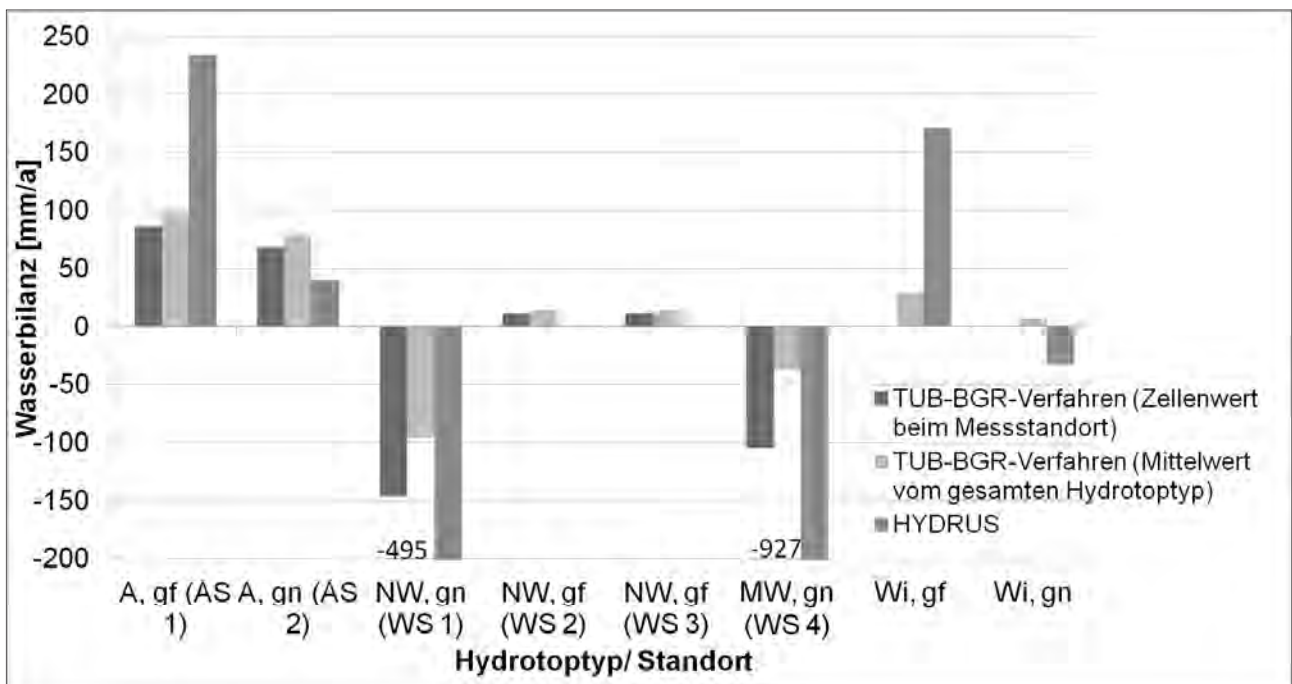


Abbildung 5: Vergleich der Wasserbilanzen für die einzelnen Messplätze im Jahr 2011.



- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (Hrsg.), 2003: Hydrologischer Atlas von Deutschland. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn.
- DIEKKRÜGER, B., 1992: Standort- und Gebietsmodelle zur Simulation der Wasserbewegung in Agrarökosystemen. Landschaftsökologie und Umweltforschung, Heft 19. Braunschweig.
- DYCK, S. und G. PESCHKE, 1995: Grundlagen der Hydrologie. Verlag für Bauwesen, Berlin.
- FLÜGEL, W.A., 1995: Delineating hydrological response units by geographical information system analyses for regional hydrological modelling using PRMS/MMS in the drainage basin of the river Bröl, Germany. *Hydrological Processes* 9, 423-436.
- GEROLD, G., B. CYFFKA, J. SUTMÖLLER, J.P. KRÜGER und G. BUSCH, 1998: Regionalisierung der Abflußbildung über die Aggregation homogener Flächen unter Verwendung des Geographischen Informationssystems ARC/INFO und der 'Digitalen Reliefanalyse' (Programm SARA). Deutsche Forschungsgemeinschaft, Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Geographisches Institut, Georg-August-Universität Göttingen.
- GLUGLA, G., P. JANKIEWICZ, C. RACHIMOW, K. LOJEK, K. RICHTER, G. FÜRTIG und P. KRAHE, 2003: Wasserhaushaltsverfahren zur Berechnung vieljähriger Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstung und des Gesamtabflusses. BfG-Bericht Nr. 1342. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- IRROMETER COMPANY (Ed.), 2010: Watermark soil moisture sensor – Model 200SS. <http://www.irrometer.com>
- KRIESE, Th., 2014: Simulation des Bodenwasserhaushaltes an ausgewählten Standorten im Fläming mit HYDRUS 1D und Vergleich mit den Ergebnissen des TUB BGR Verfahrens. Masterarbeit. Hochschule Magdeburg-Stendal, Fachbereich Wasser- und Kreislaufwirtschaft, Magdeburg.
- LUCKNER, L., F. BÖRNER, K. TIEMER und C. BEYER, 2002: Grundwasserressourcen im Westfläming. Langfristige Nutzung des Wasserdargebots im Westfläming. Gutachten. Dresdener Grundwasserforschungszentrum (DGFZ), Dresden.
- MEURER, K.H.E., V. PRASUHN, S.C. IDEN und W. DURNER, 2013: Inverse Modellierung des Wassertransports in Großflächensystemen der Forschungsstation Zürich-Reckenholz. 15. Gumpensteiner Lysimertagung, 16.-17. April 2013, Irnding, Österreich, 79-84.
- NASH, J.E. and J.V. SUTCLIFFE, 1970: River flow forecasting through conceptual models: Part 1. A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10(3), 282-290.
- PAUL, G., R. MEISSNER und G. OLLESCHE, 2014: Abschätzung von Auswirkungen des Klimawandels auf den Landschaftswasserhaushalt im Fläming. *WasserWirtschaft* 104(10), 23-28.
- ŠIMŮNEK, J., M. ŠEJNA, H. SAITO, M. SAKAI and Th. van GENUCHTEN, 2013: The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media. Version 4.16, Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, California.
- WESSOLEK, G., W.H.M. DUIJNISVELD and S. TRINKS, 2008: Hydro-pedotransfer functions (HPTFs) for predicting annual percolation rate on a regional scale. *Journal of Hydrology* 356(1-2), 17-27.

# Bodenwasserhaushaltsschicht auf Deponien in Regionen mit positiver Wasserbilanz

Erwin Murer<sup>1\*</sup>

## Zusammenfassung

Nach Deponieverordnung (2008) ist bei Bodenwasserhaushaltsschichten der Niederschlagseintrag in den Deponiekörper auf weniger als 5% des Niederschlags zu minimieren. Im OÖ Alpenvorland betragen die Sickerwasserraten jedoch wesentlich mehr als 5% des Niederschlags. Eine erhebliche Verringerung der Sickerwassermenge kann vor allem durch die Erhöhung des Oberflächen- und Zwischenabflusses erreicht werden. Solche Verhältnisse treten häufig in landwirtschaftlich genutzten Böden im OÖ Alpenvorland auf. In der Deponieverordnung (2008) ist die Verwendung von Lysimetern als Nachweis der Deponiesickerwasserneubildungsrate ausdrücklich vorgesehen. Mit einer Modellrechnung (SIMWASER) wurde ein zielführender Bodenaufbau mit einer Stauschicht aus Lehm als Bodenwasserhaushaltsschicht entwickelt. Zur Überprüfung der Deponiesickerwasserneubildungsrate wurden drei Lysimeter mit unterschiedlichem Bodenaufbau errichtet. Eine Nullvariante ohne Stauschicht und zwei Varianten mit Stauschichten.

*Schlagwörter:* Lysimeter, Sickerwasser, Bodenwasserhaushalt

## Summary

According to Deponieverordnung (2008) by using a soil layer for a landfill capping, the seepage water into the dump should be minimize to less than 5% of the precipitation. However, in the Upper Austrian foothills, the seepage rates are considerably more than 5% of the precipitation. A significant reduction of the amount of seepage water can be achieved mainly by increasing the surface and intermediate runoff. Such conditions often occur in agricultural soils in the Upper Austrian foothills. In the Deponieverordnung (2008) the use of lysimeters is expressly provided as verification of seepage recharge rate. Modeling with SIMWASER was possible to develop, as soil layer, a purposeful soil profiles with less permeable layer of clay. To test the leachate rate with different soil layers three lysimeters were constructed: a zero variant without storage layers and two variants with storage layers.

*Keywords:* lysimeter, seepage water, soil water regime

## Einleitung

Nach Ende der Ablagerungsphase ist nach der Deponieverordnung (2008) bei allen Deponien eine Oberflächenabdeckung herzustellen, welche die Rekultivierbarkeit und den Erosionsschutz gewährleisten muss. Unter anderem ist der Niederschlagseintrag in den Deponiekörper so zu minimieren, dass die jährliche Deponiesickerwasserneubildungsrate weniger als 5% des Jahresniederschlags beträgt. Sickerwasserraten von weniger als 5% werden in Regionen mit negativer Wasserbilanz im Osten von Österreich mit entsprechend mächtigen und speicherfähigen Bodenwasserhaushaltsschichten erreicht. In der Deponieverordnung (2008) ist für den Nachweis der Deponiesickerwasserneubildungsrate die Verwendung von Lysimetern ausdrücklich vorgesehen. Im Alpenvorland mit jährlichen Niederschlägen größer 750 mm betragen die Sickerwasserraten üblicherweise wesentlich mehr als 5% des Niederschlags. Messungen in Lysimetern in Pettenbach und Pucking seit 1995 liefern Sickerwassermengen von mehr als 32% des Niederschlags (MURER 2002). Eine erhebliche Verringerung der Sickerwassermenge kann einerseits durch Veränderung der

Nutzung (Steigerung der Evapotranspiration) und andererseits durch eine Erhöhung des Oberflächen- und Zwischenabflusses erreicht werden. Ackerland hat im Mittel eine geringere Evaporation als Grünland und Wald und der Wald eine höhere als Acker- und Grünland. Eine Änderung der Nutzung von Ackerland auf Grünland oder Wald alleine bringt jedoch noch keine ausreichend hohe Verdunstung. Zur Erreichung der Vorgaben der Deponieverordnung 2008 ist es notwendig, den Oberflächen- und Zwischenabfluss zu erhöhen. Diese Wasserhaushaltszustände mit Oberflächen- und Zwischenabfluss treten häufig in landwirtschaftlich genutzten Böden im Österreichischen Alpenvorland auf (MURER et al. 2012). Sie werden vorwiegend durch die Bodentypen der Pseudogleye und pseudovergleyte Locker-sedimentbraunerden repräsentiert.

## Material und Methoden

Mit lokal verfügbaren Materialien und Modellrechnungen mit dem Modell STOTRASIM (FEICHTINGER 1998) wurde ein zielführender Bodenaufbau mit einer Stauschicht aus Lehm als Bodenwasserhaushaltsschicht bei einem mitt-

<sup>1</sup> Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Pollnbergstraße 1, A-3252 PETZENKIRCHEN

\* Ansprechpartner: DI Erwin Murer, erwin.murer@baw.at

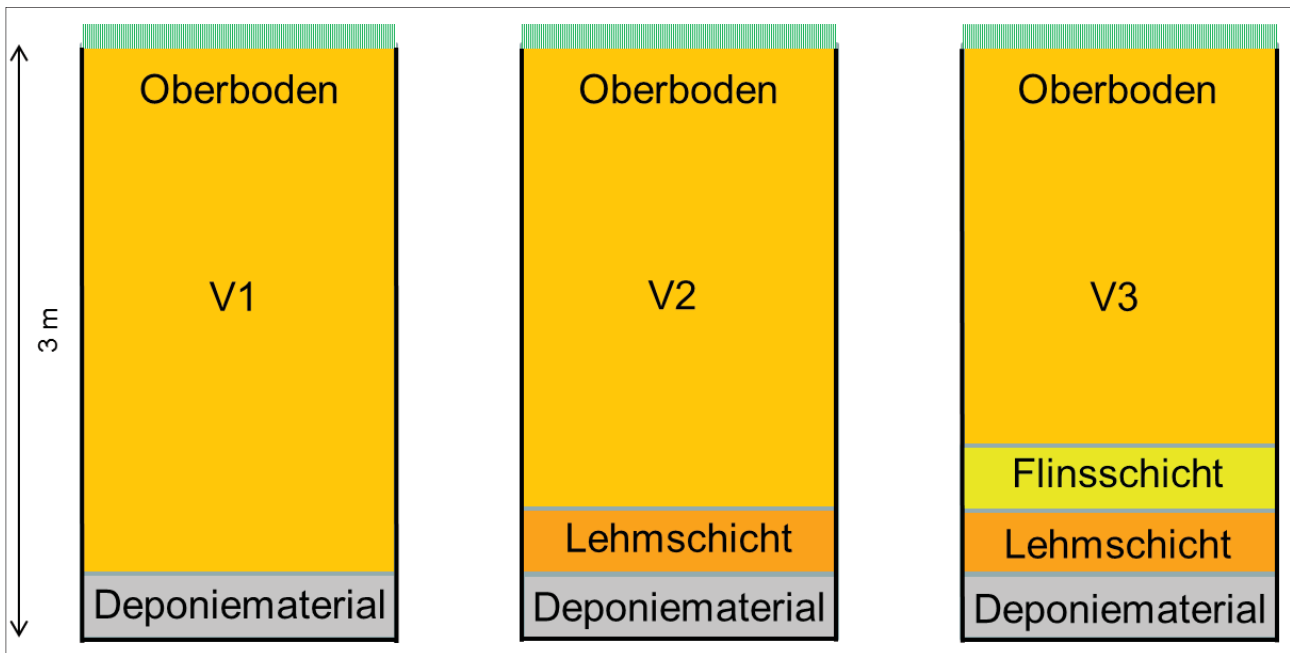


Abbildung 1: Bodenaufbau der drei Lysimetervarianten.

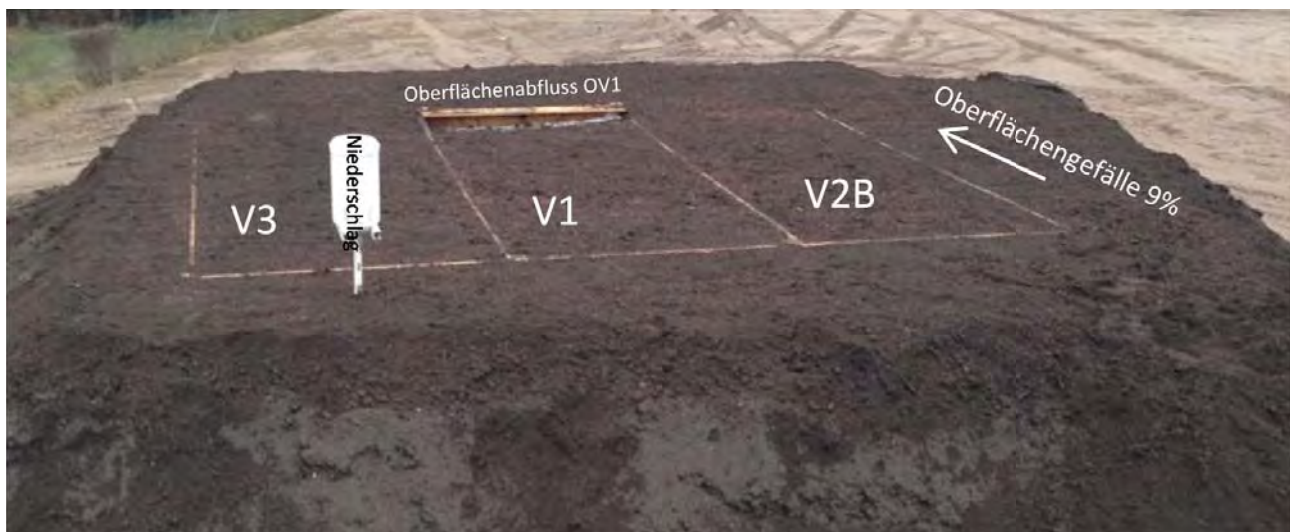


Abbildung 2: Ansicht der Lysimeteranlage.

leren jährlichen Niederschlag von 819 mm entwickelt. Zur Überprüfung der Deponiesickerwasserneubildungsrate wurden drei Lysimeter (Länge 5 m, Breite 2 m, Tiefe 3 m) mit unterschiedlichem Bodenaufbau auf der Deponie der AVE GmbH in St. Martin im Mühlkreis errichtet (Abbildung 1). Eine Nullvariante ohne Stauschicht (V1) und zwei Varianten mit Stauschichten (V2 und 3). In den Varianten V2 und V3 verhindert eine Lehmschicht im Unterboden die temporär anfallenden zu hohen Sickerwassermengen vor unmittelbarem Versickern und bewirkt Zwischen- und Oberflächenabfluss. In Variante V3 wird der Abfluss des Zwischenabflusses durch eine Flinsschicht mit hoher Durchlässigkeit über der Lehmschicht zusätzlich gefördert. Der Zwischen- und Oberflächenabfluss wird in den Außenbereich der Deponie in den Vorfluter abgeführt. Die Oberfläche der Lysimeter

wurde dem Deponieoberflächengefälle von 9% angepasst. Abgegrenzt sind die Lysimeter durch eine Kautschukfolie. Damit der Oberflächen- und Zwischenabfluss abfließen kann, wurde die Vorderseite der Lysimeter im Bereich der Bodenwasserhaushaltsschicht ohne Folie ausgeführt.

Aus den einzelnen Lysimetern wird das Sickerwasser über Rohrleitungen in einen Messschacht geführt. Von der Variante V1 wird auch der Oberflächenabfluss erfasst. Über Wippen wird die Sickerwassermenge gemessen und direkt an einen Server ins Internet übertragen.

## Ergebnisse

Die Lysimeteranlage mit den drei Lysimetern wurde im Herbst 2013 innerhalb einer Versuchsfläche errichtet (Abbil-

dung 2). Im Dezember 2013 wurde mit den Messungen der Sickerwassermenge begonnen. Im Zeitraum von Dezember 2013 bis November 2014 fielen 574 mm Niederschlag; es trat in diesem Zeitraum kein Sickerwasser auf.

## Diskussion und Schlussfolgerungen

In der Deponieverordnung (2008) ist die Funktionsweise der Wasserhaushaltsschicht durch Einbau und Betrieb von Lysimetern oder Druckpotential- und Wassergehaltssensoren an repräsentativen Stellen zu überwachen, ausdrücklich vorgesehen. Schwerkraftlysimeter sind gegenüber Druckpotential- und Wassergehaltssensoren sehr wartungsarm und auch der Auswertungsaufwand der Messdaten ist wesentlich geringer. Der Einsatz von Schwerkraftlysimetern ist in Gebieten mit hohen Niederschlägen und einer ausreichend mächtigen Bodenschicht hinlänglich genau. Bodenwasserhaushaltsschichten auf Deponien können auch wirtschaftliche Vorteile bieten. Einerseits erfordert die Ausführung einer Stauschicht gegenüber einer Dicht-

schicht einen geringeren Aufwand in der Herstellung sowie in der Gewährleistung der Dichtheit. Andererseits kann in manchen Fällen der Bodenraum der Wasserhaushaltsschicht auch als Bodenaushubdeponie genutzt werden.

## Literatur

- DEPONIEVERORDNUNG, 2008: 39. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (Deponieverordnung 2008).
- FEICHTINGER, F., 1998: STOTRASIM - Ein Modell zur Simulation der Stoffdynamik in der ungesättigten Zone eines Ackerstandortes. Schriftenreihe des BAW, Band 7, 14-41.
- MURER, E., 2002: Erfassung und Bewertung der Sickerwasserquantität und -qualität im Pilotprojekt zur Grundwassersanierung in Oberösterreich. Schriftenreihe des BAW, Band 16, 112-139.
- MURER, E., I. SISA'K, A. BAUMGARTEN und P. STRAUSS, 2012: Bewertung der Unterbodenverdichtung von Ackerböden im österreichischen Alpenvorland. Die Bodenkultur - Journal for Land Management, Food and Environment, Band 63, Heft 1.



# Gras-Referenzverdunstung für den urbanen Raum - Vergleich und Bewertung von Berechnungsmodellen anhand von Lysimeterdaten

Anne Timm<sup>1\*</sup>, Andre Peters<sup>1</sup>, Reinhild Schwartengraber<sup>1</sup> und Gerd Wessolek<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Gras-Referenzverdunstung ( $ET_0$ ) ist ein wichtiges Maß für Wasser- und Energieflüsse in landwirtschaftlichen und urbanen Gebieten. Mithilfe von Messdaten von Gras-Referenzlysimetern wurden drei übliche Modelle für die Abschätzung von täglicher  $ET_0$  (ASCE Penman-Monteith, Haude und Hargreaves) für den urbanen Standort Berlin überprüft. Penman-Monteith zeigte sehr gute Ergebnisse, gefolgt von Haude welche besonders für längere Zeitintervalle gute Resultate erzielte. Die Hargreaves Methode führte zu erheblicher Überschätzung von  $ET_0$ . Für Penman-Monteith, als Methode mit dem höchsten Datenbedarf, wurde der Einfluss reduzierter Datenverfügbarkeit überprüft. Wird Globalstrahlung durch Sonnenscheindauer abgeschätzt, verringert sich die Genauigkeit der Methode beträchtlich. Insgesamt kann festgestellt werden, dass Penman-Monteith und Haude in urbanen Räumen genutzt werden können, um  $ET_0$  von meteorologischen Daten abzuleiten.

## Summary

Grass-reference evapotranspiration ( $ET_0$ ) is an important measure for water and energy fluxes in arable and urban areas. Performance of common models for estimating daily  $ET_0$  (ASCE Penman-Monteith, Haude and Hargreaves) has been tested with grass-reference lysimeter data for the urban setting of Berlin, Germany. Penman-Monteith showed very good performance, followed by Haude, which yielded good results for longer time periods. The Hargreaves model showed significant overestimation of  $ET_0$ . The impact of data availability is tested for Penman-Monteith, which has high data requirements. Estimating solar radiation data from observed sunshine hours greatly decreases the model performance. All in all, it could be shown that the ASCE Penman-Monteith, as well as, Haude method can be applied for estimating  $ET_0$  from meteorological data in urban areas.

## Einleitung

Methoden für die Abschätzung der potenziellen Evapotranspiration haben einen gemeinsamen Ursprung in der Landwirtschaft. Auch die in den letzten Jahrzehnten standardmäßig verwendete Gras-Referenzverdunstung  $ET_0$  wurde hauptsächlich in diesem Kontext entwickelt. Jedoch spielt  $ET_0$  auch im urbanen Raum aus meteorologischer und hydrologischer Sicht eine wichtige Rolle. Es liegen nur wenige Informationen über die Anwendbarkeit bekannter Modelle im urbanen Raum vor. In dieser Arbeit wurden daher die Modelle von Penman-Monteith (ASCE-EWRI 2005), Haude (DVWK 1996) und Hargreaves-Samani (HARGREAVES und SAMANI 1985) anhand von Lysimeterdaten für den urbanen Kontext in Berlin, Deutschland überprüft (TIMM 2014).

## Material und Methoden

Die Lysimeterdaten stammen von zwei Gras-Referenz-Lysimetern welche in Berlin-Marienfelde von der TU Berlin betrieben werden. Es handelt sich um Grundwasserlysimeter die mit tonigem Schluff (Ut4) gefüllt wurden, um eine optimale kapillare Nachlieferung zu erreichen. Durch Kombination von Brückenwaage und Laborwaage ergibt sich eine Genauigkeit von 80 g, bzw. 0.08 mm. Die Bepflanzung besteht aus einer Mischung von Gräsern mit besonders

hoher Wurzeltiefe (*Lolium perenne*, *Festuca arundinacea* und *Poa pratensis*). Um eine optimale Information für alle meteorologischen Bedingungen zu erhalten, wurden die Daten mit dem Filter von PETERS et al. (2014) gefiltert.

Alle für die Berechnungen notwendigen meteorologischen Daten wurden direkt am Lysimeterstandort vom Umweltbundesamt erhoben. Dabei benötigt Penman-Monteith als physikalisch basiertes Modell die meisten Daten. Hargreaves-Samani und Haude sind empirisch basiert und können mit wesentlich weniger Informationen berechnet werden (Vergleich *Tabelle 1*). Sollten Messdaten der Globalstrahlung für die Berechnung nach Penman-Monteith nicht vorhanden sein, kann diese mit beobachteter Sonnenscheindauer abgeschätzt werden. Der Effekt dieser Abschätzung wurde untersucht.

**Tabelle 1: Datenanforderungen der Berechnungsmodelle.**

	Penman-Monteith	Hargreaves	Haude
Lufttemperatur	x	x	x
Relative Feuchte	x		x
Windgeschwindigkeit	x		
Globalstrahlung	x		
Sonnenscheinstunden	(x) <sup>1)</sup>		
Standort	x	x	

<sup>1)</sup> Wenn Globalstrahlung nicht vorhanden

<sup>1</sup> Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie, Ernst-Reuter Platz 1, D-10587 BERLIN

\* Ansprechpartner: Anne Timm, timmanne@web.de

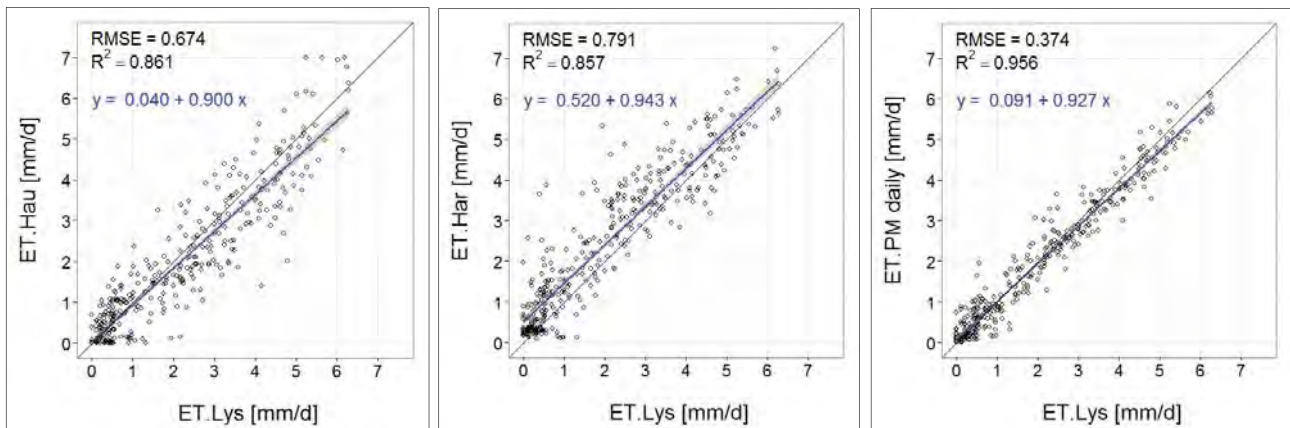


Abbildung 1: Vergleich berechneter und gemessener (ET.Lys) täglicher Verdunstung nach Haude (ET.Hau), Hargreaves (ET.Har) und ASCE Penman-Monteith (ET.PM). Determinationskoeffizient (R<sup>2</sup>), root-mean-square-error (RMSE) und Regressionsgleichung.

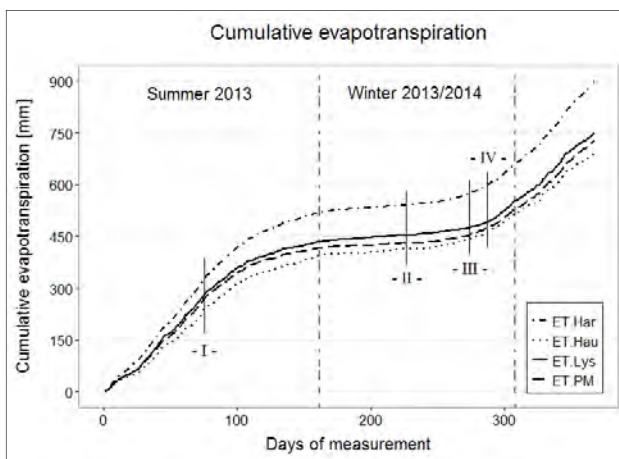


Abbildung 2: Kumulative Gras-Referenzverdunstung von 09.05.2013 bis 02.07.2014, berechnet und gemessen. Aufgrund fehlender Daten ausgelassene Zeitperioden sind markiert (I bis IV).

## Ergebnisse

Wie in *Abbildung 1* zu sehen, zeigt Penman-Monteith die besten Ergebnisse mit minimaler Abweichung (RMSE = 0.374) und hohem Zusammenhang ( $R^2 = 0.956$ ) zwischen berechneten und gemessenen Tageswerten. Haude und Hargreaves-Samani zeigen schwächere Zusammenhänge (Haude;  $R^2 = 0.861$  und Hargreaves;  $R^2 = 0.857$ ) und mehr Abweichungen mit einem RMSE von 0.674 bzw. 0.791, wobei Haude eher zu Unterschätzungen und Hargreaves-Samani eher zu Überschätzungen neigt.

*Abbildung 2* zeigt den kumulativen Verlauf der berechneten und gemessenen Gras-Referenzverdunstung über den Messzeitraum, wobei aufgrund fehlender Daten ausgelassene Zeitperioden markiert sind. Es wird deutlich, dass Hargreaves-Samani zu einer starken Überschätzung neigt. Penman-Monteith verläuft am nächsten zu den Lysimetermessdaten mit etwas stärkeren Abweichungen im Winterhalbjahr. Haude zeigt eine starke Unterschätzung im Sommer, nähert sich jedoch im Winter an und bietet für Abschätzungen eines gesamten hydrologischen Jahres

gute Resultate. Über die dargestellten 367 Tage beträgt die Überschätzung der Lysimeterdaten durch Hargreaves-Samani + 19.8 %, die Unterschätzungen durch Penman-Monteith und Haude - 2.9 bzw. - 8.1 %.

Wie in *Abbildung 3* gezeigt wird, liefert die Abschätzung der Globalstrahlung ( $R_s$ ) durch Sonnenscheinstunden relativ schlechte Resultate mit starken Überschätzungen. Wird diese geschätzte Globalstrahlung verwendet reduziert sich die Genauigkeit der Penman-Monteith Berechnungen erheblich, mit einer Überschätzung um + 17.5 %, höheren Abweichungen (RMSE von 0,606 statt 0,374) und geringerer Korrelation ( $R^2$  sinkt von 0,956 auf 0,886).

## Schlussfolgerungen

Im urbanen Raum liefert das ASCE Penman-Monteith Modell sehr gute Schätzungen der Gras-Referenzverdunstung. Die Genauigkeit sinkt jedoch stark, wenn keine Messdaten der Globalstrahlung vorhanden sind und diese geschätzt werden muss. Das Verfahren nach Haude liefert gute Ergebnisse, wenn tägliche Werte für ein gesamtes hydrologisches Jahr aggregiert werden. Das einfache Modell nach Hargreaves-Samani neigt zu einer starken Überschätzung von  $ET_0$ .

## Literatur

- ASCE-EWRI, 2005: The ASCE standardized reference evapotranspiration equation. Final report. American Society of Civil Engineers, Environmental & Water Resource Institute.
- DVWK, 1996: Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. DVWK Merkblatt 238/1996. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.
- HARGREAVES, G.H. and Z.A. SAMANI, 1985: Reference crop evapotranspiration from ambient air temperature. Paper No. 85-2517. American Society of Agricultural Engineers. Chicago, IL.
- PETERS, A., T. NEHLS, H. SCHONSKY and G. WESSOLEK, 2014: Separating precipitation and evapotranspiration from noise – a new filter routine for high-resolution lysimeter data. Hydrology and Earth System Science 18, 1189-1198.
- TIMM, A., 2014: Gras-Referenzverdunstung – Vergleich und Bewertung von Berechnungsmodellen anhand von Lysimeterdaten für den urbanen Raum. Abschlussarbeit (M.Sc.) an der TU Berlin.

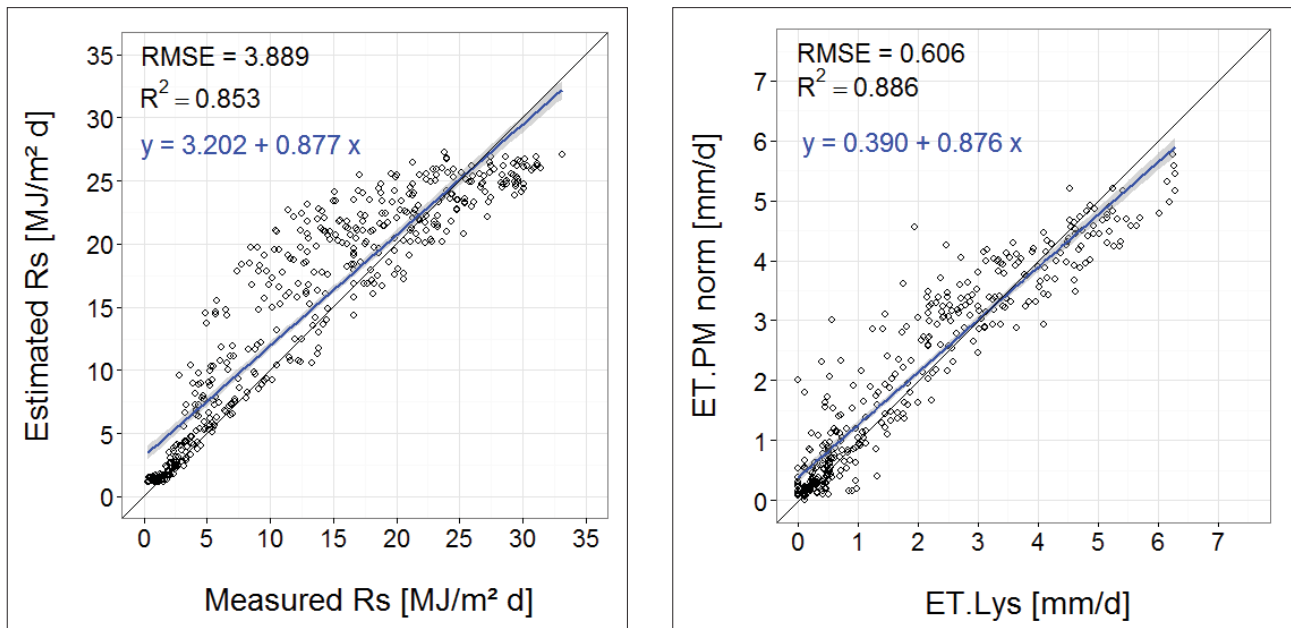


Abbildung 3: Effekt der Abschätzung der Globalstrahlung (Rs) aus der Sonnenscheindauer auf ET.PM. Links: Geschätzte versus berechnete Rs; rechts: Mit geschätzte Rs berechnete ET.PM versus ET.LYS.

**Anmerkung:**

Hierbei handelt es sich um einen Auszug aus der von Anne Timm an der TU Berlin angefertigten Abschlussarbeit

(M.Sc.). Die komplette Arbeit und die R-Skripte für die Berechnungen sind auf Anfrage erhältlich unter: timmanne@web.de

# Lysimeterstation Wagna: Vergleichende Ergebnisse von konventioneller und organisch-biologischer Bewirtschaftung für Wasserbilanz, Stickstoffauswaschung, Ertrag und ökonomischem Profit

Gernot Klammler<sup>1\*</sup> und Johann Fank<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Die landwirtschaftliche Versuchsstation Wagna besteht aus 32 Versuchspartzen mit je 1.000 m<sup>2</sup> Fläche und wurde seit 2005 zur Hälfte organisch-biologisch und zur Hälfte konventionell bewirtschaftet. Je eine Parzelle der organisch-biologischen und der konventionellen Bewirtschaftung wurde zusätzlich mit einem hochpräzisen Feldlysimeter ausgestattet. Die Ergebnisse der letzten Jahre zeigen, dass die beiden Bewirtschaftungsweisen generell grundwasserverträglich sind, wobei jedoch von den organisch-biologischen Parzellen durch das hohe Stickstofffixierungspotential von Leguminosen in Kombination mit bestimmten Bedingungen temporär deutlich höhere Stickstoffausträge als bei der konventionellen Bewirtschaftung beobachtet wurden. Während die gemieteten Erträge auf der konventionellen Seite teilweise deutlich höher sind als auf der organisch-biologischen Seite, ist der ökonomische Profit (unter Berücksichtigung von Einnahmen aus Erträgen bzw. Ausgaben für Saatgut, Düngemittel, Pflanzenschutz und -pflege, Bodenbearbeitung, Ernte, Trocknung und Maschinenkosten) für die organisch-biologische Bewirtschaftung sogar leicht höher.

*Schlagwörter:* Stickstoff, Landwirtschaft, Grundwasserschutz

## Summary

The agricultural test site in Wagna, Austria, contains 32 test plots with approximately 1,000 m<sup>2</sup> each. Since 2005 half of the plots are cultivated organically, the other half conventionally. Furthermore, one plot of each cultivation strategy has been equipped with highly precise field lysimeters. The results of the last years show that both cultivation strategies generally not endanger the groundwater quality to excess the allowed nitrate threshold value in the groundwater. However, the seepage water from the organically plot showed temporarily high nitrate concentrations due to cultivation of legumes under certain conditions. Harvested crop yields are in general higher for the conventional cultivation strategy; the economic profit is slightly higher for organic farming in the investigated period.

## Einleitung

In der Steiermark stammen 58% (39,8 Mio. m<sup>3</sup>/a) des Trinkwassers aus seichtliegenden Porengrundwasserkörpern (AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG 2002). Diese Gebiete werden meist auch sehr intensiv landwirtschaftlich genutzt. Um dieses Grundwasser weiterhin nachhaltig als Trinkwasserressource zur Verfügung zu haben, ist es unerlässlich, die diffusen Einträge und das Gefahrenpotential aufgebracht Stoffe aus der Landwirtschaft zu quantifizieren.

Im Jahr 1991 wurde als Reaktion auf die steigenden Nitratkonzentrationen im Grundwasser des Murtal-Aquifers auf dem landwirtschaftlichen Versuchsfeld in Wagna eine Forschungsstation errichtet, an der die Stoffaustragsgefährdung von konventioneller Landwirtschaft in Richtung Grundwasser untersucht wurde. 2005 wurde der Versuch auf eine vergleichende Untersuchung von konventioneller

und organisch-biologischer Landwirtschaft – welche auf den Einsatz von Pestiziden, Herbiziden und Fungiziden verzichtet – umgestellt.

Ziel der Untersuchungen ist eine Bewertung dieser beiden Bewirtschaftungsweisen in Hinsicht auf deren Erträge, deren ökonomischen Profite sowie deren Gefährdungspotential für das Grundwasser.

## Material und Methoden

Das landwirtschaftliche Versuchsfeld Wagna besteht aus 32 Testfeldern zu je 1.000 m<sup>2</sup> und liegt im Grundwasserkörper Westliches Leibnitzer Feld ca. 30 km südlich von Graz. Seit 2005 werden dort die Auswirkungen von organisch-biologischer sowie konventioneller Landwirtschaft auf das Grundwasser mit Hilfe von Lysimetern gemessen. Diese beiden Bewirtschaftungsweisen werden in 4 jährigen Fruchtfolgen zu je vier Varianten (d.h. die gleiche Frucht-

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

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



folge startet mit verschiedenen Früchten im gleichen Jahr) und je vier Wiederholungen gefahren. Eine ausführliche Beschreibung zur Bewirtschaftung und zur technischen Ausstattung der Versuchsanlage ist in KLAMMLER und FANK (2013) ersichtlich.

### Konventionelle Bewirtschaftung

Die unter konventioneller Bewirtschaftung in Wagna angewendete Bewirtschaftung richtet sich bei der Düngemessung nach der „Ertragslage mittel“ der Richtlinien für die Sachgerechte Düngung (RL-SGD, BMLFUW 2006 und BMLFUW 2008). Die mittlere aufgebrauchte Stickstoffdüngermenge zwischen 2007 und 2013 beträgt 109 kg/ha/a (siehe auch *Tabelle 1*). Die Verwendung von Pestiziden, Herbiziden und Fungiziden wurde entsprechend einer praxisüblichen Anwendung durchgeführt. Die Fruchtfolge mit den Hauptkulturen Mais (2x), Kürbis und Wintergetreide wurde mit winterharten Gründecken angebaut; die Bodenbearbeitung erfolgte mit Pflug und Egge.

### Organisch-biologische Bewirtschaftung

Die organisch-biologische Bewirtschaftung (EC 2008 und EC 2007) hatte in den Jahren 2006 bis 2009 die Fruchtfolge Mais-Wintergetreide-Ölkürbis-Leguminosen. Ab 2010 wurde der Anbau von Leguminosen als „Hauptkultur“ weggelassen und es wurde auf die gleiche Fruchtfolge wie auf der konventionellen Seite umgestellt. Die Fruchtfolge wird grundsätzlich mit Leguminosen als winterharten Gründecken gefahren. Die wesentlichen Unterschiede zur konventionellen Bewirtschaftung sind:

- keine Ausbringung von Pestiziden, Herbiziden oder Fungiziden
- maschinelle Unkrautregulierung
- Stickstoffimport hauptsächlich über Leguminosen
- Bodenbearbeitung großteils mit Grubber statt Pflug

### Lysimetermessungen

Eine detaillierte Beschreibung der Lysimeteranlage sowie der Lysimetermessungen ist in KLAMMLER und FANK (2013) ersichtlich.

### Erträge

Die gemessenen Erträge am Versuchsfeld Wagna wurden vom Versuchsreferat Steiermark erhoben. Informationen dazu sind in den Versuchsberichten des Versuchsreferates unter [www.versuchsreferat.at](http://www.versuchsreferat.at) ersichtlich.

### Ökonomische Bewertung

Die ökonomische Bewertung wurde für den Zeitraum 2006 bis 2012 für alle 32 Testfelder durchgeführt. Unter der Annahme, dass die angebauten Kulturen nach der Ernte zu den handelsüblichen Marktpreisen verkauft werden, errechnet sich der ökonomische Profit dabei wie folgt:

Einnahmen Verkauf Hauptkulturen  
 + Einnahmen Verkauf Stroh  
 - Kosten für Saatgut Hauptkultur  
 - Kosten für Saatgut Zwischenkulturen  
 - Kosten für Düngung  
 - Kosten für Pflanzenschutz und -pflege  
 - Kosten für Bodenbearbeitung  
 - Kosten für Ernte und Trocknung  
 = Profit

Hinsichtlich der Bewertung von „Kosten für Düngung“ muss noch erwähnt werden, dass bei Ausbringung von Gülle nur die Ausbringungskosten und nicht der eigentliche Nährstoffwert in der Gülle eingerechnet wurde, da durch die regionaltypische Tierhaltung von Haus aus mit einem Gülleanfall von 48 kg/ha/a im Murtalaquifer zu rechnen ist (FANK et al. 2010). Da sich konventionelle und organisch-biologische Landwirtschaft in der Praxis auch durch die Anwendung verschiedener Maschinen und einem unter-

**Tabelle 1: Jahressummen von Niederschlag (NS), realer Evapotranspiration (ET<sub>r</sub>), Grundwasserneubildung (GWNB), Stickstoffdüngermenge (N-Dünger), Stickstoffabfuhr über Ertrag (N-Ertrag), Stickstoffauswaschung (N-Auswasch.) und Nitratkonzentration im Sickerwasser (NO<sub>3</sub>-Konz.) gemessen am konventionell bewirtschafteten Feldlysimeter in Wagna.**

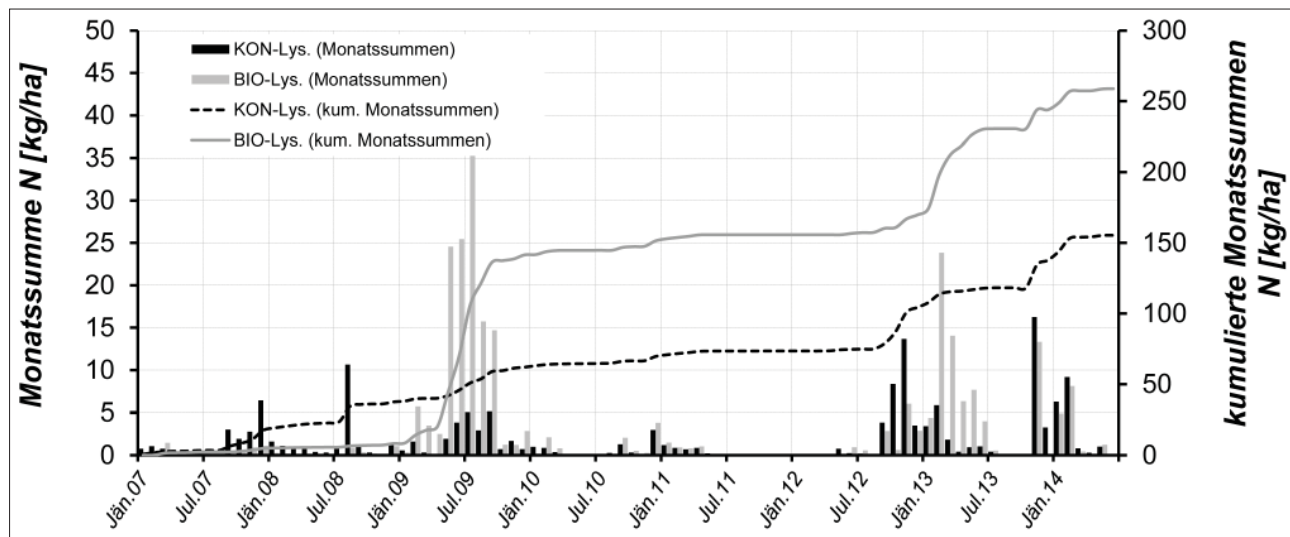
KON		NS [mm/a]	ET <sub>r</sub> [mm/a]	GWNB [mm/a]	N-Dünger <sup>1</sup> [kg/ha/a]	N-Ertrag <sup>2</sup> [kg/ha/a]	N-Auswasch. [kg/ha/a]	NO <sub>3</sub> -Konz. [mg/l]
2005	Kürbis	943	627	319	2005 u. 2006 nicht ausgewertet, da Einfluss von der			
2006	Mais	907	607	320	Vorbewirtschaftung möglich			
2007	Mais	925	586	296	121	93 (9 Pfl./m <sup>2</sup> )	18	27
2008	Wi.Gerste	974	775	192	120	132 (330)	20	45
2009	Kürbis	1314	697	609	52	57 (2)	25	18
2010	Mais	1039	597	429	116	142 (9)	8	8
2011	Triticale	767	761	63	150	156 (400)	4	29
2012	Mais	1111	745	324	150	151 (12)	31	42
2013	Kübis	966	544	476	57	49 (2)	33	31
<b>Mittel:</b>		<b>994</b>	<b>671</b>	<b>336</b>	<b>109</b>	<b>111</b>	<b>20</b>	<b>26</b>

<sup>1</sup> Gülle feldfallend eingerechnet (entspricht 87% von N<sub>ges</sub> lagerfallend; nach BMLFUW 2006), <sup>2</sup> N-Gehalt im Erntegut bezieht sich auf die am Lysimeter befindliche Pflanzenanzahl (in der Klammer angegeben angegebener Wert)

**Tabelle 2: Jahressummen von Niederschlag (NS), realer Evapotranspiration (ET<sub>r</sub>), Grundwasserneubildung (GWNB), Stickstoffdüngermenge (N-Dünger), Stickstoffabfuhr über Ertrag (N-Ertrag), Stickstoffauswaschung (N-Auswasch.) und Nitratkonzentration im Sickerwasser (NO<sub>3</sub>-Konz.) gemessen am organisch-biologisch bewirtschafteten Feldlysimeter in Wagna.**

BIO		NS [mm/a]	ET <sub>r</sub> [mm/a]	GWNB [mm/a]	N-Dünger <sup>1</sup> [kg/ha/a]	N-Ertrag <sup>2</sup> [kg/ha/a]	N-Auswasch. [kg/ha/a]	NO <sub>3</sub> -Konz. [mg/l]
2005	Kürbis	959	585	374		2005 u. 2006 nicht ausgewertet, da Einfluss von der		
2006	Klee gras	866	687	276		Vorbewirtschaftung möglich		
2007	Mais	973	651	217	-	143 (10 Pfl./m <sup>2</sup> )	5	10
2008	Triticale	928	775	151	-	125 (?)	3	10
2009	Kürbis	1276	608	662	-	93 (3)	133	89
2010	Mais	1024	580	436	-	99 (9)	10	10
2011	Triticale	772	791	60	-	62 (400)	4	30
2012	Mais	1051	697	286	-	146 (9)	14	22
2013	Kürbis	972	534	506	50	27 (2)	74	65
<b>Mittel:</b>		<b>980</b>	<b>656</b>	<b>330</b>	<b>7</b>	<b>99</b>	<b>35</b>	<b>47</b>

<sup>1</sup> N-Eintrag über Leguminosen nicht berücksichtigt, <sup>2</sup> N-Gehalt im Erntegut bezieht sich auf die am Lysimeter befindliche Pflanzenanzahl (in der Klammer angegeben angegebener Wert)



**Abbildung 1: Monatssummen und kumulative Monatssummen der Stickstoffauswaschung für konventionelle und organisch-biologische Bewirtschaftung von Jänner 2007 bis Juni 2014.**

schiedlichen Zeitaufwand unterscheiden, wurden Maschinenkosten (ÖKL 2013) sowie der Personeneinsatz in dieser Arbeit mit berücksichtigt.

## Ergebnisse und Diskussion

In *Tabelle 1* und *Tabelle 2* sind die Jahressummen der Lysimeterergebnisse für konventionelle sowie organisch-biologische Landwirtschaft angegeben. Der Niederschlag wurde dabei aus den positiven Lysimetergewichtsänderungen bestimmt. Obwohl reale Evapotranspiration und Grundwasserneubildung der beiden Bewirtschaftungsvarianten in den Einzeljahren teilweise deutlich unterschiedlich sind, so ist das Mittel aus 2005 bis 2013 zwischen konventioneller und organisch-biologischer Landwirtschaft sehr ähnlich. Für den Standort Wagna ergeben sich demnach mittlere Jahressummen von ungefähr 990 mm Niederschlag, 660 mm realer Evapotranspiration und 330 mm Grundwasserneubildung (gültig für den Zeitraum 2005-2013). Klimatisch Extremjah-

re wie z.B. 2009 mit sehr viel und 2011 mit sehr geringem Niederschlag prägen natürlich die Grundwasserneubildung. Solche Extremjahre beeinflussen weiters auch die Stickstoffauswaschung in Richtung Grundwasser. Während sich in trockenen Jahren wie 2011 durch den geringeren Wasserfluss im Boden auch nur sehr geringe Mengen Stickstoff nach unten verlagern, so kann es in feuchten Jahren – in Kombination mit bestimmten Gegebenheiten – durchaus zu sehr hohen Stickstoffausträgen kommen. Dies war z.B. im Jahr 2009 für die organisch-biologische Bewirtschaftung der Fall, wo durch den Anbau von Leguminosen über den Zeitraum von April 2008 bis April 2009 große Mengen an Stickstoff in den Boden eingebracht wurden und durch den Anbau von Ölkürbis in 2009 nur relativ wenig Stickstoff über das Erntegut abgeführt werden konnte. Der zeitliche Verlauf der Stickstoffausträge ist auch in *Abbildung 1* dargestellt, wo neben den hohen Austrägen der organisch-biologischen Bewirtschaftung in 2009 auch hohe Austräge im ersten Halbjahr 2013 ersichtlich sind. Diese Austräge

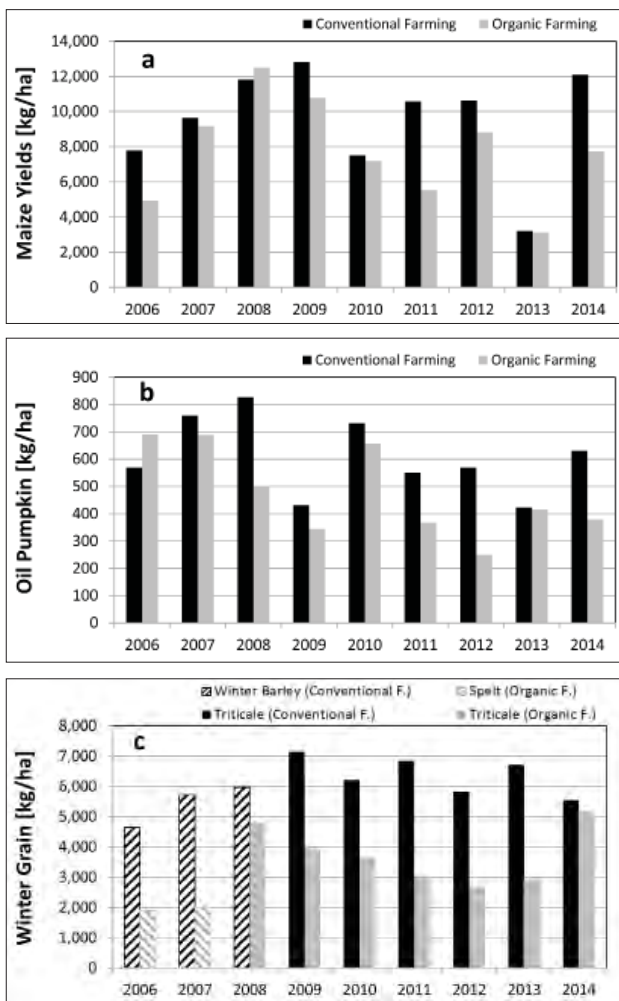


Abbildung 2: Erträge für Mais (a), Ölkürbis (b) und Wintergetreide (c) für konventionelle und organisch-biologische Bewirtschaftung gemessen am landwirtschaftlichen Versuchsfeld Wagna von 2006 bis 2014.

Ende 2012 und Anfang 2013 sind am wahrscheinlichsten auf die lange Periode ohne Sickerwasseranfall von Mitte 2011 bis Mitte 2012 zurückzuführen, in der Nitrat im Bodenwasser gespeichert blieb bis es dann mit dem Sickerwasser ab Herbst 2012 ausgewaschen wurde. Im Mittel werden von der konventionellen Bewirtschaftung (unter Stickstoffdüngereinsatz nach „Ertragslage mittel“ der Richtlinien für die Sachgerechte Düngung) 20 kg/ha/a, von der organisch-biologischen Bewirtschaftung 35 kg/ha/a ausgewaschen.

Die Erträge für konventionelle und organisch-biologische Landwirtschaft sind in *Abbildung 2* dargestellt. Es ist ersichtlich, dass außer für Mais in 2008 und Ölkürbis in 2006 die konventionellen Erträge immer über den organisch-biologischen liegen. Die organisch-biologische Bewirtschaftung in Wagna erzielt im Schnitt 9% weniger für Mais, 22% weniger für Ölkürbis und 44% weniger für Triticale als die konventionelle Bewirtschaftungsweise. Die mittleren konventionellen Absoluterträge belaufen sich auf 9.560 kg/ha/a für Mais, 610 kg/ha/a für Ölkürbis und 6.380 kg/ha/a für Triticale; die mittleren organisch-biologischen

Absoluterträge sind 7.750 kg/ha/a für Mais, 480 kg/ha/a für Ölkürbis und 3.550 kg/ha/a für Triticale.

Obwohl die Erträge auf der organisch-biologischen Seite teilweise deutlich niedriger sind als auf der konventionellen, ist der ökonomische Profit – wie in *Tabelle 3* dargestellt – bei der organisch-biologischen Bewirtschaftung für den Zeitraum 2006-2012 im Mittel um 54 €/ha/a höher. Die höchsten mittleren Profite wurden für organisch-biologisch bewirtschafteten Mais erzielt, die niedrigsten für konventionelle Triticale (Alfalfa bzw. das Klee-grasgemisch nicht berücksichtigt). Auffallend ist, dass die jährliche Variabilität der Profite durchaus sehr hoch ist, z.B. für die Jahre 2010, 2011 und 2012 für organisch-biologischen Ölkürbis.

*Tabelle 4* zeigt die mittleren jährlichen Profite aufgeschlüsselt nach den unterschiedlichen Einnahmen und Kosten. Es ist ersichtlich, dass die Einnahmen für konventionelle Landwirtschaft höher sind, was sich durch die höheren Erträge erklären lässt. Das ist auch gleichzeitig der Grund, dass die Kosten für Ernte und Trocknung auf der konventionellen Seite höher sind. Den größten Unterschied gibt es bei den Düngekosten, wo die organisch-biologische Landwirtschaft deutlich unter den konventionellen Kosten liegt. Die Kosten für Pflanzenschutz und -pflege sind für die organisch-biologische Landwirtschaft vor allem durch die maschinelle Unkrautregulierung aber auch durch das mehrmalige Häckseln der Klee-gras und Alfalfa-Flächen zwischen 2006 und 2009 relativ hoch (zählt zu Pflanzenschutz, da durch die Anlage einer einjährigen Gründedeckung Schädlingen vorgebeugt wird).

Grundsätzlich kann gesagt werden, dass die niedrigeren Erträge der organisch-biologischen Bewirtschaftung durch höhere Marktpreise der verkauften Früchte ausgeglichen werden. Durch die niedrigeren Kosten für Düngung sowie für Ernte und Trocknung erzielt die organisch-biologische Bewirtschaftung im Vergleich zur konventionellen einen höheren ökonomischen Profit. Würde man zu den dargestellten Ergebnissen in *Tabelle 3* und *Tabelle 4* auch noch Prämien für Umweltleistungen dazuzählen, so würde sich der Unterschied im Profit zu Gunsten der organisch-biologischen Bewirtschaftung vergrößern.

Des Weiteren soll auch nochmals erwähnt werden, dass für die Düngung mit Gülle bei der konventionellen Bewirtschaftung nur Ausbringungskosten eingerechnet wurden. Würde man hier die Nährstoffkosten für Stickstoff mit berücksichtigen, würde sich der Profit von 267 auf 221 €/ha/a verringern. Bei einer Berücksichtigung der Nährstoffkosten für Stickstoff, Phosphor und Kalium (Bundesanstalt für Agrarwirtschaft, 2013) käme es zu einer weiteren Reduktion des konventionellen Profits auf 157 €/ha/a.

## Schlussfolgerungen

Sowohl die konventionelle als auch die organisch-biologische Bewirtschaftung am Versuchsfeld Wagna liefern im Durchschnitt von 2007-2013 Sickerwasserkonzentrationen von kleiner 50 mg Nitrat pro Liter. Das heißt, dass beide Bewirtschaftungsweisen die Nitratkonzentration im Grundwasser nicht über den gesetzlichen Grenzwert von 50 mg/l anheben. Für die organisch-biologische Seite bringt vor allem der Einsatz von Leguminosen ein sehr großes

**Tabelle 3: Kulturspezifische ökonomische Profite für konventionelle und organisch-biologische Bewirtschaftung am landwirtschaftlichen Versuchsfeld Wagna von 2006 bis 2012.**

[€/ha/a]	Kultur	Konventionelle Bewirtschaftung				Organisch-Biologische Bewirtschaftung				
		Mais	Ölkürbis	Wintergerste	Triticale	Mais	Ölkürbis	Klee gras, Alfalfa	Dinkel	Triticale
2006		-141	19	-199		-170	716	-455	15	
2007		863	318	321		2146	708	-519	144	
2008		306	602	119		1674	749	-455		838
2009		371	-123		-331	532	94	-626		245
2010		-252	697		46	521	1053			-127
2011		485	-58		282	108	-55			-119
2012		1209	53		33	1248	-1104			-60
<b>Mittel pro Kultur</b>		<b>406</b>	<b>215</b>	<b>80</b>	<b>8</b>	<b>866</b>	<b>309</b>	<b>-514</b>	<b>80</b>	<b>155</b>
		<b>Mittel KON:</b>			<b>267 €/ha/a</b>	<b>Mittel BIO:</b>			<b>321 €/ha/a</b>	

**Tabelle 4: Ökonomischer Profit für konventionelle und organisch-biologische Landwirtschaft aufgeschlüsselt nach den unterschiedlichen Einnahmen und Kosten.**

[€/ha/a]	Konventionelle Bewirtschaftung	Organisch-Biologische Bewirtschaftung
Einnahmen Verkauf Hauptkulturen	1597	1520
Einnahmen Verkauf Stroh	17	0
Kosten für Saatgut Hauptkultur	-233	-229
Kosten für Saatgut Zwischenkulturen	-116	-130
Kosten für Düngung	-215	-69
Kosten für Pflanzenschutz und -pflege	-117	-209
Kosten für Bodenbearbeitung	-262	-258
Kosten für Ernte und Trocknung	-404	-304
<b>Profit</b>	<b>267</b>	<b>321</b>

Stickstofffixierungspotential mit, welches im Vergleich zur konventionellen Düngung nicht so einfach steuerbar ist. In Kombination mit hydrologischen Extremen und wenig Abfuhr über das Erntegut kann es wie in 2009 und 2013 zu sehr hohen Stickstoffausträgen kommen. Obwohl die organisch-biologische Bewirtschaftung durch den Verzicht auf Pestizide, Herbizide und Fungizide zwar kein Risiko hinsichtlich Pflanzenschutzmittelrückständen im Grundwasser darstellt, so zeigen die Lysimetermessungen schon ein höheres Risiko der Stickstoffauswaschung als bei der konventionellen Bewirtschaftung unter Einhaltung einer sachgerechten und ertragsorientierten Stickstoffdüngerbemessung. Die Erträge sind auf der konventionellen Seite erwartungsgemäß höher ausgefallen, jedoch konnte mit dem Versuch gezeigt werden, dass die organisch-biologische Bewirtschaftungsweise im ausgewerteten Zeitraum sogar einen finanziellen Vorteil gegenüber der konventionellen gebracht hat.

Zukünftige Untersuchungen am Großparzellenversuch des landwirtschaftlichen Versuchsfelds Wagna werden ab 2015 nicht mehr organisch-biologische und konventionelle Landwirtschaft vergleichen, sondern die Unterschiede zwischen zwei konventionellen Bewirtschaftungsstrategien untersuchen: (1) Düngegaben bemessen nach der „Ertragslage mittel RL-SGD“ ohne Winterbegrünung und (2) Düngegaben bemessen nach der „Ertragslage hoch RL-SGD“ mit Winterbegrünung. Darüber hinaus werden sich die Lysimeterversuche auch mit der Austragsgefährdung von Pestizidwirkstoffen und deren Metaboliten befassen.

## Danksagung

Ich möchte mich bei dieser Gelegenheit sehr herzlich bei Ing. Georg Fastl und bei DI Heinz Köstenbauer für die langjährige Betreuung des Versuchs bedanken. Des Weiteren freut es mich, mit dem Versuchsreferat Steiermark unter der Leitung von Dr. Dagobert Eberdorfer in Zusammenarbeit mit Dr. Johann Robier Partner gefunden zu haben, um die zukünftigen Fragestellungen in landwirtschaftlicher Hinsicht zu betreuen.

## Literatur

- AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, 2002: Wasserversorgungsplan Steiermark – Ein Leitfaden für die öffentliche Wasserversorgung. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung 19A, Wasserwirtschaftliche Planung u. Hydrographie, 231 S., Graz.
- BMLFUW (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft), 2006: Richtlinien für die Sachgerechte Düngung. Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft. 6. Aufl., Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 79 S., Wien.
- BMLFUW (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft), 2008: Richtlinien für die Sachgerechte Düngung im Garten- und Gemüsebau. 3. Aufl., Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 169 S., Wien.
- BUNDESANSTALT FÜR AGRARWIRTSCHAFT, 2013: IDB Deckungsbeiträge und Kalkulationsdaten. <http://www.awi.bmlfuw.gv.at/idb/default.html>, valid on July 25, 2013.



- EC (European Council), 2007: Council Regulation (EC) No 834/2007 of 28 June 2007 on organic production and labelling of organic products and repealing Regulation (EEC) No 2092/91. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2007R0834:20081010:EN:PDF>, valid on July 27, 2013.
- EC (European Council), 2008: Commission Regulation (EC) No 889/2008 of 5 September 2008 laying down detailed rules for the implementation of Council Regulation (EC) No 834/2007 on organic production and labelling of organic products with regard to organic production, labeling and control. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2008R0889:20130101:EN:PDF>, valid on July 27, 2013.
- FANK, J., F. FEICHTINGER, G. DERSCH und J. ROBIER, 2010: Ackerbauliche Maßnahmen für eine grundwasserverträgliche Landwirtschaft im Murtal (Graz bis Bad Radkersburg). Unpublished report. Institut für WasserRessourcenManagement – Hydrogeologie und Geophysik, Joanneum Research Graz, Austria.
- KLAMMLER, G. und J. FANK, 2014: Determining water and nitrogen balances for beneficial management practices using lysimeters at Wagna test site (Austria). *Sci. Tot. Environ.* 499:448-462.
- ÖKL, 2013: ÖKL-Richtwerte für die Maschinenselbstkosten 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012. Österreichisches Kuratorium für Landtechnik und Landentwicklung, Wien.

# Effect of Irrigation with Saline Water on the Soil in Simple Drainage Lysimeters

József Zsembeli<sup>1\*</sup>, Györgyi Kovács<sup>1</sup> and Judit Tóth<sup>2</sup>

## Summary

An experiment was set in 12 simple drainage lysimeters at the lysimeter station of Karcag Research Institute in 2012 in order to simulate the conditions of irrigation in the hobby gardens characteristic around Karcag, and to examine its effect on the soil. Sprinkler and drip irrigation and saline and deionised water were used and compared. We expected lower salt accumulation in the case of drip irrigation as the salt load of the soil is lower due to the lower amount of water when drip irrigation is applied. One of our goals was to quantify this difference in salt affection. We also applied a compost material called TERRASOL (sheep manure based) aiming to mitigate the harmful effect of irrigation with saline water. After the irrigation period soil samples were taken from the soil of the lysimeters down to 50 cm and analysed in order to determine their salt content and these data were compared to the original salt content of the soil. Our results show that both the application of drip irrigation and TERRASOL compost can mitigate the extent of secondary salinization even though it definitely occurs.

*Keywords:* secondary salinization, irrigation, lysimeter

## Introduction

Negative climatic water balance is characteristic to the majority of the areas in Hungary as the annual potential evaporation exceeds the amount of annual precipitation. Furthermore the spatial and time distribution of precipitation is uneven and not favourable from the point of view of plant production VÁRALLYAY (1985). Therefore irrigation is essential to cover the demands of plants when they suffer from the shortage of water to an extent that is beneficial (RUZSÁNYI 1996). Nevertheless improper irrigation may induce unfavourable processes in the soil like soil compaction and secondary salinization. According to a survey by FAO and UNESCO half of the irrigated lands (approximately 250 million ha) of the world is seriously endangered by human induced salinization and overload of water (SZABOLCS 1985). RADAELLI et al. (1981) irrigated the soil with waters with different salt content and found lower stability of the soil structure. PAPADOPOULOS (1985), AHMEDOV et al. (1978), and CHANG and OOSTERVELO (1980) also established that chemical and physical degradation of the regularly cultivated soil layer occurs due to irrigation even

with slightly saline waters and leaching of the salts can be expected only in soils with high hydraulic conductivity.

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 (SZABOLCS 1961, VÁRALLYAY 1989, BACSO and FEKETE 1969, FEKETE 1969, 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 (Jász-Nagykun-Szolnok County) 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.

The problem of improper irrigation is serious in Karcag area in the centre of the Great Hungarian Plain as extended irrigation with saline water originating from drilled wells is characteristic in the hobby gardens 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. Our hypothesis was that these waters are salty and irrigation with them involves the risk of secondary salinization. In a preliminary research started in 2009 water samples were taken from 46 drilled wells located in the hobby gardens around the town of Karcag. On the base of the results we gained it can be concluded that none of the waters used for irrigation in the hobby gardens around Karcag are suitable for irrigation as all the indexes indicating the salinization effect of irrigation waters were above the thresholds. The main goal of our recent study is reveal the possibility of the mitigation of the harmful effect of irrigation with saline water taking the facts for granted that irrigation is essential and only saline water is at the disposal for the hobby gardeners at Karcag.

## Material and Methods

An experiment was set in 12 simple drainage lysimeters at the lysimeter station of Karcag Research Institute of University of Debrecen CAS (KRI) in 2012. Sprinkler and drip irrigation and highly saline (1978 mg/l salt content) and deionised water were used and compared. Saline water was

<sup>1</sup> Karcag Research Institute of Centre for Agricultural Sciences, University of Debrecen, Kisújszállási út 166, H-5300 KARCAG

<sup>2</sup> Faculty of Agricultural and Food Sciences and Environmental Management, University of Debrecen

\* Ansprechpartner: Dr. József Zsembeli, zsembeli@agr.unideb.hu

applied in order to simulate the conditions of irrigation in the hobby gardens and to examine its effect on the soil, while deionised water was used as a control. Sprinkler irrigation is very common in the hobby gardens, but drip irrigation is getting more and more popular recently. The idea of the use of drip irrigation in the experiment came from the fact that micro-irrigation methods have much lower water demand compared to conventional irrigation techniques hence less salt gets into the soil by the irrigation water. Therefore we consider drip irrigation a good possibility to mitigate the salt load of soils by irrigation. The other approach we used is soil reclamation with compost: even we cannot avoid salinization, we can mitigate its effect on the soil and indirectly on the plants. We used green pepper as an indicator plant which is a very commonly grown plant in the hobby gardens around Karcag. Irrigation was carried out with waters with different salt contents in 3 replications with both irrigation methods. The treatments of the experiments are shown in *table 1*.

The dose of irrigation water was determined according to the high water demand of green pepper as well as the low infiltration rate of the investigated soil: 4 litres of water was irrigated with sprinkler, while two third of that with drip irrigation method at the same time for each lysimeter. The compost material we used was a sheep manure based



Figure 1: The irrigation experiment in the lysimeters in 2012.

Table 1: The treatments of irrigation experiment set in the lysimeters.

Lysimeter	Replication	Irrigation method	Irrigation water	Application of compost
1.	1	sprinkler	deionised	-
2.	2	sprinkler	deionised	-
3.	3	sprinkler	deionised	-
4.	1	sprinkler	saline	-
5.	2	sprinkler	saline	-
6.	3	sprinkler	saline	-
7.	1	drip	saline	-
8.	2	drip	saline	-
9.	3	drip	saline	-
10.	1	sprinkler	saline	+
11.	2	sprinkler	saline	+
12.	3	sprinkler	saline	+

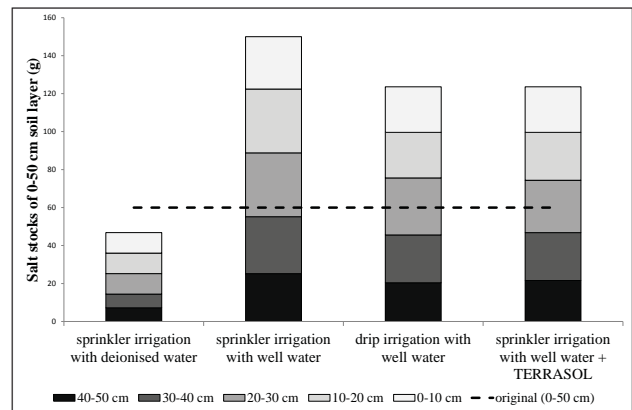


Figure 2: Average salt stocks of the soils in lysimeters before and after irrigation.

compost called TERRASOL that can be used in organic farming as well.

After the end of the irrigation season, on 10<sup>th</sup> September, the soil of each lysimeter was sampled at every 10 cm down to 50 cm. The pH-values, total soluble salt content, humus content and P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, K<sub>2</sub>O, Ca, Mg, Na, NO<sub>3</sub>-N contents of the soil samples were determined in the accredited laboratory of KRI.

## Results and Discussion

After the irrigation period, the effect of irrigation was determined by the salt content of the investigated soil layers compared to the original salt stocks of the top 50 cm deep soil layer (Figure 2). This latter value was 60 g (0,1% (m/m) in 60 kg soil of 0-50 cm layer).

Due to irrigation with deionised water, leaching was characteristic as the original salt content of the upper 50 cm soil layer decreased from 60% to 46,8% (m/m). The stratification was not even, as higher leaching occurred in the soil layers of 30-40 and 40-50 cm, but the difference was not significant. In the soils of the lysimeters irrigated with saline well water with sprinkler irrigation the measured salt stocks of the upper 50 cm soil layer highly exceeded the original value (more than double). When drip irrigation was used, due to the less water hence lower salt load of the soil, salt accumulation occurred, but in a lower extend compared to overhead irrigation. Similar results were gained when the soil of the lysimeters were reclaimed with TERRASOL compost.

## Conclusions

In Karcag area, in the centre of the Great Hungarian Plain irrigation is essential in the droughty summer months especially if vegetables with high water demand are grown. Good quality irrigation water is not available for the hobby farmers having small gardens in the outskirts of the town therefore they use saline water originating from drilled wells. Our results call the attention that the use of saline water for irrigation cause secondary salinization, especially on soils susceptible to that. Nevertheless the application of drip irrigation and TERRASOL compost can mitigate the extent of secondary salinization, even though it definitely occurs.

## References

- AHMEDOV, H., SZ. MIRZAEV, F. RANIBAEV, 1978: Az öntözés hatása a talajvízre. (Vlijánije orosenija na gruntovüje vodü). *Gidroteh. i. Melior.*, Moszkva, 5. sz. 121. p.
- BACSÓ, A., 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.
- CHANG, C., M. OOSTERVELD, 1980: A hosszú időtartamú öntözés hatása a talaj sótartalmára. (Long-term irrigation: Effect on soil salinity in Southern Alberta). *Research Highlighnts*, 1979. Lethbridge III. sz. 12-14. p.
- 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, U. FÜGEDI, 1999: Az agroökológiai térképek és a szikesek elterjedésének kapcsolata az Alföldön. *Agrokémia és Talajtan.* 48. 501-516.
- PAPADOPULOS, I., 1985: A talaj szikesedésének változása nagy szulfát tartalmú víz hatására. (Soil salinity as effected by highsulfate water). *Soil Sci.*, Baltimore, Md., 140. k. 5. sz. 376-381.p.
- RADAELLI, L., C.M. D'ARRIGO, G. SAMBUCCO, A. IOPOLLO, 1981: Sótartalmú vízzel történő öntözés hatása a természetes és kondicionáló szerekkel stabilizált talajok szerkezetére. (Influenza della irrigazione con aque saline sulla struttura di terreni naturali e stabilizzati con condizionatori.) *Agrochimica*, Pisa, 25. k. 2. sz. 115-122. p.
- RUZSÁNYI, L., 1996: Az aszály hatása és enyhítésének lehetőségei a növénytermesztésben. In: *Éghajlat, időjárás, aszály* (Szerk. Cselótei L., Harnos Zs.), Akaprint, Budapest, 5-66.
- SZABOLCS, I., 1961: A vízrendezések és öntözések hatása a tiszántúli talajképződési folyamatokra. *Akadémiai Kiadó*, Budapest.
- SZABOLCS, I., 1985: Salt affected soils, as world problem. p. 30-47. In: *The reclamation of salt affected soils.* Proc. Int. Symp. Jinan, China. 13-21 May. Beijing Agric. Univ., Beijing, China.
- VÁRALLYAY, GY., 1985: Magyarország talajainak vízháztartási és anyagforgalmi típusai. *Agrokémia és Talajtan.* 34. sz. 267 – 298.
- VÁRALLYAY, GY., 1989: Soil degradation processes and their control in Hungary. *Land Degradation and Rehabilitation.* 1. 171-188.



# Einfluss des Umbruchtermins einer Zwischenfrucht auf die Nitratauswaschung

Ernst Spiess<sup>1\*</sup>, Volker Prasuhn<sup>1</sup> und Clay Humphrys<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Mit dem Anbau von Zwischenfrüchten können Brachzeiten im Winterhalbjahr verhindert werden, was zu einer Reduktion der Nitratauswaschung führt. In einem Lysimeterversuch wurden winterharte Chinakohlrüben nach Sommerweizen und vor Sommergerste angebaut. Bei Umbruch dieser Zwischenfrucht im November wurden in den Wintermonaten und auch im darauffolgenden Winter höhere Nitratverluste festgestellt, als wenn der Umbruch erst im März erfolgte. Während in der Sickerwassermenge keine Unterschiede zwischen den beiden Verfahren auftraten, unterschieden sich die Nitratkonzentrationen des Sickerwassers meistens deutlich.

*Schlagwörter:* Lysimeter, Monolith, Sickerwassermenge, Umbruchtermin

## Summary

Cover cropping avoids winter fallow and helps to reduce nitrate leaching. In a lysimeter study, a winter-hardy hybrid of turnip rape and Chinese cabbage was established after spring wheat and before spring barley. Ploughing up of this cover crop in November gave rise to higher nitrate losses over the winter months and also in the following winter than ploughing up in March. Nitrate concentrations in seepage water mostly differed widely between the two treatments, while no differences occurred in seepage volumes.

*Keywords:* lysimeter, monolith, seepage volume, ploughing-in time

## Einleitung

Der Anbau von Zwischenfrüchten ist eine bewährte Maßnahme zum Überbrücken von Brachzeiten zwischen zwei Hauptfrüchten und zur Reduktion der Nitratauswaschung im Winterhalbjahr (SPIESS et al. 2011). Zwischenfrüchte können als Zwischenfutter, bei dem die oberirdische Biomasse von der Parzelle abgeführt und Tieren verfüttert wird, oder als Gründüngung genutzt werden. In der Schweiz ist der Anbau einer Zwischenfrucht mit wenigen Ausnahmen Bedingung zum Erhalt von Direktzahlungen, wenn eine Kultur vor dem 31. August geerntet und nachfolgend keine Winterkultur angesät wird (DIREKTZAHLUNGSVERORDNUNG 2014). Die Bodenbedeckung der betreffenden Parzelle muss mindestens bis am 15. November erhalten bleiben. Da die Zwischenfrucht nach diesem Datum untergepflügt werden kann, stellt diese Regelung eine Lockerung gegenüber dem bis 2003 geltenden Bodenschutzindex dar, bei dem nicht nur am 15. November, sondern auch am 15. März ein bestimmter minimaler Bodenbedeckungsgrad im Mittel der gesamten Ackerfläche vorhanden sein musste, zu dessen Erreichen der Anbau von Zwischenfrüchten bedeutsam war (DIREKTZAHLUNGSVERORDNUNG 2003). Im Jahr 2009 wurde deshalb ein Versuch zur Problematik des Umbruchtermins angelegt, bei dem eine Zwischenfrucht entweder schon Mitte November oder erst Mitte März umgebrochen wurde.

## Material und Methoden

### Lysimeter

Der Versuch wurde während zwei Jahren auf sechs monolithischen Lysimetern der neuen Anlage in Zürich-Reckenholz durchgeführt (PRASUHN et al. 2009). Die Gefäße weisen eine Oberfläche von 1 m<sup>2</sup> und eine nutzbare Tiefe von 1,35 m auf (sowie eine zusätzliche Quarzsandschicht von 0,15 m über dem Auslass, die als Sickerhilfe dient) und befinden sich auf dem Anlagenteil mit den nicht wägbaren Lysimetern. Die Sickerwassermenge wird mit 100 ml-Kippwaagen erfasst, wobei der exakte Zeitpunkt jeder Kippung von einem Datenlogger aufgezeichnet wird. Bei jeder Kippung fließen zudem rund 1,5 ml Wasser in eine Probenflasche, was eine abflussproportionale Entnahme einer kleinen Probe erlaubt. Die Proben werden 14-täglich entnommen und mittels segmentierter Fließinjektionsanalyse (s-FIA) auf Nitrat (NO<sub>3</sub>) und Ammonium analysiert.

### Boden, Kulturen und Verfahren

Die Monolithen wurden im Sommer 2008 auf einem Acker in Grafenried bei Bern gefräst. Diese Parzelle wurde zuletzt als extensive Wiese genutzt. Der Boden ist eine Braunerde mit 16% Ton, 32% Schluff und 51% Sand (0-20 cm). Der Gehalt an organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff (N) betrug bei Versuchsbeginn 1,7% bzw. 0,11%. Im

<sup>1</sup> Agroscope, Institut für Nachhaltigkeitswissenschaften (INH), Reckenholzstraße 191, CH-8046 ZÜRICH

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

**Tabelle 1: Niederschlagsmenge sowie Sickerwassermenge, Nitratkonzentration des Sickerwassers und ausgewaschene N-Menge in den beiden Verfahren 'November' und 'März' (Mittelwert von 3 Wiederholungen).**

Periode	Niederschlag mm	Sickerwassermenge mm		Nitratkonzentration mg NO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup>		Ausgewaschene N-Menge kg N ha <sup>-1</sup>	
		Nov.	März	Nov.	März	Nov.	März
01.04.09 - 30.11.09	694	19	18	1,0	1,0	0,0	0,0
01.12.09 - 31.03.10	253	231	246	9,1	0,7	4,8	0,4
01.04.10 - 31.03.11	986	432	426	50,9	38,4	49,6	37,0

Frühjahr 2009 wurde mit dem Versuch begonnen. Die Kulturfolge umfasste Sommerweizen mit Zwischenfrucht Chinakohlrüben (*Brassica chinensis* x *Brassica rapa*) im Jahr 2009 sowie Sommergerste mit nachfolgender Ansaat einer Wiese im Jahr 2010. Bei sonst gleicher Bewirtschaftung wurde die winterharte Zwischenfrucht bei drei Lysimetern am 20. November 2009 umgepflügt (Verfahren 'Nov.') und auf den anderen drei am 19. März 2010 (Verfahren 'März').

### Bodenbearbeitung und Düngung

Der Boden wurde vor Getreide 20 cm tief und vor den beiden anderen Kulturen 10 cm tief bearbeitet. Die Stickstoffdüngung der Kulturen erfolgte mit Ammoniumnitrat (120 kg N ha<sup>-1</sup> in drei Gaben zu Weizen und 60 kg N ha<sup>-1</sup> in einer Gabe zu Gerste). Die Zwischenfrucht wurde nicht gedüngt.

### Erhebungsperiode

Als Bezugsperioden für die Nitratauswaschung wurden folgende drei Zeitabschnitte gewählt: Die Vorperiode umfasste die Vegetationszeit des Sommerweizens und der Zwischenkultur bis zum Umbruch im ersten Verfahren (April bis November 2009). In diesem Zeitabschnitt wurden beide Verfahren gleich behandelt, weshalb keine Unterschiede auftreten sollten. Die eigentliche Versuchsperiode umfasste einerseits die Wintermonate 2009/10 zwischen dem ersten und dem zweiten Umbruchtermin und andererseits die zwölf Monaten nach dem zweiten Umbruchtermin.

### Ergebnisse

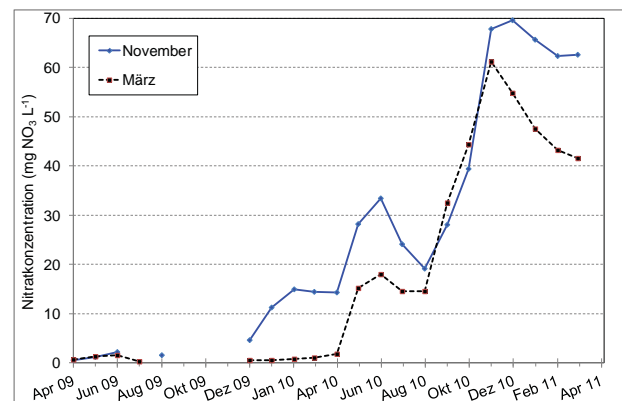
#### Ertrag und Stickstoffentzug der Pflanzen

Der Ertrag der Zwischenfrucht wurde nicht erhoben, da sie nicht weggeführt, sondern untergepflügt wurde. Bei der nachfolgenden Sommergerste unterschieden sich die beiden Verfahren weder im Ertrag (96 dt ha<sup>-1</sup> im Mittel) noch im Stickstoffentzug (177 kg N ha<sup>-1</sup>).

#### Sickerwassermenge und Niederschlag

Die Niederschlagsmengen wurden der 20 m entfernten Station von MeteoSchweiz entnommen. Mit 947 bzw. 986 mm Jahr<sup>-1</sup> lagen die Niederschläge in den beiden Versuchsjahren unter dem langjährigen Mittel von 1054 mm Jahr<sup>-1</sup>.

Die Sickerwassermenge machte im Mittel der beiden Jahre nur ein Drittel der Niederschlagsmenge aus. Dieser niedrige Wert ist auf die im Vergleich zum langjährigen Mittel unterdurchschnittlichen Niederschläge zurückzuführen. In



**Abbildung 1: Nitratkonzentration des Sickerwassers in den beiden Verfahren.**

der Vorperiode fiel infolge der starken Transpiration des Sommerweizens sowie der geringen Niederschläge in den Herbstmonaten wenig Sickerwasser an (Tabelle 1). Größere Sickerwassermengen wurden während des eigentlichen Versuchs und hier besonders während der Winterhalbjahre beobachtet. In keiner Periode traten signifikante Unterschiede zwischen den beiden Verfahren auf.

#### Nitratkonzentration des Sickerwassers

In der Vorperiode lag die Nitratkonzentration des Sickerwassers in beiden Verfahren immer unter 3 mg NO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup> (Abbildung 1). Gleich nach Beginn der Sickerwasserbildung im Dezember 2009 stieg sie bei Umbruch im November an, erreichte aber nie den schweizerischen Toleranzwert für Trinkwasser von 40 mg NO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>. Im Mai 2010 stieg auch die Nitratkonzentration bei Umbruch im März an und erreichte im Herbst für einige Wochen das gleiche Niveau wie bei Umbruch im November. Im Winter 2010/11 wies wiederum das Verfahren mit Umbruch im November bedeutend höhere Konzentrationen auf. In beiden Verfahren wurde während dieser Zeit der Toleranzwert für Trinkwasser überschritten.

#### Ausgewaschene N-Menge

Während im ersten Untersuchungsjahr in beiden Verfahren nur sehr wenig Stickstoff ausgewaschen worden war, lag die Nitratauswaschung im zweiten Jahr in einer Größenordnung, die mit anderen Lysimeterversuchen mit Ackerkulturen vergleichbar ist (Tabelle 1; NIEVERGELT 1997 und 2002). Sowohl im Winter 2009/10 wie auch im nachfolgenden Versuchsjahr wurde nach Umbruch der Zwi-

schenfrucht im November mehr Nitrat ausgewaschen als bei Umbruch im März, wobei der Unterschied im nachfolgenden Versuchsjahr zwar höher ausfiel, aber trotzdem nur im Winter 2009/10 signifikant war. Da die Sickerwassermengen in beiden Verfahren auf gleichem Niveau lagen, ist diese Differenz praktisch ausschließlich auf Unterschiede in den Nitratkonzentrationen zurückzuführen.

## Diskussion

Zwischenfrüchte nehmen Wasser und Stickstoff aus dem Boden auf. Dadurch wird die Sickerwasserbildung reduziert, und das anfallende Sickerwasser weist eine geringere Nitratkonzentration auf (CATT et al. 1998, SHEPHERD 1999, THOMSEN 2005). Dank diesen beiden Wirkungsweisen wird weniger Nitrat aus dem Boden ausgewaschen.

In Lysimeterversuchen mit der Gründung Raigras nach Sommergerste fand THOMSEN (2005) ebenfalls geringere Nitratverluste nach Umbruch im März, während THOMSEN und HANSEN (2014) keinen Unterschied zwischen den beiden Umbruchsterminen beobachteten.

GUTSER und VILSMEIER (1988) stellten fest, dass der Gehalt an mineralischem Stickstoff ( $N_{\min}$ ) im Boden im Laufe des Winters stärker abnimmt, wenn die Zwischenfrucht schon im Herbst und nicht erst im Frühjahr umgebrochen wird. Diese Entwicklung ist ein Hinweis auf höhere Auswaschungsverluste. Bei einem Umbruch im Herbst wird die Pflanzenmasse teilweise noch vor Beginn des Winters abgebaut und mineralisiert (BERENDONK 1985, FOERSTER und KLEINE 1990). Das Pflügen fördert zudem die Mineralisierung des organischen Bodenstickstoffs (HANSEN und DJURHUUS 1997). Der bei beiden Prozessen mineralisierte Stickstoff kann ausgewaschen werden, wobei die Nitratauswaschung um so geringer ist, je später der Umbruch der Zwischenfrucht im Herbst erfolgt (GARWOOD et al. 1999, THORUP-KRISTENSEN et al. 2003).

## Schlussfolgerungen

Der Umbruch einer winterharten Zwischenfrucht im November führte im Vergleich zum Umbruch erst im März zu höheren Nitratkonzentrationen und Stickstoffverlusten, während in der Sickerwassermenge keine Unterschiede auftraten. Aus diesem Grund ist es empfehlenswert, Zwischenfrüchte erst kurz vor dem Anbau der Nachkultur umzubrechen.

## Literatur

- BERENDONK, C., 1985: Wintererbsen binden den Stickstoff am besten! top agrar Nr. 7, 42-45.
- CATT, J.A., K.R. HOWSE, D.G. CHRISTIAN, P.W. LANE, G.L. HARRIS and M.J. GOSS, 1998: Strategies to decrease nitrate leaching in the Brimstone Farm Experiment, Oxfordshire, UK, 1988-1993: the effects of winter cover crops and unfertilised grass leys. *Plant Soil* 203, 57-69.
- DIREKTZAHLUNGSVERORDNUNG, 2003, 2014: Verordnung über die Direktzahlungen an die Landwirtschaft. SR 910.13 <http://www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/20130216/index.html> (07.11.2014).
- FOERSTER, P. und K. KLEINE, 1990: Einfluss von Zwischenfrüchten bei unterschiedlicher Zwischenfruchtverwertung und Gülledüngung auf die  $N_{\min}$ -Mengen im Boden und auf die N-Aufnahme in den Pflanzen. *Kali-Briefe (Büntehof)* 20, 241-260.
- GARWOOD, T.W.D., D.B DAVIES and A.R. HARTLEY 1999: The effects of winter cover crops on yield of the following spring crops and nitrogen balance in a calcareous loam. *J. agric. Sci., Camb.* 132, 1-11.
- GUTSER, R. und K. VILSMEIER, 1988: Mineralisation verschiedener Zwischenfrüchte und N-Verwertung durch Pflanzen. *Kali-Briefe (Büntehof)* 19, 199-211.
- HANSEN, E.M. and J. DJURHUUS, 1997: Nitrate leaching as influenced by soil tillage and catch crop. *Soil Till. Res.* 41, 203-219.
- NIEVERGELT, J., 1997: Lysimeterversuch 1981 bis 1996: N-Auswaschung in Fruchtfolgen. *Agrarforschung* 4, 209-212.
- NIEVERGELT, J., 2002: Nitrat und Fruchtfolgen 20 Jahre lang beobachtet. *Agrarforschung* 9, 28-33.
- PRASUHN, V., E. SPIESS und M. SEYFARTH, 2009: Die neue Lysimeteranlage Zürich-Reckenholz. Bericht über die 13. Gumpensteiner Lysimetertagung, Irnding, 11-16.
- SHEPHERD, M.A., 1999: The effectiveness of cover crops during eight years of a UK sandland rotation. *Soil Use Manage.* 15, 41-48.
- SPIESS, E., V. PRASUHN und W. STAUFFER, 2011: Einfluss der Winterbegrünung auf Wasserhaushalt und Nitratauswaschung. Bericht über die 14. Gumpensteiner Lysimetertagung, Irnding, 149-154.
- THOMSEN, I.K., 2005: Nitrate leaching under spring barley is influenced by the presence of a ryegrass catch crop: Results from a lysimeter experiment. *Agric. Ecosyst. Environ.* 111, 21-29.
- THOMSEN, I.K. and E.M. HANSEN, 2014: Cover crop growth and impact on N leaching as affected by pre- and postharvest sowing and time of incorporation. *Soil Use Manage.* 30, 48-57.
- THORUP-KRISTENSEN, K., J. MAGID and L.S. JENSEN, 2003: Catch crop and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Adv. Agron.* 79, 227-302.

# Kriterien zur Harmonisierung und Vereinbarkeit nachhaltiger Nährstoffversorgung von Böden, Pflanzen, Tieren und Menschen im Einklang zugleich von sozialen (Suffizienz), ökologischen (Konsistenz) und ökonomischen (Effizienz) Notwendigkeiten, exemplarisch dargestellt insbesondere am Beispiel Deutschlands

Klaus Isermann<sup>1\*</sup> und Renate Isermann<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Am Beispiel Deutschlands werden nachhaltige Kriterien (Indikatoren) dargestellt zur langfristigen Harmonisierung und Vereinbarkeit der Nährstoffversorgung von Böden, Nutz-Pflanzen und -Tieren sowie der Menschen. Demzufolge zugleich im Einklang mit sozialen, ökologischen und ökonomischen Notwendigkeiten und nachhaltiger (E-)Intensivierung der Landnutzung. Im Vordergrund stehen hierbei die Nährelemente C, N, P, K und S.

*Schlagwörter:* Nachhaltige Landnutzung, Nährelemente C, N, P, K, S, Nachhaltigkeitsindikatoren, nachhaltige (De-)Intensivierung

## Summary

Exemplarily shown for Germany sustainable indicators are presented for long-term harmonization and compatibility of nutrient management of soils, plants, animals and man. Therefore in agreement simultaneously with social, ecological as well as economical needs and the overall aim of sustainable (de-)intensification of land use. This refers primarily to the nutrient elements C, N, P, K and S.

*Keywords:* Sustainable land use, nutrient elements C, N, P, K and S, sustainable indicators, sustainable (de-)intensification

## Einleitung

Bei systemarer (holistischer d.h. ganzheitlicher) Betrachtungsweise und Bewertung zugleich einerseits des gesamten Ernährungssystems von Landwirtschaft (Produzenten), Humanernährung in Haushalten (Konsumenten) sowie entsprechender Abwasser- und Abfallwirtschaft (Destruenten) und andererseits von Menschen und deshalb auch von Böden, Pflanzen und Tieren, ist es hier das Bestreben, auf der Grundlage der AGENDA 21 von RIO (1992) Kriterien zur Nährstoffnachhaltigkeit insbesondere bezüglich der Nährelemente C, N, P, K, S auszuweisen.

**Konkretes Ziel dieses Beitrages ist also im Sinne einer nachhaltigen (De-)Intensivierung:**

**1. eine emissionsneutrale Ernährung der Bevölkerung einer definierten Region (z.B. Deutschland) mit einer ebensolchen Landwirtschaft sowie Abwasser- und Abfallwirtschaft [= KONSISTENZ]**

**2. welche zugleich den Ernährungsbedürfnissen und ethischen Forderungen (z.B. Verhinderung von Tierleid) der Menschen gerecht wird [=SUFFIZIENZ]**

**3. mit nur noch dementsprechender Nahrungsmittelproduktion und angemessenen Agrarproduktpreisen, welche zugleich die ökologische, soziale und ökonomische Wertschätzung (Wahrheit) beinhalten, ohne jegliche Notwendigkeiten von Subventionen [= (monetäre) EFFIZIENZ]**

## 4. mit Zielerreichung bis 2020 (Nachhaltigkeitsstrategie von Deutschland) vs. 2050 (UBA 2014)

Hingegen wurde z.B. beim VDLUFA-Jahreskongress 2014 die Landwirtschaft mit dem Generalthema „Nährstoffbedarf und Nährstoffversorgung von Pflanze und Tier“ in erster Linie nur sektoral mit dem Ziel der Ertragsmaximierung betrachtet, ohne zugleich die weitaus geringeren Bedürfnisse der Menschen z.B. von Deutschland hinsichtlich ihrer Ernährung zu berücksichtigen.

## Material und Methoden

**Grundlagen zur Ausweisung o.a Kriterien sind die entsprechenden Inhalte von:**

**1. ca. 180 Publikationen von BNELK im Zeitraum 1994 bis 2014 [hier zitiert als „BNELK“], wie z.B.:**

Isermann, K. Isermann, R. 2013: Notwendige nachhaltige Novellierungen, Integration und Umsetzung entsprechender EU-(Rahmen)Richtlinien und nationaler Regelwerke mit den Zielsetzungen künftig (2020) nachhaltiger C-, N-, P-, K-, (S-)Haushalte insbesondere der Landwirtschaft innerhalb des Ernährungsbereiches

Vorträge:

Jahrestagung der DBG am 07.-12. Sept. 2013 in Rostock  
125. VDLUFA-Kongress vom 17.-20.Sept. 2013 in Berlin  
(Langfassung 102 S, Kurzfassung 20 S.)

<sup>1</sup> Büro für Nachhaltige Ernährung, Landnutzung und Kultur (BNELK), Heinrich-von-Kleist-Straße 4, D-67374 HANHOFFEN

\* Ansprechpartner: Dr. Klaus Isermann, isermann.bnla@t-online.de



Poster:

15. Gumpensteiner Lysimetertagung (2013) (s. Literatur)
- 2. UBA-Texte: Climate Change 07/2014: Treibhausgasneutrales Deutschland im Jahre 2050, 346 S. [hier zitiert als „UBA“]**
- 3. UBA-Text 42/2014: Rechtliche und andere Instrumente für vermehrten Umweltschutz in der Landwirtschaft, 598 S.**

Die somit nachfolgend ausgewiesenen Kriterien sind dann Bestimmungsmerkmale von Nähr-Stoffstrom-Analysen, ihrer (nicht-)nachhaltigen Bewertungen und Harmonisierungen im gesamten Ernährungssystem von Landwirtschaft, Humanernährung der Haushalte sowie entsprechender Abwasser- und Abfallwirtschaft.

## Ergebnisse, Diskussion, Schlussfolgerungen

### A) Vorleistungen der Nichtlandwirtschaft, insbesondere des Energiebereiches einschl. Verkehr

1. Bei gleichzeitigen Energieeinsparungen nur noch Nutzung nicht fossiler („erneuerbarer“ ?) Energieformen (Wasser, Wind, Solar- und Bioenergie) [UBA]
2. Keine Nutzung von Kernkraft [UBA]
3. Kein Carbon Capture and Storage (CCS) [UBA]
4. Keine (längerfristige) C-Sequestrierung (s. Punkt 2.13) in Land- und Forstwirtschaft [BNELK / UBA]
5. Abnahme der Bevölkerung von 82,5 Mio. E (2010) auf 72,2 Mio. (2050)

### B) Kriterien nachhaltiger Ernährung und Bioenergiewirtschaft mit den 7 bzw. 8 Akteuren: Politik → Haushalte, Landwirtschaft, Nahrungs- und Futtermittel-Industrie, Abwasser- und Abfallwirtschaft,

### Handel, Energiewirtschaft im Sinne nachhaltiger (De-) Intensivierung:

#### 1. Humanernährung: Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und auf die Landwirtschaft: Konsistenz und Effizienz durch Suffizienz

**1.1 Anpassung der Produktion (Landwirtschaft) insbesondere an tierischen Nahrungsmitteln (Fleisch(-erzeugnisse), Milch(-erzeugnisse), Eiern) an den Konsum einer gesunden Ernährung (Haushalte), entsprechend den Empfehlungen der Ernährungswissenschaft (z.B. DACH-Referenzwerte 2001, DGE 2012), z.B. maximal tolerierbarer Fleischkonsum:  $64 \text{ g / Person} \cdot \text{d} = 450 \text{ g / Person} \cdot \text{w} = 23,4 \text{ kg / Person} \cdot \text{a}$  [BNELK / UBA].** Dementsprechend erfolgt die Ausrichtung der Selbstversorgungsgrade nicht an der weitaus zu hohen Nachfrage, sondern am Bedarf der Bevölkerung an Nahrungsmitteln. Hierzu wird auf *Tabelle 1* verwiesen mit dementsprechenden nachhaltigen Einforderungen von 15 Autoren in zeitlicher Reihenfolge zur Suffizienz bei der Konsumtion und entsprechender Produktion tierischer Nahrungsmittel, insbesondere von Fleisch (Milch und Eiern) am Beispiel von Deutschland, EU-27 und sogar aller Industrieländer, was einer notwendigen Reduktion der Tierbestände von 50-60% gleichkommt (s. Punkt 2.1)

**1.2 (Mindestens) 50% der Lebensmittel-Vergeudung z.B. durch Missmanagement (bes. Gemüsebau), Verderbnis und Abfall (u.a. Verfallsdatum) sind vermeidbar** [BNELK / UBA]

#### 2. Landwirtschaft: Auswirkungen auf Umwelt, Mitwelt und Nachwelt. Auch hier: Konsistenz und Effizienz durch Suffizienz

**2.1 Reduktion der Tierbestände um ca. -55% (EU-27: -65%) hat 1. Priorität auf der Grundlage eines aus**

*Tabelle 1: Einforderung von Suffizienz hinsichtlich der Konsumtion an tierischen Nahrungsmitteln, insbesondere von Fleisch, in der Humanernährung und entsprechender Produktion der Landwirtschaft bezüglich gesundheitlicher, sozialer und ökologischer und deshalb auch langfristig ökonomischer, also insgesamt nachhaltiger Anforderungen, umgesetzt durch deren entsprechende erhöhte Besteuerung, z.B. von 19 % anstelle von 7 %.*

1. BNELK (1994 - 2014): ca. 45 Publikationen, z.B. Isermann, K., Isermann, R., (2009, 2014).
2. Van der Ploeg (2002): Vortrag in Dresden zur Hochwassersituation der Elbe.
3. Thaler, S. und Zessner, M. (2009): Human nutrition as key to nutrient emissions into water. Beitrag WG 4, COST ACTION 869, 24.-26. Juni 2009, Notwill/CH.
4. European Nitrogen Assessment (ENA), Nitrogen in Europe (NIE), International Nitrogen Initiative (INI), COST 729 (2009). Barsac Declaration for a demiterian diet, 5 S.
5. BLU und ETH Zürich (2010): N-Bilanz der Schweiz 1990 / 2007 und Soil 2020.
6. Eckardt, F. Holzapfel, N., Ulrich, A.E. (2010): Nachhaltigkeit und Bodenschutz - Landnutzung und Ressourcenschonung. Umwelt- und Planungsrecht 2010, 260-270.
7. Eckardt, F. (2011): Klimagerechtigkeit. Vortrag an der Universität Landau, 31.05.2011.
8. Sachverständigenrat für Umweltfragen SRU (2012): Umweltgutachten 2012: Verantwortung in einer begrenzten Welt. Juni 2012. Erich Schmidt Verlag. 422 S.
9. Heinrich-Böll-Stiftung, BUND, Monde diplomatique: Fleischatlas (2012) und (2014).
10. WWF (2012): Tonne für die Tonne, Hrsg. WWF Deutschland, Berlin. Medialogik GmbH, Karlsruhe, 51 S.
11. Forum Ökologische-Soziale Marktwirtschaft FÖS (2013) : Ökonomische Instrumente für eine Senkung des Fleischkonsums in Deutschland. Autoren: S. Buschmann und E. Meyer. Studie im Auftrag von Greenpeace, Mai 2013, 67S.
12. Cordts, A., Duman, N., Grethe, H., Nitzko, S., Spiller, A. (2013): Auswirkungen eines verminderten Konsums von tierischen Produkten in Industrieländern auf globale Marktbilanzen und Preise für Nahrungsmittel. In: Sicherung der Welternährung bei knappen Ressourcen. Schriftenreihe Rentenbank. Band 29, 103-135.
13. European Nitrogen Assessment (ENA 2014): Nitrogen on the Table. ENA Special Report on Nitrogen and Food, 5 p.
14. Westhoek et al. (2014): Food choices, health and environment: Effects of cutting of Europe's meat and dairy intake. Global Environmental Change 26, 196-205
15. UBA-Texte (07 / 2014): Climate Change: Treibhausgasneutrales Deutschland im Jahr 2050, 346 S.

**nachhaltiger Sicht maximal tolerierbaren Tierbestandes von 0,1 GV/ E (= 50 kg Lebendgewicht Tier / durchschnittliches Lebendgewicht Mensch 60 kg) und einer max. Tierbestandsdichte von 1,0 GV/ ha mit Nährstoffen (bes. P und K) versorgbarer LF (= 47% der LF) entsprechend den Gehaltsklassen A und B** → Multifunktionalität hinsichtlich positiver Auswirkungen dieser zukünftig reduzierten Tierbestände und Tierbesatzdichten (s. Punkt 2.8) [BNELK / UBA ]

**2.2 Import- und Exportminimierung bes. der emissionsreichen tierischen Agrarprodukte** zur Vermeidung von Leakage; Beschränkung auf Notwendigkeiten [BNELK / UBA]

**2.3 Biogasproduktion mit 80% der um ca. 55% reduzierten Wirtschaftsdünger** [UBA]

**2.4 Steigerung der N-Produktivität (Effizienz) der Wirtschaftsdünger von 30 auf 60%, der Mineraldünger von 80 auf 90%** [UBA]

**2.5 Nationales N-Überschussaldo: max. 50 kg N/ha LF · a (Hofter-Bilanz) bis 2020** [BNELK / UBA ]

**2.6 bei einer N-Deposition nur noch von 10 kg N/ha LF · a und somit NH<sub>3</sub>-N-Emissionen der Landwirtschaft von max. 10 kg N/ha LF · a = 5 kg N/ha GF · a** [BNELK / UBA ]

**2.7 nachhaltige Optimierung der P- und K-Versorgung der Böden** [BNELK]:

- Abreicherung der P- und K-Gehaltsklassen C, D und E auf Gehaltsklasse B, entsprechend 3-5 mg CAL-/ DL-P / 100 g Boden bzw. 5-10 mg CAL- / DL-K / 100g Boden (mittlere Böden) und entsprechende Anreicherung der Gehaltsklasse A auf Gehaltsklasse B
- demzufolge längerfristiges P-Saldo von -8 kg P/ha LF · a bzw. K-Saldo von -10 kg K/ ha LF · a
- und dementsprechend sind dann nur noch 27% bzw. 22% der LF sind hinsichtlich P bzw. K düngungswürdig

**2.8 Suffizienz bewirkt bereits zu 40-60% der erforderlichen Konsistenz hinsichtlich der Emissionen an (reakti-ven) C, N, P, K (S) und der entsprechenden Umweltbelastungen und hat 1. Priorität auch hinsichtlich ihrer Multifunktionalität von weiteren positiven Auswirkungen** wie z.B. auf menschliche Gesundheit, Nahrungsmittel-qualität, Schonung der Versorgungsressourcen (bes. Energie → N, mineralisch P), mehr Nahrung für die Dritte Welt, weniger Futterflächen, keine Rucksack-Emissionen wegen unterlassener Futter- und Nahrungsmittel-Importe bzw. -Exporte, Wegfall von Subventionen, weniger Tierpharmaka, weniger Tierleid [BNELK / UBA ]

**2.9 Flankierende technische Maßnahmen zur Emissionsminderung haben sodann 2. Priorität und erfolgen zukünftig nicht entsprechend den allgemein anerkannten Regeln der Technik (ART), sondern mit bester verfügbarer Technik (BVT)** [UBA]

**2.10 Kein Energiepflanzenanbau mit Nahrungs- und Futtermittel-Pflanzen.** Bioenergie-Gewinnung nur noch aus Rest- und Abfallstoffen (u.a. auch aus Stroh und Wirtschaftsdünger sofern nachhaltige Humusbilanzen aufrechterhalten werden) [BNELK / UBA ]

**2.11 Weiterhin stoffliche Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen** [UBA]

**2.12 Kein Umbruch von Grünland und keine Moorkultivierung** (Wiedervernässung) → dadurch entfallen C, N, P (S) und THG-Emissionen durch LULUC zu ca. -80% (BNELK / UBA)

**2.13 Keine Anrechnung von C-Sequestrierung in Böden und Aufwuchs von Landwirtschaft und Forstwirtschaft** [BNELK/ UBA ]

**2.14 Optimierung der Bodenfruchtbarkeit nicht nur aus ökonomischer („Wirkungsanteil des Boden am Ertrag“), sondern auch aus ökologischer (tolerierbare C-, N-, P-, S-Emissionen) und sozialer (bedarfsorientierter Ertragsanteil) Sicht** (BNELK)

### 3. Abwasser- und Abfallwirtschaft

**Nutzung von unbelasteten Klärschlämmen (~ Produkten) und anderer Sekundärrohstoff-Düngern mit höherer Produktivität insbesondere hinsichtlich der Nährstoffe C, N und P** [BNELK / UBA (?)]

C) Durch Umsetzung der in A) und B) aufgeführten Kriterien zu zukünftig nachhaltigen Wirtschafts- und Lebensweisen verringern sich entsprechend *Tabelle 2* z.B. die Emissionen an Treibhausgasen (THGs) in Deutschland im Zeitraum 2007 / 2010 bis 2050 von 11,5 t CO<sub>2Äq</sub>/E · a um -94% auf 0,83 t t CO<sub>2Äq</sub>/E · a gemessen am weltweiten Zielwert von sogar 2,4 t CO<sub>2Äq</sub>/E · a. Jene Emissionen an THGs des Agrarsektors verringern sich von 1,99 t CO<sub>2Äq</sub>/E · a um - 84 bzw. -86% auf 0,29 (6% ökologischer Landbau) bzw. 0,26 t CO<sub>2Äq</sub>/E · a (20% ökologischer Landbau), im Wesentlichen bewirkt durch eine Reduktion der Tierbestände um -60 bzw. -45%.

D) Das Ziel des UBA einer treibhausgasneutralen Landwirtschaft innerhalb eines insgesamt treibhausgasneutralen Systems Ernährung erfüllt bereits zu ca. 80% das Ziel einer insgesamt emissionsneutralen Landwirtschaft und ebensolcher Ernährung, also die nachhaltige Nährstoff-Versorgung der Menschen sowie demzufolge auch der landwirtschaftlich genutzten Böden, Pflanzen und Tieren.

Ergänzungsbedarf besteht nur noch hinsichtlich der Kriterien für nachhaltige P- und K-Haushalte [BNELK] (s. Punkt 2.7)

E) Die Umsetzung der nachhaltigen Ernährung durch die Politik und notwendige Novellierungen hier der nährstoffrelevanten Agrargesetzgebung

**1. Zunächst fällt der Steuerpolitik die Aufgabe zu, über entsprechende Agrarpreise, welche nunmehr die ökonomische, ökologische und soziale Wahrheit beinhalten, die Einkommensauskömmlichkeit der Landwirte zu gewährleisten.** Dies ist verbunden mit der Auflage der Quotierung der Agrarproduktion, orientiert nur noch am einheimischen Bedarf und unter Vermeidung von Subventionen [BNELK].

**2. Die Novellierung der Agrargesetzgebung**

**2.1 beinhaltet den notwendigen Übergang von der bisherigen vorwiegend selbst bewirkten Privilegierung der Landwirtschaft – also Vorteilsgewährung und Vorteils-**

**Tabelle 2: Treibhausgasneutrale(r) Landwirtschaft und Agrarsektor als Bestandteile eines insgesamt treibhausneutralen Deutschlands bis 2050: B) Ergebnisse (UBA-Texte Climate Change 07/2014)**

Einwohner [ Mio. E ]	Treibhausgasemissionen [ Mio. t CO <sub>2</sub> Äq / Jahr ]		
	Ist 2007 / 2010: = Bezugsjahr Konventionell (Öko 6%)	Konventionell (Öko 6%)	Szenarien 2050 Öko 20%
Deutschland (2010): 82,5 (2050): 72,2			
Welt (2010) 7 250, (2050): 9 200			
1. Vorleistungen und Energie	23,84	0,72	0,73
2. Landwirtschaft	(1,31 t CO <sub>2</sub> Äq/E · a) 107,72 (100)	(0,39 t CO <sub>2</sub> Äq/E · a) 28,17 (26)	(0,36 t CO <sub>2</sub> Äq/E · a) 25,7 (24)
...davon:			
2.1 Quellgruppe Landwirtschaft	(0,76 t CO <sub>2</sub> Äq/E · a) 62,60 (100)	(0,49 t CO <sub>2</sub> Äq/E · a) 35,00 (56)	(0,49 t CO <sub>2</sub> Äq/E · a) 35,0 (56)
2.2 LULUC	37,50	8,00	8,00
2.3 Bilanz Importe vs. Exporte	7,62	-14,83	-17,26
...davon anteilig:			
2.3.1 Fleisch	2,26	-5,70	-10,39
2.3.2 Getreide	-3,93	-10,48	-8,74
3. Agrarsektor (1. + 2.)	(1,59 t CO <sub>2</sub> Äq/E · a) 131,56 (100) [14]	(0,29 t CO <sub>2</sub> Äq/E · a) 20,90 (16) [35]	(0,26 t CO <sub>2</sub> Äq/E · a) 18,5 (14) [31]
4. Belastungen von Importländern durch Agrarexporte (Rucksack-Emissionen)	10,60 (100)	17,60 (166)	21,40 (202)
5. Vergleiche:			
5.1 Deutschland	[100] 947 = 11,5 t CO <sub>2</sub> Äq/E · a	[100] 60 = 0,83 t CO <sub>2</sub> Äq/E · a = -94 %	
5.2 Welt	49 000 = 6,8 t CO <sub>2</sub> Äq/E · a	22 000 = 2,4 t CO <sub>2</sub> Äq/E · a = -55%	

UBA (2014): „Wir haben in dieser Studie zwar vorwiegend technische Lösungsoptionen untersucht, nehmen aber z.B. für die Landwirtschaft an, dass sich die Menschen im Jahr 2050 gesund ernähren - das heißt z.B. weniger Fleische essen als heute. **Damit gehen die Tierbestände deutlich zurück. Nur so lassen sich die Emissionen in der Landwirtschaft weit genug senken**, ohne dass es zu Leakage-Effekten durch massiven Mehrimport von Fleisch kommt“

## nahme durch die Landwirtschaft – im Umweltrecht mit zugrundeliegendem Ordnungsrecht

**2.2 zur ökosozialen Marktwirtschaft**, d.h. einer konsistenten (umweltbewahrenden), weil hinsichtlich Konsumtion und entsprechender Produktion nunmehr suffizienten (genügsamen) und u.a. auch deshalb hinsichtlich des Einsatzes an Boden, Arbeit und Kapital effizienten Marktwirtschaft. (Ekardt et al. 2008, 2010 → UBA; SRU (2012): Umweltgutachten 2012: Verantwortung in einer begrenzten Welt. Erich Schmitt Verlag, 422 S.: UBA-Text 42/2014: Rechtliche und andere Instrumente für vermehrten Umweltschutz in der Landwirtschaft, 598 S. [BNELK / UBA ].

**F) Die soziale, ökologische und ökonomische Gesamtrechnung** eines zukünftig insgesamt nachhaltigen und emissionsneutralen Ernährungssystems, bemessen am Ist-Zustand und unter Berücksichtigung aktueller Gesundheitsschäden von ca. 90 Mrd. € a und monetär unbekannter Umweltschäden ( x ) sowie entfallender Subventionen von 10 Mrd. € aber zukünftiger Mehrwertsteuer-Belastung von 24 Mrd. € ergibt eine (unvollständige) win-win-Situation für die Volkswirtschaft von  $90 + x + 10 - 24 = >> 76$  Mrd. € / a

## Literatur

- AGENDA 21 von Rio, 1992: Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung. Rio de Janeiro, Juni 1992, 359 S.
- DACH, 2001: Referenzwerte für die Nährstoffzufuhr 1. Auflage, Umschau Braus GmbH, Verlagsgesellschaft, Frankfurt/M., 240 S.
- DGE (Deutsche Gesellschaft für Ernährung e.V.), 2012: 12. Ernährungsbericht 2012, 427 S.
- EKARDT, F., A. HEYM und J. SEIDEL, 2008: Die Privilegierung der Landwirtschaft im Umweltrecht. Zeitschrift für Umweltrecht 2008, 169 ff.
- EKARDT, F., N. HOLZAPFEL und A.E. ULRICH, 2010: Nachhaltigkeit im Bodenschutz- Landnutzung und Ressourcenschonung: Phosphordüngung und Bodenbiodiversität als Rechtsproblem. Umwelt- und Planungsrecht 2010, 260-270.
- ISERMANN, K. und R. ISERMANN, 2009: Umsetzung eines N-Überschuss-saldos der Landwirtschaft von 50 kg N/ha LF · a bis 2020 als wesentliches Teilziel der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie für ein Nachhaltiges Deutschland (2002/2008). VDLUFA-Schriftenreihe 65, Teil 2, 79-86, Kongressband 2009 Karlsruhe, VDLUFA-Verlag Darmstadt.
- ISERMANN, K. und R. ISERMANN, 2013: 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). Tagungsband 15. Gumpensteiner Lysimeter-Tagung am 16. u. 17. April 2013, 135-140.