



14. Gumpensteiner Lysimetertagung

Lysimeter in der Klimafolgenforschung
und Wasserwirtschaft

Lysimeters in Climate Change
Research and Water Resources
Management

am 3. und 4. Mai 2011

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



www.raumberg-gumpenstein.at

BERICHT

14. Lysimetertagung

am 3. und 4. Mai 2011
am LFZ Raumberg-Gumpenstein

Organisation

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

Inhaltsverzeichnis

| | |
|---|-----|
| Neuigkeiten aus der Lysimeterforschung - Ergebnisse vom IUSS - Weltkongress in Brisbane, Australien. | 1 |
| R. MEISSNER | |
| TERENO-SOILCan - Ein Lysimeter Netzwerk in Deutschland. | 5 |
| Th. PÜTZ, R. KIESE, St. ZACHARIAS, H. BOGENA, E. PRIESACK, U. WOLLSCHLÄGER, M. SCHWANK, H. PAPAN, G. von UNOLD und H. VERECKEN | |
| Analyse wasserwirtschaftlicher Steueroptionen für grundwassernahe Standorte mittels moderner, wägbarer Grundwasserlysimeter. | 11 |
| U. APPEL, O. DIETRICH und M. SEYFARTH | |
| Anwendung des Modells MIKE SHE am Lysimeterstandort Wagna | 17 |
| Ch. RESZLER und J. FANK | |
| Management, Kontrolle und Auswertung von Präzisionslysimeterdaten. | 25 |
| G. ROCK, M. PLIESCHNEGGER und J. FANK | |
| Datenmanagement der wägbaren Lysimeter in Groß-Enzersdorf. | 33 |
| R. NOLZ, G. KAMMERER und P. CEPUDER | |
| Niederschlag und Verdunstung am Gebirgsslysimeter Stoderzinken. | 39 |
| M. GRITSCH, G. WINKLER, M. HERNDL und St. BIRK | |
| Erste Ergebnisse vom Indoor Lysimeter „Petzenkirchen“. | 45 |
| F. FEICHTINGER, A. SCHEIDL, W. DURNER, J. FANK, U. SCHINDLER und G. von UNOLD | |
| Inverse Modellierung des Wasserflusses mit Wurzelwasseraufnahme in Großlysimetern. | 51 |
| H. SCHELLE, S.C. IDEN, J. FANK und W. DURNER | |
| Prozessanalyse der Verdunstung als Grundlage zur verbesserten Messung hydraulischer Kennfunktionen von Böden. | 61 |
| U. SCHINDLER, W. DURNER, G. von UNOLD und L. MÜLLER | |
| Grundwasserneubildung und Nitratbefrachtung als Grundlage der instationären Modellierung auf regionaler Sicht | 67 |
| J.C. DRAXLER, G. KLAMMLER, J. FANK, G. ROCK und I. STOCKINGER | |
| Die Bedeutung der korrekten Nachbildung der oberen und unteren Randbedingung für die Interpretation von Präzisions-Feldlysimeterdaten. | 75 |
| J. FANK | |
| Ermittlung der Bodenwasserbereitstellung einer skelettreichen Para-Rendzina aus unterem Keuper im Vergleich zum Braunerde-Tschernosem aus Löß mit Hilfe der wägbaren Feldlysimeter Buttelsekt. | 83 |
| St. KNOBLAUCH | |
| Nitrat-Abbau in wiedervernässtem Torf-Substrat und Emission von N₂O- und N₂-Ergebnisse einer Doppeltracer-Studie unter Laborbedingungen. | 91 |
| N. TAUCHNITZ, R. RUSSOW, O. SPOTT, S. BERNSDORF und R. MEISSNER | |
| Soil water, temperature regime and root growth of young oak stands grown in lysimeters subjected to drought stress and air warming | 97 |
| Th.M. KUSTER, P. BLEULER, M. AREND, M.S. GÜNTHARDT-GOERG und R. SCHULIN | |
| Lysimetermessungen und pflanzenbauliches Monitoring zum Nachweis der bodenverbessernden Wirkung von Klärschlammkompost am Beispiel der Braunkohlekippe Witznitz II. | 103 |
| U. HAFERKORN, A. WINKLER und S. BERNSDORF | |
| Veränderung wachstumsrelevanter hydroökologischer Parameter im Prozess des Waldumbaus von Kiefernforsten zu Buchenwäldern auf grundwasserfernen Sandstandorten. | 111 |
| J. MÜLLER | |
| Lysimeter als Bestandteil eines technischen Versuchskonzeptes zur Simulation der Erderwärmung im Grünland. | 119 |
| M. HERNDL, E.M. PÖTSCH, A. BOHNER und M. KANDOLF | |

Impressum

Herausgeber

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

Direktor

HR Mag. Dr. Albert Sonnleitner

Für den Inhalt verantwortlich

die Autoren

Redaktion

Brigitte Marold

Druck, Verlag und © 2011

Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft
Raumberg-Gumpenstein, A-8952 Irdning
ISBN-13: 978-3-902559-61-6
ISSN: 1818-7722

| | |
|---|-----|
| Optimierung der Landnutzungsinformation als Input-Parameter für die Bodenwasserhaushalts- und Stofftransportmodellierung. | 127 |
| G. KLAMMLER, J.C. DRAXLER, J. FANK, H. KUPFERSBERGER und G. ROCK | |
| Konzept zur Bewertung von Ertragspotentialen für Lysimeterstandorte. | 137 |
| L. MÜLLER, U. SCHINDLER, A. BEHRENDT und J. FANK | |
| Einfluss von Bodenbearbeitung und N-Düngung auf den Wasserverbrauch von Wintergetreide. | 143 |
| C. zu EULENBURG, J.M. GREEF und M. KÜCKE | |
| Einfluss der Winterbegrünung auf Wasserhaushalt und Nitratauswaschung. | 149 |
| E. SPIESS, V. PRASUHN und W. STAUFFER | |
| Probenahme und Instrumentierung zum Indoor Lysimeter „Petzenkirchen“. | 157 |
| M. KUMPAN, A. SCHEIDL, F. FEICHTINGER, J. DORNER und M. KARNER | |
| Neue Methode zur Messung des Wasseranteils in skelettreichen Böden. | 161 |
| A. SCHEIDL, J. DORNER und F. FEICHTINGER | |
| Anbauprüfung von Triarrhena in Lysimetern. | 165 |
| G. SCHALITZ und A. BEHRENDT | |
| Bauklimatische Aspekte beim Bau von ausgedehnten Lysimeterkellern mit wägbaren Lysimeterbehältern. | 169 |
| H. STERTZ | |
| Vergleich der Raumtemperatur in einer PE-HD Lysimeterstation mit Bodentemperaturen in Lysimeterböden und in einem Referenzboden. | 173 |
| H. RUPP, R. MEISSNER und J. SEEGER | |
| Water balance evaluation using two types of lysimeters. | 177 |
| V. ZUPANC, B. BRACIC-ZELEZNIK und M. PINTAR | |
| Bewässerung und Grundwasserqualität in Zeiten des Klimawandels. | 181 |
| Ch. VÖGELI ALBISSER und V. PRASUHN | |
| Temperatureffekte beim Betrieb des Indoor Lysimeters „Petzenkirchen“. | 185 |
| F. FEICHTINGER und A. SCHEIDL | |
| Entwicklung und Aufbau eines funkbasierten Bodensensornetzwerks zur räumlich-zeitlichen Erfassung der Bodenfeuchte. | 189 |
| H. BOGENA, Th. PÜTZ, J. HUISMANN, U. ROSENBAUM, A. WEUTHEN und H. VERECKEN | |
| Jahreszeitlicher Verlauf von gelöstem totalen Kohlenstoff und Stickstoff im Sickerwasser eines Grünlandbodens. | 191 |
| A. BOHNER, M. KANDOLF und M. HERNDL | |
| Spatial distribution of soluble salts in Southeast Bulgaria - Kermen soil monitoring site. | 195 |
| N. ZHIVKOVA, V. KOUTEV und E. ZLATAREVA | |
| Effekte von Landnutzungsänderungen im Naturschutzgebiet Ohre-Drömling auf die Nährstoffdynamik im Bodenwasser. | 199 |
| St. SCHOB, R. MEISSNER, H. RUPP, S. BERNSDORF und F. BRAUMANN | |
| Lysimeteruntersuchungen zum Einfluss des Zwischenfruchtanbaus mit Leguminosen auf den Nitrataustrag. | 203 |
| G. KLÄMT, J. BISCHOFF, J. SEEGER, R. MEISSNER und P. LEINWEBER | |
| Sickerwasser und Nitratauswaschung - erste Ergebnisse der neuen Lysimeteranlage Zürich-Reckenholz. | 207 |
| V. PRASUHN, E. SPIESS und C. HUMPHRYS | |
| Lysimeteruntersuchungen zur Mykorrhizawirkung an Energiepflanzen. | 211 |
| A. BEHRENDT, J. MONK, L. MÜLLER, M. TAUSCHKE und F. EULENSTEIN | |
| Wassernutzungseffizienz und Wasserverbrauch von Sorghum bicolor im Vergleich zu Energiemais. | 215 |
| M. WAGNER und St. KNOBLAUCH | |

| | |
|---|-----|
| Sickerwasserprognose einer Kulturschicht aus Klärschlammkompostgemischen am Beispiel der Kalirückstandshalde Sondershausen. | 219 |
| F. LIEMEN, S. BERNSDORF und R. MEISSNER | |
| Verlagerungs- und Abbauverhalten ausgewählter Sulfonylharnstoff-Herbizide im Boden. | 223 |
| M. GEIGES, J. KIEFER und D. BETTING | |
| Water use efficiency of maize and different sorghum hybrids under lysimeter conditions. | 227 |
| J. ZSEMBELI, G. KOVÁCS und A. MÁNDOKI | |
| Nährstoffaustrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen - Kopplung von Feld- und Lysimeterversuchen. | 231 |
| J. SEEGER, R. MEISSNER, H. RUPP, M. STEININGER, J. BISCHOFF, M. SCHRÖDTER und F. WIESE | |
| Verluste der oberirdischen Biomasse von abfrostenenden Begrünpflanzen durch Ausgasung vor der Einarbeitung in den Boden. | 235 |
| A. BADAWI, W. HARTL, E. ERHART, R. ALBERT, W. WANEK und M. WATZKA | |
| Nachhaltige Humuswirtschaft in der Landwirtschaft und Forstwirtschaft unter besonderer Berücksichtigung des Klima- und Umwelt-Schutzes. | 239 |
| K. ISERMANN und R. ISERMANN | |
| Wasser- und Nährstoffdynamik eines entwässerten Moores im Nationalpark Harz nach Wiedervernässung. | 241 |
| K. OSTERLOH, N. TAUCHNITZ, S. BERNSDORF und R. MEISSNER | |
| Modified wick lysimeters for critical water use efficiency evaluation and yield crop modelling. | 245 |
| D. MANTOVANI, D. FREESE, M. VESTE und R.F. HÜTTL | |
| Lysimeter im Einsatz bei Deponieabdeckungen. | 249 |
| E. MURER und H. WAGENHOFER | |
| Consequences of climate change on ecosystem functions, water balance, productivity and biodiversity of agricultural soils in the Pannonian area. | 251 |
| H. BERTHOLD, A. BAUMGARTEN, F. HADACEK, G. BACHMANN, A. BRUCKNER, J. WISSUWA, J. ZALLER, E. MURER, H. HÖSCH, B. KITZLER und K. MICHEL | |
| Soil Erosion Assessment of Soil Organic Carbon loss from Sloped Lands. | 253 |
| Ch. HEE-RAE, S.-H. HYUN, S.-K. HA, K.-H. HAN, S.-H. JEON und H.-Ch. CHUN | |

Vorwort

Die 14. Gumpensteiner Lysimetertagung findet am 3. und 4. Mai 2011 im Grimmingsaal des LFZ Raumberg-Gumpenstein statt. Das Generalthema lautet: „Lysimeter in der Klimafolgenforschung und Wasserwirtschaft“. Im Rahmen dieser zweitägigen Veranstaltung werden 23 Fachvorträge und 27 wissenschaftliche Poster präsentiert. An dieser internationalen Fachtagung nehmen Wissenschaftler, Entscheidungsträger in der Verwaltung und Interessensvertreter aus Österreich, Deutschland, Schweiz, Italien, Slowenien und der Tschechischen Republik teil.

Im Rahmen der 14. Gumpensteiner Lysimetertagung werden aktuelle Entwicklungen in der Lysimetertechnik und Modellierung vorgestellt und es wird auf die Bedeutung der Qualitätskontrolle im Lysimeterbetrieb hingewiesen. Die Lysimetrie kann einen wesentlichen Beitrag zur Klimafolgen- und Gewässerforschung leisten, wenn das Datenmanagement ständig optimiert und regelmäßig Qualitätskontrollen durchgeführt werden. Weitere Themenschwerpunkte sind die Prozessanalyse des Wasser-, Energie- und Stofftransportes auf unterschiedlichen Skalen, die Untersuchung von Wechselwirkungen zwischen Boden, Pflanze und Atmosphäre sowie verschiedene Aspekte der Klimafolgenforschung.

Bei der 14. Gumpensteiner Lysimetertagung wird auch die neue Lysimeteranlage am LFZ Raumberg-Gumpenstein (Lysi-T-Face) vorgestellt. Durch zwei gesteigerte Temperatur- bzw. zwei CO₂-Konzentrationsszenarien sollen die Auswirkungen der Erderwärmung auf ein Grünland-Ökosystem unter Freilandbedingungen abgeschätzt werden. Mit der neuen Lysimeteranlage wird das LFZ Raumberg-Gumpenstein einen wesentlichen Beitrag zur Klimafolgenforschung leisten.

Wir wünschen der Veranstaltung ein gutes Gelingen, Ihnen allen einen angenehmen Aufenthalt und eine Fülle von hochwertigen, wissenschaftlichen Informationen.

HR Prof. Mag. Dr. Albert Sonnleitner
Direktor

HR Mag. Dr. Anton Hausleitner
Leiter für Forschung und Innovation

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

Vorträge

Neuigkeiten aus der Lysimeterforschung - Ergebnisse vom IUSS - Weltkongress in Brisbane, Australien

Ralph Meißner*

Zusammenfassung

Am 19. Weltkongress der International Union of Soil Science (IUSS), der vom 1. bis 6. August 2010 in Brisbane (Australien) stattfand, nahmen mehr als 1500 Fachleute aus etwa 60 Ländern teil. Es wird über die Ergebnisse eines erstmals auf diesem Kongress durchgeführten Lysimeter-Symposiums mit dem Titel „Improved water and soil management using lysimeters“ berichtet. Insgesamt wurden 25 Beiträge eingereicht, davon wurden 5 als Vortrag angenommen und 20 in Form von Postern präsentiert. Inhaltlich reichte die Palette der vorgestellten Arbeiten von der Grundlagen- über die Anwendungsforschung bis hin zur Gerätetechnik. Es bestand reges Interesse an den mit Lysimetern durchgeführten Forschungsarbeiten sowie den vor allem in Europa vorliegenden technischen Neuentwicklungen auf diesem Gebiet.

Schlagwörter: Tagung, Evaluation, Lysimetertechnik, Lysimeteranwendung

Summary

The 19th World Congress of Soil Science (IUSS- Association) with the thematic topic “Soil solutions for a changing world” was carried out in Brisbane, Australia, from August 1 – 6 2010. More than 1500 soil experts from about 60 countries attended the congress. At the first time a special lysimeter symposium with the title “Improved water and soil management using lysimeters” was organized. The international community was very interested at this topic because more than 25 papers have been submitted to this session. After a strong evaluation 5 papers were elected for oral presentation and 20 papers for poster presentation. The presented papers focused to basic as well as applied topics of research including measuring devices. The audience was very interested on newly technical lysimeter developments from Europe.

Keywords: Congress, lysimeter session, lysimeter techniques, lysimeter application

Vom 1.8. bis 6.8. 2010 fand der 19. Weltkongress der IUSS (International Union of Soil Science) in Brisbane, Australien statt. Er stand thematisch unter dem Motto: „Soil solutions for a changing world“. An der im 4-jährigen Rhythmus durchgeführten Veranstaltung nahmen ungefähr 1500 Fachleute aus mehr als 60 Ländern teil. Die IUSS ist fachlich in die folgenden 4 Hauptabteilungen untergliedert:

Division 1 – Soil in Space and Time

Division 2 – Soil Properties and Processes

Division 3 – Soil Use and Management

Division 4 – Soils in Sustaining Society and the Environment

Neben 8 key-note lectures zu aktuellen Problemen der Bodenwissenschaften, wie den Auswirkungen des Klimawandels auf den Naturraum, der künftigen Ernährungssicherung bei steigender Weltbevölkerung, dem nachhaltigen Management der Boden- und Wasserressourcen sowie der stabilen Gewährleistung der Rohstoffversorgungsfunktion des Bodens, wurden gegliedert nach den genannten Divisionen, insgesamt etwa 315 Vorträge gehalten und mehr als 1000 Posterbeiträge präsentiert. Die Vortragsblöcke wurden in parallelen Sitzungen nach einem streng vorgegebenen Zeitregime abgehalten, so dass für jeden Teilnehmer die Möglichkeit bestand, die ihn interessierenden Vorträge zu besuchen. Die Poster waren während des gesamten Kongresses präsent. Es bestand damit die Möglichkeit, zumindest ei-

nen Überblick über die dargebotene Themenpalette zu erhalten und auch Diskussionen mit den Autoren zu spezifischen Details des eigenen Fachgebietes zu führen. Ergänzt wurde die Veranstaltung durch eine Präsentation von nationalen und internationalen Firmen, die meist neuste Techniken und Verfahren aus dem Bereich der Bodenwissenschaften vorstellten sowie von renommierten wissenschaftlichen Verlagen und kommerziell bodenkundlich arbeitenden Institutionen. Vor und nach dem Kongress bestand die Möglichkeit, an ein- und mehrtägigen Fachexkursionen in Australien und auch Neuseeland mit differenzierten inhaltlichen Schwerpunkten teilzunehmen.

Die Division 3 der IUSS befasst sich vor allem mit Fragen der angewandten Forschung, d.h. der Übertragung von wissenschaftlichen Erkenntnissen in die Praxis. Sie besteht aus den Fachgruppen:

- Soil Evaluation and Land Use Planning
- Soil and Water Conservation
- Soil Fertility and Plant Nutrition
- Soil Engineering and Technology
- Soil Degradation Control, Remediation, and Reclamation

Auch die Österreichische Arbeitsgruppe Lysimeter trägt diesem Anliegen Rechnung. Davon zeugen vor allem die im 2-jährigen Rhythmus durchgeführten Veranstaltungen in

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

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

Raumberg-Gumpenstein, die sich durch eine große Praxisverbundenheit und entsprechender Teilnahme von Berufskollegen/Innen aus dem Bereich der Anwendungsforschung sowie dem behördlichen Vollzug auszeichnen.

Aufgrund einer Initiative der Österreichischen Arbeitsgruppe Lysimeter, die von deutschen Mitgliedern im Präsidium der IUSS unterstützt wurde, gelang es, innerhalb der Division 3, Fachgruppe „Soil and Water Conservation“, erstmals ein eigenes Lysimeter-Symposium zum Themenkomplex „Improved water and soil management using lysimeters“ (Ordnungsnummer 3.2.2) zu organisieren. Das Interesse an dieser Thematik war sehr groß, denn es wurden 25 Beiträge eingereicht, von denen aus Zeitgründen (das Zeitfenster für diese Veranstaltung betrug 2 Stunden) von einer international zusammengesetzten Fachjury nur 5 für einen Vortrag ausgewählt werden konnten. An der Session in Brisbane nahmen mehr als 100 Personen teil. Eine Zusammenstellung der insgesamt auf dem Lysimeter-Symposium als Vortrag bzw. Poster vorgestellten Beiträge enthält *Tabelle 1*. Hierbei wurde versucht, eine Gliederung der 25 Beiträge nach thematischen Schwerpunkten vorzunehmen.

Im Einführungsvortrag von *J. Lewis* (Schweden) wurden grundsätzliche Aspekte bezüglich der Konzeption und Durchführung von Säulen- und Lysimeterversuchen erörtert. Diesem Themenkomplex wurden ergänzend zwei Posterbeiträge zur Verlagerung von Pestiziden zugeordnet. Der Vortrag von *R. Meißner* (Deutschland) behandelte sowohl technische Neuerungen auf dem Gebiet der Lysimetrie als auch Aspekte der praktischen Anwendung von Forschungsergebnissen aus diesem Fachbereich. Passend dazu wurden 6 Poster präsentiert, in denen neben der Vorstellung der „Lysimeter Soil Retriever“-Technologie (Zerlegung von Lysimetermonolithen) vor allem Aspekte der Nährstoffverlagerung (hauptsächlich Stickstoff, Phosphor), der Nährstoffbilanzierung und der Gestaltung von Best Management Practices anhand von Fallbeispielen, betrachtet wurden. Im dritten Vortrag konzentrierte sich *J. Müller* (Deutschland) auf die Anwendung von Lysimetern unterschiedlichster Bauart in der forsthydrologischen Forschung. Ergänzt wurde die Thematik durch ein Poster über bodenchemische Arbeiten, die in einem natürlichen Forstökosystem in Taiwan durchgeführt wurden. Der Vortrag von *A. Schneider* (Australien) behandelte den Einsatz von Lysimetern zur Bemessung von Deckschichten zur Abdeckung von Bergbauhalden. Ergänzend dazu wurde

in einem Poster über Erfahrungen beim Einsatz von Klärschlammkomposten berichtet. Fünf weitere Posterbeiträge beschäftigten sich mit Fragen der Bewässerung, speziell der Nutzung von Abwasser sowie salzhaltigem Wasser und der Effektivität der Wassernutzung bei der Ertragsbildung. Im abschließenden Vortrag, der von *S. Sivakumaran* (Neuseeland) gehalten wurde, sollte geklärt werden, in wie weit der im Boden stattfindende Stofftransport (zunächst für Nitrat) durch die organische Bodensubstanz beeinflusst wird. Passend zu dieser spezifischen Thematik wurden zwei Poster präsentiert, die sich zum einen mit dem Transport von Cryptosporidien durch den Boden und zum anderen dem Einfluss der Versiegelung durch Pflasterung auf den Wasserhaushalt beschäftigten.

Des Weiteren wurden drei Poster in dieses Symposium eingeordnet, die sich nur mittelbar mit „Lysimetern“ im Sinne der im europäischen Raum gebräuchlichen Definition beschäftigten; vielmehr handelt es sich dabei um modifizierte Parzellenversuche (sog. Plot-Versuche) zur Bodenerosions- bzw. Bodenstrukturforschung.

Zusammenfassend bleibt festzustellen, dass in dieser Veranstaltung wesentliche Aspekte der Lysimeterforschung behandelt wurden und ein großes Interesse am Erhalt dieser Forschungsrichtung sowie deren Weiterentwicklung besteht. Davon zeugen auch die während des Symposiums und auch danach durchgeführten konstruktiven Diskussionen. Es wird eingeschätzt, dass die Lysimetertechnik in Europa einen hohen Entwicklungsstand aufweist und die Einsatzgrenzen zur Anwendung und Weiterentwicklung dieser Technik bei weitem noch nicht ausgeschöpft sind. Daraus wird die Schlussfolgerung abgeleitet, dass auch zukünftig Aktivitäten notwendig sind, um den in Europa bestehenden technologischen Fortschritt in der Lysimetertechnik zu halten und die von uns entwickelten Lösungen zu exportieren. Hierzu kann die Österreichische Arbeitsgruppe Lysimeter durch die regelmäßige Verbreitung von neuem praxisanwendbarem Wissen auf dem Gebiet der Lysimetrie einen bedeutsamen Beitrag leisten.

Abschließend ist darauf hinzuweisen, dass alle auf dem 19. Weltkongress für Bodenkunde präsentierten Vorträge und Poster auf einer CD in Form eines Proceeding-Bandes (ISBN 978-0-646-53783-2) zusammengestellt sind und von Interessenten direkt bei der IUSS angefordert werden können.

Tabelle 1: Zusammenstellung der Einzelbeiträge zum IUSS-Symposium 3.2.2 „Improved water and soil management using lysimeters“

| Autoren | Themen | Präsentation | Fachgebiet |
|---|--|-----------------|--|
| Lewis, J., Sjöström, J. (Schweden) | Optimizing the experimental design of unsaturated soil columns | V ¹⁾ | Grundlagen zum Einsatz von Säulen und Lysimetern |
| Piwowarczyk, A. et al. (Irland) | A laboratory lysimeter for pesticide transport with controlled boundary conditions | P ²⁾ | Pestizidtransport, Grundlagen |
| Douset, S. et al. (Frankreich) | Effect of grass cover on pesticides transport through soil: undisturbed column studies and field experiments in the Morcille watershed (Beaujolais) | P | Pestizidtransport, Anwendungsforschung |
| Meissner, R. et al. (Deutschland) | Lysimeter research in Europe - technological developments and research strategies | V | Lysimetertechnik und -anwendung |
| Reth, S. et al. (Deutschland) | Lysimeter Soil Retriever (LSR) - A tool for investigation on heterogeneity of the migration and structural changes | P | Lysimetertechnik und -anwendung |
| Shepherd, M. et al. (Neuseeland) | Form of nitrogen leaching from dairy cow urine and effectiveness of dicyandiamide: not all soils are equal | P | Angewandte Lysimeterforschung; N-Transport |
| Svozilova, M. et al. (Tschech. Republik) | Effect of organic fertilisation on the nitrogen leaching in the grassland of the Czech Republic | P | Angewandte Lysimeterforschung; N-Transport |
| Han, Kyung-Hwa et al. (Nordkorea) | Mobility of N, P, Ethoprophos in three upland soils as affected by chemical fertilizer and composted manure under soybean-cultivated lysimeters | P | Angewandte Lysimeterforschung; Leaching von Nährstoffen u. Pflanzenschutzmitteln |
| Stanley, C. (USA) | Effectiveness of water and nutrient BMPs to meet regulatory requirements for commercial strawberry production in Florida, USA | P | Angewandte Lysimeterforschung; Wasser- und Stofftransport, Sickerung, BMP |
| Mosavi, S.B. et al. (Iran) | The effect of rye green manure application with nitrogen fertilizer on soil water storage, soil aggregate stability and soil water infiltration rate in Maragheh dryland condition | P | Angewandte Lysimeterforschung; Wasser- und N-Transport |
| Müller, J., Bolte, A. (Deutschland) | Forest hydrology research with lysimeter in the northeast German lowlands - special methods and results for the forest management | V | Anwendung von Lysimetern in der Forsthydrologie |
| Tsai, Chen-Chi et al. (Taiwan) | Soil solution chemistry and elemental balance of Fushan natural hardwood forest ecosystem in Taiwan | P | Wasser- und Stoffhaushalt in Forstökosystemen |
| Schneider, A. et al. (Australien) | Store and release cover systems: a suitable preventive for acid mine drainage in semi-arid monsoonal Queensland? | V | Anwendung von Lysimetern bei der Rekultivierung von Bergbaufolgefächern |
| Liemen, F. et al. (Deutschland) | Recultivation of a potassium mining waste dump with municipal sewage sludge compost | P | Anwendung von Lysimetern bei der Rekultivierung von Bergbaufolgefächern |
| Miranda, N. et al. (Chile) | Effects of brewery wastewater irrigation on Antofagasta soils | P | Bewässerungsforschung; Beregnung mit Abwässern |
| Shim, Jae Sig et al. (Nordkorea) | Efficiency of water use for sorghum, beans, and sesame affected by ground water table | P | Bewässerungsforschung; Bewässerungssteuerung durch Grundwasserregulierung |
| Lee, J.H. et al. (Südkorea) | Evaluation of crop biomass and water use efficiency for feed barnyard grass, feed corn, and coix affected by ground water table | P | Rationelle Wassernutzung bei der Grundwasserregulierung |
| Singh, B. et al. (Australien) | The partitioning of evapotranspiration by irrigated wheat as affected by rice straw mulch | P | Bewässerungsforschung; Beregnungssteuerung |
| Zhang, Hua et al. | Research on soil desalination through platform fields | P | Bewässerungsforschung; Beregnung |
| Sivakumaran, S. et al. (Neuseeland) | Impact of soil organic carbon content on soil filtering capacity solutes | V | DOC-Transport in Böden |
| Peng, Xinhua et al. (China) | Physical straining of <i>Cryptosporidium parvum</i> oocysts through saturated soils | P | Cryptosporidium (Parasit, der Durchfall verursacht)-Transport in Böden |
| Rim, Yong-Nam et al. (Deutschland) | Studying water budget of paved urban sites using weighable lysimeter | P | Spezialuntersuchung - Bodenwasserhaushalt von gepflasterten Flächen |
| Cho R.E. et al. (Südkorea) | Red pepper coverage effect on soil erosion by different transplanting dates | P | Erosionsforschung mit "Erosionsplots", die als Lysimeter bezeichnet werden |
| Materchera, S. (Südafrika) | Soil physical and biological properties as influenced by growth of vetiver grass (<i>Vetiveria zizanioides</i> L.) in a semi-arid environment of South Africa | P | Erosionsforschung mit "Erosionsplots", die als Lysimeter bezeichnet werden |
| Yang, G.H. et al. (Südkorea) | Effect of rice straw application on soil physico-chemical property according to clipping method in rice | P | Plot-Untersuchungen in Reisfeldern, die als Lysimeter bezeichnet werden |

¹⁾ Vortrag

²⁾ Poster

TERENO-SOILCan - Ein Lysimeter Netzwerk in Deutschland

Thomas Pütz^{1*}, Ralf Kiese², Steffen Zacharias³, Heye Boga⁴, Eckart Priesack⁴,
Ute Wollschläger³, Mike Schwank⁵, Hans Papen², Georg von Unold⁶ und Harry Vereecken¹

TERENO

Im Rahmen der HGF-Forschungsinitiative TERENO (TERrestrial ENvironmental Observatories) wurden in vier Regionen Deutschlands Observatorien eingerichtet, die zur Langzeitbeobachtung des Klimawandels mit modernster Messtechnologie instrumentiert wurden (*Abbildung 1*). Jedes TERENO-Observatorium umfasst ein mesoskaliges Wassereinzugsgebiet (1000-5000 km²) und mehrere Intensivmessstandorte. Die bisher ausgewählten vier Observatorien repräsentieren Regionen Deutschlands, die besonders sensitiv auf prognostizierte Klimaänderungen reagieren werden (GLASER 2008). Als zentrale Forschungsziele

im Rahmen von TERENO wurden die Untersuchung der Wechselwirkung und Rückkopplung zwischen den Kompartimenten Atmosphäre, Biosphäre, Hydrosphäre und Pedosphäre mittels eines integrativen Ansatzes aus Messung, Modellierung und Management definiert.

Konzept des TERENO-SOILCan-Netzwerkes

Im Rahmen von TERENO wurde ein Lysimeternetzwerk mit insgesamt 126 Lysimetern an 13 verschiedenen Standorten aufgebaut. Ausgangspunkt für das Netzwerk waren Vorarbeiten im Observatorium Bayerische Alpen/Voralpen, die das Institut für Meteorologie und Klimaforschung (IMK-IFU) des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT) durchgeführt hatte. Um Folgen prognostizierter Klimaänderungen auf das Boden-Atmosphären-System im Experiment zu simulieren, wurden in TERENO-SOILCan die Lysimeter entsprechend des Klima-Feedback-Konzeptes des IMK-IFU entlang eines Temperatur- und Niederschlagsgradienten deutschlandweit getauscht, so dass die Bodenmonolithen an den Zielstationen stets trockeneren und wärmeren Versuchsbedingungen ausgesetzt sind (*Abbildung 2*). Die Lysimeter wurden teilweise mit Bodenmonolithen aus ackerbaulicher Nutzung oder Wiesen-/Weidennutzung befüllt. An den zentralen Versuchsstandorten Selhausen mit atlantischem und Bad Lauchstädt mit kontinentalem Klima wurden Lysimeter aus allen vier Observatorien zusammengeführt.

Ziel von TERENO-SOILCan ist es, langfristige Datensätze zu klimawandelbedingten Veränderungen terrestrischer Systeme zu gewinnen, wobei der Schwerpunkt der Untersuchungen auf den Stoff- und Wasserflüssen bzw. Bilanzen im Boden liegt. Derartige Langzeitdaten sind weltweit kaum verfügbar, aber unbedingt notwendig für die Entwicklung und Verbesserung von Modellen zur Beschreibung und Quantifizierung von Austauschprozessen zwischen Biosphäre, Atmosphäre und Hydrosphäre. Basierend auf der Beobachtung langfristiger Effekte des Klimawandels stellt sich TERENO-SOILCan eine Reihe von wissenschaftlichen Herausforderungen im Hinblick auf ein verbessertes Verständnis der terrestrischen Umwelt:

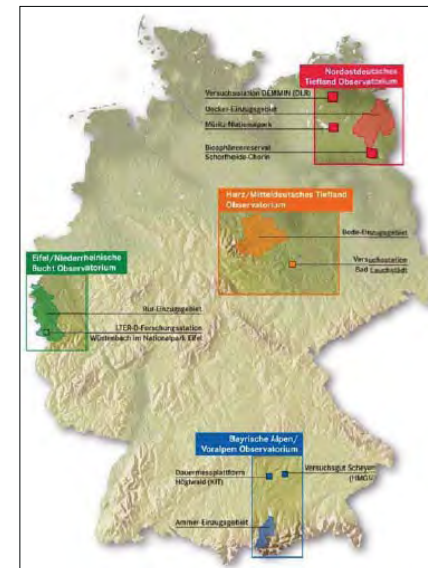


Abbildung 1: Die TERENO-Observatorien in Deutschland.

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

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

³ Center for Environmental Research Leipzig-Halle, UFZ

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

⁵ Helmholtz Center Potsdam, German Research Center for Geosciences, Potsdam, GZF

⁶ UMS, Gmunderstr. 37, D-81379 MÜNCHEN

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

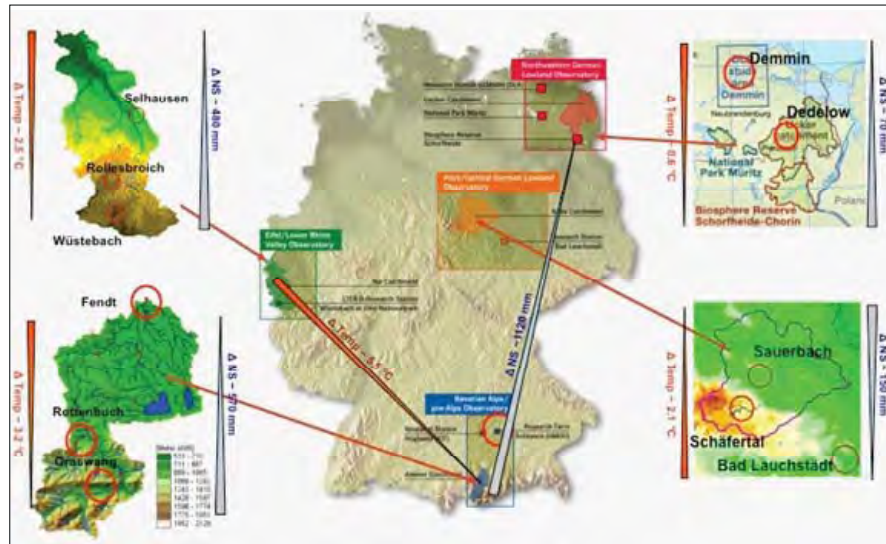


Abbildung 2: Temperatur- und Niederschlagsgradienten innerhalb und zwischen den Observatorien.

Tabelle 1: Standorte der TERENO-SOILCan-Lysimeter und die Jahresmittelwerte für Temperatur und Niederschlag am jeweiligen Standort.

| Observatorium | Standort | Stück | Jahresmittelwerte Temperatur/Niederschlag |
|-------------------------------|----------------|-------|--|
| Eifel/Niederrheinische Bucht | Selhausen | 24 | 10°C / 720 mm |
| | Rollesbroich | 6 | 8°C / 1150 mm |
| | Wüstebach | 6 | 7,5°C / 1200 mm |
| Bayerische Alpen/Voralpen | Scheyern | 6 | 7,4°C / 803 mm |
| | Fendt | 18 | 8,2°C / 1030 mm |
| | Rottenbuch | 12 | 5,5°C / 1400 mm |
| | Grasswang | 6 | 4,5°C / 1600 mm |
| Harz/Mitteldeutsches Tiefland | Bad Lauchstädt | 18 | 8,8°C / 487 mm |
| | Sauerbach | 6 | 9°C / 530 mm |
| | Schäferstal | 6 | 6,9°C / 630 mm |
| Nordostdeutsches Tiefland | Demmin | 6 | 8,1°C / 555 mm |
| | Dedelow | 6 | 8,7°C / 483 mm |

- Veränderungen der gekoppelten Kohlenstoff-Stickstoff-Kreisläufe und deren Speicherdynamik.
- Biosphären-Atmosphären-Austausch von klimarelevanten Spurengasen.
- Veränderungen der Vegetation und Biodiversität.
- Änderungen aller Komponenten der terrestrischen Hydrologie, wie beispielsweise Wasserbilanz, Verdunstung, Niederschlagsvariabilität, Wasserrückhaltekapazität.
- Überbrückung des Skalensprungs von Punkt- zur Feldskala (Up-Scaling).
- Ergänzende Instrumentierung der Intensivmessflächen innerhalb der TERENO-Observatorien. Die Lysimeter

wurden als Intensivmessflächen in die jeweiligen Ökosysteme integriert.

Aufbau des Lysimeternetzwerkes

In der *Tabelle 1* sind die jeweiligen Standorte der Lysimeterstationen sowie die Jahresmittelwerte des Niederschlages und der Lufttemperatur aufgeführt. Hier werden die zum Teil erheblichen Klimaunterschiede der verschiedenen Standorte deutlich.

Jeweils sechs Lysimeter sind ringförmig um einen zentralen Mess- und Serviceschacht angeordnet (*Abbildung 3*). Im zentralen Messschacht dieses Hexagons ist die gesamte

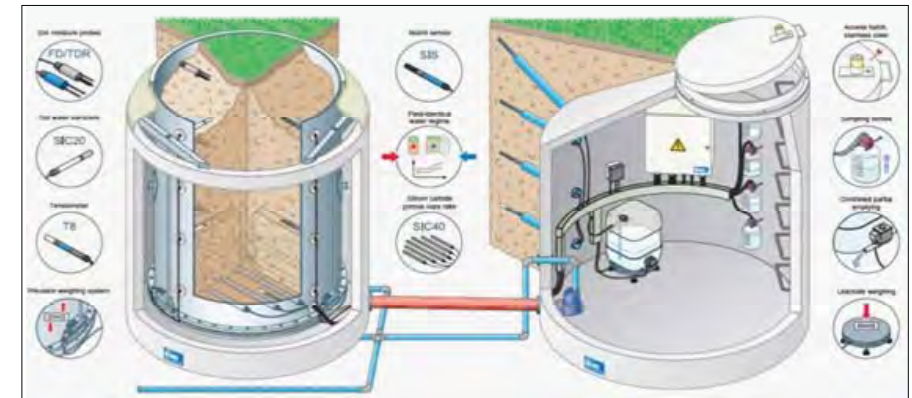


Abbildung 3: Ausschnitt eines Lysimeterhexagons.



Abbildung 4: Lysimeter mit aufgesetztem Druckstempel (links) und manuelle Nachbearbeitung im Bereich der Lysimeterschneider (rechts).

Infrastruktur wie die Perkolatsammelgefäße, Stromversorgung, Datenlogger, Pumpen, etc. untergebracht. Nach dem Bauabschluss sind nur Belüftungsrohr, Serviceschachttdeckel und Blitzschutzstangen sichtbar. Die monolithischen Lysimeter besitzen eine Oberfläche von 1 m² und eine Tiefe von 1,5 m und wurden sowohl auf ackerbaulich genutzten Flächen, als auch auf Wiesen- bzw. Weidenflächen gefüllt. Da die Standorte zum Teil wegen ihrer geogenen Beschaffenheit (steiniger Unterboden) für die Lysimeterfüllung sehr schwierige Randbedingungen aufwiesen, wurde während der Befüllung besonderer Wert auf die Kontrolle der Lysimeterschneidbedingungen gelegt. Zur Füllung wurde der Lysimeterzylinder auf die ausgewählte Fläche gestellt. Der Bodenmonolith wurde kontrolliert gewonnen, in dem der Lysimeterzylinder sukzessive über einen von vier Auslegern geführten zentralen Druckstempel in den Boden gedrückt wurde (*Abbildung 4*). Unterhalb der Pflugfurche (tiefer ca. 0,20 m) wurden im weiteren Verlauf des Stechvorganges sukzessiv Bereiche von 0,2-0,3 m Tiefe mit einem Mini-

bagger freigegraben, per Hand nach gearbeitet und dann der Zylinder weitergeführt (*Abbildung 4*). Dieser Ablauf wurde wiederholt bis zum Abschluss der Lysimeterfüllung. Anschließend wurde die Abschervorrichtung angesetzt, das Lysimeter abgesichert und aus der Baugrube gehoben. Die hier verwendete schichtweise Präparation des Bodens hat sich bestens bewährt, denn erst dieses Verfahren garantierte die annähernd störungsfreie Gewinnung der Bodenmonolithen.

Bei den zylindrischen SOILCan-Lysimetern kann das Matrixpotential an der Lysimetersohle (untere Randbedingung) mittels eines im ungestörten Bereich des Lysimeterhexagons installierten Steuersensometers bzw. eines frei wählbaren Unterdruckes über den Saugstangenrechen ferngesteuert (manuell oder automatisch) geregelt werden. Hierfür wurden die Lysimeter nach der Befüllung gedreht, im unteren Bereich eine etwa 10 cm breite Bodenschicht entnommen und zwischengelagert. In diesem freigearbeiteten Raum der Lysimetersohlen wurden jeweils 6 poröse Saugstangen



Abbildung 5: Einbau des Saugstangenrechens in ein Lysimeter (links), Schemazeichnung eines Lysimeters mit steuerbarer unterer Randbedingung (rechts).

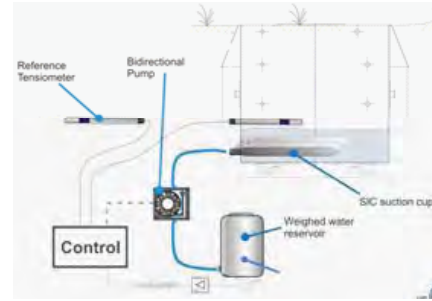


Tabelle 2: Instrumentierung der SOILCan-Lysimeter.

| Sensoren pro Lysimeter | Anzahl | Einbautiefe (cm) |
|------------------------------|--------|--------------------|
| Tensiometer | 3 | 30 / 50 / 140 |
| Matrixpotentialsensor | 4 | 2 x 10 / 30 / 50 |
| TDR-Sonde | 3 | 10 / 30 / 50 |
| Temperatursensor | 6 | 10 / 30 / 50 / 140 |
| Wärmeflussensor | 1 | 10 |
| CO ₂ -Gassensor | 1 | 10 |
| Waagen (Perkolat, Lysimeter) | 2 | - |
| Saugkerzen | 3 | 10 / 30 / 50 |

(sog. Saugstangenrechen) aus Siliziumcarbid eingelegt, die Schlauchanschlüsse aus den Lysimeterzylindern herausgeführt und mit dem entnommenen Feinmaterial der jeweiligen Lysimeterböden wieder restlos verfüllt (Abbildung 5). Anschließend wurden jeweils eine Lysimeterdichtung eingelegt und der Lysimeterboden aufgeschraubt.

Jedes Lysimeter hängt an drei hoch empfindlichen Wägezellen (Messgenauigkeit 100 g i.e. 0.1mm), so dass Evapotranspiration und Niederschlag präzise und zeitlich hoch aufgelöst erfasst werden. Um möglichst umfassende Informationen über den Bodenzustand in den Lysimetern zu erhalten, wurden verschiedene Sensoren in allen Lysimetern installiert (Tabelle 2, Abbildung 6).

Da neben dem Wasserhaushalt auch Erkenntnisse zu Stoffflüssen in den Lysimetern erarbeitet werden sollen, wurden neben der Sickerwasserbeobachtung Saugkerzen in drei verschiedenen Tiefen installiert. Hierbei erfolgt die Steuerung der angelegten Saugspannung für die Bodenlösungsporenabnahme in Abhängigkeit vom Matrixpotential des umgebenden Bodens. Die Sickerwässer werden in 50 Liter Edelstahlbehältern gesammelt, wobei Aliquote des anfallenden Sickerwassers in Probenahmegefäßen gewonnen werden. Jeder Sickerwasserbehälter ist mit einer Waage ausgestattet, um die Dynamik der Sickerwasserspense zu dokumentieren. An die Sickerwasserbehälter ist ein ansteuerbarer Rückfluss in das jeweilige Lysimeter angeschlossen, um über den Saugkerzenrechen bei aufsteigender Wasserfront Sickerwasser in die Lysimeter zurückzuführen. Die Respirationsaktivität wird über einen installierten CO₂-Gassensor erfasst.

Da die Lysimeter zum Teil über große Entfernungen transportiert werden mussten, war der schonende Transport eine zentrale Bedingung, um die natürlichen Bodenstrukturen in den einzelnen Lysimetern zu bewahren. Der Transport der instrumentierten Lysimeter zu den Bestimmungsorten erfolgte auf angefertigten Rahmen mit einem luftgefederten Tieflader. Jedes Lysimeter erhielt nach seiner Befüllung einen Schockalarmensensor. Um etwaige Verdichtungen erkennen zu können, wurde die Höhe der Bodenoberfläche im Zylinder markiert. Der Lysimetertransport durch Deutschland mit insgesamt 15.230 Lysimeterkilometern wurde mit Vibrationsloggern dokumentiert. Es wurden keinerlei Beeinträchtigungen durch den Transport beobachtet. Am Ende des Lysimetertransportes wurden die komplett instrumentierten Lysimeter dann in die jeweiligen Stationen eingesetzt und die Anschlüsse zu Loggern, Pumpen, Sammelflaschen, etc. hergestellt (Abbildung 6).

Die vollautomatisierten Lysimetersysteme besitzen modernste funkbasierte Technologien zur Überwachung und Datenkommunikation, so dass ein zentraler Systemmanager die kontinuierliche Überwachung und Funktionalität aller Systeme übernehmen kann. Nach einer sorgfältigen technischen Datenprüfung werden dann die Lysimeterdaten zur weiteren wissenschaftlichen Bearbeitung in die TERENO-Datenbank eingestellt.

Um lokale, klimatische Besonderheiten zu erfassen, wurde in unmittelbarer Nachbarschaft einer jeden Station eine meteorologische Station, ein Depositionssammler und an ausgewählten Standorten Eddy-Kovarianz-Stationen aufgestellt. Mit Hilfe einer Videokamera wird die Feldsituation kontinuierlich dokumentiert, und es können auch Störungen durch ungebundene Besucher, wie Mäuse, Vögel oder auch größere Tiere registriert werden.

Ausblick

Die Laufzeit des Lysimeterexperimentes ist entsprechend der TERENO-Laufzeit auf mindestens 15 Jahren angelegt. Nach ausführlichen Bodenansprachen und Bestimmung der wesentlichen bodenphysikalischen und bodenchemischen Parameter wird zu Beginn des nächsten hydrologischen Jahres ein Tracerversuch auf allen Lysimeter begonnen.



Abbildung 6: Komplet instrumentiertes Lysimeter (links), Lysimeteranlage in Rollesbroich (Observatorium Eifel/Niederrheinische Bucht) kurz vor der Fertigstellung (rechts).

Literatur

- GLASER, R., 2008: Klimageschichte Mitteleuropas - 1200 Jahre Wetter, Klima, Katastrophen, Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.
- BOGENA, H., K. SCHULZ und H. VERECKEN, 2006: Towards a network of observatories in terrestrial environmental research. Adv. Geosci., 9, 1-6.

- ZACHARIAS, S., H. BOGENA, L. SAMANIEGO, M. MAUDER, R. FUSS, T. PÜTZ, M. FRENZEL, M. SCHWANK, C. BAESSLER, K. BUTTERBACH-BAHL, O. BENS, E. BORG, A. BRAUER, P. DIETRICH, I. HAJNSEK, G. HELLE, R. KIESE, H. KUNSTMANN, S. KLOTZ, J.C. MUNCH, H. PAPAN, E. PRIESACK, H.P. SCHMID, R. STEINBRECHER, U. ROSENBAUM, G. TEUTSCH and H. VERECKEN, 2011: A network of terrestrial environmental observatories in Germany. Vadose Zone Journal, submitted.

Analyse wasserwirtschaftlicher Steueroptionen für grundwassernahe Standorte mittels moderner, wägbarer Grundwasserlysimeter

Ute Appel^{1*}, Ottfried Dietrich¹ und Manfred Seyfarth²

Zusammenfassung

Für Ostdeutschland stellen die ohnehin geringen und nach gegenwärtig diskutierten Klimaszenarien zukünftig weiter abnehmenden Sommerniederschläge sowie die ansteigende potentielle Verdunstung ein gravierendes Problem für den Erhalt und die Nutzung in den ausgedehnten Feuchtgebieten dar. Gleichzeitig wird eine Zunahme der Witterungsextreme erwartet. Beides erfordert von der zukünftigen Wasserbewirtschaftung in diesen Gebieten eine Anpassung an die veränderten Bedingungen und ein hohes Maß an Flexibilität. Ziel der hier dargestellten Untersuchungen ist die Analyse der Wirkung ausgewählter wasserwirtschaftlicher Anpassungsoptionen auf Evapotranspiration, Wasserentnahme, -abfluss und -speicherung in den betroffenen Flächen.

Die Untersuchungen werden in situ mit modernen wägbaren Grundwasserlysimetern durchgeführt. Durch eine erweiterte Steuereinheit lassen sich mit den 4 Lysimetern verschiedene Optionen der Steuerung der Grundwasserstände auf unterschiedliche Art und Weise simulieren. In der Untersuchungsperiode 2010 wurden Varianten untersucht, die auf einen verstärkten Wasserrückhalt in Überschussperioden orientieren. Diese wurden mit der gegenwärtig praktizierten Bewirtschaftung sowie einer Variante mit sehr tiefen Grundwasserständen verglichen. Die Ergebnisse zeigen zum einen, dass es mit der hier vorgestellten Lysimetertechnik möglich ist die unterschiedlichen Steueroptionen für grundwassernahe Standorte zu simulieren und zum anderen, dass das Wassermanagement einen deutlichen Einfluss auf die Entwicklung der Wasserhaushaltsparameter hat. Da der Fokus der Untersuchungen auf zunehmender Trockenheitsgefährdung liegt, wird hier der Juni als Betrachtungszeitraum herausgegriffen und erste Ergebnisse der Analyse vorgestellt.

Einleitung

Untersuchungen zu den Folgen des Klimawandels zeigen, dass der Wasserhaushalt großer Feuchtgebiete im nordostdeutschen Raum voraussichtlich besonders von zunehmender Trockenheitsgefährdung betroffen sein wird (KREIENKAMP 2007, ORLOWSKY 2008, ZEBISCH et al. 2005). Entsprechend den aktuellen IPCC Szenarien (IPCC 2007) werden die Jahresdurchschnittstemperaturen ansteigen,

Summary

In north-eastern Germany the shifting precipitations patterns with resulting decreases of precipitation in summer together with increasing potential evapotranspiration can cause severe problems for the preservation of extended wetlands. In future, water management of large, agricultural used wetlands must be designed in a more flexible way in order to adapt to increasing extreme weather situations and heterogeneous requirements of stakeholders. Main objective of the measures presented here is an impact assessment of chosen water management options on evapotranspiration, water withdrawal, -discharge and -storage in the affected areas.

Regarded measures in the first test period are the modification of ditch water levels, like increasing the already practiced winter water retention through increased ground- and ditch water levels and their later lowering in spring. The experimental proof of the effects of water management options is provided by modern weighable groundwater lysimeter. With the 4 lysimeter it is possible to simulate different water management options. Target water levels can be set as time series or depending on actually measured hydrological parameters like water level, in- and outflow of another lysimeter or a reference gauge in the surrounding area. In the vegetation period of 2010 the focus was on measures regarding increased water retention in dry periods. Those were compared with the present management and an option with very low groundwater levels. The results confirm that the applied lysimeter technique is suitable to simulate water management options and that the management options have a distinct impact on the developments of the water balance. Because the focus of the measures was on low water problems, June 2010 is chosen to be further investigated and first results are presented.

damit auch die Verdunstung in den Feuchtgebieten während der Sommermonate, und Niederschläge sowie Zuflüsse aus den Einzugsgebieten werden zurückgehen. Das verfügbare Wasserangebot wird bei den gegenwärtigen Praktiken der Landnutzung und Wasserbewirtschaftung nicht mehr ausreichen und große Teile der Gebiete werden ihren heute noch vorhandenen Feuchtgebietscharakter verlieren (DIETRICH 2006, RENGER et al. 2002, SCHWARZEL et al. 2006).

¹ Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V. Müncheberg, Institut für Landschaftswasserhaushalt, Eberswalder Str. 84, D-15374 MÜNCHEBERG

² Umwelt-Geräte-Technik GmbH, Eberswalder Str. 58, D-15374 MÜNCHEBERG

* Ansprechpartner: Dipl. Geoökol. Ute Appel, appel@zalf.de

Die Wasserbewirtschaftung in den großen Feuchtgebieten muss daher zukünftig flexibler gestaltet werden, um besser auf zunehmende Witterungsextreme und heterogene Anforderungen der Flächennutzer reagieren zu können. In diesem Zusammenhang sollen die Wirkung ausgewählter wasserwirtschaftlicher Handlungsoptionen auf Verdunstung, Wasserentnahme, -abfluss und -speicherung im Gebiet untersucht und Grundlagen für flexible Wasserbewirtschaftungssysteme der Zukunft entwickelt werden.

Als Anpassungsoptionen werden unter anderem Modifizierungen der Stauziele, z.B. die Anhebung der Winterstauziele und ihre spätere Absenkung im Frühjahr sowie eine Optimierung der Steuerung wasserwirtschaftlicher Anlagen in Abhängigkeit der jeweils herrschenden meteorologischen und hydrologischen Situation betrachtet. Wasserhaushalt, Landnutzung, Umwelt- und Ressourcenschutz stehen hier in enger Wechselbeziehung und bei begrenzter Wasserverfügbarkeit in zunehmendem Nutzungskonflikt miteinander und mit anderen Wassernutzern im Einzugsgebiet. Ergebnisse von Modellierungen anderer Forschungsprojekte (DIETRICH et al. 2007) werden von der Praxis nur zögernd angenommen, da hier ein praktischer Nachweis gewünscht wird. Dafür werden nun in situ mit modernen, wägbaren Grundwasserlysimetern Wassermanagementoptionen simuliert und ihre Wirkung auf Wasserhaushaltsparameter analysiert.

Material und Methoden

Standort

Die Versuchsfläche befindet sich im Oberspreewald, in der Stauabsenkung Nord. Maßnahmen zur Intensivierung der Landwirtschaft in den 1970er Jahren führten zur Anlage von Grabensystemen, Staubaauwerken und Schöpfwerken. Dieses stark ausgebauten Regulierungssystem ermöglicht auch heute noch eine differenzierte Steuerung der Wasserstände in den Fließen und Flächen des Spreewaldes. Die Versuchsfläche selbst wird als zweisechürige Mähweide genutzt. Die Böden sind in Senken als Anmoor und sonst als Humusgleye anzusprechen (FIEGERT 2010). Lokal wurden Lehmänder vorgefunden, die als standorttypische Klockschichten einzuordnen sind. Die Grundwasserflurabstände unterliegen jahreszeitlichen Schwankungen. Sie variieren zwischen Überstau und 60 cm unter Flur.

Lysimeterstation

Der praktische Nachweis der Wirkung von Wassermanagementoptionen wird in diesem Projekt mittels moderner, wägbarer Grundwasserlysimeter geführt. Der Typ wurde von MEISSNER (2000) entwickelt und von BETHGE STEFFENS et al. (2005) erprobt, um die Wasserbilanz von Flusssauenstandorten zu untersuchen. Die Idee hinter der technischen Realisierung war eine direkte Übertragung der natürlichen Dynamik der Wasserstände der Auenstandorte per Funk auf eine automatische Steuerung eines Lysimeters in einer nahe gelegenen Station. Im Unterschied dazu ist die Lysimeterstation, mit der im Rahmen dieses Projektes die Wasserhaushaltsgrößen bei unterschiedlichen Wasser-

managementoptionen erfasst werden sollen, in situ in die Fläche eingebracht. Dadurch können mögliche Oaseneffekte reduziert werden.

Die automatische Grundwassersteuerung von MEISSNER (2000) wurde erweitert, um auch komplexe Wassermanagementoptionen simulieren zu können. Neben der Regulierung der Grundwasserstände können Zielwasserstände, Zu- oder Abflüsse auch als Zeitreihen vorgegeben werden oder es können aktuelle Messwerte anderer Lysimeter, wie der dort gemessene Wasserstand, der Zu- oder Abfluss, direkt als Steuergröße übernommen werden. Eine Kombination unterschiedlicher Steuergrößen ist ebenfalls möglich, so dass sich daraus ein großes Spektrum an Möglichkeiten für die Steuerung der Lysimeter ergibt.

Die 2 m tiefen Bodensäulen mit einer Oberfläche von 1 m² wurden zerstörungsfrei vor Ort auf einer Fläche von ca. 20 m² entnommen und an die gleiche Stelle nach Verschluss wieder eingebracht. Die Monolithen sind jeweils mit FDR-Sonden, Temperaturfühlern und Tensiometern in den Tiefen 30, 60 und 90 cm ausgestattet. Die Monolithe selbst stehen auf drei Präzisions-Scherstab-Wägezellen. Die Zu- und Abflüsse jedes Monolithen werden separat gemessen. Alle Messdaten werden im 10 min Zeittakt erfasst und gespeichert. Die Steuerung der Lysimeter erfolgt stündlich. Direkt neben der Lysimeterstation befinden sich die Wetterstation und ein bodenhydrologischer Referenzmessplatz. Zudem ist noch ein Referenzpegel in die Fläche eingebaut worden, der die Wasserstände der umliegenden Fläche repräsentiert.

Managementoptionen der ersten Vegetationsperiode

Da ein Lysimeter als Referenz den Wasserhaushalt der Fläche repräsentiert, konnten in der Vegetationsperiode 2010 noch drei Managementoptionen untersucht werden. Zunächst wurden eine trockene und eine nasse Variante gewählt, um das Spektrum der möglichen Entwicklung der Wasserhaushaltsgrößen abzubilden. Als dritte Variante wurde eine von Praxisvertretern bevorzugte und z.T. schon angewandte Variante gewählt, die in *Abbildung 1* als „Status Quo“ bezeichnet wird.

Die Status Quo-Variante orientiert sich wie die nasse Variante an einem verstärkten Wasserrückhalt in Überschussperioden, was durch eine spätere Absenkung des Winterstaus im Frühjahr realisiert wird. Im Gegensatz zur nassen Variante werden hier die Grundwasserstände schon 2 Wochen früher abgesenkt, um eine Befahrbarkeit der Flächen zu gewährleisten. Im Sommer werden die Grundwasserstände stärker abgesenkt als bei der nassen Variante in Erwartung einer dadurch verminderten Evapotranspirationsleistung. Hiermit soll eine geringere Wasserentnahme aus dem Vorfluter in Zeiten begrenzten Wasserdargebots erreicht werden.

Ergebnisse

Der Untersuchungszeitraum vom 01.04.-31.10.2010 zeichnete sich durch extreme Witterungsverhältnisse aus. Im April und Juni herrschte eine große Trockenheit, die ab Mitte Juli von einer niederschlagsreichen Periode in der zweiten Sommerhälfte abgelöst wurde. Im Juni fielen nur 2 mm

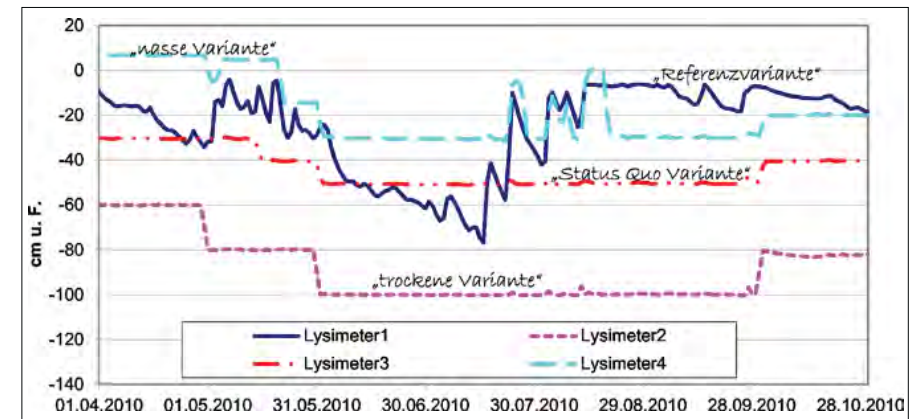


Abbildung 1: Verlauf der Grundwasserstände der 4 Lysimeter in der Untersuchungsperiode 2010

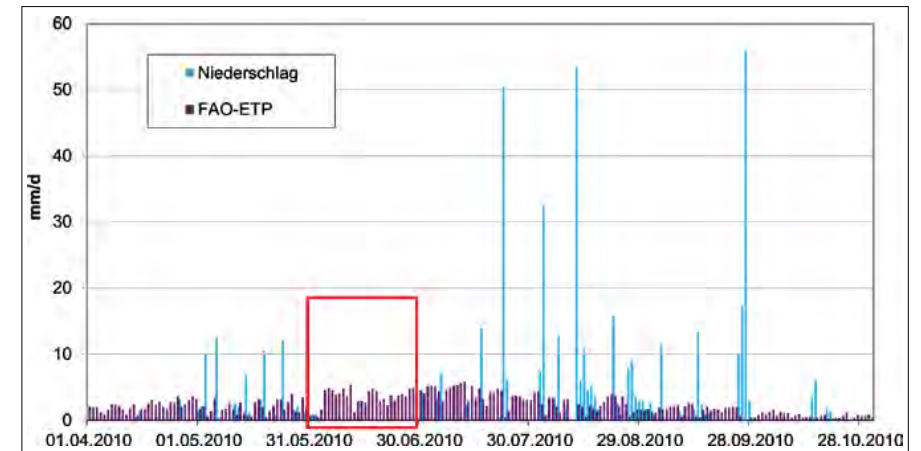


Abbildung 2: Tagessummen des Niederschlags und der FAO-Grasreferenzverdunstung im Untersuchungszeitraum 01.04.-31.10.2010 mit Trockenperiode Juni 2010

Niederschlag, während im August und September mit 312 mm rd. 55% des langjährigen mittleren Jahresniederschlags der Wetterstation Cottbus fielen. *Abbildung 2* zeigt die meteorologischen Randbedingungen am Lysimeterstandort im gesamten Untersuchungszeitraum. Dabei ist zu sehen, dass in der niederschlagsarmen Zeit im Juni die Situation zudem durch die hohe potentielle Evapotranspiration bestimmt wird. Da der Fokus der Untersuchungen auf zunehmender Trockenheitsgefährdung liegt, wird hier im Weiteren der Juni als Betrachtungszeitraum herausgegriffen und weitergehend analysiert.

Entsprechend den simulierten Wassermanagementoptionen entwickelte sich der Wasserhaushalt der 4 Lysimeter

unterschiedlich. In *Abbildung 3* ist die kumulierte Evapotranspiration der einzelnen Lysimeter im Vergleich zur FAO-Grasreferenzverdunstung für den Juni 2010 dargestellt. Die tatsächliche Evapotranspiration aller Lysimeter liegt dabei über der FAO-Grasreferenzverdunstung. Die größte Differenz der tatsächlichen Verdunstung gibt es zwischen der „Status Quo Variante“ und der „nassen Variante“. Dazwischen kommen mit ähnlichem Verlauf die „trockene Variante“ und die „Referenzvariante“. Die „nasse Variante“ hat die geringste Verdunstung, obwohl hier die Wassernachlieferung zu keinem Zeitpunkt limitiert ist. Der Grund ist die trotz gleicher Ausgangsvegetation unterschiedliche Vegetationsentwicklung in den Lysimetern. In der nassen

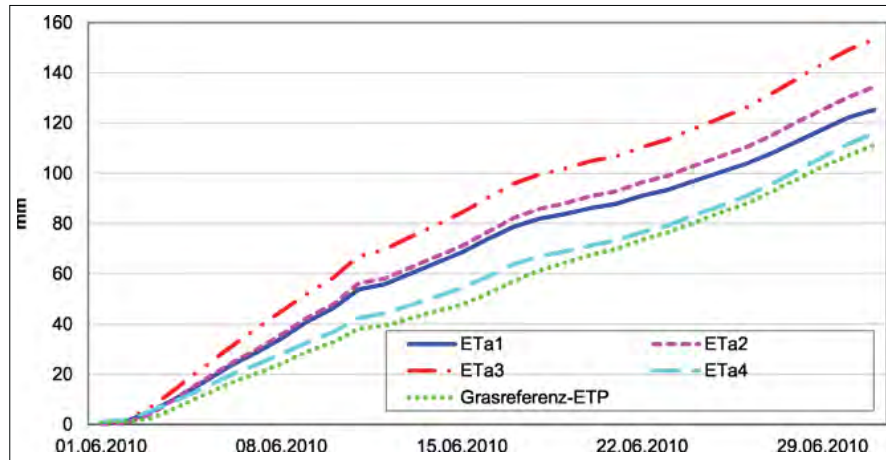


Abbildung 3: Kumulierte Evapotranspiration der Lysimeter und Grasreferenzverdunstung im Juni 2010

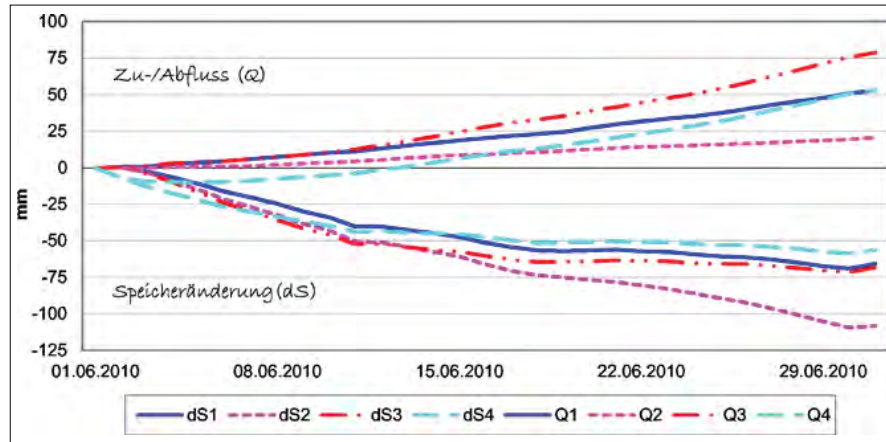


Abbildung 4: Kumulierte Speicheränderung und Zu- und Abflüsse der Lysimeter im Juni 2010

Variante hat sich die Vegetation durch die hohen Wasserstände im Frühjahr erst später entwickelt und es dominieren hygrophyte Pflanzengesellschaften (z.B. *Phalaris arundinacea*, *Carex riparia*). Dieses Ergebnis ist interessant, da oftmals davon ausgegangen wird, dass die Anhebung der Wasserstände um einige Dezimeter in jedem Falle zu einem erhöhten Wasserverbrauch führt. Nach unseren ersten Ergebnissen muss dieses aber nicht zwangsläufig der Fall sein. Die hohen Evapotranspirationswerte der „Status Quo Variante“ sind vor allem auf die Entwicklung einer Weißklee-schicht durch die im Frühjahr dafür günstigen Bedingungen bei dieser Managementoption zurückzuführen. Da

die Grasnarbe beim Stechen der Lysimeter nicht beschädigt wurde, wurden die ursprünglichen Pflanzengesellschaften der Wiese nicht verändert. So konnten sich die Pflanzengesellschaften entsprechend der eingestellten Wasserstände der Managementoptionen unterschiedlich entwickeln. Der Mittelwert des LAI im Juni ist bei dem Lysimeter mit der „Status Quo Variante“ mit 5,8 ungefähr doppelt so hoch wie der aller übrigen Lysimeter, der zwischen 2 und 3 liegt. Anders sieht das Bild aus, wenn betrachtet wird, woher das Wasser genommen wird, um diese Evapotranspirationsleistungen zu erzielen. In *Abbildung 4* sind die kumulierten Speicheränderungen (ds) und die kumulierten Zu- und

Abflüsse aus bzw. in die Lysimeter zu sehen. So unterscheidet sich gerade die „trockene Variante“ (Lysimeter 2) von den anderen Lysimetern. Das verdunstete Wasser wird hier zum größten Teil direkt aus dem Bodenwasserspeicher der ungesättigten Zone entnommen und am wenigsten aus dem Zufluss. In der Folge übersteigen zum Ende des Monats die Saugspannungen in der oberen Bodenschicht hier sogar den Messbereich der Tensiometer. Es kommt also zu einer Austrocknung des Oberbodens, die gerade auf Niedermoorstandorten dem Ressourcenschutz zu wider läuft.

Die „nasse Variante“ (Lysimeter 4) hat zu Beginn des Monats eine größere Speicheränderung als die anderen Varianten, da sich die Grundwasserstandsabsenkung von Ende Mai noch auswirkt und Wasser aus dem Lysimeter abgepumpt wird. Danach hat diese Variante die geringste Speicheränderung, was auch bedeutet, dass der Boden am wenigsten austrocknet. Der Wasserbedarf wird vorwiegend aus dem Zufluss gedeckt, liegt aber deutlich unter dem der „Status Quo Variante“. Dieses würde einem Ziel der Wasserwirtschaft, die Wasserentnahmen der Feuchtgebietsflächen in Perioden mit geringem Wasserdargebot zu reduzieren, entgegenkommen.

Die „Status Quo Variante“ (Lysimeter 3) und die Referenzvariante (Lysimeter 1) haben im Juni vergleichbare Speicheränderungen. Obwohl die Wasserstände des Referenzlysimeters im Juni tiefer absinken, gleichen sich der Effekt der Wasserstandsabsenkung im Frühjahr bei der „Status Quo Variante“ und der der sinkenden Grundwasserstände der Referenzvariante aus. Die höhere Evapotranspiration der „Status Quo Variante“ wird durch einen größeren Zufluss ausgeglichen. Den zweitgrößten Zufluss hat das Referenzlysimeter, welches ja keiner Zeitlinie folgt, sondern welches die sich frei entwickelnden Grundwasserstände der Fläche repräsentiert. Hier entsprechen also die zugepumpten Wassermengen, dem aus den Gräben erfolgenden Zufluss an Grundwasser der umgebenden Fläche. Sie werden damit vom verfügbaren Dargebot aus dem Einzugsgebiet und dessen Verteilung über das Grabensystem begrenzt. In der Folge der im gesamten Spreewald herrschenden Trockenheit sinken im Juni auch die Wasserstände in der umgebenden Fläche auf über 70 cm u. F. ab.

Ausblick

Die eingesetzte Lysimeteranlage mit der weiterentwickelten Steuereinheit ist geeignet, um unterschiedliche Steueroptionen für grundwasser-nahe Standorte in Lysimetern zu simulieren. Diese Ergebnisse zeigen, dass das Wassermanagement einen deutlichen Einfluss auf die Entwicklung der Wasserhaushaltsparameter hat. Die unterschiedlichen Vorgaben für die Grundwasserstände in den Lysimetern führten bei annähernd gleicher Ausgangslage für den Standort und die Vegetation sehr schnell zu unterschiedlichen Entwicklungen in den Lysimetern mit der Folge deutlicher Unterschiede in der Evapotranspiration. Auch gab es Unterschiede in der Speicherentleerung und den Zuflussmengen in der Trockenperiode im Juni 2010. Weitere Versuche in den folgenden Jahren müssen zeigen, ob diese ersten Ergebnisse verallgemeinerbar sind. So sollen in der Vegetationsperiode 2011 einige Effekte durch komplexere

Steueroptionen noch näher beleuchtet werden und ein Rotieren einiger Optionen auf den Lysimetern soll die Effekte der Vegetationsentwicklung bestätigen und mögliche Einflüsse der Bodensäule ausschließen.

Interessant ist aber schon zu sehen, dass sich die Annahme, die Evapotranspiration grundwasser-nahe Standorte ließe sich durch die Absenkung der Grundwasserstände verringern, bislang nicht bestätigt hat. Der Zeitpunkt von Grundwasserstandsänderungen im Frühjahr scheint ebenso von Bedeutung für den Wasserbrauch zu sein, da sich entsprechend den vorherrschenden Wasserständen im Frühjahr die Vegetation sehr stark sortiert und damit den folgenden Wasserverbrauch beeinflusst.

Danksagungen

Wir danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung für die finanzielle Förderung des Vorhabens INKA BB, wie auch dem Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg für die finanzielle wie auch fachliche Unterstützung. Desweiteren danken wir dem Wasser- und Bodenverband „Oberland Calau“ für die Betreuung der Versuchsanlagen und der Firma Umwelt-Geräte-Technik GmbH Müncheberg für die Unterstützung bei der Entwicklung der neuen Lysimeter-technik und den fachlichen Beratungen.

Literatur

- BETHGE-STEFFENS, D., R. MEISSNER und H. RUPP, 2005: Quantifizierung des Bodenwasserhaushaltes mit Hilfe eines neu entwickelten wägbaren Grundwasserlysimeters. *Wasserwirtschaft*, 12, 45-48.
- DIETRICH, O., 2006: Wirkungen des globalen Wandels auf den Wasserhaushalt des Spreewaldes. In: *Klimaänderungen - Herausforderungen für den Bodenschutz*. Umweltbundesamt.
- DIETRICH, O., M. REDETZKY und K. SCHWARZEL, 2007: Wetlands with controlled drainage and sub-irrigation systems - modelling of the water balance. *Hydrological Processes*, 21(14), 1814-1828.
- FIEGERT, E., 2010: Personal Communication.
- HOLSTEN, A., T. VETTER, K. VOHLAND und V. KRYSANOVA, 2009: Impact of climate change on soil moisture dynamics in Brandenburg with a focus on nature conservation areas. *Ecological Modelling*, 220(17), 2076-2087.
- IPCC, 2007: *Climate Change 2007 - The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC.
- KREIENKAMP, F., A. SPEKAT und W. ENKE, 2007: Climate change in Germany and its regional consequences. *Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft*, 67(6), 246-250.
- MEISSNER, R., 2000: *Grundwasserlysimeter_Patent_19902462*. Deutsches Patent- und Markenamt, 21.6.2000.
- ORLOWSKY, B., F.W. GERSTENGARBE und P.C. WERNER, 2008: A resampling scheme for regional climate simulations and its performance compared to a dynamical RCM. *Theoretical and Applied Climatology*, 92(3-4), 209-223.
- RENGER, M., G. WESSOLEK, K. SCHWARZEL, R. SAUERBREY und C. SIEWERT, 2002: Aspects of peat conservation and water management. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 165(4), 487-493.
- SCHWARZEL, K., J. SIMUNEK, M.T. van GENUCHTEN und G. WESSOLEK, 2006: Measurement and modelling

of soil-water dynamics and evapotranspiration of drained peatland soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 169(6), 762-774.

ZEBISCH, M., T. GROTHMANN, D. SCHRÖTER, C. HASSE, U. FRITSCH und W. CRAMER, 2005: Klimawandel in Deutschland - Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver. Umweltbundesamt. Forschungsbericht 201 41 253.

Anwendung des Modells MIKE SHE am Lysimeterstandort Wagna

Christian Reszler^{1*} und Johann Fank¹

Zusammenfassung

In dieser Studie wird das häufig verwendete Modell MIKE SHE am Standort eines Lysimeters am Versuchsfeld Wagna in der Südsteiermark getestet. Das Modell beinhaltet physikalisch basierte Ansätze zur Beschreibung der Verdunstung und der Wasserbewegung im Boden. Die Berechnung in der ungesättigten Zone erfolgt eindimensional, in vertikaler Richtung. Die umfangreichen Daten bzw. Messungen am Lysimeter zu Vegetationseigenschaften (LAI, Pflanzenwachstum, Fruchtfolge) und zu bodenphysikalischen Eigenschaften werden zur Parametrisierung des Modells herangezogen. Ziel ist der Test der Simulation der Wasserbewegung in der ungesättigten Zone sowie der Verdunstungs- und Transpirationsansätze im Modell anhand eines Vergleichs mit gemessenen Grundwasserneubildungsraten sowie mit gemessenen Wassergehalten (Bodenfeuchte) in verschiedenen Bodentiefen. Außerdem werden Aufschlüsse über die Sensitivität der einzelnen Module und Parameter in MIKE SHE gewonnen. Dies dient dazu, die geeigneten Parameter auszuwählen, die für eine mögliche Kalibrierung des Modells auf der Punktskala herangezogen werden können.

Schlagwörter: ungesättigte Zone, Modellierung, Lysimeter

Einleitung

Physikalisch basierte, flächendifferenzierte Modelle werden häufig zur Simulation der Grundwasserneubildung und des Stoffeintrags in das Grundwasser herangezogen. Zur Validierung derartiger Modelle stehen selten umfangreiche Daten, vor allem auf der regionalen Skala, zur Verfügung. An einem Lysimeter besteht die Möglichkeit, auf der Punktskala nicht nur die simulierte Sickerwasserwasseremenge und reale Verdunstung sondern auch - je nach vorhandenen Messeinrichtungen - interne Modellzustandsgrößen, wie Bodenfeuchte (volumetrischer Wassergehalt) oder Matrixpotential zu testen. Ziel dieser Studie ist die Anwendung des für Wasserhaushaltsuntersuchungen häufig verwendeten Modells MIKE SHE (ABBOTT et al. 1986, REFSGAARD und STORM 1995) an den Daten des Lysimeters Wagna in der Südsteiermark. Dadurch sollen generell die betreffenden Modellansätze und -parameter sowie einzelne Ergebnisse auf ihre Plausibilität getestet werden. Am Versuchsfeld in Wagna wurden 2004 zwei monolithische, wägbare Präzisionslysimeter mit parallel geschalteten, bodenhydrologischen Messprofilen installiert (FANK und VON UNOLD

Summary

This study presents the application and test of the widely used model MIKE SHE at the Lysimeter in Wagna in Southern Styria (Austria). The model contains physical based algorithms for the representation of evapotranspiration and water movement in the unsaturated zone. For the calculation in the unsaturated zone the one-dimensional (vertical) Richards-equation is used. At the Lysimeter comprehensive data of vegetation, i.e. cultivation types, and soil hydraulic properties are available to parameterise the model. Aim of the study is to test the water movement simulation in the unsaturated zone and the evaporation and transpiration modules by a comparison with measured groundwater recharge rates and measured soil water contents (soil moisture) in different soil depths. A sensitivity study of the modules and parameters in the model MIKE SHE is performed to select certain parameters that can be used for calibration at the point scale.

Keywords: unsaturated zone, modelling, lysimeter

2007). Die hier vorgestellten Arbeiten werden anhand der Daten des Präzisionslysimeters mit konventioneller Bewirtschaftung durchgeführt und konzentrieren sich auf die Berechnung der Wasserbewegung. Der Stofftransport wird hier nicht betrachtet.

Lysimeterdaten

Als Testgröße für die Modellsimulationen dienen erstens Messungen des volumetrischen Wassergehaltes (Bodenfeuchte) mittels TDR-Sonden in 35 cm, 60 cm, 90 cm und 180 cm Tiefe. Zweitens ist die Sickerwasseremenge verfügbar. Mittels eines Saugkerzenrechnens wird in Wagna die Sickerwasseremenge in 180 cm Tiefe entnommen. Der angelegte Unterdruck entspricht dem Matrixpotential, welches durch das bodenhydrologische Messprofil neben dem Lysimeter in gleicher Tiefe gemessen wird.

Aussaat und Entwicklungsstadium der angebauten Früchte ist – auch aufgrund vor Ort installierter Kameras – genau bekannt. Zusätzlich sind aus einer kurzen Periode Messungen des Blattflächenindex LAI von Hand mit dem sogenannten © Plant Canopy-Analyzer verfügbar. Es wurden im Sommer

¹ Joanneum Research, Institut für Wasser, Energie und Nachhaltigkeit, Elisabethstraße 16/II, A-8010 GRAZ

* Ansprechpartner: Dr. Christian Reszler, christian.reszler@joanneum.at

2009 bei Kürbis und im Sommer 2010 bei Mais mehrere Punktmessungen am Lysimeter und in der Umgebung des Lysimeters durchgeführt.

Bezüglich Bodenphysik sind detaillierte Untersuchungen und Auswertungen am Lysimeter verfügbar. Aus einer Kombination von verschiedenen Datengrundlagen (bodenphysikalische Laboruntersuchungen am Bundesamt für Wasserwirtschaft in Petzenkirchen, stationär und instationär, Auswertung der *in situ* Messungen von Wassergehalt und Saugspannung im Lysimeter und im bodenhydrologischen Messprofil) wurde eine Spannweite des funktionalen Zusammenhangs zwischen Saugspannung und Wassergehalt (pF-Kurve) bzw. zwischen hydraulischer Leitfähigkeit und Wassergehalt (ku-Kurve) in den Bodentiefen der einzelnen TDR Sonden abgeleitet.

Als meteorologische Eingangsdaten wurden Tageswerte von Niederschlag und Temperatur der Stationen direkt am Lysimeter verwendet. Für den Niederschlag wurden die Daten der ZAMG Station (Wippe in 1 m Höhe) herangezogen. Die Temperaturdaten stammen von der vom Joanneum Research betriebenen Wetterstation. Zusätzlich benötigt das Modell als Input Zeitreihen der potentiellen Verdunstung. Hierfür wurde aus den Daten der Station des Joanneum Research die Grasreferenzverdunstung ET₀ nach PENMAN-MONTEITH (FAO, ALLEN et al. 1998) schon vorab berechnet, ebenfalls auf Tagesbasis. Der Untersuchungszeitraum in dieser Arbeit ist November 2004 bis Ende 2009. Der Beginn

der Simulation ist der 1.1.2004; die Vorlaufzeit für die kontinuierliche Berechnung (Warm-up) beträgt somit etwa ein Jahr.

Modell

Im Modell MIKE SHE sind zur Beschreibung des Wasserkreislaufs verschiedene teilweise auf physikalische Ansätze basierende Module gekoppelt. In dieser Arbeit wurde für die Berechnung der ungesättigten Zone die volle eindimensionale Richards-Gleichung verwendet, sowie der Mualem-Van Genuchten Ansatz zur Beschreibung der pF- und ku-Kurven. Der Verdunstungsmodul basiert auf KRISTENSEN und JENSEN (1975). In diesem wird anhand empirischer Ansätze aus den Parametern LAI und effektiver Durchwurzelungstiefe die Verdunstung hierarchisch, d.h. nacheinander Interzeptionsverdunstung, Bodenverdunstung sowie Wasseraufnahme durch Pflanzen und Transpiration, berechnet. Für die Flächenverteilung der Wurzeln je nach Bodentiefe sind generelle funktionelle Annahmen wählbar. Ein detailliertes Grundwasserströmungsmodell für die gesättigte Zone wurde hier nicht verwendet; die untere Randbedingung (Grundwasserspiegel) wurde als stationär angenommen. Der Grundwasserspiegel liegt in Wagna im Mittel etwa 4 m unter Gelände. Für die vertikale Diskretisierung der Berechnung wurde für die Feinbodenzone (bis 70 cm Tiefe) eine Zellweite von 1 cm und für den Schotter bis zur Tiefe der Sickerwasserentnahme eine Zellweite von 2 cm gewählt.

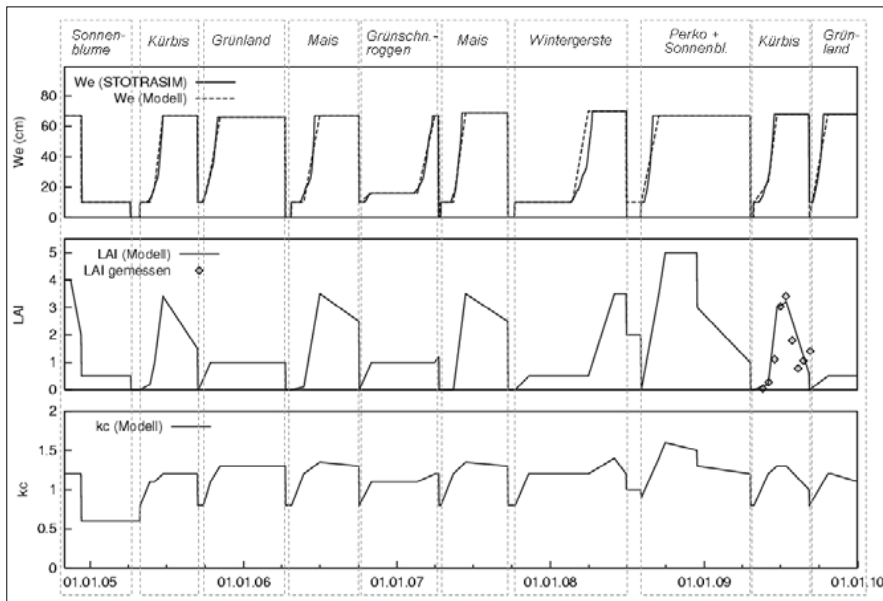


Abbildung 1: Fruchtfolge am Lysimeter und gewählte Verdunstungsparameter im Modell.

Parametrisierung und Kalibrierung

Bei der Parametrisierung bzw. Implementierung der Informationen vom Lysimeter wurde folgendermaßen vorgegangen: Im Verdunstungsmodul im Modell werden die Parameter LAI, effektive Durchwurzelungstiefe We und Crop-Faktor kc benötigt. Die Dynamik dieser Parameter wurde aus der im Detail bekannten Bewirtschaftung (Fruchtfolge) am Lysimeter abgeleitet. Zur Abschätzung der Durchwurzelungstiefen wurden zusätzlich vorhandene Berechnungen mit dem Modell STOTRASIM (FEICHTINGER 1998), welches das Pflanzenwachstum abhängig von Frucht und Bodenverhältnissen simuliert, herangezogen. Für den LAI wurden gemäß der Fruchtfolge typische Werte aus der Literatur gewählt. Als Anhaltspunkt dienen aber auch die Messungen des LAI, als Mittelwert der einzelnen Punktmessungen, für den Kürbis im Sommer 2009 und den Mais im Sommer 2010 (Zeitraum nicht in Berechnung inkludiert). Beispielsweise beträgt der maximale LAI für Mais im Sommer rd. 3.5. Maximalwert und Dynamik des Crop-Faktors kc wurden gemäß der typischen Wachstumsphasen in Anlehnung an die FAO Richtlinien (ALLEN et al. 1998) und in Konsistenz mit der zeitlichen Abfolge der anderen Parameter gewählt. *Abbildung 1* zeigt die gewählten Verdunstungsparameter im Modell gemäß der Fruchtfolge am Lysimeter.

Tabelle 1 zeigt die verwendeten bodenphysikalischen Parameter für die einzelnen Bodentiefen als Spannweite aus den verschiedenen Auswertungen. Vor allem für den Parameter α ist der Streubereich im Schotteruntergrund (90 cm und 180 cm Tiefe) sehr groß. Mit verschiedenen Kombinationen der Parameter wurden nun die Simulationen durchgeführt. Zur Verringerung der Anzahl der Berechnungen wurde vorerst der Fokus auf die oberen und unteren Grenzen gelegt und versucht, eine bestmögliche Anpassung (manuell) an die gemessene Bodenfeuchte bzw. volumetrischen Wassergehalt in den verschiedenen Tiefen zu erzielen. *Abbildung 2* zeigt den Vergleich von Messung und Simulation anhand der Parameter, die in *Tabelle 1* fett herausgehoben sind. Mit diesem Parametersatz konnte in allen Bodentiefen die generelle Dynamik der Bodenfeuchte („Vol. w_c “) sehr gut wieder gegeben werden. Lediglich in 35 cm Tiefe sind Unterschiede in der Dynamik im Bereich der Sättigung erkennbar: Die Messungen zeigen, dass der im Labor abgeleitete maximal mögliche Wassergehalt (θ_{sat}) von 0.41 nicht annähernd ausgeschöpft wird. In der Simulation zeigen sich hingegen Spitzen im Bereich von 0.38 – 0.39. Dies deutet darauf

Tabelle 1: Werte der bodenphysikalischen Parameter. Wenn sich aus der Kombination der verschiedenen Auswertungen eine Spannweite ergab, dann ist in fett jener Parameterwert gekennzeichnet, der für die Simulation in *Abbildung 2* (Abstimmung auf die gemessene Bodenfeuchte) verwendet wurde.

| Tiefe | θ_{sat} von - bis | θ_{res} von - bis | α von - bis | n von - bis | $ksat$ (m/s) |
|--------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------|--------------------|---------------------|
| 15 cm | 0.39 | 0.16 | 0.05 | 1.33 | $5 \cdot 10^{-6}$ |
| 35 cm | 0.38 - 0.41 | 0.16 - 0.19 | 0.005 - 0.04 | 1.27 - 1.55 | $6.5 \cdot 10^{-6}$ |
| 60 cm | 0.44 | 0.16 | 0.035 - 0.065 | 1.2 - 1.4 | $6.7 \cdot 10^{-6}$ |
| 90 cm | 0.2 | 0.04 | 0.09 - 0.25 | 1.4 - 1.6 | $5 \cdot 10^{-5}$ |
| 180 cm | 0.2 | 0.03 | 0.05 - 0.25 | 1.6 - 1.9 | $5 \cdot 10^{-4}$ |

hin, dass in dieser Bodenzone, vor allem im Bereich der Sättigung, ein anderes Porensystem wirkt als die aus dem Labor erhaltenen Parameter beschreiben. Im Labor wurden die Messungen an Storchzylindern anhand der reinen Matrix mit vorhandenen Bioporen, jedoch ohne Grobmaterial oder eventuell vorhandenen Grobporen, durchgeführt.

Die gemessene Bodenfeuchte im Schotter (90 cm bzw. 180 cm in *Abbildung 2*) zeigt eine recht starke Dynamik. Um diese Dynamik wieder zu geben, wurden die Werte für α an der oberen Grenze der Spannweite aus den bodenphysikalischen Untersuchungen angesetzt. Zusätzlich ist im Diagramm für die Tiefe von 90 cm zu erkennen, dass jeweils in den Sommermonaten in den Jahren 2006, 2007 und 2008 die Austrocknung im Modell nicht entsprechend abgebildet wird. Bei diesen Monaten handelte es sich um sehr trockene Phasen, in welchen der Mais in den Jahren 2006 und 2007 und die Wintergerste bzw. danach noch die Sonnenblumen im Jahr 2008 bis in die Zone unterhalb des Feinbodens wurzeln und im Schotter gespeichertes Wasser entziehen können. Die effektive Wurzeltiefe wurde im Modell jedoch mit der Tiefe des Feinbodens bei etwa 70 cm begrenzt (siehe *Abbildung 1*).

Während die Anpassung an die Bodenfeuchte sehr gut gelingt, zeigt sich hingegen bei einer Betrachtung der Sickerwassermengen, dass die gemessene Dynamik mit dem Modell mit dem verwendeten Parametersatz (fett in *Tabelle 1*) nicht entsprechend abgebildet werden kann. Für die Abstimmung auf die Sickerwassermenge müssen daher die Parameter verändert werden. Hierfür wurde eine Parameterstudie durchgeführt und schließlich der Fokus auf die Parameter im Schotteruntergrund (> 70 cm) gelegt. Generell ist die Parametrisierung im Schotter, aufgrund der natürlich vorliegenden Heterogenität und der dadurch bedingten möglichen Streubreite bei der Probenahme und der Anordnung der *in situ* Sensoren als unsicher einzuschätzen, was sich auch in der hohen Spannweite aus den verschiedenen Auswertungen zur Bodenphysik in *Tabelle 1* zeigt. Die Parameter für die Feinbodenzone wurden unverändert gelassen. *Abbildung 3* zeigt einen Vergleich der Simulationen anhand der veränderten, auf die Sickerwasserdynamik abgestimmten Parameter („sim SW“) mit den Messungen und den Simulationen anhand der ursprünglichen Parameter („sim Bf“). *Tabelle 2* zeigt dazu die entsprechenden Parameterwerte. Für die Anpassung der Simulation an die Sickerwasserdynamik wurde vor allem der Parameter α verändert. Ein größeres α , wie für die Anpassung an die Bodenfeuchtedynamik notwendig, bewirkt in der Simulation generell eine verzögerte Reaktion bzw. mehr Speicherung im Boden (siehe vergrößert heraus gezeichnete Periode in *Abbildung 3*, SW). Ein höheres Speichervermögen drückt sich auch in einer höheren Dynamik der simulierten Bodenfeuchte aus. Zur Wiedergabe der sehr starken zeitlichen Dynamik der Sickerwassermenge ist jedoch ein um Größenordnungen geringes α notwendig. Der Wert liegt eher im Bereich der unteren Grenze der Spannweite. Der Parameter n beeinflusst in den Simulationen hauptsächlich das Niveau der Bodenfeuchte und wurde nicht maßgeblich verändert. Zusätzlich war es aber auch notwendig, die gesättigte Leitfähigkeit $ksat$ im Schotter jeweils um eine Zehnerpotenz höher anzusetzen, damit auch die steilen Spitzen in der

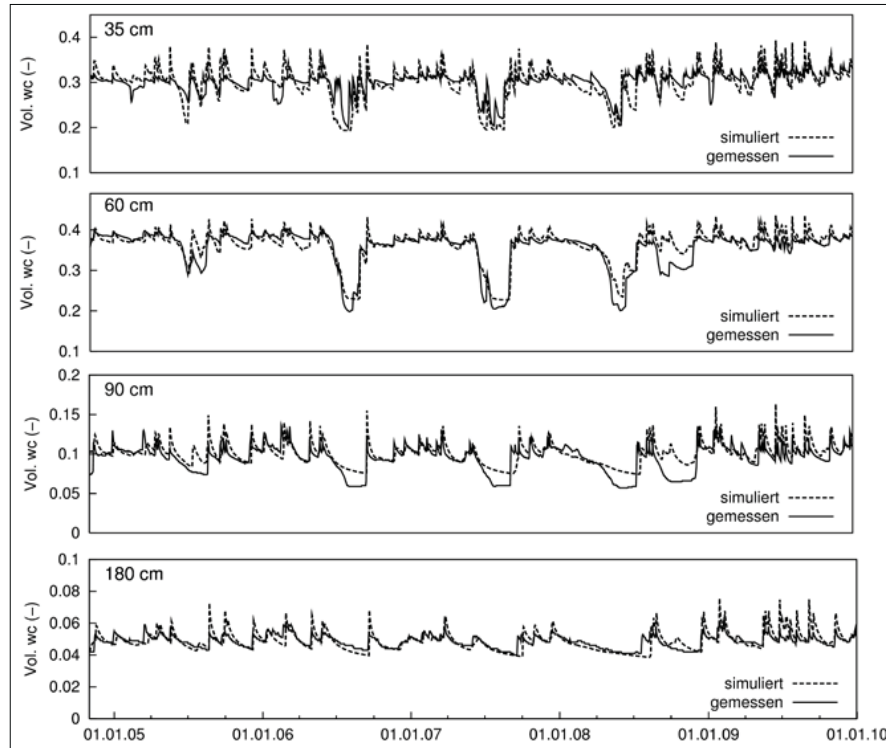


Abbildung 2: Abstimmung der Simulation auf die gemessene Bodenfeuchte (Vol. wc) in den einzelnen Bodentiefen (Parametersatz aus Tabelle 1, fett).

Tabelle 2: Mualem-Van Genuchten Parameter für den Schotteruntergrund (> 70 cm Tiefe) gemäß der beiden Anpassungskriterien Bodenfeuchte (BF) und Sickerwasser (SW).

| Tiefe | Kriterium | θ_{sat} | θ_{res} | α | n | $ksat$ (m/s) |
|--------|-----------|----------------|----------------|----------|-----|-------------------|
| 90 cm | BF | 0.2 | 0.04 | 0.25 | 1.4 | $5 \cdot 10^{-5}$ |
| | SW | | | 0.09 | 1.6 | $5 \cdot 10^{-4}$ |
| 180 cm | BF | 0.2 | 0.03 | 0.25 | 1.9 | $5 \cdot 10^{-4}$ |
| | SW | | | 0.05 | 1.6 | $5 \cdot 10^{-3}$ |

Sickerwasserdynamik wieder gegeben werden können. Die maximalen Werte liegen eher in der Größenordnung von horizontalen Leitfähigkeiten im Grundwasser; für die vertikale Wasserbewegung scheinen diese zu hoch.

Durch die veränderten Parameter im Schotteruntergrund (90 bzw. 180 cm Tiefe) ergibt sich eine recht gute Anpassung an die Sickerwasserdynamik, jedoch zeigt sich eine zu geringe Dynamik in der simulierten Bodenfeuchte in diesen Tiefen. Das heißt, die Wasserspeicherung im Schotteruntergrund wird nicht entsprechend wieder gegeben. Unter Verwendung eines einzigen Parametersatzes für den Schotteruntergrund

ist es mit dem Modell also nicht möglich, beide Anpassungskriterien gleichzeitig zu erfüllen.

Vergleichsrechnung mit allgemeiner Information über Landnutzung und Boden

Bei regionalen Studien sind in der Regel derartige detaillierte Informationen zur Parametrisierung wie bei einem Lysimeter nicht für jede Raumeinheit verfügbar. In dieser Arbeit wurden daher zum Vergleich auch Simulationen durchgeführt anhand von Parametern, die üblicherweise flächenhaft vorhanden sind oder aus der Literatur abgeleitet werden können. Für die Dynamik des LAI, der effektiven Wurzeltiefe W_e und des Crop-Faktors kc wurde ein typischer Jahresgang, angelehnt an Werte in der Literatur (z. B. ALLEN et al. 1998) gewählt. Die Fruchtfolge wird als nicht bekannt angenommen, wie es in regionalen Studien oft der Fall ist. Es wurde daher für alle Jahre ein gleicher Jahresgang gewählt, der einer Mischung aus verschiedenen Anbauformen entspricht: Der LAI bewegt sich zwischen 0.2 und 0.5 im Winter und erzielt sein Maximum mit 4.5

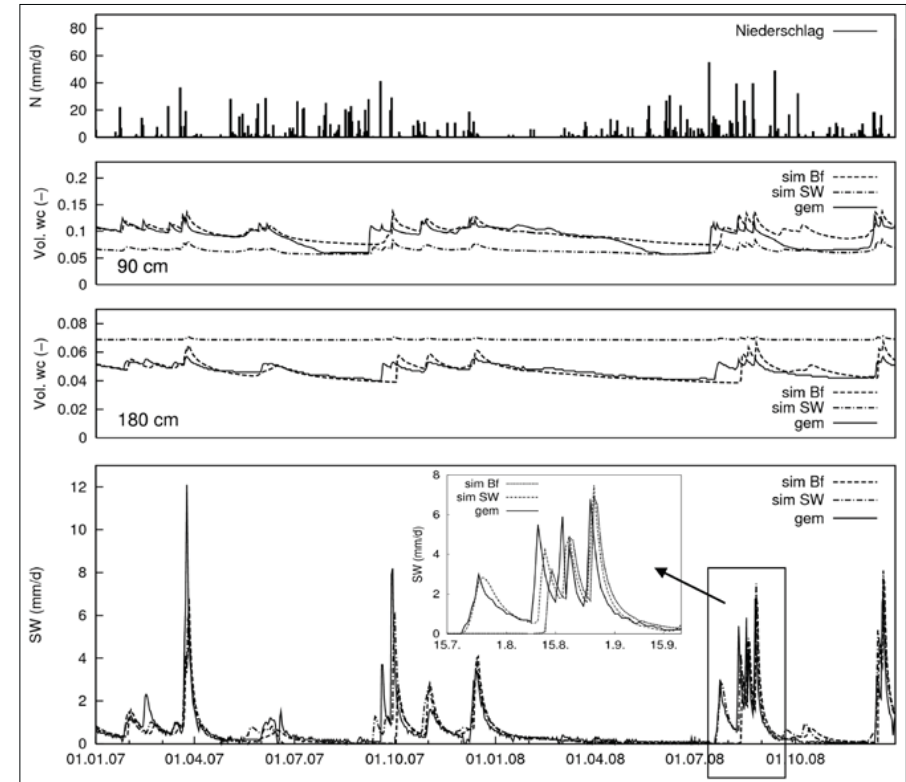


Abbildung 3: Simulationen bei Anpassung der Parameter an die Bodenfeuchtedynamik (sim BF) bzw. Sickerwasserdynamik (sim SW) und Vergleich mit den Messungen.

im Sommer, mit einem annähernd linearen Übergang in den Zwischenmonaten. In ähnlicher Weise wurden W_e und kc gewählt, mit $W_e = 10$ cm und $kc = 0.4$ bei Aussaat und einem Maximum von $W_e = 80$ cm und $kc = 1.35$ im Sommer.

Zur Bodenphysik wurden Daten der Manuskriptkarte der österreichischen Bodenkarte (eBod) darstellt, herangezogen. Anhand der Bodengrundparameter (Kornverteilung, Humusanteil und Grobanteil) wurden aus den Tabellen nach AG BODEN (1994) für jede Bodenzone die bodenphysikalischen Parameter Feldkapazität (FK), Gesamtporenvolumen (GPV bzw. θ_{sat}) und permanenter Welkepunkt (PWP bzw. näherungsweise θ_{res}) sowie die gesättigten Leitfähigkeiten $ksat$ abgeleitet. An die drei Wassergehalte wurde dann eine Funktion nach Mualem-Van Genuchten angepasst. Tabelle 3 zeigt die verwendeten Parameter. Für den Schotteruntergrund (> 110 cm) wurden jene Parameter gewählt, die aus der Abstimmung auf die Sickerwasserdynamik gewonnen wurden (Tiefe 180 cm, Variante SW in Tabelle 2).

Abbildung 4 zeigt die Monatssummen der Sickerwassermenge, simuliert mit der oben beschriebenen Parametrisierung (strichliert, Dreiecke) und anhand der auf die gemessene Sickerwassermenge abgestimmten Parameter (grau, Rauten) im Vergleich zur gemessenen Sickerwassermenge (schwarz, durchgezogen, Rauten). Während nach Abstimmung auf die Sickerwassermenge die Übereinstimmung der Simulation mit der Messung recht gut ist (kalibriert), ergeben sich bei der Simulation anhand der allgemeinen Informationen deutliche Unterschiede. Eine Systematik der Abweichungen zur Messung bzw. zur kalibrierten Simulation ist nicht zu erkennen; je nach Anbauform und Bodenspeicherung ergeben sich jeweils Über- und Unterschätzungen in den monatlichen Sickerwassermengen.

In Tabelle 4 sind schließlich die Ergebnisse der Sickerwassermenge aus den einzelnen Simulationen auf Jahresbasis den Messungen gegenübergestellt. Im 5-jährigen Mittel ist die auf die Bodenfeuchte abgestimmte Simulation ähnlich der Messung, die auf Sickerwasser abgestimmte Simulation

Tabelle 3: Bodenphysikalische Parameter Feldkapazität (FK), Gesamtporenvolumen (GPV) und permanenter Welkepunkt (PWP), die gesättigte Leitfähigkeiten $ksat$ sowie die Mualem-Van Genuchten Parameter α und n , hergeleitet aus den Boden Grundparametern und AG BODEN (1994).

| Tiefe (cm) | Abk. AG Boden | Humus-Klasse | GA-Klasse | FK | GPV | PWP | α | n | $ksat$ (m/s) |
|------------|---------------|--------------|-----------|------|------|------|----------|------|---------------------|
| 0-20 | Slu | h3 | G0 | 0.38 | 0.46 | 0.15 | 0.015 | 1.7 | $1.3 \cdot 10^{-6}$ |
| 20-80 | Ls2 | h2 | G0 | 0.36 | 0.44 | 0.2 | 0.025 | 1.55 | $2.3 \cdot 10^{-6}$ |
| 80-110 | Lt2 | h1 | G0 | 0.4 | 0.45 | 0.25 | 0.02 | 1.5 | $1.0 \cdot 10^{-6}$ |
| > 110 | Schotter | | | | | | | | |

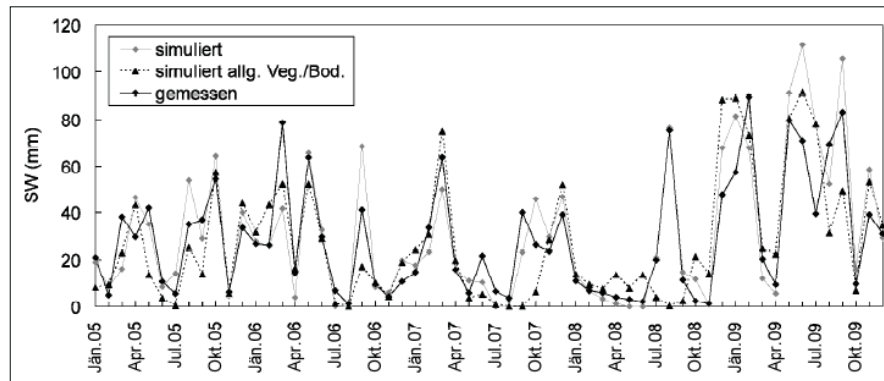


Abbildung 4: Monatssummen der anhand der allgemeinen Parametrisierung simulierten Sickerwassermenge (strichliert, Dreiecke), der Simulation anhand der auf die gemessene Sickerwassermenge abgestimmten Parameter (grau, Rauten) sowie der am Lysimeter gemessenen Sickerwassermenge (schwarz, durchgezogene, Rauten).

Tabelle 4: Zusammenstellung der jährlichen Sickerwassersummen aus den einzelnen Berechnungen („SW“: auf die Sickerwassermenge abgestimmt; „Bf“: auf die Bodenfeuchte abgestimmt). Zum Vergleich ist auch der Niederschlag aufgelistet.

| Jahr | gemessen | simuliert „SW“ | simuliert „Bf“ | simuliert allg. Info. | Niederschlag |
|--------|----------|----------------|----------------|-----------------------|--------------|
| 2005 | 319 | 340 | 321 | 248 | 879 |
| 2006 | 313 | 301 | 263 | 276 | 833 |
| 2007 | 296 | 274 | 241 | 246 | 892 |
| 2008 | 192 | 218 | 185 | 197 | 893 |
| 2009 | 601 | 709 | 693 | 634 | 1360 |
| Mittel | 344 | 368 | 341 | 320 | 971 |

überschätzt die Messung leicht, was in erster Linie an einer Überschätzung in den äußerst nassen Monaten Juni und Juli 2009 liegt (vgl. *Abbildung 4*). Die anhand der allgemeinen Informationen durchgeführte Simulation ergibt im Mittel die geringsten Werte. Alle Ergebnisse schwanken allerdings nur in einem Bereich von ± 24 mm/Jahr um die gemessene Sickerwassermenge (rd. 7 %).

Diskussion und Schlussfolgerungen

Ziel dieser Arbeit war die Anwendung des häufig verwendeten Modells MIKE SHE am Lysimeterstandort Wagna in

der Südsteiermark. Parametrisiert wurde das Modell anhand der umfangreich vorhandenen Daten zur Bewirtschaftung (Fruchtfolge) und Bodenphysik, und die Modellergebnisse wurden anhand der Bodenfeuchte in verschiedenen Bodentiefen und der Sickerwassermenge getestet. Generell zeigte sich, dass die gemessene Bodenfeuchtedynamik anhand der verfügbaren bodenphysikalischen Parameter sehr gut wieder gegeben werden konnte. Vor allem für die obere Feinbodenzone sind die Ergebnisse konsistent und können als recht zuverlässig angesehen werden. Für den Schotteruntergrund musste bei der Parametrisierung von einer großen Bandbreite der Parameter ausgegangen werden. Es zeigte sich, dass es mit dem Modell unter Verwendung eines einzigen Parametersatzes im Schotteruntergrund nicht möglich war, beide Anpassungskriterien gleichzeitig zu erfüllen. Der Parameter α zum Beispiel musste bei Verwendung der Zielgröße Bodenfeuchte an der oberen Grenze gewählt werden, hingegen bei der Zielgröße Sickerwassermenge an der unteren Grenze. Ein höheres α bewirkt in den Simulationen eine höhere zeitliche Dynamik in der Bodenfeuchte, also eine höhere Bodenspeicherung, was mit den Messungen konsistent ist, allerdings auch eine verzögerte und gedämpfte Reaktion des Sickerwassers, was mit den Messungen am Lysimeter nicht übereinstimmt. Die Notwendigkeit der Veränderung der Parameter je nach Zielgröße deutet darauf hin, dass es sich hier um ein komplexes Porensystem aus mehreren Entwässerungswegen handeln

muss, welche bei unterschiedlichen Feuchtebedingungen unterschiedlich aktiviert werden. Beschreibbar wäre es etwa als ein duales System, bestehend aus einem verzögert wirkenden Matrix- und einem rasch entwässernden Makroporen-System, wie beispielsweise von GERKE und VAN GENUCHTEN (1993) oder von ZURMÜHL und DURNER (1996) beschrieben. Die starke Dynamik des Sickerwassers bei gleichzeitiger Wasserspeicherung im Schotteruntergrund deutet in diese Richtung. Dieses System kann hier anhand der Richards-Gleichung und eines einzigen Parametersatzes für die Mualem-Van-Genuchten Beziehung nicht beschrieben werden. Im Modell bedarf es dafür Erweiterungen, etwa um einen Modul für den Makroporenfluss.

Allerdings können diese Ergebnisse erst erzielt und somit diese Aussagen für ein derartiges System erst getroffen werden, wenn Daten über beide Größen – Bodenfeuchte bzw. volumetrischer Wassergehalt und die Sickerwassermenge – vorhanden sind. Die Unterschiede in der Parametrisierung hier zeigen, dass es nicht ausreicht, die Modellrechnungen etwa anhand der Daten eines „virtuellen“ Lysimeters (von KASTANEK 1995 propagiert und in KASTANEK et al. 2001 diskutiert), bei welchem nur der Bodenwassergehalt gemessen und der Wasserfluss aus der Bodenwasseränderung rückgeschlossen wird, zu testen. Hierzu ist ein Lysimeter notwendig, an welchem beide Größen unabhängig gemessen werden.

Der Test wurde durchgeführt auf der Punktskala. Für regionale Studien, für welche derartige Modelle häufig eingesetzt werden, sind selten flächenhafte Daten über Fruchtfolge oder Bodenphysik vorhanden. Zusätzlich wurden daher Vergleichsrechnungen mit Parametern durchgeführt, die aus allgemein verfügbaren Informationen, wie Bodenkarten, oder aus der Literatur abgeleitet werden können. Die Ergebnisse zeigen, dass die Bilanz über einen längeren Zeitraum zufriedenstellend wieder gegeben werden kann, d.h. dass die Größenordnung der Sickerwassermenge abschätzbar ist. Bei genauerer Betrachtung einzelner Perioden ist jedoch erkennbar, dass die Dynamik nicht entsprechend abgebildet werden kann.

Literatur

- ABBOTT, M.B., J.C. BATHURST, J.A. CUNGE, P.E. O'CONNELL and J. RASMUSSEN, 1986: An introduction to the European Hydrological System – Systèmes Hydrologiques Européens, SHE, 2: Structure of a physically-based, distributed modelling system. *J. Hydrol.*, 87, 61-77.
- AG BODEN, 1994: Bodenkundliche Kartieranleitung. - 4. Auflage; Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und geologische Landesämter der Bundesrepublik Deutschland, Hannover.
- ALLEN, R., L.S. PEREIRA, D. RAES and M. SMITH, 1998: Crop evapotranspiration – Guidelines for computing water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper, 56, Rome, 300 S.
- FANK, J. and G. VON UNOLD, 2007: High-precision weighable field Lysimeter – a tool to measure water and solute balance parameters. *International Water & Irrigation*, Vol. 27, No. 3, 28-32, Tel Aviv.
- FEICHTINGER, F., 1998: STOTRASIM - Ein Modell zur Simulation der Stickstoffdynamik in der ungesättigten Zone eines Ackersandortes. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Nr. 7, Wien.
- GERKE, H. and M. VAN GENUCHTEN, 1993: A Dual-Porosity Model for Simulating the Preferential Movement of Water and Solutes in Structured Porous Media, *Water Resour. Res.*, 29(2), 305-319.
- KASTANEK, F., 1995: Kritische Bemerkungen zur Verwendung von Lysimetern. Bericht über die 5. Lysimetertagung „Stofftransport und Stoffbilanz in der ungesättigten Zone“ am 25. u. 26. April 1995, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, 93-102.
- KASTANEK, F., A. ZARTL and P. CEPUDER, 2001: Prinzip und Praxis des virtuellen Lysimeters. Bericht über die 9. Lysimetertagung „Gebietsbilanzen bei unterschiedlicher Landnutzung“ am 24. und 25. April 2001, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, 17-22.
- KRISTENSEN, K. J. and S.E. JENSEN, 1975: A model for estimating actual evapotranspiration from potential evapotranspiration. *Royal Veterinary and Agricultural University, Nordic Hydrology*, 6, 170-188.
- REFSGAARD, J.C. and B. STORM, 1995: MIKE SHE. In: *Computer Models of Watershed Hydrology*, Singh, V.P., Ed., Water Resources Publications, Colorado, USA, 809-846.
- ZURMÜHL, T. and W. DURNER, 1996: Modeling Transient Water and Solute Transport in a Biporous Soil, *Water Resour. Res.*, 32(4), 819-829.

Management, Kontrolle und Auswertung von Präzisionslysimeterdaten

Gerhard Rock^{1*}, Markus Plieschnegger¹ und Johann Fank¹

Zusammenfassung

In den letzten Jahren führte die Entwicklung in der Lysimetertechnik zu einer extremen Zunahme von Messdaten aus Lysimeteranlagen. Neue Erkenntnisse können aber nur gewonnen werden, wenn das Management, die Überprüfung und Auswertung dieser Daten durch entsprechende Werkzeuge unterstützt werden. An der Joanneum Research Forschungsgesellschaft mbH. wurde im Zuge des Betriebs der Lysimeteranlage in Wagna (Steiermark) eine Datenbanklösung samt Software entwickelt. Im vorliegenden Artikel werden die Besonderheiten der entstandenen Lösung im Überblick vorgestellt. Die allgemeinen Arbeitsschritte Datenimport, Visualisierung und Kontrolle, Datenkorrektur und Exportmöglichkeiten werden aus benutzerspezifischer Sicht vorgestellt. Die speziellen Auswertungswerkzeuge für die Wasserbilanzerstellung und die Berechnung der Gras-Referenzverdunstung werden detaillierter besprochen.

Summary

During the last years new developments in the field of lysimeter technics result in a sharp increase of measured data. New scientific findings can only be obtained if specific tools support the management, evaluation and analysis of this huge amount of data. Handling the data of the lysimeter station in Wagna (Styria) leads to the development of software applications based on database technics by Joanneum Research. The current article gives a short overview of the special features of this software solution. The general working steps like import of data, visualization and evaluation, correction and export of data are explained from user perspective. The special tools for calculation of the water balance and grass-reference evapotranspiration are discussed in a more detailed way.

Einleitung

In den letzten Jahren führte die Entwicklung in der Lysimetertechnik in Verbindung mit der Sensortechnik samt Datenlogger mit Fernübertragung zu einer extremen Zunahme von Messdaten aus Lysimeteranlagen. Aber auch die besten Messdaten mit sehr kurzen Aufzeichnungsintervallen können nur dann sinnvoll verwendet und interpretiert werden, wenn ihr Management, ihre Überprüfung und Auswertung durch entsprechende Werkzeuge unterstützt werden.

In Wagna (Steiermark, Österreich) wurden 2004 zwei wägbare, monolithische Präzisionslysimeter für den Vergleich des Stoffeintrages in das Grundwasser von konventioneller und biologisch-organischer Landwirtschaft errichtet. Die Versuchsanlage wurde 2006 durch ein weiteres wägbares Lysimeter zur Ermittlung der Wasserbilanzparameter unter Wiese ergänzt (FANK und von UNOLD 2007). Die Gewinnung der Daten dient vor allem der Evaluierung der Wasserhaushalts- und Stofftransportmodellierung. Der enorm große Datenanfall machte es notwendig, ein effizientes Datenmanagementsystem zu erstellen, um eine kontinuierliche Überwachung und Auswertung der gewonnenen Daten zu ermöglichen. Im Zuge des Betriebs der Anlage wurde ein datenbankorientiertes Datenverwaltungssystem mit integrierten Visualisierungs-, Editier- und Auswertungswerkzeugen für Präzisionslysimeterdaten entwickelt. Wesentlichster Bestandteil dieses Managementsystems ist eine Zeitreihendatenbank, in der alle zeitabhängigen Daten erfasst, strukturiert verwaltet, visualisiert, korrigiert und

ausgewertet werden. Der Aufbau der Datenbank, sowie das Auswertekonzept wurde bereits bei der internationalen Konferenz „Monitoring- Modellierung-Management“ 2007 in Graz vorgestellt und in ROCK G. und J. FANK (2007) veröffentlicht.

Im vorliegenden Beitrag wird nach einem kurzen Überblick über den Aufbau und die Struktur der Zeitreihendatenbank versucht die Anwendungsmöglichkeiten dieser Software beim praktischen Arbeiten anhand der in Wagna aufgezeichneten Daten zu thematisieren und die speziell für Lysimeterdaten entwickelten Auswertewerkzeuge vorzustellen.

Methoden

Die notwendigen Funktionalitäten beim Arbeiten mit den hochaufgelösten Daten aus Präzisionslysimetern sind vielfältig und mit den Standardsoftwareprodukten schwer durchführbar. Für das Datenmanagement an der Forschungsstation Wagna wird zusätzlich zur EDV-Struktur für die Erfassung und primären Speicherung der Daten an der Messstation für die Korrektur und Auswertung der enorm großen Datenmengen eine speziell für Zeitreihen entwickelte Datenbank samt Software eingesetzt und laufend weiterentwickelt. Diese Zeitreihendatenbank wird ausschließlich über eine dafür entwickelte Anwendung bedient, sodass der Benutzer kaum Kenntnisse über das Datenbanksystem benötigt.

Die Primärdaten, die in den von Datenloggern erstellten Dateien in unterschiedlichen Datenformaten vorliegen, müssen

¹ Joanneum Research, Institut für Wasser, Energie und Nachhaltigkeit, Wasser Ressourcen Management, Elisabethstraße 16/II, A-8010 GRAZ

* Ansprechpartner: Ing. Gerhard Rock, gerhard.rock@joanneum.at

laufend in die Datenbank importiert und kontrolliert werden. Beim Importvorgang werden die Daten der einzelnen Datenkanäle entsprechend der in der Datenbank definierten Struktur mit minimalem Eingriff des Benutzers in die Datenbank übertragen. Während des Importvorganges erfolgt bereits die erste Plausibilitätskontrolle der Daten, Werte außerhalb des definierten Gültigkeitsbereiches werden erst gar nicht in der Datenbank übernommen. Nach dem Import der unterschiedlichen Daten ist eine visuelle Kontrolle der Daten, zumindest stichprobenweise notwendig. Dadurch können nicht nur Probleme bei der Datenübertragung und dem Datenimport in die Datenbank, sondern auch Probleme der Messung selbst frühzeitig erkannt und ohne längeren Datenausfall behoben werden. Der nächste Schritt ist die Datenkorrektur. Auch bei einwandfreier Funktion aller Sensoren sind manuelle Korrekturen notwendig. Dabei ist besonders die lückenlose Kontrolle und Korrektur der Lysimetergewichtungsdaten hervorzuheben. Jede Störung der Gewichtsmessung von außen, wie das Überqueren des Lysimeters von Tieren oder Menschen, sowie die Auswirkungen aller Bewirtschaftungsmaßnahmen (Wartung, pflügen, düngen, ernten etc.), müssen korrigiert werden. Auch die Ganglinie der Sickerwasserwaage ist wegen der Ereignisse von Entleerung, Probenahmen und eventueller Störungen durch menschlichen Einfluss zu korrigieren. Nach der Korrektur der Daten stehen die Zeitreihen für Auswertungen zur Verfügung. In das System integrierte Auswertefunktionen für Standardaufgaben erleichtern das Arbeiten und sparen wertvolle Zeit. Für spezielle Analysen der Daten sind Exportfunktionen in Standarddatenformate (z.B. als Excel-Datei) unverzichtbar. Für die Ermittlung der Wasserbilanz aus den Wiegedaten sowie zur Berechnung der Referenzverdunstung wurden spezielle Module in die Datenbanksoftware integriert.

Daten-Management (Zeitreihendatenbank)

Am Institut für Wasser, Energie und Nachhaltigkeit der Joanneum Research wurde eine Datenbank für die flexible Speicherung von zeitabhängigen Daten entwickelt,

welche nicht nur für die Anwendung im Zusammenhang mit Lysimetern geeignet ist, sondern auch als Basis für ein regionales Informationssystem oder die Verwaltung von Messdaten regional verteilter Messstationen einsetzbar ist. Ist die Struktur der Datenbank einmal definiert, sind Änderungen der Benutzer keine Kenntnisse über das Datenbanksystem (derzeit MS-Access) mehr notwendig. Die entwickelte Software bietet dem Benutzer benutzerfreundliche Methoden für den Import der Daten, deren Visualisierung, Kontrolle, sowie eine Vielzahl an Auswertemodulen. Die wichtigsten Module der Zeitreihenbank in Bezug auf die Anwendung für Lysimeterdaten sind in *Abbildung 1* dargestellt. Die Datenbank erlaubt es, die Daten als hierarchische Struktur zu organisieren. Jeder "DB-Wert" (Messwert) gehört zu einer „DB-Variante“, jede Variante ist verlinkt mit einem "DB-Parameter", jeder "DB-Parameter" mit einer "DB-Station". Beim Einrichten der Datenbank werden die unterschiedlichen Stationsteile (Lysimeter, bodenhydrologisches Messprofil, Wetterstation, etc.) als "DB-Station" und die unterschiedlichen Messparameter und ihre Einbautiefen als "DB-Parameter" definiert. Es ist möglich unterschiedliche Varianten einer Messreihe zu verwalten (z.B. „Primärdaten“, „Manuelle Korrektur“). Eine klare Definition dieser Struktur samt ihren Bezeichnungen ist für den langfristigen Betrieb der Datenbank von entscheidender Bedeutung. Beim Import neuer Daten werden diese grundsätzlich der Variante „Primärdaten“ zugeordnet. Soll eine Datenreihe auch manuell korrigiert werden, werden zunächst alle vorhandenen Werte der Variante „Primärdaten“ in die Variante „Manuelle Korrektur“ kopiert. Die Änderung der Werte erfolgt danach mittels des Editier-Tools „EDIT“. Zusätzlich zur Möglichkeit eine Messreihe als unterschiedliche Varianten zu speichern ist ein Versionsmanagement realisiert. Jede Veränderung einer Messreihe wird als eigene Version gespeichert. Dabei werden nur jene Messwerte gespeichert, die sich verändert haben. Jeder Wert ist also auch einer Version zugeordnet. Bei jeder Änderung der Daten (auch bei Importvorgängen) wird eine neue „DB-Version“ erstellt und der Benutzer, der Zeitpunkt der Erstellung sowie ein vom Benutzer definierter Informationstext als Zusatzinformation

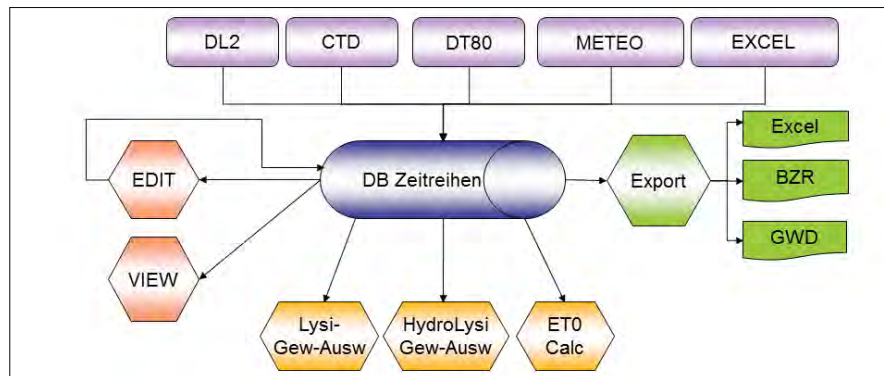


Abbildung 1: Module und Datenflüsse der Zeitreihendatenbank

gespeichert. Auf Grund dieses Versionsmanagements wird die Nachvollziehbarkeit aller vorgenommenen Korrekturen erleichtert. Zusätzlich ist es möglich für jede Station und bei Bedarf auch für einzelne Parameter der Station ein Logbuch mit zu verwalten, in welchem die für die Daten relevanten Ereignisse notiert werden können.

Abbildung 1 zeigt die Basismodule der Zeitreihendatenbank-anwendung und die durch diese verursachten Datenflüsse. Die Importmodule DL2 (Deltalogger), CTD (CTD-Diver Datenlogger), METEO (Meteodat-Logger der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG)), DT80 (DT80-Logger) und Excel (für Qualitätsdaten) lesen die Messwerte aus den spezifischen Primärdateien und transferieren die Werte in die Datenbank (siehe Kapitel Daten-Import). Die Module „VIEW“ und „EDIT“ dienen zur Visualisierung der Zeitreihen und bieten eine Reihe von allgemeinen Zeitreihenauswertefunktionen. Mittels „EDIT“ können Korrekturen der Messdaten vorgenommen werden (siehe Kapitel Daten-Visualisierung und -Korrektur). Die veränderten Werte werden unter einer neuen Version in der Datenbank gespeichert und können später wieder rückgängig gemacht werden. Mittels des Exportmoduls können Zeitreihen als Excel-Dateien oder in den speziellen Zeitreihenformaten „BZR“ (Binäres Zeitreihen-Format) oder „GWD“ (simples ASCII-Format) exportiert werden. Beim Exportvorgang kann bereits eine Reihe von Umrechnungen, wie etwa Mittel- oder Summenwerte für unterschiedliche Zeitintervalle (Tag, Monat, Jahr) vorgenommen werden. Zusätzlich existieren für Lysimeter spezifische Auswertemodule, wie die Lysimeter-Gewichtsauswertung (Lysi-Gew-Ausw), und die spezielle Gewichtsauswertung für Hydrolysometer (HydroLysi Gew-Ausw) sowie ein Modul zur Berechnung der Gras-Referenzverdunstung (ET_c Calc), die im Kapitel Auswertemodule im Detail beschrieben werden.

Zur Speicherung der Analysenergebnisse isotopenhydrologischer und hydrochemischer Untersuchungen ist eine spezielle Datenstruktur implementiert, die es erlaubt, einzelne Parameter als Zeitreihe zu behandeln, aber trotzdem den Zusammenhang zwischen Probe, Analyse und Analysewerten zu erhalten und anzuzeigen.

Daten-Import

Die Daten liegen zunächst in den von Datenloggern erstellten Dateien in unterschiedlichen Datenformaten vor. Der Import der Daten erfolgt mittels spezieller Importmodule. Diese lesen die Daten aus der vom Datenlogger erstellten Datei im jeweiligen Datenlogger-Format und speichern die Daten in die Zeitreihendatenbank. In Wagna sind die DL2-Logger, DT80-Logger, CTD-Diver-Logger sowie der spezielle Meteodat-Logger der ZAMG im Einsatz. Zusätzlich werden die Wiegedaten der Lysimeter direkt im CSV-Format (Excel-ASCII-Format) gespeichert. Die Daten der unterschiedlichen Wasseranalysen werden als Excel-Tabellen aufbereitet. Als Beispiel sind in *Abbildung 2* die Elemente und der Datenfluss für das Importmodul „DT80“ dargestellt. Die Zuordnung der Daten (Datenkanäle des Datenloggers zu Station und Parameter in der Datenbank) erfolgt mittels Konfigurationsdateien. In den Konfigurationsdateien werden auch die minimal und maximal zulässigen Werte für die einzelnen Parameter definiert. Werte außerhalb des gültigen Bereichs werden ebenso wie bereits vom Datenlogger als ungültig markierte Werte nicht in die Datenbank übernommen. Damit erspart sich der Benutzer die manuelle Korrektur dieser Daten. Der Importvorgang reduziert sich dabei für den Benutzer auf das Ziehen (mit der Maus) der Importdatei auf ein vorbereitetes Symbol (Icon) am Desktop. Jeder Importvorgang wird samt eventuell aufgetretenen Problemen in einer LOG-Datei protokolliert, kann daher jederzeit auch viel später nachvollzogen werden. Trotzdem sollte die unmittelbare visuelle Kontrolle der neu importierten Daten zumindest stichprobenweise erfolgen. Durch diese visuelle Kontrolle können auch Probleme bei der Messung selbst frühzeitig erkannt und behoben werden.

Daten-Visualisierung und -Korrektur

Für die Kontrolle und eventuell notwendige Korrektur der Werte wurden die Zeitreihenmodule „VIEW“ und „EDIT“ entwickelt. Die Visualisierungsfunktionen dieser beiden Module sind praktisch ident, mit dem Edit-Modul können aber auch Werte verändert werden. Das Modul bietet vielfäl-

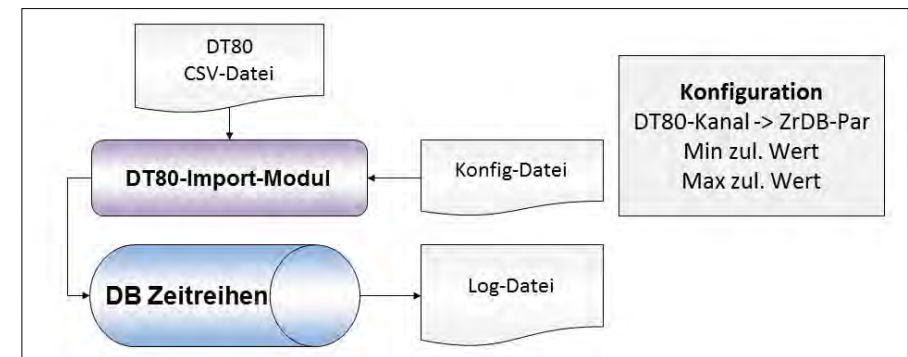


Abbildung 2: Elemente und Datenfluss des Importmoduls „DT80“

tige Möglichkeiten bei der Visualisierung und Kontrolle der Daten (siehe Beispiele in *Abbildung 4* und *6*). Das Modul ermöglicht die gleichzeitige Darstellung mehrerer Zeitreihen. Es stehen dafür zwei Skalen (links/rechts) zur Verfügung. Formatierungsmöglichkeiten wie Linienfarbe, Strichstärke und Markierungssymbole der Messwerte erleichtern die Bearbeitung der Daten. Die Formatierungsmöglichkeiten der Reihen, Skalen, Titel und Legenden ermöglichen eine ansprechende Darstellung der Daten. Jede Darstellung kann auch gedruckt oder als Bitmap-Datei exportiert werden. Große Vorteile ermöglichen die vielfältigen Zoom-Funktionen. Zusätzlich zu den Standardmöglichkeiten wie Zoom-In/Out und verschieben des Zoom-Bereichs kann auch tag-, monats- oder jahresweises Blättern verwendet werden, was bei der Datenkontrolle von entscheidendem Vorteil ist. Geändert werden kann in einer Werteliste sowie mittels Maus in der Grafik. Für größere Änderungen sind die grafischen Änderungsfunktionen vorgesehen. Beim Ändern werden zuerst die betroffenen Werte selektiert und danach eine der Änderungsfunktionen auf die selektierten Daten angewendet. Die Selektion kann dabei über die Werteliste, mittels Maus in der Grafik oder über eine Abfrage erfolgen. Die selektierten Werte werden in der Farbe Magenta markiert. Bei Bedarf können vor Anwendung der Änderungsfunktion auf idente Weise auch wieder Werte deselektiert werden. Mittels der Änderungsfunktion können die selektierten Werte auf einen fixen Wert gesetzt, um einen Wert verschoben, mit einem Wert multipliziert, zwischen erstem und letzten Wert linear verzogen oder zwischen den angrenzenden Werten linear interpoliert werden. Die lineare Interpolation wird sehr häufig bei der Korrektur der Lysimetergewichtsganglinien benötigt (z.B. beim Betreten des Lysimeters von Tieren oder Menschen). Zusätzlich können Anpassungen der Zeitpunkte durch definieren der Zeitverschiebung durchgeführt werden (z.B. Korrektur von Sommerzeitverschiebungen). Geänderte Werte werden in roter Farbe dargestellt, was eine gute Kontrolle während des Arbeitsvorganges ermöglicht. Die Originalreihe (Reihe vor Änderung) wird während des gesamten Korrekturvorganges weiter in Grau angezeigt. Wie bereits erwähnt wird jede Änderung mit einer Versionsnummer versehen und kann später jederzeit wieder rückgängig gemacht werden. Für sämtliche Arbeitsschritte wie Visualisierung, Korrektur und Auswertung ist es möglich den Bearbeitungszeitraum

voreinzustellen, was im Umgang mit derartig großen Datenmengen unbedingt notwendig ist. Die Datenreihe mit den Lysimetergewichtsdaten zum Beispiel besteht derzeit aus etwa 2.3 Mio. Werten, die gesamte Datenbank für den Hydrolsimeter enthält zirka 21 Mio. Werte. Diese Datenmengen können ohne die Einschränkung des Bearbeitungszeitraums aus Zeitgründen nicht mehr bearbeitet werden.

Auswertemodule

In der Datenbank können Ergebnis-Zeitreihen „On-the-fly“ aus Messdatenreihen berechnet werden. Als Rechenfunktion stehen Mittelwert- und Summenwertbildungen (für Tages-, Monats- und Jahreswerte, für variable Zeiträume) sowie für die Bildung von Summenkurven zur Verfügung. Alle berechneten Reihen stehen analog der gemessenen Datenreihen für die Visualisierung und Weiterverarbeitung zur Verfügung. Für die Auswertung von Zeitreihen steht eine Reihe von Standardzeitreihenanalysen samt Exportfunktion in weitere Datenformate zur Verfügung. Die verfügbaren Konvertierfunktionen sind Einheitenumrechnung, Mittelwert- und Summenwertbildungen, Bildung von gleitenden Mitteln und Summenkurven. Die Reihen können als Excel-Datei, ASCII-Datei (GWD) oder in eine binäre Datei (BZR) exportiert werden. Das binäre Zeitreihenformat (BZR) wurde speziell für den Datenaustausch mit der Zeitreihendatenbank entwickelt, kann beinahe sämtliche Zusatzinformationen speichern und ist effizient in der Dateigröße und erhöht die Lese- und Schreibgeschwindigkeit. Das bereits erwähnte „EDIT-Tool“ ist auch als Standalone-Modul verfügbar und kann diese BZR-Dateien auch außerhalb der Datenbank effizient weiterverarbeiten. Zur Dokumentation der Daten existieren Module für die Jahresauswertung, die Mehrjahresauswertung und die Erstellung von Jahresreihen (Min., Max. Mittelwerte jeden Tages).

Zur Ermittlung der Wasserbilanz aus den Daten wägbare Lysimeter wurden zwei Spezialauswertungen erstellt. Die Standard-Lysimeter-Gewichtsauswertung ermöglicht die Ermittlung der Wasserbilanz aus den Lysimetergewichts-, Sickerwasser- und Niederschlagsdaten. *Abbildung 3* zeigt das Konzeptdiagramm dieser Auswertung. Die Ausgangsdatenreihen Niederschlag (N), Lysimetergewicht (LG) und Sickerwassergewicht (SW-G) oder alternativ Sickerwasser aus Kippwaage (SW-Kipp) sind die bereits manuell korri-

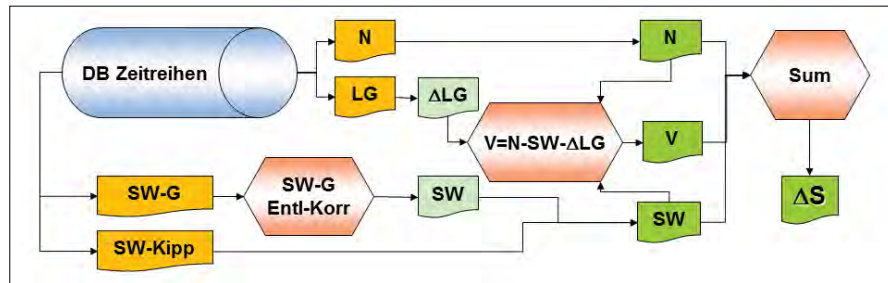


Abbildung 3: Konzeptdiagramm der Standard-Lysimeter-Gewichtsauswertung

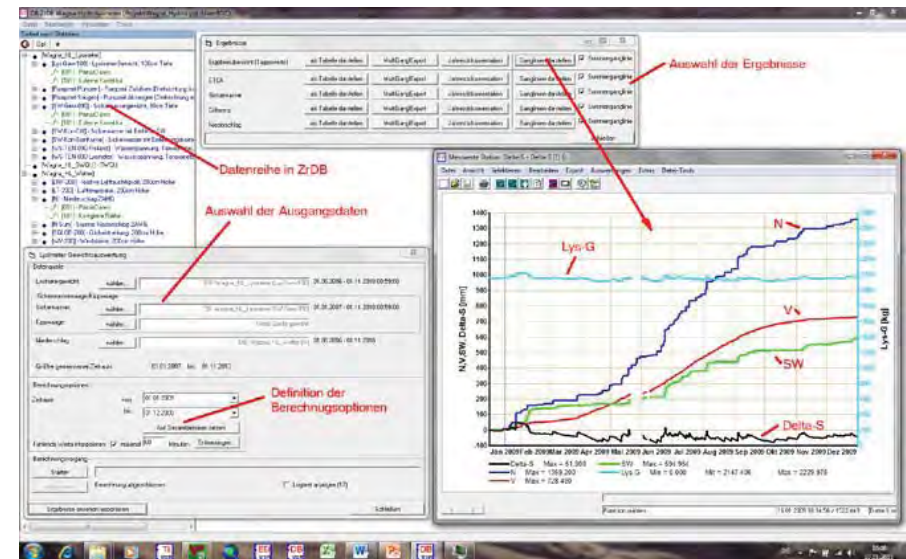


Abbildung 4: Benutzeroberfläche der Standard-Lysimeter-Gewichtsauswertung

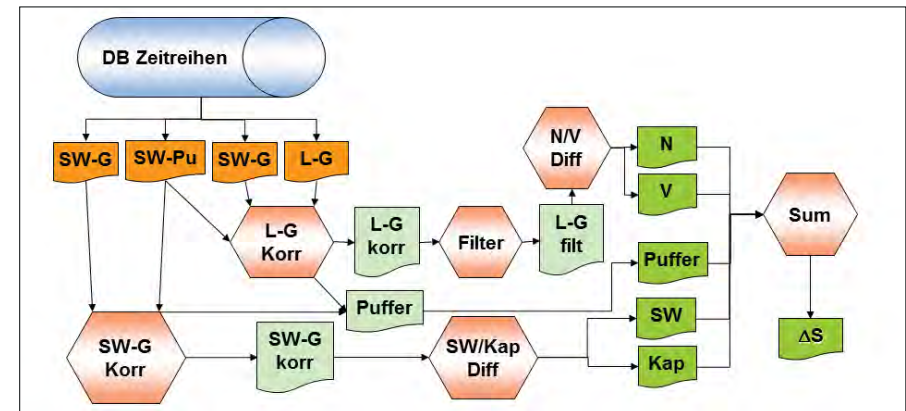


Abbildung 5: Konzeptdiagramm der Hydro-Lysimeter-Gewichtsauswertung

gierten Reihen und werden direkt aus der Zeitreihendatenbank geladen. Bei Verwendung des Sickerwassergewichtes, wird automatisch die Entleerungskorrektur durchgeführt. Dabei werden die Entleerung des Behälters, sowie weitere definierte Entnahmen (z.B. Probenahmen) korrigiert. Aus den Differenzen des Lysimetergewichtes (ΔLG), des Sickerwassers und des Niederschlages wird entsprechend der Formel im Diagramm für jeden Tag die Verdunstung errechnet.

Die Summierung dieser Parameter ergibt die Änderung der im Lysimeter gespeicherten Wassermenge [ΔS]. Die wichtigsten Elemente der zugehörigen Benutzeroberfläche sind in *Abbildung 4* dargestellt. Die Berechnung wird direkt in der Hauptanwendung der Zeitreihendatenbanksoftware „ZrDB“ als Methode einer DB-Station (Stationstyp Lysimeter) gestartet. Alle benötigten Parameter, die an der Station definiert sind, werden seitens der Software bereits

vorausgewählt. Die verwendete Niederschlagsdatenreihe wird in der Praxis aus einer Wetterstation manuell ausgewählt. Jede benötigte Datenreihe kann auch aus externen Dateien im BZR-Format oder aus einer separaten Zeitreihendatenbank gewählt werden. Der Berechnungszeitraum wird aus der Hauptanwendung übernommen, kann aber beliebig verändert werden. Die Berechnung von langen Zeiträumen führt sowohl beim Laden der Daten, als auch bei der Berechnung zu langen Wartezeiten. Mittels der Schaltfläche „Entleerungen“ können die Definitionen für die Entleerungskorrektur eingestellt werden. Diese werden in einer eigenen Datei gespeichert und standardmäßig für zukünftige Berechnungen verwendet. Während der Berechnung (Schaltfläche „Starten“) werden Hinweise auf fehlende Daten und sonstige Hinweise auf eine Logdatei gespeichert und können danach angezeigt werden. Das Formular für die Auswahl der Ergebnisse ermöglicht die detaillierte Visualisierung und den Export auch von Zwischenergebnissen der Berechnung. Die Ergebnisse können als Tabelle oder mittels des „EDIT-Tools“ als grafische Reihe angezeigt werden. Dabei ist wählbar, ob die Ganglinien als Summen- oder als Wertereihen dargestellt werden. In *Abbildung 4* wurde beispielhaft die Gangliniendarstellung als Ergebnisübersicht in Form von Summenganglinien gewählt (Schaltfläche „Ganglinien darstellen“). Für die Auswertung von Hydro-Lysimeterdaten wurde ein spezielles Verfahren zur Wasserbilanzberechnung entwickelt. Es benötigt keine Niederschlagsdaten, sondern nutzt die gespeicherten Pumpzeiten zusammen mit dem Sickerwassergewicht und dem Lysimetergewicht zur

Differenzierung der Bilanzglieder. Das Konzeptdiagramm ist in *Abbildung 5* dargestellt. Das Auswertekonzept ist grundsätzlich einfach. Als erster Schritt erfolgt die Korrektur des Sickerwassergewichts (SW-G) unter Berücksichtigung der Pumpzeiten. Sickerwasseränderung gibt es nur wenn eine der Pumpen in Betrieb ist. Nach der Korrektur wird die Sickerwassergewichtsganglinie (SW-G Korr) in Sickerwasser (steigendes Gewicht) und kapillaren Aufstieg (fallendes Gewicht) getrennt. Die Korrektur des Lysimetergewichts (L-G) ist etwas komplexer. Bei der Korrektur werden alle Differenzen des Lysimetergewichts ignoriert, die während des Pumpbetriebs aufgetreten sind. Die Differenz zwischen der Lysimetergewichtsänderung und der Sickerwasseränderung während des Pumpbetriebs wird in einer eigenen Ganglinie gespeichert, die Puffer genannt wird. Dieser Wert ist also ein Summenwert für alle Effekte, die einen Unterschied zwischen Lysimetergewichts- und Sickerwassergewichtsänderungen während des Pumpbetriebs verursachen können. In der Praxis sind das sowohl die verbleibenden Wasseranteile in den Leitungen, Messungenauigkeiten, leider aber auch Niederschlag und Verdunstung während des Pumpbetriebs. Nach der Korrektur (L-G Korr) wird die Lysimetergewichtsganglinie noch gefiltert, um ein eventuelles Rauschen der Gewichtsmessung zu entfernen. Durch Trennung der gefilterten Lysimetergewichtsganglinie (L-G filt) erhält man den Niederschlag (steigendes Gewicht) und die Verdunstung (fallendes Gewicht). Durch Summierung der Bilanzglieder erhält man wieder die Änderung des im Lysimeter gespeicherten Wasservolumens.

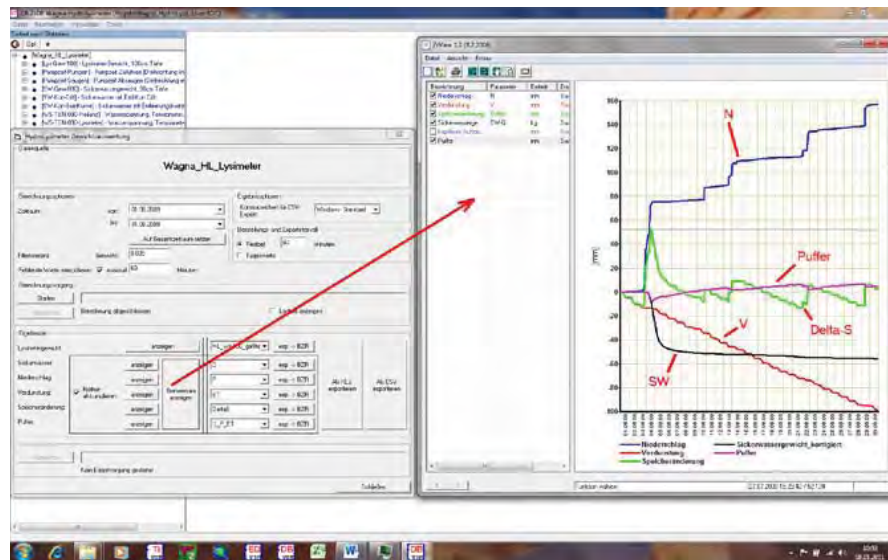


Abbildung 6: Benutzeroberfläche der Hydro-Lysimeter-Gewichtsauswertung

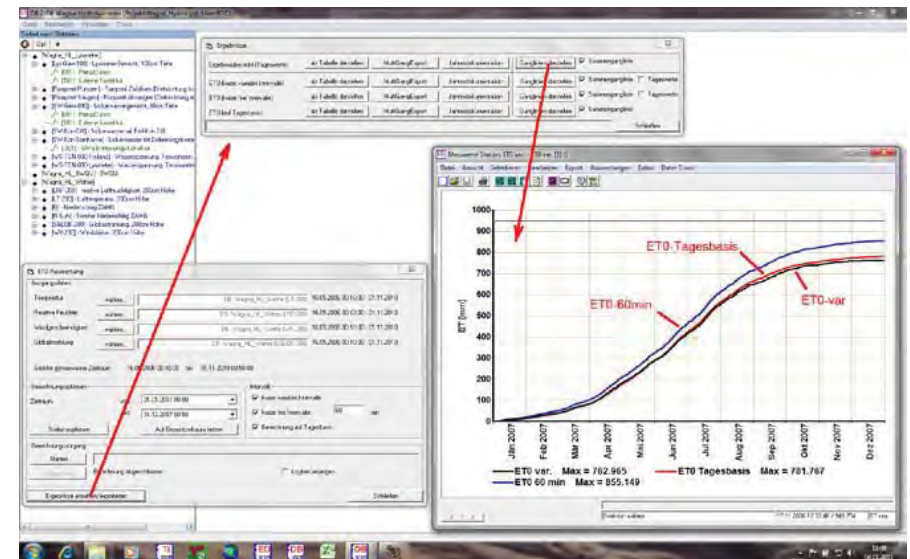


Abbildung 7: Benutzeroberfläche für die Berechnung der Grasreferenzverdunstung

Die Benutzeroberfläche der Hydro-Lysimeter-Gewichtsauswertung ist in *Abbildung 6* dargestellt. Gestartet wird sie direkt als Kontextmenü-Funktion der betroffenen DB-Station (hier „Wagna_HL_Lysimeter“). Beim Start der Auswertung werden die notwendigen Daten aus der Datenbank geladen. Zusätzlich zum Berechnungszeitraum können noch die Toleranz für die Filterung des Lysimetergewichtes, sowie einige Einstellungen für Export und Darstellung der Ergebnisse vorgenommen werden. Probleme bei der Berechnung werden protokolliert. Nach erfolgter Berechnung können die einzelnen Bilanzglieder separat oder gemeinsam als Werte- oder Summenreihe samt Zwischenergebnissen dargestellt und exportiert werden.

Eine weitere Spezialauswertung ist die Berechnung der Gras-Referenzverdunstung (ET₀; FANK 2007) nach der FAO - Penman Monteith Gleichung (ALLEN et al. 1998). Das realisierte Modul erlaubt die Berechnung der Referenzverdunstung für kurve variable, kurze fixe Intervalle sowie auch auf Tagesbasis. Die Benutzeroberfläche ist an die bereits vorgestellten Auswertungen angeglichen und ist in *Abbildung 7* dargestellt. Die benötigten Eingangsdaten werden wieder direkt aus der Zeitreihendatenbank geladen. Zusätzlich zum Berechnungszeitraum können die gewünschten Berechnungsintervalle gewählt werden. Im gewählten Beispiel wurde die Berechnung für alle Intervallarten gewählt, das fixe Intervall beträgt 60min. Zusätzlich zu den Eingangsdaten (Temperatur, relative Feuchte, Windgeschwindigkeit und Globalstrahlung) werden für die Berechnung noch stationsspezifische Daten, wie Messhöhe der Windgeschwindigkeit, Seehöhe der Station, Geogr. Länge und Breite benötigt, die ebenfalls direkt in der Da-

tenbank abgespeichert sind. Die Ergebnisse können für jedes Berechnungsintervall getrennt oder als Ergebnisübersicht sowohl in Tabellenform als auch als Ganglinien dargestellt werden. Die Darstellung ist sowohl als Wertereihen sowie auch als Summenkurven möglich. Zusätzlich ist der Export der berechneten Reihen nach Excel und die Durchführung der Standardjahresauswertung möglich.

Schlussfolgerungen

Um die enorm großen Datenmengen, die beim Betrieb komplexer Lysimeteranlagen wie jener in Wagna gemessen werden, managen und auswerten zu können ist es notwendig spezielle, für diese Zwecke optimierte, Software einzusetzen. Die dadurch erreichbaren Erleichterungen im Umgang mit den gemessenen Daten helfen Probleme bei der Datengewinnung schneller zu erkennen und Arbeitszeit für die Datenpflege einzusparen um diese für die Auswertung besser einsetzen zu können. Durch die Möglichkeit der Visualisierung auch längerer Messreihen mit kleinen Messintervallen mit den Möglichkeiten des Zooming auch auf kleinste Zeiträume kann das Verständnis über die Zusammenhänge der gemessenen Parameter erhöht werden. Trotz der realisierten Softwareunterstützung darf aber der Aufwand für das Datenmanagement beim Betrieb komplexer Lysimeteranlagen wie in Wagna nicht unterschätzt werden.

Literatur

ALLEN, R.G., L.S. PEREIRA, D. RAES und M. SMITH, 1998: Crop Evapotranspiration (guidelines for computing crop water requirements). FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56, 300 S.

- FANK, J., 2007: Die Gras-Referenzverdunstung: Berechnungsergebnisse in Abhängigkeit von Messgeräten und Messintervall. Bericht zur 12. Gumpensteiner Lysimetertagung „Lysimetrie im Konnex zu nationalen und internationalen Regelwerken“, 19.-20. April 2007, 53-56 Irdning.
- FANK, J. and G. VON UNOLD, 2007: High-precision weighable field Lysimeter – a tool to measure water and solute balance parameters. *International Water & Irrigation*, Vol. 27, No. 3, 28-32, Tel Aviv.

- ROCK, G. und J. FANK, 2007: Lysimeter – ein Werkzeug zur genauen Erfassung von Wasser- und Stoffkreislaufparametern./3.1. Wägbare monolithische Feldlysimeter in Wagna: Messdatenerfassung und Auswertekonzepte.– In: Fank, J. & Ch. Lanthaler (Hrsg., 2007): Diffuse Einträge in das Grundwasser: Monitoring – Modellierung – Management. *Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Fokus zu erwartender Herausforderungen.– Beiträge z. Hydrogeologie 2007/2008*, 56, (S 102-106), Graz.

Datenmanagement der wägbaren Lysimeter in Groß-Enzersdorf

Reinhard Nolz¹, Gerhard Kammerer¹ und Peter Cepuder¹

Zusammenfassung

Während die konstruktive Anlage der wägbaren Lysimeter in Groß-Enzersdorf seit ihrer Errichtung im Wesentlichen unverändert blieb, wurde das Datenmanagement in den letzten Jahren sukzessive verbessert. Insbesondere die Verkürzung der Messintervalle auf 10 Minuten zog eine Intensivierung aller Prozeduren von der Datenerfassung bis zur Datenauswertung nach sich. Um die Verdunstung mit Hilfe der Wasserbilanzgleichung bestmöglich bestimmen zu können, müssen die erforderlichen Bilanzglieder (Bodenwasser, Sickerwasser, Niederschlag, Bewässerung) möglichst genau und vollständig erfasst werden. Die Messungen werden vor Ort gesichert und auf einen weiteren Server übertragen, wo sie den Benutzern für die Auswertung zur Verfügung stehen. Regelmäßige Kontrollen sollen die Datensicherheit sowie die Datenqualität gewährleisten. Störungen und Ausfälle im laufenden Betrieb sollen möglichst frühzeitig erkannt und behoben werden. Besondere Herausforderungen ergeben sich durch widrige Einflüsse bei der Messung (Wind, Schnee) oder durch Bilanzierungsfehler (Regen, Sickerwasser). Einige Lösungsansätze wurden bereits umgesetzt. Mittelfristig soll die Datenaufbereitung automatisiert werden, um möglichst aktuelle Verdunstungsdaten auf der bereits eingerichteten Homepage veröffentlichten zu können.

Schlagwörter: Datenerfassung, Qualitätskontrollen, Datensicherheit, Kalibrierung, Bilanzierungsfehler

Summary

While the structural facilities of the weighing lysimeters in Groß-Enzersdorf remained substantially unchanged, data management was gradually improved during the past few years. Especially the shortened measuring interval of 10 minutes resulted in intensified routines from data acquisition to data interpretation. In order to determine evapotranspiration by means of the water balance equation, the required parameters (soil water, seepage water, precipitation, irrigation) have to be measured as accurately and completely as possible. The measurements are stored on-site and sent to an additional server, where they are available for users for data interpretation. Periodical checks shall guarantee data safety and data quality. Failures and breakdowns should be recognized and corrected as early as possible during operation. Special challenges arise from adverse influences during the measurement (wind, snow) or from errors in the water balance (rain, seepage water). Several approaches for improvement have been realized yet. In the medium term, data preparation will be automated in order to publish preferably current evapotranspiration data on an already existing homepage.

Keywords: data acquisition, quality control, backup, calibration, water balance error

Einleitung

Die wägbaren Lysimeter in Groß-Enzersdorf wurden 1983 mit dem Ziel errichtet, die Verdunstung an einem für das intensiv landwirtschaftlich genutzte Marchfeld repräsentativen Standort zu messen (NEUWIRTH und MOTTL 1983). Die Anlage wird vom Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft (IHLW) der Universität für Bodenkultur Wien (BOKU) betrieben. Während die konstruktive Anlage seit der Inbetriebnahme im Prinzip unverändert blieb, hat sich das Datenmanagement mit der Zeit grundlegend verändert. Es umfasst alle Prozeduren von der Datenerfassung (Messung, Konvertierung, Mittelung, Speicherung) über die Datenübertragung, Datensicherung und Datenaufbereitung (inklusive Kalibrierung und Filterung) bis zur Datenauswertung (inklusive Plausibilitätskontrolle). All diese Schritte sind von regelmäßigen Kontrollen begleitet, damit aktuelle Anforderungen an Handhabung und

Qualität erfüllt werden. Die Qualitätssicherung umfasst etwa die Kalibrierung des Wiegesystems und der Wippen sowie den Umgang mit Störungen wie z. B. Stromausfällen. Das mittelfristige Entwicklungsziel ist die (teil)automatische Datenverarbeitung und Darstellung aktueller Verdunstungswerte auf einer bereits eingerichteten Homepage.

Um die Verdunstung von der Lysimeteroberfläche zu ermitteln, muss eine einfache Wasserbilanzgleichung gelöst werden:

$$ET = P + I - SW - \Delta W \quad (1)$$

ET... Verdunstung (Evapotranspiration)

P... Niederschlag (Precipitation)

I... Bewässerung (Irrigation)

SW... Sickerwasser (Seepage water)

ΔW... Änderung des Profiwasserinhalts (Change of profile water content)

¹ Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft, Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Universität für Bodenkultur, Muthgasse 18, A-1190 WIEN

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

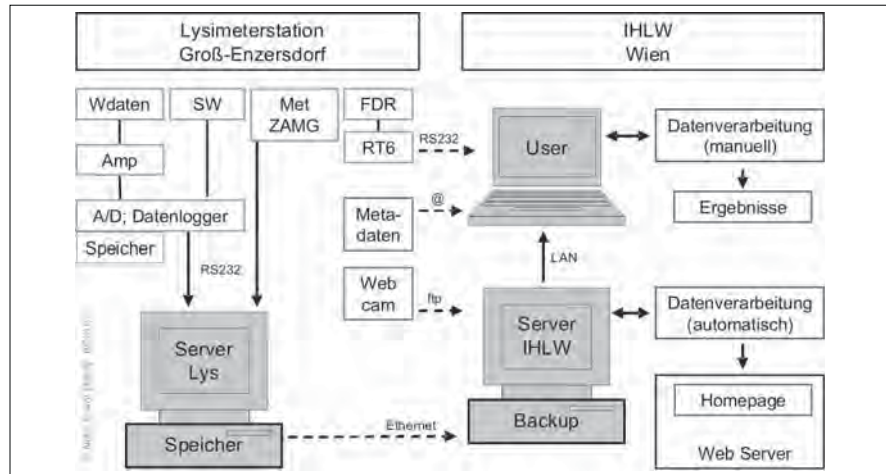


Abbildung 1: Datenübertragung und Datensicherung

Die erforderlichen Niederschlagsdaten stammen von der angeschlossenen Wetterstation der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG); die Bewässerungsgaben sind bekannt. Die Sickerwassermenge wird im Lysimeterkeller erfasst. Die Änderung des Profilwasserinhalts im Lysimeter ergibt sich aus der Wiegedifferenz. Zusätzlich messen Bodenwassersensoren die Änderung des Wasseranteils in mehreren Tiefen des Bodenprofils. Weitere meteorologische Größen wie die Globalstrahlung, die Lufttemperatur, die relative Luftfeuchte, der Luftdruck und die Windgeschwindigkeit werden direkt von der ZAMG-Station übermittelt. Damit kann die standardisierte Referenzverdunstung (ET_{ref}) abgeschätzt werden (WALTER et al. 2005).

Datenerfassung

Im Jahr 1983 wurde nach dem damaligen Stand der Technik ein Lysimeterkeller mit einem Wiegestell für die beiden Lysimeter mit 1,9 m Durchmesser und 2,5 m Tiefe gebaut (NEUWIRTH und MOTTL 1983). Das Wiegesystem besteht aus den beiden Lysimeterbehältern, die über eine mechanische Hebelwaage mit Gegengewicht mit einer Wiegezelle verbunden sind. Das Ausgangssignal der Wiegezelle wird durch einen analogen Trägerfrequenz-Messverstärker (0 bis 10 V) verstärkt und an einen Datenlogger übertragen. Dort wird das Signal mittels A/D-Wandler digitalisiert und sowohl auf einer Speicherkarte als auch auf einem lokalen PC-Server gespeichert (Abbildung 1). Die automatische Ableseung der Wiegedaten erfolgt alle paar Sekunden nach dem Zufallsprinzip. Aus diesen Werten wird ein gleitendes Mittel errechnet und regelmäßig gespeichert. Die Intervalle wurden seit Errichtung der Lysimeteranlage von ursprünglich stündlichen Aufzeichnungen auf 15 Minuten (Oktober 2003) bzw. 10 Minuten (Oktober 2007) verkürzt. Das anfallende Sickerwasser tritt über den freien Auslauf am Behältertiefe-

punkt aus und wird mittels Wippe mengenmäßig erfasst. Die Anzahl der Kippungen wird aufsummiert und analog zu den Wiege-Intervallen auf dem Server gespeichert. Zur Kontrolle und zur Überbrückung von eventuellen Datenlücken wird das Wasser in einem Behälter aufgefangen und die Mengendifferenz wöchentlich gemessen.

Die Wetterdaten werden direkt von der ZAMG-Station übernommen, das Messintervall beträgt eine Minute. Die Daten werden mit dem Zeitstempel des PC-Servers versehen und auf diesem gespeichert. Die Bodenwassermessungen werden in einem getrennten System abgewickelt. In jedem Lysimeter befindet sich eine vertikal abgeteufte Sonde mit 16 Sensoren im Abstand von jeweils 10 cm. Damit kann der Wasseranteil im Bodenprofil bis in eine Tiefe von 160 cm gemessen werden. Die Sonden sind mit einem Logger verbunden, welcher alle 10 Minuten einen Messwert abliest und speichert. Für die Datenauswertung sind zusätzliche Informationen über die Bewirtschaftung der Lysimeter erforderlich, zum Beispiel Daten vom Anbau und der Ernte sowie Informationen über Bewässerungs- und Düngemaßnahmen. Diese Metadaten werden manuell in ein Protokoll eingetragen und anschließend mittels Tabellenkalkulationsprogramm gespeichert. Auch Fotos von der Lysimeterstation können bei der Datenauswertung hilfreich sein. Aus diesem Grund wurde 2009 eine Webcam installiert, welche jede Minute ein Bild liefert. Die Bilder werden direkt an einen PC-Server am Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft (IHLW) gesendet und dort gespeichert.

Datenübertragung, Datensicherung und Datenaufbereitung

Abbildung 1 zeigt schematisch die Übertragung und Sicherung der Daten: Die interne Datenkommunikation im Lysimeterkeller erfolgt über direkte Kabelverbindungen

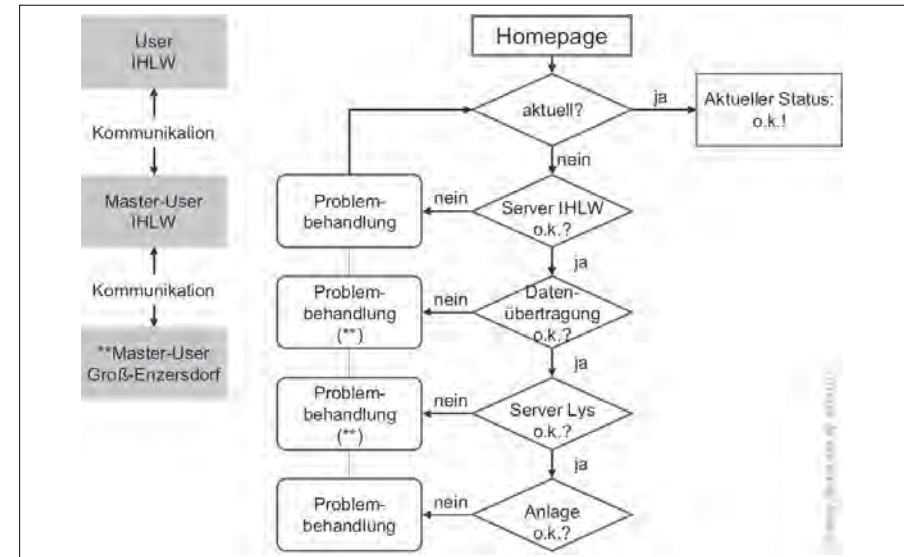


Abbildung 2: Kontrolle der aktuellen Daten über die Homepage und Problemlösungswege

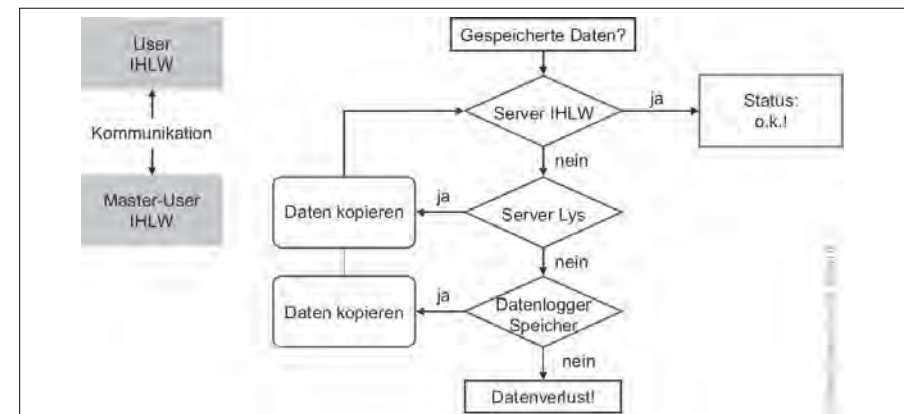


Abbildung 3: Rückgriff auf eine Sicherungskopie bei Datenlücken

oder RS232-Schnittstellen. Die Wiegedaten (Wdaten) und die Sickerwassermengen (SW) werden über einen Datenlogger mit inkludierter Speicherkarte an einen lokalen Server geschickt und dort gespeichert. Die meteorologischen Daten (Met) werden ungefiltert vom Datenlogger der ZAMG übernommen. Der RT6-Logger, auf welchem die Messungen der Bodenwassersensoren (FDR) gespeichert sind, wird monatlich mit einem Notebook ausgelesen. Die

Metadaten werden auf Anfrage per E-Mail gesendet. Die Rohdaten werden vom lokalen Server mittels Ethernet an einen Server am IHLW übermittelt. Die Wetterdaten werden am Server automatisch formatiert und einer groben Plausibilitätskontrolle unterzogen. Die derart gefilterten Messwerte werden sodann für die Visualisierung auf einer bestehenden Homepage vorbereitet. Neben den Echtzeitdaten werden auch Verlaufsdaten, zum Beispiel Regen-Monatssummen,

dargestellt. Außerdem wird das jeweils aktuelle Bild von der Webcam auf den Web-Server übertragen und auf der Homepage gezeigt.

Die anfallenden Daten werden also in mindestens zwei verschiedenen Systemen gespeichert, was die Datensicherheit wesentlich erhöhen soll. Datenausfälle ereignen sich aber trotzdem, wofür es verschiedenste Ursachen geben kann. Um Probleme möglichst rasch erkennen und beheben zu können, sind regelmäßige Kontrollen erforderlich.

Eine Kontrollmöglichkeit ergibt sich durch die Homepage, auf welcher sowohl das Bild der Webcam als auch die Wetterdaten einmal pro Minute aktualisiert werden. Man kann also mit einem Blick auf die Homepage feststellen, ob aktuell Daten aufgezeichnet und übertragen werden. Diese Kontrolle wird von Mitarbeitern des IHLW in der Regel einmal pro Arbeitstag durchgeführt. Falls die Daten nicht aktuell sein sollten, wird der Master-User informiert. In den letzten Jahren waren Stromausfälle die häufigste Ursache für die Unterbrechung des Datentransfers. Für Probleme mit der Stromversorgung bzw. der Funktion der Server vor Ort muss unter Umständen auch der für die Versuchswirtschaft Groß-Enzersdorf zuständige Master-User involviert werden. *Abbildung 2* gibt einen Überblick über die möglichen Problemlösungswege.

Probleme bei der Datenübertragung führen nicht zwangsläufig zu Datenverlusten, weil die Messdaten ja wie bereits erwähnt mehrfach gesichert werden. Die am Institutserver gespeicherten Daten werden in der Regel monatlich überprüft. Sollten Daten fehlen, kann auf den jeweils vorigen Speicher zurückgegriffen werden (*Abbildung 3*).

Datenverluste treten nur dann auf, wenn sich an der Basis, das heißt im Datenlogger oder an den Messinstrumenten, Ausfälle ereignen: so geschehen am 25. Juni 2009, als ein Blitz die Wiegezellen samt Messverstärker zerstörte. Dieses

Ereignis kann als „worst-case“ angesehen werden, weil alle Systeme offline waren, und das wahre Schadensausmaß erst sehr spät bemerkt wurde. Zudem verzögerte die Urlaubszeit mit den damit verbundenen knappen Personalressourcen die Wiederinstandsetzung des Systems. Das Resultat war ein Datenverlust von zwei Monaten.

Kalibrierung

Die Wiegedaten der Lysimeter liegen in digitaler Einheit (digit) vor. Für die Umrechnung in Masse muss ein Kalibrierfaktor ermittelt werden. Bei den Sickerwasseraufzeichnungen entspricht ein digit einer Kippung, das heißt dem Inhalt einer Wippenschaufel.

In den letzten Jahren wurde das Wiegesystem zweimal kalibriert und je einmal überprüft. Im Oktober 2003 wurden die Lysimeter stufenweise mit maximal +80 kg belastet. Die digitale Messauflösung des Wiegesystems betrug zu dieser Zeit $\pm 0,06$ mm Wasseräquivalent. Am 9. Oktober 2007 wurde die Kalibrierung von 2003 überprüft und bestätigt. Danach wurde der Messverstärker neu justiert und die digitale Messauflösung auf $\pm 0,02$ mm erhöht, was in etwa der Genauigkeit der Wiegezeile entspricht. Das System wurde stufenweise mit maximal +120 kg belastet und ein neuer Kalibrierfaktor ermittelt. *Abbildung 4* zeigt den Zusammenhang zwischen der hinzugefügten Masse und der mittels Lysimeter gemessenen Massenänderung. Die Regressionsgerade und der Regressionskoeffizient belegen eine sehr gute Übereinstimmung. Allerdings weisen die Residuen trotz sorgfältiger Durchführung und guter Bedingungen (vormittags, niedrige Temperatur, kaum Wind) eine maximale Abweichung von $\pm 0,3$ kg auf, was einem Wasseräquivalent von etwa 0,11 mm entspricht. Dieser Wert kann demnach als Messgenauigkeit des Wiegesystems angesehen werden.

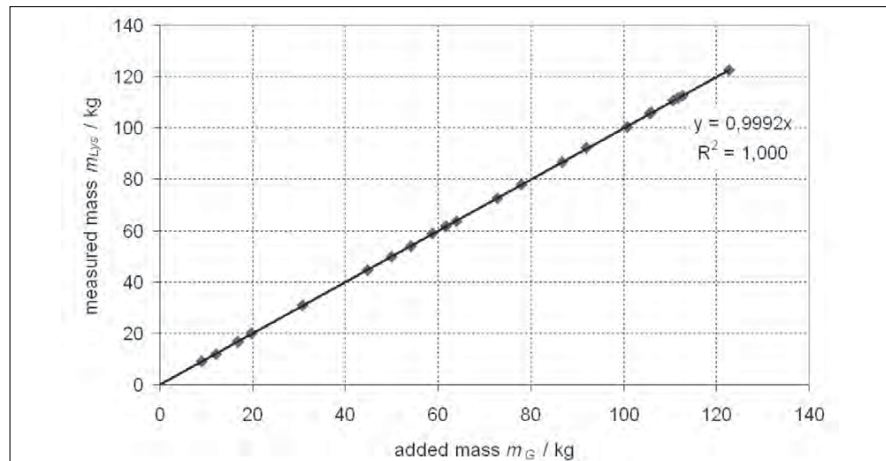


Abbildung 4: Kalibrierung des Lysimeter-Wiegesystems

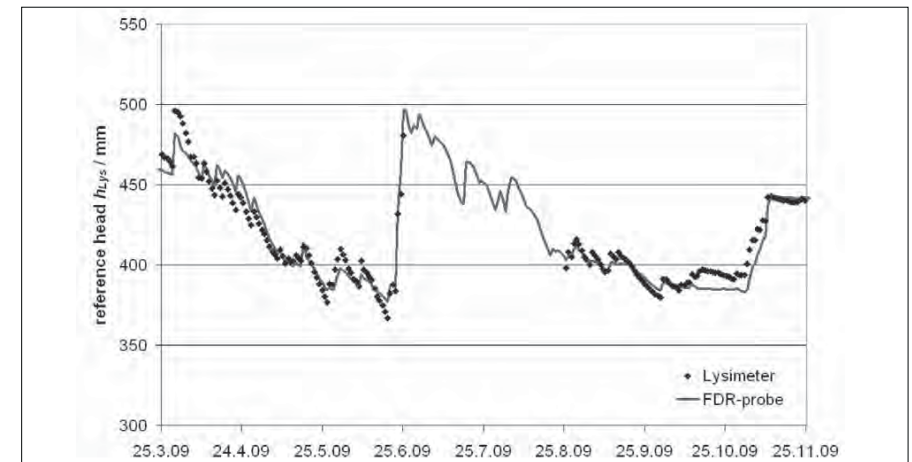


Abbildung 5: Auffüllen von Datenlücken: Mittels Bodenwassersensoren gemessener Profilwasserinhalt als Abschätzung der Wasserinhaltsänderung im Lysimeter

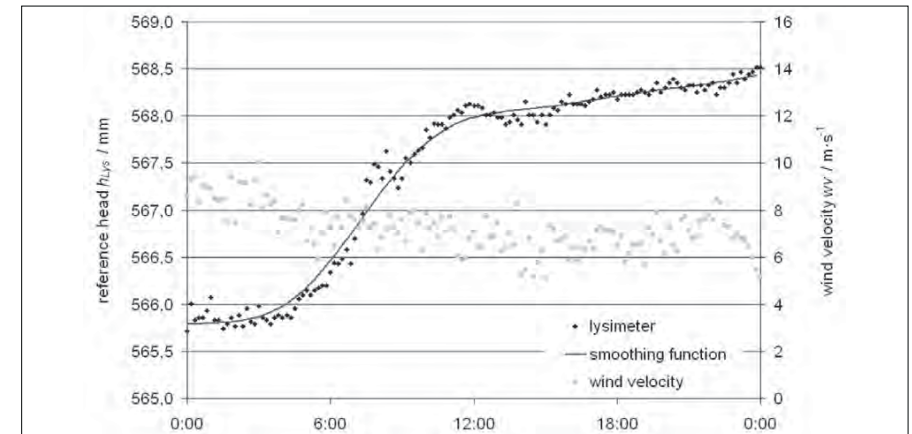


Abbildung 6: Lysimeter-Wiegedaten mit Glättungsfunktion: Regenerereignis am 15.10.2009

Im August 2009 wurden die Wiegezellen durch einen Blitzschlag zerstört. Nach der Erneuerung wurde die Kalibrierung von 2007 überprüft und bestätigt.

Der Inhalt der Wippenschaufeln wurde im Oktober 2003 im Labor ermittelt. Das Wasser wurde mit einer Schlauchquetschpumpe zugeführt und die Anzahl der Kippungen mit einem Logger erfasst. Der sich daraus ergebende Faktor wurde für die Umrechnung der Sickerwasserdaten verwendet. Bei der Datenauswertung fiel auf, dass in einigen Perioden mit höherem Sickerwasseranfall die Lysimeterverdunstung über der berechneten potentiellen Verdunstung

lag, was theoretisch unmöglich ist. Eine mögliche Erklärung ist, dass die Sickerwassermenge in Wahrheit größer war und die ermittelte Verdunstung entsprechend geringer. Deshalb wurde im August 2010 vor Ort die Funktion der Wippen kontrolliert und der Kalibrierfaktor überprüft. Dazu wurde mit einer Pipette Wasser zugegeben und die Kippungen gezählt. Als Ergebnis dieser Prüfung musste der Kalibrierfaktor einer Wippe revidiert und einige Wasserbilanzberechnungen korrigiert werden.

FDR-Bodenwassersensoren müssen normalisiert und kalibriert werden (CEPUDER et al. 2003); auf Details soll hier

nicht näher eingegangen werden. Das System wurde im August 2007 komplett ersetzt. Die EnviroSCAN®-Sensoren wurden im Labor kalibriert und arbeiten mit der Standardkalibrierung der Firma Sentek (www.sentek.com.au).

Datenauswertung

Der größte Arbeitsaufwand liegt im Moment noch in der manuellen Datenauswertung. Mittels Kalibrierfaktor c_{Lys} ($\text{kg} \cdot \text{digit}^{-1}$) werden die Rohdaten der Lysimeterwiegeung $W_{\text{daten}_{Lys}}$ (digit) in Masse des Profilwasserinhalts m_{Lys} (kg) umgerechnet (Gl. 2). Da die Gesamtmasse unbekannt ist, kann nur die Massendifferenz zu einer Vergleichsgröße angegeben werden.

$$m_{Lys} = W_{\text{daten}_{Lys}} \cdot c_{Lys} \quad (2)$$

Die Rohdaten der Sickerwassermengen (digit) werden mit dem entsprechenden Faktor c_{SW} ($\text{ml} \cdot \text{digit}^{-1}$) in Wasservolumen (l) umgerechnet. Sowohl die Masseänderungen (Gl. 3) als auch die Sickerwassermengen werden auf die Lysimeteroberfläche A_{Lys} ($2,85 \text{ m}^2$) umgelegt, um alle für die Wasserbilanzierung notwendigen Parameter auf dieselbe Einheit (mm) zu bringen.

$$h_{Lys} = m_{Lys} \cdot A_{Lys}^{-1} \quad (3)$$

h_{Lys} ... Höhe des Profilwasserinhalts über Referenz (mm)

Danach werden Ausreißer entfernt, die etwa auf ein Betreten der Lysimeter, Kultivierungsmaßnahmen (Rasenschnitt), Tiere oder sonstige Störungen zurückgeführt werden können. Dazu wird in erster Linie das Aufzeichnungssprotokoll herangezogen, eine weitere Hilfe bieten die Bilder der Webcam. Zeitpunkte und Mengen der Bewässerungsgaben werden ebenfalls kontrolliert. Damit sind die Änderung des Profilwasserinhalts, Sickerwasser und Bewässerung in 10-Minuten-Intervallen bekannt. Die Messungen der Bodenwassersensoren können alternativ für die Profilwasserinhaltsänderungen herangezogen werden. Dazu werden die Werte der 16 Sensoren addiert, woraus sich der Profilwasserinhalt bis 160 cm Tiefe ergibt. Der Bodenaufbau im Lysimeter ist sandiger Lehm (bis 140 cm) über Schotter (140-250 cm). Die beiden untersten Sensoren (150 bis 160 cm) liegen demnach in der Dränageschicht. Ihre Messwerte werden extrapoliert und addiert, um die gesamte Profiltiefe des Lysimeters zu erfassen. Kurzzeitige Datenlücken können damit überbrückt werden, was jedoch eher als Abschätzung des Kurvenverlaufs denn als perfekte Substitution gesehen werden sollte (Abbildung 5).

Es kann also die Wasserbilanzgleichung (1) gelöst und die Verdunstung ermittelt werden. Mit den Wetterdaten wird zudem die standardisierte Referenzverdunstung (ET_{ref}) berechnet, welche als Basis für die folgende Plausibilitätskontrolle dient. Größere Abweichungen zwischen dem Ergebnis aus Gl. 1 und ET_{ref} sind meistens auf Fehler der Bilanzgrößen zurückzuführen: Ein Beispiel wurde bereits in Zusammenhang mit der Wippenkalibrierung erwähnt. Lysimeterfehler im engeren Sinn können und sollen dadurch nicht bewertet werden. Direkt zu erkennen sind negative Verdunstungswerte. Diese beruhen zumeist darauf, dass

die auf das Lysimeter gefallene Regenmenge die im Regenschirm aufgezeichnete übersteigt. Außerdem stimmen bei den älteren Zeitreihen (vor 2009) mitunter die Zeitachsen der Lysimeter- und der Wetterdaten nicht überein. Diese Fälle wurden mit der kombinierten Speicherung beider Datenreihen bereits eliminiert.

Bezüglich der Regendaten ist anscheinend die einzig brauchbare Lösung jene, die Regenereignisse direkt aus den Lysimeterdaten zu ermitteln. Da aber bei höheren Windgeschwindigkeiten etwa ab $5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ die Messgenauigkeit sinkt (NOLZ et al. 2009), wird aktuell nach einer Glättungsfunktion für die Wiegedaten gesucht (Abbildung 6).

Ein weiteres Problem ergab sich durch die Blockierung des Wiegesystems durch Schnee und Eis, was die Datenqualität (vor allem in Bezug auf die Vollständigkeit) am Beginn der Vegetationsperiode beeinträchtigte. Durch die Webcam-Bilder kann nun auf Schneefall und Schneeverwehungen entsprechend reagiert und die Lysimeterringe freigelegt werden.

Zusammenfassung

Eine Lysimeteranlage liefert je nach Art, Ausstattung und Betrieb verschiedenste Datensätze. Ein möglichst großer Nutzen kann nur dann aus diesen gezogen werden, wenn sie vollständig, plausibel und nachvollziehbar sind. Das Datenmanagement der Lysimeteranlage in Groß-Enzersdorf wurde dahingehend in den letzten Jahren sukzessive verbessert. Durch den kontinuierlichen Datentransfer können die Zeitreihen jederzeit überprüft werden. Nachholbedarf gibt es derzeit bei der Datenaufbereitung, welche mittelfristig automatisiert werden soll.

Danksagung

Danken möchten wir der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik für die gute Kooperation und die Zurverfügung-Stellung der Daten sowie den Mitarbeitern des Instituts für Meteorologie der BOKU für die Bereitstellung und Übermittlung derselben.

Literatur

- CEPUDER, P. und G. HAUER, 2003: Rohrsonden zur Wasseranteilsbestimmung. In: Gumpensteiner Lysimetertagung 10(29), S. 157-159.
- NEUWIRTH, F. und W. MOTTL, 1983: Errichtung einer Lysimeteranlage an der agrarmeteorologischen Station in Groß-Enzersdorf. Sonderdruck „Wetter und Leben“, Jg. 35, 1983 S. 48-53.
- NOLZ, R., G. KAMMERER und P. Cepuder, 2009: Windeinfluss auf die Lysimetermessungen in Groß-Enzersdorf. In: LFZ Raumberg-Gumpenstein, Tagungsband der 13. Gumpensteiner Lysimetertagung, S. 17-20.
- WALTER, I.A., R.G. ALLEN, R. ELLIOTT, D. ITENFISU, P. BROWN, M.E. JENSEN, B. MECHAM, T.A. HOWELL, R. SNYDER, S. ECHING, T. SPOFFORD, M. HATTENDORF, D. MARTIN, R.H. CUENCA and J.L. WRIGHT, 2005: The ASCE Standardized Reference Evapotranspiration Equation. ASCEWRI Task Committee Report. 59 S.

Niederschlag und Verdunstung am Gebirgslsylimeter Stoderzinken

Martin Gritsch^{1,2}, Gerfried Winkler¹, Markus Herndl³ und Steffen Birk^{1,*}

Zusammenfassung

Untersuchungen zum Wasserhaushalt und zur Abfluss- und Neubildungsdynamik alpiner Einzugsgebiete erfordern eine Quantifizierung der Wasserhaushaltsgrößen Niederschlag und Verdunstung. In dieser Arbeit wird untersucht, inwieweit die an der Gebirgslsylimeterstation Stoderzinken im Jahr 2007 erfassten Messdaten geeignet sind, diese Größen hinreichend genau zu bestimmen. Zu diesem Zweck wurden die Daten verschiedener Messgeräte (Niederschlagssammler, Distrometer, Klimastation) mit der Wasserbilanz des Lysimeters und dem daraus berechneten Niederschlag verglichen. Ebenso wurden nach HAUDE und PENMAN-MONTEITH berechnete Verdunstungshöhen zum Vergleich herangezogen. Die bereits im laufenden Betrieb des Distrometers augenfällige Fehleranfälligkeit der Messung bestätigt sich beim Vergleich mit den Niederschlagssammlern. Die anhand der Lysimeterdaten ermittelten Niederschlagssummen stimmen dagegen meist gut mit den Niederschlagssammlern überein. Der Vergleich mit den aus der Wasserbilanz des Lysimeters ermittelten Verdunstungshöhen zeigt während Trockenperioden eine gute Übereinstimmung, zudem korrelieren die Abweichungen zu den aus Klimadaten ermittelten Verdunstungshöhen signifikant mit niederschlagsreicheren Zeiträumen. Dies lässt vermuten, dass die Genauigkeit der verwendeten Distrometerdaten nicht ausreicht, um die Verdunstung aus der Wasserbilanz des Lysimeters hinreichend genau zu ermitteln.

Schlagwörter: Distrometer, Evapotranspiration, HAUDE-Verfahren, PENMAN-MONTEITH-Verfahren, Wasserbilanz

Summary

Analysis of water balance, runoff and recharge in alpine watersheds require quantification of the water balance parameters precipitation and evapotranspiration. This work examines whether it is possible to determine these parameters with adequate accuracy using the data collected by a lysimeter facility at the alpine site Stoderzinken in the year 2007. For this purpose, data of several devices (totalisators, distrometer, climatological station) was compared with the water balance of the lysimeter and the precipitation heights calculated from the lysimeter data. Furthermore evaporation was calculated after HAUDE and PENMAN-MONTEITH for comparison. Already in previous seasons the distrometer was found to be prone to errors, which was confirmed when compared to the totalisators. In contrast, precipitation rates calculated from the lysimeter data were in good agreement with the totalisators. Evapotranspiration heights calculated from lysimeter data are in good agreement with the model results during drought periods. Furthermore the differences to evapotranspiration heights calculated from the climate data correlate with the rainy periods. These results suggest that the available precipitation data is not sufficient for calculating evapotranspiration from the water balance of the lysimeter with adequate accuracy.

Keywords: distrometer, evapotranspiration, HAUDE method, PENMAN-MONTEITH method, water balance

Einleitung

Während 1995 noch 7% der Weltbevölkerung in Ländern mit Wassermangel lebten, werden es im Jahr 2025 bereits zwischen 35% und 52% sein, die Auswirkungen der Klimaänderung dabei nicht eingerechnet (ARNELL 2002). Unter den gegenwärtigen Bedingungen beträgt der theoretisch nutzbare erneuerbare Süßwasservorrat in Österreich etwa 84 Mrd. m³/a bei einem Verbrauch von nur 2,6 Mrd. m³/a (BMLFUW 2009). Karst- und Kluffgrundwasservorkommen liefern rund 50% des österreichischen Trinkwassers und haben noch großes Potential zur weiteren Erschließung. Aufgrund der hohen Niederschläge kommt dabei gerade den alpinen Karstwassergebieten eine große Bedeutung zu

(KRALIK 2001). Um die Auswirkungen von Klima und Klimaveränderungen auf die Grundwasserneubildung und den Nährstoffaustrag in das Sickerwasser für ein solches Gebiet besser quantifizieren zu können, wurde 2005 am Gebirgsstandort Stoderzinken in den nördlichen Kalkalpen eine Lysimeterstation errichtet (HERNDL et al. 2009).

Ziel dieser Arbeit ist es, eine Bodenwasserbilanz am Standort Stoderzinken für das Jahr 2007 zu erarbeiten, um eine Basis für weiterführende Projekte zu schaffen. Dabei ist die Bereinigung und Fehlerkorrektur der bestehenden Lysimeterdaten eine wichtige Voraussetzung, um auch den Einfluss etwaiger Messfehler auf die Interpretation der Daten beurteilen zu können. Die Verdunstung ist ein

¹ Universität Graz, Institut für Erdwissenschaften, Heinrichstraße 26, A-8010 GRAZ

² jetzt: Universität Tübingen, Institut für Geowissenschaften, Sigwartstraße 10, D-72076 TÜBINGEN

³ Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Raumberg 38, A-8952 IRDNING

* Ansprechpartner: Dr. Steffen Birk, steffen.birk@uni-graz.at

wichtiger Parameter des Wasserkreislaufes und kann aus der Wasserbilanz abgeleitet werden. Sie wird jedoch meist nur über Modelle berechnet die sich auf Klimadaten stützen. Direkte Messungen der Verdunstung in Lagen über 1600 m sind allerdings kaum verfügbar und über 2000 m wird die Verdunstung meist nur abgeschätzt (DE JONG et al. 2002). Daher wird in dieser Arbeit, die außergewöhnliche Lage des Lysimeters in 1830 m Seehöhe genutzt, um die Anwendbarkeit gängiger Verdunstungsmodelle auf alpine Regionen zu untersuchen.

Material und Methoden

Die Lysimeteranlage wurde im Jahr 2005 in einem repräsentativen Almgebiet an der Westseite des Berges Stoderzinken auf 1830 m Seehöhe errichtet (BOHNER 2007). Der Berg liegt etwa 15 km NW des Ortes Schladming im Ennstal (BOHNER 2007). Geologisch ist der Stoderzinken Teil der Nördlichen Kalkalpen. Deren Hydrogeologie wird durch die Verkarstung der Karbonatgesteine und das Vorhandensein von Stauschichten an der Basis (z.B. Werfener Schichten) bestimmt. Die Einzugsgebiete zählen zu hochalpinen Regionen mit hohen Niederschlagsmengen (2000-3000 mm/Jahr) und geringer Verdunstung (OBERHAUSER und BAUER 1980).

Die Messstation Stoderzinken besteht aus einem wägbaren monolithischen Lysimeter mit Sickerwassersammlern und zusätzlichen Sonden für Bodenwassererhalt, Bodentemperatur und Saugspannung. Für die Klimadaten stehen Niederschlagsdaten von Niederschlagsmessern und einem laser-optischen Distrometer vom Typ OTT Parsivel, Windgeschwindigkeit, Windrichtung, Globalstrahlung, relative Luftfeuchte und Lufttemperatur zur Verfügung (HERNDL et al. 2009).

Eine Quantifizierung der Wasserhaushaltsgrößen Niederschlag und Verdunstung ist mit den Messmethoden der

Lysimeterstation grundsätzlich direkt möglich, erfordert jedoch genaue Niederschlags- und Lysimetergewichtsmessungen. Daher wurde im ersten Schritt der Jahresverlauf des Lysimetergewichtes und die Niederschlagsmessung des Distrometers näher betrachtet und auf Fehler überprüft. Insbesondere für die Niederschlagsmessung konnten zwei Vergleichsmöglichkeiten erarbeitet werden. Einerseits bestand die Möglichkeit sie mit den Regensammlern auf Konsistenz zu überprüfen, andererseits wurden aus den Lysimetergewichts- und Sickerwassermessungen Vergleichswerte abgeleitet.

Unter der Annahme, dass bei Regen keine Verdunstung stattfindet, vereinfacht sich die sogenannte Lysimetergleichung: $ET_g = N - A_s - \Delta S_B$ zu

$$N = A_s + \Delta S_B \quad (1)$$

mit

ET_g = Tatsächliche Verdunstung (Aktuelle Evapotranspiration) (mm)

N = Niederschlag (mm)

A_s = Sickerwasserabfluss (mm)

ΔS_B = Änderung des Bodenwasserspeichers (mm)

Geht man weiter davon aus, dass eine Gewichtszunahme des Lysimeters ein sicheres Indiz für Niederschlag ist, kann man alle Speicheränderungen und Sickerwasser für Perioden mit steigendem Gewicht des Lysimeterkörpers addieren und erhält so den Niederschlag.

Aus dem Vergleich ergeben sich die Perioden, für welche die Niederschlagshöhen und somit auch die aus Lysimeter- und Niederschlagsdaten berechneten Verdunstungshöhen als vertrauensvoll erachtet werden können. Die Verdunstungswerte dieser Zeiträume wurden im nächsten Schritt dafür herangezogen, die Verdunstungsmodelle nach FAO PENMAN-MONTEITH (ALLEN et al. 1998) und HAUDE (1955) auf Ihre Anwendbarkeit zu überprüfen.

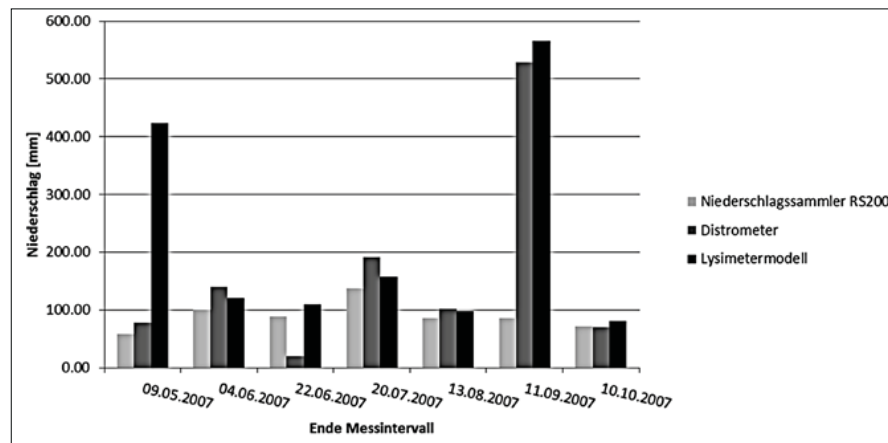


Abbildung 1: Niederschlagssummen von Distrometer, Lysimeter und Niederschlagssammler im Vergleich (GRITSCH 2010).

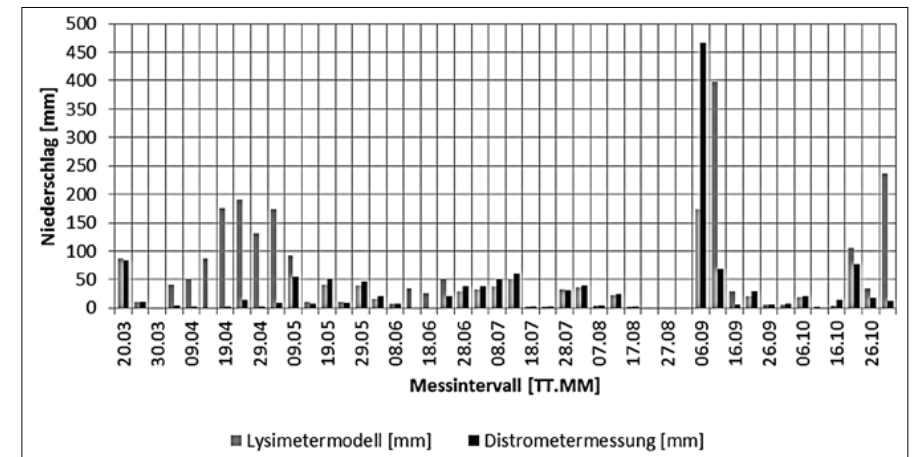


Abbildung 2: Berechneter Niederschlag aus den Lysimeterdaten in 5-Tagesintervallen über das Jahr 2007 (GRITSCH 2010).

Ergebnisse

Niederschlag

In *Abbildung 1* sind die Niederschlagshöhen aller verfügbaren Datenquellen dargestellt. Niederschlagssammler und Distrometer zeigen während der Sommermonate Mai bis Oktober die besten Übereinstimmungen, insbesondere Ende Juli bis Mitte Oktober. Im Juni zeigt das Distrometer auffallend geringe Werte. Dies ist zumindest zum Teil durch einen Geräteausfall zwischen 05.06.2007 - 22.06.2007 bedingt. Der große Unterschied im September kann durch einen Kälteeinbruch mit Schneefall erklärt werden, für den ein unbeheizter Regensammler eine ungeeignete Messmethode darstellt.

Das Ergebnis der Niederschlagsmodellierung aus den Lysimeterdaten ist zusammen mit den Distrometermessungen in *Abbildung 2* dargestellt. Die bei der Distrometermessung fehlenden Niederschläge Anfang Juni und Oktober sind auf Geräteausfälle zurückzuführen. Über die Sommermonate korreliert das Modell sehr gut mit den Distrometermessungen. Die größeren Abweichungen im Juli sind auf nicht registrierten Niederschlag durch den Distrometersausfall zurückzuführen. Der Grund für die hohen Abweichungen von über 300 mm/5-Tage während der Schneeschmelze im Frühling und am Ende des Wintereinbruchs im September ist sehr wahrscheinlich im Versagen der Niederschlagsmodellierung aus Lysimeterdaten während Schneeakkumulation und -schmelze zu suchen. Für weitere Untersuchungen am geeignetsten sind daher die Niederschlagsdaten der zweiten Maihälfte, des Julis und der 2. Augusthälfte. Sowohl das Lysimetermodell als auch die Regenwassersammler bestätigen während dieser Zeiträume die Messungen des Distrometers. Daher wurde der Zeitabschnitt vom 22.06.2007-13.08.2007 ausgewählt um die Verdunstungsmodelle nach FAO PENMAN-MONTEITH und HAUDE mit der gemessenen Verdunstung zu vergleichen und zu testen.

Verdunstung

Abbildung 3 zeigt das Ergebnis aus der Bilanzierung von Lysimeterdaten und den Niederschlagshöhen des Distrometers während des ausgewählten Zeitraumes.

Für diesen Zeitraum wurden die Referenz-Verdunstungshöhen sowohl nach dem Verfahren nach HAUDE als auch nach FAO PENMAN-MONTEITH berechnet. Beide sind im Vergleich zur aktuellen Evaporation aus der Lysimeter-Distrometerbilanz in *Abbildung 4* dargestellt. *Abbildung 5* zeigt ebenfalls die Referenz-Verdunstungshöhen jedoch unter Verwendung der Niederschlagshöhen die aus den Lysimeterdaten errechnet wurden.

Diskussion

Die Ergebnisse der Verdunstungsberechnungen zeigen, dass die Datenlage fast über das ganze Jahr 2007 hinweg als unsicher zu betrachten ist. Insbesondere gilt dies für die Zeit der Schneeschmelze und die Monate im Herbst. *Abbildung 1* und *2* zeigen, dass die Datenlage für die Sommermonate besser gesichert ist. Doch auch wenn das Distrometer OTT Parsivel korrekt mit dem vom Hersteller angegebenen Fehler von $\pm 10\%$ funktioniert, führt dies zu erheblichen Problemen bei der Bilanzierung der Verdunstung. Beide hier angeführten Methoden zur Verdunstungsberechnung ergeben während des ausgewählten Zeitraumes Werte zwischen 0 mm/Tag und 9 mm/Tag. Dies bedeutet für die recht häufigen Niederschlagsereignisse von > 20 mm/Tag bis zu ± 2 mm Fehler in der Niederschlagsmessung und damit mindestens $\pm 22\%$ in der Bilanzierung der Verdunstung. Dieser Fehler zeigt sich auch klar in *Abbildung 4* und *5*. In der niederschlagsfreien Zeit vom 12.07.2007-22.07.2007 korreliert die aus der Wasserbilanz errechnete Verdunstung eindeutig am besten mit den Modellen nach HAUDE und FAO PENMAN-MONTEITH, da der Fehler durch die Niederschlagsmessung in der Bilanzierung wegfällt. In diesem Zeitraum wird der

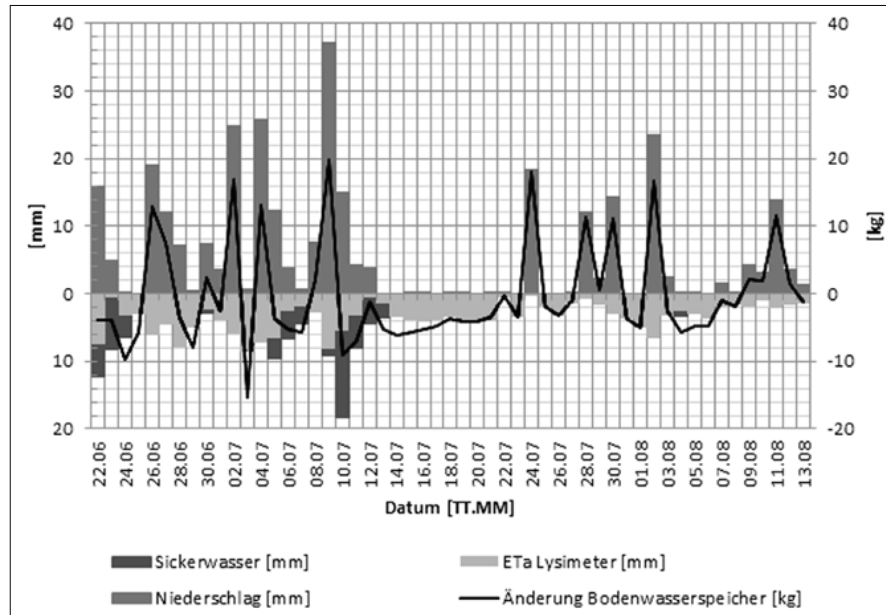


Abbildung 3: Wasserbilanz des Lysimeters. Aktuelle Verdunstung ETa aus der Bilanz von Niederschlag (Distrometermessung), Sickerwasser und Bodenspeicheränderungen als Tagessummen (GRITSCH 2010).

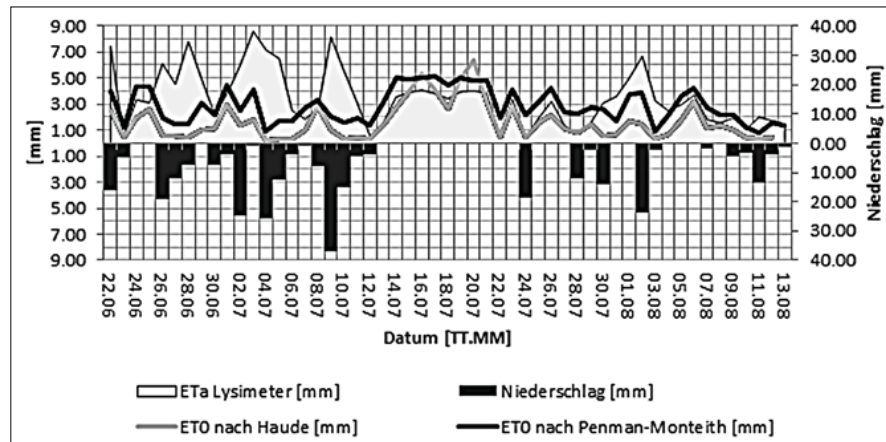


Abbildung 4: Vergleich der aktuellen Verdunstung aus Lysimeter-Distrometerbilanz und den modellierten Referenz-Verdunstungen nach HAUDE und PENMAN-MONTEITH aus Klimadaten. Zusätzlich Niederschlagshöhen der Distrometermessung (GRITSCH 2010).

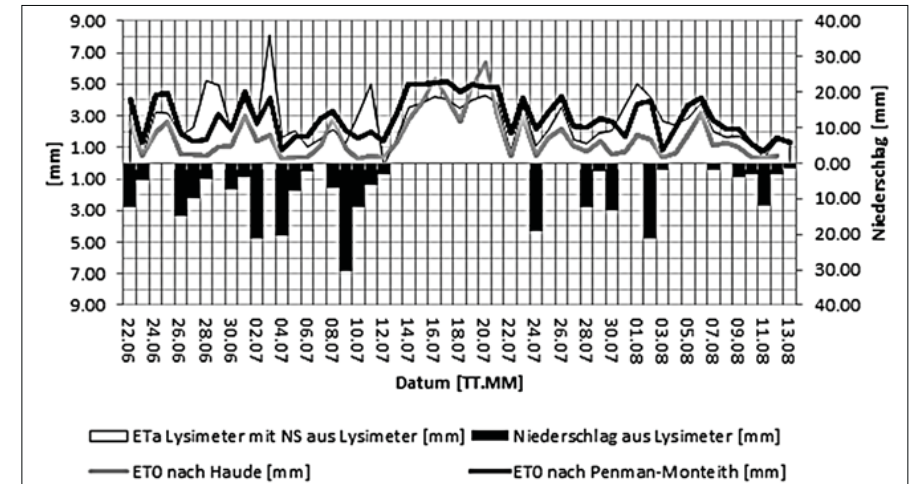


Abbildung 5: Vergleich der aktuellen Verdunstung aus Lysimetermessungen und modelliertem Niederschlag mit den modellierten Referenz-Verdunstungen nach HAUDE und PENMAN-MONTEITH. Zusätzlich Niederschlagshöhen der Distrometermessung (GRITSCH 2010).

Verlauf der Verdunstung durch beide Verdunstungsmodelle gut beschrieben, wobei die nach PENMAN-MONTEITH gegenüber der mit dem Lysimeter bestimmten aktuellen Verdunstung etwas zu hoch ist. Saugspannungsmessungen im Lysimeter zeigen, dass der Boden auch am Ende dieser Trockenperiode nicht stark ausgetrocknet ist ($pF < 2,5$). Die Abweichungen zwischen Lysimeter-Verdunstung und Verdunstungsmodellen sind also wahrscheinlich nicht auf eine eingeschränkte Wasserverfügbarkeit zurückzuführen.

Schlussfolgerungen

Die Datenerfassung und Niederschlagsmessung der Lysimeterstation Stoderzinken bedarf noch weiterer Verbesserung um genaue Aussagen zur Verdunstung an diesem Gebirgsstandort zu ermöglichen. Insbesondere die Niederschlagsmessung während Schneeschmelz- und Akkumulationsperioden ist unsicher, da geeignete Vergleichsdaten fehlen. Trotzdem konnte gezeigt werden, dass sich die Verdunstungsmodelle nach HAUDE und FAO PENMAN durchaus für den Gebirgsstandort Stoderzinken eignen. Insbesondere das Modell nach HAUDE lieferte mit den Originalkoeffizienten von HAUDE (1955) im Vergleich zu seiner Einfachheit überraschend genaue Ergebnisse.

Danksagungen

Wir bedanken uns recht herzlich bei allen die zu dieser Arbeit beigetragen haben, insbesondere dem LFZ Gumpenstein für die Hilfe und freundliche Bereitstellung der Daten.

Literatur

- ALLEN, R., L. PEREIRA, D. RAES und M. SMITH, 1998: Crop evapotranspiration. FAO, Rome.
- ARNELL, N.W., 2002: Climate change and global water resources: SRES emissions and socio-economic scenarios. Global Environmental Change 14 (1), 31-52.
- BMLFUW, 2009: Wasser in Österreich, Basisinfos. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft Österreich, URL <http://wasser.lebensministerium.at/> article/article-view/60327/1/14151/
- BOHNER, A., 2007: Eine Gebirgslsylimeterstation am Stoderzinken. Tagungsbericht. LFZ Raumberg Gumpenstein, Irnding.
- DE JONG, C., F.K. LIST und P.J. ERGENZINGER, 2002: Experimental hydrological analyses in the Dismna based on daily and seasonal evaporation. Nordic Hydrology 33, 1-14.
- GRITSCH, M., 2010: Datenauswertung und Verifizierung von Evapotranspirationsmodellen am Gebirgsstandort Stoderzinken für das Jahr 2007. Bachelor-Projektarbeit, Institut für Erdwissenschaften, Universität Graz.
- HAUDE, W., 1955: Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise. Mitt. Deutsch. Wetterd. 11.
- HERNDL, M., A. BOHNER und M. KANDOLF, 2009: Gebirgs-Lysimeterstation am Stoderzinken - Erste Ergebnisse. LFZ Raumberg-Gumpenstein, Irnding.
- KRALIK, M., 2001: BE-189, Strategie zum Schutz der Karstwassergebiete in Österreich, Teil 2.: Umweltbundesamt, Wien.
- OBERHAUSER, R. und F.K. BAUER, 1980: Der geologische Aufbau Österreichs. Springer Verlag, Wien.

Erste Ergebnisse vom Indoor Lysimeter „Petzenkirchen“

Franz Feichtinger^{1*}, Andreas Scheidl¹, Wolfgang Durner², Johann Fank³, Uwe Schindler⁴
und Georg von Unold⁵

Zusammenfassung

An einer vier Meter hohen Säule, die mit Schotter gefüllt ist, werden die vertikalen Wasserflüsse in diesem Grobsediment im Detail untersucht. Die stufenweise Entwässerung der wassergesättigten Probe ergab, dass Wassermengen aus der Säule ausflossen, die mit den Wassergehaltsänderungen aus der TDR-Messung nicht übereinstimmen. Für die obersten 75 cm der Probe ist die freigesetzte Wassermenge, welche aus den Wassergehaltsänderungen der TDR-Messung resultiert, im Mittel ~ 5 Vol% niedriger als die gemessene Ausflussmenge. Unter Vernachlässigung der gemessenen Wassergehalte (TDR) ergibt eine inverse Modellierung mit HYDRUS-1D eine Retentionscharakteristik der obersten 75 cm der Probe womit die gemessenen Matrixpotentiale und der gemessene Gesamtausfluss gut nachgebildet werden.

Schlagwörter: TDR, pF, inverse Modellierung

Summary

A column of 4 m height, which is filled with gravelly material, has been used to study the vertical water fluxes inside. A multistep-outflow experiment was carried out and as a result the measured total amount of the outflow was about 5 vol % more than the amount of water resulting from the changes of water content measured by TDR. Neglecting the TDR measurements and using the software HYDRUS-1D for a soil physical parametrization of the material yielded a retention characteristic for the upper 75 cm of the column that enables modelling the matric potential and the total outflow in good agreement with the measurements.

Keywords: TDR, pF, inverse modelling

Einleitung

Grundwasservorkommen, die für die Trinkwasserversorgung bedeutsam sind, befinden sich meist in Beckenlagen, die mit Grobsedimenten (Schotter) gefüllt sind. Diese Grobsedimente sind nicht nur Grundwasserleiter, sondern werden oft über mehrere Meter vertikal durchströmt, wenn Grundwasserneubildung aus Niederschlagsversickerung erfolgt. Für eine bestmögliche Einschätzung der quantitativen wie qualitativen Grundwasserdatation aus Niederschlagsversickerung gilt es, das vertikale Fließen von Wasser im Schotter richtig zu bewerten. Gerade dazu waren in Vorarbeiten (FANK et al. 2008) deutliche Unsicherheiten festzustellen. Deshalb wurde das Indoor Lysimeter errichtet, mit dem an einer vier Meter hohen Schottersäule der Wasserfluss im Detail studiert wird. Ziel dieses Projektes ist es, die Prozesse bei der Wasserversickerung im Schotterkörper messtechnisch zu erfassen, Fließmodelle zu prüfen bzw. zu entwickeln, entsprechende Fließparameter abzuleiten und die Erkenntnisse in Modellen umzusetzen.

Material und Methoden

Die Probengewinnung, die Korngrößenzusammensetzung des gewonnenen Materials, die Instrumentierung des Indoor

Lysimeters und die Errichtung im Labor sind in KUMPAN et al. (2011) beschrieben. Details zur Installation von TDR-Sensoren in ungestört gelagertem Schotter sind in SCHEIDL et al. (2011) beschrieben.

Versuchsaufbau

Der endgültige Versuchsaufbau des Indoor Lysimeters ist in *Abbildung 1* als Maßskizze dargestellt (sämtliche Höhenangaben erfolgen in cm unter Zylinderoberkante, ZOK).

Ein mit Schotter gefüllter Zylinder (401 cm hoch, Innendurchmesser 78 cm) steht mit dem unteren Ende auf einer ebenfalls schottergefüllten Stahlwanne, welche mittig mit einem Zu-/Ablauf versehen ist, durch den Wasser ein- und ausströmen kann. Diesem Zu-/Ablauf ist außerhalb des Zylinders ein Standrohr (Innendurchmesser: 2,1 cm) angeschlossen, welches bis über die Zylinderoberkante reicht und so als Pegel fungiert, an dem bei Potentialausgleich die Wasserstände im Zylinder abgelesen werden können. Dieses Gesamtsystem steht permanent auf einer Waage, welche als Y-Rahmen mit drei Wägezellen (an den Endpunkten des Y) realisiert ist. Im Schotter wird die Temperatur in 11, das Matrixpotential in 21 und der Wassergehalt in 19 Mess-

¹ Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Pollnbergstraße 1, A-3252 PETZENKIRCHEN

² Technische Universität Braunschweig, Institut für Geoökologie, Langer Kamp 19c, D-38106 BRAUNSCHWEIG

³ Joanneum Research - Resources - Institut für Wasser, Energie und Nachhaltigkeit - Wasser Ressourcen Management, Elisabethstraße 16/II, A-8010 GRAZ

⁴ Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF), Eberswalder Straße 84, D-15374 MÜNCHENBERG

⁵ UMS GmbH, Gmunder Straße 37, D-81379 MÜNCHEN

* Ansprechpartner: DI Franz Feichtinger, franz.feichtinger@baw.at

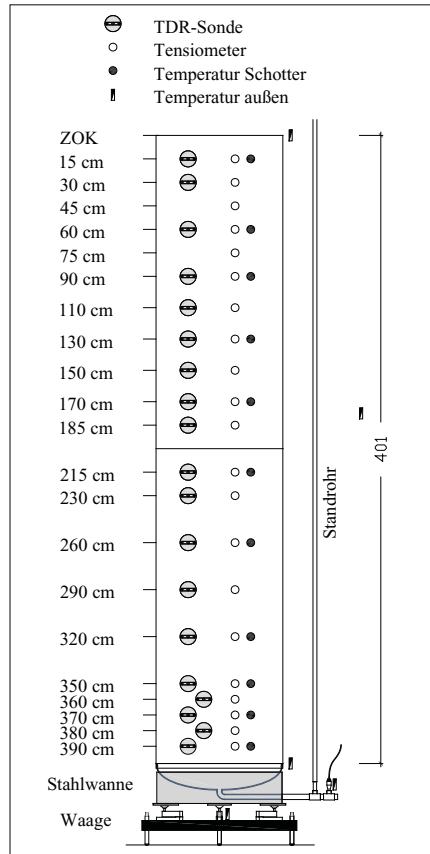


Abbildung 1: Versuchsaufbau und Ausstattung des Indoor Lysimeters Petzenkirchen

ebenen erfasst. Außerdem werden Temperaturen außerhalb des Zylinders gemessen und zwar in Nähe des Standrohres auf Höhe von 0, ~180 und 400 cm unter ZOK, weiters an der Verbindung von Zu-/Abfluss und Standrohr und mittig der Waage. Tabelle 1 fasst die verwendeten Messelemente zusammen.

Die Messwerte für die Temperatur, das Matrixpotential, die Wassergehalte und für das Gewicht werden durch einen DT85 Datenlogger erfasst. Die Messintervalle sind frei wählbar, solange die benötigte Messdauer nicht limitierend ist.

Bisherige Versuchsdurchführung

Nach Fertigstellung des Versuchsaufbaus wurde Mitte April 2010 mit der stufenweisen Beschickung der Schottersäule

Tabelle 1: Einheiten und Sensoren zu den Messgrößen

| Messgröße | Einheit | Sensor*) |
|-----------------|---------|---|
| Temperatur | °C | Th2-f |
| Matrixpotential | hPa | T4eK-30 (350, 360, 370, 380) bzw. T3 (restliche Messebenen) |
| Wassergehalt | Vol% | TRASE, Buriable Waveguide |
| Gewicht | kg | Wägezelle C6 |

*) siehe dazu www.ums-muc.de

mit Wasser über den Zulauf an der Unterseite begonnen. Dabei sollten die Daten zu einem „Multistep-Inflow-Experiment“ gewonnen werden und gleichzeitig war dies die Prüfung des Gesamtsystems auf Wasserdichtheit. In dieser Phase waren mehrfache Unterbrechungen erforderlich, um auftretende Lecks abzudichten. Am 8. Juni 2010 war eine Auffüllung der Hohlräume im Schotterkörper bis einige Millimeter unter ZOK erreicht, womit auch die vollkommene Wasserdichtheit der Probe – abgesehen von oberem und unterem Rand – erreicht war. Nachdem in diesem Stadium Temperatureffekte erkennbar waren, wurde eine Stationärphase ohne Wasserfluss zur oder aus der Probe beobachtet; dies ist in FEICHTINGER und SCHEIDL (2011) näher ausgeführt. Im Zeitraum 25. Oktober 2010 bis 2. Februar 2011 erfolgte eine stufenweise Entleerung jener Schotterhohlräume, die entsprechend der Schwerkraft entwässern. Dies geschah, indem am unteren Auslauf ein Ventil geöffnet wurde, um die für die angestrebte Wasserspiegellabsenkung nötige Wassermenge abfließen zu lassen. Danach wurde das Erreichen eines annähernden Gleichgewichtszustandes wieder abgewartet. Mit etwa 50 Teilschritten der Entleerung wurde die Datengewinnung zu einem detaillierten „Multistep-Outflow-Experiment“ angestrebt. Diese Dynamik wurde von ständiger Messung der Temperaturen, Matrixpotentiale, Wassergehalte und Gewichte über Datenlogger begleitet. Parallel wurden manuell die Wasserstände im Standrohr (Pegel) und die zeitliche Chronologie der Versuchsdurchführung protokolliert. Verdunstung am oberen Rand des Zylinders wurde durch den Abschluss mit einer PVC-Folie unterbunden, wobei der Druckausgleich zur Umgebung gewährleistet war.

Datenhaltung und Hilfsmittel zur Datenbewertung

Die Messwerte wurden vom Datenlogger in eine ACCESS-Datenbank übernommen, wo die Datenhaltung erfolgt. Die manuellen Aufzeichnungen sind in EXCEL verfügbar. Für die Anpassung gängiger Retentionsfunktionen an die simultanen Messwerte von Matrixpotentialen und Wassergehalten wurde die Software RETC (van GENUCHTEN et al. 1991) verwendet. Das Softwarepaket HYDRUS-1D (SIMUNEK et al. 2008) wurde verwendet, um mit der Option der inversen Modellierung die messtechnisch erfasste Wasserdynamik für die bodenphysikalische Parametrisierung zu nutzen.

Ergebnisse

Wie von KUMPAN et al. (2011) dargelegt, ist zwischen lehmigem Sand und Schotter in den oberen 75 cm des

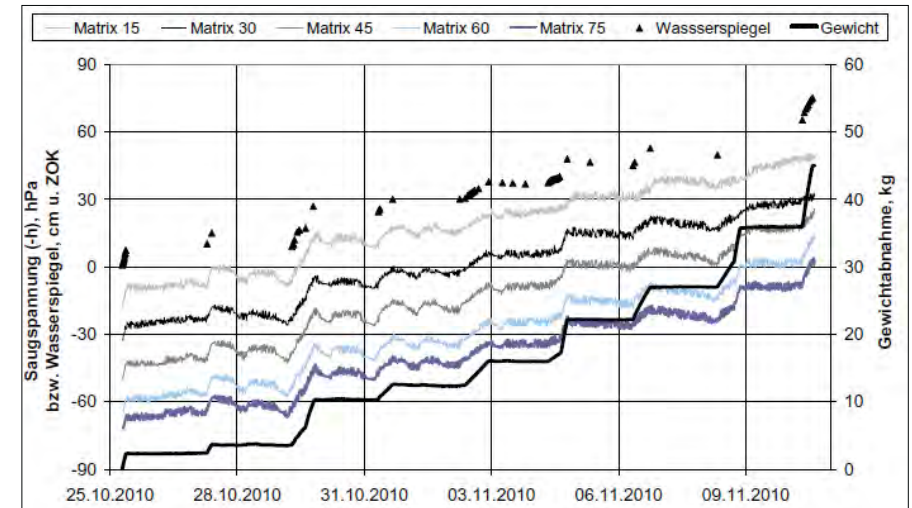


Abbildung 2a: Zeitliche Verläufe der Saugspannung in 15, 30, 45, 60 und 75 cm u. ZOK, der Wasserspiegellage im Zylinder und der Gewichtabnahme des Gesamtsystems im Zeitraum 25.10. - 10.11.2010

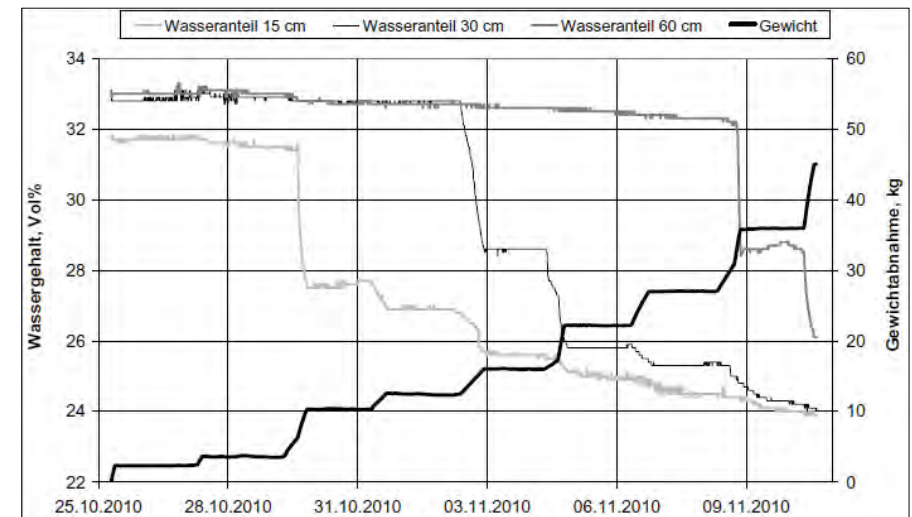


Abbildung 2b: Zeitliche Verläufe der Wassergehalte in 15, 30, und 60 cm u. ZOK und der Gewichtabnahme des Gesamtsystems im Zeitraum 25.10. - 10.11.2010

Zylinders und Sand und Schotter in 75 - 400 cm u. ZOK zu unterscheiden. Aus der Datenfülle werden nachfolgend Ergebnisse aus der stufenweisen Entwässerung der oberen 75 cm, Zeitraum 25.10.2010 bis 10.11.2010, dargelegt.

Laboranalysen zu diesem Tiefenabschnitt ergaben mittlere Gehalte an Ton (< 0,002 mm): 3.5 Masse%, Schluff (0,002 – 0,063 mm): 6.2 Masse%, Sand (0,063 – 2,0 mm): 14.3 Masse% und der Kornfraktion > 2,0 mm: 76,0 Masse%.

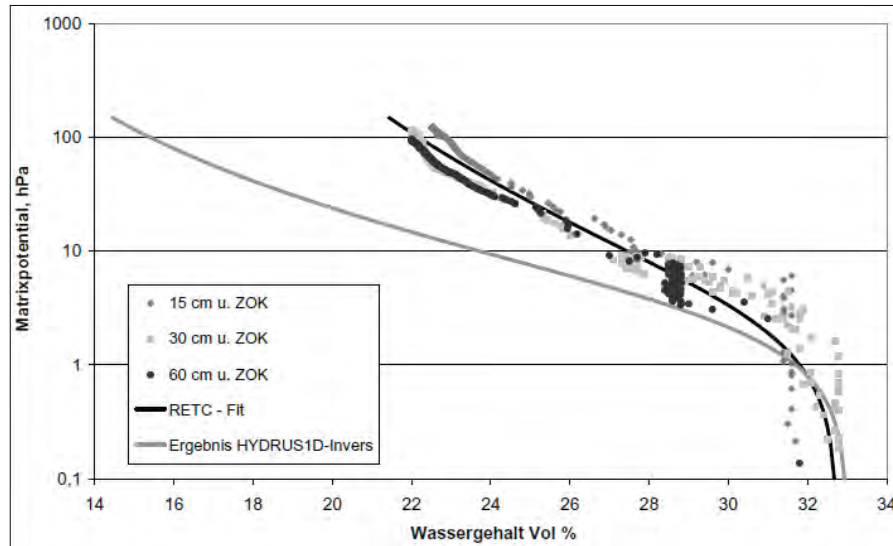


Abbildung 3: Simultan gemessene Matrixpotentiale und Wassergehalte in 15, 30 und 60 cm u. ZOK, die mit RETC angepasste van Genuchten-Funktion und eine Retentionsfunktion aus einer inversen Modellierung mit HYDRUS1D

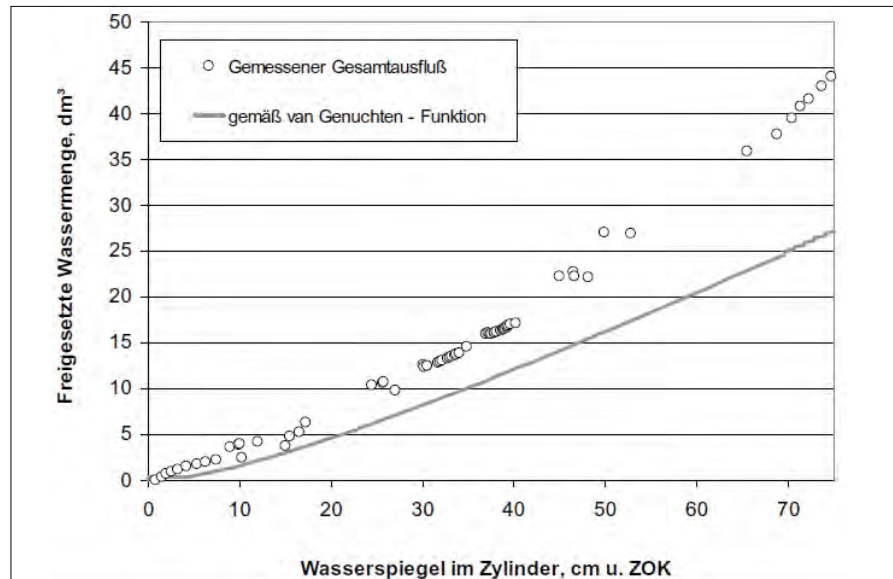


Abbildung 4: Gemessener Wasserausfluss und mithilfe der Retentionsfunktion (RETC- Fit) errechnete Wasserabgabe bei einer Wasserspiegelabsenkung von 0 auf 75 cm u. ZOK

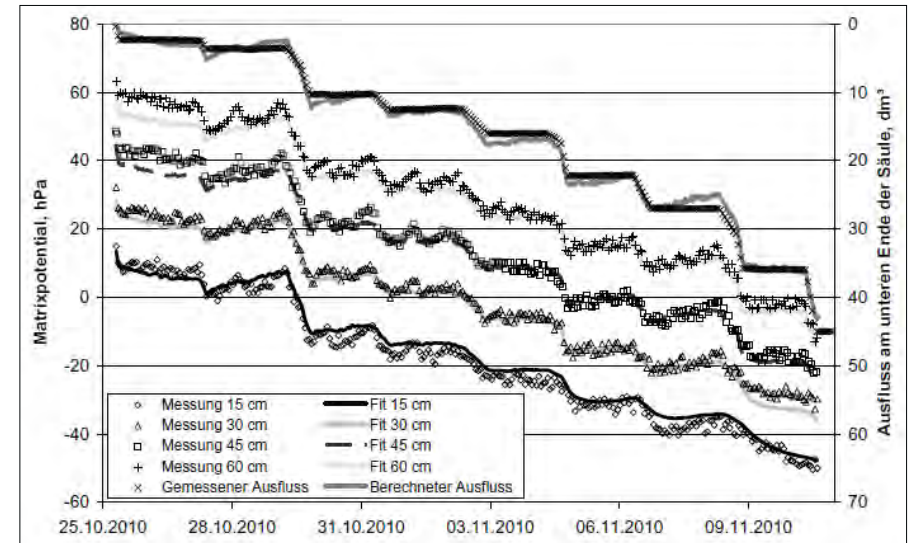


Abbildung 5: Gegenüberstellung der gemessenen Matrixpotentiale aus 15, 30, 45 und 60 cm u. ZOK bzw. des gemessenen Ausflusses den Ergebnissen aus der inversen Modellierung mit HYDRUS1D

Größtkorn: 134 mm, pH: 7,78, CaCO₃: 77,5 Masse% und Feststoffdichte: 2,82 g/cm³ sind weitere Analyseergebnisse. *Abbildung 2a* und *2b* halten für die Entwässerung der obersten 75 cm die Zeitreihen der Wasserstände im Zylinder, der Gewichtänderung des Gesamtsystems, der Matrixpotentiale und der Wassergehalte fest und zeigen die zeitlich synchrone Dynamik der Messwerte. Dabei zeigen in *Abbildung 2a* negative Werte der Saugspannung einen Druck größerer Atmosphärendruck und damit gesättigte Verhältnisse an. In *Abbildung 2b* ist das Absinken des Wassergehalts bei Heraustreten der entsprechenden TRASE-Sonde aus dem wassergesättigten Bereich durch einen signifikanten Abfall des Wassergehalts deutlich ersichtlich.

Die simultan gemessenen Matrixpotentiale und Wassergehalte aus den Messebenen 15, 30 und 60 cm u. ZOK dienten als Grundlage zur Anpassung einer van Genuchten-Funktion mit RETC. Die in *Abbildung 3* dargestellte Funktion ($WCS = 0,327$, $WCR = 0,12$, $\alpha = 0,398 \text{ hPa}^{-1}$, $n = 1,192$, $m = 1 - 1/n$) stellt die mittlere Retentionscharakteristik für den Abschnitt 0 - 75 cm u. ZOK dar.

Mit der mit RETC angepassten Retentionsfunktion wurde mithilfe HYDRUS-1D die Entwässerung einer wassergesättigten, 75 cm hohen Säule bei fortlaufender Wasserspiegelabsenkung von 0 auf 75 cm berechnet. Es resultiert ein Ausfluss am unteren Ende der Säule, dessen kumulierte Menge mit fortschreitender Wasserspiegelabsenkung in *Abbildung 4* festgehalten ist. Diese freigesetzte Wassermenge unterscheidet sich deutlich von dem gemessenen Wasserausfluss an der Zylinderunterseite, dargestellt als Summe der gewogenen Wassermengen, die zu einzelnen

Wasserständen (Pegellösungen) des Multi-Step-Outflow-Experiments gemessen wurden (*Abbildung 4*). Es werden bei der Wasserspiegelabsenkung Wassermengen freigesetzt, die durch die TDR-Messungen nicht quantifiziert werden. Die Differenz zwischen den unterschiedlich bewerteten ausgeflossenen Wassermengen beträgt ca. 5 Vol% der obersten 75 cm der Säule. Inwieweit dies von den Modifikationen beim Einbau der Sonden herrührt (SCHEIDL et al. 2011) oder ob dies der TDR-Messung in solchem Substrat anhaftet, ist in weiteren Untersuchungen zu klären.

In einem alternativen Ansatz blieben die TDR-bestimmten Wassergehalte für eine bodenphysikalische Parametrisierung unberücksichtigt und der gemessene Gesamtausfluss (Wiegeergebnis) und die gemessenen Matrixpotentiale waren Grundlage für eine inverse Modellierung mit HYDRUS-1D (Probenhöhe: 75 cm, Modellansatz: van Genuchten-Mualem, obere Randbedingung: Zero-Flux, untere Randbedingung: gemessene Matrixpotentiale aus 75 cm u. ZOK, Anpassungspunkte: Matrixpotentiale aus 15, 30, 45 und 60 cm u. ZOK und gemessener Gesamtausfluss, Vorgabe: $\theta_s = 33 \text{ Vol}\% \triangleq \text{RETC-Ergebnis auf ganze Vol}\%$ gerundet). Die resultierende Retentionscharakteristik des Porenraumes unterscheidet sich erwartungsgemäß deutlich von jener, die aus den Simultanwerten von gemessenen Matrixpotentialen und Wassergehalten erwächst (*Abbildung 3*).

Die Messwerte des Ausflusses und der Matrixpotentiale konnten mit der inversen Simulation gut nachgebildet werden (*Abbildung 5*). Bei den Wassergehalten ist als logische Konsequenz der bisherigen Ausführungen eine deutliche Differenz zwischen den Messwerten und den Berechnungen gegeben (*Abbildung 6*).

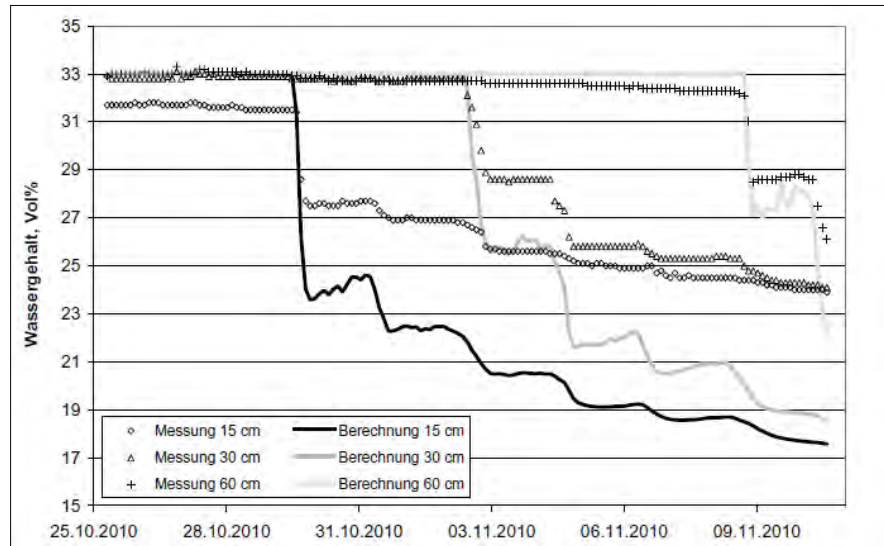


Abbildung 6: Gegenüberstellung der gemessenen und der durch inverse Modellierung mit HYDRUS-1D simulierten Wassergehalte der Tiefen 15, 30 und 60 cm u. ZOK

Resümee

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass bei einer von Wassersättigung ausgehenden Entwässerung des untersuchten Grobsediments Wassermengen freigesetzt werden, die durch die Wassergehaltsänderungen der TDR-Messungen nicht im vollen Umfang identifiziert werden. Das von den TDR-Messungen nicht quantifizierte Wasservolumen beträgt im Mittel der obersten 75 cm u. ZOK ~5 Vol%. Inwieweit dies mit den Modifikationen bei der TDR-Messung im Zusammenhang mit der ungestörten Einbautechnik der TDR-Sonden zusammenhängt, oder ob dies ein generelles Problem von TDR-Messungen in solchem Substrat darstellt, ist in weiteren Untersuchungen zu klären.

Für die stufenweise Entwässerung der Säule war bei Vernachlässigung der gemessenen Wassergehalte (TDR) eine Parametrisierung der Retentionscharakteristik anhand der Zeitreihen der Matrixpotentiale und des gemessenen Gesamtausflusses möglich. Diese Retentionscharakteristik unterscheidet sich deutlich von jener, die aus den Simultanwerten von gemessenen Matrixpotentiale und Wassergehalten erwächst.

Nach Kenntnis der bisherigen Ergebnisse, aber auch im Bewusstsein noch offener Fragen bei der Entwässerung des Grobsediments am Übergang von vollkommener Wassersättigung zu Teilsättigung des Materials soll im nächsten Schritt deren Relevanz bei kontrolliert gesteuertem Wasserfluss im Teilsättigungsbereich untersucht werden.

Literatur

- FANK, J., F. FEICHTINGER und J. FÜRST, 2008: „Prognosemodell Murtal-Aquifer“. – Endbericht, Netzknoten 1, Work Package 1.1.1, im Auftrag der Kompetenznetzwerk Wasserressourcen GmbH. Graz/Petzenkirchen/Wien, am 27.06.2008.
- FEICHTINGER, F. und A. SCHEIDL, 2011: Temperatureffekte beim Betrieb des Indoor Lysimeters „Petzenkirchen“. Bericht über die 14. Gumpensteiner Lysimetertagung „Lysimeter in der Klimafolgenforschung und Wasserwirtschaft“, 3./4. Mai 2011, in Druck.
- KUMPAN, M., A. SCHEIDL, F. FEICHTINGER, J. DORNER und M. KARNER, 2011: Probenahme und Instrumentierung zum Indoor Lysimeter „Petzenkirchen“. Bericht über die 14. Gumpensteiner Lysimetertagung „Lysimeter in der Klimafolgenforschung und Wasserwirtschaft“, 3./4. Mai 2011, in Druck.
- SCHEIDL, A., J. DORNER und F. FEICHTINGER, 2011: Installation von TDR-Sonden in skelettreiches Material. Bericht über die 14. Gumpensteiner Lysimetertagung „Lysimeter in der Klimafolgenforschung und Wasserwirtschaft“, 3./4. Mai 2011, in Druck.
- SIMUNEK, J., M. SEJNA, H. SAITO, M. SAKAI und M.Th. VAN GENUCHTEN, 2008: The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media, Version 4.0x. Hydrus Series 3, Department of Environmental Sciences, University of California Riverside, Riverside, CA, USA.
- VAN GENUCHTEN, M.Th., F. J. LEIJ und S.R. YATES, 1991: The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. Report No. EPA/600/2-91/065, R. S. Kerr Environmental Research, Laboratory, U. S. Environmental Protection Agency, Ada, OK. 85 p.

Inverse Modellierung des Wasserflusses mit Wurzelwasseraufnahme in Großlysimetern

Henrike Schelle¹*, Sascha C. Iden¹, Johann Fank² und Wolfgang Durner¹

Zusammenfassung

Die genaue Kenntnis der bodenhydraulischen Eigenschaften ist für die Simulation des Wasser- und Stofftransports in ungesättigten Böden unabdingbar. In heterogenen Medien und unter atmosphärischen Randbedingungen erfolgt die Bestimmung effektiver hydraulischer Funktionen idealerweise durch inverse Simulation. Um hierfür möglichst genaue und vollständige Informationen über die Randbedingungen zu erhalten, eignen sich wägbare Lysimeter, besonders wenn sie zusätzlich mit leistungsfähigen Messgeräten ausgestattet sind. Die inverse Simulation ermöglicht die Korrektheit und Grenzen der Prozessbeschreibung und Parametrisierung bodenhydrologischer Modelle kritisch zu prüfen. Unter Verwendung der natürlichen Randbedingungen wie sie am Gras-Referenz-Lysimeter auf der Lysimeterstation in Wagna (Steiermark) gemessen wurden, wurden synthetische Messdaten für verschiedene Szenarien generiert, um zu untersuchen, ob es möglich ist bodenhydraulische Eigenschaften und Wurzelwasseraufnahmeparameter durch inverse Simulation gleichzeitig zu bestimmen. Der Beitrag behandelt die Fragestellungen, ob effektive hydraulische Funktionen existieren, wie groß ihre Unsicherheiten sind und wie sich diese Unsicherheiten auf die Unsicherheiten der Modellvorhersagen auswirken. Zudem werden die effektiven bodenhydraulischen Eigenschaften des Bodenmonoliths im Gras-Referenz-Lysimeter in Wagna anhand der dort gemessenen Daten bestimmt.

Schlagerwörter: Bodenhydraulische Eigenschaften, Parameterschätzung, effektive Eigenschaften, Unsicherheitsanalyse

Einleitung

Zur Beschreibung von Wasser- und Stofftransportprozessen in der ungesättigten Bodenzone werden häufig numerische Modelle eingesetzt. Hierfür ist eine genaue Kenntnis der bodenhydraulischen Eigenschaften unerlässlich. Um diese unter möglichst realistischen Bedingungen zu untersuchen eignen sich wägbare Lysimeter, in denen die atmosphärischen Randbedingungen und Sickerwasserflüsse genau bestimmt werden können. Häufig werden zusätzlich Messsonden installiert, um den Wasserstatus im Boden zu untersuchen. Durch inverse Simulation lassen sich aus diesen Daten die hydraulischen Eigenschaften des Bodenmonoliths

Summary

The exact knowledge of soil hydraulic properties is essential for the simulation of water and solute transport in unsaturated soils. For the identification of effective soil hydraulic properties in heterogeneous media and under atmospheric boundary conditions the inverse simulation is the most suitable tool. To obtain accurate and complete information about the boundary conditions, weighable lysimeters, ideally equipped with soil hydraulic measurement devices, are the optimal device. Inverse simulation allows examining critically the adequacy and the limits of the process description and the parameterization of the soil hydraulic models. We generated synthetic data for different scenarios using the boundary conditions measured at the grass-reference lysimeter on the lysimeter station in Wagna (Styria) to analyze the feasibility of the simultaneous estimation of soil hydraulic properties and root water uptake parameters by inverse modelling. Problems treated in this work are the existence of effective soil hydraulic functions, the magnitude of their uncertainties, and the propagation of these uncertainties into the model predictions. Finally, the effective soil hydraulic properties of the lysimeter monolith in the grass-reference lysimeter in Wagna are estimated using the actually measured data.

Keywords: Soil hydraulic properties, parameter estimation, effective properties, uncertainty analysis

im Lysimeter bestimmen. In bewachsenen Böden stellen die Parametrisierung der Wurzeln und die Simulation der Wurzelwasseraufnahme zusätzliche Herausforderungen dar.

In diesem Beitrag soll untersucht werden, ob und unter welchen Umständen es möglich ist, unter atmosphärischen Randbedingungen bodenhydraulische Eigenschaften durch inverse Simulation korrekt zu bestimmen, und gleichzeitig Parameter für die Wurzelwasseraufnahme zu schätzen. Weiterhin soll die Existenz effektiver bodenhydraulischer Eigenschaften für geschichtete Profile untersucht werden. Durch Simulation von Szenarien wurden synthetische Messdaten unter Nutzung der am Standort Wagna (Steiermark)

¹ Abt. Bodenphysik, Institut für Geoökologie, TU Braunschweig, Langer Kamp 19c, D-38106 BRAUNSCHWEIG

² Joanneum Research, Institut für Wasser, Energie und Nachhaltigkeit, Wasser Ressourcen Management, Elisabethstraße 16/2, A-8010 GRAZ

* Ansprechpartner: Dipl.-Geoökol. Henrike Schelle, h.schelle@tu-bs.de

gemessenen Klimadaten erzeugt. Die synthetischen Daten bildeten die Grundlage für die inverse Parameterschätzung. Der Vorteil der Verwendung synthetischer Daten ist, dass alle auftretenden Prozesse bekannt sind und die Identifizierbarkeit der Modellparameter analysiert werden kann. Anschließend wurden basierend auf den so gewonnenen Erkenntnissen aus den realen Messdaten die hydraulischen Eigenschaften des Lysimeters in Wagna durch inverse Simulation bestimmt.

Material und Methoden

Synthetische Messdaten

Mit HYDRUS-1D (ŠIMUNEK et al. 2008) wurde die Wasserdynamik in Bodenprofilen simuliert. Es wurden verschiedene Szenarien mit atmosphärischen Randbedingungen gerechnet, um synthetische Messdaten über die Wasserdynamik in den Bodenprofilen zu erzeugen. Anhand dieser synthetischen Messdaten wurde untersucht, ob es möglich ist, die korrekten bodenhydraulischen Eigenschaften, die in den Vorwärtssimulationen verwendet wurden, durch inverse Simulation zu bestimmen, und ob gleichzeitig Parameter der vertikalen Wurzelverteilung geschätzt werden können. Die Geometrie sowie die Randbedingungen wurden dabei in Anlehnung an das Gras-Referenz-Lysimeter in Wagna festgelegt, da am Ende die hydraulischen Eigenschaften dieses Bodenmonolithen anhand der dort gemessenen Daten bestimmt werden sollten.

Zunächst wurden Vorsimulationen für 300 cm lange Profile über eine Dauer von 31 Monaten durchgeführt, um realistische Anfangs- und Randbedingungen zu erzeugen. Als atmosphärische Randbedingung am oberen Rand wurden am Standort Wagna gemessene tägliche Klimadaten (01.06.2006 - 31.12.2008) verwendet. Als untere Randbedingung wurde ein freier Auslauf des Wassers gewählt. Als Anfangsbedingung für die Vorsimulationen diente ein homogenes Matrixpotenzial von -100 hPa im gesamten Profil. Anschließend wurden die Simulationen für 90 cm lange Profile und einen einjährigen Zeitraum (01.01. - 31.12.2008) wiederholt, wobei nun mit einem variablen Matrixpotenzial als Randbedingung am unteren Rand gearbeitet wurde. Werte hierfür ergaben sich aus der zugehörigen Vorsimulation, ebenso wie die Anfangsverteilung des Matrixpotenzials im Profil. Als synthetische Messdaten wurden tägliche Daten des kumulativen Ausflusses am unteren Rand, über das gesamte Profil gemittelte Wassergehalte sowie in einigen Fällen Matrixpotenziale in 10 und 50 cm Tiefe verwendet. Die profilgemittelten Wassergehalte repräsentieren indirekt die korrekte Bestimmung der Summe aus tatsächlicher Evaporation und Transpiration, und ergaben sich aus der Wasserbilanz. Die simulierten Daten wurden

mit einem normalverteilten Fehler mit Erwartungswert Null und Standardabweichung σ versehen, die der typischen Standardabweichung des Messfehlers der verwendeten Messgeräte entsprach (0,01 cm für den kumulativen Ausfluss, $1,11 \cdot 10^{-4}$ für den mittleren Wassergehalt und 1 cm für das Matrixpotenzial). Unbewachsene sowie mit Gras bewachsene Bodenprofile, in denen Wurzelwasseraufnahme als Senkenterm berücksichtigt wurde, wurden simuliert. Bei der Wurzelwasseraufnahme wurde die Wasserstressfunktion von FEDDES et al. (1978) berücksichtigt. Die relative Wurzelverteilung wurde als konstant bis in 20 cm Tiefe, dann linear abnehmend bis in 50 cm Tiefe festgesetzt (Abbildung 1).

Simuliert wurden homogene Böden für zwei verschiedene Lehme (Lehm I und Lehm II) sowie Profile mit zwei Schichten (20 cm Lehm I über Sand, dies ist angelehnt an das Material, das in dem Wagna-Lysimeter vorliegt). Die hydraulischen Eigenschaften für den Lehm I und den Sand wurden mit dem van Genuchten-Mualem-Modell (VGM, VAN GENUCHTEN 1980) parametrisiert. Dabei ergaben sich die Parameter für den Lehm I aus der Datenbank in HYDRUS-1D für Lehm (CARSEL und PARRISH 1988). Diejenigen für den Sand wurden durch die Pedotransferfunktion ROSETTA LITE, Version 1.1 (SCHAAP et al. 2001), die ebenfalls in HYDRUS-1D implementiert ist, aus Messungen der Textur und der Lagerungsdichte des Unterbodens (20-50 cm Tiefe) in Wagna bestimmt. Für die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit des Sandes wurde der an Bodensäulen im Labor gemessene Wert verwendet. Der Lehm II-Boden wurde mit dem bimodalen van Genuchten-Mualem Modell (DURNER 1994), erweitert um einen Lufteintrittspunkt (VOGEL et al. 2001), parametrisiert. Dieses Modell wurde verwendet, um die hydraulischen Eigenschaften von ungestört gelagerten Böden realitätsnäher abbilden zu können

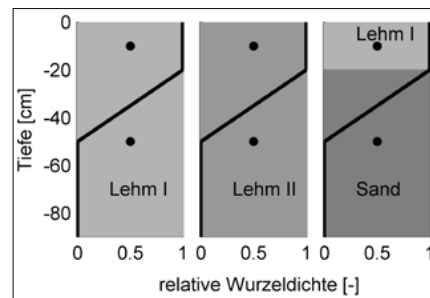


Abbildung 1: Profile der synthetischen Simulationen; Linien: relative Wurzelverteilung; Punkte: Position der Tensiometer zur Matrixpotenzialmessung.

Tabelle 1: In den Vorwärtssimulationen verwendete Parameter des unimodalen und des bimodalen, erweiterten van Genuchten-Mualem-Modells.

| | θ_s | θ_r | α [1/cm] | n | K_s [cm/d] | τ | ω_2 | α_2 | n_2 | h_s |
|---------|------------|------------|-----------------|-------|--------------|--------|------------|------------|-------|-------|
| Sand | 0.049 | 0.394 | 0.0356 | 1.942 | 1369.56 | 0.5 | | | | |
| Lehm I | 0.078 | 0.430 | 0.0360 | 1.560 | 24.96 | 0.5 | | | | |
| Lehm II | 0.040 | 0.400 | 0.1300 | 1.600 | 20.00 | 0.5 | 0.6 | 0.009 | 1.54 | -2.0 |

als dies mit dem VGM Modell erfolgen könnte. Die in den Vorwärtssimulationen verwendeten Parameterwerte sind in Tabelle 1 angegeben. Die verwendeten Bodenprofile sind schematisch in Abbildung 1 dargestellt.

Reale Messdaten

Im Juni 2006 wurde an der Lysimeterstation in Wagna ein wägbares Gras-Referenz-Lysimeter eingerichtet (Oberfläche: 1 m^2 , Tiefe: 1 m). Es dient zusammen mit einer direkt daneben aufgebauten Klimastation zur Bestimmung der Wasserbilanz. Neben dem Gewicht des Lysimeters wird das Sickerwasser in zeitlich hoher Auflösung gemessen, Niederschlag und Evapotranspiration können aus der Gewichtänderung des Lysimeters berechnet werden. In 90 cm Tiefe wird am Lysimeter ein Matrixpotenzial angelegt wie es in gleicher Tiefe im Boden unmittelbar neben dem Lysimeter gemessen wird, dadurch werden die repräsentativen hydraulischen Bedingungen im Lysimeter nachgestellt. Der ungestörte Bodenmonolith im Lysimeter ist geschichtet und besteht aus einem lehmigen Oberboden (ca. 20 cm mächtig, sL) und einem sandigen, stark skeletthaltigen Unterboden (IS). Simuliert wurden die Jahre 2007 und 2008, wobei ein Jahr als Vorlaufzeit diente, um realistische Anfangsbedingungen zu erhalten. Dass dieser Zeitraum ausreicht, wurde in einer Sensitivitätsstudie festgestellt. In der Zielfunktion für die inverse Simulation wurden die Messdaten, d.h. kumulativer Ausfluss am unteren Rand sowie Änderungen des profilgemittelten Wassergehalts aus dem Jahr 2008 verwendet. Da der Wassergehalt im Profil zu Beginn 2008 nicht bekannt war, wurde dieser in jedem Durchlauf der inversen Simulation neu berechnet und davon ausgehend die Wassergehaltsänderungen in den negativen bzw. positiven Bereich berechnet. Über die Durchwurzelung des Lysimeters sind keine genauen Informationen vorhanden. Die vertikale Wurzelverteilung wurde als zeitlich konstant und analog zu den synthetischen Simulationen angenommen (Abbildung 1). Die Aufteilung der aus der Wasserbilanz bestimmten Evapotranspiration in Evaporation und Transpiration wurde durch Verwendung des „Dual Crop Coefficient“-Verfahrens (ALLEN et al. 1998) realisiert. Für das heterogene Profil des Lysimeters wurden sowohl effektive Parameter (Annahme eines homogenen Profils) als auch Parameter für beide Schichten gleichzeitig geschätzt.

Inverse Parameterbestimmung

Die bodenhydraulischen Eigenschaften wurden mit dem VGM Modell bzw. mit frei geformten Funktionen („Free Form“, IDEN und DURNER 2007) parametrisiert. Für die VGM Funktion wurden die Parameter residualer Wassergehalt θ_r , gesättigte Wasserleitfähigkeit K_s sowie die Formparameter α , n und τ geschätzt. Der gesättigte Wassergehalt θ_s wurde festgesetzt. Bei Verwendung der frei geformten Funktionen wurde ebenfalls K_s festgesetzt, K_r und die Werte von θ und K an diskreten Stützpunkten wurden geschätzt und durch Splines interpoliert. Für die heterogenen Profile wurden sowohl effektive hydraulische Eigenschaften bestimmt als auch die hydraulischen Eigenschaften beider Schichten gleichzeitig geschätzt. Bei der Schätzung der Parametersätze beider Schichten der heterogenen Profile

wurde K_r festgesetzt. In einigen inversen Simulationen wurde die Tiefe, bis in die die relative Wurzelverteilung konstant ist, gleichzeitig mit den hydraulischen Eigenschaften geschätzt. Die in der Parameteroptimierung zu minimierende Zielfunktion (Summe der gewichteten Abweichungsquadrate, WSSE) enthielt jeweils tägliche Daten der kumulativen Ausflüsse am unteren Rand sowie der profilgemittelten Wassergehalte aus den Vorwärtssimulationen und teilweise zusätzlich tägliche Matrixpotenzialdaten aus zwei Tiefen. Die Gewichtung der verschiedenen Datentypen erfolgte invers zur Varianz der angenommenen Messfehler ($1/\sigma^2$). Zur Parameterschätzung wurde der global konvergente Shuffled Complex Evolution Algorithmus (SCE-UA) verwendet. Zur Quantifizierung der Unsicherheiten und zur Berechnung der 95%-Konfidenzintervalle wurde die „First-order-second-moment“-Methode verwendet. Zudem wurden als Maß für die Güte der Anpassung die „root mean square errors“ (RMSE) für jede Datengruppe in der Zielfunktion berechnet. Wenn der RMSE gleich der Messgenauigkeit ist, ist die Anpassung perfekt.

Ergebnisse

Synthetische Messdaten: Homogene Profile

Die Parameterschätzung mit den synthetischen Daten führte zu für die Praxis sehr nutzbringenden Erkenntnissen. Die Güte der Parameterschätzungen ist für alle Szenarien in Tabelle 2 zusammengefasst. Die Szenarien werden unterschieden in homogene und heterogene Profile, für die Parameter geschätzt wurden, ob Wurzelwasseraufnahme berücksichtigt wurde, ob ein Wurzelverteilungsparameter mit geschätzt wurde, und ob Matrixpotenzialmessungen in die Zielfunktion integriert waren.

Für die homogenen Profile, deren hydraulische Eigenschaften in der Vorwärtssimulation mit VGM parametrisiert wurden, konnten die synthetischen Messdaten mit VGM perfekt wiedergegeben, und die wahren hydraulischen Eigenschaften korrekt identifiziert werden (Tabelle 2, Szenarien 1 - 6), wie bereits von DURNER et al. (2008) gezeigt wurde. Dies funktionierte sowohl für unbewachsene als auch für bewachsene Böden. Zudem war es möglich, gleichzeitig die Durchwurzelungstiefe korrekt zu bestimmen.

Bei der Schätzung der hydraulischen Funktionen unter Verwendung des Free-Form-Algorithmus (FF) wurden die Daten in der Zielfunktion ebenfalls nahezu perfekt wiedergegeben (Szenarien 7 - 12). Beispielfhaft werden in Abbildung 2 die Ergebnisse der Parameterschätzung mit dem FF-Algorithmus für einen bewachsenen Lehmboden (Lehm I) gezeigt, bei dem Potenzialmessungen in die Zielfunktionen mit eingingen. Die Verläufe aller Datentypen in der Zielfunktion wurden sehr gut beschrieben, die Residuen zeigen nur sehr geringe systematische Abweichungen. Die wahren hydraulischen Funktionen wurden in dem Matrixpotenzialbereich, in dem ausreichend Information aus den Messdaten vorhanden war (pF 1,2 - 3), korrekt wieder gegeben (Abbildung 2f und 2g). Im feuchten Bereich wird durch die Unsicherheiten sowohl in der Retentionsfunktion als auch in der Leitfähigkeitsfunktion deutlich, dass hier kaum Information in den Messdaten vorhanden war, die hydrau-

Tabelle 2: Güte der geschätzten hydraulischen Eigenschaften für die Szenarien der synthetischen Daten. Das van Genuchten-Mualem Modell (VGM) und das Free-Form Modell (FF) wurden für die Parametrisierung der hydraulischen Funktionen verwendet. Mittlere quadratische Abweichungen (RMSE) für die verschiedenen Datentypen (kumulativer Ausfluss: Q, profilgemittelter Wassergehalt: θ_m und Matrixpotenzial: h) geben die Güte der Anpassung an.

| Szenario | Modell | Wurzeln | WT ¹ geschätzt | Tensiometer | RMSE _Q ⁺ | RMSE _{θ_m} ⁺ | RMSE _h ⁺ | WT ¹ korrekt |
|---|--------|---------|---------------------------|-------------|--------------------------------|--|--------------------------------|-------------------------|
| homogen, kein Modellfehler bei VGM (Lehm I) | | | | | | | | |
| 1 | VGM | nein | - | nein | ++ | ++ | | |
| 2 | VGM | ja | nein | nein | ++ | ++ | | |
| 3 | VGM | ja | ja | nein | ++ | ++ | | + |
| 4 | VGM | nein | - | ja | ++ | ++ | ++ | |
| 5 | VGM | ja | nein | ja | ++ | ++ | + | |
| 6 | VGM | ja | ja | ja | ++ | ++ | ++ | + |
| 7 | FF | nein | - | nein | ++ | ++ | | |
| 8 | FF | ja | nein | nein | ++ | + | | |
| 9 | FF | ja | ja | nein | ++ | + | | + |
| 10 | FF | nein | - | ja | ++ | ++ | ++ | |
| 11 | FF | ja | nein | ja | ++ | ++ | ++ | |
| 12 | FF | ja | ja | ja | ++ | + | + | + |
| homogen, Modellfehler bei VGM (Lehm II) | | | | | | | | |
| 13 | VGM | nein | - | nein | - | - | | |
| 14 | VGM | ja | nein | nein | - | - | | |
| 15 | VGM | ja | ja | nein | - | - | | + |
| 16 | VGM | nein | - | ja | - | - | - | |
| 17 | VGM | ja | nein | ja | - | - | - | |
| 18 | VGM | ja | ja | ja | - | - | - | - |
| 19 | FF | nein | - | nein | ++ | ++ | | |
| 20 | FF | ja | nein | nein | ++ | ++ | | |
| 21 | FF | ja | ja | nein | ++ | ++ | | + |
| 22 | FF | nein | - | ja | ++ | ++ | ++ | |
| 23 | FF | ja | nein | ja | ++ | ++ | + | |
| 24 | FF | ja | ja | ja | ++ | ++ | + | + |
| heterogen, effektive Parameter geschätzt | | | | | | | | |
| 25 | VGM | nein | - | nein | - | - | | |
| 26 | VGM | ja | nein | nein | -- | -- | | |
| 27 | VGM | ja | ja | nein | -- | -- | | - |
| 28 | VGM | nein | - | ja | - | - | -- | |
| 29 | VGM | ja | nein | ja | -- | -- | -- | |
| 30 | VGM | ja | ja | ja | -- | -- | -- | - |
| 31 | FF | nein | - | nein | - | - | | |
| 32 | FF | ja | nein | nein | - | - | | |
| 33 | FF | ja | ja | nein | - | - | | - |
| 34 | FF | nein | - | ja | - | - | -- | |
| 35 | FF | ja | nein | ja | -- | -- | -- | |
| 36 | FF | ja | ja | ja | -- | -- | -- | - |
| heterogen, Parameter von beiden Schichten geschätzt | | | | | | | | |
| 37 | VGM | nein | - | nein | ++ | ++ | | |
| 38 | VGM | ja | nein | nein | ++ | ++ | | |
| 39 | VGM | ja | ja | nein | ++ | ++ | | + |
| 40 | VGM | nein | - | ja | ++ | ++ | ++ | |
| 41 | VGM | ja | nein | ja | ++ | ++ | ++ | |
| 42 | VGM | ja | ja | ja | ++ | ++ | ++ | + |
| 43 | FF | nein | - | nein | ++ | ++ | | |
| 44 | FF | ja | nein | nein | + | + | | |
| 45 | FF | ja | ja | nein | - | - | | + |
| 46 | FF | nein | - | ja | ++ | ++ | ++ | |
| 47 | FF | ja | nein | ja | + | + | + | |
| 48 | FF | ja | ja | ja | + | + | + | + |

* ++: RMSE $\leq 1,5 \sigma$, +: RMSE $\leq 5 \sigma$, -: RMSE $\leq 25 \sigma$, --: RMSE $> 25 \sigma$; ¹+: Wurzellänge auf 1 cm genau geschätzt, -: größere Abweichung; ¹ Wurzeltiefe

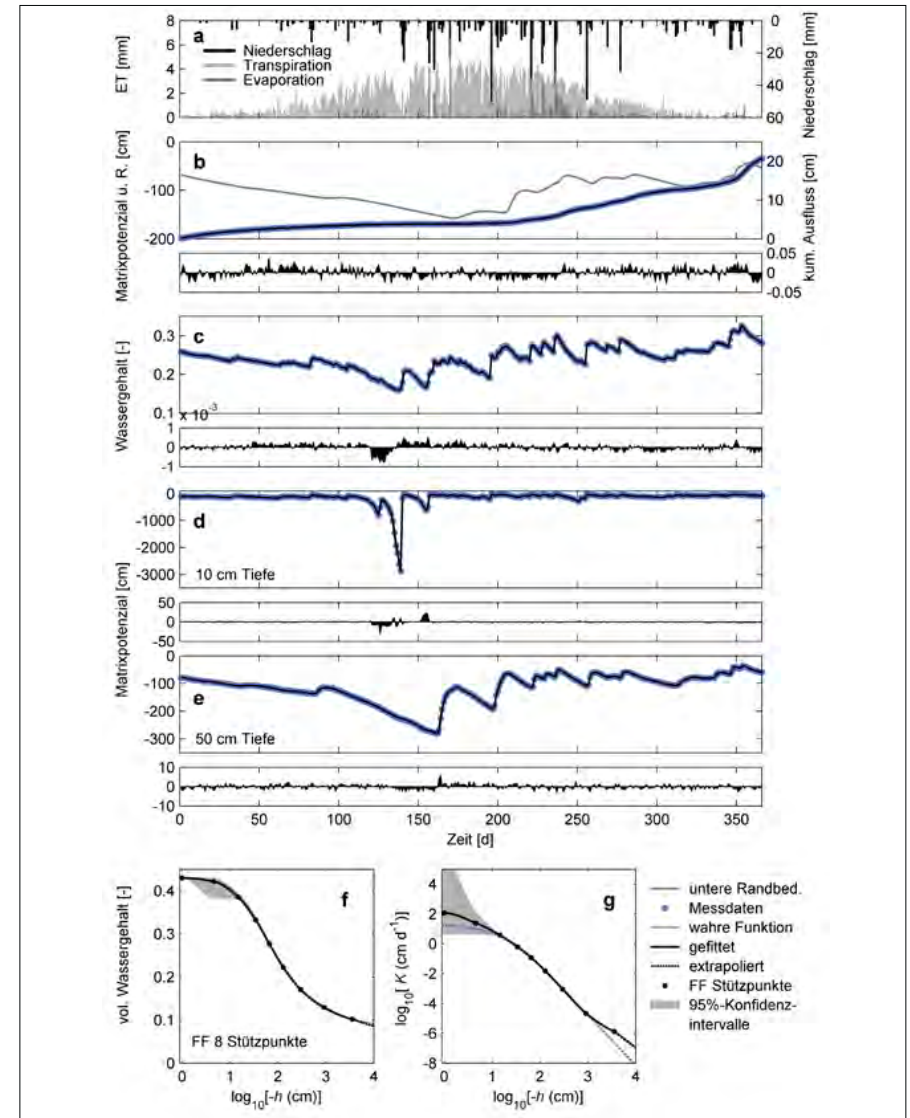


Abbildung 2: Ergebnisse der Free-Form-Parametrisierung (FF) für einen homogenen Lehm Boden (Lehm I, Szenario 12 aus Tabelle 2); a: obere Randbedingung: Niederschlag, potentielle Evaporation und Transpiration; b: untere Randbedingung: variable Matrixpotenziale; gemessene und simulierte kumulierte Ausflüsse am unteren Rand (b), profilgemittelte Wassergehalte (c) und Matrixpotenziale in 10 (d) und 50 cm Tiefe (e) mit dazugehörigen Residuen. „Wahre“ und mit dem FF-Algorithmus geschätzte Retentions- (f) und Leitfähigkeitsfunktionen (g).

lischen Eigenschaften in diesem Bereich also nicht genau bestimmt werden konnten. Im trockenen Bereich, jenseits von pF 3,5 war ebenfalls nur unzureichende Information vorhanden, hier wurden die Funktionen extrapoliert.

Im zweiten Schritt wurde ein Modellfehler simuliert, d.h. in der Vorwärtssimulation wurde nicht die VGM Funktion zur Parametrisierung der hydraulischen Eigenschaften verwendet, die dann in der inversen Simulation verwendet wurde, sondern eine komplexere (Lehm II). Die Ergebnisse (Tabelle 2, Szenarien 13 - 18) zeigen, dass die Daten bei Verwendung des VGM-Modells in der inversen Simulation nicht mehr ausreichend gut beschrieben werden konnten. Deutliche Abweichungen zwischen simulierten und „gemessenen“ Daten traten auf. Im Gegensatz dazu konnten diese Daten mit der FF-Parametrisierung weiterhin sehr gut beschrieben werden (Tabelle 2, Szenarien 19 - 24). Durch die hohe Flexibilität der FF-Funktionen, bei denen keine Form der Kurven vorgegeben ist, können Modellfehler weitgehend vermieden werden.

Synthetische Messdaten: Geschichtete Profile

Im nächsten Schritt wurden geschichtete Profile betrachtet, wobei zunächst versucht wurde, diese in der Parameterschätzung als „quasi-homogen“ anzusehen und effektive Parameter zu schätzen (Szenarien 25 - 36). Für den unbewachsenen Boden konnten die Ausflüsse und gemittelten Wassergehalte noch einigermaßen gut beschrieben werden (wie bereits von DURNER et al. (2008) gezeigt wurde), für bewachsene Böden waren die Abweichungen schon sehr viel größer. Auch unter Verwendung des FF-Algorithmus ergab sich nur eine geringfügige Verbesserung in der Beschreibung der Messdaten. Die Einbeziehung von Matrixpotenzialmessungen in die Zielfunktion erhöhte die Identifizierbarkeit der hydraulischen Funktionen enorm, jedoch konnten weder die Messdaten der Matrixpotenziale noch die gemittelten Wassergehalte durch die effektive Parametrisierung beschrieben werden. In Abbildung 3 sind die Ergebnisse der FF-Parametrisierung für einen bewachsenen Boden dargestellt, in Abbildung 3e und 3f sind neben den geschätzten FF-Funktionen auch die mit VGM geschätzten Funktionen gezeigt (Tabelle 2, Szenario 30). Der Wurzelteiefeparameter wurde hier mit geschätzt, konnte jedoch für beide Parametrisierungen nicht korrekt bestimmt werden. Die geschätzten hydraulischen Funktionen beider Parametrisierungen liegen im trockenen Bereich ab pF 2 genau aufeinander. Im feuchten Bereich weichen sie stark voneinander ab. Die Unsicherheitsverteilungen der FF-Kurven verdeutlichen jedoch hervorragend den fehlenden Informationsgehalt der Messdaten in diesem Bereich.

Bei der gleichzeitigen Schätzung beider Schichten des heterogenen Profils (Szenarien 37 - 48) wurden mit der VGM-Parametrisierung hervorragende Ergebnisse erzielt. Mit der FF-Parametrisierung wurden die Daten immer noch sehr gut, jedoch nicht mehr perfekt beschrieben. Die hohe Anzahl der zu schätzenden Parameter (für 8 Stützpunkte: 32 Parameter) ist hierfür vermutlich verantwortlich. Die Identifizierbarkeit der Parameter wird durch die Einbeziehung von Tensionsdaten in die Zielfunktion entscheidend verbessert.

Reale Messdaten

Bei der inversen Simulation der Realdaten lieferte die Identifikation der hydraulischen Eigenschaften für beide Schichten deutlich bessere Ergebnisse als die Schätzung effektiver Parameter.

Sowohl mit der VGM- als auch mit der FF-Parametrisierung konnten die kumulativen Ausflüsse und die Änderungen des profilmittelten Wassergehalts relativ gut wieder gegeben werden. Die Verläufe der Simulationsergebnisse beider Parametrisierungen sind sehr ähnlich, daher sind in Abbildung 4 nur diejenigen der FF-Anpassung gezeigt. In Abbildung 4d und 4e sind die geschätzten Funktionen beider Parametrisierungen dargestellt. Leider sind in dem Lysimeter keine Tensiometer eingebaut, deren Messungen den Informationsgehalt und damit die Bestimmbarkeit der hydraulischen Eigenschaften entscheidend verbessern würden, wie mit Hilfe der synthetischen Daten gezeigt wurde.

Die Beschreibung der Realdaten durch die Parameterschätzung ist bei weitem noch nicht perfekt. Die Wurzelverteilung im Profil wurde festgesetzt und könnte noch optimiert werden, zudem wurden wichtige Prozesse wie Hysterese der hydraulischen Eigenschaften oder Frost- und Schneereignisse in den Simulationen nicht berücksichtigt.

Diskussion

Die Simulationen mit synthetischen Daten zeigen, dass die hydraulischen Eigenschaften homogener Profile bei zutreffenden Annahmen in Hinblick auf das Prozessmodell und die hydraulischen Funktionen allein anhand von Messdaten des kumulativen Ausflusses und der Änderung des profilmittelten Wassergehalts perfekt bestimmt werden können. Gleichzeitig kann die Wurzelteiefe korrekt geschätzt werden. Sofern das Modell zur Beschreibung der hydraulischen Eigenschaften fehlerhaft ist (Tabelle 2, Szenarien 13 - 18), können die Messungen nicht korrekt wiedergegeben werden. Dieses Problem lässt sich mit der FF-Parametrisierung lösen.

Der Versuch Messdaten heterogener Profile mit effektiven Parametern zu beschreiben führt zu deutlichen Abweichungen, auch unter Verwendung der FF-Parametrisierung. Dies zeigt, dass der konzeptionelle Modellfehler (Homogenitätsannahme) nicht durch höhere Flexibilität der hydraulischen Funktionen kompensiert wird. Die simultane Optimierung der hydraulischen Eigenschaften beider Schichten der heterogenen Profile war dagegen erfolgreich, trotz der hohen Zahl an geschätzten Parametern. Hierbei ist es noch wichtiger über Messungen von Statusvariablen (z.B. Matrixpotenziale) im Lysimeter zu verfügen.

Die Parameteroptimierung an synthetischen Daten stellt eine Machbarkeitsstudie unter optimalen Bedingungen dar, bei der sicher gestellt ist, dass keine Fehler in Hinblick auf das Prozessmodell (Richardsgleichung), Hysterese, die Wurzelverteilung und Wurzelwasseraufnahme sowie keine systematischen Fehler bei den Messdaten auftreten.

Die inverse Simulation der Realdaten zeigte eine annehmbare Beschreibung der Messdaten, beweist jedoch auch, dass einige Prozesse durch die Simulation noch nicht korrekt abgebildet werden können.

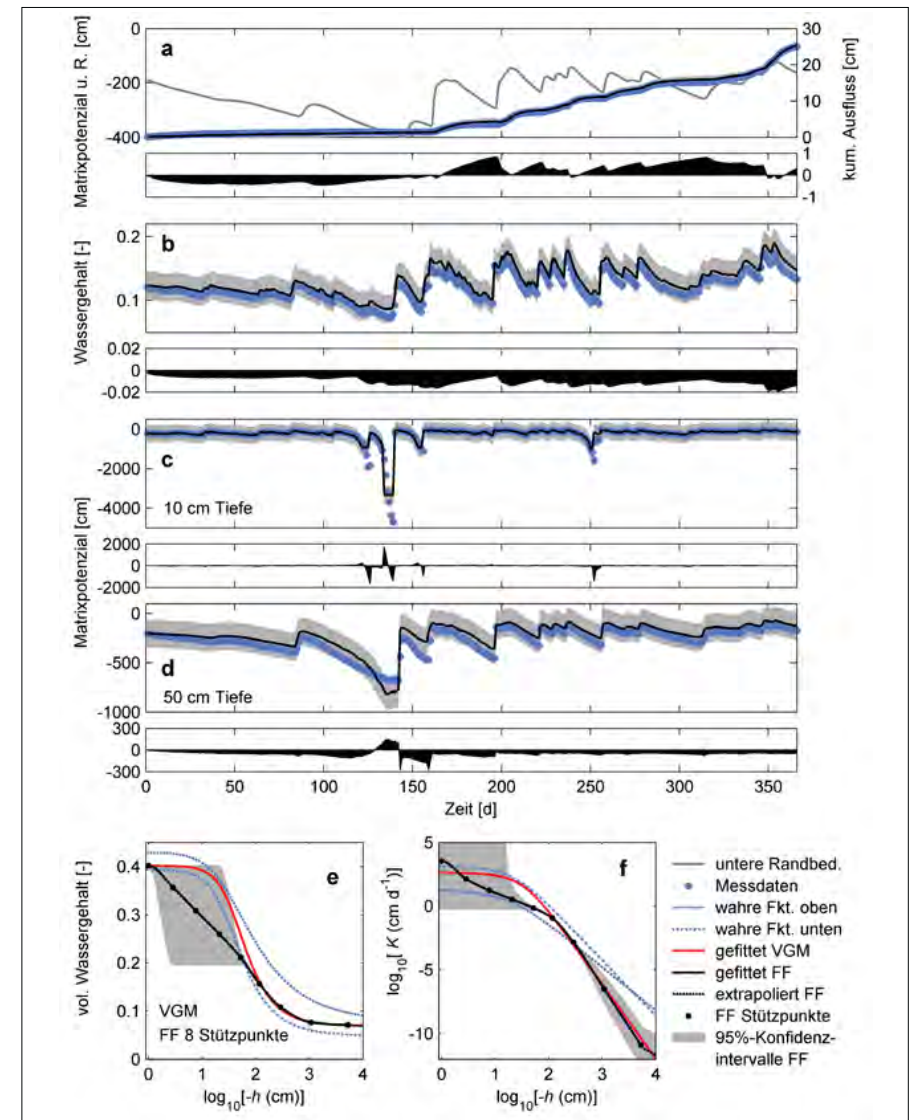


Abbildung 3: Ergebnisse der van Genuchten-Mualem- (VGM) und der Free-Form- (FF) Parametrisierung für ein heterogenes Profil (20 cm Lehm I über Sand, Szenarien 30 und 36 aus Tabelle 2); a: untere Randbedingung: variable Matrixpotenziale; gemessene und mit Free Form simulierte kumulative Ausflüsse am unteren Rand (a), profilmittelte Wassergehalte (b) und Matrixpotenziale in 10 (c) und 50 cm Tiefe (d) mit dazugehörigen Residuen. „Wahre“ geschätzte Retentions- (e) und Leitfähigkeitsfunktionen (f). Simulationsergebnisse und 95%-Konfidenzintervalle sind nur für FF gezeigt.

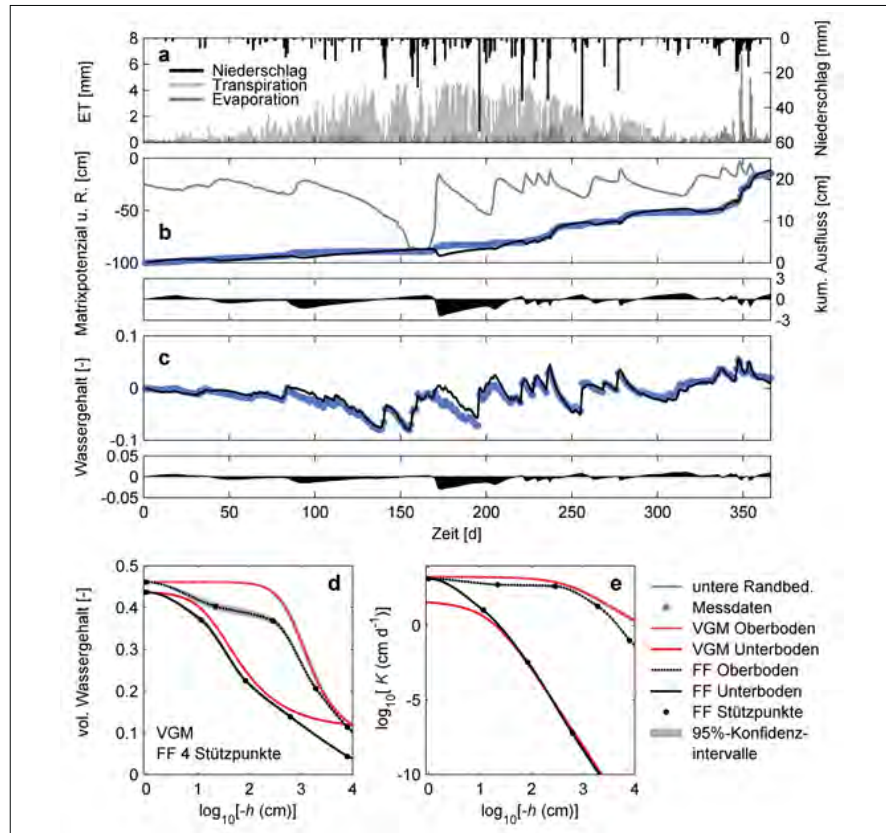


Abbildung 4: Ergebnisse der van Genuchten-Mualem- (VGM) und der Free-Form- (FF) Parametrisierung für das Gras-Referenz-Lysimeter in Wagna (Realdaten); a: obere Randbedingung: Niederschlag und potentielle Evaporation und Transpiration; b: untere Randbedingung: variable Matrixpotenziale; gemessene und mit Free Form simulierte kumulative Ausflüsse am unteren Rand (b) und profilgemittelte Wassergehalte (c) mit dazugehörigen Residuen. Mit dem Free Form Algorithmus (FF) und dem van Genuchten-Mualem Modell (VGM) geschätzte Retentions- (f) und Leitfähigkeitsfunktionen (g). Simulationsergebnisse und 95%-Konfidenzintervalle sind nur für FF gezeigt.

Um die realen Messdaten präziser bestimmen zu können, sind die Einflüsse möglicher systematischer Fehler in den Randbedingungen, der Parametrisierung der Wurzeln und der Wurzelwasseraufnahme sowie der Einfluss von Hysterese zu untersuchen.

Literatur

- ALLEN, R.G., L.S. PEREIRA, D. Raes and M. SMITH, 1998: Crop evapotranspiration (guidelines for computing crop water requirements). FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56, 300 S.
 CARSEL, R.F. and R.S. PARRISH, 1988: Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics, Water Resour. Res. 24, 755-769.

- DURNER, W., 1994: Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure. Water Resour. Res. 30:211-223.
 DURNER, W., U. JANSEN and S.C. IDEN, 2008: Effective hydraulic properties of layered soils at the lysimeter scale determined by inverse modeling. European Journal of Soil Sci. 59:114-124.
 FEDDES, R.A., P.J. KOWALIK and H. ZARADNY, 1978: Simulation of field water use and crop yield, John Wiley & Sons, New York.
 IDEN, S. and W. DURNER, 2007: Free-Form estimation of the unsaturated soil hydraulic properties by inverse modeling using global optimization. Water Resour. Res. 43:W07451.
 SCHAAP, M.G., F.J. LEIJ and M.T. VAN GENUCHTEN, 2001: Rosetta: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions, Journal of Hydrology, 251, 163-176.

ŠIMUNEK, J., M. ŠEJNA, H. SAITO, M. SAKAI and M.T. VAN GENUCHTEN, 2008: The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat and multiple solutes in variably-saturated media, version 4.07. Department of environmental sciences, University of California, Riverside.

VAN GENUCHTEN, M.T. 1980: A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 44:892-898.
 VOGEL, T., M.T. VAN GENUCHTEN and M. CISLEROVA, 2001: Effect of the shape of the soil hydraulic functions near saturation on variably-saturated flow predictions. Advances in Water Resour. 24:133-144.

Prozessanalyse der Verdunstung als Grundlage zur verbesserten Messung hydraulischer Kennfunktionen von Böden

Uwe Schindler^{1*}, Wolfgang Durner², Georg von Unold³ und Lothar Müller¹

Zusammenfassung

Das Verdunstungsverfahren ermöglicht die simultane Messung der Wasserretentionskurve und der hydraulischen Leitfähigkeitsfunktion. Der Einsatz des Verfahrens war limitiert durch den eingeschränkten Messbereich zwischen 0 und 500 hPa. Aufgrund hoher Anforderungen an die Wägegenauigkeit benötigte bislang jede Probe ihre eigene Waage. Das führte zu gesteigerten Geräte- und Verfahrenskosten. Durch die Anwendung von Verdunstungsfunktionen für die Quantifizierung des Fluxes kann die Präzision der Wägegenauigkeit deutlich gemindert werden, und die Kosten werden gesenkt. Die Verwendung von Siedeverzugtensiometern und die Nutzung des Lufttrittpunktes der Tensiometerkeramik ermöglicht die Messerweiterung bis nahe dem permanenten Welkepunkt. Diese technischen Neuerungen und eine umfassende Software zur Datenerfassung und Datenverarbeitung sind Bestandteil des Messsystems HYPROP.

Summary

The evaporation method allows the simultaneous measurement of the water retention curve and hydraulic conductivity function. The use of the method was restricted by the limited measurement range between 0 and 500 hPa. Due to high requirements on the weighing accuracy, each sample needed its own balance. This led to high costs for the equipment and measurements. Applying evaporation functions for quantifying fluxes reduces costs while remaining the accuracy of the measurement results. The application of cavitation tensiometers and the use of the air entry value of the tensiometers ceramic cup allow extending the measurement range close to the wilting point. These technical innovations combined with a special software for data collection and data processing are part of the measurement system HYPROP.

Einleitung

Kenntnisse zu hydraulischen Kennfunktionen von Böden sind Voraussetzung für die Bearbeitung ökologischer und ökonomischer Fragestellungen terrestrischer Ökosysteme. Das betrifft sowohl die Eigenschaft, Wasser zu speichern als auch den Transport von Wasser und den darin gelösten Stoffen durch den Boden.

Die Messung der Wasserretentionsfunktion erfolgt in vielen Laboreinrichtungen in der Kombination von drei Geräten. Mit der Sandbox (CRESSWELL et al. 2008) werden die Wasserspeichereigenschaften bis etwa 100 hPa gemessen. Die Kaolinbox erweitert den Messbereich bis 500 hPa. Für den hohen Druckbereich bis zum permanenten Welkepunkt kommt gewöhnlich der Drucktopf zum Einsatz. Neben der sehr langen Messzeit zum Erreichen des Gleichgewichtszustandes und den hohen Kosten für die Geräteausrüstung wirken insbesondere beim Drucktopf die Druckstabilisierung und die Verwendung sehr kleiner und noch dazu gestörter Bodenproben limitierend (DANE and HOPMANS 2002). Für die Messung der hydraulischen Leitfähigkeitsfunktion ist die Multistep-Outflow Methode gebräuchlich. Durch

die Verwendung von Tensiometern ist der Messbereich bis maximal 500 hPa begrenzt.

Das Verdunstungsverfahren (WIND 1966, BECHER 1970, SCHINDLER 1980, PLAGGE 1991, WENDROTH et al. 1993) ermöglicht die simultane Messung beider Kennfunktionen. Der Vorteil des Verfahrens besteht darin, dass die hydraulischen Funktionen aus einem natürlichen Prozess, der Verdunstung, abgeleitet werden. Die Messkurven werden durch eine Vielzahl von Wertepaaren im gesamten Messbereich in hoher Güte beschrieben, und die Handhabung ist sehr einfach. Begrenzend wirken der eingeschränkte Messbereich (maximal 500 hPa) und die kostenintensive Forderung, dass aufgrund hoher Anforderung an die Wägegenauigkeit die Probe während der Messung auf der Waage verbleiben muss.

Die nachfolgend vorgestellten Neuerungen ermöglichen

- eine Kostenreduzierung durch Minderung der Anforderungen an die Wägegenauigkeit bei Einhaltung der Messgüte (SCHINDLER et al. 2006) und
- eine Erweiterung des Messbereiches bis nahe dem permanenten Welkepunkt (SCHINDLER et al. 2010a, SCHINDLER et al. 2010b).

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

² Institut für Geoökologie, Abteilung Bodenkunde und Bodenphysik, TU Braunschweig, Langer Kamp 19c, D-38106 BRAUNSCHWEIG

³ UMS GmbH, Gmunderstr. 37, D-81379 MÜNCHEN

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

Tabelle 1: Basisdaten für Verdunstungsuntersuchungen

| Texturgruppe | Kürzel | n | v | p | ρ_b |
|--------------------------------|----------------------------------|----|-------------------|----------------------------------|---------------------|
| | | | mm d ¹ | cm ³ cm ⁻³ | g cm ⁻³ |
| Ton und lehmig schluffiger Ton | Tt, Tl, Tu2, Tu3, Tu4 | 8 | 3.90 (1.9-5.8) | 0.51 (0.32-0.8) | 1.36 (0.62-1.69) |
| Sandig, schluffig toniger Lehm | Ls2, Ls3, Ls4, Lts, Lu, Lt2, Lt3 | 26 | 2.60 (0.6-4.3) | 0.45 (0.32-0.6) | 1.53 (1.3-1.86) |
| Lehmiger und toniger Sand | Sl2, Sl3, Sl4, St2, St3 | 23 | 3.20 (1.9-5.7) | 0.35 (0.31-0.41) | 1.74 (1.62-1.88) |
| Toniger Schluff | Ut2, Ut3, Ut4, Uls | 8 | 3.30 (0.8-5.7) | 0.47 (0.36-0.56) | 1.38 (1.17-1.5) |
| Schluffiger Sand | Su2, Su3, Su4 | 11 | 2.32 (1.7-3.8) | 0.40 (0.31-0.57) | 1.62 (1.16-1.81) |
| Sand | Ss | 18 | 2.50 (0.6-4.6) | 0.40 (0.32-0.52) | 1.56 (1.26-1.71) |
| Torf und Mudde | Hn, F | 10 | 2.90 (1.5-4.2) | 0.82 (0.68-0.93) | 0.39 (0.09-0.74) |

(v-) Spannweite, v- Verdunstungsrate, p- Porosität, ρ_b - Trockenrohddichte

Material und Methode

Verdunstungsverfahren nach Schindler (1980)

Kurzbeschreibung: Eine ungestörte Bodenprobe (250cm³) wird wassergesättigt. Die Probe wird mit einem Messkopf verbunden auf dem zwei Tensiometer montiert sind. Die Probe wird mit dem Messkopf verspannt und so basal abgedichtet. Der Messkopf wird mit aufgesetzter Probe auf eine Waage gestellt, und im Zeitintervall werden die Saugspannungen und die Probenmasse online mit einem Computer erfasst. Die Messung ist beendet, wenn Luft in die Tensiometer eindringt und die angezeigte Saugspannung auf 0 zurückgeht. Die Probe wird vom Messkopf entfernt und die Restfeuchte durch Trocknung bei 105°C gemessen. Die Saugspannungs- und Massewerte bilden die Grundlage für die Berechnung der Wasserretentions- und der hydraulischen Leitfähigkeitsfunktion. Aus Bodentrockenmasse und Volumen der Probe wird die Trockenrohddichte berechnet. Die Messzeit ist abhängig von der Verdunstungsrate und der zu verdunstenden Wassermenge und beträgt zwischen 3 und 10 Tagen.

PETERS und DURNER (2008) haben dieses Verfahren hinsichtlich ihrer vereinfachenden Grundannahmen geprüft und als für geeignet bewertet.

Reduzierung der Wägenauigkeit

Aus einer Datenbank mit über 1500 mineralischen und organischen Bodenproben wurden 104 Proben unterschiedlicher Textur, Trockenrohddichte und organischer Substanz ausgewählt (Tabelle 1) und der Verlauf der Masseabnahme während der Verdunstungsmessung analysiert (SCHINDLER et al. 2006). Die Laborräume waren nicht klimatisiert.

Erweiterung des Messbereiches durch Anwendung von Siedeverzugtensiometern

Der Messbereich eines wassergefüllten Tensiometers endet gewöhnlich bei etwa 700 hPa.

Der Messbereich kann aber erweitert werden, wenn der Siedepunkt des Wassers verzögert wird (SCHINDLER et al. 2010a).

Das kann erreicht werden wenn:

- keine freie Luft im Tensiometerwasser vorhanden ist
- keine Verunreinigungen vorhanden sind die den Siedepunkt beeinflussen
- alle Bauteile des Tensiometers hydrophil und poliert sind, so dass sich keine Luft anlagern kann.

Die verwendeten Tensiometer der Firma UMS wurden genau für diesen Zweck konstruiert.

- Die Oberflächenrauigkeit des Tensiometerschaftes ist minimiert und undurchlässig für Luft.
- Die Tensiometerzelle ist klein. Der Luftdurchtrittspunkt liegt bei etwa 8000 hPa.
- Das Wasservolumen der Tensiometerzelle ist minimiert 0.33 cm³ bzw. 0.15 cm³.
- Die Reaktionszeit beträgt zwischen 5 und 10 Sekunden.

Erweiterung des Messbereiches durch Nutzung des Luftpunktes der Tensiometerkeramik

Die Saugspannungsdynamik erfolgt in drei voneinander abgrenzbaren Phasen (Abbildung 1).

1. Phase: Messung repräsentativer Saugspannungen
2. Phase: Erreichen des Siedepunktes. Die Saugspannung sinkt abrupt auf Dampfdruck
3. Phase: Die Saugspannung im Boden wird so groß, dass die größte durchgehende Pore der Tensiometerkeramik entwässert wird. Luft dringt in das Tensiometerinnere ein und der Druck geht auf 0 zurück.

Idee: Da der Luftpunkt in das Tensiometerinnere zeitlich fixiert werden kann, ist es möglich, bei Kenntnis des Luftpunktes der Tensiometerkeramik zwischen den repräsentativen Saugspannungsmesswerten (Phase 1) und

dem Luftpunktes der Tensiometerkeramik zu interpolieren und so den Messbereich bis nahe an den Welkepunkt zu erweitern (SCHINDLER et al. 2010b).

Ergebnis

Masseänderung während der Verdunstung und Wägenauigkeit

- Die Masseabnahme erfolgt kontinuierlich und lässt sich mit hoher Präzision durch eine quadratische Funktion beschreiben (0-500 hPa). Für einen erweiterten Messbereich können auch Polynome höherer Ordnung Verwendung finden. Um den Masseverlauf zu beschreiben sind nur noch wenige Messungen (Minimum 4) erforderlich (Abbildung 2).
- Die auf der Basis von Verdunstungsfunktionen quantifizierten hydraulischen Kennfunktionen sind hinsichtlich Güte und Präzision nicht gemindert.

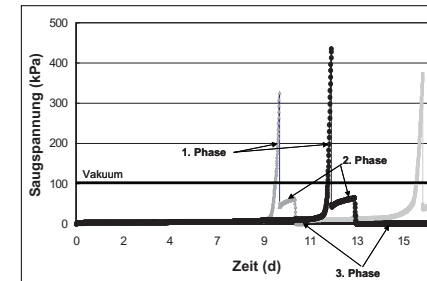


Abbildung 1: Phasen der Saugspannungsdynamik während der Verdunstungsmessung

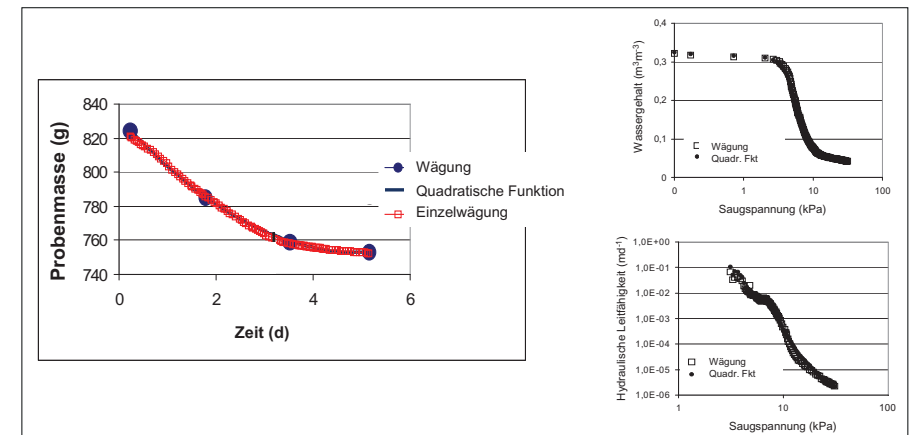


Abbildung 2: Verwendung einer quadratischen Funktion für die Beschreibung der Masseabnahme der Probe während der Verdunstung, Hydraulische Leitfähigkeit (links), und Wasserretentionsfunktion (rechts)

- Daraus resultiert eine erhebliche Kosteneinsparung. Die Anforderungen an die Wägenauigkeit sind deutlich geringer (max 0.1 g). Es können preiswertere Waagen verwendet werden, und eine Vielzahl von Proben kann gleichzeitig mit nur einer Waage gemessen werden.

Erweiterung des Messbereiches

Durch Einsatz von Siedeverzugtensiometern und durch Saugspannungsinterpolation (Abbildung 3) zwischen den repräsentativen Saugspannungsmesswerten (Phase 1) und dem Luftpunkt in das Tensiometerinnere (Phase 3) kann der Messbereich bis nahe dem Welkepunkt erweitert werden.

Die Interpolation zwischen Saugspannungsmesswerten und Luftpunktes kann mit einem Polynom erfolgen. Der Luftpunkt am oberen Tensiometer bestimmt das Messende. Zu diesem Zeitpunkt (t_{Luft}) entspricht die Saugspannung im Boden am oberen Tensiometer dem Druck am Luftpunktes der Tensiometerkeramik. Befindet sich das untere Tensiometer zu diesem Zeitpunkt bereits in Phase 2, so wird die zugehörige Saugspannung am unteren Tensiometer aus der Zeit/Saugspannungsinterpolationsfunktion berechnet. Die mittlere Saugspannung ergibt sich als arithmetisches oder im Fall der Messerweiterung besser als geometrisches Mittel der Saugspannung am oberen und unteren Tensiometer. Diese Prozedur ermöglicht eine Messerweiterung bis etwa 6500 hPa (pF 3,8).

Abbildung 4 zeigt die hydraulische Leitfähigkeitsfunktion (links) und die Wasserretentionsfunktion (rechts) in der:

- A) bisherigen Ausdehnung
- B) die mögliche Erweiterung durch den Einsatz von Siedeverzugtensiometern und
- C) die Erweiterung durch die Nutzung des Luftpunktes der Tensiometerkeramik bis nahe dem permanenten Welkepunkt.

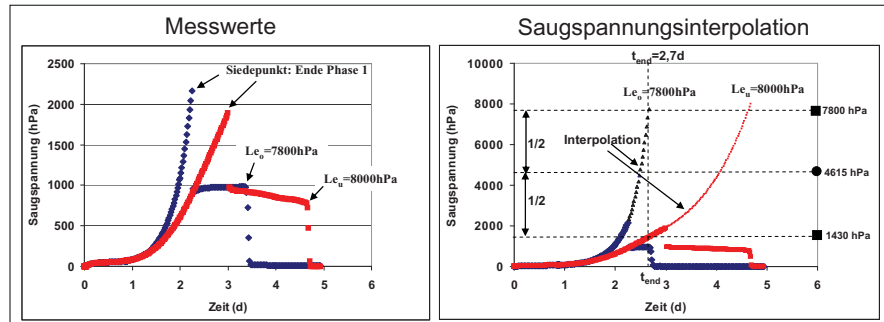


Abbildung 3: Prinzip der Saugspannungsinterpolation zwischen gemessenen Saugspannungen und Lufteintrittspunkt der Tensiometerkeramik

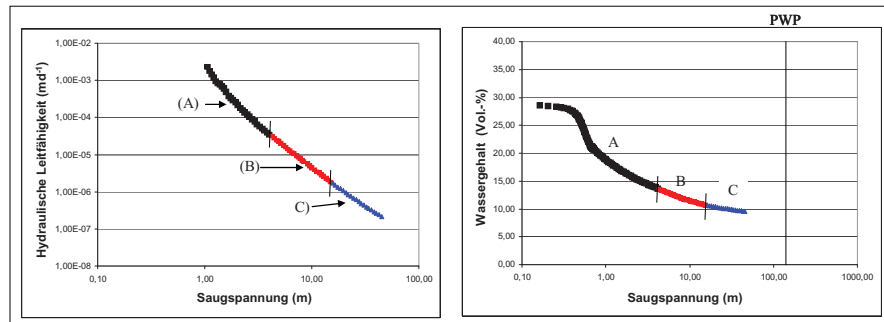


Abbildung 4: Hydraulische Leitfähigkeitsfunktion (links) und Wasserretentionskurve (rechts) mit erweitertem Messbereich

Schlussfolgerungen

Das Verdunstungsverfahren ermöglicht die simultane Messung der hydraulischen Leitfähigkeits- und der Wasserretentionsfunktion. Durch Rücktrocknung am Ende der Messung kann zusätzlich noch die Trockenrohdichte des Bodens gemessen werden. Die Messzeit beträgt 3 bis 10 Tage. Durch die Anwendung von Verdunstungsfunktionen ist die parallele Messung einer Vielzahl von Proben in gleichbleibend hoher Qualität möglich, auch wenn nur eine Waage zur Verfügung steht. Die Anwendung von Siedeverzugtensiometern erlaubt Saugspannungsmessungen bis maximal 4350 hPa und damit eine Erweiterung des Messbereiches für die hydraulischen Kennfunktionen bis maximal 2930 hPa. Die Nutzung des Lufteintrittspunktes der Tensiometerkeramik ermöglicht eine Erweiterung der hydraulischen Funktionen bis nahe dem permanenten Welkepunkt. Ein von SCHELLE et al. (2010) durchgeführter Vergleich von hydraulischen Leitfähigkeitswerten, gemessen mit dem HYPROP System und der Multistep-Outflow Methode, zeigte eine gute Übereinstimmung der Ergebnisse. Diese Neuerungen und ein umfassendes Softwarepaket zur Datenerfassung und Datenverarbeitung sind im Messsystem HYPROP der Firma UMS GmbH verwirklicht.

Weitergehende Arbeiten:

- Für die umfassende Nutzung von hydraulischen Kennfunktionen die mit dem Verdunstungsverfahren gemessen werden, ist ein Vergleich zu Ergebnissen der bislang gebräuchlichen Verfahren für die Bestimmung der Wasserretentionsfunktion (Sandbox, Kaolinbox, Drucktopf) erforderlich.
- Der Einfluss von Schrumpfung und Quellung infolge Austrocknung und Wiederbefeuchtung ist zukünftig stärker zu berücksichtigen.

Literatur

- BECHER, H.H., 1970: Ein Verfahren zur Messung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit. Z. Pflanzenemachr. Bodenkd. 128:1-12.
- CRESSWELL, H.P., T.W. GREEN and N.J. MCKENZIE, 2008: The adequacy of pressure plate apparatus for determining soil water retention. Soil Sci. Soc. Am. J. 55(72):41-49.
- DANE, J.H. and J.W. HOPMANS, 2002: Pressure plate extractor. 688-690. In: J.H. DANE and G.C. TOPP (ed.) Methods of soil analysis. Part 4. Physical methods. SSSA Book Ser. 5. SSSA, Madison, WI.
- PETERS, A. and W. DURNER, 2008: Simplified Evaporation Method for Determining Soil Hydraulic Properties. Journal of Hydrology 356, 147-162, doi:10.1016/j.jhydrol.2008.04.016.

PLAGGE, R., 1991: Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit im Boden. Ph.D. Thesis. Technical University Berlin, Institute of Ecology, Department Soil Science. 152 pp.

SCHELLE, H., S.C. IDEN, A. PETERS and W. DURNER, 2010: Analysis of the agreement of soil hydraulic properties obtained from multistep-outflow and evaporation methods. Vadose Zone J. 9. 1-11. doi:10.2136/vzj2010.0050.

SCHINDLER, U., 1980: Ein Schnellverfahren zur Messung der Wasserleitfähigkeit im teilgesättigten Boden an Stechzylinderproben. Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd., Berlin 24: 1-7.

SCHINDLER, U. and L. MÜLLER, 2006: Simplifying the evaporation method for quantifying soil hydraulic properties. J. of Plant Nutrition and Soil Science, 169: 623-629.

SCHINDLER, U., W. DURNER, G. von UNOLD and L. MUELLER, 2010a: Evaporation method for measuring unsaturated hydraulic

properties of soils: Extending the Range. Soil Sci. Soc. Am. J. 74:1071-1083.

SCHINDLER, U., W. DURNER, G. von UNOLD, L. MUELLER and R. WIELAND, 2010b: The evaporation method – Extending the measurement range of soil hydraulic properties using the air-entry pressure of the ceramic cup. J. of Plant Nutrition and Soil Science 173, 563-572. doi: 10.1002/jpln.200900201.

WENDROTH, O., W. EHLERS, J.W. HOPMANS, H. KAGE, J. HALBERTSMA and J.H.M. WÖSTEN, 1993: Reevaluation of the evaporation method for determining hydraulic functions in unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 57: 1436-1443.

WIND, G.P., 1968: Capillary conductivity data estimated by a simple method. In: Proc. UNESCO/IASH Symp. Water in the unsaturated zone. Wageningen. The Netherlands. 181-191.

Grundwasserneubildung und Nitratbefruchtung als Grundlage der instationären Modellierung auf regionaler Sicht

Johannes C. Draxler^{1*}, Gernot Klammler¹, Johann Fank¹, Gerhard Rock¹ und Irene Stockinger²

Zusammenfassung

Für eine instationäre Modellierung auf Tagesbasis in der ungesättigten Zone stellen neben der Klimainformation die Input-Parameter Landnutzung und Bodeninformation eine entscheidende Rolle dar. Um die Grundwasserneubildung und die Stickstofffracht in das Grundwasser zu quantifizieren, werden einerseits die INVEKOS-Daten als Grundlage für die Landnutzungsinformation und andererseits die österreichische Bodenkarte für die Bodenklassifizierung herangezogen. Über die Bodenkarte werden neben den unterschiedlichen Bodenarten auch die Siedlungs-, Wald- und Gewässerflächen für die Modellierung abgegrenzt. Es werden die INVEKOS-Daten mit einer Landnutzungskartierung der Katastralgemeinde Kalsdorf verglichen und die Nutzungsabgrenzungen aus den Angaben der österreichischen Bodenkarte aus den 80er Jahren den aktuellen Strukturen durch eine Luftbilddauswertung gegenübergestellt. Unsicherheiten bei der Ausweisung der landwirtschaftlichen Nutzfläche aus der Bodenkarte durch die zunehmende Ausdehnung des Siedlungsraums in den letzten Jahrzehnten führen zu wesentlichen Unterschieden in der Bodenwasserhaushalts- und Stofftransportmodellierung mit SIMWASER/STOTRASIM.

Schlagwörter: Eingangsdaten, Landnutzung, Bodeninformation, Nitrataustrag, STOTRASIM

Einleitung

Als obere Randbedingungen für ein bestehendes Grundwasserströmungs- und Stofftransportmodell sind die Grundwasserneubildung und der Stickstoffaustrag aus der ungesättigten Zone entscheidende Einflussgrößen bei der instationären Modellierung. Die Berechnung auf Tagesbasis ist für landwirtschaftliche Flächen ein komplexer Prozess, der am JOANNEUM RESEARCH, RESOURCES – Institut für Wasser, Energie und Nachhaltigkeit mittels des Modellsystems SIMWASER/STOTRASIM (FEICHTINGER 1998) ausgeführt wird. Die Grundwasserneubildung für städtische Gebiete, Waldflächen und offene Gewässerflächen wird über die klimatische Wasserbilanz mit Hilfe eines Verdunstungsansatzes auf Basis des FAO-Penman-Monteith Algorithmus (ALLEN et al. 1998) berechnet.

Für die Grundwasserneubildung und den Stoffaustrag sind neben den klimatischen Einflüssen, die Bodenverhältnis-

Summary

Input data like land use and soil information are very important for transient modelling in the unsaturated zone on regional scale. On the one hand INVEKOS data are the basis for land use information and on the other hand soil classification is based on the Austrian soil map to quantify groundwater recharge and nitrate load. The soil map is also the basis for classification of settlement areas, forest areas and water bodies in modelling. First, the INVEKOS data will be compared with a land use field mapping and second, the classification of the land use from soil map of the 80s will be contrasted with the actual land use structure analysed by an aerial photograph. Therefore, uncertainties will occur in soil water and mass transport modelling using SIMWASER/STOTRASIM because of increasing extent of the settlement area in the last decades.

Keywords: input data, land use, soil-information, nitrate leaching, STOTRASIM

se und besonders die landwirtschaftliche Kulturführung ausschlaggebend. Die Datengrundlage für die notwendige Erstellung von Fruchtfolgen bildet neben Informationen durch landwirtschaftliche Umweltberater (typische Fruchtfolgen, Düngenniveaus, Bodenbearbeitungen, ...) die Landnutzungsinformation aus der INVEKOS-Datenbank (Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem der EU). Diese Datengrundlage bietet keine feldbezogene Information, sondern liefert nur die statistische Kulturartenverteilung einer Katastralgemeinde. Die Lösungsansätze zur besseren Berücksichtigung der statistisch vorliegenden Landnutzungsinformationen in der instationären numerischen Modellierung mit STOTRASIM werden in KLAMMLER et al. (2011) beschrieben.

Nun kam es in den letzten 30 Jahren durch verschiedene sozio-ökonomische Faktoren in der untersuchten Katastralgemeinde Kalsdorf zu flächenmäßigen Änderungen in der Ausdehnung der einzelnen Landnutzungsformen. Hier

¹ Joanneum Research - Resources, Institut für Wasser, Energie und Nachhaltigkeit, Wasser Ressourcen Management, Elisabethstraße 16/II, A-8010 GRAZ

² Universität Graz, Institut für Geographie und Raumforschung, Heinrichstraße 36, A-8010 GRAZ

* Ansprechpartner: Mag. Johannes C. Draxler, johannes.draxler@joanneum.at



Abbildung 1: Bodenzuordnung der Österreichischen Bodenkartierung auf Siedlungsgebiete und Waldflächen

ermöglichen Kartierungen und Auswertungen von aktuellen Luftbildern einen Vergleich von Landnutzungsänderungen aus der Bodenkarte. Welche räumlichen Änderungen hat es in der Landnutzung – bezogen auf landwirtschaftliche Nutzflächen, Waldflächen, Siedlungsgebiete und Gewässerflächen – in den letzten 30 Jahren gegeben und welche Auswirkungen hat das auf die Grundwasserneubildung und Stickstoffbefrachtung in Kalsdorf?

Material und Methoden

Der Modellverbund **SIMWASER/STOTRASIM** beschreibt die vertikalen, eindimensionalen Stickstoffdynamiken und teilweise auch die kohlenstoffdynamischen Prozesse von landwirtschaftlichen Flächen auf Tagesbasis. Das Modell wurde am Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt des Bundesamtes für Wasserwirtschaft in Petzenkirchen (Niederösterreich) entwickelt. Die Grundwasserneubildung wird mit **SIMWASER** (STENITZER 1988) berechnet. Die Simulation vom Bodenwasserhaushalt erfolgt unter dem Darcy-Ansatz und der Kontinuitätsbedingung. Das Stofftransportmodell **STOTRASIM** (FEICHTINGER 1998) simuliert auf Tagesbasis den Stickstoffauftrag als eindimensionaler N- und C-Prozess in der ungesättigten Zone, wobei der Schwerpunkt auf der Nitratauswaschung ins Grundwasser liegt. Notwendige Inputparameter sind neben Wetterinformationen (Niederschlagsmenge und -verteilung, Verdunstungsleistung), die Standortverhältnisse (Bodenart, Porenvolumen, Wasserleitfähigkeit, Humusgehalt, ...) und auch die landwirtschaftlichen Kulturen (Pflanzenparameter, Bewirtschaftungsmaßnahmen, Düngeregime, ...). Die Kombination dieser drei Faktoren wird in der regionalen Modellierung durch sogenannte Hydrotöpfe in einem Geographischen Informationssystem (GIS) realisiert. Ein Hydrotopf entspricht dabei einer Fläche mit gleicher Charakteristik hinsichtlich Wetter, Boden und landwirtschaftlicher Kulturführung.

Um die aggregierten Kulturenangaben aus der INVEKOS-Datenbank für ein Jahr genauer zu verorten, wurde eine **Kartierung der Landnutzung** in der Katastralgemeinde Kalsdorf im Sommer 2010 durchgeführt. Dabei wurden die INVEKOS-Daten aus diesem Jahr mit den Kartierungsergebnissen verglichen. Da der Zeitraum für die Kartierung der landwirtschaftlichen Kulturen begrenzt war, wurden die INVEKOS-Kulturen in übergeordnete Kategorien zusammengefasst: Mais (Körnermais, Silomais, MAIS CORN-COB-MIX), Gerste, Roggen/Triticale, Kartoffeln, unterschiedliche Grünlandnutzungen (Blühfläche, gute landwirtschaftliche ökologische Zonen (GLÖZ), Landschaftselement, Mähwiese, Wechselwiese, sonstige Grünlandflächen). Außerdem wurde bei den nicht landwirtschaftlichen Nutzflächen zwischen Waldflächen, Gewässern, Siedlungs-/Industrie-/Gewerbeflächen und Straßen unterschieden. Grundlage der Kartierung war der Grundstückskataster, wobei einige Katastergrundstücke aufgrund unterschiedlicher Nutzungsstrukturen geteilt digitalisiert werden mussten.

Neben der Kartierung wurden die unterschiedlichen Gruppen von Landnutzungen (landwirtschaftliche Nutzfläche, Wald, Siedlungsgebiet, Gewässer) anhand der **Digitalisierung** aus einem aktuellen **Luftbild** flächenmäßig neu abgegrenzt, um einen Vergleich mit der Bodenkarte zu ermöglichen.

Für die Modellierung ist auch die **Ausdehnung der Bodeninformation** aus der österreichischen Bodenkarte (ÖBK) auf die Siedlungsflächen und Waldgebiete, für welche aus der Bodenkarte keine Bodeninformation vorliegen, notwendig (siehe *Abbildung 1*). Dabei wurde in erster Linie versucht, die angrenzenden Bodentypen für die nicht ausgewiesenen Flächen fortzuführen, soweit eine Zuordnung eindeutig war (siehe *Abbildung 1*: Siedlungsfläche rechts [Werndorf] wurde der Boden GS02 zugewiesen). Grenz das Siedlungsgebiet oder die Waldfläche an mehrere Bodenfor-

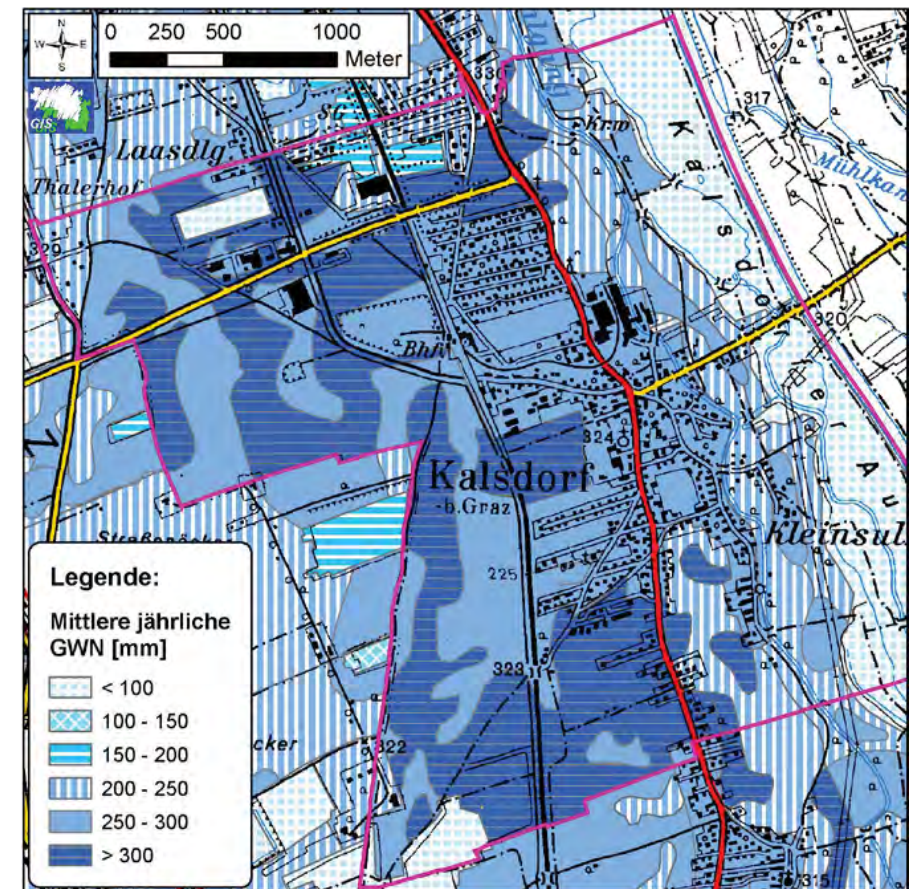


Abbildung 2: Mittlere jährliche Grundwasserneubildung (GWN; 1993-2009) in der KG Kalsdorf

men an (siehe *Abbildung 1*: Siedlungsfläche links [West-sdlg.]), so wurde für den Kartierungsbereich ein Bodentyp mit niedrigerer nutzbarer Feldkapazität (nFk) aufgrund der Verdichtung des Bodens für Siedlungsgebiete (Grazer Feld Süd: 109 mm nFk) und ein Bodentyp mit höherer nutzbarer Feldkapazität für Waldgebiete (Grazer Feld Süd: 206 mm nFk) den Flächen zugeordnet.

Ergebnisse

In *Abbildung 2* ist die mittlere jährliche Grundwasserneubildung (1993-2009) aus der Berechnung mit dem Simulationsmodell für die Katastralgemeinde Kalsdorf zu sehen. Unterschiede in der Grundwasserneubildung (GWN) – und auch im Stickstoffauftrag (hier nicht dargestellt) ergeben

sich aufgrund der Differenzierung der Bodenarten und wegen der Landnutzungsunterschiede unter Wald GWN 50-200 mm unter einer landwirtschaftlichen Nutzfläche GWN bis über 300 mm.

In *Tabelle 1* sind neben der Anzahl der kartierten Flächen, die Flächenmaße der Kartierung, die Flächenangaben aus INVEKOS sowie die Abweichung der kartierten Flächen zu den INVEKOS-Flächen dargestellt. In diesem Vergleich sind nur die Kulturen angegeben, die laut INVEKOS eine Fläche von mindestens 5 ha aufweisen, somit wird auf Kulturen wie Erdbeeren oder Körnererbsen nicht eingegangen. Die Landnutzung der Katastralgemeinde Kalsdorf wird neben Wald und Siedlungsgebiet generell von den Kulturen Mais und Kürbis dominiert (*Abbildung 3*).

Tabelle 1: Vergleich kartierte Fläche und Flächen aus INVEKOS

| Landnutzung | Kartierte Parzellen Anzahl | Kartierte Fläche [ha] | INVEKOS-Flächen [ha] | Abweichung zu den INVEKOS-Flächen [ha] |
|----------------|-------------------------------|--------------------------|-------------------------|---|
| Mais | 176 | 172,5 | 148,7 | 23,8 |
| Kürbis | 150 | 106,1 | 113,7 | -7,6 |
| Grünlandfläche | 723 | 50,6 | 25,4 | 25,2 |
| Gerste | 26 | 27,6 | 26,2 | 1,4 |
| Weizen | 5 | 9,7 | 9,8 | -0,1 |
| Roggen | 6 | 7,5 | 11,1 | -3,6 |
| Sojabohne | 6 | 14,1 | 12,0 | 2,1 |
| Kartoffel | 5 | 11,2 | 9,6 | 1,6 |
| Zuckerrübe | 3 | 5,1 | 8,7 | -3,6 |

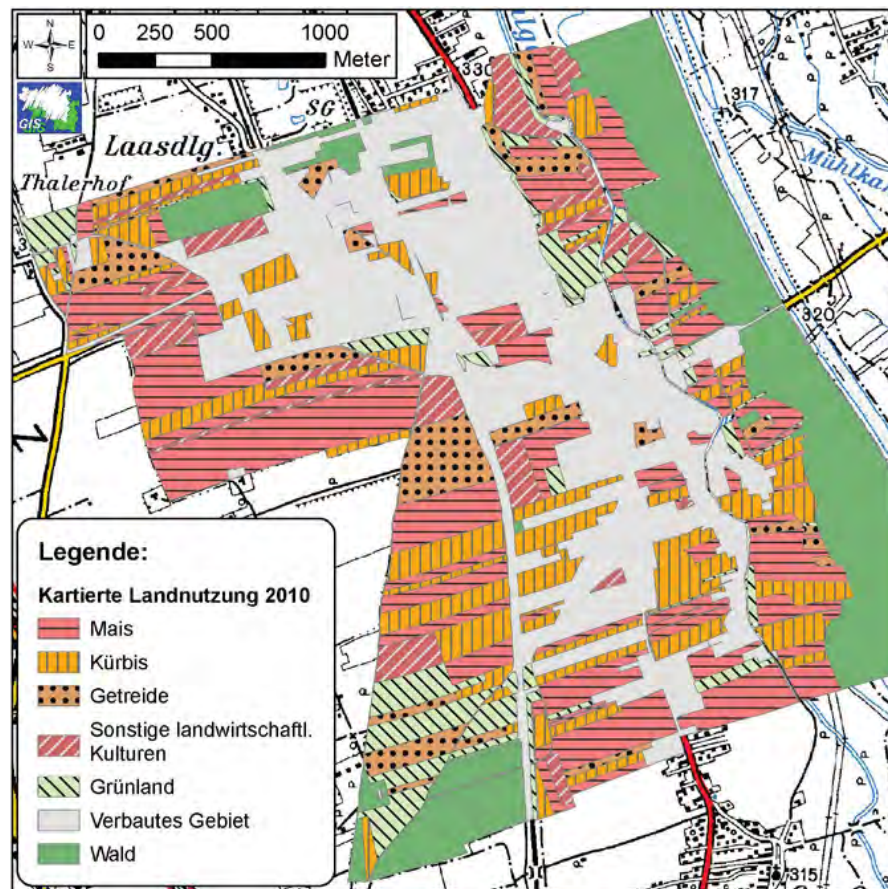


Abbildung 3: Kartierung der Landnutzung in der Katastralgemeinde Kalsdorf im Sommer 2010

Diskussion

Für eine regionale Modellierung in der ungesättigten Zone mit dem Modellverbund SIMWASER/STOTRASIM sind zahlreiche Verfahrensschritte notwendig, um die erforderlichen Inputdaten für das Modell aufzuarbeiten. Zur Bestimmung aller Kulturen in einem Jahr über Satellitenbilder – Fruchtfolgen verändern die Kulturführung – für ein regionales Modell wären mehrere Auswertezyklen pro Jahr notwendig und bieten in der kleinräumigen Landschaftsstruktur, wie sie im Grazer Feld vorherrscht, keine optimale Datengrundlage für eine flächenhafte Modellierung der Grundwasserneubildung (Abbildung 2) und des Stickstoffaustrags. Die Verwendung der Landnutzungsinformationen auf Katastralgemeindeebene aus der INVEKOS-Datenbank ist im Vergleich zu Kulturenbestimmungen aus Satellitenbilddatenauswertungen eine kostensparende und zeitoptimierte Möglichkeit der genaueren Beschreibung der landwirtschaftlichen Strukturverhältnisse. Da die Grundwasserneubildung und der Nitrataustrag auf Tagesbasis sehr an die verwendeten Fruchtfolgen und die modellierten Kulturen gebunden sind (KLAMMLER et al. 2010), ist hier eine genauere Betrachtung der landwirtschaftlichen Flächen notwendig.

Die Kartierung der Landnutzung hat gezeigt, dass zum Teil sehr große Abweichungen der INVEKOS-Kulturflächenangaben zu den kartierten Flächen bestehen (Tabelle 1). Die größte absolute Differenz ergibt sich bei den Grünflächen mit rund 25 ha, was aber durch die Eingrenzung auf die geförderten landwirtschaftlichen Nutzflächen erklärbar ist. Dazu kommen dann noch Grünflächen außerhalb normaler landwirtschaftlicher Nutzung (als Bauland ausgewiesene Flächen, Flughafenwiesen, Flächen des Wasserverbandes Umland Graz, siehe Abbildung 3). Fraglich sind die Flächenangaben bei Kürbis, Roggen und der Zuckerrübe, weil hier die Flächen geringer sind als in den INVEKOS-Aufzeichnungen. Unsicherheiten in der Kartierung können sich dadurch ergeben, dass bei der Kartierung der Grundstückskataster verwendet wurde, die INVEKOS-Kulturen jedoch auf Feldstückebene erfasst wurden und es dadurch trotz GPS-Einsatz in der Kartierung zu Differenzen kommen

kann. Auch eine Verwechslung von Gerste und Roggen konnte nicht immer ausgeschlossen werden. Beachtlich ist allerdings die absolute flächenmäßige Abweichung zwischen den INVEKOS-Aufzeichnungen und der kartierten Fläche von Kürbis, welche wohl durch die große Anzahl von 150 kartierten Flächen zu erklären ist.

Für die Modellierung erfolgt die Verortung der Bodenstrukturen über die Bodenkarte der österreichischen Bodenkartierung (ÖBK). Dabei werden neben den bodenkundlichen Standortcharakteristiken für landwirtschaftliche Nutzflächen auch die Differenzierungen zwischen Waldflächen, Siedlungsgebieten und Gewässerflächen herangezogen. Die österreichische Bodenkartierung für den Kartierungsbereich GRAZ-SÜD (KB 78) vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft wurde in den Jahren 1972-1975 aufgenommen (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT 1981). Dabei wurden ausschließlich die landwirtschaftlichen Nutzflächen laut dem Kataster von 1972 kartiert.

Nun kam es in den letzten 30 Jahren durch verschiedene sozio-ökonomische Faktoren zu flächenmäßigen Änderungen in der Ausdehnung der einzelnen Landnutzungsformen. Wie viel der landwirtschaftlichen Flächen seit 1972 an Größe verloren haben, zeigt die Tabelle 2. Während z. B. in den Gemeinden Wundschuh und Zetling die landwirtschaftliche Nutzfläche nur eine geringe Abnahme erfahren hat und der Anteil der Ackerfläche dabei sogar zunahm, kam es in den Gemeinden Hausmannstätten und Seiersberg bis zum Jahr 2008 zu einer Abnahme der landwirtschaftlichen Nutzfläche um 85 % bzw. 81 %.

Durch die Digitalisierung von aktuellen Luftbildern konnten die nicht landwirtschaftlichen Flächen neu abgegrenzt werden. Der Vergleich in der Katastralgemeinde Kalsdorf zeigt, wo es in den letzten Jahren zu einer deutlichen räumlichen Ausdehnung der Industrie- und Gewerbeflächen gekommen ist. In Abbildung 4 ist ersichtlich, wie sich das Landschaftsbild (Siedlungsstruktur, Waldflächen) in der Katastralgemeinde Kalsdorf seit den 80er Jahren (Grundlage ÖBK) bis heute verändert hat.

Tabelle 2: Unterschiede in der Ausdehnung der landwirtschaftlichen Nutzfläche und der Ackerflächen in einigen Gemeinden südlich von Graz von 1972 und 2008

| Gemeindename | Gesamtfläche [ha] | Landwirtschaftliche Nutzfläche [ha] | | | Anteil Ackerfläche [ha] | | |
|----------------------|----------------------|--|------|-------|----------------------------|------|-------|
| | | 1972 | 2008 | Δ | 1972 | 2008 | Δ |
| Feldkirchen bei Graz | 1152 | 772 | 465 | -40 % | 659 | 387 | -41 % |
| Fernitz | 1058 | 657 | 284 | -57 % | 360 | 220 | -39 % |
| Gössendorf | 719 | 541 | 261 | -52 % | 319 | 233 | -27 % |
| Grambach | 695 | 375 | 85 | -77 % | 227 | 59 | -74 % |
| Hausmannstätten | 680 | 429 | 66 | -85 % | 272 | 44 | -84 % |
| Kalsdorf bei Graz | 1508 | 1137 | 723 | -36 % | 820 | 703 | -14 % |
| Mellach | 994 | 563 | 167 | -70 % | 313 | 120 | -62 % |
| Pirka | 944 | 564 | 200 | -63 % | 365 | 183 | -50 % |
| Raaba | 773 | 460 | 100 | -78 % | 252 | 31 | -88 % |
| Seiersberg | 790 | 552 | 106 | -81 % | 310 | 76 | -75 % |
| Unterpremmstätten | 1779 | 874 | 503 | -42 % | 582 | 460 | -21 % |
| Werndorf | 623 | 405 | 149 | -63 % | 270 | 134 | -50 % |
| Wundschuh | 1267 | 808 | 665 | -18 % | 585 | 641 | +10 % |
| Zetling | 1128 | 784 | 675 | -14 % | 541 | 613 | +13 % |

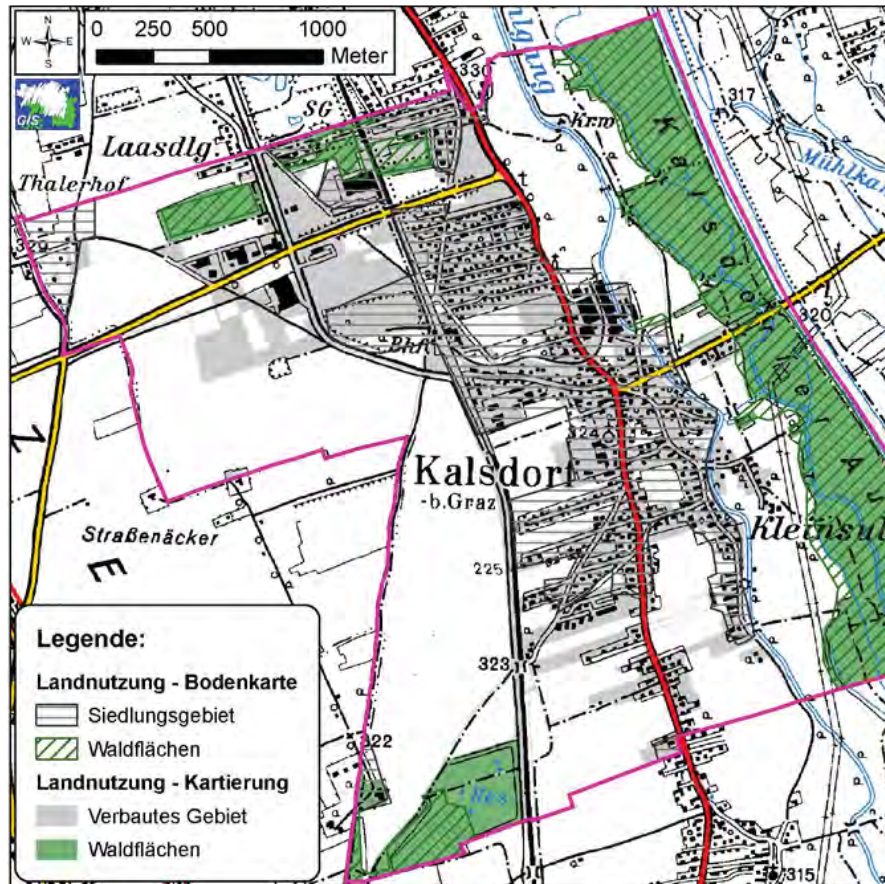


Abbildung 4: Vergleich von Siedlungs- und Waldgebiet der Kartierung (2010) mit der Bodenkarte (1972)

Während die Waldfläche entlang der Mur relativ gleich geblieben ist, hat sich diese im S westlich der Eisenbahn durch das Wasserschutzgebiet des Wasserverbandes Umland Graz flächenmäßig vergrößert. Die im NW ausgewiesene Siedlungsfläche bei Thalerhof blieb nur teilweise erhalten. Heute ist ein Großteil davon Acker- und Waldfläche. Die größte Veränderung bei den Siedlungsflächen fand auf der Zufahrtsstraße nach W zur Autobahnauffahrt Kalsdorf statt. Hier hat sich durch die gute wirtschaftliche Entwicklung eine flächenmäßig große Industrie- und Gewerbezone etabliert. Auch entlang der Bundesstraße Richtung S dehnte sich das Siedlungsgebiet seit den 80ern stark aus. Leider wurden auch größere Flächen innerhalb des Siedlungsgebietes Kalsdorf (östlich vom Bahnhof; südöstlich der Kirche) bei der österreichischen Bodenkarte nicht als

landwirtschaftliche Nutzflächen ausgewiesen und so nicht bodenkundlich analysiert.

Hier zeigt sich, dass eine Differenzierung der Wald- und Siedlungsstrukturen über die österreichische Bodenkartierung aufgrund der räumlichen Veränderungen in den letzten 30 Jahren eine potenzielle Fehlerquelle darstellt. Schon bei der Erscheinung der analogen Bodenkarte wurde im Erläuterungsheft festgehalten, dass die landwirtschaftliche Nutzfläche u. a. durch die starke Bautätigkeit in den Umgebungsgemeinden oder die Erweiterung oder Neuerschließung von Schottergruben im Grazer Feld ständig verkleinert wird.

Für die Katastralgemeinde Kalsdorf mit einer Fläche von 818 ha wurden nun die mittlere Grundwasserneubildung

und der Stickstoffaustrag analytisch ermittelt. Gegenübergestellt werden dabei die Modellergebnisse auf Basis der österreichischen Bodenkarte und der Korrektur dieser mithilfe von aktuellen Luftbildern. Hier ergeben sich durch die Änderung der Landnutzungsstruktur Abnahmen in der mittleren Grundwasserneubildung von 2,5 mm (247,5 mm Bodenkarte – 245 mm Luftbildkorrektur) und im Stickstoffaustrag von 4,9 kg/ha/a (24,1 kg/ha/a – 19,2 kg/ha/a). Dies führt zu einer Verringerung der Nitratkonzentration um 8,4 mg/l (43,1 mg/l – 34,7 mg/l), zurückzuführen auf eine Zunahme der Waldfläche von 150 ha auf 158 ha und einem deutlichen Zuwachs der Siedlungsfläche von 178 ha auf 258 ha.

Über aktuelle Luftbildkarten kann nun die Bodenkarte bezüglich der Siedlungsstrukturen, Waldgrenzen und Gewässergrenzen (Trockenbaggerungen und Grundwasserteiche) mit guter Genauigkeit adaptiert und an die aktuelle Situation angepasst werden. Dies erfordert einen gewissen Aufwand, führt aber aufgrund der teilweise sehr alten Kartierungen zu großen Veränderungen in der Landnutzungsstruktur. Grundlegend ist diese Genauigkeit bei einer regionalen Modellierung nicht nur für die Grundwassermodellierung selbst (Interaktion von Grundwasserteichen oder Schotterteichen mit der Atmosphäre) sondern auch bei der Berechnung der Grundwasserneubildung und natürlich auch des Stickstoffaustrags.

Danksagungen

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

Die Landnutzungsdaten aus der INVEKOS-Datenbank (139 Katastralgemeinden im Untersuchungsgebiet Murtal von Graz bis Radkersburg inklusive Stiefingtal) wurden von der Landwirtschaftskammer Steiermark mit freundlicher Unterstützung der Landwirtschaftlichen Umweltberatung Steiermark (www.lub.at) zur Verfügung gestellt.

Literatur

- ALLEN, R.G., L.S. PEREIRA, D. RAES and M. SMITH, 1998: Crop Evapotranspiration (guidelines for computing crop water requirements). FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56, 300.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, 1981: Österreichische Bodenkartierung, Erläuterungen zur Bodenkarte 1:25.000, Kartierungsbereich GRAZ-SÜD, Steiermark, Wien, 1-242.
- FEICHTINGER, F., 1998: STOTRASIM – Ein Modell zur Simulation der Stickstoffdynamik in der ungesättigten Zone eines Ackerstandortes. In: „Modelle für die gesättigte und ungesättigte Bodenzone“. Schriftenreihe des BA für Wasserwirtschaft, Band 7, 14-41.
- KLAMMLER, G., J.C. DRAXLER und J. FANK, 2010: Unterschiede in Modellergebnissen von Grundwasserneubildung und Nitrataustrag bei unterschiedlicher Verwendung gleicher Landnutzungsdaten. – In: Missoni, S. (Hrsg.): PANGEO 2010 Abstracts, Journal of Alpine Geology, 52, 150-151.
- KLAMMLER, G., J.C. DRAXLER, J. FANK, H. KUPFERSBERGER und G. ROCK, 2011: Optimierung der Landnutzungsinformation als Input-Parameter für die Bodenwasserhaushalts- und Stofftransportmodellierung. 14. Gumpensteiner Lysimetertagung 2011, (a. a. O. in diesem Heft).
- STENITZER, E., 1988: SIMWASER – Ein numerisches Modell zur Simulation des Bodenwasserhaushaltes und des Pflanzenertrages eines Standortes. Mitteilung Nr. 31, Bundesanstalt für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, 3252 Petzenkirchen, 203.

Die Bedeutung der korrekten Nachbildung der oberen und unteren Randbedingung für die Interpretation von Präzisions-Feldlysimeterdaten

Johann Fank^{1*}

Zusammenfassung

Im Jahre 2004 bzw. 2006 wurden am Versuchsfeld Wagna (Steiermark, Österreich) drei monolithische Präzisions-Feldlysimeter eingebaut, in denen die Parameter des Wasserkreislaufs unter realen Bewirtschaftungsbedingungen genau erfasst werden können. Werden Präzisionslysimeter in das Versuchsfeld integriert und können diese ortsüblich bewirtschaftet werden, können Oaseneffekte de facto ausgeschlossen werden. Das Auftreten von präferentiellen Fließwegen an der Lysimeterwandung kann durch Doppel-Tracerversuche erkundet werden.

Die Ausbildung von geschlossenen Schneedecken über dem Lysimeter führt zu nicht erkläraren Auswirkungen auf die Wiegedaten des Lysimeters. Eine mechanische Entkopplung des Lysimeters von seiner Umgebung ist zwingend notwendig, automatisierte Systeme würden zu einer deutlich besseren Lösung des Problems führen.

Das Überlaufwasser vom Lysimeter bei Überschreiten der Infiltrationskapazität liegt in Wagna in der Größenordnung von etwa 1 % des Niederschlags. Bei Böden mit geringerer Infiltrationskapazität dürfte dieser Anteil wesentlich höher sein, sodass eine detaillierte Messung zu empfehlen ist.

Eine fehlende oder nicht korrekte Nachbildung der Druckverhältnisse am unteren Lysimeterrand und deren Dynamik zeigt Auswirkungen auf den Lysimeterabfluss, die zeitlich nachhaltig sind. Hier sind noch Untersuchungen notwendig, um die erfassten Auswirkungen in der Wasserbilanz erklären zu können.

Schlagwörter: Präzisions-Feldlysimeter, Obere Randbedingung, Untere Randbedingung

Summary

Three monolithic, precise weighing field lysimeters had been implemented at the agricultural test field in Wagna (Styria, Austria) in 2004, and 2006 respectively. Accurate data to solve the water balance equation at different time steps can be gathered at normal agricultural management conditions. Oasis-effects can be excluded due to the implementation in the test field itself. Preferential flow paths at the lysimeter wall have been excluded using double tracer experiments.

The progression of a snow cover at the lysimeter surface in direct connection with the snow cover in the surroundings leads to unexpected and unexplainable data for the measured mass of the lysimeter. A mechanical isolation of the lysimeter core is indispensable; an automated system would be more effective.

The water flowing from the lysimeters surface in Wagna, appearing if the infiltration capacity of the soil is exceeded, can be quantified to about 1 % of precipitation in a long term scale. At soil monoliths with lower infiltration capacity this part is assumed to be larger. A detailed measurement of the lysimeter overflow is recommended.

A missing system to realize natural conditions and dynamics at the lower boundary condition of a lysimeter influences the Lysimeter outflow.

Keywords: precise weighing field lysimeters, upper boundary condition, lower boundary condition

Einleitung

Basierend auf den Entwicklungen der Lysimetertechnik in den letzten Jahren (siehe beispielsweise FANK 2009b) – dabei ist vor allem die heutige Verfügbarkeit leistbarer hoch präziser wägbare Lysimeter hervorzuheben – verfügen wir heute über punktuell exakt erfasste Daten zur Wasserbilanz und zum Stofftransport in abgegrenzten Bodenmonolithen. Wie MEISSNER et al. (2007) zeigten, können mit hochpräzisen wägbaren Schwerkraftlysimetern neben den Standard-Lysimeterauswertungen sehr genaue Messungen von Tau-, Nebel- und Reifniederschlag durchgeführt werden. Moderne Lysimeter sind ein ausgezeichnetes Werkzeug zur

Validierung von Bodenwasserhaushalts- und Stofftransportmodellen (WRIEDT 2004), die meist anhand von Laborexperimenten entwickelt und auf der Feldskala angewandt werden. Monolithische Feldlysimeter decken heute einen Bereich der wissenschaftlichen und angewandten Forschung ab, der zwischen der Laborskala und der Feldskala liegt. Sie kombinieren die Vorteile von wahren Feldbedingungen mit den Möglichkeiten zur Variation von Parametern, dem Betrieb und der Wartung von Laborgeräten.

Sowohl die Bedeutung des Wasserqualitäts- und Nährstoffmanagements als auch die Notwendigkeit eines besseren Verständnisses von Wasserfluss und des Transportes von

¹ Joanneum Research, Resources - Institut für Wasser, Energie und Nachhaltigkeit - Wasser Ressourcen Management, Elisabethstraße 16/II, A-8010 GRAZ

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

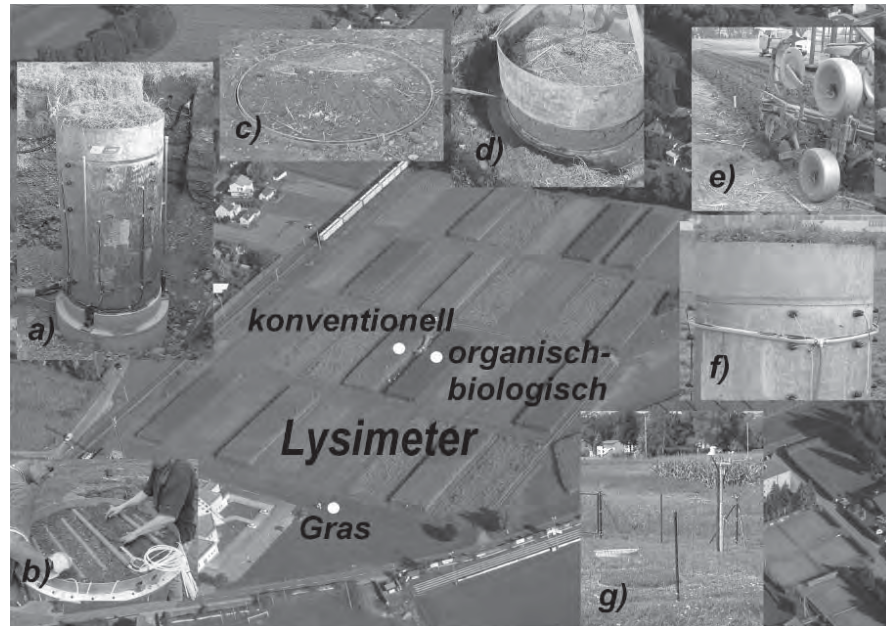


Abbildung 1: Das ackerbauliche Versuchsfeld Wagna mit der Lage der drei monolithischen Präzisions-Feldlysimeter unter unterschiedlichen Nutzungen (konventionell, organisch-biologisch, Gras); a) Lysimetermonolith mit Messsensoren und bodenhydrologisches Messprofil; b) Saugkerzenrechen zur Realisierung der unteren Randbedingung; c) Lysimentereinbau direkt im Feld; d) abnehmbarer Bewirtschaftungsring; e) ortsübliche maschinelle Bewirtschaftung des Lysimeters; f) Einrichtung zur Erfassung des Überlaufwassers des Lysimeters; g) Gras – Referenzlysimeter mit meteorologischer Station

chemischen Inhaltsstoffen durch die ungesättigte Zone ist im Steigen begriffen. Deshalb sind Beobachtungssysteme und Messtechniken, die den Wasserfluss aus ungestörten Bodenprofilen erfassen können von besonderer Bedeutung für die Erarbeitung von Nährstoffbilanzen und die Bewertung von unterschiedlichen Landnutzungspraktiken für die Wasserqualität (MASARIK et al. 2004).

Zur Quantifizierung des Stofftransportes in der ungesättigten Zone sind genaue Daten über die Bodenwasserbilanz erforderlich. Große ($\geq 1 \text{ m}^2$ Oberfläche) wägbare Lysimeter sind heute die beste Methode zur Erfassung glaubwürdiger Daten über Sickerwassermenge und -qualität. Allerdings sind für die Installation derartiger Lysimeter nicht unerhebliche Investitionen und zusätzliche Kosten für die Wartung notwendig (MEISSNER et al. 2007).

Trotz der technischen Entwicklung der letzten Jahre werden Lysimetermessungen auch heute noch verschiedene Nachteile und Mängel zugeordnet, wie beispielsweise der schon lange diskutierte Oaseneffekt, bevorzugte Fließwege entlang der Innenwand des Lysimeterzylinders aufgrund eines unzureichenden Anschlusses des Bodens an der Lysimeterwand oder der Einfluss der unteren Randbedingung auf die Fließmengen aus dem Lysimeter.

Ausgehend von den am Versuchsfeld in Wagna (Steiermark, Österreich) installierten Präzisions-Feldlysimetern wird in dieser Arbeit die Bedeutung einer möglichst exakten Realisierung von natürlichen Randbedingungen in Präzisionslysimetern für die Interpretation von Boden-Pflanze-Atmosphäre Wechselwirkungen diskutiert. Dabei werden mögliche Fehlerquellen für die Erstellung der Wasserbilanz durch die Begrenzung des Lysimeters gegenüber der Atmosphäre und in Richtung Grundwasser besonders hervorgehoben.

Material und Methoden

Bereits seit 1986 werden am Versuchsfeld Wagna (Abbildung 1) ackerbauliche Versuche durchgeführt, die unter genau bekannten Bedingungen die Auswirkung von landwirtschaftlichen Maßnahmen auf die Grundwassersituation untersuchen. Die 32 Versuchspartellen mit einer Größe von je etwa 1000 m^2 werden in 8 Varianten ortsüblich maschinell bewirtschaftet.

Basierend auf den Erfordernissen für die Errichtung von Messeinrichtungen für die ungesättigte Zone (FANK et al. 2004) wurden am Versuchsfeld im Jahre 2004 zwei monolithische wägbare Präzisions-Feldlysimeter (FANK und v.

UNOLD 2005) eingebaut. Im Jahr 2006 wurde im Grünlandbereich ein weiteres monolithisches Präzisionslysimeter realisiert. Die Lysimeter entsprechen einem modularen Design (FANK und v. UNOLD 2007), in dem spezifische Notwendigkeiten schon im Aufbau der Messsysteme Berücksichtigung finden (v. UNOLD und FANK 2008).

Am Versuchsfeld Wagna wurden monolithisch gestochene wägbare Lysimeter (Abbildung 1a) in das Versuchsfeld direkt eingebaut (Abbildung 1c) um Oaseneffekte möglichst zu vermeiden. Um Messfehler aufgrund unterschiedlicher Bodenbearbeitungsart zu minimieren, wurden die Lysimeter mit einem abnehmbaren Bewirtschaftungsring ausgestattet (Abbildung 1d) wodurch die Bearbeitung mit ortsüblichen Geräten auf gewohnte Weise durchgeführt werden kann (Abbildung 1e). Aufgrund des nur etwa $0,5 \text{ cm}$ breiten Ringspalts (Abbildung 1c) zwischen dem Lysimeterkörper und dem äußeren Lysimeterzylinder können atmosphärische Einflüsse auf die Bodentemperatur in den Lysimetern weitgehend vermieden werden. Üblicherweise verwendete Filterkörper an der Unterseite des Lysimeters verfälschen den natürlichen Wasserfluss in der ungesättigten Zone. Zur Vermeidung dieser Unsicherheiten wurde die Lysimeterunterseite in Form eines Saugkerzenreches (Abbildung 1b) ausgebildet. An diese Saugkerzen wird der in einem ungestörten Bodenprofil gemessene Druck in seinem zeitlich variablen Verlauf als Saugspannung angelegt.

Die beiden im Versuchsfeld angelegten Lysimeter weisen bei einer Oberfläche von 1 m^2 eine Tiefe von 2 m auf. Die Unterkante des Lysimeters liegt damit bei den am Versuchsfeld Wagna herrschenden Verhältnissen deutlich unterhalb der hydraulischen Wasserscheide. Dadurch ist gewährleistet, dass an dieser nur noch vertikale Flüsse in Richtung Grundwasser auftreten. Die Sickerwassermenge wird mit einer Wippe (Auflösung $0,1 \text{ mm}$) als 10-Minutensumme erfasst. Das Lysimeter im Grünlandbereich am Rande des Versuchsfeldes (Abbildung 1g) weist eine Tiefe von 1 m auf. Um die hier möglicherweise auch vertikal nach oben gerichteten Flüsse abbilden zu können wird die Steuerung des angelegten Unterdruckes mittels einer bidirektionalen Vakuumpumpe durchgeführt, die bei höheren Saugspannungen im Lysimeter (im Vergleich zum Freiland) auch Wasser in das Lysimeter zurück fördern kann. Die Laufzeit der Pumpen wird in s min^{-1} differenziert nach Förderrichtung registriert. Die Sickerwassermenge wird durch Wiegung in einer zeitlichen Auflösung von 1 Minute gemessen. An allen drei Lysimetern wird das Gewicht der Monolithen in einer zeitlichen Auflösung von 1 Minute erfasst. Die Genauigkeit der Wiegedaten der beiden Lysimeter im Versuchsfeld liegt bei $0,035 \text{ kg}$, die des Grünlandlysimeters bei $0,01 \text{ kg}$. Die Wiegezeilen sind am unteren Ende der Lysimeter im Boden montiert.

An der meteorologischen Station im Bereich des Gras – Lysimeters werden alle Parameter, die zur Berechnung der FAO – Penman-Monteith Gras-Referenzverdunstung erforderlich sind (Lufttemperatur, rel. Feuchte, Windgeschwindigkeit, Globalstrahlung), im 10-Minuten Intervall in einer Messhöhe von 2 m über Gelände gemessen. Niederschlagsdaten stehen aus der Messstation der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG), situiert am Versuchsfeld, in einer zeitlichen Auflösung von 1 Minute zur Verfügung.

Im Zuge eines für die Wartung erforderlichen Ausbaus des Lysimeters unter organisch-biologischer Nutzung wurde eine Einrichtung zur Erfassung des Oberflächenabflusses vom Lysimeter (Abbildung 1f) eingebaut. Der Abfluss wird dabei mittels einer Wippe in einer Auflösung von $0,1 \text{ mm}$ als 10-Minutensumme erfasst.

Die Bewertung der Auswirkung einer geschlossenen Schneedecke über dem Lysimeter auf die Wiegedaten des Lysimeters erfolgt durch den Vergleich der gemessenen Wiegedaten mit den aus der Wasserbilanz abgeleiteten Gewichtsänderungen. Bei einer Oberfläche von 1 m^2 lässt sich außerhalb der Vegetationszeit ausgehend von einem bekannten Ausgangsgewicht die Gewichtsänderung innerhalb eines Zeitschrittes nach der Formel $\text{LMc}_i = \text{LMc}_{i-1} + P_i - \text{SW}_i - \text{ET}_0$ berechnen, wobei LMc = berechnetes Gewicht ($\text{kg} = \text{mm}$), i = Zeitschritt (10 Minuten), P = Niederschlag (mm), SW = Sickerwasser (mm), ET_0 = Gras-Referenzverdunstung (mm).

Die Bewertung der Bedeutung des Oberflächenabflusses der Lysimeter in Wagna erfolgt aufgrund der Messdaten aus dem Oberflächenabflusssystem (Abbildung 1f) im Zeitraum 01.04.2007 bis 31.01.2011.

Die Bedeutung der korrekten Anpassung der im Freiland herrschenden Saugspannung an der Lysimeterunterseite für den Sickerwasserfluss wird durch einen experimentell durchgeführten Ausfall der Unterdrucksteuerung im Oktober 2010 an einem der beiden Lysimeter im Versuchsfeld und die darauf folgende Reaktion des Sickerwasserflusses im Vergleich zum zweiten Lysimeter dargestellt.

Ergebnisse

Durch den Einbau der Lysimeter direkt im Feld und der gleichartigen Bewirtschaftung wie die zugehörige Parzelle mit einer Größe von 1.000 m^2 sind Oaseneffekte de facto auszuschließen. Sowohl der optische Vergleich aus der Videoüberwachung der Lysimeter als auch der Vergleich der Ertragsdaten am Lysimeter mit dem Umland zeigen keinerlei Hinweise auf eventuelle Oaseneffekte an den Lysimetern.

Die Frage allenfalls vorhandener präferentieller Fließwege an der Innenwand der Lysimeter wurde durch Doppel-Tracer-Markierungsversuche untersucht. Die Auswertung der Experimente mittels Bromid und Deuterium zeigten keine signifikanten Unterschiede des Transportverhaltens im Zentrum der Lysimeter im Vergleich zu den Randzonen (FANK 2009a).

Schwerpunkt der Auswertung in dieser Arbeit sind im Folgenden die Bewertung unterschiedlicher Effekte an der Schnittstelle Atmosphäre – Lysimeter und an der unteren Lysimeterrandbedingung hinsichtlich ihrer Auswirkung auf die Wasser- und damit Stoffbilanz von Lysimetern.

Obere Randbedingung

Ein spezifisches Problem für die Auswertung von Wiegedaten von Präzisionslysimetern stellt die Ausbildung von geschlossenen Schneedecken über dem Lysimeter dar. Bereits kurze Zeit nach Ausbildung einer geschlossenen Schneedecke zeigen sich Auswirkungen auf die Ganglinie

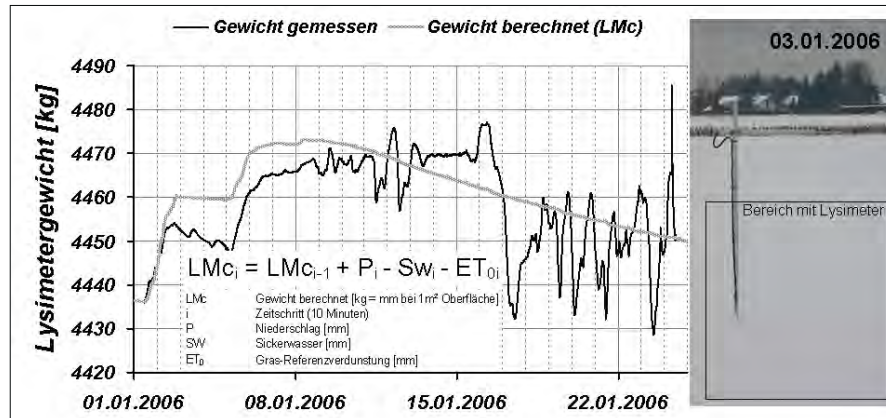


Abbildung 2: Geschlossene Schneedecke über dem Lysimeter nach einem Schneefallereignis von etwa 35 mm – Auswirkung auf das gemessene Lysimetergewicht

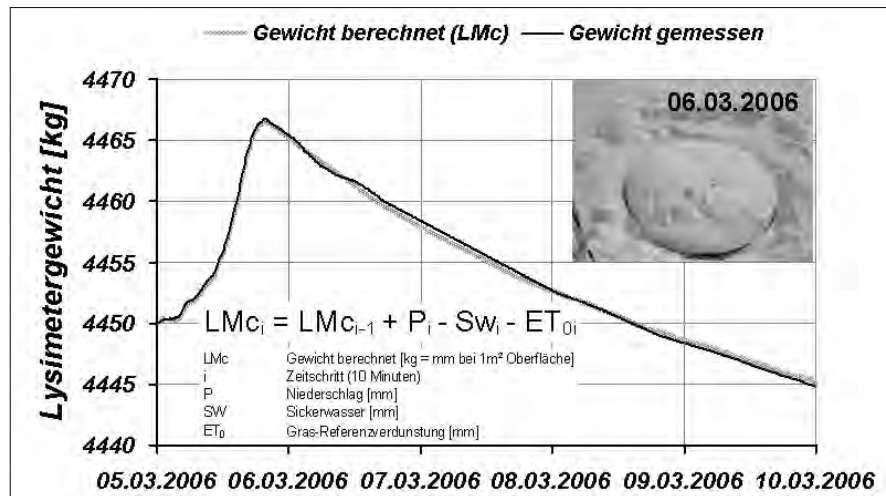


Abbildung 3: Schneedecke über dem Lysimeter nach einem Schneefallereignis von etwa 17 mm mechanisch ausgestochen – Auswirkung auf das gemessene Lysimetergewicht

des Lysimetergewichtes. In *Abbildung 2* ist die gemessene Gewichtsganglinie eines Lysimeters nach einem Schneefallereignis zwischen 01.01.2006 und 08.01.2006 und der Ausbildung einer geschlossenen Schneedecke dargestellt. Bereits ab dem 02.01.2006 und verstärkt ab dem 12.01.2006 zeigen sich unerklärliche starke Schwankungen, die nicht auf natürliche Ereignisse zurückgeführt werden können. Die maximalen Tagesschwankungen erreichen nahezu 40 kg. Vergleichend dazu wurde die zu erwartende Gewichtskurve

aus den Wasserbilanzdaten (Niederschlag, Sickerwasser und Verdunstung) ausgehend vom Ausgangsgewicht am 01.01.2006 berechnet und dargestellt. Nach einem Schneefallereignis von etwa 17 mm am 05.03.2006 und der Ausbildung einer geschlossenen Schneedecke wurde diese mechanisch am Lysimeterrand abgestochen, um den Lysimeter von seiner Umgebung vollständig zu entkoppeln. In *Abbildung 3* sind wieder die gemessene Gewichtsganglinie und die aus der Wasserbilanz

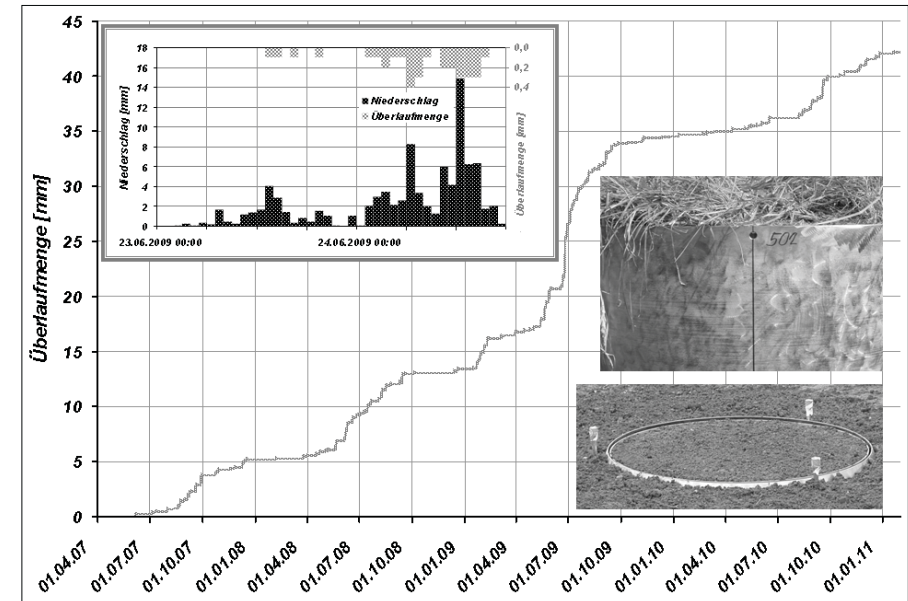


Abbildung 4: Summenlinie des Oberflächenabflusses (Überlaufmenge) des organisch-biologisch bewirtschafteten Lysimeters im Versuchszeitraum und Ereignisbezogen

berechnete Gewichtsganglinie vergleichend dargestellt. Wie zu erkennen, liegen beide Zeitreihen nahezu deckungsgleich übereinander, die gemessene Gewichtsganglinie repräsentiert die Wechselwirkung zwischen dem Lysimeterkörper und der Atmosphäre.

Die Störungen der Wiegegangelinie in *Abbildung 2* müssen auf die fehlende Entkopplung des Lysimeters von seiner Umgebung zurückgeführt werden.

In *Abbildung 4* ist die Summenlinie des Oberflächenabflusses eines Lysimeters im Versuchszeitraum 01.04.2007 bis 01.02.2011 dargestellt. Daran gekoppelt ist die Darstellung der Relation zwischen Niederschlag und Überlaufmenge in Form von Stundensummen im Zuge eines Ereignisses am 23. und 24. Juni 2009. Wie das Foto in *Abbildung 4* zeigt, sind die Lysimeter des Versuchsfeldes Wagna nach der Bewirtschaftung bis zum oberen Rand mit Bodenmaterial befüllt. Im Zuge der Setzungen des Bodens nach den Bodenbearbeitungsmaßnahmen und dem Anbau der Kultur kommt es naturgemäß zu einem leichten Absinken des Bodens. Aus diesem Grund, und auch als Befestigungsösen zum Ziehen der Bewirtschaftungsringe, sind an drei Stellen der Lysimeterwandung in einer Tiefe mit Unterkante 3 cm unter der oberen Lysimeterberandung Löcher gebohrt (*Abbildung 4*), an denen allenfalls auftretendes Überstauwasser abfließen kann.

Überstauwasser, das aufgrund des Überschreitens der Infiltrationskapazität des Bodens nicht in den Boden einsickert

sondern über den oberen Lysimeterrand nach außen abfließt geht der Berechnung der Wasserbilanz eines Lysimeters verloren. Zur Quantifizierung dieser Flüsse wurde im Zuge von Wartungsarbeiten in einer Tiefe von 40 cm unter dem oberen Lysimeterrand eine Wasserrinne dicht an der Lysimeteraußenwand angebaut (*Abbildung 1f*), Überlaufwasser durch eine Schlauchleitung abgeführt und im Lysimeterkeller mittels einer Wippe kontinuierlich registriert. Der bisherige Auswertez Zeitraum vom 01.04.2007 bis 01.02.2011 zeigt eine Überlaufmenge von etwa 42 mm, entsprechend 1 % des Niederschlags (*Tabelle 1*). Die Auswertung eines Einzelereignisses vom 23.06.2009 bis 24.06.2009 in Form des Vergleiches von Stundensummen des Niederschlags in Relation zur Überlaufmenge (*Abbildung 4*) zeigt eine deutliche Abhängigkeit des Überlaufs von der Niederschlagsintensität: Überlaufwasser tritt erst auf, wenn die Niederschlagsintensität > 2 mm h⁻¹ wird.

In *Tabelle 1* sind die Summen des Oberflächenabflusses (Überlaufmenge) des organisch-biologisch bewirtschafteten Lysimeters, die Niederschlagssummen und der prozentuale Anteil des Überlaufwassers am Niederschlag für unterschiedliche Zeiträume vergleichend dargestellt. Durch die Abhängigkeit des Auftretens von Überlaufwasser von der Niederschlagsintensität ist der Anteil des Überlaufs am Niederschlag für unterschiedliche Zeiträume naturgemäß einer recht hohen Variabilität ausgesetzt, es lassen sich aber keine signifikanten Unterschiede zwischen Sommer- und

Tabelle 1: Summen des Oberflächenabflusses (Überlaufmenge) des organisch-biologisch bewirtschafteten Lysimeters und prozentueller Anteil am Niederschlag für unterschiedliche Zeiträume.

| Auswertzeitraum | Niederschlag [mm] | Überlauf [mm] | % des Niederschlags |
|-------------------------|-------------------|---------------|---------------------|
| Sommer 2007 | 590,0 | 3,8 | 0,64% |
| Winter 2007/2008 | 189,3 | 1,8 | 0,95% |
| Sommer 2008 | 652,6 | 7,4 | 1,13% |
| Winter 2008/2009 | 409,6 | 3,8 | 0,93% |
| Sommer 2009 | 956,3 | 17,1 | 1,79% |
| Winter 2009/2010 | 295,9 | 1,1 | 0,37% |
| Sommer 2010 | 752,7 | 5,4 | 0,72% |
| 2008 | 893,3 | 8,2 | 0,92% |
| 2009 | 1360,0 | 21,2 | 1,56% |
| 2010 | 1013,6 | 7,5 | 0,74% |
| 04/2007 - 01/2011 | 4004,4 | 42,2 | 1,05% |
| 23.06.2009 - 24.06.2009 | 94 | 3,2 | 3,40% |

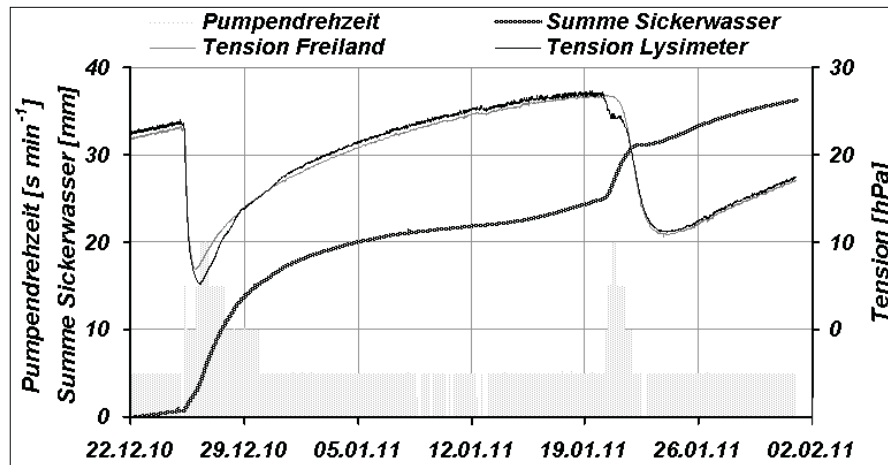


Abbildung 5: Heranführung der Tension im Lysimeter an die in gleicher Tiefe im Freiland gemessene Wasserspannung durch einen geregelten Pumpbetrieb und resultierende Sickerwasser-Summenlinie im Zeitraum 22.12.2010 bis 01.02.2011.

Winterhalbjahr erkennen. Auch Abschmelzvorgänge nach Schneedeckenbildungen vom abgestochenen Lysimeterkörper (*Abbildung 3*) spielen für den Lysimeterüberlauf keine signifikante Rolle.

Unter den Bedingungen des Versuchsfeldes Wagna mit den sandig bis sandig-schluffigen Böden liegt der Anteil des Überlaufwassers vom Lysimeter am Niederschlag bei etwa 1 %, im Zuge von Einzelereignissen werden Größenordnungen von 3 % bis 4 % erreicht.

Untere Randbedingung

Die Auswirkung der Störung des natürlichen Sickerwasserflusses durch die untere Randbedingung eines Gravitationslysimeters auf die Sickerwasserrate und vor allem auf deren Dynamik ist bis heute zu wenig untersucht. In weiterer Folge ist der Wissensstand über die Auswirkung

auf stoffliche (mikrobiell gesteuerte) Umsetzungsprozesse und deren Relevanz für den Stoffhaushalt im Detail nicht bekannt. STENITZER und FANK (2008) weisen über Modelluntersuchungen nach, dass die Auswirkung auf den Wasserhaushalt unter den Bedingungen des Versuchsfeldes Wagna in der Größenordnung von 10 % liegt, unter anderen Boden- und Klimabedingungen (Marchfeld) ist die Bedeutung einer möglichst naturnahen Ausgestaltung der unteren Randbedingung von Lysimetern von essentieller Bedeutung für die korrekte Erfassung des Sickerwasserflusses.

Aufgrund dieses Wissensdefizits wurden die Präzisions-Feldlysimeter des Versuchsfeldes Wagna an ihrer Unterseite mit einem Saugkerzenrechen ausgestattet, an dem das im Boden herrschende – und im Freiland in 10-Minuten-Intervall gemessene – hydraulische Potential über eine automatische Steueranlage zeitlich variabel als Unterdruck an die Saugkerzen angelegt wird.

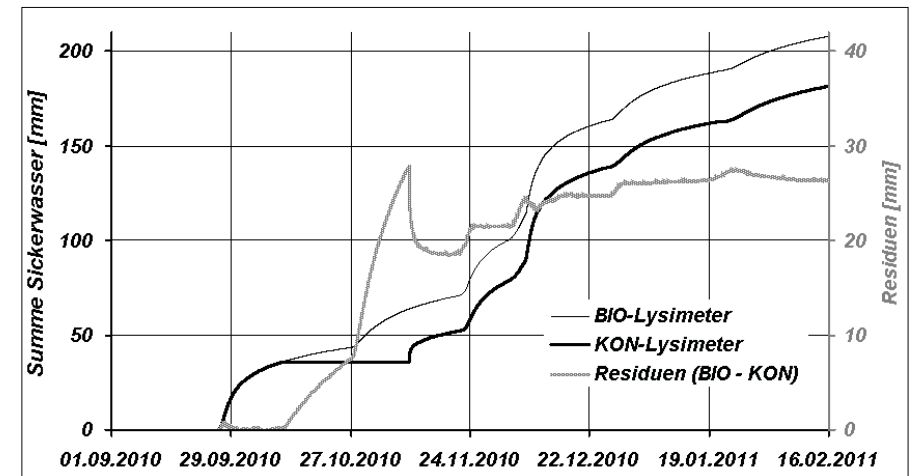


Abbildung 6: Vergleich der Summenlinie des Sickerwassers am organisch-biologisch geführten Lysimeter mit derjenigen des konventionell bewirtschafteten Lysimeters, an dem ein Steuerungsausfall von etwa 4 Wochen simuliert wurde, sowie die resultierenden Residuen.

Wie in *Abbildung 5* erkenntlich, ist es durch diese Steuerung möglich, die im Lysimeter oberhalb des Saugkerzenrechen herrschende Tension variabel an die im Freiland gemessene Tension heranzuführen. Dies geschieht durch Aktivierung einer Vakuumpumpe deren Betriebszeiten detailliert registriert werden. Aus diesen Pumpen-Betriebszeiten, zu denen frei verfügbares Sickerwasser aus den Saugkerzen in einen Vorratsbehälter abtransportiert wird – dieses wird im Minutenintervall gewogen - resultiert die ebenfalls in *Abbildung 5* dargestellt Summenlinie des Sickerwassers. Aufgrund der identen hydrostatischen Zustände im Lysimeter und im Freiland kann davon ausgegangen werden, dass die gewonnenen Sickerwassermengen dem natürlichen Sickerwasserfluss in der Tiefe der Unterseite des Lysimeters entsprechen.

Um die Auswirkung des Ausfalls der Unterdrucksteuerung auf die Fließmengen und deren Dynamik zu untersuchen wurde am Lysimeter unter konventioneller Bewirtschaftung die Unterdrucksteuerung zwischen Mitte Oktober und Mitte November 2010 ausgeschaltet (*Abbildung 6*). Nach der Maisernte Ende September 2010 zeigten beide baugleichen Lysimeter bis Mitte Oktober idente Sickerwassersummenlinien.

Obwohl das konventionell bewirtschaftete Lysimeter neben der Unterdrucksteuerung auch einen gestuften Kiesaufbau an seiner Unterseite mit einem Freilauf aufweist, konnte auch nach 4 Wochen noch kein frei auslaufendes Sickerwasser registriert werden. Nach Inbetriebnahme der Unterdrucksteuerung Mitte November 2010 zeigten die Linien der Sickerwassersummen eine Differenz von etwa 28 mm. Kurzfristig ist daraufhin ein verstärkter Sickerwasserausfluss aus dem konventionell bewirtschafteten Lysimeter erkennbar, aber schon nach wenigen Wochen

ist die Fließdynamik beider Lysimeter wieder ident. Die Residuen zwischen den beiden Summenlinien pendeln sich über den bisherigen Messzeitraum auf einen annähernd konstanten Wert von etwa 27 mm ein. Auch nach längerer Beobachtungsdauer sind die Volumina des Abflusses aus beiden Lysimetern deutlich unterschiedlich. Nach bisherigem Untersuchungsstand sind die Unterschiede in der Wasserbilanz nicht erklärbar. Zusätzliche Untersuchungen werden notwendig sein, um die Speicherung des Wasserdefizits des KON-Lysimeters erklären zu können. Dazu ist eine detaillierte Auflösung der Geometrie des Lysimeterkörpers und eine numerische Modellierung der relevanten Prozesse vorgesehen.

Diskussion und Schlussfolgerungen

Große wägbare monolithische Präzisionslysimeter, die im Versuchsfeld integriert sind, liefern glaubwürdige Daten über Sickerwassermenge und -qualität und stellen daher ein unverzichtbares Werkzeug zur Validierung von numerischen Modellen dar. Trotz der technischen Entwicklung der letzten Jahre werden Lysimetermessungen auch heute noch verschiedene Nachteile und Mängel zugeordnet. Werden Präzisionslysimeter in das Versuchsfeld integriert und können diese ortsüblich bewirtschaftet werden, können Oaseneffekte de facto ausgeschlossen werden. Das Auftreten von präferentiellen Fließwegen an der Lysimeterwandung, sei es aufgrund von Fehlern im Zuge der Monolithentnahme oder hervorgerufen durch Quellen und Schrumpfen des Bodenmaterials kann durch Doppel-Tracerversuche erkundet werden.

Besondere Bedeutung kommt der Ausbildung von geschlossenen Schneedecken über dem Lysimeter und deren

Auswirkung auf die Gewichtsdaten des Lysimeters zu. Eine mechanische Entkopplung des Lysimeters von seiner Umgebung führt hier zu einer deutlichen Minimierung des Problems, allerdings wird dadurch der Ausaperungsprozess im näheren Umfeld des Lysimeters und damit auf dem Lysimeter selbst gestört. Automatische Systeme, die diese Entkopplung ohne Betreten des Lysimeterbereiches durchführen, wären vermutlich eine Lösung des Problems.

Überlaufwasser vom Lysimeter bei Überschreiten der Infiltrationskapazität bzw. dessen zwanghafter Rückhalt durch höhere Umrahmungen stören die Wasser- und damit die Stoffbilanz eines Lysimeters. Messungen des Überlaufwassers an den sandig bis sandig-schluffigen Böden des Versuchsfeldes Wagna ergaben zwar nur einen Anteil von etwa 1 % des Niederschlags, bei anderen Bodenverhältnissen wird dieser Prozess aber von deutlich größerer Bedeutung sein. Die Messung dieses Überlaufwassers sollte usus werden, dazu sind aber die technischen Entwicklungen noch zu verfeinern.

Die Bedeutung einer korrekten Nachbildung der Druckverhältnisse am unteren Lysimeterrand für die Fließ- und Transportprozesse im Lysimeter ist implizit klar. Auswertungen von Experimenten an Lysimetern des Versuchsfeldes Wagna zeigten, dass durch eine Änderung der unteren Randbedingung der Lysimeterabfluss zeitlich nachhaltig über mehrere Monate beeinflusst wird. Hier sind noch Untersuchungen notwendig, um die erfassten Auswirkungen in der Wasserbilanz erklären zu können.

Literatur

- FANK, J., 2009a: Tracerhydrologie in der Lysimetrie. Bericht zur 13. Gumpensteiner Lysimetertagung „Lysimeter – Perspektiven in Forschung und Anwendung“, 21.-22. April 2009, 63-68, Irdning.
- FANK, J., 2009b: Perspektiven in der Lysimetrie. Bericht zur 13. Gumpensteiner Lysimetertagung „Lysimeter – Perspektiven in Forschung und Anwendung“, 21.-22. April 2009, 5-10, Irdning.
- FANK, J., E. STENITZER, F. FEICHTINGER und P. CEPUDER, 2004: Messdaten und Modellkalibration an der Forschungsstation Wagna und daraus abzuleitende Anforderungen an Messstellen zur Kalibration von Bodenwasserhaushalts- und Stofftransportmodellen. In: Klotz, D. (Hrsg.): Untersuchungen zur Sickerwasserprognose in Lysimetern. GSF-Bericht 02/04, 79-86, München.
- FANK, J. und G. v. UNOLD, 2005: Wägbare monolithische Lysimeter unter maschineller Freilandbewirtschaftung (Wagna – Austria). 11. Gumpensteiner Lysimetertagung „Lysimetrie im Netzwerk der Dynamik von Ökosystemen“ vom 5. – 6. April 2005, 55-60, Gumpenstein.
- FANK, J. and G. v. UNOLD, 2007: High-precision weighable field Lysimeter – a tool to measure water and solute balance parameters. International Water & Irrigation, Vol. 27, No. 3, 28-32, Tel Aviv.
- MASARIK, K.C., J.M. NORMAN, K.R. BRYE and J.M. BAKER, 2004: Improvements to Measuring Water Flux in the Vadose Zone. Journal of Environmental Quality, 33:1152–1158.
- MEISSNER, R., J. SEEGER, H. RUPP, M. SEYFARTH and H. BORG, 2007: Measurement of dew, fog, and rime with a high-precision gravitation Lysimeter. J. Plant Nutr. Soil Sci. 2007, 170, 335–344.
- STENITZER, E. und J. FANK, 2008: Lysimeter – ein Werkzeug zur genauen Erfassung von Wasser- und Stoffkreislaufparametern / 4.2. Schwerkraft- versus Unterdrucklysimeter – eine Simulationsstudie. – In: Fank, J. & Ch. Lanthaler (Hrsg., 2008): Diffuse Einträge in das Grundwasser: Monitoring – Modellierung – Management. Landwirtschaft und Wasserversorgung im Fokus zu erwartender Herausforderungen. – Beiträge z. Hydrogeologie, 56 (Jg. 2007/08), 114–118, Graz.
- UNOLD, G.v. and J. FANK, 2008: Modular Design of Field Lysimeters for Specific Application Needs. Water Air Soil Pollut: Focus (2008) 8:233–242.
- WRIEDT, G., 2004: Modelling of Nitrogen Transport and Turnover during Soil and Groundwater Passage in a Small Lowland Catchment of Northern Germany. Ph.D. thesis, University of Potsdam, Germany.

Ermittlung der Bodenwasserbereitstellung einer skelettreichen Para-Rendzina aus unterem Keuper im Vergleich zum Braunerde-Tschernosem aus Löß mit Hilfe der wägbaren Feldlysimeter Butteltstedt

Steffi Knoblauch^{1*}

Zusammenfassung

Mit Hilfe der Messwerte wägbarer Feldlysimeter ist über die Bildung der kumulativen Wasserbilanz aus Niederschlag minus Verdunstung minus Sickerwasser die Größe der nutzbaren Feldkapazität für eine skelettreiche Para-Rendzina aus unterem Keuper abgeschätzt worden und mit dem für einen tiefgründigen Braunerde-Tschernosem aus Bodenfeuchtemessungen abgeleiteten Wert verglichen worden. Während die nFKwe auf dem Braunerde-Tschernosem aus Löß in etwa 200 mm beträgt beläuft sich dieser Wert auf der Para-Rendzina auf etwa 145 mm. Im Vergleich zum Wasserverbrauch wird der Ertrag stärker reduziert und zeigt, dass die Ertragswirksamkeit der auf der Para-Rendzina aufgenommenen Wassermenge geringer ist als die vom Braunerde-Tschernosem. Das kann nicht nur als Folge der geringeren Verfügbarkeit des Wassers in tieferen Bodenschichten sondern auch derjenigen im stark tonhaltigen Substrat der Ackerkrume während der Keimung und Jungpflanzenentwicklung gesehen werden.

Summary

Using measured data from weighable field lysimeters the amount of plant available water was estimated calculating the balance between precipitation minus evapotranspiration minus amount of seepage water for a stony calcaric Regosol and a haplic phaeozem originated from loess. These values were compared with the soil water withdrawal on the haplic phaeozem measured with neutron probe. As a result the plant available amount of haplic phaeozem is 220 mm and of stony calcaric regosol 145 mm. Furthermore the smaller plant available amount on calcaric regosol has a lower yield efficiency. The amount of available water is needed for a better yield adapted fertilization and optimized use of water.

Einleitung

Die Wasserbereitstellung von Böden ist eine wichtige Größe für die Abschätzung der Anbaueignung von Kulturen und der Ertragsfähigkeit von Böden. In Anbetracht knapper werdender Niederschläge werden zukünftig genauere Kenntnisse darüber benötigt. Von der Ertragsfähigkeit der Böden hängt zum Beispiel auch die Höhe der N-Düngung und das Erreichen niedriger N-Überschuss-Salden für den Schutz der Gewässer ab.

Die Bestimmung der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge kann über die Drucktopfmethode im bodenphysikalischen Labor oder über die in-situ-Messung der Bodenfeuchte mit Hilfe von Sensoren erfolgen. Für Böden mit homogener Porengrößenverteilung, wie Lößlehme sind diese Verfahren gut geeignet. Für skelettreiche und/oder geschichtete Böden erweisen sie sich als schwierig. Das betrifft zum Beispiel die repräsentative Probenahme. Unklar ist auch, inwiefern wenig durchlässige Schichten durch Stauwasserbildung den pflanzenverfügbaren Bodenwasserspeicher erhöhen können.

Wägbare Feldlysimeter, die geeignet sind, die Verdunstung von Pflanzenbeständen zu messen, können über die Ermittlung der Gewichtsänderung Auskunft über die Inanspruchnahme des Bodenwassers geben.

Die Lysimeteranlage Butteltstedt ist im Jahr 2005 um zwölf Feldlysimeter erweitert worden für die Bestimmung der unvermeidbaren N-Auswaschung aus zwei verschiedenen, für das Thüringer Becken typischen Böden mit ackerbaulicher Nutzung. Es handelt sich um einen tiefgründigen Braunerde-Tschernosem aus Löß mit einer über den gesamten Wurzelraum homogenen Porengrößenverteilung und eine Para-Rendzina aus unterem Keuper mit unter dem Humushorizont sehr stark wechselnden Korngrößen- und Skelettanteilen.

Ziel des vorliegenden Beitrages ist es, mit Hilfe der Lysimetermessungen eine Abschätzung der Menge und Ertragswirksamkeit des Bodenwassers der skelettreichen Para-Rendzina im Vergleich zum schluffig-lehmigen Braunerde-Tschernosem aus Löß vorzunehmen.

Material und Methoden

Versuchsböden

Die Versuchsböden vertreten etwa 66 % der Böden im Thüringer Keuperbecken. Der Braunerde-Tschernosem aus Löß weist einen 40 cm mächtigen Ap/Ah-Horizont auf und ist bis in 65 cm Tiefe entkalkt (Tabelle 1). Die

¹ Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Naumburger Straße 98, D-07743 JENA

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

Tabelle 1: Bodenphysikalische und -chemische Kennwerte des Braunerde-Tschernosem aus Löß im Thüringer Becken

| Horizont | pt | | Skelett | Korngrößenverteilung | | | Bodenart | Bodenwassergehalt bei pF | | | | nFK b. pF | C _{org} | CaCO ₃ | pH CaCl ₂ | |
|----------|-------|--------------------|---------|----------------------|------|------|----------|--------------------------|------|------|------|-----------|------------------|-------------------|----------------------|-----|
| | uT cm | g cm ⁻³ | G-% | S % | U % | T % | | 1,5 | 2,0 | 2,5 | 4,2 | | | | | 2,5 |
| Ap | 10 | 1,27 | | | | | Lu | 38,2 | 32,2 | 28,6 | 16,7 | 11,9 | | | | |
| | 25 | 1,39 | 0,08 | 16,9 | 56,5 | 26,6 | | 37,9 | 33,8 | 29,8 | 18,3 | 11,5 | 1,7 | 0,3 | 6,6 | |
| Ah | 43 | 1,46 | | | | | | 37,6 | 34,9 | 31,9 | 21,3 | 10,6 | 1,2 | 0,3 | 6,5 | |
| Ah-Bv | 65 | 1,49 | 0,08 | 16,9 | 53,7 | 29,4 | Lu | 38,3 | 36,3 | 34,2 | 27 | 7,2 | 0,8 | 0,2 | 6,7 | |
| Ckc1 | 110 | 1,53 | 4,4 | 29,1 | 50,7 | 20,3 | Lu | 37,4 | 34,1 | 29,4 | 19,9 | 9,5 | 0,3 | 17,8 | 7,4 | |
| Ckc2 | 130 | 1,59 | 8 | 26,2 | 54,6 | 19,2 | Lu | 36,5 | 34,2 | 31 | 20,8 | 10,2 | 0,2 | 15,3 | 7,6 | |
| | 140 | 1,64 | | | | | | 34,4 | 32,8 | 30,8 | 20,7 | 10,1 | | | | |
| | 160 | 1,67 | | | | | | 36,5 | 34,7 | 32,1 | 21,1 | 11 | | | | |
| Ckc3 | 170 | 1,62 | 7 | 22,3 | 57,7 | 19,9 | Lu | 38,5 | 37 | 33,7 | 20,5 | 13,2 | 0,3 | 12,8 | 7,6 | |
| | 195 | 1,58 | 0,7 | 21,9 | 53,4 | 24,6 | Lu | 39,3 | 37,4 | 34,2 | 24 | 10,2 | 0,4 | 12,7 | 7,7 | |

Tabelle 2: Bodenphysikalische und -chemische Kennwerte der Para-Rendzina aus unterem Keuper im Thüringer Becken

| Horizont | pt | | Skelett | Korngrößenverteilung | | | Bodenart | Bodenwassergehalt bei pF | | | | nFK b. pF | C _{org} | CaCO ₃ | pH CaCl ₂ | |
|----------|-------|--------------------|---------|----------------------|------|------|----------|--------------------------|------|------|------|-----------|------------------|-------------------|----------------------|-----|
| | uT cm | g cm ⁻³ | G-% | S % | U % | T % | | 1,8 | 2,0 | 2,5 | 4,2 | | | | | 2,5 |
| Ap-Ah | 22 | 1,46 | 29,3 | 8,0 | 49,6 | 42,4 | Lt3 | 43,6 | 43,3 | 42,3 | 29,0 | 13,2 | 1,23 | 12,6 | 7,6 | |
| I elCv | 58 | 1,5 | 42,1 | 5,3 | 54,8 | 39,9 | Tu3 | 44,9 | 44,3 | 42,8 | 25,4 | 17,4 | 0,17 | 2,3 | 7,7 | |
| II elCv | 73 | 1,76 | 24,9 | 25,5 | 52,5 | 22 | Lu | 34,6 | 34,2 | 33 | 24,9 | 8,1 | 0,23 | <0,5 | 7,7 | |
| III elCv | 101 | 1,78 | 27,4 | 36,1 | 44,7 | 19,2 | Ls2 | 34 | 33,6 | 32,5 | 22,2 | 10,3 | 0,25 | <0,5 | 7,5 | |
| IV elCv | 128 | 1,8 | 45,7 | 24,8 | 56,7 | 18,5 | Lu | 30,7 | 30,3 | 29,3 | 20,5 | 8,8 | 0,21 | <0,5 | 7,3 | |
| V elCv | 154 | 1,75 | 56,9 | 38,1 | 42,2 | 19,7 | Ls2 | 33,6 | 33,3 | 32,2 | 19,6 | 12,6 | 0,35 | <0,5 | 7,2 | |
| VI Cn1 | 182 | | 48,2 | 15,7 | 53,3 | 31 | Tu3 | 31,3 | 30,3 | 29,5 | 16,4 | 13,1 | 0,41 | <0,5 | 7,1 | |
| VII Cn2 | 200 | | 63,7 | 10,6 | 59,9 | 29,5 | Lu | 29,7 | 28,9 | 27,1 | 16,4 | 10,7 | 0,4 | <0,5 | 7,1 | |
| VIII Cn3 | 250 | | | | | | | | | | | | | | | |

bodenphysikalisches Labor der TLL, Dr. R. Paul, VDLUFA, 2002

Bodenart ist durchgängig schluffiger Lehm. Mit einem Grobporenvolumen von > 6 Vol.% in 0...200 cm Tiefe und Nadelstichporengefüge bestehen günstige Bedingungen für die Durchwurzelung. In Anbetracht mittlerer nFK-Werte im Bereich von 7,2 bis 13,2 Vol.% (Drucktopfmethode, pF 2,5) bzw. 9,7...14,1 Vol.% (Neutronensondenmessung) würde bei einer effektiven Durchwurzelungstiefe von 1,6 m ein nutzbarer Bodenwasservorrat von etwa 160 bzw. 190 mm zur Verfügung stehen.

Die Para-Rendzina ist aus carbonathaltigen lockeren und festen Mergelsteinen hervorgegangen. Der bis in 22cm Tiefe reichende Ap/Ah-Horizont ist ein mittel schluffiger Lehm und der Bodenart Ton zuzuordnen (Tabelle 2). Darunter folgen tonige, schluffige und lehmige Verwitterungsprodukte des unteren Keupers mit im Tiefenverlauf stark wechselnden Korngrößenanteilen und Skeletthalten. Bodenausgangsgesteine sind Dolomit, Tonstein, Tonmergel, Schluffmergel und Sandstein. Die Horizontengrenzen sind aufgrund krypturbater Umlagerungen teils eben und geneigt teils zungen- und taschenförmig ausgebildet und begründen die Annahme der Ausbildung präferentieller Fließbahnen und wassergesättigter Porenbereiche, wodurch es zu einer Erhöhung der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge über den Wert der Feldkapazität kommen kann. Die mittels

Drucktopfmethode bestimmten Werte der nutzbaren Feldkapazität bewegen sich im Bereich von 8,1...17,5 Vol.% (pF 2,5). Der Skelettgehalt sollte mit einer repräsentativen Probenahme für die Ermittlung des Wassergehaltes in den Druckstufen pF 1,8 bis 3,0 berücksichtigt sein. Der Wassergehalt bei pF 4,2 ergibt sich aus dem Wassergehalt des Solums <2mm nach Einwirkung von 15 bar multipliziert mit der ρ_t des Solums (VDLUFA, 2002).

Klima und Witterung

Die vieljährige Niederschlagsmenge beträgt 551 mm/a und das vieljährige Temperaturmittel 8,2 °C.

Im Untersuchungszeitraum war es im Jahr 2005 zu warm und etwas zu trocken. Das Jahr 2006 zeigt sich im Winterhalbjahr niederschlagsnormal und während der Vegetationszeit deutlich zu warm und zu trocken (+1,9 K, 79 % vj. NS), insbes. im Juni und Juli. Daran schließt sich im Winterhalbjahr 2006/07 eine überdurchschnittlich warme und trockene Witterung, die ab Mai 2007 in eine sehr niederschlagsreiche Periode (153 % vj. NS) mit normalen Temperaturen übergeht. Im Winterhalbjahr 2007/08 setzt sich die feuchte Witterung bei übernormalen Temperaturen fort und geht im Sommerhalbjahr 2008 wieder in eine

trockene, etwas zu warme Witterung (+0,5 K, 73 % vj. NS) über. Im Jahr 2009 ist es nach einem trockenen Winter (85 % vj. NS) auch während der Vegetationszeit bei normalen Temperaturen etwas zu trocken (88 % vj. NS), insbesondere im August. Das Jahr 2010 zeichnet sich sowohl im Winter- als auch im Sommerhalbjahr durch eine zu feuchte Witterung (110 und 120 % vj. NS) mit leicht unternormalen Temperaturen aus.

In der Fruchtfolge werden in den Jahren 2005 bis 2010 Silomais, Braugerste, Winterraps, Winterweizen, Sorghum bicolor und Braugerste angebaut. Die N-Düngung erfolgt bedarfsgerecht nach dem Stickstoffbedarfsanalyse-System der TLL (N-Sollwert).

Die Feldlysimeter Buttelstedt sind monolithisch befüllt und weisen eine Oberfläche von 2 m² und eine Tiefe von 2,5 m zur Etablierung eines repräsentativen Pflanzenbestandes und Gewährleistung eines uneingeschränkten Wurzelwachstums auf. Sie befinden sich inmitten eines Feldschlages mit gleichem Pflanzenbewuchs zur Vermeidung von Oaseneffekten. Das Bodenwasser wird auf den Lysimetern mit Löß (lö 15 und 16) in 2,3 m Tiefe unter Einwirkung von Unterdruck mit Hilfe keramischer Saugkerzen gewonnen und auf den Lysimetern mit Verwitterungssubstraten des Keupers (k 6 und 7) in 2,4 m Tiefe gravitativ über eine Filterstrecke aus Quarzschluff und -sand. Die Lysimeter stehen auf Plattformwaagen und werden kontinuierlich gewogen mit einer Genauigkeit von 100 g resp. 0,05 mm.

Die Bodenfeuchte wird auf den Lysimetern mit Löß mit Hilfe einer Am/Be-Neutronensonde in 20 cm-Tiefenstufen und wöchentlichem Abstand während der Vegetationszeit gemessen. Auf der Para-Rendzina ist aus Gründen der hohen Skeletthalte vom Einbau einer Rohrsonde abgesehen worden.

Tabelle 3: Wasserverbrauch, Trockenmasseertrag und Transpirationskoeffizient der landwirtschaftlichen Kulturen auf Para-Rendzina und Braunerde-Tschernosem

| Jahr | Fruchtart | Zeitraum Aufgang bis Ernte | Para-Rendzina aus unterem Keuper (k) | | | Braunerde-Tschernosem aus Löß (lö) | | | Vergleich der Böden k zu lö | |
|------|--------------|----------------------------|--------------------------------------|------------|---------------------------|------------------------------------|-----------|---------------------------|-----------------------------|-----------|
| | | | ET | TM-Ertrag | TK | ET | TM-Ertrag | TK | ET | TM-Ertrag |
| | | | mm | dt/ha | kg H ₂ O/kg TM | mm | dt/ha | kg H ₂ O/kg TM | % | % |
| 2005 | Silomais | 4/23.5.-19/28.9.05 | 324 | 153,0 | 212 | 431 | 234,1 | 184 | 75 | 65 |
| 2006 | Braugerste | 19.4.-25.7.06 | 274 | 49,5+49,3 | 277 | 320 | 71,3+76,6 | 216 | 86 | 66 |
| 2007 | Winterraps | 6.9.06-12.7.07 | 303 | 31,2+51,8 | 365 | 378 | 47,4+77,7 | 302 | 80 | 66 |
| 2008 | Winterweizen | 21.11.07-1.8.08 | 351 | 74,72+48,4 | 285 | 448 | 94,2+68,2 | 276 | 78 | 75 |
| 2009 | Sorghum bic. | 20.5.-2.10.09 | 386 | 158,8 | 243 | 488 | 201 | 243 | 79 | 79 |
| 2010 | Braugerste | 2.4.-22.7.10 | 339 | 53,5+26,7 | 423 | 405 | 67,8+41,6 | 370 | 84 | 73 |

NIED...Niederschlag, ET...aktuelle Evapotranspiration, TK...(Evapo)-Transpirationskoeffizient, TM...Trockenmasse, b. Getreide und Raps oben Korn, unten Stroh

Ergebnisse

Wasserverbrauch, Erträge und Wassernutzungseffizienz

Der Wasserverbrauch der Kulturen liegt auf der Para-Rendzina um 46 und 66 mm (Braugerste, 2006 und 2010) bis 97, 102 und 107 mm (Silomais, Winterweizen, Sorghum bic.) niedriger im Vergleich zum Braunerde-Tschernosem (Tabelle 3). Winterraps nimmt mit einem geringeren Wasserverbrauch um 75 mm im Anbaujahr 2007 eine Mittelstellung ein.

Ein Einfluss der Jahreswitterung oder Fruchtart ist kaum zu erkennen, in der Tendenz ist der Unterschied in den Trockenjahren (2005, 2006, 2008 und 2009) etwas größer. Im Mittel der Fruchtfolge ist der Wasserverbrauch auf der Para-Rendzina um 82 mm geringer als auf dem Lößboden.

Im Vergleich zum Wasserverbrauch wird der TM-Ertrag stärker reduziert. Das in geringerer Menge zur Verfügung stehende Wasser wird von den Pflanzen offenbar schlechter für die Biomassebildung verwertet als vom Lößboden, sichtbar am höheren Transpirationskoeffizienten.

Bodenwasserausschöpfung auf dem Braunerde-Tschernosem aus Löß

Die maximale Tiefe der Bodenwasserausschöpfung beträgt in der Reihenfolge der Kulturen in der Fruchtfolge von 2005 bis 2010: 180 (Silomais), 200 (Braugerste), 240 (Winterraps), 200 (Winterweizen) 200 Sorghum bic. und 120 cm (Braugerste). Der Bodenwasserentzug beläuft sich auf: 146 (Silomais), 212 (Braugerste), 112 (Winterraps), 215 (Winterweizen), 187 (Sorghum bic.) und 127 mm (Braugerste) (Abbildung 1).

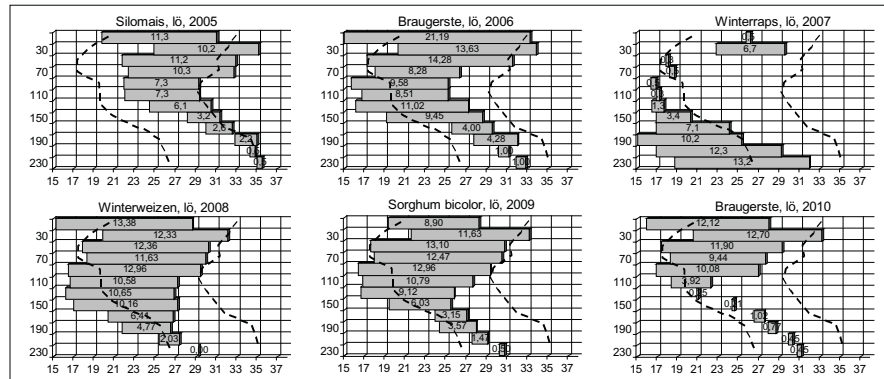


Abbildung 1: Intensität der Bodenwasseraussschöpfung in den einzelnen Bodenschichten (0...20, 20...240 cm Tiefe) auf dem Braunerde-Tschernosem aus Löß (löß) in Vol.%, unterbrochene Linien PWP und FK, abgeleitet aus langjährigen Bodenfeuchtemessungen mit der Neutronensonde

Sickerwassermenge

Auf dem tiefgründigen Braunerde-Tschernosem aus Löß werden im Jahr 2005 80 mm Sickerwasser gebildet (Abbildung 2). Diese hohe Sickerwassermenge ist die Folge des Anbaus von Feldgemüse in den Jahren zuvor. Aufgrund der kürzeren Wachstumszeit, des geringeren Wurzeltiefgangs und der Verabreichung von Zusatzwasser ist das Bodenwasser weniger in Anspruch genommen. Zu Beginn der Fruchtfolge mit Ackerkulturen im Jahr 2005 steht deshalb ein vollständig aufgefüllter Bodenwasserspeicher bereit. In den Folgejahren bleibt eine Sickerwasserbildung aus.

Auf der Para-Rendzina kommt es in fünf von sechs Jahren zur Bildung von Sickerwasser und damit zur Auffüllung des Bodenwasserspeichers. Im Jahr 2007 gibt es auch auf der Para-Rendzina kein Sickerwasser und es ist davon auszugehen, dass der Bodenwasserspeicher zu Vegetationsbeginn nicht vollständig aufgefüllt ist. Der im Vergleich zu Winterweizen geringere Bodenwasserentzug von Wintertraps im Jahr 2007 kann damit eine Erklärung finden.

Wasserbilanz

Mit Hilfe der Messwerte der Verdunstung und des Niederschlages aus der Gewichtsänderung der Lysimeter (auf der Basis von Stundenwerten) und der Messwerte der Sickerwassermenge ist die Tageswasserbilanz aus Niederschlag minus Verdunstung minus Sickerwasser gebildet worden und daraus durch Aufsummieren eine kumulative Wasserbilanz berechnet worden (Abbildung 3). Die Berechnung beginnt am 1.5.2005 mit aufgefülltem Wasserspeicher beider Böden und endet am 31.10.2010. Negative Werte der kumulativ aufsummierten Tages-Wasserbilanzen bedeuten die Inanspruchnahme von Bodenwasser, das Erreichen des Wertes 0 die vollständige Auffüllung des Bodenwasserspeichers. Dass auf beiden Böden Anfang des Jahres 2010 die kumulative Wasserbilanz über den Wert 0 steigt, ist im Zusammenhang mit Schneefall während einer länger

Auffällig ist, dass zu Wachstumsbeginn der Kulturen im Frühjahr 2006, 2007, 2008, 2009 und 2010 der Bodenwasserspeicher nicht vollständig aufgefüllt ist. Es fehlen zu Vegetationsbeginn noch -26 (2006), -192 (2007), -48 (2008), -44 (2009) und -75 (2010) mm. Dieser Befund ist typisch für die tiefgründigen Lößböden im Thüringer Becken mit einem vieljährigen Jahresniederschlag von < 550 mm. Insbesondere im Jahr 2007 erklärt diese Beobachtung den im Vergleich zu Winterweizen geringen Bodenwasserentzug der tiefwurzelnden Kultur Wintertraps, zeigt aber auch das Potenzial dieser Pflanze, trotz einer bis zum ÄWP ausgeschöpft gebliebenen Bodenzone in 50 bis 140 cm Tiefe das Bodenwasser darunter bis in 240 cm Tiefe auszunutzen (Abbildung 1).

Die Ergebnisse bestätigen, dass Wintertraps, Winterweizen und Sorghum bic. in der Lage sind bei günstigen Bodenbedingungen ein tiefreichendes Wurzelsystem für die Aufnahme von Bodenwasser zu entwickeln. Aber auch Silomais und Braugerste vermögen bei trockener Witterung Bodenwasser tieferer Schichten zu erschließen. Im Mittel der Fruchtfolge ergibt sich ein Bodenwasserentzug, ohne Wintertraps 2007, von 177 mm.

anhaltenden Frostperiode zu sehen. Auf dem Lößboden zeigen die Bodenfeuchtemessungen zu Vegetationsbeginn keine vollständige Wiederauffüllung und es tritt auch kein Sickerwasser aus. Vermutlich haben die nach der Tauphase überdurchschnittlich hohen Temperaturen im März 2010 (+4°C über dem Normalwert) über eine rasche Zunahme der Verdunstung einer Versickerung in tiefere Bodenschichten entgegen gewirkt.

Die Minimalbeträge der kumulativen Wasserbilanz betragen auf dem Braunerde-Tschernosem aus Löß in den einzelnen Jahren der Fruchtfolge -155 (2005, Silomais), -225 (2006, Braugerste), -300 (2007, Wintertraps), -240 (2008, Winterweizen), -240 (2009, Sorghum bic.) und -145 mm (2010, Braugerste) (Abbildung 3). Im Mittel der Jahre sind es -227 mm. Im Jahr 2007 wird das Bodenwasser weit über den aus langjährigen Bodenfeuchtemessungen ermittelten nFKwe-Wert von 190 mm in Anspruch genommen. Das ist

im Zusammenhang mit dem Frühjahrs-Bodenfeuchtedefizit von -192 mm und dem außerordentlichen Bodenwasseraufnahmevermögen von Wintertraps aus der Bodenschicht unterhalb 140 cm zu sehen. Mit Ausnahme des Jahres 2005 mit Feldkapazität im Wurzelraum zu Vegetationsbeginn sind die Bodenwasserdefizite nach Ernte das Ergebnis aus der Summe des Bodenwasserdefizites im Frühjahr und dem Bodenwasserentzug der Pflanze während der darauffolgenden Vegetationszeit. Die mit der Neutronensonde ermittelten Beträge der Bodenfeuchteänderung stimmen gut mit den aus der Lysimeter-Wasserbilanz abgeleiteten Werten der Inanspruchnahme des Bodenwassers überein. Die Anwendung dieser Methode für die Ableitung der nutzbaren Feldkapazität auf der Para-Rendzina erscheint deshalb zulässig.

Auf der Para-Rendzina ergeben sich aus der Berechnung der kumulativen Wasserbilanz in den einzelnen Jahren der

Fruchtfolge folgende Minimalbeträge: -74 (2005, Silomais), -160 (2006, Braugerste), -165 (2007, Winterraps), -165 (2008, Winterweizen), -175 (2009, Sorghum bic.) und -130 mm (2010, Braugerste) (Abbildung 4).

Die Ausschöpfungsbeträge der tiefer wurzelnden Kulturen Winterraps, Winterweizen und Sorghum bic. sind in der Tendenz höher.

Im Vergleich zum Braunerde-Tschernosem mit gleichem Pflanzenbewuchs und identischen Bedingungen der Witterung (Niederschlag, Verdunstungsanspruch der Atmosphäre) wird auf der Para-Rendzina weniger Bodenwasser in Anspruch genommen. Die Differenzbeträge sind 82 (2005, Silomais), 62 (2006, Braugerste), 107 (2007, Winterraps), 80 (2008, Winterweizen), 60 (2009, Sorghum bic.) und 15 mm (2010, Braugerste). Im Mittel der Fruchtfolge werden vom Bodenspeicher der Para-Rendzina 145 mm in Anspruch genommen. Im Vergleich zum Braunerde-Tschernosem sind es 68 mm weniger. In Jahren mit Anbau tiefwurzelnder Kulturen fällt die Differenz etwas höher aus.

Ertragswirksamkeit des Bodenwassers

Für die Darstellung der Ertragswirksamkeit des Bodenwassers auf der Para-Rendzina im Vergleich zum Löß ist am Beispiel von Silomais der Quotient zwischen der aktuellen Evapotranspiration auf den beiden Böden gebildet worden.

Beide Böden weisen zu Vegetationsbeginn 2005 Feldkapazität auf. Die AET-k/AET-lö-Kurve beginnt zur Aussaat und endet zur Ernte. Es zeigt sich, dass nach der Aussaat bis zum Auflaufen die Evaporation auf der Para-Rendzina deutlich größer ist als auf dem Braunerde-Tschernosem. Der Mais geht auf der Para-Rendzina etwa 15 d später auf. Die höheren Verdunstungsverluste vor dem Auflaufen deuten daraufhin, dass für die Keimung weniger Bodenwasser als auf dem Löß zur Verfügung gestanden hat. Die Wachverzögerung hält bis zum Erreichen des vegetativen Stadiums (BBCH 51) an und ist mit die Ursache für die während der Hauptwachstumsperiode zu beobachtende geringere Verdunstung im Vergleich zum Braunerde-Tschernosem. Bodenwasser unterhalb 50 cm Tiefe wird auf dem Lößboden ab Ende Juni (BBCH32, 100 cm Wuchshöhe) aufgenommen, eine kumulative Wasserbilanz < -30 mm und damit ein größerer Bedarf an Bodenwasser entwickelt sich auf der Para-Rendzina erst ab Ende Juli (BBCH33, 110 cm Wuchshöhe). Bis zur Ernte nimmt Silomais auf der Para-Rendzina 74 mm Bodenwasser auf, auf dem Braunerde-Tschernosem 155 mm. Der im Vergleich zum Braunerde-Tschernosem geringere Wasserverbrauch des Silomais im Jahr 2005 ist nicht nur das Ergebnis eines geringeren Wasserangebotes in tieferen Schichten, sondern auch einer geringeren Wasserverfügbarkeit im stark tonhaltigen Substrat der Ackerkrume während der Keimung mit der Folge einer verzögerten Pflanzenentwicklung. Beides hat vermutlich dazu beigetragen, dass die Ertragswirksamkeit des weniger

aufgenommenen Wassers auch noch geringer ist und der Transpirationskoeffizient höher ausfällt.

Diskussion

Auf der Para-Rendzina wird das Bodenwasser im Mittel der Fruchtfolge um 145 mm mit einer jahres- und fruchtarten-abhängigen Schwankung von 74 bis 175 mm in Anspruch genommen. Im Vergleich zum Braunerde-Tschernosem aus Löß mit gleichen Bedingungen des Bewuchses und der Witterung sind es im Mittel der Jahre 68 mm mit einer Schwankungsbreite von 15 bis 107 mm weniger.

Der aus langjährigen Neutronensondenmessungen für den Braunerde-Tschernosem aus Löß abgeleitete nFKwe-Wert von 190 mm fällt im Zeitraum von 2005...2008 mit 227 mm etwas höher aus. Das liegt am Extremjahr 2007 mit einem Bodenwasserdefizit von -150 mm zu Vegetationsbeginn und dem Bodenspeicher der Para-Rendzina von Winterraps von knapp 100 mm aus der Bodenzone 140...240 cm. Ohne das Anbaujahr mit Winterraps läge die nFKwe bei 200 mm. Umgerechnet in Vol.% entspricht dieser Wert in etwa dem zwischen den Druckstufen pF 4,2 und 2,5 ermittelten Bodenwassergehalt.

Für die Para-Rendzina ermittelt sich für diesen Druckbereich eine nutzbare Feldkapazität von 13,2 Vol.% im Mittel

der oberen 1m-Bodenzone. Bei einer aus der Wasserbilanz abgeleiteten pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge von 145 mm könnte die effektive Durchwurzelungstiefe etwa 110 cm betragen. Messungen dazu sind nicht erfolgt. Da in Einzeljahren Wasserbilanzdefizite von bis zu 175 mm entstanden sind, kann die Durchwurzelung auch tiefer erreicht haben. Des Weiteren kann bei diesen hohen Mengen nicht ausgeschlossen werden, dass Stauwasser auf gering durchlässigen Bodenzone die pflanzenverfügbare Bodenwassermenge über den für Feldkapazität ermittelten Wert erhöht hat. Aufgrund des geringeren Wasserangebotes ist die Ertragsleistung auf der Para-Rendzina deutlich niedriger als auf dem Braunerde-Tschernosem. In der Fruchtfolge 2005...2010 liegt der TM-Ertrag um 21...35 % niedriger. Der Ertrag wird stärker reduziert als die Wasseraufnahme. Das kann nicht nur die Folge der abnehmenden Verfügbarkeit des Wassers tieferer Bodenschichten sein, sondern auch der geringeren Verfügbarkeit im stark tonhaltigen Substrat der Ackerkrume während der Keimung und Jungpflanzenentwicklung, die zu einer verzögerten Pflanzenentwicklung führt.

Literatur

VDLUFA, 2002: Die Untersuchung von Böden. Methodenbuch 1. 3. Teillieferung C.4.3.2

Nitrat-Abbau in wiedervernässtem Torf-Substrat und Emission von N_2O - und N_2 -Ergebnisse einer Doppeltracer-Studie unter Laborbedingungen

Nadine Tauchnitz^{1*}, Rolf Russow², Oliver Spott², Sabine Bernsdorf¹ und Ralph Meißner³

Zusammenfassung

Ziel vorliegender Untersuchungen war die Ermittlung des Nitrat-Abbaus mittels einer $^{15}NO_3^-/Br^-$ -Doppeltracermethode und der N_2O - und N_2 -Emission mit Hilfe der ^{15}N -Gas-Fluss-Methode eines wiedervernässten Torf-Substrates unter Laborbedingungen. Der Tracer wurde in differenzierten Tiefen und bei unterschiedlichen Wasserständen in die Torfsäulen eingebracht.

Bei Applikation des Tracers in die ungesättigte Zone wurden in den unteren gesättigten Bereichen nur sehr geringe $^{15}NO_3^-$ -Konzentrationen ermittelt. Bereits 2 Tage nach der Markierung waren 23 bis 54 % des eingesetzten $^{15}NO_3^-$ -Tracers abgebaut. Zum Ende des Experimentes erhöhte sich der $^{15}NO_3^-$ -Abbau von 70 bis auf nahezu 100 %. Die gemessenen N_2O - und N_2 -Emissionen waren bei Markierung des ungesättigten Bereiches mit maximalen Emissionen von $2,5 \pm 0,8 \text{ kg N ha}^{-1}$ für N_2 und $2,1 \pm 0,3 \text{ kg N ha}^{-1}$ für N_2O sehr hoch. Demgegenüber führte die Applikation des Tracers in den gesättigten Bereich zu deutlich niedrigeren Emissionen.

Schlagwörter: Moore, stabile Isotope, Treibhausgase

Summary

Study aimed to determine the nitrate consumption by the $^{15}NO_3^-/Br^-$ -double tracer method and to quantify N_2O and N_2 emissions of a rewetted peat soil using the ^{15}N gas-flux-method in laboratory experiments. Peat soil cores were labelled at different depths and at different water table levels.

In the variants in which the tracer was applied into the unsaturated zone only small amounts of $^{15}NO_3^-$ were detectable in the deeper water saturated zones. Already 2 days after labelling 23 to 54 % of the applied tracer were degraded. At the end of the experiment the calculated $^{15}NO_3^-$ consumption increased from 70 to nearly 100 %. N_2O and N_2 emissions were high from the cores labelled at the unsaturated soil zone with maximal emissions of $2.5 \pm 0.8 \text{ kg N ha}^{-1}$ for N_2 and $2.1 \pm 0.3 \text{ kg N ha}^{-1}$ for N_2O . In contrast labelling of the saturated soil zone caused markedly smaller emissions.

Keywords: peatlands, stable isotopes, greenhouse gases

Einleitung

Moore sind Ökosysteme, die aufgrund der vorherrschenden anaeroben Bedingungen und damit verbundenen langsamen Stoffumsetzungsprozesse entscheidende Senken für Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N) darstellen (GORHAM 1991, TURUNEN et al. 2001, MOORE et al. 2004). Eine Beschleunigung der Umsetzungsprozesse infolge der Entwässerung von Mooren kann dazu führen, dass Moore von C- und N-Senken zu C- und N-Quellen werden. Zahlreiche Untersuchungen belegen, dass entwässerte Moore entscheidende Quellen für N_2O und CO_2 darstellen, währenddessen eine Abnahme der CH_4 -Emissionen infolge einer Absenkung der Wasserstände beobachtet wurde (z.B. MARTIKAINEN et al. 1993, FLESSA et al. 1997, AUGUSTIN et al. 1998). Aufgrund der Klimarelevanz von N_2O befassten sich in den letzten Jahren viele Untersuchungen mit der Ermittlung der N_2O -Freisetzung entwässerter Moore und deren Einflussfaktoren (z.B. MARTIKAINEN et al. 1993, NYKÄNEN et al. 1995, AUGUSTIN et al. 1998, KOPONEN

et al. 2006). Demgegenüber gibt es nur wenige Freilanduntersuchungen, die sich mit der Bildung und Freisetzung von N_2 aus Böden oder gar Moorsubstraten beschäftigten (MOSIER et al. 1986, WEIER et al. 1996). Ursache dafür sind die methodischen Schwierigkeiten der N_2 -Messung aufgrund der extrem hohen Hintergrundkonzentration des Luft- N_2 (SPEIR et al. 1995, WATTS und SEITZINGER 2000). Anerkannte Methoden der N_2 -Messung von Böden im Freiland sind die Acetylen-Inhibierungsmethode (z.B. WEIER et al. 1993) und die ^{15}N -Gas-Fluss-Methode (z.B. HAUCK und BOULDIN 1961, SIEGEL und HAUCK 1982, ARAH 1992). Die Acetylen-Inhibierungsmethode zeigt gravierende Mängel, die zu einer deutlichen Unterschätzung der Denitrifikationsrate führen können (z.B. WATTS und SEITZINGER 2000). Die ^{15}N -Gas-Fluss-Methode ermöglicht eine parallele Messung von N_2O und N_2 und weist die methodisch begründeten Mängel der Acetylen-Inhibierungsmethode nicht auf. Voraussetzungen sind die Applikation eines hoch ^{15}N angereicherten (>40 at. %) NO_3^- Tracers und die homogene Verteilung des Tracers im Boden.

¹ Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Naturwissenschaftliche Fakultät III, Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften, Julius-Kühnstraße 23, D-06112 HALLE (SAALE)

² UFZ-Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Department Bodenphysik, Stoffkreisläufe und stabile Isotope, Theodor-Lieser-Straße 04, D-06120 HALLE (SAALE)

³ UFZ-Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Department Bodenphysik, Lysimeterstation, Dorfstraße 55, D-39615 FALKENBERG

* Ansprechpartner: Dr. Nadine Tauchnitz, nadine.tauchnitz@landw.uni-halle.de

Die Methode wurde bisher überwiegend im Labor durchgeführt (RUSSOW et al. 1996, STEVENS und LAUGHLIN 1998). Erfahrungen bei der Anwendung der Methode in Mooren liegen bisher nicht vor.

Ziel der späteren in situ-Untersuchungen in einem wiedervernässten Moor ist die Quantifizierung der N₂O- und N₂-Emissionen mit Hilfe der ¹⁵N-Gas-Fluss-Methode. In den vorliegenden Laboruntersuchungen an ungestörten Torfmonolithen wurden als Voraussetzung für die spätere Anwendung der Methode im Freiland folgende Schwerpunkte untersucht:

- die Verteilung des Tracers innerhalb der Bodensäule bei unterschiedlichen Wasserständen und Markierungstiefen,
- der Nitrat-Abbau innerhalb der Bodensäule in unterschiedlichen Tiefen mit Hilfe der ¹⁵NO₃⁻/Br-Doppeltracer-Methode und
- Einflussgrößen auf die N₂O- und N₂-Emission (Wasserstand, Markierungstiefe).

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Die Torfmonolithen wurden in einem entwässerten Moor (Blumentopfmoor) im Nationalpark Harz (51°48' N, 10°37' E, 650-680 m ü. NN) entnommen. In den Jahren 1750 bis 1776 wurde das Moor durch Anlage von Gräben nahezu vollständig entwässert. Im Jahr 2005 begann die gezielte Wiedervernässung des Moores. Das Moor weist im entwässerten Bereich eine mehr oder weniger starke Vererdung der oberflächennahen Torfhorizonte auf und kann nach KA 5 als Übergangserdmoor klassifiziert werden. Die Torfnächtigkeiten des Moores liegen im Bereich von 0,2 bis maximal 2 m in ungestörten Moorbereichen. Die durchschnittlichen Wasserstände im entwässerten Moorbereich betragen -31 ± 9 cm unter Flur (TAUCHNITZ et al. 2010).

Methodische Vorgehensweise

Mit Hilfe einer speziellen Bohrtechnik der Fa. UGT wurden am Versuchsstandort 40 Torfmonolithe mit einem Durchmesser von 20 cm und 50 cm Höhe entnommen und in ein klimatisiertes Labor (20°C) überführt. In den Torfsäulen wurde ein konstanter Wasserstand von -30 cm eingestellt und in 3 Tiefen (gesättigte, ungesättigte Zone und Übergangszone zwischen beiden Bereichen) Redoxsensoren eingebaut. Das Bodenwasser wurde mittels Mikroaugkerzen in 3 Tiefen (analog Redoxmessung) beprobt und auf die in Tabelle 1 zusammengefassten Parameter untersucht.

Die Markierung der Säulen erfolgte mit ¹⁵NO₃⁻ (30 kg N ha⁻¹, 60 at. %) und mit einem zweiten konservativen Tracer, dem Bromid, der nicht von mikrobiellen Umwandlungen beeinflusst wird. Die Anwendung dieser Doppeltracer-Methode ermöglicht eine Korrektur der Abnahme des ¹⁵NO₃⁻-Tracers durch Verdünnung und/oder Austrag aus dem System und damit Erfassung des realen Nitratverbrauches durch mikrobiellen Abbau und der Festlegung in Boden und Pflanze. Der Tracer wurde mittels Spritze und Schablone gleichmäßig über die Oberfläche verteilt appliziert. Gasproben wurden am Tag der Markierung zweimal täglich, am Tag 2 bis 4 täglich und danach zweitägig entnommen. Die Probenahme erfolgte nach luftdichtem Abschluss der Säulen mit einer 100 ml Spritze innerhalb eines Zeitraumes von 2 Stunden insgesamt 6-mal pro Säule in Abständen von jeweils 20 Minuten. Vor Abschluss der Säulen wurden Nullproben entnommen. Die Gasproben wurden auf CH₄, N₂O- und CO₂-Gehalte mittels eines speziell konfigurierten GC-Systems (GC 14B, Shimadzu, Japan) mit FID und ECD (SEGSCHEIDER et al. 1996) analysiert. Die N₂-Flüsse wurden mit Hilfe der ¹⁵N-Gas-Fluss-Methode, basierend auf der Bestimmung der Isotopenverhältnisse R₂₀ und R₃₀ am IRMS Delta S (Thermo-Finnigan, Germany), kalkuliert. Eine genaue Beschreibung der Methode geben ARAH (1992), RUSSOW et al. (1996) und SPOTT et al. (2006).

Tabelle 1: Untersuchungsvarianten und Parameter

| Varianten | Parameter | Untersuchungsintervall | Berechnung |
|---|---|--|--|
| 1 - Wasserstand -30 cm unter Flur - Markierung der ungesättigten Zone (1 cm tief) | pH (potentiometrisch) NH ₄ ⁺ (photometrisch) Br ⁻ , NO ₃ ⁻ (ionenchromatographisch) ¹⁵ N Häufigkeiten im NO ₃ ⁻ und NH ₄ ⁺ (SPINMAS, Russow 1999; Stange et al., 2007) | Tag 1 bis 4: täglich Tag 4 bis 8: zweitägig | - jeweils 15 mm (Gesamt 90 mm) Tag 1 bis 4: täglich Tag 4 bis 8: zweitägig |
| 2 - Wasserstand 0 cm unter Flur - Markierung der ungesättigten Zone (1 cm tief) | analog Variante 1 | analog Variante 1 | analog Variante 1 |
| 3 - Wasserstand -15 cm unter Flur - Markierung der gesättigten Zone (25 cm tief) | analog Variante 1 | analog Variante 1 | analog Variante 1 |

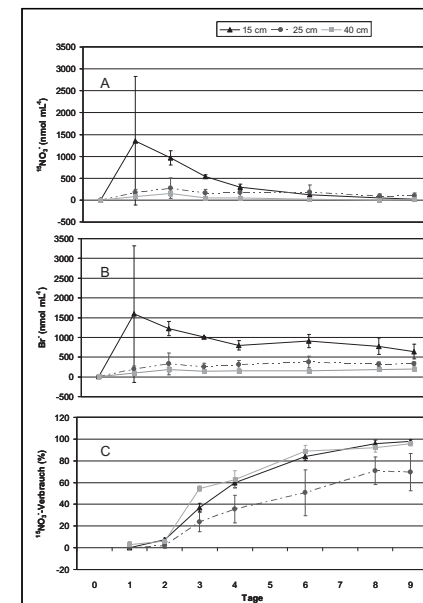


Abbildung 1: ¹⁵NO₃⁻ und Br⁻-Konzentrationen im Bodenwasser sowie ¹⁵NO₃⁻-Abbau bei Variante 1 (-30 cm unter Flur, Markierung der ungesättigten Zone)

Ergebnisse

¹⁵NO₃⁻-Konzentrationen im Bodenwasser

Das Bodenwasser der Variante 1 (Abbildung 1A, Wasserstand -30 cm unter Flur, Markierung der ungesättigten Zone) zeigte die höchsten ¹⁵NO₃⁻-Konzentrationen in der ungesättigten Bodenzone (-15 cm).

Auffallend ist die erhebliche Streuung der gemessenen hohen ¹⁵NO₃⁻-Konzentrationen von durchschnittlich 1355 nmol ml⁻¹ unmittelbar nach der Markierung am Tag 1. Diese hohen Anfangskonzentrationen sanken im Laufe des Experimentes jedoch rasch ab. Zum Ende des Experimentes (Tag 9) waren nur noch 15 nmol ml⁻¹ im Bodenwasser der ungesättigten Bodenzone nachweisbar. Die ¹⁵NO₃⁻-Konzentrationen des Bodenwassers der beiden tieferen Bodenzone waren deutlich geringer mit maximal 274 nmol ml⁻¹ in der Übergangszone ungesättigt/gesättigt und maximal 147 nmol ml⁻¹ in der gesättigten Zone einen Tag nach der Markierung.

Die Torfsäulen der Variante 2 (Wasserstand 0 cm unter Flur, Markierung der ungesättigten Zone, Abbildung 2A) zeigten analog Variante 1 die höchsten ¹⁵NO₃⁻-Konzentrationen in der oberen Bodentiefe (-15 cm).

Im Unterschied zu Variante 1 wurden die höchsten ¹⁵NO₃⁻-Konzentrationen von 1439 nmol ml⁻¹ erst am 2. Tag ge-

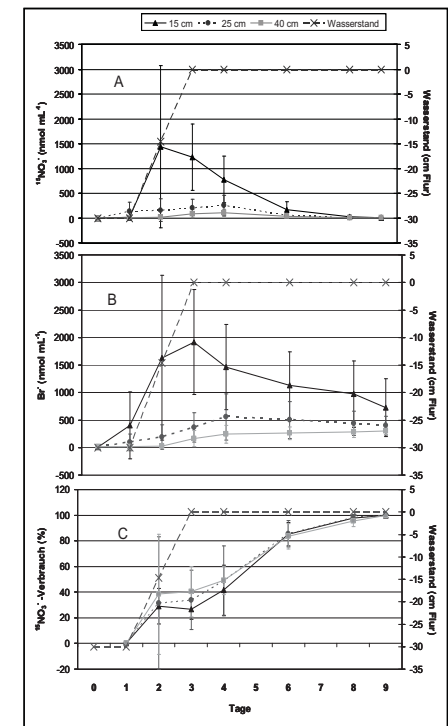


Abbildung 2: ¹⁵NO₃⁻ und Br⁻-Konzentrationen im Bodenwasser sowie ¹⁵NO₃⁻-Abbau bei Variante 2 (0 cm unter Flur, Markierung der ungesättigten Zone)

messen, sie nahmen zudem im Vergleich zur Variante 1 im Verlaufe des Experimentes langsamer ab.

¹⁵NO₃⁻-Abbau

Variante 1 zeigte deutliche Unterschiede des ¹⁵NO₃⁻-Abbaues in den unterschiedlichen Bodentiefen (Abbildung 1C, verdünnungs-korrigiert mittels Br⁻-Konzentrationen aus Abbildung 1B). Der geringste ¹⁵NO₃⁻-Abbau trat mit 71 % in der Übergangszone ungesättigt/gesättigt auf. Der gesättigte und der ungesättigte Bereich wiesen einen ähnlichen Verlauf des Abbaues auf. In der gesättigten Bodenzone war ein Abbau des ¹⁵NO₃⁻ von 37 % am 2. Tag und 98 % zum Ende des Experimentes zu verzeichnen. Bei der gesättigten Variante 2 wurden nur geringe Unterschiede im ¹⁵NO₃⁻-Verbrauch zwischen den unterschiedlichen Bodentiefen ermittelt (Abbildung 2C).

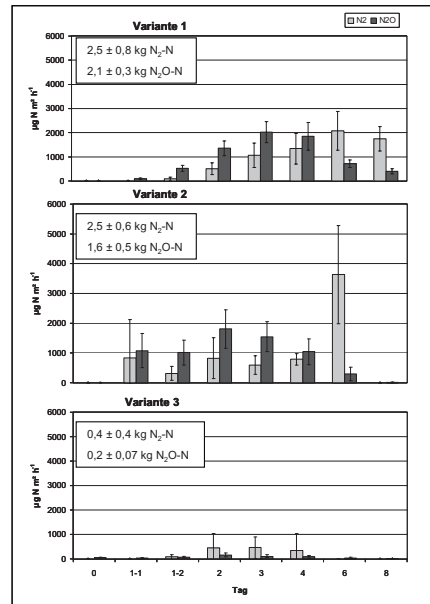


Abbildung 3: N_2 - und N_2O -Emissionen der Variante 1 (-30 cm unter Flur, Markierung der ungesättigten Zone), Variante 2 (0 cm unter Flur, Markierung der ungesättigten Zone) und Variante 3 (-15 cm unter Flur, Markierung der gesättigten Zone)

N_2O - und N_2 -Emissionen

Die N_2 -Emissionen der Variante 1 lagen im Bereich von $78 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ am 1. Tag unmittelbar nach der Markierung bis maximal $2071 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ am 6. Tag (Abbildung 3). Die N_2O -Emissionen stiegen bis zum 3. Tag kontinuierlich von $91 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ auf maximal $2022 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ an und nahmen danach wieder auf ca. $500 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ab. Die berechnete Gesamt-Emission betrug $2,5 \pm 0,8 \text{ kg N ha}^{-1}$ für N_2 und $2,1 \pm 0,3 \text{ kg N ha}^{-1}$ für N_2O . Variante 2 zeigte eine ähnliche N_2 -Emission von $2,5 \pm 0,6 \text{ kg N ha}^{-1}$, während im Vergleich zu Variante 1 die N_2O -Emission mit $1,6 \pm 0,5 \text{ kg N ha}^{-1}$ etwas geringer war. Die maximale N_2 -Emissionsrate von $3630 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ war am 6. Tag messbar. Ebenso wurde ein deutlicher Anstieg der N_2O -Emissionen von $7 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ vor der Markierung (Tag 0) auf maximal $1800 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ bereits am 2. Tag nach der Markierung beobachtet. Deutlich geringere Gesamt-Emissionen von $0,4 \pm 0,4 \text{ kg N ha}^{-1}$ N_2 und $0,2 \pm 0,07 \text{ kg N ha}^{-1}$ N_2O wurden bei Variante 3 ermittelt.

Diskussion

Verteilung des Tracers und $^{15}\text{NO}_3^-$ -Abbau

Anhand der $^{15}\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen im Bodenwasser unterschiedlicher Tiefen der Torfsäulen war bei Applikation

des Tracers in den ungesättigten Bereich (1 cm tief) eine sehr ungleichmäßige Verteilung des Tracers nachweisbar. In den unteren Bodentiefen 25 und 40 cm waren nur noch geringe Mengen $^{15}\text{NO}_3^-$ messbar. Eine bessere Verteilung des Tracers, auch in den unteren Bodentiefen, konnte mit Hilfe der Applikation des Tracers in den gesättigten Bereich erreicht werden (Ergebnisse nicht dargestellt). Die $^{15}\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen im Bodenwasser wiesen Unterschiede in Abhängigkeit von den Wasserständen auf.

Die Variante 2 (Wasserstand 0 cm) zeigte eine langsamere Abnahme der $^{15}\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen im Verlaufe des Experimentes. Die $^{15}\text{NO}_3^-$ -Abbau-Kurve dieser Variante zeigte zwischen dem 2. und 3. Tag eine deutliche Verzögerung, die vermutlich im Zusammenhang mit dem Erreichen der vollständigen Wassersättigung stand. Während bei einem Wasserstand von -30 cm unter Flur deutliche Unterschiede des $^{15}\text{NO}_3^-$ -Abbaus in den einzelnen Bodentiefen mit den geringsten Werten in der Übergangszone ungesättigt/gesättigt nachweisbar waren, zeigten die Varianten mit Wasserständen von 0 und -15 cm Flur kaum Unterschiede zwischen den verschiedenen Bodentiefen. Insgesamt zeigten die Laboruntersuchungen einen relativ schnellen Abbau des applizierten $^{15}\text{NO}_3^-$ -Tracers, der auf die Prozesse der Denitrifikation und Immobilisierung zurückzuführen ist. Die Pflanzenaufnahme war mit einem Anteil von maximal 2% (Ergebnisse nicht dargestellt) sehr gering. Ein schneller Abbau von NO_3^- in Mooren aufgrund der geringen Sauerstoffverfügbarkeit wird auch in der Literatur beschrieben (z.B. BRAGAZZA et al. 2005).

N_2O - und N_2 -Emissionen

Die ermittelten N_2O - und N_2 -Emissionen der Varianten 1 und 2 sind als sehr hoch einzuschätzen. Vor der Markierung wurden sehr geringe N_2O -Emissionen von $7 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ erfasst, die typisch sind für natürliche Moore mit geringen Nitratgehalten (z.B. MARTIKAINEN et al. 1993). Der deutliche Anstieg der Emissionen nach der Applikation des Tracers zeigt das hohe Denitrifikations-(Emissions-)Potential der Torfsäulen bei Zugabe von Nitrat. Ebenso AERTS (1997) wies in einem Laborversuch nach, dass natürliche Moorstandorte in den Niederlanden ein hohes Denitrifikationspotential besitzen. Die Zugabe von NO_3^- führte zu einer deutlichen Steigerung der Denitrifikationsraten, wobei N_2O als Hauptprodukt der Denitrifikation nachgewiesen wurde. Ursache dafür ist eine Hemmung der N_2O -Reduktase bei niedrigen pH-Werten in sauren nährstoffarmen Mooren. In unseren Untersuchungen wurden im Vergleich zum N_2O etwas höhere N_2 -Emissionen nachgewiesen, die auch in anderen Untersuchungen bestätigt werden (z.B. RÜCKAUF et al. 2004). Erstaunlich sind die geringen Unterschiede der N_2O - und N_2 -Emissionen bei den Varianten mit unterschiedlich eingestellten Wasserständen. Steigende Wasserstände führen zu einer Zunahme des wassergefüllten Porenvolumens und damit einem Anstieg des Grades anaerober Bedingungen, der eine Verschiebung des $N_2O:N_2$ -Verhältnisses zugunsten des N_2 erwarten lässt (SCHOLÉFIELD et al. 1997). In unseren Untersuchungen wurden in der Variante mit gesättigten Verhältnissen (Wasserstände 0 cm unter Flur) etwas geringere N_2O -Emissionen im Vergleich zur Variante -30 cm unter Flur ermittelt. Die insgesamt minimalen Unter-

schiede in den N_2 -Emissionsraten bei beiden Varianten sind vermutlich darauf zurückzuführen, dass die Wasserstände im Laufe des Versuches infolge der Beregnung nur langsam von -30 cm unter Flur auf 0 cm anstiegen. Demzufolge sanken die Redoxpotentiale nur langsam von 511 mV zu Beginn des Versuches auf 226 mV zum Versuchsende ab. Deutlich niedrigere Redoxpotentiale traten unter Freilandbedingungen auf (TAUCHNITZ et al. 2008, 2010). Eine Zunahme der N_2 -Emissionen zum Ende des Experimentes mit Erreichen wassergesättigter Verhältnisse und abnehmenden Redoxpotentialen konnte beobachtet werden. Auffallend sind die im Vergleich zu den anderen Varianten geringen N_2O - und N_2 -Emissionen bei Applikation des Tracers in den gesättigten Bereich (Variante 3). Die Frage, ob die starke Reduktion der N_2 - als auch N_2O -Emissionen in dieser Variante auf die Ausbildung einer Diffusionsbarriere innerhalb der Grenzfläche zwischen Wasser und Atmosphäre aufgrund unterschiedlicher Diffusionsgeschwindigkeiten von N_2O in beiden Medien zurückzuführen ist (GEISTLINGER et al. 2010), bedarf weiterer Klärung.

Danksagung

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) und dem Land Sachsen-Anhalt für die finanzielle Förderung des Projektes als auch der Verwaltung des Nationalparks Harz für die Unterstützung unserer Forschungsarbeiten.

Literatur

- AERTS, R., 1997: Atmospheric nitrogen deposition affects potential denitrification and N_2O emission from peat soils in the Netherlands. *Soil Biology and Biochemistry* 29, 1153-1156.
- ARAH, J.R.M., 1992: New formal for mass spectrometric analysis of nitrous oxide and dinitrogen emission. *Soil Science Society of American Journal* 56, 795-800.
- AUGUSTIN, J., W. MERBACH, L. STEFFENS und B. SNELINSKI, 1998: Nitrous oxide fluxes of disturbed minerotrophic peatlands. *Agricological Research* 51, 47-57.
- BRAGAZZA, L., J. LIMPENS, R. GERDOL et al., 2005: Nitrogen concentration and $\delta^{15}\text{N}$ signature of ombrotrophic Sphagnum mosses at different N deposition levels in Europe. *Global Change Biology* 11, 106-114.
- FLESSA, H., U. WILD, M. KLEMISCH und J. PFADENHAUER, 1997: C- und N-Stoffflüsse auf Torfstichsimulationsflächen im Donaumoos. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 38, 11-17.
- GEISTLINGER, H., R. JIA, D. EISERMANN und C.F. STANGE, 2010: Spatial and temporal variability of dissolved nitrous oxide in near-surface groundwater and bubble-mediated mass transfer to the unsaturated zone. *J. Plant Nutr. Soil Sci* 173: 601-609.
- GORHAM, E., 1991: Northern Peatlands: Role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological APPLICATIONS* 1, 182-195.
- HAUCK, R.D. und D.R. BOULDIN, 1961: Distribution of isotopic nitrogen gas during denitrification. *Nature* 191, 871-872.
- KOPONEN, H.T., C.E. DURAN, M. MALJANEN, J. HYTÖNEN und P.J. MARTIKAINEN, 2006: Temperature responses of NO and N_2O emissions from boreal organic soil. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 1779-1787.
- MARTIKAINEN, P.J., H. NYKÄNEN, P. CRILL und J. SILVOLA, 1993: Effect of a lowered water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. *Nature* 366, 51-53.
- MOSIER, A.R., W.D. GUENZI und E.E. SCHWEIZER, 1986: Field denitrification estimation by nitrogen-15 and acetylene inhibition techniques. *Soil Science Society of America Journal* 50, 831-833.
- MOORE, T., C. BLODAU, J. TURUNEN, N. ROULET und P.J.H. RICHARD, 2004: Patterns of nitrogen and sulfur accumulation and retention in ombrotrophic bogs, eastern Canada. *Global Change Biology* 11, 356-367.
- NYKÄNEN, H., J. ALM, K. LÄNG, J. SILVOLA und P.J. MARTIKAINEN, 1995: Emissions of CH_4 , N_2O and CO_2 from a virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. *Journal of Biogeography* 22, 351-357.
- RÜCKAUF, U., J. AUGUSTIN, R. RUSSOW und W. MERBACH, 2004: Nitrate removal from drained and reflooded fen soils affected by soil N transformation processes and plant uptake. *Soil biology and biochemistry* 36, 77-90.
- RUSSOW, R., R.J. STEVENS und R.J. LAUGHLIN, 1996: Accuracy and precision for measurements of the mass ratio 30/28 in dinitrogen from air samples and its application to the investigation of N losses from soil by denitrification. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 32, 289-297.
- RUSSOW, R., 1999: Determination of ^{15}N in ^{15}N -enriched nitrite and nitrate in aqueous samples by reaction continuous-flow quadrupole mass spectrometry. *Rapid Communication in Mass Spectrometry* 13, 1334-1338.
- SCHOLÉFIELD, D., J.M.B. HAWKINS und S.M. JACKSON, 1997: Use of a flowing helium atmosphere incubation technique to measure the effects of denitrification controls applied to intact cores of a clay soil. *Soil Biology and Biochemistry* 29, 1337-1344.
- SIEGEL, R.S. und R.D. HAUCK, 1982: Determination of $^{15}\text{N}_2$ and application to measurement of N_2 evolution during denitrification. *Soil Science Society of American Journal* 46, 68-74.
- SEGSCHEIDER, H.-J., I. SICH und R. RUSSOW, 1996: Use of special configured gas chromatographic system for the simultaneous determination of methane, nitrous oxide and carbon dioxide in ambient air and soil atmosphere. *Transactions of the 9th Nitrogen Workshop*, Braunschweig, September 1996, 547-550.
- SPEIR, T.W., H.A. KETTLES und R.D. MORE, 1995: Aerobic emissions of N_2O and N_2 from soil cores: measurement procedures using ^{15}N -labelled NO_3^- and NH_4^+ . *Soil Biology and Biochemistry* 27, 1289-1298.
- SPOTT, O., R. RUSSOW, B. APELT und F. STANGE, 2006: A ^{15}N aided artificial atmosphere approach for an online determination of soil N_2 release using the zeolite Köstrolith SX6®. *Rapid Communication in Mass Spectrometry* 20, 3267 - 3274.
- STANGE, C.F., O. SPOTT, B. APELT und R. RUSSOW, 2007: Automated and rapid online determination of ^{15}N abundance and concentration of ammonium, nitrite or nitrate in aqueous samples by the SPIN-MAS technique. *Isotopes in Environmental and Health Studies* 43, 227-236.
- STEVENS, R.J. und R.J. LAUGHLIN, 1998: Measurement of nitrous oxide and di-nitrogen emissions from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52, 131-139.
- TAUCHNITZ, N., R. BRUMME, S. BERNSDORF und R. MEISSNER, 2008: Nitrous oxide and methane fluxes of a pristine slope mire in the German National Park Harz Mountains. *Plant and Soil* 303: 131-138.
- TAUCHNITZ, N., K. OSTERLOH, S. BERNSDORF, R. MEISSNER und U. KISON, 2010: Veränderungen der Wasser- und Nährstoffdynamik eines entwässerten Moores im Nationalpark Harz nach Wiedervernässung. *Telma* 40: im Druck.
- TURUNEN, J., A. PITKÄNEN und A. TAHVANAINEN, 2001: Carbon accumulation in West Siberian mires, Russia. *Global Biogeochemical Cycles* 15, 285-296.

WATTS, S.H. and S.P. SEITZINGER, 2000: Denitrification rates in organic and mineral soils from riparian sites: a comparison of N₂ flux and acetylene inhibition methods. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 1383-1392.

WEIER, K.L., J.W. DORAN, J.F. POWER and D.T. WALTERS, 1993: Denitrification and the dinitrogen/nitrous oxide ratio as affected

by soil water, available carbon and nitrate. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 66-72.

WEIER, K.L., C.W. MCEWAN, I. VALLIS, V.R. CATCHPOOLE and R.J. MYERS, 1996: Potential for biological denitrification of fertilizer nitrogen in sugarcane soils. *Australian Journal of Agricultural Research* 47, 67-79.

Soil water, temperature regime and root growth of young oak stands grown in lysimeters subjected to drought stress and air warming

Thomas M. Kuster^{1,2*}, Peter Bleuler¹, Matthias Arend¹, Madeleine S. Günthardt-Goerg¹ and Rainer Schulin²

Zusammenfassung

In einem dreijährigen Lysimeterexperiment untersuchten wir, wie Jungbäume von *Quercus robur*, *Q. petraea* und *Q. pubescens* auf zwei verschiedenen Bodentypen, einem sandig-lehmigen kalkhaltigen und einem lehmig-sandigen sauren, auf erhöhte Lufttemperaturen und/oder längere Trockenperioden reagieren. Wie erwartet sanken die Bodenwasserpotentiale in den Behandlungen mit Trockenperioden auf viel tiefere Werte ab als in den Kontrollen. Dadurch war auf diesen Böden das Wachstum wie auch die Evapotranspiration deutlich niedriger. Dies führte aufgrund von fehlender Transpirationskühlung zu signifikant höheren Lufttemperaturen. Die Behandlung Lufterwärmung hatte weder auf das Wachstum noch auf den Wasserverbrauch einen Effekt. Trockengestresste Eichen investierten relativ gesehen mehr in das Wurzel- und weniger in das Sprosswachstum als Eichen mit genügender Wasserversorgung. In keiner der Behandlungen starben Bäume. Dies zeigt an, dass Eichen mit der Reduktion ihres Wachstums in der Lage sind, längere Trockenperioden ohne größeren Schaden zu überdauern. Eichen auf dem sauren Boden transpirierten mehr Wasser und produzierten signifikant längere Triebe als auf dem kalkhaltigen Boden. Dieses Ergebnis deutet darauf hin, dass auf dem kalkhaltigen Boden ein zusätzlicher Faktor, möglicherweise Mangan, limitierend war.

Schlagwörter: Klimawandel, Boden-Pflanzen-Interaktionen, Bodenwasserhaushalt, Evapotranspiration, Mangan

Summary

In a 3-year lysimeter experiment we investigated how young trees of *Quercus robur*, *Q. petraea* and *Q. pubescens*, growing either on acidic loamy sand or calcareous sandy loam, may respond to higher temperatures and/or more extended drought periods. As intended, the water potential in soils during drought periods was clearly lower than in the control treatment. Decreased evapotranspiration from the drought-stressed stands led to significantly higher air temperatures due to the reduced transpirational chilling effect. The air-warming treatment had only little effect on soil water availability and evapotranspiration. The effects on water consumption by the trees were paralleled by the effects on tree growth. Drought significantly reduced shoot growth, whereas growth did not respond to air-warming. Drought-treated oaks invested relatively more energy in developing roots and less into shoots than trees not subjected to drought. There was no mortality from any of the treatments demonstrating that by reducing their growth rates young oaks can resist drought stress quite well. Oaks growing on irrigated acidic soil consumed more water and produced longer shoots than on the calcareous soil, suggesting that growth was limited by an additional factor: preliminary leaf mineral analyses indicate a potential manganese deficiency in these soils.

Keywords: climate change, soil-plant interactions, soil water regime, evapotranspiration, manganese

Introduction

IPCC scenarios predict a global mean annual temperature increase of approximately 2–6 °C during the 21st century, as well as a change in precipitation patterns (IPCC 2007). In Central Europe, including Switzerland, the mean temperature has increased approximately by 1.5 °C since 1970: this is about 1.5 times more than in the rest of the northern hemisphere (IPCC 2007). Until 2050 the mean temperature in Switzerland is expected to increase by another 1.8 °C in winter and 2.7 °C in summer. The amount of precipitation in 2050 is predicted to be about 8% higher in winter and 17% lower in summer than at present (FREI et al. 2004). Moreover, the number of days without any precipitation

will increase, while extreme rainfall events will be more common (IPCC 2007). Consequently, dry and hot spells like that experienced in summer 2003 will be quite frequent in Central Europe in future (SCHÄR et al. 2004). How will global warming, higher air temperatures and drought periods, affect trees in Central Europe? For example, *Picea abies* and *Fagus sylvatica*, widespread and important trees in forestry, are known to be vulnerable to high temperatures and soil water deficits (FRIEDRICHS et al. 2009). Therefore, looking ahead, forest management has to think about a shift to other, more heat and drought tolerant tree species. Oaks are known to be tolerant to drought stress as well as heat waves because of their taproots, xeromorphic leaf structure and effective stomatal control

¹ Swiss Federal Research Institute WSL, Zürcherstraße 111, CH-8903 BIRMENSCHDORF

² Institute of Terrestrial Ecosystems ITES, ETH Zürich, Universitätsstraße 16, CH-8092 ZÜRICH

* Ansprechpartner: Thomas M. Kuster, thomas.kuster@wsl.ch

of transpirational water loss (ABRAMS 1990, KUBISKE and ABRAMS 1993) and have been reported to grow and to be competitive in regions with low precipitation rates and comparatively high temperatures (CHIATANTE et al. 2006, WOHLGEMUTH 2006). Higher air temperatures could favour the growth rates of plants by extending vegetation periods, increasing nutrient turnover rates and accelerating metabolism processes (SAXE et al. 2001, SCHEFFER et al. 2002, MORIN et al. 2010). Drought is expected to decrease aboveground growth rates (OGAYA and PENUELAS 2007), whereas root growth is often increased relative to shoot growth, in particular in deeper soil layers where water in general remains available for longer periods than at the surface, while reduced shoot growth reduces transpirational water losses (JACOBS et al. 2009).

The aim of this study was to investigate how the most widespread oaks in central European temperate forests, *Q. petraea*, *Q. pubescens* and *Q. robur*, will react to increasing air temperatures and/or drought periods and if they can be considered for silviculture in future. Using lysimeters in open top chambers (OTC), we exposed mixed young oak stands on two different soil types to elevated air temperatures and artificial drought periods and studied the response of tree growth, soil water regime and microclimate to these treatments.

Material and Methods

Study Site and Experimental design

The study was part of the multidisciplinary experiment "Quercu" conducted in the model ecosystem facility of

the Swiss Federal Research Institute WSL, Birmensdorf, Switzerland (47°21'54" N, 8°27'54" E, 450 m a.s.l.). The facility consists of 16 open top chambers (OTC). The hexagonal OTC's were 3 m in height and had a useful surface area of 6 m². Each OTC was subdivided into two 1.5 m deep concrete lysimeter compartments which were filled with a 0.5 m drainage layer of pure quartz gravel to allow free percolation. On top of this drainage layer, the lysimeters compartments were filled with either an unlayered calcareous (sandy loam, Fluvisol, pH 7.3) or two-layered acidic forest soil (loamy sand, haplic Alisol; subsoil: 0.85 m, pH 4.2; topsoil, 0.15 m, pH 4.0), in 2005. After one year of soil settlement, 24 two-year old saplings of *Quercus petraea*, *Q. pubescens* and *Q. robur* from four different proveniences each were planted in a random distribution in spring 2006 in each of the compartments and were grown with sufficient water supply and at ambient air temperature during one vegetation period.

From 2007 to 2009 four different treatments with four replicates each were applied: air-warming, drought, their combination and a control. The treatments were arranged in a Latin square. The side walls of the OTCs with the air-warming treatment were kept more closed than those of the control treatment. As a result, the green-house effect of the chambers increased the air temperature during daytime by about 1-2° C more in the air-warming treatment than in the control treatment during periods of growth (Figure 3). Control and air-warming treated OTCs were watered with 10 mm deionised water, enriched with nutrients, every 2-3 days, whereas there was no irrigation in the drought-

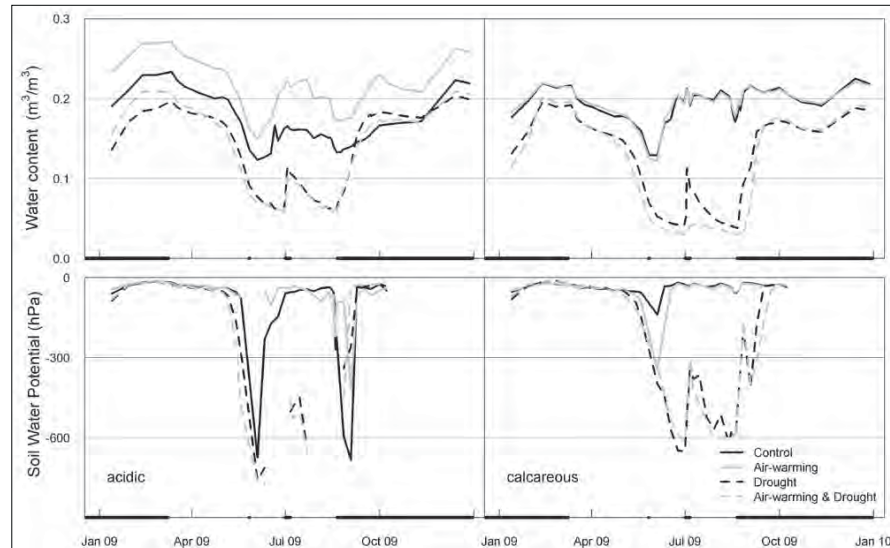


Figure 1: Mean weekly water content (n=4) and water potential in 2009 (n=8) in acidic (left) and calcareous (right) soil. Bold lines on the x-axis refer to periods when drought treated chambers were irrigated.

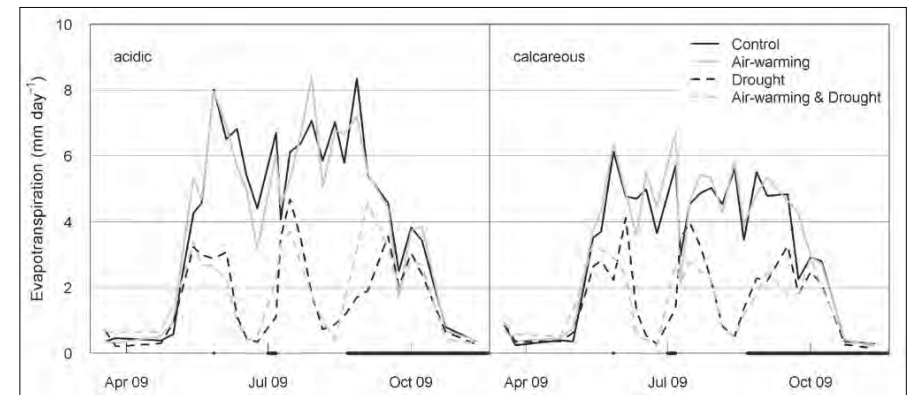


Figure 2: Mean daily evapotranspiration (mm) in 2009 on acidic (left) and calcareous (right) soil, n=4. Bold lines on the x-axis refer to periods when drought treated chambers were irrigated.

treated OTCs for several weeks in a row (-43% to -60% irrigation during the vegetation periods (April to October) compared to the long term mean, Figure 1). Drought periods were interrupted by intensive irrigation, simulating heavy rainfall. In the non-growing period, the roofs of the OTCs stayed permanently open to expose all treatments to natural precipitation.

Measurements of Soil Water and Temperature Regime

Soil water regime was monitored by manual weekly measurements of soil water content (SWC) using time domain reflectivity (TDR 100; Campbell Scientific Inc., USA) in each soil type at a depth of 50-75 cm and manual weekly measurements of soil water potential (SWP) with tensiometers (self-made, measuring device: DPM-80/2; Keller, CH) at a depth of 56-68 cm with two repetitions in each soil type. Leakage water was collected in containers below the lysimeters and the volume was measured every week. Evapotranspiration (ET) was calculated by solving the equation $ET = I + P - DR \pm \Delta W$, where I stands for irrigation, P for precipitation, DR for drainage and ΔW for the change in SWC. Air temperature at a height of 120 cm was automatically measured every hour with shaded EL-USB-2 data loggers (Lascar Electronics Ltd., UK) in each OTC.

Biomass and Growth Measurements

Shoot growth of all trees was measured during each vegetation period from 2007 to 2009. In spring 2010, roots were harvested and maximal root length was determined. A 2D picture from each rootstock was taken from the front. Images were edited with ImageJ 1.44h (U.S. National Institutes of Health, USA) and the projected root area in five layers, each 20 cm deep, was determined with IDL 7.1 (ITT Visual Information Solutions, USA).

Statistical Analysis

All statistical analyses were done with R 2.11.1 (R: A language and environment for statistical computing, R Development Core Team, AT). Treatment and interaction effects were analysed with a three-way full factorial design (irrigation, air-warming and soil) by analysis of variance with a level of significance of $p < 0.05$ (MANOVA, linear mixed-effect models). The split-plot design of this experiment was considered in all statistical analyses, if needed. Measurements were transformed before analysis to guarantee models assumptions. Significant differences between single factors were tested with Tukey HSD.

Results and Discussion

Water Household, Evapotranspiration and Temperature Regime 2009

As intended, drought treatment significantly lowered soil water potential (SWP) as well as soil water content (SWC) in both soils in 2009 (Figure 1). After rewetting in July and August 2009, SWP and SWC in drought treated soils slightly increased, however, levels still stayed below those of regularly watered soils. Surprisingly, under humid conditions, air-warming increased SWC in the acidic soil type, whereas air-warming had neither an effect in drought treated, both acidic and calcareous, nor in humid, calcareous soil. During periods of a plant's high demand for water (June & August 2009), SWC and SWP in the control treatment were significantly lower in the acidic as compared to the calcareous soil indicating a higher water consumption of oaks growing on acidic soil.

Drought treatment significantly reduced evapotranspiration on both acidic and calcareous soil (Figure 2). After rewetting, evapotranspiration from drought treated plots increased and no differences between drought and regularly watered OTCs remained, indicating that the oaks recovered, comple-

Table 1: Mean shoot length growth 2007-2009 (cm) and mean maximal root length 2009 (cm), \pm 1SE, n=8. Different letters refer to significant differences within a row, * refers to significant differences between acidic (a) and calcareous (c) soils within a treatment.

| | Soil | Control | Air-Warming | Drought | Air-Warming & Drought |
|-----------------------|------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|
| Shoot length (cm) | a | 179.6 \pm 8.6 ^a | 217.4 \pm 1.7 ^a | 107.8 \pm 3.8 ^b | 111.5 \pm 7.5 ^b |
| | c | 135.5 \pm 5.3 ^a | 153.9 \pm 3.4 ^a | 95.9 \pm 4.4 ^b | 102.3 \pm 4.2 ^b |
| Max. root length (cm) | a | 88.4 \pm 2.3 ^a | 81.3 \pm 2.2 ^a | 87.9 \pm 2.6 ^a | 85.6 \pm 1.3 ^a |
| | c | 91.4 \pm 3.4 ^a | 88.8 \pm 1.3 ^a | 92.1 \pm 1.6 ^a | 91.9 \pm 1.3 ^a |

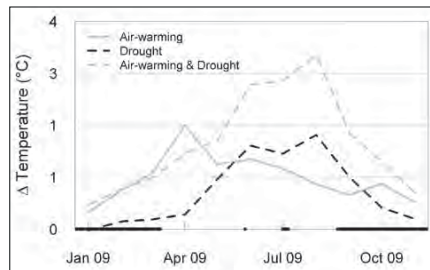


Figure 3: Mean monthly temperature (°C) in relation to the control treatment, n=4. Bold lines on the x-axis refer to periods when drought treated chambers were irrigated.

tely. Air-warming had no effect on evapotranspiration, neither on acidic, nor calcareous soil. Under humid conditions, evapotranspiration from acidic soil was significantly higher than from calcareous. In contrast, no differences between the two soil types remained during drought conditions. This finding is in line with the lower SWC and SWP in acidic soil as well as with the higher above ground biomass of oaks on well watered acidic soil (Table 1).

The air-warming treatment significantly increased the mean monthly daytime (8 a.m. to 6 p.m., UTC+1) air temperatures in the OTCs by about 1-2 °C in relation to the control (Figure 3). Further, drought treatment also increased the air temperature significantly as a consequence of a reduced transpirational chilling effect (Figure 2). Rewetting in July 2009 slightly reduced the monthly temperature difference between control and drought treated soils, however, this effect was not significant. The combination of air-warming and drought led to even higher temperatures as these two single effects have been added together.

Growth parameters 2009

Drought treatment significantly decreased shoot growth from 2007 to 2009 (Table 1). In contrast, there was no significant response to air-warming under both drought and humid soil conditions. There was no mortality in all treatments indicating that oaks can get through starve out drought periods quite well by reducing their growth; a conclusion which gains more weight when taking into account that our drought treatment (-43% precipitation during the vegetation period 2009) was much more severe than the model predicts (-23% precipitation during summer in 2070 (FREI et al. 2004)). On regularly watered

soils, shoot growth was significantly higher on the acidic than on the calcareous soil. Under drought conditions, no significant differences between the two soils in the above ground growth remained: this finding is in line with the fact that oaks, growing under natural conditions, prefer acidic soil (LANDOLT and BÄUMLER 2010). The manganese availability in the soil, which increases with decreasing soil pH (SCHEFFER et al. 2002), could be a possible explanation for our finding. Indeed, the first foliage analyses (2007) show that manganese availability in calcareous soil (control calcareous soil: 60 \pm 4 ppm; control acidic soil: 2023 \pm 84 ppm) is close to the deficiency level (35 to 100 ppm, BERGMANN 1993).

Oaks, growing in regularly watered acidic soil, had higher projected root areas in the upper 40 cm than drought treated oaks, whereas below 40 cm, no significant difference between the treatments remained (Figure 4). Thus, well watered trees built up more roots in the top soil layers to absorb the regular water input, whereas drought treated trees invested relatively more energy in developing roots in lower soil layers to access deeper lying soil water during drought periods. In calcareous soil, no treatment effects on root distribution were measured except from the top soil layer where drought treated oaks built up fewer roots than in the control treatment. Comparing the two soils in the top soil layer, oaks in the acidic soil had significantly higher projected root areas. At a depth of 20-40 cm no differences between the two soil types remained and below 40 cm, the projected root area was significantly higher in calcareous than in acidic soil.

In contrast to above ground growth, treatments had no significant effect on maximal root length (Table 1), indicating that all trees completely used the rooting depth available (100 cm). The soil type had only an influence on the total root length in the air-warming treated OTC where the roots in calcareous were longer than in acidic soil.

Acknowledgements

We thank Alois Zürcher, Jörg Luster, Oliver Schramm, Martin Keller, Matthias Dobbertin, Patrick Schleppei, Kim Krause, Stefan Eichenberger, Terry Menard, Hans Früh, Michael Bühlmann, Tobias Bregy, the central laboratory and the gardeners of WSL for their support. We express gratitude to the Velux foundation for funding.

Literature

ABRAMS, M.D., 1990: Adaptions and responses to drought in *Quercus* species of North America. *Tree Physiology* 7:227-238.

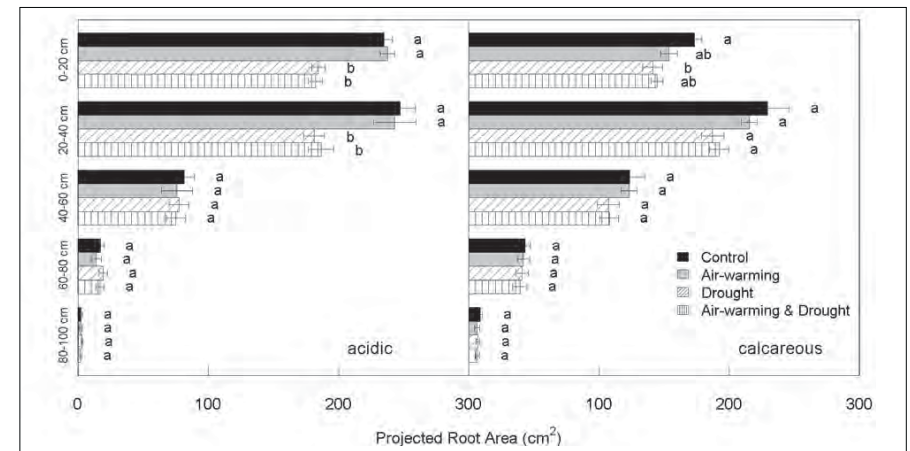


Figure 4: Projected root area (cm²) in five different soil layers in acidic (left) and calcareous soils (right), \pm 1SE, n=8. Different letters refer to significant differences between the treatments within a soil layer.

BERGMANN, W., 1993: Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Dritte, erweiterte Aufl. edition. Fischer, Jena [etc.].

CHIATANTE, D., A. DI IORIO, S. SCIANDRA, G.S. SCIPPA and S. MAZZOLENI, 2006: Effect of drought and fire on root development in *Quercus pubescens* Willd. and *Fraxinus ornus* L. seedlings. *Environmental and Experimental Botany* 56:190-197.

FREI, C., Eidgenössische Technische Hochschule (Zürich) Institut für Atmosphäre und Klima, and MeteoSchweiz. 2004: Klimazukunft der Schweiz - Eine probabilistische Projektion. MeteoSchweiz, Zürich.

FRIEDRICH, D.A., V. TROUET, U. BUNTGEN, D.C. FRANK, J. ES- PER, B. NEUWIRTH and J. LOFFLER, 2009: Species-specific climate sensitivity of tree growth in Central-West Germany. *Trees-Structure and Function* 23:729-739.

IPPC, 2007: Climate Change 2007: Synthesis Report.

JACOBS, D.E., K.F. SALIFU and A.S. DAVIS, 2009: Drought susceptibility and recovery of transplanted *Quercus rubra* seedlings in relation to root system morphology. *Annals of Forest Science* 66:-.

KUBISKE, M.E. and M.D. ABRAMS, 1993: Stomatal and nonstomatal limitations of photosynthesis in 19 temperate tree species on contrasting sites during wet and dry years. *Plant Cell and Environment* 16:1123-1129.

LANDOLT, E. and B. BÄUMLER, 2010: Flora indicativa - Ecological indicator values and biological attributes of the flora of Switzerland and the Alps. 2. Aufl. edition. Haupt, Bern.

MORIN, X., J. ROY, L. SONIE and I. CHUINE, 2010: Changes in leaf phenology of three European oak species in response to experimental climate change. *New Phytologist* 186:900-910.

OGAYA, R. and J. PENUELAS, 2007: Tree growth, mortality, and above-ground biomass accumulation in a holm oak forest under a five-year experimental field drought. *Plant Ecology* 189:291-299.

SAXE, H., M.G.R. CANNELL, B. JOHNSEN, M.G. RYAN and G. VOURLITIS, 2001: Tree and forest functioning in response to global warming. *New Phytologist* 149:369-399.

SCHÄR, C., P.L. VIDALE, D. LUTHI, C. FREI, C. HABERLI, M.A. LINIGER and C. APPENZELLER, 2004: The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. *Nature* 427:332-336.

SCHEFFER, F., P. SCHACHTSCHABEL and H.-P. BLUME, 2002: Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Aufl. edition. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.

WOHLGEMUTH, T.R., 2006: Wald und Klimawandel. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald Schnee und Landschaft WSL Bibliothek, Birmensdorf.

Lysimetermessungen und pflanzenbauliches Monitoring zum Nachweis der bodenverbessernden Wirkung von Klärschlammkompost am Beispiel der Braunkohlekippe Witznitz II

Ulrike Haferkorn^{1*}, Anke Winkler¹ und Sabine Bernsdorf²

Abstract

Water quality in lignite mining regions is often characterised by high concentrations of iron and sulphate as well as low pH-values due to the weathering of pyrite and marcasite containing minerals. One example is represented by the lignite dump Witznitz, which is 15 km south of Leipzig. During mining the river Pleiße was displaced and now crosses the dump. Due to the rising groundwater table dump groundwater has started to exfiltrate into the river. In order to minimize the ecological effect of the lakes and drivers, the exfiltration of the dump (currently used for agricultural) shall be reduced through applicable measures of soil improvements and cultivation. The aim is to increase the level of evaporation in order to minimize the amount of percolation water within the ground water. After the first two years a positive effect of the measures with different intensity was observed on the installed experimental lots and lysimeters, which now needs to be confirmed by further analysis in the following years.

Fließ- und Staugewässer eingetragen. Das Wasser der Pleiße erfährt so eine intensive Trübung und hat ein gelbbraunes bis ockerfarbenes Aussehen. Das Eisen führt im Fließgewässer zu einer Verockerung des Gewässerbodens und hat negative Auswirkungen auf das gesamte Gewässerökosystem.

Die Oberfläche der Kippe Witznitz wurde im Verlauf ihrer Entstehung soweit rekultiviert, dass die Flächen einer landwirtschaftlichen Nutzung zugeführt werden konnten. Der chemische Zustand des darunter liegenden Kippenkörpers ist nach wie vor durch die Folgen der Pyritoxidation geprägt und es existieren derzeit keine technischen Maßnahmen zur Senkung der hohen Eisen- und Sulfatkonzentrationen im Grundwasser. Da eine Trendumkehr erst nach 2100 erwartet wird (BÜTTCHER et al. 2010), sollen im Rahmen weniger strenger Umweltziele (GFI 2008) sogar zeitweise steigende Schadstofftrends zugelassen werden.

So ist der Kippenkomplex Witznitz II einer der insgesamt 12 deutschen Grundwasserkörper, die die Umweltziele nach EU-WRRRL bergbaubedingt nicht erreichen und in die Ka-

Einleitung

Seit Beginn der Bergbautätigkeit im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier vor mehr als 100 Jahren, entstand bisher allein südlich von Leipzig eine Bergbaubetriebsfläche von 247 km². Nach Einstellung der Tagebautätigkeit und nach Flutung bzw. natürlicher Wiederbefüllung der Restlöcher, wird der Südraum Leipzig über eine zusätzliche Wasserfläche von rd. 53 km² verfügen (LMBV 1999).

Der Kippenkomplex des ehemaligen Tagebaus Witznitz II mit drei nahezu gefüllten Restlöchern entstand in der Zeit von 1945 bis 1993, so wie andere Tagebauen auch, in der Abfolge von Grundwasserabsenkung, Abraumgewinnung, Kohleabbau, Abraumverkipfung, bergtechnischer Sicherungs-, Sanierungsarbeiten und Rekultivierungsmaßnahmen. Zwischenzeitlich ist der Grundwasserviederanstieg im Kippenkörper soweit vorangeschritten, dass die Pleiße, die den Kippenkörper nach ihrer Verlegung in den Jahren 1958-61 abschnittsweise durchfließt, aber im wesentlichen tangiert (Abbildung 1), wieder als Vorfluter wirkt und das aus der Kippe austretende Grundwasser aufnimmt.

Auf Grund der im Kippenkörper ablaufenden Pyritverwitterung werden mit dem exfiltrierenden Grundwasser neben Sulfat u. a. erhebliche Eisenmengen in die angrenzenden



Abbildung 1: Skizze Ausschnitt Kippenkomplex Witznitz mit Lage der Lysimeterstation (Stern) und der Versuchsflächen (nicht maßstäblich)

¹ Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft, Kleinstenberger Straße 13, D-04821 BRANDIS

² Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg, Julius-Kühn-Straße 22, D-06112 HALLE/S.

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

Tabelle 1: Horizont, Bodenart, Humusgehalt (C_{org}/1,72) und Korngrößenverteilung (Gesamtboden) auf Basis von Beutelpfunden aus 6 Entnahmetiefen

| Entnahmetiefen [cm] | Bodenart nach KA 4 | Horizont | Humusgehalt [%] | Ton | Schluff | Sand | Kies | CaCO ₃ [%] |
|---------------------|--------------------|----------|-----------------|------|---------|------|------|-----------------------|
| -10 | Sl4 | Ap | 0,80 | 12,9 | 30,8 | 43,2 | 13,1 | 0,47 |
| -90 | Ls2 | ijlCv | 0,44 | 16,9 | 40,0 | 34,8 | 8,3 | - |
| -120 | Sl2 | III ijCv | 0,54 | 4,7 | 7,2 | 47,2 | 40,9 | - |
| -140 | Ss | IV ijCv | 0,31 | 2,5 | 4,2 | 84,8 | 8,5 | - |
| -230 | Ss | I ijCv | 0,28 | 3,0 | 6,3 | 57,3 | 33,4 | - |
| -280 | Sl3 | ijlCv | 0,36 | 5,8 | 15,4 | 42,6 | 36,2 | - |

Tabelle 2: Porenvolumen (PV), Trockenröhddichte (p_d), Wassergehalte bei pF 0, Feldkapazität sowie Totwassergehalte auf Basis der Stechzylinderproben aus 8 Entnahmetiefen

| Entnahmetiefe GOK [cm] | p _d [g/cm ³] | Vol. - % Wasser bei pF | | | |
|------------------------|-------------------------------------|------------------------|-------|-------|-------|
| | | 0 | 1,8 | 2,5 | 4,2 |
| -10 | 1,40 | 38,70 | 26,82 | 20,18 | 11,88 |
| -20 | 1,36 | 36,85 | 25,71 | 19,07 | 11,13 |
| -40 | 1,54 | 40,78 | 28,26 | 22,44 | 12,52 |
| -80 | 1,49 | 43,08 | 29,20 | 25,12 | 13,88 |
| -90 | 1,58 | 30,34 | 24,38 | 20,82 | 5,96 |
| -120 | 1,45 | 29,76 | 20,34 | 17,12 | 9,42 |
| -230 | 1,51 | 14,27 | 10,38 | 6,72 | 3,89 |
| -280 | 1,58 | 30,25 | 24,52 | 17,80 | 5,73 |

tergie "schlechter chemischer Zustand" eingestuft werden mussten. Für diese Grundwasserkörper ist es erforderlich, Ausnahmeregelungen nach § 33a (a) des WHG in Anspruch zu nehmen. Die Zielverletzung gilt auch für die Beschaffenheit der mit dem Grundwasser in Verbindung stehenden Oberflächengewässer, in diesem Fall für die Pleiße und die drei angrenzenden Restlöcher Hainer See, Haubitzer See und insbesondere für den Kahndorfer See.

Für die betroffenen Oberflächengewässer, hier für den Vorfluter Pleiße, der im Stadtgebiet Leipzig in die Weiße Elster mündet und Bestandteil des Leipziger Gewässerverbundes ist, müssen jedoch dringend Maßnahmen zur Reduktion der Belastung gefunden werden. Die nachfolgend beschriebenen Untersuchungen sind Bestandteil eines von der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH (LMBV) beauftragten und finanzierten Projektes zur Reduzierung der hoch belasteten, aus dem Kippengebiet ab und der Pleiße zuzuführenden Grundwassermengen (BEIMS und MANSEL 2009). Dies soll realisiert werden, indem mittels geeigneter Bodenverbesserungs- und Bewirtschaftungsmaßnahmen auf der Kippe, eine Erhöhung der Verdunstung und damit eine Reduzierung der dem Grundwasser zu fließenden Sickerwassermenge erreicht wird.

Material und Methoden

Ausgangssituation

Bodenphysikalische Eigenschaften und Bodenfruchtbarkeit

Zur Untersuchung des Wasser- und Stoffhaushaltes von Kippböden werden in der Lysimeterstation Brandis bereits seit 1996 Untersuchungen an drei auf der Kippe Espenhain

Tabelle 3: Fruchtfolge, Frischmasseerträge am Standort der Lysimeterstation Witznitz (Schlagkartei, AG Kahndorf) sowie Ertragsprognose natürlicher Böden gleicher Substrate

| Jahr | Fruchtart | Ertrag (Schlag) (dt/ha) | Ertragsprognose natürl. Boden (dt/ha) |
|------|-----------|-------------------------|---------------------------------------|
| 2002 | Wi Weizen | 56 | 70 |
| 2003 | Wi Gerste | 42 | 65 |
| 2004 | Silomais | 510 | 450 |
| 2005 | Erbsen | 30 | 35 |
| 2006 | Wi Weizen | 56 | 70 |
| 2007 | Wi Raps | 27 | 35 |
| 2008 | Wi Weizen | 58 | 70 |
| 2009 | Wi Weizen | 70 | 70 |
| 2010 | Wi Gerste | 69 | 65 |

gewonnenen 3 m tiefen wägbaren Lysimetern durchgeführt (KNAPPE et al. 1999, SACHSE et al. 2011). Des Weiteren wurde im Auftrag des LfULG 2003 (HAFERKORN und SEYFARTH 2005) vor Ort auf der Kippe Witznitz eine Messanlage mit weiteren 2 Lysimetern (gleichfalls 3 m tief und wägbare) errichtet (Lage s. *Abbildung 1*). Während der Monolithentnahme im Dezember 2003 wurden an der Entnahmestelle auf der Kippe Witznitz 40 Stechzylinderproben (8 Entnahmetiefen mit je 5 Stechzylindern) und Beutelpfunden aus verschiedenen Bodentiefen entnommen. Die Untersuchungsergebnisse wurden pro Entnahmetiefe gemittelt (*Tabelle 1* u. 2).

Im Verlauf des Tagebaubetriebes wurden oberflächennahe quartäre Substrate (vorwiegend Geschiebelehm, -mergel, aber auch Bändertone, Auelehme und Kiese), in geringem Umfang auch tertiäre Sande, Kiese und Tone verkippt. Im Anschluss daran wurden auf diesem Areal in den Jahren 1974-76 Rekultivierungsmaßnahmen, wie Grundmelioration, Tiefenfräsen unter Einarbeitung von organischem Material (Kompost und Güllesediment) und Braunkohleaschen und Düngkalk durchgeführt (KRUMMSDORF und MOEWES 2010). Seitdem werden diese Flächen landwirtschaftlich bewirtschaftet. Vergleichbare Rekultivierungs- und Bewirtschaftungsmaßnahmen wurden auch auf der inzwischen 40 Jahre alten Kippe Espenhain durchgeführt.

Auf den vorwiegend carbonatfreien Bereichen am Standort der Lysimeterstation entstand als Bodentyp ein ca. 30 cm mächtiger, flachgründiger Regosol, der im Jahr 2005 von der Oberfinanzdirektion Chemnitz mit einer Bodenzahl von 27 und einer Ackerzahl von 26 eingestuft wurde. Dieser Boden ist bei mittleren Lagerungsverhältnissen, schwach, teils sehr schwach humos, die Organikgehalte verweisen auf schwach kohlehaltige Bodensubstrate. Obwohl die Wasser-

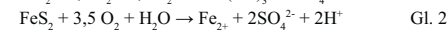
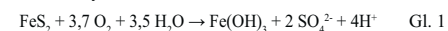
gehalte bei Feldkapazität auf einen sorptionsstarken Boden mit hohem Nährstoffbindungsvermögen und beachtlicher Wasserspeicherfähigkeit verweisen, neigt er u. a. infolge der Humusarmut und hoher Tongehalte, zu Staunässe und Austrocknung (LfULG 2000, GEISSLER 2008).

Ein, seit dem Jahr 2002 durchgeführter Vergleich zwischen den Erträgen auf dem Schlag am Standort der Lysimeterstation Witznitz, bzw. den Erträgen auf den Lysimetern und den Erträgen, die auf gewachsenen Böden gleicher Substrate unter den gegebenen klimatischen Bedingungen erwartet werden, zeigt am Untersuchungsstandort noch ein Potential zur Ertragssteigerung (*Tabelle 3*).

Chemische Eigenschaften der Kippböden und des Sickerwassers

Die tertiären Substrate des geogenen Untergrundes im Südraum Leipzig sind stark pyritartig. Solange die Gesteine wassergefüllt sind, tritt nur eine unbedeutende Sulfidverwitterung auf, die durch den niedrigen Sauerstoffgehalt des Wassers (ca. 10 mg/l) begrenzt ist und nur eine geringfügige Erhöhung des Sulfatgehaltes (um 15 mg/l) bewirken kann (KÖLLING 1998).

Durch die Grundwasserabsenkung für den Tagebaubetrieb und die Umlagerung der tertiären Kohledeckschichten zu den heutigen Kippenkörpern, wurden die anaeroben pyritartigen Sedimente belüftet und es erfolgte eine intensive Sulfidverwitterung, wobei sicherlich nicht die gesamte Pyritgehalt des Abraums verwitterte. Die Verwitterung (=Oxidation), sehr vereinfacht in Gl. 1 und 2 dargestellt, wird durch Bakterien katalysiert und ist mit zahlreichen anderen hydrochemischen Prozessen verbunden.



Mit Einstellung der Wasserhaltung nach 1993 begann die Wiederauffüllung des Kippkomplexes, der am Untersuchungsstandort Kippe Witznitz nahezu abgeschlossen ist. Ursache für die heutige und künftige Boden- und Grundwasserbeschaffenheit waren und sind zwei gleichzeitig ablaufende Prozesse:

(1) Im Verlauf der Wiederbefüllung durch lateral zuffließendes Grundwasser aus den angrenzenden, unverritzten Gesteinen, gingen die Oxidationsprodukte Eisen und Sulfat in Lösung und auf Grund der hohen Azidität der

Substrate entstanden Grundwässer mit pH-Werten bis pH 1. Der Sauerstoff wird aus den Poren verdrängt, wobei auf Grund der heterogenen Kippensubstrate ein schlecht kalkulierbarer Restbestand an sauerstoffhaltiger Bodenluft in den Poren verbleibt. Es wird davon ausgegangen, dass die Pyritverwitterung nicht zum Erliegen kommt.

(2) Parallel dazu werden die Kippengebiete durch eintretendes sauerstoffhaltiges Niederschlagswasser aufgefüllt. Das Sickerwasser verlässt die bewirtschaftete Kulturbodenschicht in einer mit der von gewachsenen Böden vergleichbaren Qualität, wie aus den Untersuchungen von KNAPPE et al. (1999) hervorgeht. Erst in seiner weiteren Passage wird es mit den o. g. Verwitterungsprodukten angereichert und verlagert diese in Richtung Grundwasser. Da die Pyritverwitterung an die Anwesenheit von Wasser und Sauerstoff gebunden ist, wirkt die ungesättigte Zone nach wie vor als Verwitterungszone. Auch auf Grund der schlechten lateralen Leitfähigkeit der Kippen sind dies im Vergleich zu (1) die dominierenden Prozesse.

Erwartungsgemäß weisen die untersuchten Substrate noch immer eine hohe Azidität und hohe Gehalte der Verwitterungsprodukte auf, die Ursache für die außergewöhnliche Bodenwasserbeschaffenheit sind (*Tabelle 4*). In *Abbildung 2* wird der anzustrebende Boden pH-Wert von landwirtschaftlich genutzten Böden den pH-Werten des Standortes gegenüber gestellt. Weitere, umfangreiche Bodenuntersuchungen im umliegenden Feld (GEISSLER 2008), zeigen eine sehr heterogene Verteilung der pH-Werte in der Fläche, wobei diese örtlich bereits in einer Tiefe von 15 cm bei pH < 4 liegen.

Die in den Lysimetern am Standort Witznitz eingebauten Saugkerzen ermöglichen eine Entnahme von Bodenwasser in den Tiefen 0,5 m, 1,5 m und 2,5 m unter Gelände. Gleiches gilt für die Lysimeter von der Kippe Espenhain, deren Ergebnisse in *Tabelle 3* nicht dargestellt werden. Der Grundwasserspiegel im Lysimeter und der Umgebungsfläche bewegt sich zwischen 0,1 m und 1,7 m unter Gelände, so dass sich die Saugkerzen zeitweise sowohl im gesättigten als auch im ungesättigten Bereich befinden. Die hohen Stoffkonzentrationen im Boden- und Grundwasser (*Tabelle 4*) zeigen, dass das eindringende Niederschlagswasser auch rd. 34 Jahre nach Fertigstellung der Kippe vor allem durch Sulfat-, Eisen-, Aluminium- und die Schwermetallionen Nickel und Zink angereichert wird.

So kommt es während der Bodenpassage bis in 2,5 m Tiefe, bei steigender Tendenz, bereits zu Sulfatgehalten im Sickerwasser von 2838 mg/l, die Eisen-Konzentrationen liegen bei etwa 265 mg/l (Fe_{gesamt}), während die pH-Werte auf unter pH 3 sinken. Die saure Bodenlösung bedingt eine Schwermetallfreisetzung aus Tonmineralen, Humuskomplexen und Metalloiden (Sesquioxide), wodurch die Grenzwerte der EU-WRRL insbesondere für die Schwermetalle Nickel und Zink überschritten werden.

Diese Untersuchungsergebnisse belegen, ebenso wie die Erkenntnisse von KNAPPE et al. (2003), den anhaltenden Einfluss der umgelagerten, belüfteten pyrithaltigen Kippsubstrate auf die Qualität des Sicker- und Grundwassers. Die Nachhaltigkeit der Pyritverwitterung ist Gegenstand weiterer Untersuchungen der ungesättigten Zone und hängt ab von

- der Sickerwassermenge, die den Abtransport der Reaktionsprodukte Richtung Grundwasser realisiert, aber auch Wasser und Sauerstoff für die Pyritverwitterung liefert,
- der Lage und vom Schwankungsbereich des Grundwasserspiegels unter der Geländeoberfläche, da die darüber liegende wechselfeuchte Zone mit anteilig luftgefülltem

Porenraum als Reaktionsraum für die Pyritverwitterung wirksam ist, dies in Abhängigkeit vom

- noch umsetzbaren Pyritgehalt der Kippensubstrate.

Versuchsaufbau

Vorstehend beschriebene Eigenschaften der ungesättigten Zone bestimmen auch die Wachstumsbedingungen der Pflanzen und damit Höhe der Verdunstung und der Sickerwassermenge. Um das Projektziel: bessere Wachstumsbedingungen für die Pflanzen, höhere Erträge, dementsprechend höherer Wasserverbrauch der Pflanzen und geringere Sickerwasserbildung, auf diesen Arealen erreichen zu können, sollen

- die Eigenschaften der Kulturbodenrichtschicht (= Wasserhaushaltsschicht = effektive Wurzelzone) dauerhaft, möglichst weit über ihr derzeitiges Niveau hinaus, verbessert werden. Dies aber
- nicht nur für die bestehende Deckschicht, sondern es wird angestrebt, deren Mächtigkeit zu erweitern. Dies erfolgt mittels Tiefenmelioration (Tiefenfräsen max. möglich bis 80 cm Tiefe), Kalkung und Einarbeitung von organischem Material. Um die Kapazität (Verdunstungsleistung) der so erstellten „Wasserhaushaltsschicht“ effektiv nutzen zu können, wird
- mit Knaulgras und Luzerne, abweichend von der bisherigen Fruchtfolge, ein ganzjähriger Bewuchs etabliert, der ohne die bisherigen Brachezeiten während der gesamten Vegetationsperiode einen Bodenwasserverbrauch sicherstellt und sich im Verlauf seiner mehrjährigen Entwicklung, die gesamte Mächtigkeit der Deckschicht erschließt (insbesondere der Tiefwurzler Luzerne).

Zum Nachweis der Wirksamkeit dieser, in unterschiedlicher Kombination und Intensität zu realisierenden Maßnahmen, wurden im Jahr 2009 auf der Kippe Witznitz zwei Testflächen (*Abbildung 1*) mit insgesamt 10 Parzellen eingerichtet (*Tabelle 5*). Bei Versuchsfläche 2 handelt es sich um eine

Tabelle 5: Beschreibung der realisierten Versuchsvarianten (KSK-Klärschlammkompost)

| Fläche-Variante | Charakteristik | Fruchtart |
|-----------------|---|-------------------------------------|
| 1-1 | mit Kalk und Tiefenmelioration | Knaulgras |
| 1-2 | ohne Kalk, mit Tiefenmelioration | Knaulgras |
| 1-3 | ohne Kalk und ohne Tiefenmelioration | Knaulgras |
| 1-4 | mit Kalk und Tiefenmelioration | Luzerne |
| 1-5 | ohne Kalk, mit Tiefenmelioration | Luzerne |
| 1-6 | ohne Kalk, ohne Tiefenmelioration | Luzerne |
| 2-1 | ohne Kalk, mit Tiefenmelioration, 500 t/ha KSK | Knaulgras |
| 2-2 | ohne Kalk, mit Tiefenmelioration, 125 t/ha KSK | Knaulgras |
| 2-3 | ohne Kalk, mit Tiefenmelioration, 500 t/ha KSK | Luzerne |
| 2-4 | ohne Kalk, mit Tiefenmelioration, 125 t/ha KSK | Luzerne |
| Lysimeter | Charakteristik/Herkunftsfläche | Fruchtart |
| 13/1 | „0“-Variante/Kippe Witznitz | Wintergetreide geprägte Fruchtfolge |
| 13/2 | „0“-Variante/Kippe Witznitz | Wintergetreide geprägte Fruchtfolge |
| 14/2 | mit Kalk und Tiefenmelioration/Kippe Witznitz-Versuchsfläche 1 | Knaulgras |
| 14/4 | mit Kalk und Tiefenmelioration, 125 t/ha KSK/ Kippe Witznitz-Versuchsfläche 1 | Knaulgras |
| 12/1 | 500 t/ha KSK/Kippe Espenhain | Luzerne |
| 12/2 | „0“-Variante/Kippe Espenhain | Wintergetreide geprägte Fruchtfolge |
| 12/3 | 125 t/ha KSK/Kippe Espenhain | Luzerne |

ehemalige, nicht landwirtschaftlich genutzte Brachefläche. Sie wurde gewählt, um die hohen, derzeit nicht genehmigungsfähigen Kompostgaben realisieren zu können. Auf der Versuchsfläche 1 wurden zwei weitere Lysimeter gewonnen (14/2 und 14/4), die am Standort Brandis betrieben werden. Die bereits vorhandenen Lysimeter wurden in das Untersuchungsprogramm einbezogen, wobei die Untersuchungen am Lysimeter 12/2 und an der Lysimeterstation Witznitz (13/1 und 13/2) als „0-Variante“ weiter laufen. Die Höhe der gewählten Kompostgaben orientiert sich an aktuellen Forschungsergebnissen der Martin-Luther-Universität Halle (Tauchnitz 2006, Tauchnitz et al. 2007, BERNSDORF und LIEMEN 2009) zur Gestaltung von nachhaltigen Rekultivierungs- und Wasserhaushaltsschichten.

Der verwendete Klärschlammkompost besteht aus 50 Vol% Klärschlamm (anaerob behandelt) aus kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen und 50 Vol% Strauchgut, Grünschnitt und Holz. Der Fertigkompost mit einem Rottegrad von IV bis V hat ein Reifealter von ca. 7 Monaten.

Erste Ergebnisse

Zum Nachweis der Wirksamkeit der Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Wasserhaushalt im Sinne des Projektzieles, werden auf den behandelten Feldparzellen und Lysimetern seit 2009 kontinuierlich folgende Parameter erhoben:

- Klimaparameter, Niederschlag, Verdunstung, Bodenwasservorrat Sickerwassermenge und -beschaffenheit
- bodenphysikalische und chemische Kennwerte, vor allem mit Bezug zu den Inhaltsstoffen des aufgetragenen Klärschlammkompost
- Ernteerträge und Pflanzeninhaltsstoffe
- Wuchshöhe, Wurzeltiefe und Blattflächenindex bei relevanten Entwicklungsstadien u. a. als Eingangsdaten für die versuchsbegleitenden Modellrechnungen.

Nachfolgend werden ausgewählte Ergebnisse der Lysimeteruntersuchungen vorgestellt und Ergebnisse der Parzellenversuche nur ergänzend hinzugezogen.

Klimatische Randbedingungen und Ertragsbildung

Das Jahr 2009 (Aussaat von Knaulgras und Luzerne erfolgt am 17.4.) war durch eine sehr inhomogene Niederschlagsverteilung gekennzeichnet, insbesondere waren der April, Juni und August deutlich zu trocken (*Abbildung 3*).

Deshalb etablierte sich der Pflanzenbestand im ersten Versuchsjahr 2009 nicht optimal. Die pflanzenphysiologischen Parameter auf den Lysimetern und allen Testflächen lagen unter den Literatur- und Erwartungswerten, wobei sich das Knaulgras zunächst besser entwickelte als die Luzerne. In der Summe von 3 Ernten zeigten die Erträge auf den Versuchsflächen beim Knaulgras bereits eine Abhängigkeit von der Höhe der Kompostgaben. Bei der Luzerne ist dieser Effekt noch nicht so deutlich.

Im 2. Versuchsjahr waren die klimatischen Randbedingungen gleichfalls nicht günstig. Die Monate Februar, April und Oktober waren extrem trocken, während die Niederschläge der anderen Monate seit Mai weit über den langjährigen

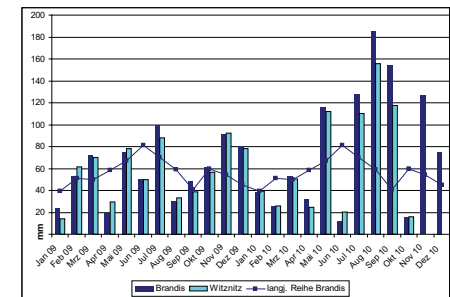


Abbildung 3: Monatssummen des Niederschlags [mm] der Stationen Brandis und Witznitz

Mittelwerten lagen. Trotz der ungünstigen Witterungsbedingungen entwickelte sich der mehrjährig angelegte Pflanzenbestand positiv. Auch im 2. Versuchsjahr zeigt das Knaulgras auf den Versuchsparzellen deutlich höhere Erträge bei höheren Kompostgaben, während diese Abhängigkeit bei der Luzerne bisher nicht zu verzeichnen ist.

Verdunstung und Sickerwasserbildung

Dem Projektziel entsprechend liegt der Untersuchungsschwerpunkt bei der Ermittlung der Verdunstung. Sie spiegelt die bewirtschaftungsbedingte Ertragsentwicklung und den Wasserverbrauch der Pflanzen wider. Die Pflanzen rekrutieren ihren Wasserbedarf zum einen aus dem Niederschlag, der aber unter den gegebenen klimatischen Bedingungen, insbesondere im Verlauf ihrer Hauptwachstumszeiten, nicht ausreichend vorhanden ist. So wird von den Pflanzen auf den Bodenwasservorrat zurückgegriffen. Je besser es gelingt, eine möglichst große sommerliche Bodenwasserentnahme zu initialisieren, umso mehr Sickerwasser wird zur Wiederauffüllung benötigt und geht, so gewollt, der Grundwasserneubildung verloren.

Im 1. Versuchsjahr wurde im gewählten Vergleichszeitraum von April bis September auf allen Lysimetern eine Verdunstungsleistung in Höhe von rd. 450 mm gemessen (vgl. *Abbildung 4*) unabhängig davon, ob es sich um die mit Luzerne bzw. Knaulgras bewachsenen Lysimeter oder um die weiter in der konventionellen Bewirtschaftung befindlichen Lysimeter 13/1 und 13/2 mit Winterweizen bzw. 12/2 mit Wintererbsen handelt. Auch die Höhe der Bodenwasserausschöpfung war mit 120 bis 140 mm auf nahezu gleichem Niveau, zeigte aber beim Lysimeter 12/2 einen anderen zeitlichen Verlauf.

Im Jahr 2010 wurde auf den Vergleichslysimetern („0“-Variante) mit Wintergerste (Lysimeter 13/1 und 13/2) bzw. Winterweizen (Lysimeter 12/2) eine Verdunstung von 460 mm bzw. 470 mm erzielt. Eine deutlich höhere Verdunstung, bei gleichen Witterungsbedingungen, konnte bei den Lysimetern mit Knaulgras (rd. 570 mm) und Luzerne (rd. 700 mm) erzielt werden. Die Zunahme der Verdunstungsleistung der Luzerne resultiert aus der Zunahme der Wurzeltiefen von rd. 11 cm im 1. Versuchsjahr auf rd. 30 cm im 2. Versuchsjahr (Zunahme der Wurzeltiefen beim Knaulgras im gleichen Zeitraum von rd. 9 cm auf rd. 16 cm).

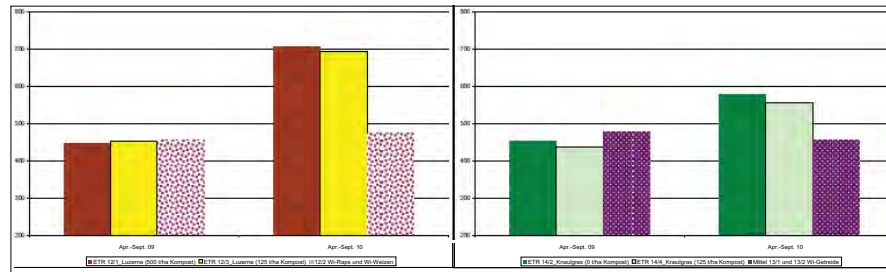


Abbildung 4: Bewirtschaftungsbedingte reale Verdunstung im Vergleichszeitraum April bis September in den Jahren 2009 und 2010

Dabei wurde ein Bodenwasservorrat von max. 110 mm bzw. 150 mm in Anspruch genommen, der bei den konventionell bewirtschafteten Lysimetern aber im Juli schon wieder aufgefüllt war. Deshalb wurden bereits ab August die hohen Niederschläge Neubildungswirksam. Bei den mit Knautgras bewachsenen Lysimetern 14/1 und 14/2 war der Bodenwasservorrat im September, bei den mit Luzerne bewachsenen erst im Dezember 2010 wieder aufgefüllt, so dass bis dahin kein Sickerwasser zu verzeichnen war. Dementsprechend staffelt sich im 2. Versuchsjahr im Zeitraum von August bis Dezember die Höhe der Grundwasserneubildung, wobei die Sickerwasserperiode noch nicht abgeschlossen ist:

Lys. 12/2 mit Winterweizen: 236 mm
Mittel Lys. 14/2 und 14/4 mit Knautgras: 130 mm
Mittel Lys. 12/1 und 12/3 mit Luzerne: 28 mm.

Veränderungen der Sickerwasserbeschaffenheit werden erstmals am Ende des 3. Versuchsjahres bewertet, dies auch vor dem Hintergrund der Frage, inwieweit durch die veränderten Eigenschaften und die andere Bewirtschaftung der Deckschicht („Wasserhaushaltschicht“) reaktive Prozesse, sowie Anreicherungs- und Verlagerungsprozesse, beeinflusst werden.

Diskussion und Ausblick

Nach den ersten beiden Versuchsjahren kann auf den Versuchspartellen und den Lysimetern ein positiver Effekt der Bewirtschaftungsmaßnahmen und der unterschiedlichen KSK-Gaben in Form einer Verbesserung der Bodeneigenschaften, der Steigerung der Biomasseerträge und daraus resultierend, der Verdunstung festgestellt werden. Bereits im 2. Versuchsjahr zeigt sich eine deutliche Staffelung der Sickerwassermengen. Die höchsten Sickerwassermengen werden erwartungsgemäß unter den Vergleichsflächen mit Wintergetreide registriert, die geringsten unter den Flächen mit Luzerne. Dabei resultiert die positive Entwicklung der Luzernebestände auf Grund ihres Luftstickstoffbindungsvermögens, nicht so nachhaltig vom Nährstoffangebot höherer KSK-Gaben wie das der Knautgrasbestände, sondern eher von der Tiefgründigkeit des Bodens.

Diese, unter speziellen Witterungsbedingungen erzielten Ergebnisse, wobei zunächst die Etablierung des mehrjährigen Pflanzenbestandes im Vordergrund stand, müssen durch

weitere Untersuchungsjahre manifestiert werden. Dies vor allem auch deshalb, weil die Untersuchungsergebnisse durch die unterschiedlichen Ausgangseigenschaften der Versuchsfelder 1 und 2 und der für die Untersuchungen verfügbaren Lysimeter beeinflusst werden. Dies sind, insbesondere bei Untersuchungen auf Kippenarenalen unvermeidbare Randbedingungen, die mit Hilfe von versuchsbegleitenden Modellrechnungen quantifiziert werden. Letztlich sollen auf der Basis von Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen neue Nutzungsempfehlungen für die Kippen abgeleitet werden.

Das Ziel der Sickerwasserreduzierung auf den belasteten, teils vernässten und wechselfeuchten Kippenstandorten durch hohe Biomasseproduktion und Verdunstung, als nachlaufende Rekultivierungsmaßnahme, lässt sich auf ideale Weise mit der Produktion alternativer Energien in Form nachwachsender Rohstoffe verbinden. Neben Gras und Luzerne können auch Pappeln und Weiden in schnell wachsenden Waldplantagen (Energieholzgewinnung) angebaut und zur Biogas- (Biomethan-)Gewinnung verwendet werden.

So könnten Braunkohlerekultivierungsflächen durch die Erzeugung erneuerbarer Energien einen wesentlichen Beitrag zum Klimaschutz liefern. Es wird eine wirtschaftliche und eine ökologische Verantwortung wahrgenommen und eine regionale Wertschöpfungskette aufgebaut. Durch diese Nutzungsalternative auf ertragsschwachen und belasteten Standorten gehen der Landwirtschaft für die Nahrungsgüterproduktion keine wertvollen, ertragreichen Anbauflächen verloren.

Literatur

- LMBV, 1999: Schaffung von Tagebauen im mitteldeutschen Bergbaurevier. Broschüre, Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH.
- BÜTTCHER, H., H. MANSEL, L. WEBER, CH. UHLIG und K. HÄFNER, 2010: Räumlich differenzierte reaktive Stofftransportmodellierung zur Prognose des Stoffaustauschs aus der Braunkohlenbergbaukippe Witznitz in den Vorfluter Pleiße im Südraum von Leipzig. Tagungsband 61. Berg- und Hüttenmännischer Tag.
- GFI, 2008: Ableitung weniger strenger Umweltziele in braunkohlebergbaubeeinflussten Grundwasserkörpern der Flussgebietsgemeinschaft Elbe. Grundwasserforschungsinstitut GmbH Dresden.

BEIMS, U. und H. MANSEL, 2009: Durchführung eines Pilotversuches zur Reduzierung der Exfiltration von eisenbelasteten Grundwasser aus den Kippen des ehemaligen Tagebaues Witznitz in die Fließgewässer Pleiße und Whyra. 12. Dresdner Grundwasserforschungstage 15./16. Juni 2009.

KNAPPE, S., U. HAFERKORN, J. MATTUSCH und J. WENNRICH, 1999: Wasser- und Stoffflüsse in rekultivierten, langjährig landwirtschaftlich genutzten Kippenböden im Südraum Leipzig. Tagungsband 8. Gumpensteiner Lysimetertagung.

SACHSE, L., U. HAFERKORN und G. STRAUCH, 2011: Entwicklung des Austragsverhaltens von Kippenböden am Beispiel des Langzeitmonitorings der Lysimeter der Kippe Espenhain. Veröff. in Vorbereitung.

HAFERKORN, U. und M. SEYFARTH, 2005: Lysimeteruntersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt rekultivierter wiedervernässter Kippenstandorte. Tagungsband 11. Gumpensteiner Lysimetertagung.

KRUMMSDORF, A. und K. MOEWES, 2010: Landschaftsgestaltung der Braunkohleindustrie durch Wiederurbarmachung und Rekultivierung in der Region Leipzig. Sonderdruck aus „Industrie der Stadt Leipzig 1945-1990“, GNN-Verlag, Schkeuditz.

LULG, 2000: Landwirtschaft auf Rekultivierungsflächen. Broschüre Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (S. 7-11).

GEISSLER, 2008: Repräsentanzanalyse für den Wasserhaushalt der Böden im Bereich der Lysimeterstation Witznitz. Diplomarbeit an der Hochschule Zittau-Görlitz.

KÖLLING, M., 1998: Abhängigkeit der Sulfidverwitterung von der diffusen Sauerstoffnachlieferung. Projektbeschreibung Universität Bremen (1995-1998).

KNAPPE, S., H. RUPP, J. WENNRICH, J. MATTUSCH und R. MEISSNER, 2003: Entwicklung der Boden-, Sicker- und Grundwasserbeschaffenheit in der Kippe Niemeck (Bitterfeld) im Zuge der Restlochflutung. Tagungsband 10. Gumpensteiner Lysimetertagung.

TAUCHNITZ, S., 2006: Untersuchungen zum Wasserhaushalt und Stickstoffumsatz von Rekultivierungsschichten aus Klärschlammkomposten. Dissertation, Martin-Luther-Universität Halle.

TAUCHNITZ, S., F. LIEMEN, S. BERNSDORF und R. MEISSNER, 2007: Bestimmung der nutzbaren Feldkapazität von Rekultivierungsmaterialien mittels Vegetationstest. DBG Mitteilungen, Band 110, S. 631.

BERNSDORF, S. und F. LIEMEN, 2009: Besondere Anforderungen an den Bewuchs und den Oberboden bei der Gestaltung von Rekultivierungswasserhaushaltsschichten unter Berücksichtigung der Nachhaltigkeitskomponente. Tagungsband 5. Leipziger Deponiefachtagung. Stilllegung, Sicherung, Nachsorge und Nachnutzung von Deponien.

Veränderung wachstumsrelevanter hydroökologischer Parameter im Prozess des Waldumbaus von Kiefernforsten zu Buchenwäldern auf grundwasserfernen Sandstandorten

Jürgen Müller^{1*}

Zusammenfassung

Das Ziel der Forstwirtschaft besteht deutschlandweit in der Schaffung stabiler Mischwälder und in einer Naturannäherung der Waldstrukturen. Dabei steht besonders die Frage im Vordergrund, wie sich der Wasserverbrauch und das Wachstum der Mischwälder bei weniger werdenden Wasserressourcen verändern.

Die Versuchsflächenanlage erfolgte in Form einer Chronosequenz von sich entwickelnden Kiefern-Buchen-Mischbeständen sowie altersmäßig vergleichbarer Reinbeständen von Kiefer und Buche.

Erst durch die Berücksichtigung der Besonderheiten des strukturellen Aufbaus der Kiefern-Buchen-Mischbestände wird eine treffende Beurteilung der hydroökologischen Wirkungen des Unterbaus möglich. Im Ergebnis einer strukturellen Analyse der untersuchten Stadien wurde festgestellt, dass in Abhängigkeit von der Bestandesstruktur (Ober- und Unterstand) eine Niederschlagsumverteilung mit Auswirkungen auf die Anteile der einzelnen Verdunstungskomponenten an der Gesamtverdunstung eintritt, wodurch letztlich auch der Wasserverbrauch des Bestandes verändert wird. Es konnte nachgewiesen werden, dass sich im Verlauf des Umbauprozesses neben dem Strahlungshaushalt auch der Feuchtehaushalt in Bestand und Boden mit Auswirkungen auf das Baumwachstum verändern.

Schlagwörter: Mischbestand, Kronenarchitektur, Wasserflüsse, Interzeption, Baumwachstum

Summary

The aim of the German forestry is the creation of stable mixed stands and in a nature approach of the forest structures on the suitable sites.

In his context the hydrological functions of forest conversion play an important role in the fields of regional water budget, water supply and water distribution.

The hydro - ecological effects were investigated in differentiated aged pine-beech-mixed stands. The principle of the experimental design is a chronosequence of developing pine-beech mixed stands, and pure stands of pine and beech. The focus of the investigations is the quantification of the water fluxes in the different conversion stands. Under given precipitation and soil conditions the various crown architecture determines the amount and the course of the interception and therefore the amount of throughfall. In the beginning of stand-conversion under the conditions of „pine-ecology“, competitive relations between the tree layers (mature pines and young beeches in the understory) are dominating. The increasing utilization of the above- and below-ground space by the up growing beeches leads to an approximation to „beech-ecology“ with synergistic relations between the tree-layers and the improvement of tree growth.

Keywords: mixed stand, crown architecture, water fluxes, interception, tree growth

Einleitung

Das gegenwärtige Waldbild in Deutschland ist durch ausgedehnte Fichtenbestände im Süden und großflächige Kiefernbestände im Norden geprägt. Dies ist ein Ergebnis des menschlichen Handelns der letzten 250 Jahre. Die Bestände sind im hohen Masse durch Kalamitäten wie Schädlingsbefall, Sturmschäden und Waldbrand gefährdet. Das Bestreben der Forstwirtschaft liegt deutschlandweit in der Schaffung von Mischwäldern und damit in einer Naturannäherung der Waldstrukturen. Dieses Ziel verfolgt auch der Waldumbau im nordostdeutschen Tiefland (MÜLLER 2001).

Wie die *Tabelle 1* zeigt, besteht auf der derzeitigen Waldfläche ein großer Widerspruch zwischen der potentiell-natürlichen und der aktuellen Baumartenverteilung.

Auf Grund der Standortbedingungen des nordostdeutschen Tieflands (Niederschlagsarmut, geringes Wasserdargebot, hoher Waldanteil mit der Dominanz der Kiefer und sandige Böden) und vor dem Hintergrund zukünftig zunehmender Sommertrockenheit in dieser Region stellt sich die Frage

Tabelle 1: Potentiell-natürliche und aktuelle Baumartenverteilung der Hauptbaumarten auf der Waldfläche des nordostdeutschen Tieflands in Prozent (HOFMANN, 1995)

| Baumart | Potentiell-natürlich | Aktuell | Differenz |
|-----------|----------------------|---------|-----------|
| Buche | 42,5 | 4,3 | -38,2 |
| Eiche | 28,9 | 4,9 | -24,0 |
| Hainbuche | 8,1 | 0,3 | -7,8 |
| Kiefer | 8,0 | 70,3 | +62,3 |

¹ Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Waldökologie und Waldinventuren, A.-Möller-Straße 1, D-16225 EBERSWALDE

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

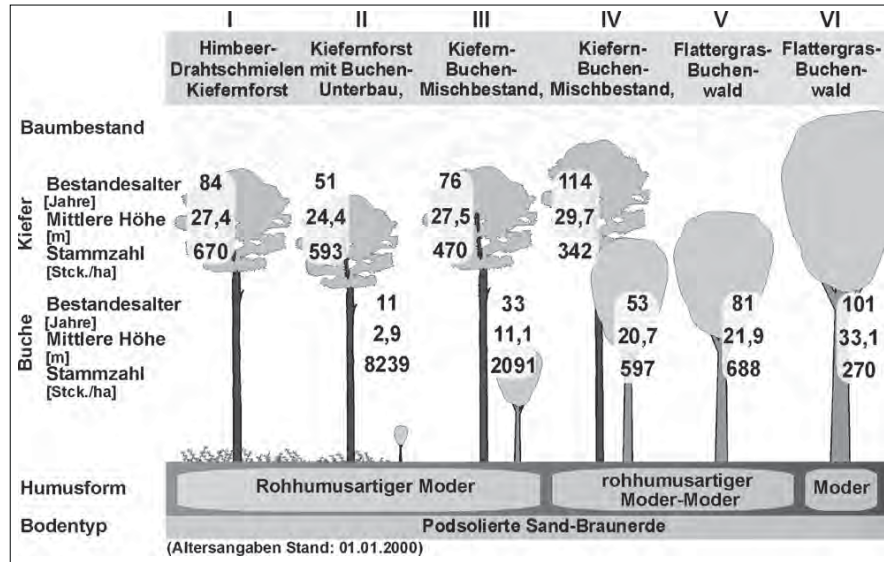


Abbildung 1: Hydrologisch relevante bestandesstrukturelle Parameter der intensiv untersuchten Bestände

nach der Höhe des Wasserverbrauches der zweischichtigen Bestände.

Im Mittelpunkt dieses Beitrages stehen die Veränderungen des Wasserhaushaltes im Kiefern-Buchen-Mischbestand im Vergleich zum Kiefern-Reinbestand und die sich daraus ergebenden Konsequenzen. Dabei stand folgende Fragestellung im Vordergrund:

- Wie modifiziert der aufwachsende Buchen-Unterstand den Wasserfluss und was bedeutet dies für die Veränderung der einzelnen Verdunstungskomponenten von Baum- und Krautschicht bei der Umwandlung von Kiefern-Reinbeständen in Kiefern-Buchen-Mischbestände?

Die Prozesse der Niederschlagsumverteilung durch Ober- und Unterstand und die hydroökologischen Wirkungen auf das Wachstum von Kiefern und Buchen im Mischbestand sind wissenschaftlich noch weitgehend ungeklärt und deshalb vor dem Hintergrund einer möglichen Klimaerwärmung von großem Interesse.

Material und Methoden

Das Prinzip der Versuchsflächenanlage in Form einer Chronosequenz von sich entwickelnden Kiefern-Buchen-Mischbeständen sowie altersmäßig vergleichbarer Reinbestände von Kiefer und Buche geht aus der *Abbildung 1* hervor, in der hydrologisch relevante bestandesstrukturelle Parameter der intensiv untersuchten Flächen bei weitgehend vergleichbaren Bodenverhältnissen zusammengestellt sind. Detailliertere Angaben zu den bestandesstrukturellen Parametern der Flächen und zu den Methoden der Ermittlung

von Struktur- und Prozessparametern sind bei MÜLLER 2003 nachzulesen.

Einen wesentlichen Schwerpunkt der Untersuchung stellt die Quantifizierung der Wasserflüsse in den Beständen dar. Der das obere Kronendach erreichende Niederschlag wird durch die einzelnen Vegetationsschichten umverteilt und zum Teil verbraucht. Umverteilung und Verbrauch werden an den Kompartimentgrenzen gemessen. Im Unterschied zum Reinbestand erfolgt im Mischbestand eine zusätzliche Messung des Unter Kronenniederschlags unterhalb der Kieferkronen bzw. oberhalb der Buchenkronen. Die Wasserflüsse im Boden werden mit Hilfe von Bodenfeuchtesonden und Tensiometern erfasst.

Um die Evapotranspiration unterständiger Buchen und ihren spezifischen Wasserverbrauch getrennt von der Transpiration der oberständigen Kiefern zu ermitteln, wurden spezielle wägbare Kleinlysimeter (WKL) entwickelt und in Kiefern-Buchen-Mischbeständen eingebaut (*Abbildung 3*). Für die in ungestörten Bodenmonolithen gewachsenen je zwei Buchen pro Lysimeter konnte die Evapotranspiration indirekt als Verlustgröße über ein integriertes Wägesystem mit einer Genauigkeit von 0,1 mm ermittelt werden (MÜLLER und SEYFARTH 1999). An den Kiefern wurde die Transpiration mit Hilfe von Saftflussmessungen nach der Methode von Granier ermittelt.

Für die intensiven Untersuchungen der Ursachen – Wirkungsbeziehungen von Trockenheit und Baumwachstum wurden die im Jahr 2000 unterbauten Lysimeterbestände der „Britzer Großlysimeteranlage“ genutzt (MÜLLER 2005, MÜLLER und BOLTE 2009). Die Vielzahl der in den Be-

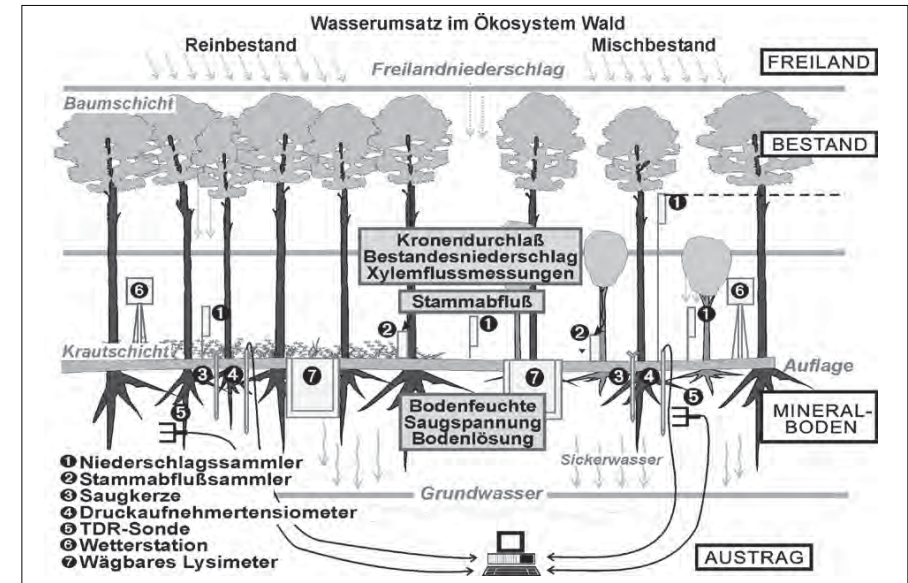


Abbildung 2: Instrumentierung der untersuchten Bestände zur Erfassung des Wasserflusses

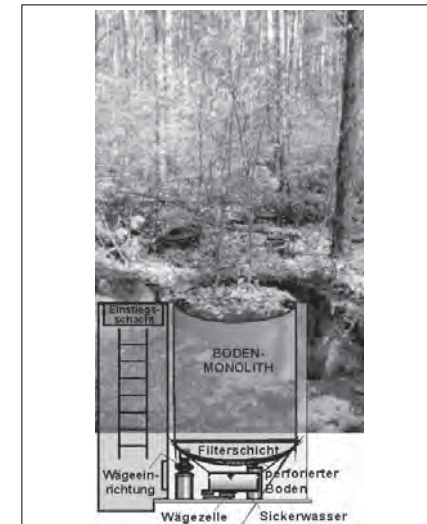


Abbildung 3: Wägbares Lysimeter mit ungestörtem Bodenmonolith und unterständigen Buchen in einem Kiefern-Buchen-Mischbestand

ständen gemessenen Parameter und die dabei verwendeten Geräte zeigt die *Abbildung 2*.

Besonders in den sich über Unterbau vollziehenden Umbaustadien weisen die Bestandesstrukturen zeitlich und räumlich eine hohe Variabilität auf. Diese ergibt sich aus der Dimension der Bäume des Ober- und Unterstandes sowie aus der Verteilung der Baumarten im Bestand. Die Auswahl der Untersuchungs- bzw. Messareale für die Struktur- und Prozesserhebungen (d.h. bodenhydrologische, wurzel- und bestandesstrukturelle Erhebungen) erfolgt unter strenger Beachtung des strukturellen Aufbaus der Mischbestände in den einzelnen Stadien. In Anlehnung an deutlich sichtbare Bestandesbilder wählten wir kleinräumige Teilareale aus, die sich in ihren Strukturmerkmalen unterscheiden:

- Bereiche mit gleichmäßiger Mischung von Kiefer und Buche
- Bereiche mit Dominanz der Kiefernüberschirmung
- Bereiche mit Dominanz der Buchenüberschirmung

Die *Abbildung 4* zeigt am Beispiel des ältesten untersuchten Mischbestandes die Verteilung der Strukturareale und die für die Instrumentierung mit Messgeräten ausgewählten Arealen. In diesen sich kleinräumig differenzierenden Flächen wurden die Wechselwirkungen zwischen der Struktur der Kronendächer, der Umverteilung der Niederschläge am Waldboden, dem Wasserfluss im Boden und dem Dickenzuwachs der Bäume untersucht. Zur Ermittlung des Einflusses der Kronendachstrukturen auf den Niederschlag am Waldboden und somit auf die Interzeption wurden über

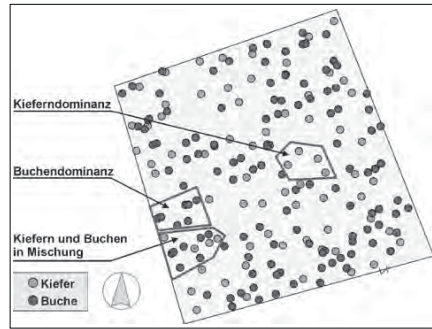


Abbildung 4: Strukturparameterkarte im Kiefern – Buchen-Mischbestand (Kiefer 114 und Buche 53 Jahre)

allen am Waldboden stehenden Niederschlagssammlern hemisphärische Kronenfotos mit der Fish-eye-Kamera gemacht. Die Fotos wurden sowohl in der Vegetationszeit bei voller Belaubung als auch in der Vegetationsruhe bei vollständiger Entlaubung durchgeführt. Die aufgenommenen Kronenfotos wurden mit Hilfe digitaler Bildverarbeitung ausgewertet. Als Strukturparameter wurde der Kronenschlussgrad bestimmt (MÜLLER 2003). Die Ermittlung des innerjährlichen Wachstumsgangs erfolgte mit Umfangmessbändern.

Ergebnisse

Hydroökologische Wirkungen im Prozess des Waldumbaus

Die Höhe der Interzeptionsverluste und somit der Niederschläge am Waldboden wird in den Waldbeständen durch einen Komplex von Faktoren bestimmt. Entscheidend sind die Witterung und permanente standörtliche (Höhenlage, Relief) sowie bestandesstrukturelle (Baumart, Bestandeshöhe, -schichtung, -dichte, Oberflächenrauigkeit usw.) Parameter. Die Interzeptionsverdunstung als Teil der Gesamtverdunstung beeinflusst im hohen Maße die Tiefensickerung unter Wäldern und somit direkt die wasserwirtschaftliche Leistung der Wälder. Für die hydroökologischen Wirkungen des den Waldboden erreichenden Niederschlages auf Durchwurzelung und Wachstum sind die Verteilungsmuster des Bestandesniederschlages von ausschlaggebender Bedeutung (MÜLLER 2002). Die Untersuchungen in den Versuchsflächen belegen, dass die Bestände bezüglich der Höhe der Bestandesniederschläge deutliche Unterschiede zeigen (Abbildung 5). Im Vergleich kommen im Buchen-Reinbestand bei einem Freilandniederschlag von 600 mm im Jahr 48 mm und im Kiefern-Buchen-Mischbestand (Kiefer 76 Jahre, Buche 33 Jahre) trotz zweier Baumsschichten noch 36 mm mehr Niederschlag am Waldboden an als im Kiefern-Reinbestand. Selbst im ältesten Kiefern-Buchen-Mischbestand (Kiefer 114 Jahre, Buche 73 Jahre) liegt der Bestandesniederschlag noch in gleicher Höhe wie im Kiefern-Reinbestand. Die Ursachen liegen u.

a. in der geringeren Interzeptionsverdunstung der Buche (winterkahl, glatte Rinde mit Stammabfluss) gegenüber der Kiefer (immergrün, raue Rinde, offene sperrige Krone). Die Kronenarchitektur der Kiefern- bzw. Buchen-Rein- und der Mischbestände beider Baumarten bestimmt in starkem Maße die Interzeptionsverdunstung der Baumschicht und die Niederschlagsverteilung am Waldboden. Die absolute Höhe der Interzeptionsverdunstung in den einzelnen Jahren wird durch Höhe und Intensität der Niederschläge modifiziert.

Bedeutsam für die Niederschlagsverteilung am Waldboden ist die Verteilung des Stammabflusswassers der Buchen im Bestand. So führt die Umverteilung des Niederschlages im Kronenraum der Buche mit dem Aufwachsen zur Zunahme des Stammabflusses. Für die Durchfeuchtung des Waldbodens ist die an Baumzahl sowie -durchmesser und damit an die Bestandesdichte gebundene Verteilung des Stammabflusswassers im Bestand bedeutsamer als die absolute Stammabflusshöhe. Die Erhöhung der Oberbodenfeuchte im Stammfußbereich ist wichtig im Hinblick auf die Aufklärung strukturbezogener Durchwurzelungsunterschiede und Bodenwasserentnahmen mit Auswirkungen auf den innerjährlichen Wachstumsgang von Buche und Kiefer besonders in Trockenperioden innerhalb der Hauptwachstumszeit. Die Niederschlagsverteilung hat direkten Einfluss auf den Wasserverbrauch der einzelnen Bestandesglieder.

Als Folge der Niederschlagsunterschiede am Waldboden kommt es in den strukturdifferenzierten Teilarealen der Mischbestände zur Differenzierung der Oberbodenfeuchte (15 cm Bodentiefe), wobei im Jahresverlauf die Zeiträume außer- und innerhalb der Vegetationsperiode getrennt betrachtet werden müssen (Abbildung 6). Außerhalb der Vegetationsperiode entscheiden bei gegebenen Niederschlagsverhältnissen die Kronendachstrukturen über die Verteilung der Niederschläge am Waldboden. So sind die Bodenfeuchtegehalte im buchendominierten Teilareal infolge geringerer Interzeptionsverluste und wirkenden Stammabflusswassers höher als im kieferndominierten Teilareal. Der im stammnahen Bereich der Buchen versickernde Stammabfluss wird zur Tiefensickerung. Innerhalb der Vegetationsperiode werden die Bodenfeuchtegehalte der strukturdifferenzierten Teilareale maßgeblich durch die Bodenwasserentnahme der Baumwurzeln variiert. Intensive Niederschlagsereignisse in Form von Sommergewittern führen im Bereich der Buchen- und Kiefern-Buchen-Mischungsareale zu einsetzenden Stammabflüssen an den Buchen und im weiteren Verlauf zur Erhöhung der Oberbodenfeuchte (MÜLLER et al. 2002).

Diese hydroökologischen Wirkungen finden ihr Resultat in den wachstumskundlichen Abläufen (BECK 2002, 2003). Die Abbildung 7 zeigt das Wachstumsverhalten von Kiefern bei geringer/fehlender und bei intensiver Buchen-Beimischung im ältesten Kiefern-Buchen-Mischbestand. Neben der sich deutlich abzeichnenden Wirkung jährlicher Witterungseinflüsse sind voneinander unterscheidbare Abschnitte im Wachstumstrend nachweisbar. Nachdem zunächst in beiden untersuchten Teilkollektiven die Kiefern ohne Buchenbeimischung und die Kiefern mit intensiver Buchenbeimischung gleiche Wachstumsraten erzielen, kommt es mit dem Aufwachsen des Buchen-Unterstandes zu einer Differenzierung im Wachstumsverhalten der Kie-

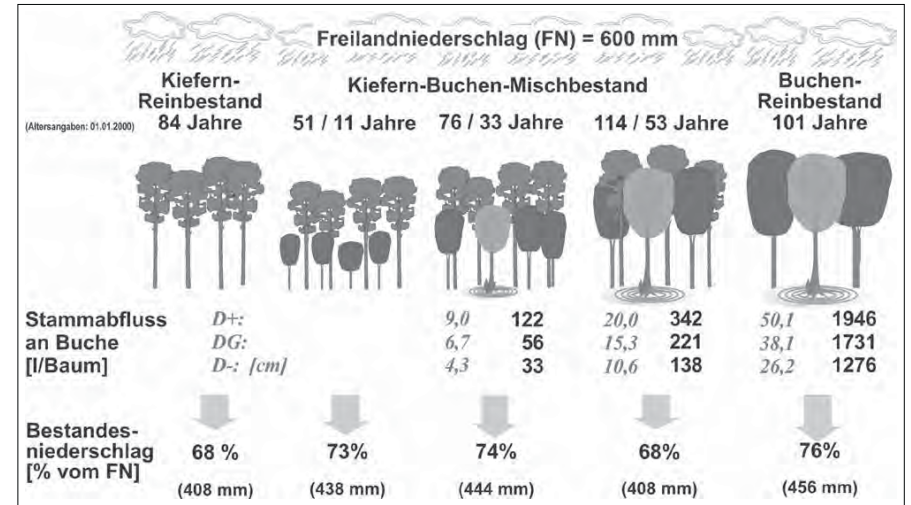


Abbildung 5: Differenzierung des Unterkronnenniederschlages und des Stammabflusses in Abhängigkeit von der Bestandesstruktur

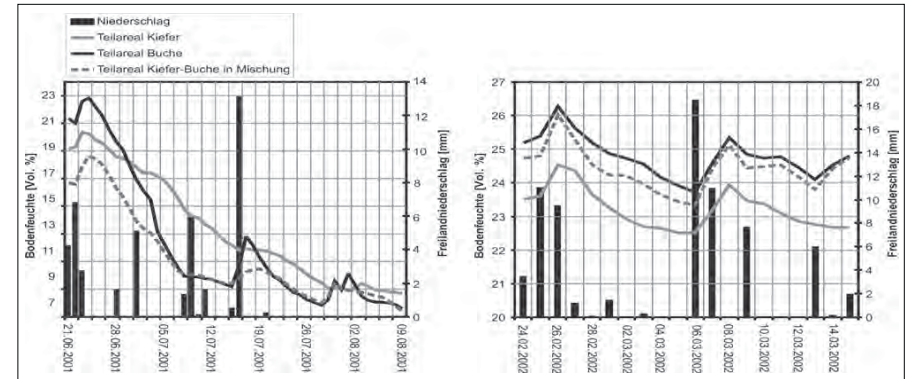


Abbildung 6: Differenzierung der Bodenfeuchte in 15 cm Bodentiefe in den Teilarealen eines Kiefern-Buchen-Mischbestandes (Kiefer 114, Buche 53 Jahre) außerhalb und innerhalb der Vegetationsperiode

fer. Die Kiefer mit Buchen- Beimischung weist bis 1976 (Kiefer 90 Jahre, Buche 49 Jahre) im Vergleich zur Kiefer ohne Buchenbeimischung deutlich geringere Wachstumsraten auf. Dies ist integrativer Ausdruck der strukturellen Veränderungen, die bei den Kiefern, die in direktem räumlichen Kontakt mit den aufwachsenden Buchen standen, insgesamt zunächst zu einer Verschlechterung der Wachstumsbedingungen führten (Konkurrenz). Mit dem durch das fortschreitende Aufwachsen des Buchen-Unterstandes entstehenden Stammabfluss kommt es zu den genannten

Vorteilswirkungen der Erhöhung der Oberbodenfeuchte. Die Wachstumsbedingungen der Kiefer mit intensivem Buchen-Kontakt verbessern sich zusehends, die jährlichen Wachstumsraten nähern sich den buchenfreien Kiefernarealen an, um sie in ihrer relativen Wuchspotenz schließlich zu überschreiten. Um die hydrologischen Bedingungen von sich entwickelnden Mischbeständen in der ersten Aufwuchsphase nach der Pflanzung zu untersuchen, wurden im Jahr 2000 vorhandene Kiefernbestände der Großlysimeteranlage Britz mit Buche unterbaut.

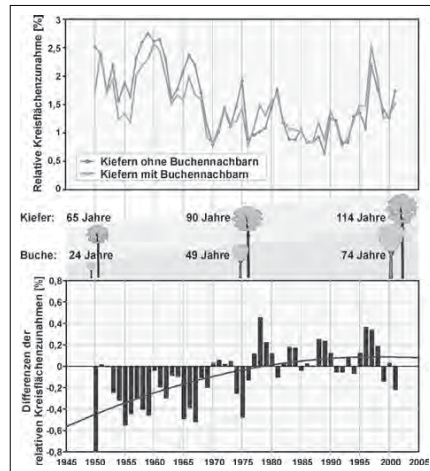


Abbildung 7: Wachstumsverhalten von Kiefer im Mischbestand aus Bereichen mit und ohne Buchenbeimischung

Die im Zuge des Buchenunterbaus aufgelockerte Kronendachstruktur der Kiefer hat im Vergleich zum geschlossenen Kiefern-Reinbestand aufgrund der geringen Bestandesdichte geringere Interzeptionsverluste und höhere Niederschläge am Waldboden. Auf den Versuchsflächen der „Britzer Großlysimeter“ beträgt die Stammzahl der Kiefer 1500 Stück pro Hektar und die Stammzahl der unterständigen Buchen liegt bei 8000 Stück pro Hektar. Diese aufwachsenden Buchen stellen mit ihren Blattmassen einen nicht zu vernachlässi-

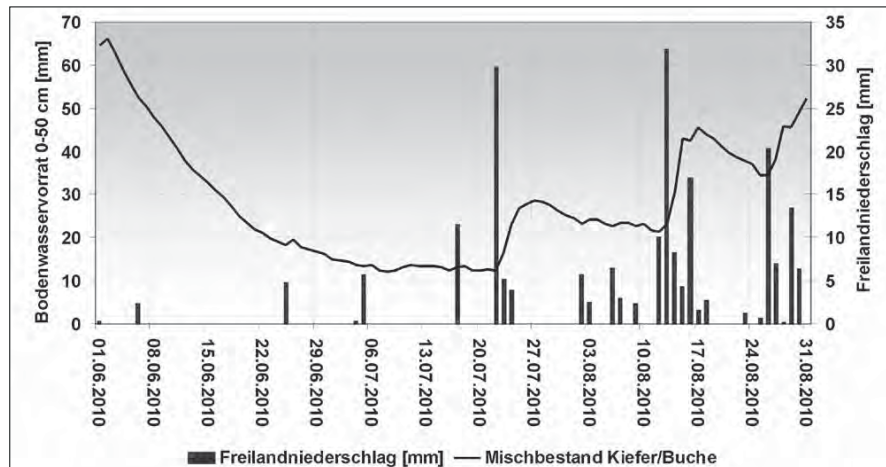


Abbildung 8: Verlauf der Bodenwassermengen in 0 bis 50 cm Bodentiefe im Kiefern-Buchen-Mischbestand

genen Wasserverbraucher dar. So verdunsteten die 10 Jahre alten unterständigen Buchen auf den Großlysimetern (100 m²) in den drei Sommermonaten (Juni, Juli und August) des Jahres 2010 ca. 12.000 Liter Wasser. Der Stammabfluss ist bei den Buchen mit dieser Stammdimension vernachlässigbar gering. Die langanhaltende Trockenperiode vom 01.06. bis 16.07.2010 mit insgesamt nur 18 mm Niederschlag führte zu einer intensiven Bodenwasseraussschöpfung, die sowohl bei den Kiefern im Oberstand als auch bei den unterständigen Buchen zur Zuwachsstagnation führte (Abbildung 8). Darüber hinaus vertrockneten etliche Buchen infolge Wassermangels.

Für die Begründung von Kiefern-Buchen-Mischbeständen stellt der gegebene Sandstandort bezüglich der nutzbaren Feldkapazität unter den Bedingungen zunehmender Sommer-trockenheit in Intensität und Dauer einen Grenzstandort dar.

Schlussfolgerungen

Erst durch die Berücksichtigung der Besonderheiten des strukturellen Aufbaus der Kiefern-Buchen-Mischbestände wird eine treffende Beurteilung der ökologischen Wirkungen des Unterbaus möglich. Im Ergebnis einer strukturellen Analyse der untersuchten Stadien wurde festgestellt, dass in Abhängigkeit von der Bestandesstruktur des Ober- und Unterstandes eine Niederschlagsumverteilung mit Auswirkungen auf die Anteile der einzelnen Verdunstungskomponenten an der Gesamtverdunstung eintritt, wodurch letztlich auch der Wasserverbrauch des Bestandes verändert wird. Durch die Verknüpfung der von der Bestandesstruktur abhängigen hydroökologischen und vegetations- und wachstumkundlichen Erhebungen konnte nachgewiesen werden, dass sich im Verlauf des Umbauprozesses neben dem Licht- und Strahlungshaushalt auch der Feuchtehaushalt in Bestand und

Boden mit Folgen für das Waldwachstum als resultierender Größe verändern.

Zu Beginn des Unterbaus führen die in den Trockenperioden innerhalb der Vegetationsperiode bestehenden Konkurrenzbeziehungen der beiden Baumschichten zu Wasserstress und Zuwachsreduktionen bei beiden Baumarten. Im Verlaufe des Umbauprozesses wirkt sich die zunehmende Dominanz der Buche positiv auf den Bestandeswasserhaushalt und das Feuchteregime in der Hauptwurzelzone aus. So führt der einsetzende Stammabfluss der Buchen im Winterhalbjahr zur zusätzlichen Tiefensickerung im Stammfußbereich. Im Sommerhalbjahr erhöht die an Baumzahl sowie –durchmesser gebundene Stammabflussmenge die Oberbodenfeuchte im Bestand. Dieser Effekt wirkt sich positiv auf das Wachstum beider Baumarten aus (MÜLLER et al. 2002).

Die in weiten Teilen des nordostdeutschen Tieflands geplante und praktizierte Umwandlung von umbauwürdigen Kiefernforsten in Kiefern-Buchen-Mischbestände führt durch Veränderung der Kronendachstrukturen im Zuge der Bestandesbehandlung langfristig zu einem positiven Effekt auf den Landschaftswasserhaushalt. Die Forstwirtschaft kann mit entsprechenden Waldumbaustrategien durch Eingriffe in das Bestandesdichteregime den Wasserfaktor bezüglich Waldwachstum gezielt beeinflussen und bis zu einem bestimmten Grad in seinen Auswirkungen steuern. So kann z.B. über die Stammzahlhaltung von Kiefer und Buche im Ober- und Unterstand und die Verteilung der Strukturareale der Kronendachstrukturen gezielt Einfluss auf die Höhe der Interzeptionsverluste genommen werden. Der Unterbau führt in der Vegetationsperiode zu intensiver Feuchteausschöpfung des durchwurzelten Bodenraums. Im Zuge der Bestandesbegründung sollte vor dem Hintergrund verstärkter Inanspruchnahme der begrenzten Bodenwasserressourcen durch den sich entwickelnden Unterstand eine zu hohe Stammzahlhaltung vermieden werden.

Literatur

- BECK, W., 2002: Wachstumsverhalten und Nettoprimärproduktion der Baumschicht. S. 42 ff. In: ANDERS, S. et al.: Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands. Oberwinter, Verlag Dr. Kessel: 283 S.
- BECK, W., 2002: Veränderung vegetations- und wachstumkundlicher Parameter im Prozess des Waldumbaus. S. 159 ff. In: ANDERS, S. et al.:

Untersuchungen zur Ökologie von Kiefern-Buchen-Mischbeständen im nordostdeutschen Tiefland und Ableitung von Empfehlungen zur Durchführung des Buchen-Unterbaus in Kiefern-Reinbeständen. Abschlussbericht des BMBF-Verbundprojektes „Ökologische Voraussetzungen und Wirkungen des Waldumbaus im nordostdeutschen Tiefland (Förderkennzeichen 0339731). Bundesforschungsanstalt Forst- u. Holzwirtschaft, Institut für Forstökologie und Walderfassung. 226 S.

- HOFMAN, G., 1995: Wald, Klima, Fremdstoffeintrag - ökologischer Wandel mit Konsequenzen für Waldbau und Naturschutz dargestellt am Gebiet der neuen Bundesländer Deutschlands. Angewandte Landschaftsökologie, 4, 165-189.
- MÜLLER, J. und M. SEYFARTH, 1999: Methode zur Ermittlung des Wasserverbrauchs unterschiedlicher Waldbodenvegetationsdecken mit Hilfe von wägbaren Lysimetern. In: Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft (BAL) 8. Gumpensteiner Lysimetertagung, 177-178.
- MÜLLER, J., 2001: Ermittlung von Kennwerten des Wasserhaushaltes in Kiefern- und Buchenbeständen des nordostdeutschen Tieflands. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie, 35, 1, 14-18.
- MÜLLER, J., 2002: Wirkungszusammenhänge zwischen Vegetationsstrukturen und hydrologischen Prozessen in Wäldern und Forsten. S. 93 ff. In: ANDERS, S. et al.: Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands. Oberwinter, Verlag Dr. Kessel, 283 S.
- MÜLLER, J., W. BECK, F. HORNSCHUCH und A. STEINER, 2002: Quantifizierung der ökologischen Wirkungen aufwachsender Kiefern-Buchen-Mischbestände im nordostdeutschen Tiefland. Beitr. f. Forstwirtschaft. Landschaftsökologie, 36, 3, 125-131.
- MÜLLER, J., 2003: Veränderung hydrologischer Parameter im Prozess des Waldumbaus. S. 42 ff. In: ANDERS, S. et al.: Untersuchungen zur Ökologie von Kiefern-Buchen-Mischbeständen im nordostdeutschen Tiefland und Ableitung von Empfehlungen zur Durchführung des Buchen-Unterbaus in Kiefern-Reinbeständen. Abschlussbericht des BMBF-Verbundprojektes „Ökologische Voraussetzungen und Wirkungen des Waldumbaus im nordostdeutschen Tiefland (Förderkennzeichen 0339731). Bundesforschungsanstalt Forst- u. Holzwirtschaft, Institut für Forstökologie und Walderfassung. 226 S.
- MÜLLER, J., 2005: 30 Jahre forsthydrologische Forschung auf der Großlysimeteranlage in Britz – Zielstellung und Ergebnisse. In: Bericht über die 11. Gumpensteiner Lysimetertagung, „Lysimetrie im Netzwerk der Dynamik von Ökosystemen“ am 5. und 6. April 2005, Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft, Irnding, Raumberg-Gumpenstein, 29-32.
- MÜLLER, J. und A. BOLTE, 2009: The use of lysimeters in forest hydrology research in north-east Germany. Landbauforschung, v.TI Agriculture and Forestry Research, Vol. 59 No. 1 03.2009, 1-10.

Lysimeter als Bestandteil eines technischen Versuchskonzeptes zur Simulation der Erderwärmung im Grünland

Markus Herndl^{1*}, Erich. M. Pötsch¹, Andreas Bohner¹ und Matthias Kandolf¹

Zusammenfassung

Die Vermeidung von Klimawandel bzw. die Anpassung an Erderwärmung sind heute nicht mehr nur Schlagworte, sondern beeinflussen neben der nationalen auch die internationale Politik und Wirtschaft. In Österreich gibt es zahlreiche Forschungsvorhaben und Programme die auf eine nationale Klimaanpassungsstrategie hin zielen. In der Landwirtschaft und hier vor allem in der Grünlandwirtschaft zeigte das Jahr 2003 (mit dessen Trockenheit), wie sensitiv dieses System auf Temperaturanstieg bzw. Niederschlagsänderung reagiert. Um die weiteren Auswirkungen von Erderwärmung auf Grünland heute schon möglichst real abschätzen zu können, sind Versuchskonzepte erforderlich, die eine Simulation der zentralen Faktoren der Erderwärmung ermöglichen. Am LFZ Raumberg-Gumpenstein wurde im Jahr 2010 ein technisches Versuchskonzept („Lysi-T-FACE“) erstellt, das eine Erwärmung mittels Infrarot-Heizungssystem, eine Erhöhung der CO₂-Konzentration der Luft mittels miniFACE-System und zugleich die Messung der Auswirkungen dieser beiden Faktoren im Boden mittels eines Lysimeter-Systems ermöglicht. Dazu wurde in einem Feldversuch ein Versuchsaufbau installiert, der zwei gesteigerte Temperatur- bzw. zwei CO₂-Konzentrations-szenarien unter Freilandbedingungen auf 24 Wirtschaftsgrünlandparzellen bietet. Eine Faktorkombination wird dabei auf sechs Lysimetern untersucht, um spezifische Informationen über Wasser- und Nährstoffkreisläufe unter den zu erwarteten künftigen Klimabedingungen zu bekommen. Dieses technische Versuchskonzept soll eine umfassende Bewertung der Folgen der Erderwärmung erlauben und zukünftig interdisziplinäre Projekte im Bereich Klimafolgenforschung ermöglichen. Schlussendlich sollen die erzielten Resultate dazu dienen, konkrete Anpassungsstrategien für die Grünlandbewirtschaftung unter zukünftigen Klimabedingungen zu entwickeln.

Schlagwörter: Erderwärmung, Klimafolgenforschung, miniFACE, T-FACE, Feldlysimeter

Summary

The avoidance of climate change and accordingly the adjustment at global warming are today no longer only key words, but affect beside national also international policy and economy. In Austria numerous research projects and programs focus on a national climatic adjustment strategy. In agriculture and particularly in grassland management the year 2003 (with its dryness) showed, how sensitive this system reacts to temperature rise and accordingly to change of precipitation. In order to be able to measure further effects of global warming on grassland, an experimental concept is necessary that makes simulation of factors for global warming possible. At AREC Raumberg-Gumpenstein in 2010 a technical experimental concept („Lysi-T-FACE“) was developed, that enables i) heating up by means of an infrared heating system ii) enhancing the CO₂ content of the air by means of a miniFACE system and iii) measuring the effects of the two factors in the soil by means of lysimeters. For that purpose, an experimental setup was established in a field experiment, which provides two increased temperature and accordingly two CO₂ concentration scenarios under open-field conditions at 24 grassland plots. One factor combination thereby will be examined on six lysimeters to get information about water and nutrient fluxes under expected future conditions. This technical experimental concept permits a comprehensive evaluation of consequences to global warming and will allow future interdisciplinary projects within the range of climatic consequences research. Finally, the obtained results should help to develop adjustment strategies for grassland management under future climatic conditions.

Keywords: global warming, climate impact study, miniFACE, T-FACE, field lysimeter

Einleitung

Erderwärmung wird als beobachteter Anstieg der Durchschnittstemperatur der erdnahen Atmosphäre und der Meere, sowie deren künftig erwarteter Anstieg bezeichnet und scheint eines der wichtigsten Themen des 21. Jahrhunderts zu werden. Die durchschnittliche globale Oberflächentem-

peratur hat sich im letzten Jahrhundert um ca. 1° C erhöht (IPCC 2007). Die atmosphärische CO₂-Konzentration hat sich im etwa gleichen Zeitraum von 280 µmol mol⁻¹ (aus präindustrieller Zeit) auf derzeit ca. 380 µmol mol⁻¹ erhöht und könnte je nach Prognosemodell bis zum Ende des 21. Jahrhunderts 730 bis 1020 µmol mol⁻¹ erreichen, was zu einem Temperaturanstieg von 1,1 bis zu 6,4° C führen

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

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

könnte (SOLOMON 2007, IPCC 2007). Untersuchungen von CASTY et al. (2005) zeigen für den alpinen Raum im letzten Jahrzehnt eine überdurchschnittliche Erwärmung und bestätigen im Allgemeinen die Sensitivität dieses Raumes auf klimatische Änderungen. Die Empfindlichkeit von Grünland auf Temperatur- und Niederschlagsänderungen hat in Österreich vor allem das Jahr 2003 gezeigt. In einigen Regionen kam es zu schweren Schäden und zeitweiligem Futtermangel, in anderen Gebieten (v.a. im inneralpinen Bereich) konnten hingegen Höchstertage erzielt werden.

Wissenschaftlich werden die Auswirkungen von Temperatur- und CO₂-Anstieg auf Boden und vor allem auf Pflanzen schon seit den 60er Jahren untersucht. Diese Experimente wurden meist unter künstlichen Bedingungen in Klimakammern und Gewächshäusern betrieben was einige Nachteile wie veränderte Luftzirkulation, Beschattung etc. mit sich bringt (z.B. KIMBALL et al. 1997). Um den CO₂-Effekt unter Freilandbedingungen testen zu können, haben sich in den letzten Jahren zwei Methoden durchgesetzt: „Open-top chambers“ (OTC) und „Free-Air Carbon Dioxide Enrichment“ (FACE) wobei FACE in nahezu allen Kulturarten über den Globus hinweg eingesetzt wurde und wird (<http://public.ornl.gov/face>). Um den Einfluss von Temperaturerhöhung im Feld simulieren zu können, gibt es auch einige Ansätze wie z.B. Bodenerwärmung mit Heizschlangen oder Erwärmung über Abdeckung (BEIER et al. 2004, INESON et al. 1998). Der erfolgversprechendste Ansatz um Faktoren der Erderwärmung in Feldversuchen simulieren zu können, ist die Erwärmung der Vegetation mit Infrarotheizung in Kombination mit einer FACE-Begasungsanlage – T-FACE (PARTON et al. 2007).

Zur Beschreibung und Untersuchung von Wasser- bzw. Nährstoffkreisläufen im Boden haben sich Lysimeter als

geeignete Messtechnik erwiesen. Im Projekt „TERENO“ (www.tereno.net) wird eine Lysimeter-Systemlösung zum Studium des Langzeiteinflusses des globalen Klimawandels von Ökosystemen sowie zur Analyse von Interaktionen und Reaktionen zwischen Boden, Vegetation und Atmosphäre verwendet. Dabei werden Bodenmonolithe aus höher liegenden Standorten in tiefer liegende Standorte versetzt, um so den natürlichen Temperatur-/Niederschlagsgradienten zur Simulation der zu erwartenden Klimaänderung auszunutzen.

Unter Berücksichtigung der zahlreichen Methoden zur Simulation von Faktoren des Klimawandels bzw. zur Messung deren Auswirkungen sowie der Voraussetzungen, diese Technik im Grünland einsetzen zu können, wurde ein technisches Versuchskonzept entwickelt, das im folgenden Beitrag beschrieben und erklärt wird. Mit Hilfe dieses Konzeptes soll es möglich sein, Fragen zu Anpassungsstrategien an die Erderwärmung im Grünland unter möglichst realen Bedingungen im Feldversuch zu beantworten.

Versuchskonzept zur Simulation der Erderwärmung im Grünland

Lysi-T-FACE

Im Versuchskonzept „Lysi-T-FACE“ werden drei technische Konzepte kombiniert um eine umfassende Bewertung des Einflusses der Faktoren der Erderwärmung auf Grünland unter Freilandbedingungen zu bekommen: (i) Infrarot-Heizungssystem zur Simulation von Erwärmung, (ii) miniFACE-System zur Simulation des Anstiegs der CO₂-Konzentration der Luft und (iii) eine Lysimeter-Systemlösung, um Wasser- und Nährstoffkreisläufe unter

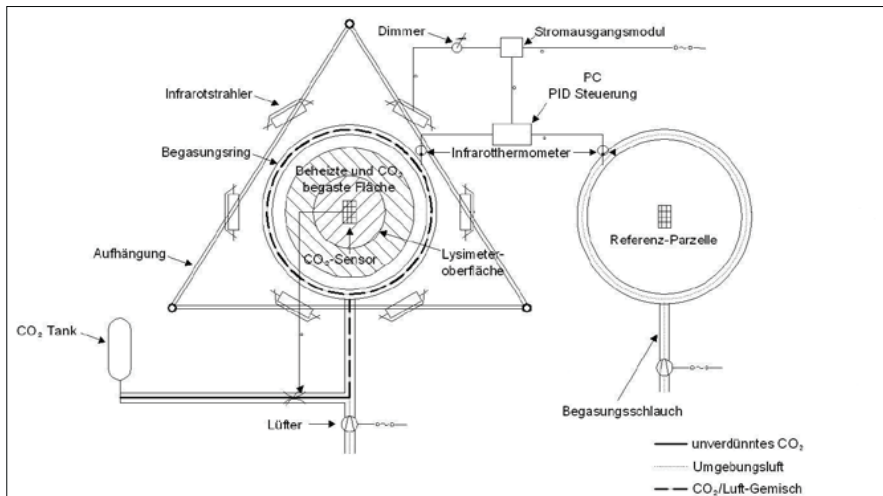
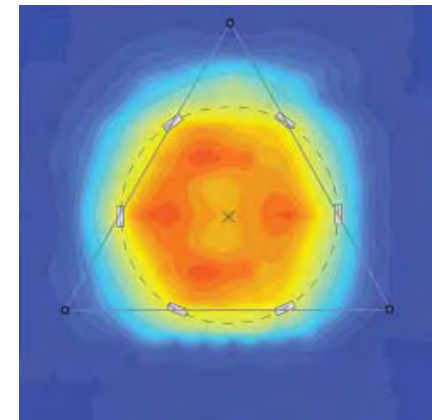


Abbildung 1: Schematische Darstellung des technischen Versuchskonzeptes „Lysi-T-FACE“ (aus HERNDL et al. 2010)



den simulierten Bedingungen messtechnisch beschreiben zu können (Abbildung 1).

Infrarot-Heizungssystem

Wie bereits erwähnt, gibt es einige Ansätze um Temperaturanstieg und dessen Folgen auf die Vegetation zu simulieren. Die Erwärmung des Pflanzenbestandes mit Infrarotstrahlern, die über dem Bestand montiert sind hat dabei einige Vorteile wie z.B. dass der Heizeffekt mittels Infrarotstrahlung annähernd gleich der solaren Strahlung verläuft oder auch die in Feldversuchen nachgewiesene Energieeffizienz (KIMBALL et al. 2008). Die hexagonale Anordnung der Infrarotstrahler in einem definierten Winkel über und seitlich des zu erwärmenden Pflanzenbestandes hat sich dabei als effizient herausgestellt. Die Befestigung auf einem höhenverstellbaren Gestell gewährleistet zusätzlich, dass die zu erwärmende Fläche wuchshöhenabhängig gleichmäßig bestrahlt werden kann (Abbildung 2a).

Im Versuchskonzept „Lysi-T-FACE“ soll neben der Auswirkung der Erwärmung auf den Pflanzenbestand auch der Einfluss der Erwärmung auf die Verlängerung der Vegetationsdauer ermittelt werden. Dazu muss das Infrarot-Heizungssystem das ganze Jahr in Betrieb sein und daher die Strahler auch dementsprechend witterungsunempfindlich ausgeführt sein (Abbildung 2b). Bei den Infrarotstrahlern handelt es sich um Keramikstrahler (Mor Electric Heating



Abbildung 2b: Anordnung der Infrarotstrahler auf einem höhenverstellbaren Alugestänge im Versuchsgelände des technischen Versuchskonzeptes „Lysi-T-FACE“

Association) die vergleichsweise wenig Licht emittieren. Die Regelung erfolgt über Dimmer, die von der Steuerungssoftware LABVIEW (National Instruments) gesteuert werden. Dabei wird die Oberflächentemperatur einer Vergleichsfläche mittels Infrarotthermometer gemessen und die angestrebte Erwärmung für die Versuchsfläche dazu addiert und nachgeregelt.

miniFACE-System

Um Pflanzen mit gesteigerter CO₂-Konzentration der Luft unter Freilandbedingungen zu begasen, haben sich in den letzten 20 Jahren FACE-Anlagen bewährt. Um den CO₂-Verbrauch bzw. den Flächenbedarf relativ gering zu halten, wird auf so genannte miniFACE-Systeme, die relativ geringe Begasungsflächen (von wenigen Quadratmetern) begasen, zurück gegriffen. Das miniFACE-System, das im technischen Versuchskonzept „Lysi-T-FACE“ verwendet wird, ist ähnlich jener Anlage, die seit 1998 im Helmholtzzentrum München auf Grünland erfolgreich betrieben wird (WINKLER und HERBST 2004). Es besitzt Belüftungsringe, die jeweils eine Fläche von 3 m² umfassen und aus einem perforierten Kunststoffrohr bestehen. In den unbegasteten Varianten wird durch einen Ring Umgebungsluft geblasen, in der begasteten Variante wird die umschlossene Fläche einer erhöhten CO₂-Konzentration ausgesetzt, indem die Luft unmittelbar vor dem Ring mit CO₂ angereichert wird. Die Regelung der CO₂-Zudosierung erfolgt auf Basis von Sensormessungen im Zentrum des Ringes und wird über Proportionalventile von der Steuerungssoftware LABVIEW (National Instruments) gesteuert.

Lysimeter-System

Um Wasser- und Stoffflüsse im System Atmosphäre-Pflanze-Boden untersuchen zu können, gelten Lysimeter bzw. Lysimeter-Systemlösungen mit dementsprechender Sensorausstattung als vielfach erprobtes und gängiges technisches Hilfsmittel. Neuerungen wie aufgehängte Wägezellen, Gehäuse zur feldidentischen Temperaturdynamik sowie die Verwendung eines Saugkerzenrechs (VON UNOLD

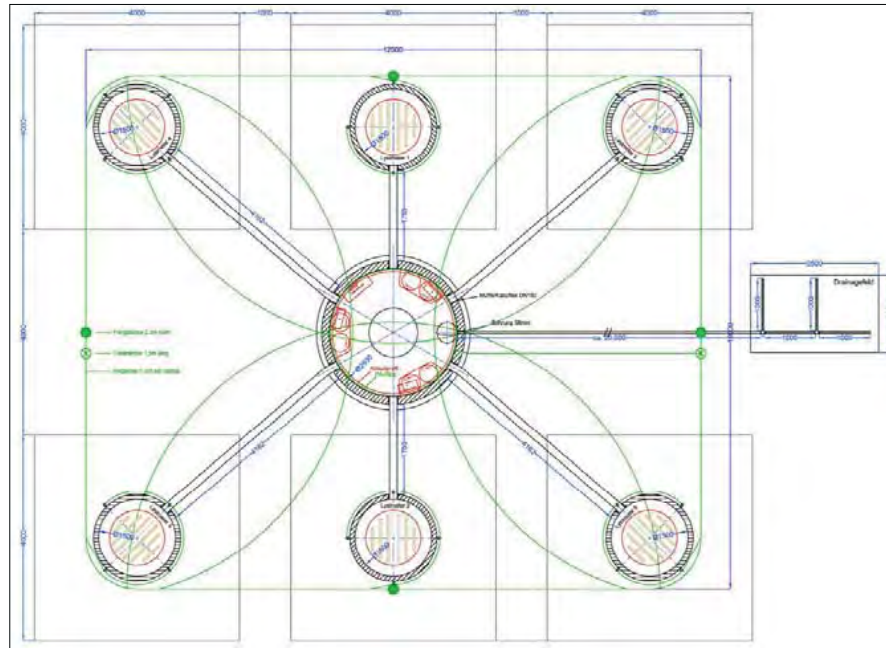


Abbildung 3: Schematische Ansicht des Lysimeter-Systems des technischen Versuchskonzeptes „Lysi-T-FACE“

2008), tragen zu immer genaueren Messwerten sowie zum Einsatz für immer vernetztere wissenschaftliche Fragestellungen bei. Das Lysimeter-System im technischen Versuchskonzept „Lysi-T-FACE“ ergibt ein Lysimeterhexagon, das linear angeordnet ist und aus sechs Bodenmonolithen mit je 1 m² Oberfläche und 1,5 m Tiefe besteht (Abbildung 3). Die Sensorausstattung der wägbaren Lysimeter ist auf die Tiefen 10, 30 und 50 cm konzentriert und umfasst TDR-Trime Sonden pico32 (IMKO GmbH) zur Bodenfeuchtebestimmung sowie mit Temperaturerfassung kombinierte Tensiometer T8-30 (UMS GmbH) zur Bestimmung des Matrixpotentials. Die Sickerwassererfassung erfolgt über einen 50 Liter-Tank und eine Waage, die grammgenuu den Sickerwasseraustrag erfassen kann. Der Einsatz einer bidirektionalen Pumpe sowie eines Saugkerzenrechenes an der Unterseite des Lysimeters und Tensiometer im Freiland in gleicher Tiefe, ermöglichen die automatische Nachführung der unteren Randbedingung bei feldidentischen Bedingungen (VON UNOLD 2008, STEINS 2008, Abbildung 4).

Feldversuch

Versuchsstandort

Das technische Versuchskonzept ist in einer ersten Phase im Jahr 2010 am Lehr- und Forschungszentrum Raumberg-Gumpenstein, Irnding, Österreich entwickelt worden. In der

zweiten Phase (2011-2017) sollen umfassende Feldversuche zu Fragestellungen hinsichtlich der Auswirkungen von Erderwärmung auf Grünland durchgeführt werden.

Versuchsdesign

Im Feldversuch soll ein Wirtschaftsgrünlandpflanzenbestand (Dauerwiese B; Tabelle 1) einer Faktorkombination von zwei erhöhten Temperaturstufen und zwei gesteigerten CO₂-Konzentrationen der Luft ausgesetzt werden. Im Versuchsfeld werden dabei die Hauptfaktoren in einem 3x3 Faktordesign auf 24 Grünlandparzellen aufgeteilt, wobei eine Faktorkombination auf dem Lysimeterhexagon vertreten ist (Abbildung 5). Die Bodenmonolithen wurden nahe der Versuchsfläche entnommen und sind damit mit der sehr homogenen restlichen Versuchsfläche vergleichbar. Der Bodentyp im Versuchsfeld ist eine Braunerde mit einem A-Horizont von 0-30 cm, einem B-Horizont bis ca. 100 cm und einem C-Horizont >100 cm. Die vorherrschende Bodenart ist über alle Horizonte lehmiger Sand mit einem pH-Wert von durchschnittlich 5,7. Die Nährstoffversorgung liegt bei allen Makronährstoffen im Bereich der Versorgungsstufe C (= ausreichend).

Versuchsfragestellungen

Mit dem entwickelten technischen Versuchskonzept zur Simulation der Faktoren der Erderwärmung bzw. der Mes-

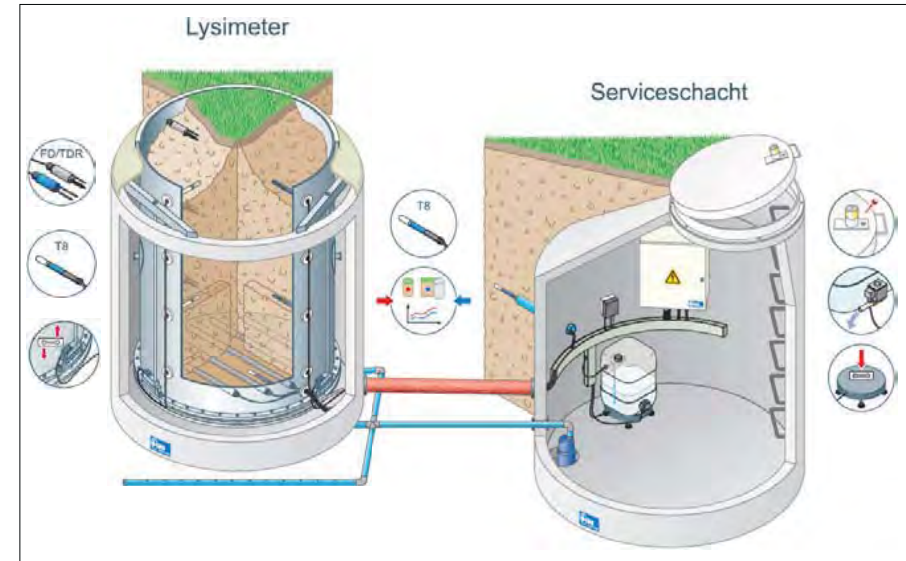


Abbildung 4: Sensorausstattung bzw. Schnitt durch den Lysimeter und den Serviceschacht des technischen Versuchskonzeptes „Lysi-T-FACE“

Tabelle 1: Arten und Sorten und dessen Anteil in der Dauerwiesenmischung B

| Art | Sorte | Anteil in der Mischung [%] |
|------------------------------|-----------------|----------------------------|
| <i>Alopecurus pratensis</i> | Gufi | 5,3 |
| <i>Arrhenatherum elatius</i> | Arone | 18,5 |
| <i>Dactylis glomerata</i> | Tandem | 5 |
| <i>Festuca rubra</i> | Condor | 5,3 |
| <i>Festuca pratensis</i> | Cosmolit | 16 |
| <i>Lolium perenne</i> | Guru | 4,5 |
| <i>Phleum pratense</i> | Tiller | 7,1 |
| <i>Poa pratensis</i> | Balin/Limagie | 10,7/10,7 |
| <i>Trisetum flavescens</i> | Gunther | 3,6 |
| <i>Trifolium repens</i> | SW Hebe | 5,8 |
| <i>Lotus corniculatus</i> | Oberhaunstädter | 7,5 |

sung der Auswirkungen sollen im Wesentlichen folgende Versuchsfragestellungen im Feldversuch beantwortet werden:

Pflanzenwachstum/Bestandeszusammensetzung

- Gesteigerter/Verringerter Biomassezuwachs/Ertrag
- Veränderung der Bestandeszusammensetzung
- Erhöhung/Verringerung des Anteils von Unkräutern

Futterqualität

- Reduktion/Erhöhung des Proteingehalts, Verdaulichkeit und Energiekonzentration
- Veränderung der Bestandeszusammensetzung und dessen Einfluss auf die Futterqualität

Bodennährstoffe

- langfristige Abnahme/Zunahme von löslichen Formen von Bodennährstoffen v.a. von Stickstoff und Phosphor
- Veränderungen im Wasser-, Kohlenstoff- und Stickstoffkreislauf

Bewirtschaftung

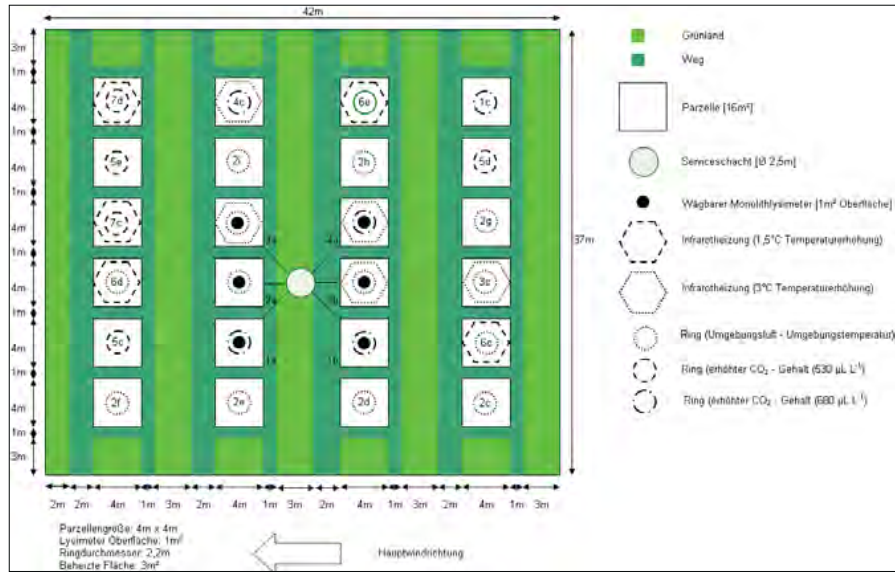
- Anpassung von Bewirtschaftungsmaßnahmen (Besatzdichte/GVE Bestand, Zuchtmaterial, Grünlandsorten, Düngung, Grünlanderneuerung etc.)

Danksagung

Die technische Anlage wurde mit Mitteln der HBLFA Raumberg-Gumpenstein bzw. des BMLFUW finanziert. Weiters danken wir der Firma UMS GmbH, München für die Errichtung der Lysimeterstation sowie bei der Mithilfe der Einrichtung der Infrarot- und Begasungsanlage.

Literatur

- BEIER, C., B. EMMETT, P. GUNDERSEN, A. TIETEMA, J. PEÑUELAS, M. ESTIARTE, C. GORDON, A. GORISSEN, L. LLORENS, F. RODA and D. WILLIAMS, 2004: Novel approaches to study climate change effects on terrestrial ecosystems in the field: Drought and passive nighttime warming. *Ecosystems*, 7, 583-597.
- CASTY, C., H. WANNER, J. LUTERBACHER, J. ESPER and R. BOEHM, 2005: Temperature and precipitation variability in the European Alps since 1500. *International Journal of Climatology*, 25, 1855-1880.
- HERNDL, M., E. PÖTSCH, J.W. WHITE, B. KIMBALL, H.P. PIEPHO, M. KANDOLF, A. BOHNER, A. SCHAUMBERGER, R. RESCH,



| Nummer | Behandlung | Wiederholung | Beschreibung |
|--------|--|--------------|--------------|
| 1 | erhöhter CO ₂ - Gehalt (680 µL L ⁻¹ CO ₂) x Umgebungstemperatur | a | Lysimeter |
| 2 | Umgebungsluft x Umgebungstemperatur | b | Lysimeter |
| 3 | 3°C Temperaturerhöhung x Umgebungsluft | c | Feldparzelle |
| 4 | erhöhter CO ₂ - Gehalt (680 µL L ⁻¹ CO ₂) x 3°C Temperaturerhöhung | d | Feldparzelle |
| 5 | erhöhter CO ₂ - Gehalt (530 µL L ⁻¹ CO ₂) x Umgebungstemperatur | e | Feldparzelle |
| 6 | 1,5°C Temperaturerhöhung x Umgebungsluft | f | Feldparzelle |
| 7 | erhöhter CO ₂ - Gehalt (530 µL L ⁻¹ CO ₂) x 1,5°C Temperaturerhöhung | g | Feldparzelle |
| | | h | Feldparzelle |
| | | i | Feldparzelle |

Abbildung 5: Feldversuchsplan mit den unterschiedlichen Varianten des technischen Versuchskonzeptes „Lysi-T-FACE“

W. GRAISS, B. KRAUTZER und K. BUCHGRABER, 2010: "Lysi-T-FACE" - ein technisches Versuchskonzept zur Simulation der Erderwärmung im Grünland. Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, Band 22, 73-74.

INSON, P., K. TAYLOR, A.F. HARRISON, J. POSKITT, D.G. BENHAM, E. TIPPING and C. WOOF, 1998: Effects of climate change on nitrogen dynamics in upland soils. 2. A warming study. Global Change Biology, 4, 153-161.

IPCC, 2007: Klimaänderung 2007: Zusammenfassung für politische Entscheidungsträger, IPCC, Bern/Wien/Berlin, 89 S.

KIMBALL, B.A., J. PINTER, G.W. WALL, R.L. GARCIA, R.L. LAMORTE, P.M.C. JAK, K.F.A. FRUMAU and H.F. VUGTS, 1997: Comparisons of responses of vegetation to elevated carbon dioxide in free-air and open-top chamber facilities. p. 113-130. In: Allen, L.H. Jr., M.B. Kirkham, et al. (eds.): Advances in carbon dioxide effects research. ASA Spec. Publ. 61. ASA, CSSA, SSSA, Madison, WI.

KIMBALL, B.A., M.M. CONLEY, S. WANG, X. LIN, C. LUO, J. MORGAN and D. SMITH, 2008: Infrared heater arrays for warming ecosystem field plots. Global Change Biology, 14, 309-320.

PARTON, W.J., J.A. MORGAN, W. GUIMING and S.J. DEL GROSSO, 2007: Projected Ecosystem Impact of the Prairie Heating and CO₂ Enrichment Experiment. New Phytologist, 174, 823-834.

SOLOMON, S., 2007: Technical summary. In Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Annual Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (eds. S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor & H.L. Miller), p. 996. Cambridge University Press, Cambridge, UK/New York, NY, USA.

STEINS, A., 2008: Lysimeter – ein Werkzeug zur genauen Erfassung von Wasser- und Stoffkreislaufparametern/2. Anforderungen an die Messtechnik zur Umsetzung moderner Datengewinnungskonzepte. – In: Fank, J. & Ch. Lanthaler (Hrsg., 2008): Diffuse Einträge in das Grundwasser: Monitoring – Modellierung – Management. Landwirtschaft

und Wasserwirtschaft im Fokus zu erwartender Herausforderungen. – Beiträge z. Hydrogeologie, 56, Graz.

VON UNOLD, G., 2008: Lysimeter – ein Werkzeug zur genauen Erfassung von Wasser- und Stoffkreislaufparametern/ 1. Modulare Konzepte der Lysimeterertechnologie für differenzierte Anwendungsbereiche und deren Einordnung in die Skalenproblematik. – In: Fank, J. & Ch. Lanthaler

(Hrsg., 2008): Diffuse Einträge in das Grundwasser: Monitoring – Modellierung – Management. Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Fokus zu erwartender Herausforderungen. – Beiträge z. Hydrogeologie, 56, Graz.

WINKLER, J.B. and M. HERBST, 2004: Do plants of a semi-natural grassland community benefit from long-term CO₂ enrichment? Basic and Applied Ecology, 5 (2), 131-143.

Optimierung der Landnutzungsinformation als Input-Parameter für die Bodenwasserhaushalts- und Stofftransportmodellierung

Gernot Klammmler¹*, Johannes C. Draxler¹, Johann Fankl¹, Hans Kupfersberger¹ und Gerhard Rock¹

Zusammenfassung

Simulationsmodelle für die ungesättigte Bodenzone sind kosten- und zeiteffiziente Werkzeuge, den Wasser- und Stofftransport in das Grundwasser zu berechnen. Je genauer die Input-Parameter zu Boden, Klima und Landnutzung für die Modellierung verfügbar sind, desto besser kann die Realität nachgebildet werden. Es wurde daher in einer Sensitivitätsanalyse mit dem Bodenwasserhaushalts- und Stofftransportmodell SIMWASER/STOTRASIM untersucht, wie groß der Einfluss der **Landnutzung** auf das Modellergebnis ist, wenn man die gleichen Landnutzungs-Basisdaten (statistische Kulturenverteilung) mit vier verschiedenen Methoden in der Modellierung berücksichtigt:

- **Modellfruchtfolge:** eine einzige modellhafte Abfolge von Kulturen wird verwendet (d. h. es wird nur eine Kultur pro Jahr berücksichtigt)
- **Fruchtfolge-Rotation:** es werden mehrere verschiedene Kulturen in einem Jahr berücksichtigt
- **Fruchtfolge-Mixer:** es werden mehrere verschiedene *Fruchtfolge-Rotationen* berücksichtigt
- **StotraPGen:** ist ein Software-Tool, das eine automatisierte Anwendung von *Fruchtfolge-Rotation* und *Fruchtfolge-Mixer* für SIMWASER/STOTRASIM ermöglicht

Die Ergebnisse zeigen, dass für eine Modellierung der mittleren Jahressummen von Grundwasserneubildung und Stickstoffaustrag über einen großen Zeitraum die Verwendung einer *Modellfruchtfolge* ausreichend ist. Für eine Betrachtung der Ergebnisse auf kleineren Zeitskalen hingegen bringt die *Modellfruchtfolge* große Unsicherheiten mit sich. Auf Einzeljahresbasis betragen die größten Spannweiten zwischen der Methode *Modellfruchtfolge* und *StotraPGen* 26 mm/a (oder 11 % der mittleren Jahressumme) für die Grundwasserneubildung und 19 kg/ha/a (oder 63 % der mittleren Jahressumme) für den Stickstoffaustrag. Die Spannweiten der Ergebnisse für einen dreimonatigen Zeitraum im Jahr 1999 sind 48 mm bei der Grundwasserneubildung bzw. 14 kg/ha für den Stickstoffaustrag. Ergebnisse auf Tagesbasis, wie sie z. B. für die Definition der oberen Randbedingung eines instationären Grundwasserströmungs- und Transportmodells benötigt werden, weisen Unterschiede bei der Grundwasserneubildung von bis zu 7,7 mm/d

und 1,13 kg/ha/d für den Stickstoffaustrag auf. Diese Abweichungen entsprechen der 11-fachen mittleren Tagessumme der Grundwasserneubildung bzw. der 14-fachen mittleren Tagessumme des Stickstoffaustrags. Für die regionale Modellierung von Bodenwasserhaushalt und Stickstofftransport in der ungesättigten Bodenzone auf Einzeljahres-, Monats- oder Tagesbasis ist daher die Verwendung von *StotraPGen* zu empfehlen.

Schlagwörter: ungesättigte Zone, Grundwasserneubildung, Nitrataustrag, Stickstoff, Landnutzung

Abstract

Soil water and solute transport models for the vadose zone are cost and time-effective tools for determining groundwater recharge and nitrogen leaching. The better input parameters (e. g., soil data, climate data and land-use data) are available, the better reality can be simulated. For this reason, a sensitivity analysis using the soil water and solute transport model SIMWASER/STOTRASIM is done and the influence of land-use on modeling results is researched. Therefore, following four methods, each of them is based on the same land-use dataset, are compared:

- *Exemplary crop rotation:* only one single sequence of crops is used (i. e., only one crop is cultivated in one year)
- *Variations of crop rotations:* several different crops are considered in one year
- *Mix of crop rotation variations:* several different variations of crop rotations are considered
- *StotraPGen:* a software-tool, which includes the methods variations of crop rotations and mix of crop rotations variations for an automated use

Results show, that for modeling long-term mean annual sums of groundwater recharge and nitrogen leaching the method using an *exemplary crop rotation* is sufficient. But for smaller time steps this method entails uncertainties. Between the methods *exemplary crop rotation* and *StotraPGen*, total annual groundwater recharge and nitrogen leaching for single years range around 26 mm/a (or 11 % of mean annual sum of 245 mm) and 19 kg/ha/a (or 63 % of mean annual sum of 29 kg/ha), respectively. For a period of three months, there are also significant

¹ Joanneum Research Graz, Resources - Institut für Wasser, Energie und Nachhaltigkeit, Wasser Ressourcen Management, Elisabethstraße 16/II, A-8010 GRAZ

* Ansprechpartner: Mag. Gernot Klammmler, gernot.klammmler@joanneum.at

ranges: 48 mm for groundwater recharge and 14 kg/ha for nitrogen leaching. Results on daily basis, as it is necessary to define the upper boundary of groundwater flow and transport models, range up to 7.7 mm/d for groundwater recharge and 1.13 kg/ha/d for nitrogen leaching between the exemplary crop rotation and *StotraPGen*. This range is about 11 times higher than the mean daily sum of groundwater recharge and about 14 times higher than the mean daily sum of nitrogen leaching. Thus, for the simulation of groundwater recharge and nitrogen leaching on yearly, monthly and daily basis the application of *StotraPGen* is recommended.

Keywords: vadose/unsaturated zone, groundwater recharge, nitrate/nitrogen leaching, land-use, modeling

Einleitung

Qualität und Quantität von Grundwasser werden von verschiedenen Faktoren beeinflusst. Vor allem die Anwendung von stickstoffhaltigen Düngemitteln auf landwirtschaftlich genutzten Ackerflächen führt oft zu einer Beeinträchtigung des Grundwassers durch Nitrat. Bodenwasserhaushalts- (z. B. SIMWASER, STENITZER 1988) und Stofftransportmodelle (z. B. STOTRASIM, FEICHTINGER 1998) für die ungesättigte Zone bieten eine gute Möglichkeit, den Einfluss der Landwirtschaft auf das Grundwasser für regionale Skalen zu simulieren und, im Sinne eines integrierten Wasserressourcenmanagements, grundwasserschonende ackerbauliche Bewirtschaftungsstrategien zu definieren. Für die Modellierung von Grundwasserneubildung und Stickstoffauswaschung mit dem Modellverbund SIMWASER/STOTRASIM, welcher speziell für die Anwendung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen ausgelegt ist, ist neben Boden- und Klimainformationen die Landnutzung als Input-Parameter von wesentlicher Bedeutung.

Die Verwendung des Input-Parameters Landnutzung mit SIMWASER/STOTRASIM kann je nach Datenbasis und Anwendungsskala verschieden sein. Während auf Punkt- und Feldskala in gewissen Fällen feldstückbezogene Aufzeichnungen über Kulturführung (Saat- und Erntezeitpunkte, Bodenbearbeitung, etc.) von Kulturen über den gesamten Modellzeitraum vorliegen (z. B. für das landwirtschaftliche Versuchsfeld Wagna/Steiermark), so sind auf regionaler Ebene nur statistische Kulturenver-

teilungen auf Katastralgemeindenebene verfügbar (z. B. aus dem Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem INVEKOS der EU). Obwohl aus diesen statistischen Kulturenverteilungen weder die feldstückbezogene Lage von Kulturen innerhalb einer Katastralgemeinde, noch die korrekte zeitliche Aufeinanderfolge der Kulturen abgeleitet werden können, ist dies die bestmögliche Datenbasis, die für die Modellierung von Grundwasserneubildung und Stickstoffauswaschung auf regionaler Skala zur Verfügung steht. Satellitenbildauswertungen der Landnutzung in einer Region über mehrere Jahre sind zwar technisch möglich und würden sogar feldstückbezogene Informationen über die zeitliche Verteilung der Kulturen innerhalb von Katastralgemeinden mit sich bringen, sind jedoch sehr zeit- und kostenintensiv.

In einfachen Modellansätzen wird aus der statistischen Kulturenverteilung nur eine einzige sog. *Modellfruchtfolge* generiert und für den gesamten Modellzeitraum verwendet. Diese Modellfruchtfolge spiegelt zwar die statistische Kulturenverteilung einer Katastralgemeinde wider, jedoch wird mit diesem Ansatz immer nur eine einzige Kultur pro Jahr berücksichtigt. In der Realität kommen jedoch in landwirtschaftlich genutzten Regionen immer mehrere verschiedene Kulturen nebeneinander in einem Jahr vor. Aus diesem Grund wurde nach Methoden gesucht, die diese Unsicherheiten in den Modellergebnissen minimieren.

Material und Methoden

Mögliche Methoden zur Minimierung von Modellunsicherheiten, welche auf den Input-Parameter Landnutzung zurückzuführen sind, sind die sog. *Fruchtfolge-Rotation (FF-Rotation)*, sowie das Zusammenmischen mehrerer verschiedener Fruchtfolgen (*FF-Mixer*) anstatt der Verwendung von nur einer *Modellfruchtfolge*. Des Weiteren wurde auch ein Software-Tool (*StotraPGen*) entwickelt, das eine kombinierte, optimierte und automatisierte Anwendung der beiden Methoden *FF-Rotation* und *FF-Mixer* ermöglicht. Im Folgenden werden die vier Methoden *Modellfruchtfolge*, *FF-Rotation*, *FF-Mixer* und *StotraPGen* beschrieben und am Beispiel der statistischen Kulturenverteilung der Katastralgemeinde Obergralla (Leibnitzer Feld, Steiermark) miteinander verglichen. In *Tabelle 1* ist die statistische Kulturenverteilung aus den

Tabelle 1: Übersicht über die statistische Kulturenverteilung (INVEKOS) der Katastralgemeinde Obergralla von 1996 - 2010.

| KG Obergralla Kulturen | Flächenanteile [%] | | | | | | | | | | | | Mittelwert Obergralla | Mittelwert WLF* | | | |
|------------------------|--------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-----------------------|-----------------|------|------|------|
| | 1996 | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | | | 2008 | 2009 | 2010 |
| Körnermais | 68 | 59 | 52 | 57 | 60 | 59 | 53 | 49 | 52 | 51 | 46 | 50 | 47 | 52 | 50 | 54 | 50 |
| Ölkürbis | 9 | 19 | 15 | 9 | 10 | 10 | 14 | 15 | 9 | 9 | 15 | 15 | 21 | 18 | 21 | 14 | 13 |
| Dauergrünland** | 8 | 8 | 9 | 10 | 8 | 8 | 9 | 10 | 10 | 12 | 13 | 10 | 10 | 8 | 8 | 9 | 12 |
| Wintergerste | 3 | 5 | 6 | 10 | 6 | 9 | 5 | 5 | 5 | 3 | 7 | 2 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| Silomais | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 4 | 5 | 4 | 6 | 7 | 6 | 6 | 8 | 7 | 9 | 5 | 2 |
| Sojabohne | 2 | 2 | 11 | 3 | 2 | 4 | 5 | 4 | 5 | 5 | 6 | 6 | 2 | 6 | 1 | 4 | 2 |
| Winterweizen | 2 | 1 | 1 | 3 | 4 | 3 | 6 | 9 | 2 | 4 | 4 | 5 | 5 | 2 | 4 | 4 | 4 |
| Senf-winterhart*** | 0 | 1 | 0 | 3 | 6 | 2 | 1 | 1 | 8 | 3 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 |
| Sommergerste*** | 5 | 3 | 2 | 1 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 4 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 |
| Winterraps*** | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 2 | 2 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Gras-Luzernmischg*** | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |

*) WLF...Westliches Leibnitzer Feld, **) nicht in einer Fruchtfolge integriert, ***) in der Modellrechnung nicht berücksichtigt (Mittelwert < 4 %)

Tabelle 2: Übersicht über die verwendeten Düngermengen in der Modellrechnung (nach BMLFUW 2006, S. 24 und BMLFUW 2008, S. 12).

| [kg N/ha] | Anbaudüngung (Gülle) | 2. Düngergabe (Mineraldünger) | 3. Düngergabe (Mineraldünger) | Summe pro Kultur |
|--------------|----------------------|-------------------------------|-------------------------------|------------------|
| Körnermais | 50 | 90 | - | 140 |
| Silomais | 60 | 100 | - | 160 |
| Ölkürbis | 30 | 50 | - | 80 |
| Winterweizen | 30 | 50 | 50 | 130 |
| Wintergerste | 30 | 40 | 50 | 120 |
| Sojabohne | - | - | - | - |

Tabelle 3: Ermittlung der Anzahl an Schlägen einer jeweiligen Kultur für die Modellfruchtfolge.

| Kultur | Flächenanteil [%] | Anzahl Schläge | Schläge gerundet |
|--------------|-------------------|---------------------------|------------------|
| Körnermais | 54 | / 4 = 13,5 | 14 |
| Ölkürbis | 14 | / 4 = 3,5 | 4 |
| Wintergerste | 6 | / 4 = 1,5 | 2 |
| Silomais | 5 | / 4 = 1,25 | 1 |
| Sojabohne | 4 | / 4 = 1 | 1 |
| Winterweizen | 4 | / 4 = 1 | 1 |
| | 87 | Anzahl Schläge gesamt: 23 | |

INVEKOS-Aufzeichnungen seit 1996 für Obergralla aufgelistet. Aus dieser Tabelle kann auch zusätzlich abgelesen werden, dass die mittlere Kulturenverteilung für den Zeitraum 1996-2010 in Obergralla nicht wesentlich von der Kulturenverteilung des gesamten Westlichen Leibnitzer Feldes (WLF) abweicht und somit als repräsentativ für dieses Gebiet angesehen werden kann. Kulturen unter einem mittleren Flächenanteil von 4 % werden in dieser Modellierung nicht berücksichtigt. Alle in der Sensitivitätsanalyse verglichenen Methoden basieren auf den gleichen statistischen Landnutzungsdaten (*Tabelle 1*) und den gleichen kulturspezifischen Düngermengen. Die Düngermengen wurden anhand der Richtlinien für die Sachgerechte Düngung (BMLFUW 2006, S. 24), bzw. für Ölkürbis auf Basis der Richtlinie für die Sachgerechte Düngung im Garten- und Feldgemüsebau (BMLFUW 2008, S. 12) für eine mittlere Ertragsersparung der Kulturen definiert und sind in *Tabelle 2* zusammengefasst. Für die Modellberechnungen wurde nur eine repräsentative Bodenform (Kartierungsbereich 20, Bodenform 15 der Österreichischen Bodenkartierung) herangezogen, welche im Wesentlichen aus lehmigem Sand, zum Teil aus sandigem Lehm besteht und mittel- bis hochwertiges Ackerland darstellt. Der Modellzeitraum ist von 1987 bis Ende 2009 definiert, wobei die Jahre 1981 bis Ende 1986 als Vorlaufzeit mitgerechnet, aber nicht ausgewertet werden. Alle der im Folgenden vorkommenden Fruchtfolgen werden im Modell in Kombination mit winterharten Gründecken bewirtschaftet.

Tabelle 4: Definierte Modellfruchtfolge für die Katastralgemeinde Obergralla.

| Vorlaufzeit | | Modellzeitraum (Auswertung) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--|----|-----------------------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| 81 | 82 | 83 | 84 | 85 | 86 | 87 | 88 | 89 | 90 | 91 | 92 | 93 | 94 | 95 | 96 | 97 | 98 | 99 | 00 | 01 | 02 | 03 | 04 | 05 | 06 | 07 | 08 | 09 |
| WG | KÜ | KM | KM | KM | WW | KÜ | KM | KM | KM | SJ | SM | KM | KM | KÜ | KM | KM | KM | WG | KÜ | KM | KM | KM | WG | KÜ | KM | KM | KM | WW |
| Schläge: 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

Modellfruchtfolge

Der Begriff *Modellfruchtfolge* beschreibt eine einfache Methode, aus der statistischen Kulturenverteilung (*Tabelle 1*) eine modellhafte Abfolge von Früchten zu definieren, die als Input-Parameter für die Modellierung von Grundwasserneubildung und Stickstoffauswaschung herangezogen wird. Vernachlässigt man alle Kulturen kleiner 4 % Flächenanteil und berücksichtigt, dass Dauergrünland nicht in einer Fruchtfolge mit anderen Kulturen vorkommt, bleiben noch sechs Kulturen übrig: Körnermais (KM), Ölkürbis (KÜ), Wintergerste (WG), Silomais (SM), Sojabohne (SJ) und Winterweizen (WW). Um nun herauszufinden, wie oft jede dieser Kulturen in der Modellfruchtfolge vorkommen muss, um der mittleren statistischen Kulturenverteilung zu entsprechen (und sodass die flächenmäßig kleinste berücksichtigte Kultur zumindest einmal in der Modellfruchtfolge vorkommt), dividiert man die Flächenanteile jeder einzelnen Kultur durch den Flächenanteil der kleinsten berücksichtigten Kultur und erhält die Anzahl der Schläge jeder Kultur innerhalb der Modellfruchtfolge. Im Fall der Katastralgemeinde Obergralla sind (nach dem Weglassen der Kulturen < 4 %) die flächenmäßig kleinsten Kulturen Sojabohne und Winterweizen zu je 4 %. Der Vorgang zur Ermittlung der Schlaganzahl einer Kultur ist in *Tabelle 3* dokumentiert. Die Gesamtanzahl der Schläge innerhalb der Modellfruchtfolge für Obergralla beträgt 23 und füllt somit den gesamten Modellzeitraum von 1987 bis 2009 aus. In *Tabelle 4* ist die definierte Modellfruchtfolge für Obergralla dargestellt. Die Vorlaufzeit von 1981 bis Ende 1986 wurde mit den Kulturen von 2004 bis 2009 ergänzt. Die Aufeinanderfolge der Kulturen ist zwar aus ackerbaulicher Sicht aufeinander abgestimmt, jedoch entspricht die Zuweisung der einzelnen Kulturen zu einem bestimmten Jahr nicht der Realität, da jedem Jahr genau nur eine Kultur zugewiesen wird. Des Weiteren ist die Kultur, mit der die Modellfruchtfolge begonnen wird, sehr willkürlich gewählt. Daher sind die Modellergebnisse für Grundwasserneubildung und Stickstofffracht sehr stark von der Position der verschiedenen Kulturen in der Modellfruchtfolge abhängig. Um diesen Einfluss zu korrigieren, bedient man sich der im Anschluss beschriebenen *Fruchtfolge-Rotation*.

FF-Rotation

Die *FF-Rotation* verhindert, dass wie bei der *Modellfruchtfolge* nur jeweils eine Kultur in einem Jahr berücksichtigt wird. Da man auf Basis der statistischen Kulturenverteilung sagen kann, zu welchen Prozentsätzen die einzelnen Kulturen in einer Katastralgemeinde nebeneinander vorkommen, wird bei der *FF-Rotation* (gezeigt am Beispiel der vorhin erstellten Modellfruchtfolge) wie folgt vorgegangen:

- Durch Verschieben der Startkultur in der Modellfruchtfolge um jeweils ein Jahr nach hinten (der letzte Schlag der

Modellfruchtfolge wird an den Beginn gesetzt) werden mehrere Varianten der gleichen Modellfruchtfolge generiert. Die Anzahl der so generierten Varianten entspricht der Anzahl der Glieder in der Modellfruchtfolge, d. h. am Beispiel Obergralla erhält man 23 Varianten der Modellfruchtfolge (*Tabelle 5*). Betrachtet man nun alle 23 Varianten, so wird die statistische Kulturenverteilung sogar in den Einzeljahren widerspiegelt.

- Mit Hilfe von SIMWASER/STOTRASIM werden Grundwasserneubildung und Stickstofffracht für alle 23 Varianten auf Tagesbasis berechnet.

Tabelle 5: Übersicht über die berücksichtigten Varianten bei der FF-Rotation der Modellfruchtfolge von Obergralla.

| Jahr: | 87 | 88 | 89 | 90 | 91 | 92 | 93 | 94 | 95 | 96 | 97 | 98 | 99 | 00 | 01 | 02 | 03 | 04 | 05 | 06 | 07 | 08 | 09 |
|-----------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| Variante 1 | KÜ | KM | KM | KM | SJ | SM | KM | KM | KÜ | KM | KM | WG | KÜ | KM | KM | KM | WG | KÜ | KM | KM | KM | WW | WW |
| Variante 2 | WW | KÜ | KM | KM | KM | SJ | SM | KM | KM | KÜ | KM | KM | WG | KÜ | KM | KM | KM | WG | KÜ | KM | KM | KM | KM |
| Variante 3 | KM | WW | KÜ | KM | KM | SJ | SM | KM | KM | KÜ | KM | KM | WG | KÜ | KM | KM | KM | WG | KÜ | KM | KM | KM | KM |
| Variante 4 | KM | KM | WW | KÜ | KM | KM | SJ | SM | KM | KM | KÜ | KM | KM | WG | KÜ | KM | KM | KM | WG | KÜ | KM | KM | KM |
| Variante 5 | KM | KM | KM | WW | KÜ | KM | KM | SJ | SM | KM | KM | KÜ | KM | KM | WG | KÜ | KM | KM | KM | WG | KÜ | KM | KM |
| ... | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Variante 21 | KM | SJ | SM | KM | KM | KÜ | KM | KM | KM | WG | KÜ | KM | KM | KM | WG | KÜ | KM | KM | WW | KÜ | KM | KM | KM |
| Variante 22 | KM | KM | SJ | SM | KM | KÜ | KM | KM | KM | WG | KÜ | KM | KM | KM | WG | KÜ | KM | KM | KM | WW | KÜ | KM | KM |
| Variante 23 | KM | KM | KM | SJ | SM | KM | KÜ | KM | KM | WG | KÜ | KM | KM | KM | WG | KÜ | KM | KM | KM | WW | KÜ | KM | KM |
| Modellergebnis: | λ_1 | λ_2 | λ_3 | λ_4 | λ_5 | λ_6 | λ_7 | λ_8 | λ_9 | λ_{10} | λ_{11} | λ_{12} | λ_{13} | λ_{14} | λ_{15} | λ_{16} | λ_{17} | λ_{18} | λ_{19} | λ_{20} | λ_{21} | λ_{22} | λ_{23} |

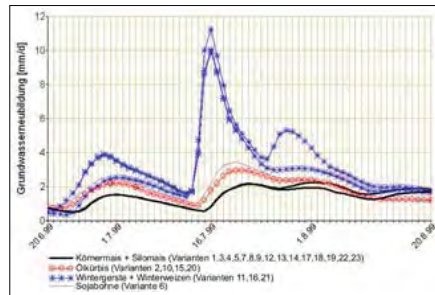


Abbildung 1: Tagessummen der Grundwasserneubildungen aller 23 Varianten der FF-Rotation für den Zeitraum 20.6.1999 bis 20.8.1999.

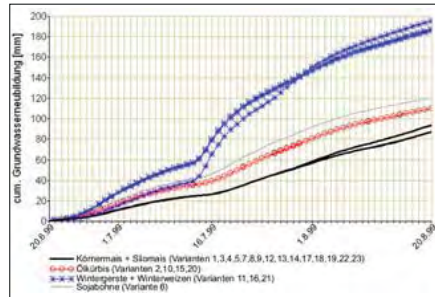


Abbildung 3: Summenkurven der Grundwasserneubildungen aller 23 Varianten der FF-Rotation für den Zeitraum 20.6.1999 bis 20.8.1999.

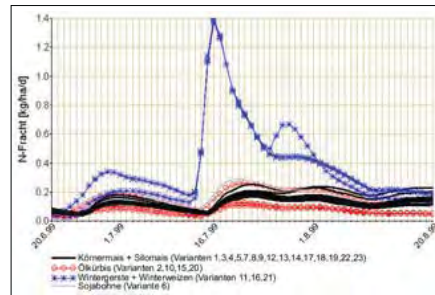


Abbildung 2: Tagessummen der Stickstoffrachten aller 23 Varianten der FF-Rotation für den Zeitraum 20.6.1999 bis 20.8.1999.

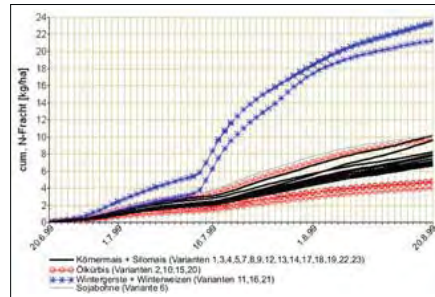


Abbildung 4: Summenkurven der Stickstoffrachten aller 23 Varianten der FF-Rotation für den Zeitraum 20.6.1999 bis 20.8.1999.

- Das Modellergebnis der FF-Rotation ergibt sich aus dem Mittelwert aller Varianten am jeweiligen Tag.

Das manuelle Erstellen der Input-Files für SIMWASER/STOTRASIM dieser 23 Varianten ist eine sehr zeitaufwändige Prozedur. Jedoch wird mit Hilfe der FF-Rotation verhindert, dass sich vegetationsabhängige Extremwerte, d. h. sehr hohe oder niedrige Grundwasserneubildungen oder Stickstoffrachten, die auf nur eine bestimmte Kultur zurückzuführen sind, zu stark ausprägen. Die Wichtigkeit der FF-Rotation auf Tages- und Monatsbasis soll hier anhand der Streuung der einzelnen Varianten für den Zeitraum 20.06.1999 bis 20.08.1999 kurz dargestellt werden. In *Abbildung 1* sind die Variantenunterschiede der Grundwasserneubildung auf Tagesbasis zu sehen, wo die maximale Spannweite am 16.07.1999 von 10,4 mm/d zwischen Winterweizen und Körnermais auftritt. Die Stickstofffracht in *Abbildung 2* unterscheidet sich an diesem Tag um 1,34 kg/ha/d zwischen den Minimalwerten (Ölkürbis, Mais) und Maximalwerten (Winterweizen, Wintergerste). Wie in *Abbildung 3* und *Abbildung 4* zu sehen ist, kumulieren sich die Unterschiede über den Zeitraum dieser zwei Monate auf ca. 110 mm Grundwasserneubildung (zwischen Winterweizen und Körnermais) und ca. 20 kg/ha Stickstofffracht (zwischen Wintergerste und Ölkürbis). Diese Werte zeigen, dass bei einer Betrachtung der Ergebnisse auf Tages- und Monatsbasis eine FF-Rotation unbedingt anzustreben ist. Auch beim Vergleich von Einzeljahressummen zeigen sich noch sehr große Unterschiede. Die maximalen Spannweiten zwischen den einzelnen Varianten betragen bei der Grundwasserneubildung 76,3 mm/a (Jahr 1998) und bei der Stickstofffracht 53,4 kg/ha/a (Jahr 1994). Lediglich bei der Betrachtung von mittleren Jahressummen werden die Spannweiten zwischen den verschiedenen Varianten vernachlässigbar klein (Spannweite Grundwasserneubildung: 12,3 mm/a; Spannweite Stickstofffracht: 5,6 kg/ha/a), was eine FF-Rotation für diese Aussage nicht notwendig macht.

FF-Mixer

Das Mixen von Fruchtfolgen beschreibt das Zusammenführen von mehreren verwendeten FF-Rotationen zu einem Gesamtergebnis, indem jede berücksichtigte FF-Rotation zu einem gewissen Prozentsatz gewichtet wird. D. h. es wird nicht nur eine FF-Rotation in der Modellrechnung verwendet, sondern es können beliebig viele FF-Rotationen herangezogen werden. Man könnte z. B. aus der 23-schlägigen Modellfruchtfolge, welche eher nicht praxisüblich erscheint, zwei oder mehrere kürzere Fruchtfolgen machen und deren Ergebnisse aus der FF-Rotation im Anschluss zusammenmischen. Einen Ausnahmefall einer FF-Rotation stellt das Dauergrünland dar (jedes Jahr die gleiche Kultur), welches bis jetzt im Beispiel der Katastralgemeinde Obergralla weder in der Modellfruchtfolge, noch in der FF-Rotation berücksichtigt wurde, jedoch aber zur landwirtschaftlichen Nutzfläche zu zählen ist. Anhand von Dauergrünland wird im Folgenden das Prinzip des FF-Mixers erklärt.

Aus der statistischen Kulturenverteilung ist bekannt, dass Dauergrünland in Obergralla mit 9 % Flächenanteil vorkommt. Der Anteil der Kulturen innerhalb der FF-Rotation beträgt 87 % (54 % Körnermais, 14 % Ölkürbis, 6 % Win-

Tabelle 6: Prinzip des FF-Mixers am Beispiel der mittleren Jahressummen von Grundwasserneubildung und Stickstoffaustrag für Obergralla.

| | FF-Rotation (90,6 %) | Dauergrünland (9,4 %) | Ergebnis-Mix |
|------------------------------|-------------------------|-----------------------------|--------------|
| GWNB [mm/a] | 243,7 * 0,96 + | 259,1 * 0,094 = | 245,1 |
| N-Fracht [kg/ha/a] | 29,4 * 0,96 + | 5,3 * 0,094 = | 27,1 |
| GWNB...Grundwasserneubildung | | N-Fracht...Stickstofffracht | |

tergerste, 5 % Silomais, 4 % Sojabohne, 4 % Winterweizen; siehe *Tabelle 1*). Jene 4 % an Kulturen, welche in der Modellrechnung nicht berücksichtigt werden (Senf, Sommergerste, Winterraps, Luzerne; siehe *Tabelle 1*), werden auf die FF-Rotation bzw. das Dauergrünland aufgerechnet. Somit ergibt sich das Verhältnis von 90,6 % FF-Rotation zu 9,4 % Dauergrünland. *Tabelle 6* zeigt exemplarisch die Berechnung des gemixten Ergebnisses anhand der mittleren Jahressummen für Grundwasserneubildung und Stickstofffracht im Modellgebiet Obergralla. Die Mitberücksichtigung des Dauergrünlandes ist ein weiterer Schritt, die Realität in der Modellrechnung so gut wie möglich nachzubilden. Des Weiteren sind sehr lange Modellfruchtfolgen nicht praxisüblich und können mit Hilfe des FF-Mixers verhindert werden. Man muss jedoch beachten, dass bei der Verwendung von mehreren FF-Rotationen es relativ schwierig ist, die Prozentsätze der jeweiligen FF-Rotation für das Mixen zu ermitteln, sodass die statistische Kulturenverteilung so gut wie möglich wiedergegeben wird. Das Software-Tool StotraPGen beinhaltet daher Lösungsansätze, indem das Rotieren und Mixen von Fruchtfolgen sehr genau und schnell verwirklicht werden kann.

StotraPGen

Am JOANNEUM RESEARCH Graz, Institut für Wasser, Energie und Nachhaltigkeit, wurde das Software-Tool *StotraPGen* (Stotrasim-Projekt-Generator) entwickelt, das auf Basis der Methoden *FF-Rotation* und *FF-Mixer* in Verbindung mit dem Modellverbund SIMWASER/STOTRASIM über mehrere Pre- und Postprocessing-Operationen die Verwendung des Input-Parameters Landnutzung aus der statistischen Kulturenverteilung automatisiert und optimiert. So wird mit diesem Tool die Berücksichtigung mehrerer regionaltypischer Fruchtfolgen (sog. *Leitfruchtfolgen*), wie sie in den betrachteten Modellgebieten tatsächlich angebaut werden, erheblich erleichtert. Diese Leitfruchtfolgen (inkl. deren Bewirtschaftungsweisen und Düngeneiveaus von Kulturen) werden in Zusammenarbeit mit der Landwirtschaftlichen Umweltberatung Steiermark für Modellregionen erstellt und geben die praxisübliche Bewirtschaftung wieder. D. h. anders als bei der Modellfruchtfolge, wo die Anzahl und die Abfolge der Kulturen von der mittleren statistischen Kulturenverteilung einer Katastralgemeinde abgeleitet wird, werden hier – unabhängig von der Kulturenverteilung – praxisübliche Leitfruchtfolgen erstellt (siehe *Tabelle 7*), welche von StotraPGen automatisch rotiert und auf den Modellzeitraum ausgeweitet werden. Erst anschließend wird auf Basis der statistischen INVEKOS-Landnutzungsverteilung der einzelnen Jahre über ein in

Tabelle 7: Übersicht über die verwendeten Leitfruchtfolgen für die Katastralgemeinde Obergralla in StotraPGen.

| Schlag: | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | Anteil |
|-----------------------|-------------------|----|----|----|----|--------|
| LFF 1 | KM-Monokultur | | | | | 14 % |
| LFF 2 | KM | KÜ | KM | WG | KM | 30 % |
| LFF 3 | KÜ | KM | WW | KM | KM | 20 % |
| LFF 4 | KM | KM | SJ | SM | KÜ | 26 % |
| LFF 5 | Dauergrünland | | | | | 10 % |
| LFF...Leitfruchtfolge | WW...Winterweizen | | | | | 100 % |
| KM...Körnermais | SJ...Sojabohne | | | | | |
| KÜ...Ölkrbis | SM...Silomais | | | | | |
| WG...Wintergerste | | | | | | |

StotraPGen integriertes Optimierungsverfahren der Anteil jeder FF-Rotation pro Katastralgemeinde so errechnet, dass die vorkommenden Kulturen in den FF-Rotationen den INVEKOS-Daten so gut wie möglich entsprechen (Spalte Anteil in *Tabelle 7* zeigt exemplarisch die von *StotraPGen* ermittelte Gewichtung der einzelnen Fruchtfolgen am Gesamtergebnis). Die Ermittlung dieser Anteile ist notwendig für das spätere Mixen der FF-Rotationen. Zuvor werden jedoch von *StotraPGen* noch alle Landnutzungs-Inputfiles und SIMWASER/STOTRASIM-Projektfiles generiert und die gesamte SIMWASER/STOTRASIM-Modellrechnung automatisiert abgearbeitet. Die Ergebnisse für die Wasser- und Stickstofffracht im Boden werden von SIMWASER/STOTRASIM in einer Zeit-Tiefen-Matrix ausgegeben, d. h. Wasser- und Stofffracht sind als Tagessummen des gesamten Modellzeitraums in 10 cm Tiefenstufen (bis zur maximalen Tiefe des Bodenprofils im Modell) bekannt. Mit Hilfe der FF-Mix-Funktion in *StotraPGen* kann für jede gewünschte Tiefe das gemixte Ergebnis auf Tagesbasis ausgegeben werden.

Des Weiteren soll noch erwähnt werden, dass es nicht zwingend notwendig ist, eine Leitfruchtfolge mit bestimmten Bewirtschaftungsweisen und bestimmten Düngermengen über den gesamten Modellzeitraum anzuwenden, sondern es ist auch möglich, innerhalb des Modellzeitraums einzelne Perioden mit verschiedenen Leitfruchtfolgen zu definieren (z. B. Leitfruchtfolge 1: 1987-2009; Leitfruchtfolge 2a von 1987-2000 und Leitfruchtfolge 2b von 2001-2009). Dies ist notwendig, wenn sich im Laufe der Zeit starke Änderungen der statistischen Kulturenverteilung bzw. Änderungen im Düngeneiveau von Kulturen ergeben (z. B. bei Leitfruchtfolge 2a wird für Körnermais um 20 kg/ha/a mehr Stickstoff aufgebracht als bei Leitfruchtfolge 2b).

Ergebnisse

Die Modellergebnisse von Grundwasserneubildung und Stickstoffauftrag der vier zuvor beschriebenen Methoden *Modellfruchtfolge*, *FF-Rotation*, *FF-Mixer* und *StotraPGen* werden hier anhand des Beispiels Obergralla auf verschiedenen Betrachtungsskalen verglichen:

Mittlere Jahressummen

In *Tabelle 8* sind die mittleren Jahressummen für Grundwasserneubildung und Stickstoffauftrag ins Grundwasser, sowie die mittlere Nitratkonzentration für das Modellge-

Tabelle 8: Mittlere Jahressummen der unterschiedlichen Methoden für Grundwasserneubildung (GWNB), Stickstofffracht (N-Frucht) und Nitratkonzentration (cNO₃).

| Mittlere Jahressumme | GWNB [mm] | N-Frucht [kg/ha] | cNO ₃ [mg/l] |
|--------------------------|-----------|------------------|-------------------------|
| Modell-FF | 246.4 | 31.0 | 55.8 |
| FF-Rotation | 243.7 | 29.4 | 53.5 |
| FF-Mixer (Rot.+Grünland) | 245.3 | 26.9 | 48.6 |
| StotraPGen | 245.5 | 28.7 | 51.9 |
| Spannweite | 2.7 | 4.1 | 7.2 |

biet Obergralla dargestellt. Es ist zu erkennen, dass die Unterschiede zwischen den vier verschiedenen Methoden im langjährigen Mittel sehr gering sind. Die Spannweite der Grundwasserneubildung beträgt 2,7 mm/a, die der Stickstofffracht 4,1 kg/ha/a. Das ergibt für die mittlere Nitratkonzentration eine Differenz von 7,2 mg/l zwischen Maximal- und Minimalwert. Des Weiteren kann gesagt werden, dass die mittlere Jahressumme der Grundwasserneubildung rund 26 % des mittleren Jahresniederschlags (928 mm/a; Zeitraum 1987-2009) und die mittlere Jahressumme des Stickstoffauftrags ca. 23 % der im Modell durchschnittlich aufgebrauchten Stickstoffmenge aller Kulturen pro Jahr (122 kg/ha/a) beträgt.

Einzeljahressummen

Die Summen der Grundwasserneubildung und des Stickstoffauftrags für die einzelnen Jahre des Modellzeitraums, sowie die daraus resultierenden mittleren Nitratkonzentrationen im Sickerwasser sind in *Tabelle 9* für die beiden Methoden *Modellfruchtfolge* und *StotraPGen* dargestellt. Wie man an der Spannweite erkennen kann, ergeben sich schon wesentlich größere Unterschiede zwischen der *Modellfruchtfolge* und *StotraPGen* als bei den mittleren Jahressummen über den gesamten Modellzeitraum. Die maximale Spannweite bei der Grundwasserneubildung liegt im Jahr 1991 und beträgt 26 mm, d. h. man hätte bei der Berechnung der Grundwasserneubildung mit Hilfe der *Modellfruchtfolge* anstatt mit *StotraPGen* eine um 26 mm erhöhte Sickerwassermenge für das Jahr 1991 modelliert. Dieser Unterschied entspricht in etwa 11 % der mittleren Jahressumme der Grundwasserneubildung von 245 mm. Bei der Stickstofffracht ergibt sich die größte Spannweite mit 19 kg/ha (oder 63 % der mittleren Jahressumme von 29 kg/ha) im Jahr 1992. Die absoluten Werte mögen bezogen auf die Dauer eines Jahres nicht sonderlich hoch erscheinen, betrachtet man jedoch die daraus resultierende Nitratkonzentration, welche im Jahr 1992 eine Spannweite von 31 mg/l aufweist, scheinen die Unsicherheiten bei der Verwendung der *Modellfruchtfolge* schon relativ groß zu sein.

Monatssummen

Diese Betrachtungsskala bezieht sich nicht genau auf die Dauer eines Monats, sondern es wurde nach einer Periode gesucht, welche sehr große Abweichungen zwischen den Methoden *Modellfruchtfolge*, *FF-Rotation*, *FF-Mixer* (*FF-Rotation* + *Grünland*) und *StotraPGen* aufweist. Eine solche Periode kommt zwischen Anfang Mai und Ende

Tabelle 9: Jahressummen für Grundwasserneubildung (GWNB) und Stickstoffauftrag (N-Frucht), sowie mittlere Nitratkonzentrationen (cNO₃) der Methoden Modellfruchtfolge und StotraPGen für Einzeljahre.

| GWNB [mm] | 1987 | 1988 | 1989 | 1990 | 1991 | 1992 | 1993 | 1994 | 1995 | 1996 | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 |
|--------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Modell-FF | 203 | 230 | 109 | 98 | 250 | 279 | 266 | 415 | 362 | 541 | 133 | 429 | 400 | 178 | 111 | 206 | 111 | 125 | 127 | 233 | 202 | 130 | 533 |
| StotraPGen | 225 | 229 | 107 | 95 | 224 | 283 | 252 | 402 | 385 | 558 | 118 | 413 | 385 | 186 | 121 | 190 | 98 | 142 | 147 | 233 | 189 | 128 | 537 |
| Spannweite | 22 | 0 | 2 | 3 | 26* | 4 | 14 | 13 | 24 | 17 | 15 | 17 | 15 | 8 | 10 | 16 | 13 | 18 | 21 | 0 | 14 | 2 | 4 |
| N-Frucht [kg/ha] | 1987 | 1988 | 1989 | 1990 | 1991 | 1992 | 1993 | 1994 | 1995 | 1996 | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 |
| Modell-FF | 48 | 32 | 12 | 12 | 37 | 60 | 45 | 50 | 46 | 62 | 12 | 37 | 43 | 14 | 11 | 20 | 15 | 17 | 20 | 30 | 20 | 12 | 60 |
| StotraPGen | 41 | 42 | 16 | 12 | 36 | 41 | 31 | 44 | 46 | 53 | 10 | 41 | 30 | 16 | 13 | 19 | 13 | 20 | 21 | 25 | 21 | 14 | 56 |
| Spannweite | 7 | 9 | 4 | 1 | 1 | 19* | 14 | 6 | 0 | 9 | 1 | 4 | 13 | 2 | 2 | 1 | 2 | 3 | 1 | 4 | 0 | 1 | 4 |
| cNO ₃ [kg/ha] | 1987 | 1988 | 1989 | 1990 | 1991 | 1992 | 1993 | 1994 | 1995 | 1996 | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 |
| Modell-FF | 105 | 62 | 48 | 53 | 65 | 95 | 75 | 54 | 56 | 51 | 39 | 38 | 48 | 35 | 44 | 43 | 58 | 60 | 68 | 56 | 45 | 42 | 50 |
| StotraPGen | 81 | 81 | 67 | 58 | 72 | 64 | 55 | 49 | 53 | 42 | 39 | 44 | 35 | 38 | 46 | 45 | 59 | 63 | 63 | 48 | 49 | 47 | 47 |
| Spannweite | 24 | 18 | 19 | 5 | 6 | 31* | 20 | 5 | 3 | 9 | 0 | 6 | 13 | 2 | 2 | 2 | 0 | 3 | 6 | 8 | 4 | 5 | 3 |

*) maximale Spannweite

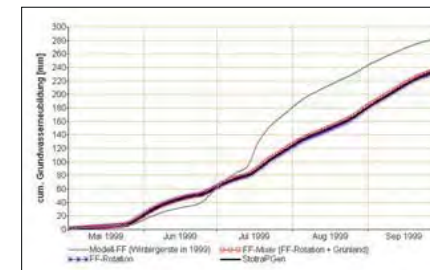


Abbildung 5: Kumulierte Tagessummen der Grundwasserneubildungen für die Methoden Modellfruchtfolge, FF-Rotation, FF-Mixer und StotraPGen von 1.5.1999 bis 30.9.1999.

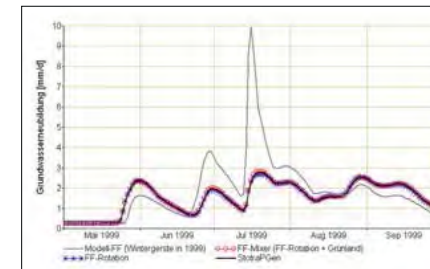


Abbildung 7: Tagessummen der Grundwasserneubildungen für die Methoden Modellfruchtfolge, FF-Rotation, FF-Mixer und StotraPGen von 1.5.1999 bis 30.9.1999.

September 1999 vor und soll darstellen, wie groß die Unterschiede in einem Zeitraum von fünf Monaten sein können. Während, wie in *Abbildung 5* und *Abbildung 6* zu sehen ist, die Verläufe von *FF-Rotation*, *FF-Mixer* (*FF-Rotation*

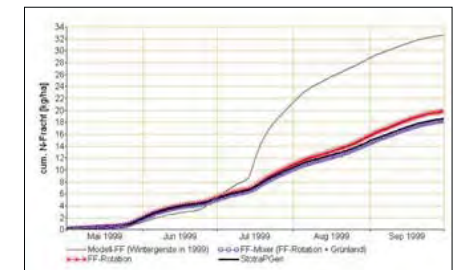


Abbildung 6: Kumulierte Tagessummen der Stickstofffrachten für die Methoden Modellfruchtfolge, FF-Rotation, FF-Mixer und StotraPGen von 1.5.1999 bis 30.9.1999.

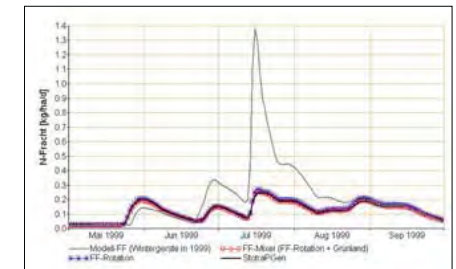


Abbildung 8: Tagessummen der Stickstofffrachten für die Methoden Modellfruchtfolge, FF-Rotation, FF-Mixer und StotraPGen von 1.5.1999 bis 30.9.1999.

+ *Grünland*) und *StotraPGen* für die Grundwasserneubildung und den Stickstoffauftrag nahezu gleich sind, hebt sich der Verlauf der *Modellfruchtfolge* sehr stark von den übrigen Summenkurven ab. Die Unterschiede zwischen der

Modellfruchtfolge und der Methode *StotraPGen* sind nach fünf Monaten ca. 48 mm für die Grundwasserneubildung und ca. 14 kg/ha für die Stickstofffracht. Bei genauerer Betrachtung ist zu erkennen, dass diese Differenzen eigentlich sogar nur aus den drei Monaten Juli, August und September resultieren und stellen für diesen Zeitraum eine beträchtliche Summe dar.

Tagessummen

Abbildung 7 und *Abbildung 8* zeigen die Unterschiede für Grundwasserneubildung und Stickstoffaustrag zwischen den vier Methoden auf Tagesbasis. Es ist wiederum zu erkennen, dass die Kurven für *FF Rotation*, *FF-Mixer* (FF-Rotation + Grünland) und *StotraPGen* nahezu ident verlaufen und nur die *Modellfruchtfolge* davon abweicht. Der maximale Unterschied zwischen der *Modellfruchtfolge* und den übrigen Methoden ergibt sich am 16.7.1999 mit Differenzen von 7,7 mm für die Grundwasserneubildung und von 1,13 kg/ha für die Stickstofffracht. Vergleicht man diese Abweichungen mit den mittleren Tagessummen von Grundwasserneubildung (0,67 mm/d) und Stickstoffaustrag (0,079 kg/ha/d), so kann man sagen, dass die Differenzen zwischen der *Modellfruchtfolge* und den restlichen Methoden bei der Grundwasserneubildung um 11 Mal größer und beim Stickstoffaustrag um 14 Mal größer sind als die mittleren Tagessummen.

Diskussion

Wie anhand der Ergebnisse zu sehen ist, ergeben sich je nach Betrachtungsskala mehr oder weniger große Unterschiede zwischen *Modellfruchtfolge*, *FF Rotation*, *FF-Mixer* (FF-Rotation + Grünland) und *StotraPGen*. Während die Differenzen in den mittleren Jahressummen von Grundwasserneubildung und Stickstoffaustrag zwischen den vier Methoden vernachlässigbar klein sind, hebt sich bei allen anderen betrachteten Zeitskalen vor allem die *Modellfruchtfolge* immer wieder sehr stark von den Restlichen ab. Dies ist darauf zurückzuführen, dass bei dieser Methode nur jeweils eine Kultur pro Jahr berücksichtigt wird und sich somit, besonders auf Monats- und Tagesbasis, vegetationsabhängige Extremwerte ergeben (*Abbildung 5* bis *Abbildung 8*). Vor allem bei Wintergetreide mit einem relativ frühen Erntezeitpunkt (Ende Juni bis Ende Juli) wirken sich Niederschläge im Sommer und Frühherbst durch die fehlende Interzeptions- und Transpirationsverdunstung stark auf die Grundwasserneubildung und somit auf die Stoffverlagerung im Boden aus. Auf Einzeljahresbasis (*Tabelle 9*) sind die Ergebnisunterschiede zwischen *Modellfruchtfolge* und *StotraPGen* bei der Stickstofffracht im Bereich der Monatsbasis (19 kg/ha vlg. mit 14 kg/ha), bei der Grundwasserneubildung jedoch deutlich unter der Monatsbasis (26 mm vlg. mit 48 mm). Grund dafür könnte sein, dass sich die Extremwerte bei der Grundwasserneubildung aufgrund des größeren Betrachtungszeitraums schon ausgleichen.

Mit Hilfe der **FF-Rotation** ist es möglich – unabhängig von der Zeitskala – vegetationsabhängige Extremwerte in den Modellergebnissen auszugleichen, indem alle in einer Katastralgemeinde vorkommenden Kulturen in

jedem einzelnen Jahr berücksichtigt werden (gewichtet nach der statistischen Kulturenverteilung). Für Betrachtungen von Grundwasserneubildung und Stickstoffaustrag auf Einzeljahres-, Monats- oder Tagesbasis ist diese Methode daher unbedingt anzustreben. Da jedoch der Aufwand der manuellen Erstellung der einzelnen Varianten sehr groß ist, ist die standardmäßige Anwendung dieser „*manuellen FF-Rotation*“ auf regionaler Ebene nicht realisierbar.

Abgesehen vom Aufwand, der beim **FF-Mixer** noch größer als bei der *FF-Rotation* ist, bietet diese Methode eine sehr gute Möglichkeit, die Realität (auf Basis von statistischen Kulturenverteilungen) noch besser wiederzugeben. Z. B. bewirkt das prozentuell gewichtete Mixen des Dauergrünlandes zur FF-Rotation Ergebniskorrekturen von Grundwasserneubildung und Stickstoffaustrag, die je nach Betrachtungsskala unterschiedlich hoch ausfallen. Im Allgemeinen erhöht eine Berücksichtigung von Dauergrünland die Grundwasserneubildung und senkt den Stickstoffaustrag ins Grundwasser (*Tabelle 6*). Das ist zum einen darauf zurückzuführen, dass der Wasserentzug über die Wurzeln bei Gras geringer ist als bei Ackerkulturen, und zum anderen, dass auf Grünland in der Modellrechnung kein Dünger angewendet wurde. Die Ermittlung des jeweiligen prozentuellen Gewichts einer FF-Rotation ist sehr komplex und ohne Computerunterstützung auf der regionalen Skala sehr schwierig.

Mit Hilfe des Software-Tools **StotraPGen** können alle Vorteile von *FF-Rotation* und *FF-Mixer* ohne großen Aufwand automatisiert bewerkstelligt und SIMWASER/STOTRASIM für landwirtschaftlich genutzte Flächen auf regionaler Ebene einfacher angewendet werden. Durch das Optimierungsverfahren werden die Prozentsätze für das Mixen der FF-Rotationen sehr genau an die vorgegebene statistische Kulturenverteilung angepasst und dadurch das Modellergebnis noch weiter verbessert. Des Weiteren wird durch die Verwendung von praxisüblichen Leitfruchtfolgen die Wirkung der Vorfrucht auf das Modellergebnis noch besser berücksichtigt. Dies hat bei Betrachtung von *Abbildung 1* und *Abbildung 2* jedoch weniger Einfluss auf die Grundwasserneubildung als auf die Stickstofffracht, die zwischen den gleichen Kulturen (Ausnahme Wintergetreide) eine größere Streuung aufweist. So ist z. B. die Streuung bei Ölkürbis in *Abbildung 2* darauf zurückzuführen, dass die höher liegende Kurve Körnermais als Vorfrucht hat, die drei tiefer liegenden jedoch Wintergetreide.

Danksagungen

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

Die Landnutzungsinformationen aus der INVEKOS-Datenbank (139 Katastralgemeinden im Untersuchungsgebiet Murtal von Graz bis Radkersburg inklusive Stiefingtal) wurden von der Landwirtschaftskammer Steiermark mit freundlicher Unterstützung der Landwirtschaftlichen Umweltberatung Steiermark (www.lub.at) zur Verfügung gestellt.

Literatur

- FEICHTINGER, F., 1998: STOTRASIM – Ein Modell zur Simulation der Stickstoffdynamik in der ungesättigten Zone eines Ackerstandortes. – In: „Modelle für die gesättigte und ungesättigte Bodenzone“. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Band 7, 14-41, Wien.
- BMLFUW, 2006: Richtlinien für die Sachgerechte Düngung. Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirt-

- schaft. – 6. Aufl., Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 79 S., Wien.
- BMLFUW, 2008: Richtlinien für die Sachgerechte Düngung im Garten- und Feldgemüsebau mit Kulturdatenblätter. – 3. Aufl., Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 169 S., Wien.
- STENITZER, E., 1988: SIMWASER – Ein numerisches Modell zur Simulation des Bodenwasserhaushaltes und des Pflanzenertrages eines Standortes. – Mitt. der Bundesanstalt für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, 31: 1-118, Petzenkirchen.

Konzept zur Bewertung von Ertragspotentialen für Lysimeterstandorte

Lothar Müller^{1*}, Uwe Schindler¹, Axel Behrendt¹ und Johann Fank²

Zusammenfassung

Der Pflanzenertrag bestimmt die Entzüge von Wasser und Stoffen aus dem Boden maßgeblich. In Lysimetern ermittelte Wasser- und Stoffbilanzen werden sowohl durch die Bewirtschaftung als auch durch Unterschiede im Ertragspotential beeinflusst. Ertragspotentiale sind durch Boden- und Klimaverhältnisse standörtlich limitiert. Günstige natürliche Standortbedingungen lassen höhere Erträge und eine bessere Effizienz der Ausnutzung von Wasser und Nährstoffen durch Pflanzenbestände und somit potentiell geringere Umweltbelastungen durch Landwirtschaft erwarten als ungünstige natürliche Standortbedingungen. Wir stellen ein Konzept zur Quantifizierung dieser standörtlichen Unterschiede und der daraus resultierenden Unterschiede im Ertragspotential von Getreide vor. Es ermöglicht die Berechnung von Abstandsmaßen für die Ähnlichkeit von Versuchsstandorten hinsichtlich der Ertragsbildung. Methodische Grundlage bildet das Müncheberger Soil Quality Rating (M-SQR). Es basiert auf der Abschätzung ertragsrelevanter Indikatoren der Böden. Die Anwendung des Konzeptes wird anhand von Datensätzen einiger Versuchsstandorte demonstriert. Viele dieser Standorte gehören zur Europäischen Lysimeter- Plattform. Unterschiede sowohl zwischen den Standorten als auch zwischen einzelnen Lysimetern werden anhand von Beispielen aufgezeigt. Die Mehrzahl der untersuchten Anlagen weist eine sehr hohe und hohe Bodengüte im globalen Maßstab auf. Bodengüte und Ertragspotentiale werden weitgehend von der effektiven Wasserbilanz in der Vegetationsperiode bestimmt.

Schlagwörter: Lysimeter, Standort, Ertragspotential, Indikatoren, Müncheberger Soil Quality Rating

Summary

Crop yield is important for soil water and solute balances. Both management factors and different site-specific crop yield potentials may affect results of lysimeter experiments. Crop yield potentials may be constrained by soil and climate factors. Favourable natural conditions of agricultural land have potentials for higher crop yields and better efficiency of water and nutrients by crops. Land of good agricultural quality is less prone to negative impacts of agriculture on the environment. We present a conception for the quantification of agricultural soil quality and resulting crop yield potentials of small grain cereals. Results provide assessments of the similarity of lysimeters concerning crop yield potentials. The Muencheberg Soil Quality Rating is the methodical basis of this approach. It is based on crop yield relevant soil indicators. Examples of the application for some experimental sites will be demonstrated. Many of them belong to the European Lysimeter Platform. Differences in agricultural soil quality both between locations and single lysimeters have been quantified. The majority of lysimeters under study has very high and high soil quality within a global scale. The effective soil water balance in the vegetation period is crucial for soil quality and crop yield potentials.

Keywords: lysimeter, agricultural land, crop yield potential, indicators, Muencheberg Soil Quality Rating

Einleitung und Zielstellung

Lysimeteranlagen werden weltweit in der Agrar- und Umweltforschung sowie im Umweltmonitoring eingesetzt. Die Aufklärung und Quantifizierung von Prozessen des Wasser- und Stofftransportes in Böden sowie die Erstellung von Wasser- und Stoffbilanzen mittels der Lysimeter oder anhand von Modellen, die an Lysimetern kalibriert wurden, bilden dabei einen Schwerpunkt (GOSS und EHLERS 2009). Viele Lysimeterstandorte befinden sich in landwirtschaftlicher Nutzung. Prozesse der Verlagerung von Agrochemikalien oder Fragen der Effizienz der Nutzung von Wasser und Nährstoffen bleiben aktuell (BÖHM et al.

2005). Im Hinblick auf die Meßmethodik und Ausstattung von Lysimetern gibt es in jüngerer Zeit große technische Fortschritte. Es ist darauf zu achten, dass die Bewirtschaftung von Lysimeteranlagen adäquat dazu beiträgt, dieses technologische Potential in Erkenntniszuwachs umzusetzen. Der Pflanzenertrag bestimmt die Entzüge von Wasser und Stoffen aus dem Boden maßgeblich. Ertragspotentiale sind durch Boden- und Klimaverhältnisse standörtlich limitiert. Außerdem kann die konstruktive Gestaltung der Lysimeter das Pflanzenwachstum beeinflussen. Sogenannte „Lysimeterfehler“, also Abweichungen der Prozesse im Lysimeter von den standorttypischen Bedingungen, sind seit Beginn der Lysimetrie Gegenstand zahlreicher Untersuchungen

¹ Leibnitz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung Müncheberg, Eberswalder Straße 84, D-15374 MÜNCHENBERG

² Joanneum Research, Resources - Institut für Wasser, Energie und Nachhaltigkeit WasserRessourcenManagement, Elisabethstr. 16/II, A-8010 GRAZ

* Ansprechpartner: Dr. Lothar Müller, mueller@zalf.de

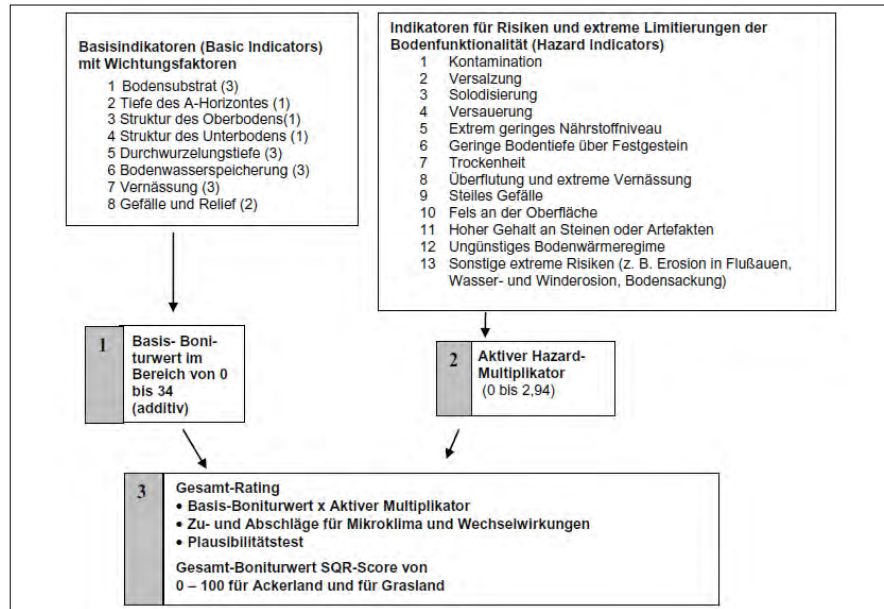


Abbildung 1: Indikatorschema des Müncheberger Soil Quality Rating (MUELLER et al. 2007)

und Diskussionen (KRENN et al. 2003, BÖHM et al. 2005). Eine Quantifizierung dieser Fehler im Hinblick auf die Ertragsbildung steht weitgehend aus. Es fehlen relativ einfache Indikatoren und Vergleichsskalen für die Funktionalität unterschiedlicher Lysimeter, die sich zudem auf unterschiedlichen Standorten befinden. Die wesentlichen ertragslimitierenden Faktoren einiger Lysimeterstandorte sollen identifiziert und semiquantitativ bewertet werden. In bisherigen Tests zeigte sich die Praktikabilität des Müncheberger Soil Quality Rating (M-SQR, MUELLER et al. 2007, 2010) zur Bewertung landwirtschaftlicher Bodengüte über größere Regionen. Im Rahmen dieser Arbeit soll geprüft werden, ob sich diese Methodik zur vergleichenden Charakterisierung von Lysimeterstandorten eignet. Vorläufige Klassifizierungskennwerte für einige Lysimeter sollen erarbeitet werden.

Das Konzept des Müncheberger Soil Quality Rating

Das Müncheberger Soil Quality Rating (M-SQR) ist ein Verfahren zur einheitlichen Quantifizierung der Eignung und Limitierung von Böden hinsichtlich ihrer Nutzung als Ackerland oder Grasland über größere Regionen. Es basiert auf etwa 20 Indikatoren, die wesentliche ertragsrelevante Eigenschaften von Böden kennzeichnen (Abbildung 1). Alle Bewertungen der Indikatoren stützen sich auf einfache Grenz- und Orientierungswerte, die aus Regelwerken der Bodensprache (z. B. AG BODEN 2005, FAO 2006a) sowie aus agroklimatischen Daten (FAO 2006b) abgeleitet

werden können. Die Beträge der Indikatoren werden in einer Ordinalskala auf der Grundlage eines Handbuchs (MUELLER et al. 2007) geschätzt.

Die Indikatorschätzungen sollen die Grundlage für einen „funktionalen Fingerprint“ und eine Klassifikation der standörtlichen Limitierungen der Böden bilden. Darüberhinaus kann über das Bewertungsschema nach *Abbildung 1* bereits im Felde eine mit dem Pflanzenertrag korrelierende Bodengütekennziffer (SQR-score) in der Spanne von 0 (keine Nutzungseignung) bis 100 (bester Boden) ermittelt werden. Dazu wird zunächst aus den empirisch gewichteten Basisindikatoren additiv ein Basiswert der Bodengüte (Basic score) ermittelt. Dann ist auf der Grundlage der extrem limitierenden Faktoren ein Hazard-Multiplikator abzuleiten. Die Multiplikation beider Werte führt zu einem Gesamtwert innerhalb einer 100-Punkte-Skala.

Anwendungsbeispiele zur Bewertung von Produktivitätspotentialen

Datengrundlagen von Lysimeterstandorten

Es wurden Lysimeteranlagen ausgewählt, in denen sowohl detaillierte Bodendaten für die Bewertung der Bodengüte als auch Daten über ganzjährige Wasserbilanzen und Pflanzen-erträge vorlagen. Viele dieser Anlagen sind Bestandteil der Europäischen Lysimeterplattform (FANK und LANTHALER 2005). Wichtig war eine Streubreite über unterschiedliche Klimate. Die in den Literaturangaben enthaltenen Daten über

Tabelle 1: Liste der bewerteten Lysimeterstandorte

| Standort | Geo-Position ¹ | Klima ² | Böden ³ | Referenzen ⁴ |
|-----------------------------|---------------------------|--------------------|--|--------------------------|
| Altengottern, D | 51,16/10,57/200m | 540/7,8 | Fluvisols, Regosols | KLÖCKING, 2003 |
| Askov, DK | 55,47/9,10/60m | 862/7,6 | Luvisols, Albeluvisols | THOMSEN, 2005 |
| Bern-Liebefeld, Schweiz | 46,92/7,42/580m | 1114/8,6 | Luvisols, Cambisols, Fluvisols | STAUFFER und SPIES, 2005 |
| Brandis, D | 51,34/12,61/150m | 504/8,7 | Phaeozems, Luvisols, Stagnosols, Cambisols | HAFERKORN, 2000 |
| Bushland, USA | 35,19/-102,06/1160m | 479/14,6 | Pullman series ⁶ | HOWELL et al., 1995 |
| Buttelstedt, D | 51,06/11,32/228m | 568/8,2 | Phaeozems | KNOBLAUCH, 2009 |
| Debrecen, HU | 47,53/21,64/120m | 566/9,7 | Chernozems | ZSEMBELI et al., 2009 |
| Delowd, D | 53,37/13,80/39m | 515/ 8,3 | Regosols, Cambisols | SCHINDLER et al., 2007 |
| Fargo, USA | 46,88/-96,79/260m | 492/4,9 | Chernozems | BRUN et al., 1985 |
| Göttingen, D | 51,52/9,93/180m | 644/8,5 | Luvisols, Cambisols | BECKER, 2003 |
| Groß Lüsewitz, D | 54,07/12,33/45m | 679/8,2 | Stagnosols, Cambisols | MIEGEL und ZACHOW, 2005 |
| Gumpenstein, AU | 47,94/14,1/710m | 936/6,8 | Cambisols | BOHNER et al., 2005 |
| Hirschstetten, AU | 48,2/16,57/140m | 434/9,1 | Chernozems | EITZINGER et al., 2004 |
| Jokioinen, Finnland | 60,82/23,47/85m | 642/3,8 | Cambisols | LEMOLA et al., 2000 |
| Lahore, Pakistan | 31,54/74,34/200m | 336/23,9 | Regosols | KAHLOW et al., 2005 |
| Lincoln, NZ | -42,36/172,47/10m | 652/12,1 | Fluvisols | STARK et al., 2006 |
| Luancheng, CN | 37,89/114,69/53m | 434/13,1 | Cambisols | LIU et al., 2002 |
| Müncheberg ⁵ , D | 52,52/14,12/35m | 533/8,5 | Albeluvisols, Cambisols | SCHINDLER et al., 2010 |
| Paulinenaue, D | 52,68/12,76/30m | 582/8,6 | Gleysols | BEHRENDT, 1995 |
| Seelow, D | 52,54/14,45/7m | 470/8,5 | Fluvisols, Regosols | MUELLER et al., 2005 |
| Szarvas, HU | 46,88/20,52/80m | 437/10,4 | Chernozems | SZALOKI und BIRO, 2005 |
| Wagna, AU | 46,76/15,55/280m | 838/8,4 | Cambisols, Fluvisols | FANK und LANTHALER, 2005 |

¹Breitengrad/Längengrad/Höhe, vorzugsweise nach Angaben der Autoren, ansonsten näherungsweise Ortsangaben, Höhenangaben aus der FAO-Datenbasis New Locclim 1.10, ²Jahresniederschlag in mm / Jahrestemperatur in °C, vorzugsweise nach Daten der Autoren, ansonsten geschätzt aus der FAO-Datenbasis New Locclim 1.10, ³Referenz-Bodengruppen (RSG) nach WRB, 2006, die Allokation in RSG bezieht sich auf die Böden vor deren Einbau in Lysimeter, ⁴aus Platzgründen kann hier zumeist nur eine massgebliche Quelle zitiert werden, ⁵Standort Müncheberg: Bodenhydrologische Messplätze mit gesicherter Wasserbilanz (virtuelle Lysimeter), ⁶US-Taxonomy

Textur, Bodentiefe und nutzbare Bodenwasservorräte gestatten eine recht zuverlässige Abschätzung der Indikatoren des M-SQR nach den Kriterien des Manuals. Da der Hazard-Indikator Trockenheitsgefährdung entscheidend für das Gesamt-Rating ist, verwenden wir neben anderen Kriterien des Manuals die „effektive Wasserbilanz in der Hauptvegetationsperiode“ als Kriterium für die Trockenheitsgefährdung (RICHTER et al. 2009). Es ist die Summe aus klimatischem Wasserbilanzdefizit und Bodenwasserdargebot, einschließlich Grundwasserdargebot und sonstige Bewässerung. Das klimatische Wasserbilanzdefizit wurde auf der Grundlage der FAO-Klimadatenbank New_LocClim_V1.10 ermittelt (FAO 2006b). Das Bodenwasserdargebot im Wurzelraum wurde vorzugsweise der Literatur über die Lysimeteranlagen entnommen. Waren diese Daten nicht verfügbar, wurden sie nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODEN 2005) geschätzt. Mit etwas größeren Unsicherheiten behaftet blieb die Bewertung der Struktur des Bodens (Basisindikatoren 3 und 4), da solche Daten i. d. R. nicht vorliegen. Plausibilitätsannahmen ermöglichen eine Eingrenzung des Fehlerbereichs. So kann z. B. davon ausgegangen werden, dass manuell oder mit Kleintechnik bewirtschaftete Lysimeter, vor allem händisch befüllte Lysimeter, nicht extrem verdichtet sein können. Andererseits können reine Sandböden zumeist nur sub-optimale Strukturwerte erreichen.

Bewertungsergebnisse und Auswertbeispiel

Klassifizierung von Lysimeterstandorten für den Anbau von Getreide

Tabelle 2 zeigt die nach den Kriterien des SQR-Manuals ermittelten Boniturwerte für die Bodengüte für einige Ly-

simeter der Standorte nach *Tabelle 1*. Die Gütepunkte des Basisratings kennzeichnen weitgehend textuelle und strukturelle Eigenschaften des Bodenprofils. Die Gütepunkte des Gesamt-Ratings werden bei der Mehrzahl der Anlagen maßgeblich durch den weitgehend klimatisch determinierten Faktor „Trockenheit“ beeinflusst. Unter sub-humiden oder semi-ariden Bedingungen reicht der Bodenspeicher guter Böden i. d. R. nicht mehr aus, das klimatische Wasserbilanzdefizit in der Vegetationsperiode abzudecken. Die Differenz zwischen aufskaliertem Basis-Boniturwert (Wert in Klammern) und Gesamt-Boniturwert kann bei vielen Standorten als relatives Maß für die Minderung des Ertragspotentials durch Trockenheit gelten.

Standorte aus schluffigem Bodensubstrat, vorzugsweise aus Löss, im relativ günstigen humiden oder sub-humiden Klima, weisen die höchste Bodengüte auf. Bodengütepunkte im Basisrating größer 27 deuten auf sehr günstige Eigenschaften des Bodenprofils für eine intensive und zumeist tiefreichende Durchwurzelung und die Erschließung der Wasser- und Nährstoffvorräte im Unterboden durch Getreidepflanzen. Böden in semiariden Klimaten oder sehr gemischt-körnig-sandige Böden im subhumiden Klima (Beispiel: Standort Müncheberg) haben eine deutlich geringere, mittlere Bodengüte.

Die Bewertungen der natürlichen Böden weichen an vielen Standorten nicht massgeblich von denen der Lysimeter ab. Tendenziell sind natürliche Böden der Umgebung (ungünstigere Struktur, Gefällelagen, laterale Abflüsse) etwas schlechter zu bewerten als Lysimeter. Größere Abweichungen in der Bodengüte (ebenfalls höhere Bodengüte der Lysimeter) sind vor allem auf grundwassernahen Niederungsstandorten möglich (Standorte Paulinenaue,

Tabelle 2: Bewertungsergebnisse für Lysimetervarianten, Skale für Ackerland, getreidebetonte Fruchtfolge

| Standort | Lysimeter-Variante ¹ | Textur ² | Bodenwasser- dargebot Wpfl ³ | Basis- Bonitur- wert ⁴ | Gesamt- Bonitur- wert ⁵ | Maßgeb- licher H- Indikator ⁶ |
|---|---------------------------------|---------------------|---|---|--|--|
| Gesamtrating Sehr hoch (> 80 Gütepunkte) | | | | | | |
| Altengottern | Vega | SIL | Hoch | 29 (85) | 82 | Tro. |
| Bern-Liebefeld | Kalkbraunerde | CL | Mittel-Hoch | 29 (85) | 85 | keiner |
| Brandis | B10, L61 | SIL | Hoch | 33 (97) | 97 | keiner |
| Brandis | B9, L63 | SIL | Hoch | 33 (97) | 97 | keiner |
| Buttelstedt | Lößlehm | SIL | Mittel | 32 (94) | 90 | Tro. |
| Buttelstedt | Lößlehm, OB | SIL | Mittel | 32 (94) | 94 | keiner |
| Debreccen | Chernozem, OB | SiCL | Hoch | 31 (91) | 91 | keiner |
| Debreccen | Chernozem | SiCL | Hoch | 31 (91) | 85 | Tro. |
| Dedelow | Kolluvisol | SL | Gering-Mittel | 29 (85) | 80 | Tro. |
| Göttingen | Lösslehm, GWF 2,25 | SIL | Hoch | 31 (91) | 91 | keiner |
| Hirschstetten | Chernozem | SIL | Mittel-Hoch | 30 (88) | 82 | Tro. |
| Hirschstetten | Fluvisol | SL | Mittel | 29 (85) | 80 | Tro. |
| Lincoln | Silt Loam, OB | SIL | Gering | 28 (82) | 80 | Tro. |
| Luancheng | Lösslehm, OB | SIL | Hoch | 32 (94) | 94 | keiner |
| Paulinenau | Anmoor, GWF 0,8-1 | LS | Hoch | 29 (85) | 85 | keiner |
| Paulinenau | Anmoor, GWF 0,4-0,8 | LS | Hoch | 28 (82) | 82 | keiner |
| Szarvas | Chernozem, OB | SIL | Mittel-Hoch | 28 (82) | 82 | keiner |
| Gesamtrating Hoch (60-80 Gütepunkte) | | | | | | |
| Altengottern | Tonmergel-Rendzina | SiC | Gering-SG | 25 (74) | 70 | Tro. |
| Askov | Sand | LS | Mittel | 24 (70) | 70 | keiner |
| Bern-Liebefeld | Fluvisol | LS | Gering-SG | 25 (73) | 73 | keiner |
| Bern-Liebefeld | Parabraunerde | SL | Gering | 27 (79) | 79 | keiner |
| Brandis | B1, D6 | SiL | Mittel | 27 (79) | 75 | Tro. |
| Brandis | B7, D4 | L | Gering-Mittel | 27 (79) | 74 | Tro. |
| Bushland | Pullman, OB | SiC | Gering | 26 (76) | 73 | Tro. |
| Groß Lüsewitz | Cambisol | SL | Gering | 25 (74) | 69 | Tro. |
| Gumpenstein | Cambisol | SL | Gering | 24 (70) | 70 | keiner |
| Göttingen | Sand, GWF 0,8 | S | Gering-Mittel | 23 (68) | 68 | keiner |
| Göttingen | Sand, GWF 2,25 | S | Gering | 23 (68) | 64 | Tro. |
| Lahore | Schluff, GWF 2 | SiL | Hoch | 30 (88) | 72 | Tro. |
| Seelow | Ton, GWF 0,7-0,85 | SiCL | Hoch | 23 (68) | 68 | keiner |
| Seelow | Ton, GWF 0,85-1,3 | SiCL | Hoch | 27 (79) | 79 | keiner |
| Szarvas | Chernozem | SiL | Mittel-Hoch | 28 (82) | 64 | Tro. |
| Wagna | FF- Lysimeter | L | Gering-Mittel | 26 (76) | 76 | keiner |
| Wagna | M- Lysimeter | L | Gering-SG | 23 (68) | 68 | keiner |
| Gesamtrating Mittel (40-60 Gütepunkte) | | | | | | |
| Brandis | B8, D3 | SL | Gering | 26 (76) | 49 | Tro. |
| Brandis | B5, D3 | LS | Sehr gering | 21 (62) | 40 | Tro. |
| Dedelow | Sand | S | Sehr gering | 21 (62) | 47 | Tro. |
| Fargo | Ton | SiC | Gering-Mittel | 25 (74) | 48 | Tro. |
| Hirschstetten | Sandiger Chernozem | SL | Gering-SG | 22 (65) | 48 | Tro. |
| Jokioinen | Ton | C | Sehr gering | 26 (76) | 49 | Tro. Therm. |
| Jokioinen | Ton, OB | C | Sehr gering | 25 (74) | 56 | Therm. |
| Müncheberg | Sand | S | Sehr gering | 21 (62) | 45 | Tro. |
| Seelow | Sand, GWF 0,7-1,3 | S | Gering-Mittel | 25 (74) | 57 | Tro. |
| Gesamtrating Gering und Sehr gering (< 40 Gütepunkte) | | | | | | |
| Bushland | Pullman, dryland | SiC | Gering | 26 (76) | 30 | Tro. |
| Lahore | Schluff, GWF 0,5 | SIL | Hoch | 22 (65) | 20 | Vers. Vern. |

¹OB= mit Beregnung/ Oberflächenbewässerung, GWF= Grundwasserflurabstand in m; ²Klassifizierung nach den Kriterien der FAO, 2006a; ³pflanzenverfügbares Bodenwasserangebot nach AG BODEN (2005), Hoch= > 220mm, Mittel 160-220mm, Gering 100-160 mm, Sehr gering < 100mm; ⁴In Klammern aufskaliert Wert (Basiswert*2,94) zur besseren Vergleichbarkeit mit dem Gesamt-Boniturwert; ⁵Skala gilt für feinkörnige C3-Getreidearten, Gütepunkte ohne Zu- oder Abschläge für Mikroklima; ⁶Tro.= Trockenheit, Therm.= Thermalregime, Vers.=Versalzung, Vern.= Vernässung

Seelow und Lahore). Lysimeter mit konstant eingestellten, relativ flachen Grundwasserständen können eine bessere Regulierungsfähigkeit (geringere Nässeedisposition) als

benachbarte Feldstandorte aufweisen (MUELLER et al. 2005). Deutliche negative Abweichungen in der Bodengüte (geringere Bodengüte der Lysimeter) sind vor allem bei

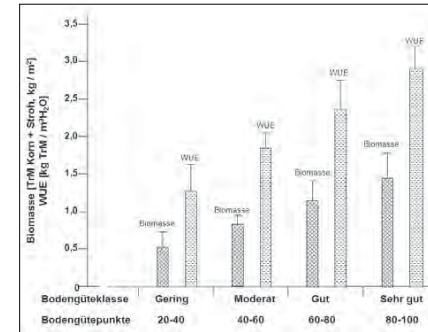


Abbildung 2: Oberirdische Biomasse und Effizienz der Wassernutzung (WUE) für Getreide bei unterschiedlicher Bodengüte

zu flachen Gefäßen möglich. Die Lysimeter am Standort Lincoln (STARK et al. 2006) waren Kleinlysimeter mit nur 0,7m Tiefe. Begrenzter Wurzelraum und zu geringes Wasserangebot, aber möglicher zeitweiliger Wasserstau, bedeuten unter Ackernutzung deutliche Abweichungen vom benachbarten Standort.

Die vorgestellten Ergebnisse basieren bei der Mehrzahl der Standorte nicht auf einer Feldbewertung, sondern erfolgten auf der Grundlage vorhandener Daten. Sie tragen daher Konzeptscharakter und sollten im Rahmen einer Projektstudie weiter qualifiziert werden.

Oberirdische Biomasse und Effizienz der Wassernutzung bei unterschiedlicher Bodengüte

Das Auswertbeispiel nach *Abbildung 2* zeigt die Biomasse und Effizienz der Wassernutzung für feinkörnige Getreidearten bei unterschiedlichen Klassen der Bodengüte. Für das Auswertbeispiel waren auch Wasserbilanzen ungünstiger Standorte nach Kriterien des M-SQR (scores <40) von Interesse. Da solche Standorte für Ackerbau in Europa wenig typisch und i. d. R. nicht mit Lysimetern besetzt sind, Angaben über Verdunstung und Effizienz der Wassernutzung aber ebenfalls von Interesse waren, wurden Versuchsstandorte aus semiariden und ariden Gebieten mit einbezogen. Es handelte sich um folgende Standorte mit vernachlässigbar geringer Versickerung: Culbertson (USA, PIKUL et al. 2004), Grogan (Australien, CHAN et al. 2006), Fairbanks und Delta Junction (USA, SHARRATT 1994), Innere Mongolei (China, WANG et al. 2002), Konni (Niger, PANDEY et al. 2001), Linze (China, WANG et al. 2010), Ramtha (AL ISSA und SAMARAH 2007).

Die *Abbildung 2* verdeutlicht den Ertragsanstieg mit steigender Bodengüte. Die Effizienz der Wassernutzung durch Getreidepflanzen (WUE, kg TrM/m² H₂O pro Jahr) ist bei den besseren Böden ebenfalls deutlich höher. Erhöhte Evaporation, durch Trockenstress geschwächte Pflanzen, aber auch ungenügende Nährstoffanreicherung oder -verfügbarkeit sind plausible Ursachenkomplexe für die geringere Effizienz der Wassernutzung auf geringer bonitierten Standorten.

Schlussfolgerungen

- Das Müncheberger Soil Quality Rating (M-SQR) erscheint geeignet, Bodengüte und Ertragspotentiale von landwirtschaftlichen Versuchsstandorten abzuschätzen. Auch Lysimeterstandorte und einzelne Lysimeter können bewertet werden.
- Die Methodik hat Potential für eine einheitliche Ermittlung der für die Biomasseproduktion relevanten Kennwerte und vergleichende Bewertung der Produktivitätspotentiale aller Anlagen der Europäischen Lysimeterplattform.

Literatur

- AG BODEN, 2005: Bodenkundliche Kartieranleitung 5. Aufl. (KA5), Hannover, 432 S.
- AL-ISSA, T.A. and N.H. SAMARAH, 2007: The Effect of Tillage Practices on Barley Production under Rainfed Conditions in Jordan. *American-Eurasian J. Agric. & Environ. Sci.*, 2 (1):75-79.
- BECKER, K.-W., 2003: Einfluss des Grundwasserstandes auf Wasserhaushalt und Pflanzenantrieb - Ergebnisse der Göttinger Löss- und Sand-Grundwasserlysimeter -. 10. Gumpensteiner Lysimetertagung 151-156.
- BEHRENDT, A., 1995: Moorkundliche Untersuchungen an nordostdeutschen Niedermooren unter Berücksichtigung des Torfchwundes, ein Beitrag zur Moorerhaltung, Diss. Humboldt Universität zu Berlin, 1995, 170 S.
- BÖHM, K.E., P. CEPUDER, G. EDER, J. FANK, F. FEICHTINGER, F. FÜHR, H. GAUDLITZ, M.H. GERZABEK, G. HINREINER, H. HOLZMANN, D. KLOTZ, S. KNAPPE, A. KRENN, A. LEIS, R. MEISSNER, W. MITTELSTAEDT, H.P. NACHTNEBEL, Th. PÜTZ, J. RIESING, H. RUPP, J. SEEGER, G. VON UNOLD und H. VEREECKEN, 2002: Lysimeter - Anforderungen, Erfahrungen, technische Konzepte. Beiträge zur Hydrogeologie, 53, 115-232, Graz.
- BOHNER, A., M. ADAM, G. EDER und A. BAUMGARTEN, 2005: Nährstoffkreislauf in einem Silomais-Ökosystem mit besonderer Berücksichtigung des Stickstoffs. 11. Gumpensteiner Lysimetertagung 2005, 99-108.
- BRUN, L.J., J.W. ENZ und J.K. LARSEN, 1985: Evaluation of energy balance and water use by spring wheat during a normal and a dry season. *Agricultural and Forest Meteorology* 35, 1-4, Oct. 1985, 103-111.
- CHAN, K.Y., A. OATES, A.D. SWAN, R.C. HAYES, B.S. DEAR und M.B. PEOPLES, 2006: Agronomic consequences of tractor wheel compaction on a clay soil. *Soil & Tillage Res.* 89, 1, Aug. 2006, 13-21.
- EITZINGER, J., M. TRNKA, J. HÖSCH, Z. ŽALUD und M. DUBROVSKY, 2004: Comparison of CERES, WOFOST and SWAP models insimulating soil water content during growing season under different soil conditions. *Ecological Modelling* 171 (2004) 223-246.
- FANK J. and C. LANTHALER, 2005: Lysimeter Stations and Soil Hydrology Measuring Sites in Europe - Results of a 2004 Survey. Bericht der BAL über die 11. Gumpensteiner Lysimetertagung "Lysimetrie im Netzwerk der Dynamik von Ökosystemen" vom 5. bis 6. April 2005, 19-24, Gumpenstein.
- FAO, 2006a: Guidelines for soil description, Rome, 4th edition, 95 S.
- FAO, 2006b: New_LocClim: Local Climate Estimator. Download -Adresse: FTP-Verzeichnis /SD/Reserved/Agromet/New_LocClim/ auf ext-ftp.fao.org.
- GOSS, M. J. and W. EHLERS, 2009: The role of lysimeters in the development of our understanding of soil water and nutrient dynamics in ecosystems. *Soil Use and Management*, 25, 3, 213-223, Sept. 2009.

- HAFERKORN, U., 2000: Größen des Wasserhaushaltes verschiedener Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung im klimatischen Grenzraum des Mitteldeutschen Trockengebietes, Ergebnisse der Lysimeterstation Brandis, Diss. Georg-August-Universität Göttingen, 184 S.
- HOWELL, T.A., A.D. SCHNEIDER, D.A. DUSEK, T.H. MAREK and J.L. STEINER, 1995: Calibration and scale performance of Bushland weighing lysimeters. *Trans. ASAE* 38(4):1019-1024.
- KAHLOWN, M.A., M. ASHRAF and Z. UL-HAQ, 2005: Effect of shallow groundwater table on crop water requirements and crop yields. *Agricultural Water Management* 76, 1, July 2005, 24-35
- KLÖCKING, B., 2003: Parametrisierung und Validierung des PSCN-Moduls anhand der Messwerte der Altgottemischen Lysimeterstationen. Online: http://www.bah-berlin.de/Modellvalidierung_Lys_Altgottern.pdf
- KNOBLAUCH, S., 2009: Langjährige Ergebnisse über das pflanzenspezifische Aneignungsvermögen von Bodenwasser landwirtschaftlicher Kulturen auf einem tiefgründigen Braunerde-Tschernosem aus Löß. 13. Gumpensteiner Lysimetertagung 2009, 131-136.
- KRENN, A., E. KLAGHOFER and M.H. GERZABEK, 2003: Diskussion seitlicher Randeffekte bei Lysimeterexperimenten am Beispiel der Lysimeteranlage Seibersdorf. 10. Gumpensteiner Lysimetertagung 2003-36.
- LEMOLA, R., E. TURTOLA and C. ERIKSSON, 2000: Undersowing Italian ryegrass diminishes nitrogen leaching from spring barley. *Agric. Food Sci. Finland* 9:201-216.
- LIU, C., X. ZHANG and Y. ZHANG, 2002: Determination of daily evaporation and evapotranspiration of winter wheat and maize by large-scale weighing lysimeter and micro-lysimeter. *Agricultural and Forest Meteorology* 111 (2002) 109-120.
- MIEGEL, K. und B. ZACHOW, 2005: Untersuchungen zur Verringerung von Nährstoffausträgen aus landwirtschaftlich genutzten Böden auf der Grundlage von Lysimetermessungen. 11. Gumpensteiner Lysimetertagung 2005, 99-200.
- MUELLER, L., A. BEHRENDT, G. SCHALITZ und U. SCHINDLER, 2005: Above ground biomass and water use efficiency of crops at shallow water tables in a temperate climate. *Agricultural Water Management*, Vol 75/2, 117-136.
- MUELLER, L., U. SCHINDLER, A. BEHRENDT, F. EULENSTEIN and R. DANNOWSKI, 2007: The Muencheberg Soil Quality Rating (SQR). Field Guide for Detecting and Assessing Properties and Limitations of Soils for Cropping and Grazing. Online: http://www.zalf.de/home_zalf/institute/lwh/lwh_e/mitarbeiter/mueller_1/publ.htm
- MUELLER, L., U. SCHINDLER, W. MIRSCHEL, T.G. SHEPHERD, B.C. BALL, K. HELMING, J. ROGASIK, F. EULENSTEIN and H. WIGGERING, 2010: Assessing the productivity function of soils. A review. *Agron. Sustain. Dev.*, Vol. 30 (2010), No. 3, 601-614, DOI: 10.1051/agro/2009057
- PANDEY, R.K., J.W. MARANVILLE and A. ADMOU, 2001: Tropical wheat response to irrigation and nitrogen in a Sahelian environment. I. Grain yield, yield components and water use efficiency. *European Journal of Agronomy* 15(2001) 93-105.
- PIKUL Jr., J.L., J.K. AASE and V.L. COCHRAN, 2004: Water Use and Biomass Production of Oat-Pea Hay and Lentil in a Semiarid Climate. *Agronomy Journal*, 96 No. 1, 298-304.
- SCHINDLER, U., G. VERCH, M. WOLFF, F. EULENSTEIN und L. MÜLLER, 2007: Energiepflanzen im Konnex zum Bodenwasser- und Stoffhaushalt. - In: Bericht / 12. Lysimetertagung am 17. und 18. April 2007 an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein: 105-108; Irdring (Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein).
- SCHINDLER, U., L. MÜLLER, R. DANNOWSKI, D. BARKUSKY and G. FRANCIS, 2010: Long-term measurements to quantify the impact of arable management practices on deep seepage and nitrate leaching. - In: Long-Term Ecological Research : between Theory and Application: 243-252; Dordrecht (Springer Science+Business Media B.V).
- STARK, C., L.M. CONDRON, A. STEWART, H.J. DI and M. O'CALLAGHAN, 2006: Effects of past and current management practices on crop yield and nitrogen leaching - a comparison of organic and conventional cropping systems. *New Zealand Journal of Crop and Horticultural Science*, Vol. 34: 207-215.
- RICHTER, A., V. HENNINGS und L. MÜLLER, 2009: Anwendung des Müncheberger Soil Quality Ratings (SQR) auf bodenkundliche Grundlagenkarten. Tagungsbeitrag zu: Jahrestagung der DBG, Kommission V, DBG, September 2009, Bonn, Berichte der DBG (nicht begutachtete online-Publikation) <http://www.dbges.de>
- SHARRATT, B.S., 1994: Observations and modeling of interactions between barley yield and evapotranspiration in the subarctic. *Agricultural Water Management* 25, 2, April 1994, 109-119.
- STAUFFER, W. und E. SPIESS, 2005: Einfluss unterschiedlicher Nutzung und Düngung auf Sickerwassermenge und Nitratauswaschung. 11. Gumpensteiner Lysimetertagung 2005, 213-216.
- SZALOKI, I.Z. and M.O. BIRO, 2005: Nitrogen cycling and utilisation at different nitrogen and water supply in a long-term experiment at the Lysimeter Station in Szarvas. 11. Gumpensteiner Lysimetertagung 2005, 221-222.
- THOMSEN, I.K., 2005: Nitrate leaching under spring barley is influenced by the presence of a ryegrass catch crop: Results from a lysimeter experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 111, 1-4, 1 Dec. 2005, 21-29.
- WANG, S., Y. WANG, E. SCHNUG, S. HANEKLAUS und J. FLECKSTEIN, 2002: Effects of nitrogen and sulphur fertilization on oats yield, quality and digestibility and nitrogen and sulphur metabolism of sheep in the Inner Mongolia Steppes of China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 62: 195-222.
- WANG, Q., F. LI, L. ZHAO, E. ZHANG, S. SHI, W. ZHAO, W. SONG and M.M. VANCE, 2010: Effects of irrigation and nitrogen application rates on nitrate distribution and fertilizer nitrogen loss, wheat yield and nitrogen uptake on a recently reclaimed sandy farmland. *Plant Soil* (2010) 337:325-339.
- WRB, 2006: World Reference Base for Soil Resources 2006, A Framework for International Classification, Correlation and Communication, FAO Rome, 2006, World Soil Resources Reports 103, 145 p.
- ZSEMBELI, J., G. KOVACS, A. MURANYI and T. TANAKA, 2009: Water use efficiency of sorghum and maize treated with PENTAKEEP-V. 13. Gumpensteiner Lysimetertagung 2009, 59-62.

Einfluss von Bodenbearbeitung und N-Düngung auf den Wasserverbrauch von Wintergetreide

Carl zu Eulenburg^{1*}, Jörg Michael Greef¹ und Martin Kücke¹

Zusammenfassung

Zur Beantwortung der Frage, ob und in welchem Umfang durch Sortenwahl, Bodenbearbeitung und Düngung die Effizienz der Wassernutzung gesteigert werden kann, wurden 2008 (Versuchspflanze Wintergerste) und 2009 (Winterweizen) Datensätzen aus der Lysimeteranlage des Instituts für Pflanzenbau und Bodenkunde des Julius Kühn Instituts in Braunschweig ausgewertet. Die Anlage besteht aus 8 wägbaren Lysimetern, in denen seit 2006 ein 3-faktorieller Vegetationsversuch mit den Faktoren „Bodenbearbeitung“ (Pflug vs. Mulchen), „Düngung“ (oberflächlich konventionell mit Kalkammonsalpeter vs. N-Flüssigdüngerinjektion) und „Sorte“ (Bestandestyp vs. Einzelzählentyp) durchgeführt wird. Neben den kontinuierlich gemessenen Gewichtsveränderungen der Lysimeter wurden die Sickerwassermengen sowie die Ertragsparameter ausgewertet.

Für Winterweizen (2009) konnte nach Ammoniumflüssigdüngerinjektion eine signifikant erhöhte Produktivität der Wassernutzung bezogen auf den Körnertrag ($g\ TM\ L^{-1}\ ETP\ m^{-2}$) ermittelt werden als nach breitwürfiger Düngung mit Kalkammonsalpeter. Für die Wintergerste 2008 wurde dies ebenfalls, aber nicht signifikant, festgestellt. Bei den geprüften Winterweizensorten wies 2009 die Sorte Hermann eine signifikant höhere Produktivität der Wassernutzung auf als die Sorte Türkis.

Einleitung

Ökologische und ökonomische Rahmenbedingungen (z.B. Klimawandel, Preissteigerungen, steigende Schutzbestimmungen für die Umwelt) machen trotz der in der Vergangenheit bereits erzielten Fortschritte weitere Optimierungsmaßnahmen für den Faktoreinsatz in der Pflanzenproduktion unverzichtbar. Dies gilt insbesondere für die Produktionsfaktoren Wasser und Nährstoffe, wo zur Erhaltung der Produktivität eine Steigerung der Wasser- und der Nährstoffnutzungseffizienz erfolgen muss. Längeren Trockenphasen und/oder geringeren Niederschlägen kann durch steigenden Beregnungseinsatz, aber auch durch eine Verminderung unproduktiver Wasserverluste und eine effizientere Nutzung der im Boden gespeicherten Wasservorräte begegnet werden, während steigenden Düngerpreisen und zunehmenden Umweltauflagen durch eine Steigerung der Nährstoffnutzungseffizienz entgegen gewirkt werden muss.

Während Bodenbearbeitungsverfahren zur Verminderung unproduktiver Wasserverluste bereits vielfach erprobt und

Summary

To answer the question, if and to which extend the water use efficiency of winter cereals and be improved by choose of variety, soil cultivation and fertilization, data sets from the lysimeter station of the Institute of Crop and Soil Science of the Julius Kühn Institute in Braunschweig were evaluated.

The station consists of 8 lysimeters, in which since 2006 a 3 factorial experiment is conducted with the factors soil cultivation (conservation tillage vs. plough), fertilisation (solid broadcast on soil surface vs. fluid N injection) and variety (high stem density variety vs. low stem density variety). Beside the continuously monitored lysimeter weights, seepage water amounts and yield data were analysed.

For winter wheat 2009, a higher productivity for grain yield of water use was found after fluid N injection compared to broadcast solid N application of calcareous ammonium nitrate. As a trend, this was also found for winter barley in 2008. A higher grain yield productivity of water use was also found for the winter wheat variety "Hermann" than for "Tuerkis".

in die Praxis eingeführt wurden und es auch Sorten- und Anbauempfehlungen für unterschiedlich feuchte Standorte gibt (z.B. über Aussaat- und Bestandesdichten), werden Düngempfehlungen und Düngerverfahren bisher nicht gezielt zur Erhöhung der Wassernutzungseffizienz eingesetzt.

Es ist bekannt, dass in Gefäß- und Modellversuchen eine ammoniumbetonte Stickstoffernährung zu einer Steigerung der Wassernutzungseffizienz führt, also weniger Wasser für die Produktion von Biomasse gegenüber einer äquivalenten Nitraternährung benötigt wird (MARSCHNER 1999). Wegen der rasch ablaufenden Stickstoffumsetzungsprozesse im Boden (Hydrolyse, Nitrifikation) erfolgt bei breitwürfiger und oberflächlicher N-Düngung die N-Versorgung von Kulturpflanzen überwiegend in Form von Nitrat. Da bei platzierter NH_4 -Ablage im Boden (Unterfußdüngung, Injektion) die Nitrifikation aber verzögert ist (PETERSEN and MORTENSEN 2002), ist bei diesen Verfahren auch unter Feldbedingungen mit einem höheren Beitrag von

¹ Julius Kühn Institut, Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde, Bundesallee 50, D-38116 BRAUNSCHWEIG

* Ansprechpartner: Dr. Martin Kücke, martin.kuecke@jki.bund.de

Tabelle 1: Anbautechnische Angaben für die Versuchsjahre 2008 und 2009 in der Lysimeteranlage Braunschweig

| Sorten | 2008 Wintergerste | | | | 2009 Winterweizen | | | |
|---|-------------------|---------------|---------------|---------------|-------------------|---------------|---------------|---------------|
| | Finesse | | Fridericus | | Hermann | | Türkis | |
| Düngeverfahren | fest, oberfl. | flüssig, inj. | fest, oberfl. | flüssig, inj. | fest, oberfl. | flüssig, inj. | fest, oberfl. | flüssig, inj. |
| Aussaattermin | 24.09.07 | | 24.09.07 | | 12.11.08 | | 12.11.08 | |
| Aussaatstärke | 350 Körner/qm | | 300 Körner/qm | | 400 Körner/qm | | 400 Körner/qm | |
| Termine | 05.03.08 | 10.03.08 | 05.03.08 | 10.03.08 | 11.03.09 | 15.04.09 | 11.03.09 | 15.04.09 |
| N-Düngung und N-Mengen (kg N/ha) | KAS (50) | NTS (160) | KAS (50) | NTS (160) | KAS (60) | ASL (150) | KAS (60) | ASL (150) |
| | 28.04.08 | | 28.04.08 | | 21.04.09 | | 21.04.09 | |
| | KAS (70) | | KAS (70) | | KAS (30) | | KAS (30) | |
| | 16.05.08 | | 16.05.08 | | 27.05.09 | | 27.05.09 | |
| | KAS (40) | | KAS (40) | | KAS (60) | | KAS (60) | |
| EC-Stadium bei N-Düngung | 21 | 21 | 21 | 21 | 13 | 21-25 | 13 | 21-25 |
| | 30 | | 30 | | 30 | | 30 | |
| | 49 | | 49 | | 51 | | 51 | |
| Termine Beregnung (Wassermenge in L m ⁻²) | 05.06.08 | 05.06.08 | 05.06.08 | 05.06.08 | 05.06.09 | 05.06.09 | 05.06.09 | 05.06.09 |
| | 26 | 25 | 25 | 23 | 27 | 24 | 31 | 21 |
| | | | | | 29.06.09 | 29.06.09 | 29.06.09 | 29.06.09 |
| | | | | | 28 | 28 | 30 | 26 |
| Termin Ernte | 02.07.08 | | 09.07.08 | | 27.07.09 | | 27.07.09 | |

KAS = Kalkammonsalpeter; NTS = Ammoniumtritharnstofflösung mit Thiosulfat; ASL = Ammoniumsulfatlösung

NH₄-N an der Stickstoffernährung und mit einer höheren Wassernutzungseffizienz zu rechnen.

Durch Injektion von Ammoniumflüssigdüngern (CULTAN-Verfahren, SOMMER 2000, 2003) wird eine Erhöhung der Ammoniumernährung gezielt angestrebt.

Ziel dieser Arbeit ist die Beantwortung der Frage, ob die Produktivität der Wassernutzung von Winterweizen und Wintergerste durch Einsatz einer Ammoniumflüssigdüngereinjektion gegenüber einer konventionellen, breitwürfigen N-Düngung erhöht werden kann.

Material und Methoden

Die Lysimeteranlage des Instituts für Pflanzenbau und Bodenkunde des Julius Kühn Instituts in Braunschweig, Deutschland, besteht aus 8 Lysimetern, die jeweils im Zentrum einer Versuchsparzelle (45 m x 32 m) liegen. Die Lysimeter wurden 1983 schichtweise geschüttet, waren bis zum Jahr 1992 in Betrieb und wurden nach einer über 20jährigen Nichtnutzung mit dem Bau einer neuen Lysimeteranlage 2004 reaktiviert und 2006 wieder in Betrieb genommen. Kontinuierlich ermittelt werden Sickerwassermengen (Kippwaagen), die Lysimetergewichte sowie in 2 Lysimetern Wasserspannung und Wassergehalte (KÜCKE 2006). Niederschläge wurden von der agrarmeteorologischen Forschungsstelle des Deutschen Wetterdienstes in Braunschweig ermittelt, die sich ca. 300 m südlich der Lysimeteranlage befindet. Der Boden ist ein beregnungsbedürftiger lehmiger Sand mit Ackerzahl 30 (SAUERBECK 2005).

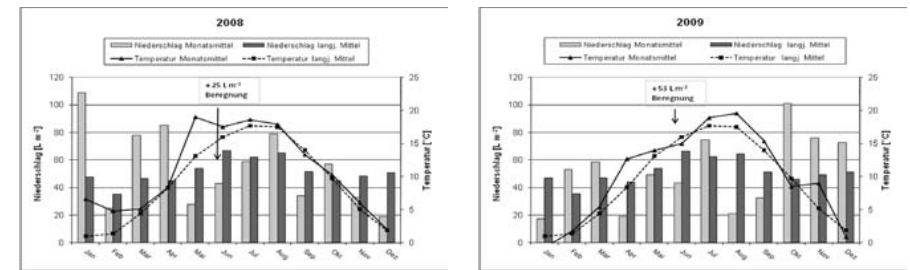
Die 8 Lysimeter und Versuchsparzellen beinhalten die Versuchsfaktoren Bodenbearbeitung (Pflug vs. Mulchsaat),

Düngeverfahren (oberflächlich konventionell mit Festdünger vs. N-Flüssigdüngereinjektion mit N-Flüssigdünger) und Sorten (2008 Wintergerste „Finesse (zweizeilig) vs. „Fridericus“ (mehrzeilig), 2009 Winterweizen „Türkis“ vs. „Hermann“ (Kompensationstyp) (8 Varianten). Die breitwürfige Düngung mit festem Kalkammonsalpeter erfolgte gesplittet in 3 Teilgaben (Tabelle 1), während bei der Injektionsdüngung die gesamte N-Düngung in 1 Gabe appliziert wurde. Zum Schwefelgleichgewicht erhielten alle Varianten 2008 30 kg S/ha (28.3.09) und 2009 22 kg S/ha (17.3.09) in Form von Kieserit.

Auswertung

Die Gewichtsveränderungen der Lysimeter wurden 5minütlich, die Sickerwassermengen wöchentlich im Winterhalbjahr und 14tägig im Sommerhalbjahr ermittelt. Aus der Wasserhaushaltsgleichung $N = A + S \pm \Delta R + E + TP + I$ wurde die Evapotranspiration ETP als Summenparameter ermittelt. Fehlende Datensätze durch technische Störungen wurden, sofern sie alle Lysimeter betrafen, durch Interpolation ermittelt, und wenn sie einzelne Lysimeter betrafen, durch Mittelwertbildung aus den 3 verbliebenen Bodenbearbeitungsvarianten.

Die varianzanalytische Auswertung (ANOVA) erfolgte mit dem Programm SPSS über Vergleich der monatlichen Mittelwerte der Versuchsfaktoren (Bodenbearbeitung, Düngung Sorten) und nachfolgendem Tukey-Test. Da die Sickerwassermessungen in unregelmäßigen Abständen erfolgten, wurden die Zeitintervalle zwischen den Messungen mittels Kovarianzanalyse (ANCOVA) adjustiert.

Abbildung 1: Monatliche Niederschlagssummen (L m²) und Durchschnittstemperaturen (°C) 2008 und 2009 für den Standort Braunschweig im Vergleich zum langjährigen DurchschnittTabelle 2: Jahreswasserbilanz der Lysimeter in Mittel der Versuchsfaktoren Bodenbearbeitung, Düngung und Sorten 2008 und 2009 (L m²)

| 2008 | Mulch | Pflug | oberfl. | injiziert | Finesse | Fridericus | MW |
|-------------------------|-------|-------|---------|-----------|---------|------------|-----|
| Niederschlag | 649 | 649 | 649 | 649 | 649 | 649 | 649 |
| Beregnung ¹⁾ | 23 | 26 | 25 | 24 | 25 | 24 | 25 |
| Sickerwasser | 315 | 331 | 340 | 305 | 333 | 313 | 323 |
| ETP | 367 | 392 | 381 | 378 | 367 | 392 | 380 |
| Zufuhr | 602 | 605 | 604 | 603 | 604 | 603 | 604 |
| Abfuhr | 682 | 723 | 721 | 683 | 700 | 705 | 702 |
| Bilanz (Zu - Abfuhr) | -80 | -118 | -117 | -80 | -96 | -102 | -99 |
| 2009 | Mulch | Pflug | oberfl. | injiziert | Hermann | Türkis | MW |
| Niederschlag | 619 | 619 | 619 | 619 | 619 | 619 | 619 |
| Beregnung ¹⁾ | 54 | 52 | 57 | 49 | 53 | 52 | 53 |
| Sickerwasser | 179 | 230 | 229 | 230 | 210 | 199 | 213 |
| ETP | 481 | 465 | 462 | 484 | 458 | 489 | 473 |
| Zufuhr | 680 | 678 | 683 | 675 | 679 | 678 | 679 |
| Abfuhr | 660 | 695 | 691 | 714 | 668 | 688 | 686 |
| Bilanz (Zu - Abfuhr) | 20 | -17 | -8 | -39 | 11 | -10 | -7 |

¹⁾Die Beregnungsmenge wurde für jedes Lysimeter aus der Gewichtsveränderung individuell ermittelt

Ergebnisse

Jahreswasserbilanz

2008 betrug der Jahresniederschlag 649 L m², 2009 619 L m² bei einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von 619 L m². Hinzu kamen die in *Abbildung 1* angegebenen Beregnungswassermengen. 2008 waren die Monate Mai und Juni, 2009 die Monate April, Mai, Juni und August überdurchschnittlich trocken. Die langjährige Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 9,2 °C, die Jahresdurchschnittstemperatur 2008 betrug 10,8 °C und 2009 10,0 °C.

Die Wasserbilanz war 2008 negativ (Tabelle 2, -99 L m²) und 2009 weitgehend ausgeglichen (-7 L m²). Im Vergleich zu 2008, wo auf der Lysimeteranlage Wintergerste angebaut wurde, wurden 2008 beim Anbau von Winterweizen höhere Evapotranspirationen und geringere Sickerwasserspenden festgestellt.

Evapotranspiration

Die Bodenbearbeitung hatte in beiden Jahren keinen eindeutig erkennbaren Einfluss auf die Jahressumme der

Evapotranspiration (*Abbildung 2*). Im Vergleich der Monatssummen wurden nur im Wintergerstenjahr 2008 nach der Getreideernte statistisch absicherebare Effekte ermittelt, die auf eine höhere ETP in den Pflugvarianten hindeuten.

Nach breitwürfiger Oberflächendüngung wurde in beiden Versuchsjahren im Frühjahr eine signifikant höhere Evapotranspiration gefunden als nach N-Flüssigdüngereinjektion (*Abbildung 3*; März 2008: p=0,042; April 2009 p=0,047). Auffällig ist, dass unmittelbar nach breitwürfiger Oberflächendüngung die Evapotranspiration in beiden Jahren in den Monaten März und April über der nach Injektionsdüngung liegt, während sie im Mai und Juni, also in der Phase der höchsten Biomassebildung von Wintergetreide, nach Injektionsdüngung tendenziell höher lag.

Einen Einfluss der Sorten auf die monatliche Evapotranspiration lassen die Daten von 2008 und 2009 nicht erkennen (*Abbildung 4*).

Produktivität der Evapotranspiration

Der Korntrag des Winterweizens war 2009 in der Pflugvariante (48,2 dt TM ha⁻¹) höher als bei der Mulchvariante (39,0 dt TM ha⁻¹) (Tabelle 3), hinsichtlich des Stroh- und

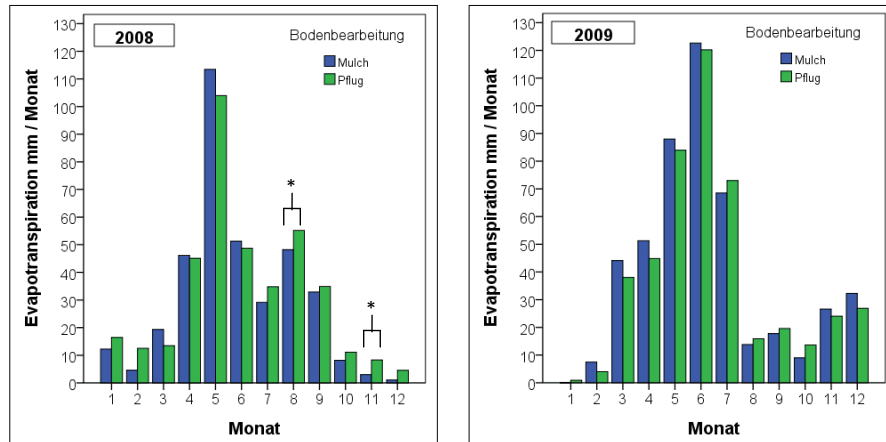


Abbildung 2: Monatsliche Evapotranspiration ($L m^{-2}$) nach konservierender (Mulch) und Pflügbodenbearbeitung in 2008 (Wintergerste) und 2009 (Winterweizen) in der Lysimeteranlage Braunschweig. Signifikante Unterschiede zwischen den Bodenbearbeitungsverfahren sind mit einem p -Wert $< 0,05$ sind durch * gekennzeichnet.

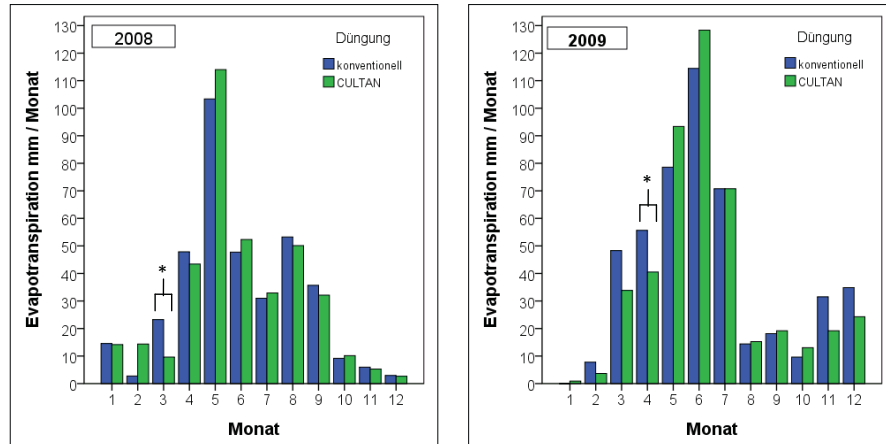


Abbildung 3: Monatsliche Evapotranspiration ($L m^{-2}$) nach breitwürfiger Oberflächendüngung und Injektionsdüngung in 2008 (Wintergerste) und 2009 (Winterweizen) in der Lysimeteranlage Braunschweig. Signifikante Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten sind mit einem p -Wert $< 0,05$ sind durch * gekennzeichnet.

Gesamtbiomasseertrages waren die Verhältnisse allerdings umgekehrt. Nach Injektionsdüngung war die Korn- und Biomasseproduktion höher als nach breitwürfiger Düngung (signifikant für den Kornertrag), und die Sorte „Hermann“ wies beim Korn-, Stroh- und den Biomassertrag immer höhere Werte auf als die Sorte „Türkis“. Die Evapotranspiration während der Wachstumszeit des Winterweizens war zwischen den Versuchsfaktoren nicht signifikant verschieden.

Hinsichtlich der Kornertragsproduktion pro Liter Wasserverbrauch (ETP), also der Produktivität der Evapotranspiration für den Kornertrag, führte diese Auswertung zu dem Ergebnis, dass die CULTAN-Düngung ($1,34 g TM L^{-1} m^{-2}$) zu signifikant höherer Evapotranspirationsproduktivität als die konventionelle Düngung ($1,1 g TM/Lm^2$) geführt hat. Ebenso wies die Sorte „Hermann“ ($1,35 g TM L^{-1} m^{-2}$) eine signifikant höhere Produktivität der Evapotranspiration auf als die Sorte „Türkis“ ($1,09 g TM L^{-1} m^{-2}$).

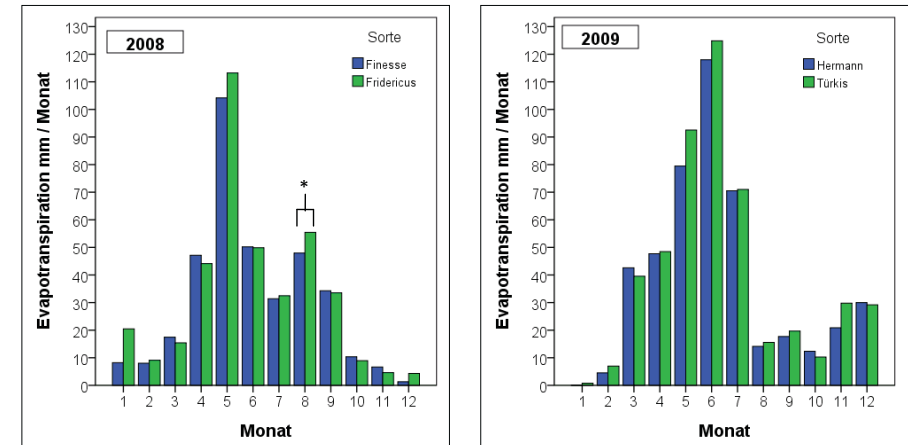


Abbildung 4: Monatsliche Evapotranspiration ($L m^{-2}$) bei unterschiedlichen Sorten (2008 Wintergerste „Finesse“ und „Fridericus“; 2009 Winterweizen „Türkis“ und „Hermann“) in der Lysimeteranlage Braunschweig. Signifikante Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten sind mit einem p -Wert $< 0,05$ sind durch * gekennzeichnet.

Diskussion

Die gefundene, statistisch gesicherte höhere Produktivität der Wassernutzung für die Kornertragsbildung bei Winterweizen, tendenziell auch für Wintergerste, nach N-Flüssigdüngerinjektion ist dadurch entstanden, dass bei nahezu identischer Evapotranspiration bei beiden N-Düngerverfahren (Differenz 1 %) nach der N-Flüssigdüngerinjektion ein 20 % höherer Kornertrag ermittelt wurde. Derartig große Ertragsdifferenzen sind in Lysimeteruntersuchungen nicht ungewöhnlich, und die Effekte der Versuchsfaktoren sind i.d.R. in den Lysimetern stärker ausgeprägt als in den umliegenden, gleich bewirtschafteten Versuchspartellen mit ungestörtem Boden. In allen Fällen besteht der Nachteil derartiger Untersuchungen darin, dass jede Versuchsvariante ohne echte Wiederholung angelegt ist, so dass für die statistische Auswertung 4 Wiederholungen pro Hauptfaktor zur Verfügung stehen, wobei die Mittelwerte hieraus durch die Einflüsse der anderen Versuchsfaktoren naturgemäß eine größere Varianz aufweisen als Mittelwerte aus echten Wiederholungen und somit erst große Differenzen zwischen Behandlungen statistisch absicherbar sind.

Der höhere Kornertrag des Wintergetreides und auch die tendenziell höhere Gesamtbiomassebildung nach der N-Flüssigdüngerinjektion bei annähernd gleichem Wasserverbrauch lässt den Schluss zu, dass es bei dem CULTAN-Verfahren zu der von SOMMER (2000, 2003) angestrebten Ammoniumernährung der Kulturpflanzen unter Feldbedingungen kommt, die zu einer höheren Ertragsbildung bei nicht adäquat steigendem Wasserverbrauch führt. Damit ist die dieser Arbeit zugrunde liegende Hypothese, dass das CULTAN-Verfahren die Produktivität der Evapotranspiration positiv beeinflussen kann, bestätigt. Legt man die bei MARSCHNER (1999) zitierten Gefäßuntersuchungen zugrunde, wo bei Ammoniumversorgung wie auch bei

NH_4/NO_3 -Mischernährung, eine Reduzierung der Transpirationsrate durch die Pflanzen bei gleichzeitig gesteigerten CO_2 -Assimilationsraten festgestellt wurden, lässt sich somit schlussfolgern, dass dies bei Ammoniumflüssigdüngerinjektion auch unter Feldbedingungen erreichbar ist.

Nach diesen Untersuchungen lässt sich somit nicht nur die Stickstoffeffizienz (SOMMER 2000, KÜCKE 2003, BECK 2004, BOELKE 2003, RICHTER 2010), sondern auch die Wassernutzungseffizienz von Kulturpflanzen bei Anwendung der NH_4 -Injektionsdüngung gegenüber einer breitwürfigen Oberflächendüngung offensichtlich steigern. Hinsichtlich des Sorteneinflusses zeigte 2009 die Sorte Hermann, die nach beschreibenden Sortenlisten des Bundesortenamtes (2010) eine mittlere bis hohe Bestandesdichte ausweist, eine signifikant höhere Produktivität der Wassernutzung als die mit niedriger bis mittlerer Bestandesdichte angegebene Sorte Türkis. Die Bestandesdichten beider Sorten waren entsprechend der Sortenbeschreibungen auch in unseren Untersuchungen deutlich verschieden (Hermann 491 Ähren/ m^2 , Türkis 392 Ähren/ m^2). Die höhere Bestandesdichte führte somit nicht erkennbar zu einem höheren Wasserverbrauch, wohl aber zu einem höheren Kornertrag, woraus sich die höhere Wassernutzungseffizienz ergibt.

Bereits heute zeigen zahlreiche Untersuchungen, dass höhere Erträge und N-Entzüge nach N-Flüssigdüngerinjektion unter praktischen Anbaubedingungen möglich sind (BOELKE 2003, KÜCKE 2003, BECK 2004, WEIMAR 2003, RICHTER 2010, WALTER 2010). Hinzu kommen Untersuchungen, die zeigen, dass die N-Flüssigdüngerinjektion zu niedrigerer Nitratauswaschung führen kann (WALTER 2003, 2010, KÖHLER et al. 2003). So stellte WALTER 2010 in einer mehrjährigen Feldversuchsstudie in den Winterhalbjahren eine um 50 geringere Nitratauswaschung nach N-Flüssigdüngerinjektion fest.

Tabelle 3: Erträge (dt TM ha⁻¹), Evapotranspiration (L m⁻²) sowie die Produktivität der Evapotranspiration (g TM/Lm²) für die Biomasse- und die Kornertragsbildung in Abhängigkeit von Bodenbearbeitung, Düngung und Winterweizensorte 2009

| Kornertrag (dt TM ha ⁻¹) | | | | |
|--|---------------|--------|----------|--------|
| Mittelwerte | Mulch | 50,9,0 | Pflug | 48,2 |
| | KAS oberfl. | 45,0A | CULTAN | 54,2 B |
| | Hermann | 52,8 | Türkis | 46,3 |
| Strohertrag (dt TM ha ⁻¹) | | | | |
| Mittelwerte | Mulch | 33,4 | Pflug | 28,4 |
| | KAS oberfl. | 32,0 | CULTAN | 29,8 |
| | Hermann | 32,7 | Türkis | 29,1 |
| Gesamt Biomassertrag (dt TM ha ⁻¹) | | | | |
| Mittelwerte | Mulch | 84,3 | Pflug | 76,7 |
| | KAS oberfl. | 77,0 | CULTAN | 84,0 |
| | Hermann | 85,5 | Türkis | 75,5 |
| Evapotranspiration (L m ⁻²) | | | | |
| Mittelwerte | Mulch | 415 | Pflug | 403 |
| | KAS oberfl. | 412 | CULTAN | 406 |
| | Hermann | 393 | Türkis | 426 |
| Produktivität der ETP (g TM L ⁻¹ m ⁻²) für die Biomasse | | | | |
| Mittelwerte | Mulch | 2,04 | Pflug | 1,91 |
| | KAS oberfl. | 1,87 | CULTAN | 2,07 |
| | Hermann A | 2,18 | Türkis B | 1,77 |
| Produktivität der ETP (g TM L ⁻¹ m ⁻²) für den Kornertrag | | | | |
| Mittelwerte | Mulch | 1,23 | Pflug | 1,20 |
| | KAS oberfl. B | 1,10 | CULTAN A | 1,34 |
| | Hermann A | 1,35 | Türkis B | 1,09 |

Varianten mit unterschiedlichen Buchstaben unterscheiden sich signifikant

Die Ergebnisse erklären, warum in Feldversuchen höhere Erträge nach N-Flüssigdüngereinjektion im Vergleich zu breitwürfiger Düngung besonders in Jahren mit Frühsommertrockenheit festzustellen sind (BECK 2004, RICHTER 2010).

Literatur

- BECK, W., 2004: N-Düngung nah dem CULTAN-Verfahren. Kartoffelbau 4, 116-121.
- BOELKE, B., 2003: Effekte der Injektionsdüngung auf Ertrag und Qualität von Getreide und Raps in Mecklenburg-Vorpommern. Landbauforschung Völknerode, Sonderheft 245, 47-53.
- BUNDESSORTENAMT, 2010: BESCHREIBENDE SORTENLISTE 2010. ISSN 2190-6130.
- KÖHLER, S., W.-A. BISCHOFF und H.-P. LIEBIG, 2003: CULTAN-Düngung – Ein Beitrag zum Grundwasserschutz durch Verringerung des Nitrataustrages. Landbauforschung Völknerode, Sonderheft 245, 117-127.
- HORCHANI, F.R., S. HAJRI und S. ASCHI-SMITI, 2010: Effect of ammonium or nitrate nutrition on photosynthesis, growth, and nitrogen assimilation in tomato plants. J. Plant Nutr. Soil Sci 2010, 173, 610-617.
- KÜCKE, M., 2003: Ertrag und Kornqualität von Winterweizen und Winterroggen nach N-Injektionsdüngung – Feldversuchsergebnisse 2001. Landbauforschung Völknerode, Sonderheft 245, 69-80.
- KÜCKE, M., A. BRAMM, F. HÖPPNER und W. LAWS, 2006: Aufbau und Zielsetzung der neuen Lysimeteranlage des Instituts für Pflanzenbau und Grünlandwirtschaft der FAL (Braunschweig) In: Deutsch-Türkische Agrarforschung, 8. Symposium.
- MARSCHNER, H., 1999: Mineral Nutrition of Higher Plants, Fourth Edition, Academic Press.

- RICHTER, V., 2010: Prozessorientierte Modellierung und Feldversuche zur ammoniumbetonten Injektionsdüngung. Dissertation der Fakultät für Architektur, Bauingieurwesen und Umweltwissenschaften der TU Braunschweig. Der andere Verlag, ISBN: 978-3-86247-050-1.
- PETERSEN, J. and J.V. MORTENSEN, 2002: Dry Matter production and 15N recovery in spring wheat as affected by placement geometry of the fertilizer band. Commun. soil sci. plant anal. 33(1&2) 2002 S. 163-178.
- SAUERBECK, G., 2005: Bodenkundliche Detailkartierung der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft. Erläuterung zum geographischen Informationssystem zu Boden und Nutzung des Geländes. FAL-Braunschweig.
- SCHITTENHELM, S. and U. MENGE-HARTMANN, 2006: Yield formation and Plant metabolism of Spring Barly in response to locally injected ammonium. J. Agronomy & Crop Science 192, 434-444.
- SOMMER, K., 2003: Grundlagen des „CULTAN“-Verfahrens. Landbauforschung Völknerode – FAL Agricultural Research, Sonderheft 245, 1-22. Forschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig.
- SOMMER, K., 2000: „CULTAN“-cropping system: Fundamentals, state of development and perspectives. In: Nitrogen in a sustainable ecosystem: From the cell to the plant. Ed. M.A. Martins-Loucao and S.H. Lips, pp 361-375. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- WALTER, E., 2010: Konventionelle mineralische und N-Injektionsdüngung in Feldversuchen 1991-2005 – Einfluss auf Nitratauswaschung und Getreideproduktion -. Dissertation der Fakultät Agrarwissenschaften der Universität Hohenheim.
- WEIMAR, S., 2003: Untersuchungen zur N-Düngung nach dem CULTAN-Verfahren bei Getreide, Zuckerrüben und Kartoffeln in Rheinland-Pfalz. Landbauforschung Völknerode, Sonderheft 245, 23-44.

Einfluss der Winterbegrünung auf Wasserhaushalt und Nitratauswaschung

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

Zusammenfassung

Auf der Lysimeteranlage Bern-Liebefeld wurde zwischen 2002 und 2008 der Einfluss von überwinternden und abfrierenden Zwischenfrüchten auf die Sickerwasserbildung und die Nitratauswaschung ins Grundwasser untersucht. Auf drei verschiedenen Böden wurde der Anbau von als Viehfutter genutzten Zwischenfrüchten mit einer Winterbrache verglichen. Durch den Anbau einer Zwischenfrucht nach Winterweizen wurden die Sickerwassermenge auf allen Böden um rund 170 mm und die ausgewaschene Nitratmenge um etwas über 110 kg N ha⁻¹ und Anbaujahr verringert. Während die Nitratverluste unter den Zwischenfrüchten beträchtlich reduziert wurden, traten in den Nachperioden leicht höhere Auswaschungsverluste auf. Abschätzungen für das schweizerische Talgebiet zeigen, dass die Grundwasserneubildung durch den Zwischenfruchtanbau nur unbedeutend abnimmt.

Schlagwörter: Lysimeter, Sickerwasser, Winterbrache, Zwischenfrüchte

Summary

The influence of over-winter and non-winter hardy cover crops on seepage water volume and nitrate leaching into groundwater was studied at the lysimeter station of Berne-Liebefeld between 2002 and 2008. On three soils the cultivation of cover crops used as forage was compared to winter fallow. Cover cropping after winter wheat resulted in a reduction of 170 mm in seepage water volume and a decrease of 110 kg N ha⁻¹ in the amount of nitrate leached per cropping year. Whereas nitrate leaching could be considerably reduced during the growth period of cover crops, leaching losses proved to be slightly higher in the after period. Estimations for the Swiss lowlands show an insignificant decrease in groundwater recharge by cover cropping.

Keywords: cover crops, lysimeter, seepage water, winter fallow

Einleitung

Die Nitratgehalte des Grundwassers sind in der Schweiz in der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts gestiegen und erreichten Mitte der 1990er Jahre ihren Höhepunkt (BUWAL 1993, HERZOG et al. 2008). Ursache für diesen Anstieg war hauptsächlich die Intensivierung der Landwirtschaft. Die Erträge der bedeutendsten Kulturen haben sich während dieser Periode mehr als verdoppelt. Die intensivere Bodenbearbeitung und der höhere Düngereinsatz haben neben ertragreicheren Sorten sowie einem gezielteren Pflanzenschutz wesentlich dazu beigetragen. Beim Stickstoff (N) stieg der jährliche Mineraldüngerverbrauch in der Schweiz von rund 8'000 t N im Jahr 1950 auf über 70'000 t N in der zweiten Hälfte der 1980er Jahre und auch der Wirtschaftsdüngeranfall nahm bis 1980 kontinuierlich zu. Ab Mitte der 1990er Jahre gingen die Nitratgehalte des Grundwassers leicht zurück (BUWAL und BWG 2004, HERZOG et al. 2008, BAFU 2009). Dies ist zum Teil auf die Umgestaltung der schweizerischen Agrarpolitik zurückzuführen. 1993 wurden Direktzahlungen für die Integrierte Produktion (IP), den organischen Landbau (Bio) und ökologische Ausgleichsflächen (z.B. extensiv oder wenig intensiv genutzte Wiesen) eingeführt. 1999 wurden die meisten IP-Regelungen in den Ökologischen Leistungsnachweis (ÖLN) integriert, welcher Voraussetzung zum Erhalt von Direktzahlungen wurde. Die verschiedenen

Regelungen enthalten auch Vorschriften zum maximal tolerierbaren Überschuss in der gesamtbetrieblichen N-Bilanz, zur Gestaltung der Fruchtfolge sowie zur Bodenbedeckung während des Winterhalbjahres. Modellrechnungen zeigen, dass der geringere N-Düngereinsatz im Ackerbau sowie der vermehrte Anbau von Zwischenfrüchten wesentlich zu den verminderten Nitratgehalten des Grundwassers beigetragen haben (HERZOG et al. 2008, SPIESS und PRASUHN 2008).

Obwohl dem Zwischenfruchtanbau erst in den letzten Jahrzehnten größere Beachtung geschenkt worden ist, ist seine Bedeutung für die Reduktion der Nitratauswaschung seit langem bekannt. DEHÉRAIN schrieb schon 1902, dass die Fläche mit Winterbrache durch den Anbau von Gründüngungen reduziert werden muss, um die N-Verluste zu vermindern (zitiert in BEAUDOIN et al. 2005). Nach MEISINGER et al. (1991) wurde die Rolle der Zwischenfrüchte bei der Reduktion der Nitratverluste zwischen 1930 und 1945 studiert. In der Schweiz wurden in dieser Zeit Lysimeterversuche durchgeführt und GEERING (1943) schlug vor, hohe N-Verluste durch den Anbau von Ackerfruchtplanzen anstelle der sonst üblichen Winterbrache zu verhindern. Spätere Lysimeterversuche in den 1970er und 1980er Jahren zeigten die Wirksamkeit verschiedener Zwischenfrüchte bei der Verringerung der Nitratauswaschung (JÄGGLI 1978, FURRER und STAUFFER 1984, 1986).

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

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

Zwischenfrüchte beeinflussen die Nitratauswaschung auf zweierlei Weise: Einerseits reduzieren sie die Sickerwassermenge, indem sie Wasser aufnehmen und transpirieren (MEISINGER et al. 1991). Andererseits nehmen sie Nitrat über die Wurzeln auf und vermindern so die oftmals hohen N_{min} -Gehalte des Bodens im Herbst (GUTSER und VILSMEIER 1988, HANSEN und DJURHUUS 1997) und letztlich damit auch die ausgewaschenen Nitratmengen. Die Wirkung der Zwischenfrüchte auf die Reduktion der Nitratauswaschung hängt von vielen Faktoren ab: z.B. Pflanzenart (BONTEMPS et al. 2004), Wurzeltyp (Flachwurzler vs. Tiefwurzler; THORUP-KRISTENSEN 2001), Fähigkeit zur biologischen N-Fixierung (MEISINGER et al. 1991, RINNOFNER et al. 2008), Saatzeitpunkt (BÖHM und HÖSCH 2001a, b), Umbruchzeitpunkt (GUTSER und VILSMEIER 1988, BÖHM und HÖSCH 2001a, THORUP-KRISTENSEN et al. 2003), Nachkultur (THORUP-KRISTENSEN et al. 2003).

In der vorliegenden Studie wurde untersucht, wie stark überwinternde und abfrierende Zwischenfrüchte die Nitratauswaschung auf drei unterschiedlichen Böden gegenüber einer Winterbrache reduzieren.

Material und Methoden

Lysimeter

Der Versuch wurde in den Jahren 2002 bis 2008 auf 18 Lysimetern der Anlage Bern-Liebefeld durchgeführt (FURRER und STAUFFER 1980). Es handelt sich um nichtmonolithische Lysimeter, welche eine Oberfläche von 1 m² und eine nutzbare Tiefe von 1,40 m aufweisen. Für die Messung des Sickerwassers wurden Kippwaagen nach dem Prinzip von Joss-Tognini verwendet. Die Impulse der einzelnen Kippungen wurden in einer zentralen Zählleinheit registriert. Bei der vorliegenden Lysimetergröße können Sickerwassermengen von über 100 Liter pro Monat auftreten. Es wurde deshalb eine Einrichtung geschaffen, die eine abflussproportionale Entnahme einer kleinen Probe erlaubt (FURRER und STAUFFER 1980). Die Ablesung der Sickerwassermenge und die Probenahme für die chemische Analyse erfolgten monatlich.

Boden

Die Lysimeter wurden 1982 mit Boden von drei Standorten gefüllt (Tabelle 1). Der Boden wurde volumengetreu eingefüllt, indem er gemäß der im Feld gemessenen Lagerungsdichte rückverdichtet wurde. Der Fluvisol zeichnete sich durch einen hohen Sandgehalt aus, während die Kalkbraunerde mit Abstand die höchsten Ton-, C_{org} - und N_{tot} -Gehalte aufwies.

Tabelle 1: Eigenschaften der drei Böden (0-20 cm Tiefe) bei Versuchsbeginn

| Bodentyp | Herkunft | Ton (%) | Schluff (%) | Sand (%) | pH _{H2O} | C _{org} (%) | N _{tot} (%) |
|---------------|-------------------|---------|-------------|----------|-------------------|----------------------|----------------------|
| Fluvisol | Gampelen BE | 9 | 12 | 79 | 7,8 | 1,5 | 0,19 |
| Parabraunerde | Bern-Liebefeld BE | 17 | 25 | 58 | 6,2 | 1,3 | 0,17 |
| Kalkbraunerde | Oensingen SO | 41 | 33 | 26 | 7,8 | 2,6 | 0,31 |

Fruchtfolge

Zwischen 1982 und 2000 wurden die Lysimeter in unterschiedlichen Versuchen verwendet. Zum Ausgleich wurden deshalb im Frühling 2001 Kartoffeln gepflanzt und nach deren Ernte eine Kleegrasmischung angesät. Im März 2002 startete der Winterbegrünungsversuch mit einer siebenjährigen Fruchtfolge (Silomais - Winterweizen 1 - Zuckerrüben - Winterweizen 2 - Eiweißberben - Wintergerste - Klee gras). Als Zwischenfrucht wurde in einzelnen Verfahren abfrierender Bastard-Ölrettich (*Raphanus sativus* x *Brassica oleracea*; Sorte Colano) nach Winterweizen 1 und winterharte Chinakohlrüben (*Brassica chinensis* x *Brassica rapa*; Sorte Buko) nach Winterweizen 2 angesät. Die Zwischenfrüchte wurden als Zwischenfrüchte verwendet, d.h. die oberirdische Biomasse wurde im Oktober vom Lysimeter abgeführt und dem Vieh verfüttert.

Bodenbearbeitung und Düngung

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

Die Düngung der Kulturen richtete sich nach den damals geltenden Düngungsempfehlungen der Eidgenössischen Forschungsanstalten (FLISCH et al. 2001). Die N-Düngung erfolgte bei Silomais und Klee gras mit Mist, Gülle und Ammoniumnitrat, bei Zuckerrüben mit Mist und Ammoniumnitrat sowie beim Getreide und bei den Zwischenfrüchten (28 kg N ha⁻¹) ausschließlich mit Ammoniumnitrat. Die Eiweißberben erhielten keinen N-Dünger. Die N-Düngung zu den einzelnen Hauptkulturen wurde in Teilgaben verabreicht.

Niederschläge

Die Niederschlagsmengen wurden bis Juni 2006 der 300 m entfernten Station von MeteoSchweiz entnommen und nach deren Verlegung der 7,5 km entfernten Station Bern-Zollikofen. Die Berechnung der Jahressummen erfolgte jeweils von April des laufenden Jahres bis März des Folgejahres. Der Jahresniederschlag betrug im Mittel der sechs Jahre 1058 mm und schwankte zwischen 867 mm (2003/04) und 1274 mm (2006/07).

Statistische Auswertung

Der Versuch musste infolge Rationalisierungsmaßnahmen nach sechs Jahren abgebrochen werden. Für die Auswertung wurde er in fünf Perioden unterteilt (Tabelle 2). Die beiden Nachperioden dienen zur Überprüfung der Nachwirkung der Zwischenfrüchte. Die erste dauerte 16 Monate, die zweite 24 Monate.

Tabelle 2: Versuchsperioden

| Vorperiode | Versuchsbeginn bis Saat Zwischenfrucht 1 | Apr. 2002 - Juli 2003 |
|------------------|---|-----------------------|
| Zwischenfrucht 1 | Saat Zwischenfrucht 1 bis Saat Zuckerrüben | Aug. 2003 - März 2004 |
| Nachperiode 1 | Saat Zuckerrüben bis Saat Zwischenfrucht 2 | Apr. 2004 - Juli 2005 |
| Zwischenfrucht 2 | Saat Zwischenfrucht 2 bis Saat Eiweißberben | Aug. 2005 - März 2006 |
| Nachperiode 2 | Saat Eiweißberben bis Versuchsabbruch | Apr. 2006 - März 2008 |

Tabelle 3: Sickerwassermengen der verschiedenen Verfahren in den einzelnen Perioden der Fruchtfolge (in mm)

| | Vorperiode | Zwischenfrucht 1 | Nachperiode 1 | Zwischenfrucht 2 | Nachperiode 2 | Summe 2002-08 |
|-----------|------------|------------------|---------------|------------------|---------------|---------------|
| Fl-ZF | 703 | 261 | 400 | 251 | 1'524 | 3'140 |
| Fl-Br | 668 | 428 | 395 | 358 | 1'520 | 3'369 |
| Pa-ZF | 749 | 206 | 344 | 208 | 1'548 | 3'055 |
| Pa-Br | 746 | 392 | 366 | 350 | 1'605 | 3'459 |
| Ka-ZF | 728 | 238 | 377 | 248 | 1'564 | 3'155 |
| Ka-Br | 780 | 423 | 421 | 371 | 1'584 | 3'579 |
| Mittel ZF | 726 | 235 | 374 | 236 | 1'545 | 3'117 |
| Mittel Br | 731 | 415 | 394 | 360 | 1'570 | 3'469 |
| Mittel Fl | 685 | 345 | 398 | 304 | 1'522 | 3'254 |
| Mittel Pa | 747 | 299 | 355 | 279 | 1'577 | 3'257 |
| Mittel Ka | 754 | 331 | 399 | 310 | 1'574 | 3'367 |

Fl = Fluvisol, Pa = Parabraunerde, Ka = Kalkbraunerde, ZF = Zwischenfrucht, Br = Winterbrache

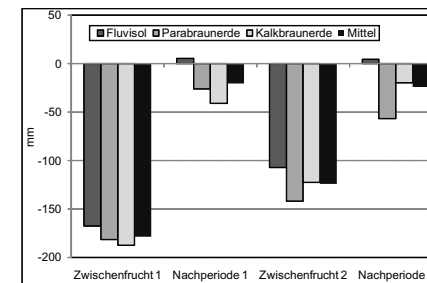


Abbildung 1: Differenz der Sickerwassermengen unter der Zwischenfrucht gegenüber Winterbrache

Alle Verfahren wurden in dreifacher Wiederholung angelegt und die Ergebnisse wurden mit STATISTICA mittels einer 2-Weg-Varianzanalyse ausgewertet. Falls der F-Test gesicherte Verfahrensunterschiede ergab, wurde der multiple Vergleichstest nach Tukey angewendet.

Ergebnisse

Sickerwasser

Signifikante Unterschiede zwischen Zwischenfrucht und Winterbrache traten bei der Sickerwassermenge in den beiden Perioden mit Zwischenfrüchten sowie in der Summe über die sechs Jahre auf. Die drei Böden unterschieden sich nur bei der zweiten Zwischenfrucht signifikant, wobei die Parabraunerde den geringsten Wert aufwies (Tabelle 3). Durch den Anbau einer Zwischenfrucht reduzierte sich die Sickerwasserbildung im Mittel um rund 170 mm. Bastard-Ölrettich verringerte die Sickerwassermenge um 199 mm gegenüber Winterbrache (Zwischenfrucht + Nachperiode; Abbildung 1). Bei den winterharten Chinakohlrüben dage-

gen betrug die Reduktion trotz der längeren Vegetationszeit nur 148 mm. Bastard-Ölrettich wies einen bedeutend höheren Trockensubstanz-Ertrag auf als die Chinakohlrüben und entzog deshalb dem Boden auch mehr Wasser.

Nitratauswaschung

Die Zwischenfrucht- und die Winterbracheverfahren sowie die drei Böden unterschieden sich fast immer signifikant in der ausgewaschenen Nitratmenge. Nur in der Vorperiode, als alle Verfahren noch identisch bewirtschaftet wurden, und in der zweiten Nachperiode traten keine signifikanten Unterschiede zwischen Zwischenfrucht und Winterbrache auf. Unter der Parabraunerde und besonders unter dem Fluvisol wurde weniger Nitrat ausgewaschen als unter der Kalkbraunerde (Tabelle 4). Der Anbau von Zwischenfrüchten führte zu einer bedeutenden Verringerung der ausgewaschenen Nitratmenge. Unter der ersten Zwischenfrucht, Bastard-Ölrettich, reduzierte sich die Auswaschung im Mittel der drei Böden um 200 kg N ha⁻¹ gegenüber Winterbrache (Abbildung 2). Der Anbau der Chinakohlrüben führte zu einer durchschnittlichen Verringerung um 93 kg N ha⁻¹. Auffällig ist, dass in beiden Nachperioden mehr Nitrat unter den Verfahren mit Zwischenfrüchten ausgewaschen wurde. In der ersten Nachperiode betrug die Mehrmenge nur 15 kg N ha⁻¹, in der zweiten war sie dagegen mit 46 kg N ha⁻¹ beträchtlich. Von der Saat der Zwischenfrucht bis zum Ende der Nachperiode wurden somit im Durchschnitt beider Zwischenfrüchte über 110 kg N ha⁻¹ weniger ausgewaschen als unter Winterbrache. Über die ganze sechsjährige Untersuchungsperiode bedeutete dies eine Senkung des mittleren Nitratgehalts des Sickerwassers um 27% (von 90 auf 66 mg N₃/L).

Diskussion

Sickerwasser

Der Anbau einer Zwischenfrucht verminderte die Sickerwasserbildung mit durchschnittlich 170 mm stärker als in

Tabelle 4: Ausgewaschene Nitratmengen der verschiedenen Verfahren in den einzelnen Perioden der Fruchtfolge (in kg N ha⁻¹)

| | Vorperiode | Zwischenfrucht 1 | Nachperiode 1 | Zwischenfrucht 2 | Nachperiode 2 | Summe 2002-08 |
|-----------|------------|------------------|---------------|------------------|---------------|---------------|
| Fl-ZF | 40 | 15 | 59 | 12 | 223 | 349 |
| Fl-Br | 36 | 203 | 26 | 93 | 202 | 560 |
| Pa-ZF | 63 | 7 | 47 | 5 | 342 | 464 |
| Pa-Br | 69 | 144 | 34 | 73 | 287 | 606 |
| Ka-ZF | 135 | 19 | 65 | 4 | 361 | 583 |
| Ka-Br | 164 | 296 | 65 | 134 | 296 | 955 |
| Mittel ZF | 79 | 14 | 57 | 7 | 308 | 466 |
| Mittel Br | 90 | 214 | 42 | 100 | 262 | 707 |
| Mittel Fl | 38 | 108 | 43 | 53 | 212 | 455 |
| Mittel Pa | 66 | 74 | 42 | 39 | 314 | 535 |
| Mittel Ka | 149 | 155 | 68 | 69 | 328 | 769 |

Fl = Fluvisol, Pa = Parabraunerde, Ka = Kalkbraunerde, ZF = Zwischenfrucht, Br = Winterbrache

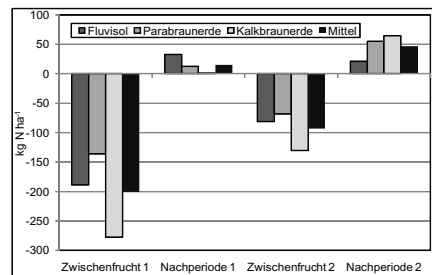


Abbildung 2: Differenz der ausgewaschenen Nitratmengen unter der Zwischenfrucht gegenüber der Winterbrache

anderen Versuchen. DERSCH und HÖSCH (2001) fanden eine Reduktion um 45 mm bei ähnlich hohen Niederschlägen, RYSER und PITTET (1993) eine solche von durchschnittlich 37 mm, während sie bei JUSTES et al. (1999) sogar nur 14 mm betrug, allerdings bei tieferen mittleren Jahresniederschlägen (618 mm).

Die geringere Sickerwasserbildung unter den Zwischenfrüchten führt zu einer Verminderung der Grundwasserneubildung, wie von DAVIES et al. (1996) befürchtet worden ist. Diese dürfte allerdings in der Schweiz nicht von Bedeutung sein, wie eine Abschätzung für das landwirtschaftlich intensiv genutzte Talgebiet zeigt. Unter Annahme einer mittleren jährlichen Sickerwassermenge von 500 mm unter der Landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN), eines Ackerlandanteils an der LN von 57%, einem maximal möglichen Anteil der Zwischenfrüchte am Ackerland von 15% (der größte Teil des Ackerlands ist mit überwinternden Hauptkulturen wie Winterweizen oder Klee gras bedeckt) sowie einer Reduktion der Sickerwassermenge durch den Zwischenfruchtanbau um 170 mm resultiert eine Verringerung der Grundwasserneubildung unter der LN der Schweiz von 3%.

Nitratauswaschung

Die Reduktion der Nitratauswaschung durch eine Zwischenfrucht fiel in diesem Versuch höher als in anderen Studien aus, wo Werte zwischen 30 und 60 kg N ha⁻¹ gefunden

wurden (RYSER und PITTET 1999, HÖSCH und DERSCH 2003, VOS und VAN DEN PUTTEN 2004, STAUFFER und SPIESS 2005). Die mit gesamthaft 185 kg N ha⁻¹ sehr hohe Verminderung der Nitratauswaschung durch die erste Zwischenfrucht kann kaum auf die besonderen Witterungsbedingungen im Sommer 2003 mit hohen Temperaturen und geringen Niederschlägen zurückgeführt werden, denn der mittlere N Entzug der Vorkultur Weizen war 2003 nur 17 kg N ha⁻¹ geringer als 2005. Nicht aufgenommener Dünger-N infolge unerwartet geringer Pflanzenerträge erhöhte deshalb nicht die N_{min}-Gehalte nach der Ernte und damit die Auswaschungsfähigkeit. Die starke Reduktion der Auswaschung dürfte hauptsächlich durch den hohen Ertrag des Bastard-Ölrettichs bedingt sein, welcher mit einem N Entzug der oberirdischen Biomasse von 141 kg N ha⁻¹ verbunden war. Mit der N-Menge in den Stoppeln und Wurzeln zusammen, welche bei Zwischenfrüchten nicht zu vernachlässigen ist (LEHMANN et al. 1991, RINNOFFNER et al. 2008), war die gesamte N-Aufnahme durch die Pflanzen noch höher. Sowohl Bastard-Ölrettich als Chinakohlrüben sind zudem Tiefwurzler und nehmen N aus Bodenschichten bis 1,50 Tiefe auf (ROHMANN und SONTHEIMER 1985). Sie reduzieren somit die Auswaschung stärker als Zwischenfrüchte, die die gleiche N-Menge nur aus der oberen Bodenschicht entziehen (THORUP-KRISTENSEN 2001).

Während die Nitratverluste unter den Zwischenfrüchten beträchtlich reduziert wurden, traten in den Nachperioden leicht höhere Auswaschungsverluste auf. Diese fielen nach den überwinternden Chinakohlrüben höher aus als nach dem abfrierenden Bastard-Ölrettich. Bei Letzterem wurden die Stoppeln und Wurzeln wahrscheinlich infolge der fehlenden Winterhärte schneller abgebaut, so dass der Nachkultur mehr N zur Verfügung stand.

Dass die Reduktion der Nitratauswaschung unter dem Bastard-Ölrettich viel höher ausfiel als unter den Chinakohlrüben bedeutet nicht, dass abfrierende Zwischenfrüchte den überwinternden generell überlegen sind, denn die klimatischen Bedingungen in den beiden Anbaujahren waren unterschiedlich. Die Ergebnisse zeigen aber, dass die Nitratverluste stärker vermindert werden können, wenn Ertrag und besonders N-Entzug der Zwischenfrucht höher ausfallen. Deshalb ist beim Zwischenfruchtanbau der Kulturart und dem Saatzeitpunkt besondere Beachtung zu schenken.

Zwischenfrüchte, die als Futter genutzt werden, haben den Vorteil, dass die oberirdische Biomasse abgeführt wird und der darin enthaltene N nicht mehr ausgewaschen werden kann. Dagegen wird bei einer als Gründüngung angebauten Zwischenfrucht die gesamte Biomasse nach der Einarbeitung abgebaut. Der in den Gründüngungspflanzen konservierte N wird dann wieder mineralisiert und kann von den Nachkulturen aufgenommen werden. Er kann aber auch aus dem Boden ausgewaschen werden oder in die Luft entweichen.

Während sich die drei Böden nur wenig in der Sickerwassermenge unterschieden, traten bei der ausgewaschenen N-Menge große Unterschiede auf. Obwohl die Erträge und N-Entzüge auf der Kalkbraunerde, dem schwersten der drei Böden, am höchsten waren, wurde hier am meisten Nitrat ausgewaschen (Tabelle 4). Dies ist vermutlich auf den im Vergleich zu den anderen Böden viel höheren Humusgehalt zurückzuführen (Tabelle 1).

Wirkung auf Nachkultur

Die Erträge und N-Entzüge der nach den beiden Zwischenfrüchten angebauten Kulturen fielen etwa gleich hoch aus wie bei den Verfahren mit Winterbrache. Die Wasseraufnahme durch die Zwischenfrüchte führte nicht zu Wassermangel bei der Nachkultur, wie RANELLS und WAGGER (1997) und MITCHELL et al. (1999) befürchten, weil die Niederschläge am Versuchsstandort ausreichend waren. In Zukunft könnte aber die Winterbegrünung in einigen trockeneren Regionen der Westschweiz und des Tessins angesichts des prognostizierten Klimawandels in Frage gestellt werden.

Auch die N-Aufnahme durch die Zwischenfrüchte und die Abfuhr der als Futter verwendeten oberirdischen Biomasse beeinflussten die N-Versorgung und die Erträge der Nachkultur nicht negativ. Da nach dem Umbruch der Zwischenfrüchte nur die Stoppeln und Wurzeln im Boden verblieben und abgebaut werden mussten, konnte eine mögliche verzögerte N-Mineralisierung keine Rolle spielen. Zudem werden Brassica-Arten schnell abgebaut und der gebundene N wird wieder freigesetzt (MEISINGER et al. 1991).

Was geschieht mit dem Stickstoff, der weniger ausgewaschen wird?

Die beiden angebauten Zwischenfrüchte waren sehr wirksam und reduzierten die Nitratauswaschung über die gesamte Versuchsperiode und im Mittel der drei Böden um 242 kg N ha⁻¹ gegenüber den Verfahren mit Winterbrache. Praktisch die gleiche Menge, nämlich 243 kg N ha⁻¹, wurde zusätzlich von den Kulturen entzogen; allein 206 kg N ha⁻¹ wurden mit dem Erntegut der beiden Zwischenfrüchte weggeführt. Die Zwischenfrüchte wurden allerdings auch gedüngt und erhielten gesamthaft 55 kg N ha⁻¹. Die Bilanz ergibt, dass in den Verfahren mit Zwischenfrüchten 54 kg N ha⁻¹ mehr vorhanden sein müssen als bei Winterbrache. Was geschieht mit diesem N? Trägt er zur Erhöhung des Humusgehaltes bei? Wird er in späteren Jahren von den Pflanzen noch aufgenommen oder doch ausgewaschen? Oder verflüchtigt er sich als Ammoniak oder Lachgas? Diesen Fragen muss zukünftig vermehrt Beachtung geschenkt

werden. Andernfalls riskieren wir, dass Zwischenfrüchte die Nitratauswaschungsverluste nur kurzfristig vermindern oder sogar zur Erhöhung anderer N-Verlustpfade beitragen (pollution swapping; vgl. z.B. STEVENS und QUINTON 2009).

Literatur

- BAFU (Bundesamt für Umwelt), 2009: Ergebnisse der Grundwasserbeobachtung Schweiz (NAQUA). Umwelt Zustand Nr. 0903, Bern, 144 pp.
- BEAUDOIN, N., J.K. SAAD, C. VAN LAETHEM, J.M. MACHET, J. MAUCORPS und B. MARY, 2005: Nitrate leaching in intensive agriculture in Northern France: Effect of farming practices, soils and crop rotations. *Agric. Ecosyst. Environ.* 111, 292-310.
- BÖHM, K. und J. HÖSCH, 2001a: Der Zwischenfruchtanbau als Instrument der Stoffkonservierung. In: Gebietsbilanzen bei unterschiedlicher Landnutzung. Bericht über die 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, Irnding, 24.-25.4.01. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein (BAL), Irnding, 51-56.
- BÖHM, K.E. und J. HÖSCH, 2001b: Potentiale des Zwischenfruchtanbaus am Beispiel der Stickstoffdynamik im Lysimeterversuch. *Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 96, 397-398.
- BONTEMPS, P.Y., R. LAMBERT, C. DEVILLERS und A. PETERS, 2004: Comparison of the efficiency of different catch crops on potentially leachable nitrate. In: HATCH D.J., D.R. CHADWICK, S.C. JARVIS und J.A. ROKER (Eds.): Controlling nitrogen flows and losses. Proc. of the 12th Nitrogen Workshop, Exeter, 21-24 September 2003. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, 415-416.
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft), 1993: Situation der Trinkwasserversorgung. Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 212, Bern, 128 pp.
- BUWAL und BWG (Bundesamt für Wasser und Geologie), 2004: NAQUA - Grundwasserqualität in der Schweiz 2002/2003. Bern, 204 pp.
- DAVIES, D.B., T.W.D. GARWOOD und A.D.H. ROCHFORD, 1996: Factors affecting nitrate leaching from a calcareous loam in East Anglia. *J. agric. Sci., Camb.* 126, 75-86.
- DERSCH, G. und J. HÖSCH, 2001: Wirkung unterschiedlicher Begrünungen (mit Leguminosen, abfrostend, winterhart) in Kombination mit Gülle auf den N-Austrag und die Düngewirkung im N.Ö. Alpenvorland. In: Gebietsbilanzen bei unterschiedlicher Landnutzung. Bericht über die 9. Gumpensteiner Lysimetertagung, Irnding, 24.-25.4.01. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein (BAL), Irnding, 149-152.
- FLISCH, R., S. SINAJ, R. CHARLES und W. RICHTER, 2009: Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau (GRUDAF). *Agrarforschung*, 16 (2), 1-100.
- FURRER, O.J. und W. STAUFFER, 1980: Die neue Lysimeteranlage der Forschungsanstalt Liebefeld-Bern. *Jb. Schweiz. Naturforsch. Ges. Wiss. Teil Nr. 1*, 53-57.
- FURRER, O.J. und W. STAUFFER, 1984: Einfluss von Bodennutzung und Düngung auf die Nitratauswaschung im Schweizerischen Mittelland. *Landwirtsch. Forsch.* 37 (Sonderheft 41), 398-409.
- FURRER, O.J. und W. STAUFFER, 1986: Stickstoff in der Landwirtschaft. *Gas-Wasser-Abwasser* 66, 460-472.
- GEERING, J., 1943: Lysimeter-Versuche. *Landw. Jb. Schweiz* 57, 107-182.
- GUTSER, R. und K. VILSMEIER, 1988: Mineralisation verschiedener Zwischenfrüchte und N Verwertung durch Pflanzen. *Kali-Briefe (Bünteheft)* 19, 199-211.
- HANSEN, E.M. und J. DJURHUUS, 1997: Nitrate leaching as influenced by soil tillage and catch crop. *Soil Till. Res.* 41, 203-219.

- HERZOG, F., V. PRASUHN, E. SPIESS and W. RICHNER, 2008: Environmental cross compliance mitigates nitrogen and phosphorus pollution from Swiss agriculture. *Environ. Sci. Pol.* 11, 655-668.
- HÖSCH, J. and G. DERSCH, 2003: Einfluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den zeitlichen Verlauf von N-Verlusten. In: Bericht über die 10. Lysimetertagung, Irnding, 29.-30.4.03. Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein (BAL), Irnding, 67-70.
- JÄGGGLI, F., 1978: Sickerverluste an Mineralstoffen. *Mitt. Schweiz. Landw.* 26, 130-136.
- JUSTES, E., B. MARY and B. NICOLARDOT, 1999: Comparing the effectiveness of radish cover crop, oilseed rape volunteers and oilseed rape residues incorporation for reducing nitrate leaching. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 55, 207-220.
- LEHMANN, J., H.U. BRINER and E. ROSENBERG, 1991: Zwischenkulturen - was können sie und was können sie nicht? *Landw. Schweiz* 4, 151-158.
- MEISINGER, J.J., W.L. HARGROVE, R.L. MIKKELSEN, J.R. WILLIAMS and V.W. BENSON, 1991: Effects of cover crops on groundwater quality. In: HARGROVE W.L. (Ed.): *Cover crops for clean water*. Soil and Water Conservation Society (SWCS), Ankeny, IA, 57-68.
- MITCHELL, J.P., D.W. PETERS and C. SHENNAN, 1999: Changes in soil water storage in winter fallowed and cover cropped soils. *J. Sust. Agric.* 15, 19-31.
- RANELLS, N.N. and M.G. WAGGER, 1997: Winter annual grass-legume bicultures for efficient nitrogen management in no-till corn. *Agric. Ecosyst. Environ.* 65, 23-32.
- RINNOFNER, T., J.K. FRIEDEL, R. DE KRUIJFF, G. PIETSCH and B. FREYER, 2008: Effect of catch crops on N dynamics and following crops in organic farming. *Agron. Sustain. Dev.* 28, 551-558.
- ROHMANN, U. and H. SONTHEIMER, 1985: Nitrat im Grundwasser. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe, 468 pp.
- RYSER, J.-P. et J.-P. PITTET, 1993: Rétention de l'azote du sol par un engrais vert. *Revue suisse Agric.* 25, 297-301.
- RYSER, J.-P. et J.-P. PITTET, 1999: Effets des fumures organiques sur les cultures et les pertes par drainage. *Revue suisse Agric.* 31, 271-276.
- SPIESS, E. and V. PRASUHN, 2008: Ausmaß und Ursachen der sinkenden Nitratgehalte im Grundwasser des Kantons Bern. In: FANK J. und C. LANTHALER (Eds.): *Diffuse Einträge in das Grundwasser: Monitoring - Modellierung - Management*. Graz, 29.-31.1.07. Beiträge zur Hydrogeologie 56, 189-194.
- STAUFFER, W. und E. SPIESS, 2005: Einfluss unterschiedlicher Nutzung und Düngung auf Sickerwassermenge und Nitratauswaschung. In: *Gebietsbilanzen bei unterschiedlicher Landnutzung. Bericht über die 11. Gumpensteiner Lysimetertagung, Irnding, 5.-6.4.05. Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Irnding, 213-215.*
- STEVENS, C.J. and J.N. QUINTON, 2009: Pollution swapping in arable agricultural systems. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 39, 478-520.
- THORUP-KRISTENSEN, K., 2001: Are differences in root growth of nitrogen catch crops important for their ability to reduce soil nitrate N content, and how can this be measured? *Plant Soil* 230, 185-195.
- THORUP-KRISTENSEN, K., J. MAGID and L.S. JENSEN, 2003: Catch crop and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. *Adv. Agron.* 79, 227-302.
- VOS, J. and P.E.L. VAN DER PUTTEN, 2004: Nutrient cycling in a cropping system with potato, spring wheat, sugar beet, oats and nitrogen catch crops. II. Effect of catch crops on nitrate leaching in autumn and winter. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 70, 23-31.

Poster

Probenahme und Instrumentierung zum Indoor Lysimeter „Petzenkirchen“

Monika Kumpan¹, Andreas Scheidl¹, Franz Feichtinger^{1*}, Johann Dorner¹ und Matthias Karner¹

Zusammenfassung

Die Bewertung der Versickerung von Niederschlag durch mächtige Schotterkörper und die damit verbundene Einschätzung der Grundwasserneubildung samt Stofftransport sind mit deutlichen Unsicherheiten behaftet. Vor allem die zeitliche Dynamik der Grundwasserneubildung wurde in Vorarbeiten unzureichend bewertet, was einer geordneten Grundwasserbewirtschaftung entgegensteht.

Um für kommende Fragestellungen auf diesem Gebiet gerüstet zu sein, wurde ein Schotterkörper von 4 m Höhe und 0,78 m Durchmesser in ungestörter Lagerung entnommen und mit Sensoren zur Messung von Wasseranteilen, Temperaturen und Saugspannungen ausgestattet.

An diesem Indoor-Lysimeter wird unter Laborbedingungen das Fließen von Wasser in einem Schotterkörper untersucht.

Schlagwörter: Lysimeter, Probenahme, Schotter, TDR, Tensiometer

Summary

The correct estimation of groundwater recharge, caused by infiltration of rainfall, is important for sustainable groundwater management. Seepage occurs very often through gravel and the assessment of vertical water fluxes in such material is fraught with uncertainty.

So a cylinder with 4 m height and 0,78 m diameter was taken as undisturbed sample from a gravel pit. Devices for measuring water content, temperature and matrix potential are installed in this probe and the whole system is placed on a balance. Now it is possible to study the fluxes of water through gravel on this Indoor-Lysimeter.

Keywords: lysimeter, sampling, gravel, TDR, Tensiometer

Einleitung

Die Versickerung von Niederschlägen durch mächtige Schotterkörper ist noch unzureichend untersucht und somit ist deren Einschätzung mit deutlichen Unsicherheiten verbunden, vor allem in Bezug auf die Bewertung der Grundwasserneubildung und den damit verbundenem Stofftransport. Um für kommende Fragestellungen gerüstet zu sein, wurden in einer Schottergrube zwei Zylinder von insgesamt 4 m Höhe und 0,78 m Durchmesser in ungestörter Lagerung entnommen und instrumentiert.

Material und Methoden

Als Probenahmestelle wurde eine Schottergrube in Ostösterreich gewählt. In *Abbildung 1* ist die Lage der Probenahmestelle ersichtlich.

Zur Charakterisierung des Materials wurden in Abschnitten von 25 cm Proben entnommen und auf Korngrößenverteilung, Humus, pH-Wert, Karbonat und Feststoffdichte untersucht. Bei dem Material im Zylinder handelt es sich bei den ersten 75 cm um lehmigen Sand und Schotter und von 75 - 400 cm um Sand und Schotter mit sehr hohem Karbonatgehalt. In *Abbildung 2* sind für die zwei Bereiche die Korngrößenverteilungen dargestellt.

Die Probenahme des Lysimeters erfolgte anhand 2 zweimetriger Zylinderproben. Dabei wurden die Zylinder am

unteren Ende mit einer Stahlschneide versehen und mit Hilfe eines Baggers sukzessive in das Schottermaterial eingedrückt, bis die Zylinder gefüllt waren (*Abbildung 3*). Gleichzeitig erfolgte die kontinuierliche Freilegung der äußeren Umgebung des Entnahmezylinders.

Die Zylinder wurden an der Ober- und Unterseite verschlossen und ins Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt (IKT) nach Petzenkirchen transportiert.

Im Innenbereich des IKT wurden beide Zylinder mit Sensoren ausgestattet. Da der Einbau in ungestörter Lagerung erfolgen sollte, waren spezielle Vorgangsweisen notwendig. Zum derartigen Einbau von TDR-Sensoren wird auf innovative Details von SCHEIDL et al. (2011) verwiesen. Nach dem Aufstellen erfolgte der Einbau der Tensiometer und Temperatursensoren. Dazu wurden Installationskanäle freigelegt, die Sensoren eingebracht und wasserdicht abgeschlossen (*Abbildung 4*).

Das gesamte System steht auf einer Stahlasse mit Zu- bzw. Ablauf und in seiner Gesamtheit auf einer Dreipunktwaage. Insgesamt sind 19 Sensoren zur Wasseranteilmessung, 11 Temperatursensoren und 21 Tensiometer zur Saugspannungsmessung installiert.

Weiters sind zwei Waagen, die den Wasserzu- bzw. -abfluss zur/ von der Säule registrieren, in die Messwerterfassung integriert. Die Messwerterfassung erfolgt mittels Data Logger.

¹ Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Pollnbergstraße 1, A-3252 PETZENKIRCHEN

* Ansprechpartner: DI Franz Feichtinger, franz.feichtinger@baw.at



Abbildung 1: Lage der Probenahmestelle

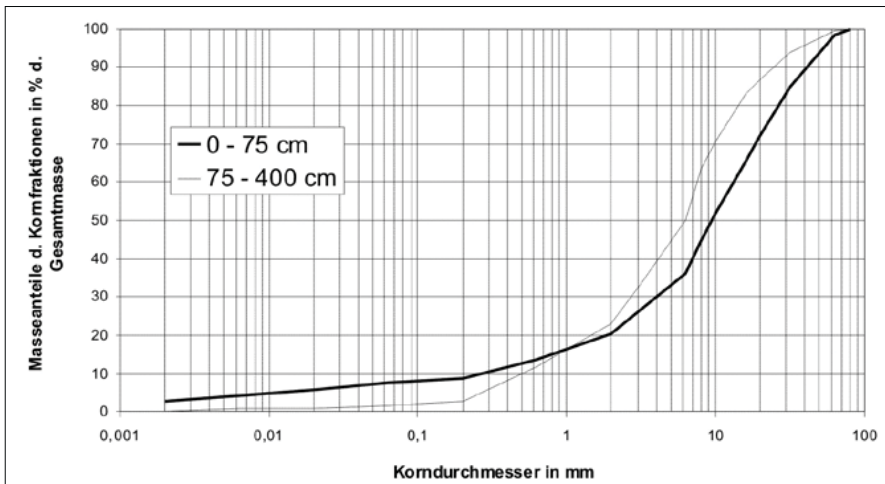


Abbildung 2: Körnungslinien der Materialien aus den Tiefenstufen 0-75 cm und 75-400 cm von ZOK

Ergebnisse

Im IKT Petzenkirchen steht nun eine fertige Versuchsanlage, an der unter Laborbedingungen mit entsprechender

Ausrüstung Wasserflüsse und Stoffflüsse in einem Schotterkörper gemessen werden können (Abbildung 5). Die ersten Ergebnisse sind von FEICHTINGER et al. (2011) zusammengefasst.



Abbildung 3: Entnahme der Zylinder



Abbildung 5: Endausbau der Versuchsanlage



Abbildung 4: Einbau der TDR-Sonden und Tensiometer

Literatur

FEICHTINGER, F., A. SCHEIDL, W. DURNER, J. FANK, U. SCHINDLER und G. von UNOLD, 2011: Erste Ergebnisse vom Indoor Lysimeter „Petzenkirchen“. Bericht über die 14. Gumpensteiner Lysimetertagung „Lysimeter in der Klimaforschung und Wasserwirtschaft“, 3./4. Mai 2011, in Druck.

SCHEIDL, A., J. DORNER und F. FEICHTINGER, 2011: Installation von TDR-Sonden in skelettreiches Material. Bericht über die 14. Gumpensteiner Lysimetertagung „Lysimeter in der Klimaforschung und Wasserwirtschaft“, 3./4. Mai 2011, in Druck.

Neue Methode zur Messung des Wasseranteils in skelettreichen Böden

Andreas Scheidl¹, Johann Dorner¹ und Franz Feichtinger^{1*}

Zusammenfassung

Die Beobachtung der Wasserbewegung in Schotterkörpern bzw. skelettreichen Böden mittels Wasseranteilsensoren (TDR, FDR, ...) stellt eine große Herausforderung dar. Der Einbau solcher Sonden ist meist nur unter Zerstörung der natürlichen Lagerung möglich. Es wurde eine Methode entwickelt, mit der der nahezu zerstörungsfreie Einbau selbst in reinem Schotter möglich wird. Die ersten Ergebnisse der Wasseranteilmessungen sind einerseits viel versprechend andererseits auch eine Aufforderung zu weiteren Untersuchungen.

Schlagwörter: TDR Sondeneinbau, Schotter

Summary

The observation of vertical water fluxes with TDR-probes in gravelly material is a great challenge. The installation of TDR-probes in such a material without disturbing the structure of the gravel is difficult. We developed a method to install the TDR-probes without disturbing the structure of the gravel. The first results of measuring water content are promising as well as a call for further investigations.

Keywords: installation TDR-probes, gravel

Einleitung

Die Versickerung von Wasser von der Bodenoberfläche über den Wurzelraum bis in etwa 2 - 2,5 Meter ist in verschiedenen Versuchen und mit Hilfe von Lysimetern hinreichend untersucht. Die weitere Passage bis in das tiefer liegende Grundwasser ist dagegen unzureichend bekannt. Zur Justierung von Wassertransportmodellen bis ins Grundwasser ist jedoch eine ausreichende Kenntnis der bodenphysikalischen Parameter des Untergrundes erforderlich. Daher soll in einem Laborversuch im Institut Petzenkirchen und Bodenwasserhaushalt (IKT) an einer Zylinderprobe (Durchmesser 0,78 m und 4 m Höhe) die Dynamik des Wasser- und Stofftransportes untersucht werden. Der Zylinder ist durchwegs mit grobstoffreichem Material befüllt (KUMPAN et al. 2011) und daher stellt die Sensorinstallation eine große Herausforderung dar. Zur Detektierung der Wasserbewegung in der Zylinderprobe sollten auch TDR-Sonden zur Wasseranteilmessung eingebaut werden. Der Einbau solcher Sensoren, seien es TDR oder FDR Sonden zur Wasseranteilmessung in grobstoffreichen Böden, bereitet große Schwierigkeiten und ist meist nur unter Zerstörung der Bodenstruktur möglich.

Im IKT wurde eine neue Methode entwickelt mit der auch in Schotter bzw. Kies der nahezu ungestörte Einbau von TDR Sonden möglich ist.

Material und Methoden

Für die Wasseranteilmessung sollten in den Schotterkörper an 19 Positionen TDR-Sonden der Firma Soilmoisture; System TRASE; Type Buriable Waveguide 20 cm, eingebaut werden (*Abbildung 1*). Diese Sonden haben einen zentralen Mittelleiter (Ø 1/8 Zoll) und zwei Außenleiter (Ø 1/8 Zoll) im Abstand von 2,49 cm. Die Messung des Wasseranteils erfolgt dabei durch Laufzeitmessung eines elektromagnetischen Impulses entlang und unmittelbar um die Metallstäbe. Wird der umgebende Boden bzw. Schotter im Bereich der Sonden in seiner natürlichen Lagerung durch den Einbau gestört, ist eine zuverlässige Wasseranteilmessung fraglich. Der Schotterkörper im Zylinder weist Korngrößen bis 120 mm auf. Daher war ein üblicher Einbau der Sonden durch Einstecken in den Boden unmöglich.

Die Herausforderung bestand nun darin, die Sonden möglichst ohne Zerstörung der Lagerungsstruktur in den Schotter einzubringen. Dazu wurde nach einigen Überlegungen



Abbildung 1: TDR-Sonde Buriable Waveguide 20 cm



Abbildung 2: Tiefgefrorener Zylinder mit Einbaulöchern

¹ Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Pollnbergstraße 1, A-3252 PETZENKIRCHEN

* Ansprechpartner: DI Franz Feichtinger, franz.feichtinger@baw.at



Abbildung 3: Herstellung der Bohrungen in den Schotter



Abbildung 4: Ummantelte TDR-Sonde

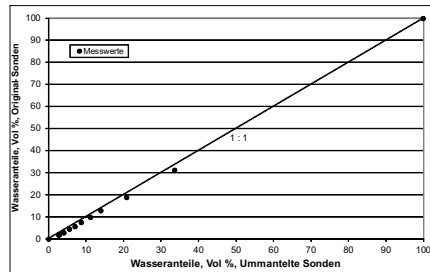


Abbildung 5: Wasseranteile gemessen in definiertem Medium mit den Originalsonden und den modifizierten TDR - Sonden

und Vorversuchen schlussendlich die nachfolgend im Detail beschriebene Vorgangsweise gewählt:

Herstellung der Bohrungen

In die Zylinderwand wurden etwa 10 cm Ø große Löcher gebohrt und danach der Zylinder mit dem Schotterkörper in eine Gefrierbox gelegt. Im Bereich der Bohrung wurde im Schotter ein Hohlraum geschaffen, um den Sondenkopf unterzubringen. Danach wurde der Zylinder samt Inhalt mittels Gefrierbox auf etwa - 8 °C eingefroren (Abbildung 2).

Der gefrorene Schotter wurde über die Bohröffnungen mit Wasser befüllt und wieder eingefroren. Dieser Vorgang wurde zweimal wiederholt. Nun waren nahezu alle Poren des Schotters im Bereich der Bohrung mit Eis gefüllt.

In den so vorbereiteten Schotter wurden mittels Führungsvorrichtung und 8 mm Steinbohrer jeweils drei Löcher in den gefrorenen Schotter gebohrt (Abbildung 3).

Einbau der TDR-Sonden

Die Stäbe der TDR-Sonden haben einen Durchmesser von 1/8 Zoll. Die Bohrungen in den gefrorenen Schotter können nur mit einem Steinbohrer mit einem Mindestdurchmesser von 8 mm angefertigt werden. Daher war es notwendig die Durchmesser der Sondenstäbe auf 8 mm zu erweitern, was durch eine Ummantelung mit einem Aluminium Rohr (i. Ø 1/8 Zoll a. Ø 8 mm) geschah (Abbildung 4).

Vergleichsmessungen mit den Originalsonden (1/8 Zoll) und mit den modifizierten Sonden (8 mm) ergaben für mehrere Feuchtestufen eines Quarzsandes und für Messungen in Wasser und Luft nahezu idente Ergebnisse, was *Abbildung 5* zeigt.

Die so adaptierten TDR-Sonden wurden in die Bohrungen eingesteckt, eine Probemessung durchgeführt und der darüber liegende Hohlraum mit Schotter verfüllt. Die Bohrungen wurden mit dem ausgebohrten Deckel wieder verschlossen und abgedichtet (Abbildung 6).

Ergebnisse

Die Messungen während der ersten Versuchsdauer zeigen einigermaßen befriedigende Messungen des Wasseranteils in den Messebenen. *Abbildung 7* zeigt einen Ausschnitt von Wasseranteilmessungen im Schotterkörper während einer schrittweisen Ausflussphase aus dem Zylinder.

Zur Beurteilung der Tauglichkeit dieser Einbaumethode wurde der Wasserausfluss des Zylinders (ermittelt über Wiegung) mit der volumetrischen Wasseranteilsabnahme (berechnet aus Messungen der TDR-Sonden) während eines Ausflussversuches verglichen (Abbildung 8).

Die Differenz von berechnetem und gemessenem Ausfluss beträgt etwa 95 kg, das entspricht einer Abweichung der Wasseranteilmessung mittels TDR von etwa 4,9 Vol % bezogen auf das Gesamtvolumen des Zylinders. Diese Differenz ist in guter Übereinstimmung mit den Ergebnissen von FEICHTINGER et al. (2011), wo für die obersten 75 cm der Probe ~5 Vol % identifiziert wurden, welche von der TDR-Messung nicht erfasst werden. Die Ursachen dieser Differenz sind in weiteren Untersuchungen zu erheben.



Abbildung 6: Abschluss der TDR-Sonden Installation

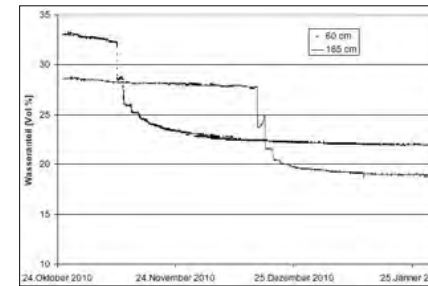


Abbildung 7: Wasseranteilmessungen zweier Messebenen im Schotter

Literatur

FEICHTINGER, F. und A. SCHEIDL, 2011: Temperatureffekte beim Betrieb des Indoor Lysimeters „Petzenkirchen“. Bericht über die 14. Gumpensteiner Lysimetertagung „Lysimeter in der Klimaforschung und Wasserwirtschaft“, 3./4. Mai 2011, in Druck.

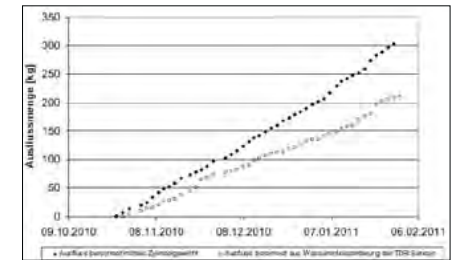


Abbildung 8: Wasserausfluss Vergleich Wiegung – TDR Messung

KUMPAN, M., A. SCHEIDL, F. FEICHTINGER, J. DORNER und M. KARNER, 2011: Probenahme und Instrumentierung zum Indoor Lysimeter „Petzenkirchen“. Bericht über die 14. Gumpensteiner Lysimetertagung „Lysimeter in der Klimaforschung und Wasserwirtschaft“, 3./4. Mai 2011, in Druck.

Anbauprüfung von *Triarrhena* in Lysimetern

Gisbert Schalit^{1*} und Axel Behrend¹

Zusammenfassung

Der Anbau von *Miscanthus*-Formen als nachwachsende Rohstoffe hat sich in Ostdeutschland aufgrund fehlender Winterhärte und nicht ausreichendem Wasserangebot als problematisch erwiesen. Seit 2005 wurden deshalb anspruchslosere *Triarrhena*-Typen auf Sand-Humusgley geprüft. Diese nordchinesischen Formen haben die Anforderungen weitgehend erfüllt.

Schlagwörter: *Miscanthus*, *Triarrhena*, Winterhärte, Wasserbilanz, Wasserverwertung

Summary

The cultivation of *Miscanthus* forms as renewable resource has shown problematic in north eastern Germany.

The reason for it is the high winter mortality and the low precipitation in the growing season. Since 2005 therefore were proved unassuming *Triarrhena* types on sand humus gley. These plants of Genus *Triarrhena* from north China have wide fulfilled the demands.

Keywords: *Miscanthus*, *Triarrhena*, winter mortality, water balance, specific water consumption

Einleitung

Nachdem in früheren Versuchen und Praxisexperimenten *Miscanthus giganteus* und *M. floridulus* auf Moor- und Anmoorstandorten nicht den gewünschten Erfolg (SCHALITZ et al. 1996) brachten, galt es für Grünland- bzw. Grünlandgrenzstandorte in Nordostdeutschland anspruchslosere und ausdauernde Formen zu finden. Nach XI (zit. Chinese Science Press 1997) kommen dafür vorzugsweise Formen des Genus (Gattung) *Triarrhena* in Betracht. *Triarrhena* findet man verbreitet in Nordchina bis in die Auenbereiche des Gelben Flusses. Es wird die folgende botanische Untergliederung angegeben:

Gramineae (Poaceae)

Subfamilie Panicoideae

Subtribus Saccharinae

Genus *Triarrhena* (Maxim) Nakai 1950

1. *T. lutarioriparia* L. Lion 1989

2. *T. sachariflora* (Maxim) Nakai 1950

Genus *Miscanthus* Anderson 1855

Im Unterschied zu *Miscanthus* o. g. Formen bildet *Triarrhena* keine Horste, sondern einen dichten Bestand über Ausläufer und sichert damit ein besseres Überleben unter widrigen Bedingungen.

Material und Methoden

Die Untersuchungen fanden in der Lysimeteranlage Paulinenaue statt. Der Standort war ein Sand-Humusgley, den man als Acker-Grünland-Grenzstandort bezeichnen kann. Die Anpflanzung der Stecklinge erfolgte im März 2005, zu je 5 Pflanzen pro Lysimeter. Die Pflanzen wurden bei der TINPLANT GmbH Kleinwanzleben (DEUTER 2005) im Gewächshaus vorgezogen, selektiert und geklont. Das Ausgangsmaterial ist in China gesammelt worden.

Düngung: N 150 kg/ha in 2 Gaben
(alle Varianten) (1. Gabe Frühjahr, 2. Gabe Hochsommer)

P 60 kg/ha

K 250 kg/ha

Prüfglieder: 30 cm Grundwasserstand

50 cm Grundwasserstand

70 cm Grundwasserstand

90 cm Grundwasserstand

Die Ernte erfolgte jeweils zu Jahresende (Dezember) in einem Schnitt wenn die Biomasse (Blätter und Stängel) abgestorben und nahezu lufttrocken waren. Im folgenden sollen die Jahre 2005 bis 2009 betrachtet werden, wobei der Bestand in diesem Jahr (2010) noch voll leistungsfähig geblieben ist.

Ergebnisse und deren Diskussion

Bestandesentwicklung

Die Bestände hatten sich bis zum Ende des ersten Versuchsjahres prächtig entwickelt, was auf eine gute Qualität der Stecklinge schließen lässt. Bedingt durch die relativ hohe Düngergabe war der Jungbestand sehr üppig entwickelt und dadurch möglicherweise in der Winterfestigkeit beeinträchtigt. Es kam zu Auswinterungsschäden im Winter 2005/2006, die sich im gesamten Versuchszeitraum aber nicht wiederholten (s. *Tabelle 1*). Offensichtlich sollte im Pflanzjahr die N-Düngung reduziert werden. Der Bestand regenerierte sich aber und brachte danach beständig hohe Halmszahlen und beachtliche Wuchshöhen. In der Tendenz war die Bestandesdichte bei 30 cm Grundwasserstand am höchsten und fiel mit abnehmendem Grundwasserstand ab. Bei der Wuchshöhe gab es keine signifikanten Unterschiede. Mit ca. 2 m Wuchshöhe überragten die *Triarrhena*-Bestände alle anderen Versuchspflanzen in der Lysimeteranlage.

¹ Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) Müncheberg, Forschungsstation Paulinenaue, Gutshof 7, D-14641 PAULINENAUE

* Ansprechpartner: Prof. Dr. Gisbert Schalit, fspaul@zalf.de

Tabelle 1: Bestandesentwicklung (Anzahl der Halme pro m²/mittlere Halmlänge cm)

| Jahr | Grundwasserstand | | | | | | | |
|---------------------|------------------|-------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|
| | 30 cm | | 50 cm | | 70 cm | | 90 cm | |
| | Anzahl | Länge | Anzahl | Länge | Anzahl | Länge | Anzahl | Länge |
| 2005 | 62 | 245,7 | 50 | 249,5 | 72 | 272,6 | 57 | 248,5 |
| 2006 | 90 | 48,2 | 87 | 74,7 | 133 | 61,9 | 99 | 84,8 |
| 2007 | 139 | 206,8 | 126 | 200,1 | 146 | 216,1 | 94 | 248,7 |
| 2008 | 185 | 228,4 | 154 | 253,6 | 108 | 246,6 | 101 | 246,6 |
| 2009 | 190 | 239,3 | 163 | 175,7 | 154 | 164,1 | 130 | 218,6 |
| \bar{x} 2005-2009 | 133,2 | 193,7 | 116,0 | 190,7 | 122,6 | 192,3 | 96,2 | 209,4 |

Tabelle 2: Ertrag gTM/m²

| Jahr | Grundwasserstand | | | |
|---------------------|------------------|--------|--------|--------|
| | 30 cm | 50 cm | 70 cm | 90 cm |
| 2005 | 1924,0 | 1682,7 | 2158,4 | 1779,0 |
| 2006 | 395,7 | 726,6 | 843,4 | 759,6 |
| 2007 | 4467,6 | 1593,8 | 6110,4 | 3715,8 |
| 2008 | 7541,1 | 7090,3 | 6208,5 | 4482,7 |
| 2009 | 6679,9 | 5084,5 | 4944,4 | 4608,0 |
| \bar{x} 2005-2009 | 4201,7 | 3235,6 | 4053,0 | 3069,0 |

Erträge

Die Erträge sind in g TM pro m² angegeben, weil eine Übertragung pro ha im 1 m²-Lysimeter doch problematisch erscheint. Es treten Oaseneffekte auf und Teile der Pflanzen hängen über den Rand hinaus. Sie können dadurch zusätzliche Assimilationsvorteile realisieren. Durch bestandesumfassende Rundgestelle ist das eingeschränkt aber nicht vollständig verhindert worden.

Die Erträge sind mit Ausnahme des Jahres 2006 respektabel hoch. Bemerkenswert ist die nahezu vollständige Regeneration der Bestände im Jahre 2007, die von da an beständige Höchstleistungen erbrachten (Tabelle 2). Am besten schnitt der hohe Grundwasserstand von 30 cm ab, was eine Eignung für feuchtes Grünland unterstreicht. Im parallel geführten Anbauversuch im Havelländischen Luch (Versuchsfeld der Forschungsstation Paulinenaue) hat Triarrhena sogar winterliche als auch sommerliche Überstauungen überstanden.

Gesamtwasserverbrauch und spezifischer Wasserverbrauch

Einer der großen Vorteile der zum Subtribus Saccharinae gehörenden Arten ist ihr geringer Wasserverbrauch. Das hatten bereits Untersuchungen von SCHALITZ et al. (1996)

Tabelle 3: (a) Gesamtwasserverbrauch (mm) und (b) spezifischer Wasserverbrauch (l/kg TM)

| Jahr | Grundwasserstand | | | | | | | |
|---------------------|------------------|--------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|
| | 30 cm | | 50 cm | | 70 cm | | 90 cm | |
| | a | b | a | b | a | b | a | b |
| 2005 | 823,0 | 427,7 | 717,0 | 426,1 | 642,0 | 297,4 | 565,0 | 317,6 |
| 2006 | 600,5 | 1517,7 | 612,5 | 843,0 | 525,5 | 623,1 | 589,5 | 776,1 |
| 2007 | 1151,1 | 257,7 | 1071,1 | 672,0 | 1170,1 | 191,5 | 929,1 | 250,0 |
| 2008 | 1472,4 | 195,3 | 1365,4 | 192,6 | 1320,4 | 212,7 | 1045,4 | 233,2 |
| 2009 | 1527,8 | 228,7 | 1073,8 | 211,2 | 982,8 | 198,8 | 883,8 | 191,8 |
| \bar{x} 2005-2009 | 1115,0 | 525,4 | 968,0 | 469,0 | 928,2 | 304,7 | 802,6 | 353,7 |

bei Miscanthus gezeigt. Zum Teil noch günstiger liegen die Werte bei Triarrhena, wie Tabelle 3 verdeutlicht. Auf Alternativen zum Miscanthus-Anbau verwiesen auch RAM-PEREZ et al. (2010). Sichtbar ist, dass bei hohem Wasserangebot (höchster Grundwasserstand) auch am meisten Wasser verbraucht wird. Der spezifische Wasserverbrauch ist dann am höchsten, wenn die Pflanzen mit Wasser nicht sparsam umgehen müssen. Bei tiefem Grundwasserstand sinkt der Gesamtwasserverbrauch und die Pflanzen verwerten das Wasser sehr effektiv. Mit einheimischen nachwachsenden Rohstoffen werden Werte von 300 – 350 l Wasser pro kg TM nicht erreicht. Das unterstreicht die Anbauberechtigung solcher Formen wie Triarrhena für niederschlagsarme Gebiete im Nordosten Deutschlands.

Die hohen spezifischen Wasserverbräuche im Jahre 2006 sind nicht auf die Triarrhena-Pflanzen sondern auf raumfüllende Unkräuter und Vegetationslücken zurückzuführen, die infolge der partiellen Auswinterung entstanden waren.

Abfluss ins Grundwasser und ausgetragene Stofffrachten

Die Abflüsse variieren von Jahr zu Jahr beträchtlich je nach Niederschlagsangebot. So ist erkennbar, dass im Feuchthjahr 2007 bei allen Grundwasserständen der höchste Durchfluss eingetreten ist. Entsprechend dem Grundwasserstand handelt es sich um die jeweilige Grundwasserneubildung. Bei den hohen Grundwasserständen fällt die Grundwasserneubildung höher aus, da die Pflanzen das gesamte Wasser in der Regel nicht verbrauchen können und in der Bodensäule weniger Wasser „hängen bleibt“ (s. Tabelle 4).

Beim N-Austrag überwiegt das Ammonium gegenüber dem Nitrat deutlich. Mit abgleitendem Grundwasserstand ist eine Zunahme des Austrages an NH₄ festzustellen, während es sich beim Nitrat umgekehrt verhält. Insgesamt ist aber der N-Austrag als unbedeutend anzusehen angesichts der

Tabelle 4: Abfluss ins Grundwasser und Stofffrachten 2005 - 2009

| Jahr | Lysimeter | Abfluss (mm) | NH ₄ -N | NO ₃ -N | g/ha Fracht | | |
|----------------------------------|-----------|--------------|--------------------|--------------------|-------------|-----------|-------------|
| | | | | | P | K | Ca |
| Lysimeter 30 cm Grundwasserstand | | | | | | | |
| 2005 | | 180 | 173,9 | 19,4 | 0,0 | 8.174,9 | 109.327,7 |
| 2005/06 | | 284 | 396,8 | 252,8 | 3,2 | 13.775,6 | 181.297,4 |
| 2007 | | 683 | 3.326,7 | 579,8 | 34,0 | 36.414,0 | 502.569,5 |
| 2007/08 | | 502 | 1.377,1 | 308,3 | 0,0 | 23.156,5 | 403.196,9 |
| 2008/09 | | 400 | 1.462,0 | 214,6 | 11,0 | 17.030,7 | 383.145,6 |
| Σ | | 2.049 | 6.736,5 | 1.374,9 | 48,2 | 98.551,7 | 1.579.537,1 |
| Lysimeter 50 cm Grundwasserstand | | | | | | | |
| 2005 | | 114 | 72,3 | 32,1 | 4,2 | 12.562,2 | 86.611,2 |
| 2005/06 | | 321 | 1.139,4 | 272,1 | 19,0 | 33.262,2 | 272.272,5 |
| 2007 | | 857 | 4.783,5 | 335,1 | 176,8 | 87.164,1 | 855.890,3 |
| 2007/08 | | 442 | 1.717,9 | 140,7 | 0,0 | 27.872,0 | 399.921,6 |
| 2008/09 | | 387 | 2.391,4 | 181,7 | 4,9 | 25.099,6 | 492.141,6 |
| Σ | | 2.121 | 10.104,5 | 961,7 | 204,9 | 185.960,1 | 2.106.837,2 |
| Lysimeter 70 cm Grundwasserstand | | | | | | | |
| 2005 | | 199 | 1.238,1 | 33,9 | 5,8 | 3.143,9 | 239.977,7 |
| 2005/06 | | 245 | 4.227,1 | 181,4 | 17,3 | 13.411,8 | 268.751,2 |
| 2007 | | 684 | 15.412,8 | 239,6 | 30,2 | 38.441,0 | 615.047,2 |
| 2007/08 | | 383 | 5.564,5 | 274,2 | 0,0 | 17.544,8 | 346.595,6 |
| 2008/09 | | 333 | 4.409,8 | 115,6 | 31,4 | 15.945,0 | 455.560,1 |
| Σ | | 1.844 | 30.852,3 | 844,7 | 84,7 | 88.486,5 | 1.925.931,8 |
| Lysimeter 90 cm Grundwasserstand | | | | | | | |
| 2005 | | 166 | 1.102,1 | 23,5 | 9,5 | 3.763,8 | 176.161,2 |
| 2005/06 | | 307 | 2.973,9 | 190,6 | 16,9 | 23.556,4 | 269.714,0 |
| 2007 | | 615 | 5.706,5 | 377,8 | 34,3 | 49.769,6 | 569.239,3 |
| 2007/08 | | 326 | 2.074,7 | 162,7 | 0,0 | 22.823,4 | 302.665,7 |
| 2008/09 | | 216 | 2.038,6 | 193,1 | 3,1 | 15.275,8 | 252.237,2 |
| Σ | | 1.630 | 13.895,8 | 947,7 | 63,8 | 115.189,0 | 1.570.017,4 |

Tabelle 5: Korrelationskoeffizient (r), Abflussmenge zu Nährstofffrachten 2005-2009

| Grundwasserstand (cm) | Abfluss-NH ₄ -Fracht | Abfluss-NO ₃ -Fracht | Abfluss-P-Fracht | Abfluss-K-Fracht | Abfluss-Ca-Fracht |
|-----------------------|---------------------------------|---------------------------------|------------------|------------------|-------------------|
| 30 | 0,49 | 0,19 | -0,04 | 0,87 | 0,85 |
| 50 | 0,69 | 0,23 | 0,52 | 0,63 | 0,71 |
| 70 | 0,64 | 0,11 | -0,02 | 0,88 | 0,68 |
| 90 | 0,68 | 0,38 | 0,05 | 0,92 | 0,89 |

relativ hohen Düngermenge. Wir erkennen also eine rechte gute N-Verwertung durch Triarrhena.

Die Auswaschungsverluste an K fallen relativ hoch aus. Wahrscheinlich hätte eine knappere für das Pflanzenwachstum erforderliche K-Düngung ausgereicht und so die Auswaschungsverluste gemindert. Beim Anbau von nachwachsenden Rohstoffpflanzen kommt es nicht auf fütterungsgerechte K-Gehalte in der Pflanze an, sondern auf ein Nährstoffangebot, dass das Pflanzenwachstum nicht begrenzt. Hier ist weiterer Forschungsbedarf vorhanden, da es neue Qualitätskriterien für die weitere Verarbeitung gibt.

Die hohe Ca-Auswaschung ist typisch für die hydromorphen Böden Nordostdeutschlands. Dies geschieht hauptsächlich in der Winterperiode und ist dadurch von den Pflanzenwurzeln kaum zu stoppen.

Die Menge des Abflusses bestimmt wesentlich den Stoffaustausch. Das ist bei Ca und K besonders ausgeprägt, während die Beziehung beim Stickstoff weniger klar ausfällt (Tabelle 5).

Schlussfolgerungen

- Aufgrund der besseren Winterhärte und Ausdauer ist Triarrhena als nachwachsende Rohstoffpflanze für Nordostdeutschland gut geeignet.
- Triarrhena-Pflanzen haben auf Acker-Grünland-Grenzstandorten mit einer großen Bandbreite der Grundwasserstände ein sehr hohes Ertragspotential.
- Die Wasserverwertung ist eindeutig besser als bei einheimischen, mehrjährigen Futterpflanzen bzw. Großgräsern.

- Triarrhena ist nach den vorliegenden Ergebnissen in seinen Nährstoffansprüchen moderat einzustufen. Bei der Düngung kommt es darauf an, Mengen zu verabreichen, die das Pflanzenwachstum nicht begrenzen. Andererseits sollen zu hohe Gehalte an Mineralstoffen (Asche) und Auswaschungen vermieden bleiben.
- Es leitet sich weiterer Forschungsbedarf ab.

Literatur

CHINESE SCIENCE PRESS, 1997: Classification system for flora in China. Flora peuplicae popularis sinicae, Tomus 10(2).

DEUTER, M., 2005: Arbeit im Rahmen des gemeinsamen Projektes der Landwirtschaftsministerien Deutschlands und Chinas „Grasses for riverbanks and soil protection, wetland conservation and their use for industrial and energetic purposes“. Thema 011.

RAMPEREZ, M., C. FUHS, M. MÜLLER und R. PUDE, 2010: Designerbrennstoffe auf Basis von halmgut- und holzartiger Biomasse. Mitt. Ges. Pflanzenbauwissenschaften 22, 113-114.

SCHALITZ, G., M. FECHNER, D. HÖLZEL und K. ROBOWSKI, 1996: Wasserverbrauch, Stoffaustag, Ertrag und Qualitätsparameter nachwachsender Rohstoffpflanzen. ZALF-Bericht Nr. 26, 35-66.

XI, QINGGUO, 2000: Investigation on the Distribution and Potential of Giant Grasses in China. Diss. FAL Braunschweig-Völkenrode, 143 S.

Bauklimatische Aspekte beim Bau von ausgedehnten Lysimeterkellern mit wägbaren Lysimeterbehältern

Holger Stertz^{1*}

Zusammenfassung

Bei der Errichtung von ausgedehnten Lysimeterkellern ist bereits in der Planungsphase der Realisierung geeigneter raumklimatischer Bedingungen besondere Aufmerksamkeit zu widmen. Das Grundproblem besteht darin, dass in Lysimeterkellern aus folgenden Gründen ein Luftwechsel mit der Außenluft auftritt:

- In den Kellerbauwerken arbeiten zeitweilig Personen
- Fugen zwischen Lysimeterbehälter und Kellerdecke.

Bei größeren Anlagen mit wägbaren Lysimeterbehältern kann sich dieser Luftwechsel unter Umständen ungünstig auf die wissenschaftlichen Untersuchungen auswirken (z.B. Temperaturschwankungen, Kondenswasser, Schimmel). Im Beitrag werden die Ursachen und Auswirkungen anhand von Grafiken und Erläuterungen dargestellt und es wird eine Reihe von Maßnahmen vorgestellt und diskutiert, mit denen die Auswirkungen minimiert werden können.

Schlagwörter: Qualitätskontrolle im Lysimeterbetrieb, Raumklima in ausgedehnten Lysimeterkellern, Land- und Forstwirtschaft

Summary

For the construction of large lysimeter basements, particular attention must be paid to the creation of appropriate internal climatic conditions, starting in the planning phase. The main problem is that air exchange occurs between the lysimeter basement and the external atmosphere, typically for the following reasons:

- The presence of personnel working in the lysimeter basement
- Gaps between the lysimeter container and the basement cover slab.

In large facilities with weighable lysimeter containers, this air exchange can have a negative impact on the scientific experiments undertaken, e.g. changes in temperature, condensation or mould. The causes and effects are explained in the paper using graphics and explanations. Various measures to minimise the impact are introduced and discussed.

Keywords: Quality control in the operation of lysimeters, indoor environment in large lysimeter basements, agriculture and forestry

Einleitung

Bei der Erweiterung von 2 Feldlysimeteranlagen der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (KNOBLAUCH und SWATON 2007) mußte festgestellt werden, dass sich mit Vergrößerung der Anlagen in den Kellerräumen problematische Klimaverhältnisse mit zeitweilig hoher Luftfeuchte und partieller Schimmelbildung einstellen.

Im konkreten Fall wurden Lysimeterkeller, die zuvor mit je 2 Lysimeterbehältern bestückt waren, durch Anbauten mit einer Kapazität von jeweils 6 Lysimeterbehälter erweitert (siehe Übersichtsgrundriss, *Abbildung 1*). Die Erweiterungsbauten wurden im Winter errichtet. Im darauf folgenden Sommer kam es zu Tauwasseranfall und partieller Schimmelbildung. Diese Erscheinung trat in beiden Anlagen auf, aber in sehr unterschiedlicher Intensität.

Die nachfolgende Ursachensuche ergab zwar einige bauliche Mängel (partielle Undichtheiten bei Fugen an den Lysimeterhülsen und falscher Anstrichstoff an der Kellerdecke) diese konnten aber nicht allein die Ursache für den vorgefundenen Tauwasseranfall an Decken und Behältern sein.

Konstruktive Besonderheiten der Lysimeteranlagen

Zum Verständnis der nachfolgenden Ausführungen zunächst einige Anmerkungen zur Konstruktion.

Anhand von Grundriss und Schnitt (*Abbildungen 1* und *2*) ist zu erkennen, dass jeweils ein vorhandener Keller mit einem vorhandenen Einstiegsbauwerk durch einen Anbau erweitert wurde.

Zwischen den beiden Bauwerken gibt es einen kurzen Verbindungsgang, die Deckenunterseiten beider Bauwerke sind gleich hoch. Damit die Lysimeterbehälter gewogen werden können, werden sie mit Hilfe von Rohrhülsen (Lysimeterhülse) beweglich durch das überdeckende Erdreich geführt. Auf Grund der Fertigungstoleranzen von Lysimeterbehälter und Lysimeterhülse sowie zur Gewährleistung der Beweglichkeit der Behälter und Feldbedingungen, besteht zwischen Hülse und Behälter ein Luftspalt von knapp 20mm. Von Seiten des Arbeitsschutzes wurde gefordert, dass die Kelleranlagen mit Lüftungsanlagen auszustatten sind, die vor dem Betreten der Keller einen mindestens 3-fachen Luftwechsel realisieren sollen. Diese Anlagen wurden am

¹ Weimar Planung und BauOptimierung, Dorfstraße 4a, D-99427 WEIMAR

* Ansprechpartner: Holger Stertz, stertzwe@web.de

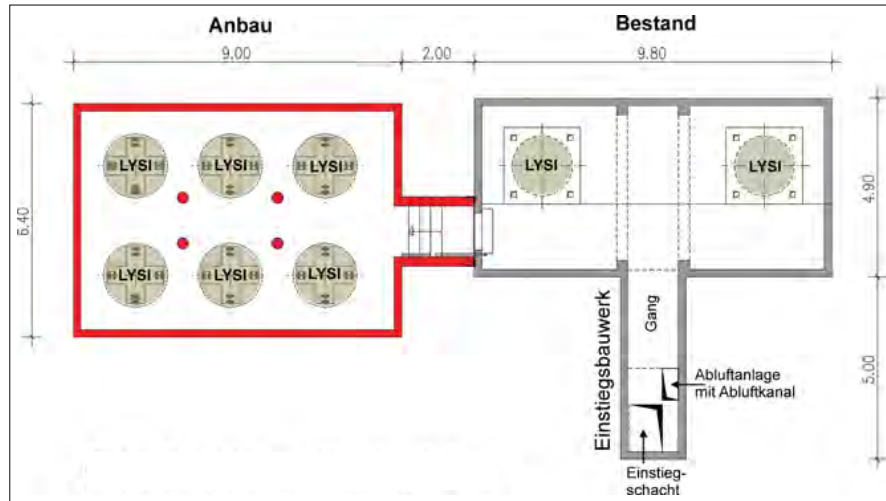


Abbildung 1: Übersichtsgrundriss einer Anlage

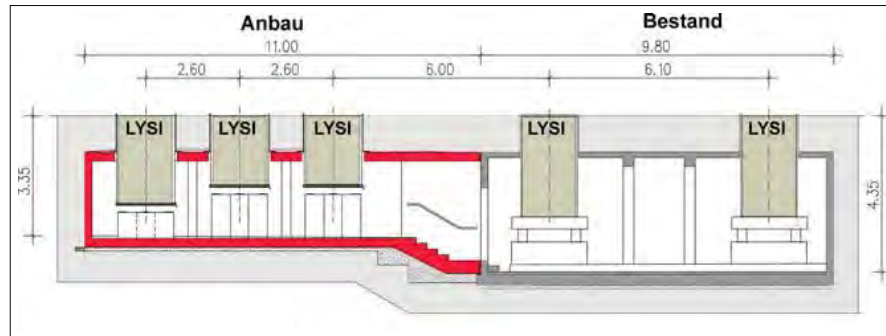


Abbildung 2: Prinzipschnitt

Einstiegsbauwerk als Abluftanlagen so installiert, dass sie die Luft vom Fußboden der Kelleranlagen absaugen. Die Luft sollte durch die Luftspalte zwischen Behälter und Hülse der Lysimeter nachströmen. Auch in Spitzenzeiten der Vegetationsperioden werden die Keller selten mehr als 1 Mal pro Tag betreten.

Erste Untersuchungen

Parallel zu den Sofortmaßnahmen (Schimmelsanierung, Aufstellung von Luftentfeuchern zur Bewältigung der Klimaspitzen) wurden gezielte Untersuchungen und Messungen vorgenommen.

Dabei wurden neben den kontinuierlichen Messungen der Raumlufttemperatur und der Raumluftfeuchte auch

Einzelmessungen von Oberflächentemperatur (Infrarot-Thermometer), Luftfeuchte in Oberflächennähe (Hygrometer) und Oberflächenfeuchte (Materialfeuchtemessgerät, dimensionslos) vorgenommen und die Luftströmungen in den Kelleranlagen überprüft.

Oberflächenfeuchte

Die Überprüfung der Oberflächenfeuchte an der Decke der Lysimeterkeller ergab, dass die Feuchtigkeitsverteilung eine Tendenz aufwies (siehe Prinzipdarstellung *Abbildung 3*), die höchste Feuchtigkeit wurde in den Erweiterungsbauten im Bereich der Lysimeterbehälter gemessen, sie nahm in Richtung des Verbindungsganges langsam ab und war in den hinteren Bereichen der Erweiterungsbauten nicht signifikant.

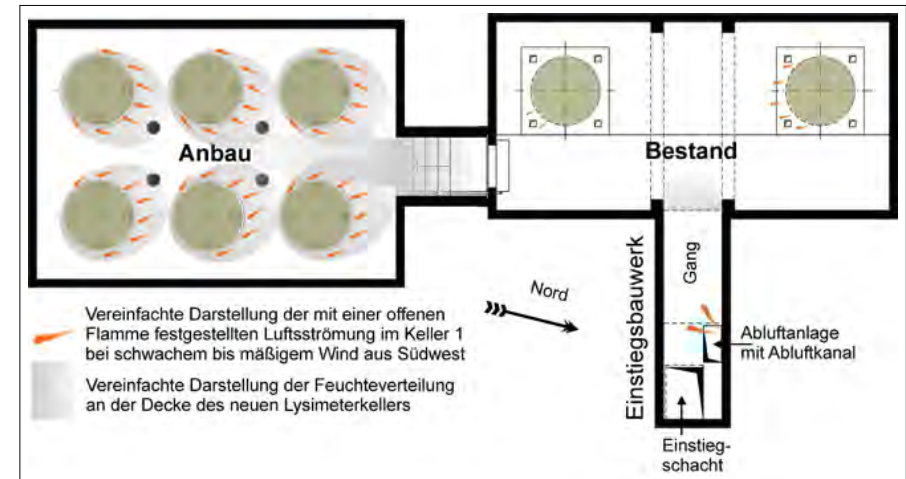


Abbildung 3: Prinzipdarstellung Verteilung Oberflächenfeuchte und Luftströmung

Klimadaten

Bei der Auswertung der Klimamessdaten der Lysimeterkeller wurde festgestellt, dass das Innenklima der Lysimeterkeller in einer so nicht erwarteten Wechselwirkung mit dem Außenklima stand. Schwankungen des Außenklimas waren mit sehr geringer Verzögerung in den Daten des Innenklimas erkennbar. Dies ist für bestimmte Messreihen ungünstig, da die Raumtemperatur im Kellerbauwerk auch Einfluss auf die Bodentemperatur in den Lysimeterbehältern hat. Es war zu vermuten, daß dafür ein Luftaustausch zwischen den Kellerbauwerken und der Außenluft verantwortlich ist.

Luftströmung

Ein entsprechendes Ergebnis erbrachte dann die Untersuchung der Luftströmung in den Kelleranlagen. Es wurde festgestellt, dass (bei geschlossener Einstiegs Luke) eine Luftströmung zwischen den Erweiterungsbauten und den bestehenden Kellern besteht. Die höchste Strömungsgeschwindigkeit wurde am unteren Ende des Abluftkanals festgestellt. Hier stand leider keine spezielle Messtechnik zur Verfügung, die Prüfung der Verhältnisse erfolgte pragmatisch mit einer offenen Flamme. Die ermittelten Strömungsverhältnisse sind in *Abbildung 3* dargestellt.

Die erste Untersuchung wurde bei leichtem Wind vorgenommen. Bei einer weiteren Untersuchung bei Windstille konnte an den Verbindungen der Lysimeterkeller zur Außenluft (Abluftkanal und Luftspalte an den Lysimeterhülsen) nur sehr geringe bis gar keine Luftbewegung nachgewiesen werden. Nach dem provisorischen Verschluss (Abkleben) der Verbindung zwischen dem alten Bestandskeller und dem Erweiterungsbau in einer der Anlagen wurden die Strömungsverhältnisse nochmals geprüft und erheblich geringere (kaum spürbare) Strömungen am Abluftkanal festgestellt.

Fazit der ersten Untersuchungen

Durch die Erweiterung der Lysimeteranlagen wurde der Luftquerschnitt im Bereich der Lysimeterhülsen um den Faktor 4 erhöht (vorher 2 Behälter, danach 8 Behälter). In absoluten Zahlen ausgedrückt: von ca. 0,20 m² auf ca. 0,80 m². Außerdem erhöhte sich die Ausdehnung der Anlagen. Wenn der maximale Abstand zwischen den Luftspalten an den Lysimeterhülsen und dem Abluftkanal zuvor nur ca. 7 m betragen hatte, war durch die Erweiterung auf gut 16 m erhöht worden. Bei Luftbewegung über der Ackeroberfläche kommt es offensichtlich an den relativ weit auseinander liegenden Luftverbindungen zu den Kellerbauwerken zu Druckunterschieden, die in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit und Windrichtung zu entsprechendem Luftaustausch innerhalb der Keller führt. Dabei kühlt sich die einströmende Außenluft an der Kellerdecke ab und gibt bei Unterschreitung des Taupunktes Kondensat an die Oberfläche ab, und zwar so lange, bis die Oberfläche über den Taupunkt erwärmt worden ist. Auf dem gleichen Weg kann dann die Oberfläche wieder „abtrocknen“, das hängt aber von Außenklima und Windrichtung ab. Offensichtlich waren die Umstände längere Zeit so ungünstig, dass sich Schimmel bilden konnte.

Maßnahmen

Im Ergebnis der Untersuchungen wurden folgende Maßnahmen ergriffen:

- Überprüfung und Nachjustierung der Funktion der Absperrklappen an den Abluftanlagen (diese sollten geschlossen sein, wenn die Anlagen nicht in Betrieb sind).
- provisorischer Verschluss der Luftspalte an den noch nicht mit Wägezellen ausgerüsteten Lysimeterbehältern in den Erweiterungsbauten.

Folgeuntersuchungen

Nach Abschluss der Schimmelsanierung und der Maßnahmen zur Reduzierung des Luftaustausches folgte über einen Zeitraum von mehreren Jahren eine Beobachtungsphase mit folgenden Komponenten:

- Auswertung der Klimadaten der Raumluft in den Lysimeterkellern
- Überprüfung der Entwicklung der Oberflächenfeuchtigkeit in den kritischen Bereichen in Abständen von 4 bis 8 Wochen.
- Beobachtung des Kondensatanfalls der Luftentfeuchter
- Untersuchung der Raumluft auf Schimmelsporen in Abständen von 6-12 Monaten
- Entwicklung und Erprobung einer Dauerlösung für die Reduzierung des Luftquerschnittes an den Lysimeterhülsen der wägbaren Lysimeterbehälter.

Klimadaten / Luftaustausch

Es wurde festgestellt, dass durch die vorgenommenen Maßnahmen die extremen Spitzen der Luftfeuchtigkeit und auch der Oberflächenfeuchte an den kritischen Bereichen nicht mehr auftraten. Es wurde aber auch deutlich, dass der Einfluss des Außenklimas auf das Raumklima mit den vorgenommenen Maßnahmen nicht vollständig ausgeschlossen werden kann. Ursachen:

- die Luftspalte an den wägbaren Lysimeterbehältern konnten nicht abgedichtet werden
- die übrigen Luftspalten konnten im Querschnitt nur reduziert werden, da sonst der aus Gründen des Arbeitsschutzes geforderte Luftwechsel vor dem Betreten der Keller nicht funktioniert
- Feldbedingungen nur begrenzt
- die Absperrklappen der Abluftanlage sind nicht dicht oder funktionieren nicht sicher.

Kritische Spitzen der Luftfeuchtigkeit traten vor allem in der warmen Jahreszeit während der Vegetationsperiode auf, wenn die Außenluft gleichzeitig hohe Luftfeuchte und Luftbewegung aufweist. Es mußte auch festgestellt werden, dass die Verhältnisse bei den beiden untersuchten Lysimeteranlagen tendenziell vergleichbar, in den konkreten Werten aber recht unterschiedlich waren, es liegt die Vermutung nahe, daß am zweiten Standort (ca. 200 m entfernt und einige Meter tiefer gelegen) andere Windverhältnisse herrschen.

Oberflächenfeuchte

Die Überprüfung der Oberflächenfeuchte an den kritischen Bereichen der Decken wurde in größeren Abständen vorgenommen. Kritische Zustände wurden dabei nicht festgestellt. Tendenziell war die Oberfläche in der kalten Jahreszeit trockener als im Sommer.

Luftentfeuchter

Besondere Aufmerksamkeit wurde der Funktion der Luftentfeuchter gewidmet. Ziel war es, die Arbeit der Geräte zu optimieren und die Einstellungen so anzupassen, daß sie nur anspringen, wenn es wirklich notwendig ist, also oberhalb von 80-85% relativer Luftfeuchte.

Schimmelsporen

Die Messung der Schimmelsporen in der Raumluft erfolgte durch ein Labor der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft. Im Ergebnis wurden über den gesamten Beobachtungszeitraum relativ stabile Verhältnisse im gesundheitlich unbedenklichen Bereich festgestellt. Zu einem für das Auge sichtbaren Schimmelbefall ist es an keiner Stelle gekommen.

Lösung für die Reduzierung des Luftspaltes an wägbaren Lysimeterbehältern

Als Dauerlösung für die Einengung des Luftspaltes wurde eine Lösung entsprechend *Abbildung 4* als Dichtmanschette mit einem Formteil aus geschäumten Kautschuk (z.B. Armaflex) ausgewählt. Diese Lösung ermöglicht es, den Luftspalt ohne großen technischen Aufwand nach Wunsch einzuzengen. Durch das flexible Material ist es möglich, die Konstruktion von durchfallender Erdkrume, Feuchtigkeit etc. zu reinigen und lässt sich mit relativ geringem Aufwand reparieren. Bei einem Austausch der Behälter muss sie allerdings erneuert werden.

Schlussfolgerungen

Aus den Erfahrungen, die bei der Erweiterung der Lysimeterkeller gesammelt wurden, können folgende Empfehlungen abgeleitet werden:

- Die Minimierung des Luftaustausches mit dem Außenklima sollte als Planungsgrundsatz gelten.
- Bei ausgedehnten Anlagen, ist es ggf. sinnvoll, sie so zu unterteilen, dass sie durch dicht schließende Türen voneinander getrennt werden können. Dadurch erhöht sich allerdings der Aufwand bei der Realisierung des aus Arbeitsschutzgründen geforderten Luftwechsels.
- Der aus Gründen des Arbeitsschutzes geforderte Luftwechsel sollte möglichst mit gesonderten Nachströmkämen (also unabhängig von evtl. erforderlichen Luftspalten an den Lysimeterhülsen) gelöst werden. Die eingesetzte Technik sollte gewährleisten, daß sowohl die Abluftanlage als auch die Nachströmöffnungen in der Ruhestellung dicht schließen.
- Als Anstrichstoffe in den Lysimeterkellern sollten schimmelwidrige Farben eingesetzt werden.
- Die Beschaffung von Geräten für die Luftentfeuchtung sollte zumindest bei der Kostenplanung vorgesehen werden, auch wenn sie am Ende nicht erforderlich sind.
- Bei wägbaren Lysimeterbehältern sollte die Ausführung der Dichtmanschetten unter Berücksichtigung der Anforderungen im speziellen Lysimeterbetrieb geplant werden.

Mein Dank gilt den Mitarbeitern der TLL und der Lysimeterstation, durch die meine Untersuchungen ermöglicht und tatkräftig unterstützt wurden.

Literatur

KNOBLAUCH, S. und T. SWATON, 2007: Erweiterung der Lysimeteranlage Buttelstedt für die Bestimmung von standortabhängigen Schwellenwerten für N-Salden. In: Tagungsband der 12. Gumpensteiner Lysimetertagung am 17. und 18. April 2007, 35-41.

Vergleich der Raumtemperatur in einer PE-HD Lysimeterstation mit Bodentemperaturen in Lysimeterböden und in einem Referenzboden

Holger Rupp¹*, Ralph Meißner¹ und Juliane Seeger¹

Zusammenfassung

Der zeitliche Verlauf der Bodentemperatur im Lysimeter sollte mit dem des Umgebungsbodens bzw. des Entnahmestandorts weitgehend übereinstimmen, da die Bodentemperatur für zahlreiche bodenchemische und -biologische Prozesse von Bedeutung ist. Die Raumtemperatur in einer 4-fach- PE-HD- Container- Lysimeterstation wurde mit Bodentemperaturen in Lysimetergefäßen und in einem Referenzboden verglichen. Die Messungen dokumentieren keine signifikanten Unterschiede zwischen den Temperaturen der Lysimeterböden und des Referenzbodens in den untersuchten Messtiefen 0,2 und 1,0 m. Obgleich im statistischen Vergleich keine signifikanten Unterschiede belegt werden konnten, zeigte sich in den strahlungsintensiven Monaten Mai - September eine tendenziell stärkere Erwärmung der Lysimeterböden, die auf die Verwendung von schwarzem PE-HD Material für die Fertigung der Lysimetergefäße zurückgeführt wird. Empfehlungen für die Optimierung von konstruktiven Lösungen werden abgeleitet.

Schlagwörter: Temperaturmessungen, Lysimeter, Lysimeterstation, Boden, bauliche Optimierung

Einleitung

Lysimeteruntersuchungen unterliegen besonders hohen Anforderungen hinsichtlich ihrer Repräsentativität. Dies trifft in besonderem Maß auf die Bodentemperatur zu, die für nahezu alle bodenchemischen und -biologischen Prozesse von Bedeutung ist (u. a. Keimung, Pflanzenwachstum, mikrobieller Abbau von organischem Bodenmaterial, Redoxreaktionen). Das Bodentemperaturregime steht in Wechselwirkung mit dem Bodenwasserhaushalt (XIAO et al. 2009). Die einzelnen Glieder der Bodenwasserhaushaltsgleichung können mit Hilfe von Lysimetern nur dann exakt quantifiziert werden, wenn die im Lysimeter und *in situ* gemessenen zeitlichen Verläufe der Bodentemperatur übereinstimmen (QIU et al. 1999).

Lysimetergefäße werden mit entsprechenden Bodensäulen monolithisch oder nicht monolithisch gefüllt. Im praktischen Betrieb werden diese großvolumigen Gefäße in Abhängigkeit von der wissenschaftlichen Fragestellung und den vorhandenen Standortbedingungen in Lysimeterstationen integriert. Neben der traditionellen Ausführung in monolithischer Stahlbetonbauweise sind mittlerweile diverse konstruktive Lösungen für den Bau von Lysimeterstationen bekannt. So

Summary

The chronological sequence of soil temperature inside the lysimeter should be extensively harmonized with that of surrounding soil respectively that of extraction site, due to the highly relevance of soil temperature for numerous soil biological and chemical processes. The ambient temperature measured inside a 4-fold containerized PE-HD lysimeter station was compared with soil temperatures measured in lysimeter columns and reference soils. The measurements proved no significant differences between lysimeter and reference soils (in depths of 0.2 and 1.0 m). Even though in statistical comparison no significant differences are proven there was a tendency towards a warming of lysimeter soils in months with increased radiation (May - September) due to usage of black PE-HD material for manufacturing the lysimeter vessels. Recommendations for an optimization of constructive details were derived.

Keywords: temperature measurement, lysimeter, lysimeterstation, soil, construction optimization

ermöglicht beispielsweise der Bau von Lysimeterstationen in Containerbauweise (aus PE-HD als 1-, 2- oder 4-fach Stationen) den Betrieb von Lysimetern auf Standorten mit schwankenden Grundwasserständen oder auf Altlast- und Deponiestandorten, da diese Stationen gedichtet und gegen den Eintritt von (kontaminierten) Wässern geschützt sind (MEISSNER et al. 2008).

Ziel der Untersuchungen war es, Temperaturmessungen in Lysimeterböden, in der dazugehörigen Container- Lysimeterstation und in einem Referenzboden gegenüber zu stellen und Schlussfolgerungen für bauliche Veränderungen abzuleiten.

Material und Methoden

Für die Untersuchungen wurden Daten eines Temperatursensors mit integriertem Datalogger genutzt, der im Mai 2009 in einer 4-fach Lysimeterstation in Containerbauweise (1 m unter Geländeoberkante) an einem Seil hängend montiert wurde (*Abbildung 1*). Die 2 m tiefen Lysimetergefäße wurden aus schwarzem PE-HD- Material gefertigt und 1998 mit Substraten aus einem ehemaligen Braunkohletagebau manuell befüllt. Die Lysimetergefäße verfügen über in 30

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

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

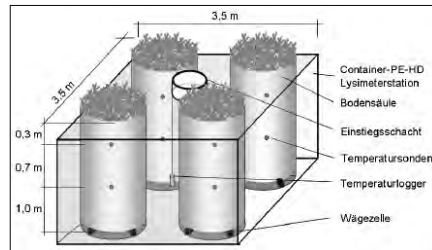


Abbildung 1: Temperaturmessung in 4-fach PE-HD Lysimeterstation

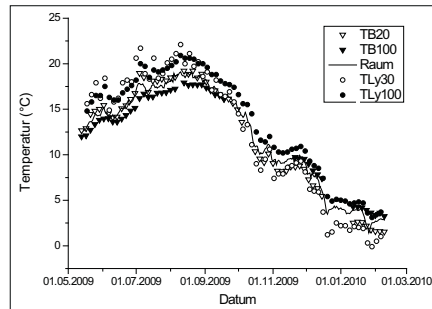


Abbildung 2: Temperaturverläufe im Boden in 20 und 100 cm (TB20, TB100), in der Lysimeterstation (Raum) sowie in den Lysimetern (TLy30, TLy100; Mittelwerte aus 4 Temperatursonden)

und 100 cm Tiefe installierte Bodenthermometer (Pt 100). Sie haben eine Oberfläche von 1 m². Für die Temperaturmessungen im Referenzboden (Messtiefen 20 und 100 cm) konnten Datenreihen einer Klimastation genutzt werden, die in der Helmholtz-UFZ Lysimeterstation Falkenberg (52°51'33"N, 11°48'45"E) betrieben wird.

Die langjährigen Mittelwerte des Niederschlags und der Lufttemperatur, berechnet für den Zeitraum 1968 – 2008, betragen 560 mm bzw. 8,2 °C.

Die vorliegenden Datenreihen wurde mit Hilfe von OriginPro 8G (OriginLab corporation, Northampton, USA) statistisch ausgewertet.

Ergebnisse

Die in *Abbildung 2* dargestellten Verläufe der Boden- und Raumtemperaturen weisen einen typischen jahreszeitlichen Verlauf auf. Die höchsten Werte wurden im Spätsommer (Mitte August 2009), die niedrigsten in den Wintermonaten (Januar und Februar 2010) gemessen. In den Monaten Mai bis Oktober 2009 lag die Bodentemperatur in den Lysimetern und im Referenzboden in der oberen Messtiefe (0,2 bzw. 0,3 m) über den in 1 m Tiefe gemessenen Werten. Zwischen Dezember 2009 und März 2010 war ein gegenläufiger Trend zu verzeichnen.

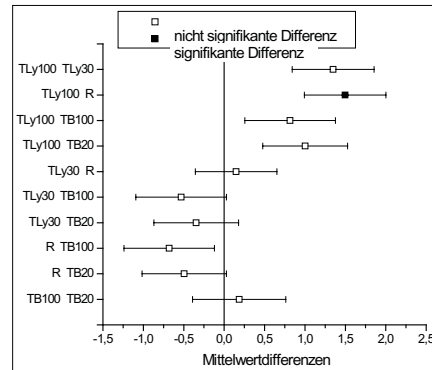


Abbildung 3: Mittelwertvergleich (ANOVA) der gemessenen Temperaturverläufe im Boden (TB20, TB100), in der Container-Lysimeterstation (R) sowie in den Lysimetern (TLy30, TLy100)

Die Bodentemperaturen in den Lysimetergefäßen waren in den Monaten Mai – September 2009 in beiden Messtiefen (0,2 bzw. 0,3 m und 1,0 m) deutlich erhöht im Vergleich zum Referenzboden. Sie überstiegen in diesem Zeitraum die Raumtemperatur der Container-Lysimeterstation. Die grafische Darstellung der Messergebnisse verdeutlicht eine sehr enge Beziehung zwischen der Temperatur des Referenzbodens in 0,2 m Tiefe und der Raumtemperatur in der Container-Lysimeterstation im Zeitraum Mai – Oktober 2009. In den Monaten November 2009 – März 2010 lag die Raumtemperatur der Container-Lysimeterstation über der im Referenzboden in 0,2 m Tiefe gemessenen Temperatur.

Im Zeitraum Mai – Oktober 2009 überstiegen die in den Lysimeterböden gemessenen Temperaturen in beiden Messtiefen die Raumtemperatur in der Container-Lysimeterstation. Ab November 2009 unterschritten die in den oberen Tiefen (0,2 bzw. 0,3 m) im Lysimeter und im Referenzboden gemessenen Temperaturen die Raumtemperatur der Container-Lysimeterstation. Die in der unteren Messtiefe (1,0 m) im Lysimeter und im Referenzboden gemessenen Temperaturen übertrafen in diesem Zeitraum die Raumtemperatur in der Container-Lysimeterstation.

Die Messreihen wurden mit Hilfe einer einfachen Varianzanalyse (One Way ANOVA) statistisch geprüft. Im Ergebnis der ANOVA unterschieden sich die Mittelwerte der Grundgesamtheiten signifikant bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit <5%. Die grafische Darstellung der ANOVA (*Abbildung 3*) weist jedoch nur zwischen der in den Lysimetergefäßen in 1,0 m Tiefe gemessenen Bodentemperatur und der Raumtemperatur in der Container-Lysimeterstation eine signifikante Mittelwertdifferenz aus. Zwischen den Temperaturen in den Lysimeterböden und im Referenzboden wurden für beide Messtiefen keine signifikanten Differenzen nachgewiesen.

Diskussion

Für die Temperaturmessungen wurden einheitliche Temperatursensoren vom Typ Pt 100 verwendet, so dass die Messreihen als vergleichbar angesehen werden können. Die vorliegenden Untersuchungen belegen tendenziell eine Differenzierung zwischen den Bodentemperaturen in den Lysimetergefäßen und im Referenzboden, die jedoch nicht signifikant ist. In den strahlungsintensiven Monaten Mai – August wurde der Boden in den Lysimetern (Messtiefen 0,3 und 1,0 m) stärker erwärmt als das im Referenzboden (Messtiefe 0,2 m und 1,0 m) der Fall war. Das kann einerseits auf einen Wärmeeintrag über den Lysimeterrand (schwarzes PE-Material) zurück geführt werden (TODD et al. 2000). Andererseits unterscheiden sich die Lysimeter und der Referenzboden hinsichtlich ihrer Bedeckung. Der Referenzboden wurde als Grünland bewirtschaftet. Die Lysimeter waren mit einer Strauch- bzw. Ruderalvegetation bestanden. Hinzu kommen Unterschiede im Bodenaufbau. Die Lysimeter sind mit kiesigen Substraten aus einem ehemaligen Braukohletagebau nicht monolithisch befüllt worden. Der Referenzboden besteht aus einem stark lehmigen Sandboden. Die Temperaturverläufe in verschiedenen strukturierten Böden sind nur bedingt vergleichbar, da sie sich hinsichtlich ihrer Wärmekapazität und Wärmeleitfähigkeit unterscheiden (CARON et al. 1999, SCHEFFER und SCHACHTSCHABL 1989).

Die in den Monaten Mai bis September beobachteten und im Vergleich zur Temperatur des Referenzbodens in 1,0 m Tiefe leicht erhöhten Raumtemperaturen in der Container-Lysimeterstation können als Hinweis auf eine leichte (statistisch nicht gesicherte) Erwärmung des Innenraums der

Container-Lysimeterstation im Sommerhalbjahr angesehen werden. Die hier ausgewerteten 10-monatigen Datenreihen sind jedoch zur Ableitung belastbarer Aussagen zu kurz und sollten über einen mindestens 3-jährigen Zeitraum fortgeführt werden. Es wird davon ausgegangen, dass durch eine verbesserte Thermoisolation der Container-Lysimeterstation im Bereich der Einstiegs Luke und der Innendecke Differenzen zwischen der Raumtemperatur und der Temperatur im Referenzboden in 1,0 m Tiefe minimiert werden können. Des Weiteren kann bei künftigen Lysimeteranlagen einer möglichen Erwärmung der Lysimeterböden durch Verzicht auf schwarze Konstruktionsmaterialien bei der Fertigung der Lysimetergefäße entgegengewirkt werden.

Literatur

- CARON, J., S.B. JEMIA and J. GALLICHAND, 1999: Field Bromide Transport under Transient-State: monitoring with Time Domain Reflectometry and Porous Cup. *Soil Sci.Soc.Am.J.* 63, 1544.
- MEISSNER, R., H. RUPP and M. SEYFARTH, 2008: Advances In Out Door Lysimeter Techniques. *Water Air Soil Pollut: Focus* 8, 217–225.
- QIU, G.Y., J. BEN-ASHER, T. YANO and K. MOMII, 1999: Estimation of Soil Evaporation Using the Differential Temperature Method. *Soil Sci.Soc.Am.J.* 63, 1608.
- SCHEFFER, F. und P. SCHACHTSCHABL, 1989: *Lehrbuch der Bodenkunde*. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- TODD, R.W., S.R. EVETT, T.A. HOWELL and N.L. Klocke, 2000: Soil temperature and water evaporation of small steel and plastic lysimeters replaced daily. *Soil Science* 165, 890.
- XIAO, H., R. MEISSNER, J. SEEGER, H. RUPP and H. BORG, 2009: Testing the precision of a weighable gravitation lysimeter. *J. Plant Nutri. Soil Sci.* 172, 194–200.

Water balance evaluation using two types of lysimeters

Vesna Zupanc^{1*}, Branka Bracic-Zeleznik² und Marina Pintar¹

Summary

The lysimeter station in Ljubljana Kleče, Slovenia, was built at the beginning of the nineties. One large (1.8 m diameter and 2 m depth) non-weighable lysimeter with artificially filled soil determines seepage water. The main technical facilities contain concrete lysimeter vessels, a sampling shaft and tipping buckets. Water balance is determined by means of evapotranspiration calculated after Penman-Monteith method based on meteorological data and daily outflow measurements. In 2010 new and technically advanced weighing lysimeter was installed in Kleče that enables state of the art measurements of the water balance parameters. Despite the technology advancement, correct data interpretation, evaluation as well as data quality control remain as the challenges of lysimetry. Therefore, beside reconstructive measures, improvements regarding data management, data interpretation and quality control must be made.

Keywords: water cycle, natural nitrate background

Introduction

Lysimeters are a useful and reliable tool for the research of the water balance parameters, assessment of the climate change effects on the water cycle as well as evaluation of groundwater pollution prevention measurements. Lysimetry is fundamental for complex systems studies, i.e. the interaction of atmosphere – plant – soil – unsaturated zone and groundwater system.

Water plant Kleče is, with its total capacity of 2000 l/s, the heart of Ljubljana's fresh water supply system. The area of the water plant's watershed is used for agriculture, predominantly for intensive vegetable production. In the nineties nitrate (NO_3^-) concentration levels of the groundwater aquifer for city's water supply system were increasing, hence groundwater monitoring, monitoring of the nutrient content

in the soils of the water protected areas and measurements of nitrate leaching through the soil profile on the area of Kleče water plant were set up. Established measurements and monitoring of NO_3^- -N in the soil, percolated water and groundwater enable quality monitoring of the soil and groundwater and provide control over agricultural practices, which influence the fresh water source. The results help to determine the correct use of plant fertilizers as well as enable prompt reaction to negative trends of the groundwater quality. Since the beginning of soil sampling monitoring in 2001, the situation has improved. The percentage of the land with acceptable NO_3^- -N levels increased and the percentage of the land with exceeded NO_3^- -N content decreased. Since the year 2002 concentration of NO_3^- -N in percolating water is monitored on the area of Kleče water plant (ZUPANC et al. 2005a, 2005b, BRAČIČ-ŽELEZNIK et al. 2007). On the premises no additional fertilizers are used, therefore the research was expanded to study nitrate natural background, such as mineralization from the soil and wet deposits. From the lysimeter 1.25 kg/ha N- NO_3^- have been leached in 2003, 1.9 kg/ha in 2004, 7.9 kg/ha in 2005 and 13.6 kg/ha in 2006 (BRAČIČ-ŽELEZNIK et al. 2007). Objective of this paper is the comparison of data for the two different lysimeter types.

Material and Methods

The lysimeter station in Ljubljana Kleče, Slovenia, was built at the beginning of the nineties. One large (1.8 m diameter and 2 m depth) non-weighable lysimeter with artificially filled soil determines seepage water. The main technical facilities contain concrete lysimeter vessels, a sampling shaft and tipping buckets. Water balance is determined by means of evapotranspiration calculated after Penman-Monteith method based on meteorological data and daily outflow measurements (ZUPANC et al. 2005a, 2005b, BRAČIČ-ŽELEZNIK et al. 2007). In 2010 new and technically advanced weighing lysimeter was installed in Kleče that

Table 1: Measured parameters on the old and new lysimeter in Kleče, Ljubljana

| | Parameter | Units | Time step |
|-------------------|---|-------|-----------|
| Lysimeter 1990 | Outflow | ml | Daily |
| | NO_3^- concentration outflow water | mg/l | Weekly |
| Lysimeter 2010 | Water tension – lysimeter (100, 150, 190 cm) | hPa | 10 min |
| | Water tension – field (190 cm) | hPa | 10 min |
| | Water content (50, 100, 150 cm) | Vol % | 10 min |
| | Soil temperature – lysimeter (50, 100, 150, 190 cm) | ° C | 10 min |
| | Soil temperature – field (190 cm) | ° C | 10 min |

¹ Biotechnical Faculty, Department for Agronomy, Jamnikarjeva 101, SI-1000 LJUBLJANA

² VOKA, Vodovodna 39, SI-1000 LJUBLJANA

* Ansprechpartner: Dr. Vesna Zupanc, vesna.zupanc@bf.uni-lj.si

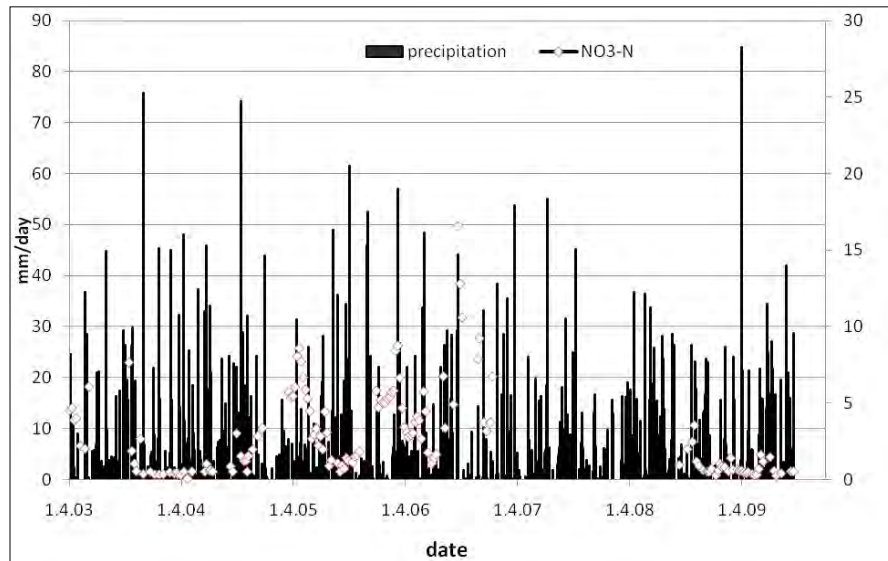


Figure 1: Precipitation amount (mm/day) and nitrate concentration (mg/l) for the Water plant Kleče lysimeter constructed in 1990

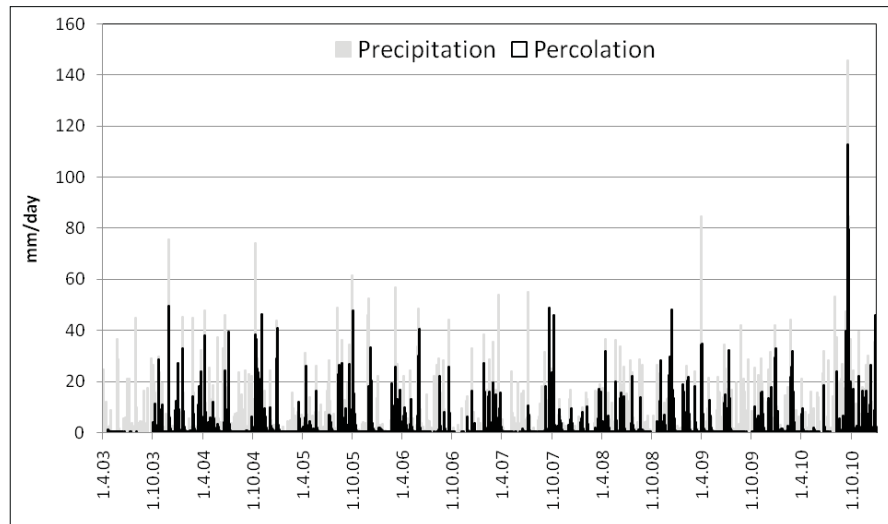


Figure 2: Precipitation and percolation (mm/day) for the Water plant Kleče lysimeter constructed in 1990

enables state of the art measurements of the water balance parameters. The monolith of 2 m height and 1 m diameter was cut from sandy gravel sediments on the area of the water pumping station. Inside the monolith tensiometers, TDR probes and suction cups were installed (Table 1).

Results and discussion

The old lysimeter provides historical data on outflow quantity (2003 – 2009) and quality (nitrate concentration measurements from 1st of April 2003 to 1st of April 2007; on-going since 1st of January 2009) (Figures 1 and 2). This facilitates estimation of how much nitrate is leached from non-fertilised area, thus giving the idea of natural background. However, given that environment inside the lysimeter vessel has been isolated for over two decades, it is a safe assumption even without additional research that the conditions in the lysimeter soil profile are different from those in the neighbouring soil. This has been also evident in changed vegetation. Field inspection showed that lysimeter's plant cover does not correspond with the Penman-Monteith requirements for the reference surface, which should closely resemble an extensive surface of green grass of uniform height, actively growing, completely shading the ground and with adequate water. Due to the non-existent fertilisation, natural selection took place and weed species indicative for dry, acidic conditions prevailed. The detailed measurements inside and next to the new lysimeter

of soil water status and temperature give much needed information about the conditions for microorganisms and for potential for chemical changes in the soil (Table 1).

Conclusions

Despite the technology advancement, correct data interpretation, evaluation as well as data quality control remain as the challenges of lysimetry. Therefore, beside reconstructive measures, improvements regarding data management, data interpretation and quality control must be made.

Literature

- ZUPANC, V., B. BRAČIČ-ŽELEZNIK and M. PINTAR, 2005: Water balance assessment for lysimeter station based on Water Pumping Station Kleče in Ljubljana Acta agric. Slov. Vol. 85, 1, 83-90.
- ZUPANC, V., B. BRAČIČ-ŽELEZNIK and M. PINTAR, 2005: Water balance assessment for lysimeter station in Ljubljana field. In: Bericht über die 11. Lysimetertagung, am 5. und 6. April 2005 an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein, (Bericht - BAL, 2005). Irnding: Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, p. 229-230.
- BRAČIČ-ŽELEZNIK, B., M. PINTAR and V. ZUPANC, 2007: The nitrate monitoring in the system soil-groundwater system - the effective drinking water source management. In: Bericht über die 12. Lysimetertagung, am 17. und 18. April 2007 and der HBLFA Raumberg-Gumpenstein, (Bericht - BAL, 2007). Irnding: Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, p. 137-138.

Bewässerung und Grundwasserqualität in Zeiten des Klimawandels

Christiane Vögeli Albisser¹* und Volker Prasuhn¹

Zusammenfassung

Der Hitzesommer 2003 hat gezeigt, welche Wetterlagen laut Klimaprognosen in Zukunft gehäuft zu erwarten sind. Hohe Temperaturen verbunden mit langen Trockenperioden während der Hauptvegetationszeit der Pflanzen werden auch in der Schweiz vermehrt Bewässerung erforderlich machen. Ob (unsachgemäße) Bewässerung oder ausbleibende Bewässerung während einer Trockenperiode eine Gefahr für die Grundwasserqualität darstellt, soll in dieser Studie anhand von Nitratauswaschung und Auswaschung von Pflanzenschutzmitteln getestet werden. Hierfür stehen 12 wägbare Lysimeter mit zwei Bodentypen zu Verfügung, welche seit der ersten Julihälfte 2010 überdacht sind. Aufgrund der späten Fertigstellung der Überdachung konnten unterschiedliche Nitratkonzentrationen erst ab der zweiten Julihälfte festgestellt werden. Stärkere Konzentrations-Unterschiede werden für den simulierten nassen Herbst erwartet. Die nächste Kulturperiode wird von Beginn an unter kontrollierten Wasserbedingungen stehen.

Einleitung

Der Hitzesommer 2003 hat gezeigt, welche Wetterlagen laut Klimaprognosen in Zukunft gehäuft zu erwarten sind. Mit 565 mm reduzierte sich der Jahresniederschlag im Jahr 2003 in Zürich-Affoltern auf fast die Hälfte des langjährigen Mittels von 1042 mm (MeteoSchweiz). Von Februar bis Ende Juni 2003 blieb der monatliche Niederschlag mit Ausnahme vom Mai unter 50 % gegenüber dem langjährigen Mittel, wohingegen die Temperaturen in zehn der zwölf Monate darüber lagen.

Hohe Temperaturen verbunden mit langen Trockenperioden während der Vegetationszeit der Pflanzen können zu erheblichen Ertragseinbußen in der Landwirtschaft führen, wie das Jahr 2003 ebenfalls eindrücklich veranschaulicht hat. Um solche Ertragseinbußen zu vermeiden, werden auch in der Schweiz vermehrt Bewässerungen erforderlich. Inwieweit (unsachgemäße) Bewässerung oder deren Ausbleiben während einer Trockenperiode eine Gefahr für die Grundwasserqualität darstellen kann, soll in dieser Studie anhand von Nitratauswaschung und Auswaschung von Pflanzenschutzmitteln getestet werden.

Material und Methoden

Zwölf inzwischen überdachte, wägbare Lysimeter (*Abbildung 1*) mit einer Oberfläche von 3,14 m² und einer Tiefe von 2,5 m stehen zur genaueren Untersuchung der Thematik

Schlagwörter: Sommertrockenheit, Pflanzenschutzmittel, Nitratauswaschung

Summary

Climate forecasts expect high temperatures combined with drought in future summer months. This study will show whether irrigation or lack of irrigation during dry summer months affects the groundwater quality.

For this purpose twelve weighable lysimeters are available for three cultivation periods. The project has started in spring 2010. The lysimeter facility was not roofed before the middle of July 2010, therefore different treatments were not possible before then and different nitrate concentrations could not be measured before the end of July. For the next season soil moisture conditions can be better adjusted on 2003, because of the permanent roofing.

Keywords: Irrigation, drought, nitrate leaching, pesticides leaching

für drei Kulturperioden (2010-2012) zur Verfügung. Sie sind mit zwei unterschiedlichen Böden, einer sandig lehmigen Parabraunerde auf Schotter und einer lehmigen Parabraunerde auf Moränenlehm, schichtweise seit 1979 gefüllt. Seit Mitte Juli ist die gesamte Lysimeteranlage überdacht.

Jede der drei Kulturperioden widmet sich einer landwirtschaftlichen Kultur, beginnend mit Silomais, wobei jeweils drei Verfahren à zwei Wiederholungen parallel auf beiden Böden getestet werden.



Abbildung 1: Überdachte Lysimeteranlage

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

* Ansprechpartner: Dr. Christiane Vögeli Albisser, christiane.voegel-albisser@art.admin.ch

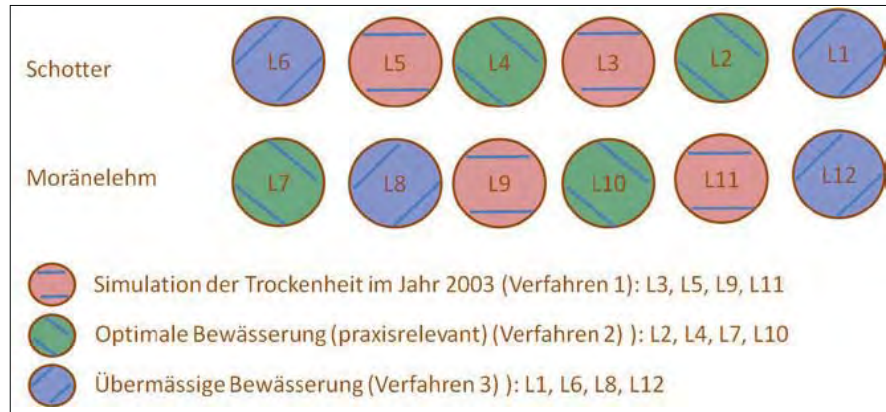


Abbildung 2: Verfahrnschema. Die Kreise entsprechen den Lysimetern und sind von 1-12 nummeriert.

Als **Referenzverfahren** (Verfahren 1) wird für zwei Lysimeter je Bodentyp die **Trockenperiode von 2003** simuliert. Das heißt, dass hier keine zusätzliche Bewässerung vorgenommen wird. Die anderen Lysimeter erhalten eine Bewässerung in zwei unterschiedlichen Intensitäten.

Verfahren 2 soll eine **optimale Bewässerung** darstellen, bei der wir die nutzbare Feldkapazität (nFK) auf 50 % herabsinken lassen und dann bewässern, bis der Boden wieder 80 % nFK erreicht hat.

Bei Verfahren 3 (**übermäßige Bewässerung**) wird so lange bewässert, bis der bei Bewässerungen als maximal betrachtete Zielwassererhalt des Bodens von 80 % nFK überschritten wird und der Boden 120 % nFK aufweist.

Auf der **Abbildung 2** ist die Lysimeteranlage mit den Verfahren schematisch dargestellt. Die einzelnen Lysimeter sind beginnend mit denjenigen mit Schotterboden nummeriert.

Alle Verfahren erhielten in zwei Etappen die gleiche Düngung in Form von Ammonsalpeter (trocken) von insgesamt 110 kg/ha, was der Düngungsnorm gemäß Grundlagen der Düngung für den Ackerbau in der Schweiz (GRÜDAF) entspricht. Als Pflanzenschutzmittel wurde für 2010 (Si-lomais) ein Herbizid mit den Wirkstoffen Terbutylazin, S-Metolachlor und Mesotrione gewählt. Das aufgefangene Sickerwasser der Lysimeter wird als Mischprobe über das ganze Jahr zwei-wöchentlich beprobt und auf Nitrat und Pflanzenschutzmittel untersucht.

Bewässert wird jeder Lysimeter individuell mittels einer kleinen Düse, die das Wasser gleichmäßig im 360° Winkel auf den Lysimetern verteilt. Die Bewässerungsintensität entspricht mit 19 mm/h Mittelregnern, welche in der Landwirtschaft eingesetzt werden. Die Bewässerungsmenge wird über die Gewichtsveränderung der Lysimeter gesteuert.

Der Vergleich der Verfahren soll Aufschluss darüber geben, inwieweit eine Bewässerung in zwei unterschiedlichen Stärken die Qualität des Grundwassers in Trockenperioden beeinflusst.

Ergebnisse

Die starken Regenfälle der Monate Mai (Niederschlags-summe doppelt so hoch wie 2003) und Juni (Niederschlags-summe über einen Faktor 3 höher als 2003) führten zu einer Wassersättigung der Lysimeterböden kurz vor der Fertigstellung der Überdachung. Dies verunmöglichte eine exakte Simulation der Bodenfeuchteverhältnisse des Jahres 2003. Die Ergebnisse dieser Kulturperiode sind somit nur bedingt interpretierbar.

Der Mais auf dem Schotterboden, der keine zusätzliche Bewässerung erhielt, zeigte durch vertrocknete untere Blätter erst Anfang August Trockenstress deutlich an, der Mais auf dem Moräneboden sogar erst einen Monat später.

Die Niederschläge und Bewässerungsmengen sind am Beispiel des Moränebodens in **Abbildung 3** im Zweiwochenintervall angegeben. Dieses Intervall entspricht der Häufigkeit der Sickerwasserprobenentnahme.

Entsprechend der späten Möglichkeit, den unterschiedlichen Verfahren auch verschiedene Wassergaben zu geben, war auch die ausgewaschene Nitratfracht im Sickerwasser bis Mitte Juli bei allen drei Verfahren nahezu identisch (**Abbildung 3**). Einzig die Nitrat-Frachten des Lysimeters 11 zeigten erhöhte Werte. Ab Mitte Juli wurden Unterschiede zwischen den Verfahren sichtbar. Die größten Nitrat-Frachten ließen sich bei Verfahren 3, die kleinsten beim Referenzverfahren feststellen. Pflanzenschutzmittel konnten bisher in keiner der Proben gefunden werden.

Diskussion

Die ähnlichen Nitrat-Frachten im Sickerwasser der unterschiedlichen Verfahren sind durch die Tatsache zu erklären, dass erst mit der Fertigstellung der Überdachung die Möglichkeit bestand, die natürlichen Regenfälle abzuhalten. Somit war die Behandlung der unterschiedlichen Verfahren bis zu diesem Zeitpunkt identisch. Nach den allgemein niedrigen Nitratfrachten bis Anfang Oktober, werden in

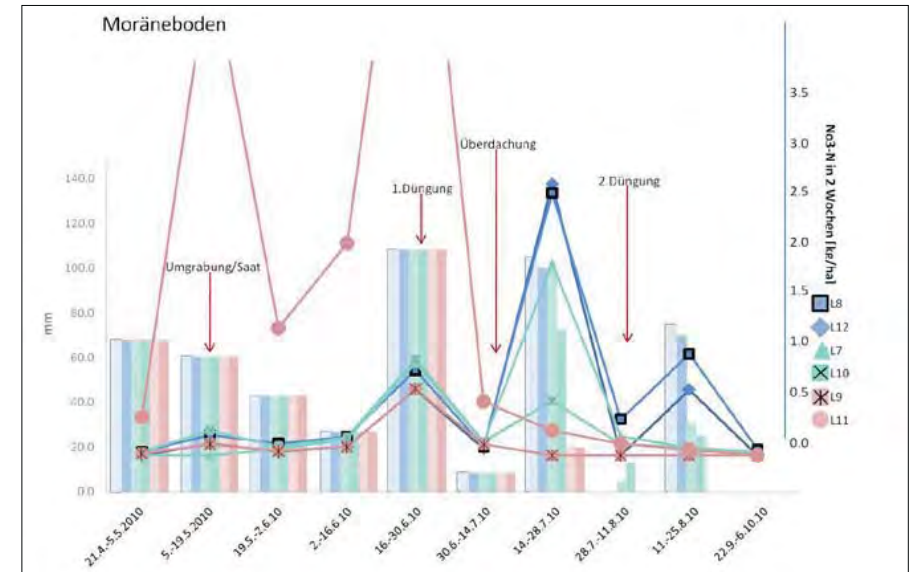


Abbildung 3: Niederschlags- bzw. Bewässerungssummen und ausgewaschene Nitrat-Frachten im Sickerwasser für die sechs Lysimeter des Moränebodens, jeweils innerhalb des Beprobungsintervalls.

den folgenden Wochen durch den simulierten nassen Herbst größere Frachten erwartet. Die analytischen Messungen dazu sind in Arbeit.

Die in Lysimeter 11 gemessenen, doppelt bis 10 mal höheren Nitrat-N-Konzentrationen im Sickerwasser, sind wahrscheinlich die Folge des durch Wühlmausbefall erforderlichen Wiesenumbachs, mit der darauf folgenden Neuansaat von Roggen im Herbst 2009.

Eine mögliche Erklärung für das Fehlen von Pflanzenschutzmittelrückständen in den Sickerwasserproben ist, dass durch die Überdachung keine Starkregen auf die Lysimeter gekommen sind, die zu Pflanzenschutzmittelauswaschung über Makroporenfluss ins Grundwasser führen können.

Ausblick

Durch die Möglichkeit, die Überdachung ganzjährig auf der Lysimeteranlage zu belassen, untersteht die gesamte Wassergabe in der nächsten Saison von Beginn an kontrollierten Bedingungen.

Um die Gefahr der Pflanzenschutzmittelauswaschung auch bereits während der Saison zu erhöhen, soll der künstliche Regen ab dem nächsten Jahr Starkregen mitberücksichtigen. Die Bewässerung wird hingegen weiterhin gleich erfolgen.

Danksagung

Das Projekt wird vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) finanziell unterstützt. Die Analysen der Pflanzenschutzmittel werden von der eawag durchgeführt.

Temperatureffekte beim Betrieb des Indoor Lysimeters „Petzenkirchen“

Franz Feichtinger^{1*} und Andreas Scheidl¹

Zusammenfassung

Die vier Meter hohe Schottersäule war vier Monate vollständig mit Wasser gefüllt. In diesem Zeitraum schwankte die Umgebungstemperatur über einen Bereich von etwa 10 °C und zeitsynchrone Wasserspiegelschwankungen wurden mit einer Amplitude von annähernd 18 cm gemessen. Der Einfluss der Temperatur auf die Wasserdynamik ist beachtlich und schafft zusätzliche Unsicherheiten für die Bewertung der Messungen. Daher ist bei steuerbaren Versuchsbedingungen besonders darauf zu achten, dass in der Versuchsumgebung möglichst keine Temperaturschwankungen auftreten.

Schlagwörter: Wasserspiegel, Wasservolumen, Retentionsraum

Summary

A column of 4 m height, which is filled with gravelly material, was saturated with water over a period of about four months. During this time changes in temperature were measured over a range of 10 °C and simultaneously the water level fluctuated over a range of 18 cm. Anyway, changes of temperature influenced the water dynamic remarkable and cause additional uncertainties in such an experiment. Therefore variations in temperature should be minimized in the environment of such a study.

Keywords: water level, water volume, retention characteristic

Einleitung

Temperatur ist eine dominante treibende Kraft bei allen irdischen Kreisläufen. Temperaturänderungen veranlassen zum Nachdenken und zu Analysen, wie dies aktuell all die Studien zum Klimawandel belegen. Der Einfluss von Temperaturschwankungen wurde auch bei den bodenhydrologischen Untersuchungen am Indoor Lysimeter „Petzenkirchen“ deutlich sichtbar. In dieser Arbeit werden die messtechnisch nachgewiesenen Einflüsse von Temperaturänderungen auf die Bodenhydrologie dargelegt, analysiert und im möglichen Rahmen erklärt.

Material und Methoden

Die Probengewinnung, die Korngrößenzusammensetzung des gewonnenen Materials, die Instrumentierung des Indoor Lysimeters und die Errichtung im Labor sind in KUMPAN et al. (2011) beschrieben. Demnach ist die Körnung der obersten 75 cm des Zylinders lehmiger Sand und Schotter. Weitere Details zum Versuch sind in FEICHTINGER et al. (2011) festgehalten. Die Rahmenbedingungen zu diesem Artikel sind nachfolgend hervorgehoben.

Versuchsaufbau

Ein mit Schotter gefüllter Zylinder (400 cm hoch, Innendurchmesser 78 cm) steht mit dem unteren Ende auf einer ebenfalls schottergefüllten Stahlwanne, welche mittig mit einem Zu-/Ablauf versehen ist, durch den Wasser ein- und ausströmen kann. Diesem Zu-/Ablauf ist außerhalb des Zylinders ein Standrohr angeschlossen, welches bis über die Zylinderoberkante (ZOK) reicht und so als Pegel fungiert, an dem die Wasserstände im Zylinder abgelesen werden

können. Dieses Gesamtsystem steht permanent auf einer Waage, welche als Y-Rahmen mit drei Wägezellen (an den Endpunkten des Y) realisiert ist. Im Schotter wird die Temperatur in 11, das Matrixpotential in 21 und der Wasseranteil in 19 Messebenen erfasst. Außerdem werden Temperaturen außerhalb des Zylinders gemessen und zwar in Nähe des Standrohres auf Höhe von 0, ~180 und 400 cm unter ZOK, weiters an der Verbindung von Zu-/Ablauf und Standrohr und mittig der Waage.

Versuchsdurchführung

Nach Fertigstellung des Versuchsaufbaus wurde Mitte April 2010 mit der stufenweisen Wasserbeschickung der Schottersäule über den Zulauf an der Unterseite begonnen. Dabei sollten die Daten zu einem „Multistep–Inflow–Experiment“ gewonnen werden und gleichzeitig war dies die Prüfung des Gesamtsystems auf Wasserdichtheit. Am 8. Juni 2010 war eine Auffüllung der Hohlräume im Schotterkörper bis einige Millimeter unter die Zylinderoberkante erreicht, womit auch die vollkommene Wasserdichtheit der Probe – abgesehen von oberem und unterem Rand - erreicht war. In diesem Stadium waren Temperatureffekte erkennbar, weshalb im Zeitraum von Mitte Juni bis Mitte Oktober 2010 eine Stationärphase ohne Wasserfluss zur oder aus der Probe messtechnisch erfasst wurde (mit Unterbrechung der Messungen von Ende August bis zur zweiten Oktoberwoche). Dabei wurden die Temperaturen, die Matrixpotentiale, die Wasseranteile und die Gewichte über Datenlogger kontinuierlich gemessen. Parallel wurden manuell die Wasserstände im Standrohr (Pegel) und die zeitliche Chronologie der Versuchsdurchführung protokolliert. Verdunstung am oberen Rand des Zylinders wurde durch den Abschluss mit

¹ Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Pollnbergstraße 1, A-3252 PETZENKIRCHEN

* Ansprechpartner: DI Franz Feichtinger, franz.feichtinger@baw.at

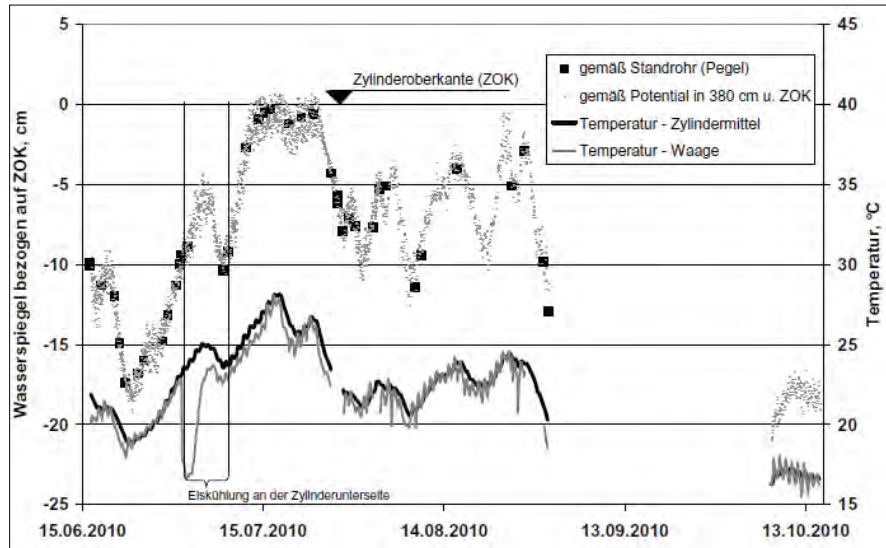


Abbildung 1: Zeitreihen zum Wasserspiegel im Zylinder und von Temperaturen während der Stationärphase (wassergefüllte Säule)

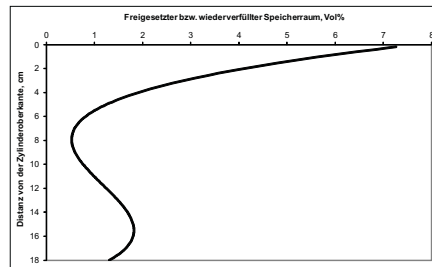


Abbildung 2: Erforderliches Retentionsvolumen in den obersten 18 cm der Schottersäule zur Kompensation temperaturbedingter Volumenänderungen des Wassers

einer PVC-Folie unterbunden, wobei der Druckausgleich zur Umgebung gewährleistet war.

Ergebnisse

Für die Stationärphase des mit Wasser gefüllten Zylinders sind in *Abbildung 1* die Wasserstände im Zylinder einerseits durch die periodischen Pegelablesungen festgehalten, andererseits sind sie von den Potentialmessungen in 380 cm u. ZOK als kontinuierliche Reihe abgeleitet. Weiters sind die Zeitreihen der Temperaturen für das gewichtete Mittel der im Zylinder gemessenen Werte und für die an der Zylinderunterseite bei der Waage vorgenommenen Messungen festgehalten.

Die beiden Temperaturverläufe verdeutlichen, dass Anfang Juli an der Zylinderunterseite eine deutliche Temperaturabsenkung für mehrere Tage mit Hilfe einer Kühlbox initiiert wurde. Damit sollte die Temperaturabhängigkeit der Wiegezellen geprüft werden. Weiters sind Wasserspiegelschwankungen über annähernd 20 cm erfasst und es ist unübersehbar, dass diese in engem zeitlichen Gleichklang mit den Temperaturänderungen stehen.

Die Analyse der Volumenänderungen, die hinter dieser dokumentierten Dynamik stehen müssen, ergab folgendes Bild. Die mit Wasser gefüllte Schottersäule enthält etwa 740 Liter Wasser. Die Volumenänderungen dieser Wassermenge wurden mit den gemessenen Temperaturen (Zylindermittel) entsprechend der Dichtefunktion über die Zeit berechnet. Stellt man die berechneten Wasservolumina zeitsynchron gemessenen Wasserspiegel (Pegelmessungen) gegenüber, ergibt sich eine ziemlich straffe Beziehung. Diese Abhängigkeit erlaubt über die Schwankungsamplitude des Wasserspiegels jene Speicherraumvolumina abzuleiten, die erforderlich sind, um die Volumenänderungen des Wassers abzubilden. Daraus resultiert für die obersten 18 cm eine Retentionscharakteristik in Form von freigesetzten bzw. wiederverfüllten Speicherraum gemäß *Abbildung 2*. Der oberste Millimeter ist mit einem 50-prozentigen Speicherraum berücksichtigt, was aus *Abbildung 2* nicht hervorgeht.

Diese Retentionscharakteristik ist als die Summe aller möglichen Einflüsse (Porenraumleerung, Volumenänderung des Behälters, ...) zu sehen. Berücksichtigt man quasi in einer „Feedback-Runde“ die Retentionscharakteristik

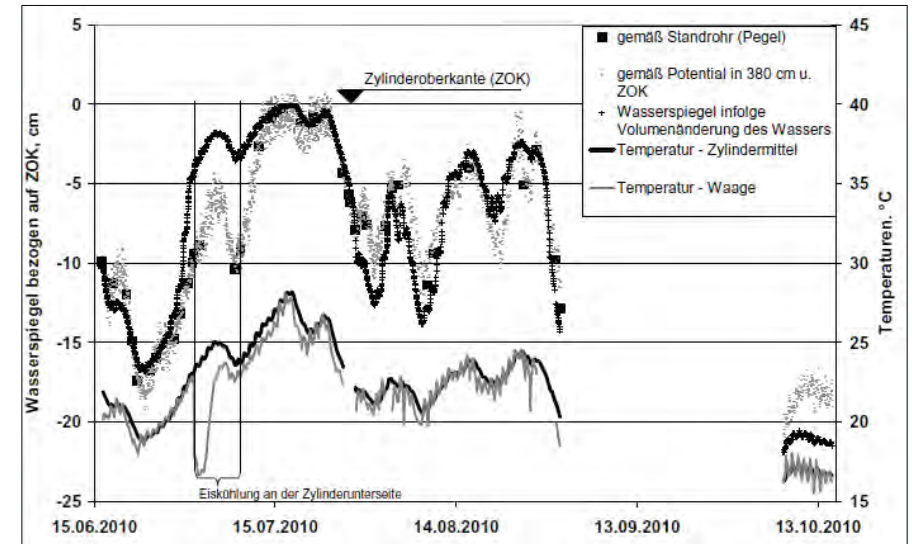


Abbildung 3: Zeitreihen von Temperaturen, von gemessenen Wasserspiegeln im Zylinder und von berechneten Wasserspiegeln infolge temperaturbedingter Volumenänderung des Wassers während der Stationärphase (wassergefüllte Säule)

gemäß *Abbildung 2* und legt die berechneten Volumenänderungen der Gesamtwassermenge infolge Dichteänderung in Wasserspiegelschwankungen um, so erhält man den in *Abbildung 3* dargestellten Verlauf.

Die gute Rekonstruktion der gemessenen Dynamik ist nach der beschriebenen „Parametrisierung“ nicht verwunderlich, jedoch ist doch darauf hinzuweisen, dass gerade die Tage der Kühlboxanwendung durch größere Abweichungen auffallen. Ebenso ist die einigermaßen zutreffende Rekonstruktion der Messwerte im Oktober (nach längerer Pause in den Messungen) beachtenswert.

Resümee

Die Messwerte zeigen eindrucksvoll, dass Temperaturänderungen in der Versuchsumgebung deutlichen Einfluss auf die Wasserdynamik im Probekörper haben. Die Messergebnisse erlauben für die obersten 20 cm der Probe eine Retentionscharakteristik des gesamten Systems abzuleiten. Jedenfalls beinhalten Messungen, die von Temperaturschwankungen beeinflusst sind, zusätzliche Unsicherheiten,

die die Interpretation erschweren. Dies ist jedoch weitgehend vermeidbar, indem auf eine Versuchsumgebung mit möglichst geringen Temperaturschwankungen hoher Stellenwert gelegt wird.

Literatur

- FEICHTINGER, F., A. SCHEIDL, W. DURNER, J. FANK, U. SCHINDLER und G. von UNOLD, 2011: Erste Ergebnisse vom Indoor Lysimeter „Petzenkirchen“. Bericht über die 14. Gumpensteiner Lysimetertagung „Lysimeter in der Klimaforschung und Wasserwirtschaft“, 3./4. Mai 2011, in Druck.
- KUMPAN, M., A. SCHEIDL, F. FEICHTINGER, J. DORNER und M. KARNER, 2011: Probenahme und Instrumentierung zum Indoor Lysimeter „Petzenkirchen“. Bericht über die 14. Gumpensteiner Lysimetertagung „Lysimeter in der Klimaforschung und Wasserwirtschaft“, 3./4. Mai 2011, in Druck.
- SCHEIDL, A., J. DORNER und F. FEICHTINGER, 2011: Installation von TDR-Sonden in skelettreiches Material. Bericht über die 14. Gumpensteiner Lysimetertagung „Lysimeter in der Klimaforschung und Wasserwirtschaft“, 3./4. Mai 2011, in Druck.

Entwicklung und Aufbau eines funkbasierten Bodensensornetzwerks zur räumlich-zeitlichen Erfassung der Bodenfeuchte

Heye Bogena¹, Thomas Pütz^{1*}, J. Huismann¹, U. Rosenbaum¹, A. Weuthen¹ und Harry Vereecken¹

Eines der zentralen Untersuchungsgebiete des HGF-Forschungsnetzwerks TERENO und des Sonderforschungsbereichs Transregio 32 ist das 27 ha große Forschungsgebiet Wüstebach im Nationalpark Eifel mit folgenden Forschungsschwerpunkten:

- Analyse von raumzeitlichen Mustern und Interaktionen von Umweltparametern und Prozessen zwischen Boden, Vegetation und der Atmosphäre,
- Untersuchung der Auswirkung einer Umforstungsmaßnahme von einem reinen Fichtenwald hin zu einem standortgerechten Mischwald.

Die zeitliche und räumliche Dynamik der Bodenfeuchte mit den Prozessen der Evaporation, Transpiration, Infiltration und Grundwasserneubildung ist für das Verständnis der lokalen Wasserkreisläufe von größter Bedeutung. Mit den konventionellen Meßmethoden ist der Bodenwassergehalt nur punktuell zu erfassen. Um die Beeinflussung des Bodenwasserhaushalts durch die geplante Waldumbaumaßnahme detailliert untersuchen zu können, wurde das funkbasierte Sensornetzwerk SoilNet vom Forschungszentrum Jülich entwickelt. SoilNet besteht aus End Devices, Routern und einem Koordinator (BOGENA et al. 2010). Zur Messung der Bodenfeuchte werden Sensoren der Firma Decagon (ECH2O EC-5 und 5TE) verwendet, die in drei Tiefen installiert wurden (siehe *Abbildung 1*). Für die Kalibrierung der Sensoren wurde ein spezielles

Kalibrationsverfahren entwickelt (ROSENBAUM et al. 2010, 2011).

Die in den Boden eingelassenen End Devices kommunizieren mit oberirdisch aufgestellten SoilNet Routern (siehe *Abbildung 2*), die wiederum die Daten über einen Koordinator per Datenfernübertragung zum Forschungszentrum Jülich übermitteln.

Seit 2008 werden an 150 Messplätzen Bodenfeuchte-, Temperatur- und Leitfähigkeitsdaten in hoher zeitlicher Auflösung erfasst. Die Daten werden automatisch in eine zentrale TERENO-Datenbank archiviert und können über eine internetbasierte Anwendung visualisiert werden (www.tereno.net). Weitere Informationen zur Messtechnik finden sich auf <http://www.fz-juelich.de/icg/icg-4/index.php?index=739>.

Literatur

- BOGENA, H.R., M. HERBST, J.A. HUISMAN, U. ROSENBAUM, A. WEUTHEN and H. VERECKEN, 2010: Potential of wireless sensor networks for measuring soil water content variability. *Vadose Zone Journal* 9: 1002–1013, doi:10.2136/vzj2009.0173.
- ROSENBAUM, U., J.A. HUISMAN, J. VRBA, H. VERECKEN and H.R. BOGENA, 2011: Correction of temperature and electrical conductivity effects on dielectric permittivity measurements in dielectric liquids using ECH2O EC-5, TE and 5TE sensors. Accepted for publication in *VZJ*.

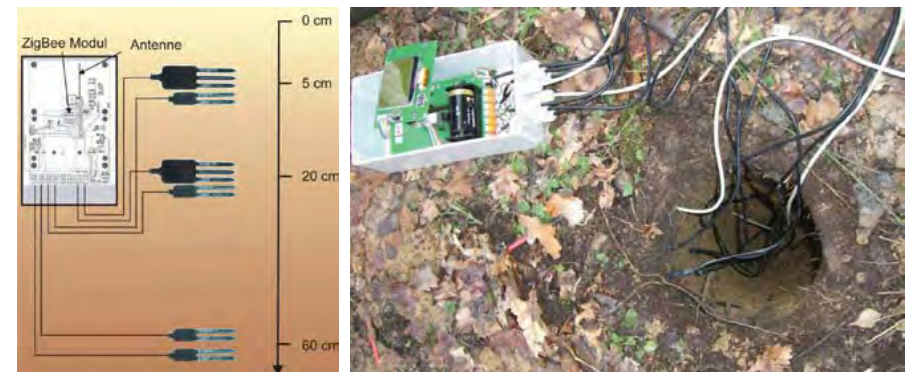


Abbildung 1: SoilNet End Devices mit ECH2O EC-5 und 5TE Sensoren und eine Einbaustelle.

¹ Agrosphere Institute, IBG-3, Forschungszentrum Jülich GmbH, D-52425 JÜLICH

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

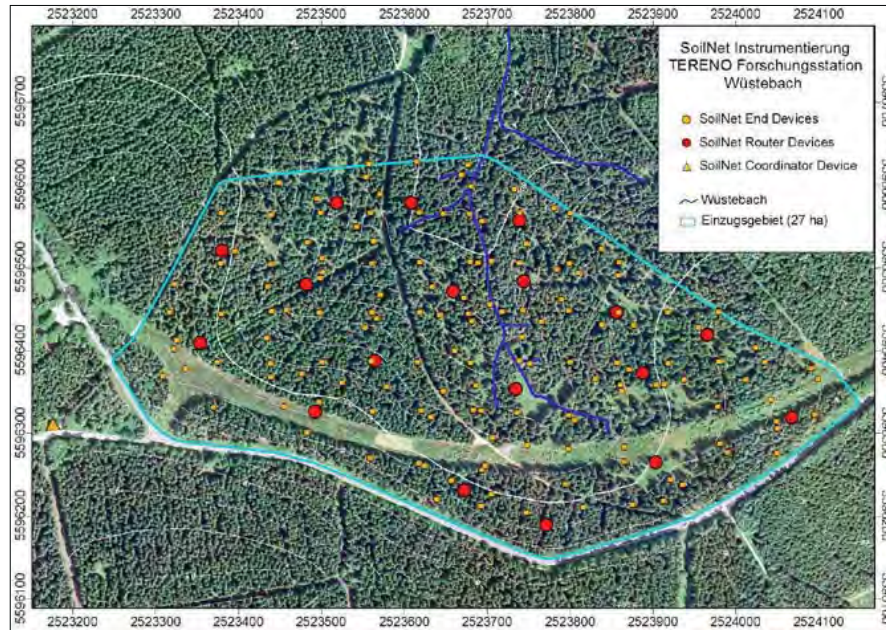


Abbildung 2: Die SoilNet Instrumentierung im TERENO in der Forschungsstation Wüstebach.

ROSENBAUM, U., J.A. HUISMAN, A. WEUTHEN, H. VEREECKEN and H.R. BOGENA, 2010: Quantification of sensor-to-sensor varia-

bility of the ECH2O EC-5, TE and 5TE sensors in dielectric liquids. Vadose Zone J. 9: 181-186, doi:10.2136/vzj2009.0036.

Jahreszeitlicher Verlauf von gelöstem totalen Kohlenstoff und Stickstoff im Sickerwasser eines Grünlandbodens

Andreas Bohner^{1*}, Matthias Kandolf¹ und Markus Herndl¹

Zusammenfassung

Der gelöste totale Kohlenstoff (TC) und Stickstoff (TN) sind eine wesentliche Komponente des Kohlenstoff- und Stickstoff-Kreislaufes in terrestrischen Ökosystemen. TC spielt eine entscheidende Rolle bei einer Vielzahl von Bodenprozessen. TC beeinflusst die chemische Zusammensetzung des Sickerwassers und trägt sehr wesentlich zur Stoffverlagerung und -auswaschung in Böden bei. Allerdings ist nur wenig über Konzentrationen, jahreszeitlicher Verlauf und Jahres-Frachten von TC und TN in Grünlandböden unter natürlichen Verhältnissen bekannt. Daher wurden in dieser Lysimeterstudie über einen Zeitraum von 39 Monaten die TC- und TN-Konzentrationen im Sickerwasser in 1,5 m Bodentiefe in einem Grünlandboden an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein (Steiermark, Österreich) kontinuierlich gemessen und daraus Jahres-Frachten berechnet. Im Untersuchungszeitraum (Februar 2004 bis April 2007) betrug die mittlere TC-Konzentration 3,86 mg L⁻¹ und die mittlere TN-Konzentration 0,72 mg L⁻¹. Die maximale TC-Konzentration (37,24 mg L⁻¹) wurde im November 2006 gemessen, jene von TN (8,52 mg L⁻¹) im Juni 2006. Die TC-Konzentration zeigte deutlichere monatliche Schwankungen als die TN-Konzentration und der jahreszeitliche Verlauf war nicht identisch. Saisonale Schwankungen konnten für die TN-Konzentration nicht festgestellt werden. Auch die TC-Konzentration zeigte keinen eindeutigen zeitlichen Trend. Regelmäßig erhöhte Konzentrationen wurden am ehesten in den Monaten November und Juli beobachtet. Das TC:TN-Verhältnis betrug im Durchschnitt 7:1 und war damit enger als das C_{tot}:N_{tot}-Verhältnis im Oberboden. Die jährlichen Sickerwassermengen schwankten zwischen 355 und 695 mm. Die pro Jahr mit dem Sickerwasser ausgetragenen TC-Mengen betragen 11 bis 30 kg C pro Hektar und die jährlichen TN-Austräge variierten zwischen 3 und 8 kg N pro Hektar. Dies entspricht 0,02 bis 0,05 % vom totalen Kohlenstoff-Vorrat und 0,05 bis 0,13 % vom totalen Stickstoff-Vorrat im Oberboden (0-25 cm Bodentiefe). Aus diesen Untersuchungsergebnissen kann die Schlussfolgerung gezogen werden, dass TC und TN für die Kohlenstoff- und Stickstoff-Bilanz in einem Grünlandboden nur eine geringfügige Rolle spielen.

Schlagwörter: gelöster totaler Kohlenstoff, gelöster totaler Stickstoff, Konzentrationen, Auswaschung, Lysimeter, Grünland-Ökosystem

Summary

Total dissolved carbon (TC) and nitrogen (TN) are important components of the carbon and nitrogen cycle in terrestrial ecosystems. TC plays a central role in many soil processes. TC has a substantial effect on the chemical composition of the seepage water and contributes largely to the transport and leaching of nutrients and pollutants from soils. Nevertheless, little information is available concerning concentrations, seasonal variations and annual loads of TC and TN in grassland soils under field conditions. Thus, in this lysimeter study, conducted at the AREC Raumberg-Gumpenstein (Styria, Austria), we measured over a period of 39 month continuously the concentrations of TC and TN in the seepage water of a grassland soil at 1,5 m soil depth and calculated annual loads. During the investigation period from February 2004 until April 2007 the mean concentration of TC in seepage water was 3,86 mg L⁻¹ and the mean concentration of TN was 0,72 mg L⁻¹. The highest concentration of TC (37,24 mg L⁻¹) was measured in November 2006 and maximum concentration of TN (8,52 mg L⁻¹) was found in June 2006. The concentration of TC showed more pronounced monthly variations than the concentration of TN. We found differences in their temporal patterns. There was no discernable seasonal variation in the concentration of TN. Regarding the concentration of TC, there was only a weak temporal trend. We observed regularly increased concentrations of TC mainly in November and July. At an average, the TC to TN ratio was 7:1 and herewith narrower than the C_{tot} to N_{tot} ratio in topsoil. The amount of seepage water varied from 355 to 695 mm per year. The annual leaching losses in the form of TC ranged from 11 to 30 kg C per hectare, representing 0,02 to 0,05 % of the total stock of carbon in topsoil (0-25 cm soil depth). The annual leaching losses in the form of TN varied between 3 and 8 kg N per hectare, which amounts 0,05 to 0,13 % of the total stock of nitrogen in topsoil. In summary, our results suggest that TC and TN play only a minor role in the carbon and nitrogen balance of a grassland soil.

Keywords: total dissolved carbon, total dissolved nitrogen, concentrations, leaching, lysimeter, grassland ecosystem

¹ Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein, Abteilung für Umweltökologie, Raumberg 38, A-8952 IRDNING

* Ansprechpartner: Dr. Andreas Bohner, andreas.bohner@raumberg-gumpenstein.at

Einleitung

Der gelöste totale Kohlenstoff (TC) und Stickstoff (TN) sind eine wesentliche Komponente des Kohlenstoff- und Stickstoff-Kreislaufes in terrestrischen Ökosystemen (MICHALZIK et al. 2001). Der Klimawandel trägt dazu bei, dass die Untersuchungen über die Bedeutung von TC und TN für die Kohlenstoff- und Stickstoff-Bilanz in verschiedenen Ökosystemen und auf unterschiedlichen Standorten intensiviert werden müssen.

Die gelöste organische Substanz (DOM) spielt eine entscheidende Rolle bei einer Vielzahl von Bodenprozessen. DOM ist nicht nur ein wichtiger Faktor bei der Bodenbildung (KALBITZ et al. 2000), sondern trägt auch sehr wesentlich zur Mineralverwitterung (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 2008), zum Schadstofftransport (KALBITZ et al. 2000), zur Nährstoffverlagerung und -auswaschung (QUALLS et al. 1991) sowie zur Nährstoffverfügbarkeit (KUITERS und MULDER 1993) in Böden bei. Die wichtigsten DOM-Quellen in Böden sind die pflanzliche Streu, der Humus, die mikrobielle Biomasse und Wurzelexudate (KALBITZ et al. 2000). Daher wird die gelöste organische Substanz vorwiegend im Auflagehumus und im obersten, humusreichen Mineralbodenhorizont (A-Horizont) gebildet. DOM wird durch Adsorption, Ausfällung und mikrobiellen Abbau aus dem Bodenwasser entfernt (KALBITZ et al. 2000). Deswegen sind die Konzentrationen im Unterboden und die Austräge mit dem Sickerwasser gewöhnlich niedrig (GUGGENBERGER und ZECH 1993, MICHALZIK und MATZNER 1999, SOLINGER et al. 2001, KALBITZ und KAISER 2008). Studien über DOM-Konzentrationen und -Flüsse wurden vor allem in Waldböden durchgeführt (QUALLS et al. 1991, GUGGENBERGER und ZECH 1993, KUITERS und MULDER 1993, CURRIE et al. 1996, MICHALZIK und MATZNER 1999, KAISER et al. 2001, MICHALZIK et al. 2001, SOLINGER et al. 2001, TIPPING et al. 2005, KALBITZ und KAISER 2008). Für Grünlandböden hingegen besteht hinsichtlich Konzentration im Sickerwasser, jahreszeitlicher Verlauf und Jahres-Frachten noch ein großer Forschungsbedarf.

Auch die TN-Konzentrationen im Sickerwasser, ihre zeitlichen Schwankungen und die Jahres-Frachten sind in Grünlandböden bisher noch immer schlecht mit Daten dokumentiert. Für agrarische Ökosysteme wird meist angenommen, dass der Stickstoff vorwiegend in anorganischer Form ($\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$) mit dem Sickerwasser ausgewaschen wird. Insbesondere $\text{NO}_3\text{-N}$ ist im Boden besonders mobil und kann unter bestimmten Voraussetzungen das Grundwasser belasten. Daher werden die Untersuchungen meist auf $\text{NO}_3\text{-N}$ fokussiert. In Wald-Ökosystemen hingegen ist der gelöste organische Stickstoff eine wesentliche Komponente im Sickerwasser (SOLLINS und McCORISON 1981, QUALLS et al. 1991, HAGEDORN et al. 2000) und muss daher bei Untersuchungen über den Stickstoff-Austrag unbedingt berücksichtigt werden.

Die primären Ziele dieser Lysimeterstudie sind

- die Bereitstellung von Daten und Informationen über den jahreszeitlichen Verlauf der TC- und TN-Konzentration im Sickerwasser eines Grünlandbodens unterhalb des Wurzelraumes,
- die Quantifizierung der TC- und TN-Austräge mit dem Sickerwasser unter Dauergrünland und

- die Abschätzung der Bedeutung von TC und TN für die Kohlenstoff- und Stickstoff-Bilanz in einem Grünlandboden.

Material und Methoden

Die Lysimeterstudie mit der Kulturart Dauergrünland wurde an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein (Steiermark, Österreich) durchgeführt. Der Untersuchungszeitraum betrug 39 Monate und reichte von Februar 2004 bis April 2007. Danach wurden die Versuchspartellen umgebrochen und neu angesät.

Die Lysimeteranlage und die dazugehörigen Versuchspartellen befinden sich auf einer Eisrandterrasse in nahezu ebener Lage in 700 m Seehöhe. Die Juli-Temperatur beträgt im langjährigen Mittel (1953-2005) 16,4 °C, die Jänner-Temperatur -3,5 °C und die Jahresmittel-Temperatur 6,9 °C. Der Jahres-Niederschlag macht im Durchschnitt 1035 mm aus. Die Niederschläge sind relativ gleichmäßig über das Jahr verteilt. In der Vegetationsperiode (April bis September) fallen etwa 63 % des Jahres-Niederschlages. Der Juli ist im langjährigen Mittel der niederschlagreichste Monat gefolgt vom August; im Februar fallen die geringsten Niederschlagsmengen. Die Schneedeckenperiode beträgt im langjährigen Mittel 101 Tage im Jahr und die frostfreie Zeit erstreckt sich über 173 Tage. Das Untersuchungsgebiet weist somit ein winterkaltes, sommerkühles, relativ niederschlag- und schneereiches, kontinental beeinflusstes Talbeckenklima auf (PILGER 2005).

Der Boden war eine tiefgründige, carbonatfreie Braunerde aus fluvioglazialen Sedimenten mit der Bodenart lehmiger Sand. Der Wasserhaushalt war frisch (ausgeglichen). Der Oberboden befand sich im Silikat-Pufferbereich. Der Humusgehalt war – im Vergleich zu den Böden des Dauergrünlandes im Untersuchungsgebiet – mit 3,7 % niedrig (BOHNER et al. 2007). Das $\text{C}_{\text{tot}}/\text{N}_{\text{tot}}$ -Verhältnis betrug im A-Horizont 9,8. Der Oberboden war ausreichend mit CAL-löslichem Phosphor und

Tabelle 1: Allgemeine Bodenkennwerte (0-25 cm Bodentiefe)

| CaCl ₂ | μS cm ⁻¹ | % | % | mg kg ⁻¹ | |
|-------------------|---------------------|-------|------------------|------------------------------------|-----------------------------------|
| pH | eL | Humus | N _{tot} | C _{tot} :N _{tot} | P _{CAL} K _{CAL} |
| 5,7 | 61 | 3,7 | 0,22 | 9,8 | 53 25 |

eL = elektrische Leitfähigkeit; P_{CAL} = CAL-löslicher Phosphor-Gehalt; K_{CAL} = CAL-löslicher Kalium-Gehalt

Tabelle 2: Allgemeine Bodenkennwerte (0-25 cm Bodentiefe)

| mval 100 g ⁻¹ | % | | % | | | | % | |
|--------------------------|----|----|----|-----|-----|----|----|---|
| KAK _{eff} | BS | Ca | Mg | K | Na | S | Z | T |
| 9,1 | 97 | 81 | 13 | 1,1 | 1,1 | 39 | 55 | 6 |

KAK_{eff} = effektive Kationenaustauschkapazität (BaCl₂-Extrakt); BS = Basensättigung (BaCl₂-Extrakt); S = Sand; Z = Schluff; T = Ton

Tabelle 3: Gelöster totaler Kohlenstoff (TC) und Stickstoff (TN) im Sickerwasser eines Grünlandbodens (Minimum, Maximum, Median, arithmetischer Mittelwert) in 1,5 m Bodentiefe

| | mg L ⁻¹ | |
|--------|--------------------|------|
| | TC | TN |
| Min | 0,22 | 0,38 |
| Max | 37,24 | 8,52 |
| Median | 2,82 | 0,66 |
| MW | 3,86 | 0,72 |

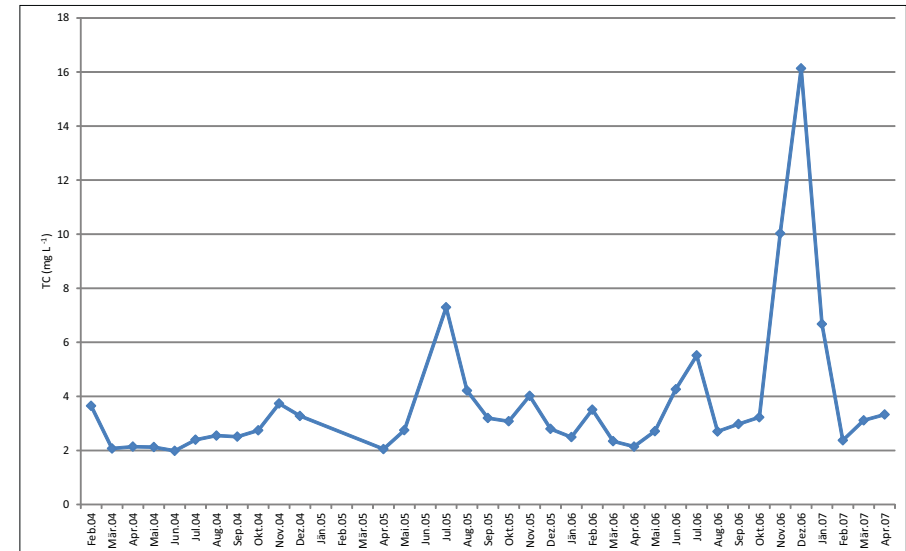


Abbildung 1: Monatsmittel des gelösten totalen Kohlenstoffs im Sickerwasser eines Grünlandbodens in 1,5 m Bodentiefe

sehr schlecht mit CAL-löslichem Kalium versorgt. Er wies eine überaus niedrige effektive Kationenaustauschkapazität (BaCl₂-Extrakt) sowie eine hohe Basensättigung auf (Tabelle 1,2).

Die Dauerwiese wurde 1992 mit einer Kleegrasmischung angesät und dreimal pro Jahr gemäht. Gedüngt wurde mit Hyperphosphat (90 kg P₂O₅ pro Hektar im Frühjahr; dies entspricht 39,3 kg P pro Hektar) und Patentkali (jeweils 100 kg K₂O pro Hektar im Frühjahr und nach dem ersten Schnitt; dies entspricht jeweils 83 kg K pro Hektar). In einem Klee-reichen Pflanzenbestand ist der Jahres-Ertrag auch ohne Dünger-Stickstoff im Allgemeinen relativ hoch; daher wurde in diesem Feldversuch auf eine mineralische Stickstoff-Düngung verzichtet. Allerdings hat sich der Klee-Anteil seit 1992 deutlich reduziert; er betrug im Untersuchungszeitraum nur mehr ca. 18 %. Der lückenhafte Pflanzenbestand wurde einer nährstoffärmeren Ausbildung der Frauenmantel-Glatthaferwiese (*Alchemilla monticola*-*Arrhenatheretum elatioris*) zugeordnet. Die Frauenmantel-Glatthaferwiese ist im Untersuchungsgebiet eine typische Pflanzengesellschaft der zwei- bis dreischichtigen Mähwiesen (BOHNER und SOBOTIK, 2000).

Das Sickerwasser wurde mit Hilfe eines monolithischen Feld-lysimeters erfasst. Dieser hat eine kreisförmige Oberfläche von 1 m². Die Sickerwassergewinnung erfolgte über Freiausläufe an der Lysimeterunterkante in 1,5 m Bodentiefe. Im Untersuchungsgebiet beträgt die Durchwurzelungstiefe unter Dauergrünland ca. 60 cm, wobei einzelne Grünland-Pflanzenarten allerdings auch maximale Wurzeltiefen von 1 m und mehr erreichen können (SOBOTIK, mündliche Mitteilung). Somit wurde mit Hilfe des monolithischen Feldlysimeters das Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone erfasst. Der gelöste totale Kohlenstoff (organisch und anorganisch gebundener

Kohlenstoff sowie elementarer Kohlenstoff) und Stickstoff wurden mittels MULTI N/C 2000 bestimmt. Die TC- und TN-Austräge mit dem Sickerwasser wurden durch Multiplikation der Sickerwassermenge mit der TC- bzw. TN-Konzentration im Sickerwasser berechnet.

Ergebnisse

Im Untersuchungszeitraum (Februar 2004 bis April 2007) betrug die mittlere TC-Konzentration im Sickerwasser in 1,5 m Bodentiefe 3,86 mg L⁻¹ und die mittlere TN-Konzentration 0,72 mg L⁻¹ (Tabelle 3). Die maximale TC-Konzentration (37,24 mg L⁻¹) wurde im November 2006 gemessen, jene von TN (8,52 mg L⁻¹) im Juni 2006. Die TC-Konzentration zeigte deutlichere monatliche Schwankungen als die TN-Konzentration, der Variabilitätskoeffizient war beträchtlich höher. Der jahreszeitliche Verlauf der TC- und TN-Konzentration war nicht identisch (Abbildung 1,2). Saisonale Schwankungen konnten für die TN-Konzentration nicht festgestellt werden. Auch die TC-Konzentration zeigte keinen eindeutigen zeitlichen Trend. Regelmäßig erhöhte Konzentrationen wurden am ehesten in den Monaten November und Juli beobachtet. Das TC:TN-Verhältnis betrug im Durchschnitt 7:1 und war damit enger als das $\text{C}_{\text{tot}}/\text{N}_{\text{tot}}$ -Verhältnis im Oberboden (9,8:1). Dies ist ein Hinweis für eine relativ größere Mobilität von TN im Vergleich zu TC. Die jährlichen Sickerwassermengen schwankten zwischen 355 und 695 mm. Die pro Jahr mit dem Sickerwasser ausgetragenen TC-Mengen betragen 11 bis 30 kg C pro Hektar und die jährlichen TN-Austräge variierten zwischen 3 und 8 kg N pro Hektar. Dies entspricht 0,02 bis 0,05 % vom totalen Kohlenstoff-Vorrat und 0,05 bis 0,13 % vom totalen Stickstoff-Vorrat im Oberboden (0-25 cm Bodentiefe).

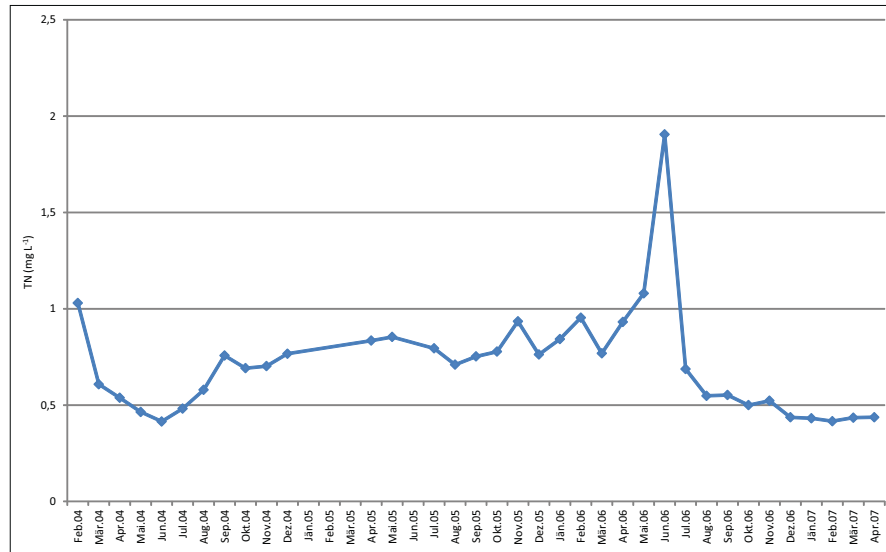


Abbildung 2: Monatsmittel des gelösten totalen Stickstoffs im Sickerwasser eines Grünlandbodens in 1,5 m Bodentiefe

Schlussfolgerung

Aus diesen Untersuchungsergebnissen kann die Schlussfolgerung gezogen werden, dass TC und TN für die Kohlenstoff- und Stickstoff-Bilanz in einem Grünlandboden nur eine geringfügige Rolle spielen.

Literatur

- BOHNER, A., F. GRIMS und M. SOBOTIK, 2007: Die Rotschwingel-Straußgraswiesen im Mittleren Steirischen Ennstal (Österreich) – Ökologie, Soziologie und Naturschutz. Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark 136: 113-134.
- BOHNER, A. und M. SOBOTIK, 2000: Das Wirtschaftsgrünland im Mittleren Steirischen Ennstal aus vegetationsökologischer Sicht. MAB-Forschungsbericht: Landschaft und Landwirtschaft im Wandel: 15-50.
- CURRIE, W.S., J.D. ABER, W.H. McDOWELL, R.D. BOONE and A.H. MAGILL, 1996: Vertical transport of dissolved organic C and N under long-term N amendments in pine and hardwood forests. *Biogeochemistry* 35: 471-505.
- GUGGENBERGER, G. und W. ZECH, 1993: Dissolved organic carbon control in acid forest soils of the Fichtelgebirge (Germany) as revealed by distribution patterns and structural composition analyses. *Geoderma* 59: 109-129.
- HAGEDORN, F., P. SCHLEPPI, P. WALDNER und H. FLÜHLER, 2000: Export of dissolved organic carbon and nitrogen from Gleysol dominated catchments – the significance of water flow paths. *Biogeochemistry* 50: 137-161.
- KAISER, K., G. GUGGENBERGER, L. HAUMAIER und W. ZECH, 2001: Seasonal variations in the chemical composition of dissolved organic matter in organic forest floor leachates of old-growth Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) stands in northeastern Bavaria, Germany. *Biogeochemistry* 55: 103-143.

- KALBITZ, K., S. SOLINGER, J.-H. PARK, B. MICHALZIK and E. MATZNER, 2000: Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. *Soil Science* 165: 277-304.
- KALBITZ, K. and K. KAISER, 2008: Contribution of dissolved organic matter to carbon storage in forest mineral soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 171: 52-60.
- KUITERS, A.T. and W. MULDER, 1993: Water-soluble organic matter in forest soils. Interference with plant cation uptake. *Plant Soil* 152: 225-235.
- MICHALZIK, B. and E. MATZNER, 1999: Dynamics of dissolved organic nitrogen and carbon in a Central European Norway spruce ecosystem. *Eur. J. Soil Sci.* 50: 579-590.
- MICHALZIK, B., K. KALBITZ, J.-H. PARK, S. SOLINGER and E. MATZNER, 2001: Fluxes and concentrations of dissolved organic carbon and nitrogen – a synthesis for temperate forests. *Biogeochemistry* 52: 173-205.
- PILGER, H., 2005: Meteorologische Charakteristika der Station Gumpenstein und ihre Einbindung in größere Räume. Seminar „50 Jahre meteorologische Beobachtungen in Gumpenstein 1955-2004“, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 11-16.
- QUALLS, R.G., B.L. HAINES and W.T. SWANK, 1991: Fluxes of dissolved organic nutrients and humic substances in a deciduous forest. *Ecology* 72: 254-266.
- SCHAEFFER, F. und P. SCHACHTSCHABEL, 2008: Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag, 593 S.
- SOLINGER, S., K. KALBITZ and E. MATZNER, 2001: Controls on the dynamics of dissolved organic carbon and nitrogen in Central European deciduous forest. *Biogeochemistry* 55: 327-349.
- SOLLINS, P. and F.M. McCORISON, 1981: Nitrogen and carbon solution chemistry of an old growth coniferous forest watershed before and after cutting. *Water Resour. Res.* 17: 1409-1418.
- TIPPING, E., M. FRÖBERG, D. BERGGREN, J. MULDER and B. BERGKVIST, 2005: DOC leaching from a coniferous forest floor: modeling a manipulation experiment. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168: 316-324.

Spatial distribution of soluble salts in Southeast Bulgaria - Kermen soil monitoring site

Nataliya Zhivkova¹*, Vesselin Koutev¹ and Elena Zlatareva¹

Abstract

Global climate changes are highlighted in recent decades, leading to intensification of the processes of drought and desertification. Accumulation of soluble salts as a result from human activity and climate changes has a negative impact on soil fertility. The monitoring site in Kermen is built to observe the processes of soil salinisation in the area. Studied soils occupy non drainage lowering of the relief and they are formed on Pliocene carbonate material under the influence of meadow-grass and meadow vegetation in close, highly mineralized groundwater. There have been recognized Meadow Solonetz – Solonchaks and Meadow Vertisols, saline. Soil pH is basic and may reach pH > 9. Salt content range from 0.05 g/100g to 0.5 g/100g soil (dry residue). Sorption capacity is relatively high and varies from 30 to 60 mequ/100g soil. Quantities of exchangeable sodium are moderate to high and take 5 to 38% of sorption capacity. These data vary both in depth of soil profile, as well as by local seasonal weather conditions. Krigging maps of the spatial variability of studied soil parameters were elaborated for better understanding of parameters and relief relations.

Keywords: soil salinisation, monitoring site, spatial variability, krigging

Introduction

Priority of modern soil science and agriculture is the development of monitoring programs for soils and agricultural lands. The aim of such studies is to follow the parameters indicative for changes in quality and agrochemical status of soils. Based on these studies preventive measures to maintain soil fertility and reduce the environmental risks of processes of acidification, salinisation and etc. are established. In Bulgaria saline and alkaline soils occupy an area of over 36,000 ha, or over 1,2% of arable land and more than 2,5% of areas which could be irrigated. At present time the irrigated area is equal to the area of saline soils.

In 2003 Kermen is included in a national monitoring network to observe the levels of salinisation in Bulgaria, in a representative soil profile (Annual Reports of Executive Environment Agency, 2003-2006). Investigations are conducted twice per year, in spring and autumn, at three depths: 0-20 cm, 20-40 cm and 40-60 cm. Results from the analysis shows that the composition of soluble salts is predominated by sulphates of calcium and magnesium, typical for slightly

saline leached Vertisols. For the period 2003 – 2006 the following tendencies are observed: increasing of pH values from 7.3 to 9; stable levels of ESP between 5% and 10% but strong fluctuation of water-soluble and exchangeable sodium and sorption capacity; high parameter values during spring measurements and low in the autumn, which indicates washing out processes.

These studies illustrate the need for updating the soil map for the distribution of saline soils in the area of the town Kermen. It is well seen that a single soil profile could be not representative for the changes of soil salinity in the area. Spatial variability of soil salinity parameters is a better and most reliable method of monitoring in such cases.

Area of investigation

Climate

Kermen is a town in Southern Bulgaria with geographical coordinates – latitude 42.50N and longitude 26.25E. The altitude of the land varies from 100 to 199 m and its lands are about 42 200 ha. According to the weather division of the country (1960) land of Kermen is located in the European continental area of the country, transcontinental sub-area and more accurately in the climatic regions of the Middle Eastern Bulgaria. The average annual temperature is 12°C, a minimum temperature is in January (0.2°C) and the maximum is in July (23.3°C). Annual average rainfall is about 541 mm. Clearly identifiable maximum between May and June is registered, while the minimum is observed in March. The dynamics of rainfall is between 29 and 66 mm per month (1979, 1983 and 1990).

Soils and geomorphology

The first detailed descriptions of the different soil types in the area of Kermen are given in Soil outlines (1960-1975), and subsequently included in the Atlas of Soils in Bulgaria (KOINOV et al. 1998). Described saline soils are classified as Meadow Solonetz – Solonchaks, sulphate-chloride (Mollic Solonchaks – FAO, 2006) and Meadow Vertisols, saline (Mollic Sodic Vertisols – FAO, 2006). According their textural class the soils are classified as – clay loam and clay. The first authors have noted visible salt crystallization on the soil surface. Later the water-soluble salts content is definite as significant and in the surface horizons reaches 4.8 mg/100g soil (dry residue). The predominant cation

¹ Nikola Poushkarov Institute of Soil Science, Chaussee Bankyastr. 7, BG-1080 SOFIA

* Ansprechpartner: Nataliya Zhivkova, natalizivkova@yahoo.com

in the solution is sodium, and from the anions – chloride and sulfate. This determines the type of soil salinisation as chloride-sulphate or sulphate-chloride. Sorption capacity is high and relatively uniform in depth profiles – 40-60 mg/100g soil. Quantities of exchangeable sodium (ESP) are high and take 8 to 41% of sorption capacity. It was found that these soils have low to medium permeability, good to high water-holding ability and adverse air regime.

Geomorphological Kermen's soil occupies non-drainage relief lowering. They are formed on Pliocene carbonate material, under the influence of grass-meadow and meadow vegetation. Soil forming process has flowed at a high level of groundwater, which are also highly mineralized.

Monitoring grid set up

Our present work deals with soil samples, taken in a grid of 30 points regularly distributed at a depth of 0-30 cm soil layer. The aim is to establish the current saline/sodic state of the selected area and to study the spatial distribution of components of salinisation. Dynamics and quantity of the water-soluble compounds are determined using parameters pH, EC, SAR, RSC.

Soil sampling

Based on soil and climatic information about Kermen area, we have established a new monitoring grid with 30 sampling points at a depth of 0-30 cm. Soil sampling was taken in June 2009 and was done from every point and from four extra points, each one lying on two meters from the central and located in four main directions. Soil samples were air-dried, ground passed through a 2-mm sieve. The sieved samples were stored in paper bags and used for laboratory analyses.

Laboratory analyses

Soil pH was measured in water and in 1M KCl using 1:2.5 soil : liquid ratio. Electrical conductivity, water-soluble

bases (Na, Ca and Mg) and anions (Cl, SO₄, HCO₃) were determined in 1:5 soil : water extraction. Flame photometer determination for sodium and atom adsorption determination for calcium and magnesium were used. The water soluble anions (carbonate, bicarbonate, chloride) were analyzed by titration and the sulfate were determined by classical weighting analysis (PENKOV 1991). Total dissolved solids (salts in %) were obtained multiplying the results for electrical conductivity in mS/cm¹ by factor 0.32 (POPANDOVA 1995). Sodium adsorption ratio (SAR) was calculated by dividing the concentration of monovalent Na⁺ by the square root of the concentration of divalent calcium and magnesium (in mequ/100g). Residual soil carbonate (RSC) was calculated by subtracting the sum of carbonates and bicarbonates from the sum of calcium and magnesium (in mequ/100g).

Results and Discussion

Results obtained from physical-chemical analyses are treated in statistical software Statgraphics Centurion XVI and presented in *Tables 1* and *Tables 2*. Almost all parameters show wide range of variation (*Table 1*). Only for pH the variation is low but from strongly acid to strongly alkaline, mostly in the alkaline range (pH > 7).

Electrical conductivity and salts show levels from non saline to moderate saline, but in general the content is low. The sodicity (ESP) also varies extensive, matching to different stages of sodium saturation from non sodic to extreme sodic (PENKOV 1991). Sodium adsorption ratio characterizes the sodium status of soil solution and indicates potential risk from sodicity (SAR > 13) not only in the samples with ESP > 5, but also in samples with ESP < 5. These two sodicity parameters are related because of cation exchange and in our case give better understanding of complex salinisation process (saline-sodic). High concentrations of sodium in a soil create a state of easy dispersion, leading to poor soil physical conditions (RENGASAMY and OLSSON 1993), while the soluble salts keep the soil colloids in coagulated state.

Table 1: Summary statistics of all investigated parameters

| | pH in KCl | pH in H ₂ O | EC in mS/cm | salts in g/100g | Water-soluble cations and anions in mequ/100g soil | | | | | | | ESP | SAR | RSC |
|------------------------|-----------|------------------------|-------------|-----------------|--|--------|-------|-----------------|------------------|--------|--------|--------|-------|-----|
| | | | | | Na | Ca | Mg | SO ₄ | HCO ₃ | Cl | | | | |
| Count | 30 | 30 | 30 | 30 | 30 | 30 | 30 | 26 | 26 | 26 | 30 | 30 | 30 | |
| Mean | 6,46 | 7,21 | 0,302 | 0,10 | 1,42 | 0,10 | 0,03 | 0,168 | 0,733 | 0,087 | 7,14 | 8,15 | 0,51 | |
| Standard deviation | 0,99 | 0,97 | 0,332 | 0,11 | 1,81 | 0,18 | 0,02 | 0,167 | 0,435 | 0,117 | 10,61 | 9,99 | 0,51 | |
| Coeff. of variation, % | 15,28 | 13,44 | 109,90 | 109,95 | 127,41 | 171,47 | 47,32 | 99,14 | 59,45 | 134,12 | 148,72 | 122,63 | 99,70 | |
| Minimum | 3,90 | 4,80 | 0,033 | 0,01 | 0,06 | 0,00 | 0,01 | 0,000 | 0,058 | 0,000 | 0,46 | 0,27 | -0,32 | |
| Maximum | 8,20 | 9,30 | 1,541 | 0,49 | 7,10 | 0,70 | 0,07 | 0,664 | 1,798 | 0,592 | 38,46 | 37,86 | 1,71 | |
| Std. skewness | -2,30 | -0,98 | 5,432 | 5,31 | 4,16 | 5,01 | 0,66 | 3,277 | 1,224 | 7,496 | 5,05 | 3,73 | 1,38 | |
| Std. kurtosis | 0,80 | 0,83 | 7,056 | 6,67 | 3,16 | 4,91 | -1,27 | 2,283 | 0,181 | 15,132 | 4,62 | 2,51 | -0,15 | |

Table 2: Correlations between all investigated parameters

| Parameters | | | | | | | | | | | | | | |
|------------------------------|------------------|-----------|-------|------------------------|-----------------|-------|--|--|--|--|--|--|--|--|
| pH in KCl | | pH in KCl | | | | | | | | | | | | |
| pH in H ₂ O | | 0,96 | | pH in H ₂ O | | | | | | | | | | |
| salts in g/100g | | 0,63 | | 0,74 | | salts | | | | | | | | |
| Water-soluble cations | Na | 0,57 | 0,72 | 0,96 | Na | | | | | | | | | |
| | Ca | 0,24 | 0,10 | -0,08 | Ca | | | | | | | | | |
| and anions in mequ/100g soil | Mg | 0,30 | 0,34 | 0,37 | Mg | | | | | | | | | |
| | SO ₄ | -0,17 | -0,14 | 0,52 | SO ₄ | | | | | | | | | |
| | HCO ₃ | 0,67 | 0,72 | 0,53 | 0,70 | | | | | | | | | |
| | Cl | 0,20 | 0,25 | 0,66 | 0,58 | | | | | | | | | |
| ESP | | 0,49 | 0,64 | 0,91 | 0,94 | | | | | | | | | |
| SAR | | 0,52 | 0,66 | 0,91 | 0,98 | | | | | | | | | |
| RSC | | 0,43 | 0,52 | 0,36 | 0,71 | | | | | | | | | |

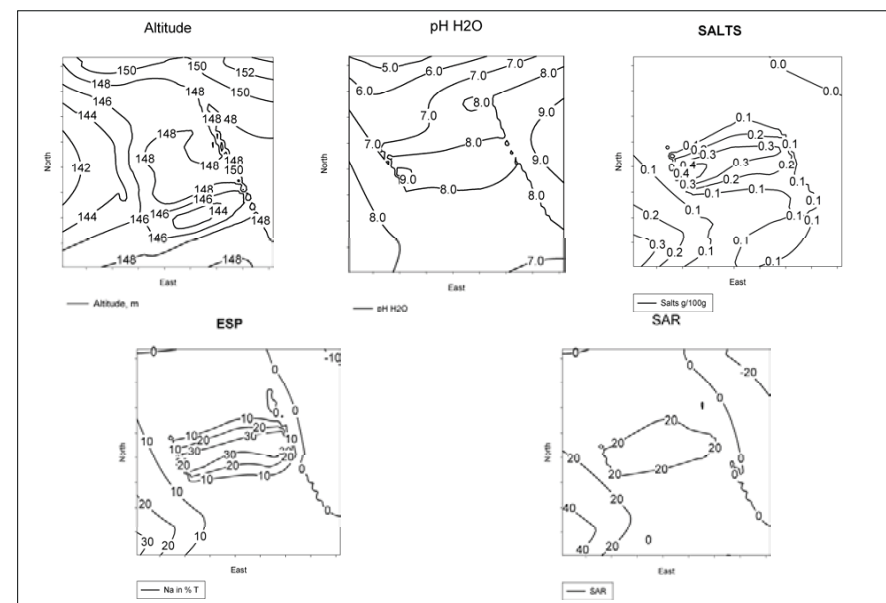


Figure 1: Cartograms with the spatial variation of the studied parameters

Residual sodium carbonate (RSC) is used to predict the tendency of calcium carbonate to precipitate from high-bicarbonate waters or soil solutions and thus create a sodium hazard. RSC in studied soils is very low (less than 1.25) even negative, showing no tendency of CaCO₃ precipitation, which correspond also to the lack of carbonates at determined pH levels. RSC-values should be consider as incorrect, for the amount of bicarbonate that precipitates depends on

the degree to which salts are concentrated by evapotranspiration in the plant root zone (BOHN et al. 2001). Combining statistical data for the anions the type of salinisation is determined as sulfate-sodic and sodic-sulfate, partly chloride-sulfate. For four of the samples anions were not gained because of the extremely high content of ESP (more than 30%) causing dispersion of clay minerals and organic matter and impossibility to gain proper soil-water extracts for anion's analysis.

There is more than a 3:1 ratio between the smallest standard deviation and the largest. Since the P-value is less than 0,05, there is a statistically significant difference amongst the standard deviations at the 95,0% confidence level. The standardized skewness and/or kurtosis is outside the range of -2 to +2 for 9 columns. This indicates some significant non normality in the data, which violates the assumption that the data come from normal distributions. All data suggest that salinisation is with uneven character and appear in the area as spots and its spatial variation is subject to other external factors different than the factors of soil formation in the region. The underground water depth is one of the factors affecting mainly the salinization processes in soil genesis.

With great significance are the correlations between water-soluble sodium and the parameters salts, ESP, SAR and RSC – basic parameters of soil salinisation (Table 2).

Using geo-statistical processing for the gained information, a series of cartograms with the spatial variation of the studied parameters were obtained (Figure 1). The comparison with the relief map is showing that salinisation is related with lowest part of the relief and underground water. Close correlation between Na and HCO_3 shows the sodic type of salinisation.

It can be seen graphically the strong correlation between topography and factors associated with salinisation – soil reaction, salts, ESP and SAR.

Conclusions

Studied soil samples from Kermen area are mostly alkaline but only in a few of them are indications for processes of salinity. It is due to the spotty character of salinisation. In the points with moderate salt content values of ESP and SAR are high, showing sodium risks for the plant and soil structure. The character of salinisation process is mixed between sulfate-sodic, sodic-sulfate and chloride-sulfate, saline-sodic. All data vary in wide ranges and suggest that salinisation is with uneven character and its spatial variation is subject to other external factors other than the factors of

soil formation in the region. The gained results differ slightly from other former researches. The strong correlation between topography and factors associated with salinisation is confirmed graphically. It is necessary to reactivate existing drainage system and to stop the salinisation in the area. After that melioration of the affected soils will be reasonable.

References

- BOHN, H., B.L. McNEAL and G.A. O'CONNOR, 2001: Soil chemistry, 3rd edition. John Wiley & Sons, Inc., 316 p.
- FAO, 2006: World reference base for soil resources FAO, Rome, 132 p.
- KOINOV, V., I. KABAKCHIEV and K. BONEVA, 1998: Atlas of the soils in Bulgaria. Zemizdat, Sofia, 321 p. (in bulgarian).
- PENKOV, M., A. DASKALOVA, I. CHOLAKOV, M. MONDESHKA and M. RIZOV, 1991: Handbook of soil. Institute of Architecture and Construction, Sofia, 295 p. (in bulgarian).
- POPANDOVA, S., 1995: To the application of conductivity method for the determination of salinity levels. Soil science, agrochemistry and ecology. XXX, 1-6, p. 142-143 (in bulgarian).
- RENGASAMY, P. and K.A. Olsson, 1993: Irrigation and sodicity. Australian Journal of Soil Research, 31 (6), 821-837.
- ***1960: Agro climate Directory of PR Bulgaria. Editor K. Kiriakov, Science and Art Publishing House, Sofia, 202 p.
- ***1960: Soil outline of land Kermen. Fund of Institute of Soil Science "N. Poushkarov", Sofia.
- ***1975: Soil outline of land Kermen. Fund of Institute of Soil Science "N. Poushkarov", Sofia.
- ***1979: Climate Directory for PR Bulgaria, Vol. 2. Humidity, fog, horizontal visibility, clouds and snow cover. GUHM, BAS, Science and Art Publishing House, Sofia.
- ***1983: Climate Directory for PR Bulgaria, Vol. 3. Air temperature, soil temperature, frost. GUHM, BAS, Science and Art Publishing House, Sofia.
- ***1990: Climate Directory for PR Bulgaria – The Rainfalls in Bulgaria. Publishing House of BAS.
- ***http://nfp-bg.eionet.eu.int/bul/Output/N_Reports/index.html National Reports on the state of environment in Bulgaria – Executive Environmental Agency.

Effekte von Landnutzungsänderungen im Naturschutzgebiet Ohre-Drömling auf die Nährstoffdynamik im Bodenwasser

Stefan Schob^{1*}, Ralph Meißner², Holger Rupp³, Sabine Bernsdorf⁴ und F. Braumann⁵

Zusammenfassung

Im Naturpark Drömling ergeben sich aus dem Verschlechterungsverbot des FFH- Lebensraumtyps LRT 6510 „Magere Flachlandmähwiesen“ und der Wiedervernässung Zielkonflikte zum Erhalt des für ein Niedermoor typischen Torfkörpers. Es sollen Strategien zur optimalen Bewirtschaftung diese Standorttyps entwickelt werden. Dabei ist zu gewährleisten, dass der Hauptvorfluter Ohre (ein Nebenfluss der Elbe) nicht zusätzlich mit Nährstoffen belastet wird, da er für die Trinkwasserversorgung des Großraumes Magdeburg genutzt wird. Es wurden auf zwei Standorten differenzierte Düng- und Bewirtschaftungsstufen eingerichtet. Boden, Bodenwasser und pflanzliche Biomasse wurden auf Makronährstoffe untersucht.

Schlagwörter: Niedermoor, extensive Grünlandbewirtschaftung, Drömling, Wiedervernässung

Einleitung

Der Drömling gehört zum europäischen Schutzgebietssystem „NATURA 2000“. Der sachsen-anhaltinische Teil des Drömling stellt Mitteldeutschlands größtes zusammenhängendes Niedermoorgebiet dar und ist seit 1990 als Naturpark ausgewiesen. Infolge ehemals intensiver landwirtschaftlicher Nutzung erfolgten eine Degradierung des Torfkörpers und ein Rückgang der Torfmächtigkeiten. Zum Schutz der Niedermoore und Anmoore im Drömling ist eine deutliche Erhöhung der Grundwasserstände erforderlich. Es existieren bereits mehrere Arbeiten über die Auswirkungen von Wiedervernässungsmaßnahmen auf den Stoffhaushalt im Naturpark Drömling (z.B. RUPP et al. 2004, MEISSNER et al. 2008, 2010). Ansteigende Wasserstände und Veränderungen führen zu Verschiebungen in der Vegetationszusammensetzung.

Der Drömling wird in Sachsen-Anhalt durch die Ohre zur Elbe hin entwässert. Dadurch stellt er ein wichtiges Element im Biotopverbund der Flussysteme und als Trinkwasserlieferant für den Großraum Magdeburg dar. Aus diesem Grund ist es wichtig, die für die Trinkwasserversorgung relevanten Vorschriften einzuhalten und die Stoffausträge (vor allem Stickstoff, Phosphor und Kalium) aus den im Einzugsgebiet liegenden Flächen zu minimieren.

Summary

The Nature Park Drömling is an important agricultural, recreational, and drinking water supply area in Saxony-Anhalt, Germany. At least two stakeholder conflicts are important:

(1) protection of the raw water quality and assuring the quantity of raw water that is needed for a sustainable supply of drinking water to the region and (2) rewetting of the Drömling area for ecosystem renewal and nature protection. The project focused at the rewetting of the FFH LRT 6510 specific site. For this reason a field trial was established with the aim that the rewetting of the LRT 6510 site will not lead to the nutrient contamination of the river Ohre (a tributary of the river Elbe).

Material and Methoden

Die ausgewählten Versuchsflächen sind Niedermoorstandorte, gekennzeichnet durch eine mindestens 40 bis 60 cm mächtige Torfschicht. Aufgrund der vergleichbaren Datengrundlage lässt sich die Nährstoffentwicklung dieser Standorte gut gegenüberstellen bzw. vergleichen.

Folgende Standorte wurden ausgewählt:

Standort A- LRT 6510 in einem guten Erhaltungszustand. Es handelt sich um einen typischen Drömlingstandort im Verbreitungsgebiet der Anmoorgleye (ALTERMANN und ROSCHE 2009). Der Humushorizont ist deutlich zweigeteilt: der Aa-Horizont ist humusärmer als der darunter folgende Go-Aa-Horizont. Der Anmoorgley ist durch Humusabbau (im Aa-Horizont stärker als im Go-Aa-Horizont) aus einer Torfdecke entstanden, die ursprünglich eine Mächtigkeit von > 4 dm aufwies. Der Humusabbau entstand durch Entwässerung und eine zeitweise erfolgte intensive Ackernutzung.

Standort B- Wiedervernässung des LRT 6510. Standort B wird ebenfalls als Anmoorgleye, mit Tendenz zur Vererdung, angesprochen. Der im Profil deutlich ausgeprägte Geschiebedecksand der im zentralen Drömling auf den wechsellagernden Talsanden fehlt, ist vermutlich auf einem älteren Erosionsrest bzw. dessen Umlagerungsbildungen entstanden. Die hydromorphe Prägung dieses Standortes

^{1,4} Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften, Julius-Kühn-Straße 23, D-06112 HALLE/LS.

^{2,3} Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ, Department Bodenphysik, Dorfstraße 55, D-39615 FALKENBERG

⁵ Naturparkverwaltung Drömling, Bahnhofstraße 32, D-39646 OEBISFELDE

* Ansprechpartner: Stefan Schob, stefan.schob@landw.uni-halle.de

Tabelle 1: Versuchsvarianten und Bewirtschaftung der Standorte im Drömling

| Variante | Standorte A, B Düngungsstufe (DS) | Standorte A, B Mahdregime |
|----------|--------------------------------------|------------------------------|
| 1 | (DS) 0 NPK 0/0/0 | Mähweide |
| 2 | (DS) 1 Entzugsdüngung | Mähweide |
| 3 | (DS) 2 GK B* | Mähweide |
| 4 | (DS) 0 NPK 0/0/0 | Mahd |
| 5 | (DS) 1 Entzugsdüngung | Mahd |
| 6 | (DS) 2 GK B* | Mahd |

*GK B ...Gehaltsklasse B (VDLUFA 1991)

Tabelle 2: Parameter und Methoden zur Analyse der Wasserproben

| Parameter/Wasser | Methode |
|--------------------|--|
| NO ₃ -N | Ionenchromatograph (METRHOM) |
| NH ₄ -N | photometrisch (Spektralphotometer, analytik Jena, Deutschland) |
| PO ₄ -P | Ionenchromatograph (METHROM) |
| K ⁺ | Atom-Absorptions-Spektrometer AAS |
| LF (20°C) | konduktometrisch (DIN 27 888) |
| pH | potentiometrisch (DIN 38 404 Teil5) |

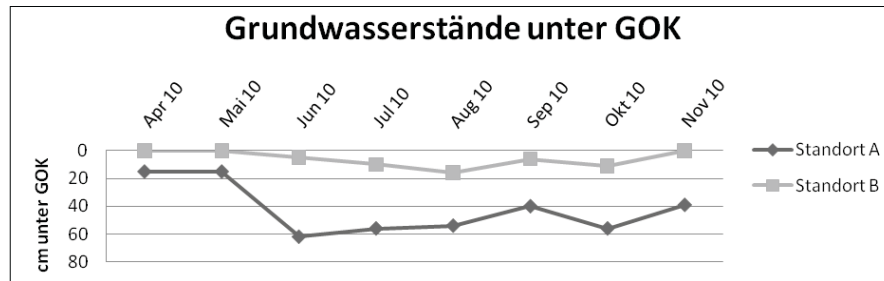


Abbildung 1: Verlauf der Grundwasserstände 2010

wird durch zumindest partiell noch deutlich sichtbare starke Humusakkumulation und Eisenausscheidungen angezeigt. Vermutlich war eine flache Niedermoorortdecke vorhanden, worauf humusreichere Flecken hindeuten, die inzwischen völlig vererdet ist. Der Humusabbauprozess ist sicher durch zeitweise erfolgte Ackernutzung und Entwässerungen beschleunigt worden.

Auf den Versuchsflächen A und B wurden verschiedene Varianten hinsichtlich der Düngung und des Nutzungsregimes miteinander kombiniert (Tabelle 1). Die Versuchsflächen wurden in 3 Teilflächen untergliedert und als Wiederholungen je Variantenkombination angelegt. Jede Teilfläche ist 25 x 25 m (625 m²) groß. Daraus ergaben sich bei 6 Variantenkombinationen 18 Teilflächen mit einer Gesamtgröße von 1,125 ha. Ein bodenhydrologischer Messplatz auf jeder Fläche diente zur Erfassung der Bodentemperatur, des Bodenwassergehaltes (FDR-Sonden) und des Redoxpotentials in jeweils drei Tiefenstufen (30 cm, 60 cm, 90 cm). Um die Nährstoffe des Bodenwassers zu ermitteln wurden auch Saugkerzen in den genannten Tiefenstufen installiert, monatlich Proben entnommen und analysiert. Zum Nachweis der Nährstoffdynamik wurden die entwässernden Gräben der Versuchsstandorte ebenfalls turnusmäßig beprobt. Der Grundwasserstand wurde in Piezometerrohren mittels Brunnenpfeife bei jeder Probenahme erfasst. Die qualitativen Wasseruntersuchungen erfolgten nach den in Tabelle 2 ausgewiesenen Methoden. Je Probenahmetiefe wurden drei Wasserproben als Wiederholungen analysiert und im Folgenden als Mittelwert dargestellt.

Ergebnisse

In Abbildung 1 sind die Grundwasserstände der Varianten A und B dargestellt. Zu erkennen ist, dass die im Jahre 2009

durchgeführten baulichen Maßnahmen zur Wiedervernässung erfolgreich waren. Im Mittel lag der Grundwasserstand bei Variante A bei 40 cm unter Geländeoberkante (GOK) und bei Variante B bei 10 cm unter GOK. Auf dem wiedervernässen Standort B sind geringere Schwankungen des Grundwasserstandes festzustellen; es traten auch in den Sommermonaten relativ gesättigte Bodenwasserhältnisse auf. Der Grundwasserstand lag im August bei 15 cm unter GOK als Tiefstpunkt. Bei Variante A war eine stärkere Dynamik der Grundwasserstände nachweisbar. In den Sommermonaten sank der Grundwasserstand bis auf 60 cm ab. Grundwasserstände im Sommerhalbjahr von meist > 40 cm stellen optimale Bedingungen für den Leitbiotop des LRT 6510 dar (LRP Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH 1996).

In Abbildung 2 ist der Verlauf des Nitratgehaltes im Wasser dargestellt. Bei Standort A war der Grundwasserstand teilweise unter 30 cm gefallen, folglich konnte aus den Saugkerzen für diesen Bereich kein Bodenwasser gewonnen werden. Es ist bei beiden Versuchsstandorten von April bis August ein kontinuierlicher Anstieg des Nitratgehaltes im Bodenwasser der drei Bodenschichten zu verzeichnen. Die Nitratgehalte der Standorte A und B sind in den Tiefen 30-60 cm und 60-90 cm vergleichbar. An beiden Standorten wurden die Grenzwerte für Trinkwasser in den N-Fractionen nicht überschritten.

Aus Abbildung 3 sind die Ammoniumstickstoffgehalte der Standorte A und B in den einzelnen Bodentiefen zu entnehmen. Zu erkennen sind die hohen Werte des Standortes A im Vergleich zu Standort B. Die maximalen Ammoniumwerte des Standortes A lagen im Juli bei 1,2 mg l⁻¹. Dem gegenüber sind die Ammoniumgehalte des wiedervernässen Standortes B verhältnismäßig gering (0,3 mg l⁻¹).

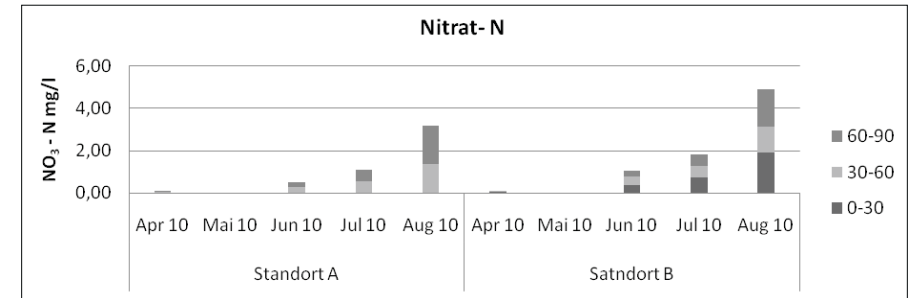


Abbildung 2: Dynamik der NO₃-N-Gehalte im Bodenwasser aus unterschiedlichen Tiefen (n=3)

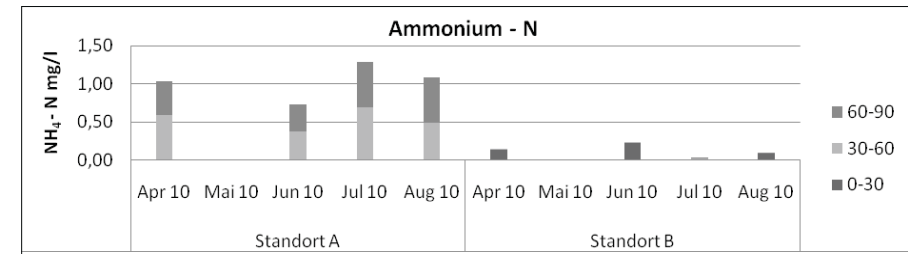


Abbildung 3: Dynamik der NH₄-N-Gehalte im Bodenwasser aus unterschiedlichen Tiefen (n=3)

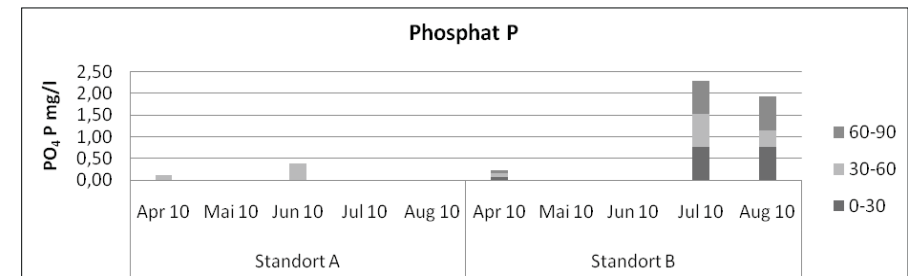


Abbildung 4: Dynamik der PO₄-P-Gehalte im Bodenwasser aus unterschiedlichen Tiefen (n=3)

In der Abbildung 4 sind die Phosphat-P-Werte des Bodenwassers aufgeführt. Auf der wiedervernässen Fläche sind die Phosphat-P-Werte deutlich höher als auf dem Standort A; möglicherweise sind dafür die abnehmenden Redoxpotentiale infolge der Wiedervernässung verantwortlich (MEISSNER et al. 2008)

Die Kaliumgehalte (Abbildung 5) für beide Standorte waren relativ niedrig, was im Zusammenhang mit der für Niedermoor charakteristischen Unterversorgung mit diesem Nährstoff zu erklären ist. Nach KAPFER et. al (1994) ist auf sorptionschwachen mineralarmen Torfböden meist das Kalium der limitierende Ertragsfaktor.

Schlussfolgerungen

- Die im Rahmen des Projektes vorgesehene Wiedervernässung konnte kurzfristig umgesetzt werden und führte zu einem deutlichen Anstieg der Grundwasserstände.
- Erste Ergebnisse belegen die mit der Grundwasserstands-anhebung verbundenen Veränderungen bezüglich der Bodenwasserqualität an den Standorten.
- Zukünftig ist eine komplexe Auswertung aller an den Standorten erhobenen Parameter vorgesehen. Diese Aktivitäten sollen ergänzt werden durch Modellierungsarbeiten zum Bodenwasser- und Nährstoffhaushalt, um zielgerichtet Strategien zum Erhalt des Lebensraumtypes

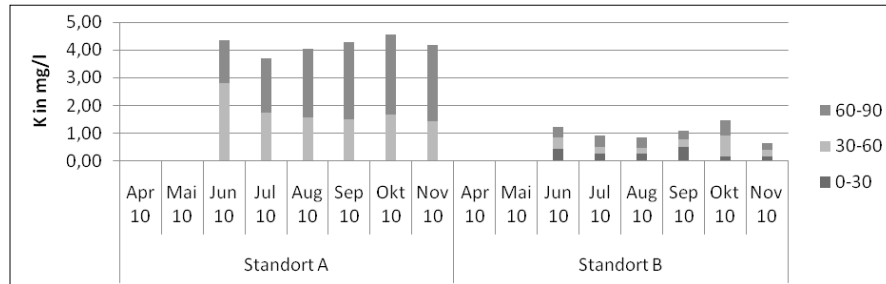


Abbildung 5: Dynamik der K⁺-Gehalte im Bodenwasser aus unterschiedlichen Tiefen (n=3)

„Magere Flachlandmähwiesen“ bei der Wiedervernässung ableiten zu können.

Literatur

- ALTERMANN, M. und O. ROSCHE, 2009: Wissenschaftlicher Report (unveröffentlicht). Ref Type: Report.
- LRP Landschaftsplanung Dr.Reichhoff GmbH. Pflege- und Entwicklungsplan (PEP) für das Naturschutzgebiet von gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung. 1996, Ref Type: Report.
- MEISSNER, R., P. LEINWEBER, H. RUPP, M. SHENKER, M.I. LI-TAOR, S. ROBINSON, A. SCHLICHTING und J. KOEHN, 2008:

Mitigation of diffuse phosphorus pollution during rewetting of fen peat soils: A trans-European case study. *Water Air and Soil Pollution*, 188(1-4): 111-126.

RUPP, H., R. MEISSNER und P. LEINWEBER, 2004: Effects of extensive land use and re-wetting on diffuse phosphorus pollution in fen areas - results from a case study in the Dromling catchment, Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 167(4): 408-416.

VDLUFA, 1991: Methodenbuch 1 (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten). VDLUFA-Verlag, Darmstadt, Ref Type: Report.

Lysimeteruntersuchungen zum Einfluss des Zwischenfruchtanbaus mit Leguminosen auf den Nitrataustrag

Gundula Klämt^{1*}, Joachim Bischoff², Juliane Seeger³, Ralph Meißner³ und Peter Leinweber⁴

Zusammenfassung

Anhand erster Ergebnisse eines Lysimeterversuchs mit zwei Maisfruchtfolgen bei nichtwendender und wendender Bodenbearbeitung nach abgefrorenen und vor dem Winter umgebrochenen Lupine-Zwischenfruchtvarianten wurden NO₃⁻-Austräge unter sandigem Lehm bei in der Altmark vorherrschenden Klimabedingungen ausgewertet. Als Vergleichsvarianten dienten eine neu angelegte Schwarzbrache, angesätes mehrjähriges Luzernegras und eine Fruchtfolge Winterroggen vor Winterraps. Unter den Maisvarianten betragen die NO₃⁻-Auswaschungen in der ersten Hälfte des zweiten Lysimeterjahres insgesamt weniger als 35 kg ha⁻¹. Damit waren die Lupine-Mais-Fruchtfolgen im Sinne der EU-WRRL langfristig erheblich grundwasserschonender als die Schwarzbrache und auch als die Winterroggen-Winterraps-Fruchtfolge.

Schlagwörter: Fruchtfolge, Direktsaat, konservierende Bodenbearbeitung, Lupinen, Mais

Summary

Based on initial results of a lysimeter test with two silage corn crop rotations in communicating no till and tillage with plow after frozen and before winter wrapped lupine-cover-crop-varieties NO₃⁻-leaching were evaluated under sandy loam in the Altmark prevailing climatic conditions. A newly created fallow, a perennial lucerne grass seeded and a crop rotation of winter rye before winter oilseed rape served as comparisons. In the maize varieties the NO₃⁻-leaching were total of less than 35 kg ha⁻¹ in the first half of the second lysimetryear. So long-term the lupine-corn-rotations were formidable more groundwaterfriendly in the sense of the European Water Framework Directive as the fallow and as the crop rotation winter rye before winter oilseed rape.

Einleitung

Sachsen-Anhalt liegt zu 97 Prozent im Flussgebiet der Elbe und hat einen Anteil an 77 Grundwasserkörpern, wovon sich circa die Hälfte in noch keinem guten chemischen Zustand gemäß Europäischer Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) befindet (REFERAT WASSER, LVWA ST 2008). Speziell in den mit dem Grundwasser verbundenen Fließgewässern liegen die diffusen Nährstoffbelastungen aus der Landwirtschaft, insbesondere mit Nitrat (NO₃⁻) noch über den Anforderungen der WRRL, so auch in der Altmark (LHW ST 2005 i. V. m. REFERAT WASSER, LVWA ST 2008), in der Tieflandsböden mit Pseudogley-Braunerde aus lehmigem Geschiebedecksand über Geschiebelehm häufig vorkommen (LAGB ST 2006). Diese Böden werden zum großen Teil pflanzenbaulich genutzt. Mais ist in der von Milchviehhaltung und Biogasanlagen geprägten Agrarregion eine bedeutende Hauptanbaukultur neben Wintergetreide und -raps (MLU ST 2008). Die Zahl der Landwirte, die konservierende Bodenbearbeitungsverfahren wie die Direktsaat zum Schutz vor Bodenerosion und zur Verbesserung der Infiltration sowie Wasserspeicherfähigkeit des Bodens durch

organische Bodensubstanz nutzen, erfährt stetigen Zuwachs. Zwischenfrüchte können enge Maisfruchtfolgen auflockern, dienen zur Gründüngung, dem Erosionsschutz, der biologischen Unkrautregulierung und können als Futter oder zur Biogasgewinnung verwendet werden. Tiefwurzelnde Arten werden zudem zur Sanierung von Bodenschadverdichtungen und Unterbodenlockerung eingesetzt. Darüber, wie sich der Zwischenfruchtanbau mit proteinreichen Körnerleguminosen (*Lupinus angustifolius*) vor *Zea mays* bei unterschiedlicher Bodenbearbeitungsintensität auf die NO₃⁻-Auswaschung mit dem Sickerwasser auswirkt, liegen unter den aktuellen klimatischen Bedingungen in der Altmark bislang noch keine Auswertungen vor.

Material und Methoden

Zehn mit sandigem Lehm gefüllte nicht wägbare Lysimeter der Helmholtz-Station in Falkenberg (Altmark) wurden für einen Versuch zur Nährstoffeffizienz in Maisfruchtfolgen verwendet. Der Versuch erfolgte in Kooperation zwischen dem UFZ, der LLFG ST und der Universität Rostock. Im Rahmen einer Masterarbeit wurden die bis dato vorliegenden

¹ Bearbeiterin der Auswertungen als Masterarbeit an der Universität Rostock in Kooperation mit dem Helmholtz-UFZ und der LLFG ST

² Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau Sachsen-Anhalt - LLFG ST, Dezernent für Fruchtfolge und Bodenkultur, Strenzfelder Allee 22, D-06406 BERNBURG

³ Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ, Department Soil Physics, Lysimeter Station Falkenberg, Dorfstraße 55, D-39615 FALKENBERG

⁴ Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Justus-von-Liebig-Weg 6, D-18051 ROSTOCK

* Ansprechpartner: DI Gundula Klämt, gundula.klaemt@uni-rostock.de

Tabelle 1: Versuchsbauplan „Nährstoffeffizienz in Maisfruchtfolgen mit und ohne Zwischenfruchtanbau im Vergleich zu mehrjährigem Luzernegrasbau“ 2009/10/11

| Lysimeter-Nr. | 2009 vor Versuchsbeginn | Variante (Nr.) | 2009/10 | Anbau 2010 | 2010/11 |
|---------------|-------------------------|----------------|---------------------------------|---------------------------|--------------|
| 20, 107 | Wintergerste | 1 | | Schwarzbrache | |
| 23, 27 | Sommergerste | 2 | Lupine*, Umbruch vor dem Winter | Silomais nach Pflugfurche | Winterroggen |
| 24, 28 | Sommergerste | 3 | Lupine*, abfrierend | Direktsaat Silomais | Winterroggen |
| 18, 98 | Winterweizen | 4 | | mehrwähriges Luzernegras | |
| 99, 103 | Sommergerste | 5 | Winterroggen | | Winterraps |

* Zwischenfruchtanbau mit Leguminosen

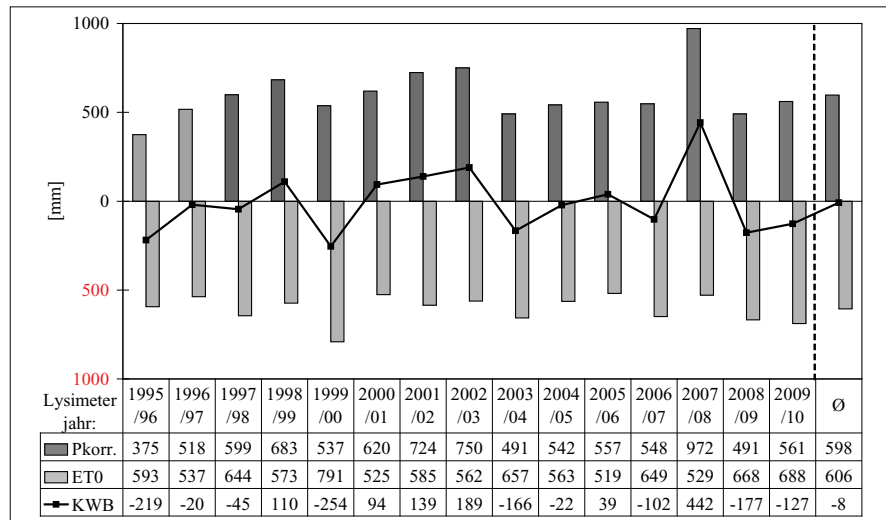


Abbildung 1: Klimatische Wasserbilanz aus der Differenz von korrigierten Jahresniederschlägen und Jahresgrasreferenzverdunstungen 1995/96 bis 2009/10

Lysimeterdaten der ersten neunzehn Monate ausgewertet. Unter diesen Lysimeterdaten befinden sich die monatlichen Sickerwassermengen, deren NO_3^- -Gehalte und die ersten Erträge der Ernte 2010. Der Fokus lag auf den N-Verlusten unter Leguminosen im Vergleich zu Fruchtfolgen ohne Leguminosen und der Schwarzbrache. Die Sickerwässer wurden außer auf NO_3^- auch auf NH_4^+ und NO_2^- untersucht, enthielten aber keine wesentlichen Mengen dieser N-Verbindungen, so dass der gesamte N-Gehalt (N_t) dem NO_3^- -N-Gehalt entsprach. Der 2009 begonnene Versuch wurde bisher wie in *Tabelle 1* ersichtlich angelegt.

Ergebnisse und Diskussion

Wie sich anhand Klimadaten der Lysimeterstation in Falkenberg belegen ließ, hat sich der Klimawandel in den letzten sieben Jahren auch in der Altmark bemerkbar gemacht. Gegenüber lokalen Werten der Referenzperiode 1961 bis

1990 des DWD für den sechs Kilometer entfernt gelegenen Ort Seehausen hat sich die Jahresmitteltemperatur von 8,5 auf 9,2 °C erwärmt und die Jahresniederschlagsmenge ist um durchschnittlich sechzehn Prozent von 542 auf 631 mm angestiegen. Die Niederschlagsverteilung wurde zunehmend unregelmäßiger sowohl in den Winter- und Sommerhalbjahren als auch zwischen den einzelnen Jahren. Trotz den Wechsels zwischen Trocken-, Nass- und Normalperioden ist die klimatische Wasserbilanz in der nordöstlichen Altmark im fünfzehnjährigen Mittel 1995/96 bis 2009/10 bei einem geringfügigen Wasserdefizit von -8 mm relativ ausgeglichen (*Abbildung 1*).

Die Sommerniederschläge von Mai bis September 2010 des Lysimeterjahres 2010/11 waren bereits ohne den Monat April 2011 mit 447 mm mehr als doppelt so hoch wie im Vorjahr. In der Zeitspanne Mai bis November 2010 kam es mit 262 kg ha⁻¹ zu massiven NO_3^- -N-Auswaschungen

unter der Schwarzbrache, deren Vorfrüchte Kartoffel und Wintergerste gewesen waren. Nicht nur die Sickerwassermenge hatte sich in den sieben Monaten des Lysimeterjahres 2010/11 gegenüber 2009/10 mit 225 mm bereits fast verdoppelt, auch die mittlere NO_3^- -Konzentration hatte sich auf 515 mg l⁻¹ mehr als vervierfacht und betrug so über die 19 Monate 377 mg l⁻¹. Organische Bodensubstanz (OBS) wurde abgebaut und mineralisiert, aber konnte aufgrund eines fehlenden Pflanzenbestandes nicht entzogen werden. Sich verringemde OBS-Gehalte mindern gleichzeitig die Wasserspeicherkapazität eines Bodens (LEINWEBER et al. 2007). Der Vergleich von mehrjährigem Luzernegras im Ansaatjahr sowie bei geschlossener Grasnarbe mit der Schwarzbrache bestätigte, je rascher, dichter und dauerhafter der Bodenbedeckungsgrad durch Pflanzenbestände und Ernterückstände ist, umso geringer sind die N-Austräge infolge kleinerer Sickerwassermengen und höherer N_{min} -Pflanzenentzüge (*Abbildungen 2 und 3*).

Ganz anders reagierten die zwei Fruchtfolgen mit den beiden Varianten des Maisanbaus in Direktsaat nach abgefrorener Lupine-Zwischenfrucht sowie in Pflugfurche nach der im Dezember 2009 umgebrochenen Lupine-Zwischenfrucht und jeweils folgendem Winterroggen. Bei einer deutlich geringeren mittleren NO_3^- -Konzentration unter Direktsaatmais / Winterroggen (112 mg l⁻¹) als unter Pflugmais / Winterroggen (159 mg l⁻¹) bewirkte eine um 22 mm höhere Sickerwassermenge unter der erstgenannten Maisfruchtfolge den nur relativ kleinen Abstand von 5 kg ha⁻¹ zwischen den N-Frachten unter den beiden Varianten. Ursache für die kleinere Sickerwassermenge unter dem Pflugmais nach umgebrochenen Lupinen kann der höhere OBS-Gehalt des Bodens aufgrund besserer Vermischung mit den Pflanzenresten als nach Direktsaatmais mit an der Bodenoberfläche abgefrorenen Lupinen sein. Ein optimaler OBS-Gehalt verbessert die Aggregation und Porosität des Bodens, der dadurch mehr Haftwasser gegen die Schwerkraft halten kann (LEINWEBER et al. 2007). Ein Vorteil des Abfrierens der Lupine-Zwischenfrucht zur Mais-Direktsaat im Frühjahr trotz insgesamt 6 kg ha⁻¹ höherer N-Auswaschung dieser Fruchtfolge von Mai 2009 bis November 2010 (Σ 19 Monate) war der danach um +19 dt ha⁻¹ bessere TS-Ertrag des Direktsaat-Silomaises im Vergleich zur Variante Lupine / Pflugmais. Die abgefrorenen Lupinen

lieferten dem Direktsaatmais durch Mineralisierung von abgestorbenen Pflanzenresten im Frühjahr/Sommer 2010 offensichtlich mehr N zu Bedarfszeitpunkten als die vor dem Winter 2009/10 umgebrochenen Lupinen dem Mais nach Pflugfurche. Die N-Entzüge lagen bei diesen Auswertungen jedoch noch nicht vor. Langjährige Vergleiche der Bodenbearbeitungsvarianten Pflug-, Mulch- und Direktsaat, die BISCHOFF (LLFG ST, 2008) i. V. m. BISCHOFF und HOFMAN (2009) anstellten, ergaben langfristig hohe und vor allem stabile Erträge nach konservierender Bodenbearbeitung durch permanente Bodenbedeckung und verminderte unproduktive Verdunstung der Evaporation sowie der Wildkräuter und -gräser. Gleichzeitig können Schadverdichtungen und Gefügeschäden in sandigen Böden abnehmen, wenn die weniger Überfahrten mit schweren Maschinen und Geräten mit höheren Anteilen krumentiefer biologischer Bodenlockerung in den Fruchtfolgen, z. B. über Zwischenfruchtanbau mit Lupinen oder Kruzifern (z. B. Ölrettich) mit tief in den Boden eindringenden Pfahlwurzeln kombiniert werden. Nach mechanischer Krumenbasislockerung bestehender Verdichtungen stabilisieren die Zwischenfrüchte die Bodenstruktur.

Forschungsbedarf besteht weiterhin darin, wie sich der Klimawandel mit seinen Wetterextremen lokal, regional und global auf die Menge der diffusen unterirdischen Nährstoffverluste aus landwirtschaftlichen Nutzflächen auswirkt. Über den Pfad Boden-Grundwasser-Oberflächenwasser-Landschaft kann N in Wechselwirkung mit Phosphor (P) zu mehr oder minder starker Eutrophierung mit Algenmassenblüten, Verlandungsprozessen und Artenverarmung führen.

Literatur

- BISCHOFF, J., 2008: Bodenbearbeitung und N-Düngung bzw. Stickstoffdynamik in der Fruchtfolge. Bernburg: LLFG ST (Hrsg.), Versuchsbericht. - URL: <http://www.sachsen-anhalt.de/LPSA/index.php?id=28053> (Stand: 21.11.2010).
- BISCHOFF, J. und B. HOFMAN, 2009: Sandboden reagiert anders als Löß. Bodenbearbeitung auf Löß- und Sandstandorten. In: LANDWIRTSCHAFT OHNE PFLUG. Berlin: Verlag Emminger & Partner GmbH, Nr. 02/2009, S. 27 ff.
- LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND BERGWESSEN SACHSEN-ANHALT (Hrsg., 2006): Bodenbericht 2006 Böden und Bodeninformationen in Sachsen-Anhalt. Halle, 34.

LANDESBETRIEB FÜR HOCHWASSERSCHUTZ UND WASSERWIRTSCHAFT SACHSEN-ANHALT, 2005: Digitale Karte: Chemische Güteklassifikation der Fließgewässer in Sachsen-Anhalt, Kenngröße: NO_3^- , URL: <http://www.sachsen-anhalt.de/LPSA/index.php?id=36369> (Stand 30.10.2009).

LEINWEBER, P., P. MENNING und P. KAHLE, 2007: Allgemeine Bodenkunde. Universität Rostock, Zentrum für Qualitätssicherung in Studium und Weiterbildung (Hrsg.): Lehrbrief, Fernstudium Umweltschutz.

MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT SACHSEN-ANHALT (Hrsg., o. J.): Land-, Ernährungs- und Forstwirtschaft und Tierschutzbericht des Landes Sachsen-Anhalt 2008. Magdeburg, 17, 78.

REFERAT WASSER, LANDESV ERWALTUNGSAMT SACHSEN-ANHALT, 2008: Gewässerrahmenkonzept für das Land Sachsen-Anhalt. Halle (Saale): LVwA (Hrsg.). Broschüre mit CD-ROM.

Sickerwasser und Nitratauswaschung - erste Ergebnisse der neuen Lysimeteranlage Zürich-Reckenholz

Volker Prasuhn^{1*}, Ernst Spiess¹ und Clay Humphrys¹

Zusammenfassung

Die 24 Lysimeterversuche auf der neuen Lysimeteranlage in Zürich-Reckenholz sind im Frühjahr 2009 planmäßig angelaufen. Die Resultate aus dem ersten Versuchsjahr erlauben noch keine allgemeingültigen Aussagen. Zum Einen sind alle Versuche als Langzeitversuche angelegt, zum anderen scheinen gewisse Effekte der Vornutzung der Böden die Resultate des ersten Jahres zu beeinflussen. Die gemessenen mittleren Nitratkonzentrationen waren mit 1 bis 33 mg/l NO_3^- überwiegend sehr niedrig, die berechneten Nitratauswaschungsraten mit 0,5-15 kg/ha NO_3^- -N ebenfalls. Die Sickerwassermengen unterschieden sich dagegen bei den verschiedenen Verfahren und Böden erwartungsgemäß. Erst die folgenden Jahre werden zeigen, wann und wie stark die Nitratkonzentrationen steigen werden.

Schlagwörter: Nitrat, Anbauverfahren, Sickerwassermenge, Düngung

Einleitung

Im Herbst/Winter 2008 wurde in Zürich-Reckenholz eine neue Lysimeteranlage mit 72 Lysimetern gebaut (PRASUHN et al. 2009). Die als Monolithe gefrästen Ackerböden wurden im Frühjahr 2009 mit verschiedenen Kulturen erstmals für diverse Versuchsfragen bewirtschaftet. Die Versuchsfragen orientieren sich primär an praxisrelevanten Problemen bezüglich Nitratauswaschung. Nach der ersten Vegetationsperiode und anschließender Winternutzung sollen erste ausgewählte Ergebnisse zu Sickerwassermengen und Nitratauswaschung präsentiert werden.

Material und Methoden

Die Anlage umfasst 72 Lysimeter mit einer Oberfläche von 1 m² und einer Tiefe von 1,50 m. 12 Lysimeter sind wägbar, 60 Lysimeter sind nicht wägbar. Bei letzteren wird nur die Sickerwassermenge erfasst (PRASUHN et al. 2009). Drei verschiedene, typische Ackerböden der Schweiz wurden monolithisch entnommen (48 mal Braunerde (Boden A), 12 mal pseudovergleyte Braunerde (Boden B) und 12 mal Parabraunerde (Boden C)). 16 Verfahren zu fünf verschiedenen Hauptfragestellungen wurden in dreifacher Wiederholung auf Boden A angelegt. Vier dieser Verfahren werden zusätzlich auf den Böden B und C durchgeführt. Alle Böden wurden ackerbaulich genutzt. Vorkultur war auf Boden A zwei Jahre lang eine extensive Wiese, auf Boden B ein Jahr lang eine Klee-Grasmischung und auf Boden C ein Jahr lang

Getreidestopfelbrache und anschließend ein halbes Jahr lang eine Klee-Grasmischung. Die Bewirtschaftung wird von Hand durchgeführt. Alle Versuche sind als Fruchtfolgeversuche über mehrere Jahre konzipiert. Die Sickerwassermenge wird über Kippwaagen mit 100 ml Fassungsvermögen automatisch erfasst. Nitrat wird 14-täglich aus Mischproben analysiert. Die Niederschlagsdaten stammen aus der 20 m entfernten offiziellen Meteorstation. Es werden die Ergebnisse des ersten Jahres bzw. für die erste Hauptkultur und Nachkultur (01.04.2009 bis 31.03.2010) präsentiert.

• Fragestellung 1:

Einfluss der Höhe der Stickstoff-Düngung und der Düngungstechnik (0%, 70%, 100%, 130% der empfohlenen Stickstoff-Normdüngung sowie CULTAN-Düngung)

15 Lysimeter, alle Boden A, (**Dü0; Dü70; Dü100; Dü130; DüCu**)

• Fragestellung 2:

Einfluss verschiedener Bodenbearbeitungsverfahren (Mulchsaat, Pflug)

18 Lysimeter, je 6 mit Boden A,B,C, (**BBMuA; BBPfa; BBMuB; BBPTB; BBMuC; BBPfc**)

• Fragestellung 3:

Vergleich des BIO-Landbaus mit IP-Anbau (in der Schweiz Ökologischer Leistungsnachweis ÖLN), 2 Fruchtfolgen, eine intensiver und zeitversetzt doppelt geführt, eine extensivere nur Bio

18 Lysimeter, je 6 mit Boden A, B, C, (**Bio1A; ÖLN1A; Bio1B; ÖLN1B; Bio1C; ÖLN1C**)

6 Lysimeter, alle Boden A, (**Bio2; ÖLN2**)

3 Lysimeter, alle Boden A, (**BioEx1**)

• Fragestellung 4:

Einfluss des Umbruchtermins einer Zwischenkultur (**ZKNov; ZKMärz**)

6 Lysimeter, alle Boden A

• Fragestellung 5:

Einfluss einer Gülledüngung im Winter auf Grasland (1 Güllegabe bei günstigen Bedingungen im Winter + 3 Güllegaben im Sommer versus 4 Güllegaben im Sommer),

6 Lysimeter, alle Boden A, (**GüWi; GüSo**)

Ergebnisse

Die Untersuchungsperiode lag mit 950 mm Jahresniederschlag knapp 10% unter dem langjährigen Mittel (1961-

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

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

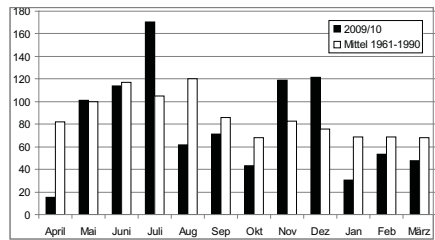


Abbildung 1: Monatsniederschläge (mm) der Station Zürich-Reckenholz für das Jahr 2009/10 und das langjährige Mittel (1961-1990)

1990) dieser Messstation von 1042 mm (Abbildung 1). Einem extrem trockenen April und ausgeglichenen Mai und Juni folgte ein sehr feuchter Juli. Mit 50 mm wurde am 17.7.2009 ein sehr hoher Tagesniederschlag gemessen. August, September und Oktober waren deutlich zu trocken, November und Dezember zu nass und Januar, Februar und März dann wieder zu trocken. Den Verlauf der Tagesniederschlagssummen zeigt Abbildung 2 Mitte. An 131 Tagen wurde eine Tagesniederschlagsmenge >1 mm gemessen, an 9 Tagen >20 mm.

Der Verlauf der täglichen Sickerwassermengen ist am Beispiel eines Lysimeters (Verfahren Dü130, Silomais-Wintergerste) dargestellt (Abbildung 2 unten). Bis zum 27.5.2009, einem Tag mit über 40 mm Tagesniederschlag, gab es kaum Sickerwasser. Die nächsten markanten Ta-

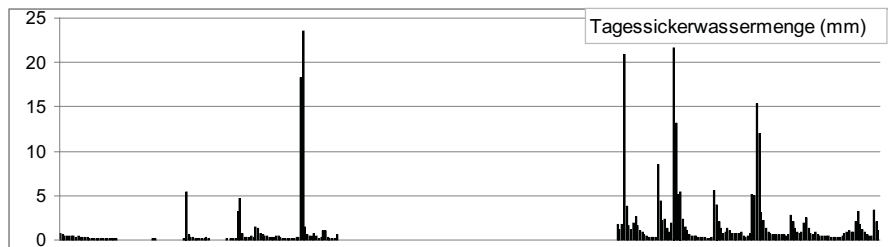
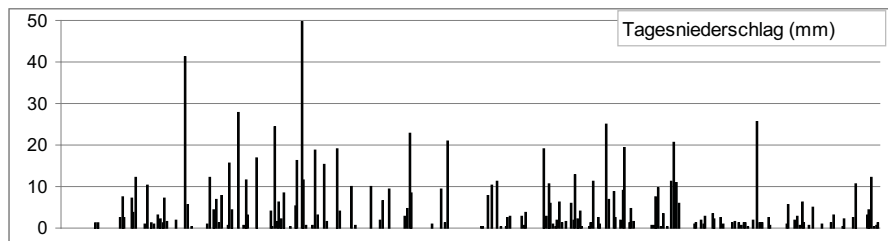
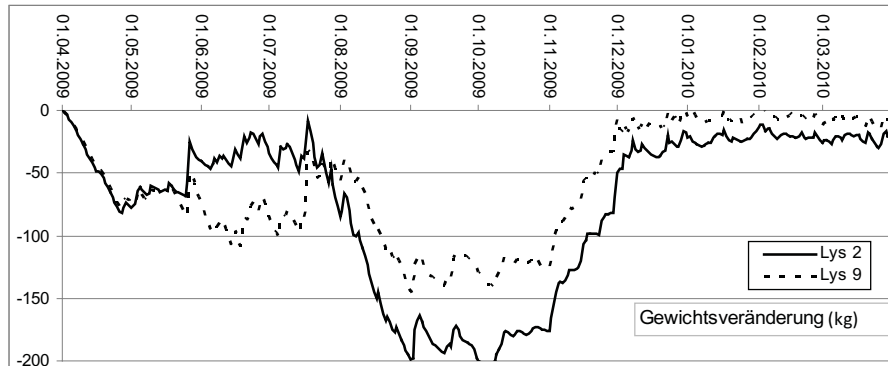


Abbildung 2: Gewichtsveränderung zweier ausgewählter Lysimeter (oben), Tagesniederschläge (Mitte) und Tagessickerwassermenge von Lysimeter 2 (unten) für die Untersuchungsperiode vom 1.4.2009 bis 31.03.2010

gessickerwassermengen ergaben sich am 17./18.7.2009 mit insgesamt 42 mm nach Niederschlägen von 62 mm auf bereits feuchten Boden. Dies ist eine eher außergewöhnlich hohe Sickerwassermenge zu einem Zeitpunkt, an dem mit hoher Evapotranspiration und hoher Wasserspeicherungsfähigkeit des Bodens zu rechnen ist. In den folgenden vier Monaten fand fast keine Sickerwasserbildung statt. Selbst die überdurchschnittlich hohen Niederschläge im November wurden noch vollständig vom Boden aufgenommen. Erst im Dezember waren die Böden vollständig aufgesättigt und fast sämtlicher Niederschlag der Folgemonate ging als Sickerwasser verloren.

Der Verlauf der Gewichtsveränderung der Lysimeter wird am Beispiel von zwei unterschiedlichen Verfahren bzw. Kulturen (Lys 2 = Dü130 mit Silomais-Wintergerste und Lys 9 = ÖLN1 mit Klee-graswiese-Winterweizen) in Abbildung 2 oben, dargestellt. 1 kg Gewichtsveränderung entspricht dabei 1 mm Wassergehaltsänderung. Am 1.4.2009 waren beide Lysimeter nahezu aufgesättigt. Im niederschlagsarmen April verloren beide Lysimeter rund 80 mm Wasser. Ab dem 20.5.2009 verlaufen die beiden Kurven unterschiedlich. Die Wiese verdunstete mehr Wasser als der junge Mais. Der hohe Tagesniederschlag vom 26.5.2009 führte bei beiden zu einer markanten Gewichtszunahme, die Wiese verdunstete dann aber wieder deutlich mehr Wasser als der Mais. Am 14.6.2009 erreichte die Wiese einen ersten Tiefpunkt mit 108 kg Gewichtsabnahme seit Versuchsbeginn und hatte zu diesem Zeitpunkt fast 70 mm mehr Wasser verdunstet als der Mais. Der Starkregen vom 18.7.2009 konnte vom Mais nicht vollständig aufgenommen werden. Der Boden erreichte wieder fast das Ausgangsgewicht und bildete 42 mm Sickerwasser. Die Wiese konnte dagegen die gesamten 62 mm Niederschlag aufnehmen. Ab dem 19.7.2009 ver-

dunstet der Mais mit bis zu 10 mm pro Tag deutlich mehr Wasser als die Kunstwiese. Am 26.7.2009 wogen beide Böden wieder gleich viel, ab dann trocknete der Boden unter Mais stärker aus als unter Wiese. Am 7.10.2009 erreichte der Boden mit Mais mit 202 kg Gewichtsverlust seinen trockensten Zustand und hatte zu diesem Zeitpunkt rund 65 kg weniger Gewicht als die Wiese. Bis zum 1.12.2009 konnte die Klee-graswiese sämtliche Niederschläge aufnehmen, der Mais sogar noch etwa 8 Tage länger.

Die Jahressickerwassermengen schwankten zwischen 153 und 391 mm, je nach Boden und Kultur. Bei 950 mm Niederschlag und einer Bodenwassergehaltsänderung von um die 20 mm resultiert daraus eine Evapotranspiration von etwa 600 - 800 mm. Boden A zeigte die höchsten Sickerwassermengen. Der Einfluss der Anbaukulturen betrug bei Boden A maximal 140 mm (391 mm bei Silomais-Zwischenfutter gegenüber 251 mm bei Sommerweizen-Gründung). Die mittleren Nitratkonzentrationen waren generell niedrig. Bei Boden A lagen sie zwischen 1 und 15 mg/l NO₃, bei Boden B zwischen 5 und 29 mg/l NO₃ und bei Boden C zwischen 12 und 32 mg/l NO₃. Die resultierenden Nitratfrachten waren ebenfalls gering und lagen zwischen 0,5 und 10 kg/ha NO₃-N bei Boden A, 3 und 10 kg NO₃-N bei Boden B und 8 und 15 kg/ha NO₃-N bei Boden C.

Diskussion

Die 24 Lysimeterversuche auf der neuen Lysimeteranlage in Zürich-Reckenholz sind im Frühjahr 2009 planmäßig angelaufen. Die Resultate nach einem Jahr lassen nur bedingt Interpretationen und Rückschlüsse zu. Zum Einen sind alle Versuche als Langzeitversuche über 6 bis 7 Jahre mit unterschiedlichen Kulturen und Witterungsbedingungen angelegt. Zum anderen scheinen gewisse Effekte der

Tabelle 1: Zusammenstellung der Jahreswerte (1.4.2009-31.3.2010) von Sickerwasser und Nitrat für alle Lysimeterverfahren (Mittelwerte der 3 Wiederholungen)

| Fragestellung | Boden | Verfahren | Kulturen 2009/2010 | Sickerwasser (mm) | Nitratkonzentration (mg/l NO ₃) | Stickstofffracht (kg/ha NO ₃ -N) |
|---------------|-------|-----------|-------------------------------|-------------------|---|---|
| 1 | A | Dü0 | Silomais-Wintergerste | 380 | 2,4 | 2,0 |
| 1 | A | Dü70 | Silomais-Wintergerste | 334 | 5,4 | 4,1 |
| 1 | A | Dü100 | Silomais-Wintergerste | 310 | 5,3 | 3,7 |
| 1 | A | Dü130 | Silomais-Wintergerste | 291 | 5,5 | 3,6 |
| 1 | A | DüCu | Silomais-Wintergerste | 310 | 1,6 | 1,1 |
| 2 | A | BBMuA | Körnermais-Winterweizen | 312 | 6,2 | 4,3 |
| 2 | A | BBPfA | Körnermais-Winterweizen | 320 | 5,9 | 4,3 |
| 2 | B | BBMuB | Körnermais-Winterweizen | 290 | 4,5 | 3,0 |
| 2 | B | BBPfB | Körnermais-Winterweizen | 233 | 9,3 | 4,9 |
| 2 | C | BBMuC | Körnermais-Winterweizen | 341 | 17,1 | 13,2 |
| 2 | C | BBPfC | Körnermais-Winterweizen | 292 | 12,4 | 8,2 |
| 3 | A | Bio1A | Klee-graswiese-Winterweizen | 253 | 15,3 | 8,7 |
| 3 | A | ÖLN1A | Klee-graswiese-Winterweizen | 272 | 14,3 | 8,8 |
| 3 | B | Bio1B | Klee-graswiese-Winterweizen | 153 | 27,9 | 9,6 |
| 3 | B | ÖLN1B | Klee-graswiese-Winterweizen | 159 | 28,5 | 10,2 |
| 3 | C | Bio1C | Klee-graswiese-Winterweizen | 190 | 32,5 | 13,9 |
| 3 | C | ÖLN1C | Klee-graswiese-Winterweizen | 204 | 33,1 | 15,3 |
| 3 | A | BioIn2 | Silomais-Zwischenfutter | 375 | 12,1 | 10,3 |
| 3 | A | ÖLN2 | Silomais-Zwischenfutter | 391 | 10,2 | 9,0 |
| 3 | A | BioEx1 | Silomais-Dinkel | 266 | 15,4 | 9,3 |
| 4 | A | ZKNov | Sommerweizen-Gründung | 251 | 8,8 | 5,0 |
| 4 | A | ZKMärz | Sommerweizen-Gründung | 265 | 0,7 | 0,4 |
| 5 | A | GüWi | Klee-graswiese-Klee-graswiese | 329 | 6,4 | 4,8 |
| 5 | A | GüSo | Klee-graswiese-Klee-graswiese | 329 | 5,6 | 4,1 |

Vornutzung der Böden die Resultate des ersten Jahres zu beeinflussen. So war auf dem Boden A als Vornutzung zwei Jahre eine extensive Wiese, die im Frühjahr 2009 umgebrochen wurde, und auf Boden B ein Jahr lang eine Klee graswiese. Die niedrigen Nitratkonzentrationen sind vermutlich auf diese Vornutzung zurückzuführen. Boden C, der ein Jahr lang als verunkrautetes Stoppelfeld brach lag und anschließend ein halbes Jahr lang eine Klee graswiese hatte, zeigt dagegen leicht höhere Nitratkonzentrationen. Die Sickerwassermengen unterscheiden sich dagegen bei

den verschiedenen Verfahren und Böden erwartungsgemäß. Die Auswertungen der folgenden Jahre werden zeigen, wann und wie stark die Nitratkonzentrationen steigen werden. Erst dann werden detailliertere Auswertungen möglich sein.

Literatur

PRASUHN, V., E. SPIESS und M. SEYFARTH, 2009: Die neue Lysimeteranlage Zürich-Reckenholz. 13. Gumpensteiner Lysimeter tagung, Irnding, 11-16.

Lysimeteruntersuchungen zur Mykorrhizawirkung an Energiepflanzen

Axel Behrendt¹*, Jana Monk², Lothar Müller³, Marion Tauschke³ und Frank Eulenstein³

Zusammenfassung

In Lysimeterversuchen mit unterschiedlichen Energiepflanzen (Sonnenblumen, *Helianthus annuus*; Steinklee, *Melilotus officinalis*; Zuckerhirse, *Sorghum bicolor*) sowie hohen und tiefen Grundwasserständen wurde der Einfluss einer Beimpfung mit einem kommerziellen Mykorrhizapräparat auf Wassereffizienz und Biomassebildung dieser Pflanzen untersucht. Die unterschiedlichen Pflanzenarten reagierten nicht einheitlich auf eine Beimpfung mit Mykorrhiza. Insbesondere bei Sonnenblumen ließen sich durch die Mykorrhizabehandlung, selbst bei hohen Grundwasserständen, signifikant höhere Biomassen erzielen. Ein ähnliches Bild zeigten die Steinkleelysimeter wobei hier die Unterschiede zwischen behandelten und unbehandelten Varianten etwas geringer ausfielen.

Die Ergebnisse dieser Lysimeterversuche machen deutlich, wie stark Biomassebildung und Wassereffizienz von Nutzpflanzen durch das Zusammenwirken von Pflanzenarten, Böden, Grundwasserständen und der Mykorrhizierung bestimmt wird.

Summary

Lysimeter experiments were conducted to investigate the influence of a commercial mycorrhiza product on the water use efficiency and biomass production of three different 'energy plants' (Sunflower, *Helianthus annuus*; Sweet clover, *Melilotus officinalis*; Sweet sorghum, *Sorghum bicolor*) when exposed to high or low ground-water levels. Results showed that different plant species responded differently to the application of mycorrhizal fungi. The mycorrhiza application in sunflowers resulted in a significantly higher biomass at high ground-water levels. Similar results were observed for Sweet clover, but the differences between treated and untreated plants were less pronounced. In contrast, Sweet sorghum developed a higher biomass in untreated soil compared to the mycorrhiza treatment, especially at low ground water levels which represents drought stress. The results indicate that biomass production and water efficiency depends on plant species, cultivar, soil type, ground-water levels and degree of mycorrhization.

Einleitung

Bodenmikroorganismen, insbesondere arbuskuläre Mykorrhizapilze, finden bislang in der Praxis der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion kaum Berücksichtigung, obwohl ihre Bedeutung seit Jahrzehnten unbestritten und durch umfangreiche Literatur belegt ist (Übersichten s. ALLEN 1991, BETHLENVALVAY & LINDERMAN 1992) und im Gartenbau zunehmende Anwendung erfährt (FELDMANN 1998, SCHNEIDER & GILLESSEN 2007).

Arbuskuläre Mykorrhizapilze kommen in nahezu allen natürlichen und landwirtschaftlichen Ökosystemen vor und besiedeln die Wurzeln von ca. 80% aller Pflanzengattungen, darunter auch der meisten Nutzpflanzen (mit Ausnahme z.B. der *Brassicaceae*).

Mykorrhizasymbiosen haben nicht nur einen direkten Einfluss auf die Pflanzenentwicklung, sondern sind auch anerkannte biotische Faktoren des Bodenschutzes und führen durch ihr weit verzweigtes Netzwerk zu verminderten Nährstoffauswaschungen, rascher Rezyklisierung von Nährstoffen und Verschiebungen des permanenten Welkepunktes der Wirte (Übersicht s. MILLER & JASTROW 1992).

Eine effektive Mykorrhiza könnte als Schlüsselfaktor, zukunfts-trächtiger low input Anbausysteme für die effi-

ziente und umweltverträgliche Produktion von Biomasse fungieren.

In der Paulinenauer Grundwasserlysimeteranlage können 15 unterschiedliche Bodenformen unter gleichen klimatischen Bedingungen untersucht werden. Diese repräsentieren die hydromorphen Böden des nordostdeutschen Jungpleistozäns und ermöglichen die experimentelle Bearbeitung vielfältiger Fragestellungen.

Lysimeteruntersuchungen sind unentbehrliche Bestandteile in der ganzheitlichen Betrachtungsweise von Agrarlandschaften. Ohne Lysimeterdaten wären Validierungen von Modellen, die zum Beispiel die Nährstoffauswaschung, Evapotranspiration oder Grundwasserneubildung von Landschaften errechnen, nicht denkbar.

Ob sich durch die Mykorrhizagranulat anwendung in verschiedenen Böden bei unterschiedlichen Grundwasserständen positive Effekte auf die Biomassebildung und die Wassernutzungseffizienz von Energiepflanzen erzielen lassen, sollte in den Versuchen ermittelt werden.

Material und Methoden

Die Lysimetergefäße sind durch eine Oberfläche von 1 m² und eine Tiefe von 1,5 m gekennzeichnet. Die Böden

¹ ZALF-Forschungsstation Paulinenau, Gutshof 7, D-14641 PAULINENAU

² AgResearch Limited, Lincoln Research Centre, Neuseeland

³ Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) Münchenberg, Eberswalder Str. 84, D-15374 MÜNCHENBERG

* Ansprechpartner: Dr. Axel Behrendt, abehe@zalf.de

in den Lysimetern umfassen Niedermoore verschiedener Mächtigkeit und Herkunft, Niedermoorfolgeböden wie Anmoore über Humusgley bis zum Sandgley sowie lehmige Substrate (Auenböden mit unterschiedlicher Mächtigkeit der Auenlehmdecke und Sandtieflerme), die meisten Böden wurden monolytisch entnommen.

Für die hier dargestellten Untersuchungen wurden hydromorphe Mineralböden verwendet. Das waren Kalksandanmoor und Sandhumusgley (FAO: Mollic Gleysol), Sandrosterde über Gley (Geyic Podsol) und Tieflerme-Amphigley (Stagno Eutric Gleysol).

Es wurden je Kultur ein hoher (40 cm unter Flur) und ein tiefer Grundwasserstand (100 cm u. Fl.) verwendet. In jeder Grundwasservariante gab es eine mit Mykorrhiza inokulierte Variante und eine Variante ohne Mykorrhiza.

Als Energiepflanzen kamen Sonnenblumen, Steinklee und Zuckerhirse zum Einsatz.

Während der Vegetationsperiode können die Grundwasserstände durch automatische Einspeisung von Zusatzwasser (simulierter Grundwasserstrom) auf dem jeweils gewünschten Niveau gehalten werden. Das nach Niederschlägen abfließende Grundwasser wird, nachdem es die Bodensäule passiert hat, in Behältern gesammelt und kann dann auf seine Inhaltsstoffe untersucht werden. Die Zufluss- und Abflusswassermengen werden täglich registriert.

Im 30jährigen Mittel fielen in Paulinenaue 515 mm Jahresniederschlag, die Jahresmitteltemperatur betrug 8,9 °C. In der Vegetationsperiode (April-Oktober) waren es durchschnittlich 318 mm Niederschlag.

Von den angebauten Pflanzen wurden Biomasse, Trockensubstanz und Inhaltsstoffe bestimmt.

Ergebnisse

Zunächst sollen die Mittelwerte der ersten 3 Versuchsjahre betrachtet werden. Im Sonnenblumenversuch sind im Dreijahresmittel deutlich höhere Erträge mit Mykorrhizabehandlung erreicht worden als ohne Behandlung und das nicht nur bei den tiefen Grundwasserständen von 100 cm unter Flur, was zu erwarten war, sondern auch bei den hohen Grundwasserständen von 40 cm (Abbildung 1). Bei tieferem Grundwasser hatte sogar die behandelte Variante trotz höheren Ertrages weniger Wasser verbraucht als die unbehandelte Variante. Schaut man sich die Ertragswerte im Verhältnis zum Wasserverbrauch genauer an, ist offensichtlich zu erkennen, dass die Mykorrhizierung zu einer deutlich besseren Wassernutzungseffizienz (WUE) führte. Die Unterschiede ließen sich mit Varianzanalysen bzw. Kovarianzanalysen statistisch absichern (Tabelle 1).

Das deckt sich mit Ergebnissen von GIANINAZZI et al. (2002) und FELDMANN & BOYLE (1998), die auch beobachteten, dass Mykorrhiza die Photosyntheseleistung der Nutzpflanzen positiv beeinflusste und zur Optimierung der Wasser- und Nährstoffeffizienz der Nutzpflanzen, zu erhöhter biotischer und abiotischer Stresstoleranz sowie Veränderungen der Pflanzenarchitektur verbunden mit erhöhter Biomassebildung führte.

Ein ähnliches Bild zeigten die Steinkleelysimeter wobei hier die Unterschiede zwischen behandelten und unbehandelten

Tabelle 1: Wirkung von Mykorrhiza auf Ertrag und Effizienz der Wassernutzung

| Kultur | Ertrag TrM (g/m ²) | | WUE (g TrM/ kg Wasser) | |
|--------------|--------------------------------|----------------|------------------------|----------------|
| | ohne Mykorrhiza | mit Mykorrhiza | ohne Mykorrhiza | mit Mykorrhiza |
| Zuckerhirse | 1631 | 1455 | 3,35 | 3,09 |
| Steinklee | 450 | 572 | 0,89 | 1,12 |
| Sonnenblumen | 965* | 1264* | 1,26* | 1,82* |

* signifikant bei Alpha=5%, ** signifikant bei Alpha=1% (Varianzanalyse, 8 Wiederholungen pro Variante, t-Test), WUE = Water Use Efficiency

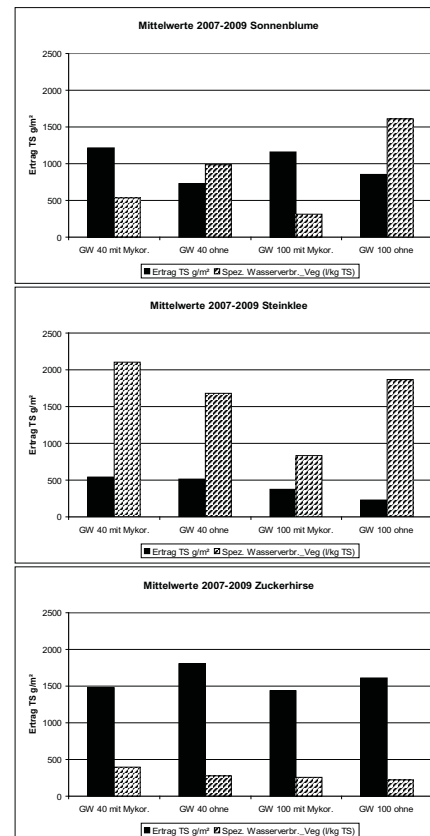


Abbildung 1: Erträge und spezifischer Wasserverbrauch 2007-2009

Varianten etwas geringer ausfielen. Aufgrund der recht geringen Erträge war hier ein sehr hoher spezifischer Wasserverbrauch zu verzeichnen, insbesondere in der Variante mit tiefem Grundwasser und ohne Mykorrhizabehandlung.

Die Dreijahresmittel der Zuckerhirselysimeter zeigten ein anderes Bild. Hier waren in den unbehandelten Varianten höhere Erträge zu verzeichnen. Vermutlich hatte die Zuckerhirse bei 100 cm Grundwasserstand (was Trockenstress bedeuten sollte) sogar bessere Bedingungen als bei sehr hohen Wasserständen. In weiteren Untersuchungen werden wir die Grundwasserstände der Trockenvariante noch tiefer einstellen müssen, um Trockenstressbedingungen zu initiieren.

Betrachtet man die Ergebnisse der einzelnen Jahre bestätigt sich die positive Wirkung der Mykorrhizabehandlung bei den Sonnenblumen und beim Steinklee bis auf wenige Ausreißer.

Beim Zuckerhirseanbau auf Tieflerme-Amphigley ist in den letzten Versuchsjahren eine Trendwende zur positiven Mykorrhizawirkung zu beobachten. Die Ursachen hierfür sind noch nicht vollständig aufgeklärt und werden uns zukünftig noch beschäftigen. Witterungseinflüsse spielen zweifellos hierbei eine entscheidende Rolle. Das deutet sich an, wenn man die Wasserverbrauchswerte zeitlich höher

aufgelöst und in Verbindung mit den Niederschlagsereignissen betrachtet.

Literatur

- ALLEN, M.F., 1991: The ecology of mycorrhizae. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- BETHLENFALVAY, G.J. and R.G. LINDERMAN, 1992: Mycorrhizae in sustainable agriculture; vol. 54. Madison: ASA.
- FELDMANN, F., 1998: Symbiontentechologie in der Praxis, Arbuskuläre Mykorrhiza im Gartenbau, Thalacker Medien, Braunschweig, S. 29.
- FELDMANN, F. and C. BOYLE, 1998: Concurrent development of arbuscular mycorrhizal colonization and powdery mildew infection on three Begonia hiemalis cultivars. Zeitschrift für Pflanzenkrankh. und Pflanzenschutz 105 (2), 121-129.
- GIANINAZZI, S., H. SCHUEPP, K. HASELWANDTER and J. BAREA, 2002: Mycorrhizal technology in agriculture – from genes to bioproducts. Birkhäuser Verlag.
- MILLER, R.M. and J.D. JASTROW, 1992: The role of mycorrhizal fungi in soil conservation. ASA Special , 29-44 .
- SCHNEIDER, C. und M. GILLESSEN, 2007: Mykorrhiza in der GaLaBau-Praxis, bi-GaLaBau 5+6/07, S. 98-100.

Wassernutzungseffizienz und Wasserverbrauch von Sorghum bicolor im Vergleich zu Energiemais

Maria Wagner^{1*} und Steffi Knoblauch¹

Zusammenfassung

Unter potenziellen Verdunstungsbedingungen produziert Sorghum bicolor im mitteldeutschen Binnenlandklima sehr hohe Erträge, deutlich über Energiemais. Das erfordert aber auch große Wassermengen, die diese Kultur effizienter als der Mais nutzt. Die Wassernutzungseffizienz von Sorghum bicolor ist bei ausreichender Wasserversorgung besser als die von Energiemais. Mit abnehmendem Wasserangebot geht diese Vorzüglichkeit zurück. Unter den Niederschlagsverhältnissen im mitteldeutschen Trockengebiet ist die Wassernutzungseffizienz von Energiemais günstiger im Vergleich zu Sorghum bicolor. Die Erträge sind aber etwa gleich groß. Dafür ist die Sorghum bicolor-Hirse mehr als der Mais in der Lage, ihren hohen Wasserbedarf durch eine tiefere Bodenwasserausschöpfung zu decken.

Schlagwörter: Lysimeter, Bodenwasserentzug, Bodenwasserausschöpfung

Summary

Under potential vapourisation terms Sorghum bicolor in the Medium German interior climate produces very high yields, clearly about energy maize. However, this also requires big quantities of water which this culture uses more efficiently than maize. The water use efficiency of Sorghum bicolor is better with sufficient water supply than those of energy maize. With decreasing water offer this advantage is reduced. Under the precipitation relations in the Medium German dry region the water use efficiency of energy maize is more favourably in comparison to Sorghum bicolor. However, the yields are equally high. On the other hand Sorghum bicolor millet has a better ability than maize to cover its high water need by a deeper ground water exhaustion.

Keywords: lysimeter, ground dehydration, ground water exhaustion

Einleitung

Seit einigen Jahren sind verstärkte Bemühungen im Gange, die Sorghumhirsen in Mitteleuropa als Energiepflanze zu etablieren, um das Spektrum des vorrangig auf Mais und Ganzpflanzengetreide ausgerichteten Energiepflanzenbaus für die Biogasgewinnung vielfältiger und ökologisch ausgewogener zu gestalten. Derzeit fehlen für den gemäßigten Klimaraum Angaben zum Wasserverbrauch und zur Wassernutzungseffizienz von Sorghumhirsen.

Im Modellversuch mit Kleinlysimetern wurden im Zeitraum von 2008 bis 2010 Sorghum bicolor und als Referenzpflanze Energiemais auf zwei verschiedenen Böden mit gestaffelter Wasserversorgung hinsichtlich Wasser-Ertrags-Beziehungen, Bodenwasserentzug und Sickerwasserbildung bei optimiertem Düngungsregime untersucht. Die Feldlysimeteranlage Buttstedt diente 2009 der Bestimmung der aktuellen und potenziellen Evapotranspiration, der Wassernutzungseffizienz und dem Ausschöpfungsvermögen von Bodenwasser von Sorghum bicolor.

Material und Methoden

Die im Kleinlysimeterversuch eingesetzten 48 Lysimeterbehälter sind monolithisch befüllt und besitzen einen Durchmesser von 40 cm (=0,125 m² Fläche) und eine Tiefe von 1,35 m.

Die Feldlysimeter haben eine Oberfläche von 2 m² und eine Tiefe von 2 bzw. 2,5 m zur Gewährleistung eines repräsentativen Pflanzenbestandes und uneingeschränkter Wurzelwachstums. Sie befinden sich inmitten eines 32 ha großen Feldschlages mit der gleichen landwirtschaftlichen Kultur zur Vermeidung von Oaseneffekten. Für die Ermittlung der Wasserhaushaltsgrößen Niederschlag und Verdunstung sind sechs der Lysimeter kontinuierlich wägbare mit einer Genauigkeit von 100 g resp. 0,05 mm.

Die *Tabelle 1* gibt eine Übersicht über die Versuchsvarianten der Lysimeterversuche.

Faktor Pflanze: Als Vertreter der Hirsen wurde der mittelspäte wüchsige und trockenheitsverträgliche Hirsehybrid Goliath (Sorghum bicolor x bicolor) ausgewählt. Die massenbildende, trockenheitstolerante Energiemaissorte Atletico (S 280) wurde als Vergleichspflanze gewählt.

Faktor Klima und Boden: Die langjährige Niederschlags-summe beträgt 551 mm, das langjährige Temperaturmittel 8,2°C.

Der Braunerde-Tschernosem aus Löß ist eine typische Bodenform des Thüringer Beckens. Mit Grobporengehalten von >7 Vol.%, Bodendichten im Bereich von 1,33...1,64 g/cm³ und Nadelstichporengefüge bestehen günstige Bedingungen für die Durchwurzelung. In Verbindung mit nFK-Werten von 9,3...15 Vol.% (pF 2,5) ist von einem großen pflanzenverfügbaren Bodenwasservorrat auszugehen.

¹ Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Naumburger Str. 98, D-07743 JENA

* Ansprechpartner: Maria Wagner, m.wagner@lysimeter.tl.de

Tabelle 1: Versuchsvarianten der Lysimeterversuche

| Faktor | Modellversuch mit Kleinlysimeter | |
|----------------------|------------------------------------|--|
| Pflanze | Sorghum bicolor (Goliath) | Energiemais (Atletico) |
| Boden | Braunerde-Tschernosem aus Löß | Braunerde aus Bändersand |
| Wasserversorgung | 1,0 PET | 0,6 PET |
| N-Düngung | min. Düngung nach SBA ¹ | |
| Feldlysimeterversuch | | |
| Pflanze | Sorghum bicolor | Para-Rendzina aus unterem Keuper |
| Boden | Braunerde-Tschernosem aus Löß | Zusatzwasser zur Aufrechterhaltung von ca. 80% nFK im Wurzelraum |
| Wasserversorgung | natürlicher Niederschlag | min.-org. Düngung nach SBA, Rindergülle-N als Gesamt-N |
| N-Düngung | min. Düngung nach SBA ¹ | |

¹ SBA-System ... Stickstoffbedarfsanalyseystem der TLL, Düngung nach N-Sollwert (Silomais 220, Sorghum bicolor 230 kg/ha)

Tabelle 2: Ausgewählte bodenphysikalische und -chemische Parameter des Braunerde-Tschernosem aus Löß und der Braunerde aus Bändersand

| Horizont | Tiefe cm | Probenahme-tiefe cm | CaCO ₃ % | pH | Bodenart | Skelett % | nFK pF 2,5 Vol.% | nFK radiometr. Vol.% | C _{org} % | N _i % |
|-------------------------------|----------|---------------------|---------------------|-----|----------|-----------|-------------------|----------------------|--------------------|------------------|
| Braunerde-Tschernosem aus Löß | | | | | | | | | | |
| Ap | 0...25 | 12...18 | 0,3 | 6,6 | Lu | 0,08 | 15,5 | 12,0 | 1,7 | 0,14 |
| Ah | ...43 | 30...36 | 0,3 | 6,5 | Lu | 0,08 | 13,6 | 13,3 | 1,2 | 0,1 |
| Ah-Bv | ...65 | 45...51 | 0,2 | 6,7 | Lu | 0,08 | 9,3 | 13,8 | 0,8 | 0,06 |
| Ckc1 | ...110 | 75...85 | 17,8 | 7,4 | Lu | 4,4 | 14,2 | 13,9 | 0,3 | 0,02 |
| Ckc2 | ...160 | 120...140 | 15,3 | 7,6 | Lu | 8,0 | 12,8 | 10,0 | 0,2 | 0,02 |
| Ckc3 | ...195 | 160...195 | 12,8 | 7,6 | Lu | 7,0 | 15,0 | 9,9 | 0,3 | 0,01 |
| Braunerde aus Bändersand | | | | | | | | | | |
| Ap | 0...20 | 15...20 | e0 | 5,2 | Su2 | 4,3 | 11,5 ¹ | 8,8 ² | 1,3 | 0,10 |
| Ah | ...27 | | e0 | 5,2 | | | | 8,5 | 1,3 | 0,10 |
| Bv | ...62 | 43...48 | e0 | | Ss | 2,7 | 5,1 | 7,0 | | |
| Cv1 | ...88 | 73...78 | e0 | | Ss | 0,3 | 7,5 | 7,0 | | |
| Cv2,3 | ...160 | 105...110 | e0 | | Ss | 0,2 | 3,9 | 6,8 | | |

¹pF 2,0; ²vorläufige Schätzung aus Neutronensondenmessung 2008, 2009

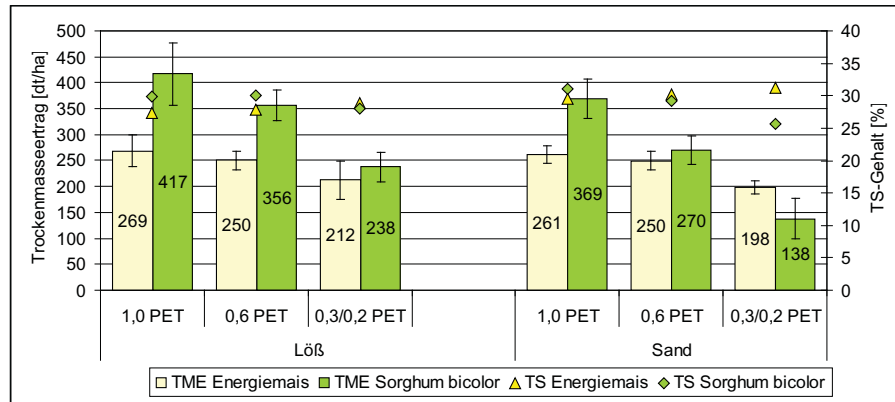


Abbildung 1: Trockenmasseertrag von Energiemais und Sorghum bicolor im Modellversuch (Jahresmittel 2009/2010) in Abhängigkeit von Boden und Wasserversorgung

Herkunftsort der Braunerde aus Bändersand ist die Düben-Dahlener Heide mit vergleichbaren klimatischen

Verhältnissen wie am Versuchsstandort. Ausgangssubstrat der Bodenbildung ist Sand bis schwach-schluffiger Sand

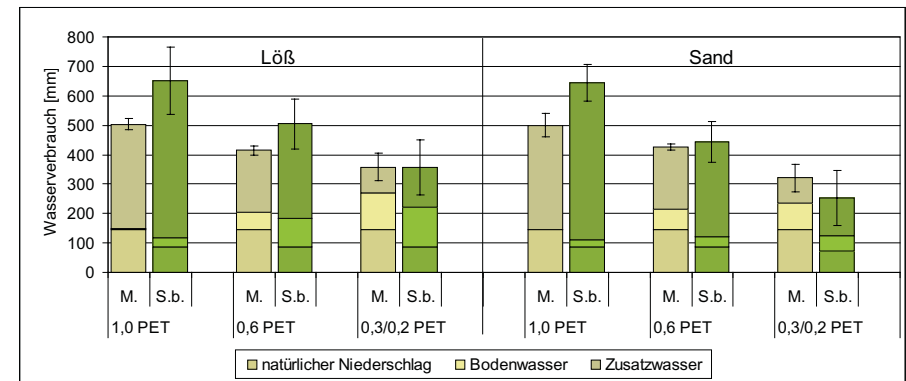


Abbildung 2: Wasserverbrauch von Energiemais (M.) und Sorghum bicolor (S. b.) im Modellversuch (Jahresmittel 2009/10) in Abhängigkeit von Boden und Wasserversorgung

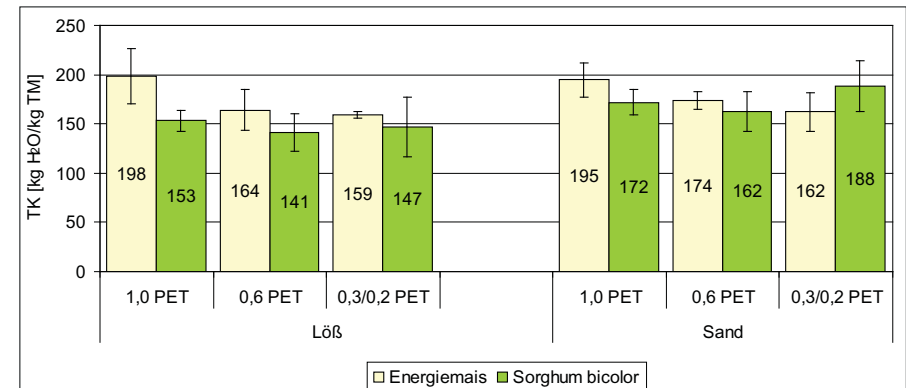


Abbildung 3: Transpirationskoeffizient (TK) von Energiemais und Sorghum bicolor im Modellversuch (Jahresmittel 2009/2010) in Abhängigkeit von Boden und Wasserversorgung

(Tabelle 2). Unterhalb 80 cm Tiefe finden sich z. T. lehmige Schichten (Tieflehm) im Wechsel mit sandig-kiesigen Lagen. Die nFK der sandigen Substrate liegt im Bereich von 3,9...11,5 Vol.% (pF 2,0).

Die Para-Rendzina aus unterem Keuper aus dem Thüringer Keuperbecken ist aus carbonathaltigen Mergelgesteinen hervorgegangen. Die Bodenart ist im Ap/Ah-Horizont mittel toniger Lehm. Darunter folgen lehmige, schluffige und tonige Verwitterungsprodukte des unteren Keupers (vgl. KNOBLAUCH 2011 in diesem Heft). Die nFK bewegt sich zwischen 8,1 und 17,4 Vol.% (pF 2,5).

Faktor Wasser: Im Kleinlysimeterversuch wurden mit Beginn der Hauptwachstumsperiode auf beiden Böden drei Abstufungen der Wasserversorgung geprüft. In der ersten Stufe werden > 80 % nFK für potenzielle Verdunstungsbedingungen durch Ausgleich der Wasserbilanz (1,0 PET)

realisiert, in der zweiten Stufe 60 % (0,6 PET) und in der dritten Stufe 30 % bzw. 2010 20 % der potenziellen ET (0,3/0,2 PET).

Zwei der mit Löß befüllten Feldlysimeter werden mit Zusatzwasser versorgt zur Bestimmung der PET des Pflanzenbestandes. Das wird erreicht durch Aufrechterhaltung eines Bodenwassergehaltes im Bereich von 80 % nFK im Wurzelraum. Alle übrigen Feldlysimeter werden unter natürlichem Niederschlag belassen (aktuelle Evapotranspiration, AET).

Ergebnisse

Modellversuch mit Kleinlysimetern

Unter potenziellen Verdunstungsbedingungen lag das Ertragsniveau von Sorghum bicolor deutlich höher als das des

Tabelle 3: Wassernutzungseffizienz von Sorghum bicolor auf Feldlysimetern 2009 unter potentiellen und aktuellen Verdunstungsbedingungen

| | Länge der Wachstumszeit (Aufgang bis Ernte) d | Trockenmasse- ertrag dt/ha | Wasserverbrauch mm | Transpirationskoeffizient kg H ₂ O /kg TM |
|---|---|----------------------------------|-----------------------|---|
| unter potenziellen Verdunstungsbedingungen in der Hauptwachstumszeit | | | | |
| Sorghum bicolor | 134 | 304 | 568 | 184 |
| Silomais (1993) | 135 | 189 | 361 | 191 |
| unter aktuellen Verdunstungsbedingungen (natürlicher Niederschlag), tiefgründiger Braunerde-Tschernosem (L6ß) | | | | |
| Sorghum bicolor | 134 | 201 | 480 | 229 |
| unter aktuellen Verdunstungsbedingungen (natürlicher Niederschlag), Para-Rendzina (unterer Keuper) | | | | |
| Sorghum bicolor | 134 | 159 | 385 | 242 |

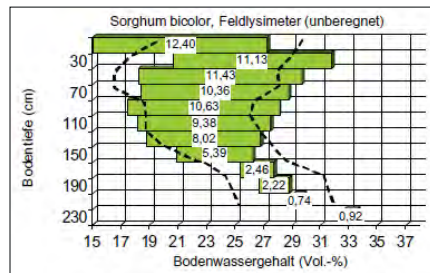


Abbildung 4: Intensität der Bodenwasserausschöpfung von Sorghum bicolor 2009. Die gestrichelten Linien markieren den ÄWP und die FK bzw. den pflanzennutzbaren Bodenwasserbereich.

Energiemais (Abbildung 1). Die Ertragsüberlegenheit von Sorghum bicolor ging mit abnehmendem Wasserangebot relativ stark zurück, auf dem Sandboden mit geringerer Wasserbereitstellung fiel der Ertrag bei 0,3/0,2 PET unter den von Mais. Sorghum bicolor erreichte bei 9 Tagen längerer Wachstumszeit (145 d) den siliertechnisch erforderlichen TS-Bereich von 28 - 32 %, den der Mais in Normaljahren problemlos erlangt.

Für das Erreichen potenzieller Verdunstungsbedingungen benötigte Sorghum bicolor deutlich mehr Zusatzwasser als der Energiemais (Abbildung 2). Auf dem L6ß wurde auch der Bodenwasserspeicher stärker in Anspruch genommen. Unter potenziellen Verdunstungsbedingungen fällt der TK von Sorghum bicolor auf beiden Böden günstiger aus

als beim Energiemais. Mit abnehmendem Wasserangebot geht diese Vorzüglichkeit von Sorghum bicolor gegenüber Energiemais zurück. Ab der Versorgungsstufe 0,3 PET steigt der TK von Sorghum bicolor auf Sand über den Wert von Energiemais und die WUE der Hirse wird schlechter.

Feldlysimeter

Die Ergebnisse der Feldlysimeter bestätigen, dass Sorghum bicolor unter potenziellen Verdunstungsbedingungen sehr hohe Erträge produziert. Das erfordert aber auch hohe Wassermengen. Die WUE ist vergleichbar zu der von Silomais (Sorte Pirat, 1993). Unter Bedingungen natürlichen Niederschlags liegt der TK sowohl auf dem Braunerde-Tschernosem als auch auf der Para-Rendzina mit geringerem Wasserbereitstellungsvermögen deutlich höher und unterstreicht das Ergebnis aus dem Kleinlysimeter-Modellversuch, dass die WUE von Sorghum bicolor im Vergleich zum Mais mit abnehmender Wasserversorgung sinkt.

Allerdings ist die Sorghum bicolor-Hirse mehr als der Mais in der Lage ihren Wasserbedarf durch Aufnahme von Bodenwasser zu decken (Abbildung 4). Ihre maximale Bodenwasserentzugstiefe lag bei 200 cm, Silomais erreichte 1993 eine Ausschöpfungstiefe von 120 cm (KNOBLAUCH 2009).

Literatur

KNOBLAUCH, S., 2009: Langjährige Ergebnisse über das pflanzen-spezifische Aneignungsvermögen von Bodenwasser landwirtschaftlicher Kulturen auf einem tiefgründigen Braunerde-Tschernosem aus L6ß, 13. Gumpensteiner Lysimetertagung am 21. und 22. April 2009.

Sickerwasserprognose einer Kulturschicht aus Klärschlammkompostgemischen am Beispiel der Kalirückstandshalde Sondershausen

Franziska Liemen^{1*}, Sabine Bernsdorf¹ und Ralph Meißner^{1,2}

Zusammenfassung

Im Rahmen eines Forschungsprojektes auf einer Kalirückstandshalde der Glückauf Sondershausen Entwicklungs- und Sicherungsgesellschaft mbH wurde durch das Aufbringen von Klärschlammkomposten (KSK) im Gemisch mit mineralischem Bodenmaterial eine Kulturschicht aufgebaut, um eine Auswaschung von salzhaltigen Sickerwässern in die angrenzenden Oberflächen- und Grundwasser zu verhindern. Gegenstand der Untersuchungen war unter anderem die Ermittlung des Einflusses von unterschiedlichen KSK-Mischungen auf den Bodenwasserhaushalt. Dazu wurde der Verlauf der NO₃-N-Konzentrationen im Sickerwasser analysiert und ausgewertet. Mit Hilfe des hydrologischen Modells BOWAHALD war es möglich die Sickerwassermengen zu modellieren. Weiterhin wurde die Eignung der auf den Flächen angebaute Fruchtarten für eine energetische Verwertung geprüft.

Schlagwörter: Rekultivierungsschicht, organische Rekultivierungsmaterialien, Energiepflanzen, Modell BOWAHALD

Summary

The mining company, Glückauf Sondershausen Entwicklungs- und Sicherungsgesellschaft mbH (Germany), has its origin in the potassium and salt industry. The mining dumps have a high salt content and contain a high potential for the contamination of soil and water resources. An effective measure to protect the environment is to cover the dumps with suitable minerals to prevent saline water penetrating into the groundwater or to leach into the surrounding surface water. In our study, we set up a recultivation layer by mixing municipal sewage sludge compost with a sandy soil to investigate the influence of this material on the quantity and quality of seepage water and to analyze the growth of bioenergy crops. These crops can be used for biogas generation. Sewage sludge composts have a high water storage capacity and contain a huge amount of plant available nutrients.

Keywords: Recultivation layer, sewage sludge compost, seepage water, energy crops

Einleitung und Zielstellung

In Sondershausen wurden Kalirohsalze für die Düngemittelproduktion gefördert. Aufgrund der hohen Wasserlöslichkeit der chloridischen und sulfatischen Salze können diese bei einem Jahresniederschlag von 452 mm in den angrenzenden Oberflächen- und Grundwässern wiedergefunden werden. Um dem Effekt der Auswaschung entgegen zu wirken, ist nach der Thüringer Kalihalde Richtlinie (2002) eine dreischichtige Haldenabdeckung vorzunehmen. Ansatzpunkt des Vorhabens ist der Aufbau einer Kulturschicht aus einem Gemisch aus KSK und mineralischem Bodenmaterial, der die vorgegebenen Parameter nach Richtlinie erfüllt. Nach TAUCHNITZ (2006) eignen sich KSK aufgrund ihrer gegebenen chemischen und physikalischen Eigenschaften zur Verbesserung der Standorteigenschaften durch hohe verfügbare Nährstoffgehalte (Gesamtstickstoffgehalte bis 1,7%), nutzbare Feldkapazitäten bis 39 Vol%, Erhöhung der Puffereigenschaften und gute Durchwurzelbarkeit. Es kann somit eine enorme Wasserspeicherfähigkeit der Kulturschicht erreicht werden, die einen Austrag des Sickerwassers mit den darin enthaltenen Salzen unterbindet bzw. verringert. Um dieses Ergebnis noch zu unterstützen, wurden auf den Flächen Energiepflanzen angebaut, die

einen Wasserverbrauch bis 500 mm/a aufweisen können (BERNSDORF et al. 2008). Die angebaute Biomasse dient der energetischen Verwertung in Form von Biogas.

Material und Methoden

Die Versuchsfläche von 3600 m² wurde im Juni 2007 auf einem Plateau der Kalihalde errichtet. Die Rekultivierungsschichten bestehen aus zwei verschiedenen Mächtigkeiten (70 und 100 cm) und Mischungsverhältnissen von KSK mit einem sandigen Boden (S12/S13) von 50 und 75 Vol%. Zusätzlich wurde eine Vergleichsvariante aus mineralischem Bodenmaterial angelegt. Somit ergibt sich ein Versuchsumfang von 6 Varianten. Auf diesen Flächen wurden folgende 3 Fruchtfolgen angebaut, die sich unter energetischen Gesichtspunkten eignen:

- Senf – Winterweizen – Sommermais
- Winterroggen – Sudangras – Mais
- Energiegrasmischung (Knautgras, Rotschwingel, Glatt-hafer) mit zwei- bis dreimal jährlicher Mahd

Im Folgenden bezieht sich die Auswertung ausschließlich auf das angebaute Energiegras.

¹ Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften, Julius-Kühn-Str. 23, D-06112 HALLE/S.

² Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Department Bodenphysik, Dorfstraße 55, D-39615 FALKENBERG

* Ansprechpartner: Dipl. Agr.-Ing. Franziska Liemen, franziska.liemen@landw.uni-halle.de

Tabelle 1: Chemische Eigenschaften des Reaktivierungsmaterials

| Parameter | Einheit | Zumischung KSK in Vol% | | |
|--------------------|---------|------------------------|------|-------|
| | | 0 | 50 | 75 |
| pH | | 7,5 | 7,3 | 7,4 |
| Salzgehalt | mg/100g | 46,1 | 105 | 177 |
| OS | % TS | 0,40 | 9,30 | 21,60 |
| N _t | % TS | 0,02 | 0,51 | 0,97 |
| NH ₄ -N | mg/100g | 0,12 | 1,06 | 1,97 |
| NO ₃ -N | mg/100g | 0,07 | 0,45 | 2,11 |
| C _t | % TS | 0,23 | 6,29 | 13,67 |
| P _t | mg/100g | 1,6 | 56,0 | 79,1 |
| K | mg/100g | 6,4 | 59,9 | 101,0 |
| Mg | mg/100g | 6,4 | 87,8 | 104,0 |

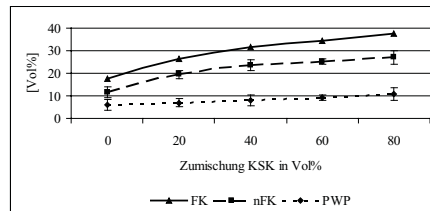


Abbildung 1: Darstellung von FK, nFK und PWP der Bodenart S bei Zumischung von unterschiedlichen Anteilen an KSK

In *Tabelle 1* sind einige chemische Eigenschaften der verwendeten KSK-Varianten dargestellt. Die Gesamtstickstoffgehalte (N_t) stiegen mit zunehmender Kompostbeimengung von 0,02 auf 0,97% an. Es ist allerdings anzumerken, dass der Hauptteil des N_t in organisch gebundener Form vorliegt. Weiterhin zeigte sich bei den KSK-Varianten eine gute Nährstoffversorgung der Substrate, die in der Gehaltsklasse E nach VDLUFA (1991) liegt. Es wurden ebenfalls die Schadstoffgehalte des Reaktivierungsmaterials analysiert. Die geltenden Grenzwerte nach BBodSchV (1999) wurden eingehalten.

Um hinsichtlich des Bodenwasserhaushaltes Aussagen treffen zu können, wurden 48 Sickerwassersammler auf der

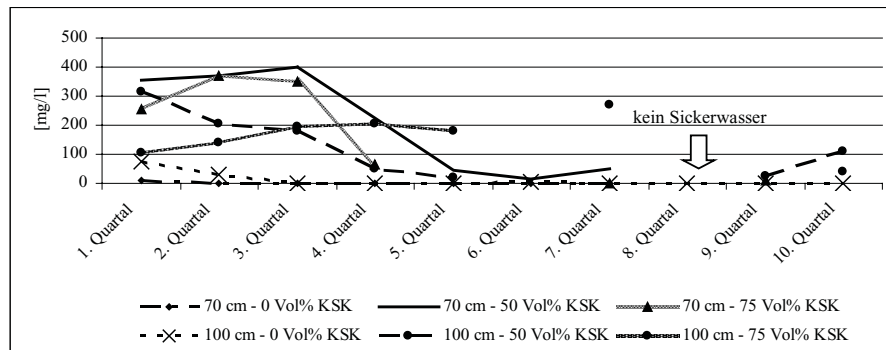


Abbildung 2: Verlauf der NO₃-N Konzentrationen im Sickerwasser (Energiegras)

Versuchsfläche eingebaut, die monatlich sowohl quantitativ als auch qualitativ beprobt wurden. Untersuchte Parameter waren hierbei der N-Gehalt (NO₃-N, NH₄-N, N_t), Phosphat, Chlorid, pH-Wert und Leitfähigkeit.

Ergebnisse und Diskussion

Ermittlung der nutzbaren Feldkapazität bei organischen Reaktivierungsmaterialien - Vegetationstest

Zur weiteren Charakterisierung des eingesetzten Materials wurden mit Hilfe eines Vegetationstests unter Nutzung von Sonnenblumen die Wasserhaushaltsparameter des Bodens (Feldkapazität - FK und Permanenter Welkepunkt - PWP) bestimmt.

Bei Reaktivierungsmaterialien mit hohen Anteilen an organischer Substanz ist die Anwendung der DIN ISO 11274 durch die gegebene Struktur des Klärschlammkompostes als problematisch zu bewerten. Ein wesentlicher Grund hierfür ist der ungenügende kapillare Kontakt der hydrophilen grobstrukturierten Bestandteile im Substrat (FREDE et al. 1983).

Zur Durchführung des Vegetationstests wurden drei textuelle voneinander abweichende Bodenarten (S, Su2, Su4) mit unterschiedlichen Anteilen an KSK (0, 20, 40, 60 und 80 Vol%) versetzt. Die Wassergehalte bei FK und PWP wurden gravimetrisch bestimmt.

In der *Abbildung 1* sind die durch den Vegetationstest ermittelten Ergebnisse beispielhaft für die Bodenart S und Zumischungen an KSK dargestellt. Es zeigte sich mit steigender Zumischung von KSK eine deutliche Erhöhung sowohl der FK als auch der nFK. Bei einer Zumischung von 60 Vol% KSK war ein Anstieg der FK um 67% zu verzeichnen. Die nFK stieg bei einer Zumischung von 80 Vol% KSK bis zu einem Maximum von 38 Vol% an. Bei Betrachtung der PWP des reinen Sandes, lagen diese bei 6 Vol% und stiegen mit zunehmender Zumischung an KSK bis auf einen Wert von 11 Vol% (80 Vol% KSK) an. Durch die Verwendung von KSK kann die Wasserspeicherfähigkeit

Tabelle 2: Simulierte langjährige mittlere Restdurchsickerungsmengen

| Mächtigkeit | [cm] | 70 | | | 100 | | |
|----------------|--------|-----|----|----|-----|----|----|
| | | 0 | 50 | 75 | 0 | 50 | 75 |
| Zumischung KSK | [Vol%] | | | | | | |
| Mittleres Jahr | [mm/a] | 142 | 59 | 54 | 126 | 35 | 31 |

von Böden deutlich erhöht werden, dies gilt besonders für die sorptionsschwachen, ton- und schluffarmen Sande.

Sickerwasser

Am Beispiel der Sickerwassersammler mit Energiegrasaufruchts werden die NO₃-N-Konzentrationen während des dreijährigen Versuchszeitraumes in *Abbildung 2* dargestellt. Anfänglich waren die höchsten Konzentrationen bis 400 mg/l (50 und 75 Vol% Zumischung KSK / 70 cm Mächtigkeit) zu beobachten, die sich bis zum Versuchsende in allen Varianten auf unter 100 mg/l verringerten. Währenddessen verhielten sich die NH₄-N-Gehalte konträr und erreichten die höchsten Konzentrationen bei einer Schichtmächtigkeit von 100 cm. Die anfangs hohen NO₃-N-Auswaschungen können durch hohe Gehalte an Stickstoff im Reaktivierungsmaterial erklärt werden. Die Schwankungen der N-Austräge sind begründet in der jahreszeitlichen N-Dynamik aufgrund von Feuchte, Temperatur und Durchlüftung.

Um den Wasserhaushalt von Klärschlammkomposten auf der Kalihalde nicht nur durch praktische Erfahrungen ausweisen zu können, wurden mit dem von DUNGER (2002) entwickelten Deponie- und Wasserhaushaltsmodell BOWAHALD die wesentlichen hydrologischen Prozesse in der wasserungesättigten Wasserhaushaltschicht simuliert. In *Tabelle 2* sind die mittleren Restdurchsickerungsmengen bei Energiegrasbewuchs dargestellt. Es zeigt sich, dass eine Kulturschicht mit KSK-Zumischung wesentlich geringere Sickerwassermengen als die Nullvariante aufweist. Bei einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von 596 mm am Standort Sondershausen tritt ohne KSK-Einsatz

bis 142 mm Sickerwasser auf, während sich dieser Wert durch KSK-Beimengung auf maximal 42% reduziert. Es ist festzustellen, dass sich eine Zunahme der Mächtigkeit bei allen Zumischungsvarianten als positiv erweist und zu einer Reduzierung der Durchsickerung führt. Ingegnen wirkt sich die höhere Zumischung bei den KSK-Flächen von 75 Vol% kaum aus.

Biomasse

Die erzielten Erträge des Energiegrases sind in *Abbildung 3* aufgeführt. Durch eine Kompostzumischung konnte der Biomassezuwachs deutlich gesteigert werden. Es zeigte sich eine Abhängigkeit von der Mächtigkeit der Kulturschicht. Eine Schichtmächtigkeit von 100 cm wirkte sich auf das Pflanzenwachstum aufgrund erhöhter Durchwurzelungstiefe positiv aus. Es kann mit 20 t/ha Frischmassemehrertrag innerhalb von 3 Jahren gerechnet werden. Die Zumischungen von 50 und 75 Vol% lagen in Abhängigkeit von der Mächtigkeit auf einem annähernd gleichen Ertragsniveau. Ab dem 3. Anbaujahr wurden die Unterschiede deutlicher. Verglichen mit mittleren Erwartungswerten der Literatur nach KTBL (2006) wurden sehr hohe Biomasserträge erzielt.

Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Durch den Einsatz von KSK im Landschaftsbau kann aufgrund der Erhöhung der Wasserspeicherfähigkeit der Reaktivierungsschichten eine deutliche Abnahme der Sickerwassermengen erreicht werden. Die anfangs mit den Sickerwässern ausgetragenen hohen NO₃-N und NH₄-N Konzentrationen gehen innerhalb eines Zeitraumes von einem Jahr deutlich zurück. Durch die hohe Nährstoffzufuhr und die erhöhte Wasserspeicherfähigkeit des Substrats KSK ist mit einer Zunahme der Erträge zu rechnen. Aufgrund der steigenden Erträge wird der Wasserverbrauch erhöht und somit der Sickerwasseraustrag zusätzlich minimiert. KSK stellen in dieser Hinsicht ein geeignetes Material zur Verbesserung der Standorteigenschaften von degra-

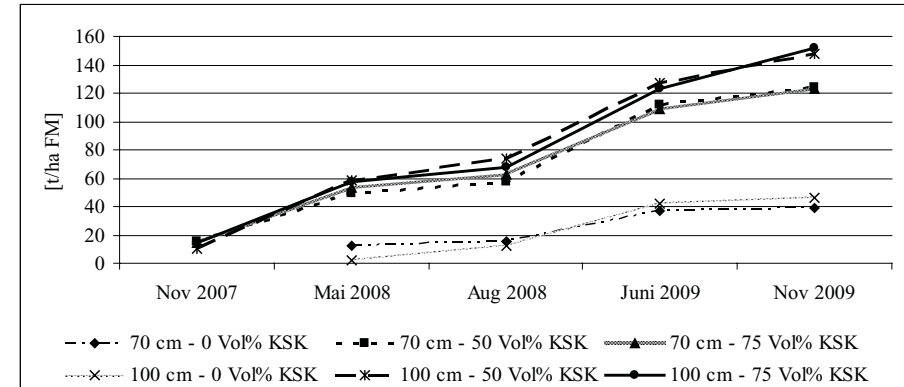


Abbildung 3: Kumulierte Biomasseerträge des Energiegrases der unterschiedlichen Zumischungsvarianten und Mächtigkeiten über 3 Jahre

dierten Flächen dar, diese können somit ökonomisch und ökologisch sinnvoll durch den Anbau von Energiepflanzen bewirtschaftet werden.

Gefördert wird dieses Projekt vom Land Sachsen-Anhalt, der Glückauf Sondershausen Entwicklungs- und Sicherungsgesellschaft mbH und der GEMES Abfallentsorgung und Recycling GmbH in Schöngleina.

Literatur

- BBodSchV, 1999: Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung. Bundesgesetzbl. Teil 1. Nr. 19. Verlagsges. Bonn, 1554.
- BERNSDORF, S., S. TAUCHNITZ, F. LIEMEN und R. MEISSNER, 2008: Eignung von Klärschlammkompost als Rekultivierungsmaterial im Landschaftsbau. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, Nr. 55, 1323-1328.
- DUNGER, V., 2002: Dokumentation des Modells BOWAHALD zur Simulation des Wasserhaushaltes von wasserungesättigten Deponien/Halden und deren Sicherungssystemen. Nutzerhandbuch, Version 04/2002.
- Energiepflanzen - KTBL-Datensammlung mit Internetangebot, 2006: ATB Agrartechnik Bornim, Hrsg. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt und Leibniz-Institut für Agrartechnik Potsdam-Bornim e.V. (ATB), Potsdam, Darmstadt.
- FREDE, H.G., S. GÄTH und B. MEYER, 1983: Saugspannungs-Wassergehalts-Beziehungen von Sandböden unterschiedlichen Humusgehaltes, erstellt am Drucktopf- und in der Zentrifugenmethode. Mittlg. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 38, 85-90.
- Richtlinie für die Abdeckung und Begrünung von Kalihalden im Freistaat Thüringen -Kali-Halden-Richtlinie, 2002: ThürStAnz Nr. 19: 1539-1560.
- TAUCHNITZ, S., 2006: Untersuchungen zum Wasserhaushalt und Stickstoffumsatz von Rekultivierungsschichten aus Klärschlammkomposten. Dissertation, Martin-Luther-Universität Halle.

Verlagerungs- und Abbauverhalten ausgewählter Sulfonylharnstoff-Herbizide im Boden

Matthias Geiges^{1*}, Joachim Kiefer¹ und Dirk Betting²

Zusammenfassung

Zur Bewertung möglicher Grundwasserkontaminationen mit Sulfonylharnstoff-Herbiziden wurden Freiland- und Laborversuche durchgeführt. Die Freilandversuche wurden an drei Standorten mit unterschiedlichen Bodeneigenschaften durchgeführt. Die Ausbringung der Sulfonylharnstoffe erfolgte zu Beginn der Grundwasserneubildungsperiode in praxisnahen Aufwandmengen mit einem Parzellenspritzgerät. Die Gewinnung des zu analysierenden Sicker- bzw. Bodenwassers erfolgte an zwei Standorten mit Lysimetern bzw. Saugkerzen in 90 cm Bodentiefe. An einem Standort wurde das Sickerwasser mittels eines Lysimeters in 1,6 m Tiefe untersucht. Ergänzend zu diesen Untersuchungen wurden Säulenversuche mit 30 bzw. 90 cm Füllhöhe durchgeführt, in denen u.a. die Rolle des mikrobiellen Abbaus näher betrachtet wurde. Die Ergebnisse zeigten, dass trotz Zulassung dieser Wirkstoffe, einige das Potential zur Auswaschung ins Grundwasser besitzen.

Schlagwörter: Lysimeter, Saugkerzen, Freilandversuche, Säulenversuche

Summary

Field- and laboratory experiments were conducted for the assessment of a possible groundwater contamination by sulfonylurea-herbicides. The field-experiments were carried out at three locations with different soil properties. The application of the sulfonylurea-herbicides took place in practical application rates with a "plot spreader" at the beginning of the groundwater recharge period. The extraction of the leachate or soil water occurred at two locations with lysimeters or rather suction cups in 90 cm soil depth. At one location the leachate was examined with a lysimeter in 1,6 m depth. In addition to these investigations column experiments were carried out with filling levels of 30 cm and accordingly 90 cm. In these experiments inter alia the role of microbial degradation should be investigated. The results showed that in spite of authorisation of these plant protection products, some own the potential to leaching in the groundwater.

Keywords: lysimeter, soil cups, field experiments, column experiments

Anlass und Zielsetzung

Sulfonylharnstoffe werden als Nachauflauf-Herbizide gegen zweikeimblättrige Unkräuter im Getreide- und Maisanbau eingesetzt. Nationale und internationale Einzelbefunde verschiedener Sulfonylharnstoff- Wirkstoffe in Grund-, Oberflächen- sowie Trinkwässern (TZW 2007, LfU Saar 2002, BATTAGLIN et al. 1999) deuten darauf hin, dass einige Wirkstoffe aus der Gruppe der Sulfonylharnstoff-Herbizide das Potential zur Auswaschung in das Grundwasser besitzen. Auch wenn einige dieser Einzelbefunde auf analytische Bestimmungsfehler zurückzuführen sein sollten, zeigen die Befunde in ihrer Gesamtheit betrachtet, dass diese Wirkstoffgruppe durchaus ein Potential zum Eintrag in die aquatische Umwelt besitzt. Ziel des Forschungsvorhabens war es daher, neue Erkenntnisse zum Versickerungsverhalten unter kritischen Bedingungen (beispielsweise Herbstapplikation) zu liefern.

Material und Methoden

Um das Transportverhalten von Sulfonylharnstoff-Herbiziden exemplarisch zu untersuchen, wurden sowohl Freiland- als auch Laboruntersuchungen mit insgesamt

sechs Wirkstoffen (Amidosulfuron, Iodosulfuron-methyl, Metsulfuron-methyl, Nicosulfuron, Thifensulfuron-methyl und Triasulfuron) durchgeführt. Die Freilanduntersuchungen fanden an zwei für die Oberrheinebene typischen Standorten mit unterschiedlichen Bodeneigenschaften sowie an einem Standort im Donauried statt. Die Versuchsfläche bei Hausen wurde in eine bewirtschaftete und eine brachliegende Projektparzelle aufgliedert, die anderen beiden Versuchsflächen wurden brach gehalten. Die Gewinnung des Sicker- bzw. Bodenwassers erfolgte auf beiden Flächen in 90 cm Tiefe. Während am Standort Bruchsal zwei freidränende monolithische Lysimeter sowie zwei Saugkerzen zur Verfügung standen, wurde am Standort Hausen Bodenwasser mittels sechs Saugkerzen gewonnen. Mit dem vom Zweckverband Landeswasserversorgung zur Verfügung gestellten Standort im WSG Donauried war zudem die Möglichkeit gegeben, die Aussagekraft der Untersuchungen nochmals zu erweitern, da mit dem dort installierten Lysimeter Sickerwasser aus 1,6 m Tiefe beprobt werden konnte. Im Projektzeitraum wurden zu Beginn der jeweiligen Grundwasserneubildungsperiode (2005/06; 2006/07; 2007/08) jeweils zwei SHS-Wirkstoffe mit einem vom amtlichen Pflanzenschutzdienst des Landes Baden-

¹ DVGW Technologiezentrum Wasser Karlsruhe (TZW), Abteilung Grundwasser & Boden, Karlsruher Straße 84, D-76139 KARLSRUHE

² EUR ING, badenova AG & Co. KG, Tullastraße 61, D-79108 FREIBURG

* Ansprechpartner: Dipl.-Hyd. Matthias Geiges, matthias.geiges@tzw.de

Württemberg genutzten Parzellenspritzgerät in praxisnahen Aufwandmengen auf diesen Versuchsflächen ausgebracht. Für die Laboruntersuchungen wurde eine spezielle Labor-Säulenanlage des TZW verwendet. Mit diesen Versuchen sollte zum einen der Abbau der Sulfonylharnstoffe im Oberboden (Füllhöhe der Säulen: 30 cm) sowie zum anderen das Auswaschungsverhalten in tiefere Bodenschichten (Füllhöhe der Säulen: 90 cm) untersucht werden. Zudem wurde der Einfluss des mikrobiellen Abbaus auf das Auswaschungsverhalten der Sulfonylharnstoffe untersucht. Hierzu wurden die Versuchsreihen mit natürlichem und mikrobiell inhibiertem Bodensubstrat durchgeführt. Um möglichst naturnahe Verhältnisse zu simulieren, erfolgte die Beregnung dabei nicht kontinuierlich, sondern mit Trockenphasen zwischen den einzelnen Beregnungsintervallen.

Ergebnisse

Ein Nachweis der ausgebrachten SHS-Wirkstoffe im Sicker- und Bodenwasser der Freiland-Versuchseinrichtungen gelang mit Ausnahme des Wirkstoffs Metsulfuron-methyl, der in der Grundwasserneubildungsperiode 2005/06 im Bodenwasser der Versuchsfläche Hausen nachweisbar war, lediglich in den Messeinrichtungen der Versuchsfläche Bruchsal. Der Grund hierfür dürfte sein, dass der Boden auf der Versuchsfläche Bruchsal aufgrund seiner überwiegend sandigen Bodenart die höchste Durchlässigkeit aller Versuchsstandorte aufweist und die Auswaschung der Wirkstoffe somit begünstigt. Eine Übersicht der Ergebnisse der Freilandversuche geben die Tabellen 1 und 2.

Der Wirkstoff Metsulfuron-methyl zeigte sowohl in den Freiland- als auch in den Säulenversuchen die günstigsten Auswaschungseigenschaften aller untersuchten Wirkstoffe. Die Verlagerung dieses Wirkstoffs in tiefere Bodenschichten selbst bei Ausbringung auf einem lehmigen Boden mit Pflanzenbestand (vgl. Tabelle 2) sowie die höchsten gemessenen Wiedererhalte aller eingesetzten Wirkstoffe machen dies deutlich. Hinzu kommt, dass Metsulfuron-methyl nicht nur als Wirkstoff, sondern auch als Hauptmetabolit von Iodosulfuron-methyl auftritt.

Tabelle 1: Ergebnisse der Freilandversuche auf der Versuchsfläche Bruchsal

| | Lysimeter Bruchsal | | | | Saugkerzen Bruchsal | | | |
|---|--------------------|---------|-------------------|---------|---------------------|----------|-------------------|----------|
| | Ø Konz. (ng/L) | | Max. Konz. (ng/L) | | Ø Konz. (ng/L) | | Max. Konz. (ng/L) | |
| | Lysi. 1 | Lysi. 3 | Lysi. 1 | Lysi. 3 | Saugk. 2 | Saugk. 5 | Saugk. 2 | Saugk. 5 |
| 1. Freilandversuch (GW- Neubildungsperiode 2005/2006) | | | | | | | | |
| Metsulfuron-methyl | 16 | <BG | 82 | 17 | 140 | 57 | 290 | 110 |
| Thifensulfuron-methyl | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG |
| 2. Freilandversuch (GW- Neubildungsperiode 2006/2007) | | | | | | | | |
| Nicosulfuron | 219 | 154 | 440 | 300 | 104 | 261 | 210 | 540 |
| Triasulfuron | <BG | <BG | 29 | <BG | <BG | <BG | 18 | 22 |
| 3. Freilandversuch (GW- Neubildungsperiode 2007/2008) | | | | | | | | |
| Amidosulfuron | 93 | 35 | 310 | 75 | <BG | 11 | 11 | 17 |
| Iodosulfuron-methyl | <BG | <BG | 52 | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG |
| Metsulfuron-methyl* | 60 | <BG | 171 | 19 | 27 | 13 | 58 | 17 |

BG = 10 ng/L; * Abbauprodukt von Iodosulfuron-methyl

Nicosulfuron wies unter sandigen Standortbedingungen die höchsten ausgewaschenen Wirkstoffmengen auf. Dies traf sowohl für die Freilandversuche als auch für die Säulenversuche mit einer Füllhöhe von 90 cm zu. Der Verlauf der Nicosulfuron-Auswaschung ist beispielhaft in der Abbildung 1 für das Sickerwasser eines Lysimeters am Standort Bruchsal aufgezeigt. Die durchschnittliche Konzentration im Sickerwasser der Lysimeter lag bei rund 0,2 µg/L. Der Grund der höheren Auswaschungsmengen von Nicosulfuron sind die gegenüber Metsulfuron-methyl deutlich höheren Aufwandmengen dieses Wirkstoffs. Sowohl die Freilandversuche, in denen der Wirkstoff noch 1 ½ Jahre nach seiner Ausbringung im Sickerwasser nachgewiesen werden konnte, als auch die Säulenversuche machten das hohe Adsorptionspotential von Nicosulfuron deutlich. Aufgrund dieses Adsorptionspotentials wurde ein Nachweis im Sicker- bzw. Bodenwasser in 90 cm Tiefe vermutlich nur unter sandigen Bodenverhältnissen erbracht. Die Bildung eines Depots, aus dem der Wirkstoff möglicherweise erst später freigesetzt wird und dann allmählich mit dem Sickerwasser ausgetragen wird, kann bei der Anwendung auf weniger durchlässigen Böden allerdings nicht ausgeschlossen werden.

Amidosulfuron erwies sich in den unter naturnahen Bedingungen durchgeführten Säulenversuchen als gut abbaubar, wohingegen unter mikrobiell inhibierten Versuchsbedingungen eine wesentlich höhere Auswaschung dieses Wirkstoffs stattfand. Im Freiland wurde Amidosulfuron unter sandigen Standortbedingungen in einer durchschnittlichen Konzentration von bis zu 93 ng/L im Sickerwasser nachgewiesen. Die maximal im Sickerwasser nachgewiesene Konzentration betrug 310 ng/L (0,31 µg/L). Dies zeigt, dass eine Auswaschung des Wirkstoffs Amidosulfuron insbesondere dann nicht auszuschließen ist, wenn dieser erst einmal in tiefere Bodenhorizonte gelangt ist und sein Abbau dort infolge verminderter mikrobieller Tätigkeit wesentlich langsamer erfolgt als im Oberboden. Bindigere Bodenverhältnisse mit entsprechend längeren Verweilzeiten der Wirkstoffe führen vermutlich zu wesentlich schnelleren Abbauraten, so dass ein Austrag ins Grundwasser dann eher unwahrscheinlich ist.

Tabelle 2: Ergebnisse der Freilandversuche auf der Versuchsfläche Hausen

| | Saugkerzen Hausen | | | | | | | | | | | | | |
|---|-------------------|-------------------|-------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|------------------|------------------|-------|-------|
| | SK. 1 | SK. 2 | Ø Konz. (ng/L) | SK. 3 | SK. 4 | SK. 5 | SK. 6 | SK. 1 | SK. 2 | Max. Konz. (ng/L) | SK. 3 | SK. 4 | SK. 5 | SK. 6 |
| 1. Freilandversuch (GW- Neubildungsperiode 2005/2006) | | | | | | | | | | | | | | |
| Metsulfuron-methyl | <BG ¹⁾ | 100 ¹⁾ | 183 ¹⁾ | 49 ²⁾ | 11 ²⁾ | 52 ²⁾ | <BG ¹⁾ | 170 ¹⁾ | 360 ¹⁾ | 110 ²⁾ | 31 ²⁾ | 79 ²⁾ | <BG | <BG |
| Thifensulfuron-methyl | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG |
| 2. Freilandversuch (GW- Neubildungsperiode 2006/2007) | | | | | | | | | | | | | | |
| Nicosulfuron | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG |
| Triasulfuron | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG |
| 3. Freilandversuch (GW- Neubildungsperiode 2007/2008) | | | | | | | | | | | | | | |
| Amidosulfuron | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG |
| Iodosulfuron-methyl | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG | <BG |

¹⁾ brachliegende Fläche; ²⁾ mit Wintergetreide bestellte Fläche

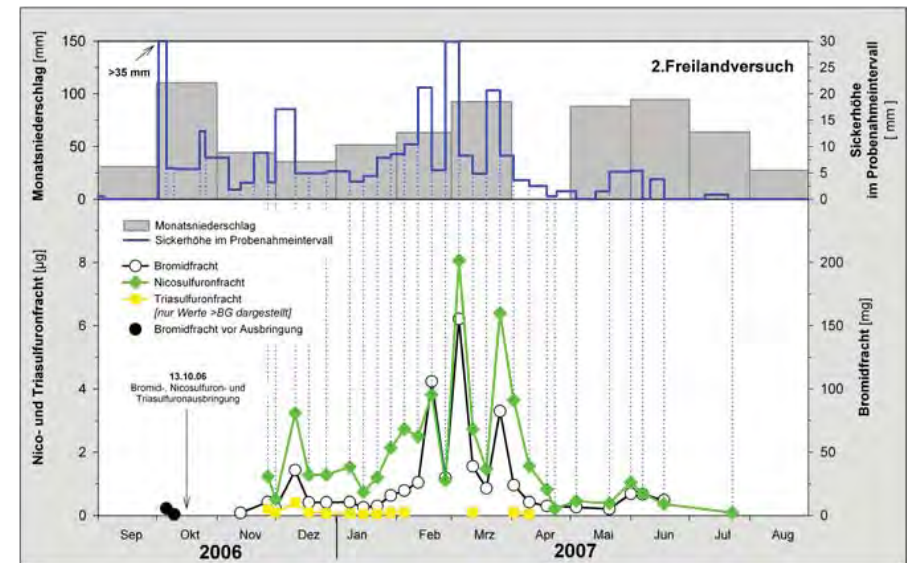


Abbildung 1: Monatsniederschlagssummen, Sickerhöhe im Probenahmeintervall sowie die Nicosulfuron, Triasulfuron- und Bromidfracht auf der Lysimeterfläche 1 (Bruchsal)

Die Wirkstoffe Triasulfuron und Iodosulfuron-methyl wurden in den Freilandversuchen nur in geringen Konzentrationen von maximal ca. 50 ng/L gemessen und sind somit auch unter sandigen Standortbedingungen relativ gut abbaubar. Zu beachten ist allerdings, dass Metsulfuron-methyl ein Abbauprodukt von Iodosulfuron-methyl darstellt. Da die praxisübliche Aufwandmenge von Iodosulfuron-methyl jedoch etwa dreimal niedriger als diejenige des Wirkstoffs Metsulfuron-methyl ist, dürfte das Risiko einer Auswaschung bei sachgerechter Anwendung als vergleichsweise gering einzustufen sein. Die unter „naturnahen“ und „mikrobiell inhibierten“ Bedingungen durchgeführten Säulen-

versuche zeigten für den Wirkstoff Thifensulfuron-methyl den größten Einfluss des mikrobiologischen Abbaus. Dementsprechend war Thifensulfuron-methyl trotz der höchsten praxisüblichen Aufwandmengen aller ausgebrachten Wirkstoffe in den Freilandversuchen nicht nachzuweisen.

Fazit

Insgesamt zeigten die durchgeführten Freiland- und Laboruntersuchungen, dass trotz der Prüfung der Wirkstoffe im Zulassungsverfahren bei der Ausbringung von Sulfonylharnstoff-Herbiziden auf landwirtschaftlichen

Flächen eine Verlagerung in das Grundwasser nicht generell ausgeschlossen werden kann. Die Untersuchungen ergaben Hinweise darauf, dass einige Wirkstoffe aus der Gruppe der Sulfonylharnstoff-Herbizide das Potenzial zur Auswaschung in das Grundwasser besitzen. Nach den vorliegenden Ergebnissen sind bei ungünstigen Bedingungen, etwa einer Herbstapplikation oder Starkniederschlägen unmittelbar nach der Ausbringung, mittlere Konzentrationen im Sickerwasser von über 0,1 µg/L möglich. In Abhängigkeit der Standortbedingungen (Bodenmatrix, Witterungsverhältnisse, mikrobielle Aktivität in der ungesättigten Zone) ist für die verschiedenen Wirkstoffe mit unterschiedlichen Auswaschungsmengen und -geschwindigkeiten zu rechnen. Eine einheitliche Bewertung der Stoffgruppe ist nicht möglich.

Zu bedenken ist weiterhin, dass Wirkstoffe, die aufgrund geringer Mineralisationsraten eine hohe Stabilität aufweisen und an der Bodenmatrix adsorbierbar sind, im Boden angereichert werden können. Angesichts der Erfahrungen mit dem seit 1991 verbotenen Wirkstoff Atrazin ist daher nicht auszuschließen, dass auch neuere Herbizidwirkstoffe möglicherweise erst nach Jahren ins Grundwasser ausgetragen werden können. Durch die Adsorption in bindigen Böden könnte sich etwa bei Nicosulfuron ein Wirkstoffdepot aufbauen, dessen langfristiges Verhalten aus den vorliegenden Untersuchungsdaten nicht prognostizierbar ist. In diesem Zusammenhang wurde im Rahmen einer Literaturstudie des TZW (TZW 2007) herausgearbeitet, dass aus mikrobiologischer Sicht im Rahmen des PSM-Zulassungsverfahrens erhöhte Anforderungen an die biologischen Mineralisierungsraten von Pestizid-Wirkstoffen gestellt werden müssen.

Nach den Ergebnissen des hier beschriebenen aktuellen Forschungsvorhabens ist daher bei einigen Sulfonylharn-

stoff-Herbiziden eine Einschränkung der Anwendung in Wassereinzugsgebieten mit bestimmten Standorteigenschaften (etwa für Nicosulfuron) oder ein Verzicht auf eine Herbstapplikation der Wirkstoffe Metsulfuron-methyl und Amidosulfuron zu fordern, um möglichen Befunden dieser neuartigen PSM-Wirkstoffe im Rohwasser für die Trinkwassergewinnung frühzeitig vorzubeugen. Den zuständigen Behörden und Wasserversorgungsunternehmen wird empfohlen, zumindest die Wirkstoffe Nicosulfuron, Metsulfuron-methyl und Amidosulfuron in ein Grund- bzw. Rohwassermonitoring orientierend mit aufzunehmen, falls entsprechende landwirtschaftliche Nutzungen und Standortbedingungen im Einzugsgebiet der Messstellen bzw. Brunnen vorliegen.

Danksagung

Das Projekt wurde durch den Innovationsfonds der badenova AG & Co. KG gefördert.

Literatur

- BATTAGLIN, W.A., E.T. FURLONG, M.R. BURKHARDT and C.J. PETER, 1999: Occurrence of Sulfonylurea, Sulfonamide, Imidazolinone, and other Herbicides in Midwestern Rivers, Reservoirs and Groundwater, 1998. In Morganwalp D.W. and Buxton H.T., eds.; US Geological Survey Toxic Substances Hydrology Program -- Proceedings of the Technical Meeting, Charleston, South Carolina, March 8-12, 1999 -- Volume 2 -- Contamination of Hydrological Systems and Related Ecosystems: US Geological Survey Water-Resources Investigations Report 99-4018 B.
- LFU SAAR (Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes), 2002: Pflanzenschutzmittel im Grundwasser des Saarlandes 1990-2000.
- TECHNOLOGIEZENTRUM WASSER KARLSRUHE, 2007: Pflanzenschutzmittel in Böden, Grund- und Oberflächenwasser. Vorkommen, Abbau und Zulassung. Veröff. aus dem Technologiezentrum Wasser Band 31.

Water use efficiency of maize and different sorghum hybrids under lysimeter conditions

József Zsembeli^{1*}, Györgyi Kovács¹ and Attila Mándoki

Summary

In 2009 maize and sorghum was studied in a weighable lysimeter experiment in order to determine the water use efficiency of these two plants as farmers often have the dilemma if maize can be substituted by sorghum even with benefit (e.g. better water use efficiency) under the soil- and climatic conditions of the Great Hungarian Plain. This question is arisen even with a greater emphasis under irrigated conditions, especially as the safety of plant production can be ensured only by irrigation in droughty periods. One maize and one sorghum hybrid in three replications were applied as indicator crops for the comparison. In 2010 three different sorghum hybrids were studied under irrigated and non-irrigated conditions. For both years water balances for different time frames were calculated involving the determination of each component of them. On the base of the different yield- and water balance parameters indexes characterising the water use efficiency of the crops were also calculated. It could be concluded that in a normal, dry year sorghum consumed 10 percent more water than maize under irrigated conditions. In the wet year somewhat lower evapotranspiration, but very much better water use efficiency characterized the 3 investigated sorghum hybrids.

Keywords: irrigation, water use efficiency, maize, sorghum, lysimeter

Introduction

The control of the water regime of the soil will be of great importance in the food production worldwide (LANG et al. 1983, VÁRALLYAY 1978). This will be one of the strategic question of the maintenance of soil fertility and the increase of crop yields. It can be predicted with no risk that water will become the main limiting factor of crop production in the future, especially taking the effects of the global climatic change into consideration. In Hungary farmers also want to accommodate to the changing conditions. There is long tradition of the efforts focus on saving water in agricultural use of water to ensure the safety of yield with as little amount of water as possible. On large areas of the Great Hungarian Plain irrigation can be used only conditionally (strictly taking its environmental impacts as secondary salinization, soil degradation, etc into consideration) due to the special ecological and soil conditions. Basically two approaches, water saving soil cultivation and the application of crops with higher water use efficiency) can be the solution of

this problem, depending on the intensity of the production. Although maize can be grown successfully if its plant nutrition is rational (SÁVÁRI and GYÓRI 1998) on the better soils of the Great Hungarian Plain, nowadays sorghum has great a perspective as a potential substitution of maize as a fodder as well as an energy crop (BLASKÓ et al. 2008, KOVÁCS et al. 2009). Nevertheless there are no sufficient, scientifically established and quantified data comparing the water use efficiency of maize and sorghum.

Materials and methods

In 2009 an experiment was set at lysimeter station of the Karcag Research Institute in order to compare the water balance of sorghum and maize. One sorghum (*Sucrosorgo*) and one maize hybrid (*PR37F73*) were studied in three replications in the six weighable lysimeters of the institute. We continued the experiment in 2010 with the comparison of three sorghum hybrids (*Albita*, *Berényi* and *Sucrosorgo*) in two replications. During the examination periods (June–September) the same amount of irrigation water was used for each lysimeter unit. The units were irrigated in smaller doses in order to avoid the high passive evaporation lost from the soil surface in 2009, but due to the extremely rainy year of 2010 (with the record amount of 889.1 mm annual precipitation) only a little irrigation water was applied before the very wet summer started.

Results and discussion

Water balances for different time frames (seasonal, monthly, daily) were calculated involving the determination of each components of them. The water balances calculated for the whole examination periods (June–September) of 2009 and 2010 are shown in *Figures 1-2*, respectively. As all the components of the water balance are indicated, it is well visible that the indicator crops had different outputs even the water inputs (natural precipitation and irrigation) were the same within the investigated years. In 2009 among the outputs, the difference in the amount of deep percolation water (drain water) has nothing to do with the plants and its very small quantity is not determining the difference experienced in the water regime of the crops. Much more dominant role has the evapotranspiration (ET) making the water balance of the crops different. If we consider the 4 months of the investigated period, the average daily amount of ET is above 4 mm. This value can be considered realistic taking the relevant meteorological conditions (warm

¹ Research Institute of Karcag RISF CAAES University of Debrecen, Kistűszállási út 166, H-5300 KARCAG

* Ansprechpartner: Dr. Jozsef Zsembeli, zsembeli@agri.unideb.hu

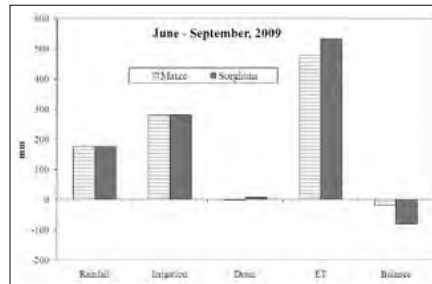


Figure 1: The water balances of maize and sorghum in 2009

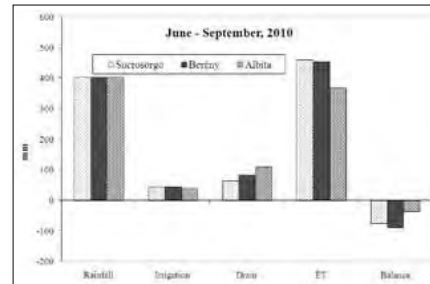


Figure 2: The water balances of the sorghum hybrids in 2010

Table 1: Water use parameters of the indicator crops in the lysimeters

| | Maize 2009 | Sucrosorgo 2009 | Sucrosorgo 2010 | Berény 2010 | Albita 2010 |
|------------------------|---------------|--------------------|--------------------|----------------|----------------|
| Precipitation (mm) | 175.9 | 175.9 | 402.8 | 402.8 | 402.8 |
| Irrigation (mm) | 280 | 280 | 45 | 45 | 40 |
| Total water input (mm) | 455.9 | 455.9 | 447.8 | 447.8 | 442.8 |
| ET (mm) | 478.5 | 533.13 | 459.9 | 454.4 | 369.7 |
| ET/water input (%) | 105 | 117 | 103 | 101 | 83 |

summer) and the optimum-like water supply into account. As a summary it can be concluded that sorghum had approximately 10% higher water consumption than maize had even all the agrotechnical conditions were the same. In 2010 very wet summer was characteristic, the fallen 400 mm of precipitation made irrigation unnecessary. Due to the high air humidity during the often rain events the ET values were relatively low.

Some water use parameters of maize and sorghum of the investigated periods are shown in Table 1. The evapotranspiration in the function of the total water input index shows whether the water balance was negative or positive, in other words if the water supply was sufficient (100% or below) for the crop, or insufficient meaning that the crop decreased the moisture fund of the soil. In 2009 the water balances were negative, 5% of the water transpired by maize originated from the soil moisture fund, while 17% in the case of sorghum. This result is in harmony with the literature data stating the soil drying capability of sorghum. In 2010 two sorghum hybrids had slightly negative water balance, while one hybrid showed positive balance, only 83 percent of the total water input was used for evapotranspiration. It must be mentioned that the hybrid *Albita* is a grain sorghum, while *Berény* and *Sucrosorgo* are sweet sorghum hybrids with much higher green mass.

In order to assess the effect of water input (irrigation) on the water balance of maize and sorghum further, the yield data were also used (Table 2). We measured the total biomass for all indicator crops, the corn-cob mass was determined for maize, while for sorghum the sugar content was measured. Naturally the biomass yields of the two crops cannot be compared directly, but they were used as the base of further

Table 2: Water use efficiency indexes in the function of yields in 2009

| Index | Maize | Sorghum |
|-----------------------------------|-------|---------|
| Total biomass (g/m ²) | 3300 | 5100 |
| Biomass/ET (g/mm) | 6.9 | 9.6 |
| Corn-cob mass (g) | 2700 | - |
| Sugar content (%) | - | 18.9 |
| Sugar yield (g/m ²) | - | 964 |
| Corn+cob mass/ET (g/mm) | 5.64 | - |
| Sugar yield/ET (g/mm) | - | 1.8 |

calculations for determining the water use efficiency. As we experienced different values of ET, the question arose if the water use efficiencies of the two crops are different as well. In other words, some economic calculations can answer the question whether the bigger biomass or yield can compensate the higher input originating from the higher water consumption. As the hydrological approach of this question some indexes characterising the water use efficiency of the crops were calculated. These indexes can be the bases of further economic calculations.

The total biomass production of maize and sorghum in the function of ET describes how much plant biomass was built up by using 1 mm of water through evapotranspiration during the investigated period. The results of 2009 show a relatively higher water consumption of maize as it consumed less water in total, but approximately 30% more for producing the same amount of biomass. This difference obviously originates from the higher biomass production of sorghum, but also means a better water use efficiency of it.

In Table 3 the water use efficiency indexes calculated for the yields of the sorghum hybrids in 2010 are shown. These

Table 3: Water use efficiency indexes in the function of yields of sorghum in 2010

| Index | Sucrosorgo | Berény | Albita |
|-----------------------------------|------------|--------|--------|
| Total biomass (g/m ²) | 8900 | 7000 | 3400 |
| Biomass/ET (g/mm) | 19.4 | 15.4 | 9.2 |
| Sugar content (%) | 15 | 17 | 11.5 |
| Sugar yield (g/m ²) | 1335 | 1190 | 391 |
| Sugar yield/ET (g/mm) | 2.9 | 2.6 | 1.1 |

values can be compared to other results gained under similar conditions and also to the results of other years. Hybrid *Sucrosorgo* was studied both years. There was considerable difference in the total biomass yield as the water supply was much satisfactory in the wet year of 2010 (positive water balance). The other two sorghum hybrids had lower biomass production, which was expected in the case of *Albita*, the grain sorghum hybrid. *Berény*, the other sweet sorghum hybrid had the highest sugar content, but still generated lower total amount of sugar due to its lower biomass yield. *Albita*, the grain sorghum hybrid generated 20-30% less sugar than the sweet ones, and although consumed 20% less water, still it needed the highest amount of water to generate 1 g of sugar.

Conclusions

Weighable lysimeters are very suitable tools for the determination of the water balance of the soil providing the possibility of the precise calculation of evapotranspiration, especially as the differences can be precisely quantified. On the base of the different yield- and water balance parameters indexes characterising the water use efficiency of maize and sorghum were calculated. It could be concluded that sorghum consumed 10 per cent more water under irrigated conditions and its daily duration of transpiration is longer. Comparing the different sorghum hybrids it could

be established that the higher biomass production of sweet sorghum hybrids goes hand in hand with the higher water demand, but better water use efficiency. The examined sweet sorghum hybrids (*Sucrosorgo* and *Berény*) pay better for the sufficient water supply, while the grain sorghum hybrid (*Albita*) probably shows better water use efficiency in dry years providing potential substitution of maize as a fodder crop.

Acknowledgements

Our research project was supported by the Baross Gábor Programme of the National Office for Research and Technology ("KIK-2MUS").

References

- BLASKÓ, L., I. BALOGH and É.B. ÁBRAHÁM, 2008: Possibilities of sweet sorghum production for ethanol on the Great Hungarian Plain. Suppl. Cereal Research Communications, Vol. 36, 1251-1254.
- KOVÁCS, G., P. MIKÓ, L. NAGY, I. BALLA and CS. GYURICZA, 2009: Talajművelési eljárások hatása a cukorcikrok (Sorghum bicolor L.) beltartalmi és fenológiai paramétereire. V. Növénytermesztési Tudományos Nap, Keszthely, 2009. 11. 19. Kiadvány. pp. 121-125. Akadémiai Kiadó Budapest.
- LÁNG, I., L. CSETE and ZS. HARNOS, 1983: A magyar mezőgazdaság agroökológiai potenciálja az ezredfordulón. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- SÁRVÁRI, M. and Z. GYÓRI, 1981: A monokultúrán és vetésváltásban termesztett kukorica termésátlagának és minőségének változása különböző tápanyagellátás esetén. Növénytermelés, vol. 31. 2. pp: 177-185.
- VÁRALLYAY, GY., 1978: A talajfizika helyzete és jövőbeli feladatai. Agrokémia és Talajtan. 27. sz. 203 - 218.
- ZSEMBELI, J., GY. KOVÁCS, A. MURÁNYI and T. TANAKA, 2009: Water use efficiency of sorghum and maize treated with PENTAKEEP-V. 13. Gumpensteiner Lysimetertagung, Austria, 59-61.p. ISBN-13:978-3-902559-31-9, ISSN: 1818-7722.

Nährstoffaustrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen - Kopplung von Feld- und Lysimeterversuchen

Juliane Seeger^{1*}, Ralph Meißner¹, Holger Rupp¹, Michael Steininger², Joachim Bischoff³, Matthias Schröder³ und Frank Wiese⁴

Zusammenfassung

In Kooperation zwischen dem Mitteldeutschen Institut für angewandte Standortkunde und Bodenschutz in Halle, der Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau in Bernburg, einem landwirtschaftlichen Praxisbetrieb in der Altmark (nördliches Sachsen-Anhalt) und der Helmholtz-Lysimeterstation in Falkenberg wurde ein kombinierter Feld-Lysimeterversuch zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) unter besonderer Berücksichtigung des sich gegenwärtig vollziehenden Klimawandels durchgeführt. Im Rahmen eines Sonderuntersuchungsprogrammes im Untersuchungsgebiet „Altmark“ konzentrierten sich die Auswertungen zunächst auf die über Dränungen (mehrere Schlegeinheiten mit einer Größe von insgesamt ca. 320 ha) ausgetragenen Stickstoff (N) - und Phosphor (P)- Frachten. Dabei wurde festgestellt, dass trotz der Einhaltung des in der deutschen Düngverordnung (DüV) tolerierten N-Bilanzüberschusses von 60 kg/ha im Dränwasser mittlere Nitrat(NO₃-)konzentrationen von > 50 mg/l auftraten. Demgegenüber waren die P-Austräge gering. Die Feldversuchsergebnisse wurden mit Messreihen von Lysimetern verglichen. Hierbei zeigte sich eine gute Übereinstimmung.

Schlagwörter: EU-Wasserrahmenrichtlinie, Dränage, Lysimeter, Nährstoffaustrag

Summary

In co-operation between the Central German Institute for Applied Site Evaluation and Soil Conservation in Halle, the State Institute of Agriculture, Forestry and Horticulture in Bernburg, an agricultural co-operative farm in the "Altmark"-region (northern Saxony-Anhalt) and the Helmholtz lysimeter station in Falkenberg, a combined field-lysimeter trial was established with the aim to implement the EU Water Framework Directive with special emphasis on climate change. The investigation program in the study area Altmark, focused on tile drainage fields (units with a size of approximately 320 ha). Drainage run off, nitrogen (N) and phosphorus (P) concentrations respectively loads have been measured bi-weekly. It was found that the N-balance surpluses correspond with the expected results of the German Fertilizer Ordinance (DüV) but in drainage water the nitrate concentration was mostly > 50 mg. In contrast, the P-concentration was low. The field test results were compared with measurements from lysimeters. Results revealed a good agreement.

Keywords: EU- Water Framework Directive, tile drainage, lysimeter, nutrient leaching

Einleitung

Da an Messstellen des Gewässerkundlichen Landesdienstes regelmäßig Überschreitungen der NO₃-Qualitätsnorm und der gewässerspezifischen Orientierungswerte für Phosphat (P) festgestellt wurden, ist vom Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft des Landes Sachsen-Anhalt ein einjähriges Sonderuntersuchungsprogramm zur Abschätzung des Stoffeintrags aus Dränungen in Oberflächengewässer an zwei repräsentativen Standorten initiiert worden. Eines der Untersuchungsgebiete befand sich in der landwirtschaftlich intensiv genutzten Altmark. Hierbei war von Vorteil, dass auf der in der Nähe befindlichen Lysimeterstation Falkenberg seit vielen Jahren Untersuchungen zum Nährstoffaustrag bei unterschiedlicher landwirtschaftlicher Bewirtschaftung durchgeführt werden. Deshalb bestand eine wesentliche Zielstellung

der Arbeiten im direkten Vergleich zwischen Stoffausträgen auf den Skalenebenen Dränfläche und Lysimeter. Aus bereits vorliegenden Arbeiten ist bekannt, dass es auch mit bautechnisch einfachen Lysimetern möglich ist, plausible Abschätzungen über die Höhe der sickerwassergebundenen Stoffausträge auf Feld- und Kleineinzugsgebietsebene vorzunehmen (MEISSNER et al. 2002). Demgegenüber liegen für das genannte Untersuchungsgebiet keine Ergebnisse über die Vergleichbarkeit von Lysimeter- und Dränfeldversuchen vor.

Material und Methoden

Dränuntersuchungsgebiet - AG Lückstedt

In der Altmark, etwa 15 km südwestlich von der Lysimeterstation entfernt, liegen die Untersuchungsflächen

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

² Mitteldeutsches Institut für angewandte Standortkunde und Bodenschutz, Ellen-Weber-Straße 98, D-06120 HALLE

³ Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau Sachsen-Anhalt, Strenzfelder Allee 22, D-06406 BERNBURG

⁴ Agrargenossenschaft „Altmärkische Höhe“ Lückstedt e.G., D-39606 LÜCKSTEDT

* Ansprechpartner: Dipl.Chem. Juliane Seeger, juliane.seeger@ufz.de

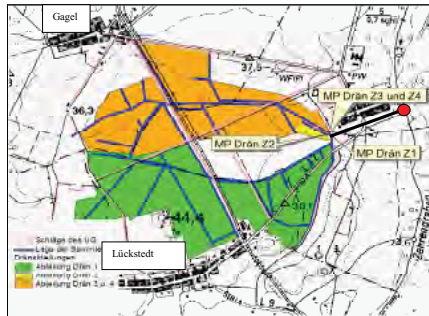


Abbildung 1: Übersicht der Dränabteilungen und Lage der Messstellen im Untersuchungsgebiet Lückstedt

der Agrargesellschaft Lückstedt (AG Lückstedt). Entsprechend der dokumentierten Bodenverhältnisse ist davon auszugehen, dass ca. 84 % der im gesamten Untersuchungsgebiet befindlichen ackerbaulich genutzten Flächen (ca. 21.860 ha von 26.080 ha Ackerfläche) eine potenzielle Entwässerungsbedürftigkeit aufweisen. Die hier betrachteten Untersuchungsflächen umfassen eine Größe von 508,6 ha (ca. 320 ha gedränte Gesamtfläche). Sie untergliedern sich in 3 große Dränabteilungen – Drän Z1 mit 166,7 ha, Drän Z2 mit 3,2 ha, Drän Z3 und Z4 mit 149,0 ha (da die Dränausmündungen der Dräne Z3 mit 93,4 ha sowie Z4 mit 55,6 ha den Dränabteilungen nicht eindeutig zugeordnet werden können, wurden sie in der Auswertung gemeinsam behandelt), deren Sammler über einen gemeinsamen Vorfluter in den Zehrengaben (Einzugsgebiet der Elbe) ausmünden (Abbildung 1).

Neben Bodenkennwerten lagen Bewirtschaftungsdaten der Flächennutzer über die Fruchtart, das mineralische und organische Düngungsniveau und die Höhe der Erträge vor, die die Grundlage für die als Mittel über drei Jahre (von 2007 bis 2009) erstellten und in die Auswertung einbezogenen N-Schlagbilanzen bildeten. Im Rahmen des Sonderuntersuchungsprogrammes wurden aus den 14-tägig ermittelten Abflussmengen und den jeweiligen N-(anorganisch)- und P- Konzentrationen die N- und P-Frachten sowohl aus den untersuchten Einzeldränen als auch aus dem Zehrengaben bestimmt.

Tabelle 1: Vergleich von mit Lysimetern gemessenen mittleren jährlichen Sickerwassermengen und modellgestützt für das Untersuchungsgebiet berechnetem Dränabfluss zwischen 1991 und 2008

| Nutzungsform | Sickerwassermenge (mm) | Dränabflussmenge (mm) |
|--|------------------------|-----------------------|
| Normale Grünlandnutzung | 120 | |
| Extensives Grünland | 105 | |
| Integrierter Landbau (5gliedrige Fruchtfolge, moderat bewässert) | 100 | |
| Extensivierung (5gliedrige Fruchtfolge, unbewässert) | 100 | |
| Ökologischer Landbau (6gliedrige Fruchtfolge, unbewässert) | 112 | |
| Stilllegung | 84 | |
| Modellergebnisse (PFÜTZNER, 2007) | | 95 |

UFZ-Lysimeterstation Falkenberg

Als Referenzlysimeter wurden nicht wägbare, 1982 manuell mit Boden befüllte kastenförmige Gravitationslysimeter in die Auswertung integriert. Sie haben eine quadratische Oberfläche von 1 m² und weisen eine nutzbare Tiefe von 1,25 m auf. Die Lysimeterfüllböden (Ober- und Unterboden entsprechen der Bodenart sL) wurden damals von Flächen (teilweise auch gedränt) aus der heutigen AG Lückstedt entnommen (MEISSNER et al. 2010). Die untersuchten Lysimeter wurden weitgehend praxisnah bewirtschaftet. Für den im Zeitraum zwischen 09/08 und 09/09 durchgeführten aktuellen Ergebnisvergleich zwischen den beiden Versuchsebenen wurden für die ausgewählten Lysimeter (Anbaufrüchte W.-Raps bzw. W.-Gerste) aus den gemessenen Sickerwassermengen und den analysierten N- und P-Konzentrationen Monatsfrachten bestimmt und diese als aktuelle Daten neben Jahressummenwerten aus Langzeitlysimeterversuchen (unterschiedliche Nutzung sowie Nutzungsintensität) in die Auswertung einbezogen.

Ergebnisse

Tabelle 1 enthält eine Zusammenstellung über langjährig mit Lysimetern bei unterschiedlichen Nutzungsformen ermittelten jährlichen Sickerwassermengen. Diese weisen in ihrer Gesamtheit eine gute Korrespondenz zu den von PFÜTZNER (2007) mit Hilfe des Modells ArcEgmo errechneten Werten für den gesamten Dränabfluss aus dem Untersuchungsgebiet Lückstedt aus.

Der Untersuchungszeitraum 09/08 bis 09/09 wies sowohl bei der Niederschlagsmenge als auch der Temperatur keine signifikanten Anomalien zum langjährigen Verlauf auf, so dass eine gute Vergleichbarkeit zwischen Lysimeter- und Dränfeldergebnissen gewährleistet war. Davon zeugen die in Tabelle 2 zusammengestellten Ergebnisse. Während bei

Tabelle 2: Vergleich von mittleren Sickerwassermengen sowie N- und P-Austrägen aus Messungen im Untersuchungsgebiet und in Lysimeterversuchen im Zeitraum von 09/08 bis 09/09

| | Lysimeterversuch | Untersuchungsgebiet |
|-------------------|------------------|---------------------|
| Sickerwassermenge | 90 mm | 98 mm |
| N-Austrag | 50 kg/ha | 26 kg/ha |
| P-Austrag | 30 g/ha | 30 g/ha |

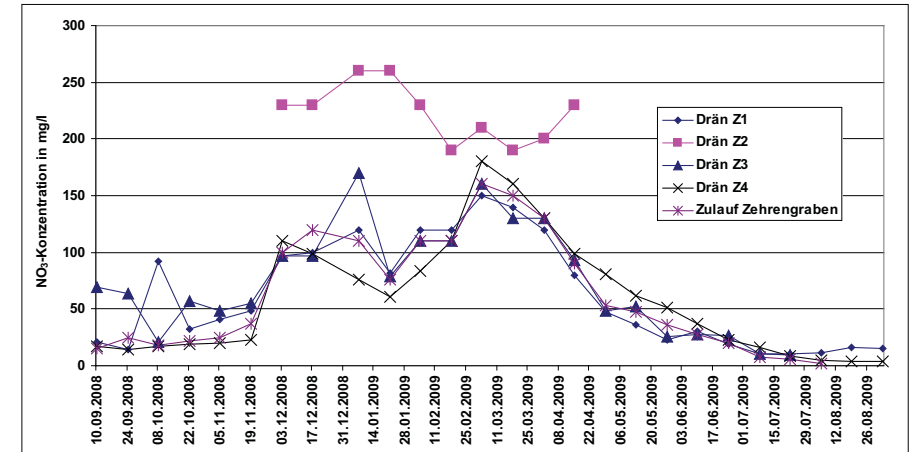


Abbildung 2: Zeitlicher Verlauf der NO₃-Konzentrationen in den Dräns und im Zehrengaben im Zeitraum von 09/08 bis 09/09

der Sickerwassermenge der Unterschied lediglich 8 mm betrug und bei den P-Austrägen sogar gleiche Frachtraten ermittelt wurden, differierten erwartungsgemäß die N-Austräge erheblich. Dies ist vor allem auf unterschiedliche Vorfruchtwirkungen zwischen den Dränflächen und den Lysimetern (W.-Getreide im Vergleich zu Kartoffeln) zurückzuführen.

Bei der Einschätzung des N-Austragspotenzials über die Dränabflüsse konnte basierend auf der Auswertung von aufgestellten 3-jährigen N-Schlagbilanzen festgestellt werden, dass mit einer Ausnahme (21 ha der Dränabteilung Z1 mit 73,2 kg N/ha) alle Flächen unter den Werten der DüV (60 kg N/ha) lagen und mit einem mittleren Wert von 21,6 kg N/ha sogar der Zielwert vom N-Salden-Reduzierungsprogramm mit 40 kg N/ha deutlich unterschritten wurde. Beachtenswert ist aber der in Abbildung 2 dargestellte zeitliche Verlauf der NO₃-Konzentrationen in den Drägen und im Zehrengaben. Die mittlere NO₃-Konzentration aus den Dränflächen lag bereits bei 118 mg/l und damit deutlich über dem Zielwert der EU-WRRL von 50 mg/l. Daraus errechnete sich eine mittlere N-Fracht von 26 kg/ha im Untersuchungsgebiet. Es wird eingeschätzt, dass eine weitere N-Saldenreduzierung sowohl aus der Sicht des Bodenschutzes als auch der ackerbaulichen Produktion nicht oder kaum umsetzbar erscheint. Die Einhaltung des Zielwertes würde unter den vorliegenden Bedingungen einem N-Austrag von nur 11 kg/ha N gleich kommen. Bestätigt

wird diese Feststellung durch Versuche mit Lysimetern, die bereits seit 17 Jahren stillgelegt sind. Der mittlere jährliche N-Austrag liegt hier immer noch bei 12,4 kg/ha.

Die hier gefundenen niedrigen P-Austräge korrespondieren gut mit früheren speziell zu diesem Sachverhalt durchgeführten Lysimeteruntersuchungen (GODLINSKI 2005). Die P-Auswaschungsgefährdung wird für diese Standorte als gering eingeschätzt.

Schlussfolgerungen

- Langjährige Lysimeterversuchsergebnisse sind geeignet, um direkte Vergleiche mit Nährstoffaustragsuntersuchungen aus Dränflächen vorzunehmen.
- Das P-Austragsrisiko über den Dränpfad wird als relativ gering eingeschätzt.
- Obgleich die N-Salden unter den Zielwerten der DüV und den Vorgaben des N-Saldenreduzierungsprogrammes liegen, übersteigen die mittleren NO₃-Konzentrationen deutlich den Zielwert der EU-WRRL.
- Eine weitere Reduzierung der N-Salden würde eine Deckung des Nährstoffbedarfes aus der Humussubstanz der Böden und somit auf längere Sicht einen Verlust der Bodenfruchtbarkeit nach sich ziehen.

Die angegebene Literatur kann beim Verfasser eingesehen werden.

Verluste der oberirdischen Biomasse von abfrostenden Begrünungspflanzen durch Ausgasung vor der Einarbeitung in den Boden

Alya Badawi¹, Wilfried Hartl^{1*}, Eva Erhart¹, Roland Albert²,
Wolfgang Wanek² und Margarethe Watzka²

Zusammenfassung

Die durch Ausgasung verursachten Kohlenstoff- und Stickstoffverluste wirken sich negativ in Richtung Klima und Boden aus. Die gasförmigen Verluste an Stickstoff und Kohlenstoff wurden mit der Bilanzierungsmethode errechnet, und zwar als Differenz der Kohlenstoff- bzw. Stickstoffgehalte der Biomasse zu Versuchsbeginn und zu Versuchsende, abzüglich der Auswaschungsverluste. Die Ergebnisse der Humusbilanzen zeigten, dass der Beitrag der Begrünungsvarianten zur Humusmehrung zwischen 7 % und 32 % des jährlichen Humussaldos liegt, den eine für den Biolandbau typische Fruchtfolge allein durch ihre anderen Fruchtfolgeglieder erzielt.

Die gasförmigen Verluste an Kohlenstoff lagen bei der Versuchsvariante Senf bei 42 % und bei den Varianten Leguminosenmischung und Nicht-Leguminosenmischung bei 48 % des im Herbst in den Begrünungspflanzen vorhandenen Gesamtkohlenstoffs. Für Stickstoff betrugen die gasförmigen Verluste bei Leguminosen- und Nicht-Leguminosenmischung ca. 18 % in Relation zu den Stickstoffgehalten bei Versuchsbeginn, während Senf einen Verlust von 37 % aufwies.

Einleitung

Begrünungspflanzen haben eine vielfältige Funktion als Nährstoffkonservierer und Erhöhung der biologischen Aktivität des Bodens (RENIUS et al. 1992, DINESH et al. 1999). Eine zentrale Rolle spielen die Begrünungen beim Humusaufbau, sie speichern den aufgenommenen Kohlenstoff in der Biomasse und verbessern somit den Bodenhumusaufbau, das Wasserspeichervermögen und die Pufferfunktion des Bodens.

Die Pflanzen besitzen nicht nur die Funktion als Nährstoffspeicher, sondern sie geben auch bestimmte Stoffe aus der Wurzel und der oberirdischen Biomasse ab. Diese Vorgänge hängen stark von den Boden- und den Temperaturverhältnissen ab (MARSCHNER 1995). In einem nachhaltigen Landwirtschaftssystem sollen die Nährstoffverluste, sei es durch Emission oder durch Auswaschung möglichst gering sein.

Material und Methodik

Ein Freilandversuch mit verschiedenen Begrünungsmischungen wurde 2008 mit der gleichen Bodenbearbeitung

Summary

The losses of carbon and nitrogen through volatilization have negative effects on the climate and the soil. The gaseous losses of carbon and nitrogen were calculated in this experiment by using a balancing method: the difference between carbon and nitrogen contents, respectively, at the beginning and the end of the experiment, minus the C and N leached, was supposed to have been lost in gaseous form.

The results of a humus balance calculated showed that the contribution of the cover crops used to humus increase is between 7 % and 32 % of the annual humus saldo, which a typical organic crop rotation effectuates merely through its rotation crops.

The gaseous carbon losses amounted to 42 % in the white mustard-mixture and to 48 % of the total carbon present in the cover crop biomass in autumn in the mixtures with and without legumes. The gaseous nitrogen losses of the mixtures with and without legumes were around 18 % of the total nitrogen present in the cover crop biomass in autumn, while the white mustard-mixture had gaseous N losses of 37 %.

(Grubber) und am selben Aussaattermin (12. August) angelegt. Der Standort war Altenmarkt im Thale / NÖ (48°34'N, 16°11'E). Es wurden drei Begrünungsvarianten getestet: eine Mischung mit Nicht-Leguminosen, eine Mischung mit Leguminosen und eine Begrünung mit Senf. Am 27.10.2008 wurde die oberirdische Pflanzenfrischmasse geerntet. In jeder dieser Varianten war ein Anteil von ca. 3% aus Beikräutern und Durchwuchs enthalten.

Die geernteten Begrünungspflanzen wurden in offenen Gitter-Stapelboxen (60 x 40 x 20 cm) gleichmäßig verteilt aufgelegt und während der Wintermonate der Witterung ausgesetzt. Fiberglasgitter unter- (2 mm Maschenweite) und oberhalb (7 mm Maschenweite) dieser Boxen verhielten einen Eintrag von außen (z.B. Herbstlaub) bzw. einen Verlust von Teilen der Begrünungspflanzen. Diese "offenen" Boxen wurden auf geschlossene Stapelboxen gestellt, die zum Auffangen der Auswaschungsflüssigkeit dienen.

Nach jedem Regenereignis wurde die Menge der Auswaschungsflüssigkeit in den Boxen bestimmt (insgesamt 10 Termine). Der Biofilm der sich nach einer gewissen Zeit

¹ Bio Forschung Austria, Rinnböckstraße 15, A-1110 WIEN

² Universität Wien, Department für Chemische Ökologie und Ökosystemforschung, Althanstraße 14, A-1091 WIEN

* Ansprechpartner: Dr. Wilfried Hartl, w.hartl@bioforschung.at

in den Versuchsboxen bildete, wurde abgekratzt und der Auswaschungsflüssigkeit hinzugefügt und homogenisiert. Daraus wurden die Stichproben entnommen, filtriert und die feste und die flüssige Fraktion getrennt analysiert.

Zusätzlich wurde noch eine Nullvariante (ohne Pflanzen) mit gleichem Aufbau in 4-facher Wiederholung in den Versuch integriert. Die Anordnung der Boxen wurde regelmäßig neu randomisiert, um Einflüsse von außen (z.B. Sonneneinstrahlung oder Schatten) auszugleichen.

Die Menge an Pflanzenmaterial pro Boxenfläche (0,24m²) entsprach der auf 0,24m² Fläche geernteten Biomasse, wobei darauf geachtet wurde, dass die in den Begrünungen vorhandenen Pflanzenarten mengenanteilmäßig auch in den Boxen repräsentiert waren. Pro Begrünungsvariante wurden 4 solcher Boxen aufgestellt. Zur Erhebung der Anfangswerte wurden an einer weiteren Probe pro Variante mit gleicher Artenzusammensetzung zu Versuchsbeginn die Trockenmasse, die Gehalte an C und N (im Elementaranalysator) analysiert. Dieselben Parameter wurden am 2. März an den in den Boxen verbliebenen Pflanzenresten analysiert, um so die gesamten Verluste über den Winter zu quantifizieren.

Unmittelbar neben den Boxen mit den Versuchspflanzen wurden zwei Data Logger aufgestellt, um die bodennahe Lufttemperatur und relative Luftfeuchtigkeit sowie die Lufttemperatur und relative Luftfeuchtigkeit in 2 Metern Höhe aufzunehmen.

Ergebnisse

In der *Tabelle 1* und *Tabelle 2* sind folgende Fraktionen dargestellt:

- Gehalte an Kohlenstoff und Stickstoff in den Proben zu Versuchsbeginn am 27.10.08.
- Verluste an Kohlenstoff und Stickstoff in Form von Auswaschung (rückgerechnet aus den Gehalten in den jeweiligen Auswaschungslösungen).
- Gehalte in der Versuchsbiomasse zu Versuchsende am 04.03.09.
- Verluste durch Ausgasungen.

Die gasförmigen Verluste ergeben sich aus der Differenz der Kohlenstoff- bzw. Stickstoffgehalte in der Biomasse

Tabelle 1: Relative Kohlenstoffgehalte bzw. -verluste in den Versuchsvarianten %, S: Senf, N: Nicht-Leguminosenmischung, L: Leguminosenmischung

| | C (%) Versuchsbeginn 27.10.2008 | C (%) Auswaschung | C (%) Versuchsende 04.03.2009 | C (%) Ausgasung |
|---|------------------------------------|-------------------|----------------------------------|-----------------|
| S | 100 | 6,0 | 51,6 | 42,3 |
| N | 100 | 8,6 | 43,5 | 47,9 |
| L | 100 | 8,7 | 43,4 | 47,8 |

Tabelle 2: Relative Stickstoffgehalte bzw. -verluste in den Versuchsvarianten (%), S: Senf, N: Nicht-Leguminosenmischung, L: Leguminosenmischung

| | N (%) Versuchsbeginn 27.10.2008 | N (%) Auswaschung | N (%) Versuchsende 04.03.2009 | N (%) Ausgasung |
|---|------------------------------------|-------------------|----------------------------------|-----------------|
| S | 100 | 24,5 | 38,3 | 37,2 |
| N | 100 | 32,9 | 48,6 | 18,5 |
| L | 100 | 32,1 | 49,7 | 18,2 |

zu Versuchsbeginn und zu Versuchsende, abzüglich der Auswaschungsverluste.

Wie aus *Tabelle 1* ersichtlich beträgt der Anteil des ausgewaschenen Kohlenstoffs 6 - 8,7% des in der Anfangsbiomasse enthaltenen Kohlenstoffs. Dieser Anteil ist verglichen mit den Ausgasungsverlusten sehr gering. Generell bestehen nur geringe Unterschiede zwischen den Versuchsvarianten. Die Variante Senf zeigte mit 42% einen geringeren gasförmigen Verlust als die Varianten Leguminosen- und Nicht-Leguminosenmischung, welche ca. 48% des Kohlenstoffes als CO₂ verloren. Die Versuchsvariante Senf weist einen geringeren Stickstoff-Auswaschungsverlust (wie in *Tabelle 2* ersichtlich) auf als die Varianten Leguminosen- und Nicht-Leguminosenmischung, jedoch einen fast doppelt so hohen gasförmigen Verlust (37%) als die beiden anderen Versuchsvarianten mit 18 - 19% (vgl. *Tabelle 2*). Die Varianten Leguminosen und Nicht-Leguminosenmischung verhalten sich hinsichtlich der Auswaschungs- und Ausgasungsverluste sehr ähnlich.

Die Ergebnisse der Humusbilanzen zeigen, dass der Beitrag der Begrünungsvarianten zur Humusmehrung zwischen 7% und 32% des jährlichen Humussaldos liegt, den eine Biolandbautypische Fruchtfolge allein durch ihre anderen Fruchtfolgeglieder erzielt.

Diskussion

In diesem Versuch wurden die gasförmigen Verluste nicht direkt gemessen, sondern als Differenz zwischen den Kohlenstoff- bzw. Stickstoffgehalten der Biomasse zu Versuchsbeginn und zu Versuchsende, abzüglich der Auswaschungsverluste errechnet. Hohe gasförmige Verluste von Kohlenstoff wurden bei den Versuchsvarianten Leguminosenmischung und Nicht-Leguminosenmischung (48%) festgestellt. Diese sind wahrscheinlich auf die relativ weiche Zusammensetzung der Blattbiomasse zurückzuführen, die nach Frostergebnissen von der Mikrofauna rasch zersetzt werden konnte. Mikroorganismen sind vor allem an den Umsatzprozessen der leicht abbaubaren C- und N-Fractionen beteiligt (FRIEDEL et al. 1997). Andererseits zeigte die Senfmischung mit 42% geringere Verluste an Kohlenstoff (als CO₂), möglicherweise als Folge des robusteren (skleromorpheren) Gesamtbaues dieser Pflanzen,

bei denen mit der Alterung der Anteil der Stängel stark ansteigt, deren hoher Cellulose und Ligninanteil schwerer abgebaut wird.

Bei den gasförmigen Stickstoffverlusten erreicht der Senf mit 37% die höchsten Verluste. Der mögliche Grund hierfür sind die leicht flüchtigen Senfölglycoside, die neben Schwefel rel. viel Stickstoff enthalten und bei Zerstörung der Blattstruktur (z.B. durch Frost, Umknicken durch Wind, mikrobiellen Abbau) freigesetzt werden (STRASBURGER et al. 2008). Die gasförmigen Stickstoffverluste bei der Variante Leguminosenmischung und Nicht-Leguminosenmischung lagen dem gegenüber nur im Bereich von 18%. Die Frage von gasförmigen Verlusten von Pflanzen wird in der Literatur wenig behandelt. So untersuchten z.B. MANNHEIM et al. (1996) Ammoniakemissionen mit einem Windtunnelsystem, wobei sie bei Ernterückständen zwischen 0,9 und 3,7% Ammoniak-Verluste feststellen konnten. In unserem Versuch umfassten die gasförmigen Verluste jedoch alle Stickstoffverbindungen, sodass viel höhere Werte gefunden wurden. Auch KULOZIK-ERBEN (2007) stellte anhand eines Gefäßversuchs fest, dass die Bilanzierungsmethode weit höhere gasförmige Verluste ergab als eine parallel durchgeführte Ammoniak-Emissionsmessung.

Begrünungsbiomasse weist ein engeres C/N-Verhältnis auf als z.B. Stroh. Daher liefern Begrünungen eher Nährhumus, der durch die Aktivierung des Bodenlebens die Nährstoff-dynamik fördert. Die lebenden Wurzeln der Begrünungspflanzen bringen beachtliche Mengen an abgestorbenen Zellen, Exsudaten und Sekreten in den Boden ein, die als Nahrungsgrundlage für die Bodenmikroorganismen dienen. Die Mikroorganismen, die die organischen Substanzen abbauen, produzieren verklebend wirkende Stoffwechselprodukte, wie Polysaccharide, während Klee- und Graswurzeln die Aggregate umhüllen und dadurch die Bodenstruktur verbessern (WATSON et al. 2002, BESTE 2005).

Wie HUSZ (1999) veranschaulichte, sind für den Aufbau von 1% Bodenhumus nicht nur rund 16 t/ha Kohlenstoff nötig, sondern auch rund 1600 kg/ha Stickstoff. Damit können Begrünungen mit ihrem engeren C/N-Verhältnis die Umwandlung von Stroh mit seinem sehr weiten C/N-Verhältnis zu Bodenhumus unterstützen und liefern damit einen Beitrag zur Humusbildung, der über die reine C-Zufuhr durch ihre eigene Biomasse hinausgeht.

Die Versuche zeigen eindeutig, dass die Variante Senf die höchsten Stickstoffverluste durch Ausgasung erfährt. Dagegen ist der Verlust an Kohlenstoff geringer als bei den anderen Versuchsvarianten.

Somit kann aufgrund vorliegender Ergebnisse für die landwirtschaftliche Praxis durchaus empfohlen werden, eher die Varianten Leguminosen- und Nicht-Leguminosenmischung anstatt dem üblicherweise verwendeten Senf als Grünsaat anzubauen.

Literatur

- BESTE, A., 2005: Landwirtschaftlicher Bodenschutz in der Praxis. Verlag Dr. Köster, Berlin.
- DINESH, R., M.A. SURYANARAYANA, G. SHYAM PRASAD, A.K. BANDYOPADHYAY, A.K. NAIR und T.V.R.S. SHARMA, 1999: Influence of leguminous cover crops on microbial and selected enzyme activities in soils of a plantation. J. Plant Nutr. Soil Sci. 162, 57-60.
- FRIEDEL, J.K., E. DIERENBACH und D. GABEL, 1997: Die Rolle der mikrobiellen Biomasse im C- und N-Kreislauf ökologisch bewirtschafteter Ackerböden. 4. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, Bonn, 77-83pp.
- HUSZ, G., 1999: Stickstoffdynamik in Abhängigkeit von ökologischen Rahmenbedingungen insbesondere Huminhaushalt. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Stickstoff in Bioabfall- und Grünschnittkompost – Bewertung von Bindungsdynamik und Düngewert. Runder Tisch Kompost, Wien, 29. - 30. September 1998. Eigenverlag Umweltbundesamt, pp. 39-57.
- KULOZIK-ERBEN, A., 2007: Emissionen gasförmiger Stickstoffverbindungen (NH₃ und N₂O) aus Pflanzen in Abhängigkeit von der N-Versorgung und pflanzenartspezifischen Stoffwechseleigenschaften. Dissertation. Institut für Pflanzenernährung der Justus-Liebig-Universität Giessen. 164pp.
- MANNHEIM, T., J. BRASCHKAT und H. MARSCHNER, 1997: Ammoniakemissionen aus alternen Pflanzen und bei der Zersetzung von Ernterückständen. J. Plant Nutr. Soil Sci.:160, 125-132.
- MARSCHNER, H., 1995: Mineral Nutrition of Higher Plants. Second Edition. Academic Press. Cambridge. 889pp.
- RENIUS, W., E. LÜTKE ENTRUP und N. LÜTKE ENTRUP, 1992: Zwischenfruchtanbau – Zur Futtergewinnung und Gründung. 3. Auflage. Frankfurt am Main: DLG-Verlag, 244pp.
- STRASBURGER, E., F. NOLL, H. SCHENCK und A.F.W. SCHIMPER, 2008: Lehrbuch der Botanik. Spektrum Verlag, Heidelberg, 1175pp.
- WATSON, C., D. ATKINSON, P. GOSLING, L. JACKSON und F. RAYNS, 2002: Managing soil fertility in organic farming systems. Soil Use Managem. 18, 239-247.

Nachhaltige Humuswirtschaft in der Landwirtschaft und Forstwirtschaft unter besonderer Berücksichtigung des Klima- und Umwelt-Schutzes

Klaus Isermann^{1*} und Renate Isermann¹

Allgemeine Zielsetzungen einer nachhaltigen Humuswirtschaft sind die Optimierung und der Erhalt standort- und somit auch nutzungstypischer Humus-(OBS-)Zustände, welche zugleich ökonomische, soziale und ökologische Forderungen erfüllen müssen, hier im Hinblick auf die Landwirtschaft / Ernährungswirtschaft sowie auf die Landwirtschaft und Forstwirtschaft als Rohstoff-Lieferanten für die Biomassen und (Bio-)Energiewirtschaft. Optimale Humuszustände berücksichtigen nicht nur ebensolche Humusgehalte (z.B. Bundesbodenschutzgesetz), sondern zudem entsprechende Humusmächtigkeiten und somit Humusmengen sowie Humusqualitäten (C/N/P/S) und Humusformen (Rohhumus, Moder, Mull).

Landwirtschaft / Ernährungswirtschaft/ Biomassen und (Bio-)Energiewirtschaft

Ackerbau: Aus ökonomischer Sicht belegen z.B. 22 Dauerfeldversuche in Westeuropa, dass bei optimaler organischer und mineralischer Düngung mit einer Humusreproduktion von 400 kg Humus-C ha⁻¹a⁻¹ die Humusbilanz aufrecht erhalten wird. Dies erfordert eine Rottemist-Zufuhr (C/N=12-15) von 10 t (entspr. 2t ROS)ha⁻¹a⁻¹ von 1GVha⁻¹, jedoch eine Zufuhr von 44t ha⁻¹a⁻¹ Flüssigmist (Rind C/N=8) bzw. Gärresten (C/N=2-8) entspr. 2,5GVha⁻¹, welche somit im Gegensatz zu Stallmist den N- und P-Haushalt der Böden nicht tolerierbar überfrachten. Vom gesamten Wirtschaftsdünger-Anfall entfallen jedoch z.B. in Deutschland ca. 70% auf Flüssigmist und nur ca. 30% auf Stallmist. Der integrierte Landbau bewertet im Humus vorrangig den C, der ökologischer Landbau -da N-limitiert- vorwiegend den N und benötigt somit 2fach höhere Zufuhren an Wirtschaftsdünger. Somit ist eine einheitliche Bilanzierungsmethode nicht sinnvoll. Nur ökonomische Anforderungen (max. 1GVha⁻¹) vermindern z.B. in Deutschland die Tierproduktion und -Konsumtion (z.B. Fleischverbrauch von gegenwärtig 61 auf max. 35kg E⁻¹a⁻¹ und somit der Anfall an Wirtschaftsdüngern um -43%, zusätzlich soziale Anforderungen (z.B. Fleischverbrauch max. 21kg E⁻¹a⁻¹) um -57% und zudem ökologische Anforderungen zur Minderung des Klimawandels (z.B. Fleischverbrauch max. 10kg E⁻¹a⁻¹) um -83%. Eine bedarfsorientierte Ernährung insbesondere mit tierischen Nahrungsmitteln und eine dementsprechende

Tierproduktion verringert z.B. die Emission an klimarelevanten Gasen der Landwirtschaft in der EU-12/15/27 um ca. 66% (Isermann u. Isermann 1994/2010) und weltweit um ca. -80% (PIK 2010). Eine entsprechende Beschränkung der N-Anlieferung aus der OBS von max. 100 kg OBS-N_{min} ha⁻¹a⁻¹ wird durch Verringerung der Humusmächtigkeit von 35 auf 25 cm und durch Erhöhung des C/N von 10/1 auf 15/1 erreicht. Mit der Zufuhr an Primärsubstanz erfolgt im (Nähr-)Humus nur eine Anreicherung von 10% des C und N, 32% des P und 8% des S, verbunden mit Emissionen in Atmosphäre (CO₂, CH₄, NH₃, N₂O, NO) und Hydrosphäre (DOC, NO₃⁻, NH₄⁺, DON, anorg. P > DOP sowie SO₄²⁻ >> DOS). Nachfolgend sind solche Anreicherungen an umsetzbarem (Nähr-)Humus insbesondere über das nachhaltig vertretbare Ausmaß hinaus nochmals chemische Zeitbomben (CTBs) für nachfolgende Generationen hinsichtlich der Emissionen der o.e. reaktiven Verbindungen von C, N, P, S und bewirken demzufolge Umweltbeeinträchtigungen durch Klimawandel, Versauerung, Eutrophierung und Verlust an Biodiversität. Humus stellt somit keine dauerhafte Senke für diese Nährstoffe dar. Die Nutzung von (Nieder-)Moorböden und der Umbruch von

Grünland: stellen einen vorsätzlichen Verstoß gegen das Bundesbodenschutzgesetz dar, erhöhen somit z.B. den N-Überschuss in der Landwirtschaft z.B. in Deutschland um 11+29=40 auf gegenwärtig (2001/2003) 171kg N ha⁻¹a⁻¹, gefährden somit deren Existenz sowie deren Multifunktionalität. Für Grünland sind vergleichsweise mit Ackerland keine hinreichenden Vorstellungen zur nachhaltigen Humusbewirtschaftung bekannt. Dies gilt auch für die

Forstwirtschaft: deren ursprünglich zumeist mit N limitierte Humusaufgabe der Wälder durch langfristige N-Deposition von >10kg N ha⁻¹a⁻¹ vornehmlich durch die Tierproduktion der Landwirtschaft vorübergehend sowohl als N- und C-Senke als auch bei Änderung der Humusform z.B. von Rohhumus zu Moder als N- und C-Quelle wirken kann.

Schlussfolgernd wird angeregt, nun auch die Ergebnisse aus langfristigen Lysimeterversuchen in die Zielsetzungen nachhaltiger Humusbewirtschaftung einzubeziehen.

¹ Büro für Nachhaltige Ernährung, Landnutzung und Kultur / BNELK, Heinrich-von-Kleist-Straße 4, D-67374 HANHOFFEN

* Ansprechpartner: Dr. Klaus Isermann, isermann.bnla@t-online.de

Wasser- und Nährstoffdynamik eines entwässerten Moores im Nationalpark Harz nach Wiedervernässung

Katja Osterloh^{1*}, Nadine Tauchnitz¹, Sabine Bernsdorf¹ und Ralph Meißner^{1,2}

Zusammenfassung

Ziel der Untersuchungen war es, die Wasser- und Nährstoffdynamik eines entwässerten Moores (Blumentopfmoor, Nationalpark Harz) nach initiiertem Wiedervernässung zu erfassen, um den Erfolg dieser Maßnahme im Hinblick auf eine langfristige Regeneration des Moores zu beurteilen. Relevante Wasserhaushalts- (Niederschlag, Moorwasserstände und Moorabfluss) sowie Stoffhaushaltsparameter wie Sauerstoffgehalt, Redoxpotential, pH, elektrische Leitfähigkeit, Stickstoff-, Phosphor- und Kohlenstoffgehalt vom Moorwasser, Gebietsabfluss und Torf wurden kontinuierlich vor, während und nach den Wiedervernässungsmaßnahmen erfasst und miteinander verglichen. Des Weiteren wurden der hydrologische Status und der Nährstoffstatus des Moores innerhalb unterschiedlicher Moorzustände dokumentiert, um den Einfluss der in der Vergangenheit durchgeführten Entwässerung zu ermitteln. Die Untersuchungen zeigten einen signifikanten Anstieg der Wasserstände in den wiedervernässenen Bereichen sowie abnehmende Nitratgehalte im Moorwasser. Nach den Wiedervernässungsmaßnahmen deuten ansteigende Phosphor(-P)gehalte im Moorwasser und abnehmende P-Gehalte im Torf auf eine erhöhte P-Mobilisierung hin.

Schlagwörter: Regeneration, Renaturierung, Phosphor-Mobilisierung, Torf

Summary

Study aimed to investigate changes of the water and nutrient dynamics of a drained mire caused by the realization of rewetting actions to assess the long-term success of the actions for the mires regeneration. We measured relevant parameters for the water balance like precipitation, water table levels and discharge amounts as well as parameters relevant for the interpretation of nutrient solute dynamics like oxygen levels, redox potentials of mire pore water and electric conductivity, nitrogen, phosphorus and carbon contents in the mire pore water, the discharge and the peat soil before and after the rewetting actions started. Furthermore we studied the current water and nutrient status of the mire in different regenerated and drained mire zones to assess the impact of the former drainage. Our results showed significant rising water table levels in the rewetted mire zones and decreasing nitrate contents in the mire pore water. After the rewetting activities increasing phosphorus (P) contents in the mire pore water and decreasing P contents in the peat soil seems to indicate rising P mobility.

Keywords: regeneration, renaturation, phosphor mobilisation, peat soil

Einleitung

Ungestörte Moore sind bedeutende Stoffsenken, Wasserspeicher und Lebensräume spezialisierter Pflanzen- und Tierarten. Nachdem intakte Moore in der Vergangenheit großflächig durch intensive Nutzung und Veränderung des Wasserhaushaltes gestört wurden, gibt es mittlerweile zahlreiche Bemühungen zur Regeneration dieser Lebensräume (SUCCOW und JOOSTEN 2001). Unter Regeneration versteht man „die Gesamtheit der in gestörten Mooren ablaufenden, insgesamt autoregulativen, d.h. natürlichen Prozesse, die auf die Wiedereinstellung eines wachsenden Moores gerichtet sind“ (EDOM 2001). Gezielte anthropogene Renaturierungs- bzw. Wiedervernässungsmaßnahmen können eine Regeneration von Mooren einleiten (SCHMATZLER und TÜXEN 1980, PFADENHAUER 1998, NICK et al. 2001). Die Wiedervernässung umfasst Maßnahmen zum Anheben der Grundwasserstände in Mooren. Ziel ist dabei

die Wiedereinstellung des mooreigenen Wasserhaushaltes, charakterisiert durch einen oberflächennahen Wasserstand mit geringen Wasserstandsschwankungen, als Voraussetzung für die Existenz torfbildender Pflanzengesellschaften (EDOM und WENDEL 1998).

Die Aufgabenstellung des Projektes besteht in der Realisierung der Wiedervernässung eines entwässerten Moores (Blumentopfmoor) in der Entwicklungszone des Nationalparks Harz und der Beurteilung des Erfolges dieser Maßnahmen im Hinblick auf eine langfristige Regeneration anhand relevanter Wasser- und Stoffhaushaltsparameter.

Material und Methoden

Das untersuchte Blumentopfmoor liegt in der Entwicklungszone des Nationalparks Harz im Einzugsgebiet der Holtemme in ca. 650-680 m ü. NN und ist 19 ha groß. Das Blumentopfmoor wurde bis zur Nationalparkgründung

¹ Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften, Julius-Kühn-Straße 23, D-06112 HALLE/S.

² Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH - UFZ, Department Bodenphysik, Lysimeterstation, Dorfstraße 55, D-39615 FALKENBERG

* Ansprechpartner: Katja Osterloh, katja.osterloh@landw.uni-halle.de

Tabelle 1: Parameter der Stoff- und Wasserhaushaltsuntersuchungen

| Untersuchungsparameter | Untersuchungsintervall | Tiefen (cm) |
|------------------------|---|-------------|
| Moorwasser | Redoxpotential ^{1*} , Sauerstoff ^{1*} | Monatlich |
| | pH ^{1*} , elektrische Leitfähigkeit ^{2*} , Gesamt-Stickstoff ^{3*} , Ammonium ^{3*} , Nitrat ^{3**} , ortho-Phosphat ^{3**} | Monatlich |
| Torf | Trockenmasse ^{6*} , Trockenrohddichte ^{6*} , pH ^{1*} , elektrische Leitfähigkeit ^{2*} , Gesamt-Stickstoff ^{3*} , Ammonium ^{3*} , Nitrat ^{3**} , ortho-Phosphat ^{3**} , Gesamt-Kohlenstoff ^{4*} | Jährlich |
| | | 20 |

^{1*}Potentiometrisch, ^{2*}Konduktometrisch, ^{3*}Photometrisch, ^{4*}Ionenchromatographisch, ^{5*}Oxidativ (TOC-Analysator), ^{6*}Gravimetrisch 105°C

Tabelle 2: Wasserstände (WT) der Piezometer der Untersuchungsvarianten im Zeitraum 2005-2010

| Parameter | Variante | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 |
|---|----------|---------------------------------------|------------|------------|------------|------------|-----------|
| | | Hydrologisches Jahr 01.11. bis 31.10. | | | | | |
| WT _{Mittel} ± SD (cm unter Flur) | 1 | -2 ± 2 | -3 ± 6 | -3 ± 6 | -0,1 ± 0,2 | -2 ± 4 | -0,5 ± 4 |
| | 2 | -10 ± 12 | -0,4 ± 0,5 | -0,1 ± 0,3 | -1 ± 3 | -0,7 ± 2,7 | 2,5 ± 3 |
| | 3 | -32 ± 7 | -29 ± 8 | -19 ± 8 | -16 ± 11 | -14 ± 11 | 1,7 ± 1,7 |
| WT _{Min} (cm unter Flur) | 1 | -6 | -21 | -16 | -1 | -8 | -6 |
| | 2 | -33 | -2 | -1 | -9 | -7 | -1 |
| | 3 | -46 | -43 | -33 | -31 | -28 | -1 |
| WT _{Max} (cm unter Flur) | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 5 |
| | 2 | -1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 6 |
| | 3 | -20 | -13 | -10 | 0 | 3 | 4 |

1990 intensiv fichtenwirtschaftlich genutzt und aufgrund damit verbundener Entwässerungsmaßnahmen stark gestört. Kleinfächig besitzt es Restflächen mit naturnaher Vegetation. Die größte Fläche des Gebietes wird durch Fichtenforste auf feuchten bis nassen Standorten charakterisiert.

Die Wiedervernässung erfolgte stufenweise, mit Beginn 2005 durch Einbau von Staueinrichtungen in ausgewählte Graben- und Bachabschnitte des Entwässerungsnetzes sowie die gezielte Umleitung von Bachzulaufen (TAUCHNITZ et al. 2010).

Für die Wasserhaushaltsuntersuchungen wurden die Parameter Niederschlag mit einem automatischen Niederschlagsmesser, Moorabfluss mittels Durchflussmess-einrichtung und Pegelsensor und Moorwasserstände mit Hilfe von Piezometern gemessen. Die Piezometer wurden in vierfacher Wiederholung in den Torfhorizont der nachfolgend genannten Varianten eingebaut.

1 Natürlich regeneriert, 2 Wiedervernässt Mai 2005, 3 Wiedervernässt August 2009

Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Parameter im Rahmen der Stoff- und Wasserhaushaltsuntersuchungen.

Ergebnisse

Wasserhaushalt

Im Untersuchungszeitraum betragen die jährlichen (1.11.-31.10.) Niederschlagssummen 1292 mm (2005), 1267 mm (2006), 2269 mm (2007), 1634 mm (2008), 1253 mm (2009) und 1384 mm (2010).

Die Wasserstände zeigen deutliche Differenzen zwischen den Varianten (Tabelle 2). Variante 3 wies in den Jahren vor der Vernässung die niedrigsten Wasserstände von im Mittel -32 bis -16 cm unter Flur und die höchsten Was-

serstandsschwankungen auf. Auffallend ist, dass es in den wiedervernässen Varianten bereits kurze Zeit nach dem jeweiligen Maßnahmenbeginn (2005, 2009 und 2010) zu einem deutlichen Anstieg der Wasserstände bis zur Geländeoberfläche kam. Bis zur Wiedervernässungsmaßnahme im Jahr 2009 konnten die höchsten Wasserstände in den Varianten 1 und 2 registriert werden. Die Einleitung des Bachzulaufs auf die entwässerte Fläche im August 2009 führte bei Variante 3 schnell zu einer dauerhaften Wasser-sättigung und teilweisen Überstauung.

Stoffhaushalt

Moorwasser

Die Dynamik der Nährstoffgehalte im Untersuchungszeitraum wird exemplarisch anhand der Variante 2 betrachtet (Abbildung 1). Auffällig sind die gestiegenen PO₄-P-Gehalte von 0,02 (2005) auf durchschnittlich 0,2 mg l⁻¹ (2009). Im Gegensatz zu diesem Anstieg sanken 2009 die mittleren NO₃-N-Gehalte im Vergleich zu den Vorjahren auf 0,2 mg l⁻¹ und es verringerten sich die Schwankungen. Die NH₄-N-Gehalte zeigten keinen deutlichen Trend und liegen in den Untersuchungsjahren im Mittel zwischen 0,4 mg l⁻¹ (2010) und 0,7 mg l⁻¹ (2006). Die Parameter Redoxpotential und O₂-Gehalt (Ergebnisse nicht dargestellt) zeigten während des Untersuchungszeitraumes keinen nachweisbaren Trend. Der mittlere pH-Wert lag zwischen 4,1 (2005, 2009) und 4,4 (2008). Ebenso änderte sich die LF in den unterschiedlichen Untersuchungsjahren nicht signifikant und bewegte sich im Mittel zwischen 53 µS cm⁻¹ (2009) und 60 µS cm⁻¹.

Torf

Aus den in Tabelle 3 für alle Untersuchungsvarianten dargestellten Bodenanalysendaten wird deutlich, dass zwischen den Varianten signifikante Unterschiede bei der

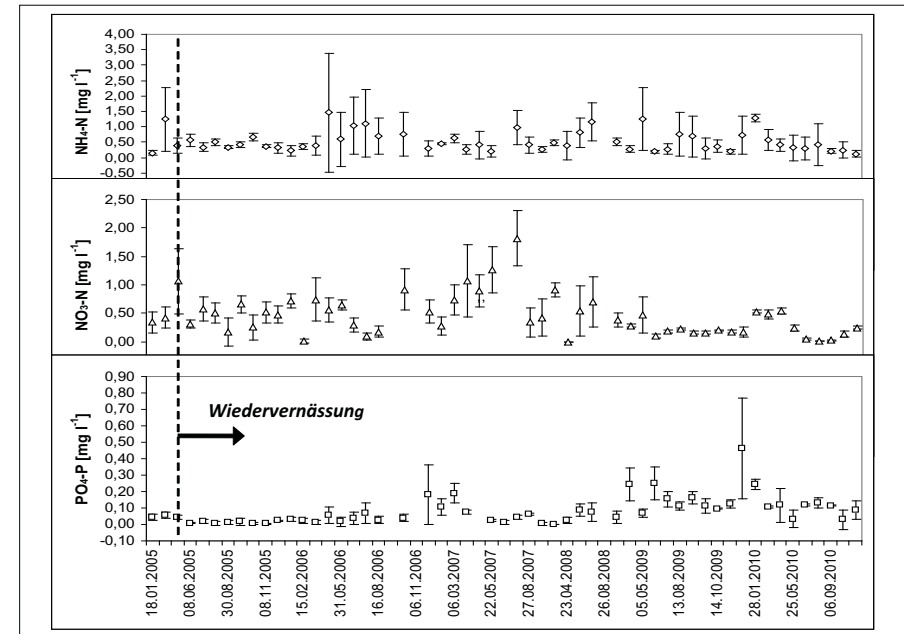
Abbildung 1: NH₄-N-, NO₃-N- und PO₄-P-Gehalte im Moorwasser der Variante 2 im Untersuchungszeitraum 2005-2010 (Mittelwert ± Standardabweichung)

Tabelle 3: Chemische Parameter und Trockenrohddichten des Torfes (Mittelwert ± Standardabweichung)

| Parameter | Variante 1 | Variante 2 | Variante 3 |
|--|-----------------|----------------|----------------|
| n | 4 | 4 | 4 |
| ρ _t (g l ⁻¹) | 49 ± 3 (a) | 207 ± 37 (b) | 169 ± 14 (b) |
| NH ₄ -N (g m ⁻² *) | 2,2 ± 2,0 (a) | 3,8 ± 2,8 (a) | 4,8 ± 0,9 (a) |
| NO ₃ -N (g m ⁻² *) | 0,02 ± 0,02 (a) | 0,4 ± 0,1 (b) | 0,2 ± 0,2 (b) |
| PO ₄ -P (g m ⁻² *) | 0,4 ± 0,1 (a) | 1,5 ± 0,3 (b) | 1,1 ± 0,2 (b) |
| N _t (%) | 1,2 ± 0,6 (a) | 2,0 ± 0,2 (a) | 1,5 ± 0,3 (a) |
| C _t (%) | 45,9 ± 3,6 (a) | 47,3 ± 2,0 (a) | 46,3 ± 1,9 (a) |
| C:N | 54 ± 8 (a) | 24 ± 2 (b) | 32 ± 6 (b) |
| pH | 3,7 ± 0,1 (a) | 3,5 ± 0,1 (a) | 3,6 ± 0,1 (a) |
| LF (µS cm ⁻¹) | 67 ± 6 (a) | 76 ± 5 (a) | 83 ± 16 (a) |

Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede der Messstellen (p < 0,05), * 20 cm Tiefe

Trockenrohddichte festgestellt wurden. Die Schwankungen lagen zwischen 49 und 207 g l⁻¹. Die geringsten Signifikanzen bezüglich der Trockenrohddichte sowie der NO₃-N- und PO₄-P-Gehalte wurden bei Variante 1 ermittelt. Auch wies diese im Vergleich zu den Varianten 2 und 3 ein signifikant höheres C:N-Verhältnis auf.

Aus der in Tabelle 4 exemplarisch für Variante 2 dargestellten Dynamik der chemischen Parameter des Torfes zeigt sich, dass durch die Wiedervernässung die PO₄-P-Gehalte abnahmen, während sie im Moorwasser eine zunehmende

Tendenz aufwies (vgl. Abbildung 1). Dies kann, wie in der Literatur beschrieben (z.B. TAUCHNITZ et al. 2010), auf eine erhöhte P-Mobilisierung in Verbindung mit den Wiedervernässungsmaßnahmen hindeuten und ist Gegenstand zukünftiger Forschungsarbeiten. Bei der LF traten signifikant geringere Werte im Jahr 2007 auf, was vermutlich mit erhöhten Auswaschungen aufgrund hoher Niederschläge in diesem Jahr in Verbindung steht.

Danksagung

Das Projekt wird im Rahmen des Entwicklungsprogramms für den ländlichen Raum (ELER) durch EU- und Landesmittel (Sachsen-Anhalt) gefördert. Wir danken dem Nationalpark Harz für die Unterstützung der Forschungsarbeiten und die praktische Durchführung der Wiedervernässung.

Literatur

- EDOM, F., 2001: Moorlandschaften aus hydrologischer Sicht betrachtet (Kap. 5). In: Succow, M. und Joosten, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde, 2., völlig neu bearbeitete Auflage. Stuttgart. (E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung).
- EDOM, F. und D. WENDEL, 1998: Regeneration von hydrologischem Regime und Veränderungen der Vegetation im NSG Mothäuser Heide. Schriftenreihe der Sächsischen Akademie für Natur und Umwelt, Dresden, 3: Ökologie und Schutz der Hochmoore im Erzgebirge, 32-64.

Tabelle 4: Chemische Parameter des Torfes der Variante 2 im Untersuchungszeitraum 2005-2009 (Mittelwert ± Standardabweichung)

| Parameter | 2005 | 2006 | 2007 | 2009 |
|--|-----------------|----------------|----------------|-----------------|
| n | 4 | 4 | 4 | 4 |
| NH ₄ -N (g m ⁻² *) | 6.7 ± 2.6 (a) | 5.9 ± 3.0 (a) | 3.8 ± 2.8 (a) | 2.3 ± 0.2 (a) |
| NO ₃ -N (g m ⁻² *) | 0.5 ± 0.4 (a) | 0.4 ± 0.2 (a) | 0.2 ± 0.2 (a) | 0.08 ± 0.05 (a) |
| PO ₄ -P (g m ⁻² *) | 4.3 ± 0.5 (a) | 2.0 ± 0.4 (b) | 1.1 ± 0.2 (b) | 1.8 ± 0.2 (b) |
| N _t (%) | 1.4 ± 0.4 (a) | 1.7 ± 0.1 (a) | 1.5 ± 0.3 (a) | 1.3 ± 0.1 (a) |
| C _t (%) | 38.3 ± 10.5 (a) | 55.5 ± 4.0 (a) | 46.3 ± 1.9 (a) | 42.0 ± 2.6 (a) |
| C:N | 29 ± 2 (a) | 33 ± 3 (a) | 32 ± 6 (a) | 31 ± 2 (a) |
| pH | 3.4 ± 0.1 (a) | 3.5 ± 0.1 (a) | 3.6 ± 0.1 (a) | 3.5 ± 0.1 (a) |
| LF (μS cm ⁻¹) | 281 ± 100 (a) | 206 ± 53 (a) | 83 ± 16 (b) | 211 ± 9 (a) |

Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede der Jahre (p < 0,05, t-Test), * 20 cm Tiefe

NICK, K.-J., F.-J. LÖPMAIER, H. SCHIFF et al., 2001: Moorregeneration im Leegmoor/Emsland nach Schwarztorfabbau und Wiedervernässung: Ergebnisse aus dem E+E Vorhaben 80901001 des Bundesamtes für Naturschutz. -Angewandte Landschaftsökologie 38. Bonn - Bad Godesberg.

PFADENHAUER, J., 1998: Grundsätze und Modelle der Moorrenaturierung in Süddeutschland. -Telma 28: 251-272.

SCHMATZLER, E. und J. TÜXEN, 1980: Wiedervernässung und Regeneration von niedersächsischen Hochmooren in

ihrer Bedeutung für den Naturschutz. -Telma 10: 159-171.

SUCCOW, M. und H. JOOSTEN, 2001: Landschaftsökologische Moorkunde, 2., völlig neu bearbeitete Auflage. 622 S., Stuttgart (E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung).

TAUCHNITZ, N., K. OSTERLOH, S. BERNSDORF und R. MEISSNER, 2010: Veränderungen der Wasser- und Nährstoffdynamik eines entwässerten Moores im Nationalpark Harz nach Wiedervernässung. -Telma 40, im Druck.

Modified wick lysimeters for critical water use efficiency evaluation and yield crop modelling

Dario Mantovani^{1*}, Dirk Freese¹, Maik Veste² and Reinhard F. Hüttl^{1,3}

Summary

Short-rotation plantation for bioenergy production could be a valuable land management alternative for marginal land. Often extreme edaphic condition and aridity are characterizing these areas, thus conventional crops systems are in general economically not profitable. For the development of sustainable crop production detailed information about water consumption of bioenergy plants is required. For water use efficiency and fertilization regime evaluation of various potential bioenergy plants, a lysimeters system has been developed. Because it is crucial to maintain unsaturated conditions at the lysimeter bottom layer, a modified wick lysimeters (WL) prototype has been developed. Improved seepage and thus unsaturated condition at the bottom layer have been confirm for rockwool wick lysimeter (RWL), compared to a Pam lysimeter (PL).

Keywords: Bioenergy production, fast-growing trees, high conductive drainage extension, unsaturated conditions, yield-transpiration relation

Introduction

Climate change and alternative energy generation have become worldwide central topics in the last decades. They are moving up the European political agenda to encourage and promote an environmentally sustainable economy (EUROPEAN COMMISSION 2005). In particular the German Government has set itself the target of increasing the proportion of renewable energies in the electricity sector by 25 to 30 % by the year 2020. The cultivation of fast-growing plantations for energetic usage is especially attractive for post-mining areas (BÖHM et al. 2009) where soil reclamation practices are needed to re-establish soil productivity. Furthermore, due to the initial succession, woody species have a high benefit for restoration of landscapes (QUICKENSTEIN et al. 2009, DILLY et al. 2010, VESTE et al. 2010).

As the availability of water and nutrition is limiting the primary production (SINCLAIR et al. 2005), the optimization of these processes and interrelations with yield play a key role in agricultural systems. Currently, various simulation models have been developed for land management and crop production (e.g. STÖCKLE et al. 2003, JANSSON

and KARLBERG 2001). However, to improve their applicability and efficiency in existent situations, more tests are needed and experimental verification must be successfully applied under different environmental conditions. Lysimeter studies offer an appropriate way to describe and quantify the complexity of process involved in the soil-plant-atmosphere system. They are befitting for yield-transpiration relations determination and can be even use for woody species (BEN GAL et al. 2010). Furthermore, since the environmental condition of the lysimeter can be controlled, it can offer valuable information for model calibration and improvement (RAMSBECK et al. 1997, SCHOEN et al. 1999). At present, several lysimeter designs have been tested and satisfactory reviews of the different materials and methods have been done by WEIHERMÜLLER et al. (2007). As emphasized by BEN-GAL and SHANI (2002), a critical problem is that the saturation at the lysimeter bottom boundary can occur in relation to the system chosen. As a result, roots are exposed, to oxygen restraint and anaerobic processes may occur (KLOCKE et al. 1993). Unsaturated conditions at the lysimeter bottom layer have been obtained by actively maintaining the tension at the bottom (DERBY et al. 2002) or passively, by designing lysimeters deeper than the estimated root growth (ERVET et al. 2009). A practical solution is given by wick lysimeters (BEN-GAL and SHANI 2002, BRAHY et al. 2002, ZHU et al. 2002), in which a constant suction at the bottom layer is exerted by a high conductive drainage extension (HCDE). Since the suction is a function of the dimension and hydraulic conductivity of the HCDE, it can be designed for a wide range of soil types. In our work we present a modified lysimeter for low-cost investigations. We carried out critical comparison of the drainage performance of the rockwool wick lysimeter (RWL) versus Pam lysimeter (PL), as a function of soil water content variation at the lysimeter top and bottom layer.

Material and Methods

RWL and PL with relative automatized drip irrigation system prototypes have been arranged at the Brandenburg University of Technology in Cottbus (figure 1). A 70x50 cm polyethylene drum has been chosen to contain a sandy soil column at bulk density 1.3. On the RWL, to avoid saturation at the bottom layer, a polyethylene extension pipe filled with rockwool (Sonoroll 035, ROCKWOOL®) has been installed at the lysimeter bottom. HCDE dimensions

¹ Brandenburg University of Technology, Chair of Soil Protection and Recultivation, Konrad-Wachsmann-Allee 6, D-03046 COTTBUS

² CEbra - Centre for Energy Technology Brandenburg e.V., Friedlieb-Runge-Straße 3, D-03046 COTTBUS

³ Helmholtz-Centre Potsdam - German Research Centre for Geosciences (GFZ), Telegrafenberg, D-14473 POTSDAM

* Ansprechpartner: Dario Mantovani, mantdar2@gmail.com



Figure 1: Modified wick lysimeter and drip irrigation system

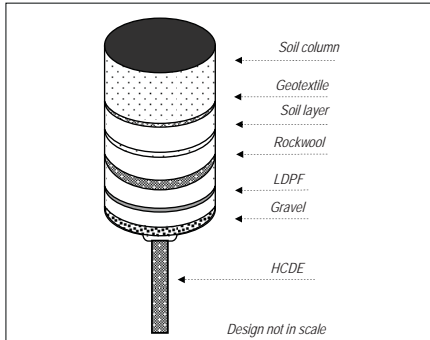


Figure 2: Schematic diagram of the lysimeter

(47 x 6.5 cm) and rockwool density (0.18 g cm^{-3}) have been calculated in relation to the soil column dimension and PSD (BEN-GAL and SHANI, 2002).

A funnel shaped bottom has been constructed, to avoid stagnancy by filling the lysimeter bottom with clean gravel, separated from the soil column by a low density polyethylene film (LDPF). Over the LDPF a 7 cm rockwool layer has been established, in connection to the HCDE, to expose the soil column bottom layer to the suction. Root growing into the drainage extension is prevented by fitting a roots stop geotextile (Landschaftsvlies, DELTA® - Herdecke). Flax continuity at the interlayer rockwool-geotextile is guaranteed by an interposed 5 cm soil layer.

On the PL, instead of the HCDE, on the bottom layer 5 cm of clean gravel have been fitted separated from the soil column only with the roots stop geotextile. Water input amounts were controlled by an automatic drip irrigation system. To avoid uncontrolled water input by rainfall we installed the lysimeter under a light-transmissive roof. Water storage and soil matrix potential variations have been determined at two depths (40 and 20 cm deep) respectively by a TDR (Time Domain Reflectometry) device (SM 200, Soil Moisture Sensor, Delta-T Devices, Cambridge) and a gypsum tensiometer (SIS, UMS, München). Soil water content along all the profile (every 10 cm) has been recorded on a weekly basis by a TDR profile probe (PR2/4w-02, Delta-T). Soil temperature has been recorded at 20 cm deep by a thermistor (SKTS 200, Skye Instruments Ltd, Powys).

Results and Discussion

Various tests were carried out to study the hydrological performance of the lysimeter. Differences between RWL and PL have been found in terms of water storage at the bottom layer, by subjecting the lysimeters to the same irrigation regime. Figure 3a, relative to the soil water content variation at 40cm deep, shows how RWL drainage system has kept the soil moisture content at the bottom layer (40

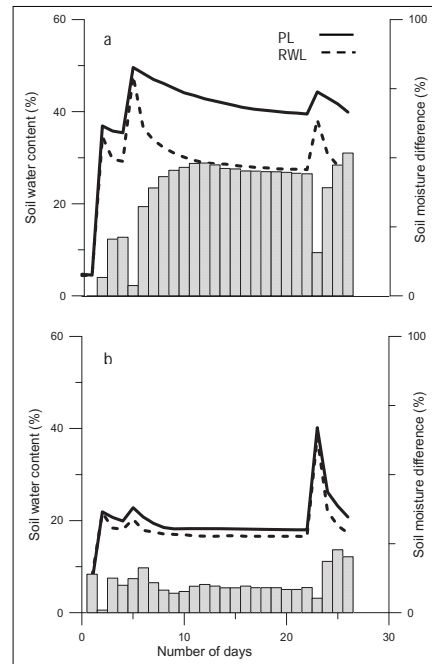


Figure 3: Soil water content variation and difference (%) between RWL and PL a) 40 cm deep b) 20 cm deep

cm) constantly under the PL soil moisture values. More in detail, the soil water content in RWL were 40% (arithmetic mean) lower than in PL, with a maximum value of 52% (figure 3a). Once the irrigation supply was stopped, the soil water content at the bottom layer decreased in RWL, at a rate evidently higher than in PL (figure 3a). On the upper layer (20 cm) instead, the difference in terms of water storage were less accentuated. After irrigation of RWL it was only 10% (arithmetic mean) less than in PL (figure 3b).

Our results show that the new developed wick lysimeter is a suitable tool for the determination of yield-transpiration relations of bioenergy crop. The data obtained in our experiments are in accord with those found in literature (ZHU et al. 2002). Wick lysimeters improve seepage, and thus promote unsaturated condition at the lysimeter bottom layer, due to the constant suction exert by the HCDE (BEN-GAL and SHANI 2002). The benefits on using WRL are the reduction of the soil profile deep that PL needed to have the same condition.

Besides after the set-up, WRL do not need the constant maintenance to the drainage apparatus that suction plate and suction cup lysimeter require. Furthermore, this lysimeter system will allow also investigating the impact of water quality (e.g. BEN-GAL et al. 2008) or the effects of fertilizers on plant growth and plant transpiration. Since RWL prototype together with the automatized drip irrigation system, during the tests demonstrate high drainage efficiency and low maintenance they will be adopted for our project. Water use efficiency and draught resistance of two fast growing trees specie will be investigated under different irrigation regimes. Furthermore fertilization rate optimization for an optimum yield is planned. Eco-physiological data obtained will be used for ecological model calibration and validation for yield modelling proposes.

Acknowledgements

Thanks to the International Graduate School of BTU Cottbus for the support of the PhD thesis of DM. We thanks Alon Ben-Gal (ARO, Gilat) and Gerhard Kast (UP GmbH, Cottbus) for their valuable comments on the design of the lysimeter

Reference

- BEN-GAL, A. and U. SHANI, 2002: A highly conductive drainage extension to control the lower boundary condition of lysimeters, *Plant and Soil*, Vol. 239, 9-17.
- BEN-GAL, A., U. YERMIYAHU, U. SHANI and M. VESTE, 2008: Irrigating table grapes in arid regions with low quality water: effects of salinity and excess boron. *Acta Horticulturae*, Vol. 792, 107-114.
- BEN-GAL, A., D. KOOLB, N. AGAM, G.E. VAN HALSEMA, U. YERMIYAHU, A. YAFE, E. PRESNOV, R. EREL, A. MAJDOP, I. ZIPORI, W. SEGAL, S. RÜGER, U. ZIMMERMANN, Y. COHEN, V. ALCHANATISE and A. DAG, 2010: Whole-tree water balance and indicators for short-term drought stress in non-bearing 'Barnea' olives. *Agric. Water Manage.* doi:10.1016/j.agwat.2010.08.008.
- BÖHM, C., A. QUINCKENSTEIN, D. FREESE and R.F. HÜTTL, 2009: Wachstumsvverlauf von vierjährigen Robinien. *AFZ-DerWald* 10, 532-533.
- BRAHY, V., M.C. HENAO TORO, F. GOOR, J.F. LEDENT and B. DELVAUX, 2002: Assessing passive capillary wick samplers for

monitoring resident nitrate concentration in real field, *Soil Use and Management* Vol. 18, 18-25.

- DILLY, O., S. NII-ANNANG, J. SCHRAUTZER, V. BREUER, E.M. PFEIFFER, W. GERWIN, W. SCHAAF, D. FREESE, M. VESTE and R.F. HÜTTL, 2010: Ecosystem manipulation and restoration on the basis of long-term conceptions. In: Müller, F.; Baessler, C.
- DELTA-T DEVICES LTD, 130 Low Road, Burwell Cambridge CB25 0EJ, UK, (Accessed 03/06/2010), www.delta-t.co.uk
- DELTA® LANDSCHAFTSVLIES, DÖRKEN GmbH & Co. KG., (Accessed 01/06/2010), http://www.doerken.de/bvF-en/
- DERBY, N. E., R.E. KNIGHTON and B.R. MONTGOMERY, 2002: Construction and performance of large soil core lysimeters, *Soil Science Society of American Journal*, Vol. 66, 1446-1453.
- EUROPEAN COMMISSION, 2005: Biomass action plan. Communication from the Commission of the European Communities, COM (2005)-628-final. Brussels, Belgium.
- EVETT, S.R., N.T. MAZAHRIH, M.A. JITAN, M.H. SAWALHA, P.D. COLAIZZI and J.E. AYARS, 2009: A weighing lysimeter for crop water use determination in the Jordan valley, *Jordan, American Society of Agricultural and Biological Engineers*, Vol. 52, 1, 155-169.
- KLOCKE, N.L., R.W. TODD, G.W. HERGERT, W.G. WATTS and A.M. PARKHURST, 1993: Design, installation, and performance of percolation lysimeters for water quality sampling, *Trans. ASABE*, Vol. 36, 429-435.
- JANSSON, P.E. and L. KARLBERG, 2001: Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere systems, *Royal Institute of Technology, Dept. of Civil and Environmental Engineering, Stockholm*, TRITA-AMI report 3087, 321pp.
- QUINCKENSTEIN, A., J. WÖLLECKE, C. BÖHM, H. GRÜNEWALD, D. FREESE, B.U. SCHNEIDER and R.F. HÜTTL, 2009: Ecological benefits of the alley cropping agroforestry system in sensitive regions of Europe, *Environmental Science & Policy*, Vol. 12, 1112-1121.
- RAMSBECK, M., U. FRANKO and U. STEINHARDT, 1997: Modelling of lysimeter data using the simulation model CANDY to interpret water and nitrogen flow, *First European Conference for Information Technology in Agriculture*, Copenhagen, June.
- SCHOEN, R., G.P. GAUDET and D.E. ELRICK, 1999: Modelling of solute transport in a large undisturbed lysimeter, during steady-state water flux, *Journal of Hydrology*, Vol. 215, 82-93.
- SKYE INSTRUMENTS LTD, 21, Ddole Enterprise Park, Llandrindod Wells, Powys LD1 6DF UK, (Accessed 05/06/2010) http://www.skyeinstruments.com/
- SINCLAIR, T.R., N.M. HOLDBROOK and M.A. ZWIENIECKI, 2005: Daily transpiration rates of woody species on drying soil, *Tree Physiology*, Vol. 25, 1469-1472.
- STÖCKLE, C.O., M. DONATELLI and R. NELSON, 2003: CropSyst, a cropping systems simulation model, *European Journal of Agronomy*, Vol. 18, 289-307.
- UMS GmbH, Gmunder Str. 37, D-81379 München Germany, (Accessed 03/06/2010), http://www.ums-muc.de
- VESTE, M., C. BÖHM, A. QUINCKENSTEIN and D. FREESE, 2010: Biological fixation of atmospheric nitrogen by Robinia pseudoacacia L. in short-rotation plantations on post-mining sites in Lower Lusatia (Brandenburg, NE Germany). *Verh. Ges. Ökol.* 40, 313.
- WEIHERMÜLLER, L., J. SIEMENS, M. DEURER, S. KNOBLAUCH, H. RUPP, A. GÖTTLEIN and T. PÜTZ, 2007: In Situ Soil Water Extraction: A Review, *Journal of Environmental Quality*, Vol. 36, 1735-1748.
- ZHU, Y., R.H. FOX and J.D. TOTH, 2002: Leachate collection efficiency of zero-tension pan and passive capillary fiberglass wick lysimeters, *Soil Science Society of American Journal*, Vol. 66, pp. 37-43.

Lysimeter im Einsatz bei Deponieabdeckungen

Erwin Murer¹* und Hannes Wagenhofer¹

Zusammenfassung

Nach Ende der Ablagerungsphase ist auf Deponien eine Oberflächenabdeckung herzustellen. Unter bestimmten Voraussetzungen besteht die Möglichkeit, anstatt einer Oberflächenabdichtung eine Bodenwasserhaushaltsschicht anzufertigen. Die Überprüfung der Sickerwasseremenge kann über Lysimeter oder Druckpotential- und Wassergehaltssensoren erfolgen. Aus fachlichen und wirtschaftlichen Gründen wurde ein Schwerkraftlysimeter errichtet und in Betrieb genommen.

Einleitung

Nach Ende der Ablagerungsphase ist nach DEPONIEVERORDNUNG (2008) bei allen Deponien eine Oberflächenabdeckung herzustellen, welche Rekultivierbarkeit und Erosionsschutz gewährleisten muss. Bei Inertabfall-, Baurestmassen-, Reststoff- und Massenabfalldeponien muss die Oberflächenabdeckung zur Minimierung des Niederschlagsintrages über eine Oberflächendichtung und eine Oberflächenentwässerung oder eine Wasserhaushaltsschicht verfügen. Bei Kompartimenten, in denen Abfälle mit hohen biologisch abbaubaren Anteilen abgelagert wurden, insbesondere Siedlungsabfällen, ist zur Steuerung des Wasserhaushaltes und zur Steigerung des Erfassungsgrades von Deponiegas eine temporäre Oberflächenabdeckung auf maximal 20 Jahre zu errichten. Danach ist eine endgültige Oberflächenabdeckung herzustellen. Diese kann als Wasserhaushaltsschicht ausgeführt werden. Eine Wasserhaushaltsschicht muss nachweislich bestimmte Kriterien erfüllen. Unter anderem ist der Niederschlagsintrag in den Deponiekörper so zu minimieren, dass die jährliche Deponiesickerwasserneubildungsrate weniger als 5% des Jahresniederschlags beträgt. Dieser Wert ist jährlich zu bestimmen und spätestens fünf Jahre nach erfolgter Aufbringung der Oberflächendichtung einzuhalten. Andernfalls ist die Oberflächendichtung durch geeignete Maßnahmen zu verbessern. Als Bemessungsgrundlage ist der mittlere Jahresniederschlag der vergangenen fünf Jahre heranzuziehen. Die Einhaltung des Grenzwertes ist über den gesamten weiteren Nachsorgezeitraum jährlich nachzuweisen. Kann am Standort auch durch eine Rekultivierungsschicht mit der Funktion einer Wasserhaushaltsschicht (Evapotranspirationsschicht) erreicht werden, so ist diese Art der Oberflächenabdeckung bei Inertabfalldeponien und Deponien für nicht gefährliche Abfälle unter folgenden Bedingungen zulässig:

Die geforderte Sickerwasserminimierung ist durch Versuche und Modellrechnungen (insbesondere mittels

Summary

After the setting phase of a waste deposit area a surface covering has to be built. Under certain conditions it is possible to put up a soil water balance cover instead of a sealed surface cover. The amount of seepage water can be measured by lysimeters or soil water tension and soil water sensors. For technical and economic reasons, a gravitation lysimeter was built and put into operation.

langjähriger Niederschlagssimulation und Berechnung der entsprechenden Saugspannungs- und Feldkapazitätswerte) nachzuweisen. Die Funktionsweise der Wasserhaushaltsschicht ist in situ durch Einbau und Betrieb von Lysimetern oder Druckpotential- und Wassergehaltssensoren an repräsentativen Stellen zu überwachen (DEPONIEVERORDNUNG 2008).

Material und Methoden

Vom Auftraggeber wurden zwei Materialien für einen möglichen Aufbau einer Wasserhaushaltsschicht vorgegeben. Von diesen beiden Materialien wurden die Kennwerte Korn- und Porengrößenzusammensetzung und der Humusgehalt bestimmt. Die Berechnungen des Bodenwasserhaushaltes bzw. der Ausickerungsraten für Profile mit variabler Mächtigkeit und variablen Materialeigenschaften erfolgen mit dem Modell STOTRASIM (FEICHTINGER 1988). Daraus abgeleitet ergaben sich die Materialentscheidungen und die Anforderungen an das Profil der Wasserhaushaltsschicht.

Für die Überwachung der Funktionsweise der Wasserhaushaltsschicht wurde ein einfaches und kostengünstiges Schwerkraftlysimeter mit einer quadratischen Oberfläche von 10 m² und einer Tiefe von 1 m entwickelt (*Abbildung 1* und *2*). Die Umrandung besteht aus einer Folie aus Kautschuk (Stärke 1,3 mm) mit einer verschweißten Rohrmanschette als Auslauf an einer Ecke. Das Sickerwasser wird über einen Kippzähler erfasst. Der Kippzähler misst einen Durchfluss von bis zu 5 Liter pro Minute mit einer Auflösung von 100 ml. Das Signal aus dem Kippzähler wird über ein Instrument zur Signalerfassung aufgezeichnet und über GPRS an einen Server gesendet.

Ergebnisse

Die Simulationsberechnungen ergaben, dass die Anforderungen an eine Wasserhaushaltsschicht bezüglich des

¹ Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Pollnbergstraße 1, A-3250 PETZENKIRCHEN

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

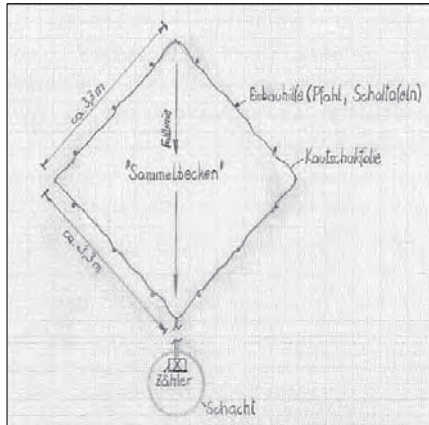


Abbildung 1: Schematischer Grundriss des Schwerkraftlysimeters

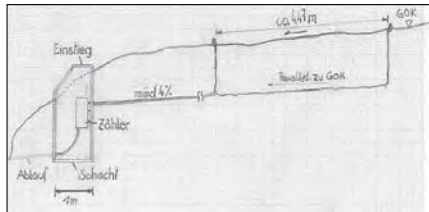


Abbildung 2: Schematischer Aufriss des Schwerkraftlysimeters

Sickerwasseranfalls von maximal 5% des Jahresniederschlags grundsätzlich für eines der zwei vom Auftraggeber vorgegebenen Materialien erfüllt werden können. Zur Abschätzung der Profilmächtigkeit wurden zwei unterschiedliche Varianten ausgewertet. Es wurde einerseits der Sickerwasseranfall im ungünstigsten Jahr für den Betrachtungsraum 1980 bis 2009 ausgewertet und andererseits die Variante der letzten fünf Jahre betrachtet. Die erforderliche Profilmächtigkeit beträgt für das empfohlene Material mindestens 80 cm. Die angeführten Profilstärken beziehen sich auf den Endzustand. Bei der Errichtung der Wasserhaushaltsschicht ist auf die Vermeidung von Gefügeschäden zu achten (REKULTIVIERUNGSRICHTLINIE 2009). Das Schwerkraftlysimeter wurde Mitte September 2010 eingebaut und in Betrieb genommen. Die Kosten des Lysimeters inklusive Einbau und Datenübertragung betragen etwa € 5.000,-.

Diskussion

Die Funktionsweise einer Wasserhaushaltsschicht kann in situ durch Einbau und Betrieb von Lysimetern oder Druckpotential- und Wassergehaltssensoren an repräsentativen Stellen überwacht werden. Der Betrieb und die Auswertung von Messdaten aus Druckpotential- und Wassergehaltssensoren sind sehr arbeitsaufwendig und erfordern ein umfassendes fachliches Wissen und Erfahrung auf dem Fachgebiet des Bodenwasserhaushaltes. Die Sensoren erfassen den Bodenwasserhaushalt nur in einem sehr begrenzten Bodenvolumen. Bei mehrfach Wiederholungen sind die Sensoren der entscheidende Kostenfaktor, aber auch die umfassende Datenmenge ist nicht zu unterschätzen. Es können nur zeitlich hoch aufgelöst, indirekte Kennwerte gemessen werden aus denen die Sickerwassermenge rechnerisch ermittelt wird. Ein Schwerkraftlysimeter in einer entsprechenden Größe erfasst bei fachgerechter Ausführung die Unregelmäßigkeiten bezüglich Boden und Vegetation. Ebenso verringern sich mit zunehmender Größe auch die Randeffekte. Mit einem Lysimeter wird jene Größe, also die Sickerwassermenge direkt gemessen, die für die Bewertung benötigt wird. Der gestörte Einbau im Lysimeter entspricht auch den Gegebenheiten der Errichtung der Wasserhaushaltsschicht.

Literatur

- DEPONIEVERORDNUNG, 2008: 39. Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich. Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (Deponieverordnung 2008).
- FEICHTINGER, F., 1998: STOTRASIM – Ein Modell zur Simulation der Stickstoffdynamik in der ungesättigten Zone eines Ackerstandortes. Modelle für die gesättigte und ungesättigte Bodenzone. Schriftenreihe BAW, 7, 14-41.
- REKULTIVIERUNGSRICHTLINIE, 2009: Richtlinien für die sachgerechte Bodenrekultivierung land- und forstwirtschaftlich genutzter Flächen. Fachbeitrag für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz. Arbeitsgruppe Bodenrekultivierung. BMLFUW, Wien, <http://www.ages.at/index.php?id=5803>.



Abbildung 3: Blick auf die Lysimeteroberfläche nach dem Einbau

Consequences of climate change on ecosystem functions, water balance, productivity and biodiversity of agricultural soils in the Pannonian area

Helene Berthold¹, Andreas Baumgarten^{1*}, Franz Hadacek², Gert Bachmann²,
Alexander Bruckner³, Janet Wissuwa³, Johann Zaller³, Erwin Murer⁴, Hannes Hösch¹,
Barbara Kitzler⁵ und Kerstin Michel⁵

Up to now, a number of publications have highlighted the possible effect of climatic changes on certain soil properties, but a comprehensive view of the soil-plant system as a basis for further recommendations is still missing. Especially in the light of the provision of food security, it seems necessary to improve this knowledge especially at individual sites to enable the development of sound adaptation strategies. In the course of a project funded by the ACRP, data with regard to possible changes in the soil - plant system due to changing climatic conditions, namely lasting drought and heavy rain events will be improved, models for the prediction of these changes will be developed or adopted. Apart from the "traditional" tasks of lysimeter studies like soil hydrology or

mass transport, a main focus will be laid on soil biological parameters and GHG emissions. The experiment will be carried out at the lysimeter station of AGES, comprising the three main soil types of the pannonian production area (calcaric phaeozem, IS – S; gleyic phaeozem, L – sU; calcic chernozem, IU – sU) in six repetitions each. The lysimeter station will be covered by an automatic, rain sensor driven coverage to allow a simulation of the precipitation according to average conditions compared to lasting drought, interrupted by heavy rainfall.

Dieses Projekt wird aus Mitteln des Klima- und Energiefonds gefördert und im Rahmen des Programmes "ACRP" durchgeführt.



¹ Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit, Spargelfeldstraße 191, A-1220 WIEN

² Universität Wien, Biozentrum, Althanstraße 14, A-1090 WIEN

³ Universität für Bodenkultur, Gregor-Mendel-Straße 33, A-1180 WIEN

⁴ Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt, Pollnbergstraße 1, A-3252 PETZENKIRCHEN

⁵ Bundesamt und Forschungszentrum für Wald, Seckendorf-Gudent-Weg 8, A-1131 WIEN

* Ansprechpartner: Dr. Andreas Baumgarten, andreas.baumgarten@ages.at

Soil Erosion Assessment of Soil Organic Carbon loss from Sloped Lands

Cho Hee-Rae^{1*}, Seung-Hun Hyun², Sang-Keun Ha¹, Kyung-Hwa Han¹,
Sang-Ho Jeon¹ and Hyen-Chung Chun¹

Summary

Soil loss from sloped lands induces soil degradation by removing soil nutrients from soil surface and aggravating soil physical properties. The soil loss affects directly water quality in reservoirs. Soil organic carbon (SOC) improves soil physical and chemical properties by increase in aggregation and nutrient availability within soils. SOC is vulnerable to soil erosion because of relatively smaller bulk density and its location at the soil surface. It is important to evaluate the amounts of SOC loss from different soil properties and planting crops. The objective of this study was to assess the amounts of SOC loss from the sloped land during rainfall season. The experimental site was located on steep land with the slope of 15% in Suwon, Korea. The investigation was conducted during 2010. There was no planting crop on one plot, while soybean and Chinese cabbage were planted on the second and third plots, respectively. The organic carbon was measured from soil samples using Turin's method and from runoff using TOC analyser after filtering <0.45µm (Sievers 900, USA). Total amount of organic carbon was 1,013.9 kg ha⁻¹ in plot with loam, 689.9 kg ha⁻¹ in plot with clay loam and 472.9 kg ha⁻¹ in plot with sandy loam on the bare soil. The concentrations were 2.7 ppm in plot with clay loam, 2.2 ppm in plot with sandy loam and 2.0 ppm in plot with loam.

Keywords: soil erosion, soil organic carbon, lysimeter

Introduction

Soil erosion is a natural geological phenomenon, but makes severe soil degradation especially in arable land. The accelerated soil erosion by agriculture activity aggravates soil quality related to reducing nutrient and degrading soil structure. Soil organic carbon (SOC) is important in terms of soil physical characteristic like porosity and aggregate stability (LE BISSONNAIS and ARROUAYS 1997, RHOTON et al. 2002) and also affects nutrient availability (SCHIETTECATTE et al. 2008). Soil organic carbon is one of the first soil constituents removed by erosion since

it is of relatively low density and is concentrated near the soil surface (LUCAS et al. 1997). Although the loss of nutrient is compensated for by input of fertilizer, the loss of organic C (OC) is not easily restored (SCHIETTECATTE et al., 2008). Whereas the studies on estimate of soil erosion have been carried a lot, erosion-induced soil organic carbon loss is poorly quantified. The purpose of this study was to quantify OC loss from the erosion on a sloped land under rainfall. The experiment was conducted on the lysimeter plots located on the slope with three textures to find an influence of soil texture on the erosion and OC. The objectives were to determine concentration and total amount of OC.

Material and Methods

The study was conducted on the lysimeter plot located at the National Academy of Agricultural Science (NAAS) in Suwon, Korea (37° 16' 42.67" N, 126° 59' 0.11" E) between May to September in 2010. The plot had a 15% slope and was partitioned respectively, which of each plot is 5m in length and 2m wide. Each plot was excavated and filled with 10 high gravels at the bottom of the plot. Sands were filled on top of the gravel layer and then three different soil textures were filled up to the surface of all plots. Each plot has one of three textural types: clay loam, loam and sandy loam. The collector of runoff was positioned at the end of the plot, linked with bowl to empty through pipe. Soybean and Chinese cabbage were planted on the second and third plots, respectively. These crops were selected because they are widely planted in Korea. After each rainfall event ceased, the amount of runoff and soil loss were measured from each plot. The eroded soil was dried and then weighed. And then it was sieved by 2mm for analysis of OC.

Rainfall data were obtained from the Korea meteorological information portal service system. The EI₃₀ was calculated using RUSLE (RENARD et al. 1997). The procedure was defined as:

$$EI_{30} = \sum(KExR) \times I_{30} \text{ (MJ}\cdot\text{mm/ha/h)} \quad (1)$$

Table 1. Monthly rainfall and EI₃₀

| Month | May | June | July | August | September | Total |
|---|------|-------|-------|--------|-----------|--------|
| Precipitation (mm month ⁻¹) | 79.5 | 90.2 | 199 | 319 | 355.9 | 1043.6 |
| EI ₃₀ (MJ mm ha ⁻¹ hr ⁻¹) | 71.5 | 115.4 | 740.9 | 1212.4 | 2300.8 | 4441.0 |

¹ Division of Soil and Fertilizer Management, National Academy of Agricultural Science, SUWON, Korea

² Division of Environmental Science & Ecological Engineering, Korea University, SEOUL, Korea

* Ansprechpartner: Cho Hee-Rae, chohr519@korea.kr

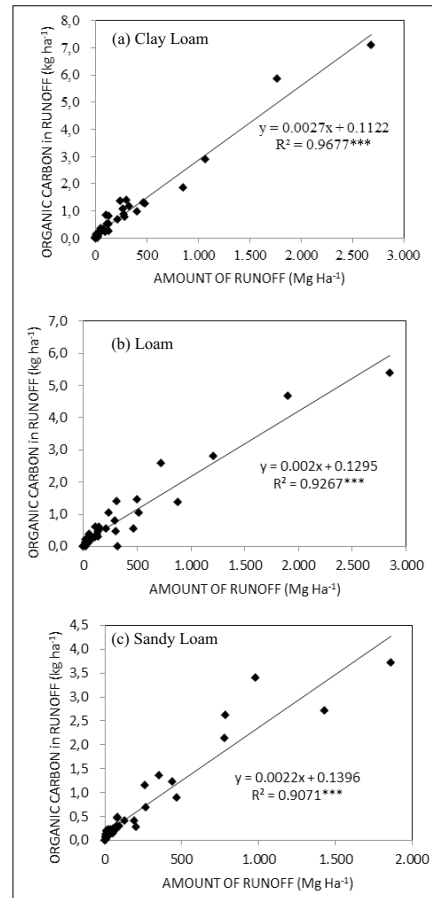


Figure 1. Relationship of amount of runoff and organic carbon per event for the soil texture. ($p < 0.001$)

$$KE = 0.119 + 0.0873 \log I \quad (2)$$

where KE is the kinetic energy (MJ/ha/mm), R is rainfall amount (mm) and I is rainfall intensity (mm/h). The organic carbon was measured from soil samples using Turin's method and from runoff using TOC analyser after filtering $< 0.45 \mu\text{m}$ (Sievers 900, USA). Relationships between the amount of runoff and organic carbon in runoff were analyzed by using SAS statistics.

Results and Discussion

During the study there was 1,043 mm, rainfall amount and $4,441 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ hr}^{-1}$, EI_{30} (Table 1). Total amount of sediment was most in plot with loam (70.7 Mg ha^{-1}) and least in plot with sandy loam (37.5 Mg ha^{-1}) for the bare soil. Total runoff amount was same trend with sediment in plot with loam (617.8 mm) and in plot with sandy loam (477.5 mm) for the bare soil plot (Table 2). In the crop plot, total amount of sediment and runoff was higher on the Chinese cabbage plot than soybean plot. This difference is resulted from mainly cropping period, which is Chinese cabbage is cultivated on May to June and September to the start of November in Korea. Amount of organic carbon was most in plot with loam and most in plot with Chinese cabbage from both of sediment and runoff. Total amount of organic carbon was $1,013.9 \text{ kg ha}^{-1}$ in plot with loam, 689.9 kg ha^{-1} in plot with clay loam and 472.9 kg ha^{-1} in plot with sandy loam on the basis of bare soil. The amount of runoff and organic carbon in runoff per event was correlated for plots with three textures (Figure 1). This outcome reflects that the amount of organic carbon is related to the amount runoff directly. The concentrations were 2.7 ppm in plot with clay loam, 2.2 ppm in plot with sandy loam and 2.0 ppm in plot with loam. The difference of concentrations is slightly, but the value was highest in clay loam. This study showed the quantity of loss of organic carbon and the relationship amount of organic carbon in runoff and of runoff on the sloped land with different soil texture and crops under rainfall. Concentrations difference among plot with soil texture is related to soil physiochemical properties of soil aggregate, infiltration, residue, CEC. In this sense, future researches need to focus on the relations of loss of organic carbon and soil properties.

Literature

- LE BISSONNAIS, T. and D. ARROUAYS, 1997: Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: 2. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents. *Eur. J. Soil Sci.* 48:39-48.
- LUCAS, R.E., J.B. HOLTMAN and L.J. CONNOR, 1977: Soil carbon dynamics and cropping practices. In W. Lockeretz (ed.) *Agriculture and energy*. Academic Press, New York.
- RENARD, K.G., G.R. FOSTER, G.A. WEESIES, D.K. MCCOOL and D.C. YODER, 1997: Predicting soil erosion water: A guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE). *Agric. Handbook No. 703*. U.S. Dept. Agric., Washington DC, USA.
- RHOTON, F.E., M.J. SHIPITALO and D.L. LINDBO, 2002: Runoff and soil loss from Midwestern and southeastern US silt loam soils as affected by tillage practice and soil organic matter content. *Soil Tillage Res.* 66:1-11.
- SCHIETTECATTE, W., D. GABRIELS, W. CORNELIS and G. HOFMAN, 2007: Enrichment of organic carbon in sediment transport by interrill and rill erosion processes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71:50-55.

Table 2. The total amount of sediment and runoff organic carbon loss from the plot for soil texture and crops for the experiment period

| Plot | Treatment | Sediment (Mg ha ⁻¹) | Runoff (mm) | Amount of organic carbon (kg ha ⁻¹) | | |
|------------|-----------------|---------------------------------|-------------|---|--------|---------|
| | | | | Sediment | Runoff | Total |
| Clay Loam | Bare soil | 60.5 | 572.0 | 673.7 | 16.2 | 689.9 |
| | Chinese cabbage | 12.8 | 364.8 | 196.4 | 12.8 | 209.2 |
| | Soybean | 0.9 | 149.2 | 18.6 | 4.6 | 23.2 |
| Loam | Bare soil | 70.7 | 617.8 | 1,001.6 | 12.3 | 1,013.9 |
| | Chinese cabbage | 31.5 | 435.4 | 556.9 | 12.8 | 569.6 |
| | Soybean | 1.6 | 181.9 | 24.1 | 5.0 | 29.1 |
| Sandy Loam | Bare soil | 37.5 | 477.5 | 460.0 | 12.9 | 472.9 |
| | Chinese cabbage | 8.0 | 294.2 | 98.9 | 7.7 | 106.6 |
| | Soybean | 0.0 | 127.9 | 0.5 | 4.7 | 5.2 |

