



MINISTERIUM  
FÜR EIN  
LEBENSWEERTES  
ÖSTERREICH

HBLFA RAUMBERG - GUMPENSTEIN  
LANDWIRTSCHAFT

## 17. GUMPENSTEINER LYSIMETERTAGUNG

Lysimeterforschung -  
Möglichkeiten und Grenzen  
Lysimeter research -  
options and limits

09. und 10. Mai 2017  
HBLFA Raumberg-Gumpenstein

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

# BERICHT

## 17. Lysimetertagung

am 09. und 10. Mai 2017  
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 Irnding-Donnersbachtal  
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 © 2017*

Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft  
Raumberg-Gumpenstein, A-8952 Irnding-Donnersbachtal  
ISBN-13: 978-3-902849-45-8  
ISSN: 1818-7722

Dieser Band wird wie folgt zitiert:

17. Gumpensteiner Lysimetertagung, 09.-10.05.2017, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein 2017

# Inhaltsverzeichnis

<b>Vorwort</b> .....	7
<b>Quantifizierung von Pflanzenschutzmittel(PSM)-Einträgen in Oberflächengewässer in einem Kleineinzugsgebiet (Querne/Weida)</b> .....	11
N. Tauchnitz, M. Schrödter, G. Schmidt, B. Hauser, P. Kasimir und R. Meißner	
<b>Pestizidmessung und -modellierung am Lysimeterstandort Wagna</b> .....	17
G. Klammler, A. Schumann, S. Weiss, O. Gans, G. Haberhauer, M.H. Gerzabek, H. Kupfersberger und J. Fank	
<b>Lysimeteruntersuchungen zum Austragsverhalten von im Maisanbau eingesetzten Herbiziden unter Freilandbedingungen (Standort Wielenbach)</b> .....	27
C. Strauß, A. Bayer und M. Obernolte	
<b>Sorption und Abbau von s-Metolachlor und dessen Metaboliten Metolachlor-OA und Metolachlor-ESA im Boden</b> .....	33
L. Brückner, H. Kupfersberger, G. Klammler, J. Fank und M. Kah	
<b>Assessing pesticide dynamics in soil and vadose zone using compound-specific isotope analysis (CSIA): A lysimeter study</b> .....	39
C. Torrento, R. Bakkour, A. Melsbach, V. Ponsin, Ch. Lihl, V. Prasuhn, Th.B. Hofstetter, M. Elsner und D. Hunkeler	
<b>Temporal distribution of pyrimethanil and dimethomorph fungicides on an Andisol under cut rose production in Colombia</b> .....	43
C.S. Mosquera-Vivas, M.J. Martinez-Cordon, G. Garcia-Santos und J.A. Guerrero-Dallos	
<b>Lysimeteruntersuchungen als Unterstützung zum Grundwasserschutz</b> .....	49
E. Murer, M. Kuderna, K. Seltenhammer und G. Fuchs	
<b>Sind die Wirkungen des Klimawandels auf den Boden anhand von Langzeit-Lysimeteruntersuchungen nachweisbar?</b> .....	57
J. Köhn, R. Meißner, H. Rupp und F. Reinstorf	
<b>Auswirkung differenzierter Bodenbearbeitung auf verschiedenen Böden auf die P-, K-, Mg- und S-Verlagerung in der Lysimeteranlage Leipzig</b> .....	65
M. Grunert	
<b>Lysimeteruntersuchungen zu den Nährstoffen Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel an Böden der Sächsischen Lößgefilde in Abhängigkeit von Bewirtschaftung und Bodeneigenschaften</b> .....	71
U. Haferkorn, M. Rust und A. Winkler	
<b>Nährstoffauswaschung (P, K, Mg, Ca, S) aus einem Löß- und Keuperverwitterungsboden im Thüringer Becken unter Ackernutzung</b> .....	79
S. Knoblauch	
<b>Einfluss des Umbruchtermins und des Alters einer Ansaatwiese auf die Nitratauswaschung</b> .....	87
E. Spiess, V. Prasuhn und C. Humphrys	
<b>Veränderungen des Stickstoff-Haushaltes eines Waldwiesen-Standortes durch den Klimawandel</b> .....	93
N. Knauer, J. Groh, H. Vereecken und Th. Pütz	
<b>Characterization of 4 winter wheat cultivars with different Nitrogen Use Efficiency (NUE): A Lysimeter study</b> .....	103
M. Jancsó, T. Szaloki, A. Székely, F. Szira, I. Monostori, A. Vágújfalvi, B. Hoffmann, Sz. Megyery und M.B. Oncsik	
<b>Multitrophische Biodiversitätsmanipulation unter kontrollierten Umweltbedingungen im iDiv Ecotron</b> .....	107
M. Türke, R. Feldmann, B. Fürst, H. Hartmann, M. Herrmann, S. Klotz, G. Mathias, S. Meldau, M. Ottenbreit, S. Reth, M. Schädler, S. Trogisch, F. Buscot und N. Eisenhauer	

<b>A new lysimeter facility for the study of soil ecosystem servi provided by diverse cropping systems.</b> .....	115
C. Wagner-Riddle, A. Berg, A. Biswas, K. Dunfield, K. Congreves, S. Brown, P. Machado, R. Robbins, N. Linton, S. Jordan und C. Lunman	
<b>Nutzung von Lysimeter- und Felddaten zur Parameterermittlung für großräumige Modelle zur Grundwassermengen- und -güteprognose.</b> .....	117
S. Schmidt, K. Häfner, R. Schlottmann, U. Haferkorn, C. Nitsche und H. Mansel	
<b>Möglichkeiten und Grenzen der Simulation von Wasserhaushaltsgrößen grundwassernaher Standorte mit Lysimetern.</b> .....	125
Ottfried Dietrich	
<b>Eine Methode zur Quantifizierung von Niederschlag und Verdunstung im Winter unter Klimawandelbedingungen.</b> .....	131
M. Herndl, V. Slawitsch und G. von Unold	
<b>Die forstökologische Forschung mit Lysimetern: Möglichkeiten und Grenzen ihres Einsatzes.</b> .....	137
J. Müller	
<b>Valorization of grassland management for the water supply in context with climate change.</b> .....	145
G. Leitinger, G. Frenck, U. Tappeiner, N. Obojes, Ch. Newesely, C. Wellstein, F. Scandellari, M. Thoma, M. Tagliavini und E. Tasser	
<b>Re-evaluating long-time lysimeter data series using a modern mini lysimeter.</b> .....	149
C. Ruth, D. Michel, M. Hirschi und S.I. Seneviratne	
<b>Studying the hydrological balance of (partially) sealed surface using high precision weighable lysimeters.</b> .....	157
A. Timm und G. Wessolek	
<b>Variation der Elementkonzentrationen im Drainagewasser zweier unterschiedlich genutzter landwirtschaftlicher Flächen der Norddeutschen Tiefebene.</b> .....	165
M. Baborowski, H. Rupp, K. Wendt-Potthoff, N. Tauchnitz, D. Bednorz und R. Meißner	
<b>Gekoppelte Modellierung von Wasser, Wärme und Dampfströmen in wägbaren Lysimetern unter ariden Bedingungen.</b> .....	169
S.C. Iden, D. Reineke, J. Koonce, M. Berli und W. Durner	
<b>TERENO-SOILCan - Management eines deutschlandweiten Lysimeternetzwerkes.</b> .....	175
W. Küpper, J. Groh, L. Fürst, P. Meulendick, H. Vereecken und Th. Pütz	
<b>Determination of the amount of dew using weighing lysimeter data.</b> .....	181
K. Czeller, J. Zsembeli, L. Sinka, G. Kovacs, T. Streda, H. Stredova, P. Cepuder und R. Nolz	
<b>Niederschlagsmessungen in der sibirischen Kulunda Steppe - Vergleich von Niederschlagsmessern verschiedener Bauart mit wägbaren Lysimetern.</b> .....	185
E. Stephan, H. Rupp und R. Meißner	
<b>Effect of Irrigation with Saline Water on the Soil and Legumes in Simple Drainage Lysimeters.</b> .....	189
J. Zsembeli, K. Czeller, G. Tuba, L. Szücs und L. Sinka	
<b>Trends der Sickerwasserqualität in stark sauren Kippsubstraten des Lausitzer Braunkohlenreviers: Ergebnisse eines Langzeit-Lysimeterversuchs.</b> .....	193
B. Zimmermann und Ch. Hildmann	
<b>Verbesserung der Stickstoff-Effizienz bei der Ausbringung organischer Dünger mit Hilfe des Gülle-Strip-Till-Verfahrens zu Silomais.</b> .....	197
N. Tauchnitz, J. Bischoff, M. Schrödter, B. Pietzner und R. Meißner	
<b>Auswertung von Lysimeterdaten über sieben Jahre zur Bestimmung von Evapotranspiration, Wassernutzungseffizienz und Pflanzenkoeffizienten.</b> .....	201
S. Oberholzer, A. Hund und V. Prasuhn	

<b>Einfluss von Witterung und Kultur der Jahre 2009-2015 auf den Wasserhaushalt der Lysimeter Zürich-Reckenholz.</b> .....	205
V. Prasuhn, C. Humphrys und E. Spiess	
<b>Review of lysimeter stations in Slovakia.</b> .....	209
I. Mátusek, S. Reth, Ch. Heerdt, K. Hrková, J. Gubis und A. Tall	
<b>Analysis of leachate from wastewater irrigation experiment with sorghum.</b> .....	213
A. Kun, C. Bozan, M.B. Oncsik und K. Barta	
<b>Langjährige Wasserhaushaltsmessungen bei vergleichbarer Landnutzung am Lysimeter Colbitz (Deutschland, Colbitz-Letzlinger-Heide).</b> .....	217
C. Schuhmann, F. Böttcher, Ch. Mühlner und W. Wiermann	
<b>Einfluss unterschiedlicher Kleinlysimeterarten auf den Bodenwasserhaushalt.</b> .....	221
N. Obojes, G. Leitinger, Ch. Newesely, G. Niedrist, E. Tasser und U. Tappeiner	
<b>Fabrication and installation of an arable lysimeter for measuring groundwater recharge in New Zealand.</b> .....	223
A. Lovett, D. Gordon, M.S. Srinivasan, P. White und R. Cook	
<b>Feldstudie zur Bodenfeuchtesensorik.</b> .....	227
W. Durner, K. Germer, C. Jackisch, I. Andrä, K. Schulz, M. Schiedung, J. Haller-Jans, J. Schneider, J. Jaquemotte, P. Helmer, L. Lotz, Th. Gräff, A. Bauer, I. Hahn, M. Sanda, M. Kumpan, J. Dorner, G. de Rooij, S. Wessel-Bothe, L. Kottmann und S. Schittenhelm	
<b>Nitrataustrag eines intensiv genutzten Grünlands im Alpenvorland.</b> .....	235
E. Murer	
<b>Wie beeinflusst K-Düngung von Niedermoor die Effizienz des Stickstoffs aus der Torfmineralisation - Lysimeterversuch.</b> .....	239
A. Behrendt, D. Richter, F. Eulenstein und J. Pickert	
<b>Water recharge in the dune belts of Donana National Park estimated with a high-precision weighing lysimeter.</b> .....	241
L. Molano-Leno, C. Kohfahl, C. Mediavilla, D.J. Martinez Suarez, F. Ruiz Bermudo, A.N. Martinez Sanchez de la Nieta, K. Vanderlinden, J.V. Giraldez und S. Engelhardt	

## Vorwort

Am 09. und 10. Mai 2017 findet an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein die 17. Gumpensteiner Lysimetertagung statt. Das Generalthema dieser internationalen Tagung lautet: „Lysimeterforschung – Möglichkeiten und Grenzen“.

Die Lysimetertagung wurde von Dr. Gerfried Eder initiiert. Sie fand erstmalig 1991 an der Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein statt. Das Generalthema lautete: „Art der Sickerwassergewinnung und Ergebnisinterpretation“. Mittlerweile sind 26 Jahre vergangen. 2017 ist somit ein geeigneter Zeitpunkt, um eine Zwischenbilanz zu ziehen. Das Fazit ist erfreulich, die Lysimeterforschung hat nach wie vor einen hohen Stellenwert in der Agrar- und Umweltforschung. Allerdings haben sich die Themenschwerpunkte verändert. Die ersten Lysimeterstudien beschäftigten sich primär mit Sickerwassermengen, Nährstoffkonzentrationen im Sickerwasser und Nährstoffverlusten durch Auswaschung. Derzeit wird mittels Lysimetern erfolgreich Umwelt- und Klimafolgenforschung betrieben. Die Lysimeteruntersuchungen sind nicht mehr auf die Nährstoffauswaschung fokussiert. Das Austragsverhalten von Schadstoffen, insbesondere von Pestiziden, und die Veränderung von Stoffflüssen im Boden ausgelöst durch den Klimawandel sind wichtige Forschungsthemen. Die Gumpensteiner Lysimetertagung genießt nach wie vor einen hohen Stellenwert in der internationalen Lysimetrie. Bei der diesjährigen Tagung werden 25 Vorträge gehalten und 22 Poster präsentiert. Die Teilnehmer kommen aus Österreich, Deutschland, Schweiz, Italien, Ungarn, Slowakei, Slowenien, Tschechien, Kanada und Neuseeland.

Wir bedanken uns für die professionelle Organisation, Ausrichtung und Umsetzung beim zuständigen Abteilungsleiter Dr. Andreas Bohner und Brigitte Marold.

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

Dr. Anton Hausleitner

Direktor

Dr. Johann Gasteiner

Direktor Stv.  
Leiter für Forschung und Innovation



# Vorträge

# Quantifizierung von Pflanzenschutzmittel(PSM)-Einträgen in Oberflächengewässern in einem Kleineinzugsgebiet (Querne/Weida)

Nadine Tauchnitz<sup>1\*</sup>, Matthias Schrödter<sup>1</sup>, Gerd Schmidt<sup>2</sup>, Barbara Hauser<sup>1a</sup>,  
Petra Kasimir<sup>3</sup> und Ralph Meißner<sup>4</sup>

## Zusammenfassung

Pflanzenschutzmittel(PSM)-Einträge aus diffusen Quellen können erheblich zur Belastung der Gewässer beitragen. Zudem sind die Eintragspfade sehr komplex und aufgrund verschiedener Eintragsquellen (sowohl Landwirtschaft als auch Siedlungen) zum Teil schwer zu identifizieren. Im vorliegenden Projekt wurden zeitlich hoch aufgelöste Untersuchungen zum Auftreten von PSM-Wirkstoffen in Oberflächengewässern und im Boden im Einzugsgebiet der Querne/Weida (Mitteldeutschland) durchgeführt und den Anwendungsdaten aus der Landwirtschaft gegenübergestellt.

In bisherigen Untersuchungen war eine Vielzahl an PSM-Wirkstoffen (maximal 35) in den untersuchten Gewässern nachweisbar. Die Konzentrationen lagen jedoch nur in wenigen Fällen über den rechtlich geforderten Umweltqualitätsnormen. Die am häufigsten gefundenen Wirkstoffe waren Glyphosat (und AMPA), Bentazon, Diflufenican, Tebuconazol und Terbutylazin. Im Bereich von Siedlungen wurden vermehrt Wirkstoffe erfasst, die ebenfalls als biozide Wirkstoffe Anwendung finden. Eine Übereinstimmung zwischen der Häufigkeit des PSM-Einsatzes in der Landwirtschaft und der Fundhäufigkeit der PSM-Wirkstoffe in den Gewässern war nicht in jedem Fall gegeben. Im Boden wurden maximal 20 Wirkstoffe in sehr niedrigen Konzentrationen erfasst. Dabei waren einzelne Wirkstoffe bis in Tiefen von mehr als 4,50 m ohne zeitliche Nähe zur Applikation nachweisbar und deuten auf lange Verweilzeiten im Boden hin.

*Schlagwörter:* Biozide, Gewässerqualität, Umweltqualitätsnorm, Wasserrahmenrichtlinie

## Summary

The input of pesticides from diffuse sources may affect the quality of surface waters substantially. In addition, input pathways are known to be very complex and due to different uses of the active substances, both for agricultural purposes as well as biocides in urban areas, the identification is often challenging.

Aim of the present study was a temporal highly resolved monitoring of relevant pesticides in surface waters and soils in the Querne/Weida river catchment (Central Germany). The detected substances were compared to pesticide application data from the farmers.

Numerous different pesticide substances (up to a maximum of 35) were detected in the studied surface waters, whereas the concentrations exceeded only in a few cases the environmental quality standards of the EU. Most of the substances in the surface water samples could be identified as glyphosate (and the metabolite), bentazone, diflufenican, tebuconazole and terbuthylazine. Substances which may use also as biocides were detected frequently close to urban areas. However, the frequency of detected substances in surface waters did not always correspond to the frequency of application for agricultural purposes. In the soil samples up to a maximum of 20 pesticide substances could be found, although the concentrations were quite low. Several substances were detected in depths of up to 4.5 m independently from the application time, therefore indicating long residence times of such substances in soils.

*Keywords:* biocides, water quality, environmental quality standards, EU-Water Framework Directive

## Einleitung

Einträge von PSM-Wirkstoffen in die Gewässer können mit hoher zeitlicher Dynamik und Komplexität durch vielfältige Eintragspfade aus punktuellen (z.B. Hofabläufe, Kläranlagen) sowie diffusen Quellen (z.B. Dränagen, Oberflächenabfluss, Drift, atmosphärische Deposition, Regenwasserkanäle) erfolgen (Götz et al. 2010, Wittmer et al. 2014) und zu einer Belastung der Gewässer führen. Im Zuge

der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wurden für Oberflächengewässer Umweltqualitätsnormen (UQN) für bestimmte PSM-Wirkstoffe festgelegt, die für die Erreichung eines guten chemischen Zustandes einzuhalten sind (OGewV 2016). Da zahlreiche Wirkstoffe sowohl in Pflanzenschutzmitteln als auch in Bioziden eingesetzt werden, ist eine Differenzierung zwischen Biozeinträgen aus Siedlungsbereichen und Einträgen aus der Landwirtschaft oft problematisch. Hierdurch wird eine gezielte Umset-

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

<sup>1a</sup> Schiepziger Straße 29, D-06120 HALLE (Saale)

<sup>2</sup> Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Geowissenschaften und Geographie, Von-Seckendorff-Platz 4, D-06120 HALLE (Saale)

<sup>3</sup> Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW), Willi-Brundert-Straße 05, D-06132 HALLE (Saale)

<sup>4</sup> Helmholtz Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Department für Bodenphysik, Falkenberg 55, D-39615 ALTMÄRKISCHE WISCHE/FALKENBERG

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

zung von Reduzierungsmaßnahmen für PSM-Einträge in die Gewässer erschwert. Mehrere Untersuchungen in Schweizer Gewässern zeigten, dass Siedlungen ebenfalls Quellen für PSM-Einträge in die Gewässer darstellen können (Burkhardt et al. 2009, Wittmer et al. 2010) und im künftigen Gewässermonitoring verstärkt berücksichtigt werden sollten (Rüdel und Knopf 2012). In Deutschland gibt es mehr als 30.000 zugelassene Biozidprodukte (BAuA 2016). Daten über Biozid-Anwendungsmengen sowie Emissionsraten von Biozidwirkstoffen liegen jedoch bisher nur in geringem Umfang vor (Rüdel und Knopf 2012). Mit dem Ziel, Eintragspfade für PSM-Einträge zu identifizieren und gezielt Reduzierungsmaßnahmen abzuleiten, wurde im vorliegenden Projekt ein intensives PSM-Monitoring in einem abgegrenzten Kleinzugsgebiet (Querne/Weida) durchgeführt. Dabei wurden folgende Schwerpunkte bearbeitet:

- Untersuchung von PSM-Wirkstoffen in ausgewählten Oberflächengewässern anhand von Stichproben und Sammelpfaden (Wochenmischproben)
- Nachweis von PSM-Wirkstoffen im Boden am Gewässerrand erosionsgefährdeter Bereiche
- Anlage und Untersuchung von Tiefenprofilen (bis 5 m) auf PSM-Wirkstoffe im Boden landwirtschaftlich genutzter Flächen sowie
- Erhebung repräsentativer Anwendungsdaten zum PSM-Einsatz in der Landwirtschaft und deren Gegenüberstellung zu Wirkstoff-Funden.

## Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im südöstlichen Harzvorland (Querfurter Platte) und umfasst eine Fläche von ca. 15.000 ha. Ein hoher Anteil der Fläche (ca. 14.500 ha) wird landwirtschaftlich genutzt. Hauptkulturarten sind Winterweizen (36 %), Silomais (16 %), Wintergerste und Winterraps (13 %), Zuckerrüben (6 %), Körnermais (4 %) und andere (<2 %). Im Gebiet befinden sich mehrere Siedlungen, wie z.B. Querfurt, Farnstädt und Gatterstädt (*Abbildung 1*).

Das Klima im Einzugsgebiet ist warm-gemäßigt und niederschlagsarm (mitteldeutsches Trockengebiet) mit langjährigen (1981-2010) jährlichen Niederschlagsmengen von 550 mm und langjährigen Jahresdurchschnittstemperaturen von 9,0 °C (DWD-Station, Lodersleben). Im Untersuchungsgebiet sind vorwiegend Böden aus Löss und Lößlehm mit den vorherrschenden Bodentypen Normtschernosem und Braunerde-Ts Chernosem verbreitet.

Für die Untersuchung von PSM-Wirkstoffen in den Gewässern wurden insgesamt 9 Messstellen an ausgewählten Oberflächengewässerabschnitten im Einzugsgebiet ausgewählt, an denen einmal monatlich stichprobenartig Schöpfproben entnommen wurden (*Abbildung 1*). Zusätzlich wurden mit Hilfe automatischer Sammler an zwei Stellen (Kriebuschbach, Weida-Gebietsauslass) Wochenmischproben entnommen. Die Wasserproben wurden auf insgesamt 52 PSM-Wirkstoffe mittels GC-MS (Gas Chromatography-Massenspektrometer), LC-MS (Liquid Chromatography-

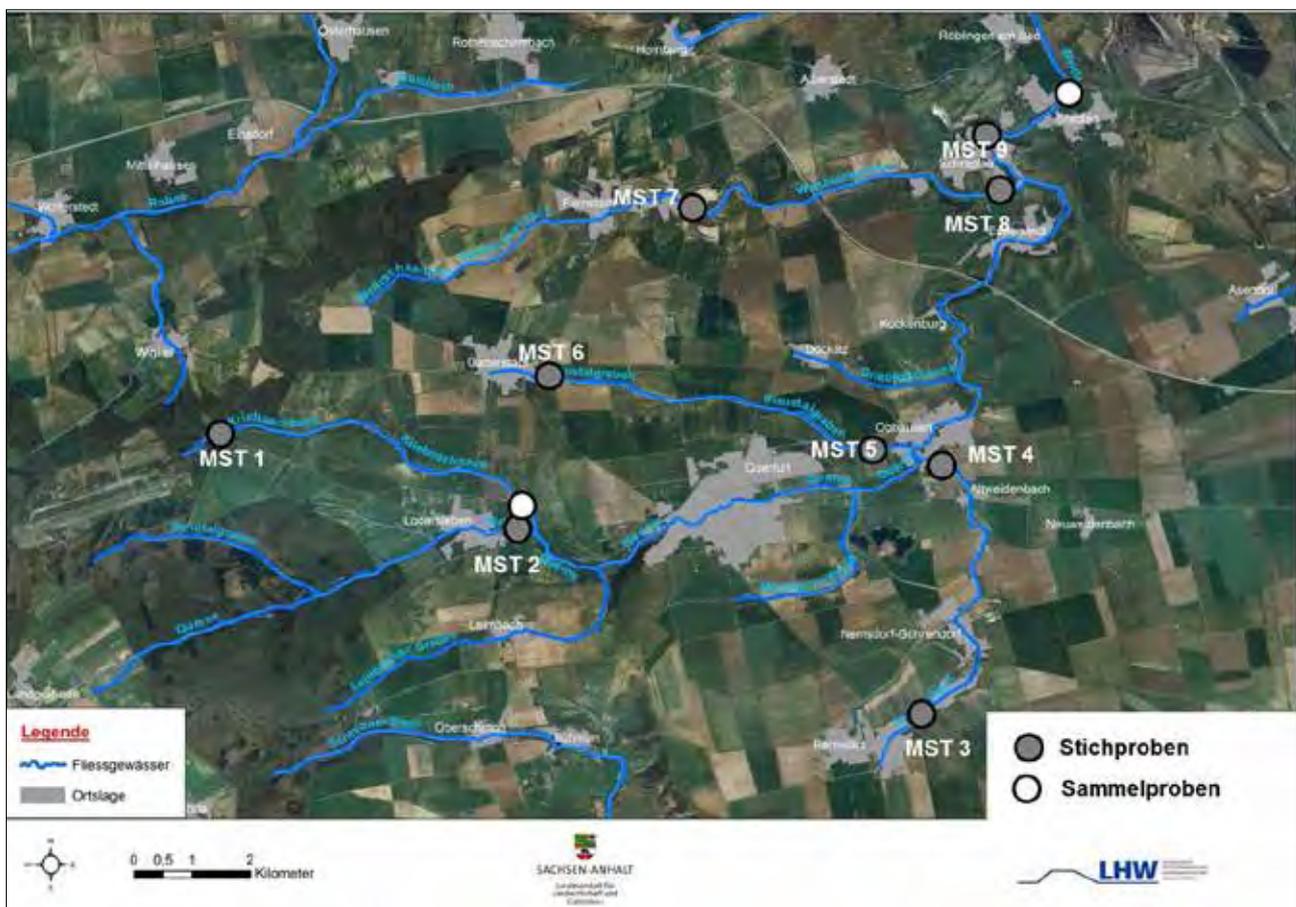


Abbildung 1: Untersuchungsgebiet mit Lage der Messstellen (MST).

Massenspektrometer) bzw. HPLC (High Pressure Liquid Chromatography) nach DIN 38407-35, DIN 38407-6, DIN 38407 F22 mod. und EN 12918 mod. analysiert.

Für die Untersuchung von PSM-Wirkstoffen im Boden wurden insgesamt an 28 Stellen am Gewässerrand erosionsgefährdeter Bereiche Bodenproben entnommen und analog zum Wasser auf 52 PSM-Wirkstoffe mittels GC-MS und LC-MS analysiert. Zusätzlich wurden auf 5 ausgewählten landwirtschaftlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen mittels Linerkernbohrungen bis in max. 5 m Tiefe Proben entnommen und auf 52 PSM-Wirkstoffe untersucht. Anwendungsdaten von PSM ausgewählter Betriebe wurden anhand der durch die Landwirte zur Verfügung gestellten Schlagkarteien ausgewertet.

## Ergebnisse und Diskussion

### PSM-Wirkstoff-Funde in Oberflächengewässern

Die stichprobenartigen (monatlichen) Untersuchungen der Schöpfproben ausgewählter Oberflächengewässer zeigten

zahlreiche Wirkstoff-Funde im Untersuchungszeitraum (Tabelle 1).

An der Mehrzahl der Messstellen wurde an nahezu allen Probenahmeterminen mindestens ein Positivbefund oberhalb der Bestimmungsgrenze erfasst. Insgesamt waren 6 bis 35 verschiedene Wirkstoffe in den Oberflächenwasserproben nachweisbar. Eine Zunahme der Anzahl der Wirkstoff-Funde und des nachgewiesenen Wirkstoff-Spektrums innerhalb des Einzugsgebietes von der Messstelle 1 (ohne Siedlungseinfluss) bis hin zum Gebietsauslass (Messstelle 9, deutlicher Siedlungseinfluss) war feststellbar. In den analysierten Wochenmischproben am Kriebuschbach wurden in etwa 69 % der Fälle, d.h. in 42 von insgesamt 61 untersuchten Proben keine Positivbefunde ermittelt. Maximal waren 3 verschiedene PSM-Wirkstoffe pro Messtermin und insgesamt 11 Wirkstoffe im gesamten Untersuchungszeitraum nachweisbar (Abbildung 2a). Eine Überschreitung der rechtlich geforderten UQN wurde nicht registriert. Im Vergleich dazu zeigten die untersuchten Wochenmischproben am Gebietsauslass (Pegel Stedten) an der Weida deutlich mehr PSM-Wirkstoff-Funde und eine höhere Anzahl nachgewiesener Wirkstoffe (Abbildung 2b).

Tabelle 1: PSM-Wirkstoff-Funde im Oberflächengewässer (Zeitraum: 22.07.2015 bis 23.06.2016).

MST-Nr.	Gewässer	Nutzung	Anzahl Messungen mit Positivbefunden	Anzahl nachgewiesene Wirkstoffe	JD>UQN
1	Kriebuschbach	Wald, Landwirtschaft	3	6	1
2	Querne	Landwirtschaft, Siedlung	12	9	0
3	Weidenbach	Landwirtschaft, Siedlung	12	18	0
4	Weidenbach	Landwirtschaft, Siedlung	12	21	2
5	Klaustalgraben	Landwirtschaft, Siedlung	12	25	1
6	Klaustalgraben	Siedlung, Landwirtschaft	12	35	3
7	Weitzschker Bach	Landwirtschaft, Siedlung	11	17	0
8	Weitzschker Bach	Landwirtschaft, Siedlung	7	16	1
9	Weida	Siedlung, Landwirtschaft	11	23	1

MST: Messstelle, JD: Jahresdurchschnitt, UQN: Umweltqualitätsnorm

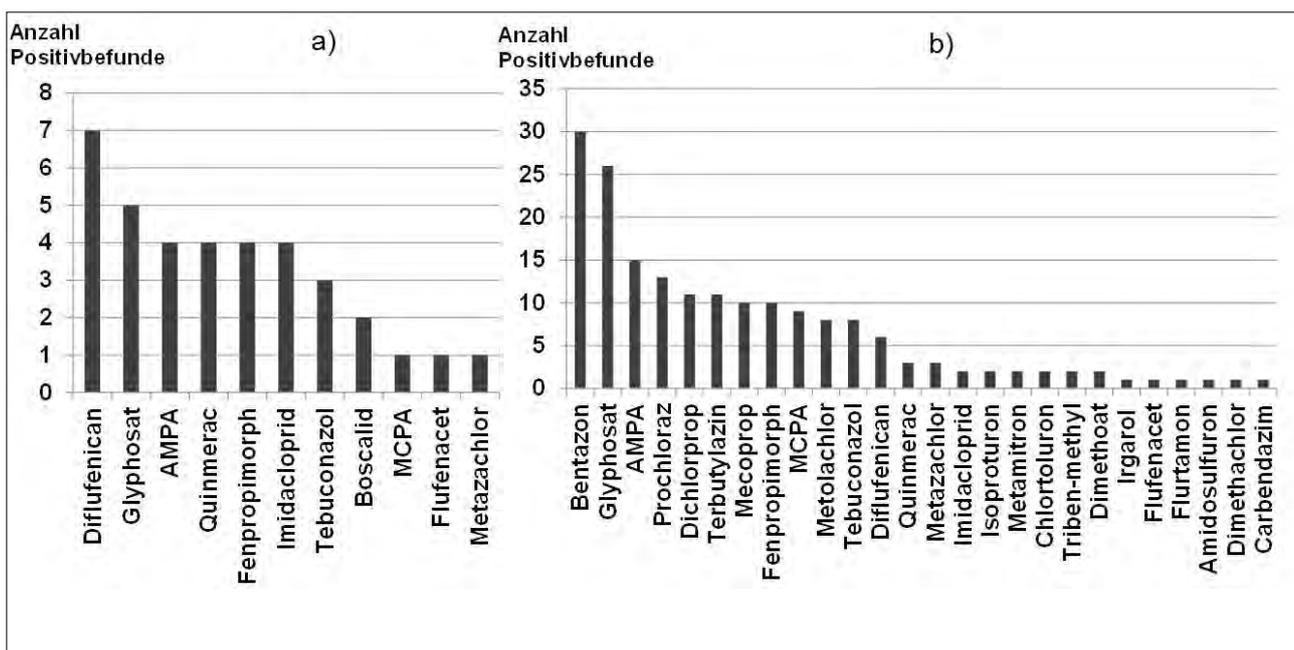


Abbildung 2: Positivbefunde in den Wochenmischproben a) am Kriebuschbach (Zeitraum 28.04.2015 bis 23.10.2016) und b) am Pegel Stedten (Weida) (Zeitraum 26.10.2015 bis 23.10.2016).

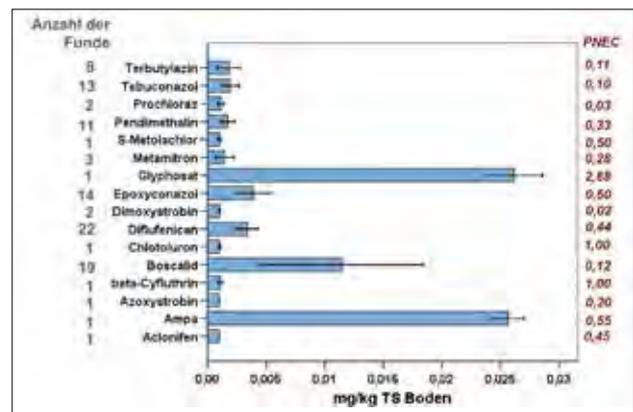
**Tabelle 2: Häufigkeit der PSM-Wirkstoff-Funde in den Oberflächenwasserproben.**

Wirkstoffe	Funde (Anzahl)	Ranking nach .....		Gus
		Fund- häufigkeit	Einsatz- häufigkeit <sup>1</sup>	
Glyphosat	106	1	1	-0,25
Bentazon	100	2	36	<b>3,41</b>
AMPA	86	3	1	
Diflufenican	50	4	18	1,51
Tebuconazol	44	5	7	<b>2,85</b>
Terbutylazin	40	6	6	<b>3,07</b>
Fenpropimorph	33	7	12	0,46
MCPA	31	8	16	<b>2,94</b>
S-Metolachlor	26	9	9	1,91
Mecocrop	25	10	139	2,29

<sup>1</sup>Heyer, W., 2015, GUS: Groundwater Ubiquity Score

Hier waren nur in 3 von insgesamt 52 Wochenmischproben keine Positivbefunde feststellbar. Maximal wurden 8 verschiedene Wirkstoffe pro Messtermin und insgesamt 26 Wirkstoffe erfasst. Die Wirkstoff-Funde an der Messstelle am Kriebuschbach, welche keinen Siedlungseinfluss zeigt und durch eine ausschließlich landwirtschaftliche Nutzung im Umfeld charakterisiert ist, traten nur saisonal (potentielle Applikationszeiten) auf. Diese Beobachtung wird auch anhand anderer Studien landwirtschaftlich genutzter Einzugsgebiete bestätigt (Steinmann und Niederhauser 2008). Demgegenüber waren am Pegel Stedten mehrere Wirkstoffe konstant über längere Zeiträume ohne ausgeprägte saisonale Dynamik nachweisbar. Ein eher konstantes Auftreten von Bioziden im Abfluss aus Siedlungsbereichen wurde auch in anderen Untersuchungen beobachtet (Wittmer und Burkhardt 2009). Zudem wurden an beiden Messstellen verschiedene PSM-Wirkstoffe nachgewiesen. An der Messstelle am Kriebuschbach wurden Wirkstoffe, die größtenteils auch in der Landwirtschaft eingesetzt werden, erfasst. Demgegenüber erfolgte am Pegel Stedten (Weida) der Nachweis mehrerer PSM-Wirkstoffe, deren Einsatz auch als Biozide in Siedlungen bekannt ist, wie beispielsweise Mecocrop (Bitumenbahnen), Isoproturon (Wandfarben), Irgarol (Fassaden), Carbendazim (Fassadenbeschichtungen) u.a. (UBA 2016) und die durch Auswaschungen von Fassadenflächen bzw. Dächern über Regenwasserkanäle in die Gewässer gelangen können (Burkhardt et al. 2009). Da gerade im ländlichen Raum viele Ortschaften noch über eine dezentrale Abwasserentsorgung verfügen, sind auch hier Belastungen der Gewässer über diesen Pfad nicht auszuschließen (Burkhardt 2012).

Die in allen Oberflächenwasserproben im Einzugsgebiet am häufigsten gefundenen Wirkstoffe waren Glyphosat, Bentazon, AMPA, Diflufenican, Tebuconazol und Terbutylazin (Tabelle 2). Hierunter sind auch Wirkstoffe, die auf der Grundlage ihres Auswaschungsgefährdungs-Indexes (GUS: Groundwater Ubiquity Score) als auswaschungsgefährdet eingestuft werden. Eine Ausnahme bildet Glyphosat, das eine geringe Auswaschungsgefährdung aufweist. Die hohe Fundhäufigkeit ist vermutlich auf den häufigen Einsatz sowohl in der Landwirtschaft als auch in Siedlungsbereichen bei diesem Wirkstoff zurückzuführen. Eine Übereinstimmung zwischen der Häufigkeit des Einsatzes der Wirkstoffe in der Landwirtschaft und der Fundhäufigkeit ist nicht bei allen Wirkstoffen gegeben, wie beispielsweise bei Meco-



**Abbildung 3: PSM-Wirkstoff-Funde in Bodenproben am Gewässerrand (n=28).**

crop (Biozid). Hier deutet sich ebenfalls der Einfluss der Siedlungsbereiche im Einzugsgebiet an.

### PSM-Wirkstoff-Funde im Boden

Die Bodenuntersuchungen am Gewässerrand erosionsgefährdeter Bereiche ergaben den Nachweis von insgesamt 16 Wirkstoffen (Abbildung 3). Am häufigsten wurde der Wirkstoff Diflufenican nachgewiesen, der anhand der Halbwertszeit von > 1 Jahr auch als ein relativ persistenter Stoff einzuschätzen ist (Pesticides Properties Database 2016). Die Konzentrationen waren deutlich unter den Konzentrationen, die eine schädigende Wirkung auf Bodenorganismen (Predicted No Effect Concentration: PNEC) erwarten lassen und zeigen daher im Vergleich zu den Oberflächenwasserproben eine geringere Belastung an.

Die Ergebnisse der Tiefenbohrungen zeigten Funde von PSM-Wirkstoffen hauptsächlich im Oberboden (0-30 cm) (Tabelle 3). Hier wurden 20 verschiedene Wirkstoffe in sehr geringen Konzentrationen (von 0,002 mg/kg –Metamitron bis 0,17 mg/kg- AMPA) nachgewiesen. Einige Wirkstoffe, wie Metolachlor, Pendimethalin, Glyphosat sowie MCPA wurden auch im Unterboden gefunden. Erstaunlich war, dass der Wirkstoff MCPA über das gesamte Tiefenprofil bis in eine Tiefe von 4,80 m nachweisbar war. Die Wirkstoff-Funde zeigten in vielen Fällen keine zeitliche Nähe zum Applikationszeitpunkt der PSM auf den Flächen (Tabelle 4). Einige Wirkstoffe (z.B. Pendimethalin, MCPA, Glyphosat, Prochloraz) wurden im gesamten Beobachtungszeitraum nicht angewandt. Hieraus lassen sich zum Teil sehr lange Verweilzeiten ableiten, die nicht unmittelbar mit den für die Wirkstoffe angegebenen Halbwertszeiten im Einklang stehen (Bsp. Glyphosat, Tabelle 4). Der Wirkstoff Prochloraz wird auch in Beizmitteln verwendet (BVL 2016) und kann so mit dem Saatgut auf die Flächen gelangt sein. Der Wirkstoff Pendimethalin ist bekannt für sein hohes Abdriftpotential bei der Ausbringung (BVL 2016). Daher wurden Einträge des Wirkstoffes über Ferntransporte bereits oft in den Medien diskutiert.

### Schlussfolgerungen

Vorliegende Untersuchungen zeigten, dass diffuse Einträge von PSM-Wirkstoffen neben der landwirtschaftlichen Anwendung ebenso auch aus Siedlungsbereichen stammen können. Diese Einträge sollten bei künftigen Gewässerü-

Tabelle 3: Nachgewiesene PSM-Wirkstoffe in den Tiefenprofilen (n=5).

	Nachweis in Tiefen [cm]															
	30	60	90	120	150	180	210	240	270	300	330	360	390	420	450	480
AMPA	x															
Azoxystrobin	x															
Boscalid	x															
Diflufenican	x	x														
Dimoxystrobin	x															
Epoxiconazol	x	x														
Glyphosat	x						x									
Imidacloprid	x															
lambda-Cyhalothrin	x															
Metamitron	x															
Metazachlor	x															
Metolachlor	x	x	x	x												
MCPA	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Pendimethalin	x	x	x									x				
Prochloraz	x															
Propiconazol	x															
Pyraclostrobin	x															
Quinmerac	x															
Tebuconazol	x	x														
Terbutylazin	x															

Tabelle 4: Applikationszeiten der PSM-Wirkstoffe und Halbwertszeiten (DT50) der Wirkstoffe.

Wirkstoffe	DT50 <sup>1</sup>	Fläche				
		1	2	3	4	5
Applikationsjahr						
AMPA	135-218	2011	k.A.	2015	2006	2015
Azoxystrobin	121-262	-	k.A.	2013	k.A.	2013
Boscalid	28-208	-	2013	-	-	-
Diflufenican	224-621	2011	2015	2003	2015	-
Dimoxystrobin	2-39	-	2013	-	-	2013
Epoxiconazol	44-124	2015	2015	-	2015	-
Glyphosat	6-41	2011	k.A.	2015	2006	2015
Imidacloprid	174	-	k.A.	-	-	-
lambda-Cyhalothrin	27	-	2007	-	-	-
Metamitron	7-22	-	-	-	2011	-
Metazachlor	3-21	-	2007	-	-	-
Metolachlor	11-31	2013	-	2006	2014	2006
MCPA	25	-	2014	k.A.	k.A.	k.A.
Pendimethalin	40-187	k.A.	k.A.	k.A.	-	k.A.
Prochloraz	2-73	2014	k.A.	k.A.	k.A.	-
Propiconazol	113-120	2015	-	-	-	-
Pyraclostrobin	32	2015	-	-	-	-
Quinmerac	5-14	-	k.A.	-	-	-
Tebuconazol	26-92	2015	2013	2015	2012	2014
Terbutylazin	10-36	2013	-	2006	2014	-

<sup>1</sup> Pesticide Properties Database, University of Hertfordshire; k.A. keine Anwendung im Beobachtungszeitraum (10-20 Jahre)

berwachungsprogrammen stärker Berücksichtigung finden. Im Hinblick auf die landwirtschaftliche Nutzung von PSM-Wirkstoffen wird anhand der Ergebnisse deutlich, dass vor allem Wirkstoffe, die sehr häufig und in hohen Mengen angewandt werden auch am häufigsten in den Gewässern nachweisbar waren. Zudem zeigte sich, dass einige Wirkstoffe über sehr lange Verweilzeiten im Boden verfügen. Minderungsstrategien sollten daher bei einer Sensibilisierung und Information der Landwirte ansetzen, um gemeinsame praktikable Lösungsvorschläge zu erarbeiten (wie bspw. Vermeidung eines einseitigen Einsatzes bestimmter PSM-Wirkstoffe, z.B. Glyphosat, Alternativen zum Einsatz sehr

persistenter Wirkstoffe, Anlage von Gewässerrandstreifen, Maßnahmen zur Reduzierung des PSM-Aufwandes, Alternativen zum chemischen Pflanzenschutz, Erosionsschutz, u.a.). Zur Begleitung von Reduzierungsmaßnahmen sind eine Fortsetzung des Monitorings und eine weitere Erhebung von Anwendungsdaten anzustreben.

## Literatur

- BAUA (Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin) (2016) [www.baua.de/de/...Biozidverfahren/Biozide/Zulassungsstelle-Biozide.html](http://www.baua.de/de/...Biozidverfahren/Biozide/Zulassungsstelle-Biozide.html).
- BVL (Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit) (2016) Zugelassene Pflanzenschutzmittel. [http://www.bvl.bund.de/DE/04\\_Pflanzenschutzmittel/01\\_Aufgaben/02\\_ZulassungPSM/01\\_ZugelPSM/05\\_Verzeichnis/psm\\_ZugelPSM\\_Verzeichnis\\_node.html](http://www.bvl.bund.de/DE/04_Pflanzenschutzmittel/01_Aufgaben/02_ZulassungPSM/01_ZugelPSM/05_Verzeichnis/psm_ZugelPSM_Verzeichnis_node.html).
- Burkhardt M., Junghans M., Zuleeg S., Schoknecht U., Lamani X, Bester K., Vonbank R., Simmler H., Boller M. (2009) Biozide in Gebäudefassaden – ökotoxikologische Effekte, Auswaschung und Belastungsabschätzung für Gewässer. Umweltwissenschaften und Schadstoffforschung 21, 36-47.
- Burkhardt M. (2012) Auswaschung von Baumaterialien als Quelle von Mikroverunreinigungen in Gewässern. [http://www.bafg.de/DE/05\\_Wissen/02\\_Veranst/2012/2012\\_06\\_19\\_burkhardt.pdf?\\_\\_blob=publicationFile](http://www.bafg.de/DE/05_Wissen/02_Veranst/2012/2012_06_19_burkhardt.pdf?__blob=publicationFile).
- Götz C., Kase R., Hollender J. (2010) Mikroverunreinigungen - Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser, Eawag, Dübendorf.
- Heyer W. (2015) PSM-Wirkstofffranking Sachsen-Anhalt 2015. Studie im Auftrag des LHW. [www.lhw.sachsen-anhalt.de/.../LHW/...PDF/.../PSM-Wirkstofffranking-2015\\_Bericht.pdf](http://www.lhw.sachsen-anhalt.de/.../LHW/...PDF/.../PSM-Wirkstofffranking-2015_Bericht.pdf).
- OGEWV (2016) Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung), 20.06.2016.
- Pesticide Properties DataBase (PPDB), University of Hertfordshire (2016) <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm>. (01.09.2016).

- Rüdel H., Knopf H. (2012) Vorbereitung eines Monitoring-Konzepts für Biozide in der Umwelt. Bericht zu FKZ36004036, Umweltbundesamt IV 1.2.-81043/22.
- Steinmann P., Niederhauser P. (2008) Pestiziduntersuchungen bei den Hauptmessstellen Furtbach Würenlos und Glatt vor Rhein im Jahr 2007. Bericht, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (A-WEL), Zürich. <http://www.gewaesserqualitaet.zh.ch/internet/bd/awel/gq/gq/de/doku/dokumente.html> (15. 12. 2008).
- UBA (Umweltbundesamt) (2016) Biozidportal: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/biozide/biozidprodukte>.
- Wittmer I.K., Burkhardt M. (2009) Dynamik von Biozid und Pestizideinträgen. Eawag News 67d, Juni 2009. [www.eawag.ch/medien/publ/eanews/news\\_67/en67d\\_wittmer.pdf](http://www.eawag.ch/medien/publ/eanews/news_67/en67d_wittmer.pdf).
- Wittmer I.K., Bader H.P., Scheidegger R., Singer H., Lück A., Hanke I., Carlsson C., Stamm C. (2010) Significance of urban and agricultural land use for biocides and pesticide dynamics in surface waters. Water Research 44, 2850-2862.
- Wittmer I., Junghans M., Singer H., Stamm C. (2014) Mikroverunreinigungen – Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus diffusen Einträgen. Studie im Auftrag des BAFU. Eawag, Dübendorf.



## Pestizidmessung und -modellierung am Lysimeterstandort Wagna

Gernot Klammler<sup>1\*</sup>, Andrea Schumann<sup>2</sup>, Stefan Weiss<sup>2</sup>, Oliver Gans<sup>2</sup>, Georg Haberhauer<sup>3</sup>,  
Martin H. Gerzabek<sup>3</sup>, Hans Kupfersberger<sup>1</sup> und Johann Fank<sup>1</sup>

### Zusammenfassung

In den Jahren 2010 bis 2014 wurden am Versuchsfeld Wagna (Steiermark) Lysimeterversuche mit folgenden Pflanzenschutzmitteln bzw. Wirkstoffen durchgeführt:

Pyramin WG (Wirkstoff: Chloridazon)

Artett (Wirkstoffe: Terbutylazin, Bentazon)

Poncho (Wirkstoff: Clothianidin)

Gardo Gold (Wirkstoffe: Terbutylazin, s-Metolachlor)

Dual Gold (Wirkstoff: s-Metolachlor)

Chloridazon war im Vergleich zu dessen Metaboliten Desphenyl-Chloridazon und Methyl-Desphenyl-Chloridazon nur in untergeordneten Konzentrationen im Sickerwasser nachweisbar. Des Weiteren waren diese beiden Metaboliten nach einmaliger Aufbringung des Pflanzenschutzmittels im Mai 2010 bis zum Ende der ausgewerteten Beobachtungsperiode im Mai 2014 noch mit Konzentrationen über 2 µg/L im Sickerwasser nachweisbar. Nach der Aufbringung von Artett konnten weder Bentazon noch dessen Metabolit N-Methyl-Bentazon sowie weder Terbutylazin noch 2-Hydroxy-Terbutylazin im Sickerwasser gefunden werden. Einzig Desethyl-Terbutylazin wurde vereinzelt in Spuren nachgewiesen. Nach der zweiten Aufbringung von Terbutylazin (über Gardo Gold in 2012) kam es zu deutlicheren Konzentrationen mit bis zu 0,1 µg/L. Clothianidin war vor der Saat mit Poncho gebeiztem Saatgut in 2012 bereits mit ca. 0,1 µg/L im Sickerwasser vorhanden. Die Analyseergebnisse zeigen im Verlauf des Jahres 2012 eine Erhöhung der Clothianidin-Konzentration im Sickerwasser auf 0,3 µg/L, die zu Ende des Jahres wieder auf das Niveau von 0,1 µg/L abfällt. s-Metolachlor wurde nicht nur über den Versuch mit Gardo Gold in 2012, sondern auch über die praxisübliche Anwendung von Dual Gold in 2013 und 2014 aufgebracht. Es wurde beobachtet, dass Metolachlor nur über kurze Zeiträume nach der Pestizidaufbringung mit Konzentrationen von keiner 0,15 µg/L im Sickerwasser vorkommt. Metolachlor-Oxalsäure erreichte Maximalkonzentrationen von 8,6 µg/L im Sickerwasser, es ist jedoch über den Zeitraum eines Jahres eine deutliche Reduktion gegen Null erkennbar. Metolachlor-Sulfonsäure hat mit 38 µg/L die höchste nachgewiesene Sickerwasserkonzentration der untersuchten Stoffe und wurde über den gesamten Beob-

achtungszeitraum mit einer Durchschnittskonzentration von 5,8 µg/L im Sickerwasser gefunden.

Für den Wirkstoff Chloridazon und dessen Metaboliten Desphenyl-Chloridazon und Methyl-Desphenyl-Chloridazon wurde das Simulationsmodell PEARL angewendet und kalibriert. Obwohl die zeitliche Dynamik von Chloridazon generell gut wiedergegeben werden kann, resultiert die Simulation in eine negative Nash-Sutcliffe Effizienz in -0,57. Die Nash-Sutcliffe Effizienzen für die Simulation von Desphenyl-Chloridazon mit 0,33 und Methyl-Desphenyl-Chloridazon mit 0,57 über den Zeitraum von 2010 bis 2014 ergeben ein zufriedenstellendes Simulationsergebnis.

*Schlagwörter:* Chloridazon, s-Metolachlor, Terbutylazin, Clothianidin, Metaboliten

### Einleitung

In Österreich spielt die Trinkwasserversorgung mit Wasser aus seicht liegenden Grundwasserkörpern eine bedeutende Rolle. Dieses Wasser kann relativ leicht über Brunnen gewonnen und im Normalfall unbehandelt als Trinkwasser verwendet werden. Diese Grundwasserkörper werden jedoch meist auch sehr intensiv landwirtschaftlich genutzt und sind durch eine relativ geringe Grundwasserüberdeckung diesen landwirtschaftlichen Einfüssen ausgesetzt. Die größten Gefahren für die Grundwasserqualität gehen dabei – sowohl in Österreich, als auch auf europäischer Ebene – von aufgebrauchten Dünger- und Pflanzenschutzmitteln aus (Loos et al. 2010). Das führt zu einer diffusen Eintragungssituation, die je nach Verteilung der landwirtschaftlichen Flächen und der angebauten Kulturen den darunter liegenden Grundwasserkörper beeinträchtigen können. Mit Hilfe von Monitoringnetzen kann die Grundwasserqualität an bestimmten Punkten (z.B. an Messpegeln oder Brunnen) des Grundwasserkörpers untersucht werden. An diesen einzelnen Messpunkten erhält man somit auch Einblick auf die Auswirkung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung auf das Grundwasser. Durch die diffuse Eintragungssituation sowie durch die lokal unterschiedlichen hydrologischen Verhältnisse innerhalb eines Grundwasserkörpers, kann man aus diesen Einzelmessungen nur sehr unsichere Rückschlüsse auf die Grundwasserqualität von nicht beobachteten Standorten ziehen. Abhilfe dazu bieten numerische Simulationsmodelle, mit denen komplexe

<sup>1</sup> JR-AquaConSol, Steyrergasse 21, A-8010 GRAZ

<sup>2</sup> Umweltbundesamt GmbH - Umweltanalytik, Spittelauer Lände 5, A-1090 WIEN

<sup>3</sup> Universität für Bodenkultur, Department für Wald- und Bodenwissenschaften, Institut für Bodenforschung, Peter-Jordan-Straße 82, A-1190 WIEN

\* Ansprechpartner: Dr. Gernot Klammler, gernot.klammler@jr-aquaconsol.at

hydrologische und chemische Zusammenhänge abgebildet werden können. Bei der Anwendung solcher Modelle ist es jedoch im Vorfeld enorm wichtig, die sensiblen Modellparameter anhand von Messdaten zu kalibrieren. Für den Wasser- und Stofftransport von der Bodenoberfläche durch die ungesättigte Bodenzone hin zum Grundwasser bilden Lysimeter geeignete Messinstrumente zur Bestimmung der Sickerwassermengen und des Stoffaustrages.

Mit monolithisch gestochenen Lysimetern, die über eine tensionsgesteuerte untere Randbedingung und eine entsprechend große Oberfläche (> 1 m<sup>2</sup>) ausgestattet sind, können die Einflüsse des Messsystems selbst auf die Wasser- und Stoffflüsse reduziert und nahezu reale Bedingungen abgebildet werden. Pestizidversuche, welche in Situ mit Hilfe von Lysimetern durchgeführt werden, bilden somit also auch reale Bedingungen für Stoffabbau und –sorption ab. Da die Wirkstoffe und Metaboliten von Pflanzenschutzmitteln von den Pflanzen aufgenommen und somit aus dem Boden entzogen werden, ist die Berücksichtigung dieses Prozesses sehr entscheidend für eine realitätsnahe Messung der Stoffauswaschung von landwirtschaftlich genutzten Standorten. In diesem Zusammenhang spielt auch die Evapotranspiration eine bedeutende Rolle, welche jedoch auch mit Hilfe eines Lysimeters bestimmt werden kann.

Ziel dieser Arbeit ist zum einen, mit Hilfe der in Situ Pestizidversuche die Stoffflüsse in Richtung Pflanze bzw. in Richtung Grundwasser zu quantifizieren. Des Weiteren wurden auch die Stoffkonzentrationen und deren zeitliche Entwicklung im Oberboden analytisch quantifiziert. Zum anderen bieten diese Messergebnisse die Basis, um numerische Stofftransportmodelle entsprechend zu kalibrieren. In den weiteren Ausführungen dieses Beitrags wird vor allem auf die gemessenen Konzentrationen der untersuchten Stoffe im Sickerwasser, als auch auf die Simulation von Chloridazon, Desphenyl-Chloridazon und Methyl-Desphenyl-Chloridazon eingegangen.

## Material und Methoden

### Lysimeterstation Wagna

Die Pestizidversuche wurden an der Lysimeterstation des landwirtschaftlichen Versuchsfeldes Wagna durchgeführt. Es werden dort insgesamt fünf Lysimeter betrieben, wobei die zwei geschütteten Gravitationslysimeter nicht mehr dem Stand der Technik entsprechen. Einer der drei neuen Lysimeter wird als Graslysimeter betrieben (Installation 2006). Die anderen beiden (Installation in 2004) sind direkt in landwirtschaftliche Versuchsfelder integriert und werden dementsprechend mit landwirtschaftlichen Kulturen bewirtschaftet: einer davon organisch-biologisch (BIO-Lysimeter), der andere konventionell (KON-Lysimeter). Eine detaillierte

Beschreibung der Lysimeterstation Wagna ist in Klammler & Fank (2014) enthalten. Obwohl die Pestizidversuche sowohl auf dem KON-Lysimeter, als auch auf den beiden alten Gravitationslysimetern ausgeführt wurden, wird in den nachstehenden Ausführungen nur auf die Ergebnisse des KON-Lysimeters eingegangen. Dieser hat eine Oberfläche von 1 m<sup>2</sup>; das Sickerwasser wird über tensionsgesteuerte Saugkerzen in einer Tiefe von 180 cm entnommen. *Tabelle 1* gibt einen Überblick über die Bodencharakteristik des KON-Lysimeters in Wagna.

### Pestizidversuche am Standort Wagna

In den Jahren 2010 und 2012 wurden in Zusammenarbeit des Umweltbundesamts Wien und dem damaligen Institut RE-SOURCES der Joanneum Research Forschungsgesellschaft GmbH (seit 2016 JR-AquaConSol GmbH) Pestizidaufbringungsversuche an Lysimetern des Versuchsstandortes Wagna durchgeführt. Die Sickerwasseranalysen wurden dabei über einen Zeitraum von vier Jahren bis Mai 2014 ausgewertet. Es wurden dabei die Pflanzenschutzmittel Pyramin WG, Artett, Poncho, Gardo Gold und Dual Gold mit den nachstehenden Wirkstoffen und den daraus resultierenden Metaboliten betrachtet:

Chloridazon:

Desphenyl-Chloridazon

Methyl- Desphenyl-Chloridazon

Terbuthylazin:

Desethyl-Terbuthylazin

2-Hydroxy-Terbuthylazin

Bentazon:

N-Methyl-Bentazon

s-Metolachlor:

Metolachlor-Oxalsäure

Metolachlor-Sulfonsäure

*Pyramin WG (Wirkstoff: Chloridazon)*

Am 21.4.2010 wurde das Pflanzenschutzmittel Pyramin WG, das den Wirkstoff Chloridazon beinhaltet, aufgebracht. Eigentlich ist das Herbizid für eine Anwendung bei den Kulturen Futterrübe, Mangold, Rote Rübe und Zuckerrübe angedacht (Pflanzenschutzmittelregister 2014). Da das Umweltbundesamt Wien als Versuchsdurchführer Interesse an der Untersuchung des Wirkstoffs Chloridazon zu Zuckerrübe hatte, jedoch keinen entsprechenden Versuchsstandort gefunden hat, wurde in Wagna Pyramin WG zu Mais aufgebracht. Die Aufbringung erfolgte durch einen Mitarbeiter der Firma BASF mit einer Handspritze (siehe *Abbildung 1*). Durch die Anwendung des Pflanzenschutzmittels zu Mais (und nicht zu Zuckerrübe) sowie einer höheren Saadichte

**Tabelle 1: Bodencharakteristik des KON-Lysimeters am Versuchsfeld Wagna (aus Klammler & Fank, 2014).**

Tiefe [cm]	Horizont <sup>a</sup>	Bodenart <sup>a,c</sup>	Korngrößenverteilung (Ton/Schluff/Sand/Schotter) <sup>a,c</sup>	Ø Humusgehalt [%]
0-30	Ap R	Ls3	20/33/45/2	1,8
30-50	B	Ls4	20/27/53/0	0,9
50-60	B	Sl4	14/24/62/0	0,9
60-200	C	Ss	0/2/31/67	-

<sup>a</sup> Nach AG Boden (2005). <sup>b</sup> Kurzbezeichnung Bodenart gültig für Korngrößen < 2 mm. <sup>c</sup> Klassen: 0 < 0,002 < 0,063 < 2 < 63 mm.



Abbildung 1: Aufbringung des Pflanzenschutzmittels Pyramin WG am 21.4.2010 am konventionell bewirtschafteten Lysimeter am Versuchsfeld Wagna (Foto: Schuhmann).

am Lysimeter (für zusätzliche Pflanzenproben in frühen Vegetationsstadien) wurde die Aufbringungsmenge durch den BASF-Mitarbeiter entsprechend angepasst und 590 mg/m<sup>2</sup> Chloridazon aufgebracht. Chloridazon ist laut Pflanzenschutzmittelregister (2017) derzeit in Österreich nicht als Pflanzenschutzmittelwirkstoff zugelassen.

Der Hauptmetabolit von Chloridazon ist Desphenyl-Chloridazon. Ein weiterer ist Methyl-Desphenyl-Chloridazon, welcher laut Pesticide Properties DataBase (PPDB, University of Hertfordshire 2015) als nicht relevante „minor fraction“ klassifiziert ist. Eine detaillierte Beschreibung zu diesem Versuch, sowie auch umfangreiche Ergebnisse zum Stoffverhalten in Pflanze und Boden sind in Schuhmann et al. 2015 publiziert.

#### *Artett (Wirkstoffe: Terbutylazin, Bentazon)*

Im Versuchsjahr 2010 wurde am 12.5.2010 des Weiteren das Pflanzenschutzmittel *Artett* im Nachauflaufverfahren durch einen Mitarbeiter der Firma BASF mit einer Handspritze aufgebracht. Dieses Herbizid ist für die Anwendung zu Mais und enthält die Wirkstoffe Terbutylazin und Bentazon. Die Aufbringungsmengen der Wirkstoffe waren jeweils 136,5 mg/m<sup>2</sup>.

#### *Poncho (Wirkstoff: Clothianidin)*

Im Jahr 2012 wurde am Versuchsfeld in Wagna mit Poncho gebeiztes Mais-Saatgut angebaut (Ansaat am 17.4.2012). Die damit aufgebrachte Menge an Clothianidin auf die betroffenen Lysimeter beträgt je 5,27 mg/m<sup>2</sup>.

#### *Gardo Gold (Wirkstoffe: Terbutylazin, s-Metolachlor)*

Am 24.5.2012 wurde das Pflanzenschutzmittel Gardo Gold im Nachauflaufverfahren aufgebracht. Die Aufbringungsmenge der darin enthaltenen Wirkstoffe beträgt 208 mg/m<sup>2</sup> Terbutylazin und 347 mg/m<sup>2</sup> s-Metolachlor. Die Aufbringung erfolgte durch einen Mitarbeiter der Firma BASF mit einer Handspritze.

#### *Dual Gold (Wirkstoff: s-Metolachlor)*

Der Wirkstoff s-Metolachlor (appliziert über das Pflanzenschutzmittel Dual Gold) wurde am KON-Lysimeter neben dem Versuch von 2012 noch weitere drei Mal im Zuge der

praxisüblichen Bewirtschaftung aufgebracht: 240 mg/m<sup>2</sup> am 28.4.2009, 120 mg/m<sup>2</sup> am 12.5.2013 und 96 mg/m<sup>2</sup> am 10.5.2014.

### *Analysemethode*

Die Analysemethode basiert auf „ultra-high performance liquid chromatography-electrospray ionization-tandem mass spectrometry“ (UHPLC-ESI-MS/MS) und wurde vom Umweltbundesamt Wien durchgeführt. Eine umfassende Beschreibung der Methode ist in Fuhrmann et al. (2014) publiziert.

### *Simulationsmodell PEARL*

PEARL (Pesticide Emission Assessment at Regional and Local Scales; Leistra et al. 2000) ist ein deterministisches eindimensionales Konvektions / Dispersions-Modell, das das Verhalten einer Substanz und ihrer im Boden gebildeten Metaboliten unter Berücksichtigung von Adsorptions- und Transformationsprozessen und (passiver) Aufnahme in die Pflanze im System Boden/Wasser/Pflanze simuliert. Zur Simulation der Wasserflüsse und der Bodentemperatur benutzt PEARL das Modell SWAP (Soil Water Atmosphere Plant; van Dam et al. 1997), welches die Wasserbewegung im Boden mit Hilfe der Richardsgleichung abbildet. In der vorliegenden Modellanwendung wurde ausschließlich mit Matrixfluss gerechnet. Die Evaporation kann anhand der modifizierten Penman-Monteith-Gleichung (Monteith 1965, van Dam et al 1997) oder über die Gleichung von Makkink (Makkink 1957) berechnet werden.

## Ergebnisse und Diskussion

### *Wasserbilanz*

Die Wasserbilanz für den KON-Lysimeter am Standort Wagna ist in *Tabelle 2* dargestellt. Die jährlichen Niederschlagssummen schwanken zwischen 767 und 1139 mm/a und ergeben eine durchschnittliche Niederschlagssumme von 986 mm/a (gemessen über die positiven Lysimetergewichtsänderungen). Die reale Evapotranspiration gemittelt über alle angebauten Kulturen über den Zeitraum 2010 bis 2015 liegt bei 665 mm/a. Die mittlere jährliche Sickerwassermenge in diesem Zeitraum beträgt 345 mm/a, weist jedoch eine enorme Schwankung innerhalb der einzelnen Jahre auf. So gab es in 2011 einerseits nur 63 mm/a, in 2014 andererseits 561 mm/a Sickerwasser. Hervorzuheben ist in dieser Hinsicht die Periode von Juni 2011 bis Mai 2012, in der kein Sickerwasser angefallen ist.

**Tabelle 2: Jährliche Wasserbilanz für den Zeitraum von 2010 bis 2015 gemessen am KON-Lysimeter in Wagna (NS...Niederschlag, ETr...reale Evapotranspiration, SW...Sickerwasser).**

[mm/a]		NS	ETr	SW
2010	Mais	1039	597	429
2011	Triticale	767	761	63
2012	Mais	1111	745	324
2013	Kürbis	966	544	476
2014	Mais	1139	595	561
2015	Triticale	891	750	215
	Mittel:	986	665	345

### Sickerwasseranalysen von Bentazon und N-Methyl-Bentazon

Während der gesamten Monitoringperiode konnte kein Bentazon sowie kein N-Methyl-Bentazon im Sickerwasser nachgewiesen werden.

### Sickerwasseranalysen von Terbutylazin und dessen Metaboliten

Nach der ersten Aufbringung von Terbutylazin über das Pflanzenschutzmittel Artett im Mai 2010 konnte dieser Wirkstoff sowie dessen Metabolit 2-Hydroxy-Terbutylazin im Sickerwasser nicht nachgewiesen werden. Es wurden nur Spuren des Metaboliten Desethyl-Terbutylazin im Oktober 2011 und April 2012 gefunden. Nach der zweiten Aufbringung von Terbutylazin im Mai 2012 stiegen die nachgewiesenen Konzentrationen von Desethyl-Terbutylazin zwischen 0,055 und 0,1 µg/L, wobei die höchsten Konzentrationen dabei im Oktober und Dezember 2012 erreicht wurden.

### Sickerwasseranalysen von Clothianidin

Clothianidin war vor der Saat von mit Poncho gebeiztem Saatgut im April 2012 bereits mit einer Konzentration von ca. 0,1 µg/L im Sickerwasser vorhanden. Im Laufe des Jahres 2012 kam es durch das gebeizte Saatgut zu einer Erhöhung der Sickerwasser-Konzentration mit einem Maximum von 0,34 µg/L im Oktober 2012. Nach einer Reduktion der Konzentration auf unter 0,1 µg/L bis März 2013, kam es im Mai 2013 wieder zu einem Anstieg auf 0,2 µg/L (2013 jedoch kein Clothianidin gebeiztes Saatgut verwendet). Die Sickerwasseranalysen wurden nach März 2013 nicht weitergeführt.

### Sickerwasseranalysen von Chloridazon und dessen Metaboliten

Im Zeitraum von August 2010 bis Juni 2014 wurden insgesamt 136 Sickerwasserproben genommen und die

Parameter Chloridazon, Desphenyl-Chloridazon und Methyl-Desphenyl-Chloridazon analysiert. *Abbildung 2* zeigt die mittleren Monatskonzentrationen von Chloridazon und den betrachteten Metaboliten für den Zeitraum von 2010 bis 2014. Fünf Monate nach der Aufbringung des Pflanzenschutzmittels Pyramin WG im April 2010 wurden Chloridazon, Desphenyl-Chloridazon und Methyl-Desphenyl-Chloridazon Anfang September 2010 zum ersten Mal im Sickerwasser nachgewiesen. Dies war die Folge von ausgeprägten August-Niederschlägen mit einer Gesamtmenge von 245 mm, welche Anfang September 2010 zu erhöhtem Sickerwasserfluss führten. Die Konzentrationen von Chloridazon sind im Vergleich mit den Metaboliten deutlich geringer und schwanken zwischen 0,026 und 0,345 µg/L. Methyl-Desphenyl-Chloridazon hat bis Juli 2011 eine relativ konstante Konzentration von 0,23 µg/L im Mittel. Nach der Periode ohne ausgeprägten Sickerwasserfluss kommt es ab April 2012 zu einem Anstieg der Methyl-Desphenyl-Chloridazon-Konzentration mit einem ersten Peak im November 2012. Ein zweiter Peak mit der maximal gemessenen Konzentration von 4,1 µg/L wurde im Oktober 2013 gemessen. Die höchsten Konzentrationen finden sich für den Metaboliten Desphenyl-Chloridazon mit einem Maximum von 13,9 µg/L im Oktober 2012. Es wird vermutet, dass diese Konzentrationspeaks der Metaboliten im Oktober und November 2012 Ergebnis der hohen Niederschlagsmengen von 207 mm im Juli 2012 waren.

Generell muss zum Chloridazon-Versuch noch einmal erwähnt werden, dass hier eine erhöhte Aufbringungsmenge von 590 mg/m<sup>2</sup> appliziert wurde. Das ist im Vergleich zur Aufbringungsmenge von 130 mg/m<sup>2</sup> laut Pflanzenschutzmittelregister (2014) die 4,5-fache Menge. Diese erhöhte Aufbringungsmenge kann zwar durch den Anbau von Mais anstelle von Zuckerrübe und durch die erhöhte Saattiefe argumentiert werden, jedoch kann nicht mit vollständiger Sicherheit davon ausgegangen werden, dass hier reale Bedingungen, sondern unter Umständen nur Versuchsbedingungen abgebildet werden.

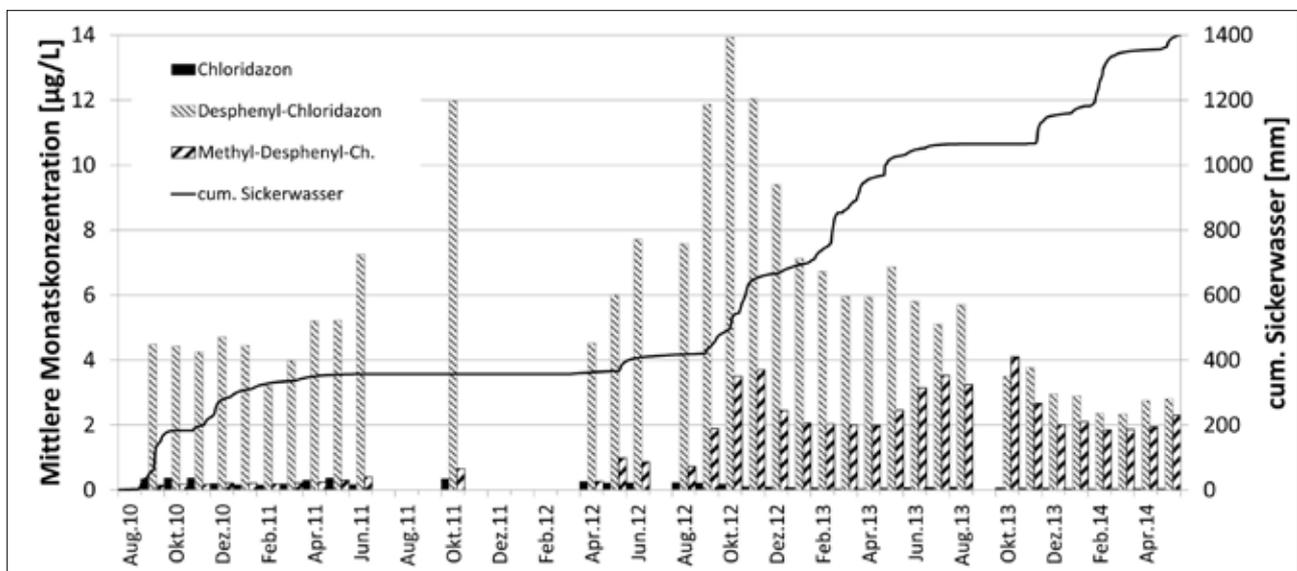


Abbildung 2: Mittlere monatliche Konzentrationen von Chloridazon, Desphenyl-Chloridazon und Methyl-Desphenyl-Chloridazon im Sickerwasser in 180 cm Tiefe des KON-Lysimeters von 2010 bis 2014.

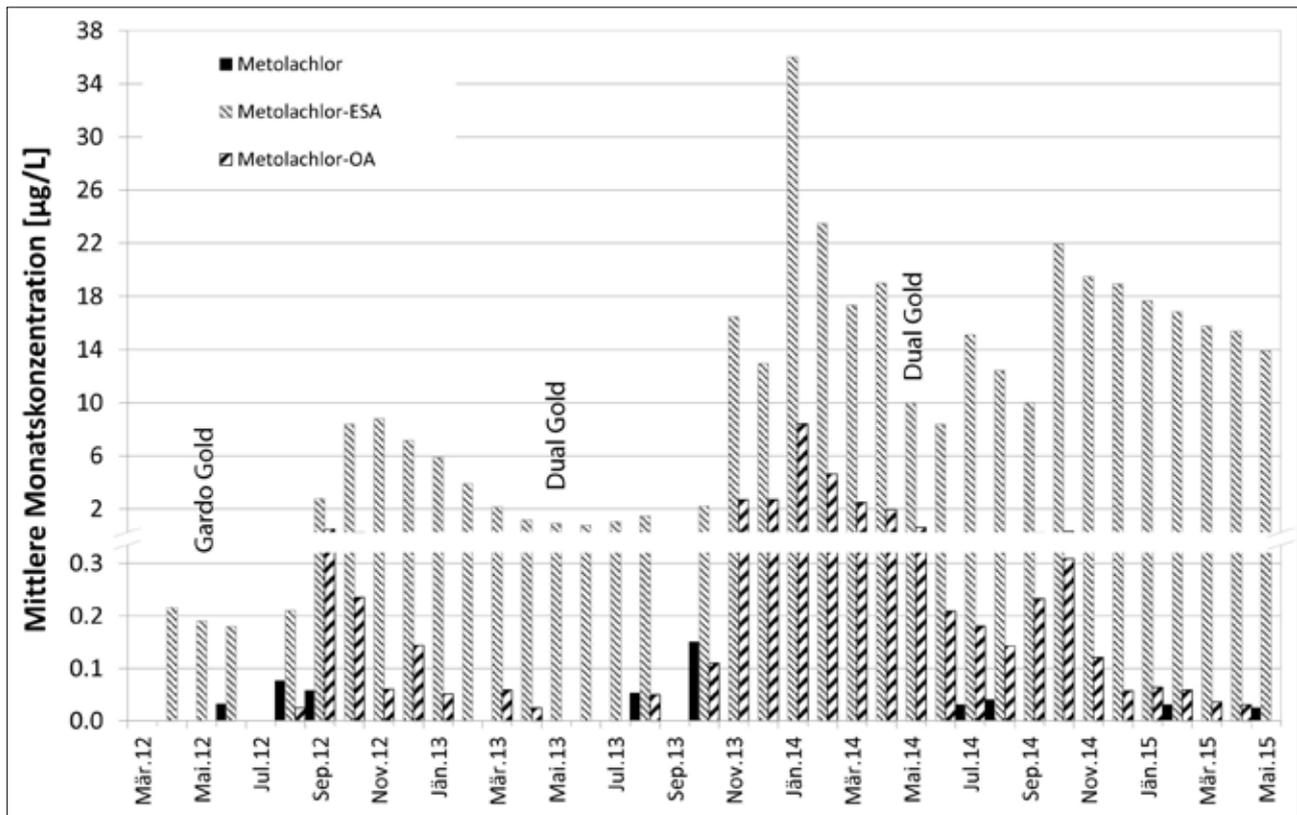


Abbildung 3: Mittlere monatliche Konzentrationen von Metolachlor, Metolachlor-Sulfonsäure (ESA) und Metolachlor-Oxalsäure (OA) im Sickerwasser in 180 cm Tiefe des KON-Lysimeters von 2010 bis 2015.

### Sickerwasseranalysen von *s*-Metolachlor und dessen Metaboliten

Abbildung 3 zeigt die mittleren monatlichen Konzentrationen von Metolachlor, Metolachlor-Sulfonsäure und Metolachlor-Oxalsäure im Sickerwasser in 180 cm Tiefe des KON-Lysimeters. Bereits vor der Aufbringung von Gardo Gold im Mai 2012 wurde schon Metolachlor-Sulfonsäure im Sickerwasser nachgewiesen. Diese Metolachlor-Sulfonsäure-Konzentrationen stammen noch von einer früheren Pestizidaufbringung aus dem Jahr 2009 (Dual Gold am 28.4.2009 aufgebracht). Nach der Aufbringung von Gardo Gold in 2012 kommt es bereits im Juni zu ersten Auswaschungen von Metolachlor. Insgesamt konnte nach dieser Aufbringung der Wirkstoff Metolachlor noch in den zwei weiteren Monaten August und September 2012 (Maximalkonzentration 0,076 µg/L) nachgewiesen werden. Erst drei Monate nach der weiteren Aufbringung von *s*-Metolachlor über das Pflanzenschutzmittel Dual Gold im Mai 2013 konnten im August und Oktober wieder Konzentrationen von 0,053 und 0,15 µg/L gemessen werden. Im Juli und August 2014 konnte – nach einer weiteren Dual Gold-Anwendung im Mai 2014 – abermals Metolachlor im Sickerwasser nachgewiesen werden. Des Weiteren wurden noch einzelne Spuren von Metolachlor im Februar und Mai 2015 im Sickerwasser nachgewiesen.

In *Abbildung 3* ist weiters ersichtlich, dass nach jedem Auftreten von Metolachlor im Sickerwasser es zu Konzentrationserhöhungen der Metaboliten kommt. So kann

im September 2012, im November 2013 als auch im September und Oktober 2014 jeweils ein Anstieg von Metolachlor-Sulfonsäure und Metolachlor-Oxalsäure beobachtet werden. Der ausgeprägteste Anstieg mit den maximal gemessenen mittleren Monatskonzentrationen von 36 µg/L für Metolachlor-Sulfonsäure und 8,4 µg/L für Metolachlor-Oxalsäure wurde im Jänner 2014 gemessen. Während die Konzentrationen der Metolachlor-Oxalsäure sich nach der Pestizidaufbringung meist innerhalb eines Jahres gegen Null verringerten (war jedoch nicht nach der Aufbringung in 2013 der Fall), ist die Anwesenheit von Metolachlor-Sulfonsäure im Sickerwasser beständiger. Es scheint, als würde es durch die mehrmalige Anwendung in einjährigem Abstand zu einer Akkumulierung von Metolachlor-Sulfonsäure im Sickerwasser kommen.

Auch beim Gardo-Gold-Versuch wurde – gleich wie beim Chloridazon-Versuch in 2010 – zur Abdeckung einer erhöhten Saattiefe eine erhöhte *s*-Metolachlor-Menge aufgebracht (347 mg/m<sup>2</sup> anstelle von praxisüblichen 120 mg/m<sup>2</sup> laut Pflanzenschutzmittelregister 2017). In den Folgejahren 2013 und 2014 wurde der Dual-Gold-Versuch jedoch ohne die Entnahme von Pflanzenproben am Lysimeter durchgeführt und es war somit kein Bedarf für die Erhöhung der Aufbringungsmenge gegeben. Die Aufbringungsmenge lag in 2014 mit 96 mg/m<sup>2</sup> dabei sogar geringfügig unter der laut Pflanzenschutzmittelregister (2017) vorgeschriebenen. Dies gewährleistet, dass vor allem die Dual-Gold-Versuche hinsichtlich des Verhältnisses Saattiefe zu Aufbringungsmenge sehr realitätsnah durchgeführt wurden.

**Tabelle 3: Verwendete Van-Genuchten-Parameter für den Standort des KON-Lysimeters Wagna zur Simulation des Wasserflusses mit PEARL.**

Tiefe [cm]	$\theta_{\text{sat}}$ [-]	$\theta_{\text{res}}$ [-]	$\alpha$ [1/cm]	$n$ [-]	$k_{\text{sat}}$ [m/s]
0-30	0,39	0,16	0,05	1,33	$5 \cdot 10^{-6}$
30-50	0,38	0,19	0,04	1,45	$6,5 \cdot 10^{-6}$
50-80	0,44	0,11	0,065	1,2	$6,7 \cdot 10^{-6}$
80-130	0,2	0,03	0,25	1,4	$5 \cdot 10^{-5}$
>130	0,14	0,03	0,25	1,9	$1,2 \cdot 10^{-4}$

### Modellierung von Chloridazon und dessen Metaboliten mit PEARL

PEARL benötigt für die hydraulische Charakterisierung des Bodens die Vorgabe der Retentionskurve auf Basis des Van-Genuchten-Modells (Van Genuchten 1980). Die dafür erforderlichen Parameter sind in *Tabelle 3* zusammengefasst und wurden mit Hilfe von in Situ gemessenen Bodenfeuchte- und Saugspannungswerten abgeleitet.

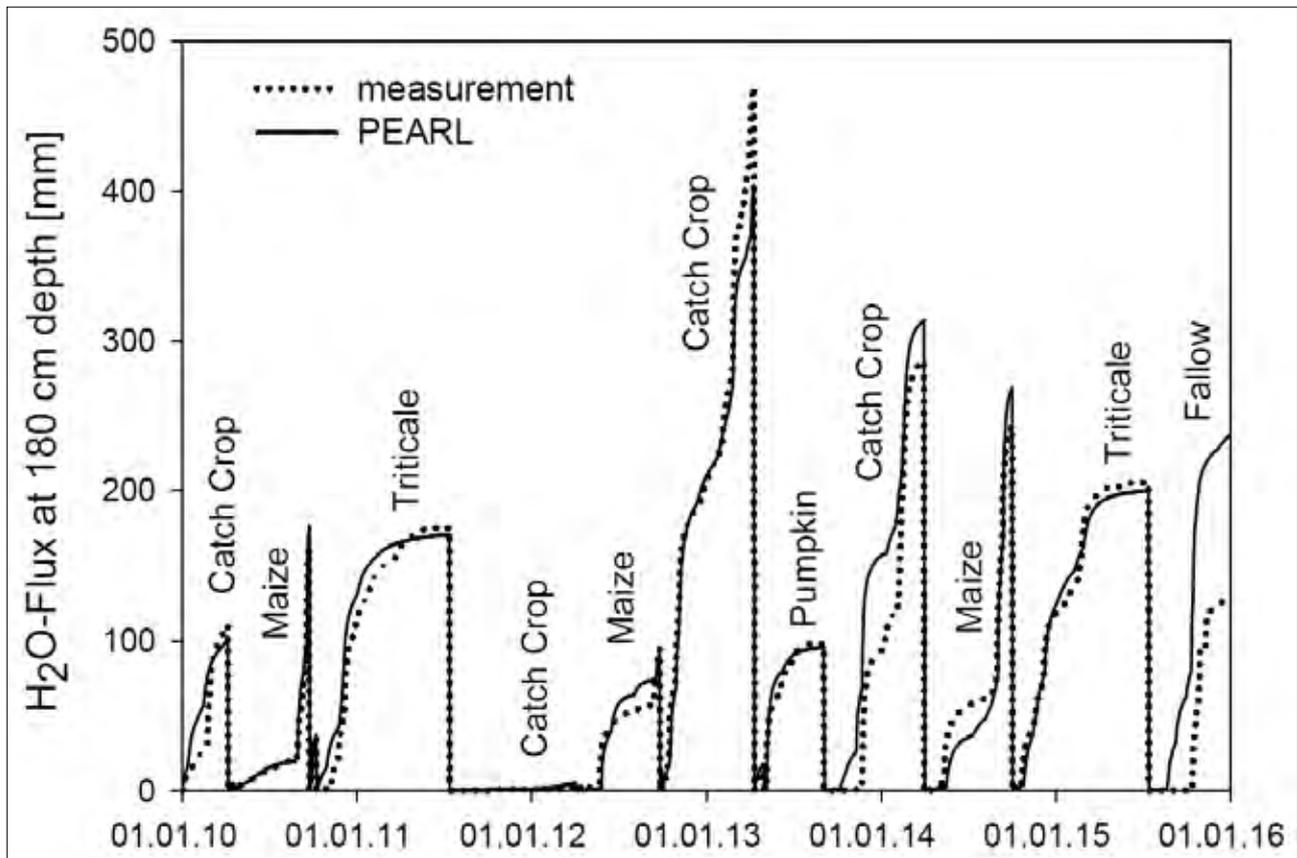
Bei der Simulation des Sickerwasserflusses wurde in erster Linie darauf geachtet, dass die simulierten Bodenfeuchten mit den im Lysimeter gemessenen Bodenfeuchten (35, 60, 90 und 180 cm Tiefe) übereinstimmen. Die Güte dieser Übereinstimmung ist in *Tabelle 4* anhand von Nash-Sutcliffe-Effizienzen (NSE) dargestellt. Mit NSE-Werten zwischen 0,48 und 0,62 ist die Anpassung der Wassergehalte durchaus akzeptabel.

**Tabelle 4: Nash-Sutcliffe-Effizienzen (NSE) für die simulierten Bodenfeuchten in den Tiefen 35, 60, 90 und 180 cm Tiefe (ausgewertet für den Zeitraum 2010 bis 2014).**

Tiefe [cm]	NSE [-]
35	0,57
60	0,62
90	0,55
180	0,48

Abbildung 3 zeigt die Simulation des Sickerwassers im Vergleich zu den mit dem Lysimeter gemessenen Werten. Die Abbildung stellt Summenlinien für die Zeiträume der einzelnen Kulturen dar. Es ist ersichtlich, dass die zeitliche Dynamik als auch die absoluten Sickerwassermengen bis auf wenige Ausnahmen (z.B. Ende 2013/Anfang 2014 oder nach Triticale in 2015) gut nachgebildet werden können. Eine NSE von 0,56 (Zeitraum 2010 bis 2014) für die Simulation des Wasserflusses unterstreicht eine akzeptable Güte der Anpassung. Die Verdunstung wurde in dieser Simulation mit der modifizierten Penman-Monteith-Gleichung (Monteith 1965, van Dam et al. 1997) berechnet und ergab eine NSE = 0,93. Die mittlere jährliche Sickerwassermenge gemessen am Lysimeterauslass in 180 cm Tiefe beträgt 371 mm/a; die Simulation ergibt eine durchschnittliche Sickerwassermenge von 367 mm/a (ausgewertet für den Zeitraum von 2010 bis 2014).

Die Simulation von Chloridazon und dessen Metaboliten Desphenyl-Chloridazon und Methyl-Desphenyl-Chlorida-



**Abbildung 4: Vergleich zwischen gemessener (gepunktete Linie) und simulierter (durchgezogene Linie) Sickerwassermenge in 180 cm Tiefe. Die Abbildung stellt Summenlinien für die Zeiträume der einzelnen Kulturen dar.**

**Tabelle 5: Verwendete Modellparameter Halbwertszeit ( $DT_{50}$ ), Sorptionskoeffizient ( $K_{oc}$ ), Transformationskoeffizient und Pflanzenaufnahmefaktor für Chloridazon (CLZ), Desphenyl-Chloridazon (DES-CLZ) und Methyl-Desphenyl-Chloridazon (MET-DES-CLZ).**

	CLZ	DES-CLZ	MET-DES-CLZ
$DT_{50}$ [d]	20	130	145
$K_{oc}$ [mL/g]	90	50	92
Transformationskoeffizient* [-]	-	0.15	0.045
Pflanzenaufnahmefaktor [-]	0.68*	0.5	0.013*

<sup>\*)</sup> Anteil der Muttersubstanz die in den Metaboliten umgewandelt wird;  
<sup>\*)</sup> nach Briggs et al. (1982)

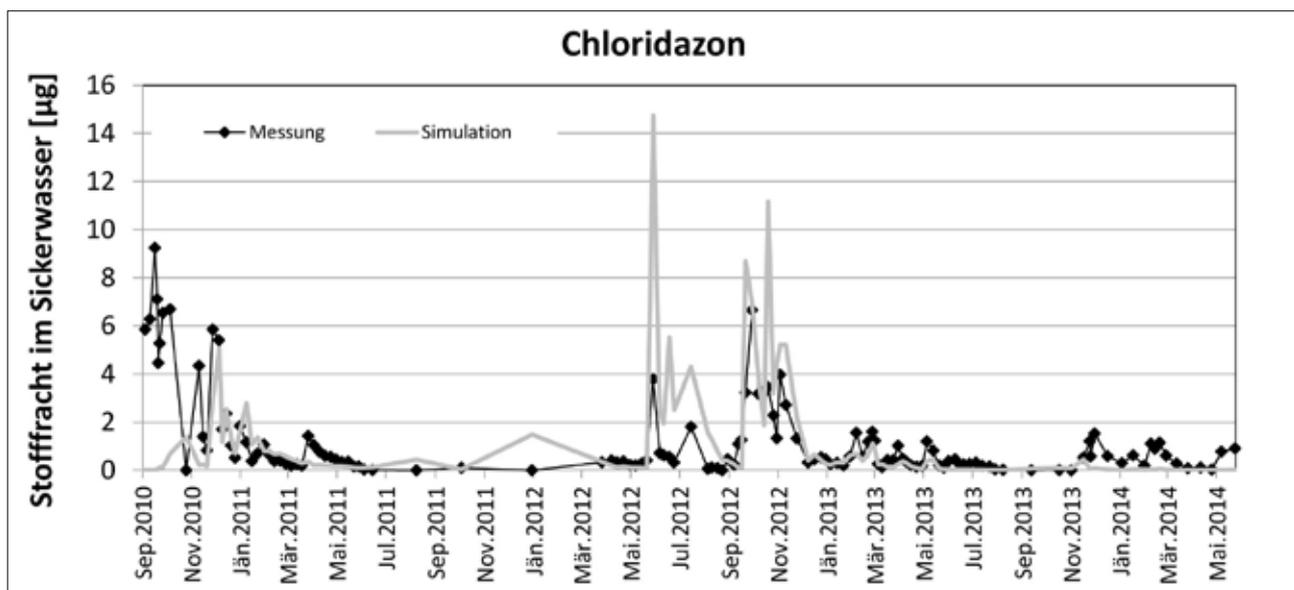
zon für den KON-Lysimeter in Wagna und deren Vergleich zu den gemessenen Stoffausträgen wurde in Schuhmann et al. (2015) bereits gezeigt. Durch eine Überarbeitung der Modellkalibration wurden die Parameter Halbwertszeit, Sorptionskoeffizient, Pflanzenaufnahme und Transformationskoeffizient weiter angepasst und die Simulation verbessert. Die hier verwendeten Parameter sind in *Tabelle 5* aufgelistet.

*Abbildung 5* zeigt den Vergleich zwischen gemessenen und simulierten Stofffrachten von Chloridazon. Es ist ersichtlich, dass zwar die generelle Dynamik nachgebildet werden kann, jedoch vor allem zu Beginn des dargestellten Zeitraums (August 2010) die gemessenen Stofffrachten nicht simuliert werden. Des Weiteren werden die Austräge zwischen Mai und November 2012 überschätzt, sowie die Austräge im Zeitraum ab Dezember 2012 weitgehend unterschätzt. Die Summe dieser Abweichungen spiegeln sich in einer  $NSE = -0,57$  für die Simulation von Chloridazon wider. Die Simulation von Desphenyl-Chloridazon in *Abbildung 6* ist von einem ähnlichen Anfangsverhalten im August 2010 wie Chloridazon geprägt. Erste Stofffrachten werden in der Simulation erst ca. einen Monat nach dem

ersten Auftreten der gemessenen Frachten berechnet. Der restliche Verlauf der Simulation zeigt optisch – bis auf die Überschätzung zwischen Mai und Juli 2012 – eine relativ gute Übereinstimmung und ergibt eine  $NSE = 0,33$ . Die beste Übereinstimmung mit einer  $NSE = 0,57$  konnte für Methyl-Desphenyl-Chloridazon erreicht werden. Hier ist zwar im Zeitraum von August bis November 2013 eine deutliche Überschätzung ersichtlich, jedoch wird der restliche Zeitraum gut nachgebildet.

Die ausgetragenen Stofffrachten zwischen September 2010 und Jänner 2011 lassen sich auf den ausgeprägten Sickerwasserfluss von ca. 300 mm in diesem Zeitraum zurückführen (siehe auch *Abbildung 2*). Da der Sickerwasserfluss zwischen April und August 2010 mit ca. 6 mm pro Monat relativ niedrig war, ist nicht auszuschließen, dass sich in der Anfangsphase der Periode mit erhöhter Sickerwasser rate im September 2010 auch Stoff über Makroporenfluss transportiert wurde. Dies könnte eine Erklärung sein, warum die Simulation für Chloridazon und Desphenyl-Chloridazon in diesem Zeitraum nur sehr schlecht mit den Messungen übereinstimmt. Bei genauerer Betrachtung kann man dieses Phänomen auch für Methyl-Desphenyl-Chloridazon in den Monaten September bis November 2010 beobachten, jedoch durch den geringeren Transformationskoeffizienten nur in sehr geminderter Form. Des Weiteren ist das erste Auftreten von Methyl-Desphenyl-Chloridazon im Sickerwasser erst Anfang Dezember simuliert. Dies lässt sich – im Vergleich zu Desphenyl-Chloridazon – durch den höheren Sorptionskoeffizienten von Methyl-Desphenyl-Chloridazon erklären.

Generell wurden für die Parametrisierung die Werte aus der PPDB (University of Hertfordshire, 2015) herangezogen und im Zuge der Kalibration entsprechend angepasst. Die tatsächlich verwendeten Parameter für Halbwertszeit und Sorptionskoeffizient liegen alle in den angegebenen Spannweiten laut PPDB. Lediglich für die Freundlich-Exponenten von Chloridazon, Desphenyl-Chloridazon und Methyl-Desphenyl-Chloridazon wurde einheitlich ein Wert von 1 – und somit keine Freundlich-, sondern eine lineare



**Abbildung 5: Gemessene und simulierte Stofffrachten von Chloridazon in 180 cm Tiefe des KON-Lysimeters am Versuchsfeld Wagna von 2010 bis 2014.**

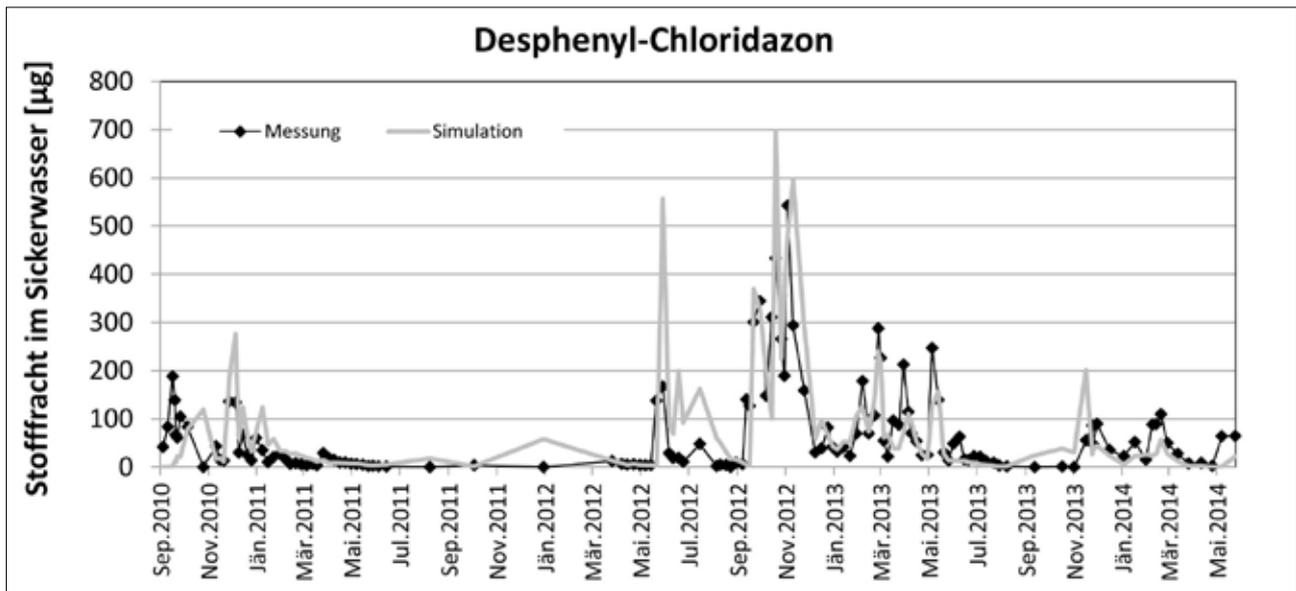


Abbildung 6: Gemessene und simulierte Stofffrachten von Desphenyl-Chloridazon in 180 cm Tiefe des KON-Lysimeters am Versuchsfeld Wagna von 2010 bis 2014.

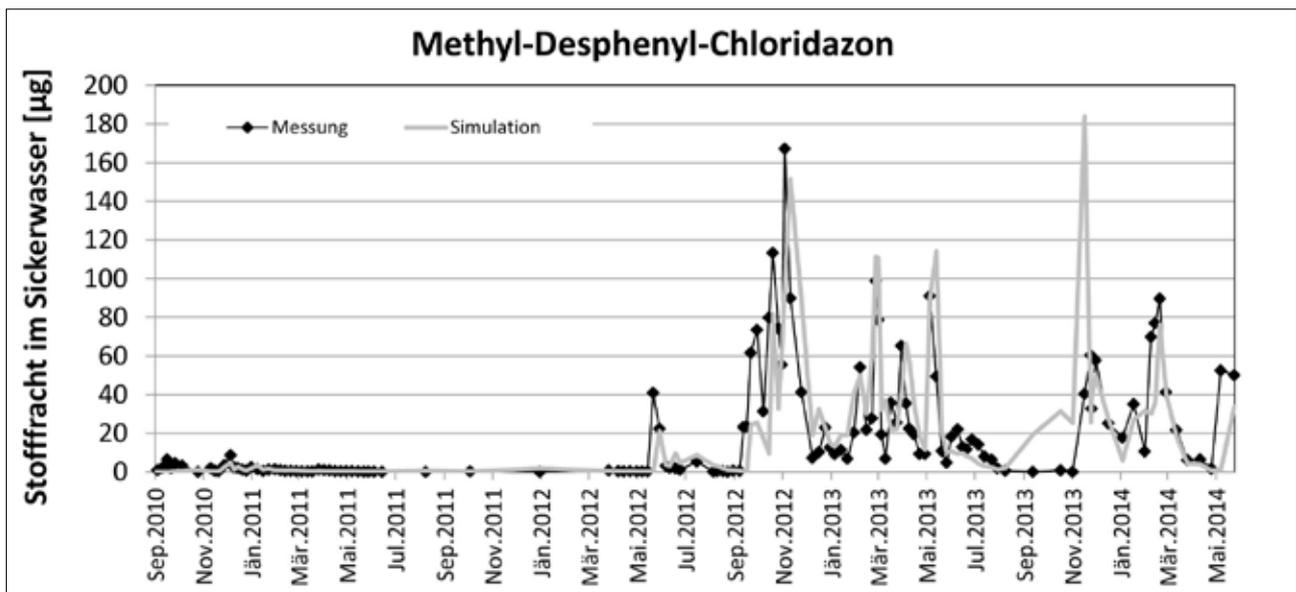


Abbildung 7: Gemessene und simulierte Stofffrachten von Methyl-Desphenyl-Chloridazon in 180 cm Tiefe des KON-Lysimeters am Versuchsfeld Wagna von 2010 bis 2014.

Henry-Isothermie – angenommen. Diese Annahme liegt zwar für Desphenyl-Chloridazon und Methyl-Desphenyl-Chloridazon außerhalb der Spannweiten laut PPDB, war jedoch erforderlich, um eine entsprechende Anpassung der Simulationen für die Jahre 2010 und 2011 zu erhalten.

### Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse aus den durchgeführten Messungen geben direkten Aufschluss über das Austragsverhalten der untersuchten Wirkstoffe und deren Metaboliten. Während für die Wirkstoffe Bentazon bzw. Terbutylazin und deren (untersuchten) Metaboliten die Auswaschung in Richtung Grundwasser generell niedrig bis gar nicht gegeben ist, werden vor allem die Metaboliten von Chloridazon und

s-Metolachlor im Sickerwasser nachgewiesen. Laut dem Bundesministerium für Gesundheit (2016) werden diese Metaboliten zwar nicht als relevant eingestuft (Aktionswert 3,0 µg/L Konzentration im Grundwasser), jedoch zeigt das Beispiel Metolachlor-Sulfonsäure bei wiederholter jährlicher Anwendung einen Akkumulationseffekt. Chloridazon und vor allem dessen Metaboliten zeigen ein sehr persistentes Verhalten. Aufgrund der nur einmaligen Aufbringung kann hier zwar kein Akkumulationseffekt nachgewiesen werden, es ist jedoch anzunehmen, dass bei wiederholter Anwendung auch hier eine Akkumulation im Sickerwasser auftritt.

Der Beobachtungszeitraum von vier Jahren bietet eine sehr gute Grundlage zur Beobachtung der hydrologischen

und chemischen Prozesse. Für sehr persistente Stoffe wie Desphenyl-Chloridazon und Methyl-Desphenyl-Chloridazon ist dieser Zeitraum jedoch zu kurz, um diese (unter Berücksichtigung der getroffenen Versuchsannahmen) nicht mehr im Sickerwasser nachzuweisen. Auch für die bessere Bewertung von Akkumulationsprozessen, wie sie z.B. für Metolachlor-Sulfonsäure durch die mehrjährige Anwendung von s-Metolachlor zu beobachten sind, wäre ein längerer Beobachtungszeitraum anzustreben.

Durch die Reduktion der mikrobiellen Tätigkeit mit der Tiefe wird auch der Abbau von organischen Substanzen mit der Tiefe reduziert. Es sind daher für die gemessenen Stoffkonzentrationen im Sickerwasser keine Reduktionen mehr zu erwarten, dh. die darin enthaltenen Stoffmengen werden (sofern nur noch nach unten gerichteter Wasserfluss vorliegt) ins Grundwasser eingebracht. Eine Reduktion dieser Stoffkonzentrationen kann dann nur noch durch Verdünnung mit niedriger-konzentriertem Grundwasser erfolgen.

## Literatur

- AG Boden (Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden) (2005) Bodenkundliche Kartieranleitung. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten, 5. Aufl., Hannover, 438 p.
- Briggs G.G., Bromilow R.H., Evans A.A. (1982) Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionised chemicals by barley. *Peat. Sci.* 13, 495-504.
- Bundesministerium für Gesundheit (2016) Aktionswerte bezüglich nicht relevanter Metaboliten von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen in Wasser für den menschlichen Gebrauch. BMG-75210/0038-II/B/13/2015 vom 27.1.2016.
- Fuhrmann A., Gans O., Weiss S., Haberhauer G., Gerzabek M.H. (2014) Determination of bentazone, chloridazon and terbuthylazine and some of their metabolites in complex environmental matrices by liquid chromatography-electrospray ionization-tandem mass spectrometry using a modified QuEChERS method: An optimization and 568 validation study. *Water Air Soil Pollut.* 225, 1944-1959.
- Klammler G., Fank J. (2014) Determining water and nitrogen balances for beneficial management practices using lysimeters at Wagna test site (Austria). *Sci. Tot. Environ.* 499:448-462.
- Leistra M., van der Linden A.M.A., Boesten J.J.T.I., Tiktak A., van den Berg F. (2000) PEARL model for pesticide behaviour and emissions in soil-plant systems. Description of processes. Alterra report 13, RIVM report 711401009. Alterra, Wageningen, 107 pp.
- Loos R., Locoro G., Comero S., Contini S., Schwesig D., Werres F., Balsoo P., Gans O., Weiss S., Blaha L., Bolchi M., Gawlik B.M. (2010) Pan-European survey on the occurrence of selected polar organic persistent pollutants in ground water. *Water Res* 44:4115-4126.
- Makkink G.F. (1957) Testing the Penman formula by means of lysimeters. *J Inst Water Eng* 11:277-288.
- Monteith J.L. (1965) Evaporation and environment. *Proc Symp Soc Exp Biol* 19:205-234.
- Pflanzenschutzmittelregister (2014) Registerauszug für Pyramin WG. Verzeichnis der in Österreich zugelassenen / genehmigten Pflanzenschutzmittel. Bundesamt für Ernährungssicherheit. [http://pmg.ages.at/pls/psmlfrz/pmgweb2\\$.Startup](http://pmg.ages.at/pls/psmlfrz/pmgweb2$.Startup) (besucht am 6.11.2014).
- Pflanzenschutzmittelregister (2017) Registerauszug für Gardo Gold. Verzeichnis der in Österreich zugelassenen / genehmigten Pflanzenschutzmittel. Bundesamt für Ernährungssicherheit. [http://pmg.ages.at/pls/psmlfrz/pmgweb2\\$.Startup](http://pmg.ages.at/pls/psmlfrz/pmgweb2$.Startup) (zuletzt besucht am 12.1.2017).
- Schuhmann, A., Gans O., Weiss S., Fank J., Klammler G., Haberhauer G., Gerzabek M.H. (2015) A long-term lysimeter experiment to investigate the environmental dispersion of the herbicide chloridazon and its metabolites – comparison of lysimeter types. *J Soils Sediments*. Published online on Dec. 2, 2015.
- University of Hertfordshire (2015) The Pesticide Properties DataBase (PPDB) developed by the Agriculture & Environment Research Unit (AERU), University of Hertfordshire 2006–2015, <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/index.htm>, valid on December 14, 2015.
- Van Dam J.C., Huygen J., Wesseling J.G., Feddes R.A., Kabat P., van Walsum P.E.V., Groenendijk P., van Diepen C.A. (1997) Theory of SWAP version 2.0. Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the soil-water-atmosphere-plant environment. SC DLO technical document 45, Wageningen, The Netherlands:167.
- Van Genuchten M.T. (1980) A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal* 44: 892-898.



# Lysimeteruntersuchungen zum Austragsverhalten von im Maisanbau eingesetzten Herbiziden unter Freilandbedingungen (Standort Wielenbach)

Claudia Strauß<sup>1\*</sup>, Anne Bayer<sup>1</sup> und Maren Obernolte<sup>2</sup>

## Zusammenfassung

In der Versuchsanlage Wielenbach des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU) werden seit 2013 vier Lysimeter unterschiedlicher Bodentypen mit Energiemais bepflanzt. Ende Mai/Anfang Juni wird eine Mischung aus Pflanzenschutzmitteln (PSM) bestehend aus den Wirkstoffen Terbutylazin, Metolachlor, Nicosulfuron und Prosulfuron ausgebracht. Dabei erfolgte die Ausbringung von Nicosulfuron nur im Jahr 2013 und 2016, da eine jährliche Anwendung nicht zulässig ist. Prosulfuron ist erst seit 2015 in der PSM-Mischung enthalten. Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, dass jeweils kurz nach der Anwendungszeit deutliche Konzentrationspeaks der PSM im Sickerwasser zu beobachten sind. Dabei wurden von Metolachlor, Terbutylazin, Nicosulfuron und Prosulfuron Maximalkonzentrationen von 73 µg/l, 42 µg/l, 27 µg/l bzw. 6,8 µg/l gemessen. Die Verlagerung der PSM im Boden ist stark von der Niederschlagshöhe kurz nach der Anwendungszeit und vom Bodentyp abhängig. Die Konzentrationen der Metaboliten im Sickerwasser zeigen über den Versuchszeitraum eine steigende Tendenz. Von Metolachlorsulfonsäure wurden Konzentrationen von bis zu 130 µg/l im Lysimetersickerwasser gemessen.

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

## Summary

Since 2013 four lysimeters with different soil types have been cultivated with maize for biogas production at the Bavarian Environment Agency's experimental plant in Wielenbach. A mixture of terbutylazine, metolachlor, nicosulfuron and prosulfuron is applied at the end of May/beginning of June. Nicosulfuron was only applied in 2013 and 2016 as an annual application is not permitted. Prosulfuron has been added to the mixture since 2015. Concentration peaks of pesticides were observed in the leachate shortly after application. Maximum concentrations of 73 µg/l, 42 µg/l, 27 µg/l and 6,8 µg/l were detected for metolachlor, terbutylazine, nicosulfuron and prosulfuron. Furthermore the transport of the pesticides varies depending on the soil type and the amount of precipitation shortly after the application of the pesticides. Concentrations of metabolites in the leachate of the lysimeters show an ascending trend with time. Metolachlorosulfonic acid was identified with a maximum concentration of 130 µg/l in lysimeter leachate.

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

## Einleitung

In Bayern stehen knapp 30 % der fast 8.000 Biogasanlagen Deutschlands [1][2]. Von 2003 bis 2015 hat sich die Zahl der Biogasanlagen in Bayern nahezu vervierfacht [2]. Als Energiepflanze wird Mais (bzw. Maissilage) in Biogasanlagen bevorzugt verwendet, da er in Relation zur benötigten Anbaufläche einen sehr hohen Biogasertrag aufweist. Demzufolge nahm die Silomaisanbaufläche in Bayern von 2008 bis 2015 um 25 % zu [3]. Nachteilige Auswirkungen auf Grund- und Oberflächengewässer durch den erhöhten Maisanbau als Folge des verstärkten Ausbaus von Biogasanlagen können nicht ausgeschlossen werden. Lysimeteruntersuchungen sollen daher genauere Erkenntnisse zum Verlagerungsverhalten von vier ausgewählten PSM und ihrer Metaboliten im Boden und somit zum Auswaschungspotential ins Grundwasser unter Freilandbedingungen liefern.

## Material und Methoden

In der Versuchsanlage Wielenbach des LfU werden seit 2013 vier Lysimeter (Fläche 1 m<sup>2</sup>, Tiefe 2 m) unterschiedlicher Bodentypen sowie das umliegende Feld (ca. 30 m<sup>2</sup>) mit Energiemais bepflanzt (12 Pfl./m<sup>2</sup>). Durch die Bepflanzung der umliegenden Fläche soll das Auftreten von Randeffekten auf den Lysimetern vermieden werden. Bei Lysimeter 1 handelt es sich um einen Boden der Münchner Schotterebene. Die oberen 30 cm wurden mit Humus aufgefüllt. Darunter folgt bis in 50 cm Tiefe der 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. Die Braunerde aus Lößlehm über risszeitlicher Grundmoräne von Lysimeter 7 wurde ebenfalls auf einem Ackerstandort gestochen. Der Boden für Lysimeter 8 stammt vom Gelände des LfU in Wielenbach und ist als Flusstalfüllung der Ammer charakterisiert.

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

<sup>2</sup> Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume, SCHLESWIG-HOLSTEIN

\* Ansprechpartner: Claudia Strauß, claudia.strauss@lfu.bayern.de



Abbildung 1: Maisfeld der Lysimeteranlage Wielenbach, darin eingebettet die vier Lysimeter.

Tabelle 1: Pflanzenschutzmittelmischung für Lysimeter.

Mittel	Wirkstoff	Menge Wirkstoff [g/l]	Menge Mittel [l/ha]	Wasserzugabe [l/ha]	Soll-Wirkstoffmenge auf Lysimeterfeld [mg/m <sup>2</sup> ]	Tatsächl. ausgebrachte Wirkstoffmenge 2013/ 2014/ 2015/ 2016 [mg/m <sup>2</sup> ]
Gardo Gold	Metolachlor	312,5	3	300	93,75	46,13/ 117,3/ 96,0/ 81 33,2/ 80,7/ 78,0/ 45
	Terbuthylazin	187,5	3	300	56,25	
Milagro forte	Nicosulfuron	60	0,6	300	3,6	7,61/ - / - / 5,1
Peak	Prosulfuron	750 [g/kg]	0,015	300	1,125	- / - / 2,5/ 1,7

Jeweils Ende Mai bzw. Anfang Juni wird jährlich nach Empfehlung der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) eine PSM-Mischung bestehend aus den Wirkstoffen Terbuthylazin und Metolachlor entsprechend der guten fachlichen Praxis nach Anwendungsvorschrift ausgebracht (Tabelle 1). Die Ausbringung von Nicosulfuron erfolgte nur im Jahr 2013 und 2016, da eine jährliche Anwendung nicht zulässig ist. Zudem wurde ab dem Jahr 2015 das Maisherbizid Prosulfuron ausgebracht. Um eine ausreichende Versorgung mit Nährstoffen zu gewährleisten, wird die Fläche nach guter landwirtschaftlicher Praxis gedüngt. Die Maisernte fand 2013 und 2014 jeweils Ende Oktober statt. 2015 erfolgte die Maisernte aufgrund der sommerlichen Trockenheit bereits Ende September und 2016 Anfang Oktober.

Das Sickerwasser der einzelnen Lysimeter wird aufgefangen und anschließend auf die vier ausgebrachten PSM sowie auf zwei Metaboliten von Metolachlor (Metolachlorsäure und Metolachlorsulfonsäure) und fünf Terbuthylazin-Metaboliten (Desethylterbuthylazin, Terbuthylazin-2-OH, Desethylterbuthylazin-2-OH, Terbuthylazin 1 SYN 545666 und Terbuthylazin 2 CGA 324007) untersucht. Die Analytik der PSM und Metaboliten erfolgt mittels HPLC-MS/MS (Nachweisgrenzen liegen zwischen 0,01 µg/l und 0,03 µg/l). Neben den PSM werden in den Sickerwasserproben zudem Nährstoffgehalte, Leitfähigkeit und pH-Wert bestimmt. Die Beprobung erfolgt bei ausreichender Sickerwassermenge etwa in einem zweiwöchentlichen Rhythmus. In den Wochen nach der PSM-Anwendung findet, soweit möglich, eine höher aufgelöste Beprobung statt, um den erwarteten Konzentrationspeak möglichst detailliert zu erfassen. Die tatsächlich ausgebrachte Wirkstoffmenge der einzelnen Stoffe wird über die Analyse und Menge der jährlich aufgeführten Stammlösung ermittelt. Die Berechnung der

Frachten erfolgt mittels der bestimmten Konzentrationen im Sickerwasser sowie der angefallenen Sickerwassermenge. Da nicht jede Sickerwasserprobe analysiert wird, stellen die ermittelten Gesamtfrachten eine Hochrechnung dar.

## Ergebnisse und Diskussion

In Abbildung 2 bis Abbildung 9 sind die Ergebnisse der gemessenen Konzentrationen der untersuchten Herbizide und deren Metaboliten sowie die Werte der täglichen Sickerwassermenge von Mai 2013 bis Oktober 2016 dargestellt. Zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der PSM-Konzentrationen auf der Y-Achse. Im Sickerwasser von Lysimeter 1, 2 und 7 sind jeweils kurz nach der Anwendungszeit deutliche Konzentrationspeaks der PSM zu beobachten. Die Maximalkonzentrationen von Metolachlor, Nicosulfuron und Prosulfuron wurden mit 73 µg/l, 27 µg/l und 6,8 µg/l im Sickerwasser von Lysimeter 2 und für Terbuthylazin mit 42 µg/l in Lysimeter 1 gefunden. Des Weiteren fällt auf, dass in Lysimeter 1, 2 und 7 der Sulfonylharnstoff Nicosulfuron ab Winter 2015/2016 erneut im Sickerwasser auftritt, obwohl seit Frühjahr 2013 keine weitere PSM-Ausbringung dieses Wirkstoffes mehr erfolgte (eine erneute Applikation von Nicosulfuron erfolgte erst im Frühjahr 2016) und er seit Herbst 2014 nicht mehr im Sickerwasser nachweisbar war. Der Grund hierfür ist vermutlich, dass in den vorangegangenen Monaten kein (oder nur sehr wenig) Sickerwasserfluss aus den Lysimetern stattfand und es möglicherweise zu einer Aufkonzentration des aus dem Boden freigesetzten Nicosulfurons kam. Die Flusstalfüllung der Ammer in Lysimeter 8 unterscheidet sich sehr stark von den anderen drei Lysimetern. Die Maximalkonzentrationen von Metolachlor und Terbuthylazin weisen mit jeweils 0,04 µg/l deutlich niedrigere Werte auf.

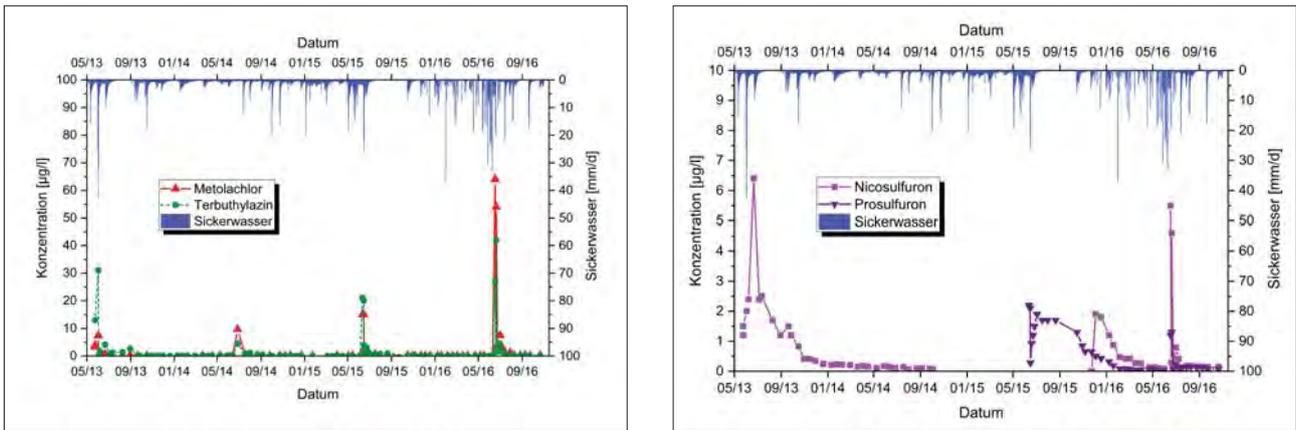


Abbildung 2: Konzentrationen von Metolachlor, Terbutylazin (Grafik links), Nicosulfuron und Prosulfuron (Grafik rechts) im Sickerwasser sowie die angefallene tägliche Sickerwassermenge von Lysimeter 1.

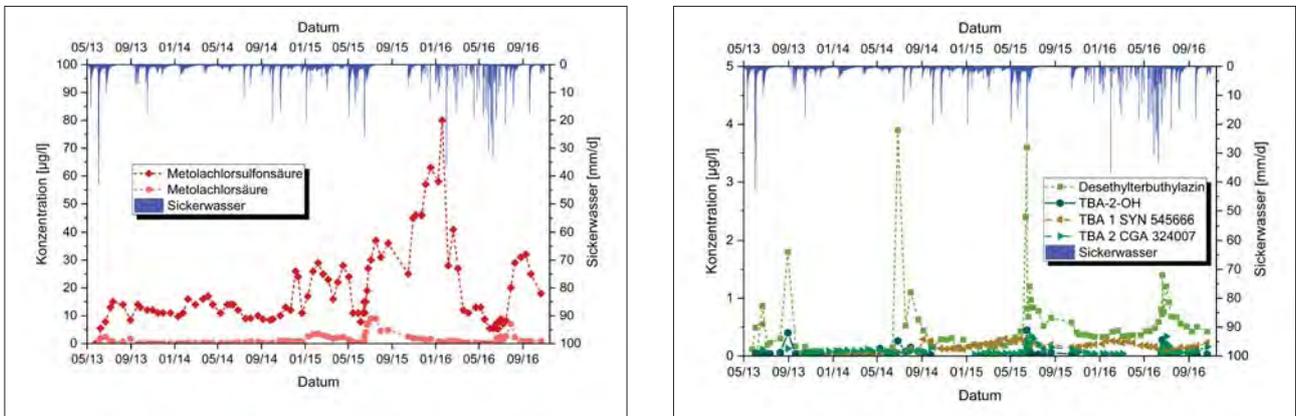


Abbildung 3: Konzentrationen der Metaboliten von Metolachlor (Grafik links) und Terbutylazin (Grafik rechts) im Sickerwasser sowie die angefallene tägliche Sickerwassermenge von Lysimeter 1.

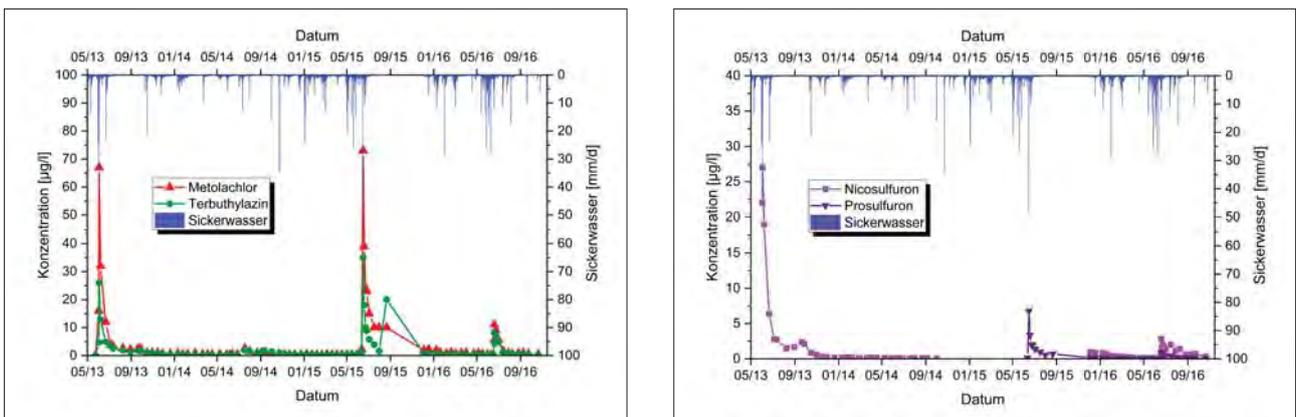


Abbildung 4: Konzentrationen von Metolachlor, Terbutylazin (Grafik links), Nicosulfuron und Prosulfuron (Grafik rechts) im Sickerwasser sowie die angefallene tägliche Sickerwassermenge von Lysimeter 2.

Nicosulfuron und Prosulfuron wurden im Sickerwasser von Lysimeter 8 nicht nachgewiesen. Betrachtet man den Verlauf der Metolachlormetaboliten Metolachlorsäure und Metolachlorsulfonsäure über den Versuchszeitraum so fällt auf, dass bei Lysimeter 1, 2 und 7 ein aufsteigender Trend zu verzeichnen ist. Ebenso bei den Terbutylazin-Metaboliten Desethylterbutylazin und Terbutylazin 1 SYN 545666. Die Maximalkonzentrationen von Metolachlorsulfonsäure,

Metolachlorsäure, Desethylterbutylazin und Terbutylazin 1 SYN 545666 lagen bei 130 µg/l, 61 µg/l, 12 µg/l und 1,1 µg/l und wurden jeweils im Sickerwasser von Lysimeter 2 nachgewiesen. Lysimeter 8 unterscheidet sich deutlich von den anderen drei Lysimetern. Hier verhält sich die Konzentration von Metolachlorsulfonsäure erst relativ konstant und auf sehr niedrigem Niveau. Ab Januar 2015 ist allerdings ebenfalls ein Anstieg der Konzentration dieses

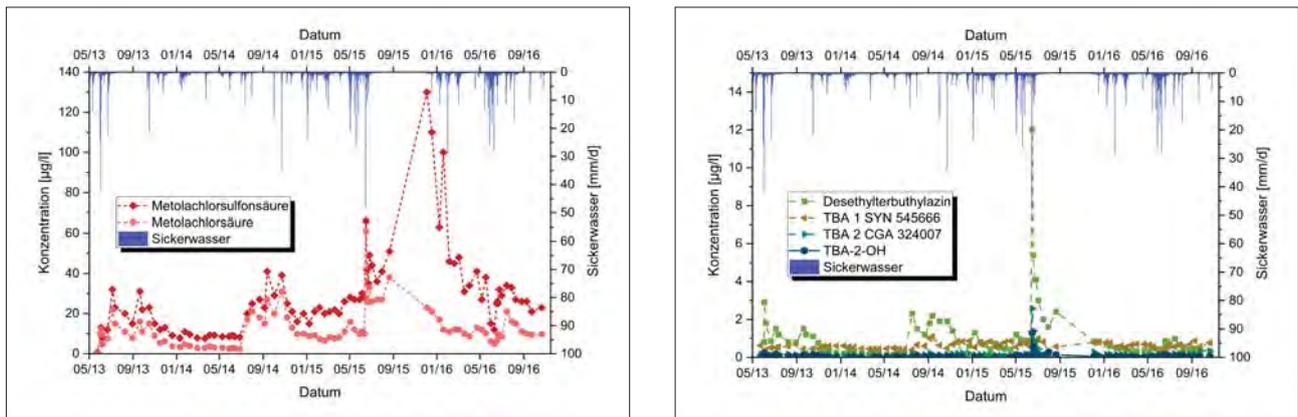


Abbildung 5: Konzentrationen der Metaboliten von Metolachlor (Grafik links) und Terbutylazin (Grafik rechts) im Sickerwasser sowie die angefallene tägliche Sickerwassermenge von Lysimeter 2.

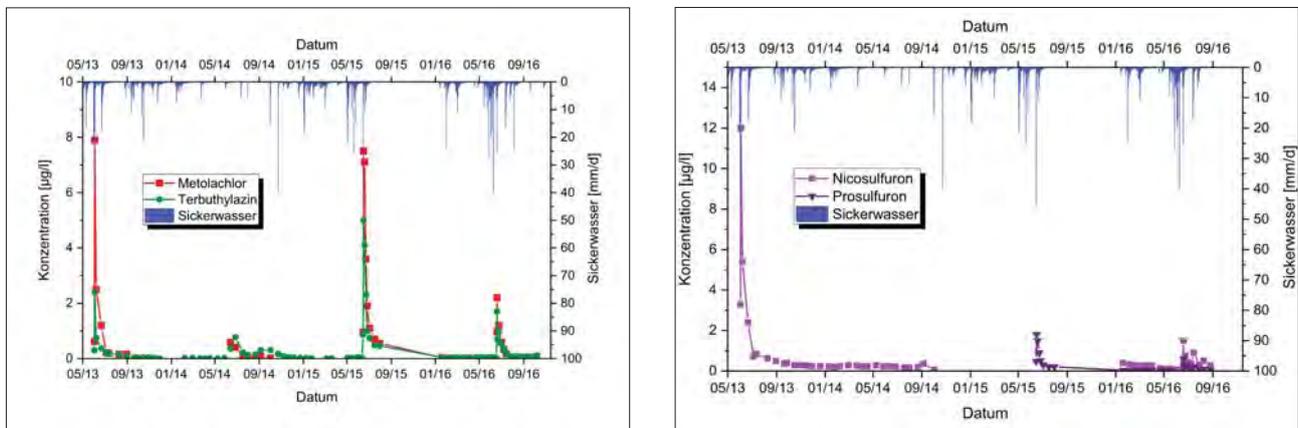


Abbildung 6: Konzentrationen von Metolachlor, Terbutylazin (Grafik links), Nicosulfuron und Prosulfuron (Grafik rechts) im Sickerwasser sowie die angefallene tägliche Sickerwassermenge von Lysimeter 7.

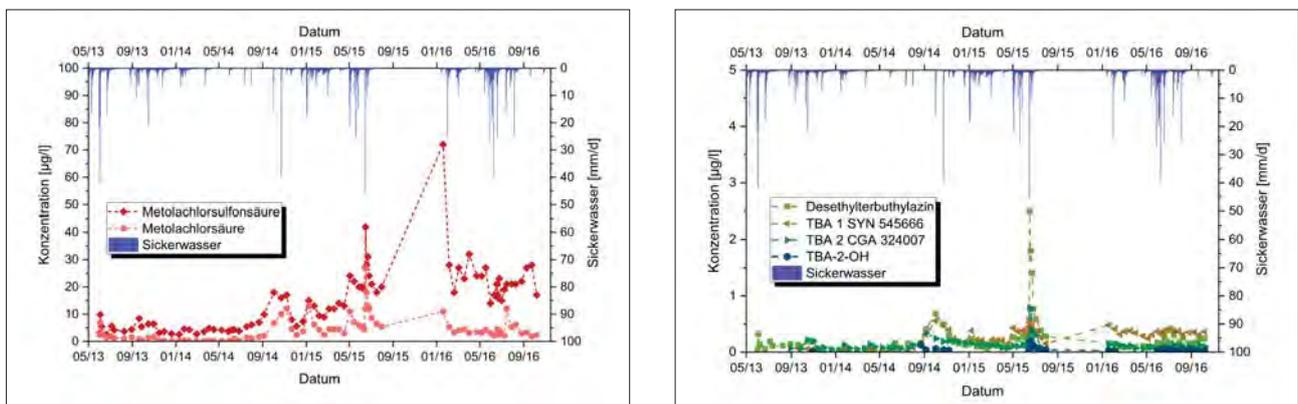


Abbildung 7: Konzentrationen der Metaboliten von Metolachlor (Grafik links) und Terbutylazin (Grafik rechts) im Sickerwasser sowie die angefallene tägliche Sickerwassermenge von Lysimeter 7.

Metaboliten zu verzeichnen. Bei allen weiteren Metaboliten ist in Lysimeter 8 kein Trend erkennbar.

Vergleicht man die jeweils nach der PSM-Applikation gefallene Niederschlagsmenge der einzelnen Jahre so ergibt sich folgendes Bild: In den ersten 3 Tagen nach der PSM-Applikation fielen 2013 69 mm Niederschlag. In den Jahren 2014 und 2015 fand dagegen in den ersten 3 Tagen kein Niederschlagsereignis statt (vergleiche *Abbildung 10*). 2016 fielen in den ersten 3 Tagen nach der Aufbringung 33 mm

Niederschlag. Betrachtet man die Niederschlagsmenge der ersten 7 Tage nach PSM-Aufbringung, so sind im Jahr 2013 bereits über 160 mm und 2015 immerhin 22 mm und 2016 56 mm gefallen. 2014 fiel dagegen in der ersten Woche nach PSM-Aufbringung mit 0,1 mm so gut wie kein Niederschlag. Auch die Niederschlagsmenge 2 Wochen nach der Aufbringung fällt 2014 mit insgesamt 2,6 mm sehr gering aus. Verglichen dazu fielen 2013 bereits über 180 mm, 2015 knapp 90 mm und 2016 knapp 80 mm Niederschlag in den

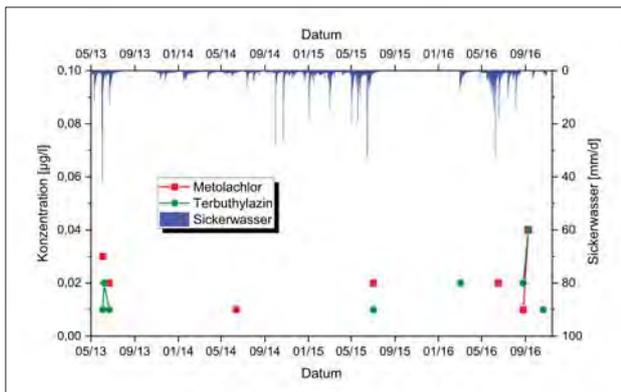


Abbildung 8: Konzentrationen von Metolachlor und Terbutylazin im Sickerwasser sowie die angefallene tägliche Sickerwassermenge von Lysimeter 8 (Nicosulfuron und Prosulfuron wurden im Sickerwasser nicht nachgewiesen).

ersten 2 Wochen nach Aufbringung. Vergleicht man die Niederschlagssumme 3 Wochen nach der Applikation, so fällt auf, dass das Jahr 2013 mit ca. 190 mm weiterhin die höchste Niederschlagssumme aufweist. 2015 fielen in den ersten 3 Wochen nach PSM-Aufbringung ca. 130 mm und 2016 ca. 90 mm Niederschlag. Das Jahr 2014 weist mit 22 mm deutlich die geringste Niederschlagssumme nach 3 Wochen auf. Dementsprechend wurden 2014 im Vergleich zu 2013, 2015 und 2016 tendenziell niedrigere maximale PSM-Konzentrationen im Sickerwasser der einzelnen Lysimeter gemessen, da die PSM langsamer in tiefere Bodenschichten verlagert wurden.

Abbildung 11 zeigt die Jahresniederschläge sowie die jährlichen Sickerwassermengen der vier Lysimeter, der Jahre 2013, 2014 und 2015. Es zeigt sich, dass im Jahr 2013 der Niederschlag mit 1016 mm deutlich höher ausgefallen ist als im Jahr 2014 (840 mm) und 2015 (849 mm). Dementsprechend weisen alle Lysimeter 2013 die höchste jährliche Sickerwassermenge auf. Obwohl 2014 und 2015 in etwa die gleiche Menge an Niederschlag fiel, ist bei allen Lysimetern 2015 mehr Sickerwasser angefallen als 2014. Von Lysimeter 2 liegen für das Jahr 2015 aus technischen Gründen leider keine Daten zur Sickerwassermenge vor.

Tabelle 2 zeigt die mittleren Konzentrationen der untersuchten Herbizide und Metaboliten im Sickerwasser der Lysimeter

1, 2, 7 und 8 im Zeitraum von der ersten PSM-Anwendung im Frühjahr 2013 bis zur PSM-Anwendung im Frühjahr 2016. Lysimeter 2 weist für alle PSM und Metaboliten die höchsten mittleren Konzentrationen auf. Einzige Ausnahme stellt der Metabolit Terbutylazin 2 CGA 324007 dar, welcher im Sickerwasser von Lysimeter 7 die höchste mittlere Konzentration aufweist. In den Lysimetern 1, 2 und 7 liegen alle berechneten mittleren Konzentrationen der PSM sowie des relevanten Metaboliten (rM) Desethylterbutylazin im Sickerwasser deutlich über dem Schwellenwert für PSM-Einzelsubstanzen im Grundwasser, der bei 0,1 µg/l liegt. Auffallend sind ebenfalls die hohen Werte des nicht relevanten Metaboliten (nrM) Metolachlorsulfonsäure (1,9 - 25,2 µg/l).

Aus Tabelle 3 ist ersichtlich, dass sich der Austrag bezogen auf die Aufwandmenge der ersten 3 Versuchsjahre (für Prosulfuron nur 1 Versuchsjahr) bei Lysimeter 2 und 7 wie folgt darstellt: Nicosulfuron > Metolachlor (mit Metaboliten) > Prosulfuron > Terbutylazin (mit Metaboliten). Lysimeter 1 weist abweichend dazu folgende Reihenfolge in der Austragshöhe auf: Metolachlor (mit Metaboliten) > Nicosulfuron > Prosulfuron > Terbutylazin (mit Metaboliten). Es sei erwähnt, dass Nicosulfuron im Vergleich zu Metolachlor und Terbutylazin nur im Jahr 2013 (und 2016, aber für Berechnung nicht relevant) aufgebracht wurde. Der stärkste Austrag fand im Braunerde-Pseudogley von Lysimeter 2 statt. Es wurden 40 % des eingesetzten Nicosulfurons, 21 % des Metolachlors (mit Metaboliten), 19 % des Prosulfurons und 2,9 % des Terbutylazins (mit Metaboliten) im Sickerwasser in 2 m 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 PSM (mit Ausnahme von Terbutylazin) ein ähnliches Austragsverhalten von 10 bis 13 %. Lysimeter 8 zeigt ein sehr unterschiedliches Austragsverhalten verglichen mit den anderen drei Lysimetern. Hier werden die eingesetzten PSM am besten zurückgehalten. Nicosulfuron und Prosulfuron konnten im Sickerwasser von Lysimeter 8 nicht nachgewiesen werden.

## Schlussfolgerungen

Bei den Lysimeteruntersuchungen sind jeweils kurz nach der Anwendungszeit deutliche Konzentrationspeaks der PSM zu beobachten. Dabei wurden Maximalkonzentrationen von

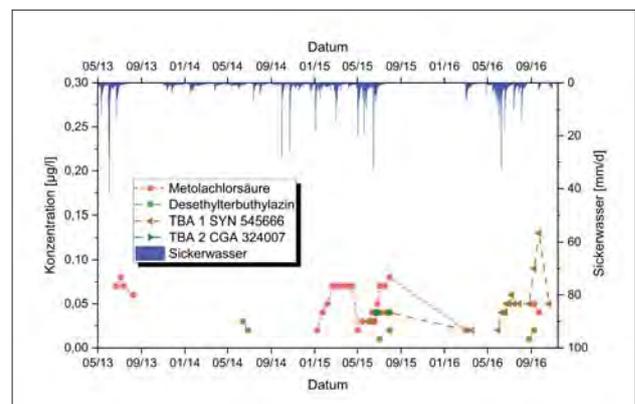
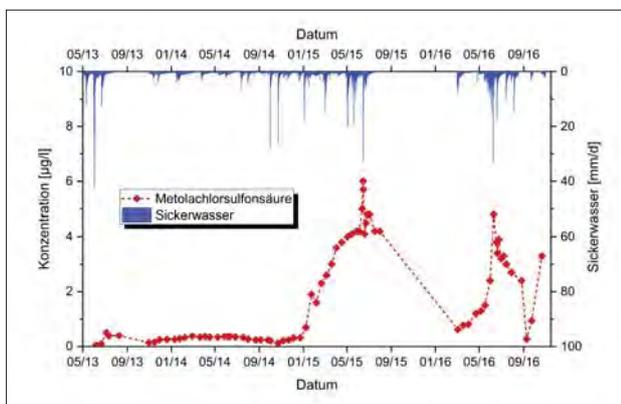


Abbildung 9: Konzentrationen der Metaboliten von Metolachlor Metolachlorsulfonsäure (Grafik links), Metolachlorsäure und Metaboliten von Terbutylazin (Grafik rechts) im Sickerwasser sowie die angefallene tägliche Sickerwassermenge von Lysimeter 8.

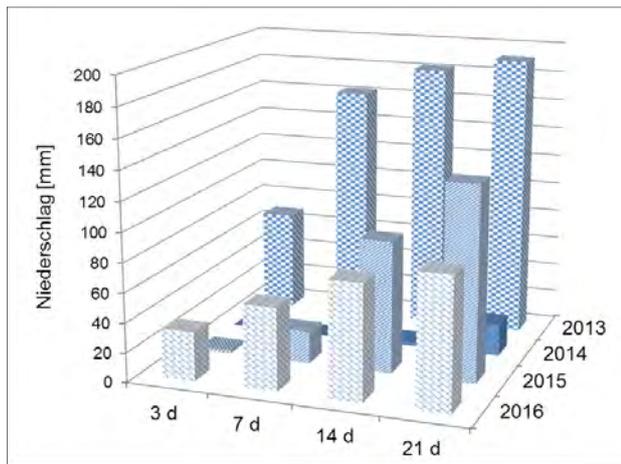


Abbildung 10: Niederschlagssumme 3 Tage, 7 Tage, 14 Tage und 21 Tage nach PSM-Behandlung der Lysimeter im Jahr 2013, 2014, 2015 und 2016.

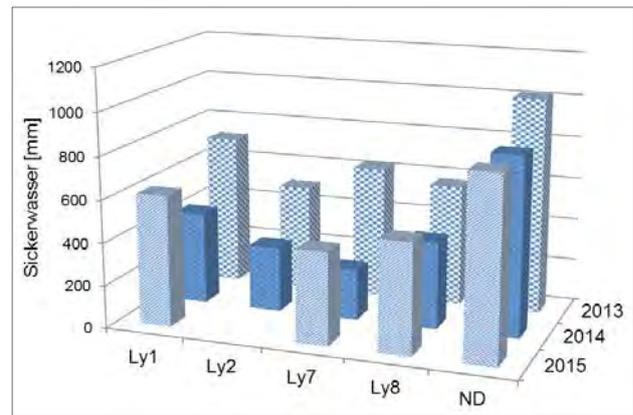


Abbildung 11: Jährliche Sickerwassermenge von Lysimeter 1, 2, 7 und 8 sowie Jahresniederschlag (ND) 2013, 2014 und 2015.

Tabelle 2: Mittlere Konzentrationen der untersuchten Herbizide und Metaboliten im Sickerwasser von Lysimeter 1, 2, 7 und 8 im Zeitraum der PSM-Ausbringung 2013 bis zur PSM-Ausbringung 2016 (\* nrM).

PSM/Metabolit	Lysimeter 1 Mittlere Konzentration ( $\mu\text{g/l}$ )	Lysimeter 2 Mittlere Konzentration ( $\mu\text{g/l}$ )	Lysimeter 7 Mittlere Konzentration ( $\mu\text{g/l}$ )	Lysimeter 8 Mittlere Konzentration ( $\mu\text{g/l}$ )
Metolachlor	0,55	7,9	0,70	0,002
Terbuthylazin	1,5	4,0	0,36	0,001
Nicosulfuron	0,47	2,2	0,82	0
Prosulfuron	0,37	0,94	0,22	0
Metolachlorsulfonsäure*	17,1	25,2	14,6	1,9
Metolachlorsäure*	0,96	11,5	4,7	0,02
Desethylterbuthylazin	0,36	1,4	0,26	0,0002
Terbuthylazin-2-OH	0,02	0,05	0,02	0
Terbuthylazin 1 SYN 545666*	0,15	0,36	0,23	0,01
Terbuthylazin 2 CGA 324007*	0,05	0,09	0,12	0,0009

Tabelle 3: PSM-Austrag aus den Lysimetern im Zeitraum von der ersten PSM-Anwendung im Frühjahr 2013 bis zur vierten PSM-Anwendung im Frühjahr 2016 bezogen auf die Aufwandmenge 2013, 2014 und 2015.

	Terbuthylazin [%] (mit Metaboliten)	Metolachlor [%] (mit Metaboliten)	Nicosulfuron [%]	Prosulfuron [%]
Lysimeter 1	2,1	13	12	10
Lysimeter 2	2,9	21	40	19
Lysimeter 7	0,8	8,8	14	4,2
Lysimeter 8	0,009	1,0	0	0

Metolachlor, Terbuthylazin, Nicosulfuron und Prosulfuron von  $73 \mu\text{g/l}$ ,  $42 \mu\text{g/l}$ ,  $27 \mu\text{g/l}$  und  $6,8 \mu\text{g/l}$  im Sickerwasser gefunden. Die Ergebnisse zeigen zudem, dass die Verlagerung der PSM im Boden stark von der Niederschlagshöhe kurz nach der Anwendungszeit und vom Bodentyp abhängig ist. Längere Phasen ohne Sickerwasserfluss können zur Freisetzung des Sulfonylharnstoffs Nicosulfuron aus dem Boden und zu einer Aufkonzentration dieses Wirkstoffes im Sickerwasser führen. In drei von vier Lysimetern liegen die berechneten mittleren Konzentrationen der PSM sowie des nrM Desethylterbuthylazin im Sickerwasser deutlich über dem Schwellenwert von  $0,1 \mu\text{g/l}$  für PSM-Einzelsubstanzen im Grundwasser. Die untersuchten Metaboliten werden im Sickerwasser mit steigender Tendenz nachgewiesen. Der nrM Metolachlorsulfonsäure wird im Sickerwasser von allen vier Lysimetern nachgewiesen. Die maximal gemessene Konzentration dieses nrM von Metolachlor liegt bei

$130 \mu\text{g/l}$  und die mittleren Konzentrationen zwischen  $1,9$  und  $25,2 \mu\text{g/l}$ .

## Danksagung

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

## Literatur

- [1] Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR): Mediathek, <http://www.fnr.de/basisdaten/bioenergie/biogas.html>
- [2] Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL): Biogas in Zahlen – Statistik zur bayerischen Biogasproduktion [http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/iba/dateien/biogas\\_in\\_bayern\\_anlagenzahl\\_2015.pdf](http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/iba/dateien/biogas_in_bayern_anlagenzahl_2015.pdf)
- [3] Deutsches Maiskomitee e. V. (DMK): Gesamtflächenentwicklung Maisanbau, [http://www.maiskomitee.de/web/public/Fakten.aspx/Statistik/Deutschland/Gesamtflächen-\\_entwicklung](http://www.maiskomitee.de/web/public/Fakten.aspx/Statistik/Deutschland/Gesamtflächen-_entwicklung)

## Sorption und Abbau von s-Metolachlor und dessen Metaboliten Metolachlor-OA und Metolachlor-ESA im Boden

Lisa Brückner<sup>1\*</sup>, Hans Kupfersberger<sup>1</sup>, Gernot Klammler<sup>1</sup>, Johann Fank<sup>1</sup> und M. Kah<sup>1</sup>

### Zusammenfassung

S-Metolachlor ist ein schon lange und häufig angewendetes Herbizid im Mais-, Soja-, Rüben- und Kürbisbanbau und wird zusammen mit seinen Metaboliten Metolachlor-Sulfonsäure (MESA) und Metolachlor-Oxalsäure (MOA) regelmäßig im Grundwasser nachgewiesen. Für die Abschätzung des Auswaschungs- und somit des Grundwassergefährdungspotenzials dieser Stoffe, aber auch der Auswertung von Lysimeterversuchen und der Anwendung von Pestizidmodellen ist eine gute Kenntnis der umwelt- und stoffspezifischen Parameter erforderlich.

Das Abbauverhalten und die Sorption von SMOC, angewendet als reiner Wirkstoff und für dessen kommerzielle Formulierung Dual Gold<sup>®</sup>, sowie die Sorption von MESA und MOA im Boden wurden untersucht. Hierfür wurden acht Böden (Braunerden) aus zwei verschiedenen Tiefen (0 - 20 cm und 40 - 60 cm) mit variierenden Bodeneigenschaften verwendet. Die Böden stammen von landwirtschaftlich genutzten Flächen aus der südlichen Steiermark, Österreich.

Die Halbwertszeiten von SMOC variieren von 28,1 und 40,0 d für die Böden aus 0-20 cm Tiefe und erhöhen sich auf  $DT_{50} = 123,3$  d in 40 - 60 cm Tiefe. Die Halbwertszeiten korrelieren mit den gemessenen mikrobiellen Aktivitäten. Die Art der SMOC-Anwendung (Formulierung/reiner Wirkstoff) zeigte keinen signifikanten Unterschied in den Halbwertszeiten.

Die Adsorptionsisothermen, bzw. die Verteilungskoeffizienten für SMOC, MESA und MOA wurden mit einem Schüttelversuch (OECD 2000) bestimmt. Die Freundlich-Koeffizienten für SMOC, angewendet als reinen Wirkstoff liegen im Bereich von  $K_f = 1,39 - 1,9$  L kg<sup>-1</sup> ( $K_{fOC} = 93,7 - 121,9$  L kg<sup>-1</sup>) (0 - 20 cm Tiefe, 4 Böden) und sinken mit zunehmender Tiefe (40 - 60 cm) auf  $K_f = 0,19$  L kg<sup>-1</sup> ( $K_{fOC} = 60,8$  L kg<sup>-1</sup>). Die  $K_f$ -Werte für die Formulierung sind etwas höher ( $K_f$ -Werte 0,3 - 2,5 L kg<sup>-1</sup>,  $K_{fOC} = 81,6 - 128,1$  L kg<sup>-1</sup>) (3 Böden). Die Adsorption von SMOC ist im Wesentlichen durch den Gehalt an organischen Kohlenstoff im Boden bestimmt. Für MESA wurden  $K_D$ -Werte zwischen 0,05 - 0,19 L kg<sup>-1</sup> ( $K_{OC} = 6,4 - 14,6$  L kg<sup>-1</sup>) für 6 Böden bestimmt und sind etwas höher als die  $K_D$ -Werte von MOA ( $K_D = 0,03 - 0,13$  L kg<sup>-1</sup>;  $K_{OC} = 2,7 - 13,7$  L kg<sup>-1</sup>). Im Gegensatz zu SMOC, verfügen MESA und MOA aufgrund ihrer hohen Mobilität und Persistenz über ein hohes Auswaschungspotenzial.

**Schlagwörter:** Chloracetanilide, Pestizidformulierung, Auswaschung, Persistenz

### Summary

S-Metolachlor (SMOC) is a widely used herbicide on a variety of crops as maize, soybean and pumpkin and is together with its metabolites metolachlor oxanilic acid (MOA) and metolachlor ethane sulfonic acid (MESA) frequently detected in groundwater. To predict the fate of this substances in the soil and its potential for leaching and groundwater contamination as well as for the evaluation of lysimeter studies and the simulation of pesticide models, an understanding of the predominant processes in the soil, sorption and degradation, is important.

Biodegradability and sorption of SMOC was studied for the pure SMOC and its commercial formulation Dual Gold<sup>®</sup> (3 soils) and sorption was determined for MESA and MOA (6 soils). Seven surface soils (0 - 20 cm) (Cambisols) and one subsurface soil (40 - 60 cm) with varying soil properties were considered. The soils were sampled from agricultural fields in Southern Styria, Austria.

First order degradation was higher in the surface soils ( $DT_{50} = 28.1 - 40.0$  days) than in the subsurface soil ( $DT_{50} = 123.2$  days). Degradation of SMOC was correlated with the microbial activity in the soils. Applying pure SMOC or the formulation showed no differences in its  $DT_{50}$ .

Adsorption of SMOC, MOA and MESA was determined using a standard batch equilibrium method.  $K_f$  values for pure SMOC ranged from  $K_f = 1.39 - 1.9$  L kg<sup>-1</sup> ( $K_{fOC} = 93.7 - 121.9$  L kg<sup>-1</sup>) in four surface soils and decreased in the subsurface soil to  $K_f = 0.19$  L kg<sup>-1</sup>,  $K_{fOC} = 60.8$  L kg<sup>-1</sup>. Sorption for the formulation was a bit higher with  $K_f = 1.86 - 2.5$  L kg<sup>-1</sup> ( $K_{fOC} = 119.8 - 128.1$  L kg<sup>-1</sup>) (2 surface soils) and  $K_f = 0.25$  L kg<sup>-1</sup>,  $K_{fOC} = 81.6$  L kg<sup>-1</sup> (subsurface soil). These values indicate moderate mobility. The most important soil property influencing the sorption of SMOC was the organic carbon content. The linear distribution coefficients for the metabolite MESA varied between  $K_D = 0.05 - 0.19$  L kg<sup>-1</sup> ( $K_{OC} = 6.4 - 14.6$  L kg<sup>-1</sup>) and were slightly higher than for MOA ( $K_D = 0.03 - 0.13$  L kg<sup>-1</sup>,  $K_{OC} = 2.7 - 13.7$  L kg<sup>-1</sup>). The  $K_D$  values for MOA and MESA indicate weak sorption and in combination with the high persistence of this substances great potential for leaching to the groundwater.

**Keywords:** chloroacetanilide, pesticide formulation, leaching, persistence

<sup>1</sup> JR-AquaConSol, Hydrological Concepts and Solutions, Steyregasse 21, A-8010 GRAZ

\* Ansprechpartner: Dipl.-Geoökologin Lisa Brückner, lisa.brueckner@jr-aquaconsol.at

## Einleitung

S-Metolachlor (SMOC) ist ein selektives Chloracetanilid-Herbizid, welches sowohl vor und nach dem Auflaufen der Kultur gegen Gräser und Hirseunkräuter im Mais-, Rüben-, Soja- und Kürbisanbau angewendet wird (AGES 2017). Es ist eines der drei am häufigsten verwendeten Herbizide aus der Chloroacetamid-Gruppe (Martins et al. 2007), welche einen Anteil von 4,2 % der weltweiten Pestizidanwendung ausmacht (Fenner et al. 2013, Gutowski et al. 2015). Als wichtigste Abbauprodukte von SMOC sind Metolachlor-Sulfonsäure (MESA) und Metolachlor-Oxalsäure (MOA) zu nennen. Diese werden aufgrund ihrer hohen Mobilität und Persistenz regelmäßig im Grundwasser nachgewiesen (z. B. BMLFUW 2014, Postigo & Barcelo 2015, Reemtsma et al. 2013, Ferrer et al. 1997).

Für die Abschätzung des Auswaschungs- und somit des Grundwassergefährdungspotenzials dieser Stoffe, aber auch der Auswertung von Lysimeterversuchen und der Anwendung von Pestizidmodellen ist eine gute Kenntnis der umwelt- und stoffspezifischen Parameter erforderlich.

Ziel der Arbeit war die Untersuchung des Abbauverhaltens und der Sorption von SMOC in Abhängigkeit von: I) den Bodeneigenschaften (8 Böden), II) der Tiefe (0 - 20 cm / 40 - 60 cm Tiefe), III) Art der SMOC - Anwendung (reiner Wirkstoff / Formulierung Dual Gold®) und IV) Art der Bewirtschaftung (konventionell / biologisch). Zudem wurden die Adsorptionsisothermen, bzw. linearen Verteilungskoeffizienten für MOA und MESA für sechs verschiedene Böden bestimmt.

## Material und Methoden

### Chemikalien

Der analytische Standard von S-Metolachlor (Reinheit 99,5%) stammt von Greyhound Chromatography und die Standards für Metolachlor-Oxalsäure (Reinheit: 95,8 %) und Metolachlor-ESA Natriumsalz (Reinheit: 98,2%) wurden von Sigma Aldrich bezogen. Die verwendeten Lösungsmittel Methanol und Acetonitril waren in HPLC-Qualität.

### Bodenprobenahme

Die Böden wurden im Mai 2016 in der südlichen Steiermark (Österreich) von verschiedenen landwirtschaftlich genutzten Flächen, vor der Pestizidaufbringung, gesammelt. Die Bodenproben wurden homogenisiert und gesiebt (<2mm) und bis zum Abbauersuch bei 4°C, im Dunkeln in Plastiktüten gelagert. Die Proben für die Sorptionsversuche wurden

ebenfalls homogenisiert, luftgetrocknet, gesiebt (<2mm) und im Dunkeln bei Zimmertemperatur gelagert. Bei den Böden handelt es sich um Braunerden aus Lockermaterial. Die chemisch-physikalischen Eigenschaften der Böden wurden vom Referat für Boden- und Pflanzenanalytik, Amt der Steiermärkischen Landesregierung, bestimmt und sind in *Tabelle 1* zusammengefasst.

### Abbauersuch

Der Abbauersuch erfolgte nach OECD-Guideline 307 (OECD 2002) als Dreifachbestimmung. Vor Beginn des Abbauersuchs wurden die Böden 9 Tage pre-inkubiert, damit sich die Mikroorganismen nach der Lagerung an die Versuchsbedingungen anpassen können. Es wurden 5,5 ml einer SMOC-Lösung (in destilliertem Wasser) auf 250 g Boden (Trockenmasse) gegeben. Die resultierende Anwendungskonzentration von 10 mg/kg entspricht der in Österreich zulässigen Anwendungsmenge von 1,2 kg/ha (AGES 2017). Nach intensiver Homogenisierung der Proben wurden die Glastiegel (500 ml) mit Alufolie bedeckt und im Dunkeln bei 18°C inkubiert. Der Wassergehalt (22 %, bzw. 32 %) wurde 2-mal wöchentlich durch Messung der Gewichtsänderung überprüft und eingestellt. Nach 0, 1, 3, 6, 11, 19, 36 und 51 Tagen wurden jeweils 10 g Boden entnommen und mit 10 ml einer Methanol-Wasser-Mischung (1:1) extrahiert. Nach Zugabe des Lösungsmittels wurde der Extrakt 1 h mit 125 rpm geschüttelt und anschließend 25 min bei 4°C mit 1500 rpm zentrifugiert. Der Überstand wurde abgefüllt und mittels HPLC gemessen. Die Wiederfindungsraten der Extraktion wurden für 2 Böden und 2 Konzentrationen getestet und betragen für SMOC 101,6 ± 4,2 (Wirkstoff) bzw. 95,7 ± 1,4 (Formulierung).

Die Abbaukurve von SMOC kann mit dem Modell einer Kinetik 1. Ordnung beschrieben werden. Die Halbwertszeiten (DT<sub>50</sub>) für den Abbau wurden nach folgender Gleichung berechnet:

$$c_t = c_0 \cdot e^{-kt}$$

$$DT_{50} = \frac{\ln 2}{k}$$

(c<sub>0</sub> ist die Anfangskonzentration des Pestizids im Boden (mg kg<sup>-1</sup>), c<sub>t</sub> ist die Konzentration des Pestizids zu der Zeit t (d) (mg kg<sup>-1</sup>) und k ist die Geschwindigkeitskonstante).

### Bioaktivität

Zur Kontrolle der Bioaktivität vor und während des Abbauersuchs wurde die Dehydrogenaseaktivität (DHA)

*Tabelle 1: Physikalisch-chemische Eigenschaften sowie Art der Bewirtschaftung der Böden.*

ID	Entnahmetiefe [cm]	Sand [%]	Schluff [%]	Ton [%]	C <sub>org</sub> [g/100g]	pH	KAK [cmol+/kg]	Bewirtschaftung
1	0-20	12	69	19	1,55	6,4	11,2	konventionell
2	0-20	12	73	15	1,87	6,0	11,4	konventionell
3	0-20	47	40	13	1,79	5,9	8,6	konventionell
4	0-20	58	30	12	1,40	6,5	13,2	konventionell
5	0-20	54	34	12	1,46	6,5	11,2	biologisch
6	0-20	54	31	15	1,14	6,5	10,2	konventionell
7	40-60	66	20	14	0,32	6,5	6,3	konventionell
8	0-20	54	34	12	1,94	6,4	10,8	konventionell

der Böden bestimmt. Die Dehydrogenaseaktivität dient als Indikator für die mikrobielle Aktivität im Boden. Hierfür wurden 2 g Boden mit 2 ml einer 2,3,5-Triphenyltetrazoliumchloridlösung (1 Gew.-%, pH 7,6) versetzt und bei 20°C, im Dunkeln, 24 h inkubiert. Triphenyltetrazoliumchlorid wird durch die Dehydrogenase-Enzyme zu Triphenylformazan (TPF) umgewandelt. Das gebildete TPF wurde mit 10 ml Methanol extrahiert. Der Extrakt wurde 10 min mit 4500 rpm zentrifugiert und die TPF-Konzentration photometrisch mit einem UV-VIS-Spektrometer (Perkin Elmer) bei einer Wellenlänge von 485 nm gemessen. Die DHA-Bestimmung erfolgte jeweils als Duplikat mit Messung einer Blindprobe. Es wurde die DHA sowohl für die mit SMOC behandelten Proben als auch die unbehandelten Kontrollproben vor, am Beginn, während und am Ende des Abbaueversuchs gemessen.

### Sorption (OECD 106)

Die Adsorptionsisothermen für SMOC und MOA (Duplikat) sowie die linearen Verteilungskoeffizienten für MOA und MESA (Triplikate) wurden mit einem Schüttelversuch nach OECD-Guideline 106 (OECD 2000) bestimmt. Die Versuche wurden bei einem Wasser-/Feststoffverhältnis von 1:1 und Schüttelzeiten von 24 h durchgeführt. Es wurden jeweils 20 g Boden verwendet und mit einer 0,01 molarer Kalziumchlorid-Lösung ca. 12 h equilibriert. Nach Zugabe der Substanz wurden die Proben 24 h mit 125 rpm geschüttelt und 25 min mit 1500 rpm bei 4°C zentrifugiert und der Überstand mittels HPLC gemessen. Für die Bestimmung der Adsorptionsisothermen wurden die folgenden Konzentrationen gewählt: 0,5 mg L<sup>-1</sup>, 1,0 mg L<sup>-1</sup>, 5,0 mg L<sup>-1</sup>, 10 mg L<sup>-1</sup> und 25 mg L<sup>-1</sup>. Die linearen Verteilungskoeffizienten wurden bei einer Konzentration von 1,0 mg L<sup>-1</sup> und 10 mg L<sup>-1</sup> gemessen.

Der Freundlich-Koeffizient ( $K_f$ ) und Freundlich-Exponent (1/n) sowie der lineare Verteilungskoeffizient ( $K_D$ ) wurden nach folgenden Formeln berechnet:

$$c_s = K_f \cdot c_{eq}^{1/n}$$

$$K_D = \frac{c_s}{c_{eq}}$$

( $c_s$  ist Beladung des Bodens mit dem Sorbat (mg kg<sup>-1</sup>),  $c_{eq}$  ist die Gleichgewichtskonzentration des Sorbats in Lösung (mg L<sup>-1</sup>))

Die Normierung des  $K_f$ - Werts, bzw.  $K_D$ - Werts auf den  $C_{org}$ - Gehalt im Boden erfolgte nach:

$$K_{foc} = \frac{K_f}{foc}$$

**Tabelle 2: Messbedingungen für die HPLC (T = Temperatur, t = Retentionszeit, NG = Nachweisgrenze, BG = Bestimmungsgrenze und ACN = Acetonitril).**

	mobile Phase	Methodik	T	Injektionsvolumen	Durchflussgeschwindigkeit	Wellenlänge	t	NG	BG
			[°C]	[µL]	[mL min <sup>-1</sup> ]	[nm]	[min]	[mgL <sup>-1</sup> ]	[mgL <sup>-1</sup> ]
SMOC	ACN:H <sub>2</sub> O (30:70)	Gradient	25	20	1	210	7,1	0,03	0,09
MOA	ACN:Phosphat-puffer (25 mM, pH 7,0) (10:90)	Gradient	30	20	0,6	210	10,2	0,05	0,15
MESA	ACN:Phosphat-puffer (25 mM, pH 7,0) (10:90)	Gradient	30	20	0,6	210	10,57	0,06	0,17

( $f_{oc}$  ist der Anteil des organischen Kohlenstoffs im Boden (kg kg<sup>-1</sup>))

### Analytik

Die Analyse der Proben erfolgte mittels HPLC-UV/VIS (Agilent 1100 Series) und die Trennung der Analyten mit einer 4,6 x 150 mm Eclipse XDB-C18-Säule mit einem Partikeldurchmesser von 5 µm. Die Messbedingungen sind in *Tabelle 2* zusammengefasst.

## Ergebnisse und Diskussion

### Bioaktivität der Böden

Die Bioaktivität der Böden wurde erstmals nach 2,5 monatiger Lagerung bestimmt. Diese variiert deutlich zwischen 0,2 µg TPF/(g\*h) im Boden 7 und 7,4 µg TPF/(g\*h) im Boden 5 (*Abbildung 2*). Mit Beginn des Abbaueversuchs hat sich die Bioaktivität auf etwa die Hälfte der im August gemessenen Werte verringert (0,2 - 3,8 µg TPF/(g\*h)) und nahm während des Abbaueversuchs auf Werte zwischen 0,4 - 2,2 µg TPF/(g\*h) ab (ohne Boden 7). Die Bioaktivität im Boden 7 erreichte nie Werte größer 0,2 µg TPF/(g\*h). Die geringe Bioaktivität in Boden 7 (40 - 60 cm Tiefe) ist auf den geringen  $C_{org}$ -Gehalt in dieser Tiefe zurückzuführen. Ein Zusammenhang zwischen den  $C_{org}$ -Gehalten und der Bioaktivität für die Böden aus 0-20 cm Tiefen konnte nicht gefunden werden. Eine Ursache für die Abnahme der Bioaktivitäten mit der Zeit könnte die Lagerungszeit der Böden sein.

Am Beginn und am Ende des Abbaueversuchs wurde die Bioaktivität jeweils in den mit SMOC behandelten Proben und den unbehandelten Kontrollproben gemessen (*Abbildung 1*). Es zeigt sich, dass die Bioaktivität in den mit SMOC behandelten Proben um 0,1 - 1,2 µg TPF/(g\*h) zu Beginn des Abbaueversuchs vermindert ist. Am Ende des Abbaueversuchs beträgt die Differenz zwischen behandelter Probe und Kontrollprobe 0 - 0,6 µg TPF/(g\*h). Dies könnte in einer möglichen Beeinflussung durch die Pestizidzugabe begründet liegen.

### Abbau von s-Metolachlor

Der Abbau von SMOC in den verschiedenen Böden folgte einer Kinetik 1. Ordnung ohne eine Lag-Phase (*Abbildung 3*). Die bestimmten Halbwertszeiten betragen zwischen 28,1 und 40,0 d für die Böden aus 0-20 cm Tiefe und 123,3 d für den Boden aus 40 - 60 cm Tiefe (*Tabelle 3*). Die Halbwertszeiten für SMOC angewendet als Formulierung (Dual Gold) für 3 Böden betragen 30,6 - 40,0 Tage und unterscheiden sich mit Ausnahme von Boden 1 nicht signifikant von den Halbwertszeiten für den reinen

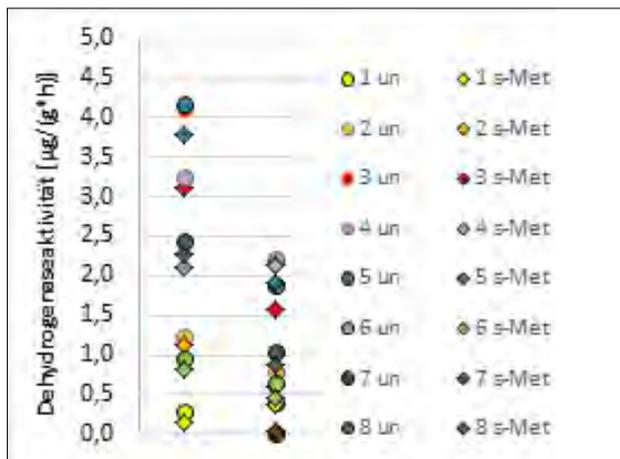


Abbildung 1: Vergleich der Dehydrogenaseaktivität (in  $\mu\text{g TPF}$  bezogen auf 1 g Boden pro Stunde) in den un- („un“) Kontrollproben und den mit SMOC („s-Met“) behandelten Proben am Beginn (links) und Ende (rechts) des Abbauersuchs.

Tabelle 3:  $DT_{50}$ -Werte ( $\pm$  Standardabweichung) von SMOC, angewendet als reiner Wirkstoff und als Formulierung, für verschiedene Böden.

Boden	s-Metolachlor (Wirkstoff)		s-Metolachlor (Formulierung)	
	$DT_{50}$ [d]	$r^2$	$DT_{50}$ [d]	$r^2$
1	$35,4 \pm 2,3$	0,977	$30,6 \pm 0,6$	0,979
2	$32,6 \pm 1,9$	0,998		
3	$30,1 \pm 0$	0,998	$31,1 \pm 0,6$	0,994
4	$29,9 \pm 2,3$	0,997		
5	$28,1 \pm 0,5$	0,997		
6	$32,1 \pm 1,4$	0,992		
7	$123,2 \pm 10,9$	0,978		
8	$38,8 \pm 3,2$	0,984	$40,0 \pm 1,1$	0,990

Wirkstoff. Die bestimmten  $DT_{50}$ -Werte sind etwas höher im Vergleich zu den Literaturwerten von  $DT_{50} = 7,6 - 37,6$  d (SANCO 2004),  $DT_{50} = 15,3 - 28,4$  d (Francaviglia & Capri 2000),  $DT_{50} = 19 - 28$  d (Shaner et al. 2006) oder  $DT_{50} = 18,9 - 45,9$  d (Long et al. 2014). Da sich die Bioaktivität in den untersuchten Böden bereits zu Beginn des Abbauersuchs um etwa die Hälfte verringert hat und während des Abbauersuchs weiter abnahm (Abbildung 2), ist davon auszugehen, dass die Halbwertszeiten geringer ausfallen sollten. Ein Zusammenhang zwischen den Halbwertszeiten und den gemessenen Bioaktivitäten (positive Korrelation) konnte nachgewiesen werden. Biodegradation stellt den Hauptmechanismus für die Zersetzung von SMOC im Boden dar (z.B. Bouchard 1982, Krutz et al. 2006, Baran & Gourcy 2013, Rice et al. 2002). So konnten z.B. Accinelli et al. 2001 und Krutz et al. 2006 keinen Abbau in sterilisierten Böden nachweisen, während Long et al. 2014  $DT_{50} = 87,7$  d und Barra Caracciolo et al. 2005  $DT_{50} = 97$  d für sterilisierte Böden bestimmten. Martins et al. 2007, Munoz et al. 2011 und Sanyal & Kulshrestha 2002 konnten verschiedene Mikroorganismen identifizieren welche Metolachlor abbauen können.

Mit zunehmender Tiefe (40-60 cm) hat sich die Halbwertszeit vervierfacht ( $DT_{50} = 123$  d), was in einer Abnahme im  $C_{\text{org}}$ -Gehalt und somit einer verminderten Bioaktivität

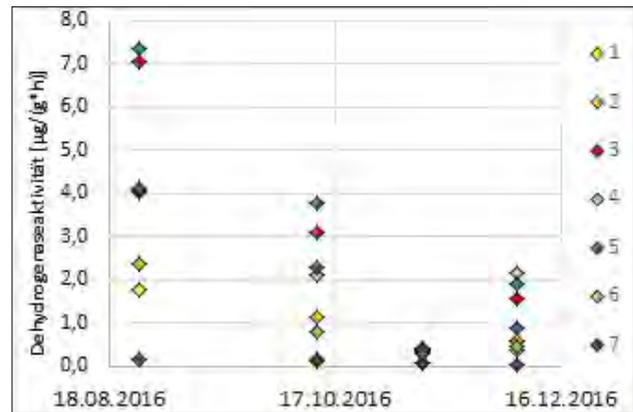


Abbildung 2: Dehydrogenaseaktivität in  $\mu\text{g TPF}$  bezogen auf 1 g Boden pro Stunde gemessen vor (26.08.2016), am Beginn (12.10.2016), während (9.11.2016) und am Ende (04.12.2016) des Abbauersuchs.

mit zunehmender Tiefe begründet liegt. Si et al. 2009 bestimmten Halbwertszeiten von 82 d für einen Boden aus 50-100 cm Tiefe.

Der Vergleich der Halbwertszeiten der Böden mit unterschiedlicher Bewirtschaftung (biologisch/konventionell) zeigt, dass die Abbauraten höher für den biologisch bewirtschafteten Boden ist ( $DT_{50} = 28,1$  d, bzw. 32,1 d). Interessanterweise, waren die Bioaktivitäten viermal höher im Boden 5 als im Boden 6.

## Sorption

Die Adsorptionsisothermen von SMOC können mittels Freundlich-Isotherme beschrieben werden ( $r^2 > 0,994$ ). Die Freundlich-Koeffizienten für SMOC angewendet als reinen Wirkstoff liegen im Bereich von  $K_f = 0,2 - 1,9$   $\text{L kg}^{-1}$  ( $K_{\text{foc}} = 60,8 - 121,9$   $\text{L kg}^{-1}$ ) und sind geringer als die  $K_f$ -Werte für die Formulierung ( $K_f = 0,3 - 2,5$   $\text{L kg}^{-1}$ ,  $K_{\text{foc}} = 81,6 - 128,1$   $\text{L kg}^{-1}$ ) (Tabelle 4). Ähnliche Werte wurden in SANCO 2004 ( $K_f = 0,3 - 4,7$   $\text{L kg}^{-1}$ ,  $K_{\text{foc}} = 110 - 369$   $\text{L kg}^{-1}$ ,  $1/n = 1,053 - 1,071$ ), Baran & Gourcy 2013 ( $K_f = 0,07 - 3,9$   $\text{L kg}^{-1}$ ,  $K_{\text{foc}} = 17,6 - 192,1$   $\text{L kg}^{-1}$ ,  $1/n = 0,91 - 0,98$ ), Si et al. 2009 ( $K_f = 0,51 - 3,13$   $\text{L kg}^{-1}$ ,  $1/n = 0,56 - 1,26$ ) bestimmt. Der  $C_{\text{org}}$ -Gehalt ist der wichtigste Parameter, der die Adsorption von SMOC im Boden bestimmt, wie auch in zahlreichen Arbeiten gezeigt werden konnte (z. B. Wang et al. 1999, Shaner et al. 2006, Alletto et al. 2013). Nach Normierung der  $K_f$ -Werte auf den Gehalt an organischem Kohlenstoff im Boden ( $K_{\text{oc}}$ ) konnte kein weiterer Zusammenhang zwischen den Bodenparametern und der Adsorption von SMOC gefunden werden. Baran & Gourcy 2013 konnten zeigen, dass die Adsorption von SMOC positiv mit den Ton- und Schluffgehalten sowie der Kationenaustauschkapazität und negativ mit dem pH-Wert korreliert. Ein Einfluss des pH-Wertes auf die Adsorption wurden ebenfalls in Kodesova et al. 2011 und Alletto et al. 2013 nachgewiesen. Während Si et al. 2009 und Weber et al. 2003 ebenfalls einen Effekt des Tongehaltes und der KAK (Si et al. 2009) auf die Adsorption zeigen konnte, fanden Alletto et al. 2013 keinen Zusammenhang dieser Bodeneigenschaften und der Adsorption.

Die Adsorptionsisothermen von MOA können mittels Freundlich-Isotherme beschrieben werden ( $r^2 > 0,95$ ). Die

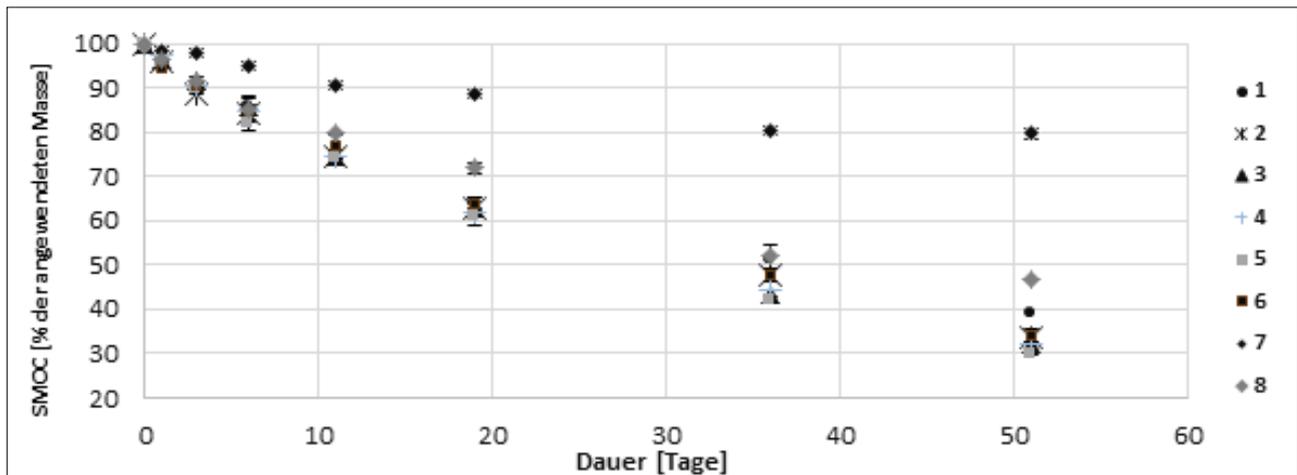


Abbildung 3: Abbaukurve von SMOC (reiner Wirkstoff) für verschiedene Böden mit Angabe der Standardabweichung.

Tabelle 4: Freundlich-Adsorption ( $\pm$  Standardabweichung) von SMOC, angewendet als reiner Wirkstoff und als Formulierung, für verschiedene Böden.

Boden	SMOC (Wirkstoff)				SMOC (Formulierung)			
	$K_f$ [L <sup>1/n</sup> mg <sup>(1-1/n)</sup> kg <sup>-1</sup> ]	$K_{foc}$ [L kg <sup>-1</sup> ]	1/n	r <sup>2</sup>	$K_f$ [L <sup>1/n</sup> mg <sup>(1-1/n)</sup> kg <sup>-1</sup> ]	$K_{foc}$ [L kg <sup>-1</sup> ]	1/n	r <sup>2</sup>
1	1,45	93,7	0,71	0,994				
2	1,86	99,6	0,77	0,998	1,86	119,8	0,75	0,999
6	1,39	121,9	0,72	0,996				
7	0,19	60,8	0,80	0,994	0,26	81,6	0,81	0,998
8	1,90	97,9	0,74	0,995	2,5	128,1	0,78	0,997

Tabelle 5: Freundlich-Adsorption ( $K_f$ ,  $K_{foc}$ , 1/n) von MOA sowie die Verteilungskoeffizienten ( $K_D$ ,  $K_{OC}$ ,  $\pm$  Standardabweichung) für MOA und MESA in verschiedenen Böden.

	MOA				MOA		MESA	
	$K_f$ [L <sup>1/n</sup> mg <sup>(1-1/n)</sup> kg <sup>-1</sup> ]	$K_{foc}$ [L kg <sup>-1</sup> ]	1/n	r <sup>2</sup>	$K_D$ [L kg <sup>-1</sup> ]	$K_{OC}$ [L kg <sup>-1</sup> ]	$K_D$ [L kg <sup>-1</sup> ]	$K_{OC}$ [L kg <sup>-1</sup> ]
1					0,13 $\pm$ 0,003	8,4	0,19 $\pm$ 0,003	12,4
2	0,21	13,3	0,80	0,995	0,07 $\pm$ 0,002	3,8	0,12 $\pm$ 0,003	6,6
4					0,04 $\pm$ 0,000	2,7	0,09 $\pm$ 0,0	6,4
6	0,09	7,9	0,58	0,971	0,03 $\pm$ 0,002	2,7	0,11 $\pm$ 0,03	10,1
7	0,09	27,4	0,69	0,946	0,04 $\pm$ 0,006	13,7	0,05 $\pm$ 0,002	14,6
8	0,08	4,0	1,02	0,991	0,08 $\pm$ 0,002	4,2	0,14 $\pm$ 0,002	7,4

Freundlich-Koeffizienten für MOA für 4 Böden liegen im Bereich von  $K_f = 0,08 - 0,21$  L kg<sup>-1</sup> ( $K_{foc} = 4,0 - 13,3$  L kg<sup>-1</sup>) (Tabelle 5). Diese sind etwas höher im Vergleich zu den in Baran & Gourcy 2013 angegebenen Werten ( $K_f = 0,04 - 0,07$  L kg<sup>-1</sup>,  $K_{foc} = 3,1 - 4,8$  L kg<sup>-1</sup>,  $1/n = 0,92 - 1,01$ ), liegen im Bereich von SANCO 2004 ( $K_f = 0,04 - 1,71$  L kg<sup>-1</sup>,  $K_{foc} = 2,82 - 12,22$  L kg<sup>-1</sup>,  $1/n = 0,715 - 1,408$ ) und sind etwas geringer als von Krutz et al. 2004 bestimmt ( $K_f = 0,31 - 3,38$  L kg<sup>-1</sup>,  $1/n = 0,71 - 1,46$ ).

Für MESA wurden  $K_D$ -Werte zwischen  $0,05 - 0,19$  L kg<sup>-1</sup> ( $K_{OC} = 6,4 - 14,6$  L kg<sup>-1</sup>) für 6 Böden bestimmt und liegen im Bereich der in SANCO 2004 angegebene Werte ( $K_{OC} = 3 - 22$  L kg<sup>-1</sup>). Die  $K_D$ -Werte für MOA waren etwas geringer ( $K_D = 0,03 - 0,13$  L kg<sup>-1</sup>;  $K_{OC} = 2,7 - 13,7$  L kg<sup>-1</sup>). Krutz et al. 2004 geben höhere  $K_D$ -Werte für MOA ( $K_D = 0,77 - 0,84$  L kg<sup>-1</sup>;  $K_{OC} = 20,1 - 30,6$  L kg<sup>-1</sup>) und MESA ( $K_D = 0,75 - 0,92$  L kg<sup>-1</sup>,  $K_{OC} = 21,9 - 29,8$  L kg<sup>-1</sup>) an. Während Baran & Gourcy 2013 ebenfalls höhere Adsorptionskoeffizienten für MESA im Vergleich zu MOA angeben, wurde in Krutz

et al. 2004 eine stärkere Adsorption für MOA im Vergleich zu MESA bestimmt.

## Schlussfolgerungen

Biodegradation stellt den Hauptmechanismus für die Zersetzung von SMOC im Boden dar. Das Adsorptionsverhalten von SMOC wird im Wesentlichen durch den Gehalt an organischem Kohlenstoff im Boden bestimmt. Anhand der ermittelten Halbwertszeiten kann SMOC als nicht bis moderat persistent eingestuft werden und gilt aufgrund seines Adsorptionsverhaltens als moderat mobil. Somit verfügt SMOC über ein moderates Auswaschungspotenzial laut seines GUS-Index. Die Retardation von SMOC ist in den oberen Bodenzonen am größten und nimmt mit der Tiefe hin ab. Die Metabolite MOA und MESA werden nur geringfügig am Boden adsorbiert und sind somit sehr mobil. In Kombination mit der hohen Persistenz der Stoffe im Boden (PPDB 2017) verfügen sie über ein hohes Auswaschungspotenzial.

## Literatur

- AGES (2017) Pflanzenschutzmittelregister – Stamminformation s- Metolachlor. ([http://pmg.ages.at/pls/psmlfrz/pmgweb2\\$PMG\\_WEB\\_STAMMINFO.ActionQuery](http://pmg.ages.at/pls/psmlfrz/pmgweb2$PMG_WEB_STAMMINFO.ActionQuery), abgerufen am 10.01.2017).
- Accinelli C., Dinelli G., Vicari A., Catizone P. (2001) Atrazine and metolachlor degradation in subsoils. *Biol Fertil Soils* 33, 495-500.
- Alletto L., Benoit P., Bolognesi B., Couffignal M., Bergheaud V., Dumény V., Longueval C., Barriuso B. (2013) Sorption and mineralisation of S-metolachlor in soils from fields cultivated with different conservation tillage systems. *Soil Tillage Research* 128, 97-103.
- Baran N., Gourcy L. (2013) Sorption and mineralization of S-metolachlor and its ionic metabolites in soils and vadose zone solids: Consequences on groundwater quality in an alluvial aquifer (Ain Plain, France). *J Contam Hydrol* 154, 20-28.
- Barra Caracciolo A., Giuliano G., Grenni P., Guzzella L., Pozzoni F., Bottoni P., Fava L., Crobe A., Orru` M., Funari E. (2005) Degradation and leaching of the herbicides metolachlor and diuron: a case study in an area of Northern Italy. *Environmental Pollution* 134, 525-534.
- Bouchard D.C., Lavy T.L., Marx D.B. (1982) Fate of metribuzin, metolachlor, and fluometuron in soil. *Weed Sci* 30, 629-632.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2015) Wassergüte in Österreich Jahresbericht 2014.
- Fenner K., Canonica S., Wackett L.P., Elsner M. (2013) Evaluating pesticide degradation in the environment: blind spots and emerging opportunities. *Science* 341, 752-758.
- Ferrer I., Thurman E.M., Barcelo D. (1997) Identification of ionic chloroacetanilide herbicide metabolites in surface water and groundwater by HPLC/MS using negative ion spray. *Anal Chem* 69, 4547-4553.
- Françavaglia R., Capri E. (2000) Lysimeter experiments with metolachlor in Tor Mancina (Italy). *Agric Water Manage* 44, 63-74.
- Gutowski L., Olsson O., Leder C., Kümmerer K. (2015) A comparative assessment of the transformation products of S-metolachlor and its commercial product Mercantor Gold® and their fate in the aquatic environment by employing a combination of experimental and in silico methods. *Sci Total Environ* 506-507, 369-379.
- Krutz L.J., Senseman S.A., McInnes K.J., Hoffman D.W., Tierney D.P. (2004) Adsorption and desorption of metolachlor and metolachlor metabolites in vegetated filter strip and cultivated soil. *J Environ Qual* 33, 939-945.
- Krutz L.J., Gentry T.J., Senseman S.A., Pepper I.L., Tierney D.P. (2006) Mineralisation of atrazine, metolachlor and their respective metabolites in vegetated filter strip and cultivated soil. *Pest Manage Sci* 62, 505-514.
- Long Y.H., Li R.Y., Wu X.M. (2014) Degradation of s-metolachlor in soil as affected by environmental factors. *J soil Sci Plant Nutr* 14, 189-198.
- Martins P.F., Martinez C.O., de Carvalho G., Carneiro P.I.B., Azevedo R.A., Pileggi S.A.V. (2007) Selection of microorganisms degrading S-Metolachlor herbicide. *Braz Arch Biol Technol* 50, 153-159.
- Munoz A., Koskinen W.C., Cox L., Sadowsky M.J. (2011) Biodegradation and mineralization of metolachlor and alachlor by *Candida xestobii*. *J Agric Food Chem* 59, 619-627.
- OECD Guidelines for the Testing of Chemicals Test No. 307: Aerobic and Anaerobic Transformation in Soils; Organisation for Economic Co-operation and Development: Paris, France, 2002.
- OECD Guidelines for the Testing of Chemicals Test No. 106: Adsorption - Desorption Using a Batch Equilibrium Method; Organisation for Economic Co-operation and Development: Paris, France, 2000.
- Postigo C., Barcelo D. (2015) Synthetic organic compounds and their transformation products in groundwater: occurrence, fate and mitigation. *Sci Total Environ* 503-504, 32-47.
- Reemtsma T., Alder L., Banasiak U. (2013) Emerging pesticide metabolites in groundwater and surface water as determined by the application of a multimethod for 150 pesticide metabolites. *Water Res* 47, 5535-5545.
- Rice J.P., Anderson T.A., Coats J.R. (2002) Degradation and persistence of metolachlor in soil: effects of concentration, soil moisture, soil depth and sterilization. *Environ Toxicol Chem* 21, 2640-2648.
- SANCO (2004) Review Report for the Active Substance S-metolachlor SANCO/1426/2001- Rev. 3, 4 October 2004 Document of the European Commission (25 pp.).
- Sanyal D., Kulshrestha G. (2002) Metabolism of metolachlor by fungal cultures. *J Agric Food Chem* 50, 499-505.
- Shaner D., Brunk G., Belles D., Westra P., Nissen S. (2006) Soil dissipation and biological activity of metolachlor and s-metolachlor in five soils. *Pest Manag Sci* 62, 617-623.
- Si Y., Takagi K., Iwasaki A., Zhou D. (2009) Adsorption, desorption and dissipation of Metolachlor in surface and subsurface soil. *Pest Manag Sci* 65, 956-962.
- Wang Q.Q., Yang W.C., Liu W.P. (1999) Adsorption of acetanilide herbicides on soils and its correlation with soil properties. *Pest Sci* 55, 1103-1108.
- Weber J.B., Mc Kinnon E.J., Swain L.R. (2003) Sorption and mobility of <sup>14</sup>C-labeled imazaquin and metolachlor in four soils as influenced by soil properties. *J Agric Food Chem* 51, 5752-5759.

# Assessing pesticide dynamics in soil and vadose zone using compound-specific isotope analysis (CSIA): A lysimeter study

Clara Torrento<sup>1\*</sup>, Rani Bakkour<sup>2</sup>, Aileen Melsbach<sup>3</sup>, Violaine Ponsin<sup>1</sup>, Christina Lihl<sup>3</sup>,  
Volker Prasuhn<sup>4</sup>, Thomas B. Hofstetter<sup>2</sup>, Martin Elsner<sup>3</sup> and Daniel Hunkeler<sup>1</sup>

## Summary

For evaluating pesticide/metabolite transformation under complex environmental conditions new compound-specific isotope analysis (CSIA) methods were developed and tested in lysimeter experiments. Selected herbicides and metabolites commonly detected in groundwater were applied either at the surface or through artificially created preferential flow paths in two agricultural soils (moraine and gravel) cropped with corn or sugar beet. With both surface application and depth injection, pesticide breakthrough was observed. In the moraine soil, a rapid preferential breakthrough within two days occurred followed by a slower arrival during several months likely due to matrix flow, while in the gravel soil only the latter occurred. Metabolites from all the applied parent compounds were detected in the leachates. Over a period of one year a steady enrichment of <sup>13</sup>C over <sup>12</sup>C was observed for acetochlor and metolachlor, even if injected below the root zone, indicating that transformation also occurred at depth. These results highlight the potential of CSIA to provide evidence of slow transformation of pesticides/metabolites under complex environmental conditions, which is difficult to achieve with other methods.

*Keywords:* herbicides, degradation, metabolites, preferential flow, tracers

## Introduction

Herbicides are extensively used in agriculture for plant protection against weeds. After pesticide application, vertical movement out of and below the root zone can result in groundwater contamination. Sorption of solutes into soil particles and degradation processes can mitigate pesticide migration through the matrix soil. Pesticides can also infiltrate rapidly by preferential flow, which could be caused by the presence of macropores (such as cracks, soil fauna channels or root holes) or by heterogeneity in soil hydraulic properties (Flury et al. 1994). Preferential flow is often a rule rather than an exception (Vogel et al. 2006). Due to an accelerated transport, pesticide residence time might be too short for degradation and therefore it might pose a threat to groundwater. While pesticide degradation in top-soil has been extensively studied, there is

limited knowledge about pesticide degradation below the root-zone and about the fate of pesticide-metabolites. A main reason is that transformation processes are difficult to track in soil and vadose zone as concentrations tend to fluctuate strongly due to highly transient hydrological conditions. Compound-specific isotope analysis (CSIA) is a promising tool for assessing transformations of these compounds. For priority pollutants such as chlorinated and petroleum hydrocarbons, this approach has become a well-established method to identify and quantify degradation pathways (Elsner et al. 2012). For micropollutants, however, CSIA application is still emerging as several analytical challenges associated with the low concentrations and the high polarity of these compounds are encountered (Elsner and Imfeld 2016). Recently, the feasibility of CSIA at low concentrations has been documented for some pesticides using optimized pre-concentrations and new analytical methods (Schreglmann et al. 2013, Elsayed et al. 2014). Nonetheless, CSIA data of pesticides and metabolites in environmental or near-natural systems remain extremely scarce (Milosevic et al. 2013, Schreglmann et al. 2013, Bashir et al. 2015, Schürner et al. 2016). The main goal of this work was to evaluate if CSIA can be used to assess the fate of selected herbicides and metabolites in agricultural soils and vadose zone, where transformation and transport processes interact. A multi-element (C, N, Cl) CSIA approach is being tested not only for demonstrating transformation but also identifying underlying mechanisms.

In the present study, selected herbicides were applied not only at the surface but also through artificially created preferential flow paths for evaluating degradation below the root zone. The study focused on some commonly and worldwide used herbicides for weed control on corn and sugar beet with (relatively) high leaching potential, which are frequently detected in groundwater: atrazine, acetochlor, metolachlor and chloridazon (Loos et al. 2010). Some of their transformation products are even more frequently detected in groundwater than their parent molecules (Kolpin et al. 2000). Taken together, knowledge about the degradation of pesticides and the environmental fate of their metabolites is, therefore, crucial to assess possible effects on human health and the environment.

<sup>1</sup> Centre for Hydrogeology and Geothermics (CHYN), University of Neuchâtel, CH-2000 NEUCHÂTEL

<sup>2</sup> Eawag, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, CH-8600 DÜBENDORF

<sup>3</sup> Institute of Groundwater Ecology, Helmholtz Zentrum München, D-85764 NEUHERBERG

<sup>4</sup> Agroscope, Research Division, Agroecology and Environment, CH-8046 ZÜRICH

\* Ansprechpartner: Clara Torrento, clara.torrento@unine.ch

## Material and methods

A field-based lysimeter study was conducted using twelve weighing lysimeters (3.14 m<sup>2</sup> surface area and 2.5 m depth) from Agroscope. These large outdoor lysimeters were constructed in 1979 when six of them were mechanically filled with a well-drained sandy loam cambisol developed from a stony alluvium (“gravel soil”) and the other six were filled with a poorly-drained loam cambisol developed from moraine deposits (“moraine soil”) (Troxler et al. 1998). The two soil types are typical arable soils in Switzerland.

The lysimeters were planted with corn in spring of 2014 and with sugar beet in spring of 2015. In four lysimeters atrazine, metolachlor, acetochlor and chloridazon were applied at the surface, simulating the common scenario of pesticide application, whereas in other four lysimeters atrazine, metolachlor, acetochlor and chloridazon were injected at a depth of 40 cm to simulate preferential transport of the pesticides through the topsoil. In the last four lysimeters selected metabolites (desethylatrazine, DEA, desphenylchloridazon, DPC, and 2,6-Dichlorobenzamide, BAM) were applied at the surface. To ensure that sufficient mass for CSIA arrives at the drainage water, in some cases higher pesticide doses than normal were used, while respecting ecotoxicological criteria. Pesticide leaching was favored by maintaining high water content in the soil before application and by applying intense irrigation events just after application. Sodium bromide was applied as a water conservative tracer, whereas uranine was applied as “surrogate” tracer for mimicking pesticide transport. The lysimeter facility was covered with a plastic tunnel and an irrigation system was installed to ensure full control of irrigation rates. Frequency capacitance sensors were installed in two of the lysimeters (one for each type of soil) for measurement of the soil-water content at different soil depths. Drainage water was collected via Teflon tubes in 54 L glass bottles placed on balances to record continuously the outflow.

The drainage water samples were analyzed for bromide by anion chromatography and for uranine by fluorescence spectrometry. For the preconcentration and extraction of the target herbicides for concentration and isotopic analysis a combination of hydrophilic (Septra ZT, Phenomenex) and hydrophobic (Bakerbond SDB-1, J.T. Baker) polymer-based sorbents with high specific surface area was used. Pesticide and metabolite concentrations in the solid phase extraction (SPE) eluates were determined by using ultra-performance liquid chromatography quadrupole time of flight mass spectrometry (UHPLC-QTOF-MS). C and N isotope ratios were determined by gas chromatography isotope ratio mass spectrometry (GC/IRMS), whereas gas chromatograph coupled to quadrupole mass spectrometry (GC/qMS) was used for measuring Cl isotope ratios.

## Results and discussion

Over the study period (January 2014 to December 2016), the total amount of water applied in each lysimeter by sprinkler irrigation was about 2460 mm, by regular 5-20 mm and occasional 30-50 mm intense events. About 930 mm were applied during 2014, 845 mm during 2015 and 685 mm during 2016. Cumulative drainage over the study period was between 700 and 970 mm. In relation to water input, these amounts constituted 30-40% of total irrigation.

Drainage increases coincided with periods with high volume of irrigation and high soil water content. The existence of preferential flow paths was evident from the soil moisture readings. In the moraine soil, rapid soil moisture content increases were observed at 16 cm depth after any irrigation event, whereas at 56 cm depth only intense irrigation events lead to quickly significant soil moisture rises. Fluctuations in the soil water content were less significant for the gravel soil, especially for the deeper points, suggesting fewer contributions of preferential paths in water movement through the soil.

With surface application, the total amount of bromide that leached 20 months after application was equivalent to 30-55% of the mass applied. In the moraine soil, bromide peak concentration reached 80-110 mg L<sup>-1</sup> within 12 months, after approx. 400-450 mm of accumulated leachate, followed by a steady decrease. This leaching pattern indicates that only a small fraction of the tracer was transported along preferential flow paths and points to main transport through the porous matrix. In the gravel soil, bromide peak (120-180 mg L<sup>-1</sup>) was more rapidly reached, after 9-11 months and 300-350 mm of accumulated seepage. This is consistent with the higher water retention capacity of the moraine compare to the gravel soil. In the experiments with depth injection, higher amounts of bromide were recovered (70% and 90% of the applied mass for moraine and gravel soil, respectively), and the peak was reached after 180-220 mm of accumulated seepage. The removal of bromide by plant uptake and harvesting was low: 10-13% and 5-7% of the applied bromide at surface and depth, respectively, for corn (3 months after application) and less than 1% for sugar beet (17 months after application).

Uranine leaching pattern was different than for bromide, with concentration peaks detected few hours after application. With surface application, uranine peaks were detected 1-2 days after application and less than 100 mm of accumulated seepage. The maximum concentration was higher in moraine (13 µg L<sup>-1</sup>) than in gravel soil (2.6 µg L<sup>-1</sup>). With depth injection, uranine peaks were observed also within 24 hours and after approximately 100 mm of accumulated seepage. Maximum concentrations were higher than with surface application (40 and 22 µg L<sup>-1</sup> for moraine and gravel soil, respectively). The considerably small amount of accumulated leachate needed for uranine peak to occur suggests that uranine was mainly transported through preferential flow, bypassing large fractions of the soil matrix. A very small amount of the applied mass (less than 1.5%) actually reached the seepage water.

With both surface application and depth injection, pesticide breakthrough was observed, however, with a distinct difference among the two soil types. As observed for the tracers, the transport consisted of two components: flow through the porous matrix vs. preferential rapid flow through macropores. Shortly after surface herbicide application and due to the heavy irrigation and low evapotranspiration, a rapid preferential breakthrough took place in the moraine soil, but not in the gravel soil. In the moraine soil likely more macropores occurred and were better preserved due to the clayey matrix. In contrast, in the lysimeters with depth injection preferential breakthrough was observed in both soil types. The faster transport of the pesticides compared

to bromide indicates that higher mass fractions of pesticide than bromide were transported via preferential flow paths, similar to the observations for uranine.

A slower pesticide arrival during several months, likely due to matrix flow, was observed thereafter. During this period, a second solute pulse occurred 10-11 months after application, once the cumulative drainage water volume was higher than 300-350 mm. This peak lasted for 1-2 months (cumulative drainage to approximately 400-500 mm) followed by a long period with small and slow arrivals coincident with very slow seepage rate. In the case of depth application, higher concentrations were measured and before the occurrence of this second peak, additional pulses were observed after intense irrigation events, which involved herbicide movement through probably both matrix and macropores. Peak concentrations were considerably lower in these new pulses, probably because of degradation and longer contact times, allowing the herbicides to diffuse into the less-mobile pore water. As occurred with surface application, slight pesticide breakthrough occurred during the period with very slow seepage rate.

2.5 years after application (20 months in the case of surface chloridazon application) an average of 0.3% and 2.1% of the applied mass after surface application and depth injection, respectively, was recovered in the drainage water for all the substances, similarly to what was observed for uranine (up to 0.3% and 1.2%, respectively). No residues of atrazine, acetochlor, metolachlor or chloridazon were detected in the 0- to 10- cm soil layer two years after application.

Metabolites for all the applied herbicides (DEA and desisopropylatrazine, DIA, from atrazine, tertiary ethane sulfonate, ESA, and oxanilic acid, OXA, metabolites from the chloroacetanilides, and DPC from chloridazon) were detected in the leachates of all the experiments. Low metabolite to parent compound ratio values were observed shortly after application due to rapid preferential flow. Although several fluctuations were observed, higher ratio values were detected with time, indicating longer pesticide residence time in the soil zone and considerable degradation. A significant increase in the arrival of the metabolites was observed after 10-11 months, coincident with the rebound in the parent compounds. Residues of DPC (up to 0.13 mg kg<sup>-1</sup>) were found in the 0- to 10-cm soil layer one year after surface chloridazon application, which correspond to approximately 5 and 10% of the chloridazon applied mass in gravel and moraine soil, respectively.

In the experiments with metabolite application, breakthrough occurred for the three applied substances. Breakthrough of BAM was faster and higher than for DEA and DPC. Eighteen months after application, an average of 3% and 15% of the BAM applied mass was recovered in the moraine and gravel soil, respectively, whereas less than 1% of DEA and DPC was leached. Movement of the applied metabolites was mainly by matrix flow, with a steady increase in concentrations with time, although fluctuations were observed, especially for DEA. Residues of DPC (up to 0.19 mg kg<sup>-1</sup>) were found in the 0- to 10- cm soil layer one year after application, which correspond to approximately 4 and 9% of the applied mass in gravel and moraine soil, respectively. Up to 0.09 mg kg<sup>-1</sup> of BAM were detected in the moraine soil, which equals to approximately 4% of the applied mass.

Thanks to the successful development of large-volume (up to 40L) pre-concentration and clean-up methods, it was possible to perform CSIA at environmentally relevant concentration levels (as low as 0.2 µg L<sup>-1</sup>). In the experiments with surface application, although only few samples have been already analyzed for δ<sup>13</sup>C and δ<sup>15</sup>N, preliminary results of a moraine soil lysimeter show a substantial enrichment in <sup>13</sup>C for both acetochlor (up to approximately 6 ‰) and metolachlor (up to approximately 5 ‰) five months after application, when the significant rebound in acetochlor and metolachlor was observed, carbon isotope ratios returned to the initial composition of the applied substances, suggesting that no degradation occurred during that time and that the observed increases in concentration of both parent compounds and metabolites were related to leaching of significant amounts of bound residues sorbed to the soil matrix. No significant changes were observed, however, neither in δ<sup>13</sup>C of atrazine nor in δ<sup>15</sup>N of atrazine and chloroacetanilides. In an experiment with depth injection, a significant steady enrichment in <sup>13</sup>C with time was observed for acetochlor (up to approximately 10 ‰ after 9 months) and metolachlor (up to approximately 5 ‰ after 10 months). Atrazine, however, did not show significant <sup>13</sup>C enrichment after 10 months. No changes in δ<sup>15</sup>N for any of the analyzed herbicides were observed. Regarding isotope ratios in metabolites, preliminary results show enrichment in <sup>13</sup>C-DEA for both atrazine surface and depth application 11 months after application (up to approximately 5 ‰ and 2.5 ‰, respectively) and in <sup>13</sup>C-DPC for chloridazon depth injection 22 months after application (up to 3.5 ‰), although fluctuations were observed. These results suggest that further degradation of DEA and DPC is also taking place. Preliminary isotope results for the lysimeters with metabolites application showed an increase in δ<sup>13</sup>C of DPC up to 3 ‰ one year after application.

## Conclusions

Monitoring recovery of applied herbicides, their metabolites, as well as uranine and bromide ions in lysimeters drainage water made the significant role of preferential flow apparent in the mobility of the studied compounds through the soil and the vadose zone within few days after application. Uranine was a more realistic marker than bromide for the early preferential transport of the applied pesticides. Rapid preferential breakthrough of the applied solutes was more significant for the moraine than for the gravel soil and, as expected, more evident after depth injection. This movement bypassed large fractions of the soil matrix and thus the degradation potential was reduced and high contents of the parent compounds were detected in the drainage water. A slower herbicide arrival during several months, likely by matrix flow, was observed thereafter. Bromide was a good marker for this slow pesticide transport through the soil matrix, although it overestimated pesticide leaching. Recoveries of bromide were 40 and 150 times as high as pesticides/uranine for surface and depth application, respectively. Pesticide concentrations during leaching via matrix flow are greatly reduced by sorption and degradation. The detection of metabolites of all the applied compounds in the drainage water suggested the occurrence of herbicide degradation once higher residence times in the soil zone were achieved. For some compounds, a steady

enrichment of  $^{13}\text{C}$  over a period of one year was observed even if injected below the root zone confirming that transformation also occurs at depth. These preliminary results highlight the potential of CSIA to gain insight into slow transformation of pesticides/metabolites under complex environmental conditions, which is difficult to achieve with other methods. Results obtained in the lysimeters might readily be expanded to large-scale studies.

## Acknowledgments

This study was supported by the project CRSII2\_141805/1 from the Swiss National Science Foundation (SNSF).

## References

- Bashir S., Hitzfeld K.L., Gehre M., Richnow H.H., Fischer A. (2015) Evaluating degradation of hexachlorocyclohexane (HCH) isomers within a contaminated aquifer using compound-specific stable carbon isotope analysis (CSIA). *Water Research*, Vol. 71, 187-196.
- Elsayed O.F., Maillard E., Vuilleumier S., Nijenhuis I., Richnow H.H., Imfeld G. (2014) Using compound-specific isotope analysis to assess the degradation of chloroacetanilide herbicides in lab-scale wetlands. *Chemosphere*, Vol. 99, 89-95.
- Elsner M., Jochmann A., Hofstetter T.B., Hunkeler D., Bernstein A., Schmidt T.C., Schimmelmann A. (2012) Current challenges in compound-specific stable isotope analysis of environmental organic contaminants. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, Vol. 403, 2471-2491.
- Elsner M., Imfeld G. (2016) Compound-specific isotope analysis (CSIA) of micropollutants in the environment - current developments and future challenges. *Current Opinion in Biotechnology*, Vol. 41, 60-72.
- Flury M., Flühler H., Jury W.A., Leuenberger J. (1994) Susceptibility of soils to preferential flow of water: A field study. *Water Resources Research*, Vol. 30, 1945-1954.
- Kolpin D.W., Thurman E.M., Linhart S.M. (2000) Finding minimal herbicide concentrations in ground water? Try looking for their degradates. *Science of the Total Environment*, Vol. 248, 115-122.
- Loos R., Locoro G., Comero S., Contini S., Schwesig D., Werres F., Balsaa P., Gans O., Weiss S., Blaha L., Bolchi M., Gawlik B.M. (2010) Pan-European survey on the occurrence of selected polar organic persistent pollutants in ground water. *Water Research*, Vol. 44, 4115-4126.
- Milosevic N., Qiu S., Elsner M., Einsiedl F., Maier M.P., Bensch H.K.V., Albrechtsen H.J., Bjerg P.L. (2013) Combined isotope and enantiomer analysis to assess the fate of phenoxy acids in a heterogeneous geologic setting at an old landfill. *Water Research*, Vol. 47, 637-649.
- Schreglmann K., Hoeche M., Steinbeiss S., Reinnicke S., Elsner M. (2013) Carbon and nitrogen isotope analysis of atrazine and desethylatrazine at sub-microgram per liter concentrations in groundwater. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, Vol. 405, 2857-2867.
- Schüerner H., Maier M., Eckert D., Brejcha R., Neumann C.C., Stump C., Cirpka O., Elsner M. (2016) Compound-specific stable isotope fractionation of pesticides and pharmaceuticals in a mesoscale aquifer model. *Environmental Science and Technology*, Vol. 50, 5729-5739.
- Troxler J., Zala M., Natsch A., Nievergelt J., Keel C., Défago G. (1998) Transport of a biocontrol *Pseudomonas fluorescens* through 2.5-m deep outdoor lysimeters and survival in the effluent water. *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 30, 621-631.
- Vogel H.-J., Cousin I., Ippisch O., Bastian P. (2006) The dominant role of structure for solute transport in soil: experimental evidence and modelling of structure and transport in a field experiment. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, European Geosciences Union, Vol. 10, 495-506.

# Temporal distribution of pyrimethanil and dimethomorph fungicides on an Andisol under cut rose production in Colombia

Carmen S. Mosquera-Vivas<sup>1\*</sup>, Maria J. Martinez-Cordon<sup>1</sup>, Glenda Garcia-Santos<sup>2</sup>  
and Jairo A. Guerrero-Dallos<sup>1</sup>

## Summary

Colombia is one of the world's foremost producers of flowers (80% is exported to the EEUU and Canada, ca. 20% to Europe). Cut rose production is produced under greenhouse in clay, loam, sandy soils mainly in Cundinamarca region (79 %), with daily irrigation and pesticides applied twice per week. Though it is known that tropical soils are able to degrade and immobilize agrochemicals due to higher levels of organic matter and microorganisms, some leaching models for tropical soils are calibrated with parameters derived from temperate regions. Thus, the aim of the current study was to assess actual fungicide temporal distribution of commonly used fungicides, detected in the groundwater, i.e. pyrimethanil and dimethomorph through one lysimeter of 100 cm depth. However, no significant concentrations were detected (every 20 cm). Using soil columns of 20 cm, fungicide concentrations were obtained in some leachates during 90 days. We found that both fungicides were dissipated faster than in temperate soils in the first soil layer, posing lower risk of lixiviation. The 20 cm column was advised against the 100 cm lysimeter due to the fast dissipation of the fungicides.

*Keywords:* lixiviation, lysimeter, tropical soils

## Introduction

Pesticides are substances used to control insects or endemic diseases in order to enhance food production and to protect plantations (Mosquera-Vivas et al. 2016a, Mosquera-Vivas et al. 2016b). However, these chemicals are found off-site of application due to the diffusion in the soil and air (Carter 2000, Ward et al. 2006, Dalvie et al. 2014, Maillard et al. 2011). The fate of pesticides in the atmosphere-plant-soil system depends on their behavior in the soil, where the soil columns under laboratory conditions are very useful for understanding the dissipation rates and temporal distribution of substances, because of under field conditions cost and difficulty are higher, particularly for medium- and long-term studies (Kruger et al. 1996, López-Piñeiro et al. 2014). The dissipation of pesticides is owed to volatilization, bio-degradation, chemical degradation and leaching throughout the macropores, mesopores and micropores of the soil (Barra-Caracciolo et al. 2010). For instance, the degradation

process is critically important to know the off-site impact of chemicals applied to field crops in order to protect the surface and groundwater sources (Gebremariam et al. 2012); besides, it can be controlled the temporal distribution and transport of pesticides in the vadose zone (Mosquera-Vivas et al. 2016a, Mosquera-Vivas et al. 2016b).

The fungicides dimethomorph and pyrimethanil are pesticides used to control fungi in many crops worldwide (Capri et al. 2001, Liang et al. 2011, Liu et al. 2012). Water solubility of dimethomorph is 28.5 mg L<sup>-1</sup>, and it is quite resistant to hydrolysis (Lunn 2007). The degradation rate of dimethomorph in soil is dependent on its concentration (Wang et al. 2017) and it is considered moderately persistent in soil with half-lives of between 11.5 and 480 days in laboratory aerobic studies and between 10 and 61 days in field studies (Beigel 2001, Liu et al. 2012, Liang et al. 2011, Wang et al. 2017, Footprint 2017, FAO 2017a). Field dissipation studies in UK, France and Spain reported that dimethomorph residues were only found in the first 20 cm of the soils with trace amounts only during the first 2 months of the study. Initial residues of dimethomorph were about 0.3–0.4 mg kg<sup>-1</sup>, decreasing to < 0.05 mg kg<sup>-1</sup> after 7 months (FAO 2017a). The fungicide was found in surface waters and ground waters in several countries (Maillard et al. 2011, Herrero-Hernández et al. 2013, Avetta et al. 2014), with a GUS index of 2.56 is considered moderately leachable in soil. Jimin et al. (2010) studied the adsorption of dimethomorph in three different soils, and found that the adsorption isotherms fit well to the Freundlich equation. The  $K_f$  values found for the fungicide varied between 2.72 - 8.51 mL g<sup>-1</sup>, and the  $K_{foc}$  values ranged between 316-515 mL g<sup>-1</sup> (Footprint 2017). Pyrimethanil has relatively high water solubility when compared to other pesticides (121 mg L<sup>-1</sup>) and its half-life in soil has been reported between 30 – 55 days (Wightwick et al. 2010, Footprint 2017), indicating moderate persistence in the soil. In soil columns experiments (16.5 cm in diameter and 40 cm in length) with different rainfall intensities, pyrimethanil residues in the soil after two weeks fungicide application (recommended dose) were lower than 0,2 µg kg<sup>-1</sup> (Ng et al. 2014). Fenoll et al (2010) reported that only 6% of pyrimethanil were found in leachates in disturbed clay-loam soil columns, exhibiting higher retention on the upper layer of soil. The leachability of pyrimethanil was markedly higher (40%) in a soil with similar texture but less organic matter OM content (Fenoll et al. 2011). Furthermore, the fungicide is often detected worldwide in sediments and surface waters (Müller et al. 2012, Gregoire et al. 2010, Schäfer et al. 2011,

<sup>1</sup> Department of Chemistry, Faculty of Science, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C. 11001, Colombia

<sup>2</sup> Department of Geography, Alpen-Adria-University Klagenfurt, Austria

\* Ansprechpartner: Carmen S. Mosquera-Vivas, csmosquerav@unal.edu.co

Reilly et al. 2012). Several studies reported sorption parameters for pyrimethanil in soil, with  $K_d$  values between 2.51-7.83 mL g<sup>-1</sup> and  $K_{oc}$  values varied between 75-500 mL g<sup>-1</sup> (Yu et al. 2010, Mukherjee et al. 2016, Footprint 2017). However, how these fungicides move in the vadose zone of tropical soils is unknown. Thus, the aim of this study is to investigate the dissipation and transport through soil profile of dimethomorph and pyrimethanil in undisturbed tropical Andisol columns and a lysimeter under laboratory controlled conditions.

## Materials and methods

### Pesticides

Pyrimethanil [N-(4,6-dimethylpyrimidin-2-yl)aniline] and dimethomorph [(EZ)-4-[3-(4-chlorophenyl)-3-(3,4-dimethoxyphenyl)acryloyl]morpholine] are fungicides used for controlling botrytis and downy mildew in the cut rose crops, respectively. The analytical fungicides ( $\geq 98\%$  purity) were provided by Dr. Ehrenstorfer GmbH (Augsburg, Germany); whereas Forum® (500 g L<sup>-1</sup> dimethomorph) and Scala® (408 g L<sup>-1</sup> pyrimethanil) were acquired from BASF (Ludwigshafen am Rhein, Germany) and Bayer Crop-Science (Monheim am Rhein, Germany). Forum® and Scala® were the non-conservative tracers; meanwhile, bromide of potassium, KBr, was the conservative tracer in the soil columns at depth of 0-20 cm.

### Soil and soil columns experiments

The studied soils are Andisols, classified as a Thaptic Hapludands with more than 3% OC, an udic regime, a melanic epipedon with haploidization processes, and a cation exchange capacity (CEC) higher than 50% in the horizon A1 and A2. More details about physical and chemical soil properties of the Andisol are given in Mosquera-Vivas et al. (2016a). The soil columns were sampled at 2,595 m above sea level in the Tenjo-Cundinamarca region.

The temporal distribution of pyrimethanil and dimethomorph under laboratory conditions was carried out in one (column A) at a depth 0-100 cm and 20 soil columns (0-20 cm). The undisturbed soil column A was collected into the greenhouse cultivated with cut rose using an acrylic tube of 100 cm in length and 30 cm in diameter. It was transported to the laboratory and four effluent sampling points were located down the length of the soil column at different heights (20 cm, 40 cm, 60 cm and 80 cm). Two porous capsules were installed on the opposite side of the acrylic column at the same heights of the sampling points. A square base of 50 cm x 50 cm supported the acrylic column with a final outlet sampling point. The undisturbed soil column held at average temperature of 17.0 °C  $\pm$  2.0 °C and at average relative humidity of 66.0%  $\pm$  9.0%. The soil temperature ranged from 12 °C to 24 °C and the water content at depth of 50 cm varied from 0.400 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> to 0.419 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>. A solution of CaCl<sub>2</sub> 0.01 M was applied to the top of the column until steady-state flow was achieved and then a pulse input of pyrimethanil (515 mg L<sup>-1</sup>) and dimethomorph (329 mg L<sup>-1</sup>) was applied (4.0 mm). After a pulse input of 0, 1, 3, 7, 14, 34, 45, 60, 75 and 95 days, soil solution was collected in each sampling point and the both fungicides pyrimethanil and dimethomorph were extracted with ethyl acetate by liquid-liquid extraction and the organic phase was injected into an

Agilent Technologies (Santa Clara, CA) Model 7890A Gas Chromatography (GC) coupled to a 5975C Mass Selective Detector (MSD) for quantifying the pesticides.

The 20 undisturbed soil columns were sampled on the inner of 25 m<sup>2</sup> of the greenhouse with PVC tubes with 11 cm in diameter and 20 cm in length (Pore Volume, PV, equal to 1441 mL). It was transported to the laboratory, hermetic sealed and held at average temperature of 18.8 °C  $\pm$  0.6 °C. We provided water pulses on the top; besides, a geotextile and output of water were put in the bottom of the column. A solution of CaCl<sub>2</sub> 0.01 M was applied to the top of the column until steady-state flow was achieved (0.17 VP) and then a pulse input of KBr (5321 mg L<sup>-1</sup>), Pyrimethanil (515 mg L<sup>-1</sup>) and dimethomorph (329 mg L<sup>-1</sup>) were applied (4.0 mm) to eighteen of twenty soil columns (Martínez-Cordón et al. 2015). After a pulse input of 0, 1, 3, 7, 14, 30, 45, 60 and 90 days, two soil columns were cut in three layers of 0-5 cm, 5-10 cm and 10-20 cm and the soil was dried at room temperature (18.8 °C). Ten grams of dry soil was extracted with ethyl acetate by solid-liquid and the organic phase was injected into the GC-MSD system for quantifying the both fungicides dimethomorph and pyrimethanil. Details of the extraction and quantification of pesticides are given in Mosquera-Vivas et al. (2016a) and Mosquera-Vivas et al. (2016b). Moreover, 10 g of dry soil was extracted with water and the supernatant was filtered (0.22  $\mu$ m) and injected into an Agilent Technologies (Santa Clara, CA) Model 1100 High Performance Liquid Chromatography (HPLC) coupled to Diode Array Detector (DAD) for quantifying the bromide. Before the destruction of the soil columns, we applied a solution of CaCl<sub>2</sub> 0.01 M (2.8 mm) six days per week and the leachates were collected, filtered (0.22  $\mu$ m) and injected into the HPLC-DAD system; as well, the fungicides were extracted by solid phase extraction methodology and the organic phase was injected into the GC-MSD system.

### Data analysis

The dissipation rate ( $k$ ) and the half-life ( $t_{1/2}$ ) of dimethomorph were calculated assuming a first-order kinetic model as,

$$C_t = C_0 e^{-kt} \quad (\text{Equation 1})$$

$$t_{1/2} = \frac{\ln(0.5)}{-k} \quad (\text{Equation 2})$$

Meanwhile, the  $k$  and  $t_{1/2}$  of pyrimethanil were obtained assuming a power model as,

$$C_t = C_0 t^{-k} \quad (\text{Equation 3})$$

$$t_{1/2} = \left(\frac{1}{2}\right)^{1/k} \quad (\text{Equation 4})$$

where  $C_0$  is the initial concentration of the fungicides. Bromide breakthrough curves (BTC's) in the columns at depth of 0-20 cm were described with the convection-dispersion equation (CDE) as follows

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} \quad (\text{Equation 5})$$

where  $\frac{\partial C}{\partial t}$  is the change of the concentration of bromide in the time,  $\frac{\partial C}{\partial x}$  is the change of the concentration of bromide

in the distance,  $v$  is the average pore-water velocity (L/T) and  $D$  is the dispersion coefficient (L<sup>2</sup>/T). The  $v$  and  $D$  were calculated using the software STANMOD 2.0 with CXFITM code in equilibrium and non-equilibrium (Šimůnek et al. 1999). Also, we estimated de Péclet number (Equation 6) to know whether transport by advection should be considered. When the Péclet number is smaller than 1, diffusion is considered as the dominant transport mechanism of the solutes in the soil (Huysmans & Dassargues 2004),

$$P_e = \frac{v}{D} \times L \quad (\text{Equation 6})$$

where  $P_e$  is the Péclet number and  $L$  is the length of the column.

The recovery of the conservative tracer (% *Rec Br*<sup>-</sup>) in the soil columns at depth of 0-20 cm was calculated as

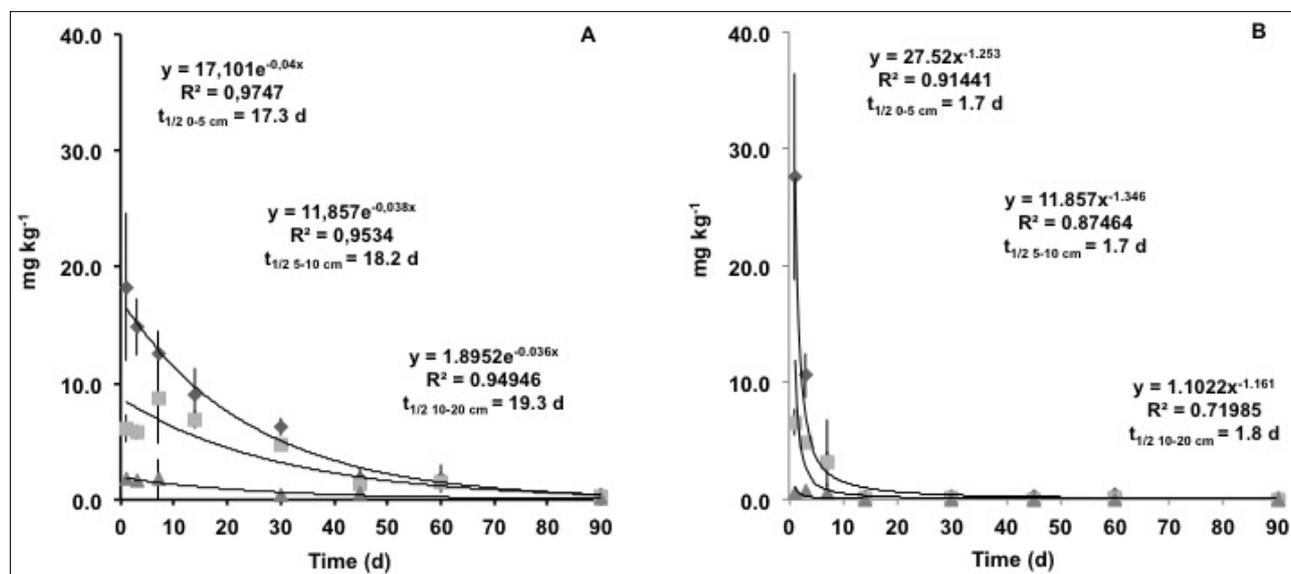
$$\% \text{ Rec Br}^- = \frac{\text{Br}^- \text{ Recovered}}{\text{Br}^- \text{ Added}} \times 100\% \quad (\text{Equation 7})$$

## Results

The dissipation rate ( $k$ ) and the half-life ( $t_{1/2}$ ) obtained by fitting a first-order kinetic model to dimethomorph and power model to pyrimethanil data from the soil columns at depth of 0-20 cm are given in *Figure 1*. The models performed well, with coefficient of determination ( $R^2$ ) values between 0.72 and 0.97. The  $k$  values of dimethomorph were similar throughout the first 20 cm of the Andisol; therefore, 19.3 days (range = 16.2 d – 23.9 d) was the half-life of the fungicide. The same behavior showed the pyrimethanil, but its dissipation was faster with  $t_{1/2}$  equal to 1.7 days (range = 1.5 d – 2.3 d). The  $v$ ,  $D$ ,  $R^2$  values and the Mean Square of Error (MSE) obtained by fitting a CDE to conservative tracer data from the soil columns are summarized in *Table 1*. Besides, the Péclet number ( $P_e$ ) is given in *Table 1*.

One bromide breakthrough curve (BTC) and the recovery of the conservative tracer are shown in *Figure 2*. Bromide was not found in the leachate or in soil from columns 1 and 2. In columns 3, 4, 5, 6, and 8 the anion was not found in the leachates, but more than 80 % of the bromide applied was recovered in the extracted soil samples. In columns 7 and 9 the bromide began to elute at 4 d and 1 d after application, respectively. In columns 11 through 16, the bromide eluted between 3 and 6 d after application and the maximum concentration was reached between 15 and 19 d. In columns 17 through 20, bromide eluted at 4 d and the maximum concentration of the anion was obtained between 16 and 21 d. The percentages of recovery of the bromide applied were between 77.45 and 101.04 %, and on average 92.17 % of the anion was recovered, with a coefficient of variation of 7.36 %. In general, the effluent curves were shifted slightly to the left compared to the theoretical curve, and all curves presented the same shape. The BTC's for columns 15 through 20 were fit to CDE in equilibrium with an  $R^2 > 0.97$ , MSE between 67 and 252, and a retention factor of 1. The  $v$  and  $D$  coefficients were  $0.64 \text{ cm d}^{-1} \pm 0.05 \text{ cm d}^{-1}$  y  $2.85 \text{ cm}^2 \text{ d}^{-1} \pm 0.71 \text{ cm}^2 \text{ d}^{-1}$ , respectively. The BTC's in columns 15, 16, 19, and 20, were also fit to CDE in non-equilibrium, with an  $R^2 > 0.98$ , MSE between 41 and 126, and a retention factor of 1. The  $v$  and  $D$  coefficients were  $0.71 \text{ cm d}^{-1} \pm 0.07 \text{ cm d}^{-1}$  and  $2.44 \text{ cm}^2 \text{ d}^{-1} \pm 0.45 \text{ cm}^2 \text{ d}^{-1}$ , respectively. When comparing the BTC's of the anion at physical equilibrium and non-equilibrium, the MSE was found to be lower in the non-equilibrium condition; as such, the non-equilibrium model better fit the experimental data. Statistically, the  $v$  and  $D$  coefficients did not differ for the process at physical equilibrium and non-equilibrium.

The adimensional  $\beta$  parameter is a partitioning coefficient between the mobile and immobile liquid phase, and the parameter  $\omega$  is the transfer of mass between the two zones (mobile and immobile) (Toride et al. 1995). According to the  $\beta$  values, 60 %, 50 %, 40 %, and 41 % of the water present in the soil resided in the matrix for columns 15, 16, 19, and 20, respectively. The smaller the  $\beta$  parameter,



*Figure 1.* Dissipation of dimethomorph (A) and pyrimethanil (B) in the soil columns at depth of 0-20 cm. Soil layers: 0-5 cm (diamond), 5-10 cm (square) and 10-20 cm (triangle). Error bars indicate standard deviation.

Table 1. Transport parameters of the Andisol in equilibrium and non-equilibrium.

Column number	Equilibrium					Non-equilibrium						
	$v$ cm d <sup>-1</sup>	$D$ cm <sup>2</sup> d <sup>-1</sup>	$R^2$	MSE	$P_e$	$v$ cm d <sup>-1</sup>	$D$ cm <sup>2</sup> d <sup>-1</sup>	$\beta$	$\omega$	$R^2$	MSE	$P_e$
15 (0-20 cm)	0.63 ± 0.02	3.30 ± 0.12	0.97	252	3.82	0.72 ± 0.01	2.22 ± 0.16	0.40 ± 0.06	1.00 ± 0.30	0.99	53	6.50
16 (0-20 cm)	0.61 ± 0.02	4.00 ± 0.14	0.97	220	3.05	0.72 ± 0.01	2.91 ± 0.18	0.50 ± 0.06	9.21 ± 3.05	0.99	59	4.95
17 (0-20 cm)	0.64 ± 0.006	2.24 ± 0.04	0.99	67	5.71	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
18 (0-20 cm)	0.63 ± 0.006	2.08 ± 0.04	0.99	96	6.06	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
19 (0-20 cm)	0.60 ± 0.01	2.87 ± 0.07	0.98	131	4.18	0.61 ± 0.01	2.70 ± 0.14	0.60 ± 0.93	25.05 ± 125	0.98	126	4.52
20 (0-20 cm)	0.73 ± 0.008	2.61 ± 0.05	0.99	105	5.59	0.77 ± 0.006	1.93 ± 0.13	0.59 ± 0.04	6.39 ± 1.92	0.99	41	7.98

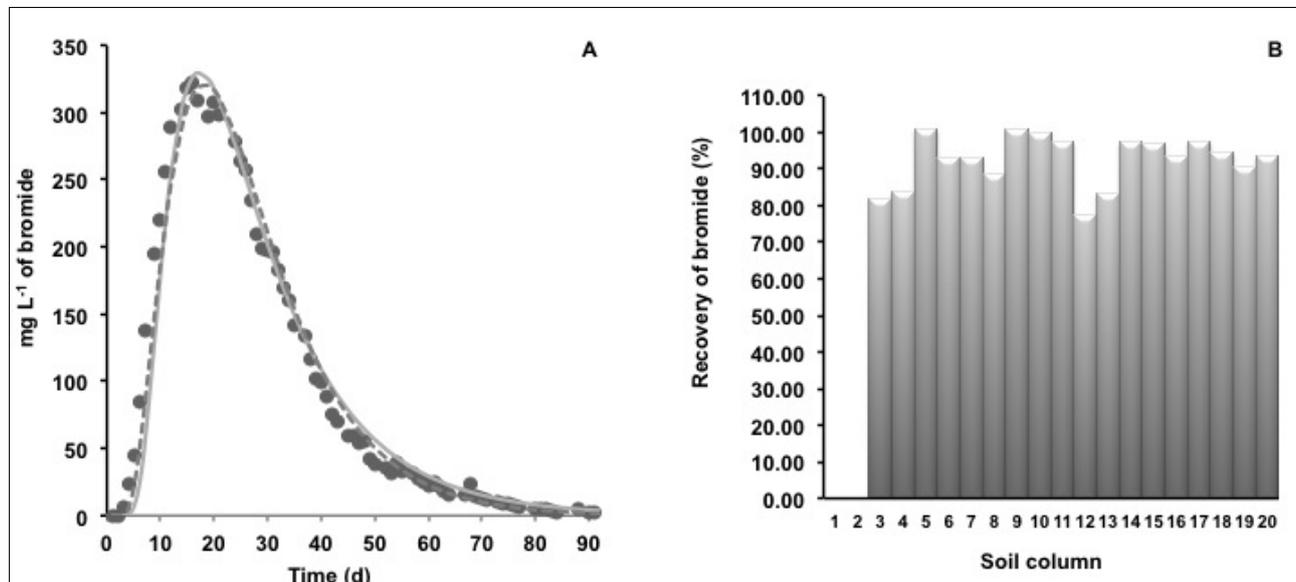


Figure 2. Bromide breakthrough curve of column number twenty (A) and recovery of bromide (B) at depth of 0-20 cm. Experimental data (circles), CXFITM code in equilibrium (line continued) and CXFITM code in non-equilibrium (line discontinued).

the larger the degree of physical non-equilibrium in the porous medium. Dousset et al. (2007) found a  $\beta$  value for undisturbed columns of 0.44, in other words, 56 % of the water resides in the matrix or slow zone of the soil. With the  $\omega$  (t) parameter, it is possible to calculate the average transfer time of mass from the macropores to the matrix or micropores in the soil ( $1/\omega$ ). If this time is longer than the average travel time of solutes ( $L/v$ ), the transfer of mass from the macropores to the soil matrix is predominant, but if the average travel time of solutes is much larger than the average mass transfer time, solutes travel with the mass of water (convective flow). The average travel time of the bromide was between 26 and 33 d, while the average mass transfer time presented a range of 0.04 to 1 d.

Dimethomorph and pyrimethanil were not detected at 20 cm, 40 cm, 60 cm, 80 cm or 100 cm in the lysimeter (column A). But in the 0-20 cm columns, dimethomorph (0.12 %) was found in the leachate during the pulse application from column 9, and in this same column dimethomorph was quantified in the leachates from days 2 through 10 (0.03 %). In column 16, dimethomorph was found in leachates from days 25 through 49 (0.02 %).

## Discussion

Fast dissipation of dimethomorph might be explained due to biotic soil processes, which are considered to play a fundamental role in its degradation. This is explained by its stability under sterile conditions (FAO 2017a). The rapid dissipation of pyrimethanil might be due to hydrolysis, producing 2-hydroxy-4,6-dimethylpyrimidine and aniline (FAO 2017b). When results are compared to temperate soils, dissipation of dimethomorph and pyrimethanil in the Andisol was found to be faster than in some temperate soils (Capri et al. 2001, Vanni et al. 2006, FAO 2017a); Fenoll et al. 2011, Piao et al. 2011, PPDB 2017). These differences may be explained due to the soil type, type and amount of soil microorganisms, applied dose, and water content factors, which control the degradation of pesticides in soil (Chai et al. 2013, Kah et al. 2007) and differed among the studies. However, the dissipation of the dimethomorph was close to that established by Liang et al. (2011) and was higher than that found by Liu et al. (2012) for a soil from Beijing, China. This demonstrates the importance of obtaining the half-life of pesticides under specific conditions to explain the movement of solutes through the soil. The longer the

half-life of the solute in soil, the higher the risk of leaching and therefore of diffuse pollution.

The average bromide recovery percentage shows that the conservative tracer does not degrade, not volatilizes, and not retained permanently in the soil; therefore it is useful for obtaining the transport parameters of the porous medium. Dousset et al. (2007) and Lennartz & Kamra (1998) found bromide recovery percentages in undisturbed and disturbed soil columns between 87 and 97.5%. The left shift of the effluent curves and the detection of bromide in the first leachates (1-6 d) suggested the existence of a preferential flow in the first 20 cm of the soil profile. This flow was generated by the movement of the water through the macropores present in the medium and allowed the solutes to leach rapidly in the unsaturated zone. The presence of macropores in the 0-20 cm deep soil layer was confirmed in the field.

The BTC's were slightly asymmetrical (tails at the end of the curves), which showed the presence of stagnant or immobile water in the blind pores of the system (Rao & Bhabani 2007). The asymmetry indicated that the solutes were transported in a non-physical equilibrium system and that the water flow regime in the soil was heterogeneous (Dousset et al. 2007, Gamedinger et al. 1990, Toride et al. 1995). In a system in non-physical equilibrium two zones of movement are differentiated in the movement of water and solutes: the mobile zone (flow) and the immobile zone (stagnant), and the transfer of mass between the two zones modeled by a first-order process controlled by diffusion. The differences in the travel and transfer times of the bromide indicated that in the first 20 cm of the Andisol, solutes were transported with the mass of the water through the porous medium. This aspect was further verified by the values of the Péclet numbers. Values greater than 1 meant that convective flow played an important role in the transport of solutes compared to diffusive flow, though the presence of diffusive flow can not be ruled out. This diffusive flow was observed in the tails of the bromide elution curves. In the immobile zone, the transport of solutes is due to diffusion alone, which responds to concentration differences between the mobile and immobile regions (Rao & Bhabani 2007).

The dimethomorph found in some of the leachates from columns of 0-20 cm depth was due to: i) rates of dissipation, ii) convective flow, and iii) preferential flow. This fungicide was more stable than pyrimethanil, convective flow transported it along with the mass of the water, and the preferential flow could be responsible for moving it in column 9 during the application of the pulse. The preferential flow was generated by the presence of macropores in the soil, in which gravity and velocity could be high, allowing the flow to be transitional to turbulent (thick layer flow). In addition, the macroporosity of the soil has dead zones that affect the continuity of the flow of water in the vadose zone and the transport of solutes (Jarvis 2007).

Dimethomorph and pyrimethanil were not detected at 20 cm, 40 cm, 60 cm, 80 cm or 100 cm in the lysimeter (column A), which can be explained due to the fast dissipation of the fungicides.

## Conclusions

Lysimeters and small columns combine various aspects of the field and laboratory work to evaluate environmental

fate of pesticides. Properly dimensioning the size of the soil container saves not only resources but also avoid misleading results. We were unable to detect dimethomorph and pyrimethanil in Andisol in the lysimeter of 100 cm depth. However, when the experiments were conducted in small 20 cm depth columns, fungicides were found. The failure of the column of 100 cm was due to the faster dissipation of the studied active ingredients in high organic tropical soils as compared to temperate soils. Thus, the high organic topsoil layers posed lower risk of lixiviation. However, presence of preferential flows on soil columns and under natural conditions enabled the chemicals to reach further soil depths and presumably explain the contamination of the groundwater.

## References

- Avetta P., Marchetti G., Minella M., Pazzi M., De Laurentiis E., Maurino V., Vione D. (2014) Phototransformation pathways of the fungicide dimethomorph ((E, Z) 4-[3-(4-chlorophenyl)-3-(3, 4-dimethoxyphenyl)-1-oxo-2-propenyl] morpholine), relevant to sunlit surface waters. *Science of the Total Environment*, 500, 351-360.
- Beigel C. (2001) Calculation of DT50 and DT90 values of BAS 550 F (Dimethomorph) in five trial sites from field dissipation studies. BASF Corporation Agro Research; Princeton NJ 08543-0400; United States of America. BASF Document No. DK-620-048. npublished. BASF.
- Capri E., Camisa M.G., Flores-Céspedes F., Glass C.R., Gonzalez-Pradas E., Trevisan M. (2001) Imidacloprid and pyrimethanil soil sorption. *Agronomie*, 21,1, 57-64.
- Barra-Caracciolo A.B., Fajardo C., Grenni P., Saccà M.L., Amalfitano S., Ciccoli R., Gibello A. (2010) The role of a groundwater bacterial community in the degradation of the herbicide terbuthylazine. *FEMS microbiology ecology*, 71,1, 127-136.
- Carter A. (2000) How pesticides get into water-and proposed reduction measures. *Pest Outlook*, 11, 149-156.
- Chai L.K., Wong M.H., Hansen H.C.B. (2013) Degradation of chlorpyrifos in humid tropical soils. *Journal of Environmental Management*, 125, 28-32.
- Dalvie M.A., Sosan M.B., Africa A., Cairncross E., London L. (2014) Environmental monitoring of pesticide residues from farms at a neighbouring primary and pre-school in the Western Cape in South Africa. *Science of The Total Environment*, 466, 1078-1084.
- Dousset S., Thevenot M., Pot V., Šimunek J., Andreux F. (2007) Evaluating equilibrium and non-equilibrium transport of bromide and isoproturon in disturbed and undisturbed soil columns. *Journal of Contaminant Hydrology*, 94, 261-276.
- FAO (2017a), Food and Agriculture Organization, FAO, Dimethomorph (225), [http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Pests\\_Pesticides/JMPR/Evaluation07/Dimethomorph.pdf](http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Pests_Pesticides/JMPR/Evaluation07/Dimethomorph.pdf) (Revised on January 2017).
- FAO (2017b) Food and Agriculture Organization, FAO, Pyrimethanil (226), [http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Pests\\_Pesticides/JMPR/Evaluation07/Pyrimethanil.pdf](http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Pests_Pesticides/JMPR/Evaluation07/Pyrimethanil.pdf) (Revised on January 2017).
- Footprint (2017) Pesticide Properties Database. University of Hertfordshire. <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/es/index.htm> (accessed on January 2017).
- Fenoll J., Ruiz E., Flores P., Hellin P., Navarro S. (2011) Use of farming and agro-industrial wastes as versatile barriers in reducing pesticide leaching through soil columns. *Journal of Hazardous Materials*, 187, 206-212.

- Fenoll J., Ruiz E., Flores P., Hellin P., Navarro S. (2010) Leaching potential of several insecticides and fungicides through disturbed clay-loam soil columns. *International Journal of Environmental and Analytical Chemistry*, 90,3-6, 276-285.
- Gamerding A.P., Wagenet R.J., van Genuchten M.Th. (1990) Application of two-site/two-region models for studying simultaneous nonequilibrium transport and degradation of pesticides. *Soil Science Society of America Journal*, 54, 957-963.
- Gebremariam S.Y., Beutel M.W., Yonge D.R., Flury M., Harsh J.B. (2012) Adsorption and desorption of chlorpyrifos to soils and sediments. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 215, 75-123.
- Gregoire C., Payraudeau S., Domange N. (2010) Use and fate of 17 pesticides applied on a vineyard catchment. *International Journal of Environmental and Analytical Chemistry*, 90,3-6, 406-420.
- Herrero-Hernández E., Andrades M.S., Álvarez-Martín A., Pose-Juan E., Rodríguez-Cruz M.S., Sánchez-Martín M.J. (2013) Occurrence of pesticides and some of their degradation products in waters in a Spanish wine region. *Journal of Hydrology*, 486, 234-245.
- Huysmans M., Dassargues A. (2004) Review of the use of Péclet numbers to determine the relative importance of advection and diffusion in low permeability environments. *Hydrogeology Journal*. DOI: 10.1007/s10040-004-0387-4.
- Jarvis N.J. (2007) A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: principles, controlling factors and consequences for water quality. *European Journal of Soil Science*, 58, 523-546.
- Jimin X., Yafei C., Jun L., Hui Z., Huiqin G., Cheng S. (2010) Adsorption and interaction mechanism of dimethomorph in three different soils. *Journal of Jiangsu University-Natural Science Edition*, 31,1, 88-92.
- Kah M., Beulke S., Brown C.D. (2007) Factors influencing degradation of pesticides in soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 55, 11, 4487-4492.
- Kruger E.L., Rice P.J., Anhalt J.C., Anderson T.A., Coats J.R. (1996) Use of undisturbed soil columns under controlled conditions to study the fate of [<sup>14</sup>C] deethylatrazine. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 44,4, 1144-1149.
- Lennartz B., Kamra S.K. (1998) Temporal variability of solute transport under vadose zone conditions. *Hydrological Processes*, 12, 1939-1949.
- Liang H., Li L., Li W., Wu Y., Zhou Z., Liu F. (2011) Dissipation and residue of dimethomorph in pepper and soil under field conditions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74, 1331-1335.
- Liu C., Wan K., Huang J., Wang Y., Wang F. (2012) Behavior of mixed formulation of metalaxyl and dimethomorph in grape and soil under field conditions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 84, 112-116.
- López-Piñero A., Peña D., Albarrán Á., Sánchez-Llerena J., Becerra D. (2014) Long-term effects of olive mill waste amendment on the leaching of herbicides through undisturbed soil columns and mobility under field conditions. *Soil and Tillage Research*, 144, 195-204.
- Lunn D. (2007) Dimethomorph. *Food and Agriculture Organization of the United Nations*; [140 pp.].
- Maillard E., Payraudeau S., Faivre E., Grégoire C., Gangloff S., Imfeld G. (2011) Removal of pesticide mixtures in a stormwater wetland collecting runoff from a vineyard catchment. *Science of the Total Environment*, 409,11, 2317-2324.
- Martínez-Cordón M.J., Aldana-Castañeda M.I., Guerrero-Dallos J.A. (2015) Modelación matemática del transporte de oxadixyl en suelos de cultivo de cebolla. *Ambiente & Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 10, 2, 327-337.
- Mosquera-Vivas C.S., Hansen E.W., García-Santos G., Obregón-Neira N., Celis-Ossa R.E., González-Murillo C.A., Juraske R., Hellweg S., Guerrero-Dallos J.A. (2016a) The Effect of the Soil Properties on Adsorption, Single-Point Desorption, and Degradation of Chlorpyrifos in Two Agricultural Soil Profiles From Colombia. *Soil Science*, 182, 9-10, 446-456.
- Mosquera-Vivas C.S., Obregón-Neira N., Celis-Ossa R.E., Guerrero-Dallos J.A., González-Murillo C.A. (2016b) Degradation and thermodynamic adsorption process of carbofuran and oxadixyl in a Colombian agricultural soil profile. *Agronomía Colombiana*, 34,1, 92-100.
- Mukherjee S., Weihermüller L., Tappe W., Hofmann D., Köppchen S., Laabs V., Buraue P. (2016) Sorption-desorption behaviour of bentazone, boscalid and pyrimethanil in biochar and digestate based soil mixtures for biopurification systems. *Science of the Total Environment*, 559, 63-73.
- Müller R., Seeland A., Jagodzinski L.S., Diogo J.B., Nowak C., Oehlmann J. (2012) Simulated climate change conditions unveil the toxic potential of the fungicide pyrimethanil on the midge *Chironomus riparius*: a multigeneration experiment. *Ecology and evolution*, 2,1, 196-210.
- Ng E.L., Bandow C., Proença D.N., Santos S., Guilherme R., Morais P.V., Sousa J.P. (2014) Does altered rainfall regime change pesticide effects in soil? A terrestrial model ecosystem study from Mediterranean Portugal on the effects of pyrimethanil to soil microbial communities under extremes in rainfall. *Applied Soil Ecology*, 84, 245-253.
- Piao X.Y., Tao C.J., Jiang H., Wang X.J. (2011) Study on degradation dynamics of Z-and E-isomers of dimethomorph in soils Chinese. *Journal of Pest Science*, 13, 169-173.
- Reilly T.J., Smalling K.L., Orlando J.L., Kuivila K.M. (2012) Occurrence of boscalid and other selected fungicides in surface water and groundwater in three targeted use areas in the United States. *Chemosphere*, 89, 3, 228-234.
- Schäfer R.B., Pettigrove V., Rose G., Allinson G., Wightwick A., von der Ohe P. C., Kefford B.J. (2011) Effects of pesticides monitored with three sampling methods in 24 sites on macroinvertebrates and microorganisms. *Environmental science & technology*, 45,4, 1665-1672.
- Šimůnek J., van Genuchten M.Th., Sejna M., Toride N., Leij F.J. (1999) Evaluating solute transport in porous media using analytical solutions of the convection-dispersion equation, USDA-ARS U.S. Salinity Laboratory, Riverside, California.
- Toride N., Leij F.J., van Genuchten M.Th. (1995) The cxtfit code for estimating transport parameters from laboratory or field tracer experiments. version 2.0. Research Report No. 137. U. S. Salinity laboratory agricultural research service U. S. Department of agriculture Riverside, California.
- Vanni A., Anfossi L., Cignetti A., Baglieri A., Gennari M. (2006) Degradation of pyrimethanil in soil: influence of light, oxygen, and microbial activity. *Journal of Environmental Science and Health Part B*, 41, 67-80.
- Wang C., Zhang Q., Wang F., Liang W. (2017) Toxicological effects of dimethomorph on soil enzymatic activity and soil earthworm (*Eisenia fetida*). *Chemosphere*, 169, 316-323.
- Ward M.H., Lubin J., Giglierano J., Colt J.S., Wolter C., Bekiroglu N., Nuckols J.R. (2006) Proximity to crops and residential exposure to agricultural herbicides in Iowa. *Environmental health perspectives*, 893-897.
- Wightwick A., Walters R., Allinson G., Reichman S.M., Menzies N.W. (2010) Environmental risks of fungicides used in horticultural production systems. *Fungicides*, 273-304.
- Yu X., Pan L., Ying G., Kookana R.S. (2010) Enhanced and irreversible sorption of pesticide pyrimethanil by soil amended with biochars. *Journal of Environmental Sciences*, 22,4, 615-620.

# Lysimeteruntersuchungen als Unterstützung zum Grundwasserschutz

Erwin Murer<sup>1\*</sup>, Max Kuderna<sup>2</sup>, Karl Seltenhammer<sup>3</sup> und Gabriele Fuchs<sup>4</sup>

## Zusammenfassung

Im Rahmen des Grundwassersanierungsprojekts im Einzugsgebiet Obere Pettenbachrinne (zwei tiefgründige Ackerböden) und in Pucking (seichtgründiger Ackerboden) wurden im Jahr 1994 drei monolithische Feldlysimeter errichtet. Die beiden tiefgründigen Standorte der Pettenbachrinne, werden unter Einsatz von Mineraldünger bzw. vorwiegend Wirtschaftsdünger unter Einhaltung der Richtlinien für die sachgerechte Düngung bewirtschaftet. Am seichtgründigen Standort in Pucking wurde vor und zu Beginn der Untersuchungen Hühnergülle eingesetzt, seit 2000 wurde rein mineralisch gedüngt. Auf allen drei Standorten dominieren Wintergetreide und Mais die Fruchtfolge. Ziel dieses Projekts ist die Überwachung der Auswirkungen der landwirtschaftlichen Praxis auf die Grundwasserqualität in Bezug auf die Nitratbelastung. Die Ergebnisse dieses Langzeitversuches zeigen, dass auf den beiden tiefgründigen Standorten der Pettenbachrinne durch das landwirtschaftliche Management die Nitratkonzentration im Sickerwasser unterhalb des Grundwasserschwellenwertes (<45 mg/l) bleibt. Trotz vergleichbarer Bewirtschaftung ist die Auswaschung von Nitrat für den Standort mit vorwiegender Verwendung von Wirtschaftsdünger um 45% höher als für den rein mineralisch gedüngten Standort. Am seichtgründigen Standort Pucking kann eine ordnungsgemäße landwirtschaftliche Praxis keine Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unter 50 mg/l sicherstellen. Dort erreicht die Nitratkonzentration im Durchschnitt beinahe den doppelten Grundwasserschwellenwert.

*Schlagwörter:* Oberösterreich, Grundwassersanierung, Lysimeter, Ackerbau, Sickerwasser, Nitrat

## Summary

In the framework of a groundwater remediation pilot project of the catchment area 'Obere Pettenbachrinne' (two deep arable fields) and 'Pucking' (shallow arable field) three monolithic field lysimeters were installed in 1994. The aim of this project is to monitor the impact and benefits of agricultural practices on groundwater remediation with respect to nitrate pollution. One of the sites at Pettenbachrinne is treated using mineral fertilizers; at the second site mainly manure is applied. At the shallow site in Pucking chicken manure was used in the early stages of the investigations. Since 2000 only mineral fertiliser is applied. All sites are managed in compliance with the Austrian guidelines for proper fertilization. At all three sites winter cereals and maize dominate the crop rotation. The results of this long-term experiment show that proper agricultural management is able to keep the nitrate concentration in the leachate water below the threshold value (<45 mg/l) for the two sites of Pettenbachrinne. Although a similar management was applied the amount of nitrate leaching at the site with manure application was about 45% higher as compared to the site with mineral fertilizer application only. For the shallow soil site at Pucking mean nitrate concentrations reach almost twice the groundwater threshold. Thus, even practices in compliance with the guidelines for proper agricultural management are not able to maintain sustainable groundwater management at this site.

*Keywords:* Upper Austria, Groundwater Remediation, Lysimeter, Arable Land, Seepage, Nitrate

## Einleitung

Als Basis für eine gewässerverträgliche Landbewirtschaftung im Rahmen der Anforderungen der EU Water Framework Directive ist es notwendig, die Einflüsse des Standorts und der Bewirtschaftung auf die Nitrat- und Phosphatbefrachtung des Sickerwassers unter Ackerflächen zu untersuchen. Anzustreben ist dabei eine Nitratkonzentration im Sickerwasser, die auch unter Praxisbedingungen unter den vorgegebenen Grundwasserschwellenwerten (<45 mg/l) liegt. Damit wird sowohl für die Wasserwirtschaft als auch für die Landwirtschaft eine Grundlage geschaffen, für die Zielsetzungen des

Grundwasserschutzes ungeeignete Handlungsweisen zu erkennen, konkrete Maßnahmen zum Grundwasserschutz zu überprüfen und eine grundwasserschonende Bewirtschaftung laufend weiterzuentwickeln.

Im Zuge eines Pilotprojektes - beauftragt durch das BMLFUW und das Amt der OÖ Landesregierung - werden seit 1994 an drei Standorten in Oberösterreich Feldlysimeter betrieben (*Abbildung 1*). Sie sind auf drei verschiedenen Ackerstandorten (Pettenbach, Eberstallzell und Pucking) eingebaut, die unter Praxisbedingungen von Landwirten bewirtschaftet werden. Das Projekt liefert auch Grundlagen für die Kalibrierung und Validierung von Wasser- und

<sup>1</sup> Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Pollnbergstraße 1, A-3252 PETZENKIRCHEN

<sup>2</sup> wpa Beratende Ingenieure GmbH, Lackierergasse 1/4, A-1090 WIEN

<sup>3</sup> Amt der Oö. Landesregierung, Kärntnerstraße 10-12, A-4021 LINZ

<sup>4</sup> BMLFUW-Wasserhaushalt, Marxergasse 2, A-1030 WIEN

\* Ansprechpartner: DI Erwin Murer, erwin.murer@baw.at



Abbildung 1: Lage der Lysimeteranlagen.

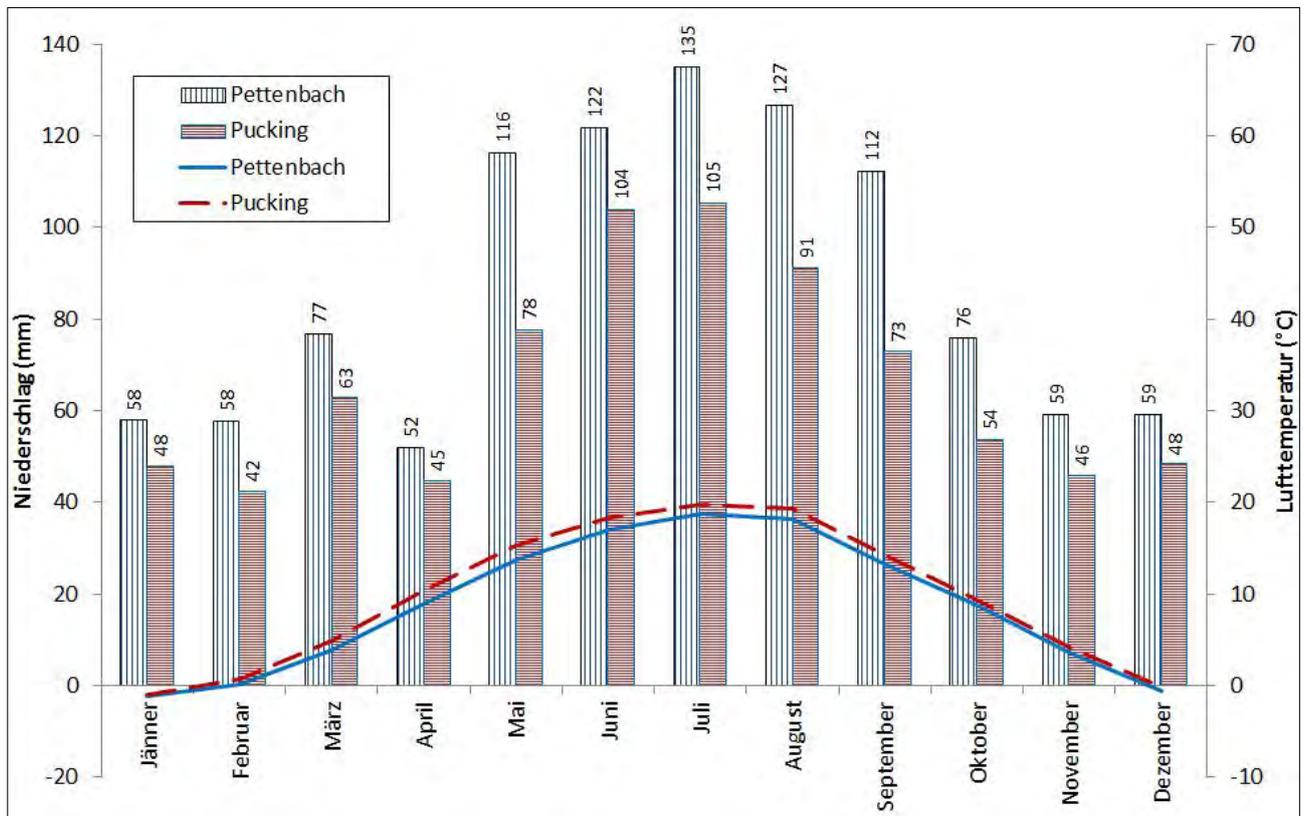


Abbildung 2: Klimadiagramm der Stationen Pettenbach (L1, L3) und Pucking (L4).

Stofftransportmodellen, z.B. SIMWASER und STOTRA-SIM (Stenitzer 1988, Feichtinger 1998) und ist am Standort Pettenbach mit den Messstellen der „Ungesättigten Zone“ der Hydrographischen Dienste von Österreich verknüpft. Die mittleren jährlichen Niederschläge betragen in der

Oberen Pettenbachrinne beim Lysimeter L1 960 mm und beim Lysimeter L3 1073 mm und in Pucking L4 830 mm (Abbildung 2). Die mittlere langjährige Lufttemperatur beträgt in der Oberen Pettenbachrinne L1 und L3 8,7°C und in Pucking L4 9,6 °C.

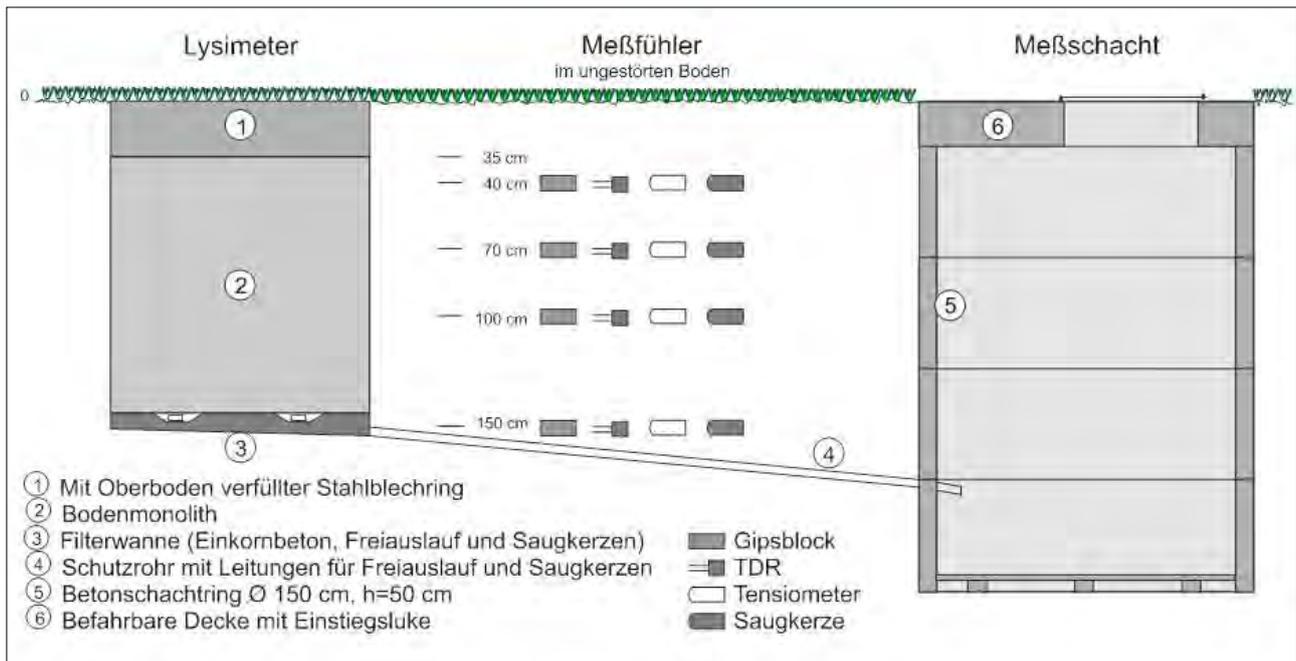


Abbildung 3: Schematische Darstellung der Feldlysimeter.

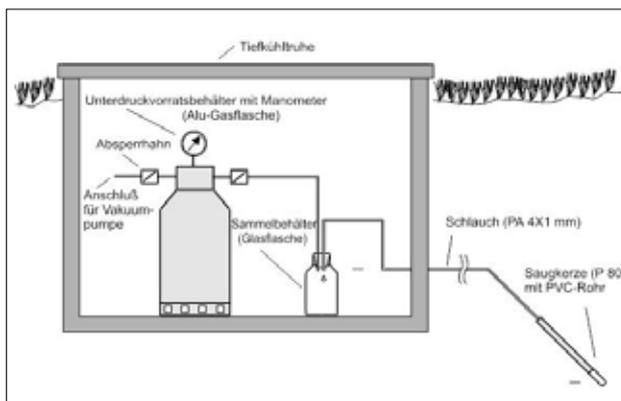


Abbildung 4: Schematische Darstellung der Vergleichsmessstelle als Saugkerzenanlage.

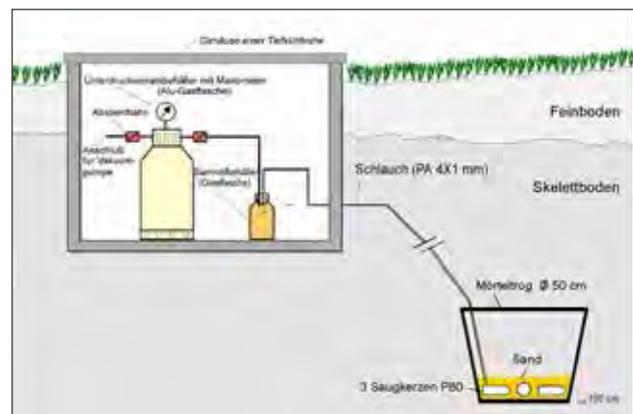


Abbildung 5: Schematische Darstellung der Vergleichsmessstelle als Sickerwassersammler.

## Material und Methoden

### Charakterisierung der Lysimeter

Die vier Lysimeter des Bautyps Murer (1995) besitzen eine kreisförmige Oberfläche von 1 m<sup>2</sup> und die Lysimetersohle liegt 1,5 m unter Gelände (Abbildung 3). Die Lysimeter werden einerseits frei auslaufend und andererseits über keramische Saugkerzen - eingebaut im Boden an der Lysimetersohle - entwässert. An diesen Saugkerzen liegt ein Unterdruck von 60 hPa an. Innerhalb einer Bewirtschaftungs- und Bodeneinheit wurden zu jedem Lysimeter jeweils zwei Vergleichsmessstellen, an den tiefgründigen Standorten als Saugkerzenanlagen (Abbildung 4) und am seichtgründigen Standort als Sickerwassersammler (Abbildung 5) zusätzlich eingebaut. Die Sickerwassermenge der Lysimeter wurde bis zum Jahr 2000 täglich und danach wöchentlich ermittelt. Die Nitratkonzentration wurde wöchentlich an Sammelproben analysiert.

Für die Berechnung der mittleren jährlichen Nitratkonzentration der einzelnen Lysimeteranlagen wurde für jeden Standort der wöchentliche Nitrataustrag und Sickerwassermenge verwendet. Bei den Vergleichsmessstellen wurde die Sickerwassermenge des jeweiligen Lysimeters angesetzt.

### Boden und Management

In Eberstallzell (L1) handelt es sich um eine pseudovergleyte, tiefgründige Lockersedimentbraunerde, in Pettenbach (L3) um eine tiefgründige Parabraunerde und in Pucking (L4) um eine seichtgründige, kalkhaltige Lockersedimentbraunerde (www.bodenkarte.at). Auf allen drei Standorten dominieren Wintergetreide und Mais die Fruchtfolge. Am Standort in Eberstallzell (L1) wird zur Düngung regelmäßig Schweinegülle eingesetzt, während in Pettenbach (L3) die Düngung bis 2013 ausschließlich mineralisch, ab 2013 auch mit Wirtschaftsdünger erfolgte. In Pucking (L4) wurde vor und zu Beginn der Untersuchungen Hühnergülle eingesetzt, seit 2000 wird rein mineralisch gedüngt. Die Tabellen 1 bis

**Tabelle 1: Physikalische und chemische Bodenkennwerte von Lysimeter L1 in Eberstalzell (Bodentyp: pseudovergleyte Lockersediment-Braunerde).**

Tiefe (cm)	Horizont (ÖBG)	Bodenart AG Boden	Ton (%)	PV (%)	LK (%)	nFK (%)	Humus (%)	pH (-)	C/N (-)
0 - 30	Ap	Ut4 G0	20	51	15	21	2,1	6,4	7,8
30 - 85	Bv	Lu G0	27	42	10	11	0,3	6,5	5,8
85 - 150	BvS	Lu G0	30	41	5	12	0,0	6,6	2,4

**Tabelle 2: Physikalische und chemische Bodenkennwerte von Lysimeter L3 in Pettenbach (Bodentyp: Parabraunerde).**

Tiefe (cm)	Horizont (ÖBG)	Bodenart AG Boden	Ton (%)	PV (%)	LK (%)	nFK (%)	Humus (%)	pH (-)	C/N (-)
0 - 30	Ap	Lu G0	22	45	10	20	2,0	6,6	7,6
30 - 75	AB/B	Lu G0	22	45	12	14	0,4	6,7	5,8
75 - 110	Bg	Lu G0	23	42	8	15	0,4	6,9	4,9

**Tabelle 3: Physikalische und chemische Bodenkennwerte von Lysimeter L4 Pucking (Bodentyp: kalkhaltige Lockersediment-Braunerde).**

Tiefe (cm)	Horizont (ÖBG)	Bodenart AG Boden	Ton (%)	PV (%)	LK (%)	nFK (%)	Humus (%)	pH (-)	C/N (-)
0 - 30	Ap	Sl3 G3	10,9	48	23	23	1,5	7,3	10
30 - 80	Bv/D	Ss G5	2,1	27	13	12	1,2	7,2	9,7
80 - 150	D	Ss G5	1,1	20	10	10	0,2	7,7	9,7

**Tabelle 4: Düngung, Fruchtfolge und Erträge auf der Lysimeteranlage L1 in Pettenbach von 1995-2015.**

Kultur (L1)	Winterweizen	Wintergerste	Körnermais	Körnererbse	Grünbrache
Anzahl in der Fruchtfolge	5	5	7	1	3
Mineraldünger (kg N/ha)	75	45	68	0	0
Wirtschaftsdünger (kg N <sup>f</sup> /ha)	66	108	126	48	44
Wirtschaftsdünger (kg N <sup>s</sup> /ha)	53	87	101	38	35
Korn TM L/S (dt/ha)	53,4/65,5	52,3/54,1	104,7/115,3	18,4/38,8	-/31,2
N-Abfuhr L/S (kg/ha)	114/146	116/101	133/149	68/132	-/67
Ernte Ertragslage „	m/h1	m/m	h1/h2	n/m	-/-
N-Saldo L/S (kg/ha)	54/21	7/22	24/8	-30 <sup>f</sup> / <sup>s</sup> -94 <sup>^</sup>	35/-32
Düngung Ertragslage „	m	h1	h1	m	-

<sup>f</sup> feldfallend, <sup>s</sup> stallfallend; L...Lysimeter/S...Schlag; n...niedrig, m...mittel, h...hoch; „RSGD (2006); <sup>^</sup>ohne N-Bindung

3 geben einen Überblick über die physikalischen und chemischen Bodenverhältnisse an den drei Lysimeterstandorten.

## Ergebnisse

In den *Tabellen 4 bis 6* sind die Bewirtschaftungsdaten (Kultur, Düngung, Ernte und N-Abfuhr) am Lysimeter und auch am Schlag im Bereich der Vergleichsmessstellen zusammengefasst. Die Ertragslagen liegen zwischen mittel und hoch 1 auf den beiden tiefgründigen Standorten. Auf dem seichtgründigen Standort in Pucking wurde nach mittlerer Ertragslage gedüngt und die Erträge ergeben eine mittlere Ertragslage.

In den *Abbildungen 6 bis 8* sind die Messergebnisse aus 20 Jahren Lysimeteruntersuchungen abgebildet. Die höchsten Sickerwassermengen treten in den Wintermonaten auf (*Abbildung 6*). Das Verhältnis des Sickerwasseranfalls Winterhalbjahr zu Sommerhalbjahr beträgt bei L1 62:38, L3 58:42 und L4 65:35. Zwischen den einzelnen Ergebnissen aus den Lysimetern bestehen hinsichtlich der Nitratkonzentration und dem Nitrat-Stickstoffaustrag wesentliche Unterschiede, einerseits bedingt durch den Standort und andererseits durch die Bewirtschaftung. Die *Abbildung 7* zeigt, dass unter

Praxisbedingungen unter den klimatischen Verhältnissen in der Oberen Pettenbachrinne auf tiefgründigem Boden (L1 und L3) und bei der Einhaltung der „Richtlinien für die sachgerechte Düngung 6. Auflage“ die Nitratkonzentration unter dem Grundwasserschwellenwert von 45 mg/l gehalten werden kann. Die mittlere Nitratkonzentration beträgt für den 20 jährigen Zeitraum (1996-2015) auf dem tiefgründigen Standort mit vorwiegend Einsatz von Mineraldünger 22 mg/l und für den Standort mit vorwiegend Wirtschaftsdünger 36 mg/l. Auf dem seichtgründigen Standort in Pucking wurde für den Zeitraum von 20 Jahren eine mittlere Nitratkonzentration von 90 mg/l gemessen. Der Unterschied im Nitrat-Stickstoffaustrag in der Oberen Pettenbachrinne zwischen der Variante mit Mineraldünger (ca. 18 kg NO<sup>3</sup>-N/ha\*<sup>a</sup>) und der Variante mit Wirtschaftsdünger (ca. 25 kg NO<sup>3</sup>-N/ha\*<sup>a</sup>) beträgt das 1,5-fache. Im Vergleich zu den tiefgründigen Varianten in der Pettenbachrinne wurden in Pucking am seichtgründigen Standort das 2,2 bis 3,2 fache an Nitrat-Stickstoff ausgetragen (*Abbildung 8*). Die Bandbreite des mittleren jährlichen Nitratkonzentrationsverlaufes zeigt den Einfluss der unterschiedlichen Witterung und Bewirtschaftungsmaßnahmen der einzelnen Jahre. An

Tabelle 5: Düngung, Fruchtfolge und Erträge auf der Lysimeteranlage L3 in Pettenbach von 1995-2015.

Kultur (L3)	Winterweizen	Wintergerste	Sonnenblume*	Sommerweizen	Sommerweizen*	Soja	Körnerribs	Körnermais	Hafer
Anzahl in der Fruchtfolge	4	3	1	1	1	1	4	5	1
Mineraldünger (kg N/ha)	128	103	53	80	32	0	127	108	75
Wirtschaftsdünger (kg N <sup>s</sup> /ha)	19	0	0	0	0	0	0	59	0
Wirtschaftsdünger (kg N <sup>f</sup> /ha)	15	0	0	0	0	0	0	38	0
Ertrag TM L/S (dt/ha)	66,6/77,7	50,2/59,6	67,3/85,3	25,0/25,0	67,3/85,3	15,7/17,2	17,2/27,4	117/114	38,3/27,7
N-Abfuhr L/S (kg/ha)	155/180	109/120	101/128	88/82	101/128	82/99	52/66	169/155	112/99
Ernte Ertragslage „	h1/h2	m/h1	-/-	n/n	-/-	m/m	n/m	h2/h2	m/n
N-Saldo L/S (kg/ha)	38/13	6/-5	-48/-75	-8/-2	-69/-96	-82 <sup>^</sup> /-99 <sup>^</sup>	45/31	-30/-16	-37/-24
Düngung Ertragslage „	h1	m	m	n	n	m	m	h1	m

<sup>f</sup> feldfallend, <sup>s</sup> stallfallend; L...Lysimeter/S...Schlag; n...niedrig, m...mittel, h...hoch; \* Biogasnutzung; „RSGD (2006); <sup>^</sup>ohne N-Bindung

Tabelle 6: Düngung, Fruchtfolge und Erträge auf der Lysimeteranlage L4 in Pucking von 1996-2015.

Kultur (L4)	Winterweizen	Wintergerste	Körnermais	Soja	Körnerribs
Anzahl in der Fruchtfolge	6	4	5	4	1
Mineraldünger (kg N/ha)	89	57	104	0	0
Wirtschaftsdünger (kg N <sup>s</sup> /ha)	38	50	35	0	0
Wirtschaftsdünger (kg N <sup>f</sup> /ha)	30	40	28	0	184
Ertrag TM L/S (dt/ha)	59,3/56,8	50,6/50,9	99,6/85,1	24,6/24,0	32,1/25,6
N-Abfuhr vom L/S (kg/ha)	139/118	89/76	122/101	147/153	102/79
Ernte Ertragslage „	m/m	m/m	h1/m	m/m	m/m
N-Saldo L/S (kg/ha)	-17/4	18/31	2/23	-147 <sup>^</sup> /-153 <sup>^</sup>	-18/6
Düngung Ertragslage “	m	g/m	m	m	m

<sup>f</sup> feldfallend, <sup>s</sup> stallfallend; L...Lysimeter/S...Schlag; n...niedrig, m...mittel, h...hoch; „RSGD (2006); <sup>^</sup>ohne N-Bindung

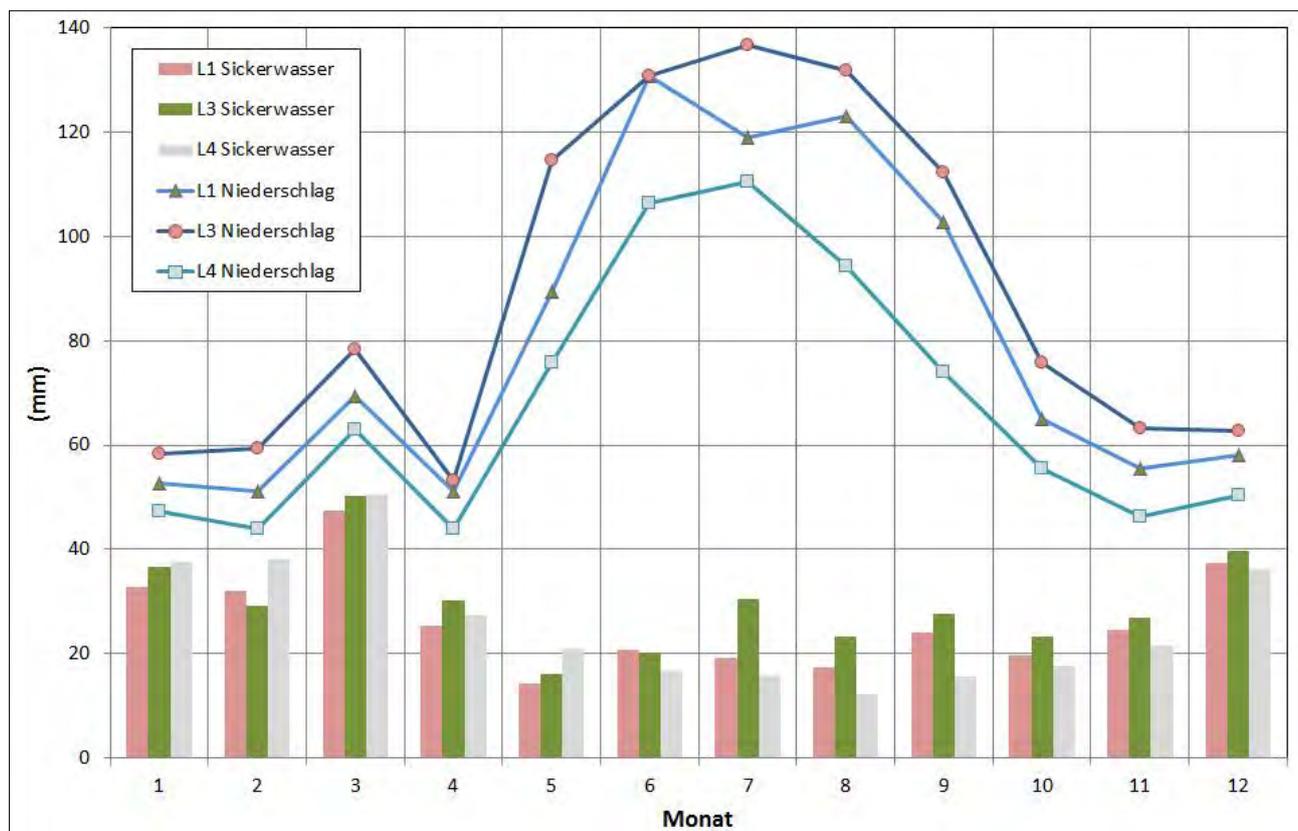


Abbildung 6: Mittlerer monatlicher Niederschlag und Sickerwassermenge für die Periode 1996 bis 2015 der Lysimeter L1, L3 und L4.

den beiden tiefgründigen Standorten liegen diese meist unterhalb des Grundwasserswellenwertes (Abbildung 7). Detailauswertungen des Nitratstrahles haben gezeigt,

dass eine Verdopplung der Nitratstrahles gegenüber Winterungen, die nicht im Herbst gedüngt wurden durch eine Herbstdüngung verursacht wurde. Ähnliche Ergebnisse

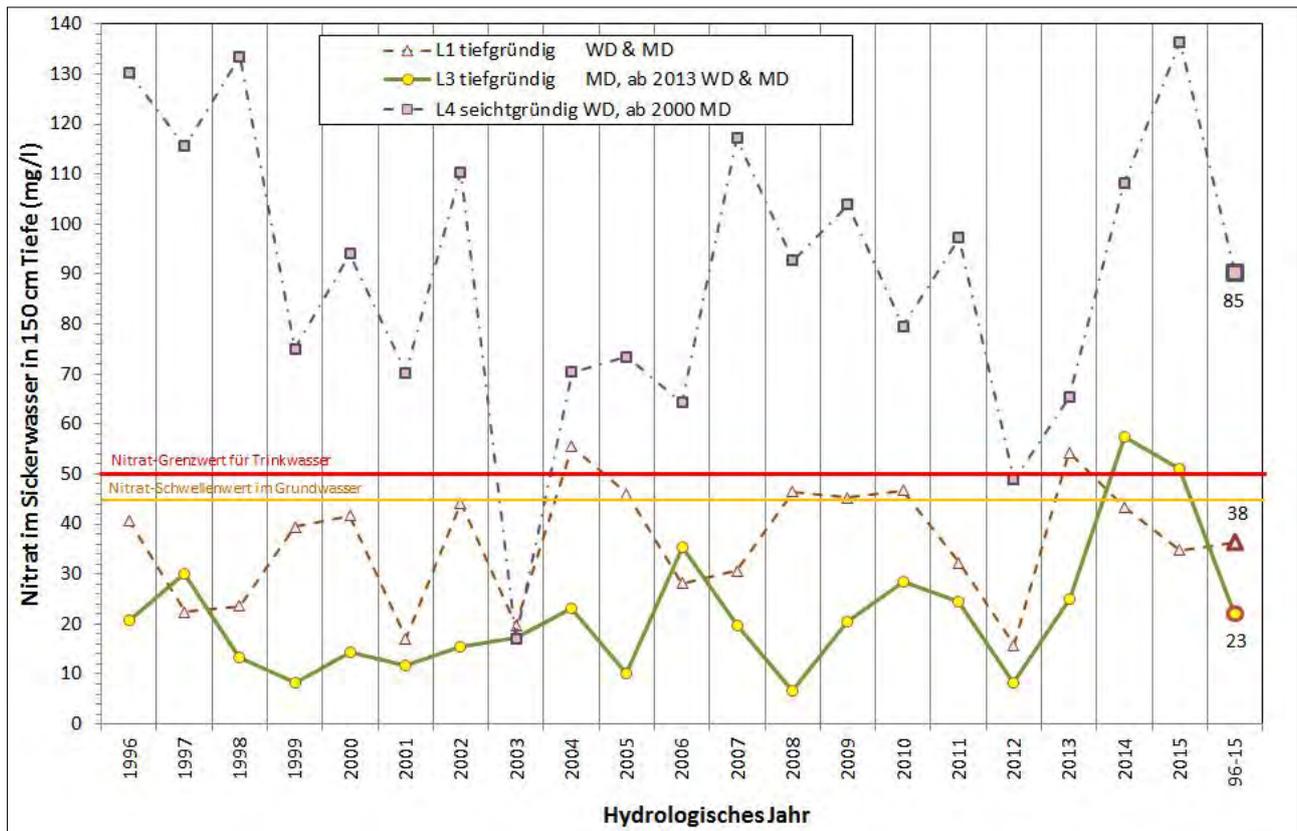


Abbildung 7: Mittlerer jährlicher Verlauf der Nitratkonzentration der Lysimeteranlagen L1, L3 und L4 (Mittelwert aus Lysimeter und zwei Saugkerzenanlagen bei L1 und L3 bzw. Sickerwassersammlern bei L4) für die hydrologischen Jahre 1996 bis 2015 (WD Wirtschaftsdünger, MD Mineraldünger).

zeigten sich auch durch den Anbau von Mais, wobei der Zeitabstand zwischen Düngung und Stickstoffaufnahme die wesentliche Ursache darstellte (WPA-BAW 2013).

## Diskussion und Schlussfolgerungen

Die Untersuchungen zeigen sehr deutlich, dass die Standorteigenschaften einen wesentlichen Einfluss auf die Sickerwasserquantität und -qualität besitzen. Mit der Abnahme der Gründigkeit und Wasserspeicherfähigkeit nimmt das Risiko erhöhter Nitratgehalte im Grundwasser zu. Auf den beiden Ackerstandorten mit tiefgründigen Böden (Pettenbach und Eberstalzell) wird in fast allen Jahren und über den gesamten Untersuchungszeitraum eine durchschnittliche Sickerwasserqualität erzielt, die den Grundwasserschwellenwert für Nitrat unterschreitet. Trotz vergleichbarer Bewirtschaftung ist die Nitratauswaschung am Standort mit Wirtschaftsdünger ca. um 50% höher als am rein mineralisch gedüngten Standort. Dies liefert einen deutlichen Hinweis darauf, dass organische Stickstoffanteile im Dünger langfristig wirksam werden. Laut den geltenden Regelwerken (RSGD 2006) werden diese allerdings nicht in der Düngebilanz berücksichtigt. Am seichtgründigen Standort liegt die durchschnittliche Nitratauswaschung in den meisten Jahren und im gesamten Untersuchungszeitraum über dem Grundwasserschwellenwert. Die Auswertung der Erträge ergab eine Einstufung in die mittlere Ertragslage (RSGD 2006). Ein Versuch mit Bromid als Tracer zeigte, dass hier vor allem die sehr rasche Auswaschung entscheidend ist. Die Auswaschungsspitze von Bromid in 150 cm Tiefe wurde bereits nach 3 Monaten erreicht, der Boden ist aber nur bis ca. 50 cm

durchwurzelbar (LAND OÖ 2009). Ebenso führt eine rasche Erwärmung des Bodens an den Rändern der Vegetationszeit zu einem starken Anstieg der Stickstoffmineralisierung und -auswaschung. Eine Anpassung der Düngerrichtlinie für eine grundwasserverträgliche Bewirtschaftung vor allem für Standorte mit geringer Ertragslage wird empfohlen.

## Literatur

- Feichtinger F. (1998) STOTRASIM - Ein Modell zur Simulation der Stickstoffdynamik in der ungesättigten Zone eines Ackerstandortes. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Bd. 7, 14-41.
- LAND OÖ (2009) Forschungsprojekt Lysimeter, Technischer Endbericht 2009. Amt der Oö. Landesregierung, Grund- und Trinkwasserwirtschaft, Linz.
- Murer E. (1995) Wassergüteerfassungssysteme in der ungesättigten Bodenzone. Ergebnisbericht aus dem Grundwassersanierungs-Pilotprojekt „Obere Pettenbachrinne“, OÖ. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Bd. 1, 160-173.
- RSGD (2006) Richtlinien für die sachgerechte Düngung. Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft, 6. Auflage, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Stenitzer E. (1988) Ein numerisches Modell zur Simulation des Bodenwasserhaushaltes und des Pflanzenertrages eines Standortes. Mitt. aus der Bundesanstalt für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Nr. 31, Pettenkirchen.
- WPA-BAW (2013) Endbericht Traun-Enns-Platte, Ursachenermittlung nach §33f Landwirtschaft. Projektbericht der wpa beratende Ingenieure GmbH, Wien und BAW, Pettenkirchen.

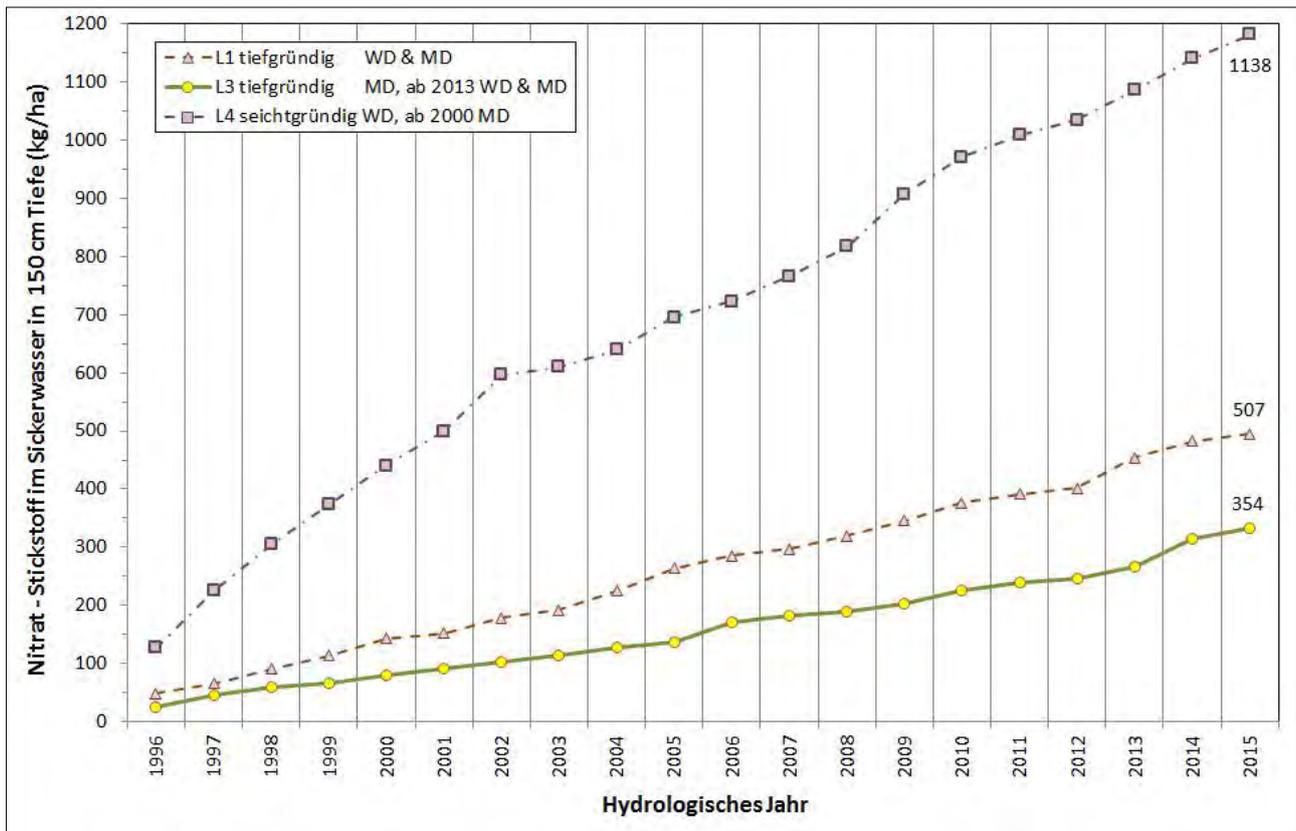


Abbildung 8: Akkumulierter jährlicher Verlauf des Nitrataustrags der Lysimeteranlagen 1, 3 und 4 (Mittelwert aus Lysimeter und zwei Saugkerzenanlagen bzw. Sickerwassersammler) für die hydrologischen Jahre 1996 bis 2015.



# Sind die Wirkungen des Klimawandels auf den Boden anhand von Langzeit-Lysimeteruntersuchungen nachweisbar?

Janine Köhn<sup>1\*</sup>, Ralph Meißner<sup>2,3</sup>, Holger Rupp<sup>3</sup> und Frido Reinstorf<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Die Veränderung der meteorologischen Situation durch den Klimawandel wirkt sich langfristig auf den Wasser- und Nährstoffhaushalt des Bodens aus. Um eventuell bereits heute erkennbare Tendenzen festzustellen, wurden die Sickerwasser- und Nährstoffausträge von nicht wägbaren Grünlandlysimetern der UFZ-Lysimeterstation Falkenberg in Sachsen-Anhalt untersucht. Die von 1984 bis 2015 aufgenommenen Messreihen wurden mithilfe von verschiedenen statistischen Tests analysiert. Dabei zeigten sich in einem 31-jährigen Zeitraum trotz steigender Lufttemperaturen und Evaporation, noch keine statistisch signifikanten Trends. Entgegen der Erwartung nahm die Sickerwasserrate sogar tendenziell zu, während die Stickstoff- und Phosphorausträge insgesamt abnahmen.

*Schlagwörter:* Klimawandel, Trend, Bodenwasserrückhalt, Nährstoffrückhalt

## Summary

It is postulated that climate change will affect the water and solute balance of soils. To check this hypothesis long-term data sets regarding leaching behaviour and nutrient seepage from non-weighable grassland lysimeters from the UFZ-Lysimeter station Falkenberg have been investigated. The time series of measurements from 1984 to 2015 were analysed by using different statistical tests. In a 31-year period air temperature and evapotranspiration increased significantly, but no significant trends could be found in seepage water and nutrient leaching. Contrary to the expectations the rates of seepage water amount increased slightly while the discharge of nitrogen and phosphorous decreased.

*Keywords:* climate change, trend, soil water retention, nutrient retention

## Einleitung

Der Boden erfüllt wichtige Funktionen für Mensch und Umwelt. Er dient unter anderem als Speicher- und Regulationsmedium für Wasser und Nährstoffe sowie als Lebensraum für Pflanzen und Bodenorganismen. Er ist damit für die Wasser-, Land- und Forstwirtschaft eine der wichtigsten Ressourcen. Veränderungen seiner Eigenschaften gilt es möglichst frühzeitig zu erkennen, um mittel- und langfristig durch angepasstes Ressourcenmanagement reagieren zu können. Die Bodeneigenschaften zu denen z.B. die Bodenqualität und -aktivität gehören, sind in großem Maße von den klimatischen Bedingungen abhängig (Scheffer & Schachtschabel 2002). Insbesondere die Temperatur und der Niederschlag sind bestimmende Faktoren für die Bodenentwicklung (Blum 2005). Die Auswirkungen des Klimawandels auf den Boden sind daher Gegenstand der aktuellen Forschung. Die Bodenveränderungen sind aufgrund regionaler und lokaler Prozesse jedoch schwierig abzuschätzen (Yadav & Malanson 2007). Prognosen für das Bundesland Sachsen-Anhalt gehen unter anderem von einem veränderten Bodenwasser- und Nährstoffhaushalt aus (Kropp & Roithmeier et al. 2009). Aktuelle Untersuchungen deuten auf eine zukünftig verringerte Bodenwasserverfügbarkeit hin, wobei insbesondere im Frühjahr und Sommer

mit einer steigenden Bodenwasserzehrung zu rechnen ist (Fischer et al. 2007). Auch werden Verringerungen des Anteils organischer Bodensubstanz und eine damit verbundene Senkung der Wasser- und Nährstoffspeicherfähigkeit prognostiziert (Mathews 2011). Mit Hilfe von Daten aus Langzeit-Lysimeteruntersuchungen soll geprüft werden, ob solche Tendenzen bereits zu erkennen sind. Für die Untersuchung wurden meteorologische Daten (Temperatur, Niederschlag) sowie die Messdaten zweier Grünlandlysimeter (Sickerwasser- und Nährstoffaustrag) im Zeitraum von 1984 bis 2015 herangezogen. Die genannten Parameter wurden mithilfe verschiedener statistischer Tests ausgewertet. Ziel der Auswertung war es, Tendenzen des langjährigen Verhaltens des Sickerwasser- und Nährstoffaustrags zu ermitteln und die daraus resultierenden Bodenentwicklungen unter dem Aspekt der klimatischen Veränderungen zu interpretieren.

## Material und Methoden

Die Untersuchungen fanden an der vom Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ betriebenen Lysimeterstation Falkenberg in Sachsen-Anhalt statt (52°51'N, 11°48'E). Für die Trendanalyse wurden zwei nicht wägbare, manuell befüllte Lysimeter (Oberfläche = 1 m<sup>2</sup>; Tiefe = 1,25 m) un-

<sup>1</sup> Hochschule Magdeburg Stendal, Fachbereich Wasser, Umwelt, Bau und Sicherheit, Lehrgebiet Hydrologie und Geographische Informationssysteme, Breitscheidstraße 2, D-39114 MAGDEBURG

<sup>2</sup> Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Naturwissenschaftliche Fakultät III, Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften, Julius-Kühn-Straße 23, D-06112 HALLE (Saale)

<sup>3</sup> Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Lysimeterstation, Falkenberg 55, D-39615 ALTMÄRKISCHE WISCHE

\* Ansprechpartner: Janine Köhn, janine.koehn@hs-magdeburg.de

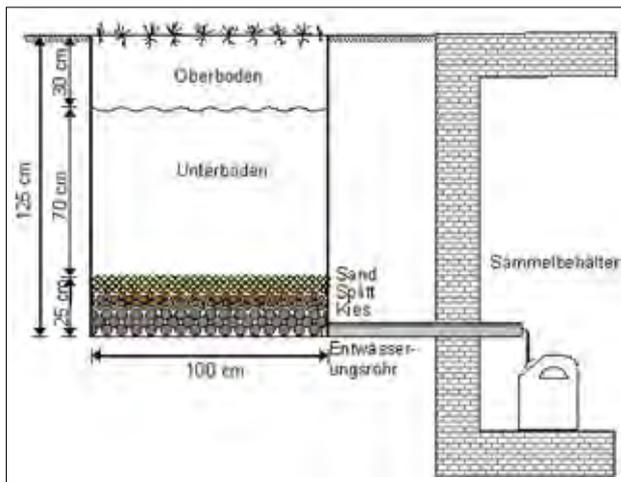


Abbildung 1: Schema des verwendeten Grünlandlysimeters (Godlinski 2005).

tersucht, welche mit einem lehmigen Sandboden gefüllt sind (Abbildung 1). Die Lysimeter werden als echte Wiederholungen mit einer differenzierten Grünlandnutzung betrieben. Kontinuierlich erfasste Daten sind die Erntezeitpunkte, die Bodenbearbeitung, die Art, Menge und Zeitpunkt der Düngung sowie die Grünschnitterträge und Nährstoffzüge (Meissner et. al 2010). Das aus den Lysimetern austretende Sickerwasser wird in Sammelbehältern aufgefangen und in einem monatlichen Turnus beprobt. Daten zu Menge und Beschaffenheit des Sickerwassers werden seit 1982 dokumentiert. Aufgrund der Bodenkonsolidierung in den ersten beiden Jahren nach der Befüllung wurde die Auswertung für den Zeitraum von 1984 bis 2015 vorgenommen. Als Parameter für die statistischen Untersuchungen wurden die Sickerwassermenge, der Austrag von Gesamtstickstoff ( $N_{ges}$  = Summe aus Nitrat- ( $NO_3$ -N), Nitrit- ( $NO_2$ -N), Ammonium- ( $NH_4$ -N)) und Gesamtphosphor ( $P_{ges}$ ) genutzt.

Parallel zu den Boden- und Nutzungsparametern wurden meteorologische Daten ausgewertet. Niederschlag, Luft- und Bodentemperatur (Bodentemperatur in 5 cm, 10 cm, 20 cm und 50 cm Tiefe), Luftdruck, relative Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit und Sonnenscheindauer stammten dabei aus der ca. 8 km entfernt liegenden Meteorologischen Station Seehausen (Altmark) des Deutschen Wetterdienstes

(DWD). Diese lagen als Tageswerte von 1977 bis 2015 vor (Bodentemperatur ab 1992).

Für die primärstatistische Auswertung sind Zeitreihenanalysemethoden (gleitendes Mittel, lineare Regression), Häufigkeitsverteilungen und Signifikanztests (Mann-Kendall) durchgeführt worden. Diese Trendtests sind auf die jährlichen, halbjährlichen und monatlichen Lysimeterdaten und meteorologischen Daten angewendet worden. Um saisonale Effekte zu berücksichtigen, sind die jeweils gleichnamigen Monate miteinander verglichen worden (z.B. Januar 1984 mit Januar 1985 usw.). Für die Ermittlung der Signifikanz wurde eine Irrtumswahrscheinlichkeit  $\alpha$  von 0,05 gewählt. Die Ergebnisse wurden in Signifikanzbereiche unterteilt: Eine berechnete Überschreitungswahrscheinlichkeit  $p \geq 0,05$  wurde mit „nicht signifikant“,  $0,05 > p > 0,01$  mit „signifikant“,  $0,01 > p > 0,001$  mit „hoch signifikant“ und  $p < 0,001$  mit „höchst signifikant“ bezeichnet (Kropp & Roithmeier et al. 2009).

## Ergebnisse und Diskussion

### Lufttemperatur

Am Standort Seehausen lag im Untersuchungszeitraum das jährliche Temperaturmittel bei  $9,1^\circ\text{C}$ , im Sommerhalbjahr bei  $14,8^\circ\text{C}$  und im Winterhalbjahr bei  $3,4^\circ\text{C}$  (Tabelle 1). Bei einer Betrachtung der mittleren jährlichen und halbjährlichen Lufttemperaturen konnte ein hoch signifikant ansteigender Trend beobachtet werden, im Sommerhalbjahr sogar höchst signifikant (Abbildung 2). Dabei wurde es im untersuchten Zeitraum insgesamt um  $1,6^\circ\text{C}$  (d.h.  $0,4^\circ\text{C}$  pro Dekade) wärmer. Besonders stark (höchst signifikant) stiegen die April-Temperaturen, im Vergleich zu 1977 um  $3,7^\circ\text{C}$ . Auch in den Sommermonaten (Juni bis August) konnten signifikante bis hoch signifikante Temperaturerhöhungen nachgewiesen werden.

Die jährlich und monatlich stark steigenden Lufttemperaturen an der Station Seehausen korrespondieren mit den global und lokal in Sachsen-Anhalt beobachteten und prognostizierten Trends (Spekat 2015, Kropp & Roithmeier et al. 2009). Klimaprognosen gehen davon aus, dass es dadurch zukünftig zu einer verstärkten Zehrung des Bodenwassers kommen wird, insbesondere im Frühjahr und Sommer

Tabelle 1: Mittelwerte und Trend der Klima- und Bodenparameter an der DWD Station Seehausen und der Lysimeterstation Falkenberg.

	Seehausen (1977-2015)		Falkenberg <sup>*1</sup> (1985-2015)		
	Mittelwert Lufttemp. [°C]	Summe Niederschlag [mm]	Summe SWR [mm]	Summe $N_{ges}$ -Austrag [kg/ha]	Summe $P_{ges}$ -Austrag [g/ha]
Jahresmittel	9,1	560	86	4,6	36,4
Sommerhalbjahresmittel	14,8	314	3	0,2	0,5
Winterhalbjahresmittel	3,5	245	82	4,5	35,9
Mittel Frühjahr (März-Mai)	8,7	41	13	2,2	11,3
Mittel Sommer (Juni-August)	17,4	59	0	0,0	0,1
Jährl. Trend (Mann-Kendall)	+++	+	+	-	+

<sup>\*1</sup> Auswertung Lysimeter 1

Legende: +++ Hoch signifikant steigend  
 ++ Signifikant steigend  
 + Steigend (nicht signifikant)  
 --- Hoch signifikant sinkend  
 -- Signifikant sinkend  
 - Sinkend (nicht signifikant)

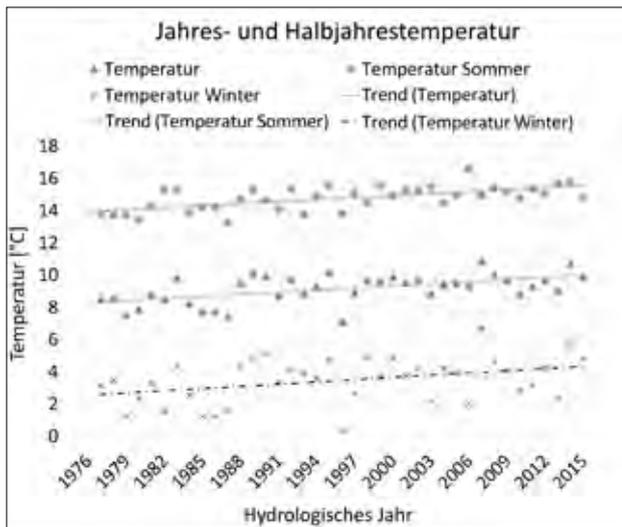


Abbildung 2: Jahres- und Halbjahrestemperaturen der Station Seehausen mit linearen Trend.

Tabelle 2: Mittlere Jahres- und Halbjahresbodentemperaturen in vier Tiefen.

	Bodentemperatur			
	5 cm Tiefe [°C]	10 cm Tiefe [°C]	20 cm Tiefe [°C]	50 cm Tiefe [°C]
Jahr	10,9	10,8	10,8	10,8
Sommer	17,5	17,4	17,1	16,4
Winter	4,1	4,2	4,4	5,0
Jährl. Trend (Mann-Kendall)	+	+	+	++

Legende: ++ Signifikant steigend  
+ Steigend (nicht signifikant)

(Rowell & Jones 2006). Zusätzlich kann infolge fehlender Niederschläge und geringer Bodenwasserverfügbarkeiten vermehrt Trockenheit auftreten.

### Bodentemperatur

Die mittlere Jahresbodentemperatur lag im Untersuchungszeitraum bei etwa 10,8°C. Im langjährigen Mittel unterschieden sich die Temperaturen mit zunehmender Tiefe kaum. Halbjährlich kam es zu einem mittleren Temperaturunterschied von etwa 1°C zwischen der oberen und unteren Bodentiefe (Tabelle 2). Für die unterschiedlichen Tiefen konnten über den Beobachtungszeitraum mit Hilfe des Mann-Kendall-Tests durchweg ansteigende Tendenzen ermittelt werden. In 50 cm Tiefe war diese sogar signifikant. Die mittleren monatlichen Werte deuten darauf hin, dass insbesondere die Herbstmonate von Veränderungen betroffen gewesen sind. Vor allem im November wurden in 10 cm, 20 cm und 50 cm signifikant steigende Bodentemperaturen beobachtet. Auch für den September und Oktober konnten in 20 cm und 50 cm Tiefe signifikante Erhöhungen ermittelt werden. In diesem Zusammenhang wurde auch eine Verringerung der Frosttage im Boden beobachtet (Abbildung 3). Demgegenüber war die Anzahl an warmen Tagen, d.h. Tage mit einem (mittleren Tages-)Temperaturoptimum von 20-30°C (Musso 2007) (optimales Pflanzenwachstum unter der Voraussetzung einer ausreichenden Wasserversorgung), kaum von Veränderung betroffen.

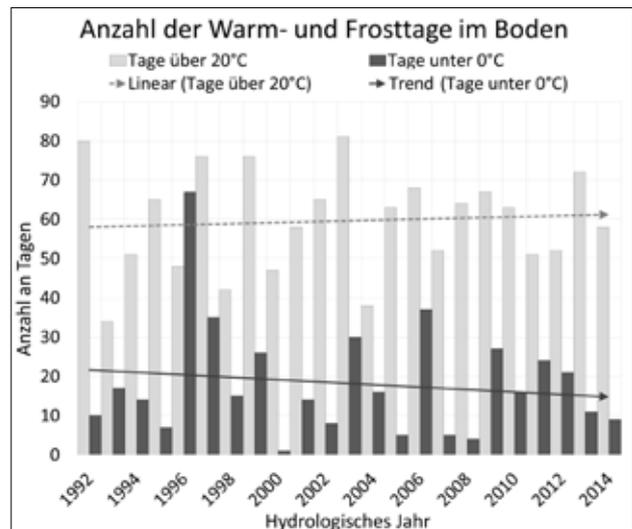


Abbildung 3: Anzahl der Warm- (Tagesmitteltemperatur > 20°C) und Frosttage (Tagesmitteltemperatur < 0°C) im Boden (10 cm).

Für die Auswertung der Bodentemperaturen standen 23 Beobachtungsjahre zur Verfügung. Für eine statistische Auswertung ist dieser Zeitraum vergleichsweise kurz. Die nachfolgenden Auswertungen sind daher als Orientierung zu betrachten. Für die Bodentemperatur konnte im Gegensatz zur Lufttemperatur ein nur wenig signifikanter Trend festgestellt werden. Der Boden ist allerdings im Vergleich zur Luft ein träges System, d.h. es ist naturgemäß eine langsamere Reaktion zu erwarten. Auffällig war jedoch, dass Luft- und Bodentemperatur innerhalb des Jahres unterschiedlich reagieren. Wärmere Bodentemperaturen waren vor allem im Herbst zu erwarten. Die Lufttemperaturen stiegen jedoch besonders im Frühjahr und Sommer an. Außerdem konnte man erkennen, dass vor allem die tieferen Bodenschichten von signifikanten Änderungen betroffen waren (s. Tabelle 2). Für die Bodenschicht in 50 cm Tiefe konnten sowohl für das Jahr, als auch für das Sommerhalbjahr signifikant ansteigende Bodentemperaturen beobachtet werden. In der Folge fand eine Verschiebung des Temperaturverhältnisses zwischen Ober- und Unterboden statt. Während in den 90'er Jahren die Jahresmitteltemperatur des Unterboden noch unterhalb der des Oberbodens lag, so wechselte dieses Verhältnis ab 2007 (Abbildung 4). Der Unterboden erwärmte sich also deutlich stärker. Aufgrund des kürzeren Untersuchungszeitraumes wiesen die Ergebnisse jedoch nur eine vorläufige Tendenz auf und sind in Folgeuntersuchungen weiter zu prüfen.

### Niederschlag

Im Untersuchungszeitraum herrschte ein mittlerer Jahresniederschlag von 560 mm. Dieser teilte sich in das etwas niederschlagsreichere Sommerhalbjahr mit 314 mm und das Winterhalbjahr mit 245 mm (vgl. Tabelle 1). Im Untersuchungszeitraum konnte keine signifikante Änderung des jährlichen, halbjährlichen und monatlichen Niederschlags festgestellt werden. In der Tendenz nahm der Niederschlag jährlich sowie auch im Sommerhalbjahr zu, im Winterhalbjahr dagegen leicht ab. Dabei sanken die Niederschläge tendenziell im März, April und Juni, während sie im Mai, Juli und August in ähnlichem Maße zunahmen.

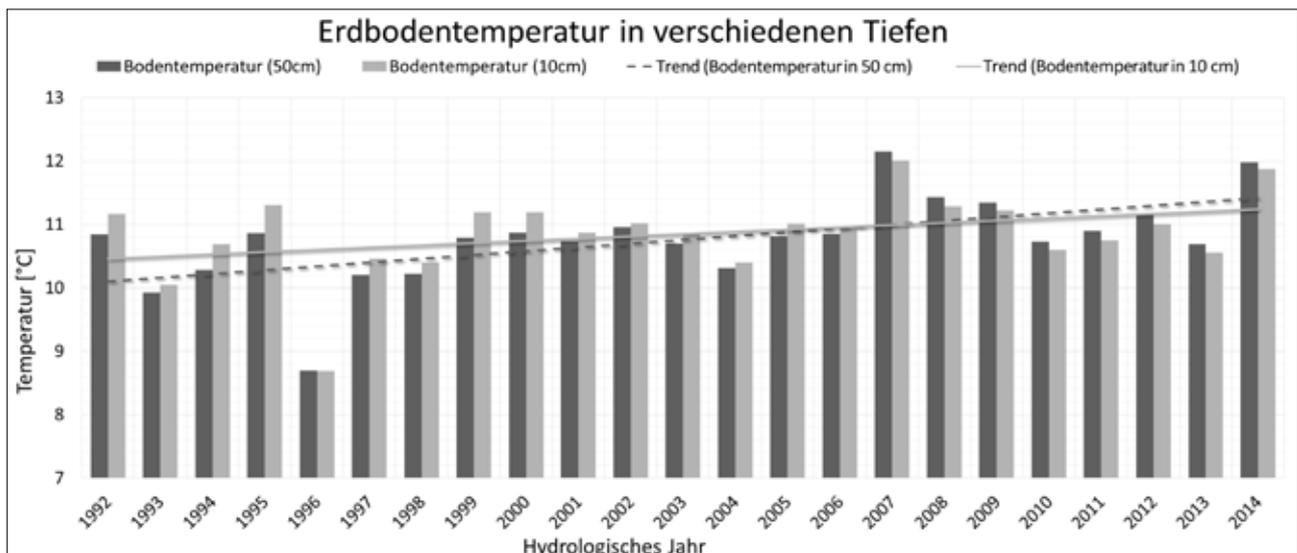


Abbildung 4: Mittlere jährliche Bodentemperaturen in 50 cm und 10 cm Tiefe mit Trendlinie.

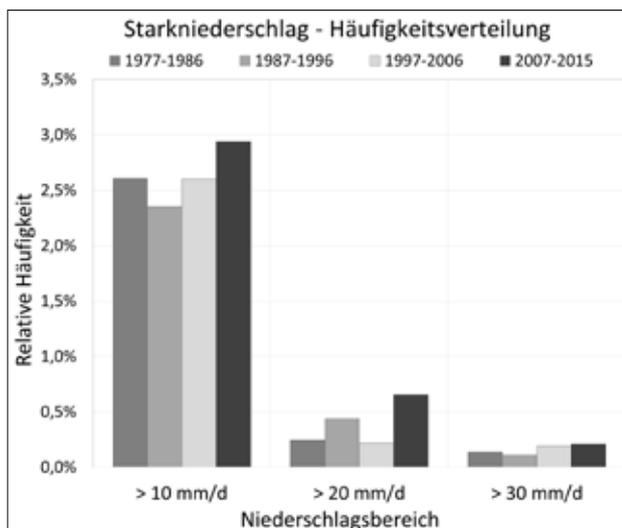


Abbildung 5: Verteilung der Starkniederschlagstage von 1977-2015 in Abschnitten von jeweils 10 Jahren (Niederschlagsbereiche schließen einander aus, d.h. „> 10 mm/d“ größer gleich 10 mm/d und kleiner als 20 mm/d usw.).

Die Auswertung ergab zudem, dass die Anzahl der jährlichen Trockentage (Tage ohne Niederschlag) annähernd konstant geblieben ist. Im Sommer nahmen die Trockentage in den Tendenz minimal um etwa 1 Tag pro Dekade ab. Im Winter nahm die Trockentagzahl um etwa 2 Tage pro Dekade zu. Im Gegensatz zu den Trockentagen, welche im Mittel an 193 Tage im Jahr auftraten, war die Anzahl an Starkniederschlagstagen mit Niederschlagsmengen >10 mm/d (Spekat 2015) deutlich geringer. Sie betrug etwa 12 Tage im Jahr. Grundsätzlich konnte eine Erhöhung der Starkniederschlagstage festgestellt werden, welche jedoch nicht signifikant war. Besonders in dem Bereich >20 mm/d war der Anstieg am deutlichsten zu erkennen (Abbildung 5).

Im Gegensatz zu den Klimaprognosen konnten für den Untersuchungsraum aktuell noch keine deutlichen Veränderungen im Niederschlagsverhalten festgestellt werden. Interessant war jedoch die Beobachtung der steigenden

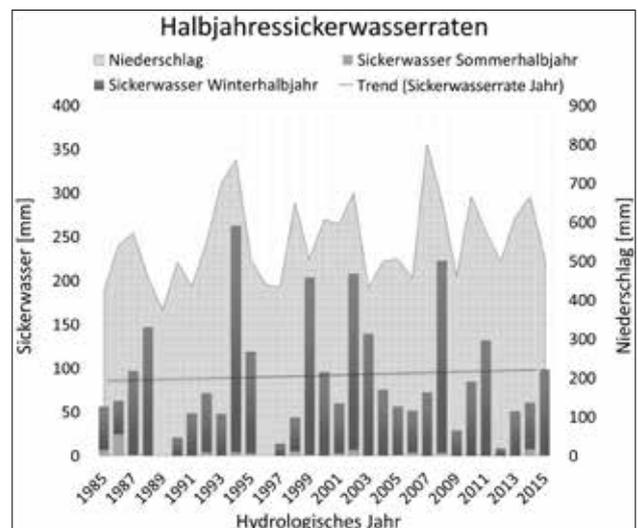


Abbildung 6: Sickerwasserrate (Sommer- und Winterhalbjahr) mit Jahrestrend und Niederschlag.

halbjährlichen Sommerniederschläge, obwohl in einigen Klimamodellen (z.B. WETTREG (Kropp & Roithmeier et al. 2009)) sinkende Niederschläge im Sommer prognostiziert werden. Aktuell zeichnen sich somit für den Raum Seehausen feuchtere Bedingungen im Sommer und trockenere Bedingungen im Frühjahr ab. Zudem kam es in den letzten 30 Jahren häufiger zu Starkniederschlagsereignissen.

### Sickerwasser

Die mittlere jährliche Sickerwasserrate der untersuchten Grünlandlysimeter betrug 86 mm. Diese wurde, wie für den mitteleuropäischen Raum üblich, hauptsächlich im Winter und Frühjahr gebildet. Im Winterhalbjahr lag die Rate bei durchschnittlich 83 mm, im Sommerhalbjahr bei 3 mm. In den Monaten Juni bis Oktober fand aufgrund der hohen Verdunstung kaum Sickerwasserbildung statt. Jährlich, halbjährlich und monatlich war für die Menge an Sickerwasser kein signifikanter Trend erkennbar. In der Tendenz nahm jedoch die Sickerwassermenge jährlich sowie im

Winterhalbjahr leicht zu (Abbildung 6). Im Sommerhalbjahr war dagegen eine Reduktion zu beobachten. Differenziert betrachtet, fand eine nicht signifikante Abnahme vor allem im Frühjahr, besonders in den Monaten April und Mai statt. Ein nicht signifikanter Anstieg der Sickerwasserrate war von November bis Januar zu beobachten.

Die Sickerwassermenge spiegelt die Wechselwirkungen von Temperatur bzw. Evapotranspiration und Niederschlag wieder. Da sich über einen langen Zeitraum die steigenden Niederschläge und die signifikant wärmeren Lufttemperaturen bzw. die dadurch verursachte höhere Verdunstung ausglich, konnte bisher kein signifikanter Trend bezüglich der Sickerwassermenge beobachtet werden. Infolgedessen war die untersuchte Sickerwassermenge im Raum Falkenberg trotz eines klimatischen Wandels langfristig nur wenig von Veränderung betroffen. Prognosen deuteten jedoch im Bereich des Flämings (Sachsen-Anhalt) zukünftig auf einen Rückgang der Sickerwasserrate hin (Paul 2014). In den Frühlingsmonaten zeichnete sich an den Falkenberger Lysimetern aufgrund der höheren Temperatur und des sinkenden Niederschlags eine leichte Abnahme der Sickerwassermengen ab. Im Gegensatz dazu war im Winterhalbjahr auffällig, dass trotz deutlich steigender Temperaturen und sinkender Niederschläge, die Sickerwasserrate nicht abnahm, sondern

tendenziell sogar anstieg. Dies könnte mit der Abnahme der Frosttage zusammenhängen, d.h. durch einen seltener gefrorenen Boden mehr Wasser versickert. Veränderungen des Bodenwasserhaushaltes im Sommerhalbjahr, speziell in den Monaten Juni bis September, waren jedoch aufgrund der geringen Sickerwassermengen kaum zu erfassen. Aufgrund der höheren Verdunstung im Sommer fand hier hauptsächlich eine Zehrung des Bodenwasservorrats statt, welche jedoch messtechnisch bisher nicht nachgewiesen werden konnte. Zukünftig soll dies mit Hilfe einer Wasserhaushaltsbilanzrechnung geprüft werden.

### Stickstoffaustrag

Stickstoffaustragsmengen sind in hohem Maße vom Sickerwasser abhängig. So waren in den Monaten, in denen keine bzw. nur geringfügig Sickerwasser gebildet wurde, entsprechend kein bzw. geringe Nährstoffausträge zu beobachten. Der mittlere Stickstoffaustrag ( $N_{ges}$ ) lag bei 4,6 kg/ha. Hauptsächlich fand ein Austrag im Winterhalbjahr mit durchschnittlich 4,4 kg/ha statt. Im Sommerhalbjahr wurden im Mittel 0,2 kg/ha Stickstoff aus dem Boden ausgetragen. Für die jährlichen und halbjährlichen Austragsmengen sind keine signifikanten Änderungen ermittelt worden

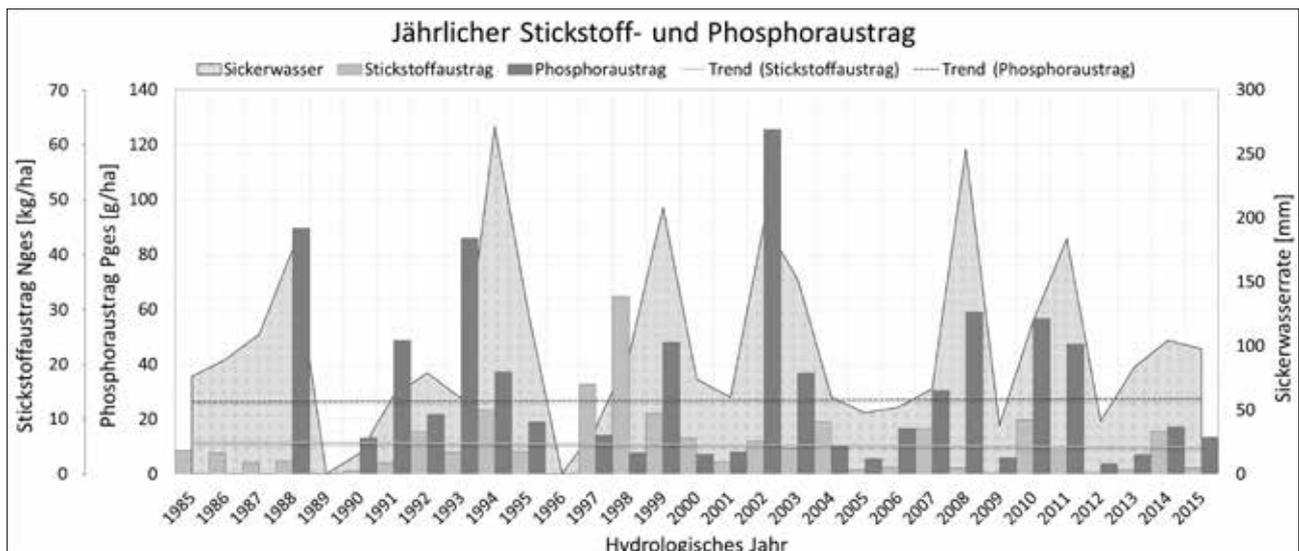


Abbildung 7: Jährlicher Stickstoff- und Phosphoraustrag mit Trend.



Abbildung 8: Häufigkeit des Stickstoffaustrages in unterschiedlichen Klassen und Zeiträumen.

(Abbildung 7). Allerdings hoben sich bei den monatlichen Austragsmengen der April durch hoch signifikant sinkende und der Mai durch signifikant sinkende Stickstoffausträge deutlich von den restlichen Monaten ab. Die Häufigkeitsverteilung (Abbildung 8) zeigte zudem, dass sich der monatliche Austrag in bestimmten Größenbereichen innerhalb von 30 Jahren verändert hat. Im ersten Jahrzehnt 1984-1993 kam es in seltenen Fällen zu extremen Austrägen von bis zu 12 kg/ha. In der zweiten Dekade von 1994-2003 wurden bereits geringere Stickstoffausträge in Bereichen oberhalb von 7 kg/ha verzeichnet. In den letzten 10 Jahren konnte eine deutliche Veränderung festgestellt werden. Ca. 40% mehr Stickstoffausträge wurden im Mengenbereich von 0 bis 0,5 kg/ha verzeichnet, in den Bereichen bis 2,5 kg/ha nahm die Häufigkeit hingegen deutlich ab. Höhere Austräge > 2,5 kg/ha wurden gar nicht mehr verzeichnet.

Insgesamt konnten keine signifikanten Veränderungen des Stickstoffaustrags nachgewiesen werden. Im Frühjahr war mit sinkenden Sickerwasserraten eine deutliche Abnahme des Stickstoffaustrags zu beobachten. Auffällig war jedoch, dass sich der monatliche Stickstoffaustrag besonders im letzten Jahrzehnt verringert hat. Dies könnte auf eine Verringerung der atmosphärischen Stickstoffdeposition, infolge der Einstellung der nahegelegenen Tierproduktionsanlagen zurückzuführen sein.

### Phosphoraustrag

Der mittlere jährliche Phosphoraustrag im Untersuchungsraum betrug 26,8 g/ha. Größtenteils fand ein Austrag im Winterhalbjahr mit 26,0 g/ha statt. Im Sommer lagen im Mittel Werte von 0,8 g/ha vor. Austragsstarke Monate waren der Februar und März, bedingt durch die hohen Sickerwasserraten und die geringe Aufnahme durch die Vegetation. Der langjährige Verlauf des Phosphoraustrages wies sowohl jährlich, als auch halbjährlich keinen eindeutigen Trend auf (Abbildung 9). Die Phosphorausträge im Frühjahr waren insgesamt abnehmend, im Mai sogar signifikant abnehmend, während im Januar und Februar eher eine Zunahme zu beobachten war. Ähnlich wie beim Stickstoffaustrag war auch beim Phosphor eine Verschiebung der Verteilung zu erkennen. Auch hier nehmen die Austräge im Bereich von >0 bis 5 g/ha innerhalb der letzten 20 Jahre um etwa 45% deutlich zu, während größere Austräge >35 g/ha im letzten Jahrzehnt nicht mehr auftraten.

Die Trends des Stickstoff- und Phosphoraustrages waren vergleichsweise ähnlich. Es fiel auch hier, insbesondere im

Winterhalbjahr, der entgegengesetzte Trend zum Sickerwasser auf. Veränderte atmosphärische Einträge könnten ein möglicher Grund dafür sein. Zu beachten ist jedoch, dass weder für die jährliche Sickerwasserrate noch für die jährlichen Nährstoffausträge statistisch signifikante Trends vorlagen.

### Schlussfolgerungen

Bei der Auswertung der meteorologischen Daten der Wetterstation Seehausen konnte eine signifikante Steigerung der jährlichen und halbjährlichen Lufttemperatur nachgewiesen werden. Signifikante Trends für den Boden konnten mithilfe der Lysimeteruntersuchungen dagegen nicht belegt werden. Im Frühjahr konnte eine Reduzierung der Sickerwassermenge festgestellt werden, bedingt durch signifikant steigende Lufttemperaturen und verringerte Niederschläge. Hieraus ergibt sich eine zunehmende Tendenz zur Trockenheit des Bodens. Um den Folgen entgegenzuwirken wird der Beregnungsbedarf steigen, besonders bei Böden mit geringerer Wasserspeicherkapazität. Bei einer ausreichenden Wasserversorgung können wärmere Bedingungen auch optimalere Wachstumsbedingungen darstellen. Höhere Bodentemperaturen könnten die Zeitpunkte für Aussaat und Ernte begünstigen. Andererseits muss unter den feuchtwarmen Bedingungen im Sommer mit einem erhöhten Befall durch Pilze und Krankheiten an Nutzpflanzen sowie einen erhöhten Befall durch Pflanzenschädlingen infolge besserer Entwicklungsbedingungen gerechnet werden. Dies würde wiederum einen erhöhten Aufwand an Pflanzenschutzmitteln erfordern und damit ökonomische und ökologische Nachteile bewirken. Ein erhöhter Nährstoffaustrag, z.B. infolge des Abbaus organischer Substanz, konnte nicht belegt werden.

Die vorliegenden langjährigen Lysimeterdaten bilden eine herausragende Datenbasis. Anhand der ausgewerteten Daten konnten allerdings bei keiner der untersuchten Bodenparameter statistisch signifikanten Veränderungen festgestellt werden. Allerdings ist auch bekannt, dass die Bodenparameter im Vergleich zu den atmosphärischen Größen mit höherer Trägheit reagieren, sodass sich signifikante Effekte erst später zeigen können.

Als weitere Schritte in der Auswertung ist geplant, die Messergebnisse mit den Ergebnissen von Klimasimulationen zu vergleichen. Die derzeit verfügbaren regionalen Klimamodelle berechnen die Grundwasserneubildung für den Zeitraum 1985 – 2100. Damit lässt sich die Güte der

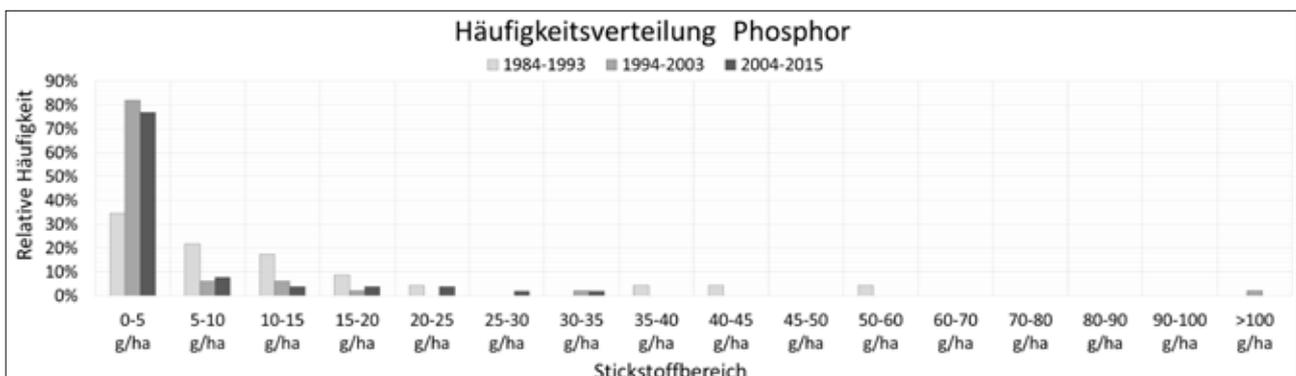


Abbildung 9: Häufigkeit des Phosphoraustrages in unterschiedlichen Klassen und Zeiträumen.

Modelle prüfen. Mit der Verfügbarkeit eines gut angepassten regionalen Klimamodells oder eines geeigneten Modellensembles, soll es möglich sein, die Folgen des Klimawandels über längere Zeiträume besser abzuschätzen.

Bei der Lysimeterauswertung sollen künftig weitere Einflussfaktoren einbezogen werden, welche durch den Grünland-Versuch nicht berücksichtigt wurden, wie z.B. den Einfluss verschiedener Bodenarten, Landnutzungen, Düngemengen und -zeitpunkte oder auch der Bewässerung. Anhand dieser Auswertung werden weitere nützliche Informationen für das Verstehen von Veränderungsprozessen im Boden in Abhängigkeit von sich ändernden Klimafaktoren erwartet.

## Literatur

- Blum W.H.E. (2005) Soils and Climate Change. *JSS- J Soils & Sediments* 5(2): 67-68.
- Fischer E.M., Seneviratne S.I., Vidale P.L., Lüthi D. & Schär C. (2007) Soil Moisture-Atmosphere Interactions during the 2003 European Summer Heat Wave. *Journal of Climate* 20(20): S. 5081-5099.
- Godlinski F. (2005) Abschätzung der Phosphorausträge aus der ungesättigten Bodenzone anhand numerischer Interpretationen von Lysimeterversuchen. Dissertation. Universität Rostock.
- Kropp J., Oithmeier O., Hattermann F., Rachimow C., Lüttger A., Wechsung F., Lasch P., Christiansen E.S., Reyer C., Suckow F., Gutsch M., Holsten A., Kartschall T., Wodinski M., Hauf Y., Conrad T., Österle H., Walther C., Lissner T., Lux N., Tekken V., Ritchie S., Kossak J., Klaus M., Costa L., Vetter T. & Klose M. (2009) Klimawandel in Sachsen-Anhalt - Verletzlichkeiten gegenüber den Folgen des Klimawandels. Abschlussbericht des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung (PIK).
- Mathews J. (2011) Anpassung an den Klimawandel: Boden. Themenblatt: Anpassung an Klimaänderung in Deutschland, ahu AG Wasser - Boden – Geomatik & Umweltbundesamt, S. 3.
- Meißner R., Rupp H., Seeger J., Ollesch G. & Gee G.W. (2010) A comparison of water flux measurements: passive wick-samplers versus drainage lysimeters. *European Journal of Soil Science* 61.4.
- Musso J.O. (2007) Zum Einfluss der Bodentemperatur auf die Pflanzenentwicklung. *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde*, Volume 40, Issue 5-6, Erstveröffentlichung 1935.
- Paul G., Meißner R. & Ollesch G. (2014) Abschätzung von Auswirkungen des Klimawandels auf den Landschaftswasserhaushalt im Fläming. *WasserWirtschaft* 10/2014: 23-28.
- Rowell D.P. & Jones R.G. (2006) Causes and uncertainty of future summer drying over Europe. *Climate Dynamics*: S. 281-299.
- Scheffer F. & Schachtschabel P. (2002) Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Ausg. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Schils R.P., Kuikman J., Liski v. Oijen M., Smith P., Webb J., Alm J., Somogyi Z., v.d. Akker J., Billett M., Emmett B., Evans C., Lindner M., Palosuo T., Bellamy P., Alm J., Jandl R. & Hiederer R. (2008) Review of existing information on the interrelations between soil and climate change - ClimSoil Project. Alterra, Wageningen UR, The Netherlands, CEH, United Kingdom, SYKE, Finland, UNAB, United Kingdom.
- Spekat A., Einfeld T. & Jackisch A. (2015) Klimaanalyse Sachsen-Anhalt 1951 bis 2014. Endbericht. Climate and Environment Consulting Potsdam GmbH und hydro & meteo GmbH & Co KG im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle (Saale).
- Swift M.J., Andren O., Brussaard L., Briones M., Couteaux M.M., Ekschmitt K., Kjller A., Loiseau P. & Smith P. (1998) Global change, soil biodiversity, and nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: three case studies. *Global Change Biology* 4(7): 729-743.
- Yadav V., Malanson G. (2007) Progress in soil organic matter research: litter decomposition, modelling, monitoring and sequestration. *Progress in Physical Geography* 31(2): 131-154.



# Auswirkung differenzierter Bodenbearbeitung auf verschiedenen Böden auf die P-, K-, Mg- und S-Verlagerung in der Lysimeteranlage Leipzig

Michael Grunert<sup>1\*</sup>

## Zusammenfassung

In der Lysimeteranlage Leipzig wurde auf drei ackerbaulich genutzten Böden (lehmgiger Sand, sandiger Lehm, Lehm) die Wirkung differenzierter Bodenbearbeitung (Direktsaat, Grubber, Pflug) auf Ertrag, Sickerwasserbildung und Nährstoffaustrag in 1 m Bodentiefe untersucht. Die Auswertung umfasst Ergebnisse zu P, K, Mg und S aus 2000-2012. Aus den Messwerten können auf Grund der geringen Bodentiefe keine Rückschlüsse auf Elementgehalte im Grundwasser gezogen werden. Wichtige Ergebnisse sind:

- Die P-Einwaschung war mit 0,1 kg P/ha\*a für Nährstoffbilanzen ohne Bedeutung. Die Einwaschung stieg mit verfügbarem Boden-P-Gehalt und den Sickerwasserraten und war auf Sandboden und bei Direktsaat etwas höher als auf lehmigem Boden bzw. beim Grubber- und Pflugeinsatz. Die P-Konzentration des Sickerwassers betrug 0,1 mg P/l in 1 m Tiefe.
- K wurde im Mittel mit 7 kg K/ha\*a in Lysimeter eingetragen. Die Einwaschung stieg mit dem Boden-K-Gehalt und steigenden Sickerwasserraten und war auf Sand trotz geringerer Bodengehalte höher als auf Lehm. Verzicht auf Bodenbearbeitung fördert die Versickerung und indirekt die K-Verlagerung.
- Die jährliche Mg-Einwaschung lag bei 26 kg Mg/ha\*a. Hohe Bodengehalte an leicht löslichem Mg und hohe Sickerwasserraten förderten die Mg-Verlagerung. Diese war auf den Mg-reichen Lehm Böden höher als auf Sand und bei Direktsaat höher als bei Grubber- und Pflug-Einsatz.
- S wurde deutlich mehr eingewaschen (67 kg S/ha\*a) als durch Düngung und atmosphärische Depositionen zugeführt. Die mittlere S-Konzentration des Sickerwassers betrug 37 mg S/l in 1 m Tiefe.

*Schlagwörter:* Phosphor, Kalium, Magnesium, Schwefel

## Summary

At the lysimeter system Leipzig, were at three agricultural sites with varying soil characteristics (loamy sand, sandy loam and loam) the impact of differentiated tillage management (no-tillage, cultivator, plough) on yield, leachate generation and loss of nutrients at 1 m soil depth investigated.

The analysis included assessment results of P, K, Mg and S from the cultivation years from 2000-2012. Due to the small soil depth examined, it is not possible to conclude the concentration of the elements in the ground water from the measurements. Important results are:

- The leaching of P with a value of 0,1 kg P/ha\*a was not important for nutrient balance. The leaching increased with available P amount in the soil and percolation rate and was slightly higher with no-tillage on sand than on loamy soil or applying cultivator or plough, respectively. The P concentration in the leachate in 1 m depth was 0,1 mg P/l.
- For K an average of 7 kg K/ha\*a were detected in the lysimeter analysis. The leaching increased with an increasing K soil content leachate rates. Despite general low K amounts in the soil, the K leaching was higher at sandy soils than on loamy soils. No tilling promotes the leaching and indirectly K dislocation.
- The yearly average Mg leaching was 26 kg Mg/ha\*a. Mg dislocation is promoted by high amounts of easily soluble Mg in the soil and high percolation rates. Furthermore, it was higher on Mg rich loamy soils than on sand and higher for no-tillage than for cultivator or plough treated soil.
- The leaching of S was obviously higher (67 kg S/ha\*a) as the amount of S applied at field through atmospheric deposition and fertilization. The mean S concentration in the leachate in 1 m depth was 37 mg S/l.

*Keywords:* phosphorus, potassium, magnesium, sulphur

## Einleitung

Im Zentrum aktueller acker- und pflanzenbaulicher Untersuchungen steht die Effizienz der Nährstoffverwertung. Aus ökonomischen und ökologischen Gründen spielt dabei der Stickstoff eine herausragende Rolle. Die weiteren Hauptnährstoffe stehen dabei etwas zurück, werden in der landwirtschaftlichen Praxis teilweise sogar etwas vernachlässigt. Auf Grund regional zu hoher P-Gehalte im Grundwasser

wird jedoch über mögliche P-Verlagerungsvorgänge im Boden diskutiert, teilweise auch beim Schwefel. Kalium und Magnesium spielen in Bezug auf die Wasserqualität aktuell keine Rolle. Bei allen Elementen steht jedoch die Frage, in welchem Umfang mögliche Verlagerungsvorgänge auch für die Wirtschaftlichkeit des Anbaus und für die Düngung relevant sind.

In Sachsen werden aktuell ca. 60 % der Ackerflächen pfluglos bearbeitet. Daraus entsteht auch die Frage, ob und wie

<sup>1</sup> Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Waldheimer Straße 219, D-01683 NOSSEN

\* Ansprechpartner: Dr. Michael Grunert, michael.grunert@smul.sachsen.de

reduzierte Bodenbearbeitung eventuelle Nährstoffverlagerungen auf verschiedenen Böden beeinflusst.

Für die weitere Gestaltung eines wirtschaftlichen Anbaus und des Ressourcenschutzes werden Daten zum Verlagerungsverhalten auch von P, K, Mg und S benötigt. Versuche auf Lysimeteranlagen eignen sich hervorragend, um diese Fragestellungen zu bearbeiten. Auf dieser Grundlage können Lösungsvorschläge für die Optimierung des Acker- und Pflanzenbaus und damit für die Erreichung dieser teilweise in Konflikt stehenden Zielstellungen erarbeitet werden.

## Material und Methoden

Der Lysimeterversuch in Leipzig verfolgt seit dem Jahr 2000 Langzeiteffekte einer differenzierten Bodenbearbeitung (Direktsaat, Grubber, Pflug) auf Ertragsleistung, Sickerwasserbildung und Nährstoffaustrag. In der vorliegenden Auswertung stehen kumulative Effekte der differenzierten Bewirtschaftung auf die Verlagerung von Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel im Untersuchungszeitraum von 13 Jahren im Mittelpunkt. Eine entsprechende Auswertung zum Stickstoff kann Albert (2013) entnommen werden.

Die Lysimeteranlage umfasst 60 Gefäße mit drei unterschiedlichen Böden. Die quadratischen Gefäße besitzen eine Oberfläche von 1 m<sup>2</sup> mit 1 m Bodentiefe. Das Sickerwasser wird gravitativ über eine Filterstrecke aus Quarzsand und -kies gewonnen und jährlich zu Beginn und am Ende der Vegetationsperiode entnommen.

Auf Grund der geringen Tiefe von 1 m sind keine Schlussfolgerungen auf in das Grundwasser verlagerte Nährstoffmengen, jedoch Variantenvergleiche möglich.

Die Lysimetergefäße sind mit drei typischen, in Sachsen weit verbreiteten Böden befüllt. Die Böden wurden an ihren Herkunftsstandorten schichtgenau entnommen und gemäß ihrer natürlichen Lagerung in die Lysimeter einge-

füllt. Die wesentlichen Eigenschaften der Lysimeterböden sind in *Tabelle 1* zusammengefasst. Der Standort in Leipzig ist gekennzeichnet durch eine langjährige mittlere Jahrestemperatur von 9 °C und eine langjährige jährliche Niederschlagssumme von 607 mm.

In der Lysimeteranlage wird eine in vielen Betrieben gebräuchliche Fruchtfolge mit Winterweizen, Wintergerste, Winterrap und Mais angebaut. Das anfallende Stroh verbleibt nach der Ertragsfeststellung auf den Lysimetern. Die differenzierte Bodenbearbeitung wird folgendermaßen vorgenommen:

**Pflug:** Der Boden wird mit dem Spaten ca. 25 cm tief umgegraben.

**Grubber:** Mit einem Handgrubber wird der Boden ca. 15 cm tief gelockert.

**Direktsaat:** Es erfolgt keine Bodenbearbeitung. Das Saatgut wird in Bodenschlitze abgelegt.

Die Direktsaatvarianten sind je Boden in 6-facher Wiederholung, die Grubber- und Pflugvarianten jeweils in 7-facher Wiederholung angelegt.

Die N-Düngung erfolgt mineralisch entsprechend dem unterschiedlichen Bedarf der Kulturen. Seit Versuchsbeginn in 2000 wurden im Mittel jährlich 152 kg N/ha gedüngt. Phosphor wurde einheitlich in Gaben von 27 kg P/ha gegeben, die Kaliumgaben betragen zwischen 85 kg K/ha (Böden Niederbobritzsch, Döbeln) und 94 kg K/ha (Boden Sprotta).

Die Elementeinträge mit den Niederschlägen, gemessen mit Bulk-Sampler, nahmen seit Mitte der 90er Jahre stark ab. Sie lagen im Mittel bei ca. 7 kg S/ha, 6 kg K/ha und 5 kg Mg/ha je Jahr. Ein nennenswerter Phosphoreintrag war nicht feststellbar.

2013 wurde die gesamte Anlage von Leipzig an den Standort Nossen umgesetzt. Dabei wurden an 2 Gefäßen Undichtigkeiten festgestellt. Die Datenanalyse mittels statistischem

*Tabelle 1: Standortcharakteristik des Lysimeterversuchs in Leipzig.*

	Sandboden aus Sprotta	Lößboden aus Döbeln	Verwitterungsboden aus Niederbobritzsch
Bodenform	Braunerde-Podsol	Löss-Braunstaugley	Hangsandlehm-Braunerde
Bodenart	anlehmiger Sand	Lehm	sandiger Lehm
Bodenschätzung	D 2 Sl 26	Lö 4b L 65	V 7 sL 36
Entstehung	Diluvium	Löss	Gneis-Verwitterungsboden
Feinanteil (< 6 µm)			
0 – 35 cm	11,0	24,7	23,1
35 – 100 cm	9,1	26,1	23,3
Ton : Schluff : Sand (%)			
0 – 35 cm	6,8 : 24,7 : 68,5	17,5 : 77,2 : 5,3	15,7 : 51,8 : 32,5
35 – 100 cm	5,0 : 21,1 : 73,5	18,6 : 72,2 : 9,2	13,6 : 45,6 : 40,8
nutzbare Feldkapazität			
(mm in 0 – 100 cm)	128	218	228
PDL (mg/100 g Boden)	12,6 (E)	6,9 (C)	6,8 (C)
KDL (mg/100 g Boden)	7,7 (B)	34,2 (E)	13,6 (C)
pH	6,2 (C)	6,3 (C)	6,2 (C)
Humusgehalt (%)	1,9	2,1	2,2
N <sub>i</sub> -Gehalt (%)	0,10	0,14	0,11

Ausreißer-Test nach Grubbs (1969) bestätigte, dass die Beschädigungen bereits seit dem Ersteinbau der Lysimeter bestanden haben müssen. Die Messdaten der zwei beschädigten Lysimeter wurden bei den weiteren Auswertungen nicht berücksichtigt.

Alle Analysen der Boden-, Pflanzen- und Wasserproben erfolgten in der Staatlichen Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft bzw. der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft nach den Methoden der VDLUFA.

## Ergebnisse

Erwartungsgemäß zeigte der Sandboden mit jährlich 226 l/m<sup>2</sup> (= 226 mm) die höchsten Sickerwassermengen, gefolgt vom sandigen Lehm mit 142 l/m<sup>2</sup> und dem Lehm mit 134 l/m<sup>2</sup>. Etwa zwei Drittel der jährlichen Sickerwasserbildung entfallen auf die Wintermonate zwischen November und März, ein Drittel auf die Vegetationsperiode zwischen April und Oktober. Das geringe Speichervermögen und die hohen Sickerraten bewirkten, dass das gesamte Bodenwasser des Sandbodens mindestens einmal jährlich komplett ausgetauscht wurde, und zwar rechnerisch bis in eine Tiefe zwischen 0,6 m und 3,0 m. Die Schwankungen der Verlagerungstiefe sind witterungsbedingt; im Mittel lag sie bei gut 1,3 m. Im Bodenwasser enthaltene Nährstoffkonzentrationen werden somit innerhalb eines Jahres komplett aus der durchwurzelten Bodenzone ausgeschwemmt. Sie sind auf Praxisflächen für Pflanzen nur noch bedingt verfügbar und unterliegen mit hoher Wahrscheinlichkeit bereits innerhalb eines Jahres der Verlagerung in tiefere Bodenhorizonte, auf grundwassernahen Standorten auch bis ins Grundwasser. Auf den beiden Lehmböden hingegen betragen die errechneten jährlichen Verlagerungstiefen lediglich zwischen 0,3 m und 0,4 m. Im Sickerwasser enthaltene Nährstoffe bleiben auf diesen Böden größtenteils weiter für die Pflanzenwurzel erreichbar. Eine Auswaschung aus dem Durchwurzelungshorizont und möglicherweise ins Grundwasser tritt erst mit erheblicher zeitlicher Verzögerung ein.

Mit abnehmender Bodenbearbeitungsintensität steigen die Sickerwasserraten auf allen untersuchten Böden signifikant an, am stärksten auf dem reinen Lehm Boden, am geringsten auf dem Sandboden (Abbildung 1). Aus vielen Untersuchungen (z. B. Machulla et al. 2008) ist bekannt, dass vor allem bei Direktsaat die Anzahl durchgängiger und gut dränender Mittel- und Grobporen zunimmt, wodurch die Wasserinfiltration begünstigt wird. Dieser Effekt kommt auf dichter gelagerten Lehm Böden eher zum Tragen als auf Sandböden, die bereits natürlicherweise einen hohen Grob- und Mittelporenanteil haben.

Der Sandboden lieferte erwartungsgemäß bei allen Kulturen deutlich niedrigere Erträge als die beiden Lehm Böden. Die langjährig differenzierte Bodenbearbeitung verursachte keine signifikanten Ertragsunterschiede. Weitere Auswertungen zur Ertragsentwicklung finden sich bei Albert (2013). Wie das Ertragsniveau, war auch die Abfuhr von Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel mit dem Erntegut in erster Linie von der Bodenqualität beeinflusst. Infolge der geringeren Erträge war die Nährstoffabfuhr auf dem Sandboden stets deutlich geringer als auf den beiden Lehm Böden (Tabelle 2).

Die schlagbezogenen Nährstoffbilanzen zeigen für alle hier untersuchten Elemente und Böden bzw. Bodenbearbei-

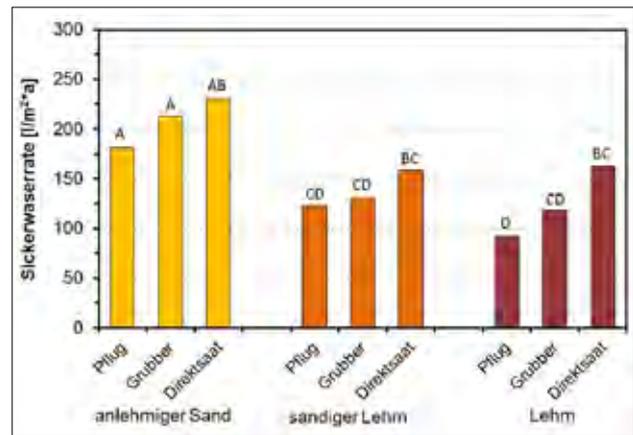


Abbildung 1: Einfluss der Bodenbearbeitung auf die Sickerwasserraten der Lysimeterböden (Säulen mit unterschiedlichen Buchstaben unterscheiden sich signifikant, Tuckey-Test, P<5 %).

tungsvarianten positive Salden, besonders deutlich für Magnesium und Schwefel, wo die Bilanzüberschüsse 88 % bzw. 62 % des Gesamteintrages dieser Elemente über Düngemittel und die nasse Deposition erreichen. Vom jährlichen Eintrag wurden demnach nur 12 % bzw. 38 % mit der Ernte wieder abgefahren. Der Rest verblieb im Boden, wurde hier angereichert oder unterlag der Verlagerung in tiefere Bodenhorizonte. Bei Kalium hingegen wurden 58 % des Eintrages und bei Phosphor sogar 80 % mit der Ernte wieder abgefahren.

Die unterschiedliche Bodenbearbeitung hatte nur geringen Einfluss auf die Höhe der Bilanzsalden (Tabelle 2).

Die langjährig positiven Bilanzsalden führten auf allen Böden zu einem stetigen Anstieg der P<sub>DL</sub>-Gehalte aus der Gehaltsklasse B in die Gehaltsklasse C. Für Magnesium zeigt sich eine ähnliche Tendenz. Die Gehalte für K<sub>DL</sub> und S<sub>min</sub> änderten sich über die Versuchszeit praktisch nicht.

Trotz deutlich positiver Bilanzsalden wurden Phosphor und Kalium aus allen Böden nur in sehr geringen Mengen mit dem Sickerwasser aus den Lysimetergefäßen ausgetragen. Bei Phosphor lag die jährliche Einwaschung in 1 m Tiefe auch auf dem Sandboden zumeist deutlich unter 0,5 kg/ha, im Mittel lag sie bei lediglich 0,1 kg/ha oder 0,4 % der jährlichen P-Zufuhren. Kalium wurde in mittleren jährlichen Raten von 2 kg/ha bis 10 kg/ha in tiefere Bodenhorizonte verlagert. Wie zu erwarten, war die Kaliumeinwaschung auf dem Sandboden mit bis 32 kg/ha\*a am höchsten. Im Mittel lag sie bei diesem Boden bei knapp 11 kg K/ha\*a, gegenüber 8 kg K/ha\*a beim sandigen Lehm und 3 kg K/ha\*a beim lössbürtigen Lehm Boden (Tabelle 2). Gerade auf Sandböden hat die K-Verlagerung somit auch wirtschaftliche Bedeutung.

Magnesium und Schwefel sind im Boden beweglicher und wurden daher in erheblich höheren Raten verlagert. Bei Magnesium betrug die jährliche Einwaschung knapp 27 kg Mg/ha, bei Schwefel sogar knapp 67 kg S/ha. Sie übertraf damit die durchschnittliche jährliche Abfuhr (Entzug) jeweils um das 3-fache. In niederschlagsreichen Jahren, wie in 2010, waren für Schwefel sogar Einwaschungen > 200 kg S/ha\*a möglich.

Die Art der Bodenbearbeitung hatte nur auf den beiden lehmigen Böden, hier aber bei allen untersuchten Elemen-

Tabelle 2: Mittelwerte der P-, K-, Mg- und S-Abfuhr, -Einwaschungsmengen und -Bilanzen.

Boden	Bearb.	Abfuhr [kg/ha*a]				Einwaschung [kg/ha*a]				Bilanz [kg/ha*a]			
		P	K	Mg	S	P	K	Mg	S	P	K	Mg	S
lehm. Sand	ohne	19,1	41,7	6,7	14,9	0,1	10,2	15,9	68,5	8,4	58,7	69,4	36,2
lehm. Sand	Grubber	19,1	41,7	7,2	14,9	0,1	10,6	15,8	69,5	8,4	58,7	68,9	36,2
lehm. Sand	Pflug	19,2	43,8	7,2	15,1	0,1	11,0	16,1	70,7	8,3	56,6	68,8	36,0
sand. Lehm	ohne	23,9	58,2	9,3	19,4	0,1	9,4	25,8	69,4	3,6	33,0	62,2	25,6
sand. Lehm	Grubber	22,4	55,7	9,0	19,0	0,1	8,0	25,8	67,4	5,1	35,4	62,5	26,0
sand. Lehm	Pflug	21,9	55,1	8,9	18,2	0,1	7,7	26,4	67,0	5,6	36,0	62,6	26,8
Lehm	ohne	24,8	65,5	9,7	19,8	0,1	3,3	48,4	71,7	2,7	25,7	61,7	25,2
Lehm	Grubber	24,4	65,8	9,9	19,8	0,1	4,1	34,3	59,7	3,1	25,4	61,6	25,2
Lehm	Pflug	23,1	62,1	9,2	19,0	0,1	2,1	31,7	55,6	4,4	29,1	62,2	26,0
<b>Mittel</b>		<b>22,0</b>	<b>54,4</b>	<b>8,6</b>	<b>17,8</b>	<b>0,1</b>	<b>7,4</b>	<b>26,7</b>	<b>66,6</b>	<b>5,5</b>	<b>39,8</b>	<b>64,4</b>	<b>29,3</b>

Tabelle 3: Korrelationsmatrix (Pearson) für den Einfluss ausgewählter Standort- und Bewirtschaftungsparameter im Lysimeter-versuch Leipzig auf die Elementkonzentrationen im Sickerwasser in 1 m Bodentiefe und ihre Einwaschungsraten (signifikante Beziehungen sind fett hervorgehoben, Signifikanzniveau 5 %).

		Phosphor		Kalium		Magnesium		Schwefel	
		Konz. [mg/l]	Einwasch. [kg/(ha*a)]						
Bodengehalt nach Ernte		0,04	<b>0,29</b>	-0,16	<b>-0,30</b>	<b>0,59</b>	<b>0,24</b>	0,13	<b>-0,36</b>
Abfuhr	[kg/(ha*a)]	0,06	<b>-0,22</b>	0,02	0,06	<b>0,40</b>	<b>0,46</b>	0,08	<b>0,39</b>
Bilanzsaldo	[kg/(ha*a)]	0,04	<b>0,21</b>	0,01	-0,11	-0,07	<b>-0,23</b>	0,12	<b>-0,39</b>
Niederschlag	[mm/a]	<b>-0,21</b>	-0,15	-0,09	0,11	0,10	<b>0,43</b>	0,10	<b>0,55</b>
Sickerwassermenge	[mm/a]	<b>-0,31</b>	0,18	<b>-0,22</b>	<b>0,33</b>	<b>-0,33</b>	<b>0,25</b>	<b>-0,42</b>	0,37
Sickerwassermenge	L [mm/a]	-0,25	0,24	-0,30	0,04	<b>0,35</b>	<b>0,64</b>	-0,24	0,40
	sL [mm/a]	-0,29	-0,04	-0,33	<b>0,39</b>	-0,18	<b>0,42</b>	-0,20	0,50
	IS [mm/a]	<b>-0,33</b>	0,19	-0,26	0,23	<b>-0,39</b>	0,27	<b>-0,54</b>	0,19
Sickerwassermenge	Direktsaat [mm/a]	-0,28	0,14	-0,21	<b>0,42</b>	-0,26	<b>0,46</b>	<b>-0,41</b>	<b>0,56</b>
	Grubber [mm/a]	<b>-0,41</b>	0,10	-0,27	0,10	<b>-0,35</b>	0,27	<b>-0,42</b>	0,11
	Pflug [mm/a]	-0,26	0,28	-0,16	<b>0,46</b>	<b>-0,37</b>	<b>0,42</b>	<b>-0,41</b>	<b>0,60</b>

ten, gesicherten Einfluss auf den Elementaustrag. Generell war auf diesen Böden eine Zunahme der Einwaschung mit abnehmender Intensität der Bodenbearbeitung in der Reihenfolge Pflug < Grubber < Direktsaat festzustellen. Besonders deutlich war dieser Effekt bei Magnesium, dessen mittlere jährliche Einwaschung bei Direktsaat um bis zu 50 % gegenüber dem Pflug anstieg. In einzelnen Jahren lagen sie auf dem Lehm Boden bei Direktsaat sogar um das 3- bis 5-fache über denen bei Pflugeinsatz.

Die höchste mittlere jährliche Schwefel-Konzentration betrug 109 mg S/l, die höchste überhaupt gemessene S-Konzentration 124 mg S/l. Im langjährigen Mittel über alle Gefäße lag die Schwefelkonzentration des Sickerwassers in 1 m Tiefe bei lediglich 37 mg/l und damit weit unter dem zulässigen Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 250 mg Sulfat/l (entsprechend 83 mg S/l).

Der Richtwert für die P-Konzentration im Sickerwasser gemäß VDLUFA-Standpunkt (VDLUFA 2001) von 0,1 mg P/l wurde in den Leipziger Lysimetern in 1 m Bodentiefe nur in ca. 6 % aller Messungen überschritten. Die höchsten P-Konzentrationen des Sickerwassers wurden mit 0,46 mg/l gemessen. Diese geringen Werte sind mit Blick auf die Ökologie benachbarter Fließ- oder Stillgewässer unbedenklich, da davon ausgegangen werden kann, dass erhebliche Mengen des aus dem Oberboden ausgetragenen Phosphors

im Untergrund wieder gebunden und an der Passage ins Grundwasser sowie damit ggf. in Verbindung stehende Oberflächengewässer gehindert werden oder auch noch von Pflanzenwurzeln aufgenommen werden. Problematischer ist die Situation, wenn solche Sickerwässer in oberflächennah gesammelte Dränwässer gelangen.

Tabelle 3 zeigt die Ergebnisse umfangreicher Korrelationsanalysen zum Einfluss verschiedener Standorteigenschaften und Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die P-, K-, Mg- und S-Konzentration im Sickerwasser sowie die Einwaschungsraten dieser Elemente. Danach hatten in diesem Versuch die Niederschlagsmenge und die davon abhängige jährliche Sickerwassermenge den größten Einfluss, sowohl auf die Element-Konzentration des Sickerwassers als auch auf die jährlichen Raten der Einwaschung. Je höher die Sickerwasserraten, desto geringer waren aufgrund des Verdünnungseffektes im Allgemeinen die Konzentrationen der untersuchten Elemente im Sickerwasser. Reduzierte Bodenbearbeitung kann somit möglicherweise umweltschädlichen P- oder auch S-Konzentrationen des Sickerwassers entgegen wirken.

Trotz sinkender Konzentrationen stiegen die absolut ausgetragenen Mengen der untersuchten Elemente mit steigenden Sickerwassermengen an, besonders deutlich bei den mobileren Elementen Magnesium und Schwefel,

weniger deutlich bei Kalium. Der Verdünnungseffekt wird hier vom Lösungs- oder Auswaschungsvermögen steigender Sickerwassermengen überkompensiert. Lediglich bei Phosphor bestand zwischen der Sickerwassermenge und der P-Einwaschung kein Zusammenhang.

Für Magnesium und Schwefel, sowie eingeschränkt auch für Kalium, zeigte sich darüber hinaus eine deutliche Abhängigkeit des sickerwassergebundenen Elementaustrages von der Bodenart. Je geringer der Sandanteil des Bodens desto höher war die Einwaschung bei gleicher Sickerwassermenge. Der Nährstoffgehalt des Bodens hatte in diesem Versuch einen indifferenten Einfluss. Höhere Bodengehalte begünstigen die Einwaschung von Phosphor und Magnesium, hemmen aber den Austrag von Kalium und Schwefel.

Entgegen den Erwartungen wurden die Einwaschungsraten und auch die Elementkonzentration des Sickerwassers in 1 m Bodentiefe von den Bilanzsalden der untersuchten Elemente kaum beeinflusst.

Eine ausführliche Auswertung kann der in Erarbeitung befindlichen Broschüre mit Ergebnissen der P-, K-, Mg- und S-Auswaschung aus langjährigen Lysimetermessungen in Deutschland entnommen werden (Grunert 2017). Die Auswertung des Lysimeterversuchs wurde im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie durch die Firma G.U.B. Ingenieur AG in Federführung von Herrn Dr. Meyer durchgeführt.

## Schlussfolgerungen

Aus den Messwerten der vorgestellten Lysimeteruntersuchungen können auf Grund der geringen Bodentiefe keine Rückschlüsse auf Elementgehalte im Grundwasser gezogen werden, jedoch sind Vergleiche der geprüften Varianten möglich.

Mit abnehmender Bodenbearbeitungsintensität ist unter den geprüften Bedingungen mit steigenden Sickerwassermengen zu rechnen. Dies kann die Menge verlagertes Nährstoffe erhöhen, senkt jedoch gleichzeitig die Nährstoffkonzentration des Sickerwassers.

Die durchschnittliche P-Konzentration des Sickerwassers betrug im Leipziger Versuch 0,1 mg P/l in 1 m Tiefe. Sie lag damit unter dem vom VDLUFA (2001) vorgeschlagenen Orientierungswert von 0,2 mg P/l für in Grund- und Dränwasser eingetragenes Sickerwasser aus landwirtschaftlichen Flächen. P-Verlagerung im Bodenprofil dürfte nach den vorliegenden Ergebnissen auf ackerbaulich genutzten Flächen ohne organische Düngung in Mitteldeutschland kaum eine Rolle spielen.

Die K- und Mg-Verlagerung kann am ehesten bei hohen verfügbaren Bodengehalten, auf sandigen Böden und bei geringer Bodenbearbeitungsintensität Bedeutung erlangen und dann für die Landbewirtschaftung evtl. eine Rolle spielen. Sie liegt beim Mg höher, dürfte jedoch auf Grund der in Mitteldeutschland meist sehr hohen verfügbaren Mg-Gehalte kaum negativ wirken.

S wird in vergleichsweise hohen Mengen verlagert. Auf Grund der stark zurückgegangenen atmosphärischen S-Einträge spielt dies eine zunehmende Rolle in der Pflanzenernährung. Der zulässige Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 83 mg S/l, entsprechend 250 mg  $\text{SO}_4/\text{l}$ , wurde selbst in der untersuchten geringen Bodentiefe von 1 m nicht erreicht.

## Literatur

- Albert E. (2013) Untersuchungen zur Stickstoffauswaschung bei differenzierter mineralisch-organischer Düngung sowie bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung. In: Kooperation Lysimeter, Mehrländerprojekt: Wirkung landwirtschaftlicher Nutzung auf die N-Auswaschung anhand langjähriger Lysimetermessungen in Mittel- und Nordostdeutschland und Schlussfolgerungen für die Minimierung der N-Befruchtung der Gewässer. Jena, 143-175, ISSN 0944-0348.
- Godlinjski F. (2005) Abschätzung der Phosphorausträge aus der ungesättigten Bodenzone anhand numerischer Interpretationen von Lysimeterversuchen. Diss. Univ. Rostock.
- Grubbs F. (1969) Procedures for Detecting Outlying Observations in Samples. *Technometrics*, Vol. 11, 1-21.
- Grunert M. (2017) Austrag von P, K, Mg, S aus ackerbaulich genutzten Böden in Lysimeterversuchen in Sachsen. In: Kooperation Lysimeter, Mehrländerprojekt: Wirkung landwirtschaftlicher Nutzung auf die P-, K-, Mg- und S-Auswaschung anhand langjähriger Lysimetermessungen in Mittel- und Nordostdeutschland und Schlussfolgerungen. Jena, 2017, In Erarbeitung.
- Machulla G., Nitzsche O., Schmidt W. (2008) Veränderte Pflanzenschutzmittel- und Nährstoffausträge bei bodenschonender Bewirtschaftung – Risikoanalyse und -vorsorge. Schriftenreihe des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Heft 29/2008.
- Richter G. (2003) Verlagerung von Sulfat in Böden und Ableitung von Empfehlungen zur Steuerung des Eintrags in das Grundwasser. Diss. Univ. Halle-Wittenberg.
- VDLUFA (2001) Mögliche ökologische Folgen hoher Phosphatgehalte im Boden und Wege zu ihrer Verminderung – Standpunkt. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA), Darmstadt.



# Lysimeteruntersuchungen zu den Nährstoffen Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel an Böden der Sächsischen Lößgefilde in Abhängigkeit von Bewirtschaftung und Bodeneigenschaften

Ulrike Haferkorn<sup>1\*</sup>, Martin Rust<sup>1</sup> und Anke Winkler<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

In der Station Brandis wurden die pflanzenverfügbaren Bodengehalte, Salden und die Auswaschung der Pflanzennährstoffe Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel von sechs verschiedenen Böden unter regionaltypischer Bewirtschaftung untersucht. Unter Berücksichtigung der Einträge seit Beginn der Untersuchungen im Jahr 1981, konnte für den Zeitraum 1999 bis 2013 für keinen der untersuchten Nährstoffe ein Zusammenhang zwischen Bewirtschaftung (Höhe der Salden) und Höhe der Austräge in 3 m Tiefe festgestellt werden. Ursache dafür sind, das in diesem Zeitraum niedrige Düngeneiveau, der Einfluss der Deposition (im Fall des S) und der Bodeneigenschaften. Negative Salden führen beim P und K zu einem relevanten Rückgang der Bodengehalte, während diese im Fall von Mg infolge bodenchemischer Wechselwirkungen mit anderen Kationen, ansteigen. Die Höhe der P-Austräge in 3 m Tiefe ist gering und lässt keine bodenartabhängige Differenzierung erkennen. In Abhängigkeit vom Tongehalt der Böden liegt der mittlere jährliche K-Austrag zwischen 28 kg ha<sup>-1</sup> und kleiner 1 kg K ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>. Die Mg-Austräge korrelieren mit den Ton- und Mergelgehalten der Böden und betragen beim leichten Sandboden 8 kg Mg ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>, beim Lößboden dagegen 25 kg Mg ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>. Infolge hoher industriebedingter S-Einträge bildete sich vor allem in Böden mit geringen Sickerwassermengen über Jahrzehnte ein erheblicher S-Pool, dessen Auswaschung noch immer nicht vollständig abgeschlossen ist.

*Schlagwörter:* Nährstoffgehalte, Nährstoffsalden, Auswaschung

## Einleitung

Die Verfügbarkeit der Pflanzennährstoffe Phosphor (P), Kalium (K), Magnesium (Mg) und Schwefel (S) beeinflusst sowohl den Pflanzenertrag und die Qualität des Erntegutes als auch die Effizienz der Stickstoffdüngung. Die Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Düngung, Pflanzenschutz) der Böden in der sächsischen Lysimeterstation Brandis orientiert sich seit Beginn der Messungen im Jahr 1981 an der Wirtschaftsform der regionalen Agrarbetriebe und unterlag, neben sich tendenziell ändernden klimatischen, auch wechselnden agrarpolitischen Rahmenbedingungen. Auf Basis der vorliegenden Messreihen ist es möglich, für typische sächsische Ackerböden, Aussagen zur Entwick-

lung der bewirtschaftungsbedingten pflanzenverfügbaren Bodengehalte und zur Höhe der Nährstoffauswaschung zu treffen. Aufgrund ihrer spezifischen Notwendigkeit für die Pflanzenernährung, unterschiedlichen chemischen Eigenschaften, Höhe und Form der Einträge und der bodenabhängigen Verfügbarkeit für die Pflanzen, ergibt sich für jeden der untersuchten Nährstoffe und für jeden der sechs untersuchten Böden, eine spezielle Versorgungssituation und Höhe der Auswaschung. Die Untersuchungsergebnisse werden in diesem Beitrag dargestellt und bewertet.

## Material und Methoden

Die Untersuchungen zu den Nährstoffen Phosphor, Kalium, Magnesium und Schwefel wurden in der Lysimeterstation Brandis (Haferkorn 2013) an sechs für Sachsen typischen Bodenformen der Löß- und Sandlößlandschaften durchgeführt. Die als Monolith gewonnenen Böden sind, ihrer Herkunftsflächen entsprechend, durch zunehmende Tiefgründigkeit, Wasserspeicher- und Sorptionskapazität gekennzeichnet (*Tabelle 1*). Es handelt sich um Standorte mit Sandlöß über Schmelzwassersanden (Gr.5/D3, Gr.4/D5), Sandlöß über Geschiebelehm (Gr.8/D3, Gr.1/D6 und Gr.7/D4) und um einen Standort mit tiefgründigem Löß (Gr.9/Lö3).

Seit Beginn der Untersuchungen im November 1980 werden die Böden hinsichtlich Fruchtfolge, Düngung und Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, einheitlich und in regional üblicher Weise bewirtschaftet. Den wechselnden agrarpolitischen Rahmenbedingungen entsprechend, kamen auf den Lysimetern und dem umliegenden Feld nacheinander drei unterschiedliche Formen der Bewirtschaftung zur Anwendung (*Tabelle 2* und *Abbildung 1*), die sich in der Fruchtfolge sowie durch Art und Umfang des Düngemittelsatzes unterscheiden:

**1. Periode (1981-1992):** konventionelle Bewirtschaftung (Anbau von Wintergetreide und Hackfrüchten, Abfuhr der Koppelprodukte) mit intensiver, auf Nährstoffbevorratung ausgerichteter Düngung (**organisch** im Mittel jährlich in Höhe von 11 kg P, 38 kg K, 52 kg Mg und 4 kg S ha<sup>-1</sup>; **mineralisch** mit Superphosphat im Mittel jährlich 35 kg P ha<sup>-1</sup>, 127 kg K ha<sup>-1</sup> und 54 kg S ha<sup>-1</sup>). Die Standorte wurden im Abstand von zwei bis drei Jahren mit Mg-haltigen Produkten (10,9 Prozent Mg) gekalkt.

**2. Periode (1993-1998):** Flächenstilllegung (Grünbrache), anschließend 3 Jahre ökologischer Landbau, ab 1996 verbleiben die Koppelprodukte auf der Fläche. Im Jahr 1995

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

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

**Tabelle 1: Bodeneigenschaften, Nährstoffgehalte und Bindungsverhältnisse (KAK<sub>eff</sub> - effektive Kationenaustauschkapazität, BS – Basensättigung) von 6 Ackerböden der Lysimeterstation Brandis (0–25 cm Tiefe), Angaben aus der Zeit der Lysimetergewinnung (1978/79).**

Standort (Lys.-Gr.)	Boden- art	Ton- gehalt [%]	Skelett [%]	Boden- dichte [g cm <sup>3</sup> ]	nFK [Vol. %]	kf [m s <sup>-1</sup> ]	KAK <sub>eff</sub> [cmol kg <sup>-1</sup> ]	C <sub>org</sub> * [%]	N <sub>t</sub> * [%]	C/N**	BS** %	pH-Wert (CaCl <sub>2</sub> )*
BB/D3 (LG 5)	IS	8	16	1,56	16,8	1,8×10 <sup>-4</sup>	8,75	1,2 (1,3)	0,11	11,1	89,7	5,2 (6,8)
LL-BB/D3 (LG 8)	sL	6	4	1,59	22,6	6,8×10 <sup>-4</sup>	7,39	1,2 (1,1)	0,10	12,6	96,1	5,2 (6,9)
BB-LF/D5 (LG 4)	sL	8	5	1,42	26,6	3,7×10 <sup>-5</sup>	11,32	1,5 (1,4)	0,13	10,7	87,5	6,6 (7,2)
IBB-SS/D6 (LG 1)	sL	11	5	1,45	28,0	8,5×10 <sup>-6</sup>	14,76	2,9 (2,6)	0,16	13,6	122,3	6,5 (6,8)
BB-SS/D4 (LG 7)	sL	10	2	1,68	21,6	1,2×10 <sup>-6</sup>	9,62	1,3 (1,2)	0,11	11,6	79,5	5,5 (6,7)
LL/Lö3 (LG 9)	L	17	0,1	1,62	22,0	3,7×10 <sup>-7</sup>	15,84	1,3 (1,3)	0,13	11,6	98,3	5,4 (7,1)

Bodenart: IS (lehmgiger Sand), sL (sandiger Lehm), L (Lehm); \*Mittel der Jahre 1980–1994 (Analytik im Jahr 2015); \*\*Analytik im Jahr 2015

**Tabelle 2: Formen der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung auf den Böden der Lysimeterstation Brandis im Zeitraum von 1981 bis 2016.**

<b>1. Periode:</b> konventionelle, intensive Landbewirtschaftung	<b>2. Periode:</b> Flächenstilllegung und ökologischer Landbau	<b>3. Periode:</b> konventioneller Landbau mit Düngedarfsermittlung
mineralische und organische Düngung, Abfuhr der Koppelprodukte	organische Düngung (Stallmist, Erntereste), keine mineralische NPK- Düngung, Kalkung	standortdifferenzierte, bedarfsgerechte mineralische N-Düngung, keine Abfuhr der Koppelprodukte
1981 Zuckerrüben 1982 Winterweizen 1983 Wintergerste 1984 Wel. Weidelgras 1985 Kartoffeln 1986 Winterweizen 1987 Kartoffeln 1988 Winterweizen 1989 Wintergerste/Ölrettich (SZF) 1990 Zuckerrüben 1991 Winterweizen 1992 Wintergerste	1993 Grünbrache 1994 Grünbrache 1995 Rotklee 1996 Kartoffeln 1997 Sommerweizen 1998 Winterroggen	1999 Wintergerste/Senf (WZF) 2000 Erbsen 2001 Winterweizen 2002 Wintergerste 2003 Winterraps 2004 Winterweizen 2005 Sommergerste 2006 Winterraps 2007 Winterweizen 2008 Wintergerste 2009 Winterraps 2010 Winterweizen 2011 Wintergerste 2012 Winterraps 2013 Winterweizen/Ölrettich (WZF) 2014 Mais 2015 Winterweizen 2016 Winterraps

WZF - Winterzwischenfrucht

erfolgte mit der Herbstfurche eine standortspezifische Kalkung mit magnesiumhaltigen Produkten zwischen 10 bis 35 dt ha<sup>-1</sup>. 1996 erhielten alle Standorte eine einheitlich hohe Stalldunggabe (200 dt ha<sup>-1</sup> Rinderstallmist).

**3. Periode (seit 1999):** Die Bewirtschaftung der Lysimeterböden verfolgt weiterhin das Ziel, die aktuellen Bewirtschaftungsmaßnahmen der umliegenden Praxisbetriebe abzubilden. Charakteristisch für die Bewirtschaftung seit 1999 ist ein konventioneller Marktfruchtanbau. Aus betriebswirtschaftlichen Gründen erfolgt eine reduzierte P- und K-Düngung (*Abbildung 1*). Aufgrund des nunmehr geringen Tierbesatzes in der Region mit weniger als 45 Großvieheinheiten je 100 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche (Schwede 2010) und einer großen räumlichen Entfernung zu Stallanlagen, entfällt der Einsatz von organischen Düngern

nahezu vollständig. Gemittelt über alle Untersuchungsstandorte (Böden) beläuft sich der Einsatz von mineralischem Dünger im Zeitraum von 1999 bis 2013 pro Hektar und Jahr auf 5 kg P, 8 kg K und 14 kg S. Im Vergleich zur 1. Bewirtschaftungsperiode liegt der Düngaufwand damit für K bei nur 4 Prozent, für P bei 18 Prozent und für S bei 26 Prozent.

Brandis und die Herkunftsflächen der Lysimeterböden liegen in der nördlichen gemäßigten Zone, im Übergangsbereich zwischen maritimem und kontinentalem Klima mit überwiegend westlichen Winden, wobei das Sommerhalbjahr regenreicher ist als das Winterhalbjahr.

Die Jahresmitteltemperatur der 30jährigen Referenzperiode von 1981 bis 2010 beträgt am Standort Brandis 9,3 °C und der Jahresniederschlag (korrigiert) liegt im Mittel bei

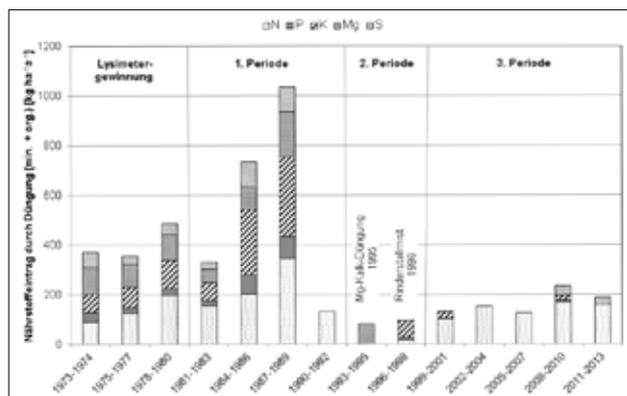


Abbildung 1: Jährlicher, über alle Lysimeterböden der Station Brandis gemittelter Nährstoffeintrag über mineralische und organische Düngung (Elementform) – im Mittel dreijähriger Zeiträume von 1973 bis 2013.

673 mm. Über alle drei Dekaden zeigt sich ein Anstieg der Lufttemperatur, des Jahresniederschlags, der Sonnenscheindauer und der Dauer der thermischen Vegetationsperiode (Tabelle 3). Der Anstieg der Niederschlagsmengen resultiert vor allem aus der Zunahme spätsommerlicher Starkniederschläge. Die klimatische Wasserbilanz ist im langjährigen Mittel leicht negativ (Tabelle 4).

Der innerjährliche Verlauf der klimatischen Wasserbilanz zeigt von April bis August eine Periode mit erheblichen Wasserdefiziten, die in Einzeljahren sehr unterschiedlich ausgeprägt ist. Problematisch für die Landwirtschaft ist die Trockenheit im Frühling, wobei sich in den für die Pflanzenentwicklung wichtigen Monaten von April und Juni eine deutliche Zunahme der Wasserdefizite abzeichnet (Tabelle 4).

Die seit 1993 mittels Bulk-Sammler gemessene jährliche P (TDP)-Deposition unterliegt geringen jährlichen Schwankungen zwischen 1 und 4 kg P ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>, die K-Deposition bewegt sich zwischen 2 und 8 kg K ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> (Abbildung 2). Die Mg-Deposition liegt im Beobachtungszeitraum relativ konstant bei rd. 3 kg Mg ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> und zeigt auch innerjährlich nur geringe Schwankungen. Es ist anzunehmen, dass sich der atmosphärische Eintrag dieser Stoffe vor 1993 nicht wesentlich von dem gemessenen Eintragsniveau unter-

scheidet. Dagegen unterlag die SO<sub>4</sub>-S-Deposition großen Veränderungen. Betrug sie zu Beginn der 1990er Jahre noch über 150 kg ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>, verringerte sie sich nach Stilllegung der braunkohleverarbeitenden Industriebetriebe auf derzeit unter 10 kg ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>.

## Ergebnisse

### Pflanzenverfügbare Nährstoffgehalte der Böden im Verlauf der Jahre 1981 bis 2013

#### Phosphor-Gehalt

Durch das Ausbleiben einer regelmäßigen Grunddüngung ab 1990 gehen die P<sub>CAL</sub>-Gehalte im Oberboden aller Standorte während der 2. und 3. Bewirtschaftungsperiode kontinuierlich zurück (Tabelle 5). Dieser Rückgang liegt in der Größenordnung einer Versorgungsstufe. Abbildung 2 zeigt den Rückgang der P-Gehalte bis auf ein Niveau, ab dem eine Erhaltungsdüngung angeraten ist.

#### Kalium-Gehalt

Die sehr hohe K-Düngung während der 1. Bewirtschaftungsperiode zeigt keine Langzeitwirkung. Auf Grund fehlender K-Düngung sinkt der K<sub>CAL</sub>-Gehalt der Böden kontinuierlich (Abbildung 2). Für einen zwischenzeitlichen Anstieg sorgte eine standortspezifische K-Grunddüngung mit 60er Kali im Frühjahr 2000. Der rasante Rückgang bis zur Beprobung 2003 ist u.a. mit der K-Verlagerung aus dem Oberboden infolge hoher Niederschläge in den Jahren 2001 und 2002 zu erklären. Derzeit liegt der K<sub>CAL</sub>-Gehalt bei 4 bis 6 mg K 100 g<sup>-1</sup> und damit im unterversorgten Bereich. Bei unverändertem Düngenniveau wird sich der rückläufige Trend fortsetzen.

#### Magnesium-Gehalt

Bei den Mg-Gehalten der Böden ist eine zu den K-Gehalten gegenläufige Entwicklung zu beobachten. Zu Beginn der Untersuchungen im Jahr 1974 (auf den Herkunftsflächen der Lysimeterböden) liegen die Mg-Gehalte in den Versorgungsstufen „niedrig“ bis „mittel“. Im weiteren Verlauf der Untersuchungen steigen die Mg-Gehalte auf allen Böden, insbesondere aber auf dem Lößboden, um mehr als 100 Prozent. Dieser Anstieg hält bis heute unverändert an (Abbildung 2). Bei regelmäßigen Kalkungen fanden stets Mg-

Tabelle 3: Dekadenmittel (hydrologische Jahre) von Lufttemperatur, Niederschlag, klimatischer Wasserbilanz, Sonnenscheindauer und Dauer der thermischen Vegetationsperiode der Klimastation Brandis.

Zeitraum	Lufttemperatur °C	Niederschlag (korrigiert) mm	Klimatische Wasserbilanz mm	Sonnenscheindauer h	Dauer der Vegetationsperiode d
1981-1990	9,1	638	3	1529	242
1991-2000	9,2	681	-11	1659	257
2001-2010	9,7	700	-34	1774	274
<b>1981-2010</b>	<b>9,3</b>	<b>673</b>	<b>-14</b>	<b>1654</b>	<b>258</b>

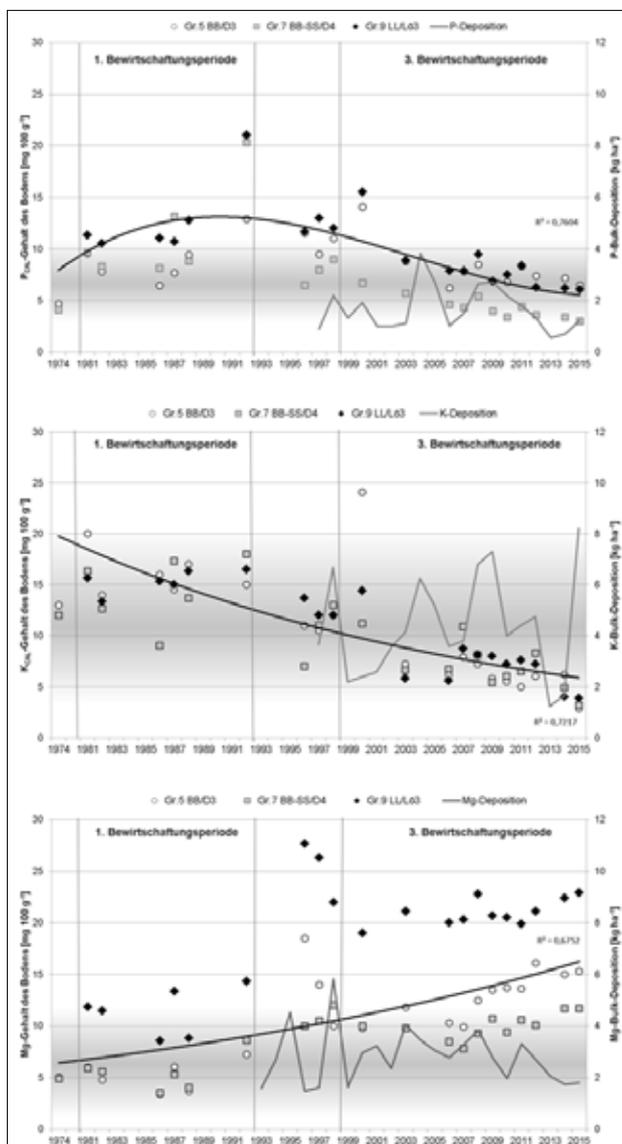
Tabelle 4: Dekadenmittel (Monats- und Halbjahreswerte) der klimatischen Wasserbilanz am Standort Brandis.

Zeitraum	Nov	Dez	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Wi	So	Jahr
1981-1990	37	55	38	23	9	2	-51	-24	-55	-23	-9	-1	165	-162	3
1991-2000	42	38	29	23	21	-22	-47	-41	-22	-36	-4	8	131	-142	-11
2001-2010	48	39	35	17	9	-38	-33	-62	-23	-30	4	1	110	-143	-34
<b>1981-2010</b>	<b>42</b>	<b>44</b>	<b>34</b>	<b>21</b>	<b>13</b>	<b>-19</b>	<b>-43</b>	<b>-42</b>	<b>-33</b>	<b>-30</b>	<b>-3</b>	<b>3</b>	<b>135</b>	<b>-149</b>	<b>-14</b>

**Tabelle 5: Mittlerer P-, K- und Mg-Gehalt [mg 100 g<sup>-1</sup>] und Versorgungsstufen (LfULG, o.J.) der Böden (0-25 cm Tiefe) während der drei Bewirtschaftungsperioden im Verlauf der Jahre 1981-2013.**

Nährstoff [mg 100 g <sup>-1</sup> ]	Bew.- Periode	BB/D3 LG 5 (IS)	LL-BB/D3 LG 8 (sL)	BB-LF/D5 LG 4 (sL)	IBB-SS/D6 LG 1 (sL)	BB-SS/D4 LG 7 (sL)	LL/Lö3 LG 9 (L)
P	1	9,0 D	8,0 D	20,3 E	10,6 E	11,4 E	12,9 E
	2	10,7 E	8,4 D	18,9 E	12,3 E	7,8 D	12,2 E
	3	8,3 D	6,6 C	9,4 D	8,1 D	4,7 B	8,6 D
K	1	16,9 D	14,6 C	20,4 D	15,9 D	14,5 C	15,4 C
	2	11,2 C	10,1 C	12,9 C	13,6 D	10,3 C	12,6 C
	3	8,3 C	8,2 B	8,7 B	9,9 C	7,7 B	8,1 B
Mg	1	5,2 C	4,8 B	7,5 C	8,9 D	5,5 B	11,4 C
	2	14,2 E	12,0 E	12,2 E	14,4 E	10,8 E	25,3 E
	3	12,4 E	12,4 E	11,7 E	10,0 D	9,6 D	20,6 E
Bodenbezeichnung		leicht	leicht	mittel	mittel	mittel	schwer

Versorgungsstufen: A = sehr niedrig, B = niedrig, C = mittel, D = hoch, E = sehr hoch; (Bodenart): IS = lehmiger Sand, sL = sandiger Lehm, L = Lehm



**Abbildung 2: Entwicklung des P-, K- und Mg-Gehalts in der Ackerkrume nach der Ernte (grauer Balken = Optimum, schwarz = Trendlinie aller Standorte, graue Linie = Bulk-Deposition).**

haltige Substrate Verwendung. In den Boden eingearbeitet, geben sie das Magnesium nach und nach frei und sorgen so für eine lange Nährstoffverfügbarkeit. Des Weiteren werden die Mg-Gehalte von bodenchemischen Wechselwirkungen mit anderen Kationen beeinflusst.

### Schwefel-Gehalt

Die Schwefelversorgung der Böden war in Nordwestsachsen bis Anfang der 90er Jahre stark durch Emissionen der kohleverarbeitenden Industrie geprägt, wodurch die S-Einträge weit über den Pflanzenbedarf hinausgingen. Jährliche  $S_{\min}$ -Untersuchungen in 0-30 und 30-60 cm Bodentiefe begannen in der Station Brandis erst im Jahr 2009. Zu dieser Zeit hatte die  $SO_4$ -S-Deposition bereits das heutige Niveau von unter  $10 \text{ kg } SO_4\text{-S ha}^{-1}\text{a}^{-1}$  erreicht. Inzwischen besteht aufgrund des vermehrten Rapsanbaus und der geringen S-Deposition, ein S-Düngebedarf. Eine erste S-Düngung in Höhe von 29 bis  $33 \text{ kg S ha}^{-1}$  erfolgte im Jahr 2008 zur dritten N-Gabe bei Wintergerste in Form von Schwefelsaurem Ammoniak (SSA). In den Jahren 2009, 2012 und 2016 mit Wintertraps erhielten die Böden weitere S-Gaben mit SSA, je nach Standort in Höhe von 75 bis  $115 \text{ kg S ha}^{-1}$ .

Im Mittel der Jahre 2010 bis 2015 liegen die  $S_{\min}$ -Werte in 0-60 cm Tiefe mit S-Gehalten in Höhe von  $13,6 \text{ kg S ha}^{-1}$  auf dem leichten Sandboden (D3 LG 5),  $19,6 \text{ kg S ha}^{-1}$  auf dem Geschiebelehm (D6 LG 1) und  $15,5 \text{ kg S ha}^{-1}$  auf dem Lößboden (Lö3 LG 9) unter dem sachsenweiten Durchschnitt, der von Grunert (2015) für das Frühjahr 2014 mit  $36 \text{ kg S ha}^{-1}$  und das Frühjahr 2015 mit  $43 \text{ kg S ha}^{-1}$  angegeben wird.

### Nährstoffsalden und Höhe der Auswaschung

Der am Sickerwasserauslauf, weit unterhalb der Wurzelzone in 3 m Tiefe gemessene Nährstoffaustrag, resultiert sowohl aus den bewirtschaftungsbedingten Einträgen (einschließlich Deposition) als auch aus bodenspezifischen Umsatzprozessen. Neben Bewirtschaftung und Bodenchemie hat die Verlagerungsdisposition der Böden Einfluss auf die Höhe der Auswaschung. Bei durchschnittlich 673 mm Jahresniederschlag bildet der leichte Sandboden (BB/D3 LG 5) ca. 200 mm Sickerwasser. Mit einer Austauschrate des Bodenwassers in der Wurzelzone von 345 Prozent ist dieser Standort stark auswaschungsgefährdet. Bei D-Standorten mit höheren Tongehalten liegen die Austauschraten bei

**Tabelle 6: P-Salden, P-Gehalt im Boden, Sickerwassermenge, P-Austrag mit dem Sickerwasser (Fracht) und P-Konzentration im Sickerwasser in 3 m Tiefe für 6 Ackerböden der Lysimeterstation Brandis (Jahresmittelwerte für den Zeitraum 1999-2013).**

	BB/D3 LG 5	LL-BB/D3 LG 8	BB-LF/D5 LG 4	IBB-SS/D6 LG 1	BB-SS/D4 LG 7	LL/Lö3 LG 9
P-Saldo [kg ha <sup>-1</sup> ]	-9	-15	-18	-18	-18	-29
P-Gehalt [mg 100 g <sup>-1</sup> ]	8,3 D	6,6 C	9,4 D	8,1 D	4,7 B	8,6 D
Sickerwasser [mm a <sup>-1</sup> ]	201	152	160	144	133	65
P-Austrag [kg ha <sup>-1</sup> ]	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	<0,1
P-Konzentration [mg l <sup>-1</sup> ]	0,11	0,11	0,11	0,12	0,11	0,12

**Tabelle 7: K-Salden, K-Gehalte der Böden, Sickerwassermenge, K-Austrag mit dem Sickerwasser (Fracht) und K-Konzentration im Sickerwasser in 3 m Tiefe für 6 Ackerböden der Lysimeterstation Brandis (Jahresmittelwerte für den Zeitraum 1999-2013).**

	BB/D3 LG 5	LL-BB/D3 LG 8	BB-LF/D5 LG 4	IBB-SS/D6 LG 1	BB-SS/D4 LG 7	LL/Lö3 LG 9
K-Saldo [kg ha <sup>-1</sup> ]	-7	-11	-18	-20	-23	-33
K-Gehalt [mg 100 g <sup>-1</sup> ]	8,3 C	8,2 B	8,7 B	9,9 C	7,7 B	8,1 B
Sickerwasser [mm a <sup>-1</sup> ]	201	152	160	144	133	65
K-Austrag [kg ha <sup>-1</sup> ]	28	14	5	6	3	<1
K-Konzentration [mg l <sup>-1</sup> ]	14	9	3	4	2	1

118 bis 169 Prozent (mittel bis groß). Auf dem Braunerde-Pseudogley-Standort (BB-SS/D4) und dem Löß (LL/Lö3) fallen nur 136 mm bzw. 60 mm Sickerwasser an. Hier sind die Austauschraten mit 86 bzw. 36 Prozent gering bis sehr gering.

### Phosphor

In der 1. Bewirtschaftungsperiode (1981-92) liegt die mineralische Düngung bei durchschnittlich 35 kg P ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> und die organische bei 11 kg P ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>. Die P-Abfuhr über Erntegut und Strohreste beträgt über alle Standorte im Mittel 28 kg P ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> (BB/D3: 18 kg P ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>, LL/Lö3: 40 kg P ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>). Daraus resultiert während dieser Bewirtschaftungsperiode ein mittlerer positiver P-Saldo von +18 kg P ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>, im Einzelnen sind es bei BB/D3: +28 und bei LL/Lö3: +6 kg ha<sup>-1</sup>. Seit 1996, mit Beginn der ökologischen Landbewirtschaftung, verringert sich der Pflanzenentzug durch den Verbleib der Erntereste auf der Fläche um ca. 20 Prozent. Auf leichten Standorten bedeutet dies einen Rückgang des Entzugs von 16 auf 12 kg P ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> auf Lößstandorten von 35 auf 31 kg P ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>. Seit 1999 sind die P-Salden aufgrund der geringen Düngung auf allen Standorten negativ (Tabelle 6).

Mit P-Gehalten von bis zu 9,4 mg 100 g<sup>-1</sup> (BB-LF/D5 LG 4) liegen die untersuchten Böden im Mittel der Jahre 1999-2013 noch überwiegend in einer hohen Versorgungsstufe, zeigen aber einen kontinuierlichen Rückgang (Abbildung 2). Die höchsten P-Konzentrationen im Bodenwasser werden bei allen Standorten in der 1. Ebene in 0,5 m Tiefe gemessen, nehmen vom leichten Sandboden (0,47 mg P l<sup>-1</sup>) bis zum

schweren Lößboden (0,15 mg P l<sup>-1</sup>) und ebenso mit der Tiefe ab. In der 3. Ebene (2,5 m Tiefe), ebenso im Sickerwasser in 3 m Tiefe, liegen die Konzentrationen zwischen 0,11 und 0,12 mg l<sup>-1</sup> und lassen keine bodenartabhängige Differenzierung mehr erkennen. Die mittlere jährliche P-Fracht auf den D-Standorten liegt bei ca. 0,2 kg P ha<sup>-1</sup>. Auf dem Löß-Standort ist die P-Fracht kleiner als 0,1 kg P ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>.

### Kalium

Trotz hoher K-Düngung ist der K-Saldo im Mittel 1. Bewirtschaftungsperiode auf dem ertragsstarken Löß-Standort mit hohem K-Entzug negativ (-50 kg ha<sup>-1</sup>). Der hohe K-Entzug bis Mitte der 1990er Jahre (Ø 142 kg K ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>) resultiert insbesondere aus dem Anbau kaliumzehrender Kulturen (Kartoffeln, Zuckerrüben) und der vollständigen Abfuhr der Koppelprodukte. Allein durch deren Verbleib auf der Fläche verringert sich der K-Pflanzenentzug seit 1996 um ca. 75 Prozent auf durchschnittlich 42 kg K ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>. Seit 1990, mit dem Ausbleiben einer regelmäßigen Grunddüngung, sind die K-Salden auf allen Standorten negativ, der K<sub>CAL</sub>-Gehalt liegt im Mittel der Jahre 1999-2013 zunehmend im unterversorgten Bereich (Tabelle 7).

Der sickerwassergebundene Kalium-Austrag wird maßgeblich vom Tongehalt der Böden bestimmt. Unter der sandigen Braunerde (BB/D3) mit geringem Feinanteil beträgt die mittlere jährliche K-Auswaschung (1999 bis 2013) in 3 m Tiefe 28 kg K ha<sup>-1</sup>. Unter dem Lößboden (LL/Lö3) wurden, auf Grund des hohen Tongehaltes, bei sehr niedrigen K-Konzentrationen (<1 mg l<sup>-1</sup>) K-Frachten von kleiner 1 kg K ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> registriert.

## Magnesium

Der Mg-Saldo über den gesamten Untersuchungszeitraum lässt sich nur näherungsweise ermitteln, da der Mg-Gehalt der verwendeten Kalke und organischen Dünger der 1. Bewirtschaftungsperiode nicht exakt bekannt ist. Der mittlere jährliche Mg-Pflanzenentzug beträgt je nach Standort 12 bis 26 kg Mg ha<sup>-1</sup>. Bei einer in der Regel alle drei Jahre applizierten Gabe von Kalk, liegt der geschätzte Mg-Eintrag bei 52 kg Mg ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>. So ergibt sich für die 1. Bewirtschaftungsperiode für alle Standorte ein Mg-Überschuss in Höhe von mindestens +26 (LL/Lö3) und maximal +39 kg Mg ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> (BB/D3).

Durch den Verbleib der Koppelprodukte (seit 1996) sinkt der mittlere Mg-Entzug ab der 2. Bewirtschaftungsperiode von ca. 16 kg Mg ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> auf 7 kg Mg ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>. Dennoch sind im Mittel der Jahre 1999-2013 leicht negative Mg-Salden zu verzeichnen (Tabelle 8).

Lagen die Mg-Gehalte im Verlauf der 80er Jahre in den Versorgungsstufen B (niedrig) und C (mittel), so erhöhen sich die Gehalte bis zum Jahr 2015 kontinuierlich bis auf die Versorgungsstufe E (sehr hoch).

Auch der Mg-Austrag mit dem Sickerwasser in 3 m Tiefe wird nicht von der Bewirtschaftung sondern von der Bodenart dominiert. Tonig-mergelige Böden bestehen zu großen Anteilen aus magnesiumhaltigen Silikaten, aus denen beim Verwitterungsprozess Magnesium freigesetzt wird. Die Mg-Konzentrationen im Sickerwasser liegen bei Böden

mit geringen oder fehlenden Mergel- und Tonanteilen (D3 LG 5) bei 4 mg Mg l<sup>-1</sup> und beim Lößboden (Lö3 LG 9) bei 38 mg Mg l<sup>-1</sup>. Die Mg-Austräge betragen beim leichten Sandboden (D3 LG 5) 8 kg Mg ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> und beim Lößboden (Lö3 LG 9) 25 kg Mg ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> (Tabelle 8).

## Schwefel

Im Verlauf der 1. Bewirtschaftungsperiode resultiert der bewirtschaftungsbedingte S-Eintrag aus dem Schwefelanteil der mineralischen Düngung mit Superphosphat in Höhe von 54 kg S ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>. Hinzu kamen weitere 4 kg S ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> aus organischer Düngung. Die Nährstoffabfuhr durch Erntegut betrug 17 kg S ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> auf dem leichten bzw. 34 kg S ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> auf dem ertragsstarken Lößboden. Daraus ergaben sich, ohne Berücksichtigung der S-Deposition, auf allen Standorten positive S-Salden von +40 kg ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> bei der sandigen Braunerde (BB/D3) und +23 kg ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> beim tiefgründigen Löß (LL/Lö3). Mit dem Ausbleiben der S-Düngung werden von 1990 bis 2007 auf allen Standorten negative Salden erzielt. Erst seit 2008 sorgt eine kulturartspezifische, mineralische Düngung mit schwefelsaurem Ammoniak im Mittel der Jahre 1999-2013 wieder für leichte S-Überschüsse (Tabelle 9).

Um die Höhe der S-Auswaschung der untersuchten Böden erklären zu können, muss die ehemals hohe S-Zufuhr durch Emissionen der braunkohleverarbeitenden Industrie berücksichtigt werden, die in die Saldenbildung nicht eingeht. Auf Grund der S-Deposition, die weit über dem Pflanzenbedarf

**Tabelle 8: Mg-Salden, Mg-Gehalte der Böden, Sickerwassermenge, Mg-Austrag mit dem Sickerwasser (Fracht) und Mg-Konzentration im Sickerwasser in 3 m Tiefe für 6 Ackerböden der Lysimeterstation Brandis (Jahresmittelwerte für den Zeitraum 1999-2013).**

	BB/D3 LG 5	LL-BB/D3 LG 8	BB-LF/D5 LG 4	IBB-SS/D6 LG 1	BB-SS/D4 LG 7	LL/Lö3 LG 9
Mg-Saldo [kg ha <sup>-1</sup> ]	-3	-6	-6	-6	-7	-10
Mg-Gehalt [mg 100 g <sup>-1</sup> ]	12,4 E	12,4 E	11,7 E	10,0 D	9,6 D	20,6 E
Sickerwasser [mm a <sup>-1</sup> ]	201	152	160	144	133	65
Mg-Austrag [kg ha <sup>-1</sup> ]	8	8	30	23	31	25
Mg-Konzentration [mg l <sup>-1</sup> ]	4	5	19	16	23	38

**Tabelle 9: S-Salden, S<sub>min</sub>-Gehalte der Böden, Sickerwassermenge, S-Austrag mit dem Sickerwasser (Fracht) und S-Konzentration im Sickerwasser in 3 m Tiefe für 6 Ackerböden der Lysimeterstation Brandis (Jahresmittelwerte für den Zeitraum 1999-2013).**

	BB/D3 LG 5	LL-BB/D3 LG 8	BB-LF/D5 LG 4	IBB-SS/D6 LG 1	BB-SS/D4 LG 7	LL/Lö3 LG 9
S-Saldo [kg ha <sup>-1</sup> ]	7	4	3	3	2	4
S <sub>min</sub> -Gehalt* [mg 100 g <sup>-1</sup> ]	13,6	14,7	13,7	19,6	18,4	15,5
Sickerwasser [mm a <sup>-1</sup> ]	201	152	160	144	133	65
S-Austrag [kg ha <sup>-1</sup> ]	82	87	142	154	185	257
SO <sub>4</sub> -Konzentration [mg l <sup>-1</sup> ]	41	57	89	107	139	396

\*Mittel (0-60 cm Tiefe) der Jahre 2009 bis 2016

lag, kam es in den sickerwasserarmen Böden zu einer erheblichen S-Anreicherung. Bei Messbeginn im Jahr 1993 lagen die  $\text{SO}_4$ -Konzentrationen im Sickerwasser der D-Standorte zwischen  $197 \text{ mg l}^{-1}$  (D3, LG 5) und  $582 \text{ mg l}^{-1}$  (D6, LG 1). Unter der Parabraunerde aus Löß (L63, LG 9) wurde 1995 mit einem Jahresmittel von  $1.470 \text{ mg SO}_4 \text{ l}^{-1}$  die höchste  $\text{SO}_4$ -Konzentration gemessen. Im Jahr 2015 liegt die  $\text{SO}_4$ -Konzentration bei diesem Boden bei  $192 \text{ mg SO}_4 \text{ l}^{-1}$ .

Obwohl die S-Deposition seit Beginn der 90er Jahre stark rückläufig ist und die  $\text{SO}_4$ -Konzentrationen im Sickerwasser dramatisch gesunken sind, ist der S-Pool aus der Vergangenheit, insbesondere aus dem tiefergründigen Lößboden mit geringen Austauschraten des Bodenwassers, noch immer nicht vollständig ausgewaschen. Deshalb gilt für den Zeitraum 1999-2013: je geringer die Verlagerungsdisposition der Böden desto höher die S-Austräge, die aus den atmosphärischen S-Einträgen der Vergangenheit resultieren (Tabelle 9).

## Diskussion und Schlussfolgerungen

Ziel der langjährigen Untersuchungen in der Lysimeterstation Brandis ist es, regionaltypische Bewirtschaftungssysteme in ihrer zeitlichen Abfolge abzubilden. Es wird deutlich, dass eine ausschließliche Betrachtung der Salden nicht ausreicht, um eine Abschätzung der Nährstoffverfügbarkeit und eine realistische Prognose der Nährstoffausträge mit dem Sickerwasser vornehmen zu können. Vielmehr müssen bodenphysikalische Eigenschaften und bodenchemische Prozesse in die Betrachtung mit einfließen.

Das derzeitige Düngeregime auf den sächsischen Ackerböden führt zu negativen Salden und einer Abnahme der P- und K-Gehalte im Boden. P-Überschüsse infolge intensiver Düngung in den 80er Jahren wurden über viele Fruchtfolgen hinweg abgebaut. Mit Gehalten zwischen 5 und  $9 \text{ mg P } 100 \text{ g}^{-1}$  besteht auf den untersuchten Böden derzeit noch kein P-Mangel, jedoch wird ab diesem Niveau eine Erhaltungsdüngung angeraten. Die K-Gehalte liegen dagegen im Jahr 2015 mit Werten von 4 bis  $6 \text{ mg K } 100 \text{ g}^{-1}$  bereits im unterversorgten Bereich.

P-Konzentrationen zwischen  $0,11$  und  $0,12 \text{ mg Pt l}^{-1}$  im Sickerwasser in 3 m Tiefe lassen keine bewirtschaftungs- und bodenartabhängige Differenzierungen erkennen und liegen unter dem Orientierungswert von  $0,2 \text{ mg Pt l}^{-1}$ , den der VD-LUFA (2001) für das Sickerwasser in 90 cm Tiefe abgeleitet hat. Der P-Austrag in 3 m Tiefe ist mit  $0,1$  bzw.  $0,2 \text{ kg/ha}$  sehr gering. Die Höhe der K-Konzentration und die Höhe der K-Austräge in 3 m Tiefe werden dagegen ausschließlich vom Tongehalt der Böden bestimmt. In tonarmen, sickerwasserreichen Sandböden wird Kalium nur in geringem Maße an Tonminerale gebunden und unterliegt daher der Auswaschung. Unter der erodierter Braunerde (D3 LG 5) wurden in 3 m Tiefe  $28 \text{ kg/ha/a}$ , unter dem stark tonhaltigen Lößboden (L63 LG 9) weniger als  $1 \text{ kg/ha/a}$  ausgetragen.

Die Verwendung Mg-haltiger Kalke in den 80er Jahren führte auf allen Standorten, bei einem bis heute leicht steigendem Trend, zu einer sehr guten Mg-Versorgung der Böden. In 3 m Tiefe liefern Lößböden und mergelhaltige Böden, trotz geringer Sickerwassermengen, mit jährlich  $23 \text{ kg/ha}$  bis  $31 \text{ kg/ha}$  deutlich höhere Mg-Frachten als Sandböden mit  $8 \text{ kg/ha}$ . Ursache dafür ist auch hier nicht vordergründig der Einfluss der Bewirtschaftung, sondern die Freisetzung von löslichem Magnesium bei der Verwitterung von tonig-mergeligen Ausgangssubstraten.

Infolge hoher industriebedingter S-Einträge bildete sich vor allem in Böden mit geringen Sickerwassermengen über Jahrzehnte ein erheblicher S-Pool. Drei Faktoren sorgten seit Anfang der 90er Jahre für ein enormes Absinken der Schwefelgehalte in und unterhalb der Wurzelzone: a) der erhebliche Rückgang der S-Deposition, b) die parallel dazu erfolgte Umstellung auf schwefelarme N-Dünger und c) der vermehrte Anbau schwefelzehrender Kulturen. Atmosphärischer Schwefeleintrag und S-Nettomineralisation allein decken den S-Bedarf der Pflanzen nicht mehr ab. Unabhängig davon wurden im Mittel der Jahre 1999 bis 2013 in 3 m Tiefe deutlich höhere S-Mengen ausgewaschen als durch Düngung und Deposition zugeführt. So betrug die durchschnittliche jährliche S-Auswaschung bei den Sandböden  $82 \text{ kg/ha}$  und bei den Lößböden  $257 \text{ kg/ha}$ . Bei abnehmendem Trend näherte sich die S-Auswaschung auf den tiefergründigen Lößböden jedoch bis zum Jahr 2015 dem Niveau der leichten Böden an.

## Literatur

- Grunert M. (2015) Aktueller Rat zum Pflanzenschutz und Pflanzenbau vom 04.03.2015, im Internet: <http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/35489.htm>.
- Haferkorn U. (2013) N-Auswaschung unter Ackernutzung auf Böden der sächsischen Lößgefilde. In: Knoblauch, S., Albert, E., Haferkorn, U., Heyn, J., Herold, L., Lippold, T., Lehmann, E., Lorenz, J., Zachow, B., Meißner, R., Seeger, J., Schrödter, M., Strauß, C. (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. Broschüre, BfUL, Brandis, 2013, S. 117-142, im Internet: <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/20214>.
- LfULG (o.J.) Grenzwerte [mg/100g Boden] der Versorgungsstufen für Makronährstoffe und pH-Stufen des Bodens. Angaben für die Nutzungsart Ackerland, im Internet: [http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/pflanzliche\\_Erzeugung/Broschue-re\\_Ackerland\\_Grenzwerte.pdf](http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/pflanzliche_Erzeugung/Broschue-re_Ackerland_Grenzwerte.pdf).
- Schwede H. (2010) Landwirtschaftszählung 2010 Teil 3 - Viehbestände. Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen, Statistik in Sachsen 2/2012, im Internet: [https://www.statistik.sachsen.de/download/300\\_Voe-Zeitschrift/2012\\_02\\_18bis22\\_Schwede.pdf](https://www.statistik.sachsen.de/download/300_Voe-Zeitschrift/2012_02_18bis22_Schwede.pdf).



# Nährstoffauswaschung (P, K, Mg, Ca, S) aus einem Löß- und Keuperverwitterungsboden im Thüringer Becken unter Ackernutzung

Steffi Knoblauch<sup>1\*</sup>

## Zusammenfassung

Anhand langjähriger Lysimetermessreihen wird über die Auswaschung von Phosphor, Kalium, Magnesium, Schwefel und Calcium aus zwei für das Thüringer Becken typischen Böden mit ackerbaulicher Nutzung berichtet. Die P-Konzentration des Sickerwassers lag auf dem Lößboden deutlich unter dem für Oberflächengewässer angegebenen Grenzwert. Auf der Para-Rendzina aus unterem Keuper zeigte sich vereinzelt nach Ausbringung von Gülle eine erhöhte P-Konzentration des Sickerwassers, die sich langfristig aber in eine niedrige P-Auswaschung einfügte. Die K-Konzentration des Sickerwassers wie auch der K-Austrag fiel auf beiden stark tonhaltigen Böden sehr niedrig aus. Eine durch Nutzungsänderung verursachte mehrfach höhere Sickerwasserspende führte auf dem Lößboden zu einem Anstieg der Mg-, Ca- und  $\text{SO}_4$ -Konzentrationen des Sickerwassers. Die Mg- und  $\text{SO}_4$ -Konzentrationen des Sickerwassers sind geogen bedingt auf beiden Böden hoch, wie auch die Ca-Konzentration des Sickerwassers des Lößbodens. Ein Einfluss der Düngung auf die Nährstoffauswaschung war kaum zu erkennen.

## Summary

Using long-term lysimeter data the leaching of phosphorus, potassium, magnesium, sulphur and calcium from two agricultural used soils of the Thuringian Basin in Central Germany is described. The P-concentration of the seepage water of a haplic phaeozem originated from loess was lower than the limit value which is specified for surface water. Following the application of slurry the P-concentration of the seepage water of a stony calcareous regosol increased occasionally. But in the long term average the P-leaching risk of this soil was low. The K-concentration of the seepage water and the K leaching rate from both soils were low due to their high clay contents. Following a change in the agricultural use the amount of seepage water from the loess soil rose by several times and also the Mg-, Ca- and  $\text{SO}_4$ -concentration of the seepage water. The Mg- and  $\text{SO}_4$ -concentration of the seepage water of both soils were high due to geogenic influences. The impact of fertilization was hardly noticeable.

## Einleitung

Die Auswaschung von Nährstoffen aus dem durchwurzelbaren Bodenraum bedeutet einerseits einen Verlust für die pflanzliche Ernährung und kann andererseits zu einer Beeinträchtigung angrenzender Ökosysteme, wie die der Gewässer führen. Mit Hilfe von Lysimetern können Stoffe im System Pflanze, Wasser und Boden bilanziert werden. Vor allem langjährige Messreihen können Auskunft geben über den Einfluss von Boden, Klima, Jahreswitterung und Bewirtschaftung auf die Nährstoffauswaschung. Auf dieser Grundlage lassen sich Schlussfolgerungen ableiten für die Düngung und den Gewässerschutz.

Im folgenden Beitrag wird über die Nährstoffauswaschung aus einem Braunerde-Tschernosem aus Löß und einer Para-Rendzina aus unterem Keuper des Thüringer Beckens berichtet auf der Grundlage einer 31- und 10-jährigen Lysimeter-Messreihe.

## Material und Methoden

Die Versuchsböden befinden sich am südöstlichen Rand des Thüringer Beckens im mitteldeutschen Trockengebiet. Die vieljährige Jahresniederschlagssumme beträgt 544 mm, die vieljährige Jahresdurchschnittstemperatur 8,3 °C (1960 bis 1991).

Der tiefgründige Braunerde-Tschernosem aus Löß ist durch einen etwa 43 cm mächtigen Ap-/Ah-Horizont gekennzeichnet und bis in 65 cm Tiefe entkalkt (*Tabelle 1*). Die Bodenart ist durchgängig schluffiger Lehm. Ab etwa 70 cm Tiefe deutet sich ein Fazieswechsel der Lößablagerungen an, erkennbar an der Einlagerung von Gesteinsbruchstücken des Keupers. Die über den gesamten Tiefenverlauf gleichförmige Korngrößenverteilung deutet auf vorwiegenden Matrixwasserfluss.

Die Para-Rendzina ist aus carbonathaltigen, lockeren und festen Mergelgesteinen hervorgegangen. Der Ah-Horizont reicht bis in 30 cm Tiefe und ist der Bodenart stark toniger Lehm zuzuordnen (*Tabelle 1*). Darunter folgen lehmige, schluffige und tonige Verwitterungsprodukte des unteren Keupers mit im Tiefenverlauf stark wechselnden Korngrößenanteilen, Skelett- und Carbonatgehalten. Form und Lage der Horizontgrenzen sind aufgrund kryoturbater Umlagerungen häufig geneigt, zungen- und taschenförmig und begründen die Annahme der Neigung zu präferentiellem Fluss. Der teilweise hohe  $\text{S}_t$ -Gehalt der Bodenhorizonte spiegelt die Ablagerung von Gips in den abflusslosen Senken während der Zeit des Keupers wider (Fiedler & Hunger 1970).

Die Werte der P-Bindungskapazität an sorptionsaktiven Fe- und Al-Oxiden (PSC) der Böden kann als mittel bis

<sup>1</sup> Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL), Lysimeterstation Buttstedt, D-99439 BUTTELSTEDT

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

**Tabelle 1: Ausgewählte physikalische und –chemische Kennwerte der Böden.**

Horizont	Tiefe	Bodenart	Tongehalt	Skelett	kf	KAK <sub>eff</sub>	C <sub>org</sub>	N <sub>t</sub>	S <sub>t</sub>	pH Ca Cl <sub>2</sub>	Ca CO <sub>3</sub>	PSC	P <sub>ox</sub>
	cm		%	Gew.-%	cm d <sup>-1</sup>	cmol kg <sup>-1</sup>	%	%	%		%	mmol kg <sup>-1</sup>	mmol kg <sup>-1</sup>
Braunerde-Tschernosem aus Löß													
Ap	0..25	Lu	26,6	0,08	68	20,2	1,7	0,14	0,05	6,6	0,3	42,3	9,44
Ah	..43				32	20,6	1,2	0,1		6,5	0,3	43,0	8,47
Ah-Bv	..65	Lu	29,4	0,08	18	20,0	0,8	0,06	0,04	6,7	0,2	37,0	4,13
Ckc1	..110	Lu	20,3	4,4	31	12,4	0,3	0,02	0,03	7,4	17,8	22,6	4,44
Ckc2	..160	Lu	19,2	8	12	13,0	0,2	0,02		7,6	15,3	17,5	4,45
Ckc3	..195	Lu	23,2	2,5	8	14,7	0,4	0,02		7,7	12,7	19,9	4,75
Ap/Ah	0..30	Lt3	38,8	34,0	6	21,6	1,56	0,16	0,30	7,5	7,2	37,4	13,4
Para-Rendzina aus unterem Keuper													
II e/Cv	..65	Ls2	24,6	16,4	12	14,1	0,3	0,03	0,13	7,6	16,8	31,1	8,7
III e/Cv	..72	Lt2	27,3	11,1	1	18,8	0,36	0,04	0,09	7,6	1,1	26,1	7,5
IV e/Cv	..90	Lu	20,6	15,3	3	11,6	0,03	0,02	0,08	7,7	13,0	20,9	7,5
V e/Cv	..100	Ls2	20,3	15,3	10	13,1	0,22	0,03	0,06	7,6	1,1		
VI e/Cv	..110	Ls3	22,1	17,5	7	14,4	0,19	0,03	0,08	7,6	5,4		
VII Cv	..140	Ls2	24,5	15,9	0,4	15,1	0,23	0,03	0,11	7,5	<0,5		
VIII Cv	..150	Lu	24,8	18,1	1	16,9	0,27	0,03	0,12	7,4	<0,5		
IX Cv	..160	Tu3	35,0	30,4	6	21,1	0,17	0,04	0,06	7,5	<0,5		
X Cv	..200	Lt2	32,5	32,2		17,4	0,07	0,03	0,19	7,5	<0,5		

hoch bezeichnet werden (Tabelle 1). Sie ordnen sich in den oberen Bereich der von Piehl & Werner (1997) für sandige und lehmige Böden aus Kalkstein, Ton und Löß ermittelten Werte von 30 bis 43 mmol kg<sup>-1</sup> ein. Der von Leinweber et al. (2001) für sandige Böden ermittelte PSC-Wert von 18 mmol kg<sup>-1</sup> liegt demgegenüber niedriger.

Für die Erfassung des Sickerwassers dienen die Feldlysimeter Butteldstedt. Sie sind monolithisch befüllt, weisen eine Oberfläche von 2 m<sup>2</sup> und eine Tiefe von 2,5 m (Braunerde-Tschernosem) bzw. 2,0 m (Para-Rendzina) auf. Die Verdunstung wird mit Hilfe von Brückenwaagen und Wägezellen mit einer Genauigkeit von 100 g bzw. 0,05 mm gemessen. Für die Vermeidung von Oaseneffekten befinden sich die Lysimeter inmitten eines ebenso wie die Lysimeter bewachsenen 30ha großen Feldschlages.

Die Entnahme des Sickerwassers erfolgt tensionsgesteuert mit Hilfe von keramischen Saugkerzen (Braunerde-Tschernosem) oder gravitativ über eine körnungsabgestufte Filterstrecke aus Quarzmehl und -sand (Para-Rendzina). Eine Testung des oxidkeramischen Werkstoff Thermomodur im Labor der TLL ergab, dass sich im Fall von TDP (total dissolved phosphorus) nach Durchfluss von 3 Liter ein Konzentrationsgleichgewicht einstellt und deshalb Ad- und Desorptionseffekte für die im praktischen Probenahmebetrieb realisierten vierzehntägigen Mischproben vernachlässigbar sind. Gegenüber den Anionen Nitrat, Nitrit, Chlorid und Sulfat wurden keine Sorptionseffekte festgestellt. Dem DWA-Merkblatt M 905 zufolge ist Oxidkeramik auch geeignet für die Bestimmung von Kalium, Magnesium, Calcium und Hydrogencarbonat.

Das Sickerwasser wird täglich bis mehrmals wöchentlich entnommen. Die Analyse erfolgt in der Regel an wöchentlichen Durchschnittsproben, teilweise auch an ereignisbezogenen Einzelproben. Das Analysespektrum umfasst wöchentlich N-Verbindungen, vierzehntägig S- und P-Verbindungen, monatlich alle weiteren Kationen,

**Tabelle 2: Applizierte Nährstoffmengen.**

Zeitraum	Düngung	P	K	Mg	Ca	S	N
kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>							
Braunerde-Tschernosem aus Löß							
1984...1994	min.-org.	47	150	14	57	34	205
1995...2004	min.	24	70	1	14	15	151
2005...2014	min. (Var.1) <sup>1</sup>	38	120	14	68	14	140
1984...2014		37	114	10	46	22	167
Para-Rendzina aus unterem Keuper							
2005...2014	min. (Var.1)	26	83	19	70	22	146
	min.-org. (Var. 4)	33	129	24	56	27	152

<sup>1</sup> die mineralisch-organische Variante wird in dieser Publikation nicht dargestellt

**Tabelle 3: Nährstoffdeposition von 1996 bis 2014 (bulk-Sammler).**

	P	K	Mg	Ca	SO <sub>4</sub> -S	NO <sub>3</sub> -N + NH <sub>4</sub> -N
kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>						
Mittelwert	0,3	1,5	3,9	14,6	8,1	10,0
Standardabw.	0,2	0,8	2,9	10,0	5,3	1,4

Anionen, Gesamtgehalte, pH, Leitfähigkeit und mehrmals jährlich DOC, TOC, Schwermetalle und Mikronährstoffe. Die Bewirtschaftung der mit dem Lößboden befüllten Lysimeter teilt sich in drei Perioden. Von 1984 bis 1994 erfolgte eine ackerbauliche Nutzung mit mineralisch-organischer Düngung nach dem pflanzlichen Nährstoffbedarf. In der Fruchtfolge standen Zuckerrübe, Winterweizen, Kartoffel, Sommergerste, Welsches Weidelgras und Silomais. Jeweils im Herbst vor Anbau von Kartoffeln und Zuckerrübe wurden 40 t/ha Stallmist verabreicht und zu Welschem Weidelgras in drei Gaben 50 bis 80 m<sup>3</sup>/ha Gülle. Das Stroh wurde ab-

Tabelle 4: Nährstoffgehalte der Böden.

Tiefe	Boden	P-CAL	K-CAL	Mg-CaCl <sub>2</sub>	Tiefe	S <sub>min</sub>
cm		mg 100g <sup>-1</sup>	mg 100g <sup>-1</sup>	mg 100g <sup>-1</sup>	cm	kg ha <sup>-1</sup>
0...20	Braunerde-Tschernosem (Lö) <sup>1</sup>	10,3 D	19,8 D	20,8 E		
0...20	Para-Rendzina (k), Var. 1 <sup>2</sup>	7,7 D	35,0 D	14,2 D	0...30 30...60	19,0 35,8
0...20	Para-Rendzina (k), Var. 2 <sup>2</sup>	7,8 D	35,7 D	14,1 D	0...30 30...60	19,6 30,2

<sup>1</sup> Lysimeterboden, Mittelwert der Jahre 2006, 2009, 2012, <sup>2</sup> Boden der begleitenden Feldversuche, Mittelwert der Jahre 2006, 2009, 2012, 2015 (P, K, Mg) sowie der Jahre 2005...2014 (S<sub>min</sub>, Frühjahr)

Tabelle 5: Nährstoffsalden.

Zeitraum	Düngung	P	K	Mg	Ca	S	N
		kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>					
Braunerde-Tschernosem aus Löß							
1984...1994	min.-org.	+22	-45	-8	+16	+17	+25
1995...2004	min.	+4	-54	-19	-47	-12	+6
2005...2014	min. (Var.1)	+6	+28	-7	+39	0	-44
1984...2014		+12	-24	-11	+3	+3	-3
Para-Rendzina aus unterem Keuper							
2005...2014	min. (Var.1)	+4	0	+6	+52	+11	+4
	min.-org. (Var. 4)	+9	+40	+10	+36	+15	-5

gefahren. Als mineralische Dünger kamen Superphosphat, Kali, Harnstoff und Kalkammonsalpeter zum Einsatz. In der darauffolgenden Periode von 1995 bis 2004 gelangte Feldgemüse zum Anbau mit den Kulturen Buschbohne, Gurke, Kopfkohl, Zwiebel, Blumenkohl und Pfefferminze und in einem Jahr Winterraps. Die Düngung erfolgte mineralisch mit Mehrnährstoffdüngern (N/P/K/S) und 60-er Kali. Die Nebenprodukte blieben meist auf dem Feld. Im Jahr 2005 wird die Lysimeteranlage um einen zweiten Boden, eine Para-Rendzina aus unterem Keuper erweitert. Ab diesem Jahr beginnt für beide Böden eine ackerbauliche Nutzung mit der Fruchtfolge Winterraps, Winterweizen, Silomais/Sorghum, Sommergerste. Es werden eine mineralische und eine mineralisch-organische Düngungsvariante geprüft. Die Höhe der N-Düngung richtet sich nach dem N-Düngungsempfehlungsprogramm der TLL. Bei der mineralisch-organischen Variante wird ein Teil der empfohlenen N-Düngermenge als Rindergülle ausgebracht, im Mittel der Fruchtfolge 50 kg N/ha. Das Stroh bleibt auf dem Feld. Die Grunddüngung erfolgt teils zur wachsenden Kultur in Form von Mehrnährstoffdüngern, teils nach der Ernte mit Thomaskali, Triplesuperphosphat, 60-er Kali, Kornkali und Patentkali. Als mineralischer N-Dünger kommt Kalkammonsalpeter zum Einsatz. Die im Mittel der Jahre zugeführten Nährstoffmengen enthält Tabelle 2.

Die mit Hilfe eines bulk-Sammlers ermittelte Deposition stellt Tabelle 3 dar. Es handelt sich dabei um den Anteil der feuchten und sedimentierenden trockenen Deposition.

In unmittelbarer Nähe der Entnahmestellen der Lysimeter wurden im Jahr 2005 Parzellen-Feldversuche angelegt mit der Prüfung der gleichen Varianten wie im Lysimeterversuch für die Entnahme von Bodenproben und zwei weiterer Varianten mit einer höheren N-Düngermenge.

## Ergebnisse und Diskussion

### Bodengehalte und Nährstoffsalden

Die pflanzenverfügbaren Nährelementgehalte der Ackerkrume (0...20 cm) beider Böden weisen auf eine ausreichende Versorgung der Pflanzen für ein optimales Wachstum (Tabelle 4). Sie liegen in Gehaltsklasse D und E (nur Mg) und sind nach VDLUFA als hoch und sehr hoch zu bezeichnen. Der Gehalt an leichtlöslichen Nährelementen ist damit etwas höher als für einen wirtschaftlichen Ertrag erforderlich.

Der im Frühjahr ermittelte pflanzenverfügbare S<sub>min</sub>-Gehalt war nur in vier von zehn Jahren zu niedrig für die pflanzliche Ernährung. Dementsprechend gering fiel die mineralische S-Düngung in den letzten zehn Jahren mit 14 kg S/ha zum Lößboden und 22 kg/ha zur Para-Rendzina aus (Tabelle 2).

Die Nährstoffabfuhr der letzten zehn Jahre liegt in etwa in der Größenordnung der Düngung und die P- und Mg-Salden sind leicht positiv bis leicht negativ (Tabelle 5). Der positive K-Saldo des Lößbodens gleicht eine K-Aushagerung in den zwanzig Jahren zuvor aus. Der positive K-Saldo in der mineralisch-organischen Variante auf der Para-Rendzina ist die Folge des zusätzlich mit der Gülle verabreichten Kaliums. Die positiven Ca-Salden kommen durch den Einsatz kalkhaltiger mineralischer Dünger zustande. Beim S ist in den letzten zehn Jahren auf dem Lößboden ein ausgeglichener Saldo zu verzeichnen und auf der Para-Rendzina ein leichter Überhang.

Der 31-jährige Nährstoff-Saldo auf dem Lößboden bringt eine leichte Anreicherung bei Phosphor und Abreicherung bei Kalium und Magnesium zum Ausdruck. Die Ca-, S- und N-Salden sind in etwa ausgeglichen.

### Sickerwassermenge

Auf dem Braunerde-Tschernosem aus Löß kommt es unter dem Einfluss ackerbaulicher Nutzung im Mittel der Jahre 1984 bis 1994 zu einer Sickerwassermenge von 12 mm je Jahr. In vier von elf Jahren bleibt eine Sickerwasserbildung aus (Abbildung 1).

In den darauffolgenden zehn Jahren mit Anbau von Feldgemüse steigt die Sickerwassermenge auf durchschnittlich 79 mm je Jahr an. In der dritten Anbauperiode von 2005 bis 2014 führt Ackernutzung erneut zu einer sehr niedrigen Sickerwassermenge von 17 mm je Jahr und kommt es in vier von zehn Jahren zu keiner Auffüllung des Bodenwasservorrats. Die aus der Sickerwassermenge und der Feldkapazität des effektiven Wurzelraums berechnete Austauschrate des

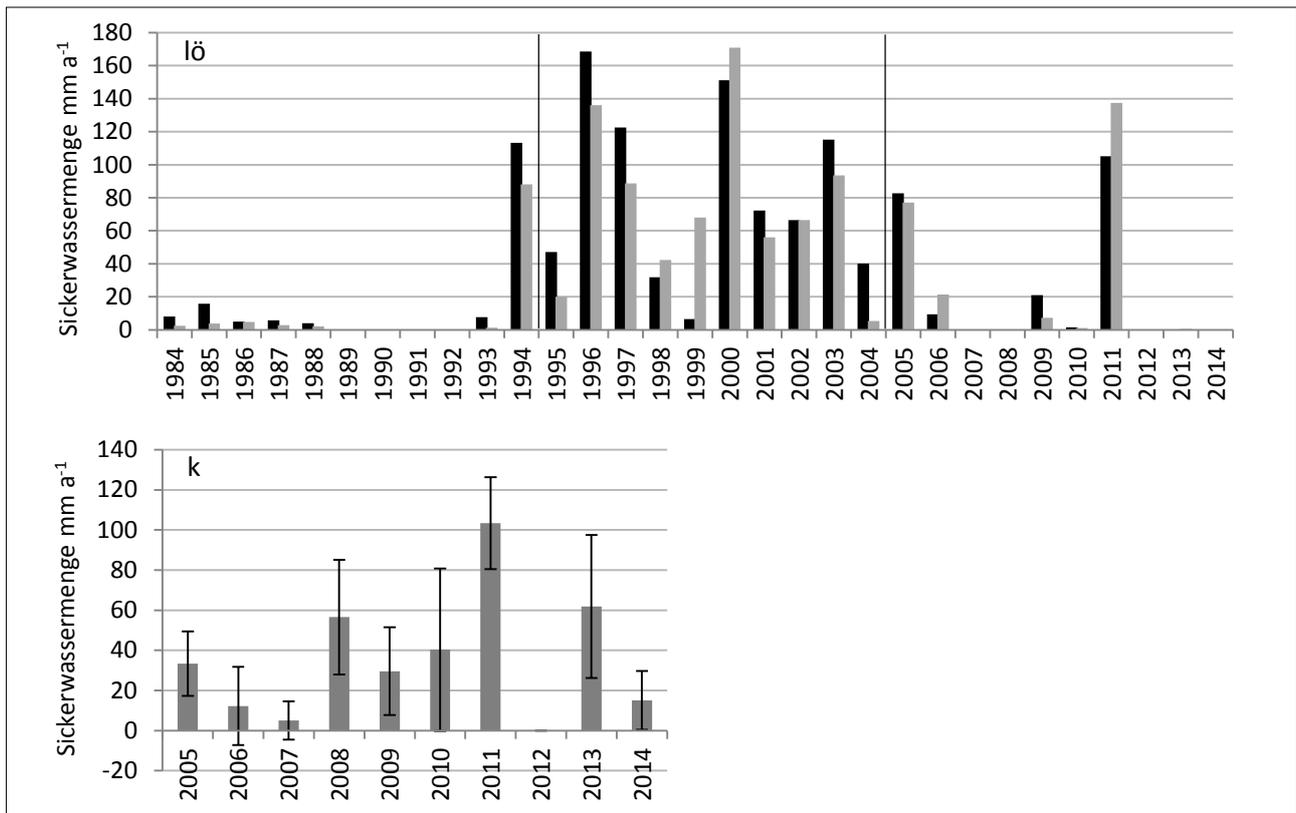


Abbildung 1: Sickerwassermenge, Jahreswerte im zeitlichen Verlauf, Braunerde-Tschernosem aus Löß (lö, 2 Wiederholungen), Para-Rendzina aus unterem Keuper (Mittelwert und Standardabweichung k1 bis k7).

Bodenwassers belüftet sich in den drei Anbauperioden auf 2, 16 und 3 %.

Die Para-Rendzina bildet demgegenüber jedes Jahr Sickerwasser (Abbildung 1). Im Mittel der Jahre sind es 36 mm je Jahr mit einer Spannweite von 17 bis 60 mm je Jahr zwischen den Lysimetern. Bei einer effektiven Durchwurzelungstiefe von 110 cm und einer Feldkapazität von etwa 30 Vol. % errechnet sich daraus eine Austauschrate des Bodenwassers von 7 bis 26 %. Das heißt, es kommt auch auf diesem Boden nicht zu einem vollständigen Austausch der im Bodenwasser gelösten Stoffe während eines Winterhalbjahres.

### Nährstoffkonzentration des Sickerwassers und Stoffaustrag des Braunerde-Tschernosem aus Löß

Die P<sub>i</sub>-Konzentration des Sickerwassers liegt in der Anbauperiode mit Ackerkulturen von 1984 bis 1994 bei sehr niedriger Sickerwassermenge etwas über dem LAWA-Grenzwert für Oberflächengewässer, 0,15 mg P<sub>i</sub>/l (Tabelle 6). Mehrfach höhere Sickerwassermengen in der Anbauperiode mit Feldgemüse von 1995 bis 2000 bringen eine deutliche Reduzierung der P<sub>i</sub>-Konzentration mit sich. Ab 2001 erfolgt ein Wechsel der P-Analytik von P<sub>i</sub> (ICP-AES) auf TP (Mikrowellendruckaufschluss mit K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> und ICP-OES). Der Vergleich der TP-Konzentration unter Feldgemüse von 2001 bis 2005 und Ackerkulturen von 2006 bis 2014 zeigt erneut eine Verdünnung durch höhere Sickerwassermenge.

Von den ersten vier Jahren abgesehen wird der LAWA-Grenzwert für Oberflächengewässer deutlich unterschritten. Ein hoher pflanzenverfügbare P-Gehalt in der Ackerkrume (GK D) hat keine Auswirkung auf die P-Konzentration des Sickerwassers in 2,3 m Tiefe und bedeutet keine Gefahr für die Gewässer. Mit zunehmender Sickerwassermenge geht eine Verdünnung der P-Konzentration einher und der P-Austrag steigt nur geringfügig an.

Die P-Sättigungskapazität an Fe- und Al-Oxiden und die in hoher Menge im Lößboden vorhandenen austauschbaren Ca-Ionen führen offenbar zu einer starken Bindung des Phosphat-Ions an den Boden.

Die K-Konzentration des Sickerwassers schwankte in den drei Zeitabschnitten zwischen 0,36 und 0,54 mg/l (Tabelle 7). Eine 6-fach höhere Sickerwasserspende unter Feldgemüse führte zu einem Rückgang der K-Konzentration. Der K-Austrag war dennoch etwa 4-fach höher als in den beiden Zeitabschnitten mit Ackerkulturen. B- und C-Horizonte von Lößböden werden in Scheffer & Schachtschabel (2010) durch bereits im Löß vorhandene hochgeladene Smectite charakterisiert, die spezifische Bindungsplätze für Kalium bieten und die sehr geringe K-Konzentration des Sickerwassers erklären. Während das austauschbare K sehr schnell in die Bodenlösung übergeht (Scheffer & Schachtschabel 2010), was im Lößboden auch begünstigt ist durch den hohen Gehalt an austauschbarem Ca, wird das im Zwischenraum spezifisch gebundene K über Diffusion nur sehr langsam nachgeliefert, was die bei höherer Sickerwassermenge geringere K-Konzentration des Sickerwassers erklärt. Der K-Austrag ist sehr gering. Pflanzenverfügbare K-Gehalte in

Tabelle 6: P-Konzentration des Sickerwassers und P-Austrag.

Zeitraum	Nutzung	Sickerwassermenge mm a <sup>-1</sup>	P-Konzentration des Sickerwassers <sup>1</sup> mg l <sup>-1</sup>				P-Austrag kg ha <sup>-1</sup>	
			P <sub>t</sub>	TP	o-PO <sub>4</sub> -P	MRDP	P <sub>t</sub>	TP
1984...1994	Ackerkulturen	12	0,18		0,026		0,022	
1995...2000	Feldgemüse	88	0,064		0,010		0,056	
2001...2005	Feldgemüse	68		0,013		0,006		0,009
2006...2014	Ackerkulturen	17		0,048		0,012		0,008
1984...2014		37						0,022 (P <sub>t</sub> bzw. TP)

Tabelle 7: K-Konzentration des Sickerwassers und K-Austrag.

Zeitraum	Nutzung	Sickerwassermenge mm a <sup>-1</sup>	K-Konzentration des Sickerwassers mg l <sup>-1</sup>	K-Austrag kg ha <sup>-1</sup>
1984...1994	Ackerkulturen	12,0	0,54	0,06
1995...2005	Feldgemüse	78,6	0,31	0,24
2006...2014	Ackerkulturen	16,9	0,36	0,06
1984...2014		37,1	0,34	0,13

Tabelle 8: Mg-, Ca- und SO<sub>4</sub>-Konzentration des Sickerwassers und Mg-, Ca- und S-Austrag.

Zeitraum	Nutzung	Sickerwassermenge mm a <sup>-1</sup>	Nährstoffkonzentration mg l <sup>-1</sup>			Nährstoffaustrag mg l <sup>-1</sup>		
			Mg	S	Ca	Mg	S	Ca
1984...1994	Ackerkulturen	12,0	59,4	435	247	7,2	17	29,8
1995...2005	Feldgemüse	78,6	61,1	446	256	48,0	117	201,3
2006...2014	Ackerkulturen	16,9	53,8	248	224	9,1	14	38,0
1984...2014		37,1	60	419	251	22,2	52	93,0

Gehaltsklasse D ziehen keine erhöhte K-Verlagerung aus dem Wurzelraum nach sich.

Im Unterschied zu P und K ist das Sickerwasser reich an Mg-, Ca- und SO<sub>4</sub>-Ionen (Tabelle 8).

Ab dem Jahr 1994 mit einer überdurchschnittlich hohen Sickerwasserspende unter Ackernutzung steigt die Konzentration dieser Nährstoffe um das Mehrfache. Dieser Trend setzt sich in der sickerwasserergiebigen Anbauperiode mit Feldgemüse weiter fort (Abbildung 2). Etwa ab dem Jahr 2003 wird das zu Beginn der Messungen niedrigere Niveau der Konzentrationen wieder erreicht.

Während der sickerwassergebundene Verlust unter Ackernutzung mit durchschnittlich 8 kg Mg/ ha, 16 kg S/ ha und 34 kg Ca/ ha moderat ausfällt, kommt es durch eine Nutzungsänderung mit der Folge einer mehrfach höheren Sickerwasserspende zu einem beträchtlichen Verlust dieser Nährstoffe (Tabelle 8).

In Abbildung 2 offenbart sich ein enger Zusammenhang zwischen dem zeitlichen Verlauf der Mg-, Ca- und SO<sub>4</sub>-Konzentration. Jeweils von Beginn eines Jahres an vollzieht sich ein Anstieg der Konzentration dieser Ionen. Das molare Verhältnis des Anstiegs deutet daraufhin, dass es zu einer Auflösung von Mg- und CaSO<sub>4</sub> gekommen ist nach folgender Gleichung:



Sulfate der zweiwertigen Kationen mit kleinerem Ionenradius, wie z.B. Mg werden von Alaily (1996) als leicht wasserlöslich bezeichnet. Die ab 1994 und in den Folgejahren in hohen Mengen in Lösung gegangenen Ionen stammen

mit hoher Wahrscheinlichkeit aus der Ansammlung atmosphärischer Salze in vielen Jahren zuvor. Möller (2003) nennt für belastete Gebiete in Mitteleuropa vor 1990 atmosphärische Einträge von 60 bis 130 kg S/ ha und 50 bis 60 kg Ca/ ha. Als Hintergrundwerte gibt er für diese Elemente 12 bis 15 kg S/ha und 6 kg Ca/ ha an. Außerdem sind die im Thüringer Becken abgelagerten Lössen beeinflusst durch die während ihrer Entstehung vom Wind abgetragenen Verwitterungsprodukte des Gipskeupers.

Für die verstärkte Lösung von Ca und Mg kommt noch ein weiterer Prozess infrage: die durch Zufuhr von CO<sub>2</sub> angetriebene Auflösung von pedogenem CaCO<sub>3</sub> und auch Dolomit, dessen Bildung bei magnesiumreicher Bodenlösung möglich ist (Alaily 1996). Da nach Auffassung von Furrer et al. (1999) neben dem CO<sub>2</sub>-Partialdruck die Versickerungsgeschwindigkeit noch wichtiger ist, kann es durch die mehrfach höhere Sickerwassermenge unter Feldgemüse zu einer dementsprechend höheren Auflösung von pedogenem Calcit und Dolomit gekommen sein. Bei einem pH von 7,65 und einem angenommenen P<sub>CO<sub>2</sub></sub> von 0,003 bar geben Furrer et al. (1999) eine Lösung von 1,05 mmol Ca<sup>2+</sup> l<sup>-1</sup> und 2,1 mmol HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> l<sup>-1</sup> an. Die Gleichung dafür lautet:



Der Verlauf der HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Konzentration zeigt im Zeitraum vom 1.11. 1994 bis 31.10.1998 einen ausgeprägten Peak von bis zu 8 mmol HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> im Jahr 1996. Gegenläufig dazu verhalten sich die NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Konzentrationen des Sickerwassers, die in den Jahren 1995 und 1996 unter 1 mmol l<sup>-1</sup> sinken. Die Sickerwasserspenden waren in den Jahren 1995 und

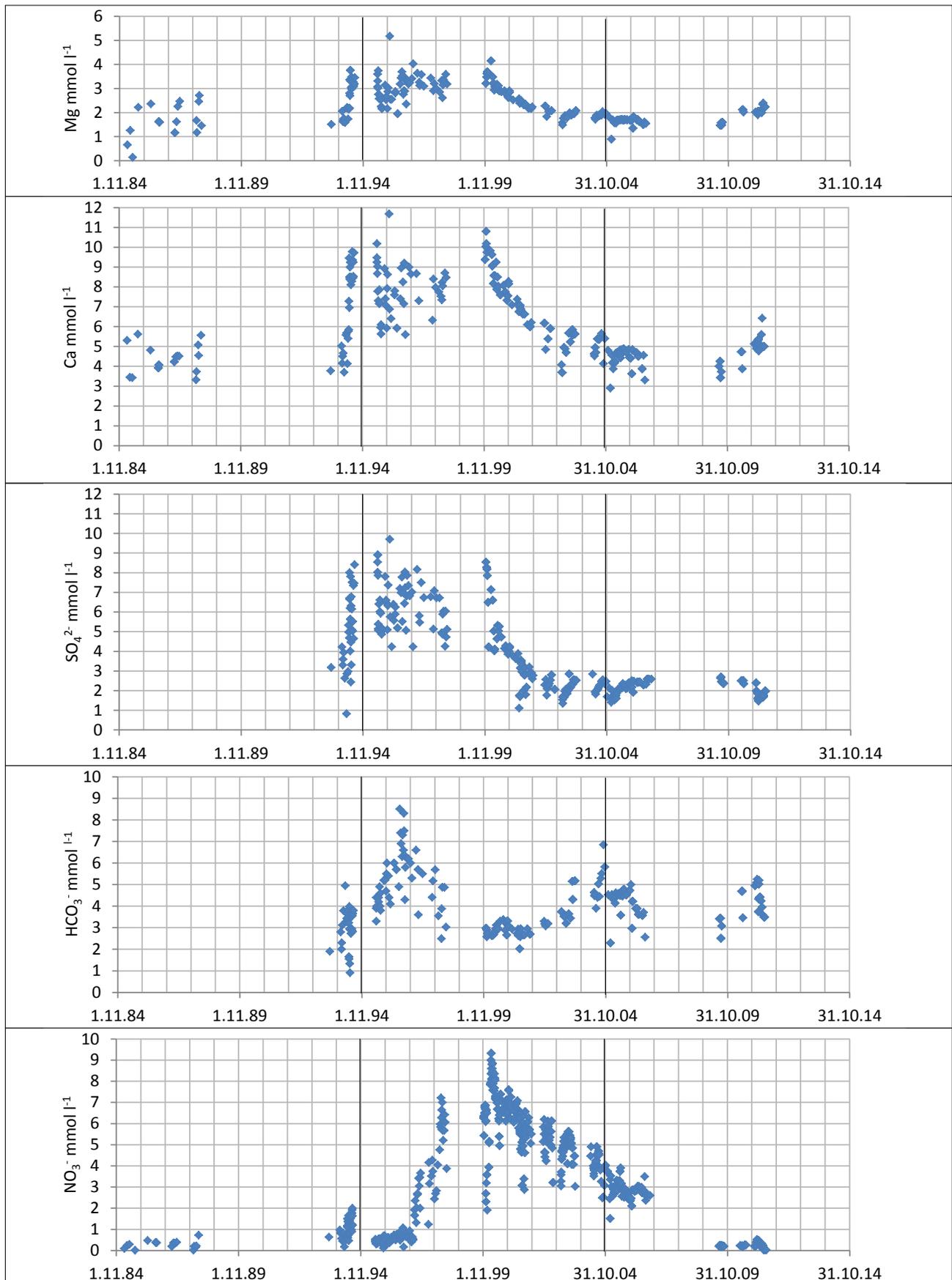
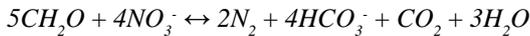


Abbildung 2: Verlauf der Mg-, Ca-, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>- und NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Konzentration des Sickerwassers von 1984 bis 2014 auf einem Braunerde-Tschernosem im Thüringer Becken.

1996 mit 47 und 169 mm sehr hoch und haben im Unterboden anaerobe Verhältnisse begünstigt, so dass vermutlich die chemo-heterotrophe Denitrifikation zeitweilig in Gang gesetzt worden ist und ein Teil des  $\text{HCO}_3^-$ -Ions auch aus diesem Prozess stammt:



Da in den Jahren 2003, 2004 und 2005 der molare Anstieg von Ca- und Mg-Ionen nicht allein mit dem molaren Anstieg der  $\text{SO}_4^-$ -Ionen erklärt werden kann, kann dennoch davon ausgegangen werden, dass der Anstieg der Ca- und Mg-Konzentration des Sickerwassers bei hohen Sickerwasserspenden sowohl von der Auflösung von Sulfat als auch von pedogenem Calcit und Dolomit herrührt.

### Nährstoffkonzentration des Sickerwassers und Stoffaustrag der Para-Rendzina aus unterem Keuper

Die TP-Konzentration des Sickerwassers beträgt 0,078 mg/l bei mineralischer Düngung und spiegelt ebenso wie beim Lößboden eine ausreichend hohe P-Bindungskapazität an Al- und Fe-Oxiden sowie an austauschbarem Ca wider (Tabelle 9).

Etwa 84 % des Gesamt-P ist leicht löslicher, molybdatreaktiver P. Bei mineralisch-organischer Düngung fällt die TP-Konzentration höher aus (Tabelle 9). Als Ursache dafür kommt der Einsatz von Gülle infrage, durch den in zwei von acht Anwendungsfällen wenige Tage nach der Ausbringung die P-Konzentration des Sickerwassers deutlich über den LAWA-Grenzwert, 0,15 mg P/l anstieg. Aufgrund der höheren Skelett- und Tonanteile ist auf diesem Boden die Ausbildung präferentieller Fließbahnen begünstigt, wodurch es zu einem bypass-Fluss von P-Verbindungen der Gülle bis in 2m Tiefe in kurzer Zeit gekommen ist. Der flüssige organische Dünger wurde jeweils zu Winterraps und Silomais während der Vegetationszeit und zur Strohrotte von Braugerste im Spätsommer mit Gabenhöhen von 5 bis 14 kg P/ha appliziert. Diese Form der Düngung entspricht der guten fachlichen Praxis. Die unter dieser Bedingung zeitweilig gemessene erhöhte P-Verlagerung ist vor allem dem P-Verlagerungsrisiko des Bodens geschuldet. Im zehnjährigen Mittel unterscheidet sich die bei mineralisch-organischer Düngung erhöhte P-Konzentration nicht signifikant von der mineralischen Düngungsvariante, was zeigt, dass Einzelereignisse einer P-Verlagerung sich in eine langfristig sehr niedrige Gefahr der P-Verlagerung aus der Wurzelzone einordnen können. Der P-Austrag ist erwartungsgemäß sehr gering.

Die K-Konzentration des Sickerwassers fällt mit 3,2 und 2,8 mg/l in beiden Düngungsvarianten gering aus. Offenbar steht in den Bodenhorizonten mit 18 bis 39 %

Ton ausreichend K-Fixierungskapazität an Dreischichttonmineralen zur Verfügung. Der K-Austrag ist bei beiden Düngungsvarianten sehr niedrig. Der höhere K-Saldo bei mineralisch-organischer Düngung hat keinen Einfluss auf die K-Auswaschung.

Die Mg-Konzentration des Sickerwassers bewegt sich bei den Düngungsvarianten zwischen 24,7 und 22 mg/l. Als Quelle kommen leicht lösliche Mg-Sulfate und dolomitische Gesteine des unteren Keupers infrage. Der Mg-Austrag der Düngungsvarianten beläuft sich auf 10 und 6,5 kg/ha. Demgegenüber stehen leicht positive Mg-Salden von +6 und +10 kg/ha. Die Düngungsvariante hatte keinen Einfluss auf die Höhe der Mg-Auswaschung.

Die  $\text{SO}_4^-$ -Konzentration des Sickerwassers beträgt 139 mg/l bei mineralischer und 149 mg/l bei mineralisch-organischer Düngung. Sie hängt vor allem mit der Auflösung von im unteren Keuper reichlich vorhandenem Gips über den Prozess der Hydratation zusammen. Dem S-Austrag von 16,8 und 15 kg S/ha der beiden Düngungsvarianten stehen S-Überschuss-Salden von +11 und +15 kg S/ha gegenüber, die in Anbetracht der geogenen S-Nachlieferung nur von untergeordneter Bedeutung für die S-Auswaschung sind. Da der  $\text{S}_{\text{min}}$ -Gehalt des Bodens im Frühjahr nur in vier von zehn Jahren eine geringe S-Düngung erforderte und in 60 bis 90 cm Tiefe ein  $\text{S}_{\text{min}}$ -Wert von 52 kg/ha eine S-Nachlieferung über kapillaren Aufstieg zum Ausdruck bringt, hat der S-Austrag von 16 kg/ha wenig Bedeutung für die pflanzliche Ernährung.

### Schlussfolgerungen

Auf tiefgründigen Lößboden begünstigen die P-Bindungskapazität des Bodens und ein vorwiegend über die Bodenmatrix ablaufender Wasserfluss, dass die P-Konzentration des Sickerwassers deutlich unter dem Grenzwert für die Gewässer liegt. Von einem hohen pflanzenverfügbaren P-Gehalt in der Ackerkrume geht über den Sickerwasserpfad keine Gefahr für die Gewässer aus. Im Unterschied hierzu zeigte sich auf der Para-Rendzina aus unterem Keuper nach einer ordnungsgemäßen Ausbringung von Gülle in zwei von acht Fällen ein Anstieg der P-Konzentration des Sickerwassers auf zeitweilig über 0,15 mg P/l. Grund dafür ist ein durch präferentielle Fließbahnen geprägtes Abflussregime dieses Bodens. Insgesamt ordnen sich diese Einzelereignisse aber in eine langfristig sehr niedrige Gefahr erhöhter P-Konzentrationen im Sickerwasser ein.

Die Auswaschung von P und K ist auf diesen stark tonhaltigen Böden vernachlässigbar bis sehr niedrig und erfordert keinen Ausgleich über die Düngung.

Eine durch Nutzungsänderung hervorgerufene Erhöhung der Sickerwasserspende kann auf einem Lößboden im mitteldeutschen Trockengebiet einen starken Nährstoffverlust an

Tabelle 9: P-, K-, Mg- und  $\text{SO}_4^-$ -Konzentration des Sickerwassers sowie P-, Mg-, Ca- und S-Austrag.

Düngungs- variate	Sickerwasser- menge mm a <sup>-1</sup>	Nährstoffkonzentration mg l <sup>-1</sup>						Nährstoffaustrag kg ha <sup>-1</sup>			
		TP	MRDP	K	Mg	$\text{SO}_4^-$	TP	K	Mg	$\text{SO}_4^-$ -S	
mineralisch	39,4	0,078	0,067	2,08	24,7	139,3	0,029	0,75	10,0	16,8	
mineralisch-organisch	30,9	0,121	0,101	1,82	21,6	148,9	0,037	0,53	6,47	15,0	
GD <sub>Tukey, 5%</sub>		0,049	0,037	1,08	6,06	53,2	0,028	0,38	7,36	9,0	

Mg, Ca, S und auch N nach sich ziehen. Grund dafür ist die sehr niedrige Sickerwasserspende unter Ackerkulturen und die dadurch mögliche Retardation von Nährstoffüberhängen über viele Jahre. Auch wenn der Mg- und Ca-Vorrat eines Lößbodens groß ist, sollte dieses Ergebnis insbesondere im Hinblick auf S und N bei der Gestaltung von Fruchtfolgen beachtet werden.

## Literatur

- Alaily F. (1996) Carbonate, Gips u. lösliche Salze. Handbuch der Bodenkde 1. Erg.Lfg., 1-8.
- Furrer G., Sticher H. (1999) Chemische Verwitterungsprozesse. Handbuch der Bodenkunde 6. Erg. Lfg., 1-16.
- Leinweber P., Meissner R., Eckardt K.U., Seeger J. (1999) Management effects on forms of phosphorus in soil and leaching losses. *European J. of Soil Science* 50, 414-424.
- Möller D. (2003) Deposition von Spurenstoffen. *Luft. De Gruyter*, 220-242.
- Scheffer & Schachtschabel (2010) Lehrbuch der Bodenkunde.
- Pihl U., Werner W. (1997) Erhebungsuntersuchungen zu P-Gehalten, P-Sorptionskapazität und relativer P-Sättigung der Böden in NRW als Prognosekriterien des potentiellen P-Austrages in Drain- und Grundwasser. H.4.

# Einfluss des Umbruchtermins und des Alters einer Ansaatwiese auf die Nitratauswaschung

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

## Zusammenfassung

Nach dem Umbruch von Ansaatwiesen wird häufig viel Nitrat ausgewaschen. In einem Lysimeterversuch wurde der Einfluss von zwei Umbruchzeitpunkten und zwei unterschiedlich alten Ansaatwiesen auf die Nitratauswaschung untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass die Auswaschung nach dem Umbruch im Herbst höher war als nach Frühjahrsumbruch und dass nach dreijährigen Ansaatwiesen mehr Nitrat ausgewaschen wurde als nach einjährigen.

*Schlagwörter:* Lysimeter, Monolith, Sickerwassermenge, Umbruchtermin

## Summary

After ploughing up of temporary grassland, large amounts of nitrate are often leached. In a lysimeter experiment, the influence of two ploughing-in times and two temporary grasslands of different age on nitrate leaching was investigated. The results show that leaching losses were higher after autumn ploughing than after spring ploughing and that nitrate losses were larger after ploughing up of three-year-old grasslands than after one-year-old ones.

*Keywords:* lysimeter, monolith, seepage volume, ploughing-in time

## Einleitung

Ansaatwiesen mit ein- oder mehrjähriger Nutzungsdauer sind auf Landwirtschaftsbetrieben mit Ackerbau und Rindviehhaltung eine bedeutsame Kultur für die Futterproduktion. Diese Wiesen weisen nicht nur ein hohes Ertragspotenzial auf, sondern erhöhen den Humusgehalt des Bodens, verbessern die Bodenstruktur und reduzieren viele Ackerunkräuter, Krankheitserreger und Schädlinge. In der Schweiz machen die Ansaatwiesen ein Drittel der Ackerfläche aus und sind damit die mit Abstand wichtigste Kultur, gefolgt von Winterweizen.

Ansaatwiesen sind auch bezüglich der Verringerung der Nitratauswaschung eine interessante Kultur, weil unter gut entwickelten Beständen wenig Nitrat ausgewaschen wird (Hess 1989, Simmelsgaard 1998, Stauffer und Spiess 2001). Dies ist auch darauf zurückzuführen, dass sie im Gegensatz zu anderen Ackerkulturen eine lange Vegetationszeit haben (Korsaeth et al. 2003). Nach der Saat (Stopes et al. 2002) und insbesondere nach dem Umbruch (Stauffer und Enggist 1990), welcher in der Schweiz meistens mit dem Pflug im Herbst oder im Frühling durchgeführt wird, kann es jedoch zu hohen Nitratverlusten kommen. In der vorliegenden Studie wurde deshalb untersucht, nach welchem Umbruchzeitpunkt mehr Nitrat ausgewaschen wird und ob das Alter der Ansaatwiese einen Einfluss auf die Höhe der Auswaschungsverluste hat.

## Material und Methoden

### Lysimeter

Der Versuch wurde während zwei Jahren auf zwölf 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). Sie 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 etwa 1-2 ml Wasser in eine Probenflasche, was eine abflussproportionale Entnahme einer kleinen Probe erlaubt. Die Wasserproben 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. Der Boden ist eine Braunerde mit 16 % Ton, 32 % Schluff und 52 % Sand sowie einem Gehalt an organischem Kohlenstoff von 1,7 % und an Gesamtstickstoff (N) von 0,11 % (0-20 cm Bodentiefe). Bei Versuchsbeginn Mitte 2011 stand auf der einen Hälfte der Lysimeter eine einjährige und auf der anderen eine dreijährige Ansaatwiese mit Klee gras. Von beiden Gruppen wurden je drei Lysimeter am 6. Oktober 2011 umgebrochen und mit Winterweizen angesät. Auf den anderen sechs Lysimetern

Tabelle 1: Verfahren mit den angebauten Kulturen.

Verfahren	Kultur 2011	Kultur 2012	Kultur 2013
1He	1-jährige Ansaatwiese	Winterweizen	Winterroggen
1Fr	1-jährige Ansaatwiese	Silomais	Winterroggen
3He	3-jährige Ansaatwiese	Winterweizen	Winterroggen
3Fr	3-jährige Ansaatwiese	Silomais	Winterroggen

<sup>1</sup> Agroscope, Fachgruppe Gewässerschutz und Stoffflüsse, Reckenholzstraße 191, CH-8046 ZÜRICH

\* Ansprechpartner: Ernst Spiess, ernst.spiess@agroscope.admin.ch

wurde das Klee gras im Frühjahr noch einmal geschnitten und nach dem Umbruch am 24. April 2012 wurde Silomais gesät. Mitte Oktober 2012 wurde als nächste Kultur auf allen Lysimetern Winterroggen angebaut.

### Bodenbearbeitung und Düngung

Der Boden wurde beim Umbruch jeweils 20 cm tief bearbeitet. Die Klee graswiese wurde mit zwei Güllegaben gedüngt (60 kg NH<sub>4</sub>-N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>; bei Frühjahrsumbruch zusätzlich 30 kg NH<sub>4</sub>-N ha<sup>-1</sup> zu Vegetationsbeginn). Das Getreide erhielt drei Gaben mit Ammoniumnitrat (140 kg N ha<sup>-1</sup> zu Weizen und 90 kg N ha<sup>-1</sup> zu Roggen). Die Stickstoffdüngung von Mais erfolgte mit Gülle und Ammoniumnitrat in drei Gaben (110 kg N ha<sup>-1</sup>).

### Erhebungsperiode

Für den Versuch wurde die Periode Juli 2011 bis Juni 2013 ausgewertet. Dieser Zeitabschnitt wurde gewählt, weil das Sickerwasser vorwiegend im Winterhalbjahr gebildet wird, während Mitte Jahr meistens nur wenig oder sogar kein Sickerwasser anfällt. Bei der Auswertung von gesamten Kalenderjahren wären somit Versuchsbeginn und -ende in der Mitte von Sickerwasserperioden gelegen. Bei gleich hoher gesamter Niederschlagsmenge wäre dann je nach zeitlicher Verteilung der Niederschläge im Winter mehr oder weniger Sickerwasser in der betrachteten Periode angefallen.

Versuche zeigen, dass die Vorkultur einen starken Einfluss auf die Auswaschung unter der aktuellen Hauptkultur hat (Beaudoin et al. 2005, Nievergelt 2002, Stauffer und Spiess 2001). Nievergelt (2002) schlug deshalb vor, die ausgewaschene N-Fracht nicht einer einzelnen Kultur, sondern einer Kulturkombination (= Vorkultur - eventuelle Zwischenkultur - Hauptkultur) zuzuordnen.

Die Auswertungsperiode wurde in folgende drei Zeitabschnitte unterteilt: Die Vorperiode umfasste die Monate Juli bis Oktober 2011. In diesem Zeitabschnitt wurden alle vier Verfahren gleich behandelt, weshalb keine Unterschiede auftreten sollten. Die eigentliche Versuchsperiode beinhaltete die Wintermonate 2011/12 zwischen dem ersten und dem zweiten Umbruchtermin. In den vierzehn Monaten nach dem zweiten Umbruchtermin wurde die Nachwirkung der verschiedenen Verfahren geprüft.

## Ergebnisse

### Ertrag und Stickstoffentzug der Pflanzen

Die Erträge und N-Entzüge fielen nach Umbruch der 3-jährigen Ansaatwiese mit Ausnahme des Maisertrags immer leicht höher aus als nach der 1-jährigen (Tabelle 2). Bei der Nachkultur Winterroggen war kein systematischer Unterschied zwischen den Herbst- und Frühjahrsverfahren zu beobachten. Der N Entzug war bei Winterweizen im Durchschnitt 79 kg N ha<sup>-1</sup> geringer als beim Frühjahrschnitt der Ansaatwiese und bei Silomais zusammen.

### Niederschlags- und Sickerwassermenge

Die Niederschlagsmengen (Abbildung 1) stammten von der 20 m entfernten Station von MeteoSchweiz. Im ersten Versuchsjahr lagen die Niederschläge mit 941 mm Jahr<sup>-1</sup>,

Tabelle 2: Ertrag (dt ha<sup>-1</sup>; Silomais: dt TS ha<sup>-1</sup>) und N-Entzug (kg N ha<sup>-1</sup>) der angebauten Kulturen.

Verfahren	Ertrag			N-Entzug				
	2012 WW	AWF	SM	2013 Ro	2012 WW	AWF	SM	2013 Ro
1He	83			66	158			109
3He	89			69	180			118
1Fr		21	237	65		38	200	114
3Fr		31	230	74		57	200	123

AWF = Nutzung der Ansaatwiese im Frühjahr; Ro = Winterroggen; SM = Silomais; WW = Winterweizen

unter dem langjährigen Mittel von 1054 mm Jahr<sup>-1</sup>, im zweiten Jahr lagen sie mit 1263 mm Jahr<sup>-1</sup> deutlich darüber.

In der Vorperiode fiel infolge der starken Evapotranspiration der Ansaatwiesen nur wenig oder sogar kein Sickerwasser an (Abbildung 2, Tabelle 3). In den sechs Monaten zwischen Herbst- und Frühjahrsumbruch waren die Sickerwassermengen wegen der stark unterdurchschnittlichen Niederschläge gering. Der Umbruch im Herbst 2011 führte bei den betroffenen Verfahren nicht zu einer vermehrten Sickerwasserbildung im Winterhalbjahr. In den 14 Monaten nach dem zweiten Umbruchtermin im April 2012 war die Sickerwassermenge bei Herbstumbruch gesamthaft geringer als bei den Frühjahrsverfahren (Tabelle 3). Zwischen April und Mitte August fiel nach Herbstumbruch praktisch kein Sickerwasser mehr an, weil die Transpiration im Winterweizen bis Mitte Juni hoch war. In den beiden Verfahren mit Frühjahrsumbruch stieg dagegen die Sickerwassermenge mit dem Einsetzen stärkerer Niederschläge im Mai 2012 an, denn die Maispflanzen waren zu dieser Zeit noch klein und nahmen wenig Wasser auf. Die Sickerwasserbildung versiegte jedoch im Juli infolge des verstärkten Längenwachstums der Maispflanzen und setzte erst wieder im Oktober ein. In den folgenden Monaten fielen in allen Verfahren ähnlich hohe Sickerwassermengen an. Über die gesamte Untersuchungsperiode betrachtet war die Sickerwassermenge bei Umbruch im Frühjahr leicht höher als bei Herbstumbruch.

Unter den 1-jährigen Ansaatwiesen fiel mehr Sickerwasser an als unter den 3-jährigen, wobei die Unterschiede im Laufe der Zeit abnahmen (Tabelle 3).

### Nitratkonzentration des Sickerwassers

In der Vorperiode wurde nur unter den 1-jährigen Ansaatwiesen Nitrat im Sickerwasser gemessen (Tabelle 3). Während des Winters zwischen den beiden Umbruchterminen waren die Nitratkonzentrationen in allen Verfahren niedrig (Abbildung 3). Im Frühling stiegen die Konzentrationen leicht an und erreichten einen Peak, wobei bei keinem Lysimeter 40 mg NO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup> erreicht wurden. Im Herbst 2012 nahmen die Nitratgehalte in den Verfahren mit Herbstumbruch stark zu und erreichten bis zu 130 mg NO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>. Bei Umbruch im Frühjahr stiegen die Nitratkonzentrationen erst mit zwei Monaten Verzögerung an und erreichten nur Werte um die 50 mg NO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>. In den Verfahren mit Umbruch einer 3-jährigen Ansaatwiese wurden tendenziell höhere Nitratkonzentrationen gemessen als bei den 1-jährigen Ansaatwiesen.

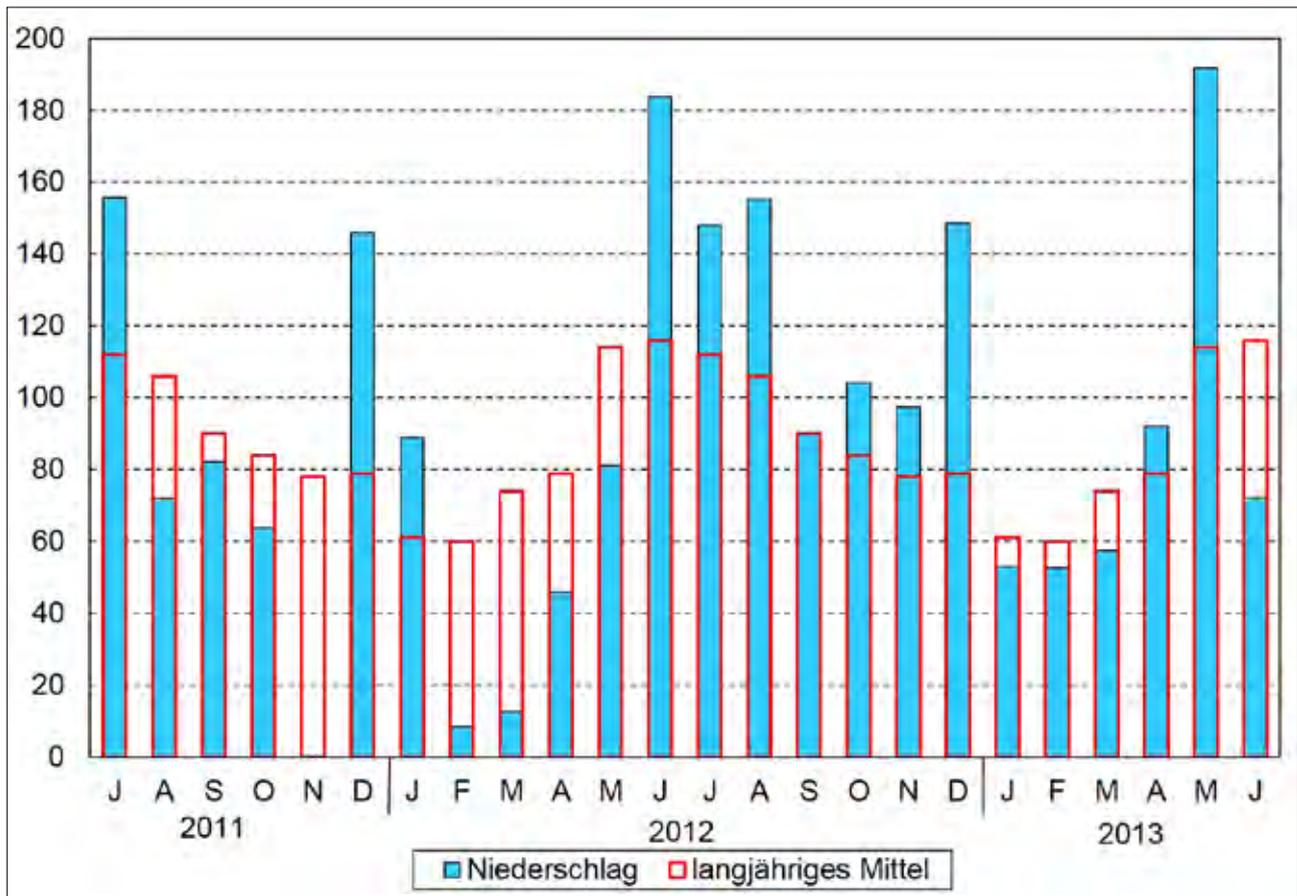


Abbildung 1: Niederschlagsmenge in der Untersuchungsperiode und langjähriges Mittel der Jahre 1981-2010 (in mm).

### Ausgewaschene N-Menge

In der Vorperiode wurde in den vier Verfahren nur wenig oder sogar überhaupt kein Nitrat ausgewaschen (Tabelle 3). Zwischen den beiden Umbruchterminen traten unter der Ansaatwiese praktisch keine und unter dem Winterweizen erstaunlich geringe Auswaschungsverluste auf, was vorwiegend eine Folge der stark unterdurchschnittlichen Niederschläge sein dürfte. Nach dem Herbstumbruch waren die Nitratverluste deshalb nur unbedeutend höher als in den Verfahren mit Frühjahrsumbruch. In den folgenden 14 Monaten fielen die Unterschiede zwischen den beiden Umbruchterminen bedeutend stärker aus mit durchschnittlichen N-Verlusten von 139 kg N ha<sup>-1</sup> nach Herbst- bzw. 52 kg N ha<sup>-1</sup> nach Frühjahrsumbruch. Zwischen Mai und September 2012 entstanden vorerst nur geringe Verluste. Auch die höheren Sickerwassermengen in den ersten Monaten nach dem Umbruch im Frühjahr erhöhten die Nitratauswaschung kaum. Nach einem nassen Sommer nahmen die Verluste erst im folgenden Herbst zu. In dieser Zeit führten überdurchschnittliche Niederschläge zu teilweise hohen N-Verlusten. Im Winterhalbjahr 2012/13 wurden bei den meisten Lysimetern nach Herbstumbruch über 100 kg N ha<sup>-1</sup> ausgewaschen, während die Verluste nach Frühjahrsumbruch nicht einmal halb so viel betragen. Über den gesamten Versuch betrachtet war die Nitratauswaschung nach Herbstumbruch bedeutend höher als nach Frühjahrsumbruch. Der Umbruch von 3-jährigen Ansaatwiesen führte zu etwas größeren Nitratverlusten als das Pflügen von 1-jährigen.

### Diskussion

In unseren Versuchen wurden in den 14 bzw. 20 Monaten zwischen dem jeweiligen Umbruchtermin und dem Versuchsende 52 bis 139 kg N ha<sup>-1</sup> ausgewaschen (Tabelle 3). In England fanden Stopes et al. (2002) in der Sickerwasserperiode nach Herbstumbruch N-Verluste von 82 kg N ha<sup>-1</sup> bei biologischer und von 37 kg N ha<sup>-1</sup> bei konventioneller Bewirtschaftung. In einem anderen Versuch in England, bei dem nach dem Umbruch von mehrjährigen Ansaatwiesen Winterweizen angebaut worden war, wurde die Nitratauswaschung in den beiden folgenden Wintern auf ungefähr 100 kg N ha<sup>-1</sup> geschätzt (Cameron und Wild 1984).

Dass beim Umbruch von älteren Wiesen mehr Nitrat ausgewaschen wird als bei jüngeren, wurde auch in anderen Versuchen festgestellt (Eriksen und Vinther 2002, Johnston et al. 1994). Letztere Autoren haben die Auswaschungsverluste über die Abnahme des Gehalts des Bodens an mineralischem Stickstoff ( $N_{\min}$ ) im Winterhalbjahr und die N-Aufnahme der oberirdischen Pflanzenteile der Nachkultur geschätzt. Sie fanden, dass nach dem Pflügen von 3- bis 6-jährigen Ansaatwiesen mehr Stickstoff unter dem nachfolgenden Winterweizen verloren ging als nach 1- oder 2-jährigen Ansaatwiesen. Mit steigendem Alter nehmen der Humus- und damit der N-Gehalt der Ansaatwiesen zu (Johnston et al. 1994), was eine höhere Mineralisierung nach dem Umbruch zur Folge hat (Aarts et al. 2001). Diese führte in den Versuchen von Johnston et al. (1994) zu höheren  $N_{\min}$ -

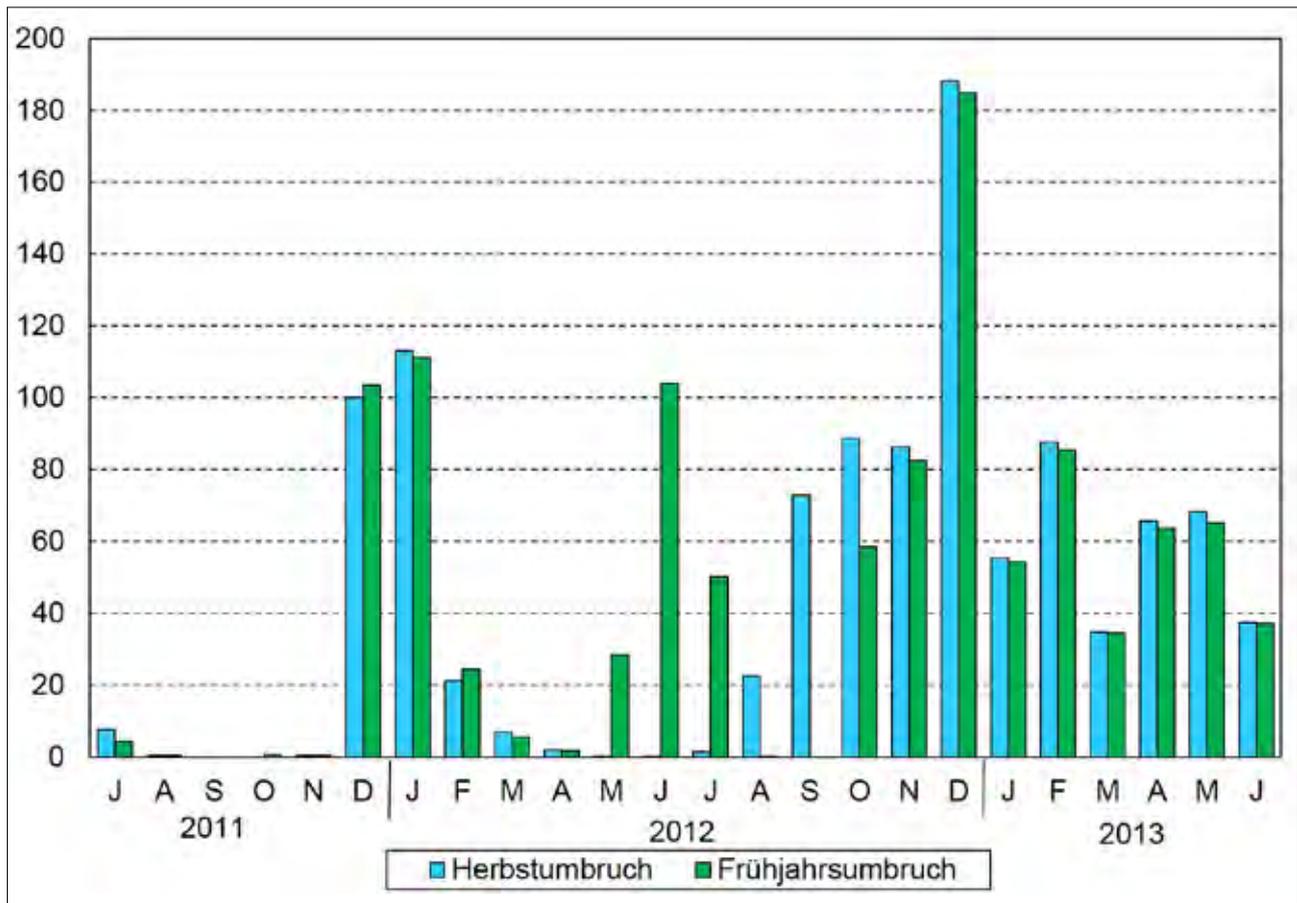


Abbildung 2: Sickerwassermenge bei den Verfahren mit Herbst- bzw. Frühjahrsumbruch (Mittel von 1- und 3-jähriger Ansaatwiese; in mm).

Tabelle 3: Niederschlags- und Sickerwassermenge, Nitratkonzentration des Sickerwassers und ausgewaschene N-Menge in den verschiedenen Verfahren (Mittelwert von 3 Wiederholungen).

	Niederschlag (mm)	Sickerwassermenge (mm)				Nitratkonzentration (mg NO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> )				Ausgewaschene N-Menge (kg N ha <sup>-1</sup> )			
		1He	3He	1Fr	3Fr	1He	3He	1Fr	3Fr	1He	3He	1Fr	3Fr
01.07.11 - 31.10.11	374	16	0	10	0	14	---	15	---	0	0	0	0
01.11.11 - 30.04.12	302	269	219	269	225	5	9	1	1	3	4	0	0
01.05.12 - 30.06.13	1528	813	807	870	828	71	82	24	31	129	149	47	58
Mittelwert pro Jahr	1102	549	513	575	527	54	66	19	24	66	77	24	29

Gehalten im Boden nach dem Umbruch, und auch die Erträge der Nachkultur Winterweizen fielen – wie in unserem Versuch – etwas höher aus. Da der mineralisierte Stickstoff aber den Bedarf der Nachkultur noch stärker überstieg, kam es zu noch höheren Auswaschungsverlusten.

Während bereits nach dem Umbruch von Ansaatwiesen hohe Nitratverluste auftreten, entstehen nach dem Umbruch von Dauergrünland noch viel höhere Verluste. Gutser und Hauck (1999) gehen von langfristigen Auswaschungsverlusten von 2000-6000 kg N ha<sup>-1</sup> aus. Nach Springob (2004) dauert es nach dem Umbruch einer Dauerwiese ca. 60-80 Jahre, bis der Humusgehalt bei ständiger ackerbaulicher Nutzung ein neues, tieferes Gleichgewicht erreicht.

In unserem Versuch war die Nitratauswaschung bei Herbstumbruch höher als bei Frühjahrsumbruch. Andere Studien (Djurhuus und Olsen 1997, Francis 1995, Hess et al. 1990) kamen zum gleichen Schluss, während Askegaard et al.

(2011) keinen Unterschied fanden. In einem Lysimeterversuch zum Umbruchszeitpunkt von Zwischenkulturen wurde bei Herbstumbruch ebenfalls mehr Nitrat ausgewaschen als bei Frühjahrsumbruch (Spiess et al. 2015). Allgemein wird empfohlen, Grasland bei einem Umbruch im Herbst möglichst spät zu pflügen, weil dann die Nitratverluste geringer sind (Francis 1995, Francis et al. 1992, 1995, Stauffer und Enggist 1990).

Auffallend in unserem Versuch war, dass die Nitratauswaschung im Winter 2012/13 bei den Verfahren mit Herbstumbruch viel höher ausfiel als im Winter 2011/12. Dies ist auf die überdurchschnittlichen Niederschläge in der zweiten Hälfte des Jahres 2012 zurückzuführen, welche hohe Sickerwassermengen zur Folge hatten (Abbildung 1 und 2). Ein weiterer Grund dürfte die gewählte Kulturfolge sein. Obwohl Winterweizen bis Ende Winter nicht viel Stickstoff aufnimmt (Francis et al. 1995) und als Teilbrache bezeichnet

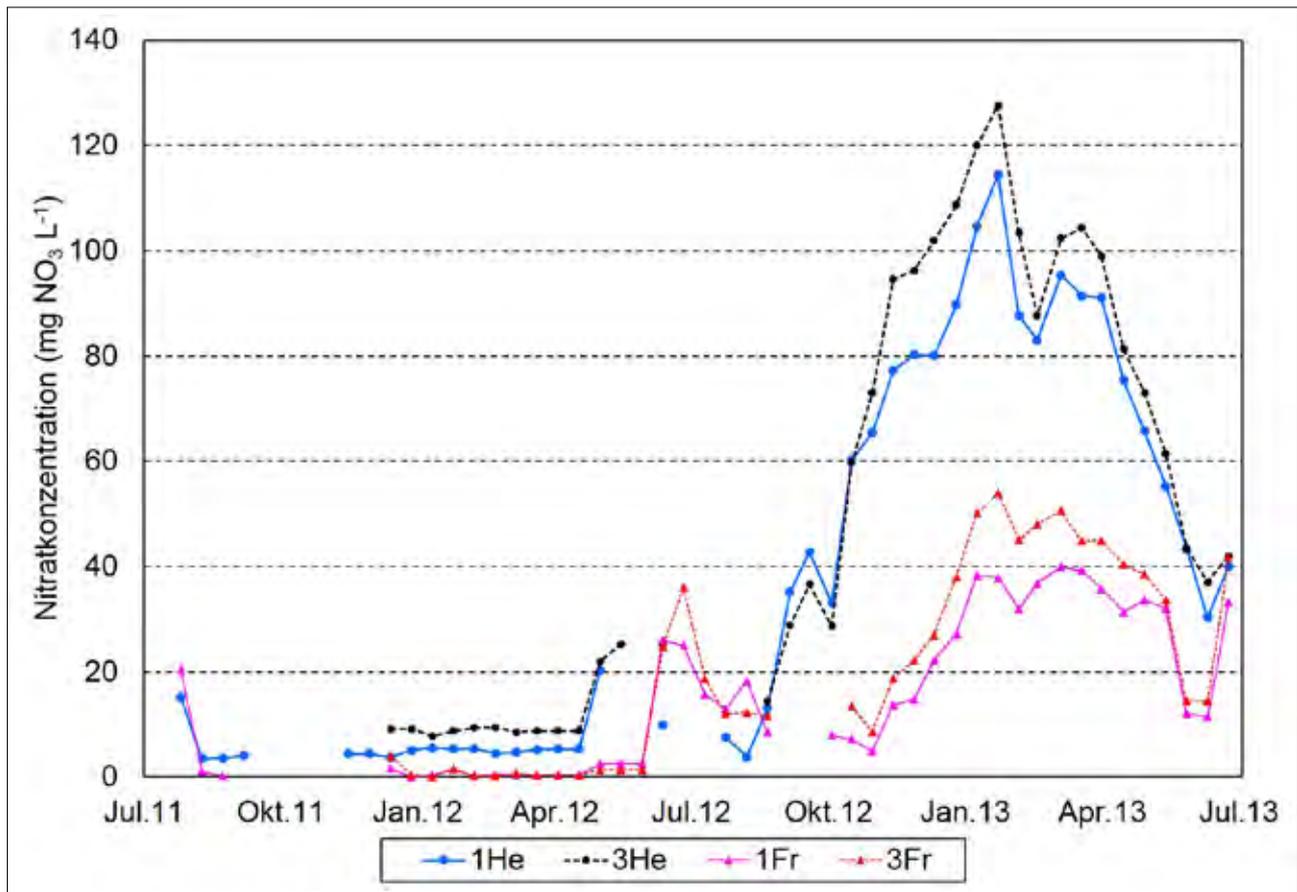


Abbildung 3: Nitratkonzentration des Sickerwassers in den verschiedenen Verfahren.

werden kann (Nievergelt 1993), blieb er im Winter 2011/12 infolge der geringen Niederschläge vor hohen Auswaschungsverlusten verschont. In den Verfahren mit Frühjahrsumbruch folgte Silomais auf die Ansaatwiese. Mais wächst in den ersten zwei Monaten langsam und ist in dieser Zeit auswaschungsgefährdet, falls hohe Niederschläge auftreten (Gutser und Hauck 1994, Riess et al. 1995, Sticksel et al. 1996, Walther et al. 1995). Winterweizen dagegen befindet sich in diesen Monaten in der Hauptwachstumszeit, was mit einer hohen Transpirationsrate und N-Aufnahme aus dem Boden und folglich einer geringeren Auswaschungsgefahr verbunden ist (Duynisveld und Strebel 1985). Bei Mais findet dieses intensive Wachstum erst in den Monaten Juli und August statt. In dieser Zeit wurde der Winterweizen schon geerntet. Da bei allen Verfahren Winterroggen als einheitliche Nachkultur gewählt wurde, lag eine mehrmonatige Bracheperiode zwischen der Weizenernte und der Roggensaat. In dieser Zeit wurden im warmen Boden weiterhin große N-Mengen mineralisiert, aber es gab außer Unkräutern und Auflaufgetreide keine Pflanzen, die Wasser und Stickstoff aus dem Boden aufnehmen konnten. Dies hatte zur Folge, dass Sickerwasser bereits zwei Monate früher als in den Verfahren mit Silomais gebildet wurde und dass Nitrat aus tieferen Bodenschichten, das vermutlich nach dem Umbruch der Ansaatwiese mineralisiert und in diese Schichten verlagert worden war, ausgewaschen wurde. Macdonald et al. (1989) wiesen nach, dass die  $N_{\min}$ -Gehalte nach der Weizenernte erhöht sein können, wenn ein Jahr zuvor eine Ansaatwiese umgebrochen worden ist, und Thomsen und Christensen (1998) zeigten, dass der Umbruch einer

Ansaatwiese im Herbst die Nitrat auswaschung nicht nur im folgenden, sondern auch im zweiten Winter erhöhen kann.

### Schlussfolgerungen

Der Lysimeterversuch zeigte, dass die Nitrat auswaschung nach dem Umbruch von Ansaatwiesen im Herbst höher war als nach Frühjahrsumbruch. Zu beachten ist allerdings, dass die Kulturfolge mit einer längeren Bracheperiode zwischen der Weizenernte und der Roggensaat nicht optimal war. Nach Umbruch von dreijährigen Ansaatwiesen wurde mehr Nitrat ausgewaschen als nach einjährigen. Infolge der hohen N-Mineralisierung nach dem Wiesenumbuch sollte geprüft werden, ob die N-Düngung der Nachkultur nicht reduziert werden könnte.

Welche Kulturen nach einem Wiesenumbuch in Bezug auf die Nitrat auswaschung am geeignetsten sind, sollte in weiteren Versuchen getestet werden. Hansen und Eriksen (2016) fanden beispielsweise, dass bei Sommergerste mit einer Untersaat weniger Nitrat ausgewaschen wurde als unter Silomais.

Die einseitige Niederschlagsverteilung im Versuch führte im ersten Winter zu erstaunlich niedrigen und im zweiten Winter zu hohen N-Verlusten. Dies zeigt die Wichtigkeit auf, solche Versuche in verschiedenen Jahren anzulegen. Der zeitliche Aufwand und die Kosten werden dadurch zwar vervielfacht, aber die unterschiedlichen klimatischen Einflüsse können besser berücksichtigt werden, so dass die Ergebnisse aussagekräftiger sind und besser verallgemeinert werden können.

## Literatur

- Aarts H.F.M., Conijn J.G., Corré W.J. (2001) Nitrogen fluxes in the plant component of the 'De Marke' farming system, related to groundwater nitrate content. *Neth. J. agric. Sci.* 49, 153-162.
- Askegaard M., Olesen J.E., Rasmussen I.A., Kristensen K. (2011) Nitrate leaching from organic arable crop rotations is mostly determined by autumn field management. *Agric. Ecosyst. Environ.* 142, 149-160.
- Beaudoin N., Saad J.K., Van Laethem C., Machet J.M., Maucorps J., Mary B. (2005) Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agric. Ecosyst. Environ.* 111, 292-310.
- Cameron K.C., Wild A. (1984) Potential aquifer pollution from nitrate leaching following the ploughing of temporary grassland. *J. Environ. Qual.* 13, 274-278.
- Djurhuus J., Olsen P. (1997) Nitrate leaching after cut grass/clover leys as affected by time of ploughing. *Soil Use Manage.* 13, 61-67.
- Duynisveld W.H.M., Strebel O. (1985) Tiefenverlagerung und Auswaschungsfahr von Nitrat bei wasserungesättigten Böden in Abhängigkeit von Boden, Klima und Grundwasserflurabstand. *Landwirtsch. Forsch.* 37 (Kongressband 1984), 416-424.
- Eriksen J., Vinther F.P. (2000) Nitrate leaching in grazed grasslands of different composition age. *Grassland Science in Europe* 7, 682-683.
- Francis G.S. (1995) Management practices for minimising nitrate leaching after ploughing temporary leguminous pastures in Canterbury, New Zealand. *J. Contam. Hydrol.* 20, 313-327.
- Francis G.S., Haynes R.J., Sparling G.P., Ross D.J., Williams P.H. (1992) Nitrogen mineralization, nitrate leaching and crop growth following cultivation of a temporary leguminous pasture in autumn and winter. *Fert. Res.* 33, 59-70.
- Francis G.S., Haynes R.J., Williams P.H. (1995) Effects of the timing of ploughing in temporary leguminous pastures and two winter cover crops on nitrogen mineralization, nitrate leaching and spring wheat growth. *J. agric. Sci., Camb.* 124, 1-9.
- Gutser R., HAUCK S. (1994) Pflanzenbauliche Maßnahmen zur Verringerung des Stickstoffaustrages von landwirtschaftlich genutzten Flächen. In: Verminderung des Stickstoffaustrags aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in das Grundwasser - Grundlagen und Fallbeispiele. Schriftenreihe des DVWK, Heft 106, 345-362.
- Hansen E.M., Eriksen J. (2016) Nitrate leaching in maize after cultivation of differently managed grass-clover leys on coarse sand in Denmark. *Agric. Ecosyst. Environ.* 216, 309-313
- Hess J. (1989) Klee grasumbruch im Organischen Landbau: Stickstoffdynamik im Fruchtfolglied Klee gras - Klee gras - Weizen - Roggen. Diss. Universität Giessen, 127 pp.
- Hess J., Pauly J., Franken H. (1990) Standorterhebungen zur Stickstoffdynamik nach Klee grasumbruch. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* 3, 269-272.
- Hess J., Piorr A., Schmidtke K. (1992) Grundwasserschonende Landwirtschaft durch Ökologischen Landbau? Veröffentlichungen des Instituts für Wasserforschung GmbH Dortmund und der Dortmunder Stadtwerke AG, Dortmund.
- Johnston A.E., McEwen J., Lane P.W., Hewitt M.V., Poulton P.R., Yeoman D.P. (1994) Effects of one to six year old ryegrass clover leys on soil nitrogen and on the subsequent yields and fertilizer nitrogen requirements of the arable sequence winter wheat, potatoes, winter wheat, winter beans (*Vicia faba*) grown on a sandy loam soil. *J. agric. Sci., Camb.* 122, 73-89.
- Korsaeth A., Bakken L.R., Riley H. (2003) Nitrogen dynamics of grass as affected by N input regimes, soil textures and climate: lysimeter measurements and simulations. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 66, 181-199.
- Macdonald A.J., Powlson D.S., Poulton P.R., Jenkinson D.S. (1989) Unused fertilizer nitrogen in arable soils - its contribution to nitrate leaching. *J. Sci. Fd. Agric.* 46, 407-419.
- Nievergelt J. (1993) Wasserverbrauch, Ertrag, Sickerwasser und Nährstoffauswaschung vom 1. April 1990 bis 31. März 1991. *Landw. Schweiz* 6, 121-122.
- Nievergelt J. (2002) Nitrat und Fruchtfolgen 20 Jahre lang beobachtet. *Agrarforschung* 9, 28-33.
- Prasuhn V., Spiess E., Seyfarth M. 2009 Die neue Lysimeteranlage Zürich-Reckenholz. Bericht über die 13. Gumpensteiner Lysimetertagung, Irdning, 11-16.
- Riess F., Rieder J.B., AMBERGER A. (1995) Nitratauswaschung unter Acker und Grünland - Ergebnisse der Saugkerzenanlage „Gülleprüffeld Puch“. Bericht über die 5. Gumpensteiner Lysimetertagung, Irdning, 69-73.
- Simmelsgaard S.E. (1998) The effect of crop, N-level, soil type and drainage on nitrate leaching from Danish soil. *Soil Use Manage.* 14, 30-36.
- Spiess E., Prasuhn V., Humphrys C. (2015) Einfluss des Umbruchtermins einer Zwischenfrucht auf die Nitratauswaschung. Bericht über die 16. Gumpensteiner Lysimetertagung, Irdning, 171-174.
- Springob G. (2004) C and N losses in sandy soils of NW Germany after conversion of grassland. *Grassland Science in Europe* 9, 529-531.
- Stauffer W., Enggist A. (1990) Einfluss von Gülleausbringtermin, Kultur und Wiesenbruch auf die Nitratauswaschung in einem Lysimeterversuch. *Landw. Schweiz* 3, 373-379.
- Stauffer W., Spiess E. (2001) Einfluss unterschiedlicher Fruchtfolgen und nachwachsender Rohstoffe auf die Nitratauswaschung. Bericht über die 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, Irdning, 47-50.
- Sticksel E., Maidl F.X., Fischbeck G. (1996) Boden- und nutzungsbedingter Nitrataustrag in einem Trinkwasserschutzgebiet mit hoher N-Austragsgefährdung. *Agribiol. Res.* 49, 10-22.
- Stopes C., Lord E.I., Philipps L., Woodward L. (2002) Nitrate leaching from organic farms and conventional farms following best practice. *Soil Use Manage.* 18, 256-263.
- Thomsen I.K., Christensen B.T. (1998) Cropping system and residue management effects on nitrate leaching and crop yields. *Agric. Ecosyst. Environ.* 68, 73-84.
- Walther U., Jäggli F., Waldburger M. (1995) Vier Maisanbauverfahren 1990 bis 1993: N<sub>min</sub>-Gehalte des Bodens. *Agrarforschung* 2, 365-368.

# Veränderungen des Stickstoff-Haushaltes eines Waldwiesen-Standortes durch den Klimawandel

N. Knauer<sup>1</sup>, Jannis Groh<sup>1</sup>, Harry Vereecken<sup>1</sup> und Thomas Pütz<sup>1\*</sup>

## Zusammenfassung

Im Rahmen des „Space-for-Time“ Versuches TERENO-SOILCan wurden neun wägbare monolithische Lysimeter mit Waldwiesenboden aus dem Nationalpark Eifel befüllt. Sechs dieser monolithischen Lysimeter wurden am Ursprungsort Wüstebach und drei am wärmeren und trockeneren Standort Selhausen in der Niederrheinischen Bördelandschaft installiert. Für die Beobachtungsjahre 2013 und 2014 wurde eine Erhöhung der Jahresmitteltemperatur um ca. 3,4 °C und eine um ca. 350 mm geringere Niederschlagsjahresmenge am Standort Selhausen zum Referenzort beobachtet. Die Unterschiede entsprachen dem prognostizierten Klimawandel für den Standort Wüstebach. In den versetzten Lysimetern kam es zur Veränderung der Wasserhaushaltskomponenten. Durch die geringeren Niederschläge und der höheren Temperatur in Selhausen lag der Anteil der Evapotranspiration am gesamten Wasserhaushalt bei ca. 40 %, entsprechend dem Doppelten des Standortes Wüstebach. Die geringeren Niederschlagsmengen resultierten eine um ca. 10 % geringere Perkolatmenge, dies entsprach 1/3 der Versickerungsrate des Referenzstandortes. Durch das geringere Wasserdargebot im Boden des Lysimeters kam es zu stärkerem kapillarem Aufstieg im Boden und dadurch verursachter Rückführung des Perkolats aus dem Vorratstank in die Lysimeter. Somit wurde Nitrat-Stickstoff auch aufwärtsgerichtet transportiert. Die durch den Transfer veränderten Klimaparameter hatten zur Folge, dass sich die mobilen Stickstoffkonzentrationen in den untersuchten Bodentiefen wesentlich erhöhten und es zu deutlich größeren Nitratwaschungen kam. Dieser Effekt des Klimawandels trat vier Jahre nach Versuchsbeginn (Dezember 2010) ein.

*Schlagwörter:* DOC, Nitrat, Klimawandel, Grünland, Perkolat

## Einleitung

Durch menschliches Handeln werden unsere Biogeosysteme nachhaltig verändert (Klotz 2005). Der Anstieg klimarelevanter Spurengase und Veränderung der Regen- und Trockenperioden sowie der Niederschlagsintensität bedingen in Summe eine globale Erwärmung um 1,8 - 4,0 °C der langjährigen Durchschnittstemperatur bis zum Ende des 21. Jahrhunderts. Das Klima mit seinen Einflussgrößen Strahlungsintensität, Niederschlag, Luftdruck, Luftfeuchtigkeit, Temperatur, Art und Stärke der Bewölkung, Windrichtung und Windstärke ist maßgebend für das Wasserdargebot im

Boden und die vorherrschenden Verwitterungsprozesse. Infolgedessen wird es durch den Klimawandel zu Veränderungen der organischen Substanz, der Mineralisation und dem Nährstoffkreislauf kommen. Die Wirkung des Klimawandels auf die Elemente Kohlenstoff und Stickstoff ist erheblich (Gutiñas et al. 2012). Stickstoff als ein wesentlicher Pflanzennährstoff kann in Abhängigkeit seiner Verfügbarkeit den Kohlenstoff-Haushalt limitieren oder fördern (Stocker et al. 2013).

Der ausgewählte Waldwiesenstandort im Nationalpark Eifel liegt im Wassereinzugsgebiet der Rur. Das Ziel des Nationalparks ist der Erhalt des natürlichen Zustandes, somit ist das Gebiet besonders interessant für die Grundwasserneubildung und zukünftige klimainduzierte Nitratwaschung. In den Mittelgebirgsregionen in Mitteleuropa, zu denen auch die Eifel gehört, werden häufigere Frostwechselperioden im Winter und längere Trockenperioden im Sommer mit nachfolgenden Starkregenereignissen erwartet (Solomon et al. 2007).

Um die Umweltproblematik des Stickstoffs unter Einfluss des vorhergesagten Klimawandels abzuschätzen, wurde ein Lysimeterversuch nach dem „Space-for-Time“-Konzept für einen Waldwiesenstandort durchgeführt (Pütz et al. 2016). In dem Lysimeterversuch wird der Einfluss des Klimawandels auf den Stickstoffhaushalt und den Wasserhaushalt einer Waldwiese untersucht werden.

## Material und Methodik

### Lysimeternetzwerk

Im Dezember 2010 begann der Routinebetrieb der SOIL-Can Lysimeter. Die technischen Details der monolithisch befüllten Lysimeter und Informationen zum SOILCan Lysimeternetzwerk sind in Pütz et al. (2016) zusammengestellt.

In vier Regionen Deutschlands, die negativ vom Klimawandel betroffen sein werden, wurden Lysimeter nicht nur an ihrer ursprünglichen Entnahmestelle installiert, sondern auch an mehreren Standorten mit trockeneren und wärmeren Wetterbedingungen im Vergleich zur Entnahmestelle. Dies simuliert die zukünftigen klimatischen Bedingungen nach dem Prinzip „Space-for-Time“ (Pütz et al. 2013). Dieser Ansatz wurde bereits zur Untersuchung des Klimaeinflusses auf Nährstoffkreisläufe, Pflanzensukzession und Mineralisierungsprozesse eingesetzt (Blois et al. 2013). Zur Untersuchung des Stickstoffhaushaltes eines Waldwiesenstandortes wurden neun Lysimeter des TERENO-Observatoriums Eifel/Niederrheinische Bucht ausgewählt. Sechs Lysimeter

<sup>1</sup> Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG): Agrosphäre - IBG-3, Forschungszentrum Jülich GmbH, D-52425 JÜLICH

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

befanden sich am Ursprungsort Wüstebach im Nationalpark Eifel und drei wurden an den Standort Selhausen in der Jülicher Börde versetzt.

### *Gewinnung der Bodenlösung und Perkolat*

Die stoffliche Zusammensetzung der Bodenlösung und des Perkolats wurde durch die Beprobung mit Saugkerzen in 10 cm, 30 cm, 50 cm und dem Saugrechen in 140 cm Bodentiefe möglich. Zur Gewinnung der Bodenlösung wurde eine konstante Saugspannung von 100 hPa angelegt und die Bodenlösung in Duran-Flaschen gesammelt. Die Steuerung der unteren Randbedingung der Lysimeter erfolgte über das gemessene Matrixpotential im Bereich des Saugrechens und in der vergleichbaren Tiefe des ungestörten Bodens im Umfeld des jeweiligen Lysimeterhexagons. Bidirektionale Pumpen förderten das Perkolat in den Tank bzw. pumpten es aus dem Perkolattank zurück in das Lysimeter. Somit entsprach das Matrixpotential im Lysimeter dem Potential im ungestörten umgebenden Feld. Die Perkolataliquote wurden im Zustrom des jeweiligen Perkolattanks genommen und in 2 L Duran-Flasche aufgefangen. Die Probennahmen erfolgten alle 14 Tage, falls ein Probenvolumen von 100 mL vorhanden war. Weitere Details sind bei Pütz et al. (2016) erklärt.

### *Bodenrespiration*

Seit September 2013 wurde die Bodenrespiration von jeweils zwei Lysimetern eines Standortes gemessen. Die Messungen fanden im 14-tägigen Rhythmus bzw. in den wärmeren Monaten wöchentlich statt. Das Messfenster lag morgens zwischen 09:00 - 12:00 Uhr, da zu dieser Zeit die Bodentemperaturen ungefähr dem Tagesmittelwert entsprachen und damit die Messwerte der N<sub>2</sub>O-Emissionen in etwa dem Tagesmittelwert entsprachen (Collier et al. 2014, Reeves et al. 2016). Zur Messung wurden zylindrische Kammern auf die Lysimeter gesetzt. Die verwendeten Kammern waren am Boden offen und schlossen mit einem Dichtungsring das Lysimeter gasdicht zur Atmosphäre ab. Bei höherem Pflanzenbewuchs wurden Distanzstücke eingesetzt. Mit Hilfe eines Ventilators wurde die Kammerluft gemischt. Zur Probenahme wurden mit einer Spritze über eine mit einem Septum verschlossene Öffnung im Deckel jeweils 30 mL Luftproben nach 2 min, 12 min, 22 min und 32 min entnommen. Die Gasproben wurden in evakuierte Glasfläschchen überführt und im Gaschromatographen (GC) analysiert.

### *Depositionssammler*

Zur Erfassung der über den atmosphärischen Pfad in die Lysimeter eingetragenen Stoffe und Stoffmengen wurden Depositionssammler (ecoTech GmbH, Bonn) eingesetzt, der zwischen Gesamtdeposition- (DT) und Nassdeposition (DW) differenzierte. Der Nassdepositionssammler wurde mit einer sensorgesteuerten Abdeckung bei Beginn des Niederschlags geöffnet und nach dem Ende wieder verschlossen. Die Sammler waren jeweils temperiert, um auch Graupel und Schnee, etc. zu erfassen. Die aufgefangenen Niederschlagsproben wurden in eine gekühlte Duran-Glasflasche überführt. Das Niederschlagswasser wurde wöchentlich beprobt. Die Depositionssammler in Wüstebach waren nicht direkt neben der Lysimeterstation, sondern ca.

3,5 km entfernt aufgestellt. In Selhausen befanden sich die Depositionssammler neben der Lysimeteranlage.

### *Klimastation*

Neben den Lysimeterstationen erfasste jeweils eine meteorologische Station die lokalen Wetterereignisse. Die Klimastationen umfassten einen Meteo-Multisensor (WXT520, Vaisala Inc.) zur Messung der Windgeschwindigkeit und -richtung, der Lufttemperatur und der Luftfeuchte sowie des Niederschlags.

### *Datenaufbereitung*

Die Wägedaten der Lysimeter wurden in drei Schritten aufbereitet, um aus den sensiblen, hochfrequenten Gewichtsmessungen Tageswerte des Niederschlags und der Evapotranspiration zu ermitteln. Messfehler waren bedingt durch starke Winde, Starkregenereignissen, Tiere, Stromausfällen und durch die Probenahme. Zunächst wurden aus den Daten manuell Ausreißer herausgefiltert und dann mit dem Glättungsfilter AWAT (Adaptive Window and Adaptive Threshold filter) (Peters et al. 2014, Peters et al. 2016) auf einer minutlichen Basis mit einer Durchschnitzeit von 1 – 61 min mit minimalen und maximalen Schwellenwerten von 0,012 kg beziehungsweise 3,5 kg gefiltert. Die adaptiven Schwellenwerte lagen unter dem Minimum- und über dem Maximalwert der Auflösung der Lysimeterwaage. Die limitierenden Schwellenwerte sollten sicherstellen, dass Gewichtserfassung kleiner der Gewichtsauflösung und hohe Messsignale durch Wettereinflüsse eliminiert wurden. Dann erst wurden die täglichen Flüsse aus den Minutenwerten berechnet (Groh et al. 2015).

### *Standorte*

Die beiden Versuchsstandorte Wüstebach und Selhausen liegen im TERENO-Observatorium Eifel/Niederrheinische Bucht, dass das Rur-Wassereinzugsgebiet mit einer Fläche von 2354 km<sup>2</sup> (Bogena et al. 2015). Der Waldwiesenstandort wird nicht bewirtschaftet.

### *Versuchsstandorte*

Der naturbelassene Waldwiesenstandort Wüstebach befindet sich im Nationalpark Eifel in der Nähe von Monschau an der belgischen Grenze. Auf diesem Standort wächst ein etwa 65-Jahre alter Fichtenwald (*Picea abies*) (Bogena et al. 2015, TERENO 2011). Die sechs Lysimeter befinden sich auf einer Lichtung in 630 m üNN. Der Lysimeterbewuchs setzte sich aus Farnen, Moosen, Gräsern und Wurzelfilz mit sehr unterschiedlichen Anteilen zusammen (Pätzold & Pütz 2010). Der Jahresmittelwert der Lufttemperatur (1979-1999) beträgt 7,5 °C und der des Niederschlags (1979-1999) 1200 mm (Pütz et al. 2011). Das Klima ist gemäßigt maritim (Bogena et al. 2015).

Die Merkmale der Braunerde dominieren, dennoch sind Anzeichen von Podsolierung und Pseudovergleyung vorhanden. Der niedrige pH-Wert und das Ausgangssubstrat weisen auf eine mäßig nährstoffreiche (mesotrophe) Braunerde hin (*Tabelle 1*). Dies spiegelt sich in der Humusform mullartiger Moder und in der mäßigen bis hohen Humusqualität (C/N-Verhältnis) im Oberboden wieder (Pätzold & Pütz 2010).

Tabelle 1: Horizonte und Eigenschaften des Bodens Wüstebach (Pätzold &amp; Pütz 2010) der versetzten Lysimeter.

Tiefe (cm)	Horizont	S	Textur d. Feinbodens			pH CaCl <sub>2</sub>	C <sub>org</sub> %	N <sub>t</sub> %	C/N Humus- qualität	KAK mmol <sub>c</sub> /100g
			U %	T	Bodenart					
2-0	Of, Oh									
0-8	Ah, Aeh	35	26	41	Lts	4,3 stark sauer	5,66 h4	0,46	12 hoch	33 extrem hoch
8-15	Sew-Ah	46	21	33	Lts	4,6 stark sauer	3,23 h4	0,18	18 mittel	19 hoch
15-31	sSsw-Bv	47	19	34	Lts	4,7 mäßig sauer	2,61 h3	0,21		17 hoch
31-59	II Bv1	22	70	9	Ut3	4,8 mäßig sauer	1,47 h3	0,20		16 hoch
59-95	II Bv2	23	71	6	Ut2	4,7 mäßig sauer	0,74 h2	0,11		12 mittel-hoch
95-110	II Bv3	23	68	9	Ut3	4,6 stark sauer	0,70 h2	0,08		10 mittel
110-150	III Cv	65	17	18	Ls4	4,6 stark sauer	0,47 h1	0,07		8 gering-mittel

Der Standort Selhausen liegt im nördlichen Teil der Niederrheinischen Bördelandschaft auf 104 m üNN. Das Klima ist gemäßigt maritim mit einem Jahresmittel der Lufttemperatur (1979-1999) von 10 °C und des Niederschlages von 720 mm (Bogena et al. 2015). Dieser Standort war also trockener und wärmer als der Ausgangsstandort Wüstebach. Auf diesem Standort wurden drei Lysimeter aus Wüstebach installiert.

### Analytik

Aufgrund der unterschiedlichen Bestimmungsmethoden und Nachweisgrenzen für N<sub>t</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> und NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, sowie Messfehlern wurden bei der Bilanzierung negative Werte für den Reststickstoff gleich Null gesetzt. Der Reststickstoff des Depositionssammlers wurde aus der Differenz von N<sub>t</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> und NH<sub>4</sub><sup>+</sup> berechnet, bei der Bodenlösung der Saugkerzen und des Perkolats aus N<sub>t</sub> und NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

In den Bodenlösungs-, Niederschlags- und Perkolatproben wurden die elektrische Leitfähigkeit und der pH-Wert gemessen. Aliquote der wässrigen Proben wurden über einen 0,45 µm Filter (Sartorius, SM 165 11) filtriert und danach in einem Kohlenstoff-Stickstoff-Analysator (Shimadzu TOC-VCPH) der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) und der Gesamtstickstoff (N<sub>t</sub>) analysiert. Die Nachweisgrenze von N<sub>t</sub> liegt bei 0,02 mg L<sup>-1</sup>. Die NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Bestimmung erfolgt mittels Ionenchromatographie (Dionex, ICS-4000) mit einer Nachweisgrenze von 0,03 mg L<sup>-1</sup>. Ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) wurde mittels Massenspektrometrie mit induktivgekoppelter Plasmaionisation (ICP-MS) (Perkin-Elmer SCIEX - ELAN 6000) mit einer Nachweisgrenze von 0,06 mg L<sup>-1</sup> analysiert.

Die Gasproben der Kammermessung wurden mit einem Headspace-Gaschromatograph (HS-GC) mit Backflush analysiert. Ein Elektroneneinfangdetektor (ECD) diente zum Nachweis von N<sub>2</sub>O bei einer angegebenen Nachweisgrenze von 50 ppb N<sub>2</sub>O.

### Bilanzierung

#### Wasserbilanz

Die Wasserbilanz eines wägbaren Lysimeters setzte sich aus dem Niederschlag (P), der Evapotranspiration (ET), dem Perkolat (S), den Saugkerzenproben in 10 cm (SK10),

30 cm (SK30) und 50 cm (SK50) Bodentiefe und der Änderung des Wasserspeichers im Boden (ΔWS) zusammen. Über die Erfassung der Lysimetergewichte und der Perkolatgewichtete konnten die vertikalen Zu- und Abflüsse wie Niederschlag, Perkolatmenge, kapillarer Aufstieg, simuliert durch Zurückpumpen aus dem Perkolat in das Lysimeter und Evapotranspiration ermittelt werden. Die Abbildung 1 zeigt die einzelnen Größen der Wasserbilanz eines Lysimeters. Über die Saugkerzen wurden kontinuierlich Bodenwasserproben entnommen. Diese wässrigen Proben wurden in Glasflaschen alle 14 Tage und analysiert. Die Wasserbilanz wurde um diese Entnahmen korrigiert, da dies sonst als Verdunstung erfasst würde. Der Wasserfluss in niederschlagsarmen Perioden kann aufwärtsgerichtet sein. Dem zu Folge konnte der Zahlenwert für das Perkolat S auch positiv sein. Die Änderung des Wasserspeichers wurde berechnet nach (mit SK=Summe aller Sk, i= Tiefenstufen):

$$\Delta WS = P - (ET_o - SK) - S \quad \text{Formel 1}$$

#### Stickstoffbilanz

Die N-Flüsse im Boden des Waldwiesenstandortes bestanden aus N-Zufuhr und N-Austrag (Abbildung 1). In das System wurde über die Deposition N in den Boden eingebracht. Die Konzentration der Gesamtdosition (DT) wurde mit einem offenen Depositionssammler und die Nassdeposition (DW) mit einem Depositionssammler mit sensorgesteuerten Deckel erfasst. Die Ermittlung der N<sub>2</sub>O-N-Emissionen und -Aufnahme erfolgte mit der Kammerbeprobung. Über die Saugkerzen wurde N aus dem System entnommen. Dieser wurde dem Stickstoffspeicher hinzugerechnet. Da es durch den kapillaren Aufstieg zu einem Rückfluss des Perkolats mit der entsprechenden N-Fracht in das Lysimeter kam, wurde NA positiv. Aus den N-Frachten wurde die Änderung des Stickstoffspeichers berechnet:

$$\Delta NS = DW + DD - V - NSK - NA \quad \text{Formel 2}$$

Die Stickstofffracht der Nassdeposition berechnet sich aus der gemessenen Konzentration der Niederschlagsproben und der täglichen Niederschlagsmenge. Die Stickstoffkonzentrationen des gesammelten Niederschlagswassers wurden als Mischprobe einmal wöchentlich bestimmt. Diese Konzentration wird für diese Woche als Tageswert angenommen und mit dem entsprechenden Tageswert von

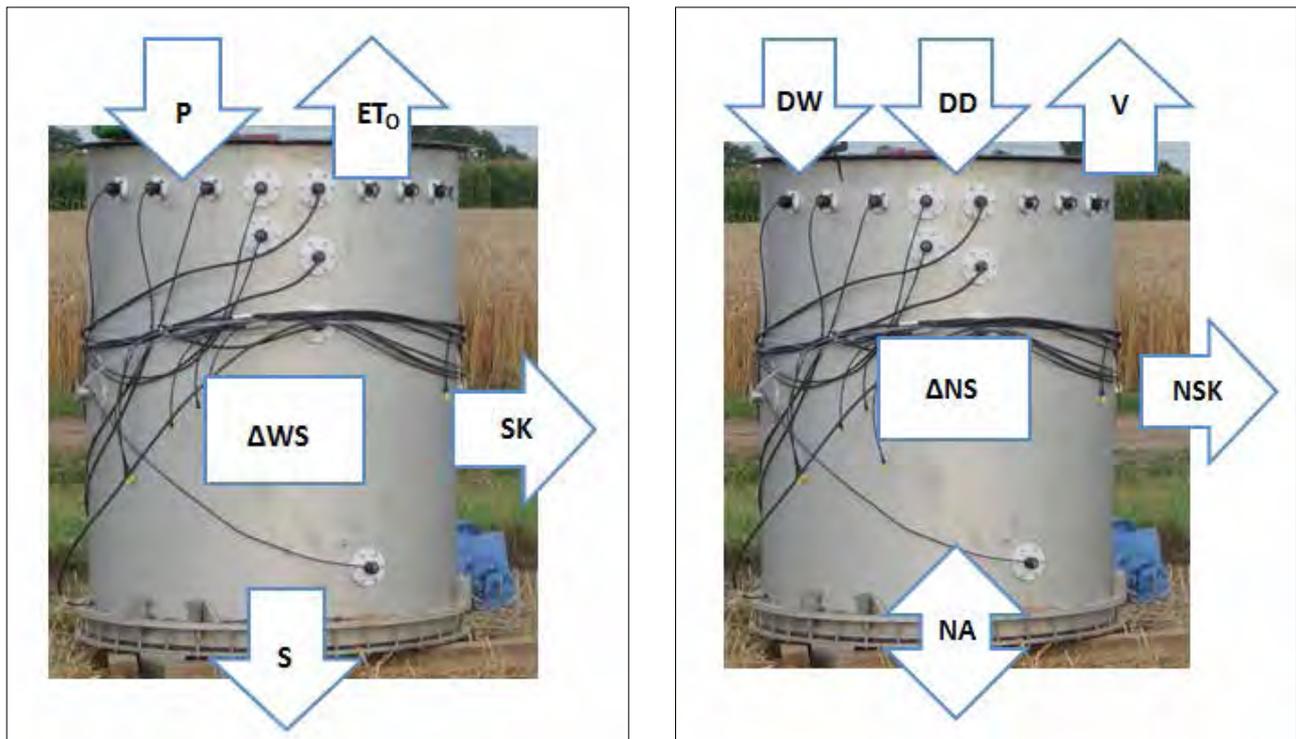


Abbildung 1: Glieder der Wasserbilanz (links) und der N-Bilanz mit den einzelnen N-Frachten (rechts) eines Lysimeters. P = Niederschlag;  $ET_0$  = Evapotranspiration vor der Korrektur; ET = Evapotranspiration korrigiert; S = Perkolat; SK = Summe der Saugkerzenproben in 10, 30 und 50 cm;  $\Delta WS$  = Änderung des Wasserspeichers im Boden; DW = Stickstoffdeposition, nass; DD = Stickstoffdeposition, trocken; V = Volatilisation; NSK = Summe der Saugkerzenproben; NA = Stickstoffaustrag bzw. -eintrag;  $\Delta NS$  = Änderung des Stickstoffspeichers im Boden.

Tabelle 2: Jahresmittelwerte des Niederschlags, der Lufttemperatur, der Nettostrahlung und der Bodentemperatur sowie der -feuchte in den Tiefen 10 cm, 30 cm und 50 cm in Wüstebach für 2013 und 2014.

Wüstebach	Niederschlag [mm]	Lufttemperatur [°C]	Nettostrahlung [W m <sup>-2</sup> ]	Bodentemperatur [°C]				Bodenfeuchte [%]		
				10 cm	30 cm	50 cm	140 cm	10 cm	30 cm	50 cm
2013	996,0	6,5	33,1	9,3	8,4	8,7	8,0	36,4	35,1	29,7
2014	1218,0	8,4	34,5	6,0	9,6	9,6	9,0	k. A.	k. A.	k. A.

P multipliziert. Die Klimadaten Temperatur, Nettostrahlung, Bodentemperatur und -feuchte werden zunächst manuell geflaggt. Danach wurde die Plausibilität der Werte mit Minimal- und Maximalwerten geprüft. Jede Probenahme bestand aus vier Gasproben pro Lysimeter, die aus den statischen Kammern genommen wurden und mit der HMR-Methode in Halbstundenflüsse umgerechnet wurden (Pedersen et al. 2010). Da die Messungen nur 30 Minuten eines Tages repräsentierten, wurde dieser Wert als Tageswert angenommen (Collier et al. 2014).

## Ergebnisse

### Wetterverlauf für 2013/2014

Die am Standort Wüstebach für 2013 und 2014 ermittelte Niederschlagsmenge, Lufttemperatur, Nettostrahlung, Bodentemperatur und Bodenfeuchte sind in der Tabelle 2 und für den Standort Selhausen in der Tabelle 3 zusammengestellt. Die Bodentemperatur der Jahre 2013/14 war im Mittel in Selhausen höher als am Standort Wüstebach und zwar

2013 um 3,5 °C und 2014 um 3,3 °C (Tabelle 2 und Tabelle 3). In beiden Jahren war der Niederschlag in Selhausen um ca. 295 mm (2013) bzw. 391 mm (2014) geringer als am Herkunftsstandort.

### Wasserbilanz der beiden Versuchsstandorte

#### Wüstebach

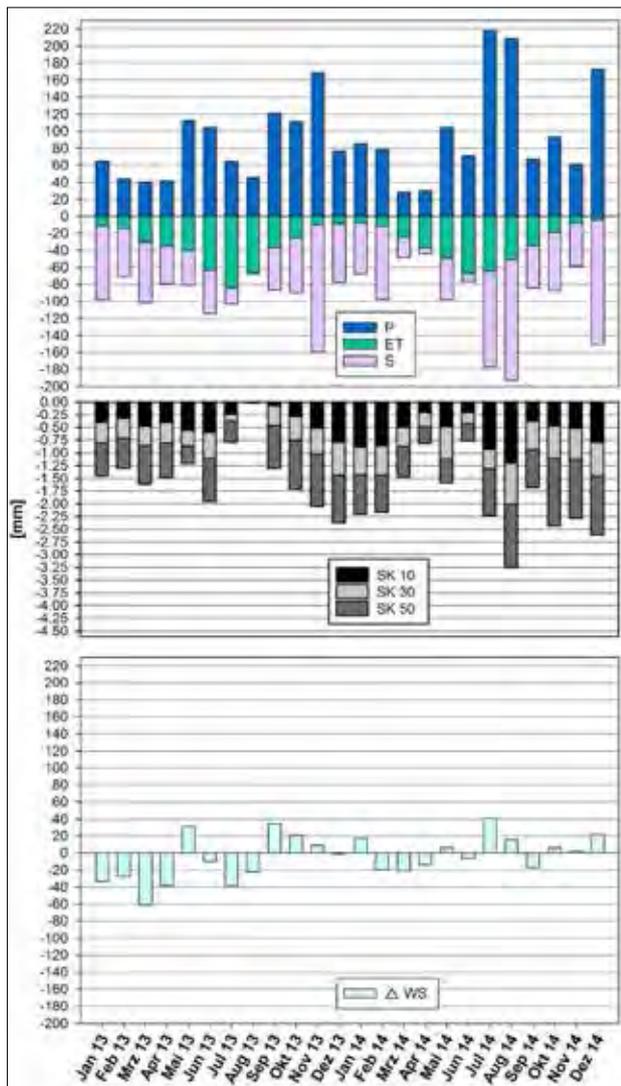
Der Niederschlag machte in beiden Jahren etwa 50 % der Wasserbilanz der Lysimeter aus und die ET entsprach 2013 knapp 20 % und 2014 16 %. Trotz der höheren Temperaturen im Jahr 2014 wurde aufgrund der häufigeren Niederschlagsereignisse (Annahme: keine Verdunstung bei Niederschlag) weniger Wasser verdunstet als 2013 (Abbildung 2). Dies äußerte sich in einem durchgehend abwärts gerichteten Wasserfluss. S entsprach mehr als 30 % der Wasserbilanz. Ein geringerer P und höhere ET im Jahr 2013 bedingten einen geringeren Bodenwassergehalt, somit in weniger S und einen negativen Wasserspeicher von -135,6 mm (Tabelle 4). 2014 kam es zu einer Zunahme des Wasserspeichers um

**Tabelle 3: Jahresmittelwerte des Niederschlags, der Lufttemperatur, der Nettostrahlung und der Bodentemperatur sowie der -feuchte in den Tiefen 10 cm, 30 cm und 50 cm in Selhausen für 2013 und 2014.**

Selhausen	Niederschlag [mm]	Lufttemperatur [°C]	Nettostrahlung [W m <sup>-2</sup> ]	Bodentemperatur [°C] in				Bodenfeuchte [%] in		
				10 cm	30 cm	50 cm	140 cm	10 cm	30 cm	50 cm
2013	700,1	10,0	46,1	11,0	11,3	11,3	10,8	25,2	30,2	32,4
2014	826,7	11,7	50,2	11,4	12,6	12,5	11,9	26,0	30,8	33,0

**Tabelle 4: Übersicht der gemittelten Jahresmengen und Standardabweichungen der Wasserbilanzglieder für 2013 und 2014 in Wüstebach.**

Wüstebach	Niederschlag P [mm]		Evapotranspiration ET [mm]		Saugkerzenproben SK [mm]		Perkolat S [mm]		Änderung des Wasserspeichers im Boden $\Delta$ WS [mm]	
		$\pm$		$\pm$		$\pm$		$\pm$		$\pm$
2013	996,0	$\pm$ 5,2	-427,5	$\pm$ 31,3	-17,3	$\pm$ 8,6	-704,1	$\pm$ 30,8	-135,6	$\pm$ 24,4
2014	1218,0	$\pm$ 17,0	-379,3	$\pm$ 28,8	-23,5	$\pm$ 7,3	-804,7	$\pm$ 37,2	33,9	$\pm$ 11,0



**Abbildung 2: Monatsmittelwerte der Wasserflüsse, der Saugkerzenprobenvolumina und der Änderung des Wasserspeichers in Wüstebach für 2013 und 2014 (Mittelwerte für sechs Lysimeter).**

33,9 mm. Bei der Betrachtung der monatlichen Bilanz ist ersichtlich, dass lediglich in den Monaten Juli und August des Jahres 2013 ET größer war als P. Noch im Juli 2013 erfolgte noch ein Austrag (S) des im Boden gespeicherten Wassers und kam dann im August mit 1,8 mm fast zum Stillstand. Die gesamte entnommene Bodenlösung mittels Saugkerzen (SK) beläuft sich auf 0,8 % in 2013 und 1,0 % in 2014 von der Summe aus P, ET, SK und S (Tabelle 4).

Die Wasserbilanzen der verschiedenen Lysimeter in Wüstebach weisen nur geringfügige Unterschiede auf. Die prozentuale Standardabweichung von P belief sich 2013 (2014) auf 0,5 % (1,4 %), der ET auf 7,3 % (7,6 %) und des S auf 4,4 % (4,6 %). Die  $\Delta$ WS hat 2013 mit 18,0 % und vor allem 2014 mit 32,4 % eine hohe Standardabweichung.

Die gewonnenen Proben volumina der Saugkerzen wiesen eine hohe Variabilität auf. In den Monaten Juli bis einschließlich Oktober 2013 und Juni 2014 wurden fast keine Proben gewonnen.

Die Änderungen des Wasserspeichers waren in den sechs Lysimetern vom Verlauf annähernd gleich. Dennoch hat  $\Delta$ WS im Vergleich zu den restlichen Bilanzgliedern die größte relative Standardabweichung mit 2013 (2014) 18 % (32,4 %), entsprechend 24,4 mm (11,0 mm).

#### Selhausen

In Selhausen entsprach P etwa 50 %, ET etwa 40 % und S weniger als 10 % der Wasserbilanz (Summe aus P, ET, SK und S). In der monatlichen Betrachtung der Wasserbilanz (Abbildung 3) ist die temperaturabhängige Evapotranspiration in den Monaten April und Juni bis August 2013 größer als das Niederschlagsvolumen. In den Monaten Mai und August 2013 erfolgte der aufwärtsgerichteten Wasserfluss auch aus dem Tank zurück in das Lysimeter. In den Monaten März, April, Juni und September im Jahr 2014 war ET größer als P. Durch den regnerischen Sommer war der Boden gesättigt und es fand nur ein kapillarer Wasseraufstieg in den Monaten Mai und Dezember 2014 statt (Tabelle 5). Im Jahr 2013 betrug  $\Delta$ WS -55,1 mm. Im Folgejahr war  $\Delta$ WS mit 62,9 mm positiv. Die gesamte entnommene Bodenlösung mittels Saugkerzen belief sich auf 0,2 % in 2013 und 0,6 % in 2014 der Summe aus P, ET, SK und S. Erst ab Dezember

**Tabelle 5: Übersicht der gemittelten Jahresmengen und Standardabweichungen der Wasserbilanzglieder für 2013 und 2014 in Selhausen.**

Selhausen	P [mm]	ET [mm]	SK [mm]	S [mm]	ΔWS [mm]
2013	700,1 ± 22,6	-612,5 ± 38,4	-3,0 ± 2,0	-143,3 ± 79,0	-55,1 ± 24,0
2014	826,7 ± 29,2	-632,6 ± 31,4	-9,5 ± 3,5	-131,2 ± 21,9	62,9 ± 4,4

**Tabelle 6: Übersicht der gemittelten Jahresmengen und Standardabweichungen der N-Frachten für 2013 und 2014 in Wüstebach (DD lag deutlich unter 0,01 kg N ha<sup>-1</sup> und wurde folglich nicht angegeben).**

Wüstebach	DW [kg N ha <sup>-1</sup> ]	V (N-N <sub>2</sub> O) [kg N ha <sup>-1</sup> ]	NSK [kg N ha <sup>-1</sup> ]	NA [kg N ha <sup>-1</sup> ]	ΔNS [kg N ha <sup>-1</sup> ]
2013	9,0 ± 0,1	k. A. k. A.	-0,04 ± 0,02	-2,1 ± 0,4	6,9 ± 0,3
2014	10,1 ± 0,3	-0,20 k. A.	-0,04 ± 0,01	-2,3 ± 0,4	7,6 ± 0,5

2013 konnten größere Saugkerzenproben gewonnen werden und ab Juli 2014 gab es aufgrund der hohen Niederschlagsereignisse größere Probenvolumina.

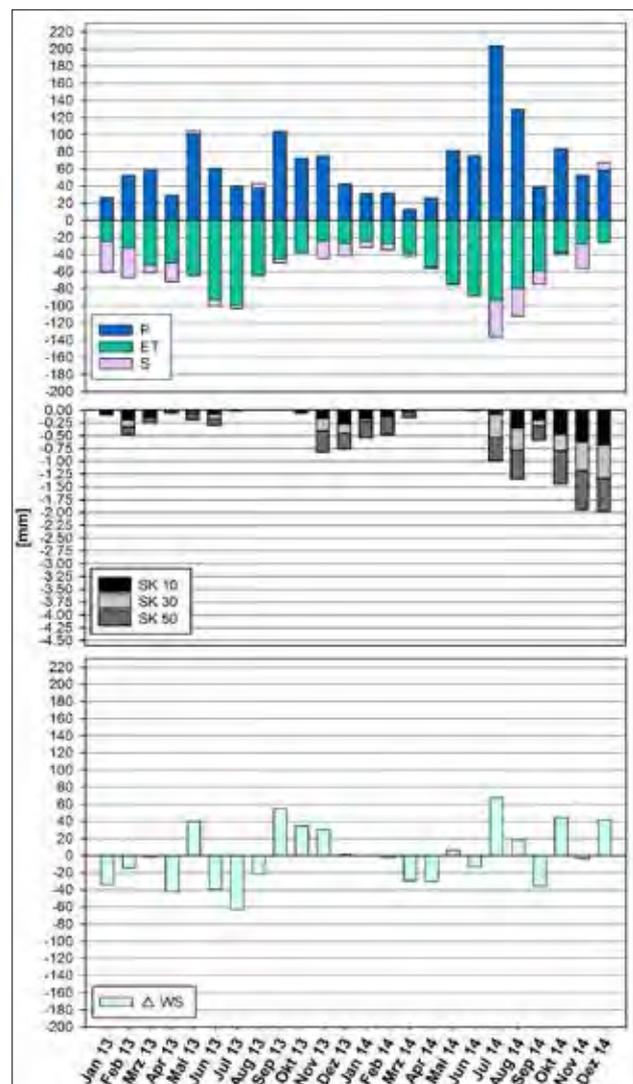
Beim Vergleich der drei Lysimeter unterschieden sie sich vor allem in der Höhe der Sickerwassermenge. Die prozentuale Standardabweichung entsprach 2013 (2014) für P 3,2 % (3,5 %), ET 6,3 % (5,0 %), S 55,2 % (16,7%) und für ΔWS 43,5 % (7,0 %).

### Stickstoffbilanz der beiden Versuchsstandorte

#### Wüstebach

Die Stickstoffbilanz setzt sich aus der Nassdeposition (DW), der Volatilisation (V), dem Stickstoffauftrag bzw. -eintrag aus dem Bodenvorrat (NA), den Saugkerzenproben (NSK) und der Änderung des Stickstoffspeichers (ΔNS) zusammen. Am Standort Wüstebach wurden die Stickstoffbilanzen aus den Ergebnissen von sechs Lysimetern berechnet (Tabelle 6). Da erst seit September 2013 Kammermessungen erfolgten, wurde kein Mittelwert für 2013 errechnet. Hierzu wurden keine Standardabweichungen angegeben, da die Bodengasemissionen nur auf drei Lysimetern gemessen wurden. Die N-Verteilung auf die verschiedenen Fraktionen DW, NSK, NA und ΔNS war in den zwei Jahren weitestgehend gleich. Im Jahr 2013 entsprach DW etwa 81 % und NA 19 % der Summe aus DW, NA, V und NSK. 2014 waren es für DW 80 %, für NA 18 % und für V 2 %. Die Änderung des Stickstoffspeichers war in beiden Jahren positiv. So kam es zu einer Zunahme von 6,9 kg N ha<sup>-1</sup> 2013 und im nächsten Jahr von 7,6 kg N ha<sup>-1</sup>.

In Wüstebach wurde die N-Zufuhr über die Nassdeposition nicht nur von der Niederschlagsmenge bestimmt, sondern auch von der DW-Konzentration. So fielen 2013 die höchsten Stickstofffrachten DW in Mai und Juli an. Im Gegensatz dazu traten die größten Niederschlagsmengen im September und November auf, April und Juli waren die Monate mit den größten N<sub>t</sub>-Konzentrationen. Im Jahr 2014 gab es die maximalen Nassdepositionsfrachten und Niederschlagsvolumen im Juli und August, die Stickstoffkonzentration der Deposition war hingegen in den Monaten März und April am höchsten. Die Mengen des im Boden gespeicherten Stickstoffs nahmen während des Betrachtungszeitraumes durchgehend zu, da im Jahr 2013 auf die Lysimeter 900 mg N eingetragen wurden und 1000 mg N in 2014.



**Abbildung 3: Monatsmittelwerte der Wasserflüsse, der Saugkerzenprobenvolumina und der Änderung des Wasserspeichers in Selhausen für 2013 und 2014 (Mittelwerte von drei Lysimetern).**

In *Abbildung 4* wird der geringe Anteil der volatilisierten N-Menge im Verhältnis zu den restlichen Bilanzgliedern deutlich. Die Nassdeposition in Wüstebach setzte sich zu

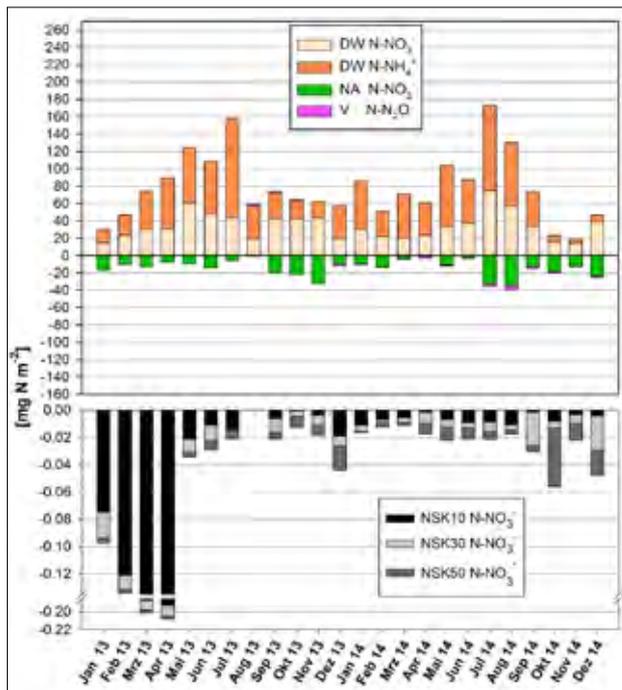


Abbildung 4: Verlauf der N-Frachten am oberen und unteren Rand und der N-Frachten in Saugkerzenproben unter besonderer Berücksichtigung der  $\text{NO}_3^-$ -N-,  $\text{NH}_4^+$ -N- und  $\text{N}_2\text{O}$ -N-Fractionen der sechs Lysimeter in Wüstebach für 2013 und 2014.

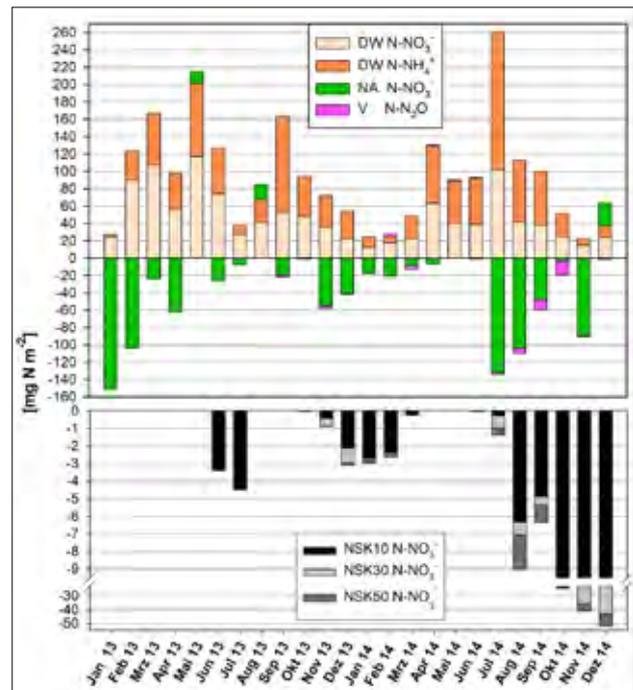


Abbildung 5: Verlauf der N-Frachten am oberen und unteren Rand und der N-Frachten in Saugkerzenproben unter besonderer Berücksichtigung der  $\text{NO}_3^-$ -N-,  $\text{NH}_4^+$ -N- und  $\text{N}_2\text{O}$ -N-Fractionen der drei Wüstebach-Lysimeter in Selhausen für 2013 und 2014.

je 50 % aus  $\text{NO}_3^-$ -N und  $\text{NH}_4^+$ -N zusammen. Vor allem die  $\text{NH}_4^+$ -N-Konzentration stieg jeweils zur Jahresmitte an.

Die mit den Saugkerzen in 10 cm Bodentiefe entnommene Stickstoffmenge unterlag den größten Schwankungen. Der Anteil der Saugkerzenproben lag bei weniger als 0,4 % der Summe DW, NSK, NA und  $\Delta\text{NS}$  in beiden Jahren. Die N-Konzentrationen der Bodenlösungen in den Tiefen 10 bis 50 cm waren größtenteils kleiner als  $0,1 \text{ mg N L}^{-1}$ . Nur in den Monaten Januar bis April 2013 stiegen die  $\text{NO}_3^-$ -N-Konzentrationen in der Bodenlösung aus 10 cm Tiefe auf über  $1,0 \text{ mg N L}^{-1}$  an. Die Bodenlösungen in 10 cm, 30 cm, 50 cm und das Sickerwasser aus 140 cm bestanden hauptsächlich aus  $\text{NO}_3^-$ -N. Die  $\text{NH}_4^+$ -N-Menge in der Bodenlösung lag unterhalb der Nachweisgrenze (Abbildung 4).

Bei allen Lysimetern wurden höhere Stickstoffkonzentrationen in NA ermittelt nach Perioden mit geringeren Niederschlägen. Die Sickerwässer aus 140 cm der Lysimeter wiesen N-Konzentrationen mit einem Mittelwert von  $0,35 \text{ mg N L}^{-1}$  ( $0,30 \text{ mg N L}^{-1}$ ) im Jahr 2013 (2014) auf, die überwiegend höher waren als in den darüber liegenden Tiefen. Die N-Konzentrationen in 140 cm hatten in allen Lysimetern einen ähnlichen Verlauf. In den beiden Versuchsjahren wurde kein Stickstoff in den Bodenkörper durch Kapillaraufstieg zurückgeführt. Im Mittel der beiden Versuchsjahre wurden jeweils  $200 \text{ mg N}$  aus den Lysimetern ausgetragen.

#### Selhausen

Für Selhausen wurden die Stickstoffbilanzen aus den Ergebnissen von drei versetzten Lysimetern des Standortes Wüstebach berechnet. In Tabelle 7 sind die gemittelten Stickstoffmengen der Bilanzglieder mit den jeweiligen Standardabweichungen am Standort Selhausen zusammengestellt. Da erst seit September 2013 Kammermessungen erfolgten, wurde kein Mittelwert für 2013 bestimmt. Die Kammermessungen fanden nur auf zwei Lysimetern statt. In den beiden untersuchten Jahren wurde nur für NSK ein wesentlicher Unterschied der Stickstoffmengen beobachtet. Im Jahr 2013 entsprach DW etwa 73 % und NA 27% der Summe aus DW, NA, V und NSK. Im nächsten Jahr war es für DW 65 %, für NA 25 % und für V 2 %. Die Bodenlösungen hatten einen Anteil von 0,3 % im Jahr 2013 und 8 % für 2014. Die Änderung des Stickstoffspeichers war in beiden Jahren positiv. 2013 stieg der N-Gehalt des Stickstoffspeichers um  $7,7 \text{ kg N ha}^{-1}$  und 2014 um weitere  $7,0 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Die DW-Konzentrationen lagen in den beiden Jahren, mit Ausnahme auf Juli 2013, unter  $3,0 \text{ mg N L}^{-1}$ . Die durch die Nassdeposition eingetragene Stickstoffmenge war im Zusammenhang mit der Niederschlagsmenge. Die Nassdeposition in Selhausen bestand im Mittel aus 54 %  $\text{NO}_3^-$ -N und 46 %  $\text{NH}_4^+$ -N, wobei die Zusammensetzung im Beobachtungszeitraum variierte. Der  $\text{NO}_3^-$ -N-Anteil überwog im ersten

Tabelle 7: Übersicht der gemittelten Jahresmengen und Standardabweichungen der N-Frachten für 2013 und 2014 in Selhausen.

Selhausen	DW		V ( $\text{N}_2\text{O}$ -N)		NSK		NA		$\Delta\text{NS}$	
	[kg N ha <sup>-1</sup> ]		[kg N ha <sup>-1</sup> ]		[kg N ha <sup>-1</sup> ]		[kg N ha <sup>-1</sup> ]		[kg N ha <sup>-1</sup> ]	
2013	12,0	± 0,3	k. A.	k. A.	- 0,04	± 0,05	- 4,4	± 3,0	7,7	± 3,0
2014	10,1	± 0,4	- 0,34	k. A.	- 1,3	± 1,3	- 4,0	± 2,4	7,0	± 1,8

Untersuchungsjahr bis August sowie im Februar, November und Dezember 2014 (*Abbildung 5*). In den Monaten Oktober und November 2013 sowie Januar, April und Oktober 2014 war die Verteilung ausgeglichen. In den restlichen Monaten überwog der  $\text{NH}_4^+$ -N-Anteil. Der Stickstoffspeicher des Bodens nahm während des Betrachtungszeitraumes zu, da im Jahr 2013 auf die Lysimeter 1,2 g N über den Luftpfad eingetragen wurden und 1,01 g N in 2014.

Im ersten Untersuchungsjahr erfolgte die Bodengasmessung erst ab Anfang August. Im August 2013 war die Stickstofffracht durch den Bodengasaustausch mit der Atmosphäre positiv (=Eintrag). Ab September bis zum Ende des Jahres entwich  $\text{N}_2\text{O}$ -N aus dem Boden. Januar und Februar sowie April bis Juni 2014 nahm der Bodenkörper  $\text{N}_2\text{O}$ -N aus der Atmosphäre auf. Im März 2014 und ab Juli 2014 war der Boden eine Quelle für  $\text{N}_2\text{O}$  (*Abbildung 5*). Das Maximum war mit 15 mg  $\text{N}_2\text{O}$ -N  $\text{m}^{-2}$  im Oktober 2014.

Zu Beginn des Beobachtungszeitraumes variierten die N-Konzentrationen um 2,5 mg N  $\text{L}^{-1}$  in den Bodenlösungen. Von November 2013 bis Februar 2014 stiegen in den Bodenlösungen aus 10 cm Bodentiefe im Gegensatz zum Standort Wüstebach die N-Konzentrationen bis etwa 14 mg N  $\text{L}^{-1}$ , danach sanken diese auf etwa 5 mg N  $\text{L}^{-1}$  wieder ab und blieben bis einschließlich Juli 2014 nahezu konstant. Ab Juli 2014 stiegen die N-Konzentrationen aus 10 und 30 cm Bodentiefe bis auf 30 mg N  $\text{L}^{-1}$  an und zeitversetzt wurde auch in der Bodenlösung aus 50 cm ein Anstieg auf 12 mg N  $\text{L}^{-1}$  gemessen (*Abbildung 5*). In den letzten drei Monaten des Untersuchungszeitraumes wurden besonders hohe Stickstoffmengen mittels Saugkerzen gewonnen. Die Bodenlösungen in 10 cm, 30 cm und 50 cm wiesen hauptsächlich  $\text{NO}_3^-$ -N auf. Die  $\text{NH}_4^+$ -N-Menge lag unterhalb der Nachweisgrenze der aus der Bodenlösungen entnommenen Proben.

Im Versuchsjahr 2013 verliefen die N-Konzentrationen des Perkolates relativ konstant um bzw. etwas höher als 2,5 mg N  $\text{L}^{-1}$ . Im folgenden Jahr 2014 stiegen die N-Konzentrationen bis März 2014 auf 4,1 mg N  $\text{L}^{-1}$  an und danach sanken sie ab auf Konzentrationen um 2,5 mg N  $\text{L}^{-1}$ .

Die drei Lysimeter am Standort Selhausen wiesen eine erhebliche Variation hinsichtlich des durch das Perkolat ausgetragenen Stickstoffs auf. In den Monaten Januar, Februar und April wurden die größten N-Mengen in 2013 aus dem Lysimeter ausgetragen. Im Mittel der beiden Versuchsjahre wurden jeweils 420 mg N aus den Lysimetern ausgetragen. Ein kapillarer Rückfluss fand in den Monaten Mai, August und Oktober 2013 sowie Oktober und Dezember 2014 statt. Hier wurde mit dem aufsteigenden Wasser aus dem Perkolattank wieder N in die Lysimeter zurückgeführt.

Die Stickstoffspeicherung war im Januar 2013 und November 2014 negativ, weil der Stickstoffaustrag wesentlich den Stickstoffeintrag überstieg. In den übrigen Monaten kam es zu einer Stickstoffanreicherung im Boden (*Abbildung 5*).

## Schlussfolgerungen

Mit dem „Space-for-Time“ Experiment sollte der Einfluss des Klimawandels auf den Stickstoffhaushalt eines Waldwiesenstandortes in der Eifel untersucht werden. Die Beobachtungsperiode 2013 bis 2014 zeigte, dass durch die Veränderung von Klimavariablen der Wasser- und der

Stickstoffhaushalt verändert wurden. Der Wasserhaushalt wurde aufgrund des Temperaturanstiegs und der geringeren Niederschlagsmengen deutlich stärker von der Evapotranspiration geprägt. Dies äußerte sich in verlangsamteten Transportvorgängen und im häufigeren kapillaren Wasseraufstieg. In Selhausen erhöhten sich nach einer Vorlaufzeit die Stickstoffkonzentrationen in den Bodenlösungen rapide. Es stand somit den Pflanzen durch die erhöhte N-Mineralisierung und Nitrifikation mehr  $\text{NO}_3^-$  zur Verfügung. Das  $\text{NO}_3^-$  konnten die Pflanzen jedoch nicht vollständig ausschöpfen. Es kam trotz des geringeren Fließvolumens zu höheren  $\text{NO}_3^-$ -Verlagerungen in tiefere Bodenschichten. Bei den Kammernmessungen wurde deutlich, dass der Boden sowohl Lachgasquelle als auch -senke war. In Selhausen variierten die Lachgasmengen stärker als in Wüstebach. Aufgrund der hohen Variabilität der Lachgasemissionen, der kurzen Beobachtungsdauer und der Anzahl an Messungen können zurzeit noch keine langfristigen Prognosen aufgestellt werden. Um die Aussagekraft des Versuchs zu erhöhen, ist die Auswertung der Folgejahre unabdingbar. Zusammenfassend ergibt sich, dass durch das Zusammenspiel der durch den Klimawandel beeinflussten Wettervariablen, Veränderungen des Wasserhaushaltes und der N-Flüsse des Waldwiesenstandortes Wüstebach bedingt wurden.

## Danksagung

Für die Unterstützung des Projektes TERENO-SoilCan bedanken wir uns ganz besonders beim BMBF und bei TERENO (Terrestrial Environmental Observatories) finanziert durch die HGF (Helmholtz-Gemeinschaft Deutscher Forschungszentren).

## Literatur

- Blois J., Williams J., Fitzpatrick M., Jackson S., Ferrier S. (2013) Space can substitute for time in predicting climate-change effects on biodiversity. - PNAS 110 (23), 9374-9379.
- Bogena H.R., Bol R., Borchard N., Brüggemann N., Diekkrüger B., Drüe C., Groh J., Gottselig N., Huisman J.A., Lücke A., Missong A., Neuwirth B., Pütz T., Schmidt M., Stockinger M., Tappe W., Weiermüller L., Wiekenkamp I., Vereecken H. (2015) A terrestrial observatory approach to the integrated investigation of the effects of deforestation on water, energy, and matter fluxes. - Science China Earth Sciences 58 (1), 61-75.
- Collier S., Ruark M., Oates L., Jokela W., Dell C. (2014) Measurement of greenhouse gas flux from agricultural soils using static chambers. - J Vis Exp 90, e52110.
- Groh J., Pütz T., Vanderborght J., Vereecken H. (2015) Estimation of evapotranspiration and crop coefficient of an intensively managed grassland ecosystem with lysimeter measurements. - 16. Gumpensteiner Lysimetertagung - Lysimeter: Research in the System Soil - Plant - Atmosphere, 107-112.
- Guntinas M.E., Leirós M.C., Trasar-Cepeda, C., Gil-Sotres F. (2012) Effects of moisture and temperature on net soil nitrogen mineralization: A laboratory study. - European Journal of Soil Biology 48, 73-80.
- Klotz D. (2005) Änderung des Wasserhaushaltes von Böden durch den prognostizierten globalen Wandel. - 11. Gumpensteiner Lysimetertagung, 33-36.
- Pätzold S., Pütz T. (2010) Standort- und Profilbeschreibung sowie Analysergebnisse des TERENO-SOILCan Standortes Wüstebachtal. -, 10.

- Pedersen A.R., Petersen S.O., Schelde K. (2010) A comprehensive approach to soil-atmosphere trace-gas flux estimation with static chambers. - *European Journal of Soil Science* 61 (6), 888-902.
- Peters A., Nehls T., Schonsky H., Wessolek G. (2014) Separating precipitation and evapotranspiration from noise – a new filter routine for high-resolution lysimeter data. - *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 18 (3), 1189-1198.
- Peters A., Nehls T., Wessolek G. (2016) Technical note: Improving the AWAT filter with interpolation schemes for advanced processing of high resolution data. - *Hydrology and Earth System Sciences* 20 (6), 2309-2315.
- Pütz T., Kiese R., Wollschläger U., Groh, J., Rupp H., Zacharias S., Priesack E., Gerke H.H., Gasche R., Bens O., Borg E., Bässler C., Kaiser K., Herbrich M., Munch J.-C., Sommer M., Vogel H.-J., Vanderborght J., Vereecken H. (2016) TERENO-SOILCan: a lysimeter-network in Germany observing soil processes and plant diversity influenced by climate change. - *Environmental Earth Sciences* 75 (18), 1-14.
- Pütz, T., Kiese R., Wollschläger U., Priesack E., Borg E., Gerke H., Papen H., Vereecken H. (2013) TERENO - SOILCan - Ein Lysimeternetzwerk zur Untersuchung des Klimawandels. - 15. Gumpensteiner Lysimetertagung „Lysimeterforschung als Bestandteil der Entscheidungsfindung“, 57-62.
- Pütz T., Kiese R., Zacharias S., Bogena H., Priesack E., Wollschläger U., Schwank M., Papen H., Unold G., Vereecken H. (2011) TERENO-SOILCan - Ein Lysimeter Netzwerk in Deutschland. - 14. Gumpensteiner Lysimetertagung.
- Reeves S., Wang W., Salter B., Halpin N. (2016) Quantifying nitrous oxide emissions from sugarcane cropping systems: Optimum sampling time and frequency. - *Atmospheric Environment* 136, 123-133.
- Solomon S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K., Tignor M., Miller H., & (Eds.) (2007) IPCC - Climate Change 2007: The Physical Science Basis: Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Stocker T., Qin D., Plattner G., Tignor M., Allen S., Boschung J., Nauels A., Xia Y., Bex V., Midgley P. & (Eds.) (2013) IPCC - Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change., Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- TERENO (2011) Observatorium Eifel/Niederrheinische Bucht (ed)^(eds), Helmholtz Gemeinschaft, 2016, p.^pp.



# Characterization of 4 winter wheat cultivars with different Nitrogen Use Efficiency (NUE): A Lysimeter study

Mihály Jancsó<sup>1\*</sup>, T. Szaloki<sup>1</sup>, A. Székely<sup>1</sup>, F. Szira<sup>2</sup>, I. Monostori<sup>2</sup>, A. Vágújfalvi<sup>2</sup>,  
B. Hoffmann<sup>3</sup>, Sz. Megyery<sup>1</sup> and M.B. Oncsik<sup>1</sup>

## Summary

In Hungary, the most important cereal is the winter wheat, the yield of which could be significantly affected by the amount of applied nitrogen (N) fertilizers. Unfortunately, the physiological and genetic background of N-use related traits (NUE, NUpE, NUtE) is only poorly understood. Moreover, overuse of fertilizers can be resulted in negative environmental impacts. Therefore, a lysimeter study was conducted at the NAIK ÖVKI Lysimeter Research Station (Szarvas, Hungary) in 2014/2015. In our experiment, 4 winter wheat varieties ('Kinachi-97', 'Sultan-95', 'Euclide', 'Mv Toborzó') were tested for NUE in 64 backfilled gravitation lysimeters. Four different rates of N fertilizer were utilized (N0, N60+60, N120, N120+60) in four replications. Single and split N application were also described and timed to the tillering and jointing stages. In Hungary, winter wheat is usually not irrigated, but equal amount of water was applied six times during the growing season to maintain plant development during the drought periods and simulate the effect of heavy rains. Development of plants and changes in chlorophyll contents (non-destructive Minolta SPAD-502) were recorded on a weekly basis. Shortly, among the four cultivars, 'Euclide' can be characterised by the highest NUE in two N treatments.

*Keywords:* winter wheat, nitrogen use efficiency, N leaching, gravitation lysimeter

*Abbreviations:* N – nitrogen, NUE – nitrogen use efficiency

## Introduction

The application of chemical fertilizers had a great role in the improvement of cereal production worldwide. However, the application of nutrients alone could not lead to higher yields. New plant types suitable for intensive agriculture were developed by the plant breeders in the second half of the 20<sup>th</sup> century (Fageria et al. 2008). In Hungary, winter wheat is an economically important crop grown on more than 1 million hectares. The yield of varieties can be increased significantly by the application of N containing fertilizers. However, the physiological and genetic background of N-use related traits (eg. NUE), especially in case of Hungarian ones is

only poorly understood. Improving NUE is very important task for breeding because of many aspects of cereal production: (1) it increases profitability through greater yields or reduced fertilizer costs, (2) reduces the greenhouse gas (GHG) emissions and (3) reduces the nitrate leaching to the groundwater reservoirs (Gaju et al. 2011). Significant effects of genotypes, environment and soil N content on NUE were determined (Dobermann 2005, Gaju et al. 2011, Monostori et al. 2016). Therefore, nutrient efficient plants will play a vital role in increasing crop yields per unit area (Fageria et al. 2008). Plant breeders and cereal producers need cost and time effective methods to determine plants' N demand. One of those methods to follow N uptake of plants is the indirect measurement of plant chlorophyll content by using of hand-held SPAD chlorophyll meter. Linear relationship was determined between leaf chlorophyll content analysed in laboratories and SPAD-readings (Wood et al. 1993, Wang et al. 2004).

Field lysimeters are effective scientific instruments to specify the effects of different nutrient and irrigation regimes on the development of crop plants (Szaloki and Szaloki 2003). Lysimeters are also used to evaluate nitrogen losses through leaching and significant variability was observed between years due to the variations in crop rotation, fertilization rates and yield of crops planted (Eder et al. 2015). Unravelling of the N uptake of wheat and the possible effects of groundwater pollution is essential for a sustainable agricultural practice.

Therefore, the objectives of this study were (1) to evaluate and determine the N-related traits, especially NUE and agronomic parameters of winter wheat varieties, selected in earlier studies and (2) to monitor the N leaching in lysimeters over the entire growing season.

## Material and Methods

### Site

The Lysimeter Research Station of the National Agricultural Research and Innovation Centre is located in Szarvas (south-east Hungary, latitude 46°86'N, longitude 20°52'E). The Station was built in the year of 1971 when 320 non-weighable backfilled gravitation lysimeters were set up on a 1 hectare experimental field. The lysimeters are built up

<sup>1</sup> Research Department of Irrigation and Water Management, National Agricultural Research and Innovation Centre, Anna-liget 8, Szarvas, H-5540, Hungary

<sup>2</sup> Agricultural Institute, Centre for Agricultural Research, Hungarian Academy of Sciences, Brunszvik u. 2, Martonvásár, H-2462, Hungary

<sup>3</sup> Georgikon Faculty, University of Pannonia, Deák Ferenc u. 16, H-8360, Keszthely, Hungary

\* Ansprechpartner: Mihály Jancsó, jancso.mihaly@ovki.naik.hu

**Table 1. Means of soil parameters in the lysimeters at the beginning of the study.**

(0-30 cm depth) (Szarvas, 2014)					
pH (KCl)	K <sub>A</sub> *	Total salt m/m%	CaCO <sub>3</sub> m/m%	Humus m/m%	KCl- NO <sub>2,3</sub> -N mg/kg
7.14	48.81	0.04	2.23	1.95	3.01

\*K<sub>A</sub> – Soil plasticity according to Arany (MSZ-08-0205:1978)

in 5 blocks that are connected to 5 measuring cellars. The lysimeters were built in a “4in1 design” that means 320 lysimeters in 5 blocks, 2x32 lysimeters in one side of a measuring cellars and 4 lysimeters with side connections (in one of the 8 parcels in one side). The dimensions of a lysimeter are 1m x 1m x 1m. In our experiment, each vessel was filled with Meadow Chernozem soil with a physical properties of clay loam (clay content is 50%) that contains high level of potassium and phosphorus but the nitrogen level was low (Table 1). The soil depth is 0.8 m above a fine gravel drainage zone (0.1 m) that has an outlet to the lysimeter cellar. The percolated water can be collected in 20l tanks separately from each lysimeter for further analysis.

### Meteorology

Meteorological data was collected automatically by a WS-GP1 Compact Weather Station (Delta-T Devices, UK) during the growing season (Table 2). Average annual rainfall in the experimental site is 550mm. During the autumn and winter (September-January period), precipitation was beyond the average, available water was sufficient to the optimal plant growth. However, from February to April, rainfall was measured as 56.2 mm, what caused drought-related yield reductions in conventional wheat production of Hungary. To avoid that, irrigation was applied at a uniform rate (10mm per irrigation) six times during March, April and May.

No serious frost damages were observed during the winter months. In February, mean minimum temperature was -1.23°C. Minimum temperature below -10°C was measured only on two days in December (-10.8°C) and January (-12.2°C). Vegetation period was started from the last pentad of February (mean temperature 6.84°C).

### Varieties

Four winter wheat varieties (‘Euclide’, ‘Kinachi-97’, ‘Mv Toborzó’ and ‘Sultan-95’) previously screened in field trials (Martonvásár, Keszthely) for different NUE characteristics were used in our experiment (Monostori et al. 2016). ‘Euclide’ is a French variety characterised by relative long duration and good lodging resistance. ‘Mv Toborzó’ is a Hungarian wheat variety bred in Martonvásár for short duration and extra quality. ‘Kinachi-97’ and ‘Sultan-95’ were released in Turkey as a result of International Winter Wheat Improvement Program (Hede et al. 2004).

**Table 2. Monthly rainfall in the cropping season (mm) in Szarvas in 2014–2015, total precipitation for the season and 6-year averages (Avg., 2005–2010) are also shown.**

Year	Sept.	Oct.	Nov.	Dec.	Jan.	Feb.	March	April	May	June	Total
2014/2015	184.2	86.4	26.4	70.6	61.4	16.8	29.2	10.2	61.0	36.2	582.4
Avg.	67.2	35.8	39.8	35.9	25.2	40.1	34.1	41.8	64.2	88.9	473.0

### Maintenance of experiment

Date of sowing was 8<sup>th</sup> of October, 2014. The seedling number was set to 500 after the 2-leaf developmental stage in every lysimeter. Parcels around the lysimeters were also used for winter wheat production. Crops were protected against weeds, pests and diseases as required by manual weeding and conventional chemical compounds. As already mentioned, irrigation was applied at a uniform rate (10 mm per applications) six times during March, April and May to maintain optimal crop growth. Border plots were not irrigated which has a result of very poor utilization of fertilizers and grains of N-fertilizer were observable even after a month.

### Nitrogen application

Because of the “4in1 design” of the lysimeters, the experimental plots were basically rotated by the varieties and furthermore, N application was also randomized. N-regimes were set to (N0) as no N fertilizer application, (N120) 120 kg ha<sup>-1</sup>, (N60+60) 60+60 kg ha<sup>-1</sup> and (N120+60) 120+60 kg ha<sup>-1</sup> N. N-fertilizer, in form of calcium ammonium nitrate (27 % N), was applied two times during the spring period, at tillering stage on 4<sup>th</sup> of March, 2015 (Zadock’s scale: 20-26); in the split treatments (N60+60, N120+60) plots were top-dressed secondary at jointing stage on 23<sup>rd</sup> of April, 2015 (Zadock’s scale: 39) (Zadoks et al. 1974).

### Growth related parameters and nitrogen use efficiency

Beside the agronomic parameters (yield, grain weight, thousand grain weight, plant height) changes in chlorophyll contents using SPAD-502 hand-held chlorophyll meter (Minolta Co. Ltd., Osaka, Japan), soil parameters, amount of the percolated water during the growing period, N content of the grain and shoot and different N-related parameters were also recorded or determined. Analytical measurements were done by the NAIK ÖVKI’s accredited Laboratory for Environmental Analytics as described in the Hungarian Standards.

SPAD-measurements were taken on the last fully developed leaves (after heading on flag leaves) of ten randomly selected plants within each lysimeters.

Specific NUE was determined after harvest of the varieties as Dobermann (2005) described as follows:

$$NUE = (Y_0 / F_N) + AE_N$$

where Y<sub>0</sub> – crop yield in the control treatment, F<sub>N</sub> – amount of N applied, AE<sub>N</sub> – agronomic efficiency of applied N. Statistical analysis was performed by using of MS Excel and SPSS 22 statistical programme. LSD is the least significant difference (5%) for all comparisons.

## Results

During our lysimeter experiment, effect of N-applications on four winter wheat varieties was observed by using of SPAD-502 chlorophyll meter. Measurements were taken once a week from the application of N-fertilizer to the end of the season.

Significant effect of N on chlorophyll content was observed in all of the varieties. In N0 treatments, plants in all vessels had lower SPAD-values and these values were decreased as the season was continued (Figure 1a-d). Effects of split applications were observable in all the varieties what is suggested that the N-fertilizer was taken up by the plants effectively. Highest SPAD readings were measured in N120+60 in all of the varieties after the second top-dressing of the plots but ‘Mv Toborzó’ had even the highest (58.13) among these wheat genotypes. This value shows that N level was too high and the variety ‘Mv Toborzó’ has different reaction to N fertilizers compared to the other three varieties.

Yield of varieties (Table 3) was measured after harvest and cleaning to determine the effect of different N regimes on seed production and calculate NUE of genotypes. In our experiment, ‘Euclide’ was the most productive variety in N0, N60+60 and N120 treatments. However, significant difference was observed only in N60+60 and N120. In N60+60, average yield of ‘Euclide’ was 704.1 g.

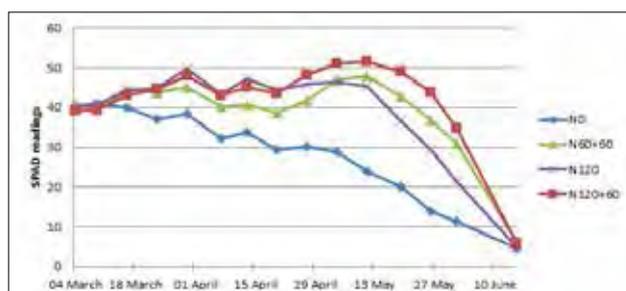


Figure 1a. Effect of four different N regimes on average SPAD values of ‘Kinachi-97’. N fertilizer was applied on 4<sup>th</sup> of March and on 23<sup>rd</sup> of April, 2015 (Szarvas, Hungary).

Seed production of ‘Kinachi-97’ and ‘Euclide’ was higher in N60+60 than in N120+60, and N60+60 was also superior to N120 in all the genotypes, which means time of application and effect of genotypes are important factors for an effective N fertilization.

Based on our measurements, because of superior yields, ‘Euclide’ was characterised by the significantly highest NUE in N60+60 and N120 treatments (Table 4).

During our experiment, significant nitrate accumulation was not detected in the soil. Percolated water was collected only during the winter period because in the period of N-applications, natural precipitation was limited. These results show that even a high N-fertilization (N120+60) can be utilized by the plants if water distribution is sufficient (Table 5). Significant N movement was not observable even in the highest N regime.

## Discussion

Szaloki and Szaloki (2003) described that lysimeters are effective ways to specify the effects of different nutrient and irrigation regimes. Because side of the lysimeters prevent horizontal shift of soluble nutrients, effect of nutrients on the development of crop plants can be measured more accurate. Our results in a lysimeter study suggest that winter wheat

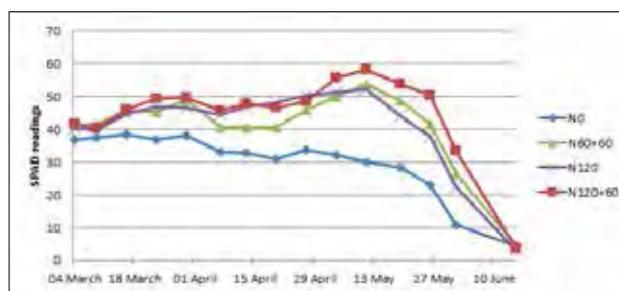


Figure 1b. Effect of four different N regimes on average SPAD values of ‘Mv Toborzó’. N fertilizer was applied on 4<sup>th</sup> of March and on 23<sup>rd</sup> of April, 2015 (Szarvas, Hungary).

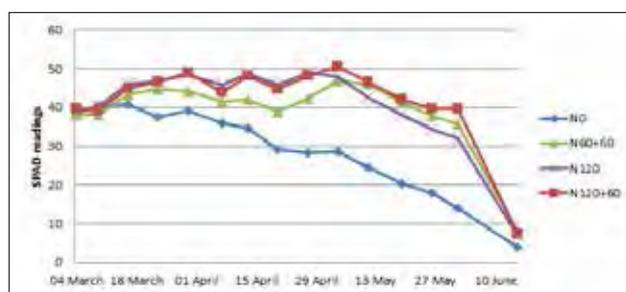


Figure 1c. Effect of four different N regimes on average SPAD values of ‘Sultan-95’. N fertilizer was applied on 4<sup>th</sup> of March and on 23<sup>rd</sup> of April, 2015 (Szarvas, Hungary).

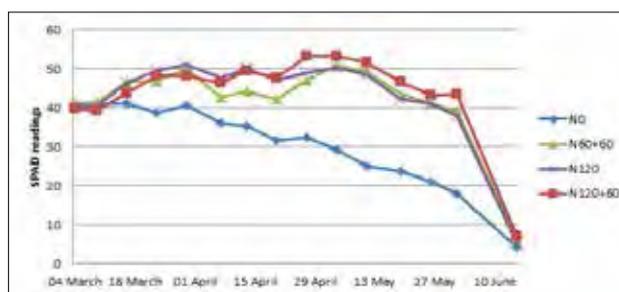


Figure 1d. Effect of four different N regimes on average SPAD values of ‘Euclide’. N fertilizer was applied on 4<sup>th</sup> of March and on 23<sup>rd</sup> of April, 2015 (Szarvas, Hungary).

Table 3. Yield of different winter wheat varieties grown in lysimeters with different N-applications (Szarvas, Hungary, 2014/2015).

Treatments	Kinachi-97 g/m <sup>2</sup>	Euclide g/m <sup>2</sup>	Sultan-95 g/m <sup>2</sup>	Mv Toborzó g/m <sup>2</sup>	LSD
N0	<sup>a</sup> 256.1±60.0	<sup>a</sup> 298.0±160.0	<sup>a</sup> 254.5±105.1	<sup>a</sup> 201.0±109.9	129.4
N60+60	<sup>a,b</sup> 641.8±54.3	<sup>b</sup> 704.1±62.1	<sup>a</sup> 592.9±46.5	<sup>a</sup> 585.0±80.2	70.2
N120	<sup>a</sup> 559.4±121.4	<sup>b</sup> 659.6±40.7	<sup>a</sup> 532.7±84.3	<sup>a</sup> 472.3±74.5	96.4
N120+60	<sup>a</sup> 628.6±71.4	<sup>a</sup> 662.3±49.5	<sup>a</sup> 673.9±26.5	<sup>a</sup> 631.1±23.6	53.1

a,b – significant differences of varieties

**Table 4. NUE of winter wheat varieties grown in lysimeters with different N-applications (Szarvas, Hungary, 2014/2015).**

Treatments	Kinachi-97 kg/kg	Euclide kg/kg	Sultan-95 kg/kg	Mv Toborzó kg/kg
N60+60	53.4±4.5	58.7±5.2	49.4±3.8	48.8±6.7
N120	46.6±10.1	55.0±3.3	44.4±7.0	39.4±6.2
N120+60	34.9±4.0	36.8±2.8	37.4±1.4	35.1±1.3

varieties have different reactions to N fertilizers that resulted in different productivity. Higher NUE can be resulted in higher profitability of wheat cultivation as Gaju et al. (2011) reported. Previous study of our research consortium (Monostori et al. 2016) determined that 'Euclide' has a high NUE and it was also reproduced in a different part of Hungary. SPAD readings are sufficient tools to determine N uptake of varieties, but effect of genotypes must be considered if we use these values for selection. However overuse of N fertilizers has negative effect on the environment (Eder et al. 2015), in water-limited periods of the growing season nitrate leaching is not significant, but irrigation could be needed to maintain effective utilization of nutrients.

## Conclusions

Lysimeters are effective scientific instruments to specify the effects of different nutrient and irrigation regimes on the development of winter wheat varieties. NUE is determined as a diverse character of varieties. Based on our results and on the previous studies, genotypes can be selected for that parameter by using of conventional breeding methods supplemented with analytical methods or even MAS. Under temperate climate, water-limited periods of the growing season prevent groundwater pollution by nitrate leaching, but irrigation is needed to achieve good developmental conditions and effective utilization of fertilizers.

## Acknowledges

This work was financially supported by the Hungarian Research Fund (OTKA K 101794, OTKA K 101917) and the Hungarian Ministry of Agriculture (FM O15410). Authors specially thank Imre Babak and Marta Lustyik for the technical assistance in managing the field experiment.

**Table 5. Effect of winter wheat varieties on soil N content analysed in three different dates of the growing season in N120+60 treatment (Szarvas, Hungary, 2014/2015).**

Variety	Soil sample depth in cm	Sampling after first fertilization 15.03.2015	Sampling after second fertilization	Sampling after harvest
			07.05.2015 KCl- NO <sub>2,3</sub> -N mg/kg dry soil	30.06.2015
'Kinachi-97'	0-10	116.00	7.51	6.97
	10-20	16.00	9.55	6.33
	20-30	12.20	2.54	4.44
'Sultan-95'	0-10	56.40	2.66	4.30
	10-20	15.90	2.07	3.54
	20-30	20.00	2.46	3.93
'Mv Toborzó'	0-10	43.20	9.45	7.06
	10-20	15.50	2.01	4.39
	20-30	4.20	2.61	3.22
'Euclide'	0-10	49.30	3.79	6.96
	10-20	24.20	2.11	5.07
	20-30	4.82	1.87	2.30

## Literature

- Barraclough P.B., Howarth J.R., Jones J., Lopez-Bellido R., Parmar S., Shepherd C.E., Hawkesford M.J. (2010) Nitrogen efficiency of wheat: Genotypic and environmental variation and prospects for improvement. *European Journal of Agronomy*, Vol. 33, 1-11.
- Dobermann A.R. (2005) Nitrogen Use Efficiency – State of the Art. *Agronomy & Horticulture - Faculty Publications*, University of Nebraska, Paper 316.
- Eder A., Bloeschl G., Feichtinger F., Herndl M., Klammler G., Hoesch J., Erhart E., Strauss P. (2015) Indirect nitrogen losses of managed soils contributing to greenhouse emissions of agricultural areas in Austria: results from lysimeter studies. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 101:351–364.
- Fageria N.K., Baligar V.C., Li Y.C. (2008) The Role of Nutrient Efficient Plants in Improving Crop Yields in the Twenty First Century. *Journal of Plant Nutrition*, 31: 1121–1157.
- Gaju O., Allard V., Martre P., Snape J.W., Heumez E., LeGouis J., Moreau D., Bogard M., Griffiths S., Orford S., Hubbart S., Foulkes M.J. (2011) Identification of traits to improve the nitrogen-use efficiency of wheat genotypes. *Field Crops Research*, 123:139–152.
- Hede A.R., Bedoshvili D., Mousaad M., Nicol J.M., Braun H.J. (2004) An overview of the international winter wheat improvement program (IWWIP) and the challenges for the future. *International Caucasian conference on cereals and food legumes, Abstracts*; Tbilisi (Georgia).
- Monostori I., Arendas T., Hoffman B., Galiba G., Gierczik K., Szira F., Vagujfalvi A. (2016) Relationship between SPAD value and grain yield can be 4 affected by cultivar, environment and soil nitrogen content 5 in wheat. *Euphytica*, 211 (1): 103–112.
- Szaloki Z.I., Szaloki S. (2003) Study on nitrate leaching in long-term lysimeter and field experiments (in Hungarian). *Agrokémia és Talajtan*, 52(1–2): 35–52.
- Wang Q., Chen J., Li Y. (2004) Nondestructive and rapid estimation of leaf chlorophyll and nitrogen status of peace lily using a chlorophyll meter. *Journal of Plant Nutrition*, 27(3):557–569.
- Wood C.W., Reeves D.W., Himelrick D.G. (1993) Relationships between chlorophyll meter readings and leaf chlorophyll concentration, N status, and crop yield: A review. *Proceedings Agronomy Society of New Zealand*, 23:1–9.
- Zadoks J.C., Chang T.T., Konzak C.F. (1974) A decimal code for the growth stages of cereals. *Weed Research*, 14:415–421.

# Multitrophische Biodiversitätsmanipulation unter kontrollierten Umweltbedingungen im iDiv Ecotron

Manfred Türke<sup>1,2</sup>, Reinhart Feldmann<sup>3</sup>, Bernd Fürst<sup>4</sup>, Henrik Hartmann<sup>5</sup>, Martina Herrmann<sup>6,1</sup>, Stefan Klotz<sup>3,1</sup>, Georg Mathias<sup>1,2</sup>, Stefan Meldau<sup>7</sup>, Markus Ottenbreit<sup>8</sup>, Sascha Reth<sup>4\*</sup>, Martin Schädler<sup>3,1</sup>, Stefan Trogisch<sup>9,1</sup>, Francois Buscot<sup>3,1</sup> und Nico Eisenhauer<sup>1,2</sup>

## Zusammenfassung

Anthropogene Veränderungen der Umwelt bedrohen die Biodiversität sowie die Interaktionen zwischen trophischen Ebenen und verändern als Folge deren Einfluss auf Ökosystemfunktionen. Dies führt zu Beeinträchtigungen von Ökosystemdienstleistungen wie Bestäubung oder Bodenfruchtbarkeit. Im Rahmen einer neuen, experimentellen Forschungsplattform, dem „iDiv Ecotron“, sollen die Mechanismen erforscht werden, die dem Zusammenhang von Biodiversität und Ökosystemfunktionen zugrunde liegen, indem die Biodiversität auf mehreren trophischen Ebenen in terrestrischen Ökosystemen gleichzeitig manipuliert wird. Diese vertikale Biodiversitätsmanipulation simuliert Veränderungen der biologischen Vielfalt in natürlichen Ökosystemen und wird so helfen, die Folgen des Artenverlustes und die zugrundeliegenden Mechanismen für das Funktionieren terrestrischer Ökosysteme zu erforschen. Das iDiv Ecotron setzt sich aus 24 identischen, als „EcoUnits“ bezeichneten Versuchseinheiten zusammen, die wiederum in jeweils vier Kammern unterteilt werden können, so dass die Untersuchung von bis zu 96 voneinander isolierten Ökosystemen möglich ist. Im iDiv Ecotron können oberirdisch-unterirdische Wechselwirkungen zwischen unterschiedlichen Tier- und Pflanzenarten, Mikroorganismen und abiotischen Faktoren studiert werden sowie die Messung von Stoff- und Energieflüssen unter naturnahen Bedingungen mit nicht invasiven Methoden erfolgen und zugleich die Umweltbedingungen gesteuert und reguliert werden. Dieser Beitrag stellt den wissenschaftlichen Hintergrund und die technischen Möglichkeiten des Ecotrons vor.

*Schlagerwörter:* Bodenmonolithen, Multifunktionalität, multitrophische Interaktionen, Oberirdisch-unterirdische Interaktionen, Ökosystemfunktionen

## Summary

Fließtext Anthropogenic environmental changes threaten biodiversity as well as interactions between trophic levels and consequently alter ecosystem functions. A new experimental research platform, the „iDiv Ecotron“, was developed to investigate the mechanisms underlying the relationship between biodiversity and ecosystem functioning by manipulating biodiversity at multiple trophic levels. This vertical biodiversity manipulation more realistically mimics biodiversity changes in natural ecosystems and will thus shed light on mechanisms and consequences of species loss for the functioning of terrestrial ecosystems. The iDiv Ecotron comprises 24 identical experimental units, called „EcoUnits“, each of which may be separated into four compartments, allowing for the study of up to 96 isolated ecosystems. The iDiv Ecotron can be used to investigate aboveground-belowground interactions among different plant and animal species, microorganisms, and abiotic factors and to measure element and energy flows under near-natural conditions using non-invasive methods under controlled environmental conditions. Here we present the scientific background and technical possibilities of the iDiv Ecotron.

*Keywords:* aboveground-belowground interactions, Ecosystem functions, multifunctionality, multi-trophic interactions, soil monoliths

## Wissenschaftlicher Hintergrund

Biodiversität umfasst die genetische Vielfalt innerhalb einer Art sowie den Reichtum an Arten, funktionellen

Artengruppen und Lebensräumen in einem Ökosystem. Die Zusammensetzung von Artengemeinschaften und die Komplexität der Wechselbeziehungen von Organismen untereinander und mit ihrer Umwelt beeinflussen die Funk-

<sup>1</sup> German Centre for Integrative Biodiversity Research (iDiv) Halle-Jena-Leipzig, Deutscher Platz 5e, D-04103 LEIPZIG

<sup>2</sup> Institute of Biology, Leipzig University, Johannisallee 21, D-04103 LEIPZIG

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

<sup>4</sup> UGT GmbH, Eberswalder Straße 58, D-15374 MÜNCHENBERG / Lise-Meitner-Straße 30, D-85354 FREISING

<sup>5</sup> Max-Planck-Institut für Biogeochemie, Hans Knöll Straße 10, D-07745 JENA

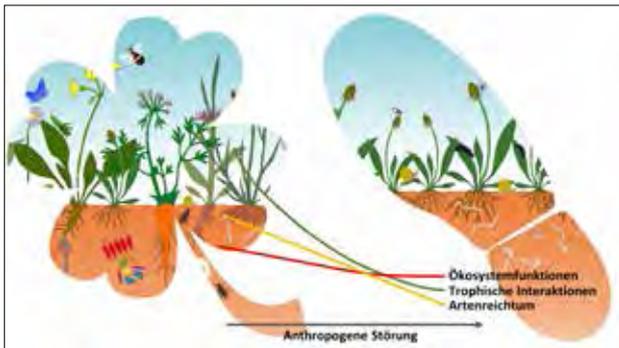
<sup>6</sup> Friedrich Schiller University Jena, Institute of Ecology, Aquatic Geomicrobiology, Dornburger Straße 159, D-07743 JENA

<sup>7</sup> KWS SAAT SE, Grimsehlstraße 31, D-37574 EINBECK

<sup>8</sup> emc GmbH, Liebknechtstraße 41, D-99086 ERFURT

<sup>9</sup> Institute of Biology/Geobotany and Botanical Garden, Martin Luther University Halle-Wittenberg, Am Kirchtor 1, D-06108 HALLE

\* Ansprechpartner: Dr. Sascha Reth, sascha.reth@ugt-online.de



**Abbildung 1: Die Verarmung von Biodiversität durch anthropogene Störungen der Landschaft geht mit einer Reduktion der Interaktionen zwischen trophischen Ebenen und Ökosystemfunktionen einher.**

tionalität von Ökosystemen (Naeem et al. 1994, Lefcheck et al. 2015, Soliveres et al. 2016b). Viele dieser sogenannten Ökosystemfunktionen sind wiederum von essentieller Bedeutung für den Menschen und werden deshalb als Ökosystemdienstleistungen bezeichnet (Cardinale et al. 2012, Mace et al. 2012, Naeem et al. 2012). Dazu gehören beispielsweise die Biomasseproduktion, Bestäubung von Nutzpflanzen, Kontrolle von Schädlingen, Regulierung von Nährstoffkreisläufen, der Schutz vor Verunreinigungen von Gewässern und vor Bodenerosion sowie die Speicherung von Kohlenstoff zur Verringerung der Kohlendioxidkonzentration in der Atmosphäre.

Anthropogene Einflüsse auf die Umwelt, wie etwa der Klimawandel, die Fragmentierung und Degradation von Habitaten sowie die Intensivierung der Landnutzung, haben häufig einen negativen Einfluss auf die Diversität zahlreicher ober- und unterirdischer Organismengruppen, darunter Pflanzen, Tiere und Mikroben (Allan et al. 2014, Gossner et al. 2016) (Abbildung 1). Die Diversität in höheren trophischen Ebenen (z.B. Pflanzenfresser, Räuber und Zersetzer) sind von besonderer Wichtigkeit, da sie eine Vielzahl von Ökosystemfunktionen gleichzeitig beeinflussen (= Multifunktionalität) (Lefcheck et al. 2015, Soliveres et al. 2016b). Allerdings werden diese höheren trophischen Ebenen häufig durch anthropogene Störungen stark negativ beeinflusst (Attwood et al. 2008, Allan et al. 2014) (Abbildung 1). Besonders seltene Arten sind von lokalem Aussterben oft stark betroffen, wobei diese Arten mitunter einen wichtigen Beitrag zur Multifunktionalität von Ökosystemen leisten (Soliveres et al. 2016a).

Feldstudien zeigen korrelative Zusammenhänge zwischen taxonomischen Gruppen und Ökosystemfunktionen und -prozessen auf (Soliveres et al. 2016b, van der Plas et al. 2016). Um zu verstehen wie multitrophische Komplexität, also das Wechselspiel zwischen Organismen und ökologischen Prozessen, die Funktionalität von Ökosystemen beeinflusst, sind neue wissenschaftliche Herangehensweisen notwendig (Eisenhauer et al. 2016). Eine Möglichkeit bieten hier Freilandexperimente, in welchen meist pflanzliche Diversitätsgradienten etabliert und bezüglich ihrer Funktionalität miteinander verglichen werden (Eisenhauer et al. 2016). Um multitrophische Systeme manipulieren zu können, müssen experimentelle Ökosysteme jedoch möglichst in sich geschlossen sein, um Immigration und Emigration von Organismen und Stoffen einzuschränken.

Hier bieten Ecotrons, d.h. Versuchsanlagen mit isolierten Ökosystemen, eine vielversprechende Lösung (Lawton 1996). Solche Versuchsanlagen sind besonders geeignet, um Stoff- und Energieflüsse über verschiedene trophische Ebenen hinweg betrachten zu können, welche die Grundlage von wichtigen Ökosystemprozessen und -dienstleistungen darstellen (Hines et al. 2015).

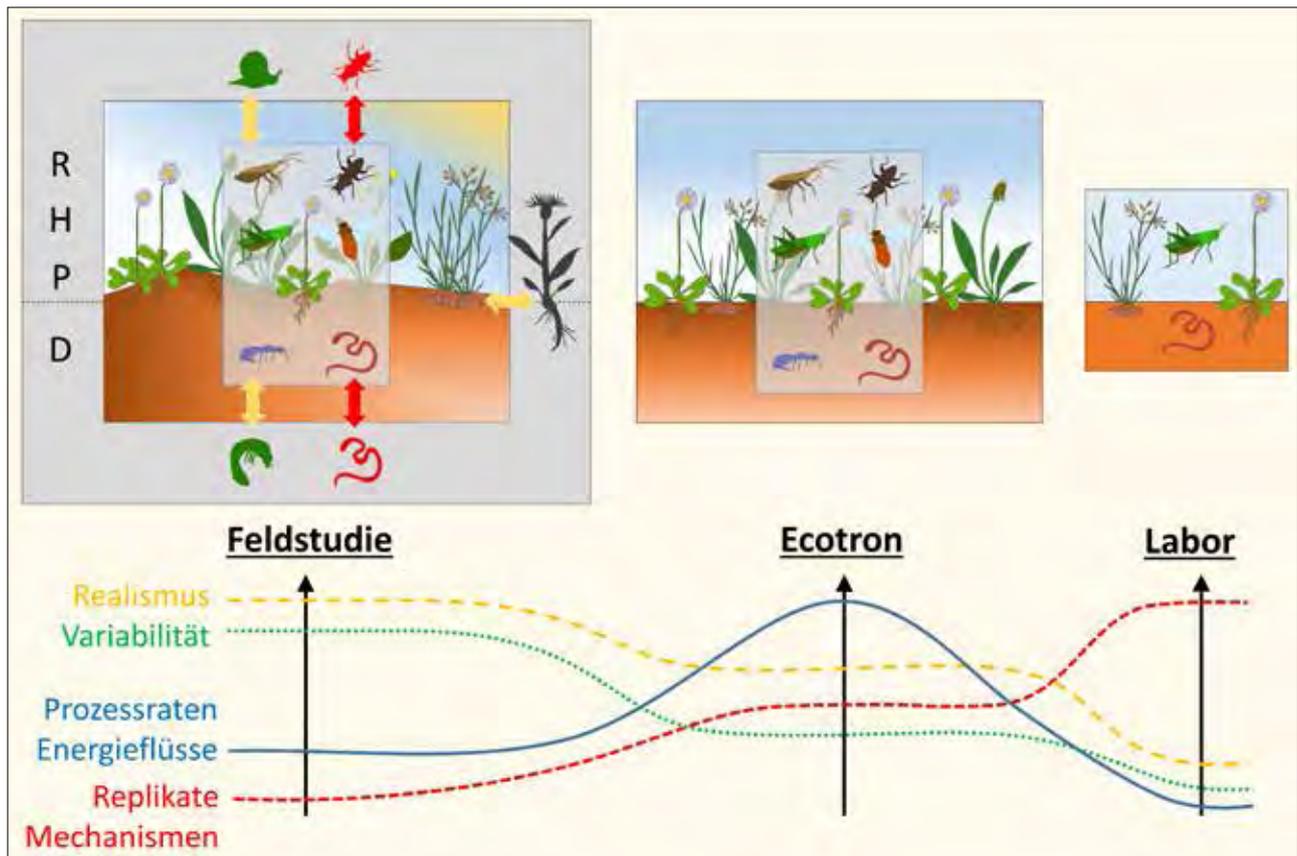
## Was ist ein Ecotron?

In einem Ecotron werden in einer Reihe identischer Versuchskammern isolierte Ökosysteme etabliert. Ökologische Prozesse und Stoffflüsse können im Ecotron mit nicht-invasiven Methoden gemessen werden, während zugleich die Umweltbedingungen gesteuert und reguliert werden. Die Ökosysteme sind in sich geschlossen, d.h. es findet kein ungewollter Ein- oder Austrag von Wasser, Nährstoffen, Ressourcen, Organismen und gegebenenfalls Gasen statt und alle Veränderungen in diesen Ökosystemprozessen werden dokumentiert und können zwischen verschiedenen Behandlungen verglichen werden.

Ecotron-Forschung bietet einige Vorteile gegenüber herkömmlichen Labor- und Feldstudien (Abbildung 2). Die Ergebnisse aus Laborexperimenten spiegeln nicht immer die Ergebnisse aus natürlichen Lebensräumen wider, da unter vereinfachten Bedingungen im Labor oft die Wechselwirkungen zwischen Arten sowie die Wechselbeziehungen zwischen Prozessen in natürlichen Ökosystemen fehlen (Calisi und Bentley 2009). Andererseits variieren in natürlichen Ökosystemen die Umweltbedingungen zeitlich und räumlich stark, und Ökosystemprozesse werden durch eine Vielzahl (häufig unbekannter) Faktoren beeinflusst, die Varianz in den Daten erzeugen. Diese Varianz kann wiederum die allgemeinen Mechanismen verschleiern, die den untersuchten Prozessen zu Grunde liegen (Calisi und Bentley 2009). Experimentelle Ansätze, die naturnahe Bedingungen simulieren, wie etwa im Ecotron, bieten die Möglichkeit, die Varianz zu reduzieren sowie ökologische Wechselwirkungen von Organismen in einem angemessenen, räumlichen Maßstab zu untersuchen (Lawton 1996).

Der Begriff Ecotron wurde in den späten 1950er Jahren durch Frode Eckardt in Montpellier geprägt, der seinerseits vom Phytotron der Caltech in Pasadena beeinflusst wurde (<http://www.ecotron.cnrs.fr>). Dieser Name leitete sich wiederum vom Zyklotron (Cyclotron) in Berkeley ab, einem Teilchenbeschleuniger, wobei Cyclo- für Kreis und -tron für die Endung von Elektron steht. Das Präfix Eco- in Ecotron steht für Ökologie bzw. ökologisch (Ecology/ ecological).

Während per Definition eine Vielzahl von Versuchsanlagen als Ecotron bezeichnet werden könnte, wurde der Name bisher nur vereinzelt verwendet, so etwa für das Ecotron in Silwood Park (Imperial College London, Lawton et al. 1993), in dem der erste Nachweis zur Bedeutung von Biodiversität für Ökosystemfunktionen experimentell erbracht wurde (Naeem et al. 1994) und das 2013 geschlossen wurde (<http://www.ecotron.cnrs.fr>). In Montpellier wurde 2010 ein Ecotron für Untersuchungen über den Einfluss von Biodiversität in Wechselwirkung mit Umweltveränderungen auf Stoffkreisläufe in Betrieb genommen (<http://www.ecotron.cnrs.fr>; Lange et al. 2015, Roy et al. 2016). Weitere Ecotrons entstehen derzeit z.B. in Frankreich und Belgien (<http://www.ecotron.cnrs.fr>).



**Abbildung 2:** Kontrast der Vor- und Nachteile von Feld- und Laborstudien und des Ecotrons als wichtiges Bindeglied zwischen beiden Ansätzen. In multitrophischen Systemen werden Interaktionen von Räubern (R), Herbivoren (= Pflanzenfresser, H), Primärproduzenten (= Pflanzen, P) und Destruenten (= Zersetzer, D) untersucht. Im Freiland herrscht eine große räumliche und zeitliche Variabilität in den Umwelteinflüssen vor, die Effekte und Mechanismen im Zusammenhang zwischen Biodiversität und Ökosystemfunktionen verschleiern können und wodurch kaum vergleichbare Replikate untersucht werden können. Die Probesträche ist umgeben von einer potentiell unerforschten und variablen Matrix (graue Box), die Einfluss auf die untersuchten Parameter nimmt. So finden etwa Immigration und Emigration von Organismen statt (rote Pfeile), was eine genaue Verfolgung der Populationsentwicklung erschwert, und es finden Interaktionen mit nicht erfassten Organismen statt (gelbe Pfeile), die das Verhalten der untersuchten Arten und die Entwicklung von Prozessen beeinflussen. Feldstudien zeigen korrelative Zusammenhänge unter realistischen Bedingungen auf, sind aber weniger geeignet um spezifische Mechanismen zu ergründen, die bestimmten Ökosystemprozessen zugrunde liegen. Laborstudien bilden oft stark vereinfachte, unrealistische Bedingungen ab, mit nur wenigen untersuchten (häufig standardisierten) Arten, Prozessen und Interaktionen. Sie sind geeignet, um spezifische Mechanismen mit einer großen Anzahl standardisierter, identischer Replikate zu untersuchen. Ecotron-Forschung nutzt die Vorteile aus beiden Ansätzen und ist insbesondere geeignet um Prozessraten und Stoff- und Energieflüsse im Ökosystem zu messen.

## iDiv Ecotron

Das iDiv Ecotron ([https://www.idiv.de/de/forschung/forschungsplattformen/idiv\\_ecotron.html](https://www.idiv.de/de/forschung/forschungsplattformen/idiv_ecotron.html)) ist eine gemeinsame Forschungsplattform vom Deutschen Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung (iDiv) Halle-Jena-Leipzig und dem Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ). Die Konzeptionierung erfolgte unter Zusammenarbeit von zahlreichen Wissenschaftlern und Technikern von iDiv und UFZ und den Firmen Emc GmbH, Erfurt und Umwelt-Geräte-Technik GmbH (UGT), Müncheberg. Der Fokus der Forschung liegt auf dem Einfluss von multitrophischer Komplexität von Artengemeinschaften auf Ökosystemfunktionen und hat damit die größten inhaltlichen Übereinstimmungen mit dem Ecotron des Imperial College London (Lawton et al. 1993). Die Forschung im iDiv Ecotron wird sich auf das Verständnis der Beziehungen zwischen horizontaler (d.h. die Anzahl der Arten innerhalb einer trophischen Ebene) und

vertikaler Biodiversität (d.h. die Anzahl der trophischen Ebenen) und der Multifunktionalität von Ökosystemen konzentrieren, insbesondere im Hinblick auf höhere trophische Ebenen. Drei Schlüsselfragen der Forschung lauten:

- (1) Beeinflusst die Komplexität der Interaktionsnetzwerke zwischen Arten die Funktionsweise von Ökosystemen?
- (2) Wie hängen Ökosystemfunktionen von den Beziehungen zwischen oberirdischen und unterirdischen Organismen und Prozessen ab?
- (3) Welche Auswirkungen hat der globale Wandel auf Biodiversität, Interaktionsnetzwerke und Ökosystemfunktionen?

In verschiedenen Behandlungen wird die Diversität und Komplexität der Ökosysteme manipuliert und experimentell mit Treibern des globalen Wandels gekreuzt. Die iDiv Ecotron Versuchseinheiten (EcoUnits) sind so konzipiert, dass sie Organismen mit verschiedenen Wuchsformen

und Lebensstrategien beherbergen können, was es ermöglicht, die Interaktionen zwischen Primärproduzenten, Zersettern, Pflanzenfressern, Räubern, Mutualisten, Parasiten und Pathogenen sowie abiotischen Bedingungen zu untersuchen. Dazu werden in die EcoUnits Pflanzen wie Moose, Kräuter, Gräser, Stauden und Baumsetzlinge eingebracht. Es werden oberirdische Tiere (z.B. Insekten, Spinnen und Weichtiere), unterirdische Tiere (z.B. Regenwürmer, Springschwänze, Milben und Fadenwürmer) sowie Mikroorganismen hinzugefügt oder die Artenzahl und Abundanz in diesen Gruppen in intakten Bodenmonolithen nachträglich verarmt, z. B. durch den gezielten Einsatz von Pestiziden (De Laender et al. 2016). Abiotische Bedingungen, wie die Intensitäten von Licht, Beregnung, Nährstoffversorgung oder Toxinen, werden manipuliert. Viele Parameter werden mit mobiler sowie fest installierter, nicht invasiver Messtechnik erfasst, wie z.B. mittels automatisierter Sickerwasserbeprobung und Videokameras (siehe Technischer Aufbau, *Abbildung 3*). Als Beispiele für die geplanten Untersuchungen seien hier der Einfluss von Interaktionen zwischen Antagonisten (herbivore Insekten, Pathogene) und Mutualisten (Mykorrhiza-Pilze, Endophyten, Zersetzer) auf die Koexistenz von Pflanzenarten und Tierarten genannt. Außerdem ist die Messung von Substratflüssen innerhalb komplexer Netzwerke möglich. Der Einfluss von Biodiversitätseffekten und Stressfaktoren auf Konkurrenz zwischen Arten und daraus resultierend auf deren Populationsentwicklung und auf das Verhalten und die Physiologie von Individuen innerhalb der Populationen sollen ebenfalls betrachtet werden. Diese Interaktionen werden zudem hinsichtlich ihres Einflusses auf Ökosystemfunktionen untersucht, wie beispielsweise die Biomasseproduktion in verschiedenen trophischen Ebenen oder die Kohlenstoffspeicherung im Boden.

## Technischer Aufbau

### Ecotron-Halle

Das Ecotron wurde in einer klimagesteuerten Halle mit einer Fläche von 580 m<sup>2</sup> auf der UFZ-Versuchsstation Bad Lauchstädt errichtet. Es beherbergt 24 identische EcoUnits, die jeweils ein bis vier voneinander isolierte Ökosysteme aufnehmen können (*Abbildung 3*). Die Lufttemperatur kann ganzjährig in einem Schwankungsbereich um  $20 \pm 5^\circ \text{C}$  geregelt werden. Jede EcoUnit hat einen definierten Aufstellungsbereich, wobei jeweils vier Einheiten im Block um einen Medienturm arrangiert werden, wo sich die Anschlüsse für Strom (2.7 kW pro EcoUnit), VE-Wasser, Datennetzwerk und Kühlmedium befinden (*Abbildung 4*). Die EcoUnits sind transportabel. Der Transport der EcoUnits zum Zweck der Befüllung mit Boden und der Entleerung erfolgt mit dem Gabelstapler (*Abbildung 5a*). Entsprechende Fahrwege sind in der Halle vorhanden.

### EcoUnits

Die 24 EcoUnits (*Abbildung 3*) wurden so konstruiert, dass ein hohes Maß an Flexibilität in der Wahl der zu untersuchenden Ökosysteme und in der Anwendung von verschiedenen Behandlungen gewährleistet werden kann. Jede EcoUnit kann, je nach Bedarf, mit einem einzigen, großräumigen Ökosystem ausgestattet werden (N=24) oder nur oberirdisch mittels Trennwänden, nur unterirdisch mittels Lysimetern oder in beiden Bereichen in bis zu vier Kompartimente aufgeteilt werden, in denen entsprechend vier weitestgehend unabhängige Ökosysteme unter verschiedenen Behandlungen etabliert werden können (N=96; *Abbildung 6*). Die Dimensionen der EcoUnits ermöglichen realistische Interaktionen zwischen Pflanzen, wirbellosen

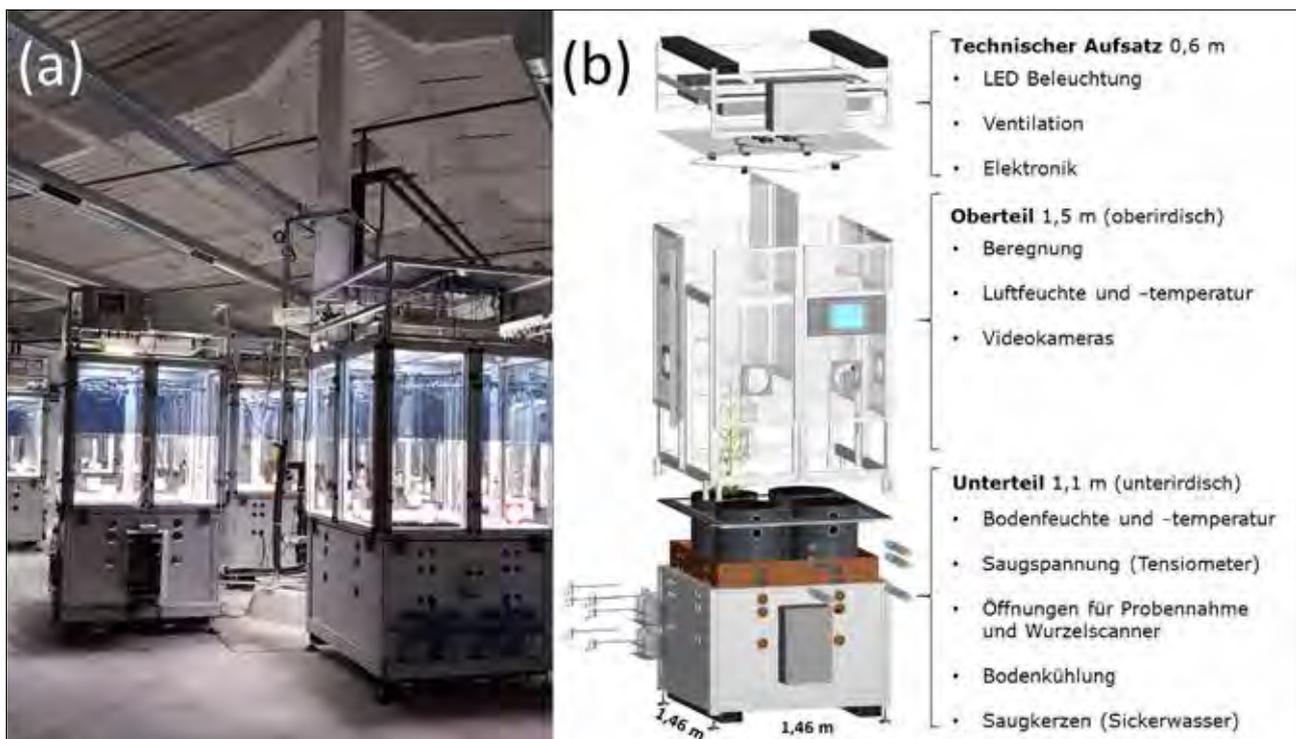


Abbildung 3: iDiv Ecotron-Halle mit 24 EcoUnits (a) und Aufbau einer EcoUnit (b).

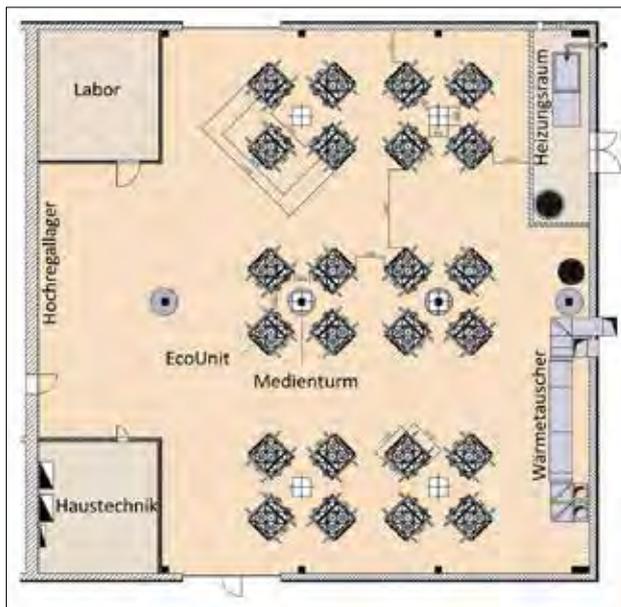


Abbildung 4: Ecotron-Halle (580 m<sup>2</sup>) auf der UFZ-Versuchsstation Bad Lauchstädt mit 24 EcoUnits. Der Grundriss wurde modifiziert nach einer Vorlage des Ingenieurbüros für Energie-, Haus- und Umwelttechnik A. Körwitsch, Gerbstedt.

Tieren und Mikroorganismen. Innerhalb der Versuchskammern sollen natürliche Bedingungen simuliert werden, wie etwa Regen durch ein automatisiertes Beregnungssystem oder ein Temperaturgradient im Boden durch eine Unterbodenkühlung. Es sollen terrestrische Ökosysteme aufgebaut werden, die über Wochen bis Monate stabil gehalten werden. Der Prototyp einer EcoUnit wurde 2015 gebaut, experimentell getestet und unter verschiedenen Aspekten (u.a. Bedienung, Licht- und Beregnungshomogenität) beurteilt. Die Ergebnisse dieser Tests halfen das Design der endgültigen EcoUnits zu verbessern. Die EcoUnits wurden durch beauftragte Firmen gebaut, wobei die Emc GmbH den Bau der Oberteile und der dort verbauten Elektronik und Steuerungssysteme, die UGT GmbH die Unterteile und zugehörige Elektronik und Sensoren (Abbildung 3) und die Roschwege GmbH den Bau der LED-Lampen durchführten.

### Abmessungen

Die EcoUnits haben die Gesamtabmessungen von  $1,55 \times 1,55 \times 3,20$  m (L  $\times$  B  $\times$  H) und setzen sich aus einem mit Substrat gefüllten Unterteil (unterirdischer Teil), einem Oberteil (oberirdischer Teil) sowie einem technischen Aufsatz zusammen (Abbildung 3). Das Gestell der Kammer besteht aus Aluminiumprofilen, die zum einen für Stabilität sorgen, es aber auch ermöglichen jederzeit zusätzliche Komponenten hinzuzufügen. Das Unterteil umfasst einen Behälter mit den Innenabmessungen von  $1,24 \times 1,24 \times 0,80$  m (L  $\times$  B  $\times$  H), der mit  $1,23$  m<sup>3</sup> Boden befüllt werden kann oder alternativ vier Stahlzylinder (Lysimeter) von  $0,50 \times 0,80$  m (D  $\times$  H) mit je  $0,16$  m<sup>3</sup> Boden aufnehmen kann. Lysimeter können entweder manuell mit Erde befüllt oder zur Entnahme intakter Bodenmonolithe aus dem Feld verwendet werden, die dann in die EcoUnits eingebracht werden (Abbildung 5b). An das Oberteil mit den Innenabmessungen von  $1,38 \times 1,38 \times 1,50$  m (L  $\times$  B  $\times$  H) schließt sich ein technischer Aufsatz mit den Anlagen für die Beleuchtung, Belüftung und Beregnung an.

### Feste Einbauten für die Messtechnik

Im oberirdischen Teil befinden sich vier Sensoren für die Messung von Lufttemperatur und Luftfeuchte. Im unterirdischen Teil befinden sich in drei verschiedenen Bodentiefen (Mitte des Sensors in einer Bodentiefe von 9,5, 21,5 und 43,5 cm) jeweils vier Sensoren zur Messung von Bodentemperatur und -feuchte sowie vier Tensiometer zur Messung der Saugspannung im Boden. Die Daten dieser Sensoren werden in ausgewählten Zeitabständen automatisch von der zentralen Steuereinheit erfasst. Am Grund des Bodenbehälters bzw. jedes der vier Lysimeter befinden sich Saugsonden, die kontinuierlich Sickerwasser für chemische Analysen sammeln. Darüber hinaus können im oberirdischen Teil zudem bis zu vier HD-IP-Videokameras verbaut werden, mit denen die Vegetationsentwicklung im Verlauf des Experiments sowie Insektenverhalten erfasst werden, wie etwa die Bewegung und Habitatnutzung, Herbivorie, Prädation und Bestäubung. Die Kameras können unter Verwendung von Infrarotlicht auch bei Dunkelheit aufzeichnen. In den Wänden des Unterteils befinden sich vier Öffnungen in jeder der drei Bodentiefen (eine Öffnung pro Tiefenstufe in jedem Lysimeter). Diese können vielseitig verwendet werden: entweder zur horizontalen Entnahme von Bodenproben bzw. von Bodenvolatilen während der Experimente oder zum Einbau von Acrylglasröhren, in welche wiederum ein transportabler Wurzelscanner eingeführt wird, der zur Überwachung des Wurzelwachstums und von Wurzelumsatzraten dient. Alternativ können sie auch zur Installation von Röhren genutzt werden, welche die Lysimeter unterirdisch miteinander verbinden, um Ausbreitungskorridore für Bodenorganismen zu schaffen.

### Umweltbedingungen

Die Einstellung der Umweltparameter und die Festlegung der Erfassungsintervalle erfolgen über ein Netzwerk via Zentralrechner oder über transportable Tablets und können entweder für die gesamte Serie der 24 EcoUnits, Gruppen von EcoUnits, individuelle EcoUnits oder individuelle Kompartimente geregelt werden. Eine eigens entwickelte Software (Emc GmbH) ermöglicht eine Steuerung über eine intuitive Benutzeroberfläche. Alle Einstellungen der Umweltbedingungen (z.B. Änderungen der Lichtintensität oder Beregnungsereignisse) sowie die Messwerte werden erfasst und in einer Datenbank auf dem Zentralrechner gespeichert.

Licht: Jede EcoUnit verfügt über vier LED Leuchten, die im Verbund betrieben werden. Es gibt vier Farb- (Wellenlängen-) Kanäle, die einzeln zwischen 0 und 100% ihrer Kapazität geregelt werden können. Für jeden Farbkanal kann die Intensität für jede Stunde im Laufe des Tages definiert werden, wobei sich die Intensität zwischen aufeinanderfolgenden Stunden mit verschiedenen Einstellungen schrittweise verändert. So kann der relative Anteil von Licht mit verschiedenen Wellenlängen innerhalb des Lichtspektrums angepasst werden (z.B. ein höherer Anteil von Rotlicht während der Morgen- und Abenddämmerung). Die verfügbaren Farbkanäle sind weiß (3000 K und 5000 K), UV (400 - 405 nm), blau (460 - 475 nm) und rot (625 - 740 nm). Bei den maximalen Lichtintensitätseinstellungen beträgt die Intensität der photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR) auf Bodenniveau  $>400$   $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ . Für jeden Tag des Jahres kann ein Gesamtlichtintensitätsniveau für alle gemeinsam



Abbildung 5: Transport und Neigung eines EcoUnit-Bodenteils mit dem Gabelstapler (a) und Entnahme von Lysimetern im Feld durch die UGT GmbH (b).

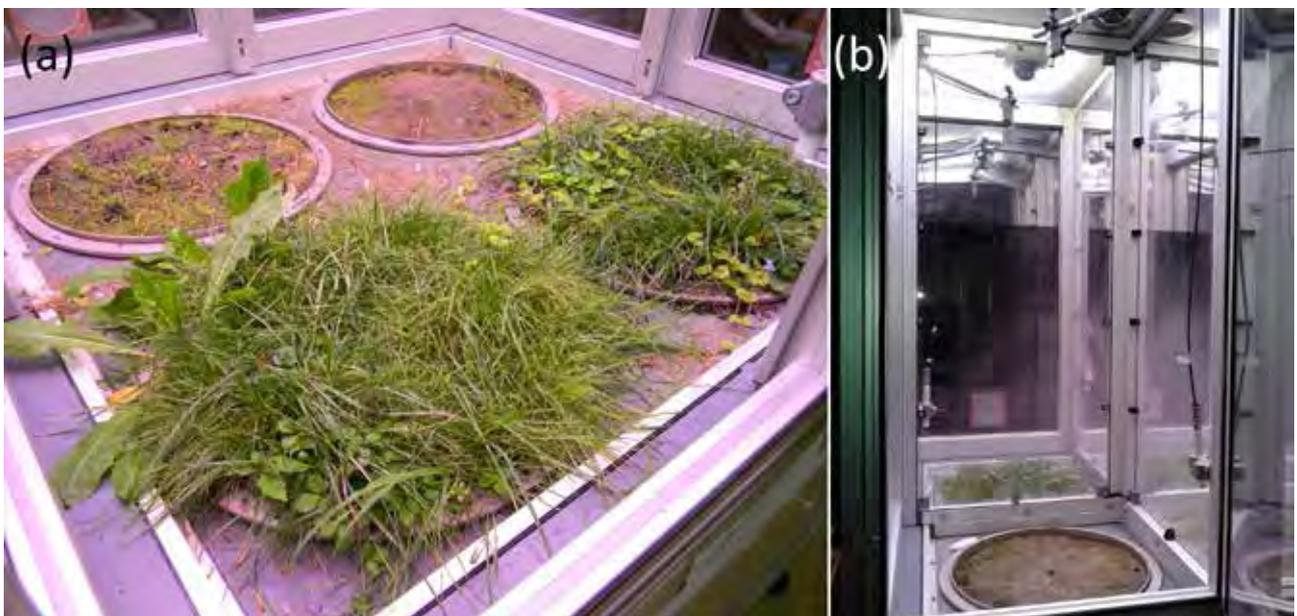


Abbildung 6: EcoUnit Prototyp mit eingesetzten Lysimetern. Ohne oberirdische Trennwände (a) können bis zu 24 isolierte Ökosysteme untersucht werden und mit eingesetzten Trennwänden (b) sogar 96 Ökosysteme.

behandelten Farbkanäle zwischen 0 und 100% definiert werden, so dass saisonale Änderungen der Lichtintensität und Tageslänge simuliert werden können.

**Beregnung:** Vier im Oberteil installierte Bewässerungsdüsen sorgen für die automatische Beregnung mit entionisiertem Wasser, wobei die Möglichkeit besteht, die Durchflussrate (über Änderungen des Wasserdruckes), die Wassermenge sowie die Häufigkeit der Beregnungsereignisse zu mo-

difizieren. Aus Düsen verschiedener Hersteller und mit unterschiedlichen Sprühwinkeln wurden solche ausgewählt, die eine bestmögliche, räumliche Homogenität des Niederschlags auf Bodenniveau erzielen. Für die Viertelbereiche der Einheit können unterschiedliche Beregnungsmengen eingestellt werden.

**Klima:** In der Ecotron-Halle werden Lufttemperatur und -feuchte geregelt. Die durch die oberirdischen Datenlogger

zur Verfügung gestellten Informationen zu Temperatur und Feuchte innerhalb der EcoUnits werden mit den Bedingungen in der Ecotron Halle verglichen. Die Klimabedingungen innerhalb der Einheiten können nun durch die Erhöhung oder Reduzierung der Lüftergeschwindigkeit automatisch an die Bedingungen in der Halle angeglichen werden. Auch manuelle Einstellungen können vorgenommen werden. Für die Viertelbereiche der Einheit sind unterschiedliche Einstellungen möglich.

**Bodentemperatur:** Um einen naturnahen Bodentemperaturgradienten zu erzielen, bei dem die Temperatur von den tieferen Bodenschichten zur Oberfläche hin ansteigt, wurde am Boden des Unterteils/Bodenbehälters ein Kapillarsystem installiert, in dem ein Kühlmedium (Ethylenglykol-Wasser-Gemisch) zirkuliert. Verschiedene Einstellungen, in denen die Daten aus den ober- und unterirdischen Temperatursensoren verwendet werden, können zur automatischen Anpassung der Bodentemperatur herangezogen werden. Die Bodentemperatur kann für jede EcoUnit einzeln reguliert werden.

## Ausblick

Die Forschung im iDiv Ecotron soll dazu dienen, Mechanismen zu identifizieren, die den Zusammenhängen von multitrophischer Komplexität und der Multifunktionalität von Ökosystemen zugrunde liegen. Dabei bildet diese Forschung ein Bindeglied zwischen Laborstudien, Biodiversitätsexperimenten im Freiland und Feldbeobachtungen. Eine Abstimmung in den wissenschaftlichen Fragestellungen und eine Vernetzung mit anderen Forschungsplattformen von iDiv und UFZ, wie etwa dem Jena Experiment (<http://www.the-jena-experiment.de/>) oder der Global Change Experimental Facility ([www.ufz.de/gcef/](http://www.ufz.de/gcef/)), ist daher vorgesehen. Die Ergebnisse der verschiedenen Plattformen, die auf unterschiedlichen, räumlichen Skalen operieren, sollen sich gegenseitig ergänzen und so ein umfassenderes Bild von dem Verhältnis von Biodiversität und Ökosystemfunktionen liefern.

## Danksagung

Zahlreiche wissenschaftliche und technische Mitarbeiter von iDiv und UFZ waren an der Konzeptionierung des iDiv Ecotrons beteiligt. Besonderer Dank gilt den Teilnehmern des ersten Ecotron sDiv Workshops 2013, allen iDiv Wissenschaftlern, die durch Teilnahme an Befragungen wertvolle Hinweise für das Ecotron-Konzept geliefert haben, den weiteren Mitgliedern der aktuellen Ecotron Kommission Ulrich Brose, Stan Harpole und Alexandra Weigelt, den weiteren iDiv-Direktoren Helge Bruelheide, Kirsten Küsel und Christian Wirth, den UFZ Kollegen Karl-Heinz Bäse, Katy Bernhard, Detlef Bunge, Konrad Kirsch, Ines Merbach, Kai Morlock, Peter Portius und Thomas Wieser, den iDiv Kollegen Bianca Bachmann, Stefan Bernhardt, Thomas Boy, Vadim Bulst, Simone Cesarz, Lucien Daenen, Kathrin Greyer, Andy Hofmann, Christian Krause, Alfred Lochner, Sabine Matthäi, Marlene Rauschenbach und Dirk Sarpe sowie den Kollegen aus der Wirtschaft Stefan Gmyrek, Daniel Hirt, Philipp Jaesche, Armin Körwitsch, Birgit Ludwig, Rolf Schweitzer, Andreas Stach und Patrick Wilke. Die Ecotron Forschungsplattform wird finanziert aus Mitteln der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG; FZT 118) und der Helmholtz-Gemeinschaft.

## Literatur

- Allan E., Bossdorf O., Dormann C.F., Prati D., Gossner M.M. et al. (2014) Interannual variation in land-use intensity enhances grassland multi-diversity. *P Natl Acad Sci USA* 111, 308-313.
- Attwood S.J., Maron M., House A.P.N., Zammit C. (2008) Do arthropod assemblages display globally consistent responses to intensified agricultural land use and management? *Global Ecol Biogeogr* 17, 585-599.
- Calisi R.M., Bentley G.E. (2009) Lab and field experiments: Are they the same animal? *Horm Behav* 56, 1-10.
- Cardinale B.J., Duffy J.E., Gonzalez A., Hooper D.U., Perrings C. et al. (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59-67.
- De Laender F., Rohr J.R., Ashauer R., Baird D.J., Berger U. et al. (2016) Reintroducing environmental change drivers in biodiversity-ecosystem functioning research. *Trends Ecol Evol* 31, 905-915.
- Eisenhauer N., Barnes A.D., Cesarz S., Craven D., Ferlian O. et al. (2016) Biodiversity-ecosystem function experiments reveal the mechanisms underlying the consequences of biodiversity change in real world ecosystems. *J Veg Sci* 27, 1061-1070.
- Gossner M.M., Lewinsohn T., Kahl T., Grassein F., Boch S. et al. (2016) Land-use intensification causes multitrophic homogenization of grassland communities. *Nature* 540, 266-269.
- Hines J., van der Putten W.H., De Deyn G.B., Wagg C., Voigt W. et al. (2015) Towards an integration of biodiversity-ecosystem functioning and food web theory to evaluate relationships between multiple ecosystem services. In: Woodward, G., Bohan, D.A. (Eds.) *Ecosystem services: from biodiversity to society*, Pt 1, *Adv Ecol Res* 53: 161-199.
- Lange M., Eisenhauer N., Sierra C.A., Bessler H., Engels C. et al. (2015) Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. *Nature Comm* 6, 6707 (doi:10.1038/ncomms7707).
- Lawton J.H. (1996) The Ecotron facility at Silwood Park: The value of „big bottle“ experiments. *Ecology* 77, 665-669.
- Lawton J.H., Naeem S., Woodfin R.M., Brown V.K., Gange A. et al. (1993) The Ecotron - a controlled environmental facility for the investigation of population and ecosystem processes. *Philos T Roy Soc B* 341, 181-194.
- Lefcheck J.S., Byrnes J.E.K., Isbell F., Gamfeldt L., Griffin J.N. et al. (2015) Biodiversity enhances ecosystem multifunctionality across trophic levels and habitats. *Nature Comm* 6, 6936 (doi:10.1038/ncomms7936).
- Mace G.M., Norris K., Fitter A.H. (2012) Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends Ecol Evol* 27, 19-26.
- Naeem S., Duffy J.E., Zavaleta E. (2012) The functions of biological diversity in an age of extinction. *Science* 336, 1401-1406.
- Naeem S., Thompson L.J., Lawler S.P., Lawton J.H., Woodfin R.M. (1994) Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature* 368, 734-737.
- Roy J., Picon-Cochard C., Augusti A., Benot M.-L., Thiery L. et al. (2016) Elevated CO<sub>2</sub> maintains grassland net carbon uptake under a future heat and drought extreme. *P Natl Acad Sci USA* 113, 6224-6229.
- Soliveres S., Manning P., Prati D., Gossner M.M., Alt F. et al. (2016a) Locally rare species influence grassland ecosystem multifunctionality. *Philos T Roy Soc B* 371, 20150269 (doi: 10.1098/rstb.2015.0269).
- Soliveres S., van der Plas F., Manning P., Prati D., Gossner M.M. et al. (2016b) Biodiversity at multiple trophic levels is needed for ecosystem multifunctionality. *Nature* 536, 456-459.
- van der Plas F., Manning P., Soliveres S., Allan E., Scherer-Lorenzen M. et al. (2016) Biotic homogenization can decrease landscape-scale forest multifunctionality. *P Natl Acad Sci USA* 113, 3557-3562.



## A new lysimeter facility for the study of soil ecosystem services provided by diverse cropping systems

Claudia Wagner-Riddle<sup>1\*</sup>, Aaron Berg<sup>2</sup>, Asim Biswas<sup>1</sup>, Kari Dunfield<sup>1</sup>, Kately Congreves<sup>1</sup>, Shannon Brown<sup>1</sup>, Pedro Machado<sup>1</sup>, Richard Robbins<sup>1</sup>, Nicola Linton<sup>1</sup>, Sean Jordan<sup>1</sup> and Corey Lunman<sup>3</sup>

### Introduction

Non-diversified crop rotations such as long-term monoculture production of annual crops, can result in the decline of soil quality, threatening the sustainability of food production systems. Diversifying annual crop rotations is a strategy that mimics natural ecosystems and is postulated to increase agricultural resilience to climate change, soil quality and provision of soil ecosystem services (SES).

There is some evidence that cropping systems with diversified annual rotations (through the inclusion of cover crops, overwintering wheat, and/or alfalfa) can result in higher crop yields and crop N use efficiency<sup>1,2</sup>, higher tolerance to drought conditions<sup>1</sup>, improved yield stability over time<sup>1</sup>, increased productivity per unit area<sup>3</sup>, lower requirement for fertilizer and pesticides<sup>2</sup>, higher net returns<sup>4</sup>, improved SOM and microbial activity<sup>5</sup>, and reduced N<sub>2</sub>O loss and NO<sub>3</sub><sup>-</sup> leaching<sup>6</sup>. However, a comprehensive assessment of mechanisms underlying SES improvements has not been conducted.

Large-weighing soil lysimeters are considered the best alternative for precise water flux and nutrient flux measurements under field conditions, but are costly<sup>7</sup>. Large lysimeters have been used since the 19th century for measuring soil water

and solute fluxes<sup>8</sup>, but rarely been used in studies which integrate cropping systems, microbial ecology, soil organic matter and greenhouse gas fluxes.

A long-term project using large soil lysimeters was recently initiated to address the following questions: (i) are diverse cropping systems actually beneficial for air and water quality? (ii) what are the trade-offs between soil, water, and air quality upon implementing a diverse cropping rotation, with a focus on carbon and nitrogen cycling? (iii) what is the effect of winter warming on nutrient losses? Here we provide an overview of the approach used, some preliminary results and future plans.

### Overview of Facility and Planned Research

The new soil lysimeter infrastructure was installed at the Elora Research Station, University of Guelph, located in Elora (lat. 43°39'N, long. 80°25'W, 376 m elevation), Ontario, Canada, in June 2016. It consists of eighteen high precision-weighing soil lysimeters (1 m<sup>2</sup> x 1.5 m deep; UMS, Germany) fully instrumented for sampling at various depths, 9 of each soil type (Guelph silt loam, 29% sand, 19% clay; Norfolk sand, 90% sand, 5% clay). Each lysimeter was installed in a 3x10 m plot, with 6 lysimeters

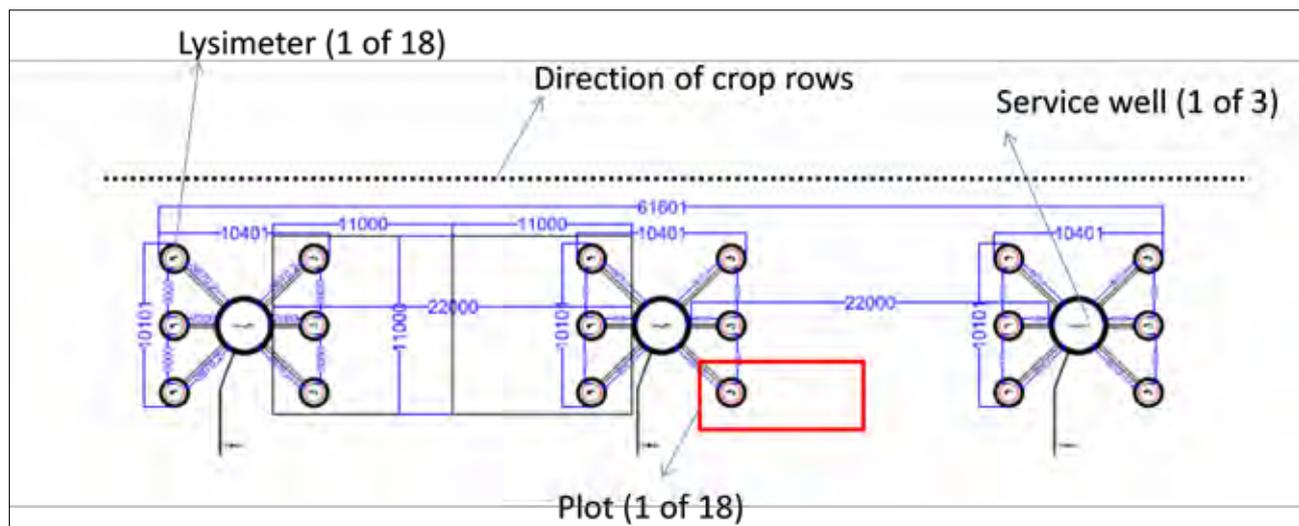


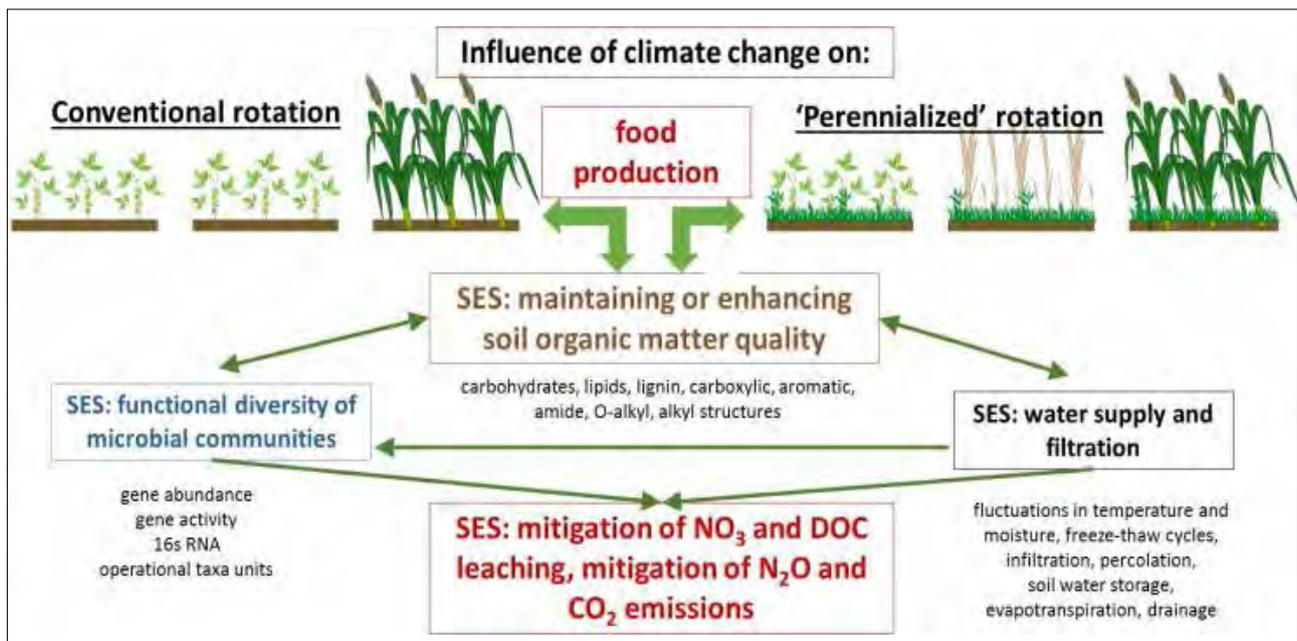
Figure 1: Schematic of the new lysimeter facility in Elora, Ontario, Canada.

<sup>1</sup> School of Environmental Sciences, University of Guelph, Guelph, Ontario, Canada

<sup>2</sup> Dept. of Geography, University of Guelph, Guelph, Ontario, Canada

<sup>3</sup> Hoskin Scientific, Canada

\* Ansprechpartner: Dr. Claudia Wagner-Riddle, cwagnerr@uoguelph.ca



**Figure 2. Mechanisms and relationships which underlie soil ecosystem services (SES) in agroecosystems. This research will aid in (1) adapting agricultural systems to climate change, (2) strengthening water resource sustainability, and (3) contribute to intensifying agriculture in a sustainable manner.**

connected to one service well (total of 3 wells) (Figure 1). The area comprising 18 plots was planted with the same crop (soybean) in June 2016 to establish an initial baseline. The following treatments will be implemented with 3 replicates in 2017: 1) conventional (soybean-corn-soybean); 2) “perennialized” (PER) annual crops (spring wheat-corn-soybean with intercropping and cover cropping implemented every year); 3) PER with winter warming. Plots will be managed using no-tillage and recommended practices for this region. In the long-term it is expected that fertilizer management will be adjusted in the PER system to reflect soil N cycling but for the first 3 years we will maintain similar rates, etc. for all treatments.

The lysimeters are instrumented at depths of 5, 10, 30, 60 and 90 cm for measurements of soil water content (TDR probes, Trime), soil matrix potential (T8, UMS; and MPS6, Decagon), soil temperature (Trime, T8 and MPS6), gas lance for manual sampling and automatic CO<sub>2</sub> analysis for 12 depths per service well of 6 lysimeters, soil solution (SIC samplers; manual sampling), lysimeter and drainage tank weight. Each lysimeter has a 20 cm PVC collar fitted with an automatic chamber interfaced with a tunable diode laser trace gas analyzer (TGA200A, Campbell Scientific) for N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> flux measurements.

This is a long-term facility which will be dedicated to the inter-disciplinary study of SES and the interaction of management and climate change on SES. In addition to the water, C and N budget studied with lysimeters and gas chambers, we will use sophisticated techniques to characterize soil microbial communities and soil organic matter quality (e.g. metagenomics, nuclear magnetic resonance spectroscopy) as well as rely on isotopic tracers and cavity ring-down spectroscopy to better understand processes involved in benefits and trade-offs of water, soil and air quality impacts of diverse cropping systems.

## Acknowledgements

This project is funded by the Canadian Foundation for Innovation, the Ministry of Research, Innovation and Science of Ontario, the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada, the Grain Farmers of Ontario, the Ontario Ministry of Agriculture and Rural Affairs (New Direction and U. of Guelph Partnership), and involves collaboration with Hoskin Scientific Canada and the Ontario Soil and Crop Improvement Association.

## References

- Gaudin A.C.M. et al. (2015) Increasing crop diversity mitigates weather variations and improves yield stability. *PLoS One* 10, e0113261.
- Smith R.G., Gross K.L., Robertson G.P. (2008) Effects of Crop Diversity on Agroecosystem Function: Crop Yield Response. *Ecosystems* 11, 355–366.
- Hauggaard-Nielsen H., Mundus S., Jensen E.S. (2012) Grass-clover undersowing affects nitrogen dynamics in a grain legume–cereal arable cropping system. *F. Crop. Res.* 136, 23–31.
- Meyer-Aurich A., Weersink A., Janovicek K., Deen B. (2006) Cost efficient rotation and tillage options to sequester carbon and mitigate GHG emissions from agriculture in Eastern Canada. *Agric. Ecosyst. Environ.* 117, 119–127.
- Tiemann L.K., Grandy A.S., Atkinson E.E., Marin-Spiotta E., McDaniel M.D. (2015) Crop rotational diversity enhances belowground communities and functions in an agroecosystem. *Ecol. Lett.* 18, 761–771.
- Pappa V.A., Rees R.M., Walker R.L., Baddeley J.A., Watson C. A. (2011) Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in an arable rotation resulting from the presence of an intercrop. *Agric. Ecosyst. Environ.* 141, 153–161.
- van der Laan M. et al. (2014) Modelling nitrogen leaching: Are we getting the right answer for the right reason? *Agric. Water Manag.* 133, 74–80.
- Lepore B.J., Norman J.M., Lowery B., Brye K.R. (2011) Soil Compaction above Long-Term Lysimeter Installations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 75, 30.

# Nutzung von Lysimeter- und Felddaten zur Parameterermittlung für großräumige Modelle zur Grundwassermengen- und -güteprognose

Sylke Schmidt<sup>1\*</sup>, Klaus Häfner<sup>1</sup>, Rolf Schlottmann<sup>2</sup>, Ulrike Haferkorn<sup>3</sup>,  
Claus Nitsche<sup>4</sup> und Holger Mansel<sup>5</sup>

## Zusammenfassung

Infolge des bergbaubedingten Grundwasserwiederanstiegs im Süden von Leipzig werden in die Pleiße die Pyritverwitterungsprodukte Eisen (ca. 1 t/d) und Sulfat eingetragen.

Im Rahmen eines Pilotversuches im Haupteintragsbereich Braunkohlenkippe Witznitz wurden umfangreiche Labor-, Feld-, Lysimeterversuche sowie eine versuchsbegleitende Modellierung durchgeführt, um eine Reduktion der Stoffeinträge durch Verringerung der Grundwasserneubildung zu erzielen. Die als Eingangsparameter für die Modellierung der Prozesse in der ungesättigten Bodenzone mittels HYDRUS-1D erforderlichen bodenphysikalischen und -chemischen Parameter wurden insbesondere anhand von intermittierend betriebenen Säulenversuchen (IBSV) ermittelt. Durch einen speziellen Algorithmus wurde die Zeitfunktion der Sickerwasserrate als Randbedingung „Grundwasserneubildung“ für das PCGEOFIM-Modell bereitgestellt. Damit konnte die Lage der freien Grundwasseroberfläche und der Sickerwassermengen in die Pleiße einschließlich der Stofffrachten ermittelt werden. Bei Anbau von Luzerne wurde die maximale Sickerwasserreduzierung erreicht. Die Wasserhaushaltsmodellierung für diese Bewirtschaftung zeigte, dass die Randbedingung „Grundwasserneubildung“ um 75 % reduziert werden kann. Dies bewirkt eine langfristige Verringerung der Grundwasserzuflüsse und Eiseneinträge in die Pleiße um ca. 30 %. Die Pilotversuchsergebnisse können mittels veränderter Parametrierung des Wasserhaushaltsmodells und des GW-Strömungsmodells auf andere bergbaulich beeinflusste, vorwiegend landwirtschaftlich genutzte Kippengebiete in Mitteldeutschland und der Lausitz übertragen werden.

**Schlagwörter:** Wasserhaushaltsmodellierung HYDRUS-1D, Grundwassermodellierung PCGEOFIM, Eiseneintrag in Gewässer, Lysimeterbewirtschaftung

## Summary

After the closure of the mining industry in the South of Leipzig, groundwater resurgence started and pyrite weathering was initiated, leading to iron (1t/d) and sulfate exfiltration into the Pleiße River. The pilot project on the Witznitz mine dump site involved many laboratory-, field-, lysimeter tests and a modeling investigation program. The aim of the study was a reduction of groundwater recharge and subsequently induce a decrease of the exfiltration of ferrous groundwater into the river. The parameter of modeling the water balance processes in the unsaturated soil with HYDRUS-1D were determined with intermittent laboratory column tests. A special algorithm was used for preparation time function of percolation rate as the basic condition “groundwater recharge” for the groundwater flow model PCGEOFIM. The results of modeling were current and prognostic groundwater level and quantity of percolation including the element input into the Pleiße. Maximum reduction of the amount of percolate water could be confirmed for lucerne. The water balance modeling of the lucerne cultivation will allow a reduction of 75 percent in the groundwater recharge. As a result of this the longterm groundwater inflows and the iron input into the Pleiße decrease around 30 percent. The results of the pilot test including the process know-how and tools for the projection of iron loads from groundwater inflows can be transferred to comparable mining sites for example in Lusatia after an adaptation to the site specific parameter of the water balance model and the groundwater flow model.

**Keywords:** water balance model HYDRUS-1D, groundwater flow model PCGEOFIM, iron input into waterbodies, lysimeter cultivation

<sup>1</sup> Landesdirektion Sachsen, Ref. 42L Oberflächenwasser/Hochwasserschutz, Braustraße 2, D-04107 LEIPZIG

<sup>2</sup> Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbauverwaltungsgesellschaft mbH, Sanierungsbereich Mitteldeutschland, Walter-Köhn-Straße 2, D-04356 LEIPZIG

<sup>3</sup> Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft, GB 3, Lysimeterstation, Kleinsteinberger Straße 13, D-04801 BRANDIS

<sup>4</sup> BGD ECOSAX GmbH, Tiergartenstraße 48, D-01219 DRESDEN

<sup>5</sup> Ingenieurbüro für Grundwasser GmbH, Nonnenstraße 9, D-04229 LEIPZIG

\* Ansprechpartner: Dr. Sylke Schmidt, sylke.schmidt@lds.sachsen.de



Lysimetern wurden durch U. Haferkorn et. al. auf der 14. Gumpensteiner Lysimetertagung 2011 vorgestellt.

## Material und Methoden

### Labor- und Felduntersuchungen zur Sickerwasserprognose

Im Rahmen des Pilotversuches wurden auf der Kippe Witznitz zwei Versuchsflächen mit mehreren Parzellen durch pH-Wert-Erhöhung, Kalkzugabe, Aufbringen von Klärschlammkompost (KSK) als Bodenverbesserungsmittel, Tiefenlockerung und Düngung so bewirtschaftet, dass optimale Wachstumsbedingungen für die als dauergrünen Bewuchs ausgewählten Pflanzen Luzerne und Knaulgras resultierten. Begleitend zu den Untersuchungen auf den Versuchsflächen und den Lysimetern wurden laborative Säulenversuche zur qualitativen und quantitativen Charakterisierung des Bodensickerwassers mit Bodensubstrat von den Feld-Versuchsflächen durchgeführt. Die Laborversuche erfolgten gemäß Materialienband „Laborative Untersuchungen zur Sickerwasserprognose im Rahmen von Detailuntersuchungen“ des LfUG Sachsen als intermittierend betriebene Säulenversuche (IBSV). Die Zielstellung bestand in der Ermittlung der aus den Kippensubstraten mit und ohne Klärschlammkompostzugabe (KSK) eluierbaren Inhaltsstoffe. Weiterhin wurden die standortspezifischen van Genuchten Parameter zur Parametrisierung eines Bodenwassertransportansatzes ermittelt. Es wurden drei Linerkerproben aus der Schicht von 0 – 1m der Versuchs-

flächen VF 1.3 (unbehandelt), VF 1.4 (unbehandelt) und VF 2.4 (mit KSK und Kalk konditioniert) entnommen. Die hydraulischen Eigenschaften der verwendeten Linerkerproben sind in *Tabelle 1* dargestellt.

Die IBSV-Methodik setzt einen Durchlässigkeitskoeffizienten nach DARCY von  $k_f > 10^{-7}$  m/s voraus, der in den verwendeten Substraten vorliegt. Als Infiltratwasser wurde synthetisches Regenwasser verwendet. Die Versuchsbedingungen wurden so gestaltet, dass sie weitestgehend den in der Bodenwasserzone ablaufenden Prozessen entsprechen. Der Austausch eines Porenvolumens der Säule erfolgte von unten nach oben mit einer Geschwindigkeit von ca. einem Porenvolumen/Tag bis zu maximal 20 Porenvolumen. Die Perkolatproben wurden auf die Leitkennwerte Sauerstoff, pH-Wert, Leitfähigkeit, Redoxspannung sowie auf KB4,3, KB8,2, Salze, Nährstoffe und Schwermetalle analysiert. Die *Abbildungen 4* und *5* zeigen die während der Säulenversuche ermittelten Eluatkonzentrationen an Stickstoffkomponenten und Metallen des unbehandelten Bodensubstrates im Vergleich zum Substrat mit Kalk- und Klärschlammkompostzugabe.

Im IBSV VF 1-3 ist ein deutliches Elutionsverhalten der Inhaltsstoffe festzustellen mit starkem Konzentrationsrückgang nach Austausch des 10. Porenvolumens. Mit abnehmender Acidität KB8,2 von 6,35 mmol/l auf 0,35 mmol/l erhöhte sich der pH-Wert von 2,65 auf 3,75. In allen Perkolatproben lagen die Arsen-, Cadmium- und Quecksilbergehalte unterhalb der Bestimmungsgrenze. In Perkolatprobe 20 wurden nur Kupfer und Zink oberhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen. Im IBSV VF 2-4 liegt

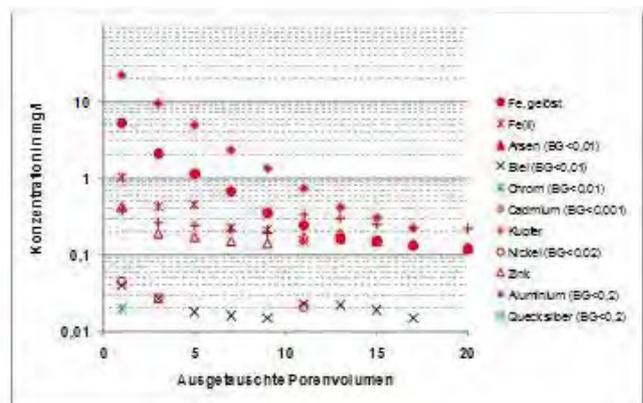
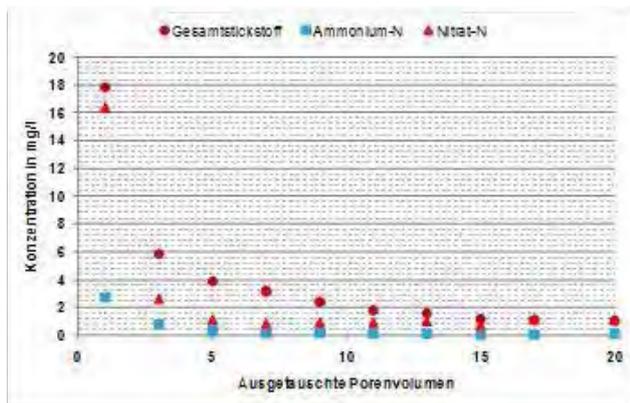


Abbildung 4: IBSV VF 1-3 Perkolatkonzentrationen an Stickstoffkomponenten und Metallen.

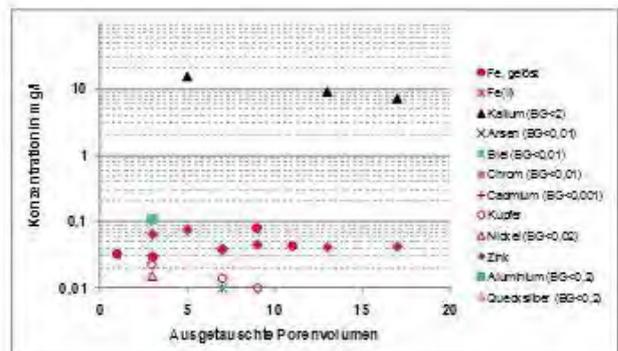
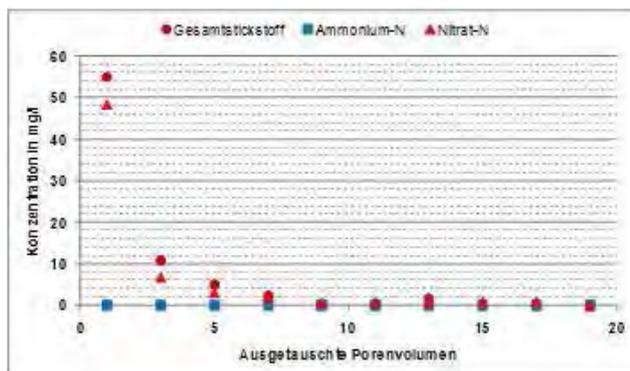


Abbildung 5: IBSV VF 2-4 Perkolatkonzentrationen an Stickstoffkomponenten und Metallen.

der pH-Wert kalkungsbedingt konstant bei 7,1 bis 7,8. Die aus der Konditionierung mit Klärschlammkompost resultierenden ca. 4fach höheren Gehalte an Gesamtstickstoff und Nitrat werden effektiv eluiert und liegen nach Austausch des 13. Porenvolumens unter der Bestimmungsgrenze. Schwermetalle wurden entgegen der Erwartungshaltung nicht eluiert (außer geringfügige Mengen an Zink und Kupfer). Durch die Ergebnisdarstellung als Funktion der ausgetauschten Porenvolumen ist ein direkter Vergleich aller IBSV-Ergebnisse möglich. Ein Vergleich mit den Feldversuchsergebnissen setzt voraus, dass die realen Sickerwasserneubildungsraten zur Verfügung stehen. Damit können die IBSV-Ergebnisse über Realzeiten in den Feldbereich übertragen werden. Dies erfolgt durch die Ermittlung der erforderlichen Zeit für den Austausch eines Porenvolumens im Linerkern bzw. im Feld-Bodensubstrat über Sickerwasserneubildung. 20 ausgetauschte Porenvolumina bedeuten beispielsweise bei einem Porenvolumen von 0,4 bei 100 mm Grundwasserneubildung im Jahr eine Realzeit  $t = 20 \times 0,4/0,1 = 80$  Jahre. Diese Betrachtungsweise verdeutlicht die langen Zeiträume, in denen mit Stoffausträgen aus Kippen zu rechnen ist.

### Lysimeteruntersuchungen

Zur Untersuchung des Wasser- und Stoffhaushaltes von Kippenböden werden in der Lysimeterstation Brandis bereits seit 1996 Untersuchungen an drei auf der Kippe Espenhain gewonnenen Lysimetern (s. *Abbildung 7* Lysimeternr. 12\_1 bis 12\_3) durchgeführt. Direkt auf der Kippe Witznitz wird seit 2005 eine Lysimeterstation mit zwei Lysimetern (s. *Abbildung 6* Lysimeternr. 13\_1, 13\_2) mit den gleichen Kulturen wie die umliegende landwirtschaftliche Nutzfläche zur Gewinnung von Daten zum Bodenwasserhaushalt und Ernteerträgen betrieben. Auf Versuchsfläche 1 wurden in 2009 zwei weitere Lysimeter 14\_2 und 14\_4 gewonnen, in eine Containerstation am Standort der Lysimeterstation Brandis eingebaut und analog zur Versuchsfläche 1 bewirtschaftet.

Sämtliche Lysimeter sind 2-3 m tief und wägbar. Die Eigenschaften der Kulturbodenschicht auf den Versuchsflächen und den Lysimetern (= Wasserhaushaltsschicht = effektive Wurzelzone) wurden mittels Tiefenmelioration, Kalkung, Klärschlammkompostgaben verbessert mit dem

Ziel, die Verdunstungsleistung zu erhöhen. Als ganzjährige Dauergrünkulturen wurden Luzerne als Tiefwurzler und Knaulgras als widerstandsfähiges, schnellwachsendes Gras ausgewählt. Lysimeter 12\_2 sowie die Lysimeter auf der Kippe Witznitz 13\_1 und 13\_2 stellen mit konventioneller Bewirtschaftung (Wintergetreide und Raps) die Referenzlysimeter dar.

Während des Pilotversuches wurden auf den behandelten Feldparzellen (Witznitz) und den Lysimetern (Witznitz und Brandis) folgende Parameter ermittelt:

- Klimaparameter, Niederschlag, Verdunstung, Bodenwasser-gehalt, Sickerwassermenge und -beschaffenheit
- bodenphysikalische und chemische Kennwerte, vor allem mit Bezug zu den Inhaltsstoffen des aufgebrauchten Klärschlammkomposts
- Ernteerträge und Pflanzeninhaltsstoffe
- Wuchshöhe, Wurzeltiefe und Blattflächenindex bei relevanten Entwicklungsstadien als Eingangsdaten für die versuchsbegleitenden Modellrechnungen.

Die klimatische Wasserbilanz für die beiden Standorte Witznitz und Brandis ist in *Abbildung 7* dargestellt. Mittels dieser klimatischen Wasserbilanz (kWB) lässt sich die potenzielle (nutzungsunabhängige) Wasserverfügbarkeit eines Standortes beschreiben. Sie wird aus der Differenz zwischen korrigiertem Niederschlag ( $N_{kor}$ ) und potenzieller Evaporation (ETP) ermittelt.

$$kWB = N_{kor} - ETP$$

Im Versuchsjahr 2010 war der Jahresverlauf der kWB mit extremen Wasserdefizit im Juni und extremen Überschuss im Sommerhalbjahr (Niederschlag > 600 mm, Normwert 376 mm) stark abweichend. Dies hatte eine hohe Grundwasserneubildung (GWN) bereits im Sommer zur Folge. Im Gegensatz dazu weist 2011 im ersten Halbjahr eine stark negative Bilanz aus, wobei das potenzielle Wasserdefizit in Brandis größer als das in Witznitz ist. Damit ist in Brandis mit einer höheren Inanspruchnahme der Bodenwasserspeicher zu rechnen als in Witznitz. Während des Pilotversuches wurden pflanzenphysiologische Parameter wie Pflanzenhöhe, Blattflächenindex sowie die Erträge ermittelt. Diese Kenngrößen stehen in engem Zusammenhang zur Verdunstungsleistung. Diese sollte möglichst hoch sein, um das



Abbildung 6: Versuchsanordnung der Lysimeter und realisierte Varianten (KSK – Klärschlammkompost) von 2008 bis 2011 (GFI GmbH, 31.01.2012).

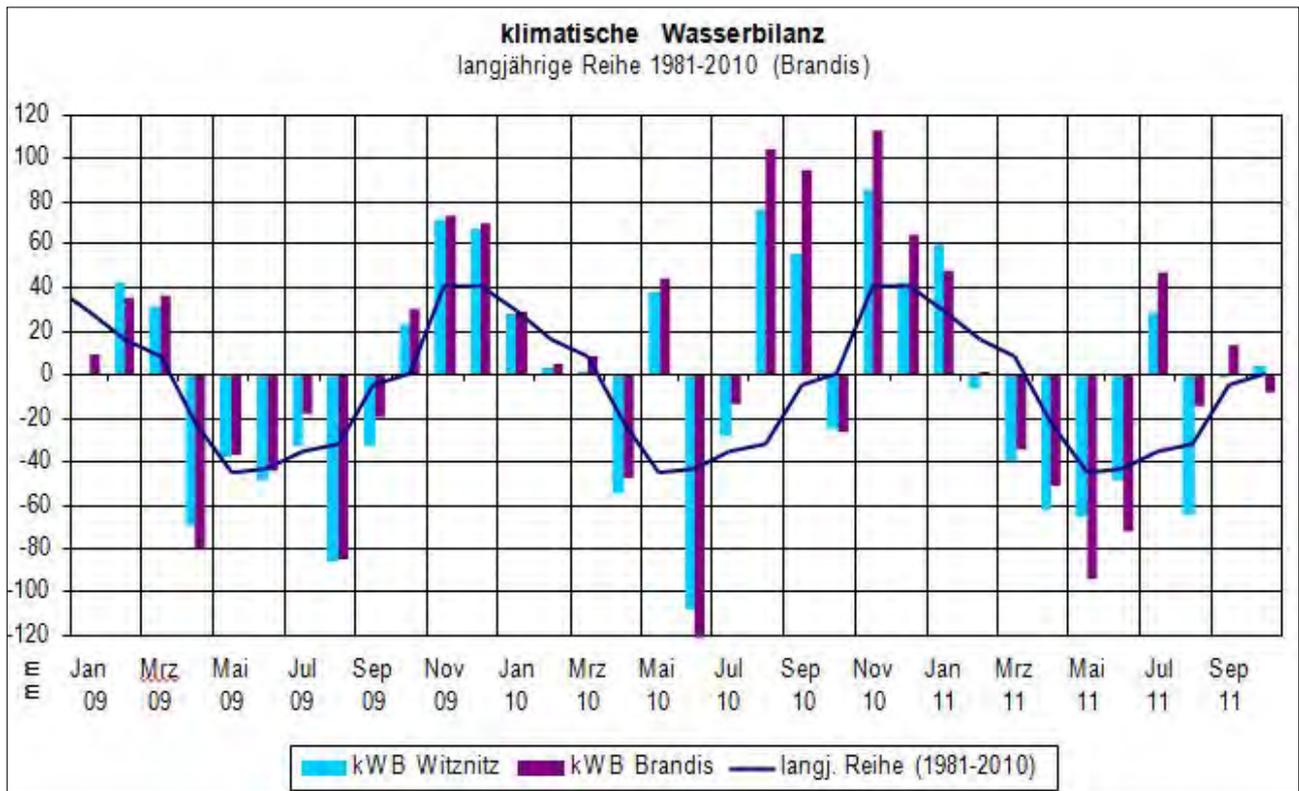


Abbildung 7: Klimatische Wasserbilanz an den Standorten Brandis und Witznitz.

Projektziel der Sickerwasserreduzierung bzw. Minimierung der Grundwasserneubildung zu er-reichen.

### Wasserhaushaltsmodellierung

Innerhalb des Pilotprojektes und aktuell im Rahmen der Projektfortsetzung wurden mittels Laboruntersuchungen, Säulenversuchen, Lysimeteruntersuchungen und Untersuchungen auf den Versuchsparzellen eine Vielzahl von Parametern ermittelt:

- **Bodenmonitoring** zur Ermittlung Kennwerten für die Wasserhaushaltsmodellierung wie z.B. Saugspannung und Bodenfeuchte
- **Pflanzenmonitoring** zur Ermittlung der pflanzenphysiologischen Parameter für die Wasserhaushaltsmodellierung wie Pflanzenhöhe, Blattflächenindex, Wurzeltiefe und Wurzelverteilung
- **Wassermonitoring** zur Ermittlung von Sickerwasser- und Verdunstungsmengen an den Lysimetern sowie Saugspannungen, Bodenfeuchte, Wasserstand
- **Klimamonitoring** zur Erfassung von Niederschlag, Temperatur, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeiten, Globalstrahlung in Brandis und Witznitz.

Diese Parameter und insbesondere die bodenphysikalischen Kennwerte wurden für die Modellierung des Wasserhaushaltes in der ungesättigten Bodenzone für die Lysimeter, Versuchsparzellen und Hydrotöpfe sowie für die Modellierung der Grundwasserströmung im gesättigten Kippenkörper verwendet. Die Modellierung in der ungesättigten Bodenzone erfolgte mittels dem Programm HYDRUS-1D. Als bodenphysikalische Eingangsparameter wurden die  $k_f$ -Werte (Mehrzahl der Böden als schluffig-lehmiger Sand

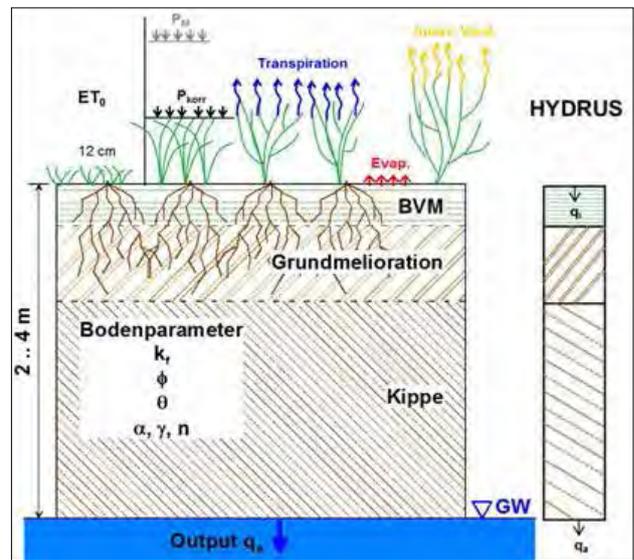


Abbildung 8: Aerationenmodell (GFI GmbH, 31.01.2012).

mit  $k_f = 1 \times 10^{-5}$  m/s bis schwach sandiger Lehm mit  $k_f = 1 \times 10^{-6}$  m/s eingestuft), die laborativ ermittelten Saugspannungs-Sättigungs-Kurven (pF-Kurven) mit Vollsättigung  $\Theta_s$ , Restsättigung  $\Theta_R$ , nutzbare Feldkapazität nFK sowie die van Genuchten Parameter  $\alpha$  und  $n$  benötigt.

In *Abbildung 8* ist das Aerationenmodell dargestellt, das mittels HYDRUS-1D simuliert wurde.

Eichgrundlage für die aufgebauten HYDRUS-1D Modelle bildeten die reale Verdunstung der Pflanzenbestände und die gemessenen Sickerwassermengen der einzelnen Lysimeter sowie Bodendaten. Der Wasserentzug der Pflanzen

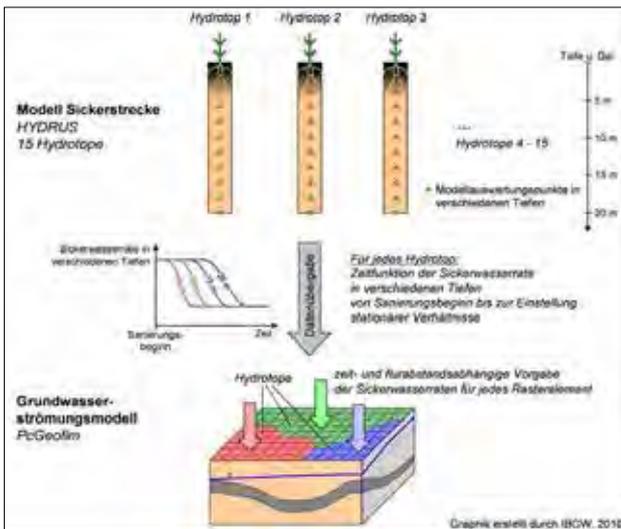


Abbildung 9: Kopplungsalgorithmus zwischen gesättigter und ungesättigter Strömung (GFI GmbH 2012).

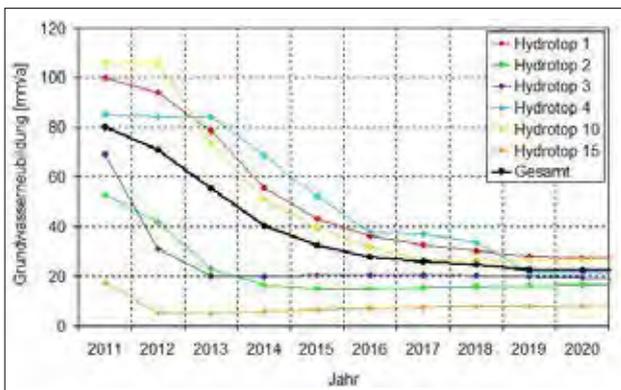


Abbildung 10: Zeitliche Entwicklung der Grundwasserneubildung in den einzelnen Hydrotopen.

aus dem Boden erfolgt über die Wurzeln, die im Falle der hier verwendeten Dauergrünlandpflanzen Knaulgras und Luzerne Wurzellängen von 30 bis 50 cm bzw. 50 bis 100 cm aufweisen. Das Programm simuliert den saugspannungsabhängigen Bodenwasserentzug. Im Ergebnis sind detaillierte Aussagen zur erwartbaren Bodenwasserausschöpfung möglich. In einem weiteren Modellierungsschritt wurde die zeit- und flurbestandabhängige Grundwasserneubildung als Eingangsparameter für die Grundwasserströmungsmodellierung mit dem Programm PCGEOFIM im gesättigten Bereich der Kippen aufbereitet. Der zugehörige Kopplungsalgorithmus zwischen ungesättigter und gesättigter Strömung ist in *Abbildung 9* dargestellt.

Die daraus resultierende zeitliche Entwicklung der Grundwasserneubildung (GWN) in den einzelnen Hydrotopen zeigt *Abbildung 10*. Der Ausgangszustand im Jahr 2011 weist mit GWN-Werten zwischen 18 und 108 mm/a eine ausgeprägte Variabilität zwischen den einzelnen Hydrotopen auf. Der Beginn der Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Reduzierung der GWN wurde im Modell auf das Jahr 2012 gelegt und zeigt im Prognosezeitraum bis 2100 bereits ab sechs Jahren nach Maßnahmebeginn ein Absinken der GWN um ca. 75 %.

## Ergebnisse

Methodisch wurde im Rahmen des Pilotversuches ein up scaling durchgeführt:

- Laboruntersuchungen des Bodens
- Intermittierend betriebene Säulenversuche IBSV (Labormaßstab)
- Lysimeteruntersuchungen (Technikums-Maßstab)
- Felduntersuchungen auf den Versuchspartellen (Feldmaßstab)
- Übertrag auf Hydrotopen mit Modellierung der ungesättigten Bodenzone
- Wasserhaushaltsmodellierung der gesättigten Grundwasserströmung für die Gesamtkippe.

Der Lösungsansatz eine reduzierte Grundwasserneubildung durch erhöhte Pflanzenverdunstung zu erzielen wurde mittels Bewirtschaftung der Versuchspartellen und der Lysimeter durch eine Wasserhaushaltsschicht und Anbau von Luzerne und Knaulgras als Dauergrünpflanzen umgesetzt. Im Ergebnis der Untersuchungen der Versuchsfelder auf der Kippe Witznitz und der in der Lysimeterstation Brandis betriebenen Kippenlysimetern wurde eine Reduzierung der mittleren Grundwasserneubildung um 75 % nachgewiesen. Dies wirkt sich am Standort der Kippe Witznitz direkt auf die Exfiltrationsmenge und damit auf die Stofffrachten in die Pleiße aus, da das gesamte in die Vorflut exfiltrierende Grundwasser im Kippenbereich neu gebildet wird. Die Simulation des Wasserhaushaltes in der ungesättigten Bodenzone mittels HYDRUS-1D zeigte eine gute Übereinstimmung der gemessenen und berechneten Lysimetersickerwassermengen über den Versuchszeitraum (s. *Abbildung 11*).

Die Sickerwassermengen dienen als Randbedingung für die Grundwasserströmungsmodellierung mittels PCGEOFIM. In *Abbildung 12* sind die Ergebnisse der Modellierung des IBGW Leipzig für die Nullvariante (ohne Bewirtschaftungsmaßnahme) dargestellt, die die gegenwärtig bereits messtechnisch nachgewiesenen hohen Eiseneintragsfrachten in die Pleiße aus dem Südbereich der Kippe Witznitz bestätigen.

Die Modellierungsrechnungen für die Bewirtschaftungsmaßnahme Dauergrünland ergaben eine Verringerung des Grundwasserabstroms von 0,78 m<sup>3</sup>/min auf 0,51 m<sup>3</sup>/min (34 %) aus der Kippe in die Pleiße. Auf dieser Basis erfolgte

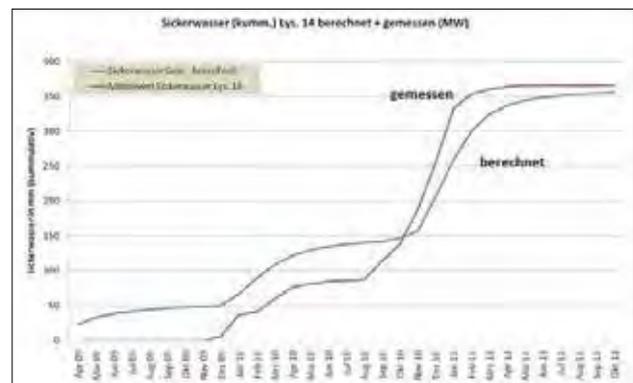


Abbildung 11: Kumulative Sickerwassermengen an den Lysimetern 14 (GFI GmbH 2012).

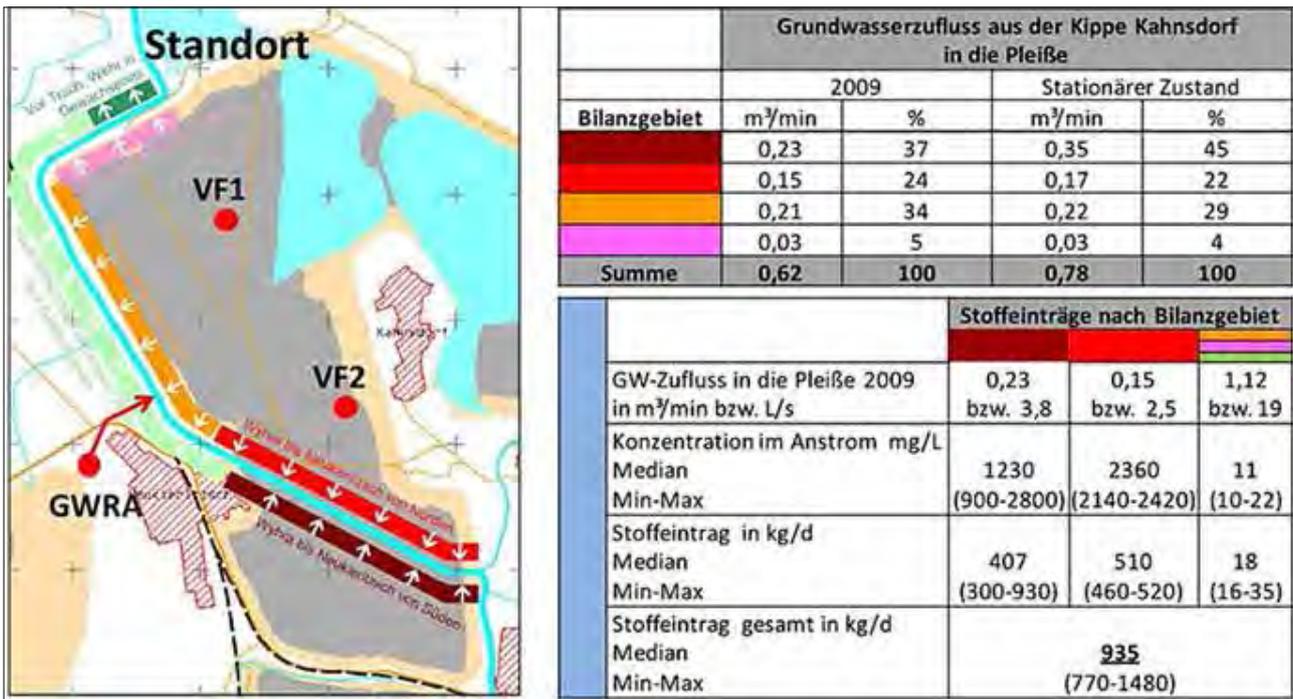


Abbildung 12: Grundwasserzfluss aus Kippe Witznitz in die Pleiße für die Nullvariante.

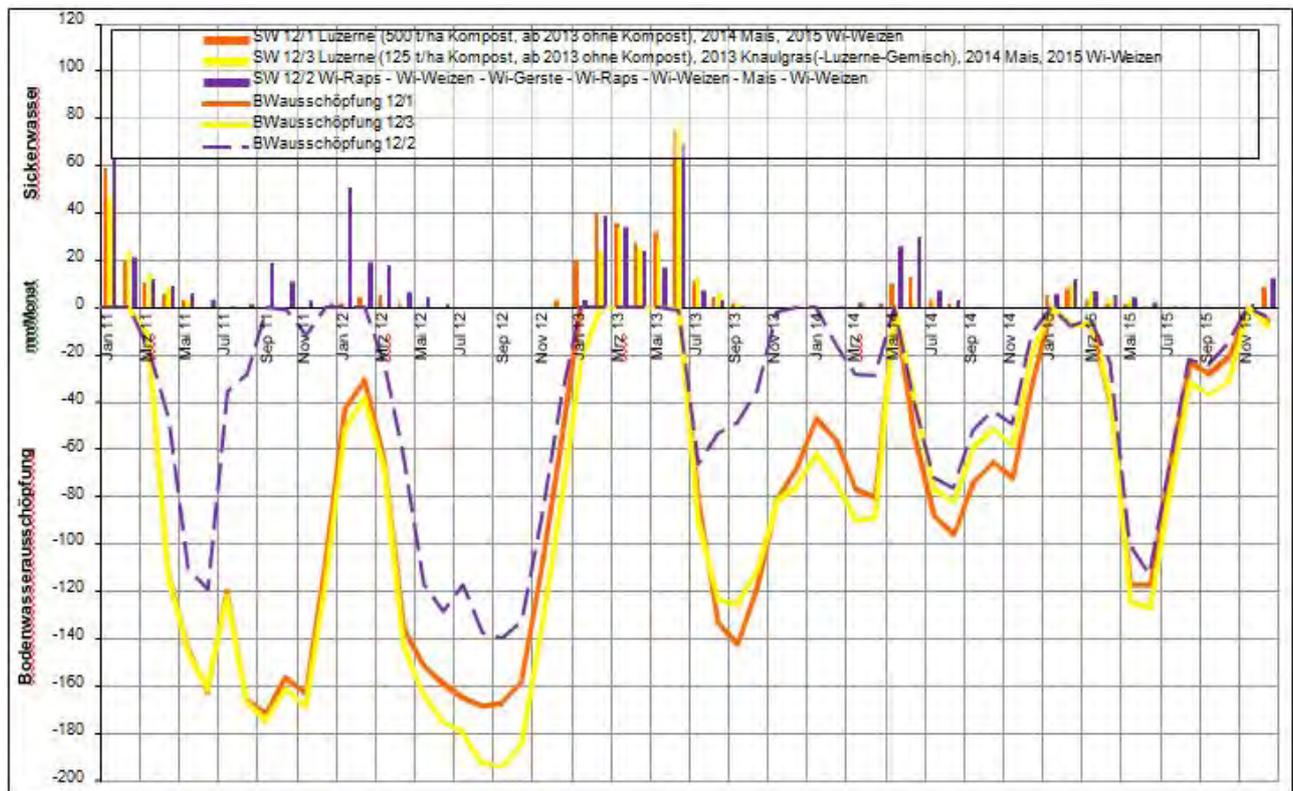


Abbildung 13: Bodenwasserausschöpfung an den Lysimetern (GFI GmbH, 25.05.2016).

anhand von Migrationsberechnungen die Abschätzung aktueller und zukünftiger Eiseneintragsfrachten sowie die Ausweisung der Haupteintragsbereiche.

Die Ermittlung der Bodenwasserausschöpfung an den wägbaren Lysimetern zeigt, dass mit Dauergrünland aus Luzerne und Verbesserung der Kippenböden durch Tie-

fenlockerung und Kalkung in der Vegetationsperiode eine starke Ausnutzung des Bodenwasserspeichers erzielt wird (s. Abbildung 13).

Damit verringert sich die Grundwasserneubildung stark, der hydraulische Gradient zur Pleiße wird reduziert und damit auch die Stoffeintragsfracht an Eisen und Sulfat in die Pleiße.

## Diskussion und Fazit

Das Ziel des Pilotversuches mittels geeigneter Bewirtschaftungsmaßnahmen eine signifikante Reduzierung der Grundwasserneubildung auf dem Kippengebiet Witznitz und damit eine Reduktion der Stoffeintragsfrachten an Eisen und Sulfat in die Pleiße zu bewirken, wurde erreicht. Mittels Luzerneanbau als Dauergrünland ließ sich die Grundwasserneubildung um 75 % reduzieren. Die Prozesse in der ungesättigten Bodenzone konnten mit dem Modell HYDRUS-1D gut nachgebildet werden. Mittels Kopplungsalgorithmus zwischen ungesättigter und gesättigter Strömung wurde die zeit- und flurabstandsabhängige Grundwasserneubildung als Randbedingung für das Grundwasserströmungsmodell PCGEOFIM ermittelt. Auf dieser Grundlage wurde die Reduzierung der Stoffeintragsfrachten an Eisen und Sulfat in die Pleiße um ca. 34 % nachgewiesen und als Haupteintragsbereich der südliche Kippenbereich identifiziert. Die Versuchsergebnisse sind auf andere Kippengebiete übertragbar. Boden, Pflanze und Bewirtschaftung sind dabei als Gesamtsystem mit all ihren Wechselwirkungen zu betrachten. Aktuell erfolgt die Fortsetzung des Pilotversuchs als Großversuch mit Anbau von Luzerne auf ca. 225 ha im sanierungsrelevanten Südteil der Kippe Witznitz. Im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitung werden die Versuchsfläche 1 und die Lysimeter weiter betrieben einschließlich der begleitenden Wasserhaushaltsmodellierung. Die im Rahmen des Pilotversuches untersuchte Bewirtschaftungsvariante mit Zugabe von Klärschlammkompost zwecks Ausbildung einer optimalen Wasserhaushaltsschicht zeigte keinen positiven Effekt auf die Biomasseproduktion der Dauergrünlandpflanzen. Daher

wird künftig kein Klärschlamm zur Bodenverbesserung eingesetzt. Die produzierte Biomasse wird in einer 500 kW-Biogasanlage der Osterland Agrar GmbH Kahnsdorf verwertet. Aufgrund der bisher kurzen Laufzeit der großflächigen Dauergrünlandbewirtschaftung mit dem Ziel der Senkung der Grundwasserneubildung konnte anhand von Grundwasserstandsganglinien noch kein eindeutiger Trend belegt werden. Hierfür müssen längere Zeiträume betrachtet werden.

## Literatur

- Beims U., Mansel H. (2009) Durchführung eines Pilotversuches zur Reduzierung der Exfiltration von eisenbelasteten Grundwasser aus den Kippen des ehemaligen Tagebaues Witznitz in die Fließgewässer Pleiße und Wyhra, 12. Dresdner Grundwasserforschungstage 15.7.16. Juni 2009.
- LfUG Sachsen (2004) Laborative Untersuchungen zur Sickerwasserprognose im Rahmen der Detailerkundung“, Materialienband zur Altlastenbehandlung.
- Haferkorn U., Winkler A., Bernsdorf S. (2011) Lysimetermessungen und pflanzenbauliches Monitoring zum Nachweis der bodenverbessernden Wirkung von Klärschlammkompost am Beispiel der Braunkohlekippe Witznitz II, Tagungsband 14. Gumpensteiner Lysimetertagung 2011.
- GFI Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden, 31.01.2012: Abschlussbericht Durchführung eines Pilotversuches zur Reduzierung der Exfiltration von eisenbelasteten Grundwasser aus den Kippen des ehemaligen Tagebaues Witznitz in die Fließgewässer Pleiße und Wyhra.
- GFI Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden, 25.05.2016: Großtechnische Umsetzung der Erfahrungen des Pilotversuchs Witznitz zur Reduzierung der Eiseneinträge in die Pleiße, Jahresbericht 2015.

# Möglichkeiten und Grenzen der Simulation von Wasserhaushaltsgrößen grundwassernaher Standorte mit Lysimetern

Ottfried Dietrich<sup>1\*</sup>

## Zusammenfassung

Die Steuerung der unteren Randbedingung von Grundwasser(GW)-Lysimetern mittels Mariottscher Flasche kann den typischen GW-Tagesgang grundwassernaher Standorte nicht korrekt reproduzieren. Dieses hat keine direkten Auswirkungen auf die gemessene Verdunstung, allerdings haben Speicheränderung und Zufluss einen unnatürlichen Tagesgang und werden unter- oder überschätzt. Bei Steuerung nach einem gemessenen GW-Stand, werden alle Wasserhaushaltsgrößen korrekt simuliert, wenn die meteorologischen Bedingungen sowie Bodenaufbau und Vegetation im Lysimeter mit dem Referenzmessplatz übereinstimmen. Bei der Steuerung des Zu-/Abflusses als untere Randbedingung des Lysimeters zeigen alle Wasserhaushaltsgrößen im Lysimeter ebenfalls ein natürliches Verhalten. Im Gegensatz zu den beiden anderen Steuerungsarten kann hier auch die Entwicklung von GW-Ständen unter unterschiedlichen Randbedingungen untersucht werden, was für viele ökologische Fragestellungen oder auch Wassermanagementaufgaben von großem Interesse ist.

*Schlagwörter:* Grundwasser-Lysimeter, Lysimeter-Steuerung, Grundwasser-Tagesgang, Verdunstung, Wasserspeicheränderung, Zu- und Abfluss

## Summary

The control of the lower boundary condition of groundwater lysimeters with a Mariotte bottle is unable to reproduce the typical diurnal behaviour of the groundwater level of a shallow water table site. This has no effect on the measured evapotranspiration but the water storage change and the inflow/outflow of the system have an unnatural diurnal behaviour and were under or over estimated. The control of the groundwater level on basis of a measured groundwater level simulates all water balance components correct if the meteorological conditions, soil and vegetation of lysimeter and reference place agree. The control of inflow and outflow as lower boundary condition of a lysimeter creates also correct water balance components in the lysimeter. Compared to the other control systems this system enables the investigation of the behaviour of the groundwater level themselves. This is an interesting option for many ecological problems or water resources management problems at shallow water table sites.

*Keywords:* Groundwater lysimeter, Lysimeter control system, Diurnal groundwater fluctuations, Evapotranspiration, Water storage change, Inflow and outflow

## Einleitung

Flächen mit flurnahen Grundwasserständen (GW) sind weit verbreitete Standorte in Tieflandregionen (Fan et al. 2013). Häufig handelt es sich dabei um ehemalige Mooregebiete oder grundwassernahe (gw-nahe) Sandstandorte, die für eine land- oder forstwirtschaftliche Nutzung entwässert werden. Trotz der Entwässerung liegen die GW-Stände dieser Gebiete bei weniger als 2 m unter Flur. Ihr Wasserhaushalt ist gegenüber gw-fernen Standorten durch eine Reihe von Besonderheiten gekennzeichnet, da die Pflanzenwurzeln bis an den Kapillarsaum oder direkt bis ans GW reichen und dort Wasser für die Transpiration entnehmen können. Auf diesen Standorten ist der Wasserfluss nicht nur vorwiegend vertikal von oben nach unten gerichtet, sondern in Zeiten hoher Verdunstung findet auch ein umgekehrt gerichteter Wasserfluss statt (Acharya et al. 2012, Laio et al. 2009, Loheide II et al. 2005).

Zur Versickerung kommt es vor allem nach Niederschlägen und in den Wintermonaten. Dieses führt zum GW-Anstieg und zu einem lateralen Abfluss ( $R_{ab}$ ) im GW-/Grabensystem (Entwässerungsphase). In Phasen, in denen der Wasserent-

zug der Pflanzen den lateralen Zufluss ( $R_{zu}$ ) über das GW-/Grabensystem übersteigt (Bewässerungsphasen), sinken die GW-Stände dagegen ab. Dieses geschieht jedoch nicht kontinuierlich, sondern in einer typischen, sinusförmigen Bewegung des GW-Standes. *Abbildung 1* zeigt Beispiele für den GW-Gang eines gw-nahen Standorts zu unterschiedlichen Jahreszeiten. Im Winterhalbjahr zeigen die Stundenwerte und Tagesmittelwerte keine nennenswerten Unterschiede. Nach einem Niederschlagsereignis steigen die GW-Stände schnell an und sinken infolge von Entwässerung gleichmäßig ab. Der GW-Gang im Sommerhalbjahr zeigt typische, periodische innertägliche Schwankungen mit einem abwärts gerichteten Trend über einen längeren Zeitraum ohne Niederschlag. Zu diesem typischen Verhalten kommt es durch das Zusammenspiel von  $R_{zu}$ , Verdunstung (ETA) und Wasserspeicheränderung ( $\Delta S$ ) in der ungesättigten und gesättigten Zone.  $R_{zu}$  eines gw-nahen Standorts ist dabei eine relativ stabile Wasserhaushaltsgröße über den gesamten Tag. ETA findet dagegen nur während der Tageszeit statt. Hier kommt es zur Wasserentnahme aus dem Bodenspeicher und zum Absinken des GW-Standes. Während der Nachtstunden und bei geringer ETA wird der Wasserspeicher

<sup>1</sup> Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V., Institut für Landschaftswasserhaushalt, Eberswalder Str. 84, D-15374 MÜNCHENBERG

\* Ansprechpartner: Dr. Ottfried Dietrich, odietrich@zalf.de

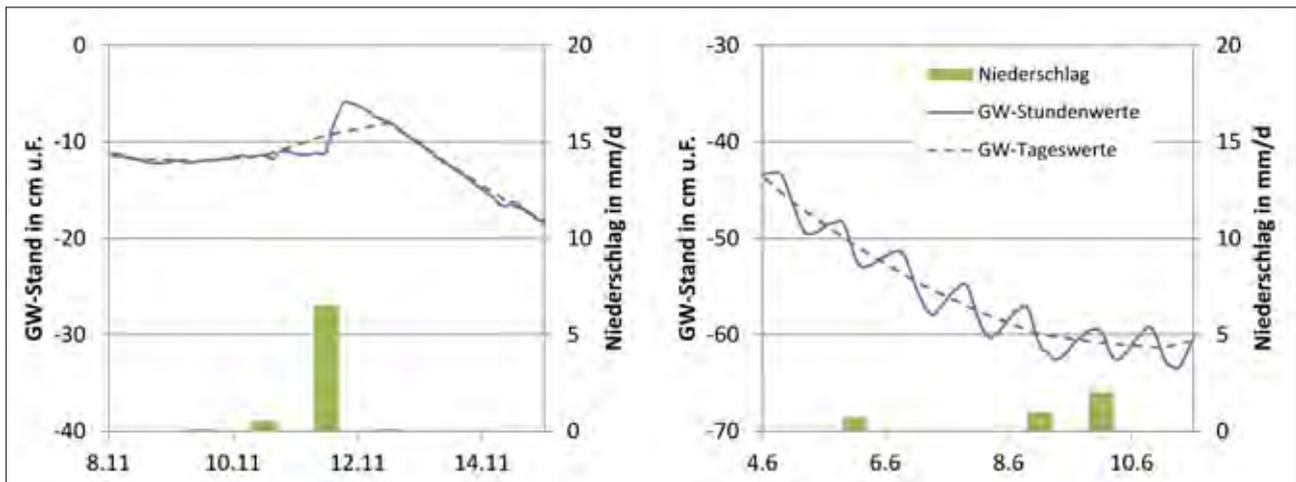


Abbildung 1: Typischer GW-Gang eines gw-nahen Standorts mit Niederschlag (links – Winterhalbjahr ohne ETa-Einfluss, rechts – Sommerhalbjahr mit ETa-Einfluss).

einer gw-nahen Fläche durch  $R_{zu}$  wieder aufgefüllt und der GW-Stand steigt wieder an. Dieses Wechselspiel führt zu einem typischen sinusförmigen Tagesgang des GW-Standes auf diesen Standorten. Die Größe der täglichen Amplituden hängt sowohl vom Betrag der Wasserbilanzgrößen als auch der Speichercharakteristik des Standorts ab, die von den bodenphysikalischen Eigenschaften und dem GW-Flurabstand (GWF) bestimmt werden. Je größer GWF und je mächtiger die ungesättigte Schicht, umso gedämpfter ist die Amplitude des GW-Standes.

Beim Einsatz von GW-Lysimetern für Untersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt gw-naher Standorte muss dieser komplexe Wasserhaushalt möglichst realitätsnah nachgebildet werden. Anders als bei Gravitations-Lysimetern können lateraler Wasserfluss und Masseänderung nicht nur passiv beobachtet werden, sondern es muss auch die Anbindung an den lateralen Wasserfluss im Lysimeter nachgebildet werden (Dietrich et al. 2016, Meissner et al. 2008). In GW-Lysimetern erfolgt dieses durch die Steuerung einer unteren Randbedingung. Klassischerweise wird der GW-Stand vorgegeben. Alle anderen Größen entwickeln sich entsprechend der meteorologischen und öko-hydrologischen Randbedingungen und können direkt gemessen oder indirekt berechnet werden. Dabei wird angenommen, dass der sich einstellende  $R_{zu}$  oder  $R_{ab}$  dem eines Vergleichsstandorts entspricht.

Die am weitesten verbreitete technische Lösung zur Einstellung der unteren Randbedingung ist die Anwendung des Prinzips der Mariottischen Flasche durch Vorgabe eines Soll-GW-Standes (Noory et al. 2009, Yang et al. 2000, Yang et al. 2007). Neuere Lysimeteranlagen können den Soll-GW-Stand über Pumpen und Ventilsteuerungen auch nach gemessenen GW-Ständen aktiv regeln (Abteu und Melesse 2013, Bethge-Steffens et al. 2004, Meissner et al. 2008, Schwaerzel und Bohl 2003). Eine Weiterentwicklung dieses Systems nutzt dagegen anstelle des GW-Standes Soll-Werte für  $R_{zu}$  und  $R_{ab}$  zur Regelung der unteren Randbedingung (Dietrich et al. 2016).

Im Beitrag werden die drei unterschiedlichen Systeme zur Steuerung der unteren Randbedingung vorgestellt und hinsichtlich ihrer Wirkung auf das Verhalten der Wasserhaushaltsgrößen verglichen.

## Material und Methoden

### Methoden zur Regelung der unteren Randbedingung von GW-Lysimetern

#### Mariottesche Flasche

Das Prinzip der Mariottischen Flasche ist ein alt bewährtes physikalisches Prinzip mit geringen technischen Anforderungen, welches sehr zuverlässig seit vielen Jahrzehnten zur Steuerung der unteren Randbedingung von GW-Lysimetern eingesetzt wird. Über die Höhenverstellung des Lufttritttröhrchens in der Mariottischen Flasche (Ausgleichsbehälter) wird die Höhe des GW-Standes eingestellt. Aus dem Ausgleichsbehälter fließt dann immer genau so viel Wasser in den Bodenmonolith nach, wie benötigt wird, um den GW-Stand konstant auf dem eingestellten Niveau zu halten. Übersteigt der Wasserstand im Monolith nach Niederschlägen den eingestellten Soll-Wasserstand eines ebenfalls verstellbaren Überlaufes, kommt es zur Abflussbildung. Die zu- oder abgelaufenen Wassermengen können gemessen werden.

#### Automatische GW-Steuerung

Bei der automatischen GW-Steuerung wird über die Regelung von Pumpen und Ventilen der Wasserstand in einem mit dem Bodenmonolith verbundenen Ausgleichsbehälter so verändert, dass er einem vorgegebenen Soll-Wasserstand entspricht. Dieser wurde zuvor an einem Referenz-GW-Rohr gemessen. Die zwischen Ausgleichsbehälter und Monolith fließenden Wassermengen können gemessen werden. Der GW-Stand ist eine vorgegebene Größe, ETa,  $R_{zu}$  und  $R_{ab}$  können sich unabhängig entwickeln.

#### Automatische Zu-/Abflusssteuerung

Bei der automatischen Zu- und Abflusssteuerung wird über die Regelung von Pumpen und Ventilen  $R_{zu}$  oder  $R_{ab}$  zwischen dem Bodenmonolith und einem verbundenen Ausgleichsbehälter so geregelt, dass er einem vorgegebenen Sollwert entspricht (Dietrich et al. 2016). Der GW-Stand wird gemessen. Er kann sich frei entsprechend der meteorologischen, öko-hydrologischen und bodenphysikalischen Verhältnisse entwickeln und ist wie ETa keine vorgegebene Größe.

## Verwendete Lysimeteranlage

Die Untersuchungen wurden mit einer GW-Lysimeteranlage im Spreewald, ca. 70 km südöstlich von Berlin (51°52'N, 14°02'O) durchgeführt. Die Anlage besteht aus vier wägbareren Bodenmonolithen, die 2009 vor Ort gestochen wurden. Die Containerstation (UGT) wurde genau an der Entnahmestelle der Monolithe installiert. Zur Anlage gehören eine Wetterstation und ein Bodenmessplatz zur Erfassung von Referenzgrößen (Dietrich et al. 2016). Der Aufbau der Anlage entspricht dem Typ nach (Meissner et al. 2000), erweitert um die Möglichkeit, die untere Randbedingung wahlweise nach einem vorgegebenen GW-Stand oder  $R_{zu}$  oder  $R_{ab}$  zu steuern. Die vorzuziehenden Sollwerte können von einem gemessenen Wert übernommen werden oder auch als Zeitreihe vor Versuchsbeginn vordefiniert werden. Die Messwerte jedes einzelnen Monolith können wahlweise von jedem anderen Monolith als Sollwerte genutzt werden. Das Regelintervall wurde auf eine Stunde eingestellt. Dieses ist ausreichend lang, um den typischen Tagesgang der Wasserhaushaltsgrößen abzubilden. Das Messintervall beträgt 10 Minuten. Aufgezeichnet werden die Masse des Monolith,  $R_{zu}$  und  $R_{ab}$ , der GW-Stand, Saugspannungen und Wassergehalte in drei Tiefen (30 cm, 60 cm, 90 cm). An der Wetterstation werden der Niederschlag, Luft- und Bodentemperaturen in verschiedenen Höhen bzw. Tiefen, die relative Luftfeuchte, die Windgeschwindigkeit und -richtung, die Nettostrahlung und der Bodenwärmestrom gemessen.

## Untersuchte Varianten

Drei unterschiedliche Varianten der Steuerung der unteren Randbedingung von GW-Lysimetern wurden mit der Anlage simuliert.

### Variante 1 - Mariottesche Flasche

Hierfür wurde ein Monolith nach einer vordefinierten Zeitreihe mit konstantem GW-Stand (50 cm u.F.) geregelt. Dadurch wurden wie bei der klassischen Mariotteschen Flasche die natürlichen Tagesschwankungen im GW-Gang unterdrückt. Ein zweiter Monolith wurde nach einem GW-Stand geregelt, der an einem Referenzmessplatz unmittelbar neben der Station gemessen wurde. Er liefert die Vergleichswerte für das natürliche Verhalten eines gw-nahen Standorts.

### Variante 2 – automatische GW-Steuerung

Hierbei wurde ein Monolith nach einem GW-Stand geregelt, der an einem Referenzmessplatz unmittelbar neben der Station gemessen wurde. Der Bodenaufbau und die Vegetation am Referenzplatz und im Lysimeter waren gleich. Damit sind die Voraussetzungen für eine vergleichbare ETa und GW-Tagesschwankungen gegeben. In einem zweiten Monolith wurde der gemessene GW-Stand parallel um 20 cm abgesenkt, in einem dritten Monolith um 20 cm parallel angehoben. Beide GW-Gänge haben so die gleiche Tagesamplitude wie der gemessene GW-Gang, jedoch unterschiedliche Mächtigkeit der ungesättigten Zone.

### Variante 3 – automatische Zu-/Abflusssteuerung

Zwei Monolithe wurden nach dem gemessenen  $R_{zu}$  oder  $R_{ab}$  des ersten Monolith von Variante 2 geregelt (Referenzlysimeter). Sie stimmen im Bodenaufbau mit den anderen Monolithen überein, unterscheiden sich aber in der Vege-

tationszusammensetzung und im Ausgangsniveau ihres GW-Standes, welches höher ist.

## Datenaufbereitung

Die Speicheränderung  $\Delta S$  wurde direkt aus der Masseänderung des Monolith bestimmt.  $R_{zu}$  und  $R_{ab}$  wurden aus der gemessenen Wasserstandsänderung im Ausgleichsbehälter und seiner Fläche ermittelt. Der Niederschlag jedes Monolith wurde individuell aus seiner Wasserbilanz während eines Niederschlagsereignisses berechnet. Dabei wurde angenommen, dass ETa während der Zeit des Niederschlagsereignisses vernachlässigbar klein ist. Schließlich wurde ETa als Restgröße der Wasserbilanz ermittelt und alle Wasserbilanzgrößen zu Stunden- und Tageswerten aggregiert. Die gemessenen GW-Stände wurden ebenfalls zu Stunden- und Tageswerten gemittelt.

Für die Darstellung der Ergebnisse wurden nach Möglichkeit niederschlagsfreie Perioden von sieben Tagen ausgewählt, da sie anschaulicher die Besonderheiten des Wasserhaushalts gw-naher Standorte zeigen. Die Stundenwerte der Wasserbilanzgrößen ETa,  $\Delta S$  und  $R_{zu}$  oder  $R_{ab}$  der ausgewählten Perioden wurden zu Tageswerten aggregiert. Die Stundenwerte des GW-Standes wurden zunächst mit den Tagesmittelwerten normiert, indem diese von den Stundenwerten subtrahiert wurden und dann ebenfalls als Tagesgang der Periode gemittelt. Durch die Normierung wurde lediglich der ab- oder zunehmende Trend (Absinken oder Anstieg des GW-Standes) eliminiert.

## Ergebnisse und Diskussion

### Mariottesche Flasche

GW-Lysimeter mit Regelung der unteren Randbedingung über eine Mariottesche Flasche erzeugen einen weitgehend ausgeglichen, untypischen GW-Tagesgang (Abbildung 2). Nur zur Zeit der höchsten ETa reicht die Wassernachlieferung nicht ganz aus und es kommt zu einem geringen Absinken des GW-Standes, der dann aber schnell wieder auf das Ausgangsniveau ansteigt. Die ETa wird vor allem von den meteorologischen Bedingungen bestimmt und zeigt für das Lysimeter mit Mariottescher Steuerung das gleiche Verhalten wie für das Referenz-Lysimeter. Der Tagesgang von  $\Delta S$  entspricht ebenfalls dem natürlichen Verlauf, jedoch fällt die Wasserentnahme des Mariotteschen Systems aus dem Bodenspeicher trotz gleicher ETa etwas kleiner aus. Die Ursache ist im überhöhten und ungleichmäßigen  $R_{zu}$  zu sehen. In der Summe aller Wasserbilanzgrößen führt dieses bei GW-Lysimetern mit Mariotteschen Systemen zu einer Überschätzung von  $R_{zu}$  und einer zu geringen Beteiligung des Bodenwasserspeichers am Wasseraustausch.

### Automatische GW-Steuerung

Bei der automatischen GW-Steuerung wird bei ausreichend kurzem Regelintervall ein natürlicher Tagesgang des GW-Standes entsprechend dem gemessenen Referenzwert erzeugt. Dieser ist auch im Betrag der Amplitude korrekt, wenn die Standortbedingungen des Lysimeters mit dem Referenzstandort übereinstimmen. Durch die hier im Versuch praktizierte Parallelverschiebung des Referenzwertes kommt es zwar zu identischen Tagesgängen in den beiden

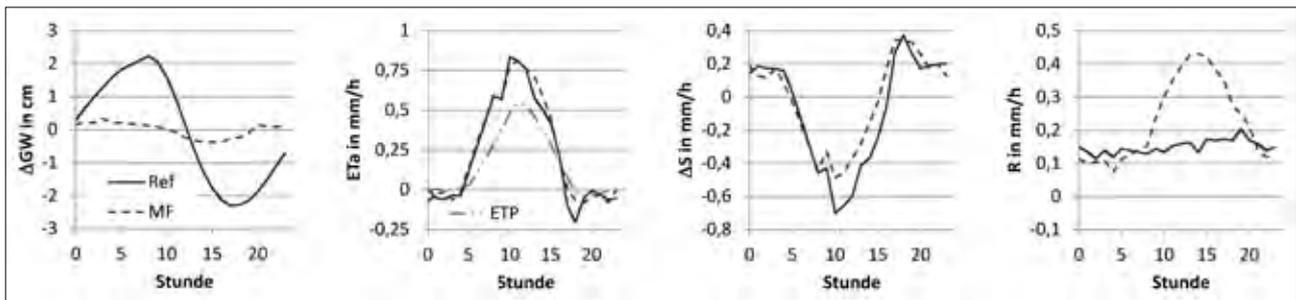


Abbildung 2: Mittlere Tagesgänge ausgewählter hydrologischer Größen eines gw-nahen Standorts ( $\Delta GW$  – GW-Standsänderung,  $ET_a$  – tatsächliche Verdunstung,  $\Delta S$  – Speicheränderung,  $R$  – Zu-/Abfluss,  $ETP$  – FAO-Gras-Referenz-Verdunstung). Ein Lysimeter simuliert einen natürlichen, gemessenen Referenz-GW-Stand (Ref), ein zweites entspricht einem System mit Mariottscher Flasche (MF), welches einen nahezu konstanten GW-Stand erzeugt.

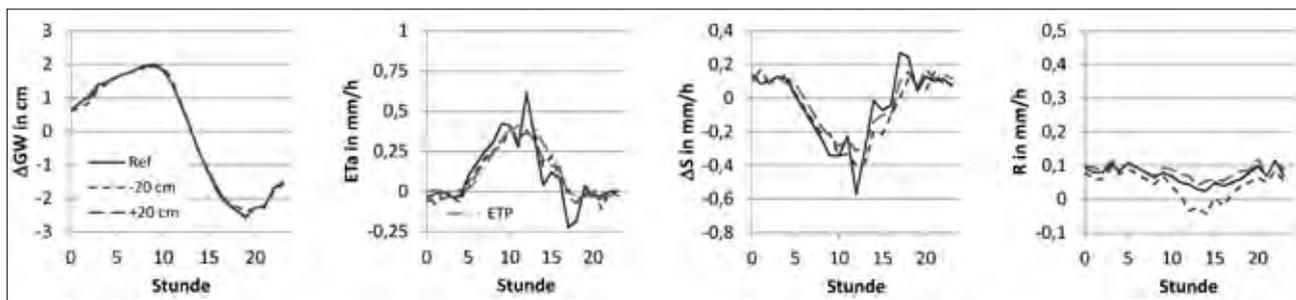


Abbildung 3: Mittlere Tagesgänge ausgewählter hydrologischer Größen eines gw-nahen Standorts bei automatischer Steuerung nach einem gemessenen GW-Stand. Ein Lysimeter regelt nach dem gemessenen Referenz-GW-Stand (Ref), ein zweites und drittes Lysimeter simulieren um -20 cm bzw. +20 cm parallel verschobene GW-Stände.

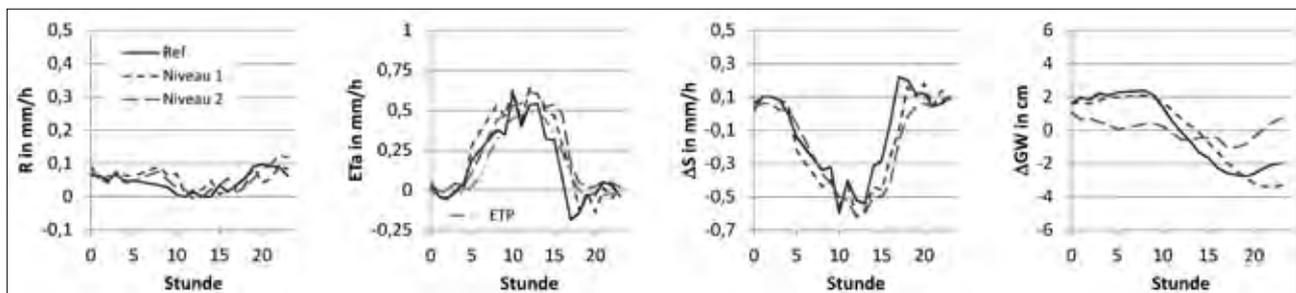


Abbildung 4: Mittlere Tagesgänge ausgewählter hydrologischer Größen eines gw-nahen Standorts bei automatischer Steuerung nach einem gemessenen  $R_{zu}$  oder  $R_{ab}$ . Ein Lysimeter regelt nach einem gemessenen Referenz-GW-Stand (Ref), ein zweites und drittes Lysimeter regeln nach dem gemessenen  $R_{zu}$  und  $R_{ab}$  des Referenz-Lysimeters.

betreffenden Lysimetern (Abbildung 3), diese weichen jedoch vom natürlichen Verhalten ab. Höhere Wasserstände müssten natürlicherweise größere Amplituden aufweisen solange sie unter Flur liegen und tiefere Wasserstände kleinere Amplituden. So kann es auch nicht zu dem damit einhergehenden unterschiedlich starken Absinken der Wasserstände kommen.  $ET_a$  wird wieder wenig beeinflusst und hat bei allen drei GW-Varianten einen natürlichen Tagesgang. Bei der Variante mit dem um 20 cm abgesenkten GW-Stand führt die hier im Lysimeter vorgegebene, zu große GW-Amplitude auch zu Verschiebungen bei  $\Delta S$  und  $R_{zu}$ . So muss, um die zu große Amplitude im Lysimeter zu erzeugen, in der Mittagszeit sogar noch Wasser aus dem Monolith entwässert werden. Es zeigt, wie einzelne Wasserbilanzgrößen im Lysimeter falsch simuliert werden können, wenn die Standortbedingungen des Referenzmessplatzes nicht mit dem Lysimeter übereinstimmen.

### Automatische Zu-/Abflusssteuerung

Bei der automatischen Zu-/Abflusssteuerung werden die Messwerte des Referenz-Lysimeters (Abbildung 4, links) als Randbedingung für zwei andere Lysimeter genutzt. Diese unterscheiden sich vom Referenz-Lysimeter in der Vegetation (Blattflächenindex: Ref = 2,2; Niveau 1 = 3,3; Niveau 2 = 3,4) und haben ein anderes Ausgangsniveau des GW-Standes (Abbildung 5). Die Wasserstände von Niveau 2 liegen sogar über Gelände, wodurch die Tagesamplitude des GW-Standes sehr klein ist.

Die Messwerte von  $ET_a$  und  $\Delta S$  zeigen bei allen Varianten ein natürliches Verhalten. Insbesondere bei der Überstauvariante hätte eine automatische GW-Steuerung anhand einer Amplitude eines Referenzwertes für Unterflur-Bedingungen zu großen fehlerhaften Verschiebungen in  $\Delta S$  und  $R$  geführt, da die spezifische Speicherkapazität von Überstau- und

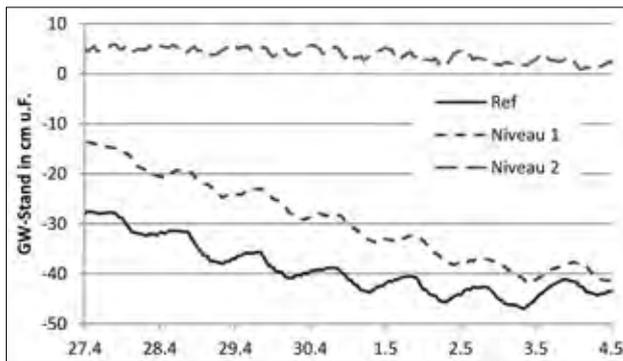


Abbildung 5: Unterschiedliche Entwicklung der GW-Stände eines Referenz-Lysimeters im Vergleich zu zwei Lysimetern mit gleichem  $R_{zu}$  und  $R_{ab}$  und höherem Ausgangsniveau der GW-Stände.

Unterflurbedingungen große Unterschiede aufweist. Da der GW-Stand bei dieser Art der Steuerung nicht vorgegeben wird, kann er sich in jedem Lysimeter entsprechend dem Zusammenspiel aller meteorologischen, öko-hydrologischen und bodenphysikalischen Bedingungen entwickeln, was die unterschiedliche Absenkung in *Abbildung 5* zeigt.

## Schlussfolgerungen

Die Analyse des Einflusses der Art der Steuerung der unteren Randbedingung von GW-Lysimetern auf die gemessenen Wasserbilanzgrößen und den Tagesgang des GW-Standes zeigt die Stärken und Schwächen der einzelnen Systeme. Das technisch einfachste und kostengünstigste System, die Mariottische Flasche, kann das natürliche Verhalten des GW-Standes eines gw-nahen Standorts nicht nachbilden. Das hat zur Folge, dass auch die gemessenen  $\Delta S$  und  $R_{zu}$  oder  $R_{ab}$  dieser Lysimeter ungenau sind. Auf ETa konnten dagegen keine relevanten Auswirkungen festgestellt werden, da hier die meteorologischen Randbedingungen und die Vegetation den dominierenden Einfluss haben.

Systeme mit automatischer GW-Steuerung sind technisch aufwendiger als Mariottische Systeme. Sie können alle Wasserbilanzgrößen korrekt im Lysimeter abbilden, wenn alle Standorteigenschaften (Meteorologie, Boden, Vegetation) von Lysimeter und Referenzmessplatz übereinstimmen. Sie sind allerdings nicht geeignet, um das Verhalten des GW-Standes selbst in Abhängigkeit anderer Randbedingungen zu untersuchen, da dieser immer vorgegeben wird.

Die automatische Zu-/Abflusssteuerung ist die technisch aufwendigste und teuerste Lösung, da hier in der Regel ein zusätzlicher Monolith benötigt wird, um den Referenzwert für  $R_{zu}$  oder  $R_{ab}$  zu bestimmen. Alle Wasserbilanzgrößen werden bei dieser Art der Randbedingung korrekt im Lysimeter abgebildet. Der Anwendungsumfang von GW-Lysimetern wurde durch diese Art der Steuerung erweitert, da jetzt auch die Entwicklung des GW-Standes selbst Ziel der Untersuchung sein kann. Dieses ist insbesondere für viele ökologische Fragestellungen und auch Wassermanagementaufgaben von großem Interesse.

Jedes der drei Steuersysteme hat seine Vor- und Nachteile. Entscheidend für die Auswahl ist immer die Zielstellung der Untersuchung. Wichtig ist, dass sich auch der Nutzer der Daten der mit dem jeweiligen System verbundenen Einschränkungen bewusst ist.

## Danksagung

Ich möchte dem Bundesministerium für Bildung und Forschung und dem Landesamt für Umwelt und Gesundheit Brandenburg für die Förderung der Anlage im Rahmen des Projektes INKA BB (FKZ: 01LR0803A) danken. Der Fa. Umweltgerätetechnik Müncheberg danke ich für die vielfältige Hilfe bei der Umsetzung der technischen Entwicklung und meinem Kollegen Ralph Tauschke für die geleistete Feldarbeit.

## Literatur

- Abtew W., Melesse A. (2013) Evaporation and Evapotranspiration Estimation Methods, Evaporation and Evapotranspiration. Springer Netherlands, pp. 63-91. DOI:10.1007/978-94-007-4737-1\_6
- Acharya S., Jawitz J.W., Mylavarapu R.S. (2012) Analytical expressions for drainable and fillable porosity of phreatic aquifers under vertical fluxes from evapotranspiration and recharge. *Water Resources Research*, 48(11).
- Bethge-Steffens D., Meissner R., Rupp H. (2004) Development and practical test of a weighable groundwater lysimeter for floodplain sites. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 167(4): 516-524. DOI:10.1002/jpln.200321304
- Dietrich O., Fahle M., Seyfarth M. (2016) Behavior of water balance components at sites with shallow groundwater tables: Possibilities and limitations of their simulation using different ways to control weighable groundwater lysimeters. *Agricultural Water Management*, 163: 75-89. DOI:http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2015.09.005
- Fan Y., Li H., Miguez-Macho G. (2013) Global Patterns of Groundwater Table Depth. *Science*, 339(6122): 940-943. DOI:10.1126/science.1229881
- Laio F., Tamea S., Ridolfi L., D'Odorico P., Rodriguez-Iturbe I. (2009) Ecohydrology of groundwater-dependent ecosystems: 1. Stochastic water table dynamics. *Water Resources Research*, 45(5): W05419. DOI:10.1029/2008WR007292
- Loheide II S.P., Butler J., Gorelick S.M. (2005) Estimation of groundwater consumption by phreatophytes using diurnal water table fluctuations: A saturated-unsaturated flow assessment. *Water Resources Research*, 41(7): 1-14. DOI:10.1029/2005WR003942
- Meissner R., Rupp H., Seyfarth M. (2008) Advances in out door lysimeter techniques. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, 8(2): 217-225. DOI:10.1007/s11267-007-9166-2
- Meissner R., Rupp H., Seyfarth M., Punzel J. (2000) Verfahren zum automatischen Betrieb eines wägbaren Grundwasserlysimeters, German Patent DE 19907462, Germany.
- Noory H., Liaghat A.M., Chaichi M.R., Parsinejad M. (2009) Effects of water table management on soil salinity and alfalfa yield in a semi-arid climate. *Irrigation Science*, 27(5): 401-407. DOI:10.1007/s00271-009-0155-2
- Schwaerzel K., Bohl H.P. (2003) An easily installable groundwater lysimeter to determine water balance components and hydraulic properties of peat soils. *Hydrology and Earth System Sciences*, 7(1): 23-32.
- Yang J.F., Li B.Q., Liu S.P. (2000) A large weighing lysimeter for evapotranspiration and soilwater-groundwater exchange studies. *Hydrological Processes*, 14(10): 1887-1897. DOI:10.1002/1099-1085(200007)14:10<1887::aid-hyp69>3.3.co;2-2
- Yang J.F., Wan S.Q., Deng W., Zhang G.X. (2007) Water fluxes at a fluctuating water table and groundwater contributions to wheat water use in the lower Yellow River flood plain, China. *Hydrological Processes*, 21(6): 717-724. DOI:10.1002/hyp.6246



# Eine Methode zur Quantifizierung von Niederschlag und Verdunstung im Winter unter Klimawandelbedingungen

Markus Herndl<sup>1\*</sup>, Veronika Slawitsch<sup>2</sup> und Georg von Unold<sup>3</sup>

## Zusammenfassung

Die Wasserbilanz auf einem Standort im alpinen Bereich, ist je nach Höhenlage mehr oder weniger vom Schneefall und der Verdunstung (Sublimation) im Winter beeinflusst. Die Quantifizierung des Niederschlages in Form von Schnee ist zwar möglich, aber oft nur durch aufwendige Methoden und Korrekturen genau ermittelbar. Auch die Verdunstung im Winter kann oft nur durch Modelle abgeschätzt werden. Für die Darstellung einer korrekten jährlichen Wasserbilanz an alpinen Standorten ist es aber notwendig, diese beiden Parameter möglichst genau zu quantifizieren. Monolithische Lysimeter sind in der Lage Niederschlag und Verdunstung hochpräzise zu ermitteln. In den Wintermonaten kommt es jedoch oft zu einer Verfälschung der Wiegesignale durch die Schneeauflast. Die von der Fa. UMS AG entwickelte mechanische Trennung der Schneeauflast von der umgebenden Schneedecke, kann die Gewichtsmessgenauigkeit eines monolithischen Lysimeters unter einer Schneedecke erhöhen. Um dieses Verfahren testen zu können, wurde im Klimamanipulationsexperiment „Lysi-T-FACE“ an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein im Versuchsjahr 2015 ein Lysimeter mit dem System ausgestattet. Die mechanische Trennung der Schneeauflast konnte im Testzeitraum die auftretenden Gewichtsschwankungen weitgehend reduzieren. Im Versuchsjahr 2016 wurden alle sechs Lysimeter mit dem System ausgestattet, wobei drei einer simulierten Temperaturerhöhung von 3°C und drei der Umgebungstemperatur im Winter ausgesetzt wurden. Erste Ergebnisse von zwei Lysimetern zeigen, dass bei Temperaturerhöhung die Verdunstung im Betrachtungszeitraum erhöht ist. Eine umfassende Bewertung der Effekte und der Tauglichkeit des Schneetrennsystems unter unterschiedlichsten Bedingungen und Schneehöhen kann aber erst bei einer mehrjährigen Betrachtung über alle Lysimeter gemacht werden.

*Schlagwörter:* Sublimation, Schneefall, Winterniederschlag, Schneewasserspeicher, Klimawandel

## Summary

The water balance on a site in the alpine area is, depending on the altitude, more or less influenced by snowfall and by evaporation (sublimation) in winter. The quantification of snowfall is indeed possible, but can often be determined only by elaborate methods and corrections. Also the evaporation in winter can often be estimated only by models. However, to ensure a correct annual water balance in alpine locations, these two parameters must be determined as precisely as possible. Monolithic lysimeters are capable of detecting precipitation and evaporation. In the winter months, however, there is often a falsification of the weighing signals by the snow load. The mechanical separation of the snow load from the surrounding snow cover developed by UMS can increase the weight measurement accuracy of a monolithic lysimeter under a snow cover. In order to be able to test this method, a lysimeter was equipped with the system in the climate simulation experiment „Lysi-T-FACE“ at AREC Raumberg-Gumpenstein in the test year 2015. The mechanical separation of the snow load could largely reduce the occurring weight fluctuations during the test period. In 2016, all six lysimeters were equipped with the system, whereas three of them were subjected to a simulated temperature increase of 3 °C and three to the ambient temperature in winter. First results from two lysimeters show that evaporation during the period of observation is increased as the temperature increases. However, a comprehensive assessment of the effects and the suitability of the snow separation system under different conditions and snow levels can only be made with all lysimeter over a period of several years.

*Keywords:* sublimation, snowfall, winter precipitation, snow water reservoir, climate change

## Einleitung

Die Wasserbilanz auf einem alpinen Standort ist je nach Höhenlage und Exposition in einem hohen Anteil vom Niederschlag in Form von Schnee und der Verdunstung (Sublimation) im Winter beeinflusst. Um eine korrekte und verlässliche jährliche Wasserbilanz auf diesen Standorten

erstellen zu können, müssen diese beiden Parameter im Winter möglichst genau ermittelt werden. Ungenauigkeiten wie etwa Unterschätzung des Winterniederschlages durch Windeinfluss oder Verdunstungsverluste am Niederschlagsmessgerät sind bekannt und nur durch aufwendige Konstruktionen zur Windabschattung vermeidbar (Rasmussen et al. 2001). Abschätzungen der Verdunstung im Winter sind

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

<sup>2</sup> Oppenberg 220, A-8786 ROTTENMANN

<sup>3</sup> METER Group AG, Mettlacher Straße 8, D-81379 MÜNCHEN

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



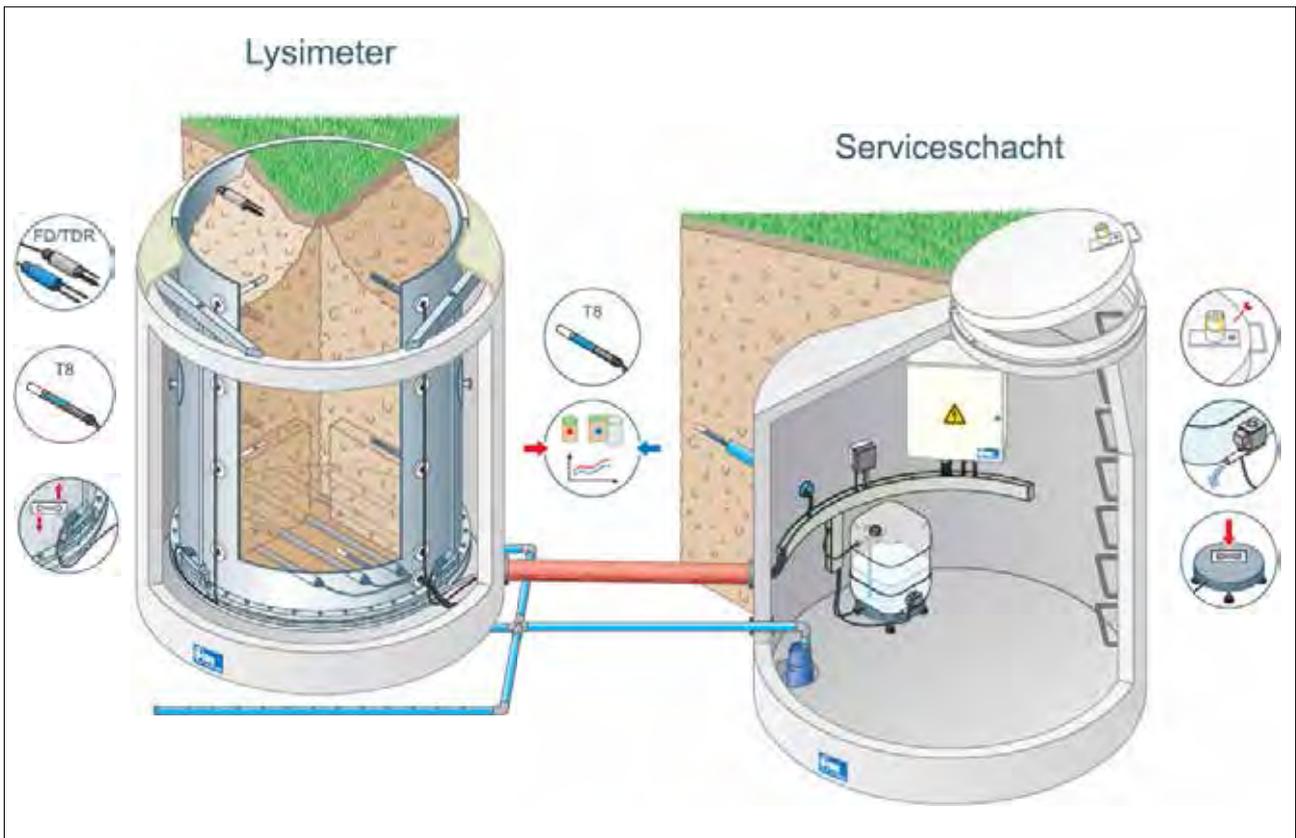


Abbildung 2: Sensorausstattung bzw. Schnitt durch den Lysimeter und den Serviceschacht im technischen Versuchskonzept „Lysi-T-FACE“ (aus HERNDL et al. 2011).

seste Information für Verdunstung und Niederschlag, da systematische Fehler weitgehend ausgeschaltet werden. Die Schwierigkeit bei der Interpretation von Niederschlag und Verdunstung besteht jedoch darin, reale Signale von Messrauschen und externen Einflüssen unterscheiden zu können.

### Mechanische Trennung der Schneeauflast

Auf dem inneralpinen Versuchsstandort an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein fällt Niederschlag in einer mehr oder weniger langen Zeitspanne in Form von Schnee an, wobei es in den Wintermonaten oft zu einer Verfälschung der Wiegesignale durch die Schneeauflast kommt. Es entsteht das Problem, dass die Schneedecke Kräfte von der das Lysimeter umgebenden Fläche auf das Lysimeter überträgt.

Die von der Fa. UMS entwickelte mechanische Trennung der Schneeauflast auf dem Lysimeter von der umgebenden Schneedecke, kann die Gewichtsmessgenauigkeit eines Lysimeters unter einer Schneedecke erhöhen. Gemäß Gebrauchsmusterschutz 20 2009 000 642.5 wird ein Schneetrennverfahren eingesetzt, das durch Intervallauslenkung des Lysimetergefäßes die Sinterbrücken der Schneekristalle bricht. Das Verfahren lenkt das Lysimeter in einer Richtung aus, wobei durch die 3-Punkt-Aufhängung eine rotationssymmetrische Auslenkung (vgl. physikalisches Pendel) erzielt wird (Abbildung 3). Im Versuchskonzept Lysi-T-FACE wird diese optimierte Trenneinrichtung, die mittels zweier kardanis aufgehängten Schubstangen im 90° Winkel das Lysimeter erzwungen in X- und Y-Richtung auslenkt, seit 2015 eingesetzt (Abbildung 4). Mit dieser mechanischen Trennung der Schneeauflast soll es möglich sein

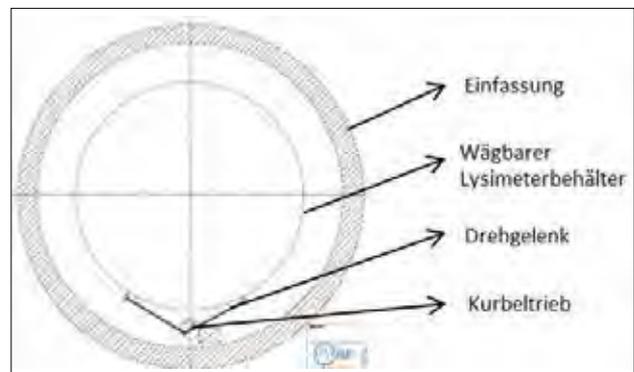


Abbildung 3: Schemadarstellung der mechanischen Trennung der Schneeauflast (UMS GmbH).



Abbildung 4: Lysimeteroberfläche nach erfolgter Trennung der Schneeauflast.

Niederschlag und Verdunstung im Winter unter simulierter Temperaturerhöhung möglichst genau messen zu können.

## Ergebnisse und Diskussion

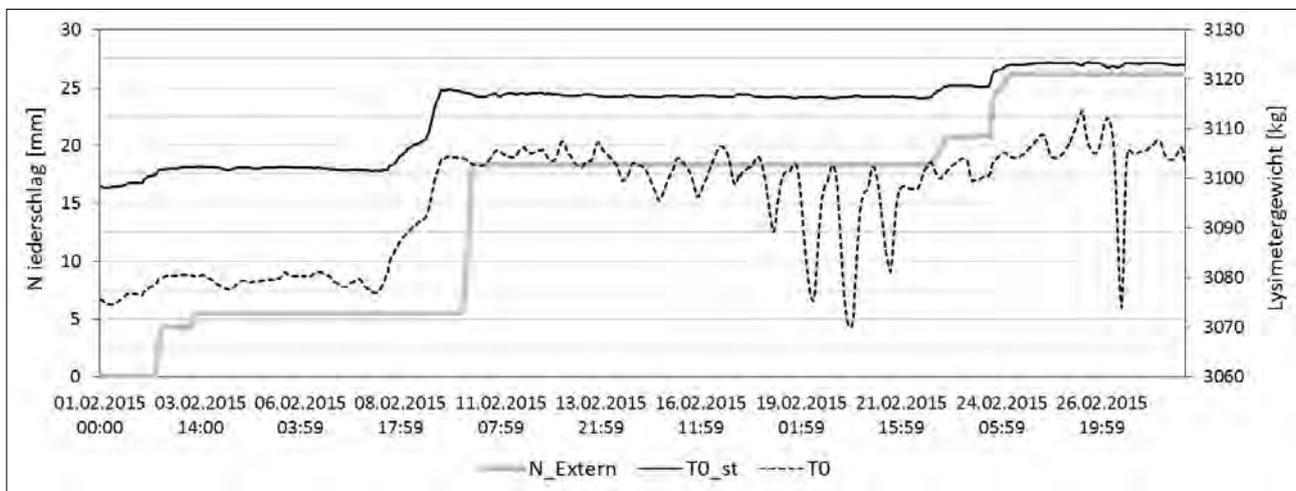
### Lysimetergewicht unter Schneeauflast

Im Versuchsjahr 2015 wurde zu Testzwecken ein Lysimeter mit dem System der mechanischen Trennung der Schneeauflast ausgestattet. *Abbildung 5* zeigt die Änderung des Lysimetergewichtes eines Lysimeters mit und eines Lysimeters ohne Trennung der Schneeauflast bei Niederschlagsereignissen in Form von Schnee. In Abhängigkeit von Schneekonsistenz und Schneedeckenmächtigkeit kommt es ab einem gewissen Zeitpunkt zu Brückenbildungen in der Schneedecke welche Kräfte von der Umgebung auf das Lysimeter übertragen. Dabei kommt es zu Gewichtsschwankungen die nicht ursächlich mit Niederschlag oder Verdunstung zu tun haben. Die mechanische Trennung der Schneeauflast konnte in diesem Zeitraum und unter diesen Bedingungen die Schwankungen weitgehend

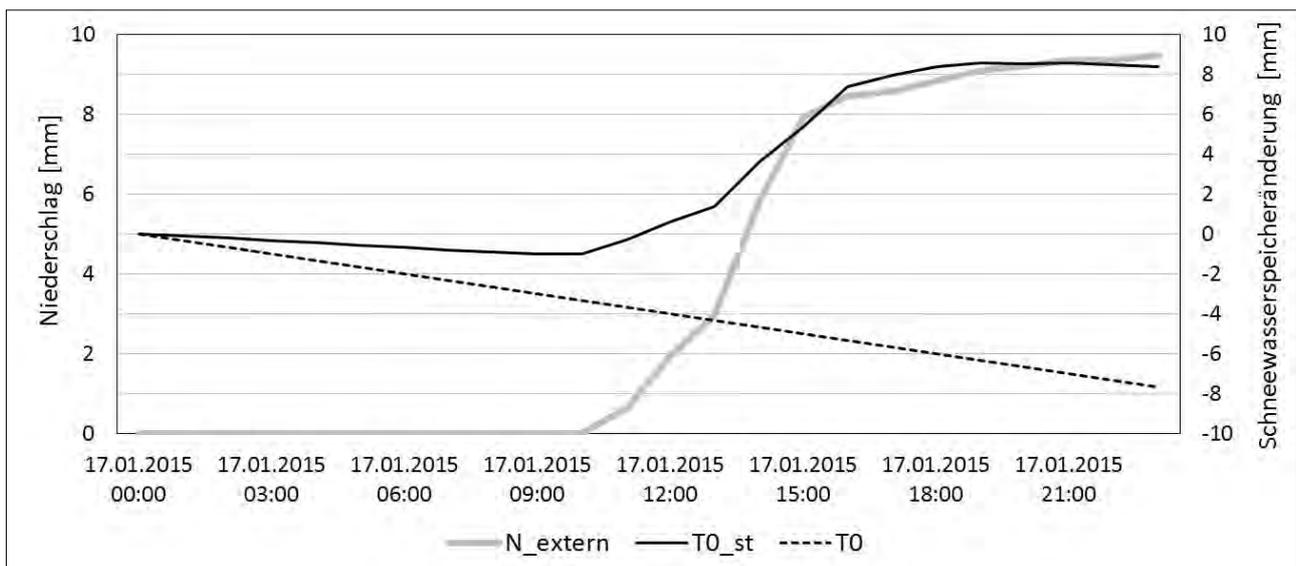
eliminieren. Aufgrund der vergleichsweise geringen Schneedeckenmächtigkeit im Winter 2015 konnte keine Analyse erfolgen bis zu welcher Schneehöhe das System erfolgreich die Sinterbrücken trennen kann. Weitere Untersuchungen dahingehend sind in den nächsten Jahren geplant.

### Wasserspeicheränderung bei Schneeeakkumulation und -verdunstung

Lysimeter sind in der Lage Gewichtsänderungen und damit Wasserspeicheränderungen zu ermitteln. Im Winter sind dies bei gefrorenem Boden oft Änderungen im Wasserspeicher der Schneedecke. Nimmt das Lysimetergewicht zu, erhöht sich der Schneewasserspeicher in Folge von z.B. Schneeniederschlag. Nimmt das Lysimetergewicht ab, verringert sich der durch Verdunstung (Sublimation). Die Schneewasserspeicheränderungen bei Schneeeakkumulation und Schneeverdunstung



**Abbildung 5:** Niederschlag in Form von Schnee (externe Wetterstation) und Änderungen des Lysimetergewichtes mit (T0\_st) und ohne (T0) Trennung der Schneeauflast.



**Abbildung 6:** Niederschlag in Form von Schnee (externe Wetterstation) und Änderung des Schneewasserspeichers mit (T0\_st) und ohne (T0) Trennung der Schneeauflast.

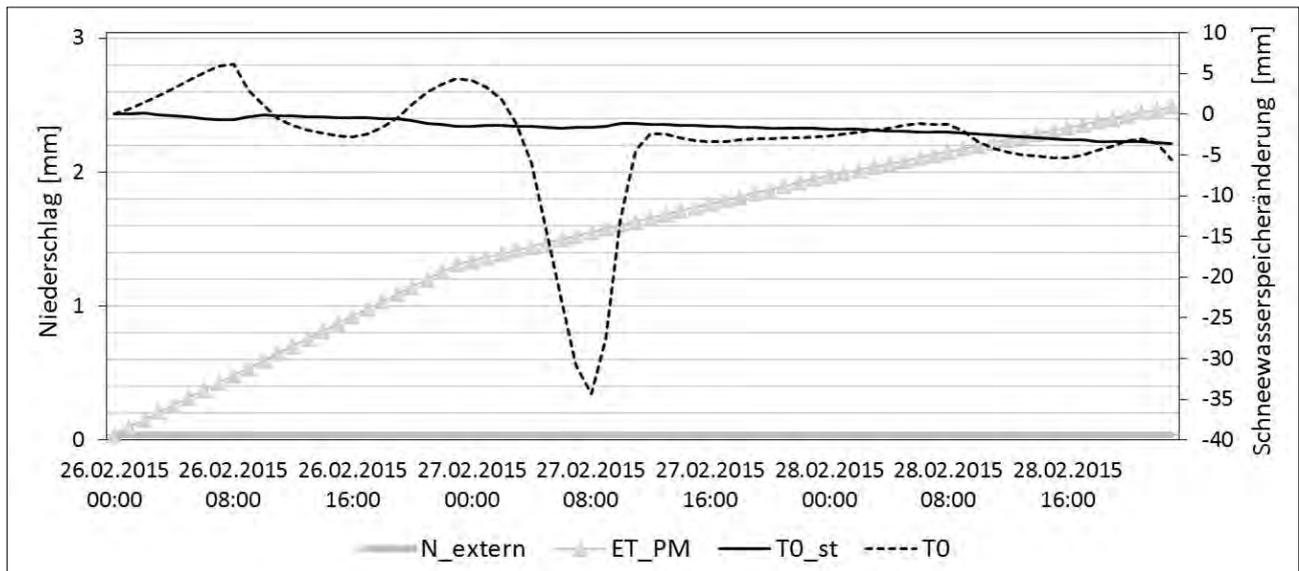


Abbildung 7: Verdunstung (ET\_PM nach Penman-Monteith) und Änderung des Schneewasserspeichers mit (T0\_st) und ohne (T0) Trennung der Schneeauflast.

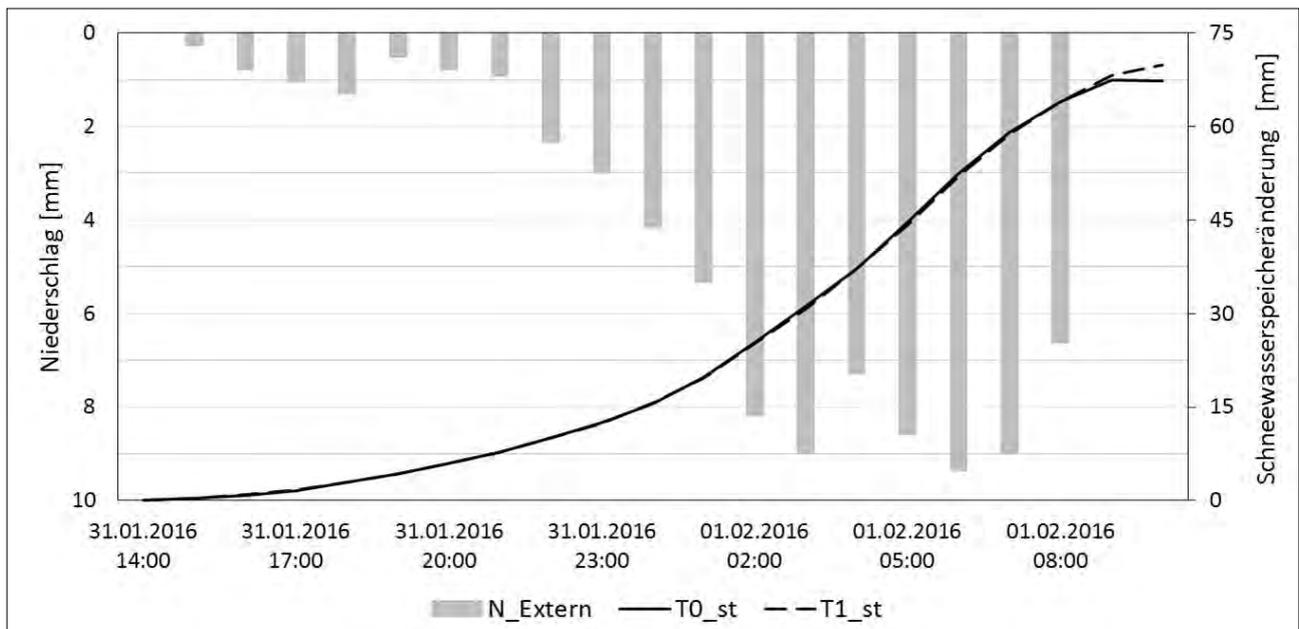


Abbildung 8: Niederschlag in Form von Schnee (externe Wetterstation) und Änderung des Schneewasserspeichers eines beheizten (T1\_st) und unbeheizten (T0\_st) Lysimeters mit Trennung der Schneeauflast bei Schneeakkumulation.

werden in *Abbildung 6* und *7* anhand eines Lysimeters mit sowie eines Lysimeters ohne Trennung der Schneeauflast gezeigt. Sowohl bei Akkumulations- als auch bei Verdunstungsvorgängen zeigt sich die Trennung der Schneeauflast als wirksam. Verglichen mit extern ermitteltem Niederschlag spiegelt das mit dem Schneetrennsystem ausgestattete Lysimeter sowohl die Dynamik als auch die absolute Höhe des Niederschlages wider. Da bei Schnee die Wasserkapazität unbeschränkt ist, sind die potenzielle und die aktuelle Verdunstung ident. Berechnungen der Referenzverdunstung nach Penman-Monteith (Allen et al. 1998) über den betrachteten Zeitraum zeigen, dass die Verdunstung annähernd gleich hoch ist wie die an den Lysimetern ermittelte (*Abbildung 7*).

### Wasserspeicheränderung bei Schneeakkumulation und -verdunstung unter simulierter Temperaturerhöhung

Im Versuchsjahr 2016 wurden alle sechs Lysimeter mit dem System der mechanischen Trennung der Schneeauflast ausgestattet. Wie in *Abbildung 1* ersichtlich, wird dabei auf drei Lysimetern eine Temperaturerhöhung von 3°C simuliert, während auf drei Lysimeter die Umgebungstemperatur belassen wird. *Abbildung 8* zeigt die Schneewasserspeicheränderung bei Schneeakkumulation eines beheizten und unbeheizten Lysimeters. Auf Grund der minutengenauen Erfassung des Lysimetergewichtes zeigt sich in diesem Fall kein Unterschied im betrachteten Zeitraum. Da diese Ergebnisse nur exemplarisch und nur auf einen Lysimeter

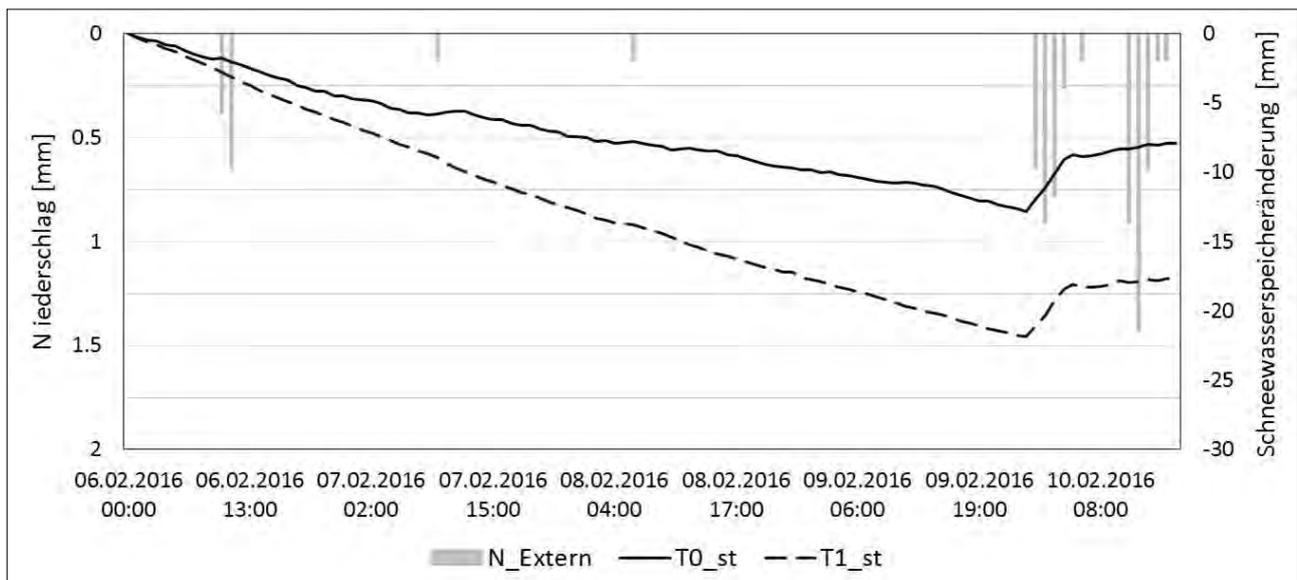


Abbildung 9: Niederschlag in Form von Schnee (externe Wetterstation) und Änderung des Schneewasserspeichers eines beheizten (T1\_st) und unbeheizten (T0\_st) Lysimeters mit Trennung der Schneeauflast bei Schneeverdunstung.

bezogen sind, kann auch noch keine abschließende Bewertung dahingehend gezogen werden. Gewichtsänderungen bei Verdunstungsphasen lassen an dem beheizten Lysimeter höhere Verdunstungsraten erkennen als an dem Lysimeter unter Freilandbedingungen (siehe *Abbildung 9*). Eine statistisch abgesicherte Bewertung der Effekte kann aber erst bei einer mehrjährigen Betrachtung über alle Lysimeter gemacht werden.

## Danksagung

Die technische Anlage wurde mit Mitteln der HBLFA Raumberg-Gumpenstein bzw. des BMLFUW finanziert. Weiters danken wir der Firma UMS AG, München für die Errichtung der Lysimeterstation und der Schneetrenneinrichtung sowie bei der Mithilfe der Einrichtung der Infrarot- und Begasungsanlage.

## Literatur

Allen R.G., Pereira L.S., Raes D., SMITH M. (1998) Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements - FAO

Irrigation and drainage paper 56 <http://www.fao.org/docrep/X0490E/x0490e00.htm>.

Casty C., Wanner H., Luterbacher J., Esper J., Böhm R. (2005) Temperature and precipitation variability in the European Alps since 1500. *International Journal of Climatology* 25: 1855-1880.

Herndl M., Pötsch E.M., Bohner A., Kandolf M. (2011) Lysimeter als Bestandteil eines technischen Versuchskonzeptes zur Simulation der Erderwärmung im Grünland. 14. Gumpensteiner Lysimetertagung 2011, LFZ Raumberg-Gumpenstein.

Rasmussen R., Baker B., Kochendorfer J., Myers T., Landolt S., Fischer A., Black J., Theriault J., Kucera P., Gochis D., Smith C., Nitu R., Hall M., Cristanelli S., Gutmann E. (2010) The NOAA/FAA/NCAR Winter Precipitation Test Bed: How well are we measuring snow? *Proceedings of Commission for Instruments and Methods of Observation (CI-MO)-(TECO)*. August 30- September 1, Helsinki, Finland.

Wever N., Lehning M., Clifton A., Ruedi J.-D., Nishimura K., Nemoto M., Yamaguchi S., Sato A. (2009) Verification of moisture budgets during drifting snow conditions in a cold wind tunnel, *Water Resour. Res.*, 45, W07423.

# Die forstökologische Forschung mit Lysimetern: Möglichkeiten und Grenzen ihres Einsatzes

Jürgen Müller<sup>1\*</sup>

## Zusammenfassung

Die Nutzung von Lysimetern zur Ermittlung des Wasser- und Stoffhaushaltes von Pflanzen ist seit Ende des 18. Jahrhunderts bekannt. Sie dienen heute weltweit der Erforschung von Ursachen-Wirkungsbeziehungen in den unterschiedlichsten Ökosystemen. Der Einsatz von Waldlysimetern ist wegen der besonderen Anforderungen an Tiefe und Oberfläche auf wenige Anlagen beschränkt.

Die Nutzung von Lysimetern unterschiedlicher Bauart hat im Raum Eberswalde eine über hundertjährige Tradition.

Mit den 1972 am Standort Britz bei Eberswalde erbauten neun Großlysimetern mit einer Tiefe von 5 m und einer Oberfläche von 100 m<sup>2</sup> wurden Kennwerte des Wasserhaushaltes für die Baumarten Kiefer, Buche, Lärche und Douglasie ermittelt. Ein wesentliches Ergebnis ist, dass die Baumart im hohen Maße die Höhe von Verdunstung und Grundwasserneubildung bestimmt.

Ergänzt werden diese Untersuchungen durch Messungen des Wasserflusses unterschiedlicher Baumarten in Waldbeständen außerhalb der Lysimeter zur Ableitung von Transferfunktionen zur Übertragung der Ergebnisse auf die Bestandes- und Landschaftsebene.

*Schlagwörter:* Waldlysimeter, Baumarten, Wasserverbrauch, Landschaftswasserhaushalt

## Summary

Lysimeters have been used for the investigation of the water balance and substance cycles of plants since the end of the 18th century. They are now used worldwide to investigate causal relationships in a wide variety of ecosystems. Forest lysimeters are less common in view of the special demands in terms of depth and surface area.

For more than a century, various types of lysimeters have been used to study trees in the Eberswalde region, near Berlin. Using the nine large-scale lysimeters built in 1972, with a depth of 5 m and a surface area of 100 m<sup>2</sup>, water balance parameters have been determined for pine, beech, larch and Douglas fir trees. A key finding has been that the tree species determine to very different extents the rate of evaporation and groundwater recharge.

These experiments are augmented by measuring water fluxes of various tree species in adjacent forest stands in order to derive transfer functions for applying the lysimeter results at the stock and landscape levels.

*Keywords:* Forest lysimeter, tree species, water consumption, landscape water balance

## Einleitung

Lysimeter sind geeignete Messeinrichtungen zur Erfassung des Wasser- und Stoffhaushaltes von einzelnen Pflanzen und Pflanzenbeständen.

Die Nutzung von Lysimetern zur Ermittlung des Wasser- und Stoffhaushaltes von Pflanzen ist seit Ende des 18. Jahrhunderts bekannt. Bei diesen Versuchen wurden bereits wägbare Lysimeter verwendet. Allerdings waren sie mit Oberflächen bis zu 0,1m<sup>2</sup> und Tiefen bis zu 0,5m relativ klein.

Der Einsatz von Lysimetern für Wasser- und Stoffhaushaltsuntersuchungen ist gängige Praxis. Gegenwärtig erfährt der Lysimetereinsatz durch die Anwendung neuer Entnahme- und Einbautechnologien sowie innovativer Messtechnik einen Anwendungsschub in Wissenschaft und Praxis (Rupp et al. 2005, Herndl et al. 2009, Prasuhn et al. 2009). Eine Übersicht über vorhandene Lysimeterstationen geben Lanthaler und Fank 2005 und Lanthaler 2007. Des Weiteren

wird auf der Internetseite der Arbeitsgruppe Lysimeter eine aktuelle Übersicht über die in Europa vorhandenen Stationen und ihre Einsatzgebiete gegeben.

Von Anbeginn waren die Vor- und Nachteile der Lysimeteranwendung Gegenstand einer regen wissenschaftlichen Diskussion. Zu den Kritikern der Lysimeteranwendung gehörte Olbertz 1957. Die Übertragung der Lysimeterergebnisse über den Wasserhaushalt von Vegetationen auf die Landschaftsebene wird oft in Frage gestellt. Das ist insofern richtig als, dass ein Einzugsgebiet bezüglich Boden, Relief, Bewuchs inhomogen ist und neben den Lysimetern Untersuchungen und Übertragungsfunktionen auf die Landschaftsebene notwendig sind.

Der Einsatz von Lysimetern in der waldökologischen Forschung war und ist wenig verbreitet. Die Ursachen dafür liegen in den Besonderheiten des Ökosystems Wald wie deren Höhe und Oberfläche, die ausgeprägte vertikale Bestandesstruktur mit Baum-, Strauch- und Krautschicht und die räumliche Ausdehnung des Waldes in der Landschaft.

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

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

Dies erfordert Lysimeter mit ausreichender Größe und Tiefe. Lysimeteranlagen entsprechender Größe gibt es in Deutschland in der Letzlinger Heide, Sachsen-Anhalt (Glugla et al. 1982), in St. Arnold, Nordrhein-Westfalen (Schroeder 1989) in Britz, Brandenburg (Lützke und Simon 1975), in Castricum in den Niederlanden (Hoeven van der 2005).

Dieser Artikel zeigt an einem Beispiel die Möglichkeit der Übertragung der Ergebnisse zum Wasserhaushalt von Baumarten von den Lysimetern auf die Bestandes- und Landschaftsebene.

## Anforderungen an Lysimeter

Die Nutzung von Lysimetern für die Untersuchung des Wasserhaushaltes von Vegetationen und die Verallgemeinerung der Ergebnisse ist abhängig von der Lysimeterkonstruktion, der Oberfläche und Tiefe der Lysimeter. Dabei sind nachfolgende Bedingungen zu beachten.

### *Lysimetertiefe*

Die Lysimetertiefe muss so sein, dass sich die Wurzeln nach unten frei entwickeln können. Dabei muss beachtet werden, dass der sich über der Lysimetersohle bildende Sickerwasserstau nicht durch die Wurzeln erreicht werden kann. Dieser mögliche Störeinfluss auf Abfluss und Verdunstung war in den Anfangsjahren der Lysimeteranwendung Gegenstand der wissenschaftlichen Diskussion (Kohnke et al. 1940, Kortüm 1959). Nach Lützke 1965 sollen Lysimeter mindestens so tief sein, dass die wechselfeuchte Zone die gleiche Mächtigkeit wie im unbeeinflussten Boden hat und dass sich unter ihr eine noch nicht durchwurzelte Haftwasserzone befindet. In den meisten Fällen ist bei grundwasserfernen Sandböden eine Tiefe von 2m ausreichend, sofern keine tieferen Wurzeln vorhanden sind. Bei lehmigen Böden müssen die Lysimeter wegen größerer Durchwurzelungstiefen der Pflanzen tiefer sein.

### *Lysimeteroberfläche*

Ein Vergleich unterschiedlich großer (Oberfläche) und tiefer Lysimeter auf die Höhe von Verdunstung und Abfluss war in den Jahren 1960/61 Gegenstand der Forschung auf der Lysimeterstation auf dem Drachenkopf. Mit den vorhandenen wägbaren Lysimetern und mit Lysimetern des Typs GGI 500 wurden Untersuchungen zu Verdunstung und Sickerung von Brache und Heidekraut (*Calluna vulgaris*) durchgeführt (Lützke 1965). Der Boden in beiden Lysimetertypen war bezüglich Lagerungsdichte und Bodentextur vergleichbar. Die Lysimeter GGI 500 haben eine kreisrunde Oberfläche von 500 cm<sup>2</sup> und eine Tiefe von 50cm. Die Bodenmonolithe sind ungestört. Die Ergebnisse zeigten, dass die GGI 500-Lysimeter verfälschte Wasserhaushaltskennwerte bringen. Die Verdunstung wurde zu hoch, die Sickerung zu niedrig bestimmt (Lützke 1965). Die Hauptursache dafür war der entstehende Sickerwasserstau über der Lysimetersohle. Fazit des Vergleichs ist, dass plausible Wasserhaushaltsbilanzen nur mit einer der Vegetation entsprechenden großen Oberfläche und Tiefe erzielt werden können.

### *Lysimeterumgebung*

Die Lysimeter sollten bodengleich eingebaut werden und in der Umgebung gleichartig umwachsen sein. Diese For-

derung ergibt sich aus der Notwendigkeit, vergleichbare mikroklimatische Bedingungen zwischen der Lysimeterbedeckung und der in der Umgebung wachsenden Vegetation zu haben.

### *Bodenverhältnisse*

Der Idealfall ist, im Lysimeter einen ungestörten Bodenmonolith untersuchen zu können. Das ist häufig nicht der Fall. Die Lysimeter sind maschinell befüllt und somit in der Bodenstruktur gestört. Dies führt zur Veränderung des Fließverhaltens des Wassers im Boden. Das trifft vorrangig auf schluff- und lehmreiche Böden zu. Es ist deshalb notwendig, die bodenphysikalischen Kennwerte des gestörten Bodens zu bestimmen und es ist zu empfehlen, Vergleichsmessungen der bodenhydrologischen Kennwerte wie z.B. der gesättigten und ungesättigten Leitfähigkeit im gestörten und ungestörten Boden durchzuführen, um daraus Korrekturfaktoren für das veränderte Fließverhalten des Sickerwassers im Boden abzuleiten. Aus den unterschiedlichen Bodenverhältnissen können sich auch Unterschiede im Pflanzenwuchs ergeben. Deshalb sind die Lysimeteruntersuchungen durch regelmäßige Aufnahmen der Pflanzenentwicklung zu begleiten.

### *Übertragbarkeit der Lysimeterergebnisse*

Die Übertragbarkeit der Ergebnisse hängt maßgeblich von der Aufgabenstellung der Untersuchungen ab. In der Grundlagenforschung sind Lysimeter für die Untersuchung von Ursachen-Wirkungsbeziehungen hervorragend geeignet (siehe nachfolgende Fallbeispiele). Für die Übertragung der Ergebnisse auf Ökosysteme und die Landschaftsebene sind weiterführende Untersuchungen für die Ermittlung von Übertragungsfunktionen zwingend erforderlich.

## Die Anwendung von Lysimetern in der Forsthydrologie

Der Einsatz von Lysimetern hat in diesem Naturraum eine lange Tradition. Ursache dafür sind die standortspezifischen Bedingungen der Region wie Niederschlagsarmut, hoher Waldanteil und sandiger Boden (Müller 2009).

### *Die Lysimeterstation „Drachenkopf“*

Bereits 1907 wurden auf dem „Drachenkopf“ in Eberswalde erste Wasserhaushaltsuntersuchungen mit wägbaren Kleinstlysimetern durchgeführt (Müller 2008). Diese Kleinstlysimeter wurden 1929 durch eine größere wägbare Anlage mit drei Lysimetern ersetzt. Initiator des Lysimeterbaus war der damalige Direktor des physikalisch - meteorologischen Institutes der Forstlichen Hochschule Julius Bartels in Zusammenarbeit mit W. Friedrich von der Landesanstalt für Gewässerkunde. In den Vordergrund rückten Untersuchungen zum Wasserhaushalt. Schwerpunkt waren Grundlagenuntersuchungen zu Verdunstung, Tiefensickerung und Bodenfeuchtigkeit von Pflanzendecken. Neben Feldgras wurde von 1933 bis 1937 der Wasserhaushalt kleiner Kiefern untersucht, von 1949 bis 1954 die Verdunstung und die Sickerung kleiner Eichen ermittelt. Die wägbaren Lysimeter haben eine quadratische Oberfläche von einem Quadratmeter und sind 1,5 m tief. Detailliert wurde die Anlage bei Müller 2009 beschrieben.

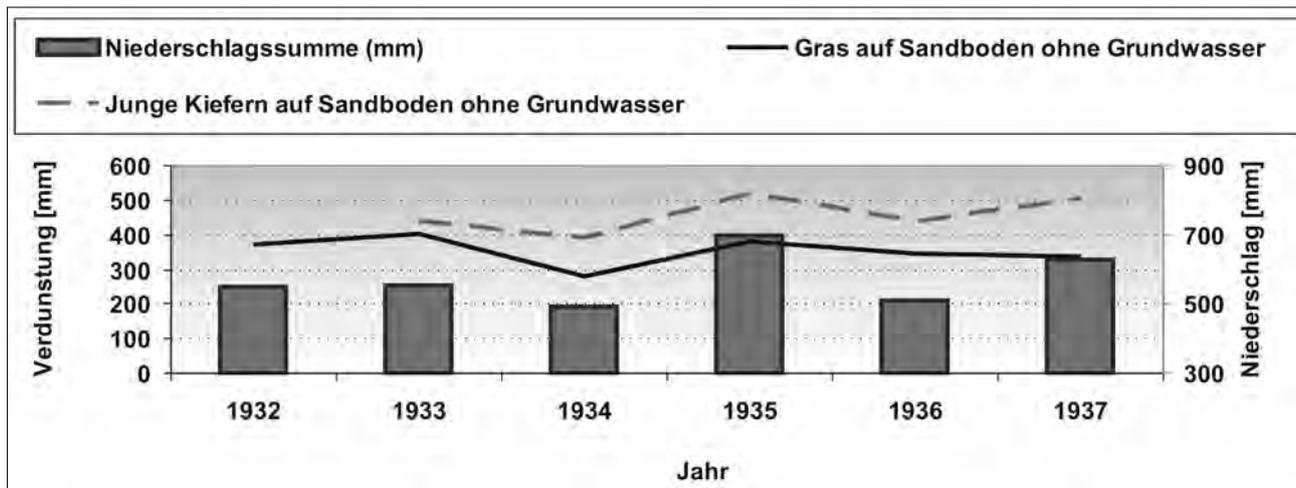


Abbildung 1: Verdunstung junger Kiefern im Vergleich zum Feldgras auf Sandboden.

Die Versuchsstation „Drachenkopf“ ist nach unserem Kenntnisstand die älteste Lysimeterstation der Welt für forsthydrologische Zwecke.

Im Jahr 1954 wurde die Station um vier weitere Lysimeter ergänzt. Mit nun insgesamt sieben Lysimetern wurde der Einfluss unterschiedlicher Pflanzendecken auf den Wasserhaushalt untersucht. Der Schwerpunkt der Untersuchungen bestand in der Bestimmung der Wasserhaushaltskomponenten Evaporation, Transpiration und Sickerung unter definierten Witterungs- und Bodenverhältnissen sowie wechselndem Bewuchs. In den Jahren von 1955 bis 1958 stand die Ermittlung des Wasserhaushalts kleiner Bäume (Douglasie, Eiche, Buche, Kiefer) im Mittelpunkt. Unter den niederschlagsarmen Bedingungen der Region war die Ermittlung der Sickerwassermengen von besonderem Interesse, denn nur dieser Teil des Niederschlages, der dem Grundwasser zufließt, ist wasserwirtschaftlich nutzbar. So verdunstete das mehrjährige Feldgras 106 mm weniger als die Kiefern (Abbildung 1).

Natürlich waren die Ergebnisse nur auf kleine Kiefern (Zwei- bis Sechsjährige) anwendbar, da für Untersuchungen mit älteren Bäumen die begrenzte Tiefe und Oberfläche der Lysimeter nicht sinnvoll waren.

Mit diesen Lysimetern wurde eine Vielzahl von Ergebnissen erzielt, die Grundlage für weiterführende Untersuchungen zum Einfluss der Landnutzung auf den Wasserhaushalt waren.

Ein wesentliches Ergebnis war jedoch, dass unter vergleichbaren Witterungs- und Bodenbedingungen die Pflanzenart und der Deckungsgrad der Vegetation maßgeblich die Höhe und den zeitlichen Verlauf von Sickerung und Verdunstung beeinflussen. Weitere Untersuchungen erfolgten deshalb in Waldbeständen mit Unterflurlysimetern.

### Die Großlysimeteranlage in Britz

Die forsthydrologische Forschung am Standort Eberswalde erfolgte in weiten Teilen im Auftrag der Wasserwirtschaft, da die Höhe der Grundwasserneubildung unter Wald noch weitestgehend unbekannt war. So wurden die „Drachenkopflysimeter“ durch das Reichsministerium für Wasserwirtschaft finanziert.

Nachdem die Untersuchungen mit den Unterflurlysimetern nicht erfolgreich waren, wurde Mitte der Sechziger Jahre mit Experten von Forst- und Wasserwirtschaft über den Bau einer Großlysimeteranlage mit mehreren Baumarten diskutiert und im Jahr 1968 beschlossen, am Standort Britz bei Eberswalde eine Anlage mit neun Lysimetern zu errichten. Finanziert wurde sie durch das Ministerium für Wasserwirtschaft.

Andere Lysimetererfahrungen nutzend erfolgte 1972 der Bau von Großlysimetern mit einer für Waldlysimeter notwendigen Tiefe von 5 m und einer Oberfläche von 100 m<sup>2</sup> (10x10 m). Die „Britzer Großlysimeter“ sind daher im europäischen Maßstab einmalig, da andere mit Bäumen bewachsene Lysimeter zwar die nötige Oberfläche haben, aber mit einer Tiefe von 2,5 m, 3 m bzw. 3,5 m zu flach sind. So in Castricum in den Niederlanden (Hoeven 2005), in St. Arnold in Niedersachsen (Schroeder 1990) und in der Letzlinger Heide in Sachsen-Anhalt (Helbig 1988).

Die Station liegt 5,5 km nordöstlich von Eberswalde auf der großflächig ebenen Hauptterrasse des Eberswalder Urstromtales (Bodenform: Cambic Podzol). Die Höhe über N.N. beträgt 40 m. Bodenart ist ein mittelkräftiger Sand im gesamten Lysimeterprofil bis 5 m Tiefe (etwa 75 % Mittel- und 17-19 % Feinsand, Anteil Ton und Schluff 4 %). Der langjährige mittlere Jahresniederschlag beträgt 570 mm und die Jahresmitteltemperatur liegt bei 8,2 °C. Der Standort ist für weite Teile des nordostdeutschen Tieflands repräsentativ. Die Großlysimeter sind unwägbar und gestört. 1974 wurden diese Lysimeter zusammen mit einer 0,3 ha großen Umgebungsfläche mit den Baumarten Buche (2 Lysimeter), Kiefer (3 Lysimeter), Lärche und Douglasie (je 2 Lysimeter) in praxisüblichen Verbänden bepflanzt. In Müller 2009, 2011 sind detaillierte Informationen zur Lysimeterkonstruktion und den Bestockungen enthalten.

Das anfängliche Forschungsziel bestand in der Untersuchung des Baumarten- und Alterseinflusses der unter vergleichbaren Witterungs- und Bodenbedingungen aufwachsenden Lysimeterbestände auf Grundwasserneubildung und Verdunstung.

Das zukünftige Waldbild soll deutschlandweit 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 Buche und Eiche in Kiefernbeständen verändern und wie diese Bedingungen über bestandesstrukturell-waldbauliche Maßnahmen positiv beeinflusst werden können. Vor diesem Hintergrund wurden einzelne Lysimeterbestände im Jahre 2000 strukturell wie folgt verändert: Lärche mit Buche unterbaut, Kiefer mit Buche unterbaut, Kiefer mit Eiche unterbaut, Eichenneuanpflanzung.

Mit der Erweiterung der Zielstellung für die Lysimeteranlage werden wichtige ökologische Grundlagen für einen erfolgreichen Waldumbau erarbeitet.

Hinsichtlich Lysimetertiefe, -oberfläche und -umgebung erfüllen die Waldlysimeter die im Abschnitt 2 genannten Anforderungen. Bei den Bodenverhältnissen haben wir gestörte Verhältnisse und auch nach 45 Jahren bezüglich der Lagerungsdichte die Bedingungen in „gewachsenen“ Waldbeständen nicht erreicht. Die Umgebung jedes Lysimeters ist mit gleicher Art und Alter umwachsen (0,3ha). Die Zahl der Bäume auf den Lysimetern liegt zwischen 8 bis 15 Stück und reduziert sich weiter.

### *Die wägbaren Lysimeter in Waldbeständen*

Neben der Fragestellung zum Beitrag des Waldes zum Landschaftswasserhaushalt sind die Untersuchungen zum Wasserverbrauch und Wachstum der Wälder bei weniger werdenden Wasserressourcen innerhalb der Vegetationsperiode ein wesentlicher Forschungsschwerpunkt. Vor dem Hintergrund des Klimawandels mit zunehmender Sommer-trockenheit gewinnt diese Fragestellung zunehmend an Bedeutung (Müller 2009).

In den dominierenden Kiefernbeständen des nordostdeutschen Tieflandes ist der Wasserverbrauch der Bodenvegetation eine wesentliche, doch noch weitgehend unbekannt GröÙe. Bei gegebener Niederschlagsarmut ist sie jedoch mit ihrer Konkurrenz um die Ressource Wasser eine SteuergröÙe im Wasserhaushalt der Wälder. Seine Bestimmung ist methodisch schwierig. Um die Evapotranspiration der Bodenvegetation und ihren spezifischen Wasserverbrauch getrennt von der Transpiration des Baumbestandes zu ermitteln, wurden spezielle wägbare Kleinlysimeter (WKL) entwickelt und ab 1994 in unterschiedliche Kiefernökosysteme eingebaut (Müller und Seyfarth 1999, Müller 2009, Müller 2015).

Die Lysimeter sind wägbare mit einem ungestörtem Bodenkörper und mobiler Einsatzmöglichkeit in Waldbeständen. Sie haben eine Oberfläche von 1m<sup>2</sup> und sind 2m tief.

Seit 1995 werden die wägbaren Lysimeter für nachfolgende forsthydrologische Fragestellungen eingesetzt:

- Messung des Wasserverbrauchs und möglicher Konkurrenzwirkung der Bodenvegetation in Kiefernbeständen mit unterschiedlicher Artenzusammensetzung
- Messung des Wasserverbrauchs unterständiger Bäume im Mischbestand)
- Einsatz der Lysimeter auf grundwassernahen Standorten zur Ermittlung des Einflusses der Grundwasserstandsänderung auf den Wasserhaushalt und das Wachstum junger Schwarzerlen

- Untersuchung der Auswirkung unterschiedlicher Trockenheit auf das Wachstum und den Wasserhaushalt junger Eichen.

### *Messungen des Wasserflusses in Waldbeständen*

Neben der Lysimeteranwendung sind für die Überprüfung der Ergebnisse Wasserhaushaltsuntersuchungen in unterschiedlich strukturierten Waldbeständen unverzichtbar, da die Lysimeter durch spezielle „Randeffekte“ wie z.B. die gestörten Bodenverhältnisse im Lysimeterkörper der Großlysimeter, die „Kleinräumigkeit“ der Lysimeterbestände (mögliche Oaseneffekte) oder die fehlenden Wurzeln der Hauptbaumschicht bei den Untersuchungen mit den wägbaren Lysimetern „Artefakte“ darstellen. Deshalb wurden in unterschiedlich strukturierten Waldbeständen (Kiefern- und Buchenbestände, Kiefern-Eichen- und Kiefern-Buchen-Mischbestände) außerhalb der Lysimeter zusätzliche Wasserflussmessungen durchgeführt.

Die Ausrüstung der Intensivversuchsflächen mit Geräten zur Messung des Bodenwasserflusses in hydrologischen Messfeldern, zur Ermittlung der Baumtranspiration von Kiefern über Saftflussmessungen nach Granier und zur Bestimmung der Evapotranspiration von Bodenvegetationsdecken mit Hilfe von wägbaren Lysimetern in Waldbeständen ist bei Müller 2002 näher beschrieben.

## Ergebnisse

### *Auswirkungen von waldstrukturellen Veränderungen auf den Wasserhaushalt auf Bestandes- und Landschaftsebene*

Die Ergebnisse zum Wasserhaushalt von Waldbeständen unterschiedlicher Baumarten konnten nur durch die Zusammenführung der Ergebnisse der Großlysimeter, der wägbaren Lysimeter in Kombination mit Untersuchungen in Waldbeständen außerhalb der Lysimeter beantwortet werden. Ein wesentliches Ergebnis der Langzeitmessungen mit den Lysimetern war, dass es zur Erklärung der baumartenspezifischen Sickerungsunterschiede notwendig ist, die einzelnen Verdunstungskomponenten Interzeption, Transpiration und Verdunstung am Waldboden zu analysieren. So führen die waldstrukturellen Veränderungen des Kronendaches im Verlauf der Bestandesentwicklung zu Unterschieden in der Höhe der Verdunstungskomponenten und der Grundwasserneubildung.

Beispielhaft ist dies für die Nadelbaumart Kiefer und die Buche als Laubbaum in der *Abbildung 2a, b* dargestellt. Die Kiefer (immergrün, raue Rinde, offene sperrige Krone) hat gegenüber der Buche (winterkahl, glatte Rinde mit Stammabfluss) höhere Interzeptionsverluste im Kronendach. Bei der Kiefer liegt die Gesamtverdunstung im Alter von 30 Jahren bei 100 %. Die Kiefern haben in diesem Alter bereits Zuwachskulmination, dementsprechend hohe Transpiration und infolge hoher Stammzahlen und dichter Kronendächer eine hohe Interzeption mit über 40 % der jährlichen Niederschlagsmenge. Die Sickerung geht in diesem Stadium gegen Null. Durch natürliche Baumzahlreduzierung und planmäßige Durchforstungen gehen Transpiration und Interzeption

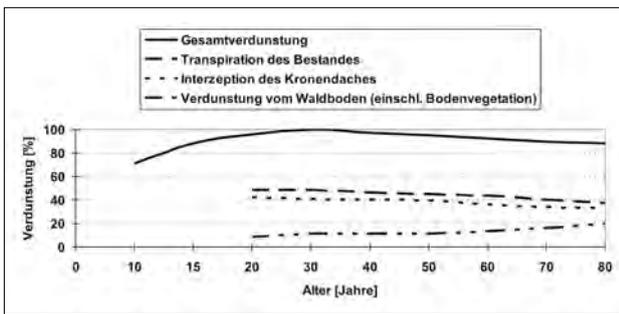


Abbildung 2a: Verlauf der Verdunstungskomponenten im Kiefern-Reinbestand im Zuge der Bestandesentwicklung.

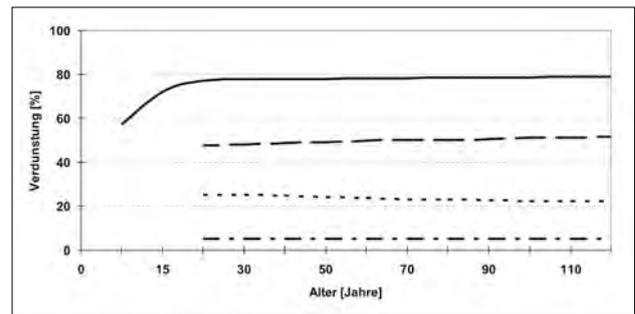


Abbildung 2b: Verlauf der Verdunstungskomponenten im Buchen-Reinbestand im Zuge der Bestandesentwicklung.

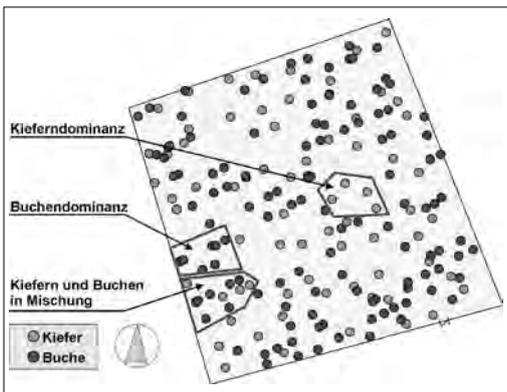


Abbildung 3a: Strukturdifferenzierungen im Kiefern – Buchen-Mischbestand (Kiefer 114 und Buche 53 Jahre).

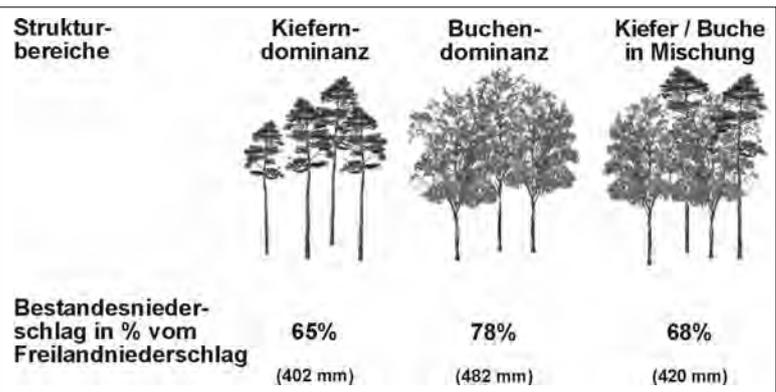


Abbildung 3b: Differenzierung des Bestandesniederschlages im Kiefern- und Buchen-Mischbestand.

stetig zurück und der Sickerungsanteil steigt an. Durch die Auflichtung des Kronendaches nimmt der Anteil der Evapotranspiration der Bodenpflanzendecke verhältnismäßig stark zu (Müller et al. 2002). Im Buchenbestand steigt die Verdunstung mit dem Aufwachsen der Bestände ebenfalls an und erreicht im Stangenholz Werte von knapp 80 % des Jahresniederschlages. Diese Größe bleibt über einen langen Zeitraum bis ins Baumholzstadium in etwa gleich, so dass auch für die Tiefensickerung mit stabilen Mengen von über 20 % des Jahresniederschlages kalkuliert werden kann. Die Transpiration steigt mit Aufwachsen der Bestände leicht an und die Interzeption geht infolge zunehmender Stammabflüsse zurück. Die Verdunstung am Waldboden hat aufgrund der Ausdunkelung durch die Buche eine untergeordnete Bedeutung. Die Buche hat in allen Altersphasen höhere Tiefensickerung als die Kiefer.

Für die Untersuchungen auf Bestandesebene und die Einrichtung von Messplots in Mischbeständen waren die Ergebnisse von wesentlicher Bedeutung. So wurden die Messplots gezielt in Bereiche mit Nadelholz- und Laubholzdominanz sowie in Bereiche mit Mischung von Laub- und Nadelholz installiert (Abbildung 3a). Die sich mit dem Buchenunterbau veränderte Kronenarchitektur wirkt sich über die Höhe der Bestandesniederschläge und ihrer Verteilung im Bestand direkt auf die Tiefensickerung aus (Abbildung 3b).

Durch die Anwendung der Kenntnisse zu den Wechselbeziehungen zwischen den Strukturparametern der Vegetation und den in ihnen ablaufenden Prozessen des Wasserflusses ist es zum einen möglich, die einzelnen Komponenten des Wasserhaushaltes durch die Bewirtschaftung zu steuern und

zum anderen Funktionen für Übertragung der Ergebnisse auf die Landschaftsebene abzuleiten.

Die Auswirkung vegetationsstruktureller Differenzierungen in unterschiedlichen Wuchsstadien eines Kiefern- und Buchenbestandes und eines aufwachsenden Kiefern-Buchen-Mischbestandes auf die Sickerungshöhe und Verdunstung zeigt die *Abbildung 4*.

Die aus der Analyse von Struktur-Prozess-Beziehungen gewonnenen Untersuchungsergebnisse und das daraus abgeleitete Wassermodell erlaubt auf dem Wege der Synthese die Übertragung punktueller Ergebnisse und Erkenntnisse auf beliebige Befundeinheiten innerhalb des nordostdeutschen Tieflandes. Voraussetzung dafür ist, dass diese Befundeinheiten keine anderen als die untersuchten Standortmerkmale aufweisen. Für letztere ist innerhalb des Bereiches der untersuchten Merkmalsausprägungen beliebige Konstellation und Verteilung zulässig. Am Beispiel der Tiefensickerung unter Wald wurde dies für ein zusammenhängendes Waldgebiet mit einer Gesamtgröße von 674 ha exemplarisch dargestellt. Da das Standortspektrum typisch für den Nordbrandenburger Raum ist, wurde die Sickerungsmodellierung anhand von Bewaldungsszenarien vorgenommen. Der Modellierung lagen bei gegebener Standortverteilung drei unterschiedliche Bewaldungsszenarien zugrunde: Buchenwald (natürliche Baumartenzusammensetzung), Kiefernforst (Ersatzvegetation) und Kiefern- Buchen-Mischbestand (Flächenmischung im Sinne eines ökologisch-ökonomischen Kompromisses).

Es zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den Szenarien (Müller et al. 2001). Nach den Ergebnissen der Mo-

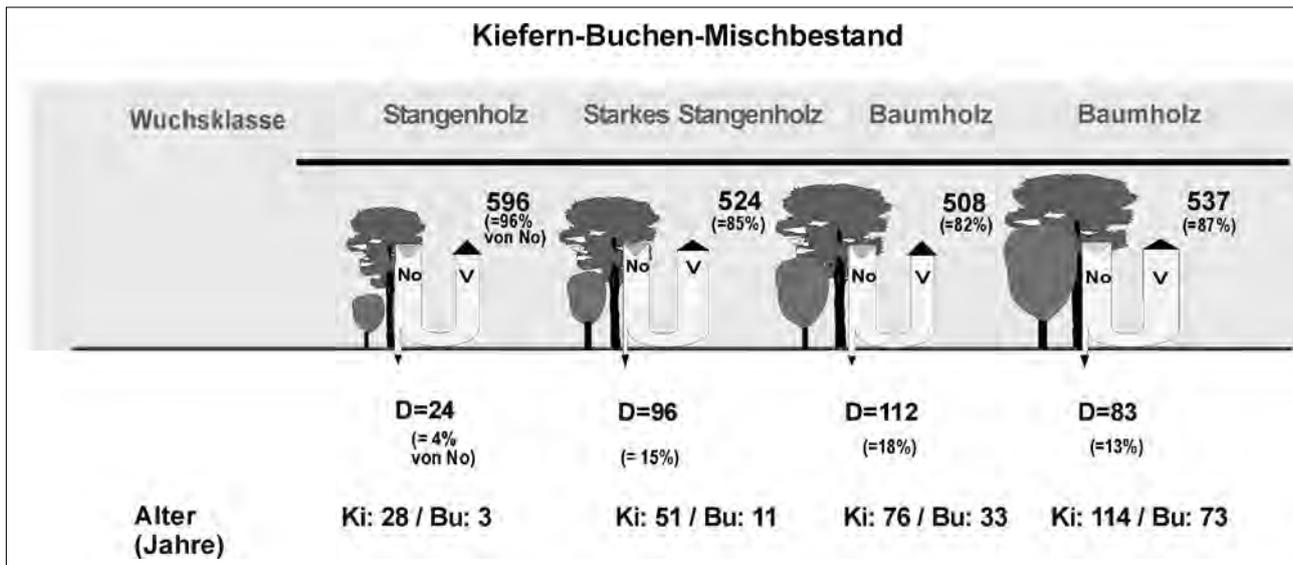


Abbildung 4: Wasserhaushalt von Kiefern-Buchen-Mischbeständen in unterschiedlichen Wuchsstadien (No = 620 mm Jahresfreilandniederschlag, V = Gesamtverdunstung in mm, D = Sickerung in mm; Sandbraunerde).

Tabelle 1: Tiefensickerung für drei Bewaldungsszenarien des Reviers Kahlenberg (620 mm Jahresniederschlag).

Szenario	Sickerung		
	m <sup>3</sup> /a	mm/a	% vom Freilandniederschlag
Buchenwälder	898.752	140	23
Kiefernforsten	298.762	47	8
Derzeitige Bestandestypenverteilung	494.883	77	12

dellierungen der drei Anbauszenarien beträgt die potentielle Grundwasserspende unter Buche mit ca. 900.000 m<sup>3</sup> pro Jahr (= 141 mm/a) das Dreifache der Kiefer. Die Variante mit Kiefer und Buche ordnet sich mit rund 400.000 m<sup>3</sup> (= 63 mm/a) möglicher Grundwasserspende zwischen der Kiefern- und Buchenvariante ein (Tabelle 1).

In einem weiteren Schritt wurde unter Anwendung eines Landschaftswasserhaushaltsmodells und unter Nutzung der ermittelten Struktur- Prozessbeziehung untersucht, wie sich der Wasserhaushalt im Waldgebiet der Schorfheide im Zeitraum 2005 – 2055 unter Einfluss des Klimawandels entwickelt. Dazu wurden zwei Szenarien angenommen: Die derzeitige Bestandestypenverteilung und ein nach potenziell natürlicher Vegetation umgebauter Wald (Goral und Müller 2010).

Die Simulationen ergaben, dass bei Beibehaltung der derzeitigen Bestandestypen mit einem weiteren Rückgang der Grundwasserstände zu rechnen ist. Demgegenüber kann der Waldumbau im Vergleich zum aktuellen Zustand bis etwa zum Jahr 2035 einen Anstieg des Grundwasserspiegels bewirken. (Goral und Müller 2010).

## Diskussion und Schlussfolgerungen

Wälder besitzen eine wichtige Funktion im regionalen Wasserhaushalt; durch ihre Regulationswirkung beeinflussen sie maßgeblich den Landschaftswasserhaushalt. Die Bäume zeigen durch ihre artenspezifische Formen Unterschiede in der Umverteilung und im Verbrauch des Niederschlags. Diese Prozesse des Wasserflusses von der Atmosphäre durch die Bestände und den Boden gilt es zu untersuchen. Ein

oft großes Problem von Wasserhaushaltsuntersuchungen in verschiedenartigen Ökosystemen sind ungleiche oder nicht genügend kontrollierbare Randbedingungen auf den einzelnen Versuchsflächen. Dadurch kann im Ergebnis die Wirkung der eigentlich interessierenden Einflussgröße verwischt und verfälscht werden.

Wenn für Böden des Lockergesteinsbereiches die Wirkung des Bewuchses auf den Wasserhaushalt zu klären ist, sind zur Ausschaltung störender Randbedingungen Messungen mit Lysimetern eine geeignete Methode. Unter der Voraussetzung einer richtigen Konstruktion und ausreichenden Größe sowie Tiefe der Lysimeter gilt das auch für Bäume.

Lysimeter haben Randeffekte, die die erzielten Ergebnisse zum Stoff- und Wasserhaushalt beeinflussen können. Vereinzelt werden die mit Lysimetern erzielten Ergebnisse mehr oder weniger unkommentiert verallgemeinert und auf die Ökosystemebene übertragen. Deshalb sind besonders auf Grund der strukturellen Besonderheiten der Wälder neben der Lysimeteranwendung für die Überprüfung der Ergebnisse Wasserhaushaltsuntersuchungen in unterschiedlich strukturierten Waldbeständen unverzichtbar, da die Lysimeter durch spezielle „Randeffekte“ wie z.B. die gestörten Bodenverhältnisse im Lysimeterkörper der Großlysimeter, die „Kleinräumigkeit“ der Lysimeterbestände (mögliche Oaseneffekte) oder die fehlenden Wurzeln der Hauptbaumschicht bei den Untersuchungen mit den wägbaren Lysimetern „Artefakte“ darstellen. Deshalb wurden in unterschiedlich strukturierten Rein- und Mischbeständen außerhalb der Lysimeter zusätzliche Wasserflussmessungen durchgeführt, um Funktionen zur Übertragung der Lysimeterergebnisse auf Waldbestände abzuleiten.

Mit Hilfe der Großlysimeter konnte der Einfluss der Baumart auf Tiefenversickerung und Verdunstung aufwachsender Bestände quantifiziert werden. Es zeigte sich, dass die Kronendachstrukturen maßgeblich die Höhe der Tiefensickerung und die Verteilung des Niederschlages im Bestand mit Wirkung auf die Bodenwasserverfügbarkeit beeinflussen. Diese baumartenspezifischen Muster des Wasserflusses waren die Grundlage für die Instrumentierung in den unterschiedlichen Beständen.

Im Ergebnis einer hochauflösenden kleinstrukturellen Analyse der untersuchten Bestände wurden, die in Abhängigkeit von der Bestandesstruktur entstehenden Muster der Umverteilung des Niederschlages in Bestand und Boden mit Auswirkungen auf die Anteile der einzelnen Verdunstungskomponenten und die Sickerung ermittelt. Die tiefenabhängige Ermittlung von Bodenwasserentnahme und -verfügbarkeit ermöglicht gleichzeitig die kausale Interpretation von Wachstumsverläufen der Bäume. Durch die integrative Verknüpfung der von der Bestandesstruktur abhängigen hydroökologischen, humusmorphologischen, wurzelökologischen sowie der vegetations- und wachstumskundlichen Erhebungen konnten Funktionen zur Übertragung der Struktur-Prozessbeziehung auf unterschiedlich strukturierte Waldbestände abgeleitet werden. Unter Berücksichtigung der standörtlichen Gegebenheiten kann durch geeignete Baumartenwahl das wasserwirtschaftlich verfügbare und nutzbare Wasserdargebot erhöht werden.

So führt die in weiten Teilen des nordostdeutschen Tieflands praktizierte Umwandlung von umbauwürdigen Kiefernforsten in Kiefern-Laubholz-Mischbestände zu einer Veränderung der Kronendachstrukturen im Zuge der Bestandesbehandlung und langfristig zu einem positiven Effekt auf den Landschaftswasserhaushalt. Dies konnte unter Nutzung eines Wasserhaushaltsmodells im Waldgebiet der „Schorfheide“ unter Berücksichtigung der Standortbedingungen überzeugend nachgewiesen werden.

## Literatur

- Glugla G., Fischer D., Höhne U., Kortüm F. (1982) Lysimeteruntersuchungen in der Letzlinger Heide – wichtiger Beitrag zur Bestimmung der Wasserressourcen bewaldeter Gebiete. *Wasserwirtschaft/Wassertechnik*, 9, 319-322.
- Goral F., Müller J. (2010) Auswirkungen des Waldumbaus im Waldgebiet der Schorfheide auf die Entwicklung der Grundwasserhöhen und den Zustand der Waldmoore. *Naturschutz Landschaftspflege Brandenburg* 19(3-4):158-166.
- Helbig A. (1988) Vergleich der Wasserhaushaltskomponenten eines Kiefernbestandes und einer Waldgrasfläche nach Lysimetermessungen. *Abhandlungen des Meteorologischen Dienstes der DDR*, Nr.140, 123-128.
- Herndl M., Bohner A., Kandolf, M. (2009) Gebirgslslysimeter am Stoderzinken – Erste Ergebnisse. In: 13. Gumpensteiner Lysimetertagung, Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft (BAL), 111-116.
- Hoeven van der P.C.T. (2005) Lysimeters Castricum. Report 1.
- Lanthaler Ch. (2007) Lysimeter in Europa: Messinstrumente für Land- und Forstwirtschaft sowie Ökologie; neue Stationen auf der “European Lysimeter Plattform”. In Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft (BAL) 12. Gumpensteiner Lysimetertagung, 159-161.
- Kohnke H., Dreibelbis F.R., Davidson J.M. (1940) A survey and discussion of lysimeters and a bibliography on their construction and performance. *Misc. Publ. U.S. Dep. Agric.* Nr. 372, 1-68.
- Kortüm F. (1959) Über den Wasservorrat in wägbaren Lysimetern und in vergleichbaren grundwasserfernen Sandstandorten des norddeutschen Diluviums. *Publ. Ass. Int. Hydrol. scient.* 49, 38-42.
- Lanthaler Ch., Fank J. (2005) Lysimeter Stations and Soil Hydrology Measuring Sites in Europe – Results of a 2004 Survey. In Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft (BAL) 11. Gumpensteiner Lysimetertagung, 19-24.
- Lütke R. (1965) Über die Tauglichkeit der Lysimetermethode für Wasserhaushaltsuntersuchungen und Vergleichsmessungen mit Groß- und Kleinlysimetern. *Besondere Mitteilungen zum Gewässerkundlichen Jahrbuch*, 43, 37 S.
- Lütke R., Simon K.-H. (1975) Zur Bilanzierung des Wasserhaushalts von Waldbeständen auf Sandstandorten der DDR. - *Beiträge für Forstwirtschaft* 9, 1, 5-12.
- Müller J., Seyfarth M. (1999) Methode zur Ermittlung des Wasserverbrauches unterschiedlicher Waldbodenvegetationsdecken mit Hilfe von wägbaren Lysimetern. In: 8. Gumpensteiner Lysimetertagung, Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft (BAL) 177-178.
- Müller J., Bolte A., Beck W., Anders S., Scharfen P. (2001) Modellierung des Sickerwasserabflusses in einem zusammenhängenden Waldgebiet des nordostdeutschen Tieflands. In: 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft, 24.-25.4.2001, 111-115.
- Müller J. (2002) Wirkungszusammenhänge zwischen Vegetationsstrukturen und hydrologischen Prozessen in Wäldern und Forsten. In: Anders S. (ed.): *Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands*. Oberwinter: Verlag Dr. Kessel: 99-122.
- Müller J., Beck W., Hornschuch F., Steiner A. (2002) Quantifizierung der ökologischen Wirkungen aufwachsender Kiefern-Buchen-Mischbestände im nordostdeutschen Tiefland. *Beitr. f. Forstwirtschaft Landschaftsökologie*, Berlin 36, 3, 125-131.
- Müller J. (2008) Die Versuchstation auf dem “Drachenkopf” in Eberswalde. *Eberswalder Jahrbuch für Heimat-, Kultur- und Naturgeschichte* 2007/2008. 248-253.
- Müller J. (2009) Der Einsatz von Lysimetern in der forsthydrologischen Forschung im nordostdeutschen Tiefland. In: 13. Gumpensteiner Lysimetertagung, 21.-22.4.2009, Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, 47-53.
- Müller J. (2009) Auswirkung von Trockenheit auf den Waldzustand - Ansätze zur Bewertung der potentiellen Trockenheitsgefährdung von Waldstandorten. *Forum Hydrol. Wasserbewirtschaft* 26.09: 31-38.
- Müller J. (2011) Die Anwendung von Lysimetern zur Ermittlung des Wasserhaushaltes in Wäldern des nordostdeutschen Tieflands. *Waldökol Landschaftsforsch Natursch.* (12):37-46.
- Müller J. (2015) Die Anwendung von Lysimetern zur Ermittlung der Trockenstresswirkung auf den Wasserverbrauch und das Wachstumsverhalten junger Bäume. In: 16. Gumpensteiner Lysimetertagung, 21. - 22.4.2015, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 13-19.
- Olbertz M.H. (1957) Über die am Standort des Kulturbodens erfassbaren Größen des Wasserhaushalts. *Wiss. Abhandlung Dt. Akademie Landw. Wiss.*, Nr. 23, 23-32.
- Prasuhn V., Spiess E., Seyfarth M. (2009) Die neue Lysimeteranlage Zürich-Reckenholz. In: 13. Gumpensteiner Lysimetertagung, Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft (BAL), 11-16.
- Rupp H., Meissner R., Leinweber P., Lennartz B., Seyfarth M. (2005) Ein neues Lysimeter zur Messung des Wasser- und Stoffhaushaltes von Niedermoorstandorten (einschließlich lateraler Komponenten). In: 11. Gumpensteiner Lysimetertagung, Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft (BAL) 67-69.

- Zunker F. (1930) Das Verhalten des Wassers im Boden. In: Blank, E.: Handbuch der Bodenlehre, Bd. 6, 66-220.
- Schroeder M. (1989) Die Großlysimeteranlage St. Arnold bei Rheine. Mitt. der Dt. Bodenkundlichen Gesellschaft, 58, 323-326.

## Valorization of grassland management for the water supply in context with climate change

Georg Leitinger<sup>1\*</sup>, Georg Frencik<sup>1,2</sup>, Ulrike Tappeiner<sup>1,2</sup>, Nikolaus Obojes<sup>2</sup>,  
Christian Newesely<sup>1</sup>, Camilla Wellstein<sup>3</sup>, Francesca Scandellari<sup>3</sup>, Michael Thoma<sup>3</sup>,  
Massimo Tagliavini<sup>3</sup> und Erich Tasser<sup>2</sup>

### Zusammenfassung

Die Zunahme von Trockenperioden in ihrer Frequenz aber auch Intensität stellt für die landwirtschaftliche Nutzung von Grasland zur Futterproduktion eine große Herausforderung dar. In einem „Common Garden Experiment“ werden im Stubaital, Österreich, die Auswirkungen von Trockenheit auf verschiedene Graslandökosysteme (hinsichtlich klimatischer Grundvoraussetzungen und Produktivität) mittels Kleinlysimeter (Smart-Field-Lysimeter) untersucht. Dabei zeigte sich, dass die an feuchtere Bedingungen angepasste Vegetation mit +11.4% höhere Verdunstungsraten aufwies. Die dabei gewählte Strategie höheren Wasserverbrauches könnte aber bei zunehmender Trockenheit nachteilig sein und die Frage, ob es zu einer Veränderung der Vegetationsgesellschaft kommt, oder anfänglich physiologische und/oder morphologische Anpassungen erfolgen, bleibt fraglich. Dies kann nur durch eine genaue Betrachtung des Gesamtsystems Vegetation-Boden schlüssig beantwortet werden.

*Schlagwörter:* Graslandwirtschaft, Klimawandel, Wassernutzungsstrategie, Lysimeter

### Summary

Increasing frequencies of droughts in the vegetation period are challenging for the agricultural management of mountain grassland. To analyse the impact of drought on different gradients of agricultural intensity and environmental characteristics, three different grassland ecosystems (in terms of underlying climate and productivity) are investigated using small high precision lysimeters (Smart-Field-Lysimeter) in a common garden experiment at the LTER-site ‘Stubai Valley’, Austria. The simulated sequence of two drought periods intermitted by a recovery (rewetting) period after cutting showed with +11.4% ( $\pm 2.7$ ) higher evapotranspiration for the vegetation type S (Stubai Valley, humid climate) than for the vegetation type M from the drier area ‘Matscher Valley’, Italy. However, the selected water spending strategy of the type S might be more vulnerable to drought events and the question, whether such types of plant communities will adapt to drought or to which extent physiological and morphological changes could play a role initially needs detailed analyses of plant soil interactions.

*Keywords:* grassland management, climate change, lysimeter, plant water-use strategy

### Introduction

Increasing frequencies of droughts in the vegetation period are a challenge for the agricultural management of mountain grassland in terms of forage production and other ecosystem services provision (Leitinger et al. 2015) and references therein). Although the concept of ecosystem services (ES) – ES are ‘the benefits people obtain from ecosystems’ - is promising to communicate global change impacts, quantification of ES provision is crucial to develop adequate management strategies in a future environment (Kohler et al. 2017) and references therein). Quantification of ES should focus on the most decisive ecosystem processes (i.e. indicators) to properly assess the ‘*indicandum*’ (the subject to be indicated), more precisely the target ES. In terms of ‘forage production’ and ‘water provision’, detailed knowledge about the water balance, plant composition and plant functional traits, soil physical- and soil hydrological

properties, as well as water sources is needed to accurately quantify the impact of droughts.

In a research cooperation of the Institute for Alpine Environment at the European Academy Bolzano/Bozen (eurac research), the Institute of Ecology with the *Research group* ‘Ecosystem and Landscape Ecology’ at the University of Innsbruck, and the Free University of Bolzano, the research project ‘ClimAgro - Valorization of grassland management for the water supply in context with climate change’ quantifies the impact of precipitation- and temperature change on the ESs water provision and grassland productivity / forage production. The project ‘ClimAgro’ - sponsored by the Province of South Tyrol (Autonome Provinz Bozen – Südtirol, Abteilung Bildungsförderung, Universität und Forschung) - addresses gradients of agricultural intensity and environmental characteristics by investigating three different types of grassland ecosystems in a common garden experiment

<sup>1</sup> Institute of Ecology, University of Innsbruck, Sternwartestraße 15, A-6020 INNSBRUCK

<sup>2</sup> Institute for Alpine Environment, European Academy of Bolzano/Bozen, Viale Druso 1, I-39100 BOZEN

<sup>3</sup> Faculty of Science and Technology, Free University of Bolzano, Universitätsplatz 5, I-39100 BOZEN

\* Ansprechpartner: Dr. Georg Leitinger, georg.leitinger@uibk.ac.at

at the long-term socio-ecological research (LTSER) site ‘Stubai Valley’, Tyrol, Austria (Tapeiner et al. 2013).

The spectrum of research encompasses (among others) the assessment of (1) the water use efficiency (WUE) by analysing the ratio of the stable carbon isotopes  $^{12}\text{C}$  and  $^{13}\text{C}$  ( $\delta^{13}\text{C}$ ) and by ecosystem chamber measurements ( $\text{CO}_2$  and  $\text{H}_2\text{O}$  fluxes); (2) the crop evapotranspiration of grassland ecosystems with varying prevailing climatic conditions or strategies (water saving vs. water spending strategy); and (3) water sources used by different grassland ecosystems under drought conditions and reoccurring drought events. This manuscript presents the details of the international research project ‘ClimAgro’ with respect to the experimental design, sampling strategy and research infrastructure. Results of the second research topic in the project - the crop evapotranspiration of grassland ecosystems with varying prevailing climatic conditions or strategies (water saving vs. water spending strategy) – are shown and discussed.

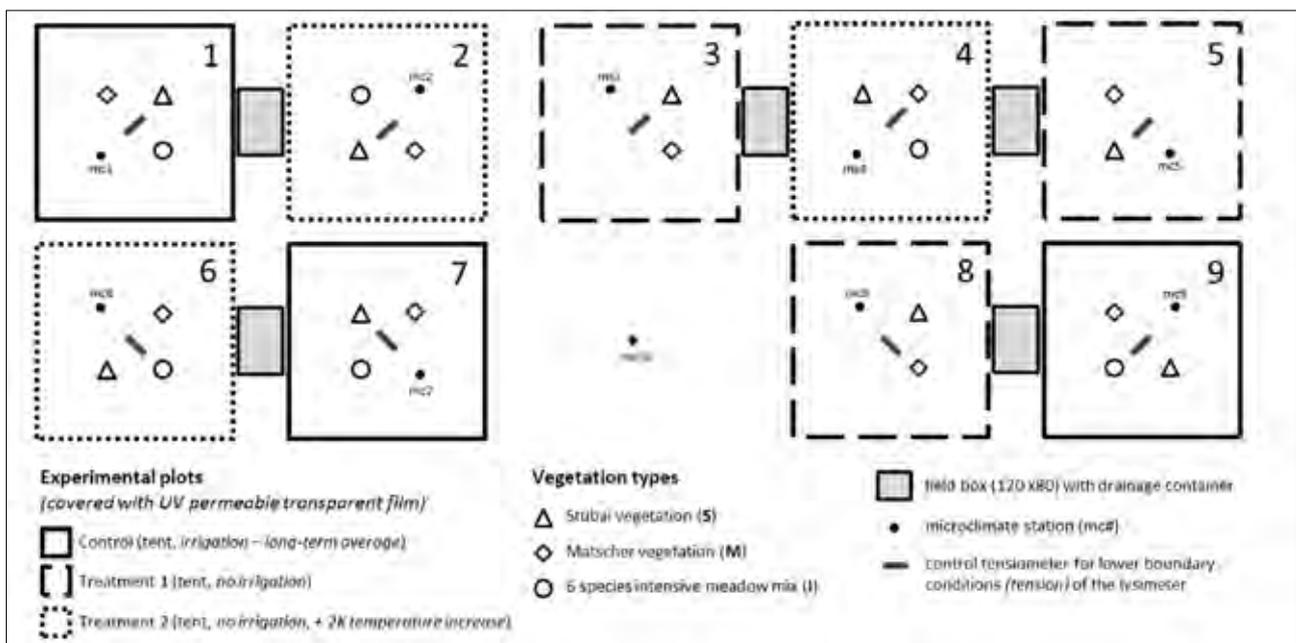
## Materials and Methods

To address gradients of agricultural intensity and environmental characteristics, three different types of grassland ecosystems (in terms of underlying climate and productivity) are investigated in a common garden experiment at the LTER-site ‘Stubai Valley’, Tyrol, Austria. In addition to local grassland types from the Stubai Valley, soil-vegetation monoliths were taken from an inner-alpine dry valley, the LTER-site ‘Matscher Valley’, South Tyrol, Italy. The Stubai Valley is characterized by a northern central European climate with MAP and MAN of 1097mm and 6.3°C, respectively, at 972 m a.s.l. The vegetation type (S) was excavated close to the area with the common garden experiment (GPS-

coordinates see description below). The Matscher Valley is characterized by a dry inner alpine climate with MAP and MAN of 527mm and 6.6°C, respectively, at 1500m a.s.l. Here, irrigation systems are needed to maintain satisfying productivity of the grassland ecosystems. The vegetation type (M) was excavated from a grassland area at 1500m a.s.l. close to the village *Mals* (WGS84: N 46°41’9.99“, E 10°34’48.65“).

To complete for species and management gradients, the third grassland vegetation type (I) was a 6 species seed mixture of fast-growing fodder meadows. Analyses of water-balance and measurement of evapotranspiration (ET) was performed using 24 high precision lysimeters, so called Smart Field Lysimeters® (SFL, Company UMS AG, Munich, Germany) with 0.3m in diameter and depth. Please refer to the company website (<http://www.ums-muc.de/en/lysimeter/smart-field-lysimeter/>) of UMS AG (METER GROUP with METER Environment since 1. January 2017) for further details on installation, measurement principles, and technical details of sensors used. Please note, here and in the following, trade names and companies are mentioned for the benefit of the reader and do not imply any commercial benefit or preferential treatment of listed products.

The common garden experiment (*Figure 1*) was located in an agriculturally used grassland (hay production) in the Stubai Valley near the city of *Neustift im Stubaital*, Tyrol, Austria, at 972 m a.s.l. (WGS84: N 47° 7’4.84“, E 11°19’16.97“). Different treatments with three replicates of each grassland type were applied: *control* (long-term precipitation amount and frequency), *drought* (no precipitation), *drought and heat* (no precipitation, increase of surface temperatures by +2K). The heating was performed

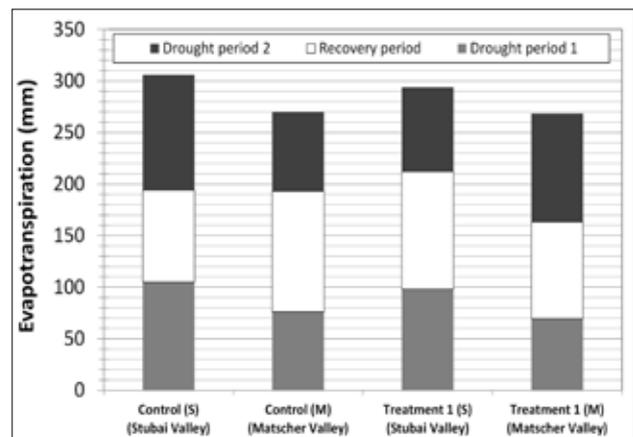


**Figure 1:** Experimental design of the common garden experiment using fully equipped 24 high precision lysimeters, also referred to as Smart-Field-Lysimeters (SFL): 3 different grassland types with 6 to 9 replicates each. The lysimeters are organized in 9 plots, each of them covered with a UV permeable transparent film (*Lumisol Clear AF*®, 88% - 92% light transmittance). Microclimate stations recorded wind speed ( $\text{m s}^{-1}$ ), air temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ), relative humidity (RH%), soil moisture (vol%) in 0.1m and 0.05m soil depth, and solar radiation ( $\text{W m}^{-2}$ ). Please note: the intensive seed mixture (vegetation type I) was not part of Treatment 1 (drought – no irrigation).

using ceramic heaters, and surface temperatures of the lysimeters were measured using an infrared radiometer (SI-111; Apogee Instruments; Logan, UT, USA). This sensor is sensitive in the electromagnetic spectrum from 8 to 14 $\mu\text{m}$  and was mounted above the lysimeters in a way that avoids shading, but close enough to limit heating to the lysimeter surface (considering the half-angle field of view of 22° of the infrared radiometer). The reference infrared radiometer was placed in plot 8 (treatment 1, drought, no irrigation) and the measured surface temperature +2K was the 'target-temperature' for plots 2, 4, and 6 (treatment 2, drought, no irrigation, heated to reach +2K of the surface temperature in treatment 1). If the surface temperature of a treatment 2 lysimeters was below plot 8 surface reference temperature + 2K, the ceramic heaters were turned on until the target temperatures were reached. For the irrigation of the plots, a modified version of a small scale rainfall simulator (Newesely et al. 2015, Leitinger et al. 2010) was installed in each of the nine experimental plots. Each plot was covered with a UV permeable transparent film during the experiment. In other words, all treatment types were fully controlled and not exposed to the natural precipitation scheme. Average rainfall between 1970 through 2000 (amounts and intensities) was simulated in the control treatment and regular watering occurred at 01:00 a.m. to reduce transpiration from surface and to allow infiltration of the applied water into the soil. Necessary inspection of the rain simulator and manual refilling took place during daytime. The shelters were left open on those sides facing the main wind direction and not fully closed at the sides but down to just 0.5m above the ground to avoid wind shielding and to obtain natural boundary conditions as far as possible. The quality of the drought could be triggered by the length of the drought period, thereby reducing the available (soil) water for transpiration.

## Results and Discussion

First, the influence of sheltering on climate forcings is shown by comparing the data from microclimate station 10 (mc10) to mean values of the other stations in the experimental plots covered with a UV permeable transparent film. Solar radiation decreased by -8% which is in line with the specifications of the type *Lumisol Clear AF*. Mean air temperature increased by +0.36K showing distinct characteristics between day and night with a decrease nocturnal (-0.54K) and a mean increase of +1.22K at daytime – compared to conditions outside the shelters. Relative humidity showed no statistical significant difference at both daytime and nighttime. Given the fact that maximum air temperatures in the sheltered plots were between +3.2K and +10.2K higher than outside the shelters, sheltering of our experimental plots already increased air temperatures, affecting the vapour pressure deficit (VPD) in a complex way: while the increase of surface temperatures by +2K using ceramic heaters was found to be successfully accurate, another important aspect is that absolute humidity of the air might increase in the future by overall increasing evaporation – hardly affecting relative humidity of the air as a consequence. But this only holds true for conditions with adequate water supply. Hence, an experimental setup for temperature increase should on the one hand not heat the air but the leaves to ensure that

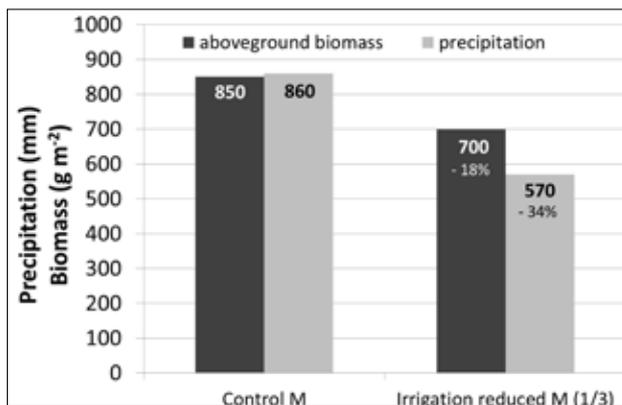


**Figure 2: Total evapotranspiration for the simulated scenario Treatment 1 with drought period 1 (43 days, June/July), followed by a cut and the recovery period (32 days, July/August), and another drought period 2 (59 days, August/September/October). Results are compared to the control plots for both vegetation types S and M.**

vapour pressure gradients (VPG) from the leaves to the air represent those predicted in a future climate (Kimball 2005). Results from our treatment 2 corroborate no significant change of the relative humidity of the air measured by our microclimate stations. Additionally, by using ceramic heaters we have the same effect as indicated for infrared heating by simultaneously not affecting the light spectrum. On the other hand, combined with drought, VPG from the leaves to the air might indeed change and has to be taken adequately into account.

For treatment 1 and the two managed grassland vegetation types from the climatically different areas Stubai Valley and Matscher Valley, a scenario with *drought period 1* (43 days, June/July), a *recovery period* with long-term average precipitation for all plots (32 days, July/August), and finally *drought period 2* (59 days, August/September/October) was simulated. Results showed a slight reduction of ET in treatment 1 compared to the control plots for the first drought period with -7mm (-7.1%) and -6.5mm (9.4%) for vegetation S and vegetation M, respectively (Figure 2).

Vegetation M from the Matscher Valley revealed generally lower ET (for control and treatment 1 plots) than the vegetation S from the Stubai Valley (29mm) in drought period 1. However, this was not the case in drought period 2: while the control plots followed the pattern found in drought period 1 with ET of -35mm for vegetation M, ET in treatment 1 (drought plots) was higher for vegetation M than for vegetation S (+24mm). Decisive in this context might be the recovery period showing higher ET for vegetation M than for vegetation S at least for the control plots, but vice versa in the treatment 1 plots. More precisely, structure and senescence of the regrowth (vegetation was cut after drought period 1 following the management scheme of the farmer) strongly influence ET in this period. It is well known that plant functional composition (proportion of plant functional groups: grasses, forbs, legumes) changes in the regrowth after every cut (Grant et al. 2014). In general, less grass and more forbs are expected if precipitation variability changes. Moreover, these changes might vary for the vegetation types but also for the different treatments (control *versus* treatment



**Figure 3: Special treatment for vegetation type M to test for irrigation efficiency in terms of forage production. When reducing irrigation by 34% compared to the control plots, the amount of aboveground biomass was solely reduced by -18%.**

1). To get a full picture of the impact of different stressors (i.e. cutting, drought) and/or multiple simultaneous stressors (i.e. cutting and drought for treatment 1) for ET and forage production, responses to stressors at canopy and plant level have to be addressed. Additionally, not only aboveground processes but also belowground processes (i.e. plant-soil interactions) have to be taken into account. For details on strategies and grassland community responses to environmental drivers/stressors please refer to Pontes et al. (2015).

In general, the vegetation S showed with +11.4% ( $\pm 2.7$ ) higher ET for the overall simulated vegetation period than vegetation M. The amount of ET of vegetation type M revealed that this irrigated vegetation type from the Matscher Valley might not be characteristic for the prevailing climate. In this context it seems to be insignificant if the additional water is provided by natural precipitation or artificial irrigation as long as the needed water is supplied. Nevertheless, our results show that a reduction of irrigation by -34% for the vegetation type M reduces forage production by solely -18% (Figure 3). Hence, forage production from grassland ecosystems shows potential for efficiency increase and presents an opportunity to save water under probably drier future conditions.

As mentioned for the comparison of the vegetation types S and M before, a proper distinction between water saving and water spending strategy requires a strong gradient of underlying climatic conditions for the investigated vegetation types (and perfect adaptation of vegetation types to these conditions). In other words, due to the irrigation of the vegetation type M in its origin, a drier vegetation unit from the Matscher Valley might provide a more valuable insight about the selected water use strategy and subsequently vulnerability to climate change. Although a higher vulnerability for vegetation types with a water spending strategy was already strongly suggested by a hydrological modelling study in two grassland sites in the Austrian and French Alps (Leitinger et al. 2015), preliminary results of our experimental studies in 'ClimAgro' in 2016 reveal a much more complex behavior of the plant-soil system especially when adding temperature increase (by heating) as another stressor. In this context, compared to the intensive seed mixture (vegetation type I), the quality of the Stubai

Valley vegetation type S in terms of forage production seems to be very close to very intensive grassland management, but simultaneously reflecting available water and water sources (i.e. adapted vegetation type).

## Conclusion

The Stubai Valley grassland vegetation S is characterized by a water spending strategy with higher evapotranspiration (ET) whereas the Matscher Valley grassland vegetation (M) is characterized by lower ET and thus a water saving strategy. Nevertheless, we have found distinct responses for different drought periods and the recovery (rewetting) period. To get a full picture, further progress in disentangling the impact of multiple and/or simultaneous stressors is needed. Although forage production and ET are higher for the vegetation type S (Stubai Valley), the selected water spending strategy seems to be more vulnerable to drought events (although quality and frequency of droughts might have varying strong impacts). Finally, at what rate plant communities will adapt to drought and to what extent physiological and morphological changes play a role at least initially is still not fully explored. Within the international research project 'ClimAgro' we will address various research questions in the presented scientific field. Please refer to published and forthcoming journal papers of the authors involved.

## References

- Grant K., Kreyling J., Dienstbach L.F.H., Beierkuhnlein C., Jentsch A. (2014) Water stress due to increased intra-annual precipitation variability reduced forage yield but raised forage quality of a temperate grassland. *Agr Ecosyst Environ* 186, 11-22. DOI: 10.1016/j.agee.2014.01.013.
- Kimball B.A. (2005) Theory and performance of an infrared heater for ecosystem warming. *Global Change Biology* 11, 2041-2056. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2005.01028.x.
- Kohler M., Devaux C., Grigulis K., Leitinger G., Lavorel S., Tappeiner U. (2017) Plant functional assemblages as indicators of the resilience of grassland ecosystem service provision. *Ecological Indicators* 73, 118-127. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.09.024>.
- Leitinger G., Ruggenthaler R., Hammerle A., Lavorel S., Schirpke U., Clement J.C., Lamarque P., Obojes N., Tappeiner U. (2015) Impact of droughts on water provision in managed alpine grasslands in two climatically different regions of the Alps. *Ecohydrology*, n/a-n/a. DOI: 10.1002/eco.1607.
- Leitinger G., Tasser E., Newsely C., Obojes N., Tappeiner U. (2010) Seasonal dynamics of surface runoff in mountain grassland ecosystems differing in land use. *Journal of hydrology* 385, 95-104.
- Newsely C., Leitinger G., Zimmerhofer W., Kohl B., Markart G., Tasser E., Tappeiner U. (2015) Rain simulation in patchy landscapes: Insights from a case study in the Central Alps. *CATENA* 127, 1-8.
- Pontes L.D., Maire V., Schellberg J., Louault F. (2015) Grass strategies and grassland community responses to environmental drivers: a review. *Agron Sustain Dev* 35, 1297-1318. DOI: 10.1007/s13593-015-0314-1.
- Tappeiner U., Borsdorf A., Bahn M. (2013) Long-Term Socio-ecological Research in Mountain Regions: Perspectives from the Tyrolean Alps. In: Singh SJ, Haberl H, Chertow M, Mirtl M, Schmid M (eds) *Long Term Socio-Ecological Research*, pp 505-525. Springer Netherlands.

# Re-evaluating long-time lysimeter data series using a modern mini lysimeter

Conall Ruth<sup>1</sup>, Dominik Michel<sup>1\*</sup>, Martin Hirschi<sup>1</sup> und Sonia I. Seneviratne<sup>1</sup>

## Summary

The 40-year lysimeter-based evapotranspiration (ET) time series from the ETH research catchment in Rietholz, Switzerland has recently been compared to eddy-covariance flux measurements (Hirschi et al. 2016). While the two methods agree well in terms of monthly and annual time scales, larger discrepancies are found on the daily and sub-daily time scale due to fundamental methodological differences of the compared instruments. Uncertainty of the lysimeter is to a large extent produced by including precipitation from a tipping bucket, which is typically affected by undercatch. This may lead to unrealistic amounts and frequency of condensation. In addition, seepage is measured as the uncontrolled gravitational outflow from the lower boundary. In order to determine ET and condensation more accurately, i.e., without the effect of precipitation undercatch and overestimation of seepage due to preferential flow, the long time series is evaluated with a Smartfield mini lysimeter, which can adjust the lower boundary according to a reference observation of soil moisture, and operates with a high temporal resolution of one minute. Increased drying rates at the lysimeter surface as possible effects of preferential flow within the soil column are being observed with a thermal infrared camera, which is used to identify inhomogeneities of the soil surface temperature between the lysimeter and the reference area. The results are used to characterize the accuracy and spatial representativeness of the long lysimeter-based evapotranspiration time series.

**Keywords:** lysimeter comparison, lower boundary, precipitation, under-catch

## Introduction

For many aspects of hydro-meteorological, climatological, ecological and agronomical research it can be important to have accurate estimates of the full set of water balance components. This comprises actual evapotranspiration (ET; which we define as an upward flux only) precipitation (which can be either true, meteorological precipitation or condensation), and seepage (which we define as a net downward flux). Weighing lysimeters are a well-established means of estimating ET and seepage, and are commonly used for validating hydrological models (e.g. Chapman and Malone 2002, Soldevilla-Martinez et al. 2014) and investigating the water use strategies of particular plant

types (e.g. Ko et al. 2009, Piccini et al. 2009, Girona et al. 2011). They can also be used to evaluate other hydro-meteorological instruments and measurement techniques, such as eddy-covariance measurements of ET (e.g. Ding et al. 2010, Hirschi et al. 2016). At the Rietholz research catchment in northeastern Switzerland, ET is estimated in a number of ways, including the use of a large free-drainage weighing lysimeter in operation since 1976 and a recently-installed, state-of-the-art, weighing mini-lysimeter with a pump-controlled lower boundary. Advances in lysimeter weighing technology, installation procedure and lower boundary design, have greatly improved the precision of the resulting ET and seepage estimates, with modern devices typically possessing weighing resolutions equivalent to 0.01 mm (Fank and Klammler 2013). This has additionally made it possible to reliably measure precipitation (e.g. Schrader et al. 2013, Hoffmann et al. 2016) and condensation (e.g. Meissner et al. 2007, Nolz et al. 2014) using lysimeters. Because of these advances, it is desirable to compare the measurements from the Rietholz's mini-lysimeter to those of the large lysimeter to a) assess the quality of the historical large lysimeter ET and seepage records and b) determine if and how the current large lysimeter processing approach can be improved in a retrospectively-applicable manner. Additionally, the high-precision precipitation estimate from the mini-lysimeter can be compared to the reference tipping bucket (Joss-Tognini type Lambrecht 1518 H3, Göttingen) record of precipitation from the same site, to assess its quality as a reference.

Due to the high temporal and absolute resolution of the mini-lysimeter mass measurements, a relatively high degree of noise may be present, which mainly results from mechanical vibration of the lysimeter due to wind (Xiao et al. 2009). Therefore, prior to these analyses, it is of great importance to filter the mass measurements to minimize this noise and allow an accurate estimation the vertical water fluxes. To this end, a number of possible filters have been suggested, including basic moving averages, Savitzky-Golay filters (Savitzky and Golay 1964; as implemented by Vaughan and Ayers 2009, Schrader et al. 2013), spline and sigmoid smoothing (Nolz et al. 2013), and adaptive techniques, such as the Adaptive Window and Adaptive Threshold (AWAT) filter, introduced by Peters et al. (2014). In addition to examining the large lysimeter performance, the comparison of the measured fluxes from each of the lysimeters and the tipping bucket first allows us to broadly assess a number of these mini-lysimeter filters, such that the optimal one can be identified and applied.

<sup>1</sup> Institute for Atmospheric and Climate Science, ETH Zürich, Universitätsstraße 16, CH-8092 ZÜRICH

\* Ansprechpartner: Dr. Dominik Michel, dominik.michel@env.ethz.ch



**Figure 1: Aerial photograph of the Buel measurement site (perimeter shown in red) and surrounding area (Federal Office of Topography, COGIS (Coordination, Geo-Information and Services)). Inset is a plan schematic of part of the measurement site, showing the horizontal sampling areas and relative positions of the large lysimeter (L1), mini-lysimeter (L2), 1.5-m tipping bucket (TB<sub>1.5</sub>), ground-level tipping bucket (TB<sub>0</sub>) and the precipitation monitor (PM).**

### Measurement site

The Rietholzbach catchment is a small pre-alpine watershed located within the Thur river basin in northeastern Switzerland. The catchment has an area of 3.31 km<sup>2</sup> and covers an altitude range of 682 to 950 m asl. The area is sparsely populated, mainly consisting of pastureland (71.9%) and forest (25.6%). The main soil types present in the catchment are cambisol (40.7%), gleysol (23.9%), gleyic cambisol (17.7%) and regosol (17.6%) (Seneviratne et al. 2012). The region is characterized by a temperate humid climate with a mean air temperature of 7.1 °C and a mean annual precipitation of 1438 mm (Hirschi et al. 2016). Since 1975, the Rietholzbach catchment has been used by ETH Zürich for conducting a variety of hydro-meteorological research. The main measurement station, from which all of the data for this study were gathered, is located at Büel (47.38 °N, 8.99 °E, see <https://s.geo.admin.ch/6de2dcf3b5>). Figure 1 shows an aerial view of the measurement station and the surrounding area, with an inset schematic highlighting the instrumentation relevant to this study. The study period spanned 13 months, from 1 Sept. 2015 to 30 Sept. 2016. For most of the analyses, however, the data from 1 Nov. 2015 to 30 Apr. 2016 were omitted due to the presence of snow in these months, as this could distort the lysimeter mass measurements through snow drift and snow bridges (Hirschi et al. 2016). Moreover, the presence of both liquid and solid precipitation would lead to a high temporal variability in the degree of wind-induced precipitation under-catch with the tipping bucket (WMO 2008), which we thus avoid.

### Instrumentation

#### Large lysimeter

The large weighing lysimeter in Büel has been providing continuous ET and seepage measurements since 1976. It has

a surface area of 3.14 m<sup>2</sup> (2-m diameter) and a depth of 2.5 m. The surface is grass-covered and reflects the conditions of the surroundings, in terms of soil structure, composition, cutting and fertilization. The container is synthetic and back-filled with gleyic cambisol, except for a filter layer (gravel and sand) between 2 and 2.5-m depth to prevent damming (Seneviratne et al. 2012). The lysimeter's three load cells have a combined resolution of 100 g, which corresponds to a water column of approximately 0.032 mm. The drainage, which occurs by gravitation only, is measured with a 50-ml tipping bucket, yielding a resolution of approximately 0.016 mm. The drawbacks of this free-drainage design are that the soil at the lysimeter base must be saturated for seepage to occur (Weller et al. 2014), and that capillary rise cannot be represented. Since 1999, the lysimeter mass and seepage have been recorded every five minutes, and can then be compiled into hourly values. For a schematic of the large lysimeter, please refer to Seneviratne et al. (2012).

#### Mini-lysimeter

The mini-lysimeter (SFL-600, Meter Group, Munich) was installed in Büel in August 2015. It has a surface area of approximately 0.071 m<sup>2</sup> (0.3-m diameter) and a depth of 0.6 m. The soil column is monolithic and thus represents an undisturbed soil profile. As with the large lysimeter, the surface is grass-covered and reflects the conditions of the surroundings. At the lysimeter base, the soil matrix potential is continuously measured and compared to a reference measurement at the same depth in the undisturbed surroundings. A bi-directional pump connecting a series of suction cups at the lysimeter base to an external drain water bottle is then used to adjust the lysimeter water content to equilibrate these records. This design thus allows for seepage at non-saturated conditions and for (equivalent) capillary rise, which cannot be represented with the large lysimeter. The mass of water pumped out of the mini-lysimeter minus the mass pumped in represents the total (net) seepage. The balance for the lysimeter vessel has a resolution of 1 g, equivalent to a water column of approximately 0.014 mm, while the balance for the external drain water bottle (used to determine seepage) has a resolution of 0.5 g, equivalent to a water column of approximately 0.007 mm. The lysimeter and drain water bottle masses are recorded and stored separately, on a 1-min basis.

#### Mini-lysimeter processing

For modern lysimeters with high temporal resolution, such as the Rietholzbach mini-lysimeter, it can be assumed that within each recorded time interval ET and precipitation do not co-occur. After the mass change due to seepage has been accounted for, it follows that any remaining decrease of the lysimeter mass must result from ET ( $ET_{L2}$ ), while any remaining increase must result from precipitation. Using an opto-electric precipitation monitor (Thies, Göttingen), an additional step that can be performed is the separation of precipitation into true meteorological precipitation (rain, hail, sleet, snow, etc.), and condensation (dewfall, fog deposition, frost formation, etc.). If a period of constant mass increase plus/minus 5 min coincides with a greater-than-zero precipitation monitor recording, we interpret it as true precipitation ( $P_{true,L2}$ ). On the other hand, if the precipitation

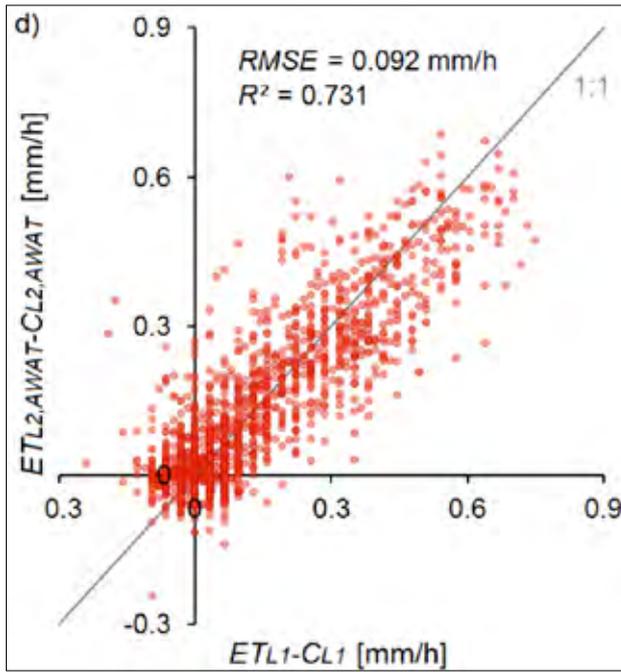


Figure 2: Mini-lysimeter (L2) vs large lysimeter (L1) hourly evapotranspiration minus condensation ( $ET_{L\#} - C_{L\#}$ ) for the AWAT L2 processing approach (May to October, excluding outliers  $> 2.5$  mm/h and times in which any of the L2 records registers true precipitation): Adaptive-Window and Adaptive-Threshold filter ( $ET_{LLAWAT} - C_{LLAWAT}$ ). The root-mean-square error (RMSE), coefficient of determination ( $R^2$ ) and the 1:1 line is given for each subplot. Each subplot contains an identical set of 1921 hours. Approximately 46.7% of hours are missing due to data gaps in the precipitation monitor record.

monitor records nothing, the mass increase is interpreted as condensation ( $C_{L2}$ ).

To calculate the mini-lysimeter fluxes reliably, it is necessary to first apply some processing to the mass measurements to minimize noise. In this study, we examine the AWAT processing approach introduced by Peters et al. (2014) and assess the resulting records based on their relationship to the large lysimeter and the reference tipping bucket at 1.5 m:

### Large lysimeter processing

For the large lysimeter in Büel, the relatively coarse temporal resolution of the mass and seepage recordings (5 min) means that the separation of ET and precipitation in the lysimeter mass record is not feasible. Instead, separate measurements of precipitation from the reference tipping bucket at 1.5 m are input. A disadvantage of this approach is that the tipping bucket resolution is too coarse to represent condensation, leaving it as an additional unknown. The water balance equation for the large lysimeter is thus:

$$ET_{L1} - C_{L1} = P_{true, TB1.5} - (W_{t+1} - W_t) / (\rho_w \pi r^2) - Q. \quad (1)$$

Here, the terms on the right-hand side of the equation represent the measured inputs:  $P_{true, TB1.5}$  [mm/h] is true meteorological precipitation from the 1.5-m tipping bucket,  $Q$  [mm/h] is seepage from the lysimeter base, and  $W_t$  [kg] and  $W_{t+1}$  [kg] are the instantaneous lysimeter masses recorded at the beginning and end, respectively, of the hour. The mass measurements are divided by the density of water,  $\rho_w$  [kg/

m<sup>3</sup>], and by the surface area of the lysimeter,  $\pi r^2$  [m<sup>2</sup>], such that all terms in Eq. 1 have the units of mm/h. The residual term is thus ET minus condensation ( $ET_{L1} - C_{L1}$ ) [mm/h], which cannot be separated because of the coarse temporal resolution, as stated.

## Results and discussion

### Analysis of mini-lysimeter processing approach

After applying each of the four mini-lysimeter processing approaches and calculating the fluxes of  $ET_{L2}$ ,  $P_{true, L2}$  and  $C_{L2}$  for each, two sets of comparisons were made to assess their performances. The first of these, shown in Figure 2, examines the parameter  $ET_{L2} - C_{L2}$ , such that the records are comparable to that of the large lysimeter, which is taken as a reference for this analysis. As the large lysimeter record of  $ET_{L1} - C_{L1}$  is subject to underestimation due to under-catch with the tipping bucket, only dry times are included here. In each case there is a strong correlation between the two lysimeters, suggesting that no major errors are present. Figure show the ET minus condensation data from the AWAT approach. The total of this record for the examined period is 219.6 mm, and is thus similar to that of the large lysimeter. The second analysis to assess the mini-lysimeter processing approaches is a comparison of  $P_{true, L2}$  versus the corresponding measurements from the 1.5-m tipping bucket (Figure 3). The correlation is very high, however the plotted linear regression shows that the reference data are generally lower

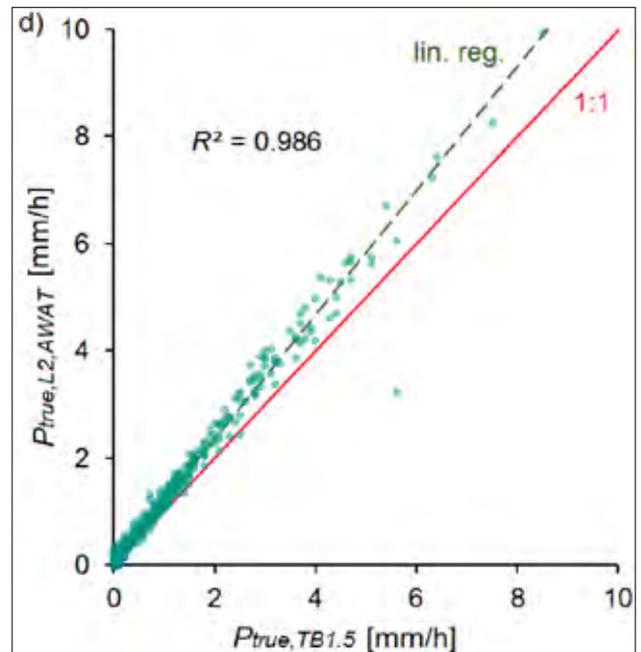


Figure 3: Hourly 1.5-m tipping-bucket true precipitation ( $P_{true, TB1.5}$ ) vs mini-lysimeter true precipitation ( $P_{true, L2}$ ) for various mini-lysimeter processing approaches (May to October, excluding hours in which none of the L2 records registers true precipitation): Adaptive-Window and Adaptive-Threshold filter ( $P_{true, L2, AWAT}$ ). A linear regression, the  $R^2$  value, and the 1:1 line is given for each subplot. Each subplot contains an identical set of 721 hours.

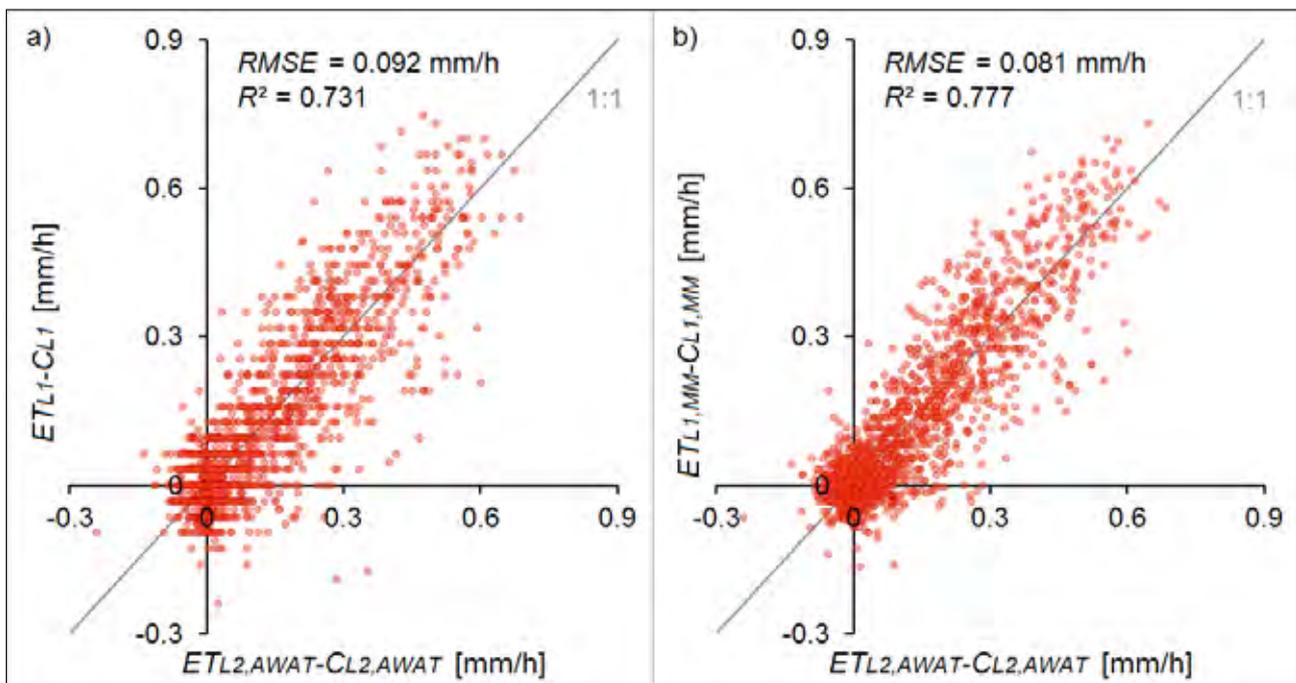
than those of the mini-lysimeter. For the period examined, the total tipping bucket precipitation is 488.5 mm. The corresponding mini-lysimeter total is 589.9 mm (+20.8%). Taking the AWAT-processed data as the reference, the difference between the true precipitation totals in *Figure 3* indicates a 1.5-m tipping bucket under-catch of 17.2% (for liquid precipitation). The total for the ground-level tipping bucket (not plotted) over the same period, is 549.0 mm. Hence, even if the instrument is positioned to minimize wind-induced loss, other errors (e.g. related to wetting; WMO 2008) still amount to an under-catch of 6.9%. Using these data, it could be possible to derive a detailed correction scheme for each set of tipping bucket measurements, but that is beyond the scope of this paper.

### Optimization of large lysimeter processing

Using the AWAT-processed mini-lysimeter data as a reference, we next sought to improve the processing of the large lysimeter to mitigate the main sources of error described in Section 2.4. Firstly, to reduce the degree of noise in the large lysimeter mass measurements, a retrospectively-applicable moving mean was tested. Historically, this was not applied since even the narrowest possible moving mean width (three measurements) spans a relatively long time interval (10 min), and could potentially result in artificial smoothing of valid signals. *Figure 4* shows a comparison of ET minus condensation from the AWAT-processed mini-lysimeter and the large lysimeter with and without a three-point (10-min) moving mean first applied to the mass measurements. As can be seen from the RMSE and  $R^2$  values, the moving mean greatly increases the agreement of the large lysimeter with the reference. Meanwhile, the large lysimeter sum for the period examined (223.6 mm originally, and 223.2

mm with the moving mean) remains similar to that of the reference (219.6 mm). Based on these results, we deduce that the benefit of noise reduction due to the moving mean, outweighs any potential artificial smoothing of valid signal. It should therefore be beneficial to apply this step to the future and (as far back as available) historical data from the Rietholzbach's large lysimeter.

The other source of error we investigate is the underestimation of true precipitation resulting from under-catch with the 1.5-m tipping bucket. In *Figure 5* the large lysimeter record of ET minus condensation with and without various retrospectively-applicable corrections applied is compared to the reference AWAT-processed mini-lysimeter record. Times in which the 1.5-m tipping bucket records 0 mm are plotted in red; times in which it records > 0 mm are plotted in blue. *Figure 5a* shows the regular, uncorrected large lysimeter data. From this it is apparent that the two lysimeters agree relatively well during dry times (as observed in *Figure 2*), yet the large lysimeter generally underestimates  $ET_{L1} - C_{L1}$  during precipitation, presumably due to tipping bucket under-catch. This is reflected in the sums for the given period, as the large lysimeter total (207.1 mm) is 15.7% lower than that of the mini-lysimeter (245.7 mm). The final approach to mitigate the effect of tipping bucket under-catch is simply to set the large lysimeter ET minus condensation to zero for hours in which  $P_{true, TB1.5} > 0$  (*Figure 5d*). The drawback of this approach is that any valid ET and/or condensation also occurring in these hours will be lost. The resulting ET minus condensation ( $ET_{L1,Z} - C_{L1,Z}$ ), however, totals 242.1 mm and is thus only 1.4% lower than that of the mini-lysimeter. Hence, the loss is only minor for the period examined. As this approach also maximizes the agreement between the two lysimeters, it is therefore the best of those investigated,



*Figure 4:* Large lysimeter (L1) vs Adaptive-Window-and-Adaptive Threshold-filtered mini-lysimeter ( $L2_{AWAT}$ ) hourly evapotranspiration minus condensation ( $ET_{L,F} - C_{L,F}$ ; same data set as in *Figure 2*): a) without any additional L1 processing, b) with a three-measurement (10-min) moving mean first applied to the large lysimeter mass measurements ( $ET_{L1,MM} - C_{L2,MM}$ ). The root-mean-square error (RMSE), coefficient of determination ( $R^2$ ) and the 1:1 line is given for each subplot.

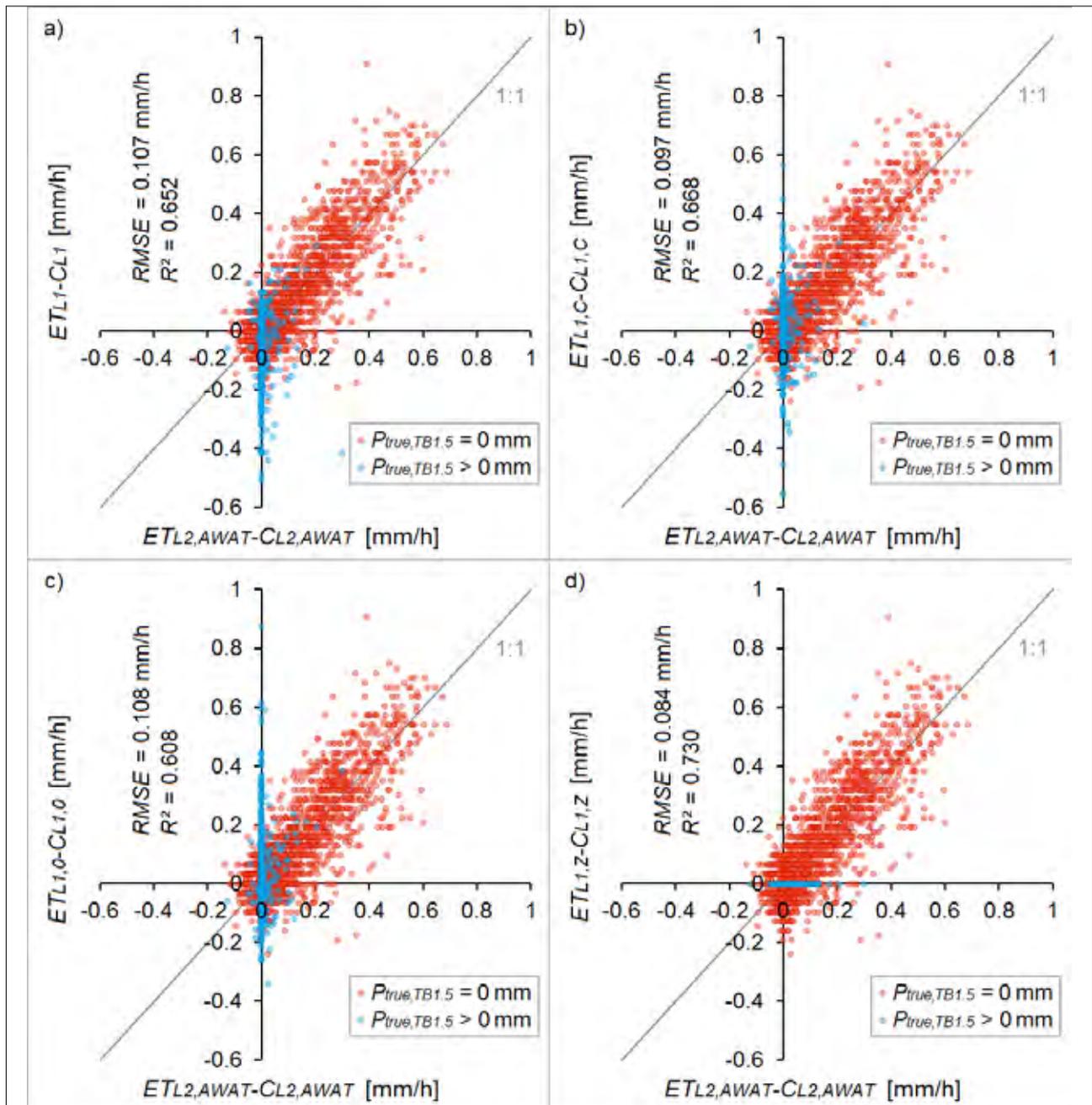


Figure 5: Large lysimeter (L1) vs Adaptive-Window-and-Adaptive Threshold-filtered mini-lysimeter ( $L2_{AWAT}$ ) hourly evapotranspiration minus condensation ( $ET_{L-C_{L\#}}$ ) for various tipping-bucket-related, alternative L1 processing approaches (May to October, including times of true precipitation): a)  $ET_{L1-C_{L1}}$ : regular L1 processing, b)  $ET_{L1,C-C_{L1,C}}$ : 1.5-m tipping bucket recordings ( $P_{true, TB1.5}$ ) multiplied by a constant correction factor, such that the resulting L1 ET-C total for the examined period equals that of  $L2_{AWAT}$ , c)  $ET_{L1,0-C_{L1,0}}$ : ET-C calculated using the ground-level tipping bucket recordings, d)  $ET_{L1,Z-C_{L1,Z}}$ : ET-C set to zero for hours with  $P_{true, TB1.5} > 0$  mm. The root-mean-square error (RMSE), coefficient of determination ( $R^2$ ) and the 1:1 line is given for each subplot. Each subplot contains an identical set of 2738 hours. Approximately 46.7% of hours are missing due to data gaps in the precipitation monitor record.

and based on these findings it would be beneficial if applied to the historical and future large lysimeter data from the Rietholzbach. It should be noted, however, that Hirschi et al. (2016) found the amount of ET occurring during times of precipitation to vary considerably from year to year at the same site. A longer analysis is therefore advised to ensure the suitability of this approach.

### Comparison of lysimeter mass increases during precipitation

As seen in Figure 5c, the large lysimeter record of ET minus condensation calculated with the ground-level tipping bucket is generally higher than that of the reference mini-lysimeter during times of precipitation. This could arise if the ground-

level tipping bucket experienced an over-catch of precipitation, although we have already found that this is not the case (see Section 3.1). To investigate if this behavior is related to the precipitation catch of the lysimeters themselves, the seepage-corrected mass increases of each lysimeter per unit area (expressed in mm/h) were compared to the set of greater-than-zero ground-level tipping bucket recordings. This was done for hours in which the AWAT-processed mini-lysimeter ET and condensation both equal zero, such that any overall differences between the records, in theory, must result from differences in true precipitation catch. We found that the mass increases of the large lysimeter per unit area are generally much lower than those of the mini-lysimeter. This implies either under-catch of true precipitation with the large lysimeter and/or over-catch with the mini-lysimeter. As we have already observed that the ground-level tipping bucket recordings are underestimated, we would expect each set of lysimeter mass increase to be higher than true precipitation. However, as the large lysimeter mass increases lie substantially below the amount of precipitation (not shown), we attribute the observed difference between the lysimeters to an under-catch of true precipitation with the large lysimeter. Assuming the mini-lysimeter data to be correct, the sums of the mass increases indicate the magnitude of this under-catch to be 11.1% (for liquid precipitation).

## Conclusions

In this study, we examined the measurements from a large free-drainage weighing lysimeter and a state-of-the-art mini-lysimeter with a pump-controlled lower boundary, installed in the Rietholzbach catchment in northeastern Switzerland. Taking the large lysimeter and the 1.5-m tipping bucket as references, the AWAT processing of the mini-lysimeter data were investigated through examination of the resulting  $ET_{L2}$  -  $C_{L2}$  and  $P_{true,L2}$  records. This was chosen as the reference mini-lysimeter processing approach. Using the AWAT-filtered mini-lysimeter data, we then investigated a number of additional, retrospectively-applicable processing steps for the large lysimeter, intended to mitigate the main sources of error for this instrument. Those found to be most beneficial were the application of a three-point (10-min) moving mean to the mass measurements, and the setting-to-zero of ET minus condensation for hours in which the 1.5-m tipping bucket records precipitation. These steps could also be beneficial for lysimeters with similarly coarse resolution at other sites. While investigating these additional processing steps, it was discovered that the large lysimeter experiences a previously unknown under-catch of true precipitation, estimated to be 11.1% for liquid precipitation. This could be related to the slight protrusion of this instrument above the surroundings. A comparison of daily seepage from each lysimeter revealed generally lower values for the large lysimeter, probably reflecting the reduced input of water due to the aforementioned under-catch. On the other hand, ET from the large lysimeter was not found to be affected by this, as the record of  $ET_{L1}$  -  $C_{L1}$  approximately equals that of the mini-lysimeter in the absence of tipping bucket errors.

## References

Chapman T.G., Malone R.W. (2002) Comparison of models for estimation of groundwater recharge, using data from a deep weighing lysimeter. *Math. Comput. Simulat.* 59:3-17.

Re-evaluating long-time lysimeter data series using a modern mini lysimeter

Ding R., Kang S., Li F., Zhang Y., Tong L., Sun Q. (2010) Evaluating eddy covariance method by large-scale weighing lysimeter in a maize field of northwest China. *Agr. Water Manage.* 98:87-95. doi:10.1016/j.agwat.2010.08.001.

Fank J., Klammler G. (2013) Measurement of precipitation using lysimeters. *Geophys. Res. Abstr.* 15:EGU2013-10703.

Girona J., del Campo J., Mata M., Lopez G., Marsal J. (2011) A comparative study of apple and pear tree water consumption measured with two weighing lysimeters. *Irrig. Sci.* 29:55-63. doi:10/1007/s00271-010-0217-5.

Hannes M., Wollschläger U., Schrader F., Durner W., Gebler S., Pütz T., Fank J., von Unold G., Vogel H.J. (2015) A comprehensive filtering scheme for high-resolution estimation of the water balance components from high-precision lysimeters. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 19:3405-3418. doi:10.5194/hess-19-3405-2015.

Hirschi M., Michel D., Lehner I., Seneviratne S.I. (2016) A site-level comparison of lysimeter and eddy-covariance flux measurements of evapotranspiration. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* doi:10.5194/hess-2016-252, in review.

Hoffmann M., Schwartengraber R., Wessolek G., Peters A. (2016) Comparison of simple rain gauge measurements with precision lysimeter data. *Atmos. Res.* 174-175:120-123. doi:10.1016/j.atmosres.2016.01.016.

Ko J., Piccinni G., Marek T., Howell T. (2009) Determination of growth-stage-specific crop coefficients (Kc) of cotton and wheat. *Agr. Water Manage.* 96:1698-1704. doi:10.1016/j.agwat.2009.06.023.

Meissner R., Seeger J., Rupp H., Seyfarth M., Borg H. (2007) Measurement of dew, fog and rime with a high-precision gravitation lysimeter. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 170:335-344. doi:10.1002/jpln.200625002.

Nolz R., Kammerer G., Cepuder P. (2013) Improving interpretation of lysimeter weighing data. *Bodenkultur* 64(1-2):27-35.

Nolz R., Cepuder P., Kammerer G. (2014) Determining soil water-balance components using an irrigated grass lysimeter in NE Austria. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 170:335-344. doi:10.1002/jpln.201300335.

Peters A., Nehls T., Schonsky H., Wessolek G. (2014) Separating precipitation and evapotranspiration from noise – a new filter routine for high-resolution lysimeter data. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 18:1189-1198. doi:10.5194/hess-18-1189-2014.

Piccinni G., Ko J., Marek T., Howell T. (2009) Determination of growth-stage-specific crop coefficients (Kc) of maize and sorghum. *Agr. Water Manage.* 96:1691-1697. doi:10.1016/j.agwat.2009.06.024.

Savitzky A., Golay M.J.E. (1964) Smoothing and differentiation of data by simplified least squares procedures. *Anal. Chem.* 36(8):1627-1639.

Seneviratne S.I., Lehner I., Gurtz J., Teuling A.J., Lang H., Moser U., Grebner D., Menzel L., Schrott K., Vitvar T., Zappa M. (2012) Swiss prealpine Rietholzbach research catchment and lysimeter: 32 year time series and 2003 drought event. *Water Resour. Res.* 48:W06526. doi:10.1029/2011WR011749.

Schrader F., Durner W., Fank J., Gebler S., Pütz T., Hannes M., Wollschläger U. (2013) Estimating precipitation and actual evapotranspiration from precision lysimeter measurements. *Procedia Environ. Sci.* 19:543-552. doi:10.1016/j.proenv.2013.06.061.

Soldevilla-Martinez M., Quemada M., López-Urrea R., Muñoz-Carpena R., Lizaso J.I. (2014) Soil water balance: Comparing two simulation models of different levels of complexity with lysimeter observations. *Agr. Water Manage.* 139:53-63. doi:10.1016/j.agwat.2014.03.011.

UMS (Umwelt Monitoring Systeme) (2013) SmartField-Lysimeter user manual. Munich, Germany.

- Vaughan P. J., Ayars J.E. (2009) Noise reduction methods for weighing lysimeters. *J. Irrig. Drain. Div., Am. Soc. Civ. Eng.* 135(2):235-240. doi:10.1061/(ASCE)0733-9437(2009)135:2(235).
- Weller U., Richter K., Gubis J., Vogel H.-J. (2014) Influence of the lower boundary in lysimeter observations. *Geophys. Res. Abstr.* 16:EGU2014-3311.
- WMO (World Meteorological Organization) (2008) Guide to hydrological practices volume I: Hydrology – from measurement to hydrological information. WMO No. 168.
- Xiao H., Meissner R., Seeger J., Rupp H., Borg, H. (2009) Testing the precision of a weighable gravitation lysimeter. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 172:194-200. doi:10.1002/jpln.200800084.



# Studying the hydrological balance of (partially) sealed surfaces using high precision weighable lysimeters

Anne Timm<sup>1\*</sup> und Gerd Wessolek<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Urbanisierung und Versiegelung verändern Transportwege von Niederschlagwasser. Der städtische Wasserhaushalt wird großflächig zumeist mit einfachen Ansätzen simuliert, weil nur wenige Informationen zu den Flächeneigenschaften und tatsächlich ablaufenden Prozessen vorliegen. Feldstudien zeigen, dass Verdunstung und Versickerung eine größere Rolle spielen können als bislang angenommen. In Berlin werden Prozessstudien an Lysimetern mit unterschiedlichen Oberflächenbelägen durchgeführt. Neben dem Lysimetergewicht werden Oberflächenabfluss, Klimadaten, Wassergehalte und Temperaturen im Boden gemessen. Dies ermöglicht eine zeitlich hochaufgelöste Wasserbilanz. Die jährliche Versickerung unter teilversiegelten Flächen kann ähnlich hoch ausfallen wie unter Vegetation. Jährliche Verdunstung und Versickerung können sogar höher ausfallen als der Oberflächenabfluss. Verdunstung erfolgt größtenteils direkt nach Regenereignissen, wenn die Wasserverfügbarkeit hoch ist. In den Zeiten danach findet eine Umverteilung durch kapillaren Aufstieg statt, was zu niedrigen Verdunstungsraten an Tagen ohne Niederschlag führen kann.

*Schlagwörter:* urbane Verdunstung, TDR, Bodenfeuchte, Bodentemperatur

## Summary

With increased urbanisation, soil sealing and its drastic effects on hydrological processes have received a lot of attention. Since little information about surface properties and altered processes is available, many models use rather simple approaches to simulate the urban water balance. Studies challenge the idea that all rainfall will generate runoff and evaporation and infiltration from (partially) sealed surfaces can be neglected. In Berlin, two partially sealed lysimeters are used for process studies of the hydrological balance, as well as water and heat transport processes of these surfaces. Measurements include lysimeter weight, runoff, climate, and soil temperature and water content. It can be shown that evaporation and infiltration play a significant role in the hydrological balance and can exceed the amount of runoff. For the most part, evaporation occurs directly after precipitation events but may also occur on days without precipitation. Combined with soil moisture profile observations, this indicates that both surfaces may allow for upward water transport and evaporation from the upper underlying soil layers.

*Keywords:* urban evaporation, TDR, soil moisture, soil temperature

## Introduction

With increased urbanisation, soil sealing and its drastic effects on hydrological processes have received a lot of attention (e.g. Hibbs & Sharp 2012). Based on safety concerns, there has been a clear focus on urban drainage and prevention of urban floods caused by storm water events. For this reason, any kind of sealing is often seen as impermeable runoff generator that prevents infiltration and evaporation (e.g. Jacobson 2011). While many hydrological models, especially storm water models, have been developed, there are only a handful of empirical studies actually measuring the hydrological balance of (partially) sealed surfaces (Flöter 2006, Ragab et al. 2003, Ramier et al. 2004, Rim 2011, Wessolek 2001). They challenge the general assumption of negligible infiltration and evaporation and show that these processes take place even for severe sealing such as asphalt. *Figure 1* shows the water balance of different land uses in Berlin, including three types of sealing materials ranging from severe (asphalt) to very low (lawn bars – Rasengittersteine). As can be seen, annual seepage from partially sealed

areas can be as high for vegetated ones and in summer much more water will infiltrate into deeper soil layers of (partially) sealed ones. This is caused both by increased runoff and decreased evaporation from sealing. Furthermore, there is a distinct variation between the three sealing types, which illustrates how different the behaviour of these surfaces can be. Another example of this is the generation of runoff, which is often estimated using a fixed runoff coefficient (RC). Approaches range from using one RC for all sealing types to different RC for various materials, and can use annual, seasonal or monthly variations. More recent event based studies based on higher temporal resolution show that the RC does not only vary depending on the material but also on rainfall intensity and duration. For partially sealed surfaces the RC can range from 0 to almost 0.7, depending on the precipitation intensity (Rim 2011). These examples show that more detailed knowledge is needed to improve our understanding and models. For this reason, two partially sealed weighable lysimeters were equipped with multiple temperature and soil moisture sensors in order to study the hydrological balance, as well as water and heat transport

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

\* Ansprechpartner: Anne Timm, anne.timm@uwi.tu-berlin.de

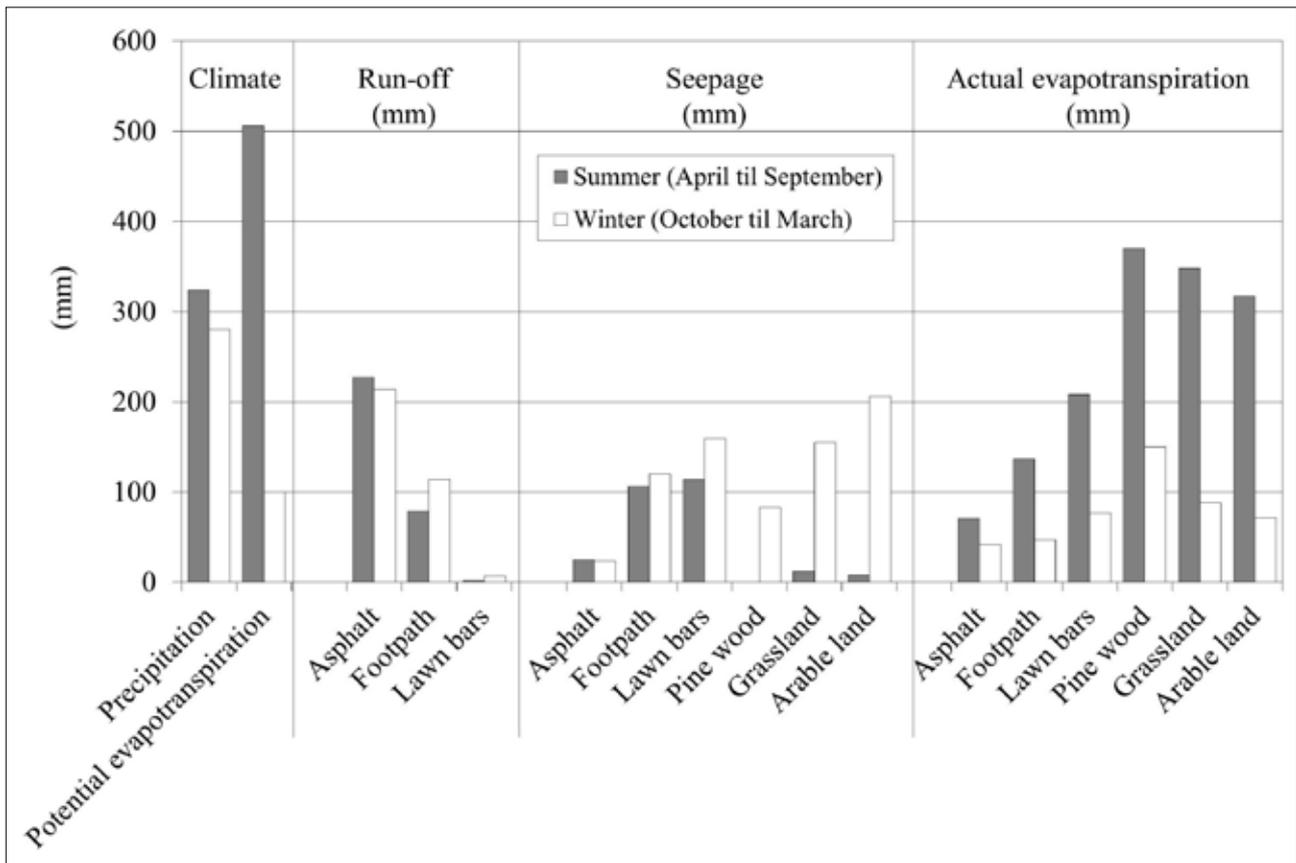


Figure 1: Water balance components of various land uses and sealing materials (average from three-year lysimeter measurements of the Berliner Wasserbetriebe and water balance investigations).



Figure 2: Partially sealed lysimeters with cobblestones (left) and concrete slabs (right).

processes, of these surfaces. To our best knowledge, this is the first time weighable lysimeters and soil moisture measurements are combined for pavement surfaces. This yields new insights into the water transport processes, which are assessed at hourly intervals.

## Material and Methods

The two partially sealed lysimeters are incorporated into a lysimeter station at the southern border of Berlin which is the joint project of the Technical University Berlin and the Federal Environment Agency (Umweltbundesamt). As can be seen in figure 2, two different sealing types are used: cobblestones and concrete slabs. Both sealing types are very commonly used for Berlin pavements. The immediate surrounding area is paved with the concrete slabs used in one of the lysimeters. The wider surrounding area includes

grass patches, sealed areas and small buildings. A climate station recording relevant climate data at 10-minute intervals is installed directly next to the lysimeters. The lysimeters have a surface area of 1 m<sup>2</sup> and a depth of 50 cm. A shorter depth was chosen to decrease the overall weight of the system and thereby increase the measurement accuracy, as smaller changes can be registered. At the bottom, a layered gravel and sand layer (increasing coarseness towards the bottom) of a total thickness of 10 cm ensures the drainage from the system. On top of the drainage layer, construction sand (sand with 12.4 % coarse sand and 1.6 % silt) is used to fill the lysimeter. At the very top, the sealing material (thickness of 4-8 cm for cobblestones and 4 cm for concrete slabs) is installed at a slight slope to ensure runoff and prevent the formation of puddles. The share of seams is 20 percent for the cobblestones and 6 percent for the concrete slabs. The seams are filled with seam material (sand with 6 % coarse sand and 2.4 % silt). Figure 3 illustrates the overall setup of the lysimeters. Each of the lysimeters rest on three weighing cells which record the weight at 1-minute intervals. Infiltrated water is collected in plastic containers resting on scales and recorded together with the lysimeter weight at 1-minute intervals. When the containers fill up to a certain height, magnetic valves open and water is automatically drained, reducing manual maintenance effort. Water forming surface runoff is drained and flows into a tipping bucket. In order to be able to register even smaller events and achieve a higher time resolution, the weight of the tipping bucket is registered at 1-second intervals. The general idea

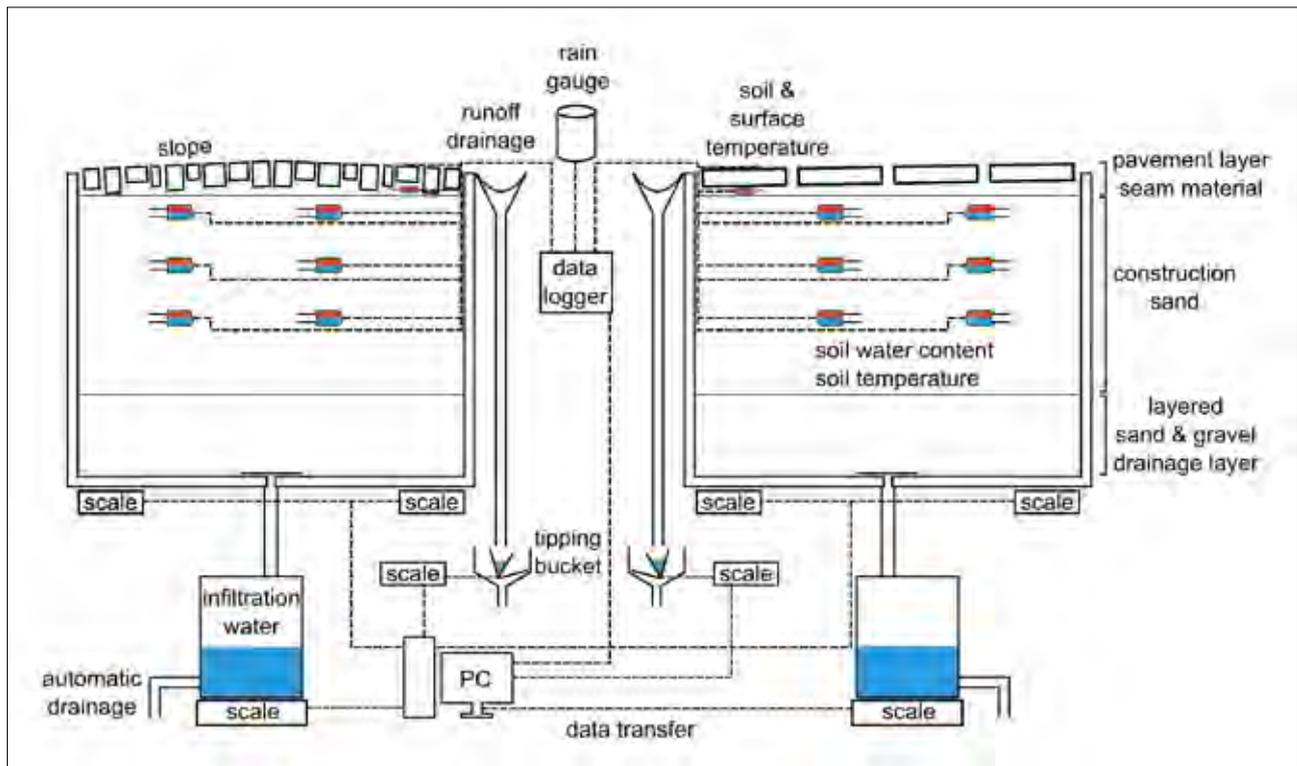


Figure 3: Schematic setup of the lysimeters.

of the weighable tipping bucket and the setup of an earlier version are described in Nehls et al. (2011). The changes in lysimeter weight are filtered using improved Adaptive Window Adaptive threshold (AWAT) routine (Peters et al. 2014, 2016) in order to clear the data from wind and other noise sources. This yields hourly values of precipitation, evaporation and infiltration. As described before, runoff is measured independently and also aggregated to hourly values. Since the AWAT routine does not consider runoff, the aggregated runoff values are added to the precipitation values calculated by AWAT. Additionally, sensors are installed to measure soil moisture and soil temperature. Temperature is measured at the surface, directly below the paving material and in the construction sand at 5, 15 and 25 cm depth starting from the underside of the paving (beginning at 13 cm depth for cobblestones and 9 cm for concrete slabs). The soil temperature in the construction sand is measured with two sensors at each depth, which also measure the volumetric water content using time domain reflectometry (TDR). All sensors measure at 15-minute intervals and send their information to one central data logger. At the end, the dataset consists of hourly values of precipitation, evaporation, infiltration and runoff, as well as 15-minute values of soil moisture, surface temperature and soil temperature. Data has been collected since June 2016 but older data with a different bottom boundary condition and without temperature and moisture sensors is available.

## Results and Discussion

Given the dataset obtained, different time scales and responses can be evaluated. For a longer time period, the hydrological balance can provide information about general behaviour of

the surfaces. As can be seen in *figure 3*, this can differ significantly depending on the paving material. Depicted is the hydrological balance over 156 measurement days between June and December 2016 for cobblestones and concrete slabs. The measured runoff is significantly smaller than normally assumed, with very low runoff for cobblestones which have wide seams through which water can easily infiltrate. Despite much more water leaving the area paved with concrete slabs, infiltration is the same for both areas and accounts for over half of the precipitation. This can be attributed to higher evaporation from the cobblestone paving. For concrete slabs, most evaporation will occur from water adhering to the surface and water stored in the pores of the concrete and the seam material. It can be assumed that very little water from underlying soil layers contributes to evaporation rates. Contrary to that, the cobblestones themselves have very low porosity and most water is redirected towards the seams and infiltrates. Hence, evaporation occurs mainly from the seam material. Because of the larger width of the seams, water from underlying soil may rise upwards and evaporate. On a smaller timescale, the response of the surfaces to certain climatological conditions can be assessed. *Figure 5* illustrates hourly hydrological processes over four days in June 2016 with numerous rainfall events and warm temperatures. Multiple rainfall events took place on June 15<sup>th</sup> and June 17<sup>th</sup>, with daily precipitation sums of 9 mm and 18.5 mm, respectively. As can be seen, precipitation duration and intensity play a significant role for evaporation processes. Contrary to vegetated or bare soils, very little water stored in the underlying soil layers can be transported upwards to evaporate through the seam or paving material. However, some upward transport does take place, as becomes evident on June 16<sup>th</sup>, where a small amount of water evaporates (daily sum of 0.5 mm for concrete slabs and 0.8 mm for cobblesto-

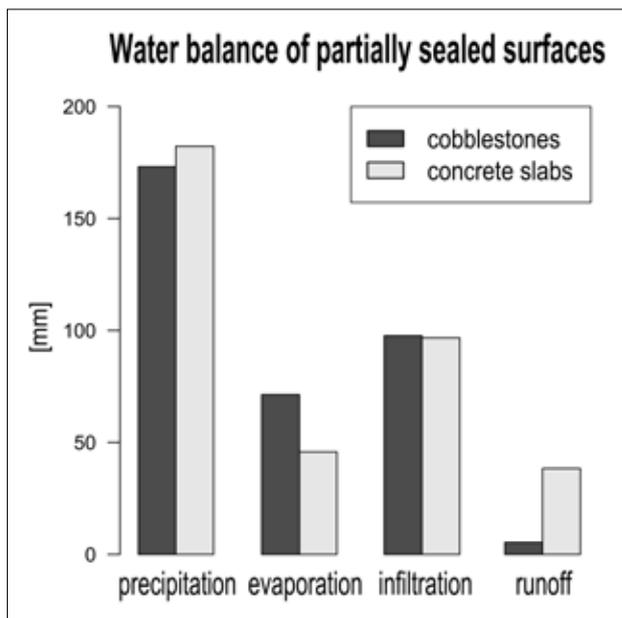


Figure 4: Water balance of partially sealed surfaces over 156 measurement days between June and December 2016.

nes) despite no precipitation taking place. The higher value for cobblestones further indicates that the low porosity of the concrete pavers, as well as the narrow seams which can cause chimney effects, limit evaporation from underlying soil layers. While cobblestones generally have higher evaporation (sum over the four day period 9.5 mm for cobblestones and 5.3 mm for concrete slabs), concrete slabs can have higher evaporation rates for smaller rainfall intensities. The distinction is clearer for runoff, where concrete slabs have significantly higher rates of runoff. On June 15<sup>th</sup>, the total runoff amount was 0 mm for cobblestones and 1.41 mm for concrete slabs and on June 17<sup>th</sup>, the sums were 0.9 and 5.6 mm, respectively. For concrete slabs, all precipitation events lead to runoff, but only the high intensity event on June 17<sup>th</sup> forms runoff for the cobblestone surface. Finally, runoff and evaporation processes determine how much water will infiltrate into deeper soil layers. During the illustrated period, more water infiltrated through the cobblestone surface (17.4 mm compared to 13.1 mm for concrete slabs), which in this case can be attributed to runoff processes. Figure 6 illustrates water transport processes within the soil column using water content measurements at 5, 15 and 25 cm depth below the paving material. In general, the water content is higher below cobblestone paving which allows increased infiltration through a larger share of seams. For both lysimeters the water content increases with depth and in all three depths there is a clear reaction to precipitation events. However, not all changes are linked to precipitation, such as the increase in water content at 5 cm depth on the 16<sup>th</sup> of June where there was no precipitation event. This increase can be linked to the evaporation rates shown in figure 5 during the same time period, which further indicates that some water stored in the soil reaches the pavement layer through capillary rise and is able to evaporate.

## Conclusion

The combination of hourly water balance, soil moisture and temperature data affirmed previous observations and offered

new insights into altered hydrological processes of partially sealed surfaces. It could be confirmed that partially sealed surfaces do not transform all precipitation into runoff. Even for a relatively high sealing degree of concrete slabs with narrow seams, evaporation and infiltration exceeded runoff. For cobblestones, runoff was very small and only precipitation events of high duration or high intensities generated runoff. It could be shown, that due to lack of plant roots, the hydrological balance is mostly governed by precipitation events and evaporation occurs mostly directly after rainfall. However, both surfaces may allow for upward water transport and evaporation from the underlying soil layers. The extent of this upward movement, as well as the maximum depth from which water reaches the surface have to be further studied. The behaviour of these surfaces can be very diverse. It becomes apparent that numerous factors such as share and width of seams, porosity and thickness of the paver, climate conditions like precipitation intensity and duration, and others determine hydrological processes of partially sealed surfaces. The presented method is able to improve our understanding of the processes. Combined with the detailed measurement data of the hydrological balance, this enables the development of improved, application-oriented models for estimating the hydrological balance of partially sealed surfaces. In a next step, this information will be used to develop an improved evaporation formula for partially sealed surfaces.

## Acknowledgements

We would like to thank the German Research Foundation DFG (GRK 2032) for funding this project as part of the research training group 'Urban Water Interfaces'.

## Literature

- Flöter O. (2006) Wasserhaushalt gepflasterter Straßen und Gehwege. Lysimeterversuche an drei Aufbauten unter praxisnahen Bedingungen unter Hamburger Klima. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten 58.
- Hibbs B.J., Sharp J.M.J. (2012) Hydrogeological Impacts of Urbanization. Environmental & Engineering Geoscience 18(1), 3-24.
- Jacobson C.R. (2011) Identification and quantification of the hydrological impacts of imperviousness in urban catchments: A review. Journal of Environmental Management 92, 1438-1448.
- Nehls T., Rim Y.-N., Wessolek G. (2011) Technical note on measuring run-off dynamics from pavements using a new device: the weighable tipping bucket. Hydrology and Earth System Sciences 15, 1379-1386.
- Peters A., Nehls T., Schonsky H., Wessolek G. (2014) Separating precipitation and evapotranspiration from noise - a new filter routine for high resolution lysimeter data. Hydrology and Earth System Sciences 18, 1189-1198.
- Peters A., Nehls T., Wessolek G. (2016) Technical note: Improving the AWAT filter with interpolation schemes for advanced processing of high resolution data. Hydrology and Earth System Sciences 20, 2309-2315.
- Ramier D., Berthier E., Andrieu H. (2004) An urban lysimeter to assess runoff losses on asphalt concrete plates. Physics and Chemistry of the Earth 29, 839-847.
- Ragab R., Rosier P., Dixon A., Bromley J., Cooper J.D. (2003) Experimental study of water fluxes in a residential area: 2. Road infiltration, runoff and evaporation. Hydrological Processes 17(12), 2423-2437.
- Rim Y.-N. (2011) Analyzing Runoff Dynamics of paved Soil Surface Using Weighable Lysimeters. PhD Thesis, Technical University Berlin.

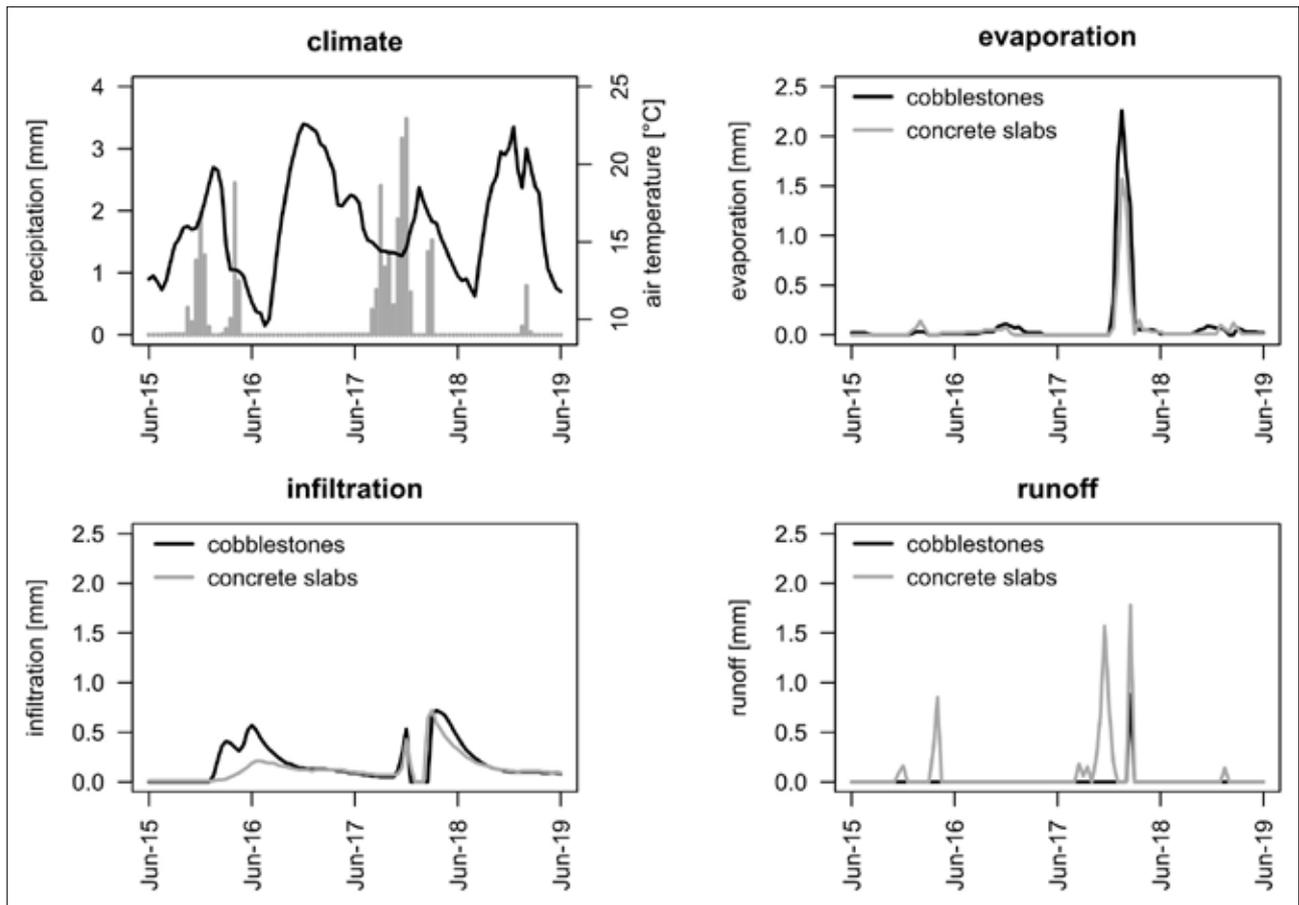


Figure 5: Detailed hourly water balance and climate conditions for two partially sealed surfaces.

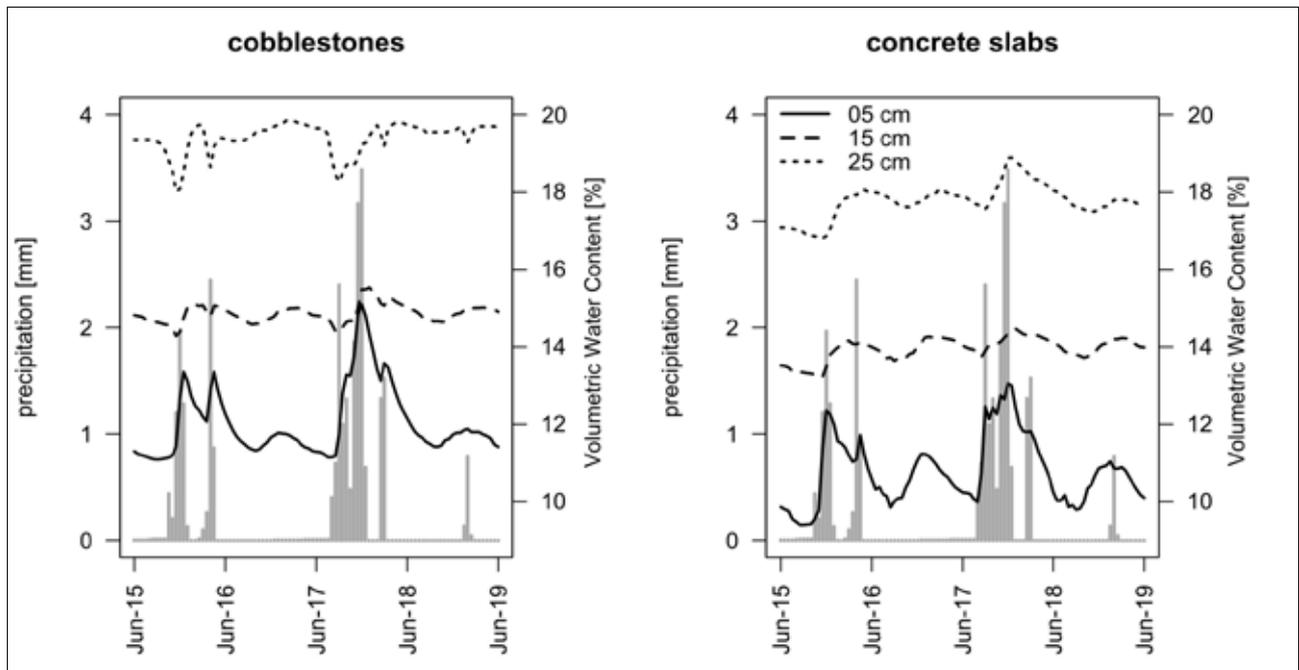


Figure 6: Soil water regime of two partially sealed soils; hourly precipitation and volumetric water content measured at 5, 15 and 25 cm below the paving material.



# Poster



# Variation der Elementkonzentrationen im Drainagewasser zweier unterschiedlich genutzter landwirtschaftlicher Flächen der Norddeutschen Tiefebene

Martina Baborowski<sup>1\*</sup>, Holger Rupp<sup>2</sup>, Katrin Wendt-Potthoff<sup>1</sup>, Nadine Tauchnitz<sup>3</sup>,  
Denise Bednorz<sup>4</sup> und Ralph Meißner<sup>2</sup>

## Zusammenfassung

Von 2013 bis 2014 wurden unter Feldbedingungen Untersuchungen zur Konzentration von Schwermetallen und Arsen im Sickerwasser zweier landwirtschaftlich genutzter Flächen der Norddeutschen Tiefebene durchgeführt. Die Bewertung der Ergebnisse erfolgte vor dem Hintergrund vorliegender Nährstoffkonzentrationen aus begleitenden Untersuchungen (Tauchnitz et al. 2014, Bednorz et al. 2016) sowie Elementanalysen in Düngemitteln und Bodenproben. Im Ergebnis waren die Elementkonzentrationen im Sickerwasser vergleichsweise gering. Die Medianwerte aller untersuchten Elemente lagen unterhalb der in der Deutschen Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) festgelegten Prüfwerte und waren geringer als die in der Deutschen Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) für diese Parameter festgelegten Geringfügigkeitsschwellenwerte für Grundwasser. Die Ergebnisse der Untersuchungen im Sickerwasser werden durch niedrige Gehalte von Schwermetallen und Arsen in den untersuchten Düngemitteln und Böden gestützt.

*Schlagwörter:* Schwermetalle und Arsen, Düngemittel, Bodenbearbeitung, Rohrdrainage

## Summary

Investigations of heavy metals and arsenic were carried out under field conditions from 2013 to 2014 in two agriculturally used fields located in the North German Plain. The findings were discussed against the background of existing nutrient analyses (Tauchnitz et al. 2014, Bednorz et al. 2016) as well as analyses of element contents in soils and fertilizers. As a result, metal concentrations in drainage water were comparatively low. All median values were below trigger values of the Federal Soil Protection and Contaminated Sites Ordinance (Germany, BBodSchV) for the path soil-groundwater and also below minor thresholds of concern for groundwater of the German Working Group on water issues of the Federal States and the Federal Government (LAWA). Results of drainage water investigations were supported by investigations of the applied mineral fertilizers and random analysis of the two considered soils.

*Keywords:* Heavy metals and arsenic, Fertilizer, Soil tillage, Tile drainage

## Einleitung

Während die Belastung von organischen und mineralischen Düngemitteln mit Schwermetallen und Arsen in der Literatur häufig diskutiert wird, liegen vergleichsweise weniger Informationen über die Konzentration dieser Elemente im Drainagewasser landwirtschaftlich genutzter Flächen vor. Daher wurde untersucht, ob sich das Spektrum von im Dünger enthaltenen Metallen im Sickerwasser der gedüngten Flächen nachweisen lässt und wie hoch die Konzentrationen sind.

## Material und Methoden

Die Feldversuche erfolgten auf zwei vergleichbar großen (~24 ha), aneinander angrenzenden Schlägen, in der nördlichen Altmark/Sachsen-Anhalt. Nähere Informationen zu Bodenbeschaffenheit, Drainage der Flächen und Probenahme sind in Bednorz et al. 2016 beschrieben.

Schwermetalle und Arsen wurden nach  $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ -Mikrowellenaufschluss mittels Massenspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-MS) bestimmt.

Um festzustellen, ob sich über die Düngung eingetragene Mineral- und Nährstoffe sowie Schwermetalle im Sickerwasser wiederfinden, wurde eine Clusteranalyse der Variablen unter Nutzung des Programmpaketes STATISTICA (Version 13) vorgenommen. In die Berechnung wurden nur diejenigen Parameter einbezogen, deren Konzentrationen bei mehr als 25% der Einzelproben oberhalb der Bestimmungsgrenze der Methode lagen.

## Ergebnisse und Diskussion

Die im Sickerwasser beider Schläge gemessenen Elementkonzentrationen waren vergleichsweise gering (*Tabelle 1*). Die Medianwerte aller untersuchten Parameter lagen

<sup>1</sup> Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Departments Fließgewässerökologie und Seenforschung, Brückstraße 3a, D-39114 MAGDEBURG

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

<sup>3</sup> Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen-Anhalt (LLG), Strenzfelder Allee 22, D-06406 BERNBURG

<sup>4</sup> Martin Luther University Halle-Wittenberg, Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften, Betty-Heimann-Straße 5, D-06120 HALLE

\* Ansprechpartner: Dr. Martina Baborowski, martina.baborowski@ufz.de

**Tabelle 1: Median, Maximum- und Minimumwerte (in µg/L) im Sickerwasser der untersuchten Schläge (2013 bis 2014) im Vergleich zu Vorgaben der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) 1999\*) sowie Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) 2004\*\*).**

Parameter	Schlag	2013				2014				Prüfwert (Pfad Boden- Grundwasser*)	Geringfügigkeits- schwellenwert Grundwasser**)
		Median	Min	Max	n	Median	Min	Max	n		
Al	I	25.0	6.0	6650	204	25.0	6.0	376	161	-	-
	II	25.0	<50	16400	153	25.0	6.0	1590	254	-	-
As	I	0.3	0.2	20.4	204	0.3	0.2	2.4	161	10	10
	II	0.3	<0.5	11.4	153	0.4	0.2	2.1	254	-	-
B	I	12.0	1.0	69.0	204	6.0	2.5	82.0	161	-	740
	II	30.6	<10	73.0	153	32.0	10.0	60.0	254	-	-
Ba	I	82.0	50.0	1580	204	82.0	51.0	136.0	161	-	340
	II	83.0	55.0	614.0	153	80.0	55.0	182.0	254	-	-
Cd	I	0.1	<0.2	3.4	204	<0.2	<0.2	13.9	161	5	0.5
	II	<0.2	<0.2	1.2	153	<0.2	<0.2	1.5	254	-	-
Co	I	0.2	0.1	9.1	204	0.1	0.1	0.5	161	50	8
	II	0.2	<0.4	13.3	153	0.3	0.1	1.2	254	-	-
Cr	I	0.4	0.2	19.1	204	0.8	0.2	14.3	161	50	7
	II	0.4	<0.5	59.8	153	0.7	0.2	4.7	254	-	-
Cu	I	2.4	0.5	18.6	204	2.9	0.9	18.0	161	50	14
	II	3.1	1.6	30.9	153	3.8	2.1	37.4	254	-	-
Fe	I	612.0	53.0	275000	204	776	32.0	12600	161	-	-
	II	41.0	12.5	47900	153	44.0	12.0	2550	254	-	-
Mn	I	66.0	3.6	18900	204	87.0	4.0	582.0	161	-	-
	II	10.0	<20	2680	153	10.0	4.0	83.0	254	-	-
Mo	I	0.4	0.2	3.3	204	0.5	0.3	11.9	161	50	35
	II	0.4	<0.7	2.3	153	0.4	0.2	0.9	254	-	-
Ni	I	2.0	0.2	18.6	204	2.0	0.7	32.5	161	50	14
	II	2.0	0.5	32.4	153	2.4	1.4	6.4	254	-	-
Pb	I	0.3	<0.3	35.5	204	0.6	0.2	5.7	161	25	7
	II	0.3	<0.5	83.0	153	0.3	0.2	17.4	254	-	-
Sb	I	0.2	0.1	7.2	204	0.2	0.1	2.0	161	10	5
	II	0.2	<0.3	2.1	153	0.2	0.1	7.3	254	-	-
U	I	0.3	0.2	5.7	204	0.3	0.2	2.2	161	-	-
	II	1.4	0.9	5.8	153	1.5	0.9	2.3	254	-	-
V	I	0.4	0.1	40.2	204	0.3	0.1	2.4	161	-	(4)
	II	0.5	<0.3	82.6	153	0.7	0.3	7.2	254	-	-
Zn	I	7.0	<2.5	79.0	204	22.0	2.5	317.0	161	500	58
	II	13.0	<5.0	131.0	153	13.0	3.0	168.0	254	-	-

unterhalb der Prüfwerte der Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV, 1999) sowie unterhalb der für diese Elemente vorgeschlagenen Geringfügigkeitsschwellenwerte für den Pfad Boden-Grundwasser (LAWA 2004). Die Konzentrationen aller untersuchten Elemente zeigten deutliche Schwankungen im Jahresverlauf, wobei die Prüfwerte und Geringfügigkeitsschwellenwerte nur von 2,6 % der Maximalwerte bei 11 von 17 untersuchten Elementen überschritten wurden. Bei neun von 17 Elementen wurden im Jahresverlauf häufig Konzentrationen in der Nähe bzw. unterhalb der Bestimmungsgrenze der analytischen Methode gemessen. Wenn Prüfwertverletzungen bzw. Überschreitungen der Geringfügigkeitsschwellenwerte auftraten, waren mehrere Elemente gleichzeitig betroffen, ohne dass das einem Einfluss der Düngung zugeordnet werden konnte. Die niedrigen Gehalte von Schwermetallen und Arsen im eingesetzten Dünger im Vergleich zu anderen in der Bundesrepublik Deutschland handelsüblichen Düngemitteln (Kratz et al. 2016) sowie geringe Gehalte in Stichproben der untersuchten Böden unterstützen die Plausibilität der Ergebnisse der Sickerwasseruntersuchungen.

Nach Clusteranalyse der im Sickerwasser untersuchten Variablen trennten sich Nährstoffe und Metalle voneinander ab (Abbildung 1 und 2). Das lässt den Schluss zu, dass für

den Eintrag von Nährstoffen und Metallen unterschiedliche Quellen wirksam waren.

## Schlussfolgerungen

Die Belastung des Sickerwassers mit Schwermetallen und Arsen war geringer als erwartet. Die Abtrennung von Nährstoffen und Metallen in der Clusteranalyse deutet darauf hin, dass im Falle der untersuchten Flächen die bisherige, über einen längeren Zeitraum angewendete Bodenbewirtschaftung und Düngung keine erhöhten Konzentrationen von Schwermetallen und Arsen im Sickerwasser zur Folge hatte. Zukünftige Management-Praktiken sollten darauf ausgerichtet sein, diesen Zustand zu erhalten, was u.a. auch eine sorgfältige Auswahl des eingesetzten Düngers beinhalten muss.

## Danksagung

Die Untersuchungen wurden mit Mitteln der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) (Förderkennzeichen 31086) gefördert. Probenahme und Analytik erfolgten in den UFZ-Departments Bodenphysik, Fließgewässerforschung und Analytik. Wir danken dem Vorstandsvorsitzenden der Agrar-Genossenschaft „Altmärkische Höhe“ e.G. Lückstedt, Herrn

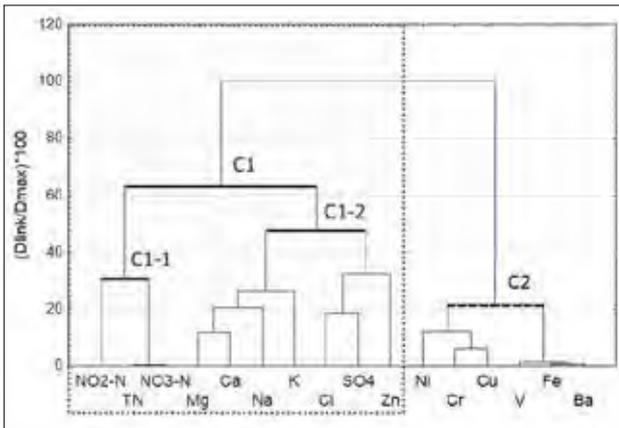


Abbildung 1: Clusteranalyse für 16 Variablen im Sickerwasser von Schlag I.

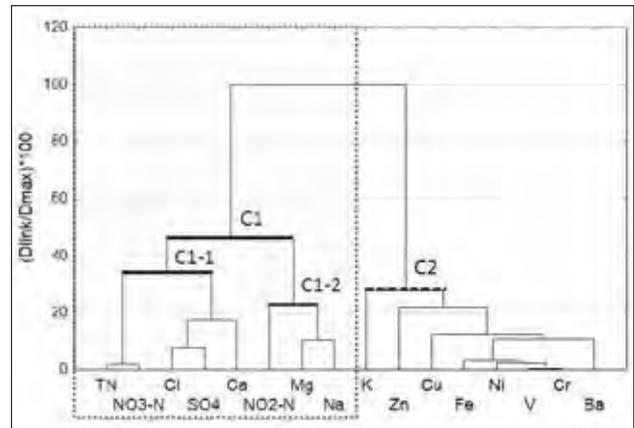


Abbildung 2: Clusteranalyse für 16 Variablen im Sickerwasser von Schlag II.

Dipl.-Agr.-Ing. F. Wiese, für die Unterstützung bei den Felduntersuchungen.

## Literatur

BBodSchV (1999) Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. BGBl. I: S. 1554.

Bednorz D., Tauchnitz N., Christen O., Rupp H., Meissner R. (2016) The impact of soil heterogeneity on nitrate dynamic and losses in tile-drained arable fields. *Water Air and Soil Pollution* 227:395 (doi:10.1007/s11270-016-3095-5).

LAWA (2004) Methodik und Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für das Grundwasser (Stand 02.09.2003). Länderarbeitsgruppe Wasser (LAWA), Unterausschuss Geringfügigkeitsschwellen“, 20 S. (Anhang 195 S.).

Kratz S., Schick J., Schnug E. (2016) Trace elements in rock phosphates and P containing mineral and organo-mineral fertilizers sold in Germany. *Science of the Total Environment* 542, 1013 – 1019.

Tauchnitz N., Bischoff J., Schrödter M., Rupp H., Meissner R. (2014) Nährstoffausträge aus landwirtschaftlichen Nutzflächen über den Drainagepfad. *Wasserwirtschaft* 104 (12) 36 – 41.



# Gekoppelte Modellierung von Wasser, Wärme und Dampfströmen in wägbaren Lysimetern unter ariden Bedingungen

Sascha C. Iden<sup>1\*</sup>, Daniela Reineke<sup>1,2</sup>, Jeremy Koonce<sup>3</sup>, Markus Berli<sup>3</sup> und Wolfgang Durner<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Die Vorhersage der Grundwasserneubildung in ariden und semiariden Gebieten mit Simulationsmodellen erfordert eine genaue Simulation der realen Verdunstung. Durch geringe Bodenwassergehalte und geringe latente Wärmeströme entstehen im nicht bewachsenen Boden starke, zeitlich veränderliche Temperaturgradienten, welche Dampfströme im Boden antreiben. Die starke oberflächennahe Temperaturdynamik muss möglichst genau modelliert werden, um die reale Evaporation simulieren zu können. In diesem Beitrag analysieren wir die Flüsse von Wasser, Wasserdampf und Wärme in einem großen wägbaren Lysimeter in der Mojave Wüste in Nevada unter Nutzung eines gekoppelten Modells, welches durch meteorologische Messdaten als Randbedingung angetrieben wird und die Energiebilanz der Bodenoberfläche löst. Die Lysimeterdaten wurden sowohl für die Identifikation effektiver bodenhydraulischer Funktionen als auch für die Modellvalidierung in einem unabhängigen Zeitraum genutzt. Das gekoppelte Modell lieferte in einem Validierungszeitraum eine gute Vorhersage der lokalen Wassergehalte, der Bodentemperaturen und der realen Evaporation. Die Differenz zwischen der gemessenen und der durch das Prozessmodell vorhergesagten Evaporation betrug lediglich 5 %.

*Schlagerörter:* Reale Evaporation, inverse Modellierung, Parameteridentifikation, Wasserflüsse zwischen Boden und Atmosphäre, Validierung

## Summary

The prediction of groundwater recharge in arid and semiarid regions with numerical models requires an accurate simulation of actual evaporation. Low soil water contents and small fluxes of latent heat between soil and atmosphere result in pronounced, transient temperature gradients in the topsoil, which drive thermal vapor fluxes. The strong temperature dynamics in the topsoil must be modelled accurately to correctly predict evaporation from bare soil. We have analyzed the fluxes of water, water vapor, and heat in a large weighing lysimeter in the Mojave desert, Nevada, with a coupled model which is driven by meteorological data as boundary conditions and which solves the surface energy balance. Lysimeter data were used to identify effective soil hydraulic properties and to validate the coupled model within an independent time period. In the validation period, the coupled model predicted the moisture and temperature dynamics in the soil profile very well. More importantly, the difference between the cumulative actual evaporation measured with the lysimeter and the model-predicted cumulative evaporation was only 5 %.

## Einleitung

In ariden und semiariden Gebieten spielt die Evaporation aus dem nicht mit Pflanzen bewachsenen Boden eine große Rolle für die Energiebilanz der Erdoberfläche und die Frage, ob Grundwasserneubildung in nennenswertem Maß stattfindet. Der Einfluss der Evaporation auf die Energiebilanz und somit das Temperaturregime des Bodens hat eine Vielzahl ökologischer Implikationen. Durch die geringen Bodenwassergehalte und die hiermit verbundenen geringen latenten Wärmeströme entstehen im nicht bewachsenen Boden oberflächennah starke, zeitlich veränderliche Gradienten der Bodentemperatur, welche temperaturinduzierte Flüsse von Wasserdampf (im Folgenden: „Dampf“) verursachen. Die modellbasierte Vorhersage der realen Evaporation kann daher nur durch eine

Berücksichtigung des komplexen Wechselspiels zwischen Wasser-, Wärme und Dampfströmen erfolgen. Eine korrekte Modellierung der Oberflächentemperatur und des Wasserpotenzials an der Bodenoberfläche ist hierbei entscheidend, da der Wasserdampfdruck an der Oberfläche die Intensität des Austauschs latenter Wärme zwischen Boden und bodennaher Atmosphäre stark beeinflusst. In diesem Beitrag illustrieren wir die gekoppelte Modellierung von Wasser-, Wärme und Dampfströmen in einem wägbaren Großlysimeter in der Mojave-Wüste in Nevada mit einem numerischen Modell, welches die Energiebilanz der Oberfläche löst und durch meteorologische Daten angetrieben wird. Die Lysimeterdaten dienen hierbei (i) der Identifikation effektiver bodenhydraulischer Eigenschaften durch inverse Modellierung und (ii) der Validierung des Modells in einem unabhängigen Zeitraum.

<sup>1</sup> Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig, Institut für Geoökologie, Abteilung Bodenkunde und Bodenphysik, Langer Kamp 19c, D-38106 BRAUNSCHWEIG

<sup>2</sup> Department of Land, Air, and Water Resources, University of California, Davis, CA

<sup>3</sup> Desert Research Institute (DRI), Division of Hydrological Sciences, Las Vegas, NV

\* Ansprechpartner: Dr. Sascha Christian Iden, s.iden@tu-braunschweig.de

## Materialien und Methoden

### Lysimetermessung

Die in dieser Untersuchung verwendeten Messdaten wurden im Rahmen des Forschungsprojekts SEPHAS („Scaling Environmental Processes in Heterogeneous Arid Soils“) am Desert Research Institute (DRI) in Las Vegas erhoben und in Zusammenarbeit mit der Abteilung Bodenkunde und Bodenphysik am Institut für Geoökologie der TU Braunschweig ausgewertet und numerisch modelliert. Die Daten entstammen einer Messkampagne an einem großen wägbaren Lysimeter (3 m Länge, 4 m<sup>2</sup> Fläche) in der Mojave Wüste, Nevada. Das Lysimeter enthält einen homogenisierten und gepackten Wüstenboden (19% Kies, 94% Sand in der Feinbodenfraktion) und ist mit insgesamt 152 Sensoren zur Messung lokaler Wassergehalte (TDR), Matrixpotenziale (Wärmedissipationssensoren, HDU) und Bodentemperaturen instrumentiert. Die Zeitreihe der Lysimetermasse (Auflösung 15 min) wurde zunächst manuell und halb-automatisch korrigiert, um tägliche Flüsse über

den oberen Rand (Niederschlag, reale Evaporation) mit einer Auflösung von umgerechnet 0,02 mm zu bestimmen. Das Lysimeter war im betrachteten Zeitraum vom 01.01.2009 bis 31.12.2011 nicht mit Pflanzen bewachsen.

### Meteorologische Daten

Abbildung 1 gibt einen Überblick über die auf dem Gelände gemessenen meteorologischen Daten Nettostrahlung (NR-LITE Net Radiometer, Campbell Scientific), Lufttemperatur und Luftfeuchte (HMP45C Campbell Scientific), Windgeschwindigkeit (Anemometer CSAT3, Campbell Scientific) und Niederschlag (Kippwaage TE525WS-L, Campbell Scientific). Die Instrumentierung ermöglicht die Bestimmung der Flüsse von fühlbarer und latenter Wärme mit der Eddy-Kovarianz-Methode. Die in *Abbildung 1* (unten) gezeigten potenziellen Evaporationsraten wurden mit der Penman-Monteith-Gleichung mit einem Oberflächenwiderstand von Null berechnet. Es wird deutlich, dass die reale Verdunstung permanent sehr viel geringer ist als die potenzielle und dass die mit dem Lysimeter bestimmte

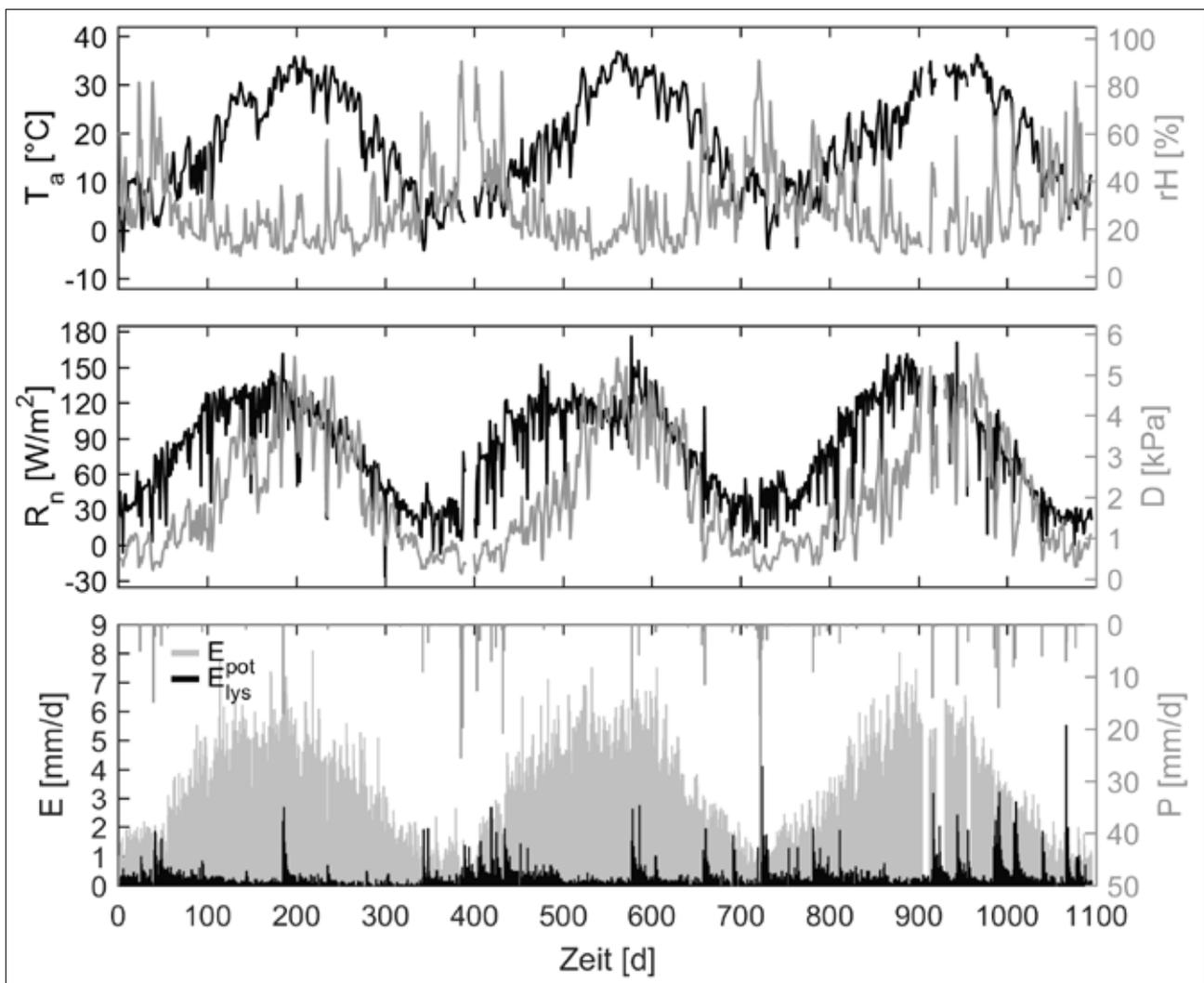


Abbildung 1: Gemessene meteorologische Daten an der SEPHAS Lysimeterstation und die mit dem Lysimeter bestimmten täglichen Verdunstungsraten ( $E_{lys}$ ) und Niederschläge (P) sowie die potenziellen Evaporationsraten nach Penman-Monteith ( $E_{pot}$ , Oberflächenwiderstand  $r_s=0$ ).  $T_a$ : Lufttemperatur, rH: relative Luftfeuchte,  $R_n$ : Nettostrahlung, D: Sättigungsdefizit, E: Evaporation, P: Niederschlag.

Evaporation sehr deutlich auf Niederschlagsereignisse reagiert. Ca. 70 % der Evaporation erfolgt in den ersten 7 Tagen nach dem letzten Tag mit Niederschlag (Reineke 2016). Die gezeigten Daten Nettostrahlung ( $R_n$ ), Luftfeuchte (rH) und Lufttemperatur ( $T_a$ ) wurden als Eingangsdaten für die numerische Modellierung verwendet.

### Modellierung und Parameteridentifikation

Bodenhydraulische Eigenschaften haben einen großen Einfluss auf die Evaporationsrate in der zweiten Phase der Evaporation, in welcher die reale Evaporation geringer ist als die durch die meteorologischen Bedingungen definierte potenzielle Evaporation. Für größere Bodenkörper ist eine zuverlässige Bestimmung der effektiven hydraulischen Eigenschaften nicht durch Labormethoden an kleinen Bodensäulen möglich, sondern muss durch inverse Identifikation am interessierenden System erfolgen. Zu diesem Zweck wurde ein Kalibrationszeitraum definiert, in dem die effektiven hydraulischen Eigenschaften durch inverse Simulation ermittelt wurden. Für die numerische Lösung der Richardsgleichung kam das Programmwerkzeug Hydrus-1D (Simunek et al. 2008, 2016) zum Einsatz, für die Parameterbestimmung eine selbst entwickelte Software, welche die nach dem Kleinstes-gewichtete-Quadrate-Kriterium formulierte Zielfunktion iterativ minimiert. Die Daten in der Zielfunktion waren Wassergehalte und Matrixpotenziale in verschiedenen Bodentiefen und der kumulierte Fluss über den oberen Rand.

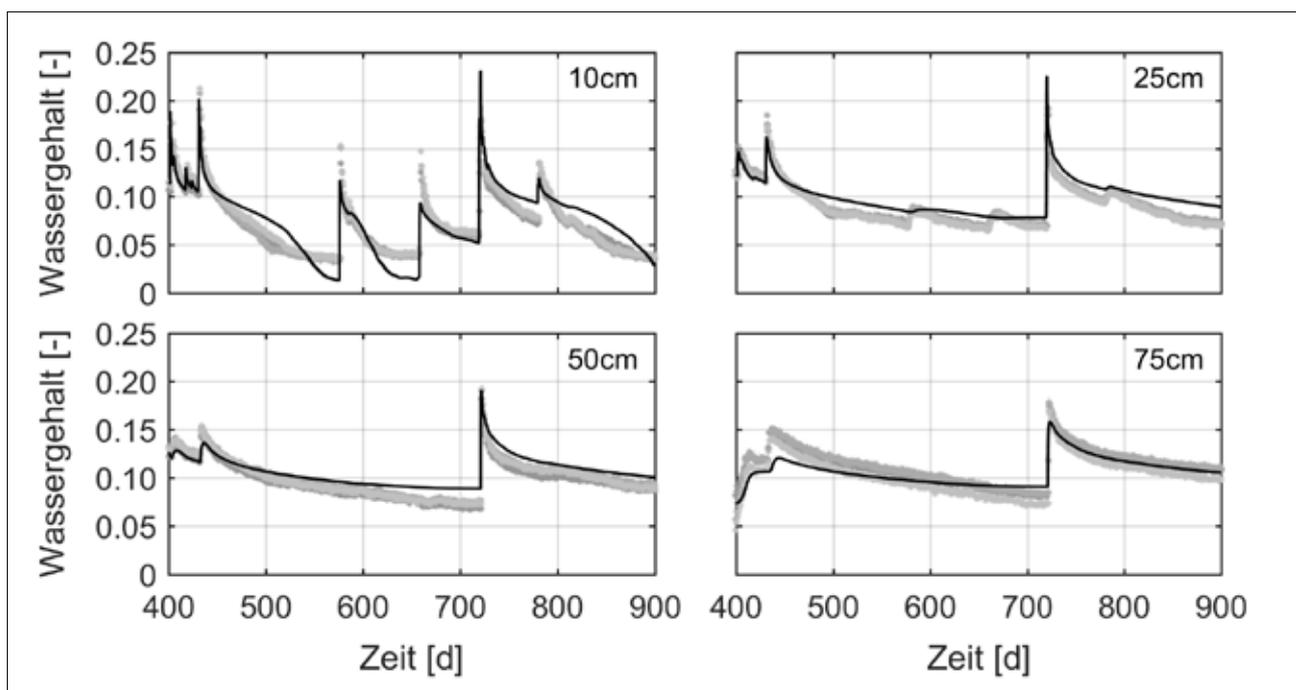
In einem Validierungszeitraum wurden anschließend die Flüsse von Wasser, Wärme und Wasserdampf im Großlysimeter numerisch simuliert. Die Simulation erfolgte wiederum mit Hydrus-1D, welches in diesem Fall das Modell von Saito et. al (2006) numerisch löst. Das Modell berücksichtigt folgende Flüsse (Philip und de Vries 1957, Milly 1982):

- flüssiges Wasser, angetrieben durch Gradienten im hydraulischen Potenzial und der Bodentemperatur,
- Wasserdampf, angetrieben durch Gradienten im hydraulischen Potenzial und der Bodentemperatur,
- fühlbare und latente Wärme, transportiert durch molekulare Wärmeleitung und die Flüsse von Wasser und Wasserdampf.

Am oberen Rand wird das Modell durch meteorologische Randbedingungen angetrieben und löst die Energiebilanz der Bodenoberfläche. Die Flüsse von fühlbarer und latenter Wärme werden durch einen Widerstandsansatz parametrisiert und der aerodynamische Widerstand durch Anwendung der Ähnlichkeitstheorie nach Monin-Obukhov (MOST) unter Berücksichtigung der atmosphärischen Schichtung berechnet.

### Ergebnisse und Diskussion

Die *Abbildung 2* zeigt die gemessenen und simulierten Bodenwassergehalte in vier Bodentiefen im Validierungszeitraum. Zu beachten ist, dass die Bodenwassergehalte in vier Quadranten des Lysimeters gemessen wurden (Grautöne) und eine bemerkenswerte Übereinstimmung untereinander aufweisen. Die zeitliche Dynamik der Bodenwassergehalte wird insgesamt sehr gut durch das Modell nachvollzogen, insbesondere die Ankunft der Feuchtestfront nach ca. 720 Tagen wird sehr gut getroffen. Es wird jedoch auch deutlich, dass die Unterschiede in der Tiefe 10 cm relativ ausgeprägt sind. *Abbildung 3* zeigt in analoger Form die Bodentemperaturen in vier Bodentiefen. Hierbei ist zu beachten, dass als Randbedingung für den Wärmehaushalt des Bodens keine Temperatur am oberen Rand vorgegeben wurde, sondern die Energiebilanz gelöst wurde. In Anbetracht dessen, ist die Übereinstimmung zwischen Messung und Modell



**Abbildung 2:** Gemessene volumetrische Wassergehalte (Grautöne, vier Quadranten) in den oberen vier Messtiefen und die mit dem Modell vorhergesagten Wassergehalte im Validierungszeitraum.

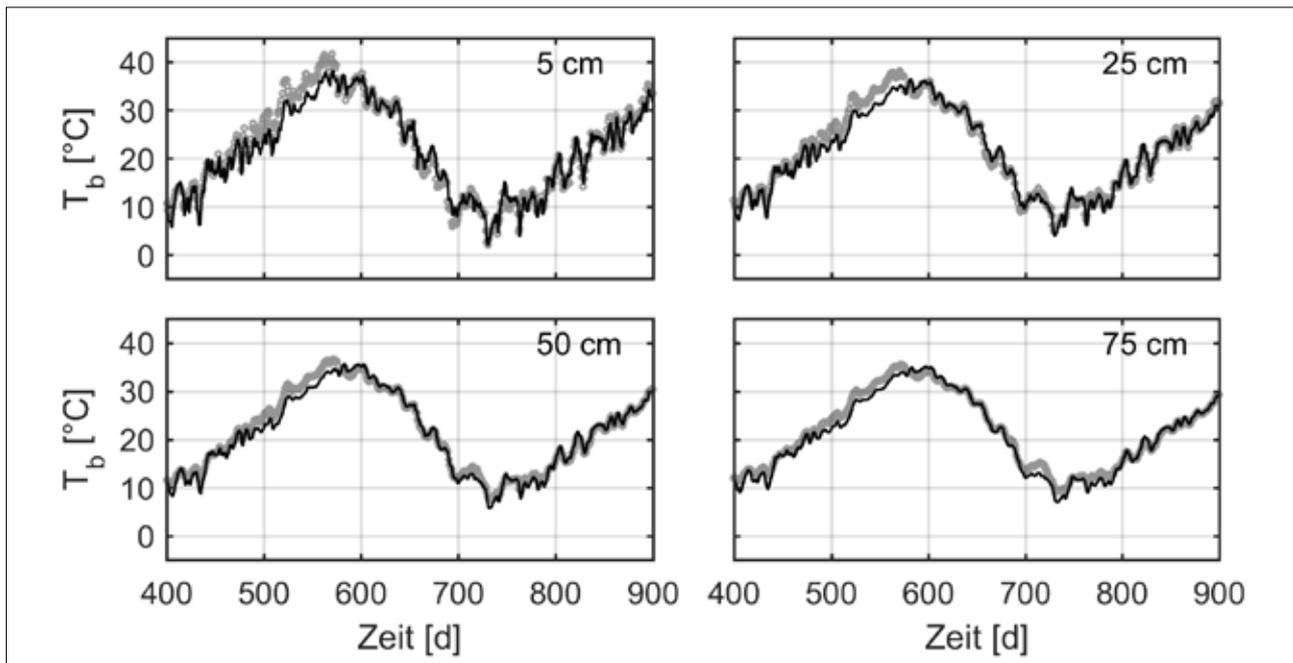


Abbildung 3: Gemessene Bodentemperaturen in den oberen vier Messtiefen und die mit dem Modell vorhergesagten Wassergehalte im Validierungszeitraum.

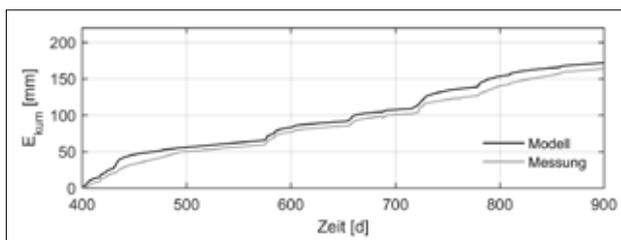


Abbildung 4: Vergleich von vorhergesagter und gemessener kumulierter Evaporation  $E_{\text{kum}}$  im Validierungszeitraum.

im Validierungszeitraum, insbesondere ab dem Tag 600, hervorragend. Im Erwärmungszeitraum zwischen Tag 400 und 600 ergeben sich teilweise deutliche systematische Abweichungen in allen Bodentiefen, die nicht erklärt werden können.

Die Abbildung 4 zeigt die am Lysimeter gemessene und mit dem gekoppelten Modell vorhergesagte kumulierte Evaporation (kein Fit!). Die Übereinstimmung zwischen Modell und Messung im Validierungszeitraum ist insgesamt sehr gut. Im Zeitraum von 400 bis 580 Tagen ist die Übereinstimmung weniger gut und die zeitliche Dynamik von Messung und Simulation weicht voneinander ab. Ab dem Tag 500 wird die Dynamik der am Lysimeter gemessenen Evaporation jedoch sehr gut nachvollzogen. Die Abweichung zwischen Messung und Modell über den gesamten Validierungszeitraum von 500 Tagen beträgt lediglich 5 % (Modell: 172 mm, Messung: 164 mm).

Die durch inverse Modellierung identifizierten hydraulischen Funktionen sind in Abbildung 5 dargestellt. Die Funktionen wurden mit dem sog. Peters-Durner-Iden-Modell (PDI) parametrisiert (Peters 2013, Iden und Durner 2014, Peters 2014). Anders als klassische hydraulische Funktionen, z.B. nach van Genuchten oder Brooks und Corey, beschreibt das PDI-Modell eine Retentionskurve, welche

bei Ofentrockenheit (Matrixpotenzial ca.  $-10^{6.8}$  cm) den Wassergehalt Null annimmt. Die hydraulische Leitfähigkeit besteht aus den beiden Komponenten kapillare Leitfähigkeit und Leitfähigkeit in an der Bodenmatrix sorbierten Wasserfilmen. Laboruntersuchungen, z.B. mit der vereinfachten Verdunstungsmethode nach Schindler, haben gezeigt, dass die hydraulische Leitfähigkeitsfunktion sandiger Böden mit klassischen Funktionen, welche den Filmfluss nicht berücksichtigen, nicht korrekt beschrieben werden kann. In der Analyse der SEPHAS-Lysimeterdaten konnten die Verdunstungsflüsse und lokalen Wassergehalte ohne die Berücksichtigung des Filmflusses ebenfalls nicht beschrieben werden (nicht gezeigt). Dies ist ein erster Beleg für die Notwendigkeit der Berücksichtigung des Filmflusses auf der Lysimeterskala. Die hydraulische Leitfähigkeitsfunktion (Abbildung 5, rechts) wird bis zu einem Matrixpotenzial von ca.  $-10^3$  cm durch den kapillaren Fluss dominiert, im trockeneren Boden dominiert der Filmfluss.

## Schlussfolgerungen

Unsere modellgestützten Untersuchungen haben gezeigt, dass die Theorie von Philip-de Vries (1957) mit korrekt parametrisierten hydraulischen Funktionen in der Lage ist, den gekoppelten Wasser-, Wärme und Dampfhaushalt eines Großlysimeters unter ariden Bedingungen mit hoher Genauigkeit in einem Validierungszeitraum zu beschreiben. Dies ist von großer wissenschaftlicher Bedeutung, weil die Validierung bzw. Falsifikation dieser Theorie bislang nur wenig Aufmerksamkeit erlangt hat (Novak 2016). Hierbei ist es wichtig zu betonen, dass eine fehlerhafte Parametrisierung der bodenhydraulischen Funktionen zu der falschen Schlussfolgerung führen kann, die Theorie sei fehlerhaft und somit abzulehnen. Die Evaporation aus dem nicht bewachsenen Großlysimeter wurde im Validierungszeitraum mit einer Genauigkeit von 5 % mit dem Modell simuliert. Zusätzlich wurden die lokalen Wassergehalte

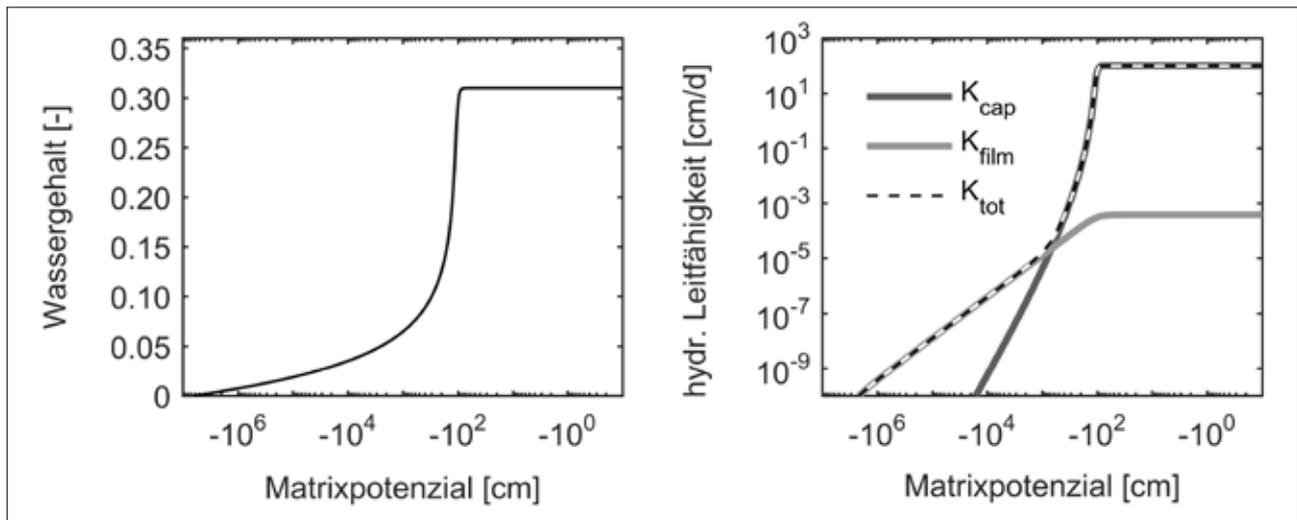


Abbildung 5: Identifizierte bodenhydraulische Funktionen. Die hydraulische Leitfähigkeit ( $K_{tot}$ ) besteht aus den Komponenten kapillare Leitfähigkeit ( $K_{cap}$ ) und Leitfähigkeit in Filmen und Ecken ( $K_{film}$ ).

und die Bodentemperaturen weitestgehend gut mit dem Modell beschrieben. Mögliche Fehlerquellen resultieren aus der Tatsache, dass die Nettostrahlung nicht am Lysimeter gemessen wurde. Da der Boden im Lysimeter nicht direkt am Standort entnommen wurde und der Standort teilweise bebaut ist, können mögliche Unterschiede in der Albedo zu Fehlern in der gemessenen Nettostrahlung führen. Dies ist ein Erklärungsansatz für die bislang unbefriedigende Leistungsfähigkeit des Modells im ersten Viertel des Validierungszeitraums. Eine weitere Fehlerquelle ist die Abbildung des turbulenten Austauschs von latenter und fühlbarer Wärme im Modell. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die MOST der Standardansatz für Modelle des Boden-Atmosphäre-Austauschs ist und auch die Grundlage für die Messung der Verdunstung auf größeren Skalen (LIDAR bzw. LAS) bildet (Wang et al. 2012).

## Literatur

- Iden S.C., Durner W. (2014) Comment on "Simple consistent models for water retention and hydraulic conductivity in the complete moisture range" by A. Peters, *Water Resources Research*, 50, doi:10.1002/2014WR015937.
- Milly P.C.D. (1982) Moisture and heat transport in hysteretic, inhomogeneous porous media: A matric-head based formulation and a numerical model, *Water Resources Research*, 18(3), 489–498, doi: 10.1029/WR018i003p00489.
- Novak M.D. (2016) Importance of soil heating, liquid water loss, and vapor flow enhancement for evaporation, *Water Resources Research*, 52, 8023–8038, doi:10.1002/2016WR018874.
- Peters A. (2013) Simple consistent models for water retention and hydraulic conductivity in the complete moisture range, *Water Resources Research*, 49(10), 6765–6780, doi:10.1002/wrcr.20548.
- Peters A. (2014) Reply to comment by S. Iden and W. Durner on "Simple consistent models for water retention and hydraulic conductivity in the complete moisture range," *Water Resources Research*, 50, doi:10.1002/WR016107.
- Philip J.R., de Vries D.A. (1957) Moisture movement in porous materials under temperature gradients, *Trans. Am. Geophys. Union*, 38(2), 222–232.
- Reineke D. (2016) Numerical simulation of water, heat and vapor flow in weighable lysimeters under arid conditions, Masterarbeit, Institut für Geoökologie, Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig.
- Saito H., Simunek J., Mohanty B. (2006) Numerical Analysis of Coupled Water, Vapor, and Heat Transport in the Vadose Zone, *Vadose Zone Journal*, 5, 784–800, doi:10.2136/vzj2006.0007.
- Šimunek J., van Genuchten M.T., Šejna M. (2008) Development and Applications of the HYDRUS and STANMOD Software Packages and Related Codes, *Vadose Zone Journal*, 7(2), 587–600, doi:10.2136/vzj2007.0077.
- Šimunek J., van Genuchten M.T., Šejna M. (2016) Recent Developments and Applications of the HYDRUS Computer Software Package, *Vadose Zone Journal*, 15(7), 25, doi:10.2136/vzj2016.04.0033.
- Wang K., Dickinson R.E. (2012) A review of global terrestrial evapotranspiration: observation, modelling, climatology, and climatic variability, *Rev. of Geophysics*, 50, 1–54, doi:10.1029/2011RG000373.



# TERENO-SOILCan - Management eines deutschlandweiten Lysimemeternetzwerkes

Werner Küpper<sup>1\*</sup>, Jannis Groh<sup>1</sup>, Leander Fürst<sup>1</sup>, Philipp Meulendick<sup>1</sup>,  
Harry Vereecken<sup>1</sup> und Thomas Pütz<sup>1</sup>

## Einleitung

Im Rahmen von TERENO (**TER**restrial **EN**vironmental **O**bservatories) wurden vier Observatorien zur Langzeitbeobachtung in Regionen Deutschlands eingerichtet, welche negativ vom Klimawandel betroffen sein werden (Glaser 2008). Um den erwarteten Klimawandel zu simulieren, wurden Lysimeter entlang eines Temperatur- und Niederschlagsgradienten innerhalb der jeweiligen Observatorien bzw. auch zwischen den Observatorien nach dem Prinzip „Space for Time“ versetzt. Das Lysimemeternetzwerk besteht aus 132 Lysimetern an 13 verschiedenen Standorten. An den zentralen Versuchsstationen Selhausen und Bad Lauchstädt wurden Lysimeter aus allen vier Observatorien zusammengeführt.

## Ziele

Die Sensoren und Waagen jedes einzelnen Lysimeters liefern täglich rd. 6300 Messwerte. Die 6 Hexagone mit seinen 36 Lysimetern innerhalb des Observatoriums Eifel/Niederrheinische Bucht liefern zusammen täglich rd. 228.000 Messwerte. Ziel ist es:

- belastbare Werte zu generieren
- einen möglichst fehlerfreien Betrieb der Anlagen zu gewährleisten und den Ausfall von Messwerten zu vermeiden.

Die Qualität und Vollständigkeit der Daten ist dabei stark abhängig von der Güte des Lysimetermanagements, worauf in diesem Beitrag näher eingegangen werden soll.

## Material und Methoden

Bei den Lysimetern handelt es sich um monolithisch befüllte, wägbare Systeme mit 1,5 m Tiefe, 1m<sup>2</sup> Oberfläche und einer Instrumentierung mit TDR-Sonden, Tensiometern, Matrixpotentialensoren, Bodenwärmeflussensoren, CO<sub>2</sub>-

Sensoren, Saugkerzen in verschiedenen Bodentiefen, sowie einer gesteuerten unteren Randbedingung. Via VPN ist ein Remotezugriff auf die mit BUS-System ausgestatteten Geräte (wie z.B. Vakuumpumpe, Tensiometer, PumpController, DataConcentrator) oder die Kamera möglich. Dadurch können Einstellungen an diesen Geräten per Fernzugriff angepasst und Störungen mitunter zeitnah behoben werden ohne vor Ort sein zu müssen. Die Bewirtschaftung des Umlandes wird teilweise von externen Mitarbeitern (Gärtnern) durchgeführt, die mit den sensiblen Lysimeteranlagen vertraut sind und in enger Absprache mit den Technikern diverse Tätigkeiten ausführen.

## Ergebnisse

Seit Inbetriebnahme der Lysimeteranlage in 2011 ist die Datenqualität durch eine kontinuierliche Optimierung der Arbeitsabläufe, Datensichtung, Managementprotokollierung und Optimierung von einzelnen Komponenten der Lysimeteranlagen stark gestiegen (siehe *Tabelle 1*).

## Datensichtung

Um qualitativ hochwertige Daten zu erhalten, bedarf es u.a. einer täglichen Sichtung der gewonnenen Daten und eines engmaschigen Managements an den Lysimeteranlagen vor Ort. Zur täglichen Datensichtung gehört im Wesentlichen:

Kontrolle der Kamerabilder, Plausibilitätsprüfung der Wägedaten (Lysimeter und Tank), Dokumentation von Tankauslässen, Überprüfung der Unterdruckstabilität, Plausibilitätsprüfung der Sensorik und der Unteren Randbedingung, Problembehebung per Fernzugriff und Dokumentation aller relevanten Vorgänge.

## Kontrolle der Kamerabilder

Anhand der Kamerabilder lassen sich frühzeitig managementrelevante Vorgänge auf oder um die Lysimeter feststel-

**Tabelle 1: Datenqualität der Waagen (Tank und Lysimeter) für sechs Lysimeter am Prüfstandort Wüstebach in den Jahren 2012-2015.**

Lysimeter	Bad		Good		Suspicious		Missing		Tank	Bad		Good	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD		Mean	SD	Mean	SD
2012	11.9	8.6	81.1	8.6	6.9	0.0	0.1	-	2012	3.6	0.1	96.0	0.8
2013	26.2	2.8	72.4	2.3	1.4	0.8	0.0	-	2013	0.3	0.0	99.7	0.0
2014	2.6	1.1	93.0	1.0	3.3	0.5	1.1	-	2014	2.1	1.5	96.8	1.5
2015	0.9	0.3	96.6	0.3	2.4	0.0	0.0	-	2015	0.4	0.3	99.6	0.3

<sup>1</sup> Agrosphere Institute, Research Center Jülich, FZJ, D-52425 JÜLICH

\* Ansprechpartner: DI Werner Küpper, w.kuepper@fz-juelich.de

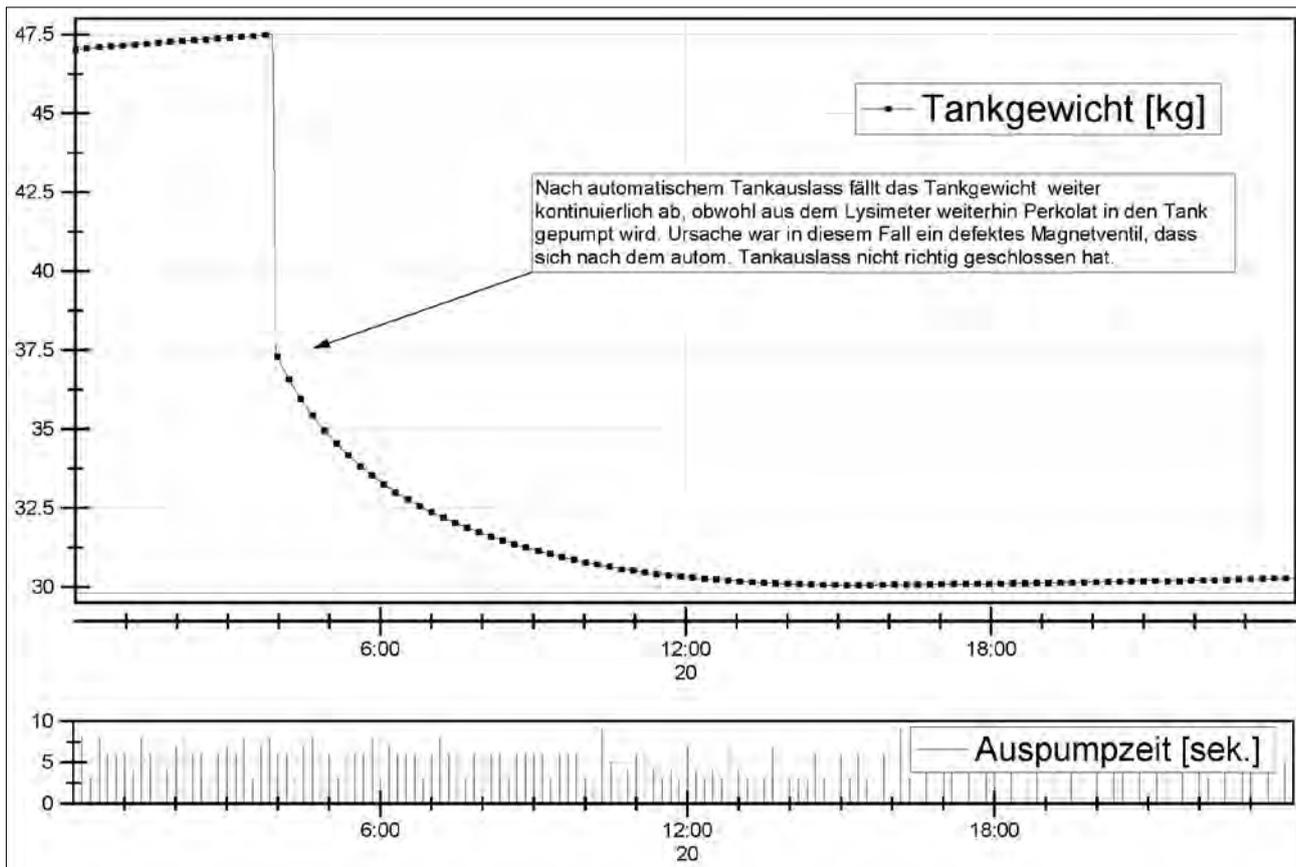


Abbildung 1: Verlauf des Tankgewichts und Pumplaufzeiten der Perkolatpumpe (Plot vom 20.11.2016 SE3-5).

len und dokumentieren. So kann beispielsweise festgestellt werden wann der Landwirt das umgebende Grünland geschnitten oder gedüngt hat, um dann entsprechend zeitnah div. Vorbereitungen für die nächste Wartungsfahrt zu treffen. Ein weiteres Beispiel ist Schneefall. Da sich eine geschlossene Schneedecke negativ auf die Wägedaten auswirkt, ist es notwendig zu wissen, wie lange der Schnee gelegen hat und ob die Schneedecke geschlossen war, um diese Daten in den Plots entsprechend zu flaggen.

### Dokumentation von Perkolatleerungen

Immer dann, wenn das Tankgewicht 47.5 kg erreicht, erfolgt eine automatische Tankleerung um 10 auf 37.5 kg. Dieses Wasser wird teilweise nochmals in Zusatztanks gesammelt, da der Wasservorrat zur Steuerung der unteren Randbedingung im Sommer sonst nicht ausreicht. Dieses in den Zusatztanks gesammelte Wasser wird regelmäßig durch Wasser der kommenden Tankausleerungen ersetzt, um so immer möglichst frisches Wasser zu bevorraten. Es wird in den Metadaten dokumentiert, welches Wasser in den Zusatztanks ist. Wird Wasser aus den Zusatztanks in den Haupttank zurückgefüllt, wird immer auch eine Wasserprobe vor und nach der Wasserspende für die Analytik entnommen.

### Plausibilitätsprüfung der Wägedaten (Lysimeter und Tank)

Zu den wichtigsten Messdaten gehören die Wägedaten der Lysimeter und der Tanks. Hier sollten die Daten täglich

kontrolliert werden. Anhand der Kontrolle können frühzeitig fehlerhafte Wägedaten erkannt und entsprechend zeitnah behoben werden. Mitunter sind fehlerhafte Wägedaten nur bei entsprechend hoher zeitlicher Auflösung erkennbar (z.B. in einem Sichtfenster von 1-10 Minuten). D.h. es ist notwendig sich Tagesverläufe auch auf wenige Minuten oder Stunden anzuschauen. *Abbildung 1* zeigt hier z.B. eine Undichtigkeit am Tanksystem, bei der das Wasser nur sehr langsam dem System entweicht. Andere Unregelmäßigkeiten sind wiederum nur an Tages- oder Langzeitplots und/oder im Vergleich zu den parallel gemessenen Lysimeterdaten sichtbar. Da die Datenqualitätsprüfung mit Flags meist erst mehrere Wochen später erfolgt, ist eine möglichst lückenlose Dokumentation (siehe *Tabelle 2*) aller relevanten Vorgänge notwendig, um auffällige Messdaten zu erklären und entsprechend zu flaggen.

### Überprüfung der Unterdruckstabilität

In jedem Lysimeter sind in 10, 30 und 50 cm Bodentiefe Saugkerzen installiert. An diesen Saugkerzen liegt zur Gewinnung von Bodenlösungsproben ein permanenter Unterdruck von -100 hPa an. Bei der täglichen Datensichtung kann überprüft werden, ob der Unterdruck konstant ist oder evtl. durch Lufteintritt an der Saugkerze bzw. sonstige Leckagen einbricht (z.B. Deckel der Probeflasche nicht dicht verschlossen). Insbesondere in den Sommermonaten kann es vorkommen, dass der Lufteintrittspunkt der Saugkerze (-1000 hPa) erreicht wird, die Saugkerze Luft zieht und damit der Unterdruckkreislauf zusammenbricht. In diesem

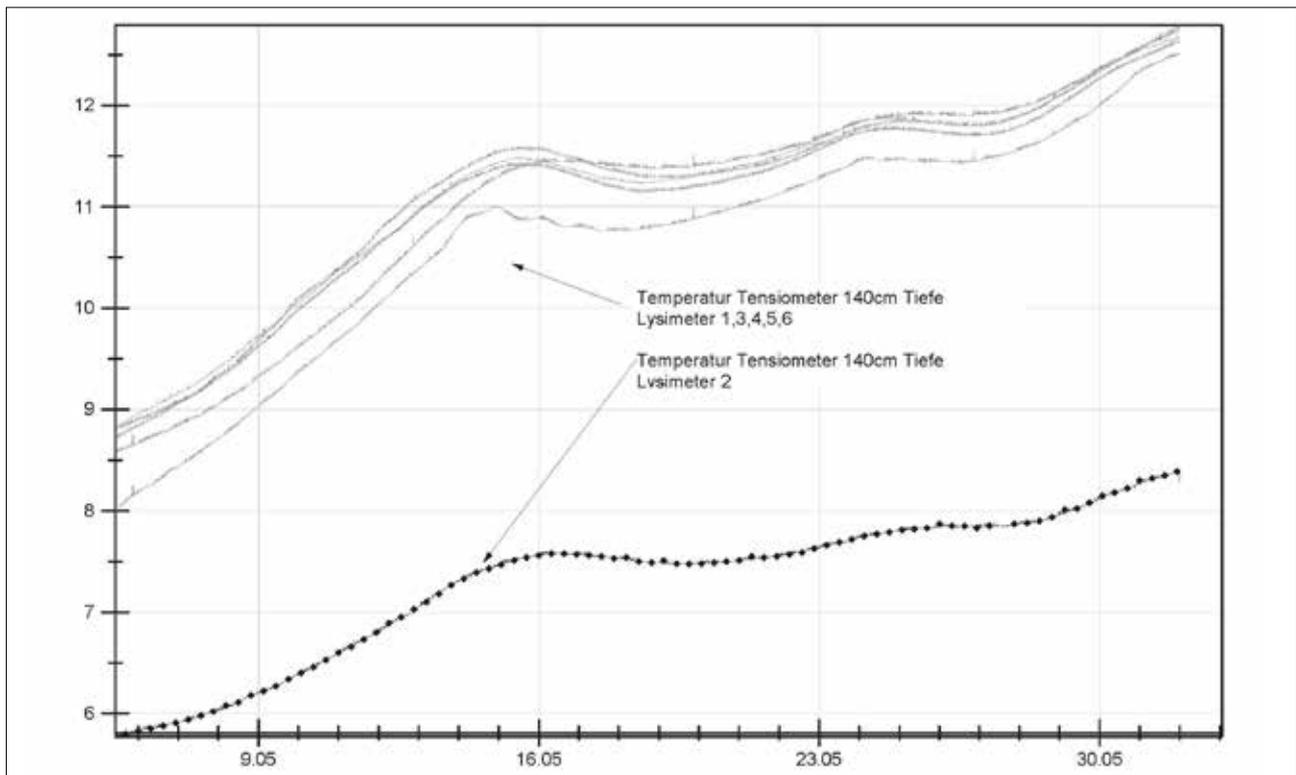


Abbildung 2: Temperaturkurven (°C) im Vergleich (Plot von 05.2016 in SE4).

Fall werden einzelne Saugkerzen vom Unterdruckkreislauf bis auf weiteres abgeklemmt. Dies gewährleistet, dass sich der Unterdruck stabilisiert, Bodenlösung wieder entnommen werden kann und gleichzeitig die Vakuumpumpe geschont wird.

### Remotezugriff

Via VPN ist ein Zugriff auf die mit BUS-System ausgestatteten Geräte (wie z.B. Vakuumpumpe, Tensiometer, PumpController, DataConcentrator) oder die Kamera möglich. Dadurch können Einstellungen an diesen Geräten per Fernzugriff angepasst und Störungen mitunter behoben werden ohne vor Ort sein zu müssen. Beispielsweise können so notwendige Einstellungen am PumpController für eine optimierte Steuerung der unteren Randbedingung zeitnah durchgeführt und bei Bedarf angepasst werden.

### Plausibilitätsprüfung der Sensorik (TDR, TS1, CO2, MPS, HFP, Temperatur, etc.)

Durch die tägliche Sichtung der Daten können Sensorausfälle oder auffällige Verläufe schnell erkannt, bewertet und ggf. behoben werden. Fällt ein Sensor unbegründet aus oder ist dieser auffällig, wird dies in den Metadaten dokumentiert. Ggf. wird dieser Sensor auch in einer Wartungsliste vorgemerkt. *Abbildung 2* zeigt z.B. eine auffällige Temperaturmessung eines Tensiometers, dessen Temperatur immer auf einem anderen Niveau im Vergleich zu den anderen Temperatursensoren verläuft. Erst im Vergleich zu den übrigen Sensoren fällt der Unterschied auf. Ursache ist vermutlich ein defekter Temperatursensor im TS1.

### Plausibilitätsprüfung der unteren Randbedingung (Vorgabe Referenz TS1 und Nachsteuerung im Lysimeter durch Ein- bzw. Auspumpbefehle über den PumpController)

Die von der Fa. Meter AG (ehem. UMS AG) entwickelten Lysimeter zeichnen sich u.a. auch durch die Möglichkeit einer gesteuerten unteren Randbedingung aus. Anhand der Saugspannungsunterschiede zwischen dem im Feld installierten Referenztensiometer (Mittelwert) und des Tensiometers am unteren Rand des Lysimeters (140 cm) wird eine bidirektionale Pumpe betrieben, welche ermöglicht, dass Wasser aus dem Lysimeter in den Tank oder umgekehrt wieder in das Lysimeter einpumpt werden kann. Ziel ist es, dass die Saugspannungen des Lysimeter-Tensiometers möglichst kongruent zur Tension des Referenztensiometers im Feld verläuft. Dabei ist es u.U. erforderlich via Fernzugriff individuell je Lysimeter Einstellungen am PumpController vorzunehmen, zu überwachen und ggf. neu anzupassen.

### Dokumentation

Eine möglichst lückenlose Dokumentation aller relevanten Vorgänge an den Hexagonen ist insbesondere bei einer späteren Sichtung der Daten unablässig. Nur so lassen sich auffällige Messungen im Nachhinein erklären und ermöglichen eine korrekte Interpretation der Daten.

In diesem Beispiel arbeiten wir mit mehreren Tabellenblättern einer Excel Datei (siehe *Tabelle 2*). Über fest definierte Einträge in den Zellen, die jeweils über eine Dropdownliste angewählt werden können, ist eine leichte Sortierung oder Filterung gewünschter Auskünfte möglich.

Tabelle 2: Auszug aus dem Lysimeterprotokoll.

Station	von Datum	bis Datum	Uhrzeit von	Uhrzeit bis	SUB	BUS	Was	Details/Maßnahme
WU	05.07.2016		11:00	13:30		Lys.waage	Besucherguppen	Umland um Lysimeter geschnitten
RO	07.07.2016				3	Tankwaage	ausgetauscht	Reparierte Wägeplattform und neu
SE3-SE4	08.07.2016		9:00	11:30	1-6	Lys.waage	Gewichtssprung	Agrarmaßnahme Ernte
RO	09.07.2016				Umland	Lys.waage	Gewichtssprung d. Grasschnitt	Umland wurde gemäht
SE1-SE2	11.07.2016				1-6	Lys.waage	Gewichtssprung d. Grasschnitt	Umland wurde gemäht
SE3-SE4	11.07.2016				1-6	Lys.waage	Gewichtssprung	Umland-Gerste wurde geerntet und

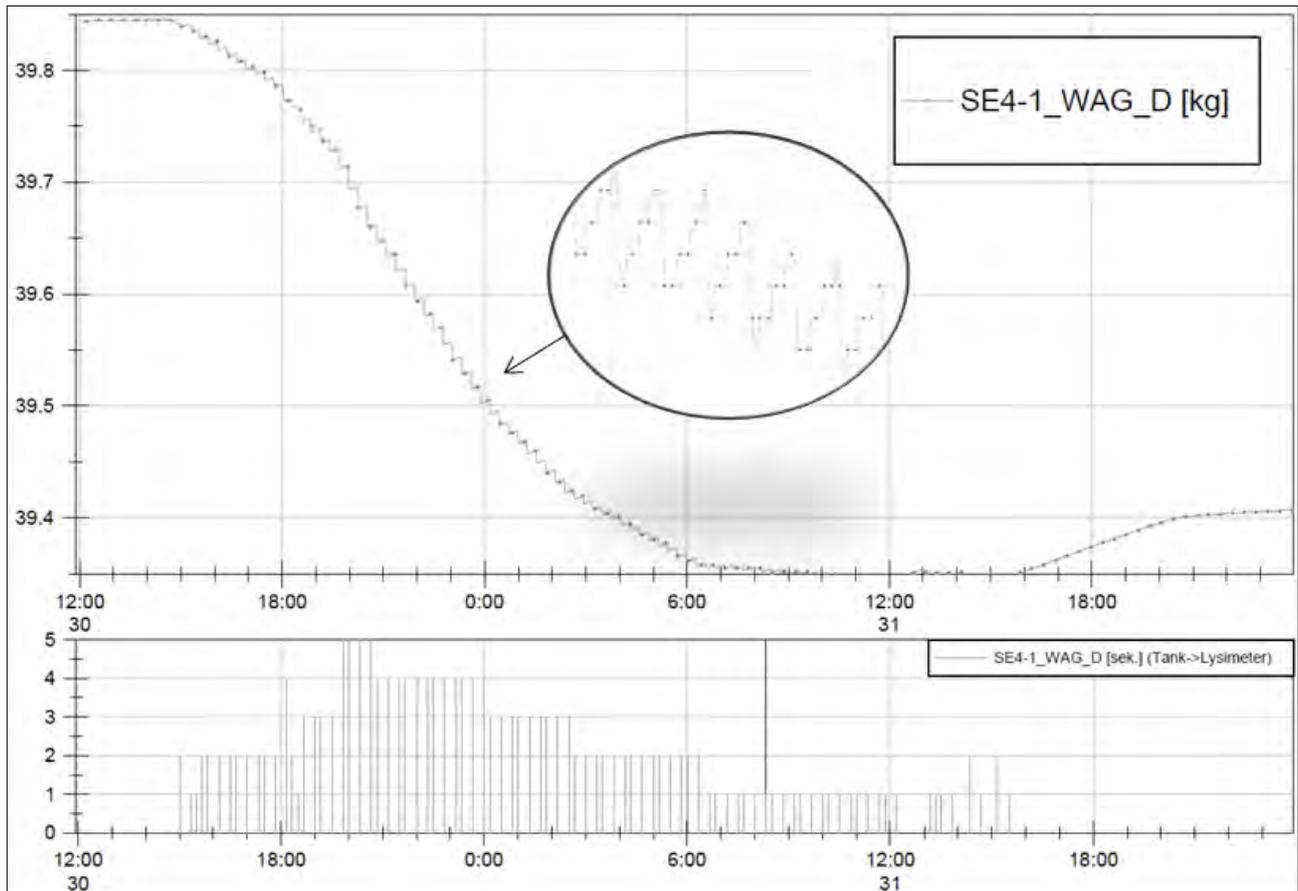


Abbildung 3: Plot vom 31.1.16 SE4-1. Tankgewicht über Pumplaufzeiten (Einpumpbefehl). Überstauverhältnis (+17hPa), Wassersäule im Lysimeter drückt das Perkolat entgegen Pumprichtung zurück in den Tank. Deutlich zu sehen ab 16 Uhr; Tankgewicht steigt ohne Pumplaufzeiten an.

### Wartungsarbeiten an den Lysimeterstationen vor Ort

Im TERENO Observatorium Eifel/Niederrheinische Bucht werden die Lysimeteranlagen an den Versuchsstandorten Selhausen, Rollesbroich und Wüstebach mindestens einmal pro Woche vor Ort kontrolliert. Einmal jährlich findet eine Generalwartung statt, bei der größere Arbeiten wie z.B. Sondentausch oder Überprüfung der Wägezellen stattfinden. Im wöchentlichen Turnus (Wetter- und Jahreszeitabhängig) werden u.a. folgende Arbeiten durchgeführt:

#### Korrektur der Dichtlippen

Ursprünglich waren die Lysimeter über die Dichtlippe mit dem Lysimeterkragen verbunden. Mittlerweile ist die Dichtlippe nur noch so befestigt, dass sie den Spalt zwischen

Lysimeterkragen und Lysimeteraußenwand weitestgehend abdeckt, jedoch nicht mehr das Lysimeter berührt.

#### Bekämpfung von Nagern/Insekten im Umland und den Lysimeter (Auswirkungen Befall)

Neben Frost und Schnee sind u.a. Mäuse und Insekten (Ameisen) ebenfalls ein Störfaktor. Durch die unterirdischen Baue kann es zu negativen Beeinflussungen an den Sonden und Saugkerzen kommen. Von daher ist eine engmaschige Kontrolle der Lysimeter und ggf. der Einsatz von Rodentiziden und Insektiziden erforderlich. Künftig soll durch einen schmalen Graben um die gesamte Anlage (im Gemüseanbau erfolgreich betrieben) der Besatz und der Zulauf von Mäusen reduziert werden.

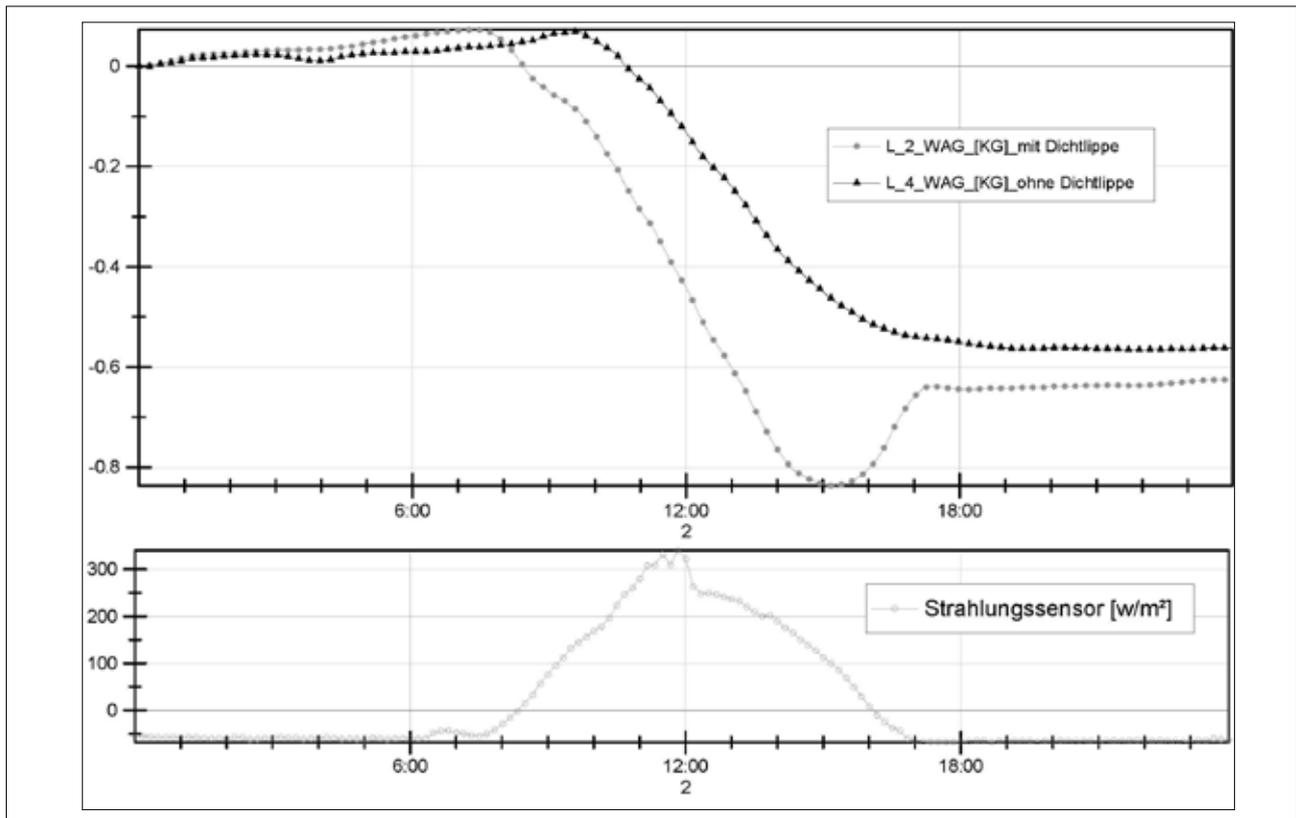


Abbildung 4: Lysimetergewichte über Strahlungssensor (Plot vom 02.11.2015 SE3-2 und SE3-4). Lys.2 mit Dichtlippe, Lys. 4 ohne Dichtlippe.

### Säuberung der Kameralinse

Anhand der Bilder können bereits aus der Ferne relevante Ereignisse (z.B. Grasschnitt des Umlandes durch den Landwirt oder Schneefall) erkannt und ggf. in den Metadaten dokumentiert werden. Bei verschmutzter Linse (Niederschläge und Staub oder Spinnfäden) werden die Bilder unscharf. Von daher sollte die Linse wöchentlich gereinigt werden.

### Bewuchshöhe, BBCH-Dokumentation und Bewuchsüberhang vermeiden

Einmal wöchentlich (in der Vegetationsperiode) wird die Wuchshöhe des Grases bei den Grünlandlysimetern bestimmt. Hierzu wird bei jedem Lysimeter mit dem Metermaß sechsmal die Höhe gemessen und dokumentiert. Bei den Agrarlysimetern wird darüber hinaus das BBCH-Stadium erfasst. Damit die Wägedaten möglichst unverfälscht bleiben, ist es insbesondere bei den Grünlandlysimetern ab und zu notwendig den Bewuchs am Lysimeterrand bzw. im unmittelbaren Umland einzukürzen, damit es nicht zu Brückenbildung kommt.

### Typische Fehlerplots (hier z.B. „Sägezahn“, „Dichtlippen“)

Eine tägliche Überprüfung der Daten ist unvermeidbar, wenn unauffällige aber gravierende Fehler entdeckt werden sollen. Typische Plots mit Fehlern sind hier exemplarisch vorgestellt: „Sägezahnverlauf beim Tankgewicht“. In *Abbildung 3* wird Wasser in das Lysimeter gepumpt (entsprechende

Pumpzeiten werden im Plot angezeigt). Das Tankgewicht fällt zwar entsprechend, steigt jedoch auch immer wieder an. Dieses Bild tritt auf, wenn beispielsweise die Peristaltikpumpe undicht ist oder zum Einpumpen dreht, aber der Pumpenkopf kein Wasser fördert und gleichzeitig die Wassersäule im Lysimeter das Wasser entgegen der Pumprichtung zurückdrückt. Ein ähnliches Sägezahnprofil ergibt sich, wenn das Magnetventil am Tank undicht ist. Wenn keine Pumpzeiten vorhanden sind, ist der Fehler schnell zu erkennen, da das Tankgewicht sich ohne Pumplaufzeiten nicht ändern dürfte (siehe *Abbildung 3* ab 16 Uhr).

### Schlussfolgerungen

Lysimeteranlagen, wie sie an den Versuchsstandorten der TERENO-Observatorien betrieben werden, sind technisch sehr komplex und anspruchsvoll in der Betreuung. Sie erfordern viel Spezialwissen über den technischen Aufbau, das Zusammenwirken einzelner Bauteile, die Auswirkungen veränderter Parameter und die Fertigkeit graphisch aufbereitete Daten richtig zu interpretieren. Werden Lysimeteranlage wie oben beschrieben intensiv betreut, so gewährleistet dies eine hohe Qualität der Messdaten, bei gleichzeitig möglichst geringem Datenausfall. Technische Fehler müssen frühzeitig behoben und dokumentiert werden. Ein manuelles Flaggen der Daten ist aufgrund der Vielfalt von möglichen Störsignalen (Wartungen, Messungen, defekte Geräte oder Sonden) nicht zu vermeiden, kann aber durch automatische Korrekturen verringert werden. Diese automatischen Korrekturen werden kontinuierlich weiterentwickelt, sodass der manuelle Aufwand immer geringer werden dürfte.

## Referenzen

- Glaser R. (2008) Klimageschichte Mitteleuropas – 1200 Jahre Wetter, Klima, Katastrophen, Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt. Pütz, T., Kiese, R., Wollschläger, U., Groh, J., Rupp, H., Zacharias, S., Priesack, E., Gerke, H.H., Gasche, R., Bens, O., Borg, E., Baessler, C., Kaiser, K., Herbrich, M., Munch, J.-C., Sommer, M., Vogel, H.-J., Vanderborght, J. and H. Vereecken, 2016: TERENO-SOILCan: a lysimeter-network in Germany observing soil processes and plant diversity influenced by climate change. *Environmental Earth Science* 75, 1-14.

## Determination of the amount of dew using weighing lysimeter data

K. Czeller<sup>1</sup>, J. Zsembeli<sup>1\*</sup>, L. Sinka<sup>1</sup>, G. Kovacs<sup>1</sup>, T. Streda<sup>2</sup>, H. Stredova<sup>2</sup>, P. Cepuder<sup>3</sup> and R. Nolz<sup>3</sup>

### Zusammenfassung

Aktuelle Entwicklungen in der Lysimetrie ermöglichen die Erfassung von Wasserbilanzkomponenten mit hoher Genauigkeit und hoher zeitlicher Auflösung. Dadurch können Niederschlag und Tau, als ein Teil davon, direkt aus Lysimeterdaten ermittelt werden. Neben präzisen Messeinrichtungen wie Wiegezellen, ist dafür eine entsprechende Datengrundlage notwendig. Um eine solche zu schaffen wurde ein Verfahren zur Glättung von Lysimeterdaten auf Wiegedaten der Lysimeterstation in Karcag (Ungarn) angewendet. Das Verfahren benutzt natürliche kubische Splines, um Schwankungen durch Messrauschen zu minimieren. Die Glättungsparameter wurden so angepasst, dass auf Basis der bearbeiteten Datenreihe sowohl Verdunstung als auch Niederschlag – inklusive Tau – ermittelt werden konnten. Abschließend wurde die Taumenge auf einem Lysimeter mit Grasbewuchs für eine 18 monatige Periode quantifiziert.

*Schlagwörter:* Datenbearbeitung, Glättungsfunktion, Wasserbilanz, Niederschlag, Verdunstung

### Summary

Recent advances in lysimetry facilitate measuring water balance components with high accuracy and high temporal resolution. As a consequence, precipitation as well as dewfall as a part of it can be determined directly from lysimeter data. Beside precise measurement equipment such as load cells, adequate data management is required to provide an appropriate database for such a purpose. In order to improve data with respect to the determination of dew, a smoothing method that uses natural cubic splines was adapted to the weighing data of the lysimeter station in Karcag (Hungary). Smoothing parameters were modified in a way that the resulting dataset represented both evapotranspiration and precipitation including dewfall. Finally, the latter was quantified on a lysimeter grown with grass for an 18-month period.

*Keywords:* data processing, smoothing function, water balance, precipitation, evapotranspiration

### Introduction

Dew denotes humidity condensing on plants, soil, or other surfaces near the ground. As a fraction of precipitation, dew is a component of the hydrological cycle (“non-rainfall water”). Its relevance for the water (and energy) balance of a particular area depends on the environmental conditions. In arid or semi-arid climates the amount of dew can exceed that of rainfall, or even be the sole source of liquid water for plants (Agam and Berliner 2006). On the other hand, in most climates of the world the annual average is too small to compete with rain. Against this background, it might be interesting to evaluate the relevance of dew for the water balance, for example, in areas prone to drought stress at least periodically (e.g., Nolz et al. 2014).

The actual amount of dew depends on meteorological conditions and surface properties. Hence, a representative quantification requires that plants, leaves, or whole soil columns are placed on a balance with their surface at the same height and in the same surroundings as would occur naturally (Agam and Berliner 2006). Gains and losses of mass can then be attributed to certain water balance components such as dew. Fortunately, recent advances in lysimetry allow measuring water balance components – including precipitation and dew as a fraction of it – with high accuracy and high temporal resolution (e.g., Meissner et al. 2007,

Nolz et al. 2014). Beside precise measurement equipment such as load cells, adequate data processing is required to provide an appropriate database for such a purpose. As data are generally noisy, data processing by means of smoothing functions can help obtaining continuous and accurate data series of lysimeter mass changes (Nolz et al. 2013).

The aim of this study was to improve data processing and determine the amount of dew based on weighing lysimeter data of Karcag Research Institute (KRI), Hungary.

### Material and Methods

In total, six weighing lysimeters exist at KRI (the only ones in Hungary) with surface area of 1.7 m<sup>2</sup> and depth of 1 m. This study focuses on the water balance of a grass covered weighing lysimeter (*Figure 1*) during the study period from 1<sup>st</sup> April 2015 to 30<sup>th</sup> September 2016. Measurement frequency was 10 minutes; accuracy of the weighing system was 0.1 kg (equivalent water height: 0.06 mm). Seepage water was frequently collected at a bottom outlet and quantified. Rainfall was measured by a rain gauge at the meteorological station. The lysimeter was irrigated from time to time. All data were registered in a standard spreadsheet.

The basis for quantifying precipitation (*P*) and evapotranspiration (*ET*) was a simple water balance equation with the measured quantities on the left-hand side and the (yet

<sup>1</sup> Karcag Research Institute of Institutes for Agricultural Research and Educational Farm, University of Debrecen, Kiszujzallasi ut 166. H-5300 KARCAG

<sup>2</sup> Mendel University in Brno, Czech Republik

<sup>3</sup> University of Natural Resources and Life Sciences, Muthgasse 18, A-1190 VIENNA

\* Ansprechpartner: Dr. Jozsef Zsembeli, zsembeli@agr.unideb.hu



Figure 1: The grass covered lysimeter at KRI.

unknown) boundary fluxes between soil and atmosphere on the right-hand side (Eq. 1).

$$\Delta W + SW = P + I - ET \quad (1)$$

( $\Delta W$  = change of profile water content,  $SW$  = seepage water at lysimeter outlet,  $P$  = precipitation on the lysimeter,  $I$  = irrigation on the lysimeter,  $ET$  = evapotranspiration from the lysimeter; all dimensions are lengths)

The fundamental dataset contained the 10-min-data of lysimeter weight (changes equaling changes of water content) and seepage water collected at the bottom outlet of the lysimeters, from which a nominal time series ( $W + SW$ ) was calculated. To be able to detect also minor changes due to dew formation, this time series was processed using a smoothing method based on natural cubic approximation splines as introduced by Nolz et al. (2013). Afterwards, changes between time steps of the smoothed dataset  $\Delta(W + SW)$  were considered as precipitation if positive or evapotranspiration if negative. (Irrigation amounts could be separated directly, since they were known from record keeping.) Dewfall was considered when precipitation was detected and at the same time no rainfall occurred.

## Results and Discussion

We studied the nominal time series of lysimeter weight (including seepage water) over the study period on a daily basis and indicated periods when positive weight changes due to dew were evident (visible). Figure 2 exemplifies such a typical daily course for the grass covered lysimeter. It is obvious that the jumps between adjacent data points reveal data noise rather than changes due to precipitation or evapotranspiration. Data smoothing minimised these jumps and allowed interpreting the sequence in a more realistic way. On this basis, the course of the smoothed data points reproduce a slight increase due to dew (during night) and a substantial decrease due to ET (during day).

By means of this dewfall identification method based on the application of the smoothing function, we determined the daily amounts of dew fallen on the grass covered lysimeter in the whole investigation period and calculated the monthly values (Figure 3).

On this basis we determined the daily amounts of dew fallen on the grass covered lysimeter in the whole study period

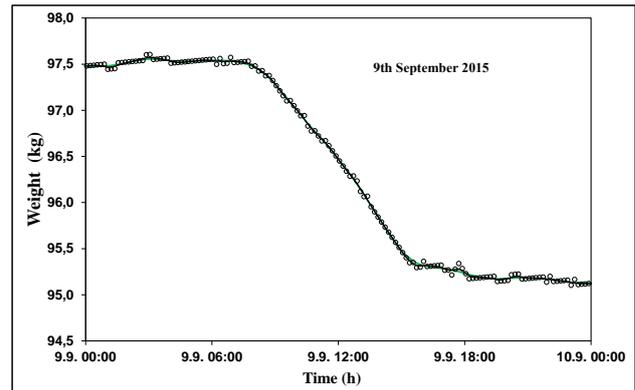


Figure 2: Smoothed daily weight changes in the grass covered lysimeter [y-axis: “Nominal weight (kg)”]; labelling font might be larger; caption: nominal lysimeter weight (including changes due to water outflow at the bottom): dots represent 10-minutes data, line represents smoothed data].

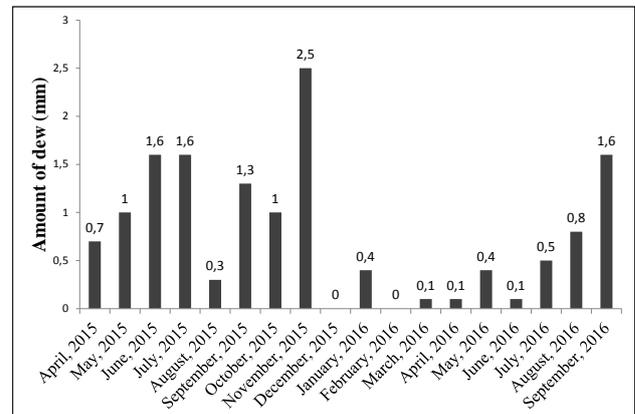


Figure 3: Monthly dew amounts measured on the grass covered lysimeter.

and calculated the monthly values (Figure 3). Accordingly, 14 mm of dew occurred during the 18 months of the study period. As no other reference data about the amount of dew was at our disposal, we could not compare them for evaluation. Nevertheless, we consider these values quite low. In order to evaluate the results, it will be necessary to estimate the amount and occurrence of dew using an ET-model based on an independent dataset of meteorological data – for instance, after Penman and Monteith (Allen et al. 2005, Nolz et al. 2014). Furthermore, the parameterization of the smoothing function should be reconsidered in order to minimize noise on the one hand, but not lose information (by over-smoothing) on the other hand.

## Acknowledgements

This study was supported by the Austrian-Hungarian Foundation (Stiftung Aktion Österreich-Ungarn / Osztrák-Magyar Akció Alapítvány; project nr. 92öu2).

## Literature

Agam N., Berliner P.R. (2006) Dew formation and water vapor adsorption in semi-arid environments – a review. *Journal of Arid Environments* 65(4), 572–590.

- Allen R.G., Walter I.A., Elliott R.L., Howell T.A., Itenfisu D., Jensen M.E., Snyder R.L. (2005) The ASCE Standardized Reference Evapotranspiration Equation. American Society of Civil Engineers, Reston, VA, USA.
- Meissner R., Seeger J., Rupp H., Seyfarth M., Borg H. (2007) Measurement of dew, fog, and rime with a high-precision gravitation lysimeter. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 170, 335–344.
- Nolz R., Kammerer G., Cepuder P. (2013) Improving interpretation of lysimeter weighing data. *Die Bodenkultur: Journal for Land Management, Food and Environment* 64, 27–35.
- Nolz R., Cepuder P., Kammerer G. (2014) Determining soil water-balance components using an irrigated grass lysimeter in NE Austria. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 177, 237–244.



# Niederschlagsmessungen in der sibirischen Kulunda Steppe - Vergleich von Niederschlagsmessern verschiedener Bauart mit wägbaren Lysimetern

Eckart Stephan<sup>1</sup>, Holger Rupp<sup>2\*</sup> und Ralph Meißner<sup>2</sup>

## Zusammenfassung

Der Niederschlag ist ein wesentlicher Parameter zur Berechnung der Bodenwasserhaushaltsbilanz. In der sibirischen Kulunda-Steppe (Russland) sind meteorologische Daten nur begrenzt verfügbar. Daher wurden im Rahmen eines Forschungsprojekts ein Hellmann Kippschalenregenschirm (HRG), ein Vaisala Weather Transmitter (VWT) sowie eine wägbare Lysimeterstation, bestehend aus 2 Lysimetergefäßen (LYS 1 und LYS 2), installiert. Die Messergebnisse der verschiedenen Geräte wurden gegenübergestellt und hinsichtlich ihrer Eignung zur Niederschlagsmessung auf anderen Steppestandorten bewertet.

Mit 121,5 mm (LYS 1), 143,4 mm (LYS 2), 136,3 mm (VWT) und 100,1 mm (HRG) wurden im 68-tägigen Untersuchungszeitraum von allen Messgeräten plausible Niederschlagsmengen aufgezeichnet. HRG unterschätzte die Niederschlagshöhe systematisch. Die besten Ergebnisse wurden mit den wägbaren Lysimetern erzielt. VWT maß die Niederschlagshöhe ausreichend genau.

*Schlagwörter:* Niederschlagsmessgerät, Lysimeter, Vergleich, Kulunda-Steppe

## Summary

Precipitation is an essential parameter for the calculation of the soil water balance. In the Siberian Kulunda steppe (Russia) meteorological data are only available to a limited extent. For this reason a Hellmann tipping bucket rain gauge (HRG), a Vaisala Weather Transmitter (VWT) and a weighing lysimeter station consisting of 2 lysimeter vessels (LYS 1 and LYS 2) were installed in the frame of a research project. The measurement results of the various devices were compared and evaluated for their suitability for precipitation measurements at other steppe sites.

With 121.5 mm (LYS 1), 143.4 mm (LYS 2), 136.3 mm (VWT) and 100.1 mm (HRG), plausible precipitation volumes were recorded by all measuring devices in the 68-day examination period. HRG systematically underestimate the amount of precipitation. The best results were obtained with the weighable lysimeters. VWT measured also the precipitation sufficiently accurately.

*Keywords:* Rain gauge, Lysimeter, Comparison, Kulunda steppe

## Einleitung

Im Rahmen des deutsch-russischen Forschungsprojekts KULUNDA zur Minderung der Bodendegradation in der Kulunda Steppe (Russland, süd-westliches Sibirien) wurde der Bodenwasserhaushalt von Steppenböden untersucht. Integraler Bestandteil dieser Untersuchungen war die Messung des Standortniederschlags, da diese Größe ein wesentlicher Parameter für die Berechnung des Bodenwasserhaushalts ist und die vor Ort verfügbare Datenbasis stark limitiert war. Für die Messung des Niederschlags wurden ein Hellmann Kippschalenregenschirm (HRG), ein Vaisala Weather Transmitter (VWT) sowie eine wägbare Lysimeterstation, bestehend aus 2 Lysimetergefäßen (LYS 1 und LYS 2), installiert. Die verwendeten Niederschlagsmessgeräte weisen spezifische systematische Fehler auf (Windfelddeformationen an der Oberkante des Geräts, Benetzungsverluste an Geräteränden, Verdunstungsverluste, Spritzwasserverluste, Effekte unterschiedlicher Oberflächengrößen usw.) und lassen daher unterschiedliche Messergebnisse erwarten (Richter 1995, Yang et al. 1999, New et al. 2001, Pavlyukov

2007, Strangeways 2010, Tapiador et al. 2012). Bei den wägbaren Lysimetern können Randeffekte bei der Niederschlagsmessung weitgehend reduziert werden, da sie über eine vergleichsweise große Oberfläche von 1m<sup>2</sup> und eine Präzisionswägeeinrichtung zur Erfassung von Masseänderungen verfügen. Hoffmann et al. (2016) zeigten, dass wägbare Lysimeter als Referenzgröße für den Vergleich von verschiedenen Niederschlagsmessern dienen können.

Das Ziel der Untersuchungen bestand darin, verschiedene Geräte zur Messung des Niederschlags zu vergleichen und hinsichtlich ihrer Zuverlässigkeit zu bewerten.

## Material und Methoden

Für den Vergleich der unterschiedlichen Niederschlagsmesser wurden die am Standort Poluyamki (Koordinaten: 52.066418° n.B., 79.712583° o.L., ca. 400 km süd-westlich von Novosibirsk) zwischen dem 25.06. und 31.08.2015 erhobenen Messwerte verwendet. Aufgrund von vielfältigen administrativen und technischen Problemen stand für den Vergleich nur dieser 68-tägige Untersuchungszeitraum zur Verfügung.

<sup>1</sup> Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Geowissenschaften und Geographie, Von-Seckendorff-Platz 4, D-06110 HALLE (S.)

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

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

Am Standort Poluyamki wurde 2013 eine wägbare Lysimeterstation, bestehend aus zwei Lysimetergefäßen mit einer Oberfläche von 1m<sup>2</sup> errichtet (Hersteller UGT Umwelt-Geräte-Technik GmbH, Müncheberg, Deutschland). LYS 1 wurde mit einem ackerbaulich genutzten Boden monolithisch gefüllt. Für LYS 2 erfolgte die Monolithentnahme von einem weitgehend ungenutztem Steppenstandort, der mit natürlicher Steppenvegetation (*Stipa pennata*, *Carex spec.*, *Koeleria cristata*, *Lactuca tatarica*, *Convolvulus arvensis*) bestanden war. Die Bodenmonolithe weisen eine Tiefe von 2 m auf. In unmittelbarer Nähe zur Lysimeterstation wurde eine Klimastation (Hersteller ecoTech Umwelt-Meßsysteme, Bonn, Deutschland) errichtet, in die der VWT (Niederschlagssensor WXT520, Vaisala Ltd., Vantaa, Finland) sowie der HRG (Aufstellhöhe 1 m) integriert wurden. Der VWT wurde entsprechend der Konfiguration der Klimastation in einer Höhe von 2,3 m installiert. Dieser Sensor misst die Aufprallenergie der auf den Sensor auftreffenden Niederschlagstropfen und ermöglicht es, Niederschlagsereignisse hinsichtlich Niederschlagsmenge und -intensität zu bewerten.

## Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 1 stellt die in der 68-tägigen Untersuchungsperiode am Standort Poluyamki mit verschiedenen Messgeräten erfassten Niederschlagsmengen als Summenkurven dar. In der Messperiode wiesen LYS 1 und LYS 2 unterschiedliche Niederschlagssummen von 121,5 mm bzw. 143,3 mm auf. Dagegen wurden mit dem HRG in der gleichen Periode nur 100,1 mm gemessen. Der VWT wies im gleichen Zeitraum 136,6 mm aus.

Der Niederschlag kann mit Hilfe von Lysimetern zuverlässig und mit hoher Sicherheit gemessen werden (Fank und Klammler 2013). Bei dieser Messmethode treten keine oder nur geringfügige systematische Messfehler auf. Die unterschiedlichen Niederschlagsmessungen von LYS 1 und LYS 2 werden auf die verschiedene Bodenbedeckung der Lysimeter zurückgeführt. Der dichte Steppenvegetationsbestand auf LYS 2 mit Wuchshöhen von 50 cm verfügte über einen höheren Bodenbedeckungsgrad im Vergleich zu dem lückigen Sommer-Weizenbestand auf LYS 1. Bei Betrachtung der einzelnen Niederschlagsereignisse

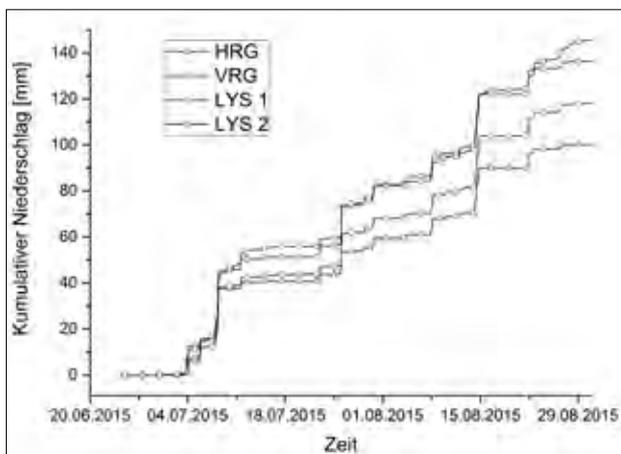


Abbildung 1: Niederschlag (Summenkurve) von HRG, VWT, LYS 1 und LYS 2 zwischen dem 25.06. und 31.08.2015.

unterschritten die mit HRG gemessenen Niederschläge kontinuierlich die Messwerte von VWT, LYS 1 und LYS 2. Diese Differenzierung bestand auch nach Anwendung des Korrekturfaktors nach Richter (1995) von ca. 10% für die Berichtigung von Störungen, die aus der Aufstellhöhe von 1 m resultieren, weiter.

Die Niederschlagsmessungen mit dem VWT waren hinsichtlich Menge und zeitlichem Verlauf vergleichbar mit den Messergebnissen von LYS 2. Bei dem VWT wird der Niederschlag, wie bereits erwähnt, in 2,3 m Höhe gemessen. Die Aufstellhöhe ist vom Hersteller der meteorologischen Station konstruktiv vorbestimmt und daher nicht frei wählbar. Korrekturfaktoren zur Kompensation der Aufstellhöhe sind für dieses Messgerät nicht verfügbar.

Die auftretenden Niederschlagsereignisse wurden von allen Messgeräten erfasst. So weisen die Summenkurven (vgl. Abbildung 1) deutliche Analogien auf. Die verwendeten Messgeräte unterscheiden sich aber zum Teil recht deutlich in der Niederschlagshöhe. Im Vergleich zu LYS 1 wurden mit dem HRG nur 90,6 % der Niederschlagsmenge erfasst. Dagegen zeigten VWT und LYS 2 mit 112 bzw. 118 % eine deutliche Überschreitung mit der von LYS1 gemessenen Niederschlagshöhe.

Eine Klassifizierung der Niederschlagsereignisse nach Dekaden zeigte bei allen Systemen vergleichbare Muster in der 1. und 2. Juli-Dekade sowie in der 2. und 3. August-Dekade 2015. Die niedrigsten Niederschlagsmengen wurden hier mit dem HRG und die höchsten mit LYS 2 gemessen. Im Gegensatz dazu wies der VWT die höchste Niederschlagsmenge in der 3. Juli-Dekade sowie in der 1. August-Dekade 2015 auf.

Die Unterschiede zwischen den Messsystemen traten besonders bei intensiven Niederschlagsereignissen in Erscheinung. So wurden bei einem Starkregenereignis am 08.07.2015 durch den HRG 18,6 mm erfasst; demgegenüber wurden durch den VWT sowie LYS 1 und LYS 2 Niederschlagsmengen in Höhe von 23,7, bzw. 25,0 und 26,2 mm gemessen. Der auch in der Literatur beschriebene Trend zur Messung von niedrigeren Niederschlägen mit dem HRG (Yang et al. 1999) setzte sich bei den Niederschlagsereignissen am 26.07.2015 und 14.08.2015 fort.

## Schlussfolgerungen

Mit den untersuchten Systemen zur Niederschlagsmessung HRG, VWT, LYS 1 und LYS 2 können Niederschläge plausibel quantifiziert werden. Im Messzeitraum wurden alle auftretenden Niederschlagsereignisse von den unterschiedlichen Systemen erfasst. Die ausgewerteten Messreihen belegen die volle Funktionsfähigkeit der Systeme unter den klimatischen Bedingungen des süd-westlichen Sibiriens.

Wie erwartet, ermöglichten die Lysimeter eine genaue und zuverlässige Detektion des Niederschlags. Bestehende Differenzierungen zwischen den Lysimetern können auf unterschiedliche Vegetationsdecken zurückgeführt werden.

Die Niederschlagsmessung mit dem HRG in einer Aufstellhöhe von 1 m führte zu einer systematischen Unterschätzung und scheint daher für weitere Messungen in der Region ungeeignet zu sein. Der VWT Sensor als integraler Bestandteil einer Klimastation liefert plausible Ergebnisse, die für weiterführende Auswertungen/ Modellierungen genutzt werden können.

Zusätzliche Untersuchungen sind erforderlich, um die Funktionalität der Niederschlagsmesssysteme im gesamten Jahresverlauf zu bewerten. Ferner sollte überprüft werden, inwieweit eine Installation von mehreren HRG auf Erdbodenniveau die Messgenauigkeit steigert.

## Literatur

- Fank J., Klammler G. (2013) Measurement of precipitation using lysimeters. *Geophys. Res. Abstr.* 15 (EGU2013-10703).
- Hoffmann M., Schwartengraber R., Wessolek G., Peters A. (2016) Comparison of simple rain gauge measurements with precision lysimeter data. *Atmos. Res.*, 174-175, 120-123.
- Iguchi T., Oki R., Smith E.A., Furuhashi Y. (2002) Global Precipitation Measurement program and the development of dual-frequency precipitation radar. *J. Commun. Res. Lab.*, 49 (2), 37-45.
- Pavlyukov Y.B. (2007) Precipitation Measurement with Automated Tipping-Bucket Rain Gauges. *Russ. Meteorol. Hydrol.*, 32 (11), 711-718.
- Richter D. (1995) Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Meßfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. *Berichte des Deutschen Wetterdienstes*, 194.
- Strangeways I. (2010) A history of rain gauges. *Weather*, 65, 133-138.
- Tapiador F.J., Turk F.J., Petersen W., Hou A.Y., García-Ortega E., Machado L.A.T., Angelis A.F., Saloi P., Kidd C., Huffman G.J., de Castro M. (2012) Global precipitation measurement: Methods, datasets and applications. *Atmos. Res.*, 104-105, 70-97.
- Yang D., Elomaa E., Tuominen A., Aaltonen A., Goodison B., Gunther T., Golubev V., Sevruk B., Madsen H., Milkovic J. (1999) Wind-induced Precipitation Undercatch of the Hellmann Gauges. *Hydrol. Res.*, 30 (1), 57-80.



# Effect of Irrigation with Saline Water on the Soil and Legumes in Simple Drainage Lysimeters

J. Zsembeli<sup>1\*</sup>, K. Czeller<sup>1</sup>, G. Tuba<sup>1</sup>, L. Szücs<sup>1</sup> and L. Sinka<sup>1</sup>

## Summary

Legume crops have high water demand hence quite a large amount of water is used for irrigation of them. Nevertheless improper irrigation may induce unfavourable processes in the soil and can cause yield depression. This problem 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 during the frequently droughty summers. 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 characteristic in the region and to examine its effect on the soil and the indicator crops. Irrigation with saline and deionised water were used and compared. After the irrigation season of 2015, the yield of the indicator legume crops was determined and soil samples were taken from the soil of the lysimeters down to 40 cm and analysed in order to determine their salt contents. Our results show how legume crops are sensitive to the irrigation with saline water and can contribute the better choice of crop species suitable for the extreme agro-ecological conditions of the Great Hungarian Plain.

*Keywords:* secondary salinization, irrigation, lysimeter, legumes

## Introduction

There are extended agricultural areas in the world that can be utilised only with irrigation for crop production, nevertheless salt affection, erosion, and other physical degradation processes can be induced by the application of irrigation. Therefore the scientific establishment of irrigation in a soil-plant system has been started in several countries with the involvement and support of different international organisations (FAO, UNESCO, World Bank) (Bardaji 1974). Irrigation with waters of different salt concentrations results in a poorer stability of the soil structure and salt accumulation. Papadopoulos (1985), Ahmedov et al. (1978), Chang and Oosterveld (1980) established that even the irrigation with slightly saline waters causes rapid chemical and physical degradation of the upper, regularly cultivated soil layer, and considerable leaching of the harmful salts can be expected only in soils with high hydraulic conductivity.

The increase of the level of salty groundwater or the application of poor quality (salty) irrigation water can cause secondary salinization. Salt affected soils are low fertility

soils with unfavourable water regime. Alkaline salts, mainly sodium, are accumulated in these soils either naturally or this process can be human induced. The latter case is called secondary salinization and mainly related to improper irrigation. Intensively irrigated areas are endangered by secondary salinization worldwide (Letey 1984, Mantell et al. 1985, Rhoades and Loveday 1990). In the Great Hungarian Plain approximately 400,000 ha is the area where secondary salinization has occurred, mainly due to the rise of the level of salty groundwater. Blaskó (2005) monitored the salt- and water balance of irrigated areas and found the increase of salt content of the soil in several cases. During the 1980ies and 1990ies on 30% of the studied area increasing soil salt content could be detected, especially on the susceptible areas where the soil can be only potentially irrigated due to the high salt content in their deeper layers.

The importance of legume crops is getting larger and larger nowadays as there is an increasing demand for plant protein sources not only for feeding animals but for human consumption as well. Legume crops have high water demand hence quite a large amount of water is used for irrigation of them. Nevertheless improper irrigation may induce unfavourable processes in the soil and can cause yield depression. This problem 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 during the frequently droughty summers.

## Material and Methods

An experiment was set in 12 simple drainage lysimeters at the lysimeter station of Karcag Research Institute (KRI) of the University of Debrecen, Hungary in 2012 in order to simulate the conditions of irrigation characteristic in the region and to examine its effect on the soil and the indicator crops. The lysimeters were reconstructed in 2009 and filled with a slightly sodic (0.06% salt content) meadow solonetz soil. The lysimeters are 150 cm deep with a drain tube at 120 cm and have a surface area of 0.8 m<sup>2</sup>.

In 2015 and 2016 irrigation with saline and deionised water were used. Two salt concentrations were applied: according to the broad survey of Zsembeli et al. (2011) the salt concentration of 1,800 mg/l is characteristic to the groundwater and the shallow wells of the area, while 600 mg/l salt concentration is characteristic to the deeper drilled wells utilizing the aquifers at 40-70 m depth. The salt concentration of the irrigation water of 600 mg/l was set by dilution: the 1,800 mg/l salt concentration of a groundwater well was mixed with deionised water in a 1:2 ratio. Irrigation was applied

<sup>1</sup> Karcag Research Institute of Institutes for Agricultural Research and Educational Farm, University of Debrecen, Kisujszallasi ut 166, H-5300 KARCAG

\* Ansprechpartner: Dr. Jozsef Zsembeli, zsembeli@agr.unideb.hu

Pea, deionised water replication 1	Pea, 600 mg/l water replication 1	Soya, deionised water replication 1	Soya, 600 mg/l water replication 1
Pea, 1800 mg/l water replication 1	Pea, deionised water replication 2	Soya, 1800 mg/l water replication 1	Soya, deionised water replication 2
Pea, 600 mg/l water replication 2	Pea, 1800 mg/l water replication 2	Soya, 600 mg/l water replication 2	Soya, 1800 mg/l water replication 2

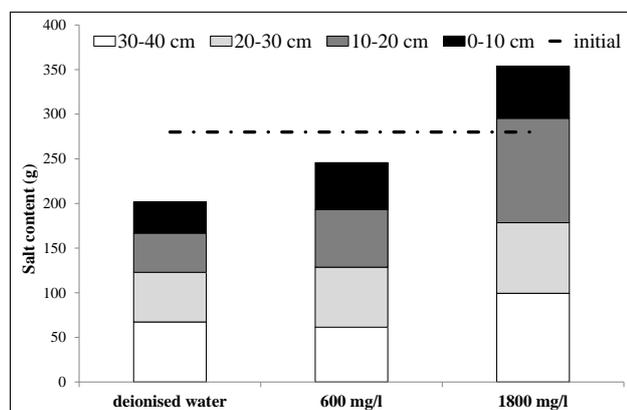
rationally and regularly, preferably in smaller amounts by every day when no natural precipitation occurred. The indicator crops were winter fodder pea and soya bean as there is an increasing demand from the farmers to produce these legumes induced by the change of the subsidizing system that remunerates the production of N-fixing legumes in the framework of 'greening'. The irrigation treatments were set in 4 replications combined with the 2 indicator crops giving the arrangement of the 12 lysimeters (see Table above):

After the irrigation season of 2016, the yield of the indicator legume crops was determined and soil samples were taken from the soil of the lysimeters down to 40 cm and analysed in order to determine their salt content balance. The soil samples were analysed in the laboratory of KRI and their salt content was determined according to their electric conductivity. The total actual salt contents (mass of the total soluble salts expressed in grams) of the 0-10, 10-20, 20-30, 30-40 cm deep layers (most important in crop production) were calculated taking the soil mass of each layer into account (m/m%).

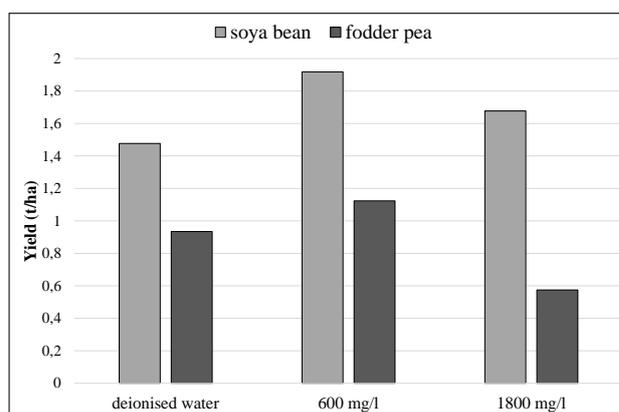
## Results and Discussion

*Effect of irrigation on the soil:* The salt contents of the 4 investigated soil layers in the averages of the 4 replications of the 3 irrigation treatments are shown in *Figure 1*. The horizontal line indicates the original salt content of the soil (0.06%) before irrigation was started.

It is obvious that irrigation with deionised water causes leaching of salts out of the upper layers, which is also shown by the salt contents increasing by depth. As no deep percolation (drain) water appeared in any of the lysimeters, the leached salts must have accumulated in the deeper layers and will be leached out when the soil columns of the lysimeters are oversaturated. In the lysimeters where irrigation water



*Figure 1:* Total soluble salt content in the upper 40 cm soil layers of the lysimeters irrigated with waters of different salt concentrations.



*Figure 2:* Yields of soya bean and fodder pea irrigated with waters of different salt concentrations.

with 600 mg/l salt content was applied slightly negative salt balance was characteristic for the upper soil layers. This result is incredibly important as in Hungary for such a soil no irrigation is permitted with waters in which the total soluble salt content is over 500 mg/l. Our results show that the regulation is too strict as no salt accumulation occurred even after a long-term of irrigation with water of 600 mg/l salt content. In the case of irrigation with water of 1,800 mg/l salt content definite salt accumulation took place, especially in the 10-20 cm deep soil layer.

*Effect of irrigation on the indicator crops:* *Figure 2* and *Figure 3* show the yields of fodder peas and soya beans irrigated with waters of different salt concentrations, respectively. In both cases it can be established that yield depressions of 13-49% were characteristic for the treatments where deionised and 1,800 mg/l irrigation water was applied compared to the lysimeters where water of 600 mg/l salt content was irrigated. These results also prove that under the investigated circumstances no harmful effects can be expected if irrigation with water of 600 mg/l salt content is applied.

## Conclusions

On the base of our results it can be concluded that negative salt balance is characteristic if irrigation with water of 600 mg/l salt content is applied even for 4 years under the given conditions. We suggest the revision of the regulations about the applicability of irrigation waters in Hungary. Our results show how the investigated 2 legume crops are sensitive to the irrigation with saline water and can contribute the better choice of crop species suitable for the extreme agro-ecological conditions of the Great Hungarian Plain.

## Acknowledgements

This study was supported by the National Research, Development and Innovation Office (TÉT\_12\_SK-1-2013-0006).

## Literature

- Ahmedov H., Mirzaev S., Ranibaev F. (1978) Vlijánij eorosenija na grun-  
tovije vodü. *Gidroteh i Melior.*, Moscow, 5. 121. p.
- Bardaji J. (1974) Los Suelos de regadio, *Agricultura.*, Madrid, 43. 504.  
227-231.
- Blaskó L. (2005) Talajromlási folyamatok és mérséklési lehetőségeik a  
Tiszántúl kötött talajain. MTA doktori értekezés.
- Chang C., Oosterveld M. (1980) Long-term irrigation: Effect on soil salinity  
in Southern Alberta. *Research Highlights*, 1979. Lethbridge III. 12-14.
- Letey J. (1984) Impact of salinity on the development of soil science. p.  
1-9. In. I. Shainberg and J. Shalhevet (ed.) *Soil salinity under irrigation.*  
Processes and management. *Ecological Studies* 51. Springer-Verlag,  
New York.
- Mantell A., Frenkel H., Meiri A. (1985) Drip irrigation of cotton with  
saline sodic water. *Irrig. Sci.* 6. 95-106.
- Papadopoulos I. (1985) Soil salinity as effected by high sulphate water. *Soil  
Sci.*, Baltimore, Md., 140. 5. 376-381.
- Rhoades J.D., Loveday J. (1990) Salinity in irrigated agriculture. P. 1089-  
1142. In. B. A. Steward and D. R. Nielsen (ed.) *Irrigation of agricultura-  
l crops.* Agron. Monogr. 30. ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI.
- Zsembeli J., Szűcs L., Blaskó L. (2011) Secondary salinization by irri-  
gation from drilled wells in Karcag area. *Növénytermelés* 183:(3)  
pp. 305-308.



# Trends der Sickerwasserqualität in stark sauren Kippsubstraten des Lausitzer Braunkohlenreviers: Ergebnisse eines Langzeit-Lysimeterversuchs

Beate Zimmermann<sup>1\*</sup> und Christian Hildmann<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Im Lausitzer Braunkohlenrevier führt der Tagebaubetrieb zu einer intensiven Belüftung vormals anaerob lagernder Sulfidminerale. Die Verwitterungsprodukte Eisen und Schwefelsäure gelangen im Zuge des Grundwasserwiederanstiegs in die regionalen Oberflächengewässer, mit negativen ökologischen und wasserwirtschaftlichen Folgen.

Lysimeterversuche mit zwei schwefelsauren tertiären Kippsubstraten sollen helfen die Frage zu beantworten, wie lange mit der bergbaubedingten Beeinträchtigung der Wasserqualität gerechnet werden muss. Dazu werden über nunmehr 22 Jahre diskontinuierlich Sickerwassermengen und -qualitäten erfasst.

Ergebnisse der Langzeituntersuchung zeigen, dass auch zwei Jahrzehnte nach der Befüllung der Lysimeter die Sickerwässer pH-Werte im stark sauren Bereich, extrem hohe Sulfatkonzentrationen und hohe Eisenkonzentrationen aufweisen. Unterschiede im Kohlegehalt zwischen den zwei Substraten spiegeln sich insbesondere in den Ammoniumkonzentrationen wider, welche ebenfalls regionale Hintergrundwerte über die gesamte Zeitreihe überschreiten. Die Messdaten untermauern Prognosen, welche von einer über Jahrzehnte andauernden Säure- und Salzbelastung von Gewässern in den Bergbaueinzugsgebieten ausgehen.

*Schlagwörter:* Stoffausträge, Sulfat, Eisen, Ammonium

## Summary

In the Lusatian lignite mining district, open cast mining caused the oxidation of sulfide minerals. The weathered materials, in particular iron and sulfuric acid, enter regional water bodies with detrimental effects on freshwater ecosystems.

Lysimeter trials with two acid mining soils were designed to measure the seepage water quantity and quality discontinuously over 22 years. The results show that even after two decades the pH values remain very low. Sulfate concentrations are still extremely large compared to local background values. To a somewhat lesser extent, this is also true for iron and ammonium concentrations. Our data support existing model predictions that the regional freshwater contamination with acids and salts will last for decades.

*Keywords:* element output, sulfate, iron, ammonium

## Einleitung

Im Lausitzer Braunkohlenrevier führt die großflächige Grundwasserabsenkung für den Tagebaubetrieb zu einer intensiven Belüftung vormals anaerob lagernder Sulfidminerale (Pyrit, Markasit). In Folge der Oxidation entstehen je nach Bedingungen gelöstes Eisen oder Eisenhydroxide und Schwefelsäure. Mit dem Grundwasserwiederanstieg gelangen die Produkte der Pyritverwitterung auch in die Oberflächengewässer. Daraus resultieren vielfältige ökologische und wasserwirtschaftliche Probleme, insbesondere im Zusammenhang mit der Versauerung, Verockerung und Versalzung von Fließgewässern und Bergbaufolgeseen.

Es ist daher von praktischer Bedeutung abzuschätzen, über welche Zeiträume mit einer Beeinträchtigung der Wasserbeschaffenheit in der Lausitz gerechnet werden muss. Dies ist jedoch schwierig, da Langzeituntersuchungen zu Stoffaus-

trägen weitestgehend fehlen. Ziel des Lysimeterversuchs ist es daher, über einen Zeitraum von mehr als 20 Jahren die Sickerwasserbeschaffenheit in tertiären Kippsubstraten zu analysieren und vorhandene Modellprognosen zur Entwicklung der Sickerwasserqualität zu überprüfen.

## Material und Methoden

In der Lysimeterstation des Forschungsinstituts für Bergbaufolgelandschaften e.V. fand in den Jahren 1994 bis 2003 ein Großlysimeterversuch mit der Fragestellung statt, inwieweit bodenverbessernde Substrate zur Aufwertung verschiedener Kippsubstrate für die landwirtschaftliche Rekultivierung nutzbringend eingesetzt werden können (Gast & Haubold-Rosar 2003). Bei den vier Lysimetern, die für die hier vorgestellte aktuelle Langzeitstudie ausgewählt wurden, handelt es sich um Großlysimeter aus Polyethylen mit einer

<sup>1</sup> Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V., Brauhausweg 2, D-03238 FINSTERWALDE

\* Ansprechpartner: Dr. Beate Zimmermann, b.zimmermann@fib-ev.de

kreisrunden Grundfläche von 1,02 m<sup>2</sup> und einer Mantelhöhe von 3,10 m. Sie sind in einfacher Wiederholung mit zwei schwefelsauren tertiären Kippsubstraten befüllt, welche sich insbesondere im Kohlegehalt unterscheiden (kohleführender Kipp-Lehmsand (oj-(x)ls) sowie Kipp-Kohlelehmsand (oj-xls)). Die Substrate in den Lysimetergefäßen wurden nach der Befüllung bis in ein Meter Tiefe mit Braunkohlensasse melioriert. In die oberen 30 cm wurde Klärschlamm eingemischt, wobei die applizierte Menge einer Gabe von 5 Tonnen Klärschlamm pro Hektar entspricht (geringste getestete Gabenhöhe). Über den Versuchszeitraum fand eine intensive Bewirtschaftung der Lysimeter mit einer Wintergetreide-Luzernegras dominierten Fruchtfolge statt. Zwischen 2003 und 2015 waren die Lysimeter mit extensiv genutzter Grünlandvegetation bedeckt. Eine Beprobung der Sickerwässer fand in diesem Zeitraum nicht statt.

Für die aktuelle Studie erfolgte im März 2015 eine Auffüllung der vier Lysimeter mit Kippboden aus dem Bereich der ursprünglichen Entnahmestelle, um Sackungsverluste auszugleichen. Nach dem Einarbeiten des Füllsubstrates in die oberen 30 cm eines jeden Lysimeters wurde Luzernegras eingesät. Die Beprobungen des Sickerwassers in drei Meter Tiefe wurden im April 2015 wieder aufgenommen und seitdem monatlich wiederholt. Von den im Labor bestimmten Parametern, Elementen und Verbindungen werden im Beitrag die Ergebnisse für den pH-Wert, Eisen, Sulfat und Ammonium vorgestellt.

## Ergebnisse

Im Verlauf von zwei Jahrzehnten nach der Befüllung der Lysimeter mit den tertiären Kippsubstraten ist der pH-Wert der Sickerwässer kontinuierlich leicht angestiegen, liegt aber noch immer mit Werten unter 3 im stark sauren Bereich (*Abbildung 1*). Die Sulfatkonzentrationen sind zum Zeitpunkt der Wiederaufnahme der Messungen zwar von ursprünglich über 15.000 mg/l deutlich zurückgegangen, liegen aber mit ca. 1.800 mg/l im Kipp-Lehmsand und 2.800 mg/l im Kipp-Kohlelehmsand nach wie vor auf einem sehr hohen Niveau

(*Abbildung 1*). Im Sickerwasser eines Referenzlysimeters, welches mit einem gewachsenen Boden gefüllt ist, betragen die mittleren Sulfatkonzentrationen im Zeitraum 1994 bis 2003 im Mittel 80 mg/l. Auch die Eisenkonzentrationen sind insbesondere beim Kipp-Kohlelehmsand noch nicht auf das Niveau von Hintergrundwerten zurückgegangen (*Abbildung 1*). Bei den Ammoniumkonzentrationen zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den zwei untersuchten Substraten, die auf den höheren Kohlegehalt des Kipp-Kohlelehmsandes zurückzuführen sind (*Abbildung 1*). Während beim Kipp-Lehmsand die Ammoniumkonzentrationen stetig abnehmen, stiegen sie beim Kipp-Kohlelehmsand in den ersten Jahren stark an und sind nach wie vor mit ca. 40 mg/l wesentlich höher als im Sickerwasser des Referenzlysimeters mit dem gewachsenen Boden (*Abbildung 1*).

Die jährlichen Austräge von Schwefel und Eisen, welche auf Basis der gemessenen Sickerwassermengen und Sulfat- sowie Eisenkonzentrationen berechnet wurden, übersteigen auch nach zwei Jahrzehnten regionale Hintergrundwerte deutlich: So beläuft sich z. B. der Schwefelaustrag für das vergleichsweise schwächer kohlehaltige Substrat, den Kipp-Lehmsand, auf 930 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>, was dem 24-fachen des Austrags aus dem gewachsenen Vergleichsboden entspricht (*Tabelle 1*). Die regionaltypischen Eisenausträge werden beim selben Substrat sogar um das 300-fache überschritten. Noch gravierendere Unterschiede zwischen Kippsubstrat und gewachsenem Boden zeigt aufgrund des höheren Kohlegehaltes der Kipp-Kohlelehmsand, bei dem die sickerwassergebundenen Eisenausträge auch zwei Jahrzehnte nach „Verkippung“ mehr als anderthalb Tausend mal so hoch sind wie für den Vergleichsboden mit neutralem pH-Wert (*Tabelle 1*).

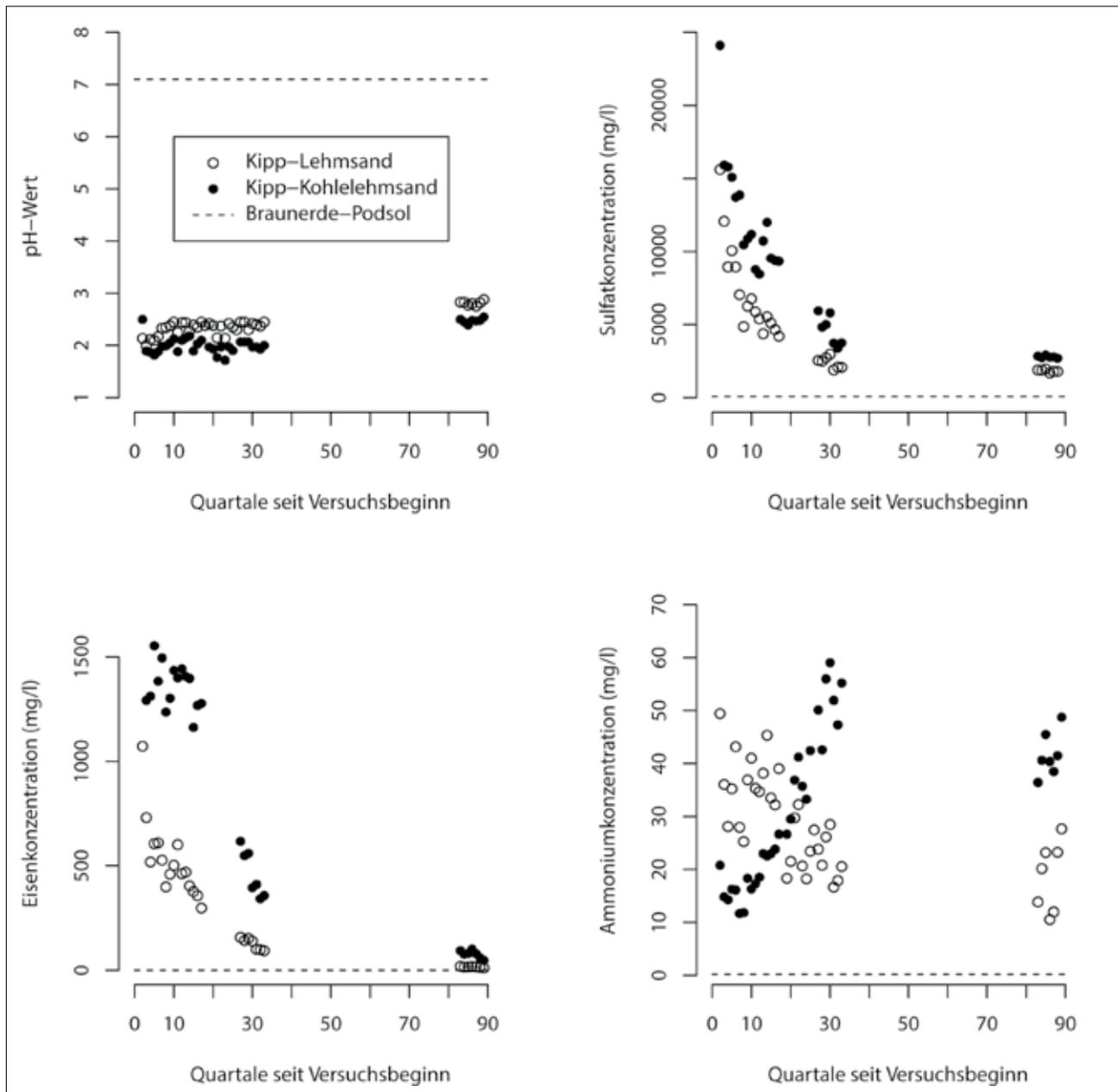
## Diskussion

Die Entsäuerung tertiärer Kippsubstrate in der ungesättigten Zone kann erst nach vollständiger Oxidation der Sulfide und Auswaschung der freien Schwefelsäure und der wasserlöslichen Hauptverwitterungsprodukte wie Eisen- und

**Tabelle 1: Schwefel- und Eisenausträge aus den vier Großlysimetern mit den zwei Substratvarianten kohleführender Kipp-Lehmsand (oj-(x)ls) und Kipp-Kohlelehmsand (oj-xls). Vergleichsdaten für einen gewachsenen regionalen Boden lieferte ein Großlysimeter, welches im Jahr 1975 mit einem Acker-Braunerde-Podsol schicht- bzw. horizontweise befüllt und bis zum Jahr 2003 als Referenz zum Großlysimeterversuch betrieben wurde. Für das Jahr 22 nach Inbetriebnahme wurde für diesen Boden der Mittelwert der Jahresausträge von 1994 bis 2003 herangezogen.**

Element	Substrat	Jahr seit Inbetriebnahme in 1994				
		1	4	8	22	
Schwefel	Mittelwert (kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	oj-(x)ls	14.261	2.644	1.424	930
		oj-xls	17.984	3.630	2.466	1.410
	Standardabweichung (kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	oj-(x)ls	125	844	313	73
		oj-xls	235	69	105	49
	Vielfaches des Braunerde-Podsols <sup>1</sup>	oj-(x)ls	158	147	36	24
		oj-xls	200	202	62	37
Eisen	Mittelwert (kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	oj-(x)ls	2.665	601	215	29
		oj-xls	7.837	1.350	754	144
	Standardabweichung (kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	oj-(x)ls	161	241	102	8
		oj-xls	552	23	124	32
	Vielfaches des Braunerde-Podsols <sup>1</sup>	oj-(x)ls	53.300	30.025	860	317
		oj-xls	156.740	67.475	3.016	1.594

<sup>1</sup> Relation zum Austrag aus dem Braunerde-Podsol, zum Beispiel 158 (oj(x)ls): 1(Braunerde-Podsol).



**Abbildung 1:** Zeitlicher Verlauf der pH-Werte sowie der Sulfat-, Eisen- und Ammoniumkonzentrationen, welche die Sickerwässer der beiden untersuchten Substrate charakterisieren. Datengrundlage sind die Mittelwerte für die zwei Wiederholungslysimeter je Substrat. Zusätzlich ist der Mittelwert für den Braunerde-Podsol (siehe Tabelle 1) dargestellt.

Aluminiumsulfate stattfinden (Katzur & Böcker 2010). Ein Andauern dieser Verwitterungs- und Austragungsprozesse in den Lysimetergefäßen wird durch die auch nach 20 Jahren Versuchsdauer immer noch sehr hohen Sulfat- und Eisenkonzentrationen belegt. Die bei niedrigen pH-Werten stattfindende Desorption von Ammonium durch höherwertige Kationen aus der Kohle (Wilden 2000) könnte die mit der Versuchsdauer zunächst sogar steigenden Konzentrationen dieser Stickstoffverbindung für den Kipp-Kohlelehmsand erklären.

Die aktuellen Ergebnisse des Versuchs bestätigen die Prognose, dass die Säurenachlieferung verbunden mit den hohen Salzfrachten mehrere Jahrzehnte andauert (Katzur & Liebner 2000). Ein vertieftes Verständnis der zeitlichen Dynamik von Verwitterungs- und Auswaschungsprozessen

in den tertiären Substraten bedarf weiterer umfassender Analysen Lysimeterdaten.

### Schlussfolgerungen

Mit pH-Werten unter 3, Sulfatkonzentrationen von 1.800-2.800 mg/l, Eisenkonzentrationen von 20-60 mg/l und Ammoniumkonzentrationen von 15-40 mg/l weisen die Sickerwässer tertiärer Kippsubstrate auch zwei Jahrzehnte nach ihrem Einbau in Lysimeter einen extremen Chemismus auf. Die bisher meist auf Hochrechnungen und Modellen basierende Aussage, dass eine bergbaubedingte Beeinflussung von Grund- und Oberflächengewässern im Lausitzer Braunkohlenrevier über mehrere Jahrzehnte andauern wird, wird durch den Langzeit-Lysimeterversuch untermauert.

## Literatur

- Gast M., Haubold-Rosar M. (2003) Einfluss organischer Massenabfälle auf den N-Haushalt landwirtschaftlich rekultivierter Kippsubstrate. BAL-Bericht: 10. Gumpensteiner Lysimetertagung. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, 137-140.
- Katur J., Böcker L. (2010) Chronik der Rekultivierungsforschung und Landschaftsgestaltung im Lausitzer Braunkohlenrevier bis 1990. Weißensee Verlag, Berlin.
- Katur J., Liebner F. (2000) Sickerwasserqualität und Stoffaustrag in den Kippen des Lausitzer Braunkohlenreviers. Wasser & Boden, 52, 44-51.
- Wilden R. (2000) Beschreibung des Bodenlösungsschemismus und der Elementbilanzen von vier forstlich genutzten Kippenstandorten im Lausitzer Braunkohlerevier unter besonderer Berücksichtigung des Einsatzes von Klärschlamm und Kompost bei der Rekultivierung. Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung, Bd. 12.

# Verbesserung der Stickstoff-Effizienz bei der Ausbringung organischer Dünger mit Hilfe des Gülle-Strip-Till-Verfahrens zu Silomais

Nadine Tauchnitz<sup>1\*</sup>, Joachim Bischoff<sup>1</sup>, Matthias Schrödter<sup>1</sup>, Benjamin Pietzner<sup>2</sup>  
und Ralph Meißner<sup>3</sup>

## Zusammenfassung

Beim Gülle-Strip-Till-Verfahren wird die reduzierte Bodenbearbeitung (Streifenbearbeitung, strip tillage) mit der gezielten Ablage von Gülle-Depots unter die Maisreihe kombiniert. Im vorliegenden Projekt wurde das Gülle-Strip-Till-Verfahren im Hinblick auf eine potentielle Verbesserung der Stickstoff(N)-Effizienz untersucht. Hierfür wurden an drei verschiedenen Standorten in Mitteldeutschland randomisierte Parzellenversuche mit den Varianten Kontrolle ohne Gülle, ganzflächige Gülle-Ausbringung mit und ohne Nitrifikationsinhibitor (NI) sowie Gülle-Strip-Till mit und ohne NI angelegt. Die Versuchsergebnisse aus drei Versuchsjahren zeigten eine geringere N-Verlagerung in tiefere Bodenschichten und damit ein reduziertes Nitrat-Auswaschungsrisiko bei den Strip-Till-Varianten. Mit Hilfe der Anwendung eines NI waren die Ammonium-Depots bei den Strip-Till-Varianten bis zu 30 Tage nach Gülleausbringung stabil. Im Vergleich zur ganzflächigen Gülle-Ausbringung wurden signifikant höhere N-Entzüge und Erträge bei den Strip-Till-Varianten (mit und ohne NI) erfasst. Die gasförmigen N-Verluste waren auf einem insgesamt niedrigen Niveau. Mit Hilfe der Injektion der Gülle im Strip-Till-Verfahren konnten die Ammoniak-Emissionen teilweise reduziert werden.

*Schlagwörter:* Ammonium-Depot, Nitrat auswaschung, Nitrifikationsinhibitor, platzierte Düngung, Stickstoffnutzungseffizienz

## Summary

Strip-Till is a form of conservation tillage where the soil is only tilled in the seed row which can be well combined with liquid organic fertilizer injection into the root zone of maize. Study aimed to determine the potential of strip-till combined with slurry band injection below the maize row to improve N efficiency of maize crops. Therefore randomized plot trials at three different study sites in Central Germany were performed. The following treatments were considered in the plot trials: control without slurry, conventional broadcast surface application and immediately incorporation of slurry with and without nitrification inhibitor (NI), strip-Till + slurry injection with and without NI. Results of three study years showed a lower nitrate leaching into deeper soil layers in the strip-Till treatments. By the use of NI ammonium depots were nearly stable until about 30 days after manure application in the strip-Till treatments. Above this significant higher N uptakes of plants and dry matter yields were determined for the strip-Till treatments (with and without NI) compared to conventional broadcast surface application of slurry. Gaseous N losses were altogether on a low level. With the injection of slurry in the strip-Till treatments emissions of ammonia could be reduced in part.

*Keywords:* ammonia depots, deep band placement of fertilizers, nitrate leaching, nitrification inhibitor, nitrogen use efficiency

## Einleitung

Mit dem politisch motivierten Hintergrund, den Eintrag reaktiver Stickstoff(N)-Verbindungen in die Umwelt zu vermindern, nehmen N-effiziente Verfahren bei der Düngung immer mehr an Bedeutung zu. Ein solches N-effizientes Verfahren für die Ausbringung organischer flüssiger Dünger ist das Gülle-Strip-Till-Verfahren. Beim Gülle-Strip-Till-Verfahren wird die Streifenbearbeitung (strip-tillage) mit der platzierten Gülle-Depot-Düngung kombiniert (Bischoff 2012). Mit Hilfe des Einsatzes von Nitrifikationsinhibitoren (NI) wird der N in Form von Ammonium in der Gülle über einen längeren Zeitraum stabilisiert und hierdurch eine verbesserte Ernährung der Maispflanzen realisiert. Das

zeigten Untersuchungen von Laurenz (2014). In einigen Versuchen wurden höhere Trockenmasse(TM)-Erträge sowie höhere N-Entzüge durch die platzierte Ammonium-Depot-Düngung nachgewiesen (Laurenz 2014, Federolf et al. 2016). Im Hinblick auf die Nitratverlagerung und die gasförmigen N-Verluste (Ammoniak, Lachgas) liegen bisher nur wenige Erkenntnisse vor. Im vorliegenden Projekt wurden Untersuchungen zur Bewertung der N-Effizienz des Gülle-Strip-Till-Verfahrens durchgeführt. Hierzu wurden an drei Standorten in Sachsen-Anhalt randomisierte Parzellenversuche angelegt und die platzierte Gülle-Depot-Düngung (Gülle-Strip-Till-Verfahren) der konventionellen ganzflächigen Gülleausbringung gegenübergestellt. Folgende Schwerpunkte wurden bearbeitet:

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

<sup>2</sup> Martin Luther University Halle-Wittenberg, Professur für Allgemeinen Pflanzenbau/Ökologischen Landbau, Betty Heimann-Straße 5, D-06120 HALLE (Saale)

<sup>3</sup> Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ, Dep. Bodenphysik, Falkenberg 55, D-39615 ALTMÄRKISCHE WISCHE

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

- Ermittlung der  $N_{\min}$ -Gehalte im Boden (0-90 cm)
- Erfassung der TM-Erträge und N-Entzüge der Maispflanzen sowie
- Quantifizierung gasförmiger Verluste von Ammoniak ( $NH_3$ ) und Lachgas ( $N_2O$ ).

## Material und Methoden

Randomisierte Parzellenversuche (Breite: 12 m, Länge: 50 m, 4 Wiederholungen) wurden an drei Standorten in Sachsen-Anhalt (Lückstedt, Quellendorf, Burgsdorf) angelegt. Die Bodenverhältnisse repräsentieren schwach bis mittel lehmige Sande (Lückstedt, Quellendorf) und Lehm (Burgsdorf). Die klimatischen Bedingungen der Standorte sind vergleichbar mit langjährigen (1981-2010) Jahresdurchschnittstemperaturen und Niederschlagsmengen von 9.2 °C und 562 mm (Lückstedt), 9.0 °C und 550 mm (Burgsdorf) und 9.7 °C und 533 mm (Quellendorf) (DWD). In den Versuchen wurden folgende Varianten untersucht:

- Kontrolle ohne Gülle (Null)
- Gülle-Strip-Till (STR)
- Gülle-Strip-Till + NI (STR+NI)
- Ganzflächige Gülleausbringung und sofortige Einarbeitung (GF)
- Ganzflächige Gülleausbringung und sofortige Einarbeitung + NI (GF+NI).

Gedüngt wurden 20 bis 30 m<sup>3</sup>/ha Rindergülle bzw. Gärrest-Rindergülle entsprechend der N-Mengen von 100 bis 136 kg N ha<sup>-1</sup>. In den Varianten mit NI wurden dem Dünger 5 l/ha PIADIN (SKWP) bzw. VIZURA (BASF) zugemischt. Bei den Strip-Till-Varianten wurde der Dünger mit Hilfe des XTill S-Gerätes (Fa. VOGEL-SANG) in einer Tiefe von etwa 25 cm abgelegt. Bei der ganzflächigen Ausbringung wurde die Gülle flach mit einer Kurzscheibenegge (AMAZONE CATROS) in eine Tiefe von ca. 6-8 cm eingearbeitet.  $N_{\min}$ -Gehalte ( $NO_3$ -N +  $NH_4$ -N) im Boden wurden in Tiefen von 0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm zu unterschiedlichen Zeiten ermittelt. Die Ernte der Maispflanzen erfolgte manuell auf einer Fläche von 2 m<sup>2</sup> (Mitte Juli, August, September). TM-Erträge und  $N_t$ -Gehalte in den Pflanzen wurden zur Berechnung der N-Entzüge erfasst. Gasförmige N Verluste wurden nur am Standort Lückstedt mittels closed chamber Methode ( $N_2O$ ) und kombinierte Passivsammler und Dräger Tube Methode ( $NH_3$ ) nach Gericke et al. (2011) ermittelt.

## Ergebnisse und Diskussion

### Stabilität der Ammonium-Depots und N-Verlagerung im Boden

Die Gülle- $NH_4$ -Depots in den mit NI stabilisierten Strip-Till-Varianten (STR+NI) waren in allen Versuchsjahren mit einem  $NO_3$ -Anteil von 30 bis max. 50 % (2016) bis etwa 30 Tage nach der Düngung stabil. Diese Ergebnisse werden auch in anderen Untersuchungen bestätigt, wobei teilweise noch eine länger anhaltende Wirkung von NI bei Gülle-Injektion zu Mais erfasst wurde (z.B. Olf et al. 2015). Im Vergleich zu den STR-Varianten zeigte der NI bei der ganzflächigen Gülleausbringung (Konv.+NI) kaum

einen Effekt. Die Ursache hierfür ist vermutlich, dass bei der ganzflächigen Gülleausbringung im Vergleich zur konzentrierten Ablage des Güllebandes im Strip-Till-Verfahren eine größere Angriffsfläche für Mikroorganismen besteht. Dieser Effekt wurde auch in anderen Untersuchungen beobachtet (Laurenz 2014). Die tiefenabhängigen  $N_{\min}$ -Untersuchungen zeigten bei den STR-Varianten signifikant niedrigere  $N_{\min}$ -Gehalte im Unterboden (30-90 cm) im Vergleich zu den anderen Versuchsvarianten, die auf eine geringere N-Verlagerung hindeuten. Demgegenüber waren die Unterschiede zwischen den Varianten STR und STR+NI nicht signifikant. Eine geringere  $NO_3$ -Verlagerung auf leichten Böden bei platzierter Gölledüngung im Vergleich zur breitflächigen Gülle-Einarbeitung stellten auch Federolf et al. (2016) in ihren Versuchen fest.

### TM-Erträge und N-Entzüge

In den drei Versuchsjahren wurden bei den STR-Varianten die signifikant höchsten TM-Erträge und N-Entzüge ermittelt (Abbildung 1).

Hinsichtlich der Ertragsleistung war im Unterschied zu anderen Untersuchungen (Laurenz 2014, Federolf et al. 2016, Thiel et al. 2016) kein signifikanter Mehrertrag und ebenso kein höherer N-Entzug durch den Einsatz eines NI nachweisbar. Es ist zu vermuten, dass aufgrund des relativ trockenen Frühjahres in allen 3 Versuchsjahren auch eine geringere  $NO_3$ -Verlagerungsgefahr im Zeitraum der nachgewiesenen  $NH_4$ -Depot-Wirkung durch den NI bestand. Zudem kann bereits durch die gezielte Ablage der Gülle im Strip-Till-Verfahren bei hohen  $NH_4$ -Konzentrationen eine Hemmung der Nitrifikation erwartet werden, wie es auch aus der Anwendung des CULTAN-Verfahrens bekannt ist (z.B. Sommer 2003).

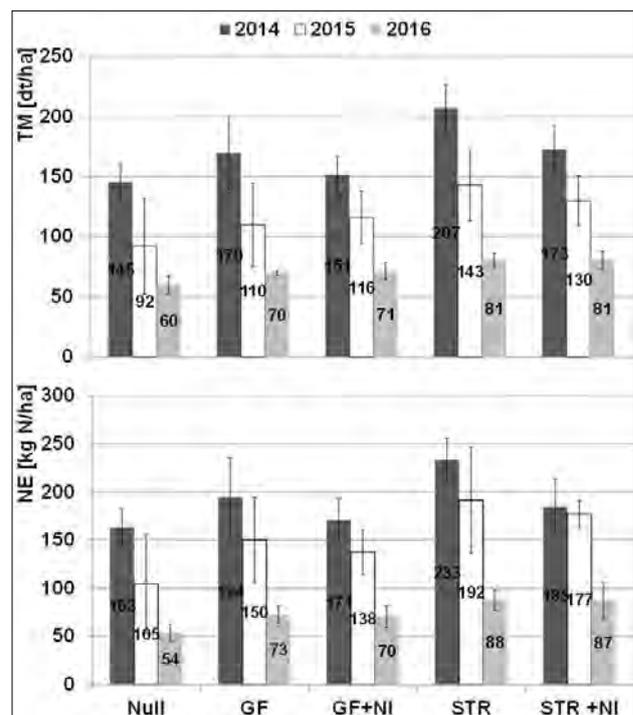


Abbildung 1: Trockenmasse(TM)-Erträge und Stickstoff-Entzüge (NE).

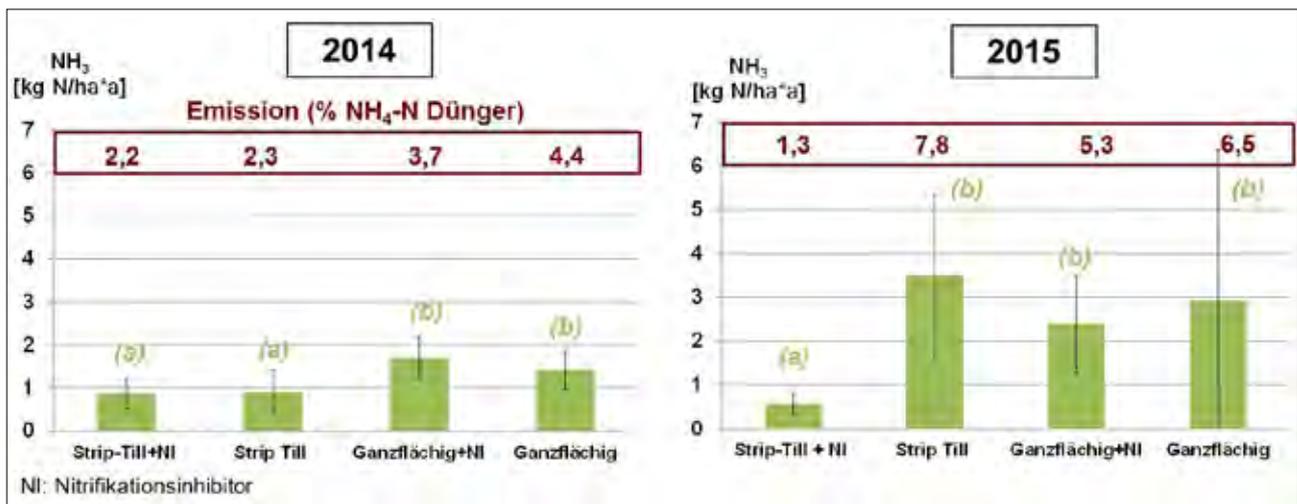


Abbildung 2: Ammoniak-Emissionen am Standort Lückstedt (Tukey-Test,  $p < 0,05$ ,  $n=4$ ).

### Gasförmige N-Verluste

In den Versuchsjahren (2014-2015) wurden insgesamt niedrige  $\text{NH}_3$ -Verluste mit Emissionsfaktoren von maximal 7,8 nachgewiesen (Abbildung 2). Im Versuchsjahr 2014 zeigten die STR-Varianten im Vergleich zur ganzflächigen Ausbringung signifikant niedrigere  $\text{NH}_3$ -Emissionen. Im Versuchsjahr 2015 wurden bei der Variante STR+NI die niedrigsten  $\text{NH}_3$ -Emissionen erfasst. Die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen waren auf einem sehr geringen Niveau mit Emissionsfaktoren von 0,3 bis 0,8. Signifikante Unterschiede zwischen den Versuchsvarianten konnten nicht nachgewiesen werden.

### Schlussfolgerungen

Die bisherigen dreijährigen Versuchsergebnisse zeigten, dass Gülle-Strip-Till ein geeignetes Verfahren ist, die N-Effizienz bei der Ausbringung organischer Dünger zu erhöhen. Mit Hilfe der gezielten Ablage hochkonzentrierter  $\text{NH}_4$ -Depots direkt in die Wurzelzone der Maispflanzen konnten eine Verringerung der  $\text{NO}_3$ -Verlagerung in tiefere Bodenschichten und hierdurch höhere Erträge und N-Entzüge der Pflanzen erzielt werden. Der zusätzliche Einsatz von NI wird empfohlen, um auch in niederschlagsreicheren und damit auswaschungsgefährdeteren Jahren die Auswaschung von  $\text{NO}_3$  zu vermeiden. Im Hinblick auf die gasförmigen N-Verluste ist das Gülle-Strip-Till-Verfahren als günstig einzuschätzen, da durch die tiefe Ablage des Düngers  $\text{NH}_3$ -Verluste minimiert wurden und keine erhöhten  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen nachweisbar waren. Weitere Untersuchungen

sind erforderlich, um die N-Effizienz des Verfahrens auch bei anderen Witterungsverhältnissen (niederschlagsreiche Frühjahre) bewerten zu können.

### Literatur

- Bischoff J., Tauchnitz N., Schrödter M. (2012) Praxiseinsatz von Gülle-Strip Till in Sachsen-Anhalt. Streifensaat im Praxistest. Neue Landwirtschaft 5, 44-46.
- Federolf C.-P., Westerschulte M., Olf H.-W., Trautz D. (2016) Gülleunterfußdüngung zu Silomais im Nordwesten. Die Nährstoffbilanz entlasten. LOP 5, 23-27.
- Gericke H., Pacholski A., Kage H. (2011) Biosystems Engineering 108, 164-173.
- Laurenz L. (2014) Gülle-Strip Till zu Mais auf Erfolgskurs. Top Agrar 3, 92-95.
- Olf H.-W., Federolf C.-F., Westerschulte M. (2015) Nitrat auswaschung stoppen. Dlz Agrarmagazin, Special Gölledüngung, 16-18.
- Sommer K. (2003) Grundlagen des „CULTAN“-Verfahrens. In: M. Kücke (Hrsg.): Anbauverfahren mit N-Injektion (CULTAN) Ergebnisse, Perspektiven, Erfahrungen. Landbauforschung Völkenrode, 1-22.
- Thiel E., Spott O., Fuchs M., Schuster C. (2016) Application of a nitrification inhibitor (PIADIN®) along with slurry using Strip Till approach for optimizing N fertilizer efficiency- laboratory and field results. Abstracts, 19<sup>th</sup> Nitrogen Workshop, Skara, Sweden, 22-23. [http://akkonferens.slu.se/nitrogenworkshop/wp-content/uploads/sites/18/2014/05/Nitrogen-Abstracts-USB\\_ny.pdf](http://akkonferens.slu.se/nitrogenworkshop/wp-content/uploads/sites/18/2014/05/Nitrogen-Abstracts-USB_ny.pdf).



# Auswertung von Lysimeterdaten über sieben Jahre zur Bestimmung von Evapotranspiration, Wassernutzungseffizienz und Pflanzenkoeffizienten

Simone Oberholzer<sup>1</sup>, Andreas Hund<sup>1</sup> und Volker Prasuhn<sup>2\*</sup>

## Zusammenfassung

Die Daten von 12 wägbaren Lysimetern der Lysimeteranlage Zürich-Reckenholz der Vegetationsperioden 2009 bis 2015 wurden bezüglich Evapotranspiration, Pflanzenkoeffizienten ( $K_c$ -Werte) und Wassernutzungseffizienz ausgewertet. Die Daten von sieben verschiedenen Kulturen flossen in die Untersuchungen ein. Dadurch konnten 71 Kultur x Jahr-Kombinationen analysiert werden. Die mittlere Evapotranspiration war bei Raps mit 4,3 mm/Tag am höchsten, bei Klee gras-Ansaatwiese mit 3,0 mm/Tag am geringsten. Die mittleren  $K_c$ -Werte der Kulturen unterschieden sich signifikant. In den Trockenjahren 2011 und 2015 waren die  $K_c$ -Werte von Raps und Mais geringer als in feuchteren Jahren. Jedoch wurde in keinem Jahr das leicht pflanzenverfügbare Wasser aus dem gesamten Bodenprofil aufgebraucht. Maximale  $K_c$ - und Evapotranspirationswerte wurden zur Blütezeit der Kulturen erreicht. Bei allen Kulturen gab es eine deutliche Korrelation zwischen Wassernutzungseffizienz und Biomasseproduktion bzw. Korntrag. Die Resultate zeigen, dass der Wasservorrat der untersuchten Böden in der Regel ausreichend ist; in Trockenjahren kann Trockenstress aber zu Ertragseinbußen führen.

*Schlagwörter:* Lysimeter, Wasserbilanz, Wassernutzungseffizienz, Evapotranspiration, Pflanzenkoeffizienten

## Summary

For the vegetation periods from 2009 to 2015 data from 12 weighing lysimeters of the lysimeter facility Zürich-Reckenholz were evaluated with regard to evapotranspiration, crop coefficients and water use efficiency. Data from seven different crops were included in this study. Thus, 71 crop-by-year combinations could be analyzed. The mean evapotranspiration was highest in rapeseed with 4.3 mm/day and lowest in grass clover ley with 3.0 mm/day. Mean  $K_c$  values of the crops differed significantly. In the dry years 2011 and 2015,  $K_c$  values of rapeseed and maize were lower than in the other years. However, the readily available water from the entire soil profile was never depleted. Maximum  $K_c$  values and evapotranspiration were achieved at the flowering time of the crops. In all crops, there was a clear correlation between water use efficiency and biomass production or grain yield. The results show that overall current water supply of the soil under investigation is generally sufficient; in dry years, however, drought can lead to losses in yield.

*Keywords:* lysimeter, water balance, water use efficiency, evapotranspiration, crop coefficients

## Einleitung

Moderne wägbare Präzisionslysimeter erlauben die exakte Erfassung der Wasserbilanz, da neben dem Sickerwasserausfluss über die Gewichtsveränderung der Lysimeternieder-schlag, die Evapotranspiration und die Bodenspeicheränderung berechnet werden können. Liegen zusätzlich Daten von Messsonden wie FDR oder Tensiometer aus verschiedenen Bodentiefen vor, können auch Aussagen über den räumlichen und zeitlichen Wassertransport gemacht werden. Dadurch können kulturspezifische Informationen zum Wasserbedarf und zur Grundwasserneubildung gewonnen werden. Um Anpassungsstrategien im Pflanzenbau für den prognostizierten Klimawandel entwickeln zu können, sind detaillierte, lokalspezifische Kenntnisse über Pflanzenkoeffizienten der Evapotranspiration ( $K_c$ -Werte), Wassernutzungseffizienz, Wasserbedarf und Wasserextraktionstiefen verschiedener Kulturen notwendig.

## Material und Methoden

Im Jahr 2009 haben verschiedene agronomische Versuche auf der neuen Lysimeteranlage in Zürich-Reckenholz begonnen. Die Anlage umfasst 72 Gravitationslysimeter mit einer Oberfläche von 1 m<sup>2</sup> und einer nutzbaren Tiefe von 1,35 m und drei verschiedenen, monolithisch gewonnenen, typischen Ackerböden der Schweiz. Über eine Sickerwasserhilfe von 15 cm aus Quarzsand am Lysimeterboden entwässern die Lysimeter frei dränend in Kippwaagen von 100 ml. 12 Lysimeter sind wägbar und mit verschiedenen Messsonden (FDR, Tensiometer, Saugkerzen, Temperatur) in vier verschiedenen Tiefen (10, 30, 60, 90 cm) in zweifacher Wiederholung ausgestattet. Alle Messdaten werden alle fünf Minuten aufgezeichnet (Prasuhn et al. 2016).

Die Vegetationsperioden der Jahre 2009 bis 2015 wurden analysiert. Es wurden die sieben Kulturen (Körnermais, Silomais, Winterweizen, Wintergerste, Winterraps, Zucker-

<sup>1</sup> ETH Zürich, Institut für Agrarwissenschaften, Universitätsstraße 2, CH-8092 ZÜRICH

<sup>2</sup> Agroscope, Fachgruppe Gewässerschutz und Stoffhaushalt, Reckenholzstraße 191, CH-8046 ZÜRICH

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

rüben, Klee graswiese) berücksichtigt, die mindestens in zwei verschiedenen Jahren auf einem Lysimeter angebaut wurden. Dadurch standen 71 Kultur x Jahr-Kombinationen für die Auswertung zur Verfügung.

Die Niederschlagsmenge wurde aus der Gewichtsveränderung der Lysimeter basierend auf 5-Minutendaten ermittelt. Die Rohdaten wurden zunächst manuell korrigiert (offensichtliche Fehler bei Service- oder Bodenbearbeitungsarbeiten), dann wurden über einen Grenzwertfilter Ausreißer eliminiert, anschließend wurde der „adaptive window and adaptive threshold“ Filter (AWAT) nach Peters et al. (2014) eingesetzt, um das Rauschen zu bereinigen und abschließend erfolgte eine manuelle Überprüfung durch den Quervergleich aller 12 Lysimeter sowie mit den Meteodaten einer 20 m entfernten offiziellen Niederschlagsmessstation. Die Evapotranspiration wurde anschließend aus der klimatischen Wasserbilanz berechnet. Die Gras-Referenzverdunstung ( $ET_0$ ) wurde aus meteorologischen Daten nach Allen (1998), mit Anpassungen an die Schweizer klimatischen Bedingungen (Calanca et al. 2011), auf stündlicher Basis berechnet. Anschließend wurden Pflanzenkoeffizienten ( $K_c$ -Werte) für alle Kulturen ermittelt. Die Wassernutzungseffizienz (Biomasse geteilt durch Wasserverbrauch; reziproker Wert zum Transpirationskoeffizienten) wurde für die totale Biomasseproduktion und für den Körnerertrag berechnet (detaillierte Methodenbeschreibung siehe Oberholzer 2016).

## Ergebnisse

Für die verschiedenen Lysimeter und Kulturen wurden diverse Parametereinstellungen des AWAT-Filters getestet, um den Bestandesniederschlag auf den Lysimetern möglichst exakt zu ermitteln. Unter Mais gab es das größte Rauschen

bei den 5-Minuten-Gewichtsdaten, unter Klee graswiese das geringste. Entsprechend wurde für jede Kultur eine optimale Filtereinstellung gewählt (Tabelle 1). Für einige Jahre mussten bei einigen Lysimetern gröbere Filtereinstellungen für bestimmte Kulturen gewählt werden, da das Rauschen größer war (Tabelle 1). Der Lysimeterniederschlag war im Mittel rund 8% höher als der Meteoroniederschlag. Vor allem an Tagen mit starkem Wind kam es zu großen Abweichungen zwischen Lysimeter- und Meteoroniederschlag.

Die mittlere Evapotranspiration war bei Raps mit 4,3 mm/Tag am höchsten, bei Klee graswiese mit 3,0 mm/Tag am geringsten (Tabelle 2). Die mittleren  $K_c$ -Werte der verschiedenen Kulturen unterschieden sich signifikant (Tabelle 3). Allerdings variierten die  $K_c$ -Werte der einzelnen Kulturen in verschiedenen Jahren. In den Trockenjahren 2011 und 2015 waren die  $K_c$ -Werte von Raps und Mais signifikant geringer als in feuchteren Jahren. Jedoch wurde in keinem Jahr das leicht verfügbare Wasser aus dem gesamten Bodenprofil aufgebraucht. Nur bei Silomais im Jahr 2015 kam es aufgrund der Trockenheit zu einer leichten Ertragseinbuße. Maximale tägliche  $K_c$ - und Evapotranspirationswerte korrelierten sehr gut mit dem Blütedatum der verschiedenen Kulturen. Die gemessenen Evapotranspirationswerte und Pflanzenkoeffizienten waren vergleichsweise hoch und überstiegen die FAO-Werte (Allen 1998) deutlich. Ursachen hierfür waren die überdurchschnittlichen Erträge auf den Lysimetern und der Oaseneffekt der Lysimeter. Beides führte zu erhöhter Evapotranspiration. Bei allen Kulturen gab es eine deutliche Korrelation zwischen Wassernutzungseffizienz und Biomasseproduktion bzw. Körnerertrag, d.h. höhere Biomasse bzw. höherer Körnerertrag führten zu einer höheren Wassernutzungseffizienz.

Tabelle 1: Verwendete Parametereinstellungen ( $w_{max}$  und  $d_{max}$ ) des AWAT-Filters für verschiedene Kulturen.

Kultur	$w_{max}$	$d_{max}$	Ausnahmen
Silomais	31	0,4	2012 Lysimeter 4 und 9: $w_{max} = 120$ , $d_{max} = 0,8$ ; 2014 Lysimeter 10: $w_{max} = 120$ , $d_{max} = 0,8$
Körnermais	31	0,4	
Winterweizen	20	0,24	2010 Lysimeter 4 und 9: $w_{max} = 40$ , $d_{max} = 0,4$
Wintergerste	20	0,24	
Zuckerrüben	20	0,15	2011 Lysimeter 2 und 8: $w_{max} = 31$ , $d_{max} = 0,24$ ; 2014 Lysimeter 7: $w_{max} = 40$ , $d_{max} = 0,4$
Raps	15	0,15	
Klee gras	15	0,15	

Tabelle 2: Länge der Vegetationsperiode, kumulierte Evapotranspiration und Evapotranspiration pro Tag der verschiedenen Kulturen (inklusive Standardfehler). Bei den Winterkulturen begann die Vegetationsperiode am 10. März, bei den Sommerkulturen mit der Saat und endete jeweils mit der Ernte.

Kultur	Länge der Vegetationsperiode (Tage)	kumulierte Evapotranspiration (mm)	Evapotranspiration pro Tag (mm/Tag)
Raps	117 ± 3	504 ± 17	4,3 ± 0,1
Silomais	130 ± 3	513 ± 20	3,9 ± 0,1
Winterweizen	121 ± 3	481 ± 18	3,8 ± 0,1
Wintergerste	114 ± 3	408 ± 17	3,5 ± 0,1
Körnermais	157 ± 3	552 ± 19	3,5 ± 0,2
Zuckerrüben	202 ± 3	689 ± 20	3,5 ± 0,2
Klee gras	235 ± 3	717 ± 24	3,0 ± 0,2

**Tabelle 3: Mittlere Pflanzenkoeffizienten ( $K_c$ -Wert) und mittlere Wassernutzungseffizienz in Bezug auf Biomasse und Kornertrag (inklusive Standardfehler).**

Kultur	$K_c$ -Wert (Mittelwert)	Wassernutzungseffizienz Biomasse (Mittelwert) (g/mm)	Wassernutzungseffizienz Kornertrag (Mittelwert) (g/mm)
Raps	1,82 ± 0,04	-	0,70 ± 0,17
Silomais	1,40 ± 0,07	3,89 ± 0,25	-
Winterweizen	1,53 ± 0,13	2,63 ± 0,27	1,19 ± 0,13
Wintergerste	1,52 ± 0,06	2,71 ± 0,18	1,37 ± 0,14
Körnermais	1,32 ± 0,07	3,61 ± 0,19	1,45 ± 0,13
Zuckerrüben	1,37 ± 0,03	3,66 ± 0,21	-
Klee gras	1,30 ± 0,02	1,85 ± 0,21	-

## Fazit

Der von Peters et al. (2014) auf 1-Minutenbasis entwickelte AWAT-Filter zur Bestimmung von Lysimeterniederschlag und Evapotranspiration konnte erfolgreich auch mit 5-Minutendaten eingesetzt werden. Die Anwendung bei 71 Kultur x Jahr-Kombinationen zeigte aber, dass jeweils pflanzenspezifische Parametereinstellungen gemacht werden müssen. Das Blühdatum der verschiedenen Kulturen korrelierte sehr gut mit der maximalen täglichen Evapotranspiration und dem maximalen Pflanzenkoeffizienten. Die Resultate zeigen weiterhin, dass der Wasservorrat der untersuchten Böden im Schweizer Mittelland heute meist ausreichend ist. Nur im sehr trockenen Jahr 2015 und nur bei Silomais kam es aufgrund von Trockenstress zu einer Ertragseinbuße. Sollten im Rahmen vom prognostizierten Klimawandel aber Trockenphasen häufiger und länger werden, ist mit Beeinträchtigungen des Pflanzenwachstums aufgrund von Wassermangel zu rechnen.

## Literatur

- Allen R.G., Pereira L.S., Raes D., Smith M. (1998) Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper 56. FAO, Rome, Italy.
- Calanca P., Smith P., Holzkämper A., Ammann C. (2011) Die Referenzverdunstung und ihre Anwendung in der Agrarmeteorologie: Agrarforschung Schweiz 2/4, 176-183.
- Oberholzer S. (2016) Crop Water Use under Swiss Pedoclimatic Conditions – Evaluation of Lysimeter Data Covering a Seven-Year Period. Masterarbeit ETH Zürich, Institut für Agrarwissenschaften, 54. S.
- Peters A., Nehls T., Schonsky H., Wessolek G. (2014) Separating precipitation and evapotranspiration from noise - a new filter routine for high-resolution lysimeter data: Hydrology and Earth System Sciences 18/3: 1189-1198.
- Prasuhn V., Humphrys C., Spiess E. (2016) Seventy-two Lysimeters for Measuring Water Flows and Nitrate Leaching under Arable Land. NAS International Workshop on Applying the Lysimeter Systems to Water and Nutrient Dynamics. Wanju, Südkorea, 124-146.



# Einfluss von Witterung und Kultur der Jahre 2009-2015 auf den Wasserhaushalt der Lysimeter Zürich-Reckenholz

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

## Zusammenfassung

Auf der Lysimeteranlage in Zürich-Reckenholz werden seit 2009 auf 72 Lysimetern verschiedene agronomische Versuche zur Nitratwaschung unter natürlichen Witterungsbedingungen durchgeführt. Die Niederschlagsmengen zwischen 2009 und 2015 schwankten zwischen 796 und 1165 mm. Lysimeter mit dem gleichen Boden zeigten im gleichen Jahr deutliche Unterschiede im Wasserverbrauch entsprechend dem unterschiedlichen Entwicklungsverlauf der verschiedenen Kulturen. Der Anbau der gleichen Kultur in verschiedenen Jahren hatte je nach klimatischen Bedingungen ebenfalls große Auswirkungen auf Bodenwasserhaushalt und Sickerwassermenge. Die geringste Sickerwassermenge aller 72 Lysimeter zwischen 2009 und 2015 betrug 116 mm (2011: Zuckerrüben), die größte 754 mm (2012: Silomais). Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass wegen der Witterungsvariabilität und dem unterschiedlichen Entwicklungsverlauf verschiedener Kulturen mehrjährige Lysimeterversuche über Fruchtfolgen notwendig sind, um bezüglich Wasserverbrauch und Nitratwaschung Empfehlungen für die Praxis ableiten zu können.

*Schlagwörter:* Wasserhaushalt, Sickerwasser, Evapotranspiration, Lysimeter, Ackerbau

## Summary

On the lysimeter facility in Zurich-Reckenholz, various agricultural experiments on nitrate leaching have been carried out on 72 lysimeters under natural climatic conditions since 2009. From 2009 to 2015 the annual precipitations varied between 796 and 1165 mm. Lysimeters with the same soil showed significant differences in water use in a given year due to the contrasting development of the different crops. The cultivation of the same crop in different years also had a great impact on soil water content and seepage water, depending on climatic conditions. The lowest seepage volume of all 72 lysimeters between 2009 and 2015 was 116 mm (2011: sugar beets), the largest 754 mm (2012: silage maize). The results clearly show that long lasting lysimeter experiments on crop rotations are necessary to derive recommendations on water use and nitrate leaching for practical farms.

*Keywords:* water budget, seepage water, evapotranspiration, lysimeter, agriculture

## Einleitung

Lysimeterversuche unter Freilandbedingungen unterliegen dem Einfluss der Witterung. Pflanzenwachstum, Wasserhaushalt und Stofftransport werden stark durch klimatische Faktoren wie Niederschlag und Temperatur gesteuert. Verschiedene Kulturen reagieren entsprechend Saatzeitpunkt, Entwicklungsstadium, Durchwurzelungstiefe etc. unterschiedlich auf Witterungseinflüsse. Mehrjährige Versuche unter verschiedenen klimatischen Bedingungen und mit unterschiedlichen Kulturen sind daher nötig, um bezüglich Wasserverbrauch und Nitratwaschung Empfehlungen für die Praxis ableiten zu können.

## Material und Methoden

Die Lysimeteranlage Zürich-Reckenholz wurde 2009 gebaut und enthält 72 Lysimeter mit einer Oberfläche von 1 m<sup>2</sup> und einer nutzbaren Tiefe von 1,35 m (plus 0,15 m Quarzsandschicht als Sickerhilfe). 12 Lysimeter sind wägbare und mit verschiedenen Messsonden (FDR, Tensiometer, Saugkerzen, Bodentemperatur) in vier verschiedenen Tiefen (10, 30, 60, 90 cm) ausgestattet. Die drei verschiedenen,

monolithisch gewonnenen Ackerböden sind Lehme bis sandige Lehme, tiefgründig und haben ein gutes Wasser- und Nährstoffspeichervermögen. Die meisten Versuche wurden über verschiedene sechsjährige Fruchtfolgen in dreifacher Wiederholung geführt (Prasuhn et al. 2009 und 2016).

## Ergebnisse

Der mittlere Jahresniederschlag beträgt in Zürich-Reckenholz 1054 mm. 2011 und 2015 waren sehr trockene Jahre mit einem Niederschlagsdefizit von 258 bzw. 222 mm gegenüber dem langjährigen Mittelwert, 2012 war dagegen relativ feucht mit einem Überschuss von 111 mm. Die mittlere Sickerwassermenge 2009-2015 in den 72 Lysimetern betrug 376 mm. Im trockenen Jahr 2011 betrug die Sickerwassermenge in einem Lysimeter mit Klee gras mit 174 mm nur fast ein Drittel gegenüber 466 mm im feuchten Jahr 2012 auf einem vergleichbaren Lysimeter mit Klee gras. Je nach angebauter Kultur können die Unterschiede noch größer sein. Die geringste Sickerwassermenge aller 72 Lysimeter zwischen 2009 und 2015 betrug 116 mm (2011: Zuckerrüben), die größte 754 mm (2012: Silomais).

<sup>1</sup> Agroscope, Fachgruppe Gewässerschutz und Stoffflüsse, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 ZÜRICH

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

### Verlauf der Gewichtsveränderung über 7 Jahre bei unterschiedlichen Fruchtfolgen

Der Verlauf der Gewichtsveränderungen spiegelt den Einfluss der klimatischen Bedingungen und angebauten Kulturen der verschiedenen Jahre deutlich wieder (Abbildung 1). Eine Gewichtszunahme bedeutet Niederschlag,

eine Gewichtsabnahme Evapotranspiration (oder Sickerwasser; 1 kg = 1 mm). Große Unterschiede ergaben sich vor allem im Sommer. Im Winter wurde bei allen Lysimetern der Boden wieder mit Wasser aufgefüllt. Das trockene Jahr 2015 führte unter Körnermais (Lysimeter 1), Silomais (Lysimeter 2) und Kunstwiese (Lysimeter 4) zur stärksten Gewichtsabnahme der Untersuchungsperiode.

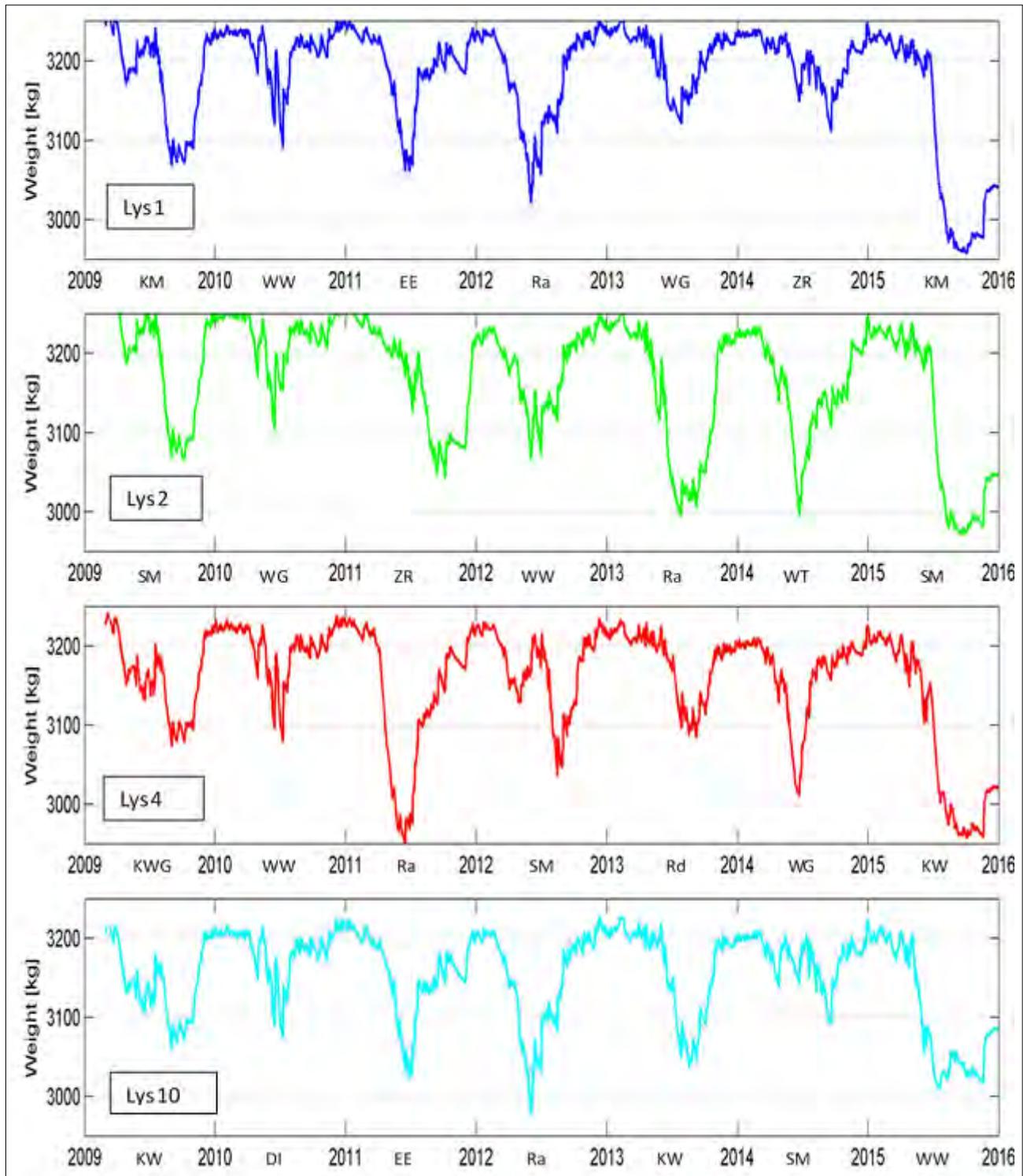


Abbildung 1: Verlauf des Gewichtes von vier Lysimetern (L1, L2, L4, L10) über 7 Jahre bei unterschiedlichen Fruchtfolgen auf dem gleichen Boden (EE = Eiweißerbsen, DI = Dinkel, KM = Körnermais, KW = Kunstwiese, Ra = Raps, Rd = Randen, SM = Silomais, WG = Wintergerste, WT = Wintertriticale, WW = Winterweizen, ZR = Zuckerrüben).

Unter Winterweizen (Lysimeter 10) fiel die Gewichtsabnahme 2015 dagegen weniger stark aus. Im ebenfalls trockenem Jahr 2011 war die Gewichtsabnahme nur unter Raps (Lysimeter 4) sehr hoch, unter Eiweißerbsen (Lysimeter 1 und 10) sowie Zuckerrüben (Lysimeter 2) war die Gewichtsabnahme dagegen weniger ausgeprägt. Die maximale Gewichtsabnahme bei den verschiedenen Lysimetern betrug rund 250 mm.

### Zwei verschiedene Kulturen im gleichen Jahr

Die beiden Lysimeter in *Abbildung 2* enthielten den gleichen Boden und unterlagen den gleichen klimatischen Bedingungen, zeigten aber deutliche Unterschiede im Wasserverbrauch und der Grundwasserneubildung entsprechend dem unterschiedlichen Entwicklungsverlauf der

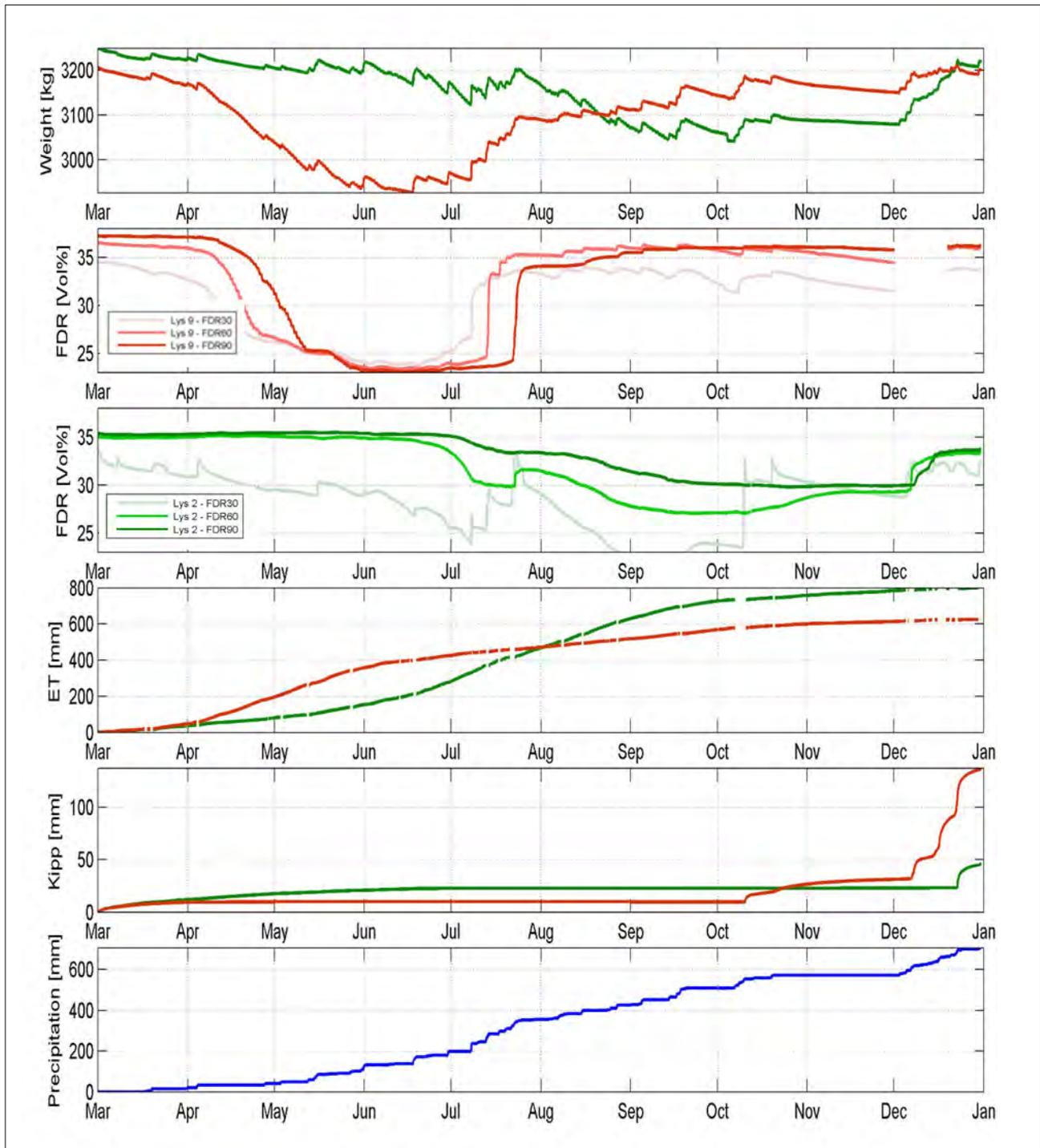


Abbildung 2: Verlauf von Gewicht, Bodenwassergehalt in 30, 60 und 90 cm Tiefe (FDR), aktuelle Evapotranspiration (ET), Sickerwassermenge (Kipp) und Niederschlag für die Lysimeter 2 mit Zuckerrüben (grüne Linien) und Lysimeter 9 mit Raps (rote Linien) für die Periode 1.3.2011 bis 31.12.2011.

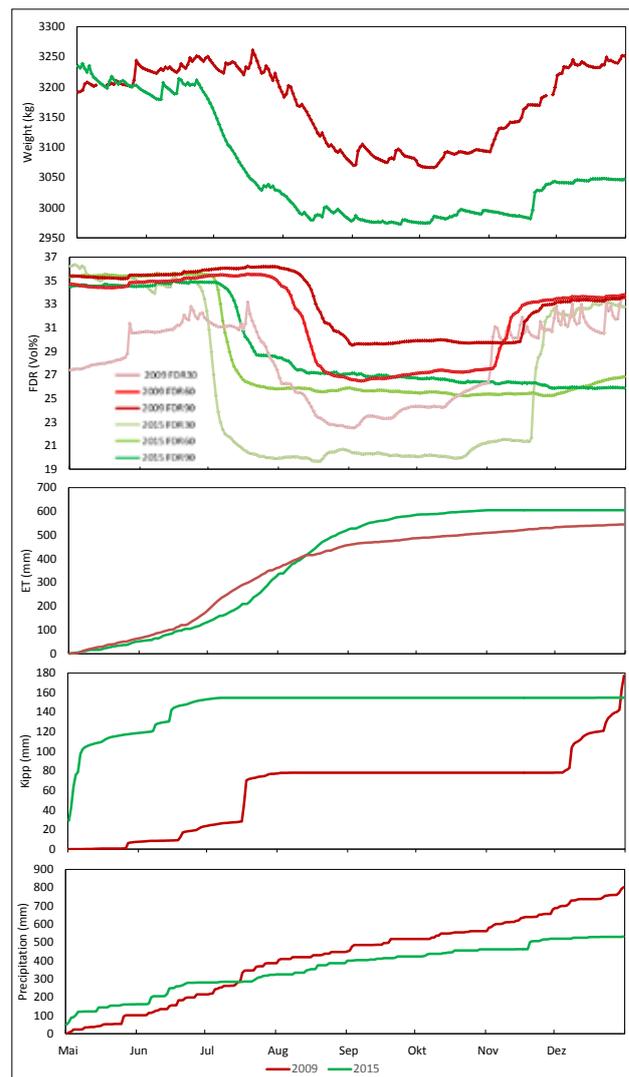
beiden angebauten Kulturen. Der Raps entwickelte sich im April schnell, die Evapotranspiration stieg und der Boden trocknete aus. Bis Ende Juni nahm das Lysimetergewicht auf Lysimeter 9 um 250 kg ab, auf Lysimeter 2 nur um 35 kg. Bis zur Ernte des Raps Ende Juni betrug die Evapotranspiration beim Raps 420 mm gegenüber den Zuckerrüben mit 260 mm. Anfang August hatten die Zuckerrüben mehr Wasser verdunstet als der Raps und die nachfolgend ange-säte Kunstwiese. Bis Ende Jahr hatten die Zuckerrüben 175 mm mehr verdunstet als Raps/Kunstwiese. Entsprechend setzte die Sickerwasserbildung bei Lysimeter 9 schon Mitte Oktober ein und war bis Ende Jahr über 90 mm höher als bei Lysimeter 2.

### *Gleiche Kultur in zwei verschiedenen Jahren*

In den Jahren 2009 und 2015 wurden auf einzelnen Lysimetern die gleichen Kulturen angebaut. *Abbildung 3* zeigt exemplarisch den Kurvenverlauf von Gewicht, FDR-Wassergehalt in verschiedenen Bodentiefen, aufsummierter Evapotranspiration, Sickerwassermenge und Niederschlag für Lysimeter 2 mit Silomais, jeweils vom 1.5. bis 31.12. Die Niederschlagsmenge war 2009 in dieser Periode insgesamt um 270 mm größer als 2015. Die jahreszeitliche Verteilung war auch sehr unterschiedlich. 2015 war der Mai/Juni recht feucht und es gab rund 150 mm Sickerwasser. Der Sommer und Herbst 2015 waren dann deutlich trockener und es kam zu keinem weiteren Sickerwasserabfluss. 2009 kam es Mitte Juli zu viel Niederschlag mit Sickerwasserbildung. Anfang Dezember setzte die Sickerwasserbildung wieder ein. 2015 ging der Bodenwassergehalt Anfang Juli deutlich zurück und blieb in 60 und 90 cm Tiefe bis zum Jahresende auf diesem tiefen Niveau. 2009 ging der Bodenwassergehalt in 60 und 90 cm Tiefe erst einen Monat später zurück. Der Boden trocknete in 90 cm Tiefe auch nicht so stark aus wie 2015. Anfang November 2009 füllte sich das Bodenprofil dann wieder mit Wasser. 2015 war die Evapotranspiration größer als die Niederschlagsmenge; das Wasserdefizit führte zu einem ausgetrockneten Boden bis Jahresende. 2009 war die Niederschlagsmenge dagegen rund 200 mm höher als die Evapotranspiration; entsprechend war der Boden gegen Ende des Jahres wassergesättigt und es kam zu Sickerwasserbildung.

### Fazit

Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass wegen der Witterungsvariabilität und dem unterschiedlichen Entwicklungsverlauf verschiedener Kulturen langjährige Lysimeterversuche über Fruchtfolgen notwendig sind, um bezüglich Wasserverbrauch und Nitratauswaschung Empfehlungen für die Praxis ableiten zu können.



**Abbildung 3: Verlauf von Gewicht, Bodenwassergehalt (FDR), aktueller Evapotranspiration (ET), Sickerwassermenge (Kipp) und Niederschlag für den Lysimeter 2 mit Silomais für die Perioden 1.5.2009 bis 31.12.2009 (rote Linien) und 1.5.2015 bis 31.12.2015 (grüne Linien).**

### Literatur

- Prasuhn V., Spiess E., Seyfarth M. (2009) Die neue Lysimeteranlage Zürich-Reckenholz. Bericht über die 13. Gumpensteiner Lysimeter-tagung, Irdning, 21.-22.4.09. LFZ Raumberg-Gumpenstein, Irdning, 11-16.
- Prasuhn V., Humphrys C., Spiess E. (2016) Seventy-two Lysimeters for Measuring Water Flows and Nitrate Leaching under Arable Land. NAS International Workshop on Applying the Lysimeter Systems to Water and Nutrient Dynamics. Wanju, Südkorea, 124-146.

## Review of lysimeter stations in Slovakia

Ivan Matusek<sup>1\*</sup>, Sascha Reth<sup>2</sup>, Christian Heerdt<sup>2</sup>, Katarina Hrcakova<sup>3</sup>, Jozef Gubis<sup>3</sup>  
and Andrej Tall<sup>4</sup>

### Summary

Three new lysimeter stations were built in Slovakia since 2013 and they operate with modern technology in field of agriculture, hydrology and mountain ecology. Agricultural station in Borovce investigates the impact of various tillage technologies on soil properties and crop production. Preliminary results showed theoretical potential of tillage vs. preservation technologies to generate the nitrate nitrogen losses per vegetation season in winter wheat in given condition of experimental locality. Hydrology station in Petrovce deals with various soil which are typical for eastern region of Slovakia. Dynamics of actual evapotranspiration (ETa) was calculated for the first target soil type (silty loam) and compared to the reference evapotranspiration (ET0) for the very short time in July 2015.

**Keywords:** agriculture, evapotranspiration, high mountain ecology, hydrology, nitrogen

### Introduction

Lysimeter research in Slovakia in the past was intensive and it was well connected to international science. But because of economic transformation it was not supported anymore and the stations were closed and ramshackled. The new stations which are introduced in this contribution are the opportunity how to continue in this field of research with the modern equipment fully accepted by scientists in the world. Each of the three stations (*figure 1*) is unique by some specific feature. Agricultural station in Borovce was designed to allow the standard agricultural machinery to work above the lysimeters with no risk of damage. In Petrovce Hydrology Station there are large lysimeters with very reach instrumentation. Tatranská Javorina is special by its location and research of forest regeneration after the natural calamities in alpine region.

### Material and Methods

**Lysimeter Station in Borovce** is operated by National Agricultural and Food Centre – Research Institute of Plant Production (NAFC-RIPP). It is situated in the western part of Slovakia Lysimeter Station Borovce is in operation since 2013. It consists of one weighable lysimeter covered by grass (*table 1*). There are also three non-weighable lysimeters

which are completely embedded into experimental plots and covered by 0.5 m of soil. It allows the standard agricultural machinery to work above them with no risk to damage the equipment. The filling method of the soil is undisturbed soil monolith excavation (Matušek 2016). In general, the agricultural research of RIPP is focused on issues of tillage technologies and their impact on soil quality and crop production. Nitrogen dynamics is one of the main aims in current research activities too. Lysimeters were installed into ongoing long-term field experiment to assess the nitrogen leaching from soil profile. Three types of tillage systems were involved into experiment (conventional, minimisation and no-till technology). They varied in depth of soil preparation, mechanisation and amount of plant litters which were incorporated into the soil. For this moment only the seepage water volume and nitrate nitrogen content is evaluated.

**Lysimeter Station in Petrovce n. Laborcom** is operated by Institute of Hydrology Slovak Academy of Sciences - Research Hydrological Base (SAS-IH-RHB). Petrovce nad Laborcom is situated in the eastern part of Slovakia. There are five hydrological lysimeters, all of them are weighable (*table 1*). They are instrumented every 0.1 m layers. Soil monoliths are chosen from five different types of soils from various locations in the region. The vegetation on the surface is grassland. The special feature about this lysimeter station is the variable groundwater table. It is managed by a special tank system and supports their hydrologic experiments.

**Lysimeter station in Tatranská Javorina** is situated in the northern part of Slovakia. The newly build lysimeter station is in operation since 2015 and it is managed by the



Figure 1: Three lysimeter facilities in Slovakia.

<sup>1</sup> Ing. Julius Plsko EKOSUR, Jaslovske Bohunice, 919 30, Slovak Republic

<sup>2</sup> Umwelt-Geräte-Technik GmbH, Niederlassung Süd, Lise-Meitner-Straße 30, 85354 Freising-Weihenstephan, Germany

<sup>3</sup> National Agricultural and Food Centre - Research Institute of Plant Production Piestany, Bratislavská cesta 122, Piestany, 921 68, Slovak Republic

<sup>4</sup> Slovak Academy of Science, Institute of hydrology, Hydrological research Base, Michalovce, Holleho 42, Michalovce 071 01, Slovak Republic

\* Ansprechpartner: Dr. Ivan Matusek, matusek@ekosur.sk

Table 1: Technical data of lysimeter stations in Slovakia.

Lysimeter Station	Borovce		Petrovce n. Laborcom	Tatranská Javorina
Operated by	NAFC - RIPP		SAS - IH - RHB	UNIZA - IHMB
In operation since	2013		2014	2015
Purpose of lysimeter station	Agriculture		Hydrology	Mountain ecology
Geographical position	48°34'49"N 17°43'52"E		48°45'19"N 21°54'48"E	49°16'0"N 20°8'0"E
Altitude	162 m		115 m	1040 m
Meteorology Station	Yes		Yes	Yes
Number of lysimeters	1	3	5	1
Type of lysimeters	Weighable	Non-weigh.	Weighable	Weighable
Depth/Surface	1.5m/1m <sup>2</sup>	1.5m/2m <sup>2</sup>	2.5m/1m <sup>2</sup>	1.5/1m <sup>2</sup>
Suction control	Yes	No	Yes	Yes
Drainage layer depth (m)	1.4	1.4	2.4	1.4
Groundwater table variability	No	No	Yes	No
Lower boundary system	Yes	No	No	No
Lysimeter collar	Yes	No	Yes	Yes
Run off system	No	No	No	Yes
Surface cover	Grassland	Arable land	Grassland	Forest vegetation
Filling method	Monolith	Monolith	Monolith	Monolith
Tensiometers	Yes	No	Yes	Yes
Suction cups	Yes	Yes	Yes	Yes
Sensors for soil moisture, temperature, conductivity	Yes	Yes	Yes	Yes
Instrumentation depth (m)	0.3, 0.75, 1.2	0.3, 0.75, 1.2	every 0,1	0.3, 0.7, 1.2
Seepage water tipping counter	Yes	Yes	Yes	Yes
Data storing	Lysidata net		Lysidata net	SVADSS SW
Measurement freq. (min)	15		5	5
Data transmission	GSM		Radio	Radio

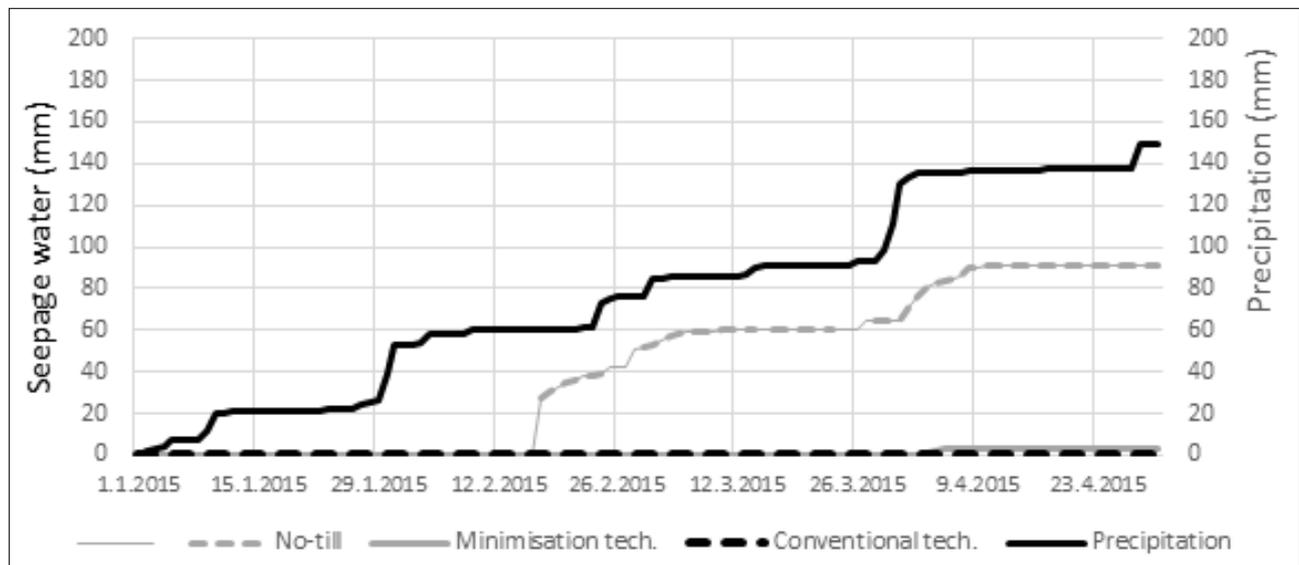


Figure 2: Cumulative precipitation and percolation. Borovce, 2015.

Institute of High Mountain Biology of Žilina University (UNIZA - IHMB). The only lysimeter (table 1) measures the basic parameters of mountain ecosystem. Station deals with changes of water balance and water cycle related to the fast-growing wood species which are the pioneer wood species in damaged forest destroyed by natural calamities and intensive deforestation.

## Results and discussion

**Lysimeter Station in Borovce.** During the initial period the first percolation was recorded in no-till in 2015, twenty months after the installation of lysimeters. Soil was not

tilled after the harvest of winter wheat. It was covered by the stubble and saturated by the water. Initiation of percolation and significant percolation events corresponded to the heavy rainfalls. Percolation period took two month and total volume of seepage water was 90.4 mm.  $\text{N-NO}_3^-$  concentration in seepage water ranged from 18,91-32,30  $\text{mg.l}^{-1}$ . Nitrogen losses via nitrate nitrogen were 24.02  $\text{kg.ha}^{-1}$  per monitored period. Dynamics of percolation depicts figure 2. Meisinger et al. (2015) published similar nitrogen losses in no-till conditions for winter wheat in range of 15-35  $\text{kg.ha}^{-1}.\text{year}^{-1}$ . Minimisation technology showed only the minimal percolation in total volume of 3.5 mm. Data regarding the total nitrogen losses are not

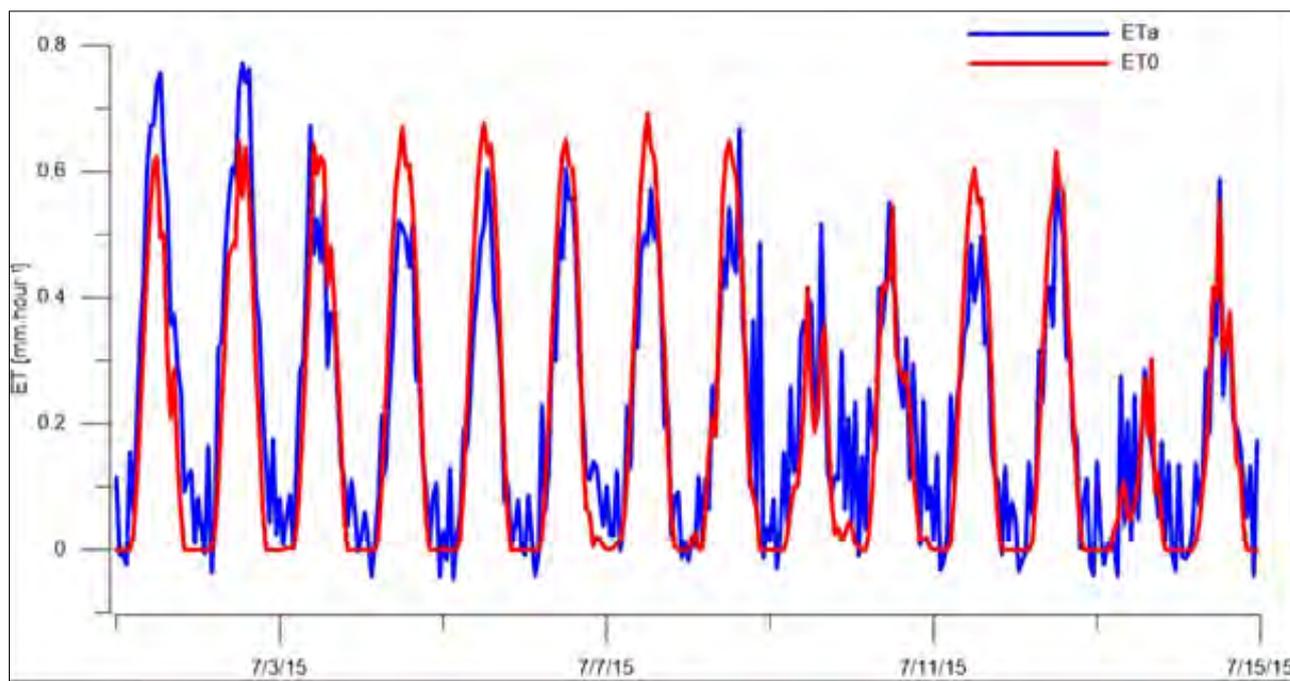


Figure 3: Actual and reference evapotranspiration. Petrovce n. Laborcom, 2015.

available. Unusual percolation was recorded during the vegetation season in 2016 shortly after the harvest of spring barley. Season was characterised by the frequented heavy rain events and storms. Total seepage water volume in minimisation technology (4.0 mm) and nitrate nitrogen leaching ( $0.1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) was not significant, but the fact that this situation even appeared is a rarity. Definitely no percolation event was recorded for conventional technology since the installation of lysimeters.

**Lysimeter Station in Petrovce n. Laborcom.** One of the first preliminary results from the pilot operation of this station depicts *figure 3*. It deals with the actual evapotranspiration (ETa) during the first two weeks of July 2015. Data from lysimeter with silty loam soil were processed hourly. Values of ETa were calculated from lysimeter data according to the following simple balance equation:

$$ETa = P \pm \Delta W \pm \Delta F$$

where: ETa – actual evapotranspiration [mm]; P – precipitation [mm];  $\Delta W$  – change of water storage [mm];  $\Delta F$  – inflow/outflow of water [mm]

For the comparison also the hourly reference evapotranspiration (ET0) was calculated based on the meteorology parameters according to the FAO standard (Allen 1998).

## Conclusions

Very first results were reached in field of new period of lysimeter research in Slovakia, mostly in field of local climate conditions and their relation to the target elements of environment. Full potential of research facilities has not been utilized yet. Research teams want to extend the measurements to cover more aspects of ecosystem investigations.

## Acknowledgement

The authors would like also thank for the kind support of the project VEGA 2/0062/16.

## Literature

- Allen R.G., Pereira L.S., Raes D., Smith M. (1998) Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements: FAO Irrigation and drainage paper 56. Rome : FAO, 1998. 301 p.
- Matušek I., Reth S., Heerdt Ch., Hřeková K., Gubiš J. (2016) Lysimeter – a unique tool for monitoring the interactions among the components of environment. Proceedings of National Aviation University, Vol. 67, 2, 69-75, DOI: 10.18372/2306-1472.67.10436.
- Meisinger J.J., Palmer R.E., Timlin D.E. (2015) Effects of tillage practices on drainage and nitrate leaching from winter wheat in the Northern Atlantic Coastal-Plain USA. Soil and Tillage Research Vol. 151, 18–27.



# Analysis of leachate from wastewater irrigation experiment with sorghum

Agnes Kun<sup>1\*</sup>, Csaba Bozan<sup>1</sup>, Maria B. Oncsik<sup>1</sup> and Karoly Barta<sup>2</sup>

## Summary

During the experiment effluent water for irrigation originated from an intensive African catfish farm was applied. This wastewater could be characterized by high ammonium content, high salt content and SAR value. These parameters forecast the hazard of salinization both of surface water and soil. Aim of our research is to evaluate the suitability of the wastewater for irrigation and its impacts on the soil. The experiment was set up in Szarvas, Hungary, in the National Agricultural Research and Innovation Centre, Research Department of Irrigation and Water Management (NAIK ÖVKI) at the Lysimeter Research Station.

The sowing of *Sorghum bicolor* (L.) Moench took place at the end of May 2015 using 9 lysimeters. The lysimeter surface dimensions are 1×1 m (1 m<sup>2</sup>) and have a soil depth of 0.8-0.9 m over a fine gravel drainage base. The leachates could be collected from each lysimeter for further analysis. During the vegetation period of 2015 the area was irrigated 12 times with 30 mm wastewater and 30 mm fresh water as a control. The fresh water originated from an oxbow lake of Körös River was in compliance with irrigation requirements and there was also a non-irrigated treatment. In the first half of 2016 leachate samples were collected 3 times due to the winter and spring precipitation and to the direct irrigation (for induce leachate). The samples were analysed at the NAIK ÖVKI Laboratory for Environmental Analytics. The aim of our study was to examine the rate of leaching nutrients and salts through the soil profile. According to the chemical analyses of leachate the nitrogen concentration was almost the same as the value of the wastewater although the nitrogen form was different. According to our results neither precipitation nor direct (leaching) irrigation was able to reduce the Na load of soil which was caused by the wastewater irrigation in 2015.

**Keywords:** sodium, nitrate, leaching

## Introduction

The NO<sub>3</sub>-N leaching loads from short rotation willow coppice used as vegetation filters for wastewater treatment can be almost negligible once the crop is established (Arronson and Bergström 2001). According to Patterson et al. (2008), pulp mill effluents increased soil extract EC and SAR above values considered safe for agricultural production

but addition of supplemental water (natural precipitation or irrigation) could help leach salts through the root zone without further increasing SAR. Our applied wastewater could be characterized by high ammonium content, high salt content and SAR value. These parameters forecast the hazard of salinization and nitrate leaching. Aim of our research is to evaluate the suitability of the wastewater for irrigation and its impacts on the soil.

## Materials and methods

Our experiments were conducted at the National Agricultural Research and Innovation Centre (NAIK), Research Department of Irrigation and Water Management in Szarvas, Hungary. The climate is humid continental. In 2015 the average annual precipitation was 498.4 mm and the average temperature was 12,17°C. It was an extreme dry year with low rainfall. In 2016 between January and June the rainfall was 314,2 mm. The sowing of sorghum took place also in May 2015 and 2016 using 9 lysimeters. The lysimeter surface dimensions are 1×1 m (1 m<sup>2</sup>) and have a soil depth of 0.8-0.9 m over a fine gravel drainage base. Plant density was 15 plant/m<sup>2</sup> and the row space was 70 cm. In both years 40 kg N/ha was applied. During the vegetation period of 2015, the area was irrigated 12 times with 30 mm wastewater (W30) and 30 mm fresh water as a control (K30) (Table 1). The wastewater originated from an intensive African catfish farm. The fresh water originated from an oxbow lake of Körös River what meets the irrigation water quality requirements. There was a non-irrigated treatment (Control) also. In 2016 after sowing 6 irrigation were occurred with fresh water.

Table 1. Chemical parameters of irrigation water.

Water parameter	Waste water	River Körös
EC (20 °C) (µS/cm)	1320	430
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	946	212
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N (mg/l)	0.06	<0.020
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N (mg/l)	<0.100	0.26
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (mg/l)	22.4	0.67
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> -P (mg/l)	1.34	0.17
Ca (mg/l)	21	41.4
K (mg/l)	8.8	4.8
Mg (mg/l)	9.5	10.8
Na (mg/l)	275.7	41
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	32.0	26.9
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	40.0	35.5
Sodium Adsorption Ratio (SAR)	12.52	1.47

<sup>1</sup> National Agricultural Research and Innovation Centre, Research Department of Irrigation and Water Management (NAIK ÖVKI), Anna-liget 8, H-5540 SZARVAS

<sup>2</sup> University of Szeged, Department of Physical Geography and Geoinformatics, Egyetem utca 2-6, H-6722 SZEGED

\* Ansprechpartner: Agnes Kun, kun.agnes@naik.hu

From all treatment one water sample were analysed (one leachate sample was collected from each replications and mixed with equally amount). Three samples per treatments originated from rain induced leachate on 16<sup>th</sup> February, 6<sup>th</sup> and 27<sup>th</sup> June in 2016. After the direct irrigation on 19<sup>th</sup> April 2016 with 60 mm River Körös five further leachate samples were collected within 24 hours from each treatment. The water samples were analysed at the NAIK ÖVKI Laboratory for Environmental Analytics. For the statistical evaluation, univariate analysis of variance with Tukey's HSD test was used with SPSS Statistic Ver.22. software.

## Results

Appearance of leachate was always occurred on days after rains and direct irrigation. The least water quantity was in the Control treatment. The total amount value of the leachate were 125, 104, 94 dm<sup>3</sup> related to treatment W30, K30, Control between January 1 and 27 June 2016. The specific electrical conductivity (EC) of the leachates was approximately equal all of the treatments. Under K30 treatment the total salt concentration (684.16 mg/l) higher than in the irrigation water (275.2 mg/kg) hence less leachate enough to mobilize the salt from the soil than the applied irrigation water in summer. The leaching requirement ( $LR = EC_{irr} / EC_{leachate}$  (Bohn et al. 1985)) in K30 one third ( $LR = 0.45$ ) of the W30 treatment ( $LR = 1.23$ ). The rate of the  $HCO_3^-$ ,  $SO_4^{2-}$  and  $Cl^-$  anions in the leachates was favourable because the sodium adsorption rate for the anions was the same:  $NaHCO_3 > NaSO_4 > NaCl$  (Darab 1962). It is well known that the most mobile nitrogen form is the nitrate. In the Control treatment the nitrate concentration was significantly higher than in the others. According to Szalókiné and Szalóki (2003) the irrigation can cause more dilute concentration and the uptake of the plant in irrigated environment can also rise hence the nitrate leaching is more significant in the non-irrigated cultivation. According to the Hungarian legal regulation, the limit value of the nitrate in the groundwater is 50 mg/l (6/2009. (IV.14.) KvVM-EüM-FVM). None of the treatments reached this limit value. There was no significant difference in the concentration of the orthophosphate in the leachates. The phosphorous leaching was negligible (Table 2) because it can be adsorbed well on the soil particles surface (Vermees 1977). The calcium concentration was high compared to sodium concentrations and also to the Ca concentrations of the irrigation waters. This can cause unfavourable Ca:Na rate in the soil adsorption surface. The disadvantageous Ca:Na rate in the wastewater can deteriorate further the negative impact. In the W30 treatment was the highest sodium concentration. Because of the irrigation quality in W30 it is assumed that more sodium accumulated in the soil compared to the other treatments thus the difference of the sodium concentration of leachates was significant. In case of potassium, there were

significant differences between the three treatments (Table 2). However, potassium and magnesium leaching is relevant only in case of insufficient K and Mg soil supply.

To induce more effluent water from the lysimeters one direct irrigation was applied to decrease the sodium amount of soil. To calculate the effectiveness of the direct irrigation the next equations below were used.

$$Na_{input} = Na_{2015\ irr.} + Na_{2016\ leaching\ irr.} + Na_{2016\ sprout\ irr.} + Na_{rain}$$

$$Na_{output1} = Na_{leachate}$$

$$Na_{output2} = Na_{plant}$$

$$\frac{Na_{output1}}{Na_{input}} * 100 = Na_{leaching\%}$$

$$\frac{Na_{output2}}{Na_{input}} * 100 = Na_{plant\%}$$

$$\frac{Na_{output1} + Na_{output2}}{Na_{input}} = Na_{loss\%}$$

where:

$Na_{input}$ : total Na content (mg/l) between 9 May 2015 and 27 June 2016 of all irrigation and precipitation,

$Na_{2015\ irr.}$ : Na content (mg/l) of the irrigation water (K30 = 41 mg/l; W30 = 275.7 mg/l),

$Na_{2016\ leaching\ irr.}$ : Na content (mg/l) of the Körös (27.7 mg/l) what was used for direct irrigation 19 April 2016,

$Na_{2016\ sprout\ irr.}$ : Na content (mg/l) of the Körös (27.7 mg/l) what was used to help the sprout 6 times (total 110 mm was applied),

$Na_{rain}$ : total Na content (mg/l) of the precipitation between 9 May 2015 and 27 June 2016 (total rainwater 685.2 mm and Na concentration 1.7 mg/l),

$Na_{output1}$ : total Na content of the leachates from the lysimeters,

$Na_{leachate}$ : leachate amounts multiply the Na concentrations,

$Na_{output2}$ : total Na content of the plants.  $Na_{plant}$ : dry biomass multiply Na concentration of sorghum (Control = 63.75 mg/kg in dry matter; K30 = 40.85 mg/kg in d.m.; W30 = 45.01 mg/kg in d.m.),

$Na_{leaching\%}$ : assumed Na amount of the applied irrigation water which can reach the groundwater in case of natural environment thereby reducing the soil sodium load from irrigation,

$Na_{plant\%}$ : assumed Na amount of the applied irrigation water which could accumulate in the sorghums,

Table 2. Chemical parameters of the leachate.

	EC ( $\mu S/cm$ )	$HCO_3^-$ (mg/l)	$NO_2^- -N$ (mg/l)	$NO_3^- -N$ (mg/l)	$PO_4^{3-} -P$ (mg/l)	$Ca^{2+}$ (mg/l)	$K^+$ (mg/l)	$Mg^{2+}$ (mg/l)	$Na^+$ (mg/l)	$Cl^-$ (mg/l)	$SO_4^{2-}$ (mg/l)
K30	950	300.1	0.036 <sup>a</sup>	19.5 <sup>a</sup>	0.498	140.8	5.3 <sup>a</sup>	35.5	47.7 <sup>a</sup>	20.4	182.6
W30	1069	396.7	0.082 <sup>ab</sup>	25.9 <sup>a</sup>	0.468	140.0	8.5 <sup>c</sup>	38.3	74.9 <sup>b</sup>	20.7	195.3
Contr.	1119	302.6	0.102 <sup>b</sup>	42.3 <sup>b</sup>	0.443	172.6	7.2 <sup>b</sup>	41.7	47.8 <sup>a</sup>	22.6	221.9

<sup>a,b,c</sup>: Homogenous subset of the Tukey's HSD Test. Significance level: 0.05

**Table 3: Sodium losses of the soil-plant system from starting of irrigation period in 2015 to starting of irrigation period in 2016.**

	Na <sub>leaching%</sub>	Na <sub>plant%</sub>	Na <sub>loss%</sub>
W30	8.93	0.06	8.99
K30	24.21	0.22	24.43
Control	77.67	0.63	78.30

Na<sub>loss%</sub>: assumed total Na amount of the applied irrigation water which can not accumulate in the soil because of the leaching or the accumulation in the biomass.

According to our calculations (Table 3), sodium accumulation in the plants was negligible for this reason the sodium leaching almost equal to the total sodium loss. In W30 treatment only 9% of all sodium was washed out from the soil, 24% in K30 and 78% in Control treatment due to direct irrigation and the rain. It can be assumed that the sodium accumulated in the soil in each treatment.

## Discuss

According to our results, neither precipitation nor direct (leaching) irrigation was able to completely reduce the Na load of the soil which was caused by the wastewater irrigation in 2015. According to one-year experiment we assumed that one direct irrigation was insufficient to decrease the sodium amount in the examined soil profile based on the results of leachate analyses. The sodium accumulation of the plants was negligible therefore the plants were also not able to reduce the sodium load. The sodium uptake of the analysed sorghum completely was insignificant compared to the sodium amount of the irrigation water during one irrigation period in 2015.

## Conclusions

Merely one direct irrigation in 2015 and sorghum sodium uptake during one vegetation period were not able to

eventuate sodium balance in the water-soil-plant system. According to wastewater irrigation one-year experiment of sorghum sodium accumulation in the soil can be predicted. The sodium content of the wastewater determines its utility for irrigation. To evaluate the impacts of the applied wastewater further soil analyses will be necessary in the future to avoid soil salinization. Likewise repeated direct irrigation to enhance the leaching efficiency of the natural precipitation and expansion of the experiment with new plant species for enhance the sodium uptake also are planned in the next years.

## References

- Arronson P.G., Bergström L.F. (2001) Nitrate leaching from lysimeter-grown short-rotation willow coppice in relation to N-application, irrigation and soil type. *Biomass and Bioenergy*, 21 (3): 155-164.
- Bohn H.L., McNeal B.L., O'Connor G.A. (1985) *Talajkémia*. Mezőgazdasági Kiadó - Gondolat Kiadó. Budapest. (In Hungarian).
- Darab Katalin (1962) Az öntözővizek minőségének elvi alapjai. *Hidrológiai Közlöny*, 42 (4): 303-308. (In Hungarian).
- Patterson S.J., Chanasyk D.S., Naeth N.A., Mapfumo E. (2008) Effect of municipal and pulp mill effluents on the chemical properties and nutrient status of a coarse-textured Brunisol in a growth chamber. *Can. J. Soil. Sci.* p. 429-441.
- Szalókiné Zima Ildikó, Szalóki Sándor (2003) Nitrátlemosódás vizsgálata liziméteres és szabadföldi tartamkísérletben. *Agrokémia és Talajtan*, 52 (1-2): 35-52. (In Hungarian).
- Vermes László (1977) *Vízminőségi jellemzők és határértékek*. In: Gál et al.: *Faültetvények szerepe a szennyvizek elhelyezésében és hasznosításában*. Vízügyi Gazdasági Tájékoztató. 87. szám. Budapest. (In Hungarian).
- 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM joint decree. Web: [http://net.jogtar.hu/jr/gen/hjegy\\_doc.cgi?docid=A0900006.KVV](http://net.jogtar.hu/jr/gen/hjegy_doc.cgi?docid=A0900006.KVV) Available at 5 December 2016.



# Langjährige Wasserhaushaltsmessungen bei vergleichbarer Landnutzung am Lysimeter Colbitz (Deutschland, Colbitz-Letzlinger-Heide)

Carina Schuhmann<sup>2</sup>, Falk Böttcher<sup>1\*</sup>, Christiana Mühlner<sup>3</sup> und Wolfgang Wiermann<sup>3</sup>

## Zusammenfassung

Die Lysimeteranlage Colbitz ist in das hydrologische Monitoring des Gewässerkundlichen Landesdienstes des Landesbetriebes für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW) integriert. Sie wurde in der Colbitz-Letzlinger-Heide vor nahezu 50 Jahren errichtet (Inbetriebnahme 1968). Seit dieser Zeit werden die 12 wägbaren Lysimeter mit einer wenig geänderten, vergleichbaren Landnutzung betrieben. Sie lieferten anfangs wertvolle Daten für die Prognose der Entwicklung der Grundwasserneubildung in der Colbitz-Letzlinger-Heide (Trinkwasserbereitstellung durch das Wasserwerk Colbitz für die Magdeburger Region) und Untersuchungen zum Wärmehaushalt von Erdoberflächen. Mit der Länge der Zeitreihe verschob sich der Fokus auf klimatologische Fragestellungen zu Wasserhaushaltsgrößen. Die Colbitzer Zeitreihe stellt dabei aufgrund ihrer Länge und der wenig geänderten Landnutzung ein vergleichsweise seltenes Ergebnis eines wirklichen Langzeitmonitorings dar und wird deshalb auch im Rahmen der sachsen-anhaltischen Indikatorenbeurteilung hinsichtlich des Klimawandels als besonders wertvoll eingestuft. Die mittels der Lysimeteranlage gewonnenen Messwerte der aktuellen Verdunstung sind für die Validierung von agrarmeteorologischen Wasserhaushaltsmodellen von großem Interesse.

*Schlagwörter:* Bodenwasserhaushalt, Langzeitmonitoring, Anpassung an den Klimawandel, Lysimetrie

## Summary

The Colbitz lysimeter system is integrated into the hydrological monitoring of the State Agency for Flood Protection and Water Management of Saxony-Anhalt (LHW). It was built in the Colbitz-Letzlinger-Heide almost 50 years ago (commissioning in 1968). Since this time, the 12 weighing lysimeters have been operated with a little changed, comparable land use. During the first time the station provided valuable data for the prognosis of the development of groundwater recharge in the Colbitz-Letzlinger Heide (drinking water supply through the Wasserwerk Colbitz for the Magdeburg region) and investigations into the heat balance of earth surfaces. With the length of the time series, the focus was placed on climatological questions on water budget variables. The Colbitzer time series is a comparatively rare result of a real long-term monitoring due to its length and the little changed land use, and is therefore also considered particularly valuable in the context of the Saxony-Anhalt indicator of climate change. The measured values of actual evaporation obtained by means of the lysimeter system are of great interest for the validation of agrometeorological hydrological models.

*Keywords:* soil water monitoring, long-term monitoring, adaptation to climate change, lysimetry

## Einleitung

Die Lysimeterstation Colbitz liefert Langzeitmessungen der Bodenwasserhaushaltskomponenten seit dem Jahr 1970. Sie ist eine von ganz wenigen Stationen, die einen solchen Fundus von Langzeitdaten bereitstellen. Diese Daten bieten einerseits die Möglichkeit, die Frage zu klären, ob es langjährige Veränderungen der Messwerte gibt. Andererseits können die Daten sehr gut zur Modellvalidierung und -anpassung genutzt werden, so dass diese Modelle für ähnlich klimatisch beeinflusste Regionen angewendet werden können. Das Ziel der Untersuchung war die Ermittlung der aktuellen (realen) Verdunstung.

## Material und Methoden

Im vorliegenden Poster werden Daten präsentiert, die auf der Lysimeteranlage Colbitz gewonnen wurden. Die Anlage der

wägbaren Lysimeter selbst befindet sich auf einer Lichtung mitten im Wald (Hagenau 2014). Dadurch sind am Lysimeterstandort mikroklimatische Besonderheiten möglich, die sich von den großflächigen klimatischen Bedingungen unterscheiden können (Helbig 1988). Diese können zum Beispiel darin bestehen, dass es kühler bleibt als außerhalb des Waldes, da dieser die Kälte deutlich länger hält auch aufgrund der Beschattung, welche die Bäume bieten. Die Lysimeterstation umfasst eine Fläche von 200 m<sup>2</sup>, auf der sich neben Niederschlagsmessgeräten 12 wägbare, mit der Bodenoberfläche abschließende, Lysimetergefäße befinden. Die Gefäße wurden in zwei Reihen von Nord nach Süd angeordnet, wobei in der Breite zwischen den Mittelpunkten der Töpfe 4,30 m und in der Länge 4,20 m liegen (Kortüm und Helbig 1980). Die Lysimetertöpfe weisen eine Oberfläche von 1,00 m<sup>2</sup> und eine nutzbare Tiefe von 2,00 m auf. Die Lysimetergefäße stehen auf Schallgewichtswaagen, die

<sup>1</sup> Deutscher Wetterdienst, Abteilung Agrarmeteorologie, Körnerstraße 68, D-04288 LEIPZIG

<sup>2</sup> Technische Universität Bergakademie Freiberg, Akademiestraße 6, D-09599 FREIBERG

<sup>3</sup> Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW), Willi-Brundert-Straße 14, D-06132 HALLE

\* Ansprechpartner: Falk Böttcher, falk.boettcher@dwd.de



Abbildung 1: Ansicht der Lysimeteranlage Colbitz (Foto: LHW 21.12.2015).

von einem großen Kellerraum aus bedient werden können. Mit Hilfe des Abflusses kann die Versickerung des Niederschlags im Bodenmonolith verfolgt werden (Kortüm und Helbig 1988).

Der Boden, der sich in diesen Gefäßen befindet, wurde monolithisch an drei verschiedenen Standorten ausgestochen (Hagenau 2014). Die so gewonnenen drei Böden sind typische Bodenarten, die in der Colbitz-Letzlinger-Heide zu finden sind:

- Lysimeter Nr. 1–6 enthalten (podsolige) Braunerde auf Geschiebedecksand über Hochflächensand,
- Lysimeter Nr. 7–9 Braunerde auf Sand,
- Lysimeter Nr. 10–12 Parabraunerde/ lessivierter Braunerde auf Sand mit lehmigen Bändern (Hagenau 2014).

Die Lysimeter wurden zu Beginn mit Drahtschmiele bepflanzt (*Deschampsia flexuosa*) und danach sich selbst überlassen (Helbig 1988). Durch die natürliche Sukzession sollte sich ein repräsentativer Zustand für eine Waldlichtung ausbilden, wobei pro Jahr nur ein bis zwei Mal durch eine Mahd eingegriffen wird (Hagenau 2014).

Die verwendeten Daten sind Tageswerte aus dem Zeitraum vom 01.05.1970 bis zum 30.06.2008. Die Daten bis 2015 sind auch vorhanden. Allerdings gibt es vom 01.12.2004 bis ins Jahr 2010 eine Datenlücke bei den Sickerwasserabflüssen, welche zur Berechnung der realen Verdunstung notwendig sind. Deshalb wurde dieser Zeitraum nicht näher betrachtet. Die ausgewertete Datenreihe umfasst die Daten der Wiegedifferenz, des Sickerwassers und des Niederschlages in diesem Zeitraum.

Parallel wurden die Bodenwasserhaushaltsgrößen für den unweit gelegenen Standort der DWD-Wetterstation Gardelegen mit dem Modell METVER (Müller & Müller 1988 und 1989) ausgewertet.

Die Daten wurden mit Microsoft EXCEL statistisch verarbeitet und dargestellt.

## Ergebnisse

Die errechneten täglichen aktuellen Verdunstungswerte wurden zu langjährigen Daten aggregiert. Dies geschah für die einzelnen Lysimeter, die dann wieder entsprechend der Bodenspezifik gruppiert wurden. Gleiches erfolgte für die modellierten Werte von Gardelegen. Ferner wurden Berechnungen der Veränderungen der aktuellen Verdunstung im Laufe der Zeit untersucht. Dies geschah mittels der Betrachtung der linearen Trends. Das Trend-Rausch-Verhältnis (Schönwiese 2006) wurde zur Bestimmung der Signifikanz der Trends verwendet. Bei fast allen Lysimetern und in den

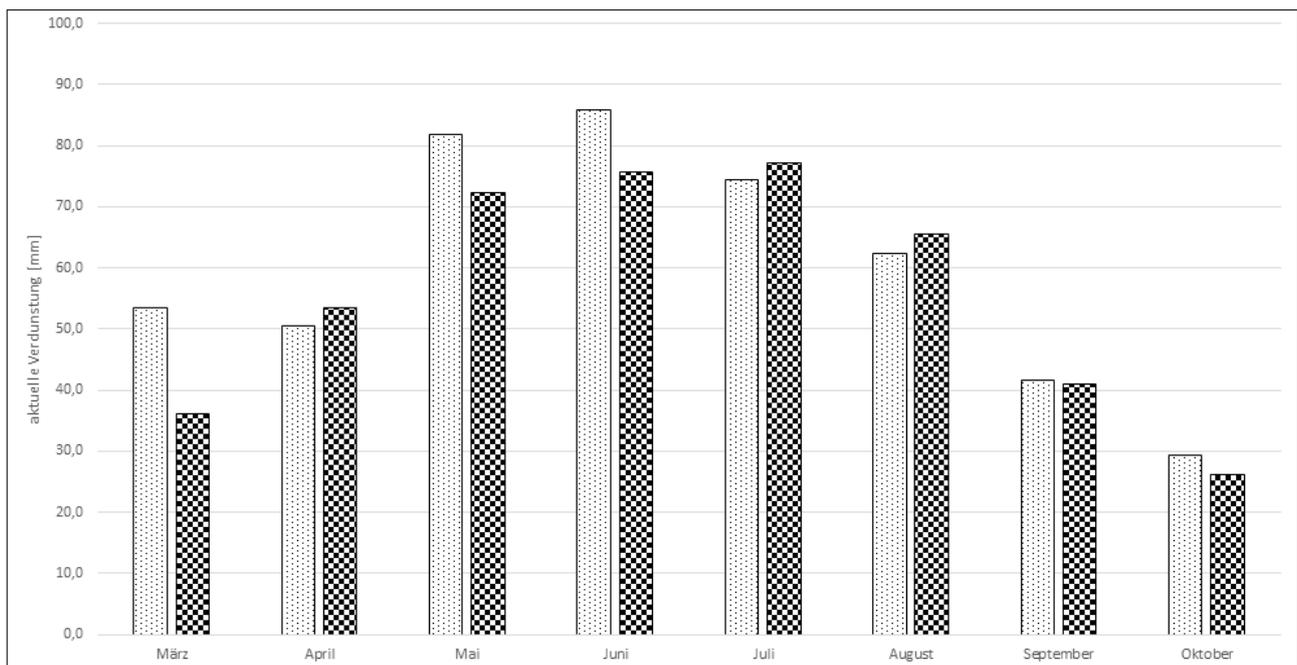


Abbildung 2: Langjährige Monatsmittel der aktuellen (realen) Verdunstung während der Vegetationsperiode des Lysimeters 10 (linke Säulen) verglichen mit der modellierten aktuellen Verdunstung über Gras an der DWD-Wetterstation Gardelegen (rechte Säulen), 1970 bis 2004.

meisten Monaten zeigt sich, dass die aktuelle Verdunstung zwar zunimmt, aber die Zunahme bisher überwiegend nicht signifikant ist. Damit bleibt festzustellen, dass die gezeigten Veränderungen derzeit nur als Tendenzen zu betrachten sind, die sich aus dem statistischen Rauschen nicht abheben.

## Diskussion

Die gewonnenen Erkenntnisse sind sehr wichtig für die Ableitung von langjährigen klimatischen Veränderungen der aktuellen Verdunstung. Es zeigt sich, dass die Ergebnisse der Trenduntersuchungen derzeit kaum Monate mit signifikanten, vom statistischen Zufall abweichenden Veränderungen aufweisen. In der zweiten Fragestellung konnte nachgewiesen werden, dass die erarbeiteten Daten sehr gut für eine Modellanpassung verwendet werden können.

## Schlussfolgerungen

Aus den gewonnenen Erkenntnissen kann die Schlussfolgerung gezogen werden, dass die hier vorliegenden langjährigen Messungen einen besonderen Wert für die oben beschriebenen Zwecke darstellen. Es sollte sichergestellt werden, dass die Messungen langfristig stabil mit gleichbleibendem Qualitätsniveau fortgesetzt werden, denn

solche langjährigen Messungen sind selten und stellen schon deshalb einen besonderen Wert dar.

## Literatur

- Hagenau J. (2014) Wasser- und Stoffhaushalt der wägbaren Lysimeterstation Colbitz. Ein Referenzstandort zur Umsetzung der Erfordernisse der EU-WRRL, im Auftrag des LHW 16.09.2014.
- Helbig A. (1988) Vergleich der Wasserhaushaltskomponenten eines Kieferbestandes und einer Waldgrasfläche nach Lysimetermessungen. Abhandlungen des Meteorologischen Dienstes der Deutschen Demokratischen Republik (140).
- Kortüm F., Helbig A. (1980) Zur Auswertung von Lysimeterbeobachtungen. Zeitschrift für Meteorologie, 107-111.
- Müller J., Müller G. (1988a) Berechnung der Verdunstung landwirtschaftlicher Produktionsgebiete. 1. Mitteilung, Z. Meteorol., 38, 332-336.
- Müller J., Müller G. (1988b) Berechnung der Verdunstung landwirtschaftlicher Produktionsgebiete. 2. Mitteilung, Z. Meteorol., 38, 361-365.
- Müller J., Müller G. (1989) Berechnung der Verdunstung landwirtschaftlicher Produktionsgebiete. 3. Mitteilung, Z. Meteorol., 39, 142-149
- Schönwiese C.-D. (2006) Praktische Statistik für Meteorologen und Geowissenschaftler. Mit 64 Tabellen im Text und 11 Tabellen im Anhang. 4., verb. und erw. Aufl. Berlin: Borntraeger.



# Einfluss unterschiedlicher Kleinlysimeterarten auf den Bodenwasserhaushalt

Nikolaus Obojes<sup>1\*</sup>, Georg Leitinger<sup>2</sup>, Christian Newesely<sup>2</sup>, Georg Niedrist<sup>1</sup>,  
Erich Tasser<sup>1</sup> und Ulrike Tappeiner<sup>2</sup>

## Zusammenfassung

Die Regulierung des Bodenwasserhaushalts entsprechend der natürlichen Verhältnisse in der Umgebung ist ein wichtiges Ziel moderner Lysimetersysteme und ist vor allem bei kleinen Lysimetervolumen von Bedeutung. Die Steuerung der unteren Randbedingung ist daher ein wichtiger Punkt bei der Entwicklung neuer Kleinlysimetersysteme in den letzten Jahren. In diesem Beitrag werden drei Kleinlysimeterstudien mit unterschiedlichen Lysimeterarten vom einfachen Sickerwassersammler bis zum komplexen Smart-Field-Lysimeter (UMS) in Hinblick auf den Bodenwasserhaushalt analysiert. Dazu werden der Verlauf von Bodenwassergehalt und wo vorhanden des Matrixpotentials innerhalb und außerhalb der Lysimeter während Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungsphasen verglichen.

*Schlagwörter:* untere Randbedingung, Bodenwassergehalt, Matrixpotential, Typenvergleich

## Summary

Regulating soil water flows within a lysimeter according to the outside conditions is an important aim for modern lysimeter system and is of special importance for lysimeters with small soil volume. Controlling the lower boundary condition has therefore been an important in the development of small lysimeter systems in recent years. In this contribution, we compare three types of lysimeters used in different projects ranging from simple deep seepage collectors to complex Smart-Field-Lysimeters (UMS) regarding soil water conditions. To this end, soil water content and if available matric potential will be compared within and outside the lysimeters during desiccation and rewetting periods.

*Keywords:* lower boundary condition, soil water content, matric potential, comparison of small lysimeter types

## Einleitung

Im Gegensatz zu anderen Methoden bieten Lysimeter die Möglichkeit die Eigenschaften eines klar begrenzten Vegetations-Boden-Körpers zu beobachten und gegebenenfalls auch zu manipulieren. Wiegen Lysimeter bieten außerdem die Möglichkeit alle Komponenten der Wasserbilanz eines Ökosystems, also Niederschlag, Evapotranspiration, Versickerung und Änderungen im Bodenwassergehalt, separat zu messen. Diese Vorteile bringen aber auch die große Schwierigkeit mit sich, die Bedingungen im Lysimeter möglichst nahe an denen der Umgebung zu halten, sei es durch Inseleffekte in der Vegetation oder durch Beeinflussung der Bodenwasserflüsse durch das „Eintopfen“ des Bodenmonolithen. Diese Lysimeteffekte wirken sich umso stärker aus je kleiner das Lysimeter ist, konkret je größer das Verhältnis der Grenzfläche zum Volumen ist. Andererseits haben Kleinlysimeter auch Vorteile was das Handling, die Flexibilität und die Kosten betrifft, wodurch eine weitere Verbreitung oder eine höhere Anzahl von Wiederholungen bei Experimenten möglich wird. In flachgründigen Böden, wie zum Beispiel im Gebirge können Kleinlysimeter auch das gesamte Bodenprofil abbilden.

## Material und Methodik

Für dieses Poster vergleichen wir drei Kleinlysimeterversuche die in den letzten Jahren am Institut für Ökologie der

Universität Innsbruck und am Institut für Alpine Umwelt der Europäischen Akademie Bozen mit Lysimetern unterschiedlich komplexer Bauweise durchgeführt wurden, insbesondere in Hinblick auf die Frage inwieweit die Bodenwasserhaushaltsgrößen wie Bodenwassergehalt und Matrixpotential innerhalb des Lysimeters sich von den Werten außerhalb unterscheiden.

Im ersten Experiment wurde auf der Kaserstattalm im Stubaital (Österreich) mit einfachen Sickerwassersammlern versucht, den Einfluss der pflanzlichen Biodiversität auf den Wasserhaushalt in der subalpinen Stufe zu bestimmen (Obojes et al. 2015). Als Lysimeter wurden dazu simple, oben offene und unten geschlossene Edelstahlzylinder mit 25 cm Durchmesser und 40 cm Höhe verwendet, in denen ein Lochgitter und ein Filterfließ den 30 cm hohen Bodenkörper oben von einem 10 cm hohen Sickerwassersammelraum unten trennten. Aufgrund der Bauweise der Kleinlysimeter war kein direktes Stechen der Lysimeter möglich, in der Praxis wurde ein möglichst tief mit einem passenden Metallrohr gestochener Bodenmonolith auf eine entsprechend hohe Schüttung auf lokalem Material gesetzt, die ersten Messungen erfolgten erst im Jahr nach der Installation um eine Setzung des Bodens während des Winters zu ermöglichen. Die Bestimmung des Sickerwassers erfolgte in ca. wöchentlichem Rhythmus händisch mittels Abpumpen mit einem portablen Vakuumpuffer (VK-lite, UMS) durch ein am Rand des Lysimeters angebrachtes Kunststoffrohr. Der Bodenwassergehalt wurde

<sup>1</sup> EURAC research Institut für Alpine Umwelt, Drususallee 1, I-39100 BOZEN

<sup>2</sup> Universität Innsbruck, Institut für Ökologie, Sternwartestraße 15, A-6020 INNSBRUCK

\* Ansprechpartner: Nikolaus Obojes, nikolaus.obojes@eurac.edu

in und außerhalb der Lysimeter in den obersten 10 cm mit einem 30-minütigen Messintervall gemessen (ECH2O EC10, Decagon). Die mittlere Evapotranspiration zwischen den Abpumpterminen wurde aus der Differenz zwischen dem mit separaten Niederschlagswippen gemessenen Niederschlag, dem Sickerwasser und der Differenz des Bodenwassergehalts berechnet. Insgesamt wurden 86 dieser Kleinlysimeter mit 7 unterschiedlichen Vegetations-/Managementtypen in drei Versuchsgärten installiert, für die weitere Auswertung wurden hier nur die Lysimeter mit den jeweils lokalen Vegetationstypen im Bereich der Versuchsgärten verwendet.

Für den zweiten Versuch wurde ein in Zusammenarbeit mit der Firma UMS entwickelter Prototyp eines wägbaren Kleinlysimeters mit regulierbarer unterer Randbedingung verwendet um die Auswirkungen von extremen Trockenperioden auf den Wasserhaushalt und die Produktivität einer bewässerten Mähwiese auf 1500 m Seehöhe im Matscher Tal/Vinschgau in Südtirol/Italien (Obojes et al. 2014). Insgesamt wurden für dieses Projekt neun Kleinlysimeter installiert, diese wurden in drei Gruppen zu je drei Lysimetern unterschiedlichen Bedingungen ausgesetzt: (1) Kontrolle unter lokalen Bedingungen inklusive künstlicher Beregnung, (2) Dürreexperiment mit 6-8 wöchigen Trockenperioden mittels großflächigem Abdecken der Lysimetergruppe plus Umgebung mit einem Folientunnel, und (3) Kontrolle des „Zelteffekts“ (mögliche Änderungen des Mikroklimas durch den Folientunnel abgesehen von der erwünschten Niederschlagsreduktion) mit künstlicher Beregnung auf das lokale Niveau innerhalb eines Folientunnels. Für die Lysimeter wurden Bodenmonolithe direkt in Edelstahlrohre mit 30 cm Durchmesser und 30 cm Höhe gestochen. Der untere Rand der Lysimeter wurde mit einer Keramikplatte verschlossen, in Kombination mit einer Vakuumpumpe war somit eine Wasserentnahme allerdings keine Wasserzufuhr an der unteren Randbedingung möglich, die Steuerung könnte über fix vorgegebene Werte oder über außerhalb der Lysimeter in entsprechender Tiefe installierte Tensiometer erfolgen. Zur Kontrolle des Bodenwasserhaushalts wurden in 5 und 20 cm Tiefe Wassergehaltssensoren (ECH2O 10HS, Decagon/UMS) und Tensiometer (T4, UMS) installiert. Außerhalb der Lysimeter wurde der Wassergehalt mit ECH2O EC10 (Decagon) Sensoren und das Matrixpotential mit Tensiometern (T8, UMS) und da sich gerade während der künstlichen Trockenperiode zeigte, dass diese schnell an die Grenzen ihres Messbereichs kamen, auch mit Matrixpotentialensoren (MPS-2, Decagon) gemessen. Alle Messgrößen wurden in einem zehnminütigen Intervall gemessen.

Für die dritte Studie, in der in größerem Rahmen die Auswirkungen des Klimawandels (Erwärmung, Trockenperioden) auf Wasserhaushalt und Produktivität von Mähwiesen im Gebirge untersucht wurden (Frenck et al. 2014), verwendeten wir serienreife Smart-Field-Lysimeter (UMS) mit 30 cm Durchmesser und Tiefe. Insgesamt wurden hier 21 Lysimeter mit drei verschiedenen Vegetation-/Bodentypen (Mähwiese aus dem Stubaital, trockenheitsangepasste Mähwiese aus dem Matschertal, Standard-Saatmischung auf geschütteten Sandboden) in einem Versuchsgarten in Neustift/Stubaital installiert und drei unterschiedlichen Szenarien (durchschnittlicher Niederschlag, Trockenperiode, Trockenperiode plus Temperaturerhöhung) ausgesetzt. Die Vegetationstypen aus dem Stubai- und Matschertal wurden dabei direkt in den Lysimeter gestochen. In den SmartField-Lysimeter ist durch einen Saugrechen an unteren Rand und bidirektionale Pum-

pen sowohl eine Wasserentnahme als auch –zufuhr an der unteren Randbedingung möglich, diese kann manuell oder über ein Referenztensiometer (T8, UMS) gesteuert werden. Im Lysimeter wurden in 8, 15 und 25 cm Tiefe Wassergehalts- (5TE, Decagon) und Matrixpotentialensoren (MPS-6, Decagon), außerhalb in 8 und 25 cm Tiefe. Das Lysimetergewicht und die für die Kontrolle der unteren Randbedingung nötigen Variablen wurden jede Minute, alle weiteren in einem zehnminütigen Intervall gemessen.

## Datenauswertung

Für den Vergleich der Bodenwasserverhältnisse werden die innerhalb und außerhalb der Lysimeter gemessenen Wassergehalte und falls vorhanden Matrixpotentiale während mehrerer natürlicher Austrocknungs- und Befeuchtungszyklen verglichen und die gegebenenfalls vorhandenen Abweichungen analysiert. Die künstlich herbeigeführten, extremen Trockenperioden und die anschließende Bewässerung in der zweiten und dritten Studie ermöglichen dabei eine Kontrolle von Bodenwassergehalt und Matrixpotential über einen sehr großen Feuchtebereich. Zu erwarten ist, dass durch die genauere Steuerung der unteren Randbedingung in den wägbaren Lysimetern, insbesondere der Smart-Field-Lysimeter, eine deutlich bessere Reproduktion der äußeren Bedingungen möglich war als in den einfachen Sickerwassersammlern. Ein Vergleich der für Kleinlysimeter gewonnenen Daten mit Großlysimetern ist geplant.

## Schlussfolgerungen

Unabhängig von den detaillierten Ergebnissen ist festzuhalten, dass in der Versuchsplanung abzuwiegen ist, welchen Stellenwert eine möglichst genaue Abbildung des natürlichen Bodenwasserhaushalts für die Aufgabenstellung hat, dementsprechend sind insbesondere die Gewinnung der Bodenmonolithe und die Regelung der unteren Randbedingung zu gestalten. Geringere Kosten einfacher Lysimetertypen ermöglichen gegebenenfalls höhere Wiederholungszahlen, was für manche Fragestellungen wichtig sein kann. Prozessorientierte Untersuchungen erfordern hingegen eine möglichst genaue Abbildung der natürlichen Verhältnisse, hier wurden in den letzten Jahren auch für Kleinlysimeter große Fortschritte erreicht und eine Steuerung der unteren Randbedingung analog zu Großlysimetern ermöglicht.

## Danksagung

Diese Untersuchung wurde teilweise mit Hilfe des Stenitzerpreises 2013 ermöglicht, das dritte erwähnte Projekt („Climagro“) wurde von der Autonomen Provinz Bozen-Südtirol finanziert.

## Literatur

- Frenck G., Leitinger G., Obojes N., Tappeiner U., Tasser E. (2014) ClimAgro - understanding the anthropogenic and natural drivers of water balance in changing alpine grasslands using a network of small-scale lysimeters. In: From Observation to Prediction in Terrestrial Systems - International Conference 2014, p. 236. Tereno Terrestrial Environmental Observatories.
- Obojes N., Leitinger G., Niedrist G., Tasser E., Tappeiner U. (2014) Effects of repeated droughts on the water balance and biomass production of irrigated mountain grassland. In: Geophysical Research Abstracts Vol. 16, p. EGU2014-6385. EGU General Assembly 2014.
- Obojes N., Bahn M., Tasser E. et al. (2015) Vegetation effects on the water balance of mountain grasslands depend on climatic conditions. *Ecology*, 8, 552-569.

# Fabrication and installation of an arable lysimeter for measuring groundwater recharge in New Zealand

Abigail Lovett<sup>1\*</sup>, Dougall Gordon<sup>2</sup>, M.S. Srinivasan<sup>3</sup>, Paul White<sup>1</sup> und Roger Cook<sup>4</sup>

## Summary

In New Zealand, regional councils maintain statutory responsibility for the management of land and water resources. An important component of groundwater management is to understand the rate, source, and timing of groundwater recharge to aquifers from rainfall and irrigation. Recharge can be estimated using models, or measured at recharge monitoring sites, where the quantity and timing of recharge is recorded directly from lysimeters. Since recharge varies spatially (e.g., as a function of climate, soil type, land use, land form, aquifer conditions, and application rate of irrigation), multiple recharge monitoring sites should be established within a region on the most representative soil and land-use types of a recharge zone. Hawke's Bay Regional Council (HBRC) installed five recharge monitoring sites on recharge zones of the two important aquifers (Figure 1), which included three 500 mm diameter by 700 mm deep soil monolith lysimeters. These sites were all installed on pastoral land-use, due to the negative effects of construction materials on farm machinery. Results from subsequent projects to design, fabricate and install non-weighing soil monolith lysimeters for measuring recharge to groundwater under arable land-use in New Zealand are presented in this paper.

*Keywords:* soil monolith lysimeter, Hawke's Bay

## Introduction/Background

At least 22 monitoring sites are currently operating in five regions throughout New Zealand for the purposes of measuring rainfall and irrigation recharge to groundwater (Figure 1). Each site consists of: three 500 mm diameter by 700 mm deep, cylindrical, non-weighing, soil monolith lysimeters; a underground instrument enclosure with tipping bucket rain gauges to measure drainage, a ground level rain gauge and a storage (check) gauge; soil moisture sensors and/or soil neutron probe access tubes. Sites have been installed nearby to existing long-term climate stations, or alternatively a compact weather station is installed at the site. Of the New Zealand monitoring sites, all have been installed on pastoral land-use, including 20 dryland sites and 5 irrigated sites (Lovett et al. 2014). An understanding of recharge occurring under arable land-use is also an important consideration for water resources management. However, lysimeters are typically composed of steel drums that are buried flush to the ground surface

or just above the soil surface, and are incompatible with the mechanical cultivation processes and land management on arable farms. The need for a lysimeter design suitable for application on arable land-use in New Zealand was highlighted at the National Lysimeter Workshop (2014). Subsequently, a literature review of national and international designs for arable lysimeters was completed by Lovett (2015), including three options for the design of an arable lysimeter. Subsequent projects were established to: 1) convene a working group to discuss and design a prototype arable lysimeter; 2) manufacture the arable lysimeter (Lovett and Cook 2017); and 3) install an arable lysimeter site for testing (Lovett 2017). Information obtained during these three projects are presented in this paper.

## Literature review and workshop

A review of national and international literature on arable lysimeters was completed to identify potential designs suitable for the New Zealand arable setting (Lovett 2015). The main outcome of this review was the selection of three arable lysimeter designs that were suitable to consider for further development. These designs included: a modified standard lysimeter to have a manually-replaceable mobile upper ring; a dual-chamber lysimeter where an outer steel ring could be lowered below the ground surface; and a lysimeter with steel rods that are raised to accept an upper mobile ring. These designs were primarily selected based on their practicality, cost effectiveness, practicality, maintenance of soil structure, and the perceived ability of the lysimeter to accurately measure recharge under arable land-use. A subsequent workshop was convened to discuss arable lysimeter designs, and select a single design for progression to the fabrication stage. An additional three designs were introduced at the workshop, including: a lysimeter with an upper rim that sits 200 mm below the ground level; a standard steel lysimeter with an upper ring made of plastic (e.g., HDPE, polyethylene); and a design that allowed the entire lysimeter to be removed from the ground for cultivation to proceed. At the workshop, it was agreed by consensus that the design with highest potential to succeed consisted of a standard steel lysimeter (700 mm deep x 500 mm wide), that would be modified to include an upper ring made of a plastic material (e.g., HDPE, polyethylene). Potential limitations of the design were that: it could be difficult to obtain a suitable plastic material; the plastic may be damaged during tillage; and that an effective seal was maintained between the plastic and the steel casing. These limitations were considered during the subsequent fabrication of the lysimeter.

<sup>1</sup> GNS Science, Wairakei Research Centre, New Zealand, 3300 TAUPO

\* Ansprechpartner: Abigail Lovett, a.lovett@gns.cri.nz

## Method: Lysimeter fabrication

The steel base for each arable lysimeter was fabricated from 3 mm thick steel that was rolled and welded to produce a cylinder 700 mm high and 500 mm in diameter. A 95 mm wide circular plate was welded 100 mm below the top of the lysimeter to prevent soil consolidation around the outside of the lysimeter once installed. The ring was drilled with tapered holes to facilitate drainage. A sheet of 2 mm polyethylene plastic was cut and plastic welded to produce a 400 mm deep x 500 mm wide riser. A steel clamp was fabricated from the 3 mm thick steel plate, and welded onto the lysimeter bases, and there was approximately 100 mm overlap of steel and polyethylene. The lysimeter base plate was manufactured to be slightly concave (c. 10 mm) to promote drainage from the lysimeter. A 32 mm diameter female pipe fitting was welded to the centre of the base plate for attachment of alkathene pipe fittings. An 8 mm thick by 50 mm wide bevelled steel ring was attached to the inside base of the casing to provide an internal cutting ring. Four steel rods (700 mm long with a 100 mm long threaded end) were provided to secure the base plate to the lysimeter casing following preparation of the lysimeter. In addition, a steel clamp was fabricated to protect the polyethylene plastic during the installation on the lysimeter. This clamp was removed once the soil column had been isolated and prepared. Following fabrication, all lysimeter components were hot galvanised.

## Method: Lysimeter Installation

### *Site selection*

The arable lysimeter site was installed at Otane, Central Hawke's Bay between 17 – 20 October, 2016. At the time of installation, the paddock was in a fallow period of the cropping rotation. A typical crop rotation is likely to consist of mixed cropping and pasture (e.g., carrots, peas, maize, beans, and ryegrass pasture) with differing periods of fallow between each crop. Mechanical practices that are undertaken on the property include minimal tillage and direct drilling of crops. A site plan was designed to ensure workable placement of the enclosure, lysimeters and telemetry system alongside the centre pivot irrigator. Lysimeters were established approximately 10 m from the edge of the paddock to limit 'edge effects' on the crop and recharge measurements. A 1 m deep test pit was dug to ascertain suitability of the soil conditions at the site. Soil conditions appeared to be free draining with absence of impermeable layers or pans, therefore the installation proceeded. A soil profile was completed.

### *Lysimeter extraction*

A protective steel clamp was placed over the upper polyethylene rim to protect it during driving, and lysimeter casing was driven into the ground using a combination of weight from the hydraulic arm of the 12 tonne excavator and sledge hammers. Magnetic levels were placed on the side of the casing to ensure the lysimeter was driven down vertically. Once the lysimeter had been driven approximately 50 mm into the ground soil was gradually removed from around the lysimeter base to facilitate driving of the casing and

to decrease the risk of damage to the internal soil column. Each lysimeter was driven into the ground until the upper lip was approximately level or 5 mm above ground level. Petroleum Jelly was heated until liquefied and pumped inside the gap between the soil column and the lysimeter casing to seal any gaps and prevent preferential drainage. A 10 tonne pump was used to drive a cutting plate under each lysimeter and isolate the soil column. Threaded rods, a wooden cover, headworks and a swivel clamp were attached to the lysimeter. The lysimeters were lifted, inverted 180°, and lowered onto the head clamp to allow for preparation of their bases. The cutting plate was removed and the base of the lysimeter was levelled, and shade cloth was used to cover the base. The base plate was inserted and the lysimeters were inverted 180°, back to their original orientation. Each lysimeter column was cleaned and three tubes of sealant were applied sparingly to the lower 150 mm of the lysimeters, and left to set overnight.

### *Lysimeter installation*

During excavation of the enclosure pit, an approximately 100 mm fall gradient away from the instrument end of the concrete tank was created in order to remove water from within the enclosure. A truck-mounted crane was used to lift the tank into the prepared pit. Three holes were drilled through the installed concrete enclosure wall using a 20 mm drill bit. Three soil moisture probes were installed into the soil face of the excavated trench at approximately 400 mm, 700 mm, and 1100 mm below ground level. Cable from the sensors was cable-tied and run along the edge of the trench to a control box at the enclosure. String lines were set at ground level and three sets of 125 mm x 125 mm x 1,250 mm house piles were installed in the base of the excavated trench. Three sets of alkathene pipe fittings (including a 32 mm diameter female right-angle fitting, a coupler, and a 15 mm reducer) were wrapped with thread tape and tightened. The pipes were attached to the base of each lysimeter. The lysimeters were lowered into the pit using the excavator, and installed to ground level. Three lengths of 15 mm diameter alkathene pipe (c. 10 m) were cut, one end was heated in hot water, and then attached to the reducer at the base of each lysimeter. The 15 mm alkathene pipes were inserted through the enclosure holes and were taped together in parallel within the trench to ensure they were kept in a constant fall during infilling. A fall of at least 250 mm over 8 m was created from the base of the lysimeter fittings to the concrete enclosure to ensure that once operational, all drainage would be transferred to the tipping-bucket rain gauges inside the enclosure, without delay. Infilling of the excavated area around the lysimeters and platforms was undertaken using the excavator and manual compaction of the soil. Particular care was taken to ensure that the lysimeters were packed into the surrounding sediment to minimise any subsidence following installation. Care was also taken during infilling around the soil moisture sensors. Soil was filled back to ground level which completed the site remediation. A wooden extension (approximately 300 mm high) and protective grating were installed on the top of the concrete tank. Following completion of the enclosure, three tipping bucket rain gauges, a ground level rain gauge, data loggers, telemetry system, and an automatic bilge pump to complete the site. The monitoring site resumed collection of recharge data in January 2017, and at the time of writing, no results were available.

References

Lovett A., Cameron S.G. (2013) Installation of rainfall recharge monitoring sites: Bridge Pa, Maraekakaho and Fernhill, Heretaunga Plains, Hawke’s Bay. GNS Science consultancy report 2013/05. 46 p.

Lovett A. (2013) Ruataniwha Plains rainfall recharge monitoring site installation. GNS Science consultancy report 2013/227LR. 2 p.

Lovett A. (2014) Installation of a dryland rainfall recharge lysimeter monitoring site at Ashcott Road, Ruataniwha Plains, Hawke’s Bay. GNS Science consultancy report 2013/174. 36 p.

Lovett A.P. (2015a) Arable lysimeter review and design: Part 1. GNS Science consultancy report 2015/146. 19 p.

Lovett A.P. (2015b) Remediation of the Maraekakaho rainfall recharge monitoring site. GNS Science consultancy report 2015/177LR. 6 p.

Lovett A. P., Cook R. (2017) Design and construction of an arable lysimeter. GNS Science Report 2016/169.

National Lysimeter Workshop (2014) Facilitated by National Institute of Water and Atmospheric Research, 14 Kyle Street, Riccarton, Christchurch. 26-27 August, 2014.



Figure 1: Location of the 22 active recharge monitoring sites throughout five regions in New Zealand. Figure 2: Location of HBRC recharge sites, Hawke’s Bay.

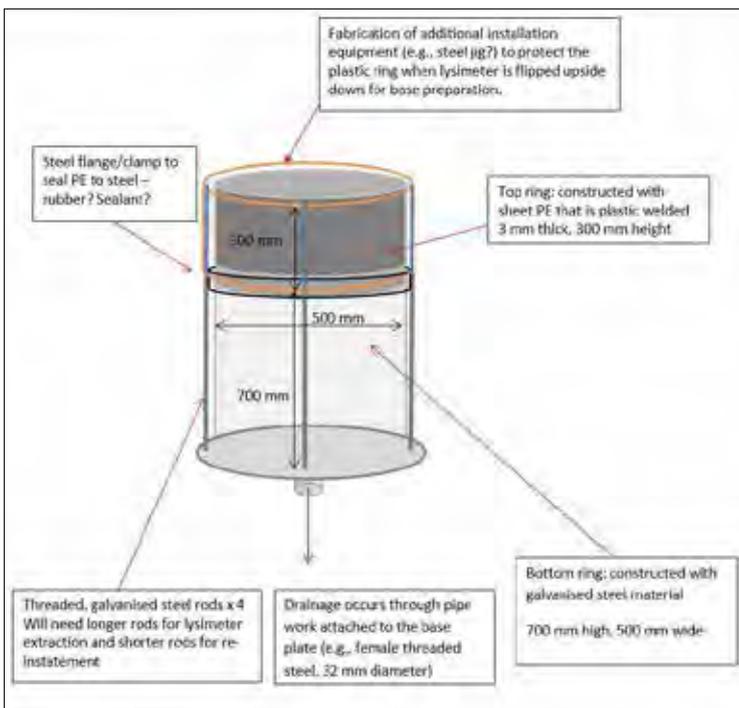


Figure 3: Arable lysimeter during design and after fabrication. The standard soil monolith lysimeter (500 mm diameter, 700 mm deep) was modified by the addition of a 400 mm polyethylene upper rim and clamp.



## Feldstudie zur Bodenfeuchtesensorik

Wolfgang Durner<sup>1\*</sup>, Kai Germer<sup>1</sup>, Conrad Jackisch<sup>2</sup>, Ines Andrä<sup>1</sup>, Katrin Schulz<sup>1</sup>,  
Marcus Schiedung<sup>1</sup>, Jaqueline Haller-Jans<sup>1</sup>, Jonas Schneider<sup>1</sup>, Julia Jaquemotte<sup>1</sup>, Philipp Helmer<sup>1</sup>,  
Leander Lotz<sup>1</sup>, Thomas Gräff<sup>3</sup>, Andreas Bauer<sup>3</sup>, Irene Hahn<sup>3</sup>, Martin Sanda<sup>4</sup>, Monika Kumpan<sup>5</sup>,  
Johann Dorner<sup>5</sup>, Gerrit de Rooij<sup>6</sup>, Stephan Wessel-Bothe<sup>7</sup>, Lorenz Kottmann<sup>8</sup> und  
Siegfried Schittenhelm<sup>8</sup>

### Zusammenfassung

Die Messung der Bodenfeuchte und des Matrixpotenzials als zentrale bodenhydrologische Zustandsvariablen kann mit einer Vielzahl von Messgeräten und Technologien erfolgen. Ein Konsortium von 8 Institutionen hat eine Vergleichsstudie auf einer speziell homogenisierten Testfläche eines schluffigen Sandes durchgeführt. Die Experimentalfläche von ca. 60 m<sup>2</sup> war natürlichen meteorologischen Bedingungen ausgesetzt und wurde von Vegetation freigehalten. 57 Sensoren von 15 verschiedenen Systemen zur Messung der Bodenfeuchte und 50 Sensoren von 14 verschiedenen Systemen zur Messung des Matrixpotenzials wurden in einer gitterförmigen Anordnung in 0,2 m Tiefe installiert. Die meisten Sensoren erfassten zusätzlich die Temperatur. Die Ergebnisse der Studie zeigten: (1) Die meisten Wassergehaltssensoren ergaben plausible Daten, jedoch bestanden erhebliche Abweichungen in Hinblick auf die gemessenen Absolutwerte. (2) Bei Matrixpotenzialsensoren konnte die schnelle Reaktion auf Niederschlagsereignisse nur von Tensiometern aufgezeichnet werden. Alle indirekten Verfahren reagierten langsamer, (3) ein Vergleich der im Freiland beobachteten Relation zwischen Bodenwassergehalt und Matrixpotenzial mit Labormessungen an ungestörten Stechzylinderproben zeigte systematische Abweichungen. Mit den Ergebnissen aus der Vergleichsstudie wollen wir zu einer kritischen Diskussion der intrinsischen Annahmen bodenhydrologischer Messungen und zur Entwicklung alternativer Techniken zur Beobachtung der Zustände und Prozesse im Boden beitragen.

*Schlagwörter:* Tensiometrie, Wasserspannungsmessung, Sensorik, Retentionskurve, Hydraulische Eigenschaften

### Summary

The measurement of soil moisture and matric potential as fundamental state variables of soil hydrological systems is generally assumed to be a safe issue. A large number of systems and technologies with many untested assumptions about their capacity and reliability exists. A consortium of 8 institutions carried out a comparative study on a specially homogenized test area of a sandy clay. A plot of approximately 60 m<sup>2</sup> was exposed to natural meteorological conditions and was kept free from vegetation. 57 water content sensors from 15 different systems and 50 matric potential sensors from 14 different systems were installed in a depth of 0.2 m and logged in 30 minute intervals over a period of some. Most sensors also measured the temperature. The results of the study showed: (1) Most soil moisture sensors gave plausible data, but considerable differences were observed for water content sensors with regard to the measured absolute values. (2) The rapid response of the matric potential to precipitation events could only be recorded by tensiometers. All indirect sensors reacted more slowly. (3) A comparison of the in situ-observed relationship between soil water content and matric potential with laboratory measurements on undisturbed cylinder samples showed systematic deviations. With the results of the comparative study we want to contribute to a critical discussion of the intrinsic assumptions of soil hydrological measurements and the development of alternative techniques for the observation of soil conditions and processes.

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

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

<sup>2</sup> Karlsruher Institut für Technologie

<sup>3</sup> Universität Potsdam

<sup>4</sup> TU Prag

<sup>5</sup> BAW Petzenkirchen

<sup>6</sup> Helmholtz Zentrum für Umweltforschung UFZ Halle

<sup>7</sup> ecoTech Umwelt-Meßsysteme GmbH Bonn

<sup>8</sup> Julius-Kühn-Institut Braunschweig mit freundlicher Unterstützung durch das Thünen Institut Braunschweig und den Deutschen Wetterdienst

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

## Einleitung

Bodenfeuchtedaten werden in der Landwirtschaft, in der Forstwirtschaft, im Gartenbau, in der Hydrologie, Ökologie und Meteorologie gebraucht. Nach Artiola et al. (2004) gilt: „*Environmental monitoring is the observation and study of the environment. In scientific terms, we wish to collect data from which we can derive knowledge.*“ Im wissenschaftlichen Kontext fungieren Monitoringprogramme somit als Hilfestellung zum besseren Verständnis von langfristigen Änderungen und Entwicklungen innerhalb von Umweltkompartimenten (Acevedo 2016). Insbesondere vor dem Hintergrund knapper werdender Wasserressourcen in ariden und semiariden Gegenden, ausgelöst durch Klimawandel und nicht nachhaltiger Grundwasserbewirtschaftung, kann Monitoring der vadosen Bodenzone von großem Nutzen sein. Voraussetzung hierfür sind Sensoren, welche zuverlässig und genau arbeiten und zudem auch anwenderfreundlich und möglichst kostengünstig sind.

Die derzeit am Markt erhältlichen Sensoren weisen unterschiedliche Charakteristika hinsichtlich Bauform, Messprinzip, Messbereich, Größe des erfassten Volumens sowie vorgesehener Standzeit auf, bewegen sich aber auch in unterschiedlichen Preiskategorien. In einem Consortium verschiedener Institute und in Kooperation mit einer Lehrveranstaltung der TU Braunschweig wurden von uns verschiedene auf dem Markt etablierte Sensortypen für Wassergehalt und Matrixpotenzial in einem Feldversuch verglichen. Insgesamt waren sieben Forschungseinrichtungen sowie ein Sensorhersteller an der Studie beteiligt: Technische Universität Braunschweig, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt (BAW) Petzenkirchen, Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Technische Universität Prag, Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UFZ) Halle-Leipzig, Universität Potsdam, Julius-Kühn-Institut Braunschweig (JKI) sowie ecoTech Umwelt-Meßsysteme GmbH Bonn.

Neben technischen Gesichtspunkten in Hinblick auf Robustheit und Zuverlässigkeit sollten vor allem untersucht werden, ob sich die Messwerte der verschiedenen Sen-



**Abbildung 1:** Gewalztes Versuchsfeld mit Spurrillen, die bei der Bearbeitung des Feldes durch einen Traktor verursacht wurden.

sortypen in identischen Messbereichen bewegen und wie groß deren Streuung ist. Zudem war von Interesse, ob die Matrixpotenzialsensoren deutliche Unterschiede hinsichtlich ihrer Ansprechcharakteristik bei rapiden Zunahmen und Abnahmen der Wasserspannung aufweisen. Die Studie ergänzt vorangegangene Studien (Rosenkranz et al. 2013; Durner et al. 2015), in denen auch ein Literaturüberblick zur Thematik zu finden ist.

Für den Vergleich wurden insgesamt 107 Sensoren unter Idealbedingungen installiert und natürlichen meteorologischen Bedingungen ausgesetzt. In diesem Beitrag betrachten wir einen Ausschnitt der erhobenen Daten von Mai bis August 2016 für ausgewählte Sensoren. Die in-situ erfassten Charakteristika vergleichen wir zudem mit im Labor bestimmten hydraulischen Eigenschaften ungestörter Proben des Substrats am Standort.

## Material und Methoden

### Untersuchungsgebiet

Die Versuchsfläche lag im nördlichen Teil des Geländes der ehemaligen Forschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) im Westen der Stadt Braunschweig mit den Koordinaten 52,17° N und 10,26° E. Das Gelände ist eben. Der Grundwasserspiegel liegt ca. 5 m unter der Geländeoberfläche. Der vorliegende Bodentyp ist Braunerde (Sauerbeck 2005). 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 (Su). Generell wird das Bodenmaterial mit zunehmender Tiefe sandiger, und ist vereinzelt mit Bändern feinkörnigeren Substrats durchzogen.

Das Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde des Julius-Kühn-Instituts (JKI) stellte ein Versuchsfeld zur Verfügung. Dieses wurde im Vorfeld der Messungen von Mitarbeitern des JKI gepflegt, gegggt, gewalzt und mit Roundup gesprüht, sodass eine vegetationsfreie, homogenisierte, ebene und klar definierte Oberfläche entstand. Spurrillen und Verdichtungen durch den Traktor waren unvermeidbar und wurden aus dem Raster der Messungen ausgespart (*Abbildung 1* und *2*).

### Sensoren

Auf einer Fläche von 12 m x 5 m wurden 15 Typen von Wassergehalts-Sensoren und 14 Typen von Matrixpotenzialsensoren in jeweils 4 Wiederholungen in einer Tiefe von 0,2 m eingebracht. Einen Überblick über die unterschiedlichen Sensoren die in diesem Bericht behandelt wurden gibt *Tabelle 1*. Nähere Angaben zum Funktionsprinzip der Sensoren finden sich in den Manuals (Liste am Ende dieses Artikels). Eine schematische Karte des Rasters der unterschiedlichen Sensoren ist in *Abbildung 2* gezeigt. Die MPS- und TensioMark-Sensoren wurden mit Bodenmaterial verkittet in vorgebohrten Höhlen eingebracht bzw. eingeschlämmt, alle anderen Sensoren wurden über passgenaue Bohrungen (Tensiometer und Decagon-Sensoren) oder ohne Vorbohrung (TDR, Theta-Probe) in das Bodenmaterial eingeführt. Die Tensiometer T4 und T8 wurden in einem 45° Winkel von der Oberfläche her eingebaut (*Abbildung 3*), alle anderen horizontal von kleinen Zugangsgräben aus,

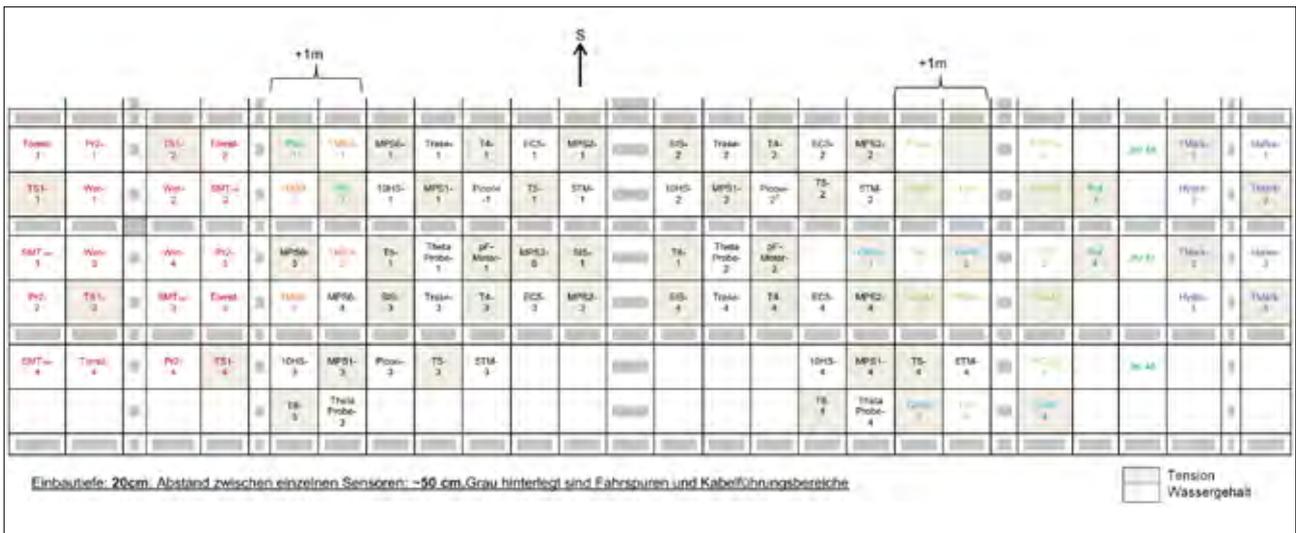


Abbildung 2: Anordnung der unterschiedlichen Sensoren (Aufsicht).



Abbildung 3: Für schräg eingebaute Messgeräte wurden mittels einer am Institut gebauten Apparatur Löcher in den Boden getrieben. Der Durchmesser der Bohrlöcher war variabel.

die nach der Installation mit dem originalen Bodenmaterial wiederverfüllt wurden (Abbildung 4). Die Kabel wurden in Nähe der Sensoren auf den ersten Metern unterirdisch geführt und dann oberirdisch zu den Dataloggern geleitet. Die Datalogger sowie die weitere technische Ausrüstung wurden auf der Nordseite im Freien aufgebaut, um Verschattungen



Abbildung 4: Für horizontal eingebaute Messgeräte wurde von den Außenseiten in Richtung Mitte des Versuchsfeldes ein spatenbreiter Graben gezogen. Nach Einbau der Sensoren wurde dieser wiederverfüllt.

ungen des Sensorbereichs zu vermeiden. Die Erfassung aller Messdaten erfolgte in einer regelmäßigen Taktung von 30 Minuten.

Zum Vergleich der Sensortypen wurden für jeden Zeitschritt Median und Standardabweichung der Messwerte jeder Sensorengruppe berechnet. Nach Messende wurden neben jedem Sensor Stechzylinderproben zur Bestimmung des gra-

Tabelle 1: Auflistung und Eigenschaften der eingesetzten Sensoren (Auswahl).

Sensor	Hersteller	Messprinzip**	Sensordlänge/ Messvolumen	Messbereich	T*	
Trase TDR	TRASE	TDR	20 cm ≈ 1000 cm <sup>3</sup>	0 – 100 %		
Trime Pico64	IMKO	TDR	16 cm ≈ 1250 cm <sup>3</sup>	0 – 100 %	*	
ML2x ThetaProbe	Delta-T	FDR	6 cm ≈ 75 cm <sup>3</sup>	0 – 50 %	*	
10HS	Decagon	cap	10 cm ≈ 1300 cm <sup>3</sup>	0 – 57 %		
5TM	Decagon	cap	5 cm ≈ 715 cm <sup>3</sup>	0 – 100 %	*	
EC-5	Decagon	cap	5 cm ≈ 250 cm <sup>3</sup>	0 – 100 %		
T4	UMS	direkt	6 cm	0...850 hPa		
T5	UMS	direkt	0.6 cm	0...>1000 hPa		
T8	UMS	direkt	6 cm	0...850 hPa	*	
SIS	UMS	EPM (ER)	6 cm	0 - 2000 hPa	*	
MPS-1	Decagon	EPM (cap)	4.5 cm	100 - 5000 hPa	*	
MPS-2	Decagon	EPM (cap)	4.5 cm	50 - 5000 hPa	*	
MPS-6	Decagon	EPM (cap)	4.5 cm	90 - 10 <sup>6</sup> hPa	*	
pF-Meter	ecoTech	EPM (WD)	4 cm	10 <sup>0</sup> - 10 <sup>7</sup> hPa	*	

\* Temperaturmessung integriert. \*\* TDR = time domain reflectometrie. FDR = frequency domain reflectometry, cap = kapazitive Messung, EPM = Equivalentes poröses Medium, ER = elektrische Widerstandsmessung, WD = Wärme Dissipation.

vimetrischen Wassergehalts genommen. Zusätzlich wurden zum Messbeginn und Ende Juli im Bereich weniger Meter neben dem Sensorfeld Stechzylinder in 0,2 m Tiefe entnommen und im Labor mit der HYPROP-Methode (UMS) hydraulisch vermessen, um die Wasserretentionseigenschaften zu ermitteln.

## Ergebnisse und Diskussion

### Wassergehaltsmessungen

Alle Wassergehaltssensoren zeigten einen grundsätzlich ähnlichen Verlauf, welcher der Witterung folgte (*Abbildung 5* Mitte). Auch wenn die Sensoren prinzipiell plausible Werte liefern, sind die Unterschiede der Messungen aber deutlich und betragen bis zu 10 %. Manche Systeme weichen davon noch weiter ab. Zum Teil kam es auch zu Ausfällen oder Sprüngen in den Messwerten.

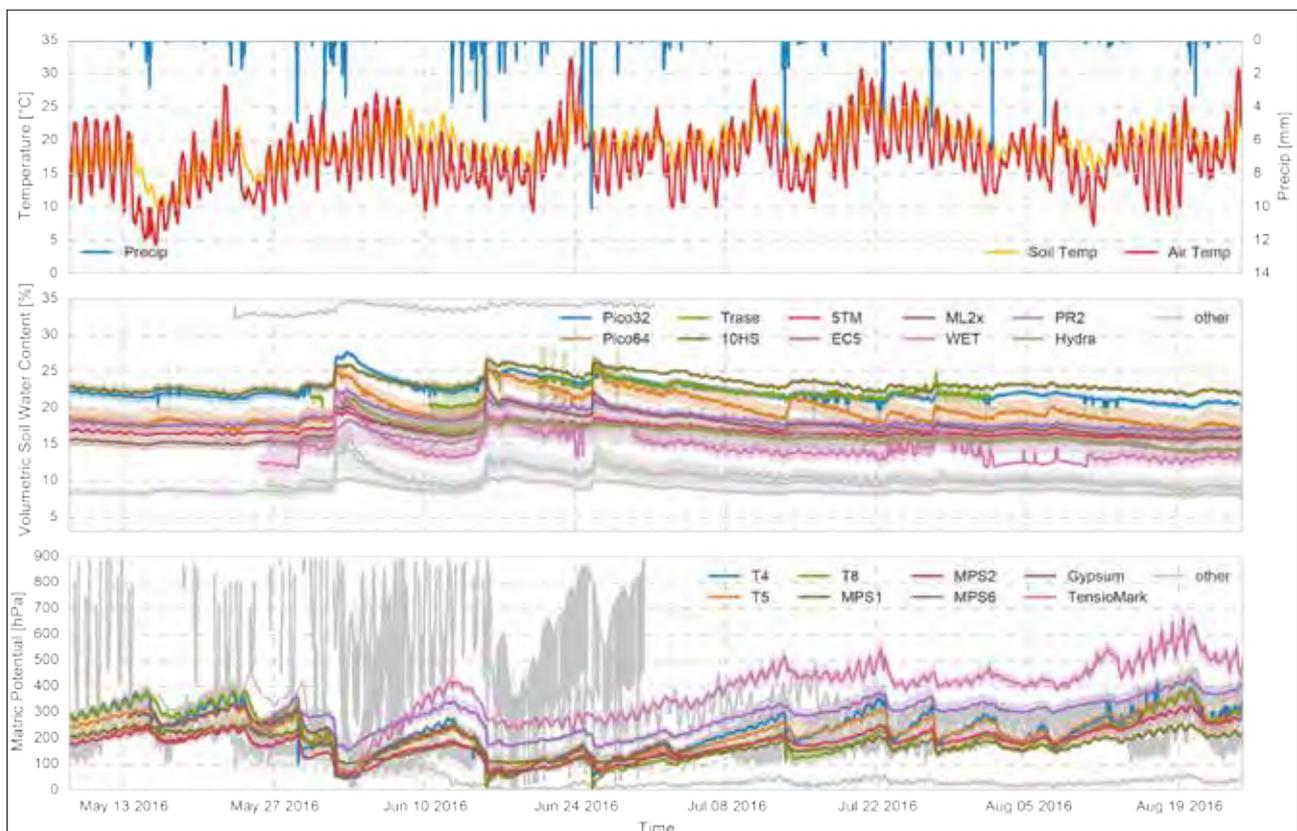
### Tensionen

Das Feld der Tensionsmessungen zeigt Unterschiede zwischen den Sensorentypen hinsichtlich Absolutwerten und Dynamik (*Abbildung 5* unten). Auch wenn der Verlauf auch hier bei den meisten Sensoren der Witterung folgt und in sich plausible Daten liefert, ist die Reaktion der Sensoren auf Niederschlagsereignisse und den Tagesgang sehr verschieden. Da ein „wahres“ mittleres Tensionssignal nicht unabhängig ermittelt werden kann, wurde nach Elimination von offensichtlichen Ausreißern aus allen Sensoren der Median als „Ensemblemittelwert“ gebildet. Es zeigte sich,

dass die Tensiometermessungen am engsten am Ensemble-Mittelwert lagen. Das T4 liefert hier besonders gute Werte. Auch das eigentlich für den Laboreinsatz konzipierte, sehr kleine T5 liefert ausgezeichnete Ergebnisse, ist allerdings mechanisch sehr fragil. Einige Systeme scheinen insgesamt für die Anwendung nicht geeignet zu sein, da weder Messbereich noch Dynamik plausibel sind. Aufgrund des feuchten Sommers wurde eine starke Austrocknung über pF 3 hinaus, bei der die indirekten Sensorsysteme ihre Stärken ausspielen, leider nicht erreicht. Eine Ende August installierte Überdachung erfolgte etwas zu spät.

### Ansprechverhalten

Bei Detailbetrachtung der Reaktionen im Zusammenhang mit infiltrierenden Wasserfronten zeigt sich „Eigenheiten“ im Ansprechverhalten der jeweiligen Sensoren, die hier aus Platzgründen nur exemplarisch angesprochen werden können. In *Abbildung 6* sind ausgewählte Wassergehalts- und Matrixpotenzialsensoren dargestellt. Von allen Sensoren reagieren die Tensiometer des Typs T4 und T8 als erstes auf Infiltration. Erst ca. ein bis zwei Stunden später ist bei den Wassergehaltssensoren eine Reaktion hin zu höherer Feuchte zu registrieren. Hier zeigen sich deutliche Unterschiede in der gemessenen Bodenfeuchteänderung. Während manche Sensoren eine Änderung volumetrischen Wassergehalts von bis zu 5% Änderung anzeigen, bleiben manche Systeme deutlich unter 3%. Insgesamt sind die Reaktionen der indirekten Messungen der Saugspannung verzögert und gedämpft gegenüber den Tensiometern. Da die T4 und T8 bis an die Oberfläche reichen, kann allerdings



**Abbildung 5:** Oben: Meteorologische Bedingungen an DWD Station 662 Braunschweig. Mitte: Gemessene Bodenfeuchte der Sensorentypen. Unten: Gemessenes Matrixpotenzial der Sensorentypen.

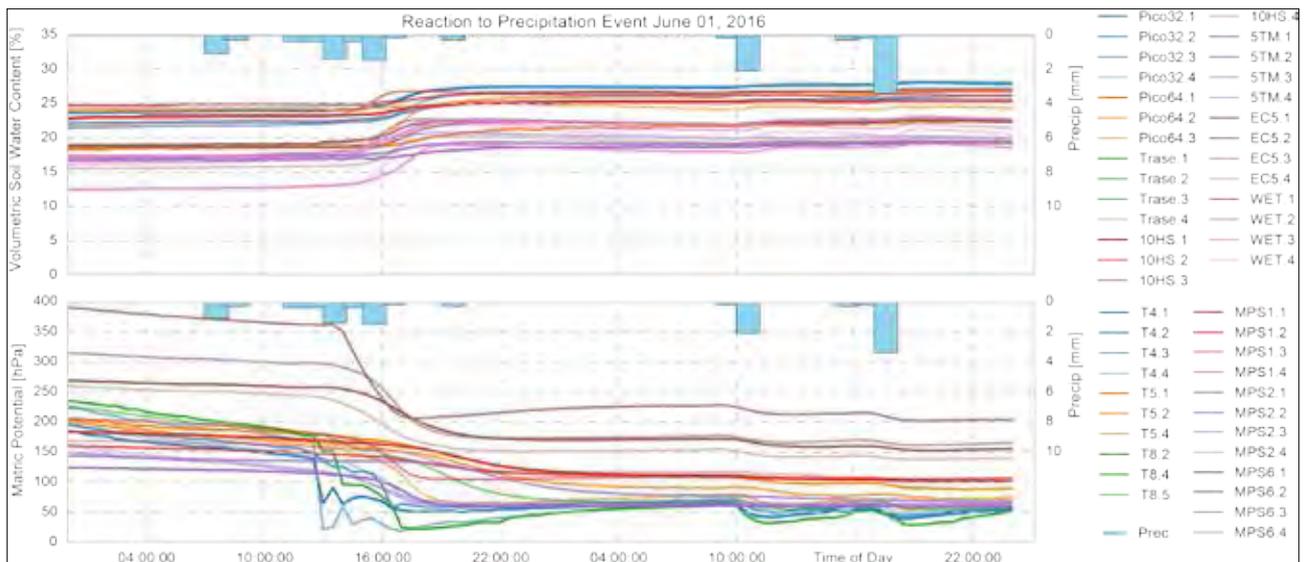


Abbildung 6: Bodenwassergehalt (oben) und Matrixpotenzial (unten) in Reaktion auf ein Regenereignis am 01. Juni 2016.

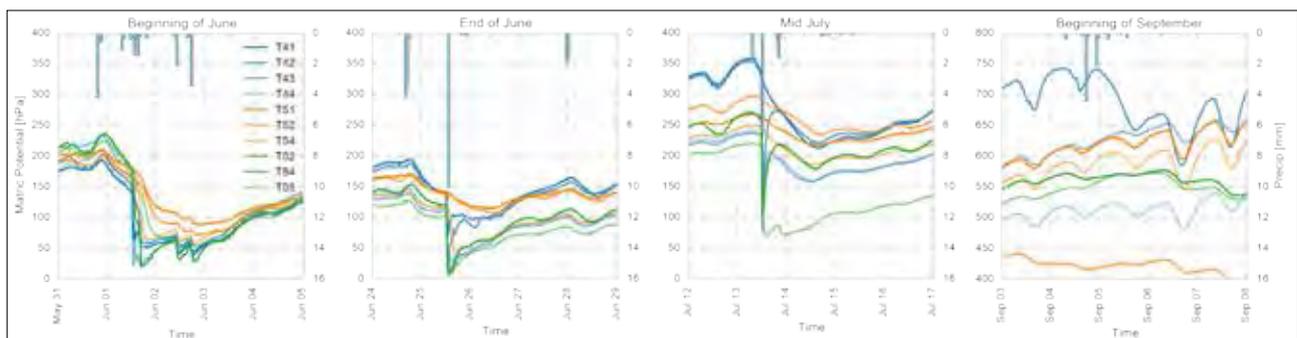


Abbildung 7: Tensiometerreaktion auf Regenereignisse zu verschiedenen Zeitpunkten.

eine präferenzielle Infiltration entlang der Schäfte nicht ausgeschlossen werden. Daher ist dieser Vergleich am besten zum T5 zu ziehen.

### Homogenität

Die Bemühungen um Homogenität konnten nicht verhindern, dass vor allem im Grobporenbereich eine Rest-Heterogenität bestand, wie an den Labormessungen sehr schön zu erkennen ist (Abbildung 8). Gravierender ist jedoch, dass sich nach einem Starkregen mit Infiltrationsüberschuss Mitte Juni Umverteilungsstrukturen an der Oberfläche bildeten. Dadurch ausgelöst kam es lokal zu Algenbildung und Verkrustung. Entsprechend entwickelte sich eine kleinräumige Heterogenität der oberen Randbedingung, die im weiteren Verlauf der Studie auch in den Messungen deutlich wurde (Abbildung 7). Ab September wurde dieser Effekt noch durch lateralen Wassereinfluss vom Rand der Überdachung verstärkt.

### In-situ Retentionskurve

Die an den Stechzylinderproben ermittelten bodenhydraulischen Eigenschaften sind in Abbildung 8 dargestellt. Eine in situ Retentionskurve wurde demgegenüber aus den Ensemblemittelwerten der Wassergehalte und Wasserspannungen ermittelt. Den Vergleich dieser beiden Retentionskurven zeigt Abbildung 9. Die in-situ Wassergehalte lagen zwischen

15 und 25 Vol-%. Die höchsten Tensionen betragen ca. 350 hPa, d.h. der Boden trocknete in 20 cm Tiefe in diesem Sommer niemals wesentlich unter die Feldkapazität ab. Am meisten bemerkenswert erscheint, dass die Wasserkapazität (=Steigung der Retentionskurve) im Feld deutlich niedriger ist, als aus Labormessungen abgeschätzt würde.

### Schlussfolgerung

Bodenfeuchte und Matrixpotenzial gelten als zentrale Zustandsvariablen von bodenhydrologischen Systemen, deren Messbarkeit nicht in Frage steht. Eine Vielzahl von Systemen und Technologien und ebenso viele ungeprüfte Annahmen über deren Kapazität und Zuverlässigkeit existieren dafür. Die Ergebnisse der Studie legen nahe, den Stand der hydrologischen Zustandsbeobachtung, das Problem der Heterogenität und die Übertragbarkeit von Laboranalysen der Bodenwasserretention in die Natur zu hinterfragen: (1) Die meisten Sensoren ergaben plausible Daten der Bodenfeuchtemessung und bestätigt damit frühere Studien. Jedoch zeigten sich bei Wassergehaltssensoren erhebliche Abweichungen in Hinblick auf die gemessenen Absolutwerte, die sich als Streuung beim selben Gerätetyp (Abbildung 6) und als systematische Abweichung zwischen den Typen (Abbildung 5) zeigte. Die von den Systemen mögliche Präzision der Absolutwerte kann demnach im Mittel nur mit entsprechender Kalibrierung (in-situ), und

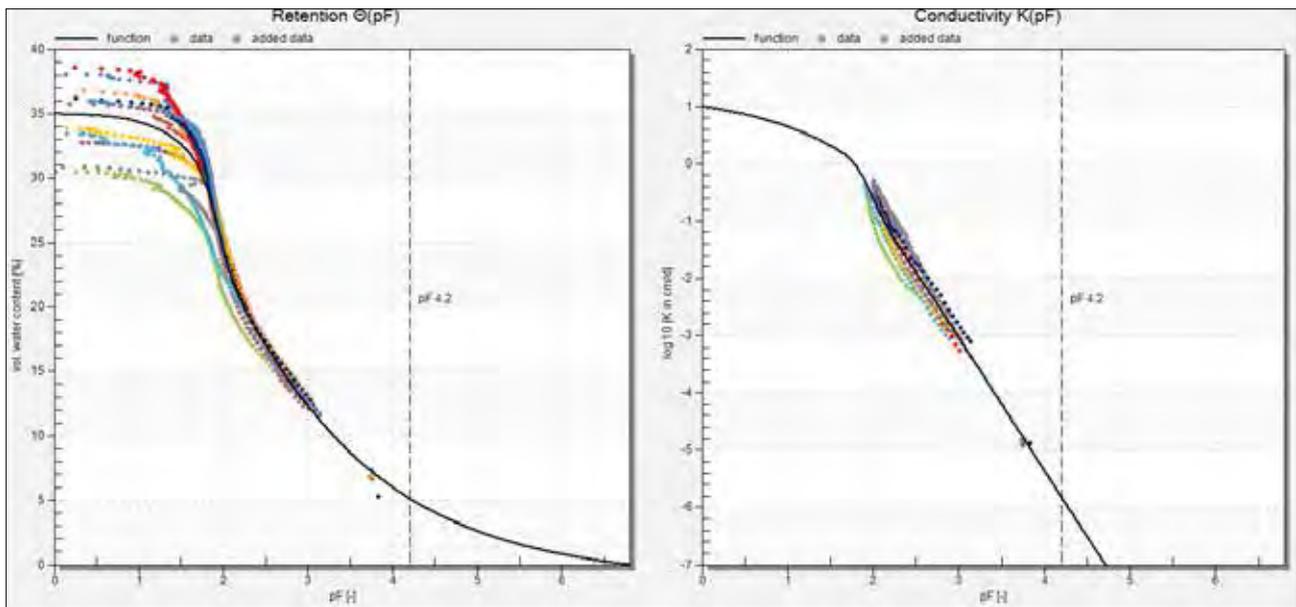


Abbildung 8: HYPROP-Labormessungen der Retentions- und Leitfähigkeitskurven in 0,2 m Tiefe ermittelt an 11 am Sensorfeld entnommenen Bodenproben mit gefitteten hydraulischen Funktionen mit dem hier verwendeten PDI-bimodal van Genuchten Modell (Peters 2013, Iden und Durner 2014).

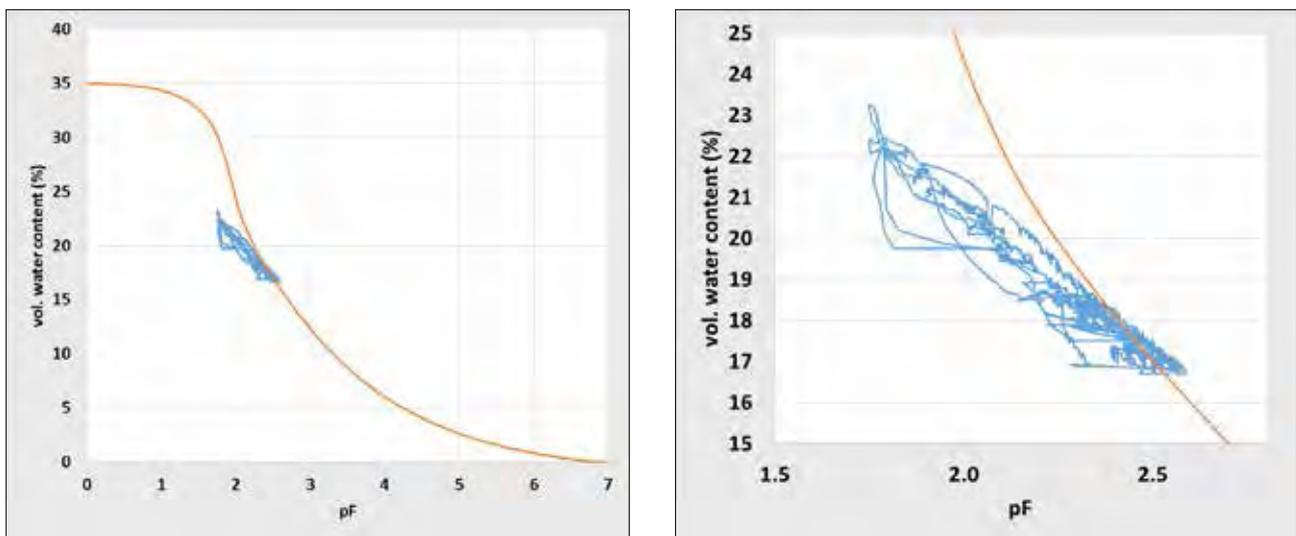


Abbildung 9: Gegenüberstellung von in-situ Wertepaaren aus Wassergehalt und Saugspannung im Feld und der auf Basis der Labormessungen gefitteten hydraulischen Funktion der Retentionskurve aus Abbildung 8.

bei einem Einzelsensor gar nicht erreicht werden. Da Unterschiede zwischen Sensoren auch in Hinblick auf gemessenen Feuchteänderungen gefunden wurden, macht dies die Interpretation hinsichtlich beobachteter Prozesse schwer. Bei den Matrixpotenzialen wurden sehr schnelle Reaktionen auf Niederschlagsereignisse nur von Tensiometern aufgezeichnet. Alle indirekten Verfahren reagierten gedämpft, was unter stark dynamischen Verhältnissen die Beobachtung der Zustandsdynamik des Bodenwassers verfälschen könnte. (2) Eine größere Homogenität als in unserem Experiment ist unter Freilandbedingungen kaum realisierbar. Trotzdem konnte die Homogenitätsannahme nur für eine initiale Periode von wenigen Wochen aufrecht gehalten werden. Ein Starkregenereignis mit Infiltrationsüberschuss führte zur Bildung von Bodenkrusten und oberflächlichen Umverteilungsnetzwerken, und damit zu kleinskaliger Heterogenität

der oberen Randbedingung. Wenn dies die Realität auf unserer homogenisierten Testfläche von 60 m<sup>2</sup> ist, welche Aussagekraft haben dann einzelne Punktbeobachtungen für den Zustand ganzer Einzugsgebiete? (3) Ein Vergleich der im Freiland beobachteten Relation zwischen Bodenwassergehalt und Matrixpotenzial mit Labormessungen an ungestörten Stechzylinderproben zeigte systematische Abweichungen. Dies wirft Fragen hinsichtlich der generellen Praxis zur Parameterisierung der Retentionsbeziehung in hydrologischen Modellen auf.

## Danksagung

Wir bedanken uns bei allen Beteiligten des Consortium. Großer Dank für die Unterstützung an das Julius-Kühn-Institut, besonders Dr. Schittenhelm, für die fortwäh-

rende Unterstützung der Arbeiten. Die Sensoren der TU Braunschweig wurden von den Fa. UMS AG, München und DECAGON, Pullman, günstig bzw. unentgeltlich zur Verfügung gestellt.

## Weiterführendes Material

Die Studierenden im Masterstudiengang Umweltwissenschaften der TU Braunschweig haben einen Seminarbericht mit einer Vielzahl von detaillierten Betrachtungen über diese Monitoring-Kampagne angefertigt (Haller-Jans et al. 2016), der vom Erstautor auf Anfrage zur Verfügung gestellt werden kann.

## Manuale

Decagon Devices, Inc. 2008. MPS-2 Dielectric Water Potential Sensor. Operator's Manual, 27 Seiten.

Decagon Devices, Inc. 2015. MPS-2 & MPS-6 Dielectric Water Potential Sensor. Operator's Manual, 30 Seiten.

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

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

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

ecoTech pF-Meter: [https://www.ecotech-bonn.de/en/produkte/meterologie/sensoren/bodenfeuchte/pf\\_meter/](https://www.ecotech-bonn.de/en/produkte/meterologie/sensoren/bodenfeuchte/pf_meter/)

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

Soilmoisture Equipment Corp., 2000. TRASE SYSTEM I - For Soil Moisture Measurement - Version 2000. 119 Seiten.

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

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

UMS GmbH München, 2009. Bedienungsanleitung T5/T4x, Pressure Transducer Tensiometer. 48 Seiten.

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

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

UMS GmbH München, 2012. Bedienungsanleitung T4/T4e, Druckaufnehmer-Tensiometer. 45 Seiten.

## Literatur

Acevedo M.F. (2016) Real-Time Environmental Monitoring: Sensors and Systems. Boca Raton, FL, USA, CRC Press.

Artiola J., Pepper I.L., Brusseau M.L. (2004) Environmental monitoring and characterization. Academic Press.

Durner W., Andrä I., Schittenhelm S. (2015) Messung der Bodenwasserndynamik unter einem Pflanzenbestand und einem brachen Boden – Ein Direktvergleich. In: Bericht über die 16. Lysimetertagung, 21.-22.4.2015, HBFLA Raumberg-Gumpenstein, 85-94.

Haller-Jans J., Helmer P., Jaquemotte J., Lotz L., Schiedung M., Schneider J., Schulz K. (2016) Monitoring des Wasser- und Stoffhaushaltes in der vadosen Zone. Seminararbeit, Institut für Geoökologie, TU Braunschweig, 141 Seiten.

Iden S.C., Durner W. (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.

Peters A. (2013) Simple consistent models for water retention and hydraulic conductivity in the complete moisture range, Water Resour. Res., 49, 6765-6780

Rosenkranz H., Durner W., He W., Knoblauch C., Meurer K.H.E. (2013) Ringversuch zum Praxisvergleich von 13 Sensor-Typen zur Wassergehalts- und Wasserspannungsbestimmung in Böden. In: Bericht über die 15. Lysimetertagung, 15.-17.4.2013, HBFLA Raumberg-Gumpenstein, 93-102.

Sauerbeck G. (2005) Standortbeschreibung zur Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft. 71 S. URL [literatur.vti.bund.de/digbib\\_extern/bitv/zi038380.pdf](http://literatur.vti.bund.de/digbib_extern/bitv/zi038380.pdf).

# Nitrataustrag eines intensiv genutzten Grünlands im Alpenvorland

Erwin Murer<sup>1\*</sup>

## Zusammenfassung

Im Rahmen des Grundwassersanierungs-Projektes 1995 - 2000 im Einzugsgebiet Obere Pettenbachrinne wurde im Jahr 1994 ein monolithisches Feldlysimeter und 2 Saugkerzenanlagen unter einem viernächtigen Grünland, mit sehr hoher Bewirtschaftungsintensität errichtet. Es wurde Wirtschaftsdünger (Festmist und Jauche) und Mineraldünger im Verhältnis von 1 zu 0,8 eingesetzt. Die Ergebnisse dieses fünfjährigen Versuches zeigen, dass auf dem tiefgründigen Grünlandstandort durch intensives landwirtschaftliches Management die Nitratkonzentration im Sickerwasser mit 20 mg/l deutlich unterhalb des Grundwasserswellenwertes (<45 mg/l), jedoch höher als erwartet liegen. Auf einem gut gemanagten vergleichbaren Ackerstandort in der Region wurde eine Nitratbelastung in ähnlicher Größenordnung gemessen.

**Schlagwörter:** Oberösterreich, Grundwassersanierung, Lysimeter, Grünland, Sickerwasser, Nitrat

## Summary

In the framework of a groundwater remediation pilot project which was carried out during 1995-2000 in the region of the Upper Austrian 'Obere Pettenbachrinne' a monolithic field lysimeter and 2 suction cup systems were installed on a site with intensely cultivated pasture (mowing frequency 4 times/year). Application of mineral and fertilizer and organic manure was done as a ratio of 1 to 0.85. The results of this five - year experiment show that the nitrate concentration of 20 mg/l in leachate remained significantly below the legal threshold for groundwater (<45 mg/l), however, higher than expected. At a well-managed arable site, situated in the vicinity of the pasture lysimeter and exhibiting comparable environmental conditions a nitrate load of similar magnitude was measured.

**Keywords:** Upper Austria, Groundwater-Remediation, Lysimeter, Pasture, Seepage, Nitrate

## Einleitung

Zur Erfassung und Bewertung der Sickerwasserquantität und -qualität im Grundwassersanierungs-Pilotprojekt in der Oberen Pettenbachrinne wurden zwischen 1994 und 2001 am Standort Eberstalzell L2 (Grünland) und Pettenbach L3 (Acker) in Oberösterreich Feldlysimeter mit sehr ähnlichen Bodeneigenschaften betrieben (Abbildung 1). Ziel des Pilotprojektes war es, die technischen, organisatorischen und finanziellen Möglichkeiten zur Verbesserung der Grundwassergüte aufzuzeigen und erwartbare Auswirkungen



Abbildung 1: Lage der Lysimeter L2 (Grünland) und L3 (Acker) im Grundwasserkörper der Traun-Enns-Platte.

vorgeschlagener Maßnahmen in der Praxis zu überprüfen (Logberger & Thürriedl 1996). Das Pilotprojekt wurde im Dezember 2000 beendet, jedoch die Lysimeteranlagen auf Ackerflächen weitergeführt (Murer et al. 2017). Die mittleren jährlichen Niederschläge in Pettenbach betragen 960 mm und die mittlere langjährige Lufttemperatur 8,7°C (Abbildung 2).

## Material und Methoden

### Charakterisierung der Lysimeter

Die Lysimeter des Bautyps Murer (1995) besitzt eine kreisförmige Oberfläche von 1 m<sup>2</sup>, die Lysimetersohle liegt

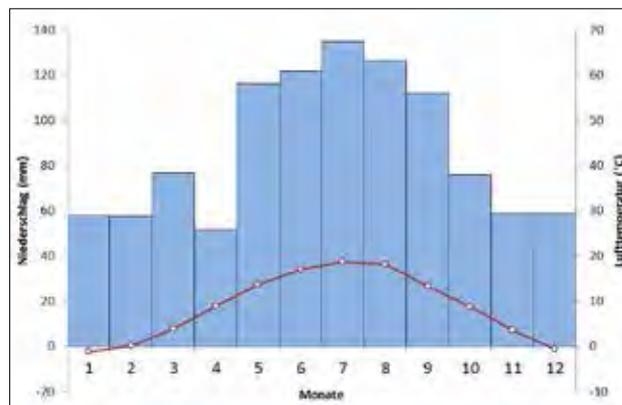


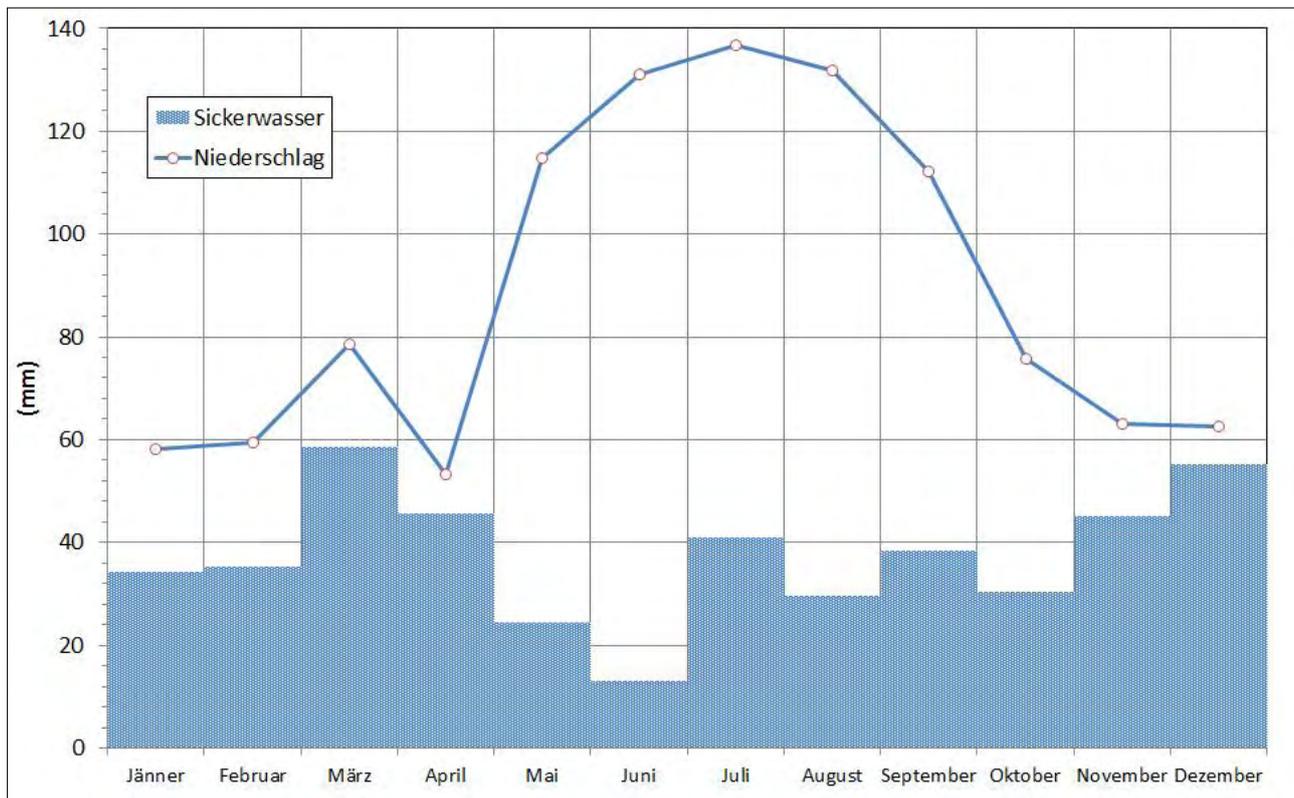
Abbildung 2: Klimadiagramm der Messstation Pettenbach für die Periode 1995-2015.

<sup>1</sup> Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Pollnbergstraße 1, A-3252 PETZENKIRCHEN

\* Ansprechpartner: DI Erwin Murer, erwin.murer@baw.at

**Tabelle 1: Physikalische und chemische Bodenkennwerte des Lysimeters L2 in Eberstalzell (Bodentyp: kalkfreie, pseudovergleyte Lockersediment-Braunerde).**

Tiefe (cm)	Horizont (ÖBG)	Bodenart AG Boden	Ton (%)	PV (%)	LK (%)	nFK (%)	gd (g/cm <sup>3</sup> )	Humus (%)	pH (-)	C/N (-)
0 - 20	A	IU	20	48	8	22	1,39	3,1	6,2	7,6
20 - 60	Bv	IU	21	47	12	17	1,42	0,7	6,3	6,0
60 - 130	BvS	uL	30	43	6	18	1,56	0,3	6,5	5,1



**Abbildung 3: Mittlerer monatlicher Niederschlag und Sickerwassermenge für die Periode 1996 bis 2015 der Lysimeteranlage L2.**

1,5 m unter Gelände. Die Lysimeter werden einerseits frei auslaufend und andererseits über keramische Saugkerzen - eingebaut im Boden an der Lysimetersohle - entwässert (Murer et al. 2017). An diesen Saugkerzen liegt ein Unterdruck von 60 hPa an. Innerhalb der Bewirtschaftungs- und Bodeneinheit wurden zum Lysimeter zwei Vergleichsmessstellen als Saugkerzenanlage zusätzlich eingebaut. Die Sickerwassermenge der Lysimeter wurde täglich ermittelt. Die Nitratkonzentration wurde wöchentlich an Sammelpunkten analysiert. Für die Berechnung der mittleren jährlichen Nitratkonzentration der einzelnen Lysimeteranlagen wurde für jeden Standort der wöchentliche Nitrat- und Sickerwasserausstrom verwendet. Bei den Vergleichsmessstellen wurde die Sickerwassermenge des jeweiligen Lysimeters angesetzt. Das Grünland-Lysimeter wurde so eingebaut, dass es unter Praxisbedingungen vom Landwirt ungestört bewirtschaftet werden konnte.

### Boden und Management

Am Grünlandstandort des Lysimeters L2 handelt es sich um eine pseudovergleyte, tiefgründige Lockersediment-Braunerde (www.bodenkarte.at). Nach den Daten der österreichischen Finanzbodenschätzung handelt es sich um

eine kalkfreie Lockersediment-Braunerde der Bodenart „L, Scho“, der Entstehung „Dg“ und der Entwicklungsstufe „4“. Die WZ1 ist mit 48 und die WZ2 mit 45 angegeben. Die *Tabelle 1* gibt einen Überblick über die physikalischen und chemischen Bodenverhältnisse. Das Grünland wurde viermal im Jahr gemäht. Die Düngung bestand aus Festmist und Jauche sowie auch aus Mineraldünger. Das Verhältnis von feldfallendem Wirtschaftsdünger zu Mineraldünger betrug 1 zu 0,85. Der Standort besitzt ein sehr enges C/N-Verhältnis; es kann mit einer hohen N-Lieferungsrate gerechnet werden (*Tabelle 1*).

### Ergebnisse

In der *Abbildung 3* sind die monatlichen Niederschläge und Sickerwassermengen der Periode 1995 bis 2000 abgebildet. Es trat in den meisten Jahren das ganze Jahr über Sickerwasser an, nur in den Jahren 1995 und 1998 gab es Zeiträume von ca. einem Monat ohne Sickerwasseranfall (*Abbildung 4*). Das Verhältnis des Sickerwasseranfalls Winter- zu Sommerhalbjahr betrug 57% zu 43%. Die *Abbildung 4* zeigt den zeitlichen Verlauf der Nitratkonzentration in 150 cm Tiefe. Es gibt kurze Zeiträume mit Nitratkonzentrationen um oder auch über

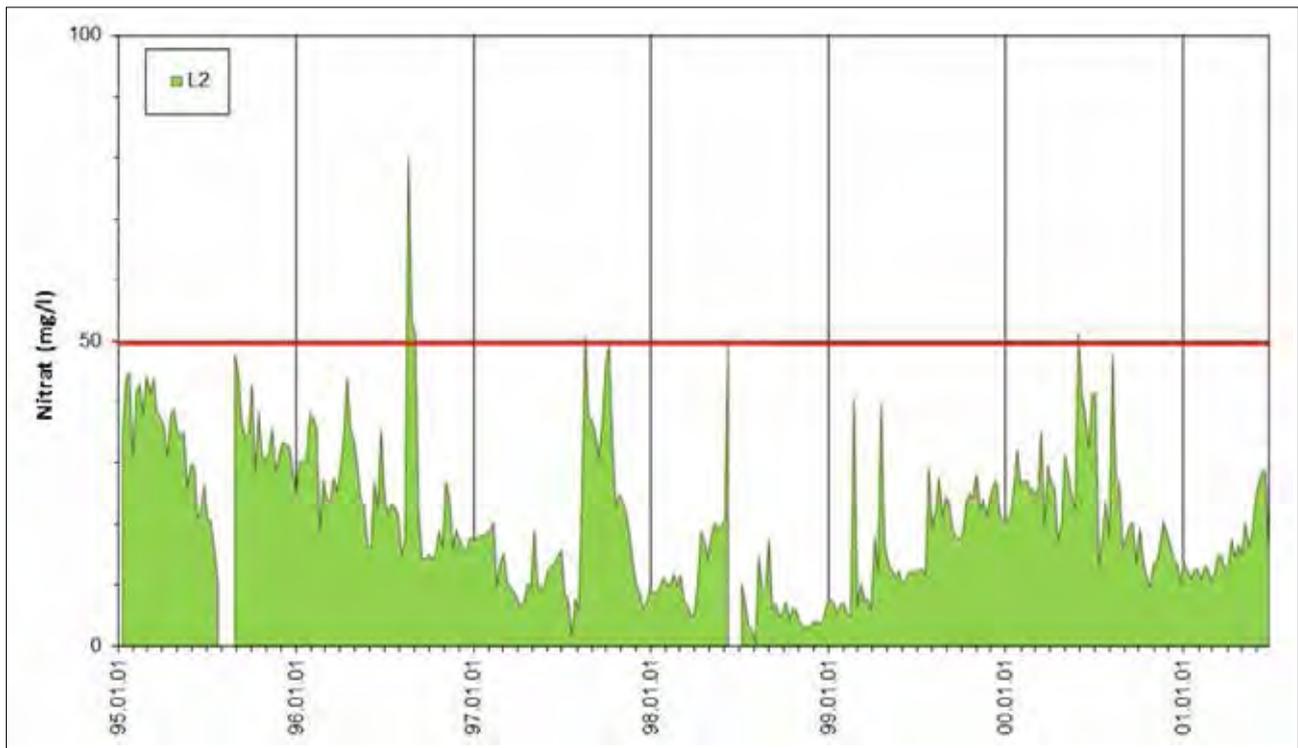


Abbildung 4: Mittlerer jährlicher Verlauf der Nitratkonzentration der Lysimeteranlage L2 (Mittelwert aus Lysimeter und zwei Saugkerzenanlagen für die hydrologischen Jahre 1996 bis 2000).

Tabelle 2: Niederschlag und Sickerwasser, Dünger- und Erntemengen sowie Nitrataustrag der Lysimeteranlage L2 in Eberstalzell als Durchschnittswerte für die Periode 1995-2000.

Periode	Niederschlag	Sickerwasser	WD stallfallend	WD feldfallend	MD	Erntegut N-Abfuhr	Erntegut TM	NO <sub>3</sub> im SW	NO <sub>3</sub> -N im SW
Einheit	mm/a		kg N/ha*a				kg/ha*a	mg/l	kg N/ha*a
1995-2000	1070	446	128	101	87	266	1282	20,0	20,0

SW...Sickerwasser; WD... Wirtschaftsdünger; MD...Mineraldünger; TM...Trockenmasse

dem Trinkwassergrenzwert von 50 mg/l. In der *Tabelle 2* sind die Messergebnisse aus der Lysimeteranlage L2 als Durchschnittswerte für die Periode 1995-2000 zusammengefasst. Die Düngermengen und Erträge liegen im Bereich „hoch 3“ (RSGD 2006). Die Sickerwassermenge betrug im Mittel 42% des Niederschlages. Die mittlere Nitratkonzentration lag bei 20 mg/l und der Nitrataustrag bei 20 kg/ha und Jahr.

## Diskussion und Schlussfolgerungen

Untersuchungen in Gumpenstein (0,1-4,7 mg NO<sub>3</sub>/l in Herndl et al. 2013) und in Petzenkirchen (Variante viehlos 8 mg NO<sub>3</sub>/l und viehhaltend 16 mg NO<sub>3</sub>/l in Feichtinger et al. 2004) zeigen, dass unter Grünland unterschiedlich hohe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser gemessen werden. Bei der intensiven Grünlandnutzung wurde in Eberstalzell 1995-2000 eine durchschnittliche Nitratkonzentration von 20 mg/l erreicht. Auf einem Ackerstandort (*Abbildung 1*) mit der Anwendung von Wirtschafts- und Mineraldünger und vergleichbaren Standorteigenschaften, in 6 km Entfernung wurden bei mittlerer Ertragserwartung Nitratkonzentrationen und Stickstoffausträge, in ähnlicher Größenordnung gemessen (Murer et al. 2017). Mit Ab-

nahme der Gründigkeit und Wasserspeicherfähigkeit des Bodens nimmt das Risiko für das Grundwasser hinsichtlich Nitrataustrags zu (Murer 2003). Eine Intensivierung der Bewirtschaftung auf Grünland, insbesondere auf auswaschungsgefährdeten Standorten kann zu einem steigenden Trend der Nitratbelastung im Grundwasser führen bzw. beitragen.

## Literatur

- Feichtinger F., Dorner J., Aigner F. (2004) Durchschnittliche Versickerungsmengen und bewirtschaftungsbedingte Stickstoffausträge im Alpenvorland Niederösterreichs. Schriftenreihe des Bundesamt für Wasserwirtschaft 20: 79-90.
- Herndl M., Schink M., Kandolf M., Böhner A., Buchgraber K. (2013) Nährstoffauswaschung im Grünland in Abhängigkeit vom Wirtschaftsdüngungs- und Nutzungssystem, Conference Proceeding: 15. Gumpensteiner Lysimetertagung 2013, Raumberg-Gumpenstein, 25-30, ISBN:978-3902559-90-6.
- Lohberger W., Thürriedl K. (1996) Pilotprojekte zur Grundwassersanierung in Oberösterreich, Konzeptphase - Schlussbericht. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien und Amt der O.Ö. Landesregierung, Linz.

- Murer E. (1995) Wassergüteefassungssysteme in der ungesättigten Bodenzone. Ergebnisbericht aus dem Grundwassersanierungs-Pilotprojekt „Obere Pettenbachrinne“, OÖ. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Bd. 1, 160-173.
- Murer E. (2003) Abschätzung des Nitratrückhaltevermögens der landwirtschaftlich genutzten Böden Österreichs. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft 19: 70-79.
- Murer E., Kuderna M., Seltenhammer K., Fuchs G. (2017) Lysimeteruntersuchungen als Unterstützung zum Grundwasserschutz. Bericht 17. Gumpensteiner Lysimetertagung vom 09.-10.05.2017.
- RSGD (2006) Richtlinien für die sachgerechte Düngung. Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft, 6. Auflage, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.

# Wie beeinflusst K-Düngung von Niedermoor die Effizienz des Stickstoffs aus der Torfmineralisation - Lysimeterversuch

Axel Behrendt<sup>1\*</sup>, Dominic Richter<sup>2</sup>, Frank Eulenstein<sup>3</sup> und Jürgen Pickert<sup>3</sup>

## Zusammenfassung

Eine Kaliumdüngung von Niedermoorgrünland beeinflusst die Ausnutzung des aus der Mineralisation des Torfes hervorgehenden Stickstoffs deutlich. Dies zeigen die dargestellten Versuchsergebnisse eines sechsjährigen Lysimeterversuchs. Durch die Kaliumdüngung konnte sowohl die Stickstoffaufnahme, als auch der Trockenmasseertrag signifikant verbessert werden. Hinsichtlich der Beeinträchtigung der Gewässerqualität in Folge einer Kalium- oder Stickstoffauswaschung kann an Hand der Versuchsergebnisse der sechs Versuchsjahre zunächst von keiner Gefährdung dieser ausgegangen werden. Weder das Kalium im Sickerwasser (selbst bei sehr hoher Düngung) noch der Stickstoff überschritten die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung. Bei höherer Kaliumdüngung verringerten sich die N-Auswaschungsverluste.

*Schlagwörter:* Kalium, Stickstoffauswaschung, Grundwasserqualität, Grundwasserlysimeter

## Summary

The results from presented lysimeter experiment over 6 years shows that fen soil fertilisation with potassium has influenced the utilisation from soil nitrogen coming from peat mineralisation.

Potassium fertilisation has increased nitrogen take up by plants and leaves to significant higher dry matter yields.

Referring to the groundwater quality we can see that the experimental conditions didn't influence the yield of Potassium and nitrogen in alarming way.

Neither amounts of potassium in seepage water nor the amounts of nitrogen exceeded the border of drinkwater decree. With increasing potassium fertilisation the N-losses in the ground water decreased.

*Keywords:* potassium, nitrogen leaching, groundwater quality, groundwater lysimeter

## Einleitung

Die wissenschaftliche Erforschung ländlicher Räume erfordert experimentelle Bearbeitung vor Ort. Die charakteristischen ZALF-eigenen Untersuchungsräume liegen in den Jungmoränenlandschaften Nordost-Brandenburgs bzw. in Niedermoorgebieten des Rhin- und Havelländischen Luchs mit der Forschungsstation und ihrer großen Grundwasserlysimeteranlage in Paulinenaue. Die dort gewonnenen Daten und Erkenntnisse bieten die Grundlage für Methoden und Konzeptansätze, die auf andere Situationen und regionale Räume Nordost-Europas übertragbar sind. Ein großer Forschungsschwerpunkt ist in Moorgebieten die Mineralisation der organischen Substanz verbunden mit Moorschwind und Nährstofffreisetzung. Bei 0,5 cm Moorschwind (Höhenverlust) pro Jahr werden bei einer Trockenrohddichte des Moorbodens von 0,4 kg/l und einem Stickstoffgehalt (N) von 2,5% im Torf auf einem Hektar theoretisch 500 kg N frei.

Die Stickstofffreisetzung aus landwirtschaftlich genutzten Niedermooren durch die Mineralisation der organischen Torfsubstanz kann zum Umweltproblem werden, wenn das freiwerdende Nitrat nicht von der Vegetation genutzt werden kann und in das Grundwasser gelangt (Behrendt et al. 2009, Hertwig et al. 2006, Luthardt und Zeitz 2014). Daraus leiten sich folgende Versuchsfragen ab:

- Beeinflusst die unterschiedlich hohe Kaliumdüngung von Niedermoorgrünland die Ausnutzung des aus der Torfmineralisation freigesetzten Stickstoffs?
- Inwiefern kommt es dabei zur Beeinträchtigung der Grundwasserqualität aufgrund des Eintrags des gedüngten Kaliums und des freigesetzten Stickstoffs?

## Material und Methoden

Der Versuch zum Einfluss einer differenzierten Kaliumdüngung auf die Torfmineralisation und die Ausnutzung des daraus freigesetzten Stickstoffs auf Niedermoorgrünland wurde in der Paulinenaue Grundwasserlysimeteranlage seit 2003 durchgeführt. Insgesamt standen für die Auswertung des Kaliumdüngungsversuchs Daten aus sechs Versuchsjahren (2003-2008), die in sechs Lysimetern erhoben wurden, zur Verfügung.

Der Boden in den Lysimetergefäßen besteht aus vererdeten bzw. in oberen Schichten vermulmten Niedermoorortf, welcher von Mittel- bzw. Feinsand unterlagert ist. Die Trockenrohddichte liegt in Abhängigkeit von der Tiefe zwischen 0,43 g/cm<sup>3</sup> und 0,38 g/cm<sup>3</sup>, der pH-Wert beträgt 6,6 und der Gehalt an organischer Substanz liegt in einer Bodentiefe von 0 cm bis 20 cm bei 59,5 % und in einer Bodentiefe von 20 cm bis 50 cm bei 64,2 %.

<sup>1</sup> Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) - Forschungsstation Paulinenaue, Gutshof 7, D-14641 PAULINENAUE

<sup>2</sup> Hochschule Neubrandenburg, FB Agrarwirtschaft,

<sup>3</sup> ZALF-Institut für Landnutzungssysteme

\* Ansprechpartner: Dr. Axel Behrendt, abehrendt@zalf.de

Angesät wurde eine praxisübliche standortangepasste Gräsermischung aus Wiesenschweidel, Wiesenlieschgras, Weißes Straußgras und Wiesenrispe. Mittlerer Grundwasserstand war 80 cm unter Flur. Die untersuchten Düngungsvarianten waren 0, 15 und 30 gK/m<sup>2</sup> bei 0-N-Düngung.

## Ergebnisse und Diskussion

Die Kaliumdüngung in den Niedermoorlysimetern begünstigte die Ertragsbildung deutlich. Im Vergleich der drei Varianten ergab sich, dass die Variante 1, die ohne K-Düngung belassen wurde, mit 667 g TM/m<sup>2</sup> den geringsten Trockenmasseertrag aufwies. Die Erträge der gedüngten Varianten (2 mit 150 kgK/ha und 3 mit 300 kgK/ha) lagen beide weitaus höher als die der Variante 1. Mit 964 g TM/m<sup>2</sup> war der Ertrag der Variante 2 rund 45 % höher als der, der Variante 1. Der Trockenmasseertrag der Variante 3 lag mit 1.055 g TM/m<sup>2</sup> sogar um 58 % höher als der, der ungedüngten Variante.

Die Stickstoffausträge der unterschiedlich stark gedüngten Varianten unterscheiden sich in ihrem Ausmaß bei der Betrachtung der Mittelwerte aus *Abbildung 1* deutlich voneinander. Ohne Kaliumdüngung sind die Stickstoffausträge am höchsten, wobei sie mit steigender Kaliumdüngung absinken. Auf einen Hektar bezogen, würden bei der Variante 1 jährlich im Mittel 24 kg Stickstoff in das Grundwasser gelangen. Bei der Variante 2 durchschnittlich 13 kg und bei der Variante 3 nur etwa 3 kg. Statistisch konnte dieses Ergebnis jedoch nur beim Vergleich von Variante 1 mit Variante 3 abgesichert werden ( $p = 0,045$ ).

Bei den Stickstoffentzügen über die Erntemasse unterscheiden sich die beiden gedüngten Varianten nur geringfügig, jedoch von der Variante 1 deutlich. So wurden bei der Variante 2 im Mittel 24 g in der geernteten Trockensubstanz festgestellt und bei der Variante 3 im Mittel 26 g. Die Variante 1 hingegen kommt über einen Mittelwert von 15 g Stickstoff in der Trockensubstanz nicht hinaus. Damit liegt der Stickstoffgehalt der Variante 2 etwa 60 % höher und der der Variante 3 um 73 % höher. Die statistische Auswertung mit Hilfe des t-Tests bestätigt das in der *Abbildung 1* dargestellte Ergebnis. Zwischen Variante 1 und Variante 2 ( $p = 0,044$ ) sowie Variante 3 ( $p = 0,013$ ) konnte jeweils ein signifikanter Unterschied festgestellt werden. Zwischen den beiden Varianten 2 und 3 jedoch nicht ( $p = 0,533$ ). Wird nun ein Vergleich zwischen der Kaliumdüngung, dem Ertrag, dem Stickstoffgehalt der von einem m<sup>2</sup> geernteten Trockenmasse und dem Stickstoffabfluss vorgenommen, so wird ein klarer Zusammenhang zwischen diesen Größen ersichtlich. Bei den mit Kalium gedüngten Varianten wurden höhere Erträge erzielt, wodurch auch gleichzeitig mehr Stickstoff über die von einem m<sup>2</sup> geerntete Trockensubstanz entzogen wurde. Folglich ergeben sich daraus auch geringere Stickstoffausträge in den Lysimetern der gedüngten Varianten.

Bei der Betrachtung der Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser sind beachtliche, jedoch nicht unerwartete Unterschiede zu verzeichnen. Der mittlere Stickstoffgehalt im

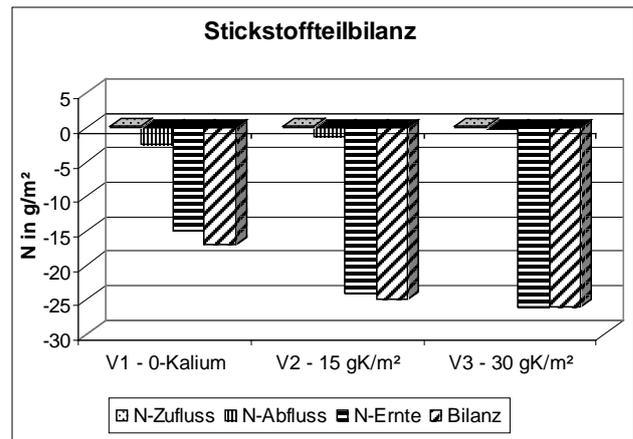


Abbildung 1: Stickstoffteilbilanz bei variiertem K-Düngung.

Sickerwasser verringert sich von der Variante 1 bis hin zur Variante 3 maßgeblich. Der bei der Variante 1 ermittelte Gehalt an Stickstoff ist mit rund 16 mg/l mit Abstand am höchsten. Danach folgt die Stickstoffkonzentration der Variante 2 mit knapp 11 mg/l. Daraus ergibt sich eine Abnahme des Stickstoffgehaltes von der ersten zur zweiten Variante um ca. 31 %. Ein hochsignifikanter Unterschied ( $p = 0,009$ ) geht aus dem Vergleich der Variante 1 mit der Variante 3 hervor. Da bei der dritten Variante im Mittel nur 2 mg/l errechnet wurden, ist die Konzentration an Stickstoff im Sickerwasser um das Achtfache geringer, als die der ersten Variante. Die Abnahme des mittleren Stickstoffgehaltes beträgt hier etwa 88 %. Auch der Vergleich der beiden gedüngten Varianten ist bemerkenswert. Hier ist eine Verringerung von Variante 2 zu Variante 3 um 80 % zu verzeichnen. Signifikant unterscheiden sich diese jedoch nicht.

Versuchsergebnisse aus Feldversuchen und anderen Lysimeteruntersuchungen zeigten ähnliche Ergebnisse bezüglich der Stickstoffausnutzung sowie der Ertragsbildung (Behrendt 1995).

## Literatur

- Behrendt A. (1995) Moorkundliche Untersuchungen an nordostdeutschen Niedermooeren unter Berücksichtigung des Torfschwundes, ein Beitrag zur Moorerhaltung. Diss., Berlin, S. 119
- Behrendt A., Mundel G., Schalitz G., Hölzel D. (2009) Die Paulinenaauer Grundwasserlysimeteranlage Entstehung, Funktion und Ergebnisse. In: Symposium 60 Jahre Wissenschaftsstandort Paulinenaue. Hrsg.: Paulinenaauer Arbeitskreis Grünland und Futterwirtschaft e.V. Paulinenaue. S. 66
- Hertwig F., Schuppenies R., Wellenbrock K.-H. (2006) Entzugsorientierte Düngung mit Kalium auf Niedermoorgrünland. In: Jahresbericht 2006. Hrsg.: Landesamt für Ländliche Entwicklung, Landwirtschaft und Flurneuordnung, Paulinenaauer Arbeitskreis Grünland und Futterwirtschaft e.V. 3 S.
- Luthardt V., Zeitz J. (2014) Moore in Brandenburg und Berlin. Verlag Natur+Text GmbH, Rangsdorf. S. 222.

# Water recharge in the dune belts of Doñana National Park estimated with a high-precision weighing lysimeter

L. Molano-Leno<sup>1</sup>, C. Kohfahl<sup>2\*</sup>, C. Mediavilla<sup>1</sup>, D.J. Martinez Suarez<sup>1</sup>, F. Ruiz Bermudo<sup>1</sup>, A.N. Martinez Sanchez de la Nieta<sup>1</sup>, K. Vanderlinden<sup>2</sup>, J.V. Giraldez<sup>3,4</sup> and Stefan Engelhardt<sup>5</sup>

## Summary

Although precise weighing lysimeters are mostly installed for agricultural purposes in crop-producing areas, these instruments are also useful in areas of ecological interest where soil and aquifer recharge-discharge processes need to be better understood. In September 2015 a high precision meteorological lysimeter was installed in a coastal dune of the Doñana Natural Reserve to quantify the recharge in dune belts, and to estimate its dependence on regional climate trends. In addition to the lysimeter, also six soil moisture sensors and 2 meteorological stations were installed. The first results show recharge rates ranging from 19 to 97%, depending on the meteorological conditions and the initial soil moisture. The lysimeter-measured rainfall exceeded the measurements of the tipping bucket by 1 to 19 mm. Also the contribution of the dew was detected by the lysimeter. A soil water model is currently being set up to simulate recharge, soil water movement, evaporation and percolation, as well as to quantify uncertainty and noise effects.

## Introduction

Dune belts are fundamental for groundwater recharge in coastal aquifers and constitute therefore a key location for the quantitative and qualitative monitoring of water resources in ecological habitats. Beyond the large number of methods for recharge estimations, at the moment weighing lysimeters yield the most precise and realistic measures for evapotranspiration and precipitation (Peters et al. 2014). In the same way, it is a direct tool to measure water recharge because of its technology in weight measurement of drained water, representing groundwater. Nonetheless, precise weighing lysimeters have been mostly installed for agricultural purpose in crop areas and therefore only limited knowledge exists about recharge dynamics and its dependence on meteorological parameters in dune belts.

The Geological and Mining Institute of Spain (IGME), in collaboration with the Biological Station of Doñana (EBD-CSIC), started recently a research project to monitor the natural recharge in the dune belts of the Doñana Natural Reserve. A high precision weighing meteorological lysimeter with

lower boundary control was installed in September 2015 for continuous monitoring of recharge and other soil and meteorological parameters.

Recharge in the dune belt is essential for the conservation of the groundwater dependent wetlands of the Doñana National Park, which is threatened by intensive agricultural irrigation and water supply for tourism. The main objective of this study is to quantify the recharge in dune belts within semi-arid climate, and its dependence on regional climate trends predicted by climate models.

## Material and Methods

The site is equipped with a UMS (UMS AG, Munich, Germany) weighing lysimeter (1.65 m diameter, 1.50 m height and a weighing resolution of 10 g), six CS650 soil moisture sensors (Campbell Scientific, Logan, UT) installed at 0.30, 0.60, 1.20, 1.60, 2.20, and 3 m depth, and 2 automatic meteorological stations (Vantage PRO2 Davis, California, USA; UMS AG, Munich, Germany). The lower boundary condition at the bottom of the lysimeter is controlled using a tensiometer. A peristaltic pump maintains the bottom of the lysimeter at the same potential as measured by the field tensiometer installed outside the lysimeter. Rainwater and water drained from the lysimeter is collected and sampled for analysis of hydrochemistry and stable isotopes. *Table 1* shows the measurements that are continuously performed. Physico-chemical soil properties such as density, grain size, mineralogy and metals were also analysed at different depths.

To eliminate measurement noise the raw data are corrected to accurately calculate precipitation (P), evapotranspiration (ET), as well as recharge (R) from lysimeter data. The time-series of lysimeter weight and drainage water quantity can be affected by a wide variety of singular disturbances, which add to the measurement noise. Examples are the withdrawal of water from the drainage sampling vessel, sudden changes in weight when vegetation is removed, maintenance work, operators stepping on the lysimeter surface, and so on. Detection and correction of such singular events was performed by suitable filters and manually in some cases (Schrader et al. 2013).

For the calculation of cumulative ET and P we applied the AWAT filter (Peters et al. 2014) in order to reduce intrinsic

<sup>1</sup> Instituto Geológico y Minero de España, SEVILLE, Spain

<sup>2</sup> IFAPA, Centro Las Torres-Tomejil, Alcalá del Río, SEVILLE, Spain

<sup>3</sup> Departamento de Agronomía, Universidad de Córdoba, CORDOBA, Spain

<sup>4</sup> Instituto de Agricultura, Sostenible, CSIC, CORDOBA, Spain

<sup>5</sup> UMS AG, Gmunder Straße 37, 81379 MUNICH, Germany

\* Ansprechpartner: Dr. Claus Kohfahl, c.kohfahl@igme.es

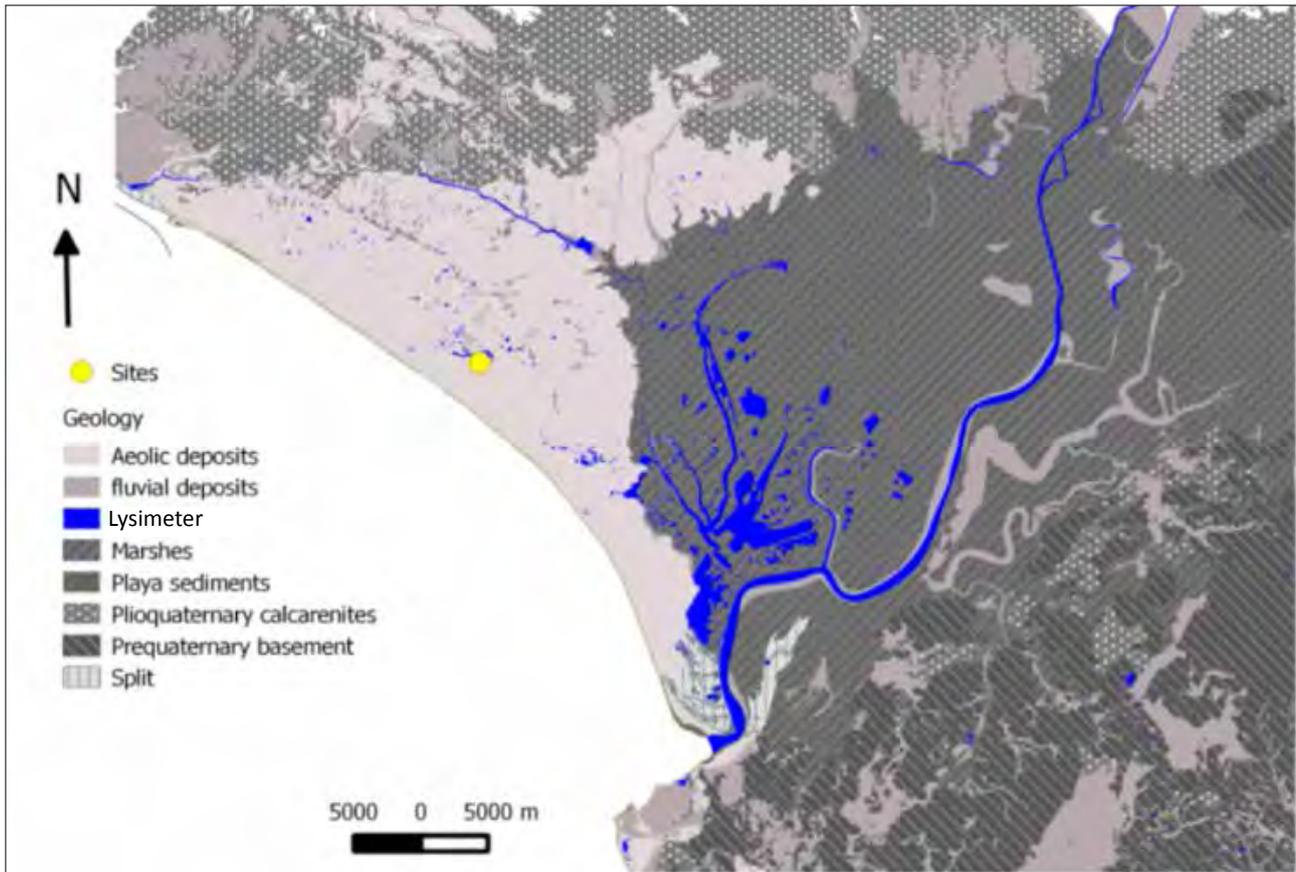


Figure 1: Meteo-Lysimeter placement, located in Doñana National Park, province of Huelva, Southwest of Spain (source: Kohfahl et al. 2011 and wikipedia.com).

Table 1: Measured parameters and intervals.

Measured parameter	Time interval
Soil mass lysimeter	1 minute
Water mass drained from lysimeter	1 minute
Soil water tension	10 minutes
Soil moisture	10 minutes
Wind direction	10 minutes
Wind velocity	10 minutes
Net radiation	10 minutes
Precipitation	10 minutes
Air humidity	10 minutes
Air and soil thermal profile	10 minutes
Soil bulk density	Once
Grain size distribution	Once
Mineralogy	Once
Metals content	Once

noise in lysimeter data by smoothing. This method has been recently applied in other studies (Hoffmann et al. 2016). For the application of the AWAT algorithm, the parameters maximum window width and maximum threshold were set to 31 min and 0.24 mm, respectively. Due to power failures, there are several gaps along the time series which were cut from lysimeter data but not from the rest of instruments, for instance the tipping bucket rain gauge.

According to the soil water balance the infiltrating rain water increases soil moisture and groundwater R, assuming that the surface flux is zero.

Precipitation = Recharge + Evapotranspiration + Soilwater storage (1)

Within the rain periods air saturation is 100% and no ET is assumed to occur. Therefore P and ET have been calculated as follows (Schrader et al. 2013):

$$\Delta W = \Delta w_{lys} + \Delta w_{drain}$$

$$\Delta P = \begin{cases} \Delta W, & \Delta W > 0 \\ 0, & \Delta W \leq 0 \end{cases}$$

$$\Delta ET = \begin{cases} \Delta W, & \Delta W < 0 \\ 0, & \Delta W \geq 0 \end{cases}$$

where  $\Delta w_{lys}$  [kg] is the mass change of the lysimeter between two time steps,  $\Delta w_{drain}$  [kg] is the mass change in the drainage sampling vessel,  $\Delta P$  [kg] is the sum of precipitation recorded by the lysimeter,  $\Delta ET$  [kg] is the corresponding evapotranspiration, and  $\Delta W$  [kg] is the change in cumulative upper boundary flux in the corresponding time interval. Note that due to the 1 m<sup>2</sup> surface of the lysimeter weight in kilograms is equal to a change in millimetres or L per m<sup>2</sup>. R was measured directly by drainage weight.

## First Results and Discussion

Data from cumulative  $\Delta w_{drain}$  and cumulative  $\Delta w_{lys}$  are represented in Figure 1a without previous treatment. In the graph it is easily recognise the moments where withdrawal of water from the drainage sampling vessel take place because of the characteristic straight fall in the curve. This kind of errors are automatically, or sometimes manually, corrected.

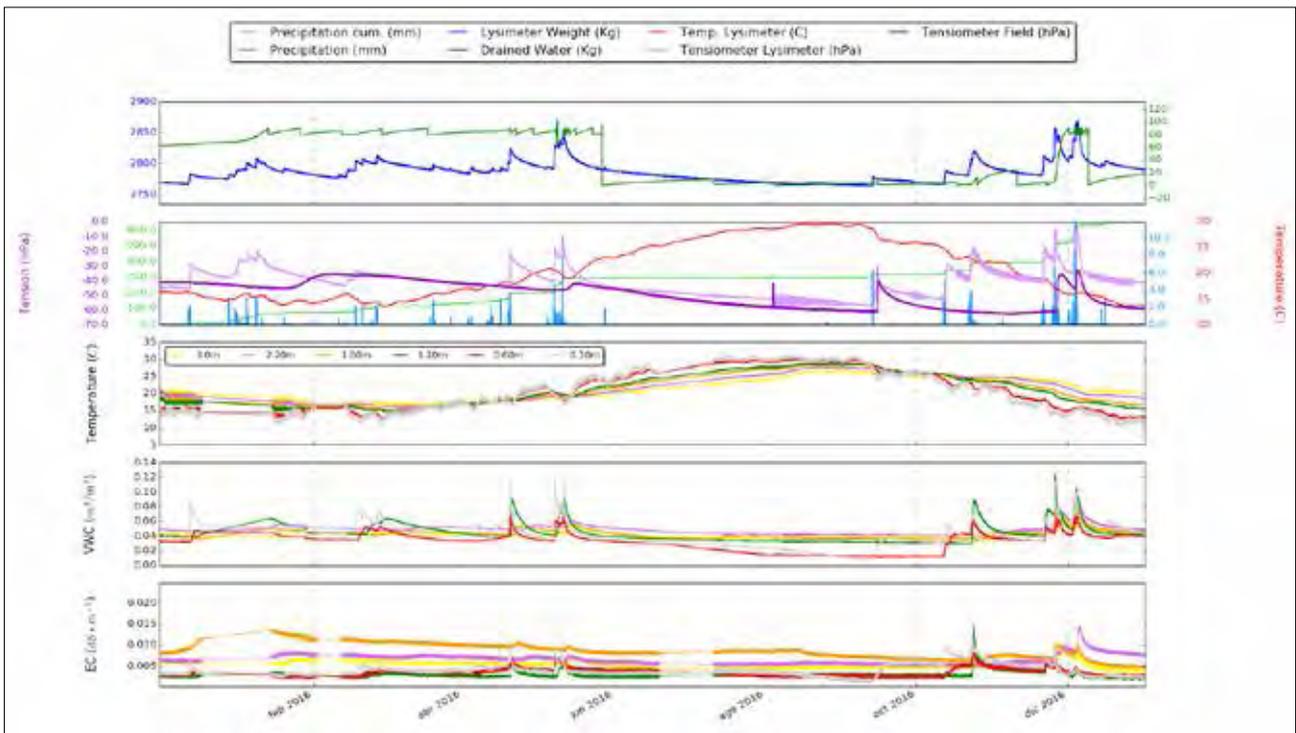


Figure 2: a) Cumulative mass change of lysimeter (kg) and cumulative mass change of drainage vessel (kg); b) P measured by tipping bucket rain gauge (mm) and its cumulative P (mm), results from tensiometer in field and in lysimeter (hPa), temperature from lysimeter at 1.40 m depth (°C); c) Temperature profile in field measured by CS650 soil moisture sensors (°C); d) Volume Water Content (VWC) measured by CS650 soil moisture sensors (m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>); e) Electroconductivity (EC) measured by CS650 soil moisture sensors (dS/m).

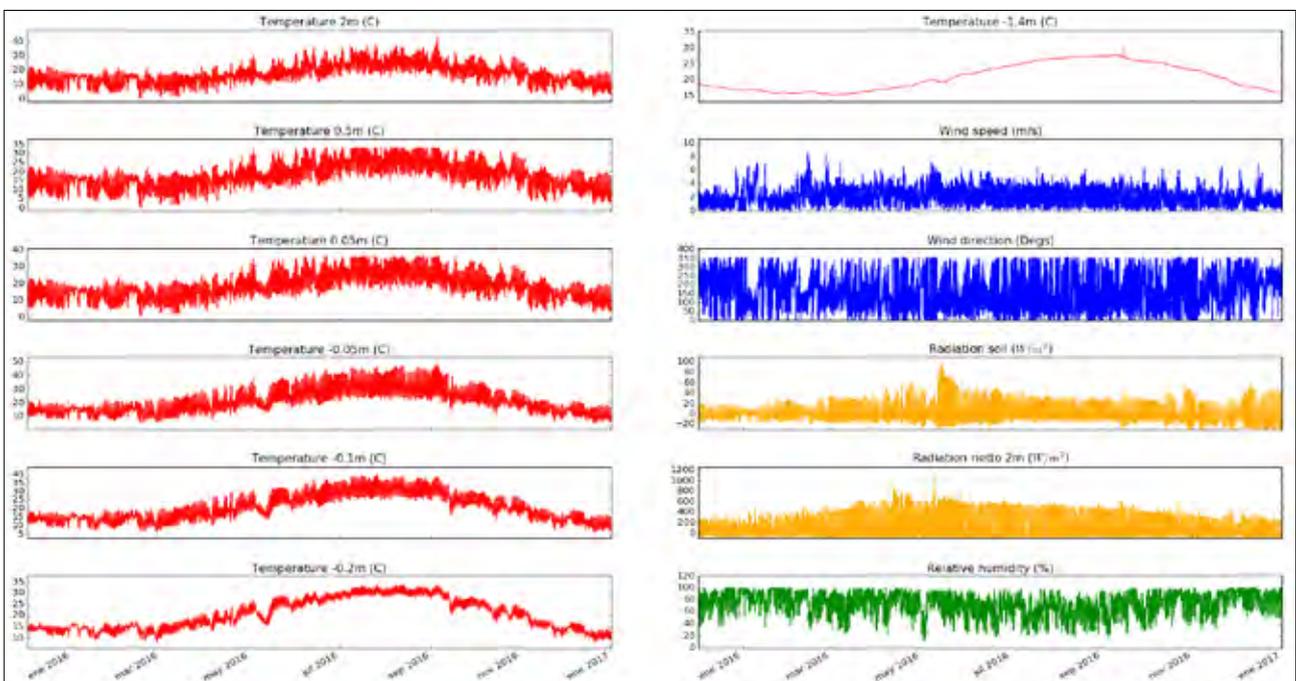
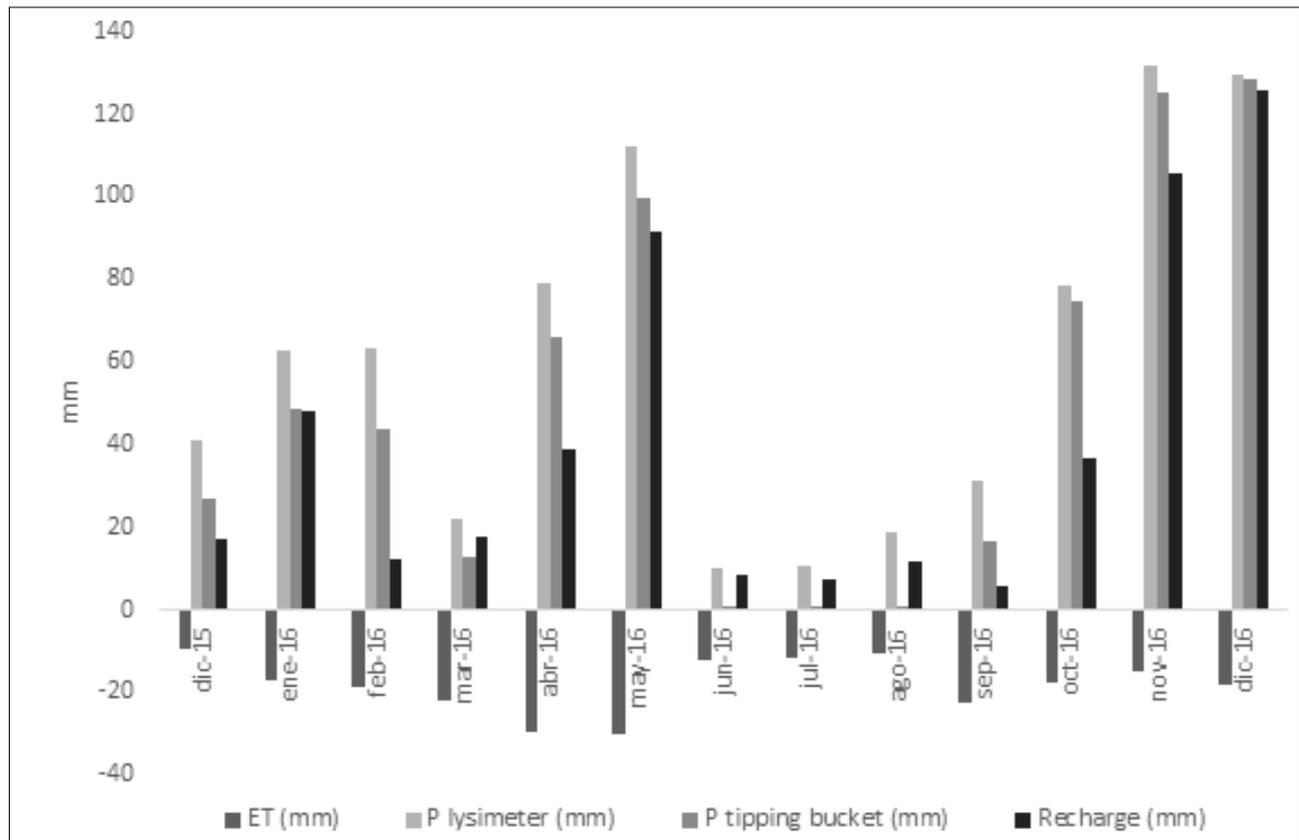


Figure 3: Meteorological parameters measured every 10 minutes. Values given in m refer to distance from soil surface.

Results show differences between tensiometer in field and tensiometer in lysimeter (Figure 1b). In September 2016 the tensiometer located in field was replaced. Recently the differences of around 30 hPa between both curves have significantly reduced, presumably due to the new tensiometer installation. In the graphs 1c, d and e are represented temper-

ature, soil moisture, and salinity measured from the six CS650 soil moisture sensors at different depths. These data will be used for recharge estimation with Hydrus 1D benefiting from the possibility to compare it with direct measurements. Data from more climatic parameters measured within 10 min intervals are represented in Figure 2: temperature pro-



**Figure 4:** Monthly evapotranspiration (ET) and rainfall ( $P_l$ ), both calculated using lysimeter data, rainfall measured with the tipping bucket rain gage ( $P_g$ ), and recharge (R), measured as weight increase due to drained water of the lysimeter into the sample vessel, from December 2015 to December 2016.

file, wind speed, wind direction, net radiation, and relative humidity. All these data are used as input parameters to set up a model with HYDRUS1D for calculating recharge.

Results show higher P measured by lysimeter and drainage weight compared to the tipping bucket rain gauge data. The largest differences are observed between December 2015 and May 2016 whereas from October to December 2016 the differences are below 5%. Small differences may be related to dew effects registered only by the lysimeter but larger differences between December 2015 and May 2016 are attributed to technical problems during the first part of the measurement period which have not been clarified so far.

Within the summer months although no rainfall was detected by the rain gauges some weight increase of 10-18 mm/month was measured by the lysimeter (Figure 2) which is attributed to dewfall, reported to be very intense in the area by other studies (REFERENCE). The dew contribution is usually not recorded by the tipping bucket rain gauges due to its limited resolution.

The amount of monthly R ranges between 19 and 97% of the P calculated by the lysimeter (see Figure 2). Possible reasons are still under investigation and may be due to initial water saturation of the sediment, meteorological conditions, but also to technical problems related with the field tensiometer which was replaced in September 2016.

To better understand the uncertainty of measurements a soil water model is currently being set up and calibrated by lysimeter and soil moisture sensor-acquired data to better quantify (i) the effect of meteorological parameters on R

rates, (ii) to simulate the effect of uncertainty in precipitation measurements on simulated R, (iii) to verify the dew effect and (iv) to quantify the effect of the lower boundary condition on measured hydrological components by the lysimeter.

## Conclusions

The collected data in the first hydrological year have shown the satisfactory performance of the equipment. There are differences in P measurements between the tipping bucket rain gauge and the lysimeter, and a characteristic effect it is observed during summer where no P is measured by pluviometer but a positive increase in  $\Delta W$  is detected attributed to dew. Also differences in monthly R are measured. A model, HYDRUS1D, is currently set up to evaluate all these processes. With the ongoing studies we will try to answer the questions that have been exposed in this research.

## Bibliografía

- Hoffmann M. et al. (2016) Comparison of simple rain gauge measurements with precision lysimeter data. *Atmospheric Research*, 174-175, 120-123.
- Kohfahl C. et al. (2011) Creación de una red de seguimiento de la recarga de los acuíferos hídricos en el Espacio Natural de Doñana., 21(1).
- Peters A. et al. (2014) Separating precipitation and evapotranspiration from noise - A new filter routine for high-resolution lysimeter data. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18(3), 1189-1198.
- Schrader F. et al. (2013) Estimating Precipitation and Actual Evapotranspiration from Precision Lysimeter Measurements. *Procedia Environmental Sciences*, 19, 543-552.