

Vol.58 No. 4 12.2008

Landbauforschung *vTI Agriculture and Forestry Research*



Bundesministerium für
Ernährung, Landwirtschaft
und Verbraucherschutz

Landbauforschung

Landbauforschung (vTI Agriculture and Forestry Research) ist ein wissenschaftliches Publikationsorgan des Johann Heinrich von Thünen-Instituts (vTI), Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei. Die Zeitschrift wird vom vTI herausgegeben und erscheint vierteljährlich. Sonderhefte erscheinen nach Bedarf.

In der Zeitschrift werden Forschungsergebnisse aus der Ressortforschung des BMELV mit Bezug zur Land- und Forstwirtschaft und den Ländlichen Räumen veröffentlicht, einschließlich Forschungsergebnissen aus Kooperationsprojekten, an denen das vTI beteiligt ist.

Die Landbauforschung ist eine multidisziplinär ausgerichtete Zeitschrift, die die verschiedenen Facetten der Agrar- und Forstwissenschaft einschließt und besonderes Augenmerk auf deren interdisziplinäre Verknüpfung legt.

Englischsprachige Beiträge sind erwünscht, damit die Forschungsergebnisse einem möglichst breiten wissenschaftlichen Diskurs zugeführt werden können.

Für den Inhalt der Beiträge sind die Autoren verantwortlich. Eine Haftungsübernahme durch die Redaktion erfolgt nicht.

Mit der Einsendung von Manuskripten geben die Verfasser ihre Einwilligung zur Veröffentlichung. Die von den Autoren zu beachtenden Richtlinien zur Einreichung der Beiträge sind unter www.vti.bund.de oder bei der Geschäftsführung erhältlich. Das exklusive Urheber- und Verwertungsrecht für angenommene Manuskripte liegt beim vTI. Es darf kein Teil des Inhalts ohne schriftliche Genehmigung der Geschäftsführung in irgendeiner Form vervielfältigt oder verbreitet werden.

Herausgeber

Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI)

Gutachtergremium

Siehe 3. Umschlagseite

Schriftleitung

Prof. Dr. Folkhard Isermeyer

Geschäftsführung

Dr. Matthias Rütze
Tel. 040 · 739 62 - 247
Leuschnerstraße 91
21031 Hamburg, Germany
landbauforschung@vti.bund.de
www.vti.bund.de

ISSN 0458-6859

Alle Rechte vorbehalten.

vTI Agriculture and Forestry Research

Landbauforschung (vTI Agriculture and Forestry Research) is the scientific journal of the Johann Heinrich von Thünen Institute (vTI), Federal Research Institute for Rural Areas, Forestry and Fisheries. The journal is published quarterly by the vTI. Special issues are published additionally.

The journal publishes research results under the auspices of the German Ministry of Food, Agriculture and Consumer Protection (BMELV). Articles bear relevance to agriculture and forestry, as well as to rural areas, and include reports on cooperative projects involving the vTI.

vTI Agriculture and Forestry Research is a multidisciplinary journal, encompassing the various facets of this field of research and placing a particular emphasis on interdisciplinary linkages.

English language contributions are desired so that the research results can achieve as broad a scientific discourse as possible.

The authors are responsible for the content of their papers. The publishers cannot assume responsibility for the accuracy of articles published.

With the submission of a manuscript, the author grants his or her permission for publication. Authors are requested to follow the guidelines for submission found at www.vti.bund.de or available from the management.

The vTI retains exclusive copy and usage rights for accepted manuscripts. No portion of the content may be duplicated or distributed in any form without the written permission of the publisher.

Publisher

Johann Heinrich von Thünen Institute (vTI)

Editorial Board

Directors of vTI-Institutes

Editor in Chief

Prof. Dr. Folkhard Isermeyer

Managing Editor

Dr. Matthias Rütze
Phone + 49 - 40 · 739 62 - 247
Leuschnerstraße 91
21031 Hamburg, Germany
landbauforschung@vti.bund.de
www.vti.bund.de

ISSN 0458 – 6859

All rights reserved.

Nicole Wellbrock and Andreas Bolte

Carbon sequestration potential of soils in commercial forests in Germany – contribution of National Forest Monitoring to the advancement of knowledge

247 Kohlenstoff-Sequestrierungspotentiale forstwirtschaftlich genutzter Böden in Deutschland - Beitrag des nationalen forstlichen Umweltmonitorings zur Kenntniserweiterung

Ludger Grünhage and Hans-Dieter Haenel

PLATIN (PLant-ATmosphere INteraction) - a model of biosphere/atmosphere exchange of latent and sensible heat, trace gases and fine-particle constituents

253 PLATIN (PLant-ATmosphere INteraction) - ein Modell zur Bestimmung des Austausches von latenter und fühlbarer Wärme, Spurengasen und Schwebstaubinhalstoffen zwischen bodennaher Atmosphäre und Phytosphäre

Ewald Schnug, Silvia Haneklaus, Kerr C. Walker, Robin L. Walker und Gerold Rahmann

Mögliche Synergie-Effekte zwischen Landwirtschaft und Naturschutz unter den Bedingungen des Klimawandels

267 Potential synergistic effects between agriculture and nature conservation under the constraints of climate change

Christina Werner, Klaas Dietze und Albert Sundrum

Umsetzung eines Tiergesundheitsplanes auf ökologisch wirtschaftenden Ferkelerzeugerbetrieben in Deutschland

271 Implementation of animal health plans in organic sow herds in Germany

Keith Betteridge, Ewald Schnug and Silvia Haneklaus

Will site specific nutrient management live up to expectation?

283 Kann variable Düngung den Erwartungen gerecht werden?

Torsten Hinz, Stefan Linke, Richard Eisenschmidt, Hans-Joachim Müller, Kristina v. Bobrutski

Small scale dispersion of ammonia around animal husbandries

295 Kleinräumige Ausbreitung von Ammoniak in der Nähe von Tierhaltungen

Hans Marten Paulsen

**Mischfruchtanbausysteme mit Ölpflanzen im ökologischen Landbau
2. Ertragsstruktur des Mischfruchtanbaus von Lein (*Linum usitatissimum* L.)
mit Sommerweizen, Hafer oder Leindotter**

307 Organic mixed cropping systems with oilseeds
2. Yields of mixed cropping systems of linseed (*Linum usitatissimum* L.) with spring wheat, oats or false flax

Carbon sequestration potential of soils in commercial forests in Germany – contribution of National Forest Monitoring to the advancement of knowledge

Nicole Wellbrock* and Andreas Bolte*

Abstract

In Germany, National Forest Monitoring is based on a system of representative areas surveyed in the National Soil Condition Survey (BZE) and in detailed case studies (Level-II) of processes within forests. This complex monitoring system is appropriate for Germany's greenhouse gas reporting (THG 2008 to 2012). The representative BZE plots can be used to obtain regional data for the National Carbon Stock Inventory. Here, an approach adopting a combination of geostatistics and regression analysis is preferred.

The difficulty of showing the statistical significance of expected small changes while carbon stocks are generally high is one of the major challenges in carbon stock monitoring. However, through intensive preparation and cooperation with the forestry authorities responsible in each of the federal states, the errors incurred in determining changes in carbon stocks in forest soils, which must be stipulated in greenhouse gas monitoring, could be minimised.

In contrast to the detailed soil case studies, in which essentially the sources of error occur repeatedly in carbon stock change calculations, the BZE data can be stratified to form plots with homogenous properties, thereby reducing the standard error of estimate. Subsequently, the results of the stratification are projected across Germany, the reporting unit for greenhouse gas monitoring. As greenhouse gas reporting follows a different time frame from that of the BZE survey, models need to be applied which can be calibrated at the intensive sites (Level II/ LIFE+) and transferred to the BZE plots for spatial interpolations using key processes and/or key parameters.

Keywords: Soil, carbon sequestration, forest monitoring, Germany

Zusammenfassung

Kohlenstoff-Sequestrierungspotentiale forstwirtschaftlich genutzter Böden in Deutschland - Beitrag des nationalen forstlichen Umweltmonitorings zur Kenntniserweiterung

Das nationale forstliche Umweltmonitoring stellt ein System aus flächenrepräsentativer Erhebung der bundesweiten Bodenstandserhebung (BZE) und prozessorientiertem Intensivmonitoring an 89 Level II-Flächen dar. Dieses komplexe System ist für die Treibhausgas-Berichterstattung (THG 2008 bis 2012) Deutschlands geeignet. Die flächenrepräsentativen BZE-Punkte können zur Regionalisierung der bundesweiten Kohlenstoff (C-)Vorräte genutzt werden. Als Ansatz hierzu wird eine Kombination aus Geostatistik und Regressionsanalyse bevorzugt.

Die Schwierigkeit bei hohen C-Vorräten, die zu erwartenden geringen Veränderungen statistisch abgesichert nachzuweisen, stellte eine der größten Herausforderungen dar. Durch intensive Vorbereitungen und Kooperation mit den zuständigen forstlichen Behörden in den Ländern, können jedoch die im Rahmen des Treibhausgas-Monitorings zu berichtenden Fehler der Kohlenstoffvorratsveränderung in Waldböden minimiert werden.

Die BZE bietet – im Gegensatz zu bodenkundlichen Fallstudienuntersuchungen, bei denen grundsätzlich dieselben Fehlerquellen bei der Herleitung von Veränderungen auftreten, die Möglichkeit der Herleitung von Veränderungen auf der Basis größerer Kollektive von Stichprobeneinheiten und damit der Reduktion des Standardfehlers der Schätzung. Die Berechnung der Veränderung an den BZE-Punkten wird stratifiziert erfolgen; die Ergebnisse werden aber nachfolgend für das gesamte Bundesgebiet als Berichtseinheit für das THG-Monitoring hochgerechnet. Da die Berichterstattung für das THG andere Zeiträume vorsieht, als der jetzige Erhebungszeitraum der BZE, sollen Modelle eingesetzt werden. Diese Modelle können an den Intensivstandorten Level II kalibriert werden und mit Hilfe von Schlüsselprozessen /-parametern auf die BZE-Punkte übertragen werden zur räumlichen Interpolation.

Schlüsselworte: Boden, Kohlenstoffsequestrierung, forstliches Umweltmonitoring, Deutschland

* Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Federal Research Institute for Rural Areas, Forestry and Fisheries, Institute of Forest Ecology and Forest Inventory Alfred-Möller-Straße 1, D-16225 Eberswalde, Germany, nicole.wellbrock@vti.bund.de, andreas.bolte@vti.bund.de

1 Introduction

In December 2006, the German government opted to manage forests as carbon sinks to reduce greenhouse gas emissions in accordance with Article 3.4 of the Kyoto Protocol. The National Forest Monitoring data contribute to the fulfilment of these reporting commitments.

The National Soil Condition Survey (BZE) and the European intensive monitoring Level II enable changes in carbon stocks in German forest soils to be derived nationwide for the period between two inventories (BZE: 15 years). Models can be applied to calculate annual changes in carbon stock for the years 2008 and 2012 (Kyoto Protocol Art. 3.4).

In particular, establishing the statistical reliability of carbon stock changes presents a difficult task. In the event of a high C stock, relatively small changes in carbon are difficult to prove, particularly in view of the large spatial heterogeneity of carbon stocks in forest soils (Liski et al., 2002; Baritz and van Ranst, 2006). In contrast to other European countries, forest monitoring is a state responsibility in Germany. This is reflected in the organisation of the BZE. The states are responsible for the field surveys and laboratory analysis involved in the monitoring process, while the Institute of Forest Ecology and Forest Inventory is responsible for national coordination and federal evaluation for forest stands.

In the following report, the opportunities and limitations for determining the national carbon stock and carbon stock changes from forest monitoring are shown.

2 National Forest Monitoring

National Forest Monitoring constitutes a system of representative areas surveyed in the National Soil Condition Survey (BZE) and the intensive monitoring of forest ecosystem processes of 89 Level II plots (figure 1).

The BZE characterises the condition of forest soils, identifies changes in forest condition since the first inventory, and answers any new research questions, e.g., about carbon inventory. The BZE represents a national, systematic sampling inventory of the condition of forest soils. The first BZE inventory (BZE I: 1987 to 1993) was carried out on a systematic 8 x 8 km grid on the same sampling plots adopted in the Forest Condition Survey (WZE). In some areas the network of sampling plots involves 1900 grid points. The first BZE I field survey was repeated after 15 years, between 2006 and 2008, by the national and the state authorities in cooperation. Afterwards, extensive laboratory and statistical analyses were conducted.

The European Intensive Monitoring (EU Level II) was initiated by the UN/ECE, and co-financed by the EU. In 1995, the German states began establishing the 89 Level II sites,

and have investigated them continually since then. This task was coordinated by the Institute of Forest Ecology and Forest Inventory, which now acts as a national data centre with the aim of developing hypotheses for cause-effect relationships in forest ecosystems. The soil condition is surveyed every 15 years as part of the Level II monitoring.

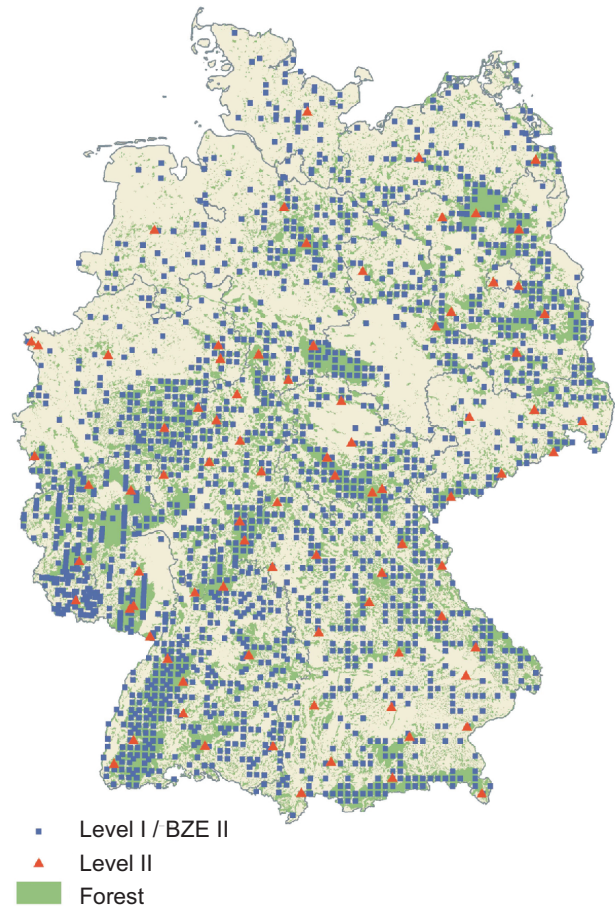


Figure 1:
Location of Level II and BZE II study sites as at 2006

2.1 Soil sampling

The standard methods for sampling soils at the BZE grid points involve satellite sampling, with a soil profile from the centre of a BZE point. Sampling for soil chemical analysis is conducted, as for BZE I, in soil depth classes (0 - 5, 5 - 10, 10 - 30, 30 - 60, 60 - 90 cm; and 90 - 140 and 140 - 200 cm where possible) to ensure comparability between the states. In addition, soil profiles are classified.

In the Level II programme, sampling methods based on area are adopted. Twenty-four single samples are combined to produce three mixed samples, which then are analysed. This sampling is also carried out in different soil depth classes (0 - 5, 5 - 10, 10 - 20, 20 - 40, 40 - 80 cm; and 80 - 120 and 120 - 200 cm where possible).

2.2 Parameters for carbon monitoring

The national and state governments have defined the minimum set of parameters required in the BZE to carry out a national assessment and to meet the reporting obligations for the European programme (Wellbrock et al., 2006). The EU set the range of parameters in the Level II programme (UN/ECE 2006). As intensive monitoring is envisaged, additional parameters over and above those recorded in the BZE need to be determined, such as element concentration in the soil solution, and also meteorological variables at a higher temporal resolution.

Only some the monitoring parameters are necessary for the soil carbon inventory (table 1). Maps and models can be used in the upscaling of grid point information.

Table 1:

List of parameters for the carbon inventory (Level II / BZE II)

Components	Parameters
Point level	
Field sampling	Width of depth classes, Fine roots, humus (< 2 cm), dry bulk density, stone content, area of humus layer sampled, height a.s.l., litterfall, deadwood (from 10 cm)
Analysis	C content, fine soil fraction, weight of humus layer, DOC in the soil solution
Carbon stock calculations	Carbon stock
Regional Level	
Plot	Soil type, parent material, vegetation type or forest type, forest management
Regionalisation	Soil and land use maps, statistical models, ecological regions, digital elevation models, climate regions

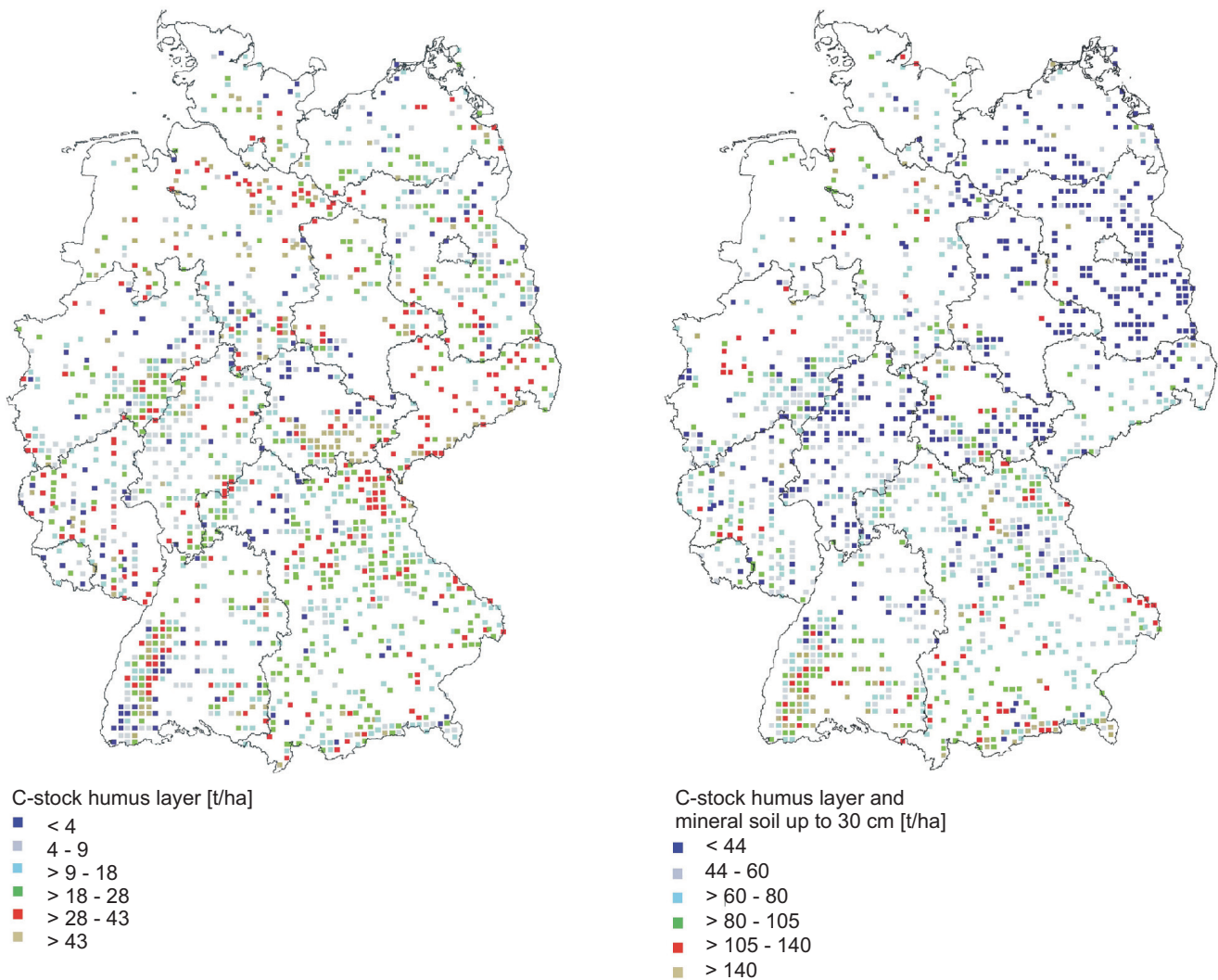


Figure 2:

Spatial distribution of carbon stocks of BZE I in the humus layer, and in the mineral soil up to 30 cm

3 BZE I (1989/1992) – carbon stock results

The spatial distribution of carbon stock at the BZE I grid plots typically varies (figure 2). The carbon stock in the sandy soils under Scots pine forests in northeast Germany is low. In contrast, at higher elevations, such as in the Black Forest or in the Thuringen Forest, the carbon stock is above average. The high carbon stock values in northwest Germany are conspicuous. The C/N ratio, which relates closely to the carbon stock levels, indicates carbon accumulation in the more humus layers due to the nitrogen inputs, which cause acidification and consequently have resulted in a reduction in the turnover of litter (Baritz, 1996; 1998; Wolff and Riek, 1997).

4 Consideration of errors

Random and systematic errors in an inventory lead to erroneous results. To identify changes between two inventories, the errors need to be minimised, particularly the systematic errors, which produce results biased in a certain direction. Errors occur at different levels and for different components.

Changes in the analytical methods can lead to an increase in the standard error, and hence to an increased uncertainty in the estimate of changes in carbon stock (Wolff and Wellbrock, 2005). However, one can assume that no major analytical changes have occurred in determinations of carbon content.

The following errors are of particular relevance for the BZE:

- Field survey:
 - Number of the BZE sampling plots changed; previous survey sites not found; survey error; small scale variability at the site.
- Chemical analysis:
 - New laboratory methods, method comparability, different laboratory technicians and analysts, analytical error
- Absent values or data

5 Dealing with errors

In the BZE II, an attempt was made to minimise the major errors in the manner outlined below.

5.1 Spatial heterogeneity

The spatial heterogeneity of the soil characteristics makes it difficult to derive changes in the carbon stock, even from large-scale inventories. To reduce the influence of minimal heterogeneity, a sufficient number of soil samples must be taken. Yet the labour input and costs are restrictive.

Once a sample design appropriate for the given conditions has been nominated, eight samples are taken on a circle of 10 m radius, combined to produce a mixed sample, and then analysed. As a preliminary study showed, the samples within the 10 m circle were auto-correlated, and hence represent a homogeneous area with minimal variability (Mellert et al., 2007).

5.2 Fine soil fraction

The fine soil fraction is calculated from the soil bulk density and stone content. The soil bulk density can be measured reliably with different methods (Heinkele et al., 2005). However, the stone content is often neglected, leading to a systematic overestimation of the fine soil fraction. In the BZE I, bulk density was estimated, which also led to systematic error (Wirth et al., 2004). Therefore, in BZE II, the comparability of the different methods was tested in preliminary investigations, and the results used to identify comparable methods (Heinkele et al., 2005, Riek and Wolff, 2006). Only those sites recorded by the comparable methods identified were included in the assessment.

5.3 Chemical analyses

In the BZE, the fact that comparability of the laboratory analyses carried out by different laboratories was very important since 12 laboratories were contracted for the analyses. Furthermore, changes had been made to some methods since the first inventory. Consequently, ring analyses were carried out in the German laboratories for every parameter. In addition, a comparative analysis of the European Soil Monitoring Laboratories (BioSoil) and the European Central Laboratory was carried out (König and Wolff, 1993; Blum and Heinbach, 2006; Cools et al., 2006). The authorised methods are described in a Handbook of Forestry Analysis (GAFA, 2005), and also presented in the BZE II manual. Furthermore, the data are tested under the auspices of the national database management.

6 Upscaling approach

There are different approaches for presenting extensive carbon stock data (Baritz et al., 2006). The availability of georeference plots means one can merge the point data with map data. In Germany, an approach was tested that combines regression analysis with spatial data analysis (Zirlewagen, 2003).

7 Derivation of changes in stock

In contrast to the soil case studies, in which essentially the same sources of error occur repeatedly in the deriva-

tion of changes in carbon stock, the BZE facilitates the derivation of changes on the basis of larger collectives of sample units (strata), and thus a reduction in the standard error of estimate. The strata should be based strictly on ecological criteria. Within these strata, e.g., in the event of different sampling density (grid point distances), further stratification may be necessary (weighting the mean value and error by proportional area). The ecological strata selected may be pedogenic or geogenic strata, as in BZE I, or, given the improved forest descriptions, even stand types. Furthermore, the newly developed natural forest areas across the Germany also may be used as regional stratification units (Gauder et al., 2005).

Despite the comparatively high number of samples, post-stratification of BZE data has its limitations. As forest condition is dependent on many factors, the classification according to only one parameter still would lead to very inhomogeneous classes. The necessary, further stratification of these groups would reduce the sampling size to an unacceptable level. This problem could be counteracted by a multivariate statistical analysis of forest condition types (Riek and Wolff, 2000), or similarly, statistically derived complex types, because these are already characterised by a specific group of parameters for the stand, soil, crown and nutrient status, as well as for weather and deposition conditions (cf. also Wellbrock et al., 2006). For parameters that are recorded exclusively for a sub-sample, such as woody debris or litter fall, one needs to test whether the BZE II data can be extrapolated together with data from other available national or regional data sources to obtain a national result.

The determination of annual changes in carbon stock can be achieved only with nutrient cycling models. These should be calibrated and validated with Level II data.

8 Outlook

In the future, the German monitoring system will be used for new tasks like greenhouse gas reporting. For that reason, some preparatory efforts have been made:

- Germany will use the Forest Monitoring System (BZE, Level II) for greenhouse gas reporting (THG 2008 - 2012).
- Special efforts will be undertaken in BZE II to minimise errors in measurements of carbon stock changes in forest soils reported in THG monitoring.
- Errors will be separately considered for every component of the stock calculations.
- It is essential that data are stratified for assessments; however, subsequently, the results will be extrapolated across Germany which is the reporting unit for greenhouse gas monitoring.

9 References

- Baritz R (1996) Kohlenstoffvorräte der Waldböden Deutschlands : Teil I: Kohlenstoffinventar. Hamburg : BFH, 55p, Arbeitsber Inst für Forstökol und Walderfassung 1996/1
- Baritz R, van Ranst E, Seufert G (2006) CarboInvent : soil carbon default values relevant for evaluations of the carbon status of forest soils in Europe : multi-source inventory methods for quantifying carbon stocks and stock changes in European forests [online]. Zu finden in: <http://www.joanneum.at/carboinvent/D_3_2.pdf> [zitiert am 12.11.2008]
- Blum U, Heinbach R (2006) Endbericht zum BZE Ringversuch Humus 2006 [online]. Zu finden in <http://bfh-web.fh-eberswalde.de/bze/front_content.php?idcat=119&idart=184>
- Gauer J (ed) (2005) Waldökologische Naturräume : forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke. Mitt Ver Forstl Standortskde Forstpflanzenzücht 43, 324 p
- Gutachterausschuss Forstliche Analytik (2005) Handbuch Forstliche Analytik : eine Loseblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich. Bonn : BMELV/GAFA, 250 p
- Cools N, Verschelde P, Quartaert P, Mikkelsen J, DeVos B (2006) Quality assurance and quality control in forest soils analysis : 4th FSCC Interlaboratory Comparison. Geraardsbergen : Inbo, 63 p
- Heinkele T, Scherzer J (2005) Vorstratifizierung der zu beprobenden BZE-Standorte nach Substrat und Skelettanteil : Erarbeitung von Empfehlungen zur Erfassung von Trockenrohdichte und Grobbodenanteil des Waldbodens im Rahmen der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) [online]. Zu finden in <http://bfh-web.fh-eberswalde.de/bze/front_content.php?idcat=117&idart=219> [zitiert am 12.11.2008]
- König N, Wolff B (1993) Abschlußbericht über die Ergebnisse und Konsequenzen der im Rahmen der Bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) durchgeführten Ringanalysen. Göttingen : Selbstverl des Forschungszentrums, 120 p, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B 33
- Liski J, Palosou TA, Peltoniemi M, Sievänen R (2002) Carbon and decomposition data sets for 1990 and 2000. *Geoderma* 127:11-23
- Mellert K, Weis W, Rücker G (2007) Ermittlung der (potenziell) zu erwartenden Signalstärke von Bodenveränderungen – Grundlage für die Bewertung und Interpretation von Ergebnissen der BZE II [online]. Zu finden in http://bfh-web.fh-eberswalde.de/bze/upload/Signalstaerke/Signalstudie_Abschlussbericht.pdf [zitiert am 12.11.2008]
- Riek W, Wolff B (2000) Ansätze zur Ableitung von Waldzustandstypen auf der Grundlage nationaler Inventurdaten. Tagung / Dtscher Verb Forstl Forschungsanstalt, Sektion Forstliche Biometrie Informatik 12:138-151
- UN/ECE (2006) ICP Forests manual on methods and criteria for harmonised sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests [online] Zu finden in < <http://www.icp-forests.org/Manual.htm> > [zitiert am 27.10.2008]
- Wellbrock N, Aydin C-T, Block J, Bussian B, Deckert M, Diekmann O, Evers J, Gauer J, Gehrmann, J, Kölling C, König N, Liesebach M, Martin J, Meiwe K-J, Milbert G, Raben G, Riek W, Schäffer W, Schwerhoff J, Ullrich T, Utermann Volz H-A, Weigel A, Wolff B (2006) Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II) : Arbeitsanleitung für die Außenaufnahmen. Bonn : BMELV
- Wirth C, Schulze E-D, Schwalbe G, Tomczyk S, Weber G, Weller E (2004) Dynamik der Kohlenstoffvorräte in den Wäldern Thüringens. Abschlußbericht I. Phase des BMBF-Projektes : Modelluntersuchungen zur Umsetzung des Kyoto-Protokolls 145 p Gotha.
- Wolff B, Riek W (1997) Deutscher Waldbodenbericht 1996 : Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987-1993 (BZE). Bonn : BMELV, 185 p
- Wolff B, Wellbrock N (2005) Forstliches Bodenmonitoring am Beispiel der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE). Beiträge zum Diskussionsforum Bodenwissenschaften 5:17–33
- Wolff B, Riek W (2006) Evaluierung von Verfahren zur Erfassung des Grobbodenanteils von Waldböden : Erarbeitung von Empfehlungen für die Anwendung dieser Verfahren im Rahmen der Bodenzustandserhebung im Wald ;

Endbericht [online]. Zu finden in <http://bfh-web.fh-eberswalde.de/bze/upload/Grobboden/Bericht_neue_Grafiken_neu.pdf > [zitiert am 27.10.2008]

Zirlewagen D (2003) Regionalisierung bodenchemischer Eigenschaften in topographisch stark gegliederten Waldlandschaften. SchR Freiburger Forstl Forsch 19

PLATIN (PLant-ATmosphere INTERaction) - a model of biosphere/atmosphere exchange of latent and sensible heat, trace gases and fine-particle constituents

Ludger Grünhage* and Hans-Dieter Haenel**

Abstract

The exchange of energy and matter between phytosphere and near-surface atmosphere is a complex process controlled by a number of influence factors. Modelling has not only to consider the state of the air above and within the plant canopy (temperature, humidity, flow velocity, gas or particle concentration in the air) and the air's transport capability, but also several physical, physiological, and chemical properties of the vegetation (plant architecture, vertically varying capability to receive or emit energy and gases, water budget, chemical reactions).

The SVAT model PLATIN (PLant-ATmosphere-INteraction) presented here is, like numerous other SVAT models, based on the *big-leaf* concept in order to reduce modelling complexity. The *big-leaf* approach replaces the vertical resolution of sources and sinks within the plant stand (including the soil surface beneath) by the idea of a single *big leaf* with overall properties equivalent to those of the complete plant/soil-surface system. The core module of PLATIN is based on the canopy energy budget and calculates the exchange of sensible and latent heat between phytosphere and near-surface atmosphere. Coupled to this the vertical exchange of matter is quantified.

In order to improve the treatment of the influence of the vertical light distribution within the canopy as well as to provide an additional way to validate the model, PLATIN has been extended by a submodule to estimate the stomatal uptake of trace gases (e.g. ozone) by the two different categories of sunlit and shaded leaves. This is achieved by extending the *big-leaf* concept by subdividing the *big-leaf* into a sunlit and a shaded fraction. One of the results obtained by this submodule is the stomatal conductance for sunlit leaves normalized by the leaf area index. This stomatal conductance represents an interface to measurements of trace gas exchange on leaf level.

Keywords: *biosphere/atmosphere exchange, big leaf approach, latent and sensible heat, trace gas, fine particle, modelling*

Zusammenfassung

PLATIN (PLant-ATmosphere INTERaction) - ein Modell zur Bestimmung des Austausches von latenter und fühlbarer Wärme, Spurengasen und Schwebstaubinhaltsstoffen zwischen bodennaher Atmosphäre und Phytosphäre

Der Austausch von Energie und Luftbeimengungen zwischen Phytosphäre und bodennaher Atmosphäre wird durch eine Vielzahl von Faktoren bestimmt. Eine Modellierung muss den Zustand der Luft oberhalb und innerhalb des Pflanzenbestandes und ihr Transportvermögen sowie eine Reihe von physikalischen, physiologischen und chemischen Eigenschaften der Vegetation berücksichtigen.

Das hier beschriebene SVAT-Modell PLATIN (PLant-ATmosphere-INteraction) beruht wie viele andere SVAT-Modelle auf dem *big-leaf*-Konzept. Dieses ersetzt die vertikale Differenzierung des Bestandes bezüglich der Quellen- und Senkenverteilung sowie der Transportmechanismen durch die Modellvorstellung eines einzigen „großen Blattes“, dessen Eigenschaften den des gesamten Bestandes und des darunter liegenden Bodens entsprechen. Das Kernmodul von PLATIN berechnet den Austausch von fühlbarer und latenter Wärme zwischen Phytosphäre und bodennaher Atmosphäre unter Berücksichtigung des Energiehaushaltes des Pflanzenbestandes. In Wechselwirkung damit wird der vertikale Austausch von Luftbeimengungen quantifiziert.

Zur Verbesserung der Beschreibung des Einflusses der Lichtverteilung im Pflanzenbestand auf den Energie- und Stoffaustausch sowie zur Erweiterung der Möglichkeit zur Validierung wurde PLATIN um ein Sub-Modul ergänzt, das die Abschätzung der für sonnenbeschienene und abgeschattete Blätter unterschiedlichen stomatären Aufnahme von Spurengasen (z. B. Ozon) erlaubt. Hierfür wurde das *big-leaf*-Konzept mit einer Aufteilung des Pflanzenbestandes in besonnte und abgeschattete Anteile unterlegt. Daraus ergibt sich u. A. der auf eine Blattflächeneinheit normiert stomatäre Leitwert für besonnte Bestandespartien, der als direkte Schnittstelle zu Messungen des Spurengasaustausches auf Blattebene dienen kann.

Schlüsselworte: *Austausch zwischen Biosphäre und bodennaher Atmosphäre, big-leaf-Konzept, latente und fühlbare Wärme, Spurengase, Schwebstaubinhaltsstoffe, Modellierung*

* Institute for Plant Ecology, Justus-Liebig-University, Heinrich-Buff-Ring 26-32, D-35392 Gießen, Germany

** Institute of Agricultural Climate Research, Johann Heinrich von Thünen Institute, Federal Research Institute for Rural Areas, Forestry and Fisheries, Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig, Germany

1 Introduction

Classical air pollution problems caused by very high concentrations of sulphur dioxide (SO_2) and London-type smog have decreased to acceptable levels in most parts of Europe. Nevertheless, there are still a number of potential ecological threats such as acidification and eutrophication of terrestrial and aquatic ecosystems, increased tropospheric ozone (O_3) concentrations and stratospheric ozone depletion, as well as greenhouse effects and human health problems caused by suspended particulate matter. Reactive atmospheric nitrogen species contribute to all these phenomena (cf. Dämmgen and Sutton, 2001; Erisman et al., 1998; Graedel and Crutzen, 1995).

During the 1970s it was recognised that transboundary air pollution has ecological as well as economic consequences e.g. for the forest and fish industries (UNECE, 2004). As a consequence, the countries of the UNECE (UN Economic Commission for Europe) developed a legal, organisational and scientific framework to deal with these problems. In 1979 the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (LRTAP) was signed; it entered into force in 1983 (UNECE, 1979). In this context, the so called multi-pollutant multi-effect or Gothenburg protocol (UNECE, 1999) requires the quantification - or at least estimation - of fluxes of atmospheric reactive nitrogen and sulphur species as well as of ozone and particulate matter between the ecosystems under consideration and the atmosphere near the ground.

Ideally, fluxes should be measured continuously and in an area-covering manner. Of course, this is not feasible. Another problem is that for some air constituents the toxicologically relevant flux is only a part of the total flux. Therefore modelling of fluxes has become a useful tool. Measurement and modelling techniques separate into two main categories, according to the type of species under consideration and their deposition properties: gases and fine particles ($0.002 \mu\text{m} < d_p < 2.5 \mu\text{m}$, with d_p the aerodynamic diameter of particles) on the one hand and coarse particles ($d_p \geq 2.5 \mu\text{m}$; Finlayson-Pitts and Pitts, 1986; Gallagher et al., 1997) on the other hand. 'Particles' in this context may be solid or liquid (including rain and cloud drops). In general, fluxes of inert gases or fine particles are governed by turbulent diffusion in the atmosphere, by molecular diffusion within the (quasi-laminar) boundary layer adjacent to plant and soil surfaces, and by chemical reactions at the surfaces. In case of reactive gases or fine particles, also chemical reactions in the air have to be taken into account. Fluxes of very large particles ($d_p > 100 \mu\text{m}$) are predominantly controlled by gravitational forces whereas fluxes of smaller particles ($d_p < 100 \mu\text{m}$) are a result of diffusive, gravitational and inertial effects (interception, including impaction and turbulent inertial effects), depend-

ing on particle size and density (cf. Slinn 1982, Grünhage et al. 1998). Overviews on monitoring and modelling of biosphere/atmosphere exchange of gases, fine and coarse particles as well as of wet deposition are given in Dämmgen et al. (1997), Grünhage et al. (2000), Krupa (2002), Dämmgen et al. (2005) and Erisman et al. (2005).

Modelling of biosphere/atmosphere exchange of gases and fine-particle constituents also depends on the resolution in space and time needed. Whereas local scale Soil-Vegetation-Atmosphere-Transfer (SVAT) models rely on the detailed description of the canopy energy balance of the ecosystem under consideration, regional or national scale models make use of simplifying and integrating assumptions and make use of typical deposition velocities rather than site-specific driving forces (cf. Erisman et al., 2005). At the European scale, flux estimates are based on large-scale modelled meteorology and concentration fields; ecosystem properties are replaced by those of a vegetation type (cf. Grünhage et al., 2004). Necessarily, the complexity of details and processes considered in flux modelling decreases with increasing scale in space in time. This means that those generalized approaches must be carefully calibrated by well validated local scale models.

SVAT models serve two purposes: (1) In agricultural and forest meteorology they are used to calculate water dynamics e.g. to predict irrigation; (2) in the context of the ecotoxicology of air constituents they are needed to derive dose-response relationships (cf. Dämmgen and Grünhage, 1998).

Any perturbation on plant or ecosystem level is a function of the absorbed dose, i.e. the integral of the absorbed flux density $F_{c, \text{absorbed}}$ over time (cumulative flux density). In the context of acidification and eutrophication of terrestrial ecosystems, $F_{c, \text{absorbed}}$ is the overall input of acidifying or eutrophying species into the system as a whole ($F_{c, \text{absorbed}} = F_{c, \text{total}}$). On the other hand, for SO_2 or for O_3 (in particular as phytotoxic agents), $F_{c, \text{absorbed}}$ is only a part of the total flux: the total flux $F_{c, \text{total}}$ must then be partitioned into fluxes (1) absorbed by the plant through the stomata and the cuticle ($F_{c, \text{stom \& cut}}$), and (2) deposited on external plant surfaces and the soil ($F_{c, \text{non-stomatal}}$; combined non-stomatal deposition). Studies show that penetration through the cuticle can be neglected in comparison to stomatal uptake (cf. literature cited in Grünhage et al., 2000). For ammonia (NH_3) bi-directional fluxes have to be taken into account, because, dependent on the nitrogen status of the respective system, deposition or emission situations can occur.

Non-stomatal deposition of phytotoxic gases (O_3 , SO_2) is toxicologically almost irrelevant under ambient conditions in Europe but nevertheless a considerable part of the total flux (Grünhage et al., 1998; Fowler et al., 2001; Gerosa et al., 2003, 2004). Modelling of stomatal behaviour is crucial for the establishment of dose-response relationships (cf. Dämmgen et al., 1997; Grünhage et al., 2004; Tuovinen

et al., 2004). As illustrated by Grünhage et al. (2003), any parameterization of stomatal behaviour in SVAT models for this purpose has to be validated at least via measurements of canopy level water vapour exchange.

This paper, which is a contribution to the European BI-AFLUX joint programme (Biosphere Atmosphere Exchange of Pollutants; <http://www.accent-network.org>), presents important new aspects of an extended version of the *big leaf* SVAT model PLATIN (PLant-ATmosphere INteraction) published by Grünhage and Haenel (1997) for the estimation of the exchange of latent and sensible heat, trace gases and fine-particle constituents between the plant/soil system and the atmosphere near the ground. Already the former PLATIN model had been published (in a simplified version) as an EXCEL version (named WINDEP for Worksheet-INtegrated Deposition Estimation Programme, cf. Grünhage and Haenel, 2000) in order to allow users to easily reflect model structure and equations and to adapt the model to their own requirements. The new PLATIN model will be available as 'PLATIN for Excel' via download from: <http://www.uni-giessen.de/cms/ukl-en/PLATIN>

PLATIN consists of several modules, as is illustrated in Figure 1.

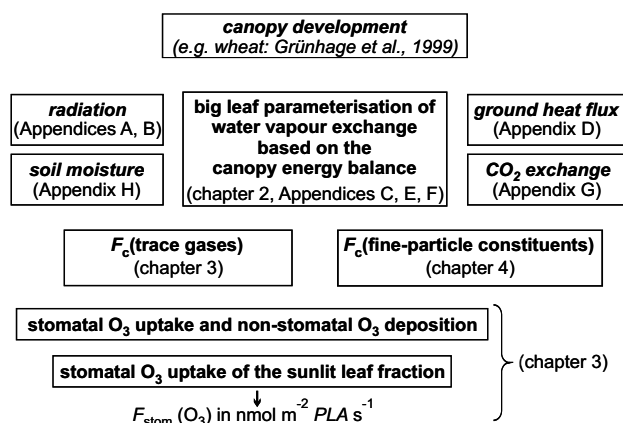


Figure 1:

Modular structure of the PLant-ATmosphere INteraction (PLATIN) model

The present paper restricts itself to the description of the updated versions of the core module, which solves the canopy energy balance (Chapter 2) and the module dealing with the biosphere/atmosphere exchange of trace gases (Chapter 3). Among other things, the processes described in these two chapters depend on the new radiation module, which is important not only for energy balance considerations but also to provide PLATIN with information to account for canopy development from sparse to dense canopy. Chapter 3 of this paper focuses on the partitioning of total atmosphere-canopy flux into stomatal uptake of the sunlit and shaded leaf fraction of the canopy, which provides an interface to measurements on gas exchange on leaf level.

Except for canopy development modelling (which is treated elsewhere, e.g. for wheat in Grünhage et al., 1999), all other modules and processes indicated in Figure 1 are presented in a full model description in the special issue 319 of this journal (Grünhage and Haenel, 2008). This special issue also comprises the modules quantifying biosphere/atmosphere exchange of O_3 , SO_2 , NH_3 , nitric oxide (NO), nitrogen dioxide (NO_2), nitrous acid (HNO_2) and nitric acid (HNO_3) as well as of ammonium (NH_4), nitrate (NO_3) and sulphate (SO_4) in fine particles. The full model description is completed by a list of data needed to calibrate and run PLATIN.

A comparison of measured and modelled flux densities of trace gases will be published elsewhere.

2 Biosphere/atmosphere exchange of latent and sensible heat

Vertical flux densities of energy are part of the typical entities governing structure and function of ecotopes (Dämmgen et al., 1997). Energy fluxes must be known to establish the biosphere's energy budget, which, along with the budget of matter, is essential for the understanding of ecosystem behaviour. However, while energy fluxes between the near-surface atmosphere and the biosphere can be measured, it is far more difficult to derive the energy balance of the biosphere from measurements. Thus, a common approach has become to model the biosphere system. In general, this modelling is one-dimensional, i.e. based on the assumption that all properties be functions of height z only. A short description of model scheme principles is given in Grünhage et al. (2000).

The one-dimensional PLant-ATmosphere INteraction model (PLATIN) is based on the *big leaf* concept which assumes that the vertical distribution of sources and/or sinks of a scalar (sensible heat, latent heat, ozone or another trace gas) can be represented by a single source and/or sink at the *big leaf* surface located at the conceptual height $z = d + z_{\text{oscalar}}$. It is convenient to assume that the roughness length for gaseous species e.g. z_{OH_2O} equals the roughness length for sensible heat z_{oh} .

The core module of PLATIN deals with the solution of the canopy energy balance defined for the *big leaf* surface by

$$R_{\text{net}} = H + \lambda E + G \quad (1)$$

with R_{net} net radiation balance [$W \cdot m^{-2}$]
 H turbulent vertical flux density of sensible heat [$W \cdot m^{-2}$]
 λE turbulent vertical flux density of latent heat [$W \cdot m^{-2}$]
 G ground heat flux density [$W \cdot m^{-2}$]

Net radiation balance R_{net} [$W \cdot m^{-2}$] is preferably provided by measurements. Otherwise it can be estimated in parts

or completely as discussed in Appendix A (cf. Grünhage and Haenel, 2008). The same holds for the ground heat flux density G [$\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$] the approximation of which is described in Appendix D (cf. Grünhage and Haenel, 2008).

The calculation of the fluxes of sensible and latent heat, H and λE , (and of gas fluxes) is based on Ohm's law making use of a resistance network as illustrated in Figure 2.

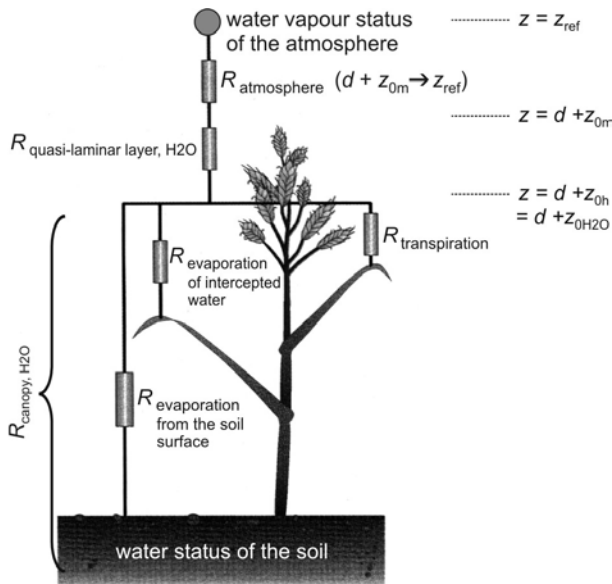


Figure 2:

A resistance analogue for water vapour (modified from PORG, 1997)

There are three major resistance components (which will be discussed in more detail in subsequent chapters):

- (1) the atmospheric resistance $R_{\text{atmosphere}}(d+z_{\text{om}}, z_{\text{ref}})$ [$\text{s}\cdot\text{m}^{-1}$], representing the atmospheric transport properties between the conceptual height of the momentum sink near the *big leaf* surface $z = d + z_{\text{om}}$ and a reference height z_{ref} above the canopy, where d is the displacement height and z_{om} is the roughness length for momentum. (Atmospheric turbulence is driven both by mechanical and thermal forces. The latter intensifies the mechanically induced turbulence within periods of atmospheric heating during daylight hours (unstable atmospheric stratification), whereas it weakens mechanically induced turbulence during cooling periods especially in the night (stable atmospheric stratification). Atmospheric transport by molecular diffusion can be neglected under turbulent conditions. Therefore $R_{\text{atmosphere}}$ can be approximated by $R_{\text{atmosphere}} \cong R_{\text{ah}}$, where R_{ah} is the turbulent atmospheric resistance for sensible heat transfer including a correction for non-neutral atmospheric stability conditions.);
- (2) the quasi-laminar layer resistance $R_{\text{quasi-laminar layer}}$ or R_{b} [$\text{s}\cdot\text{m}^{-1}$] between momentum sink height $z = d + z_{\text{om}}$

- and the conceptual sink/source height for sensible heat and trace gases (including H_2O) at $z = d + z_{\text{oh}}$; and
- (3) the bulk canopy or surface resistance R_{canopy} or R_{c} [$\text{s}\cdot\text{m}^{-1}$], describing the influence of the plant/soil system on the vertical exchange of trace gases (including H_2O).

2.1 Turbulent atmospheric resistance

According to the Monin-Obukhov theory (Monin and Obukhov, 1954), the turbulent atmospheric resistance R_{ah} between two heights z_1 and z_2 ($z_1 < z_2$) can be expressed by

$$R_{\text{ah}}(z_1, z_2) = \frac{\ln\left(\frac{z_2 - d}{z_1 - d}\right) - \Psi_h\left(\frac{z_2 - d}{L}\right) + \Psi_h\left(\frac{z_1 - d}{L}\right)}{\kappa \cdot u_*} \quad (2)$$

- with z_1 e.g. momentum sink height $d+z_{\text{om}}$ [m]
 z_2 e.g. reference height $z_{\text{ref, T}}$ for actual air temperature t_a [$^{\circ}\text{C}$] or reference height $z_{\text{ref, A}}$ for a trace gas or fine-particle constituent
 and L Monin-Obukhov length [m]
 κ dimensionless von Kármán constant ($\kappa = 0.41$; cf. Dyer, 1974)
 u_* friction velocity [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$]
 Ψ_h atmospheric stability function for sensible heat

For vegetation like wheat or forests the displacement height and the roughness length are usually approximated by $d = 0.67 \cdot h$ and $z_{\text{om}} = 0.13 \cdot h$, respectively, with h the canopy height (Brutsaert, 1984). A parameterization of canopy height h for spring and winter wheat as a function of phenological development is given in Grünhage et al. (1999).

Calculation of energy balance time series for growing agricultural crops requires also the definition of the roughness length for bare agricultural soil. There is no unique value for all types of soils and their possible surface states. Table 2.2 in Oke (1978) gives a range of 0.001 – 0.01 m (along with displacement height $d = 0$ m).

The roughness length for sensible heat z_{oh} is smaller than z_{om} . According to Figure 4.24 in Brutsaert (1984) a typical value of $\ln(z_{\text{om}}/z_{\text{oh}})$ is 2 for grass and corn so that we assume a value of 2 to be representative also for agricultural crops. For forests $\ln(z_{\text{oh}}/z_{\text{om}}) = 1$ seems to be an acceptable value. Note that we use $\ln(z_{\text{om}}/z_{\text{oh}}) = 2$ also for bare soil.

Eq. (2) is based on Monin-Obukhov theory. Strictly, this theory is valid only above the roughness sublayer which may range up to 2 or 2.5 times the vegetation height over tall and very rough canopies. For discussion see e.g. Cellier and Brunet (1992). Except for maize it seems tolerable to use eq. (2) for agricultural crops without further

correction, because the height of the roughness sublayer is generally smaller than the typical agrometeorological reference height of 2 m (for e.g. air temperature measurements). Over forests, however, most often the reference height is located within or at least at the upper boundary of the roughness sublayer. For this case, PLATIN makes use of a modified resistance equation (see e.g. Sellers et al., 1986):

$$R_{ah, forests}(z_1, z_2) = \frac{R_{ah}(z_1, z_2)}{2} \quad (3)$$

The friction velocity is given by:

$$u_* = \frac{\kappa \cdot u(z_{ref})}{\ln\left(\frac{z_{ref, u} - d}{z_{0m}}\right) - \Psi_m\left(\frac{z_{ref, u} - d}{L}\right) + \Psi_m\left(\frac{z_{0m}}{L}\right)} \quad (4)$$

with $u(z_{ref})$ horizontal wind velocity at reference height $z_{ref, u}$ [$m \cdot s^{-1}$]

Ψ_m atmospheric stability function for momentum

The Monin-Obukhov length L (Monin and Obukhov, 1954) is defined as:

$$L = - \rho_{moist air} \cdot c_{p, moist air} \cdot \frac{\bar{\theta} \cdot u_*^3}{\kappa \cdot g \cdot H} \quad (5)$$

$$\approx - \rho_{moist air} \cdot c_{p, moist air} \cdot \frac{\theta(z_{ref}) \cdot u_*^3}{\kappa \cdot g \cdot H}$$

with $\bar{\theta}$ average potential temperature of the air layer under consideration [K]

g gravitational acceleration ($g = 9.81 m \cdot s^{-2}$)

$\rho_{moist air}$ density of moist air [$kg \cdot m^{-3}$] at absolute temperature T [$T = t_a + 273.15 K$] with t_a the actual air temperature ($^{\circ}C$) measured at reference height $z_{ref, T}$ (see Appendix F, eq. (F7) in Grünhage and Haenel (2008))

$c_{p, moist air}$ specific heat of moist air at a constant pressure [$m^2 \cdot s^{-2} \cdot K^{-1}$] (see Appendix F, eq. (F9) in Grünhage and Haenel (2008))

It is sufficient to approximate the layer-average potential temperature by the potential temperature at reference height, $\theta(z_{ref})$, which is estimated from the actual air temperature $T(z_{ref})$ according to (cf. Stull, 1988):

$$\theta(z_{ref}) = T(z_{ref}) + (z_{ref} \cdot \Gamma_d) \quad (6)$$

with Γ_d dryadiabaticlapserate [$\Gamma_d = -9.76 K \cdot km^{-1}$]

The atmospheric stability functions for momentum Ψ_m and sensible heat Ψ_h are given in Appendix C in Grünhage and Haenel (2008).

2.2 Quasi-laminar layer resistance for sensible heat and water vapour

The quasi-laminar layer resistance for water vapour R_{b, H_2O} is estimated according to the approach by Hicks et al. (1987) taking into account the empirical results for permeable rough canopies described by Brutsaert (1984); for details see Grünhage et al. (2000):

$$R_{b, H_2O} = R_{b, heat} \cdot \left(\frac{Sc_{H_2O}}{Pr}\right)^{\frac{2}{3}} \quad (7)$$

$$= \frac{\ln\left(\frac{z_{0m}}{z_{0h}}\right) - \Psi_h\left(\frac{z_{0m}}{L}\right) + \Psi_h\left(\frac{z_{0h}}{L}\right)}{\kappa \cdot u_*} \cdot \left(\frac{Sc_{H_2O}}{Pr}\right)^{\frac{2}{3}}$$

with $R_{b, heat}$ quasi-laminar layer resistance for sensible heat

Sc_{H_2O} Schmidt number for water vapour (the ratio of the kinematic viscosity of dry air and the molecular diffusivity of the respective trace gas)

Pr Prandtl number (the ratio of the kinematic viscosity of dry air and the molecular diffusivity of heat)

For water vapour, $(Sc/Pr)^{2/3}$ is 0.90 (cf. Table 2 in Grünhage and Haenel (2008)).

2.3 Bulk canopy resistance for water vapour

The bulk canopy resistance R_{c, H_2O} is a composite resistance describing stomatal and cuticular transpiration and evaporation. R_{c, H_2O} can be approximated by a weighted combination of soil resistance R_{soil} , bulk stomatal resistance $R_{c, stom}$ and bulk cuticle resistance $R_{c, cut}$ known for a fully developed canopy (without senescent leaves) under optimum conditions for maximal transpiration. The weights depend on the actual canopy development stage taking into account the transition from a dense canopy (one-sided leaf area index $LAI = LAI_{max}$ [$m^2 \cdot m^{-2}$]) to a sparse canopy:

$$\frac{1}{R_{c, H_2O}} = \left[(1 - \beta^*) \cdot \left(\frac{1}{R_{c, stom, H_2O}} + \frac{1}{R_{c, cut, H_2O}} \right) + \frac{\beta}{R_{soil, H_2O}} \right] \quad (8)$$

In order to keep as close as possible to the single-leaf representation of the biosphere in PLATIN, eq. (8) makes use of a weighted R_{soil} (cf. Grünhage et al., 2000) instead of an additional in-canopy scalar transport resistance,

where the coefficient β must be unity for bare soil and approaches zero for a fully developed dense canopy. If all leaves could contribute to the energy and water exchange between canopy and atmosphere, the weight of the reciprocal sum of $R_{c, stom, H_2O}$ and bulk cuticle resistance R_{c, cut, H_2O} would be $(1 - \beta)$. However, as only non-senescent leaves are relevant, a modified weight $(1 - \beta^*)$ is introduced.

Grünhage and Haenel (1997) presented a plausible ad-hoc approach to estimate $(1 - \beta^*)$ and β . It was based on the fact that the vertical distribution of incoming radiation energy within the canopy is one of the main limiting factors for the total canopy energy and water budget. Grünhage and Haenel (1997) simply assumed the available radiation energy to decrease exponentially with increasing distance from the top of the canopy and introduced a vegetation-type specific coefficient c_{LAI} to describe the attenuation effect. They defined:

$$1 - \beta^* = 1 - e^{-c_{LAI} \cdot LAI_{non-senescent}} \quad (9)$$

and

$$\beta = e^{-c_{LAI} \cdot LAI_{total}} \quad (10)$$

The expression $(1 - \beta^*)$ may be interpreted as the fraction of radiation intercepted by non-senescent (green) leaves which is given by $LAI_{non-senescent}$ (= one-sided leaf area index of non-senescent leaves; = projected leaf area PLA according to UNECE (2004, 2007)). The weight β estimates the fraction of radiation reaching the ground depending on one-sided total leaf area index LAI_{total} (= non-senescent plus senescent leaves). For spring and winter wheat a parameterization to calculate LAI_{total} and $LAI_{non-senescent}$ as a function of phenological stages is given in Grünhage et al. (1999).

As radiation distribution within the canopy is (at least) a function of the solar elevation angle ϕ and of leaf angle distribution, the same should hold for c_{LAI} . However, Grünhage and Haenel (1997) made successfully use of a constant value for c_{LAI} , only dependent on vegetation type. This constant value may be interpreted as an effective mean value. Coefficients averaged over all solar elevations are summarized for different vegetation types e.g. in Monteith and Unsworth (1990). For most vegetation types c_{LAI} is in the range of 0.3 to 0.6 (Ross, 1981). This includes $c_{LAI} \approx 0.4$ for crops as described by Ritchie (1972) as well as 0.5 for spring wheat (Choudhury et al., 1987) and a maritime pine canopy (Granier and Lousteau, 1994). On the other hand, for canopies with predominantly horizontally arranged leaves (e.g. cabbage, clover) c_{LAI} approaches 1.8 as can be deduced from Monteith (1965).

PLATIN now incorporates a canopy radiation submodel (see Appendix B in Grünhage and Haenel (2008)), which

allows to calculate the vertical radiation energy distribution and related entities within the canopy. Therefore, the parameterizations of the weights $(1 - \beta^*)$ and β , i.e. eqs. (9) and (10) had to be reconsidered in so far, as it could be possible and reasonable to replace the externally given coefficient c_{LAI} by an entity calculated by the canopy radiation model. However, as radiation distribution is only a predictor for the weights $(1 - \beta^*)$ and β , care had to be taken when adopting results from the new radiation model.

The canopy radiation model allows to calculate an attenuation coefficient k_b similar to c_{LAI} , but dependent on solar height:

$$k_b = \frac{k_{b,90^\circ}}{\sin \phi} \quad (11)$$

with $k_{b,90^\circ}$ k_b value for solar elevations of 90°

According to eq. (13) in Sellers (1985), $k_{b,90^\circ}$ is 0.5 for spherically arranged leaves, 0.27 for vertical and 1.23 for horizontal leaves. However, there is no use to replace c_{LAI} in (10) by k_b according to (11), because (11) is valid only for daylight hours while the weight β is needed also during night. Therefore it was decided to replace c_{LAI} in the calculation of β by $k_{b,max}$ rather than k_b :

$$\beta = e^{-k_{b,max} \cdot SAI} \quad (12)$$

with SAI total surface area of the vegetation
[$m^2 \cdot m^{-2}$]

and

$$k_{b,max} = \frac{k_{b,90^\circ}}{\sin \phi_{max}} \quad (13)$$

where ϕ_{max} solar elevation at 12 h TST (true solar time)

A minor adjustment is the formal replacement of LAI_{total} in eq. (10) by SAI , the total surface area of the vegetation. SAI is set equal to $LAI_{total} + 1$ for forests (Tuovinen et al., 2004) and to LAI_{total} for short vegetation (crops, grassland).

The advantage of eq. (12) over (10) is that the annual course of solar height is now accounted for. The switch from c_{LAI} to $k_{b,max}$ does not change the results significantly.

Stomatal behaviour of the plants strongly depends on irradiance absorption. This means that, when simulating stomata-related processes, the fraction of radiation intercepted by the non-senescent leaves should be taken into account explicitly within the parameterization of $(1 - \beta^*)$. With entities calculated by the canopy radiation submodel, $(1 - \beta^*)$ has been redefined for the current PLATIN version as follows:

$$1 - \beta^* = \frac{I_{c, \text{sunlit}} + I_{c, \text{shaded}}}{PAR} \quad (14)$$

with $I_{c, \text{sunlit}}$ irradiance absorbed by the sunlit fraction of non-senescent leaves of the canopy [$\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$]
 $I_{c, \text{shaded}}$ irradiance absorbed by the shaded fraction of non-senescent leaves of the canopy [$\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$]
 PAR photosynthetically active radiation measured above the canopy [$\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$]

Eq. (14) is needed as base for other calculations like the fractioning of the total ozone stomatal uptake into stomatal uptake by the sunlit and shaded leaf fraction of the canopy during daylight hours. Clearly, eq. (14) is meaningless during night time. But as the nocturnal stomatal uptake is of inferior importance, β^* can then simply be replaced by β according to eq. (12), but calculated with the non-senescent LAI .

Soil resistance for water vapour

$R_{\text{soil}, \text{H}_2\text{O}}$ is a complex function of vertical soil water distribution. An important feature of evaporation from bare soil is a fast reduction due to the drying of the uppermost soil layer after rainfall. Therefore, $R_{\text{soil}, \text{H}_2\text{O}}$ is parameterized in the following manner:

- For a fully wet soil, $R_{\text{soil}, \text{H}_2\text{O}}$ equals $R_{\text{soil}, \text{H}_2\text{O}, \text{min}}$ ($= 100 \text{ s} \cdot \text{m}^{-1}$).
- For daylight hours (i.e. time intervals with global radiation $S_t \geq 50 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$), $R_{\text{soil}, \text{H}_2\text{O}}$ is increased by a given fraction of $R_{\text{soil}, \text{H}_2\text{O}, \text{min}}$ if there is no precipitation:

$$(R_{\text{soil}, \text{H}_2\text{O}})_n = (R_{\text{soil}, \text{H}_2\text{O}})_{n-1} + RX \cdot R_{\text{soil}, \text{H}_2\text{O}, \text{min}} \quad (15)$$

where n is the index of the data set under consideration and $n-1$ denotes the previous data set. RX is chosen to be 0.05 for half-hourly data sets and 0.1 for hourly data sets. $R_{\text{soil}, \text{H}_2\text{O}}$ is bound by the upper limit of $4000 \text{ s} \cdot \text{m}^{-1}$, the choice of which is based on the results of Daamen and Simmonds (1996).

- At night $R_{\text{soil}, \text{H}_2\text{O}}$ stays constant at the value calculated for the last late-afternoon daylight hour, i.e. $(R_{\text{soil}, \text{H}_2\text{O}})_n = (R_{\text{soil}, \text{H}_2\text{O}})_{n-1}$.
- At any time interval with precipitation not reaching the ground, $R_{\text{soil}, \text{H}_2\text{O}}$ stays constant at the value calculated before, i.e. $(R_{\text{soil}, \text{H}_2\text{O}})_n = (R_{\text{soil}, \text{H}_2\text{O}})_{n-1}$.
- At any time interval with precipitation and/or dew reaching the ground, $R_{\text{soil}, \text{H}_2\text{O}}$ is decreased by a fraction $RY = a_{\text{soil}} \cdot W_{\text{in}}$ of $R_{\text{soil}, \text{H}_2\text{O}, \text{min}}$:

$$(R_{\text{soil}, \text{H}_2\text{O}})_n = (R_{\text{soil}, \text{H}_2\text{O}})_{n-1} - a_{\text{soil}} \cdot W_{\text{in}} \cdot R_{\text{soil}, \text{H}_2\text{O}, \text{min}} \quad (16)$$

with W_{in} amount of precipitation and/or dew reaching the ground (water input) [mm]

For short vegetation (crops, grassland), the empirical constant a_{soil} is set to 10 mm^{-1} for half-hourly and 20 mm^{-1} for hourly data sets.

The amount of precipitation and/or dew reaching the ground depends on the interception reservoir capacity of the canopy. In PLATIN, this capacity INT_{max} [mm] is assumed to be proportional to total LAI :

$$INT_{\text{max}} = b_{\text{INT}} \cdot LAI_{\text{total}} \quad (17)$$

The constant b_{INT} is chosen as 0.2 mm according to Dickinson (1984), neglecting the fact that leaves become able to intercept more precipitation during senescence (cf. Braden, 1995).

The interception reservoir is filled by precipitation P_{precip} and dew and depleted by evaporation. Dew formation and depletion of the reservoir is estimated due to potential evapotranspiration rate E_{pot} [mm] applying the Penman-Monteith approach (see Chapter 2.4) with $R_{c, \text{H}_2\text{O}} = 0 \text{ s} \cdot \text{m}^{-1}$ assuming neutral atmospheric stratification. The interception INT [mm] is parameterized according to

$$INT_n = Precip_n + INT_{n-1} - E_{\text{pot}, n} \quad (18)$$

with $0 \leq INT_n \leq INT_{\text{max}}$. The precipitation and dew reaching the ground W_{in} is than given by:

$$W_{\text{in}, n} = Precip_n + (INT_{n-1} - E_{\text{pot}, n}) - INT_{\text{max}} \quad (19)$$

with $W_{\text{in}} \geq 0 \text{ mm}$.

For forests, the coefficients RX and a_{soil} have not yet been properly adjusted. As a plausible working model, applicable to forests in Central Europe with generally non-drying soil, $R_{\text{soil}, \text{H}_2\text{O}}$ can be set to $R_{\text{soil}, \text{H}_2\text{O}, \text{min}}$.

Note: $R_{c, \text{H}_2\text{O}}$ is set to zero if the interception reservoir is not empty. Comparisons of modelled evapotranspiration rates with measured fluxes show that setting $R_{c, \text{H}_2\text{O}}$ to zero overestimates the real fluxes. Therefore, interception is not taken into account in latent heat flux modelling at present (see Chapter 2.4).

Bulk cuticle resistance for water vapour

Investigations of cuticular permeability of water vapour and other trace gases show that penetration through the cuticle can be neglected in comparison to stomatal ex-

change (Kerstiens and Lendzian, 1989a, b; Lendzian and Kerstiens, 1991; Kerstiens et al., 1992). According to the aforementioned authors $R_{\text{cut, H}_2\text{O}}$ on leaf basis is $9 \cdot 10^4 \text{ s} \cdot \text{m}^{-1}$ (cf. Table 3 in Grünhage and Haenel (2008)). According to Grünhage et al. (1999) resistances derived on leaf basis are upscaled to canopy level taking into account the PLATIN formulation of canopy architecture and radiation distribution within the canopy. Similar to the minimum value of the bulk stomatal resistance $R_{\text{c, stom, min, H}_2\text{O}}$, which is representative for a fully developed canopy (without senescent leaves) under optimum conditions for maximal transpiration, up-scaling from leaf to canopy level is performed applying $k_{\text{b, max}}$ at maximum solar elevation of the year (summer solstice):

$$R_{\text{canopy}} = R_{\text{leaf, literature}} \cdot \left(1 - e^{-k_{\text{b, max, summer solstice}} \cdot LAI_{\text{leaf, literature}}} \right) \quad (20)$$

Bulk stomatal resistance for water vapour

The gas transfer through the stomata is by molecular diffusion. An inverse dependence of stomatal resistance on molecular diffusivity is generally accepted. In PLATIN, the dependence of stomatal resistance on radiation, temperature and the water budgets of atmosphere and soil as well as on modifying influence of time of day, phenology, ozone and CO_2 is described according to the Jarvis-Stewart approach (Jarvis, 1976; Stewart, 1988):

$$R_{\text{c, stom, H}_2\text{O}} = \left[\frac{1}{R_{\text{c, stom, min, H}_2\text{O}}} \cdot f_1(S_t) \cdot f_2(t_a) \cdot f_{3/4}(VPD, SM) \cdot f_5(\text{time}) \cdot f_6(\text{PHEN}) \cdot f_7(\text{O}_3) \cdot f_8(\text{CO}_2) \right]^{-1} \quad (21)$$

or

$$R_{\text{c, stom, H}_2\text{O}} = \left[\frac{1}{R_{\text{c, stom, min, H}_2\text{O}}} \cdot f_1(S_t) \cdot f_2(t_a) \cdot f_3(VPD) \cdot f_4(SM) \cdot f_5(\text{time}) \cdot f_6(\text{PHEN}) \cdot f_7(\text{O}_3) \cdot f_8(\text{CO}_2) \right]^{-1} \quad (22)$$

where $R_{\text{c, stom, min, H}_2\text{O}}$ represents the minimum value of the stomatal resistance for water vapour of the respective ecosystem. Functions $f_1(S_t)$, $f_2(t_a)$, $f_3(VPD)$ and $f_4(SM)$ account for the effects of solar radiation S_t [$\text{W} \cdot \text{m}^{-2}$], air temperature t_a [$^{\circ}\text{C}$], water vapour pressure deficit of the atmosphere VPD [hPa] and soil moisture SM [$\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$] on stomatal aperture ($0 \leq f_i \leq 1$). While eq. (22) is based on a multiplicative dependence of stomatal resistance on VPD and SM in PLATIN, a combined function $f_{3/4}(VPD, SM)$ is preferred for biological reasons. A combined function $f_{3/4}(VPD, SM)$ reflects the observation that increasing soil moisture deficits strongly influence stomatal closure due to VPD . It is recommended to use measured soil moisture content SM for $f_{3/4}(VPD, SM)$ or $f_4(SM)$. If no SM data are

available they must be simulated by a soil water model, a simple one is described in Appendix H in Grünhage and Haenel (2008). With $f_5(\text{time})$ a time-dependent impact on stomatal resistance can be taken into account (cf. Körner, 1994). $f_6(\text{PHEN})$ and $f_7(\text{O}_3)$ represent the influence of phenology and ozone on stomatal resistance: both senescence due to natural ageing and premature senescence induced by ozone are limiting factors for stomatal aperture. The Jarvis-Stewart functions used are described in Appendix E in Grünhage and Haenel (2008). For $S_t = 0$, $R_{\text{c, stom, H}_2\text{O}}$ is set to $20000 \text{ s} \cdot \text{m}^{-1}$. Under ambient conditions with elevated CO_2 the influence of elevated CO_2 on stomatal aperture must be taken into account by an additional Jarvis-Stewart function $f_8(\text{CO}_2)$.

2.4 Latent and sensible heat flux densities

It is straightforward to formulate H and λE as analogs of Ohm's law and to use them to operate a SVAT model like PLATIN. However, for PLATIN another way has been chosen. Inserting the resulting resistance-based formula for H in eq. (1) and solving for λE yields the well-known Penman-Monteith equation (Monteith, 1965):

Once R_{net} , G , and λE are known (λE according to eq. (23)), their values are inserted into eq. (1) to obtain the sensible heat flux H as residual. This procedure exactly yields the same results as if both λE and H had been esti-

mated by the simple Ohm's-law formulation. In any case the solution of the energy balance can be achieved only iteratively, because the real unknown in eq. (1) is the surface temperature T_s which is involved in a non-linear way in the set of equations described above to solve eq. (1). However, the method used in PLATIN offers the option to get rid of iterations by replacing eq. (24) by the slope of water vapour saturation pressure at reference-height air temperature (see eqs. (F5) or (F6) in Appendix F in Grünhage and Haenel (2008)). This is the way the Penman-Monteith equation is often used as a kind of stand-alone model to estimate evapotranspiration, because it yields results only slightly different from eq. (23), cf. discussion in McArthur (1990). Another advantage of the method used in PLATIN

is that any kind of λE estimate can be entered instead of eq. (23). This may be of interest e.g. in the case that measured values of λE are available and shall be tested within the modelling frame, or that not all relevant data are available to use eq. (23) so that a less data-demanding approach must be taken to obtain λE . However, as far as not mentioned otherwise, PLATIN makes use only of eq. (23).

$$\lambda E = \frac{s_c \cdot (R_{\text{net}} - G) + \rho_{\text{moist air}} \cdot c_{p, \text{moist air}} \cdot \frac{VPD}{R_{\text{ah}}(d + z_{0m}, z_{\text{ref}, T}) + R_{b, \text{heat}}}}{s_c + \gamma \cdot \frac{R_{\text{ah}}(d + z_{0m}, z_{\text{ref}, T}) + R_{b, \text{H}_2\text{O}} + R_{c, \text{H}_2\text{O}}}{R_{\text{ah}}(d + z_{0m}, z_{\text{ref}, T}) + R_{b, \text{heat}}}} \quad (23)$$

with γ psychrometric constant ($= 0.655 \text{ hPa} \cdot \text{K}^{-1}$)
 VPD water vapour pressure deficit of the atmosphere [hPa] (see Appendix F, eq. (F1) in Grünhage and Haenel (2008))

and

$$s_c = \frac{e_{\text{sat}}(T_s) - e_{\text{sat}}(T(z_{\text{ref}}))}{T_s - T(z_{\text{ref}})} \quad (24)$$

with e_{sat} saturation water vapour pressure of the atmosphere [hPa] (see Appendix F, eqs. (F2) and (F3) in Grünhage and Haenel (2008))

and T_s absolute canopy surface temperature at conceptual height $z = d + z_{0m}$ [K]

$$\theta_s = \theta(z_{\text{ref}, T}) + \frac{H \cdot (R_{\text{ah}}(d + z_{0m}, z_{\text{ref}, T}) + R_{b, \text{heat}})}{\rho_{\text{moist air}} \cdot c_{p, \text{moist air}}} \quad (25)$$

The surface temperature T_s is related to potential canopy surface temperature θ_s [K] by eq. (6). As eq. (25) is part of the set of model equations needed to solve iteratively the energy balance (eq. (1)), a starting value of θ_s is needed which is assigned the value of the air temperature at reference height minus 0.1 K.

2.5 Comparison of measured and modelled latent and sensible heat flux densities

At the Linden grassland site, friction velocity, latent heat, as well as sensible heat are measured using the eddy covariance method by means of a Solent R3 research ultrasonic anemometer (Gill Instruments Ltd, Hampshire, UK) in combination with a LI-7500 open path $\text{CO}_2/\text{H}_2\text{O}$ gas analyzer (Li-COR Environmental, Lincoln, Nebraska, USA). To guarantee data sets of high accuracy several corrections and quality tests are applied (WPL correction, Schotanus/Liu correction, coordinate rotation, footprint analysis, test to check the fulfilment of stationarity and of well developed turbulence conditions; cf. Grünhage and Gerosa, 2008).

Model adjustment is based on data sets for which the energy balance residual is less than $30 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$. A description how to estimate displacement height d , roughness length for momentum z_{0m} and bulk canopy resistance for water vapour $R_{c, \text{H}_2\text{O}}$ can be found in Appendices I and J in Grünhage and Haenel (2008).

Figure 3 clearly illustrates that PLATIN is able to simulate measured fluxes adequately.

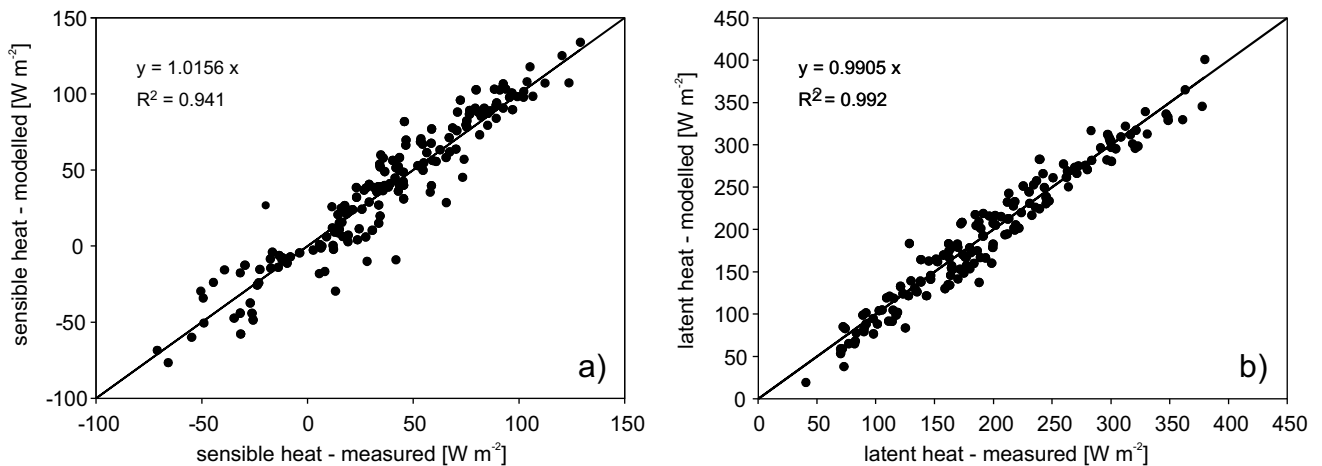


Figure 3:

Comparison of measured and modelled sensible heat (a) and latent heat (b) for daylight hours in June 2004 over a semi-natural grassland at the Linden field site (for details see Grünhage et al., 1996; Jäger et al., 2003)

3 Biosphere/atmosphere exchange of trace gases

The exchange of trace gas species A, $F_c(A)$, between the phytosphere and the atmosphere near the surface can be modelled by:

$$F_c(A) = - \frac{\rho_A(z_{\text{ref},A}) - \rho_A(d + z_{0m})}{R_{ah}(d + z_{0m}, z_{\text{ref},A})} \quad (26)$$

$$= - \frac{\rho_A(z_{\text{ref},A}) - \rho_A(d + z_{0c})}{R_{ah}(d + z_{0m}, z_{\text{ref},A}) + R_{b,A}} \quad (27)$$

$$= - \frac{\rho_A(z_{\text{ref},A}) - \rho_{A,\text{comp}}}{R_{ah}(d + z_{0m}, z_{\text{ref},A}) + R_{b,A} + R_{c,A}} \quad (28)$$

with $F_c(A)$ total vertical atmosphere-canopy flux of trace gas A [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$]
 $\rho_A(z_{\text{ref}})$ measured concentration (potential) of trace gas A at height $z = z_{\text{ref},A}$ [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
 $\rho_A(d + z_{0m})$ concentration of trace gas A at the conceptual height $z = d + z_{0m}$ [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
 $\rho_A(d + z_{0c})$ concentration of trace gas A at the conceptual height $z = d + z_{0c} = d + z_{0h}$ [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]
 $\rho_{A,\text{comp}}$ canopy compensation concentration of trace gas A [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$]

Modelling details are given in Grünhage and Haenel (2008). In case of deposition, the resistance network allows to partition the total atmosphere-canopy flux $F_{c,\text{total}}(A)$ into (1) fluxes absorbed by the plant through the stomata and the cuticle $F_{c,\text{stom \& cut}} = F_{c,\text{stom}}(A) + F_{c,\text{cut}}(A)$, and (2) fluxes down to external plant surfaces $F_{c,\text{ext}}(A)$ and the soil beneath the canopy $F_{\text{soil}}(A)$. Studies show that penetration of gases through the cuticle $F_{c,\text{cut}}(A)$ can be neglected in comparison to stomatal uptake $F_{c,\text{stom}}(A)$ (cf. Chapter 2.3).

Combining $F_{c,\text{ext}}$ and F_{soil} to $F_{c,\text{non-stomatal}}$ and neglecting cuticular fluxes (i.e. approximating $F_{c,\text{stom \& cut}} \approx F_{c,\text{stom}}$) one obtains:

$$F_{c,\text{total}}(A) = F_{c,\text{stom \& cut}}(A) + F_{c,\text{ext}}(A) + F_{\text{soil}}(A) \\ \cong F_{c,\text{stom}}(A) + F_{c,\text{non-stomatal}}(A) \quad (29)$$

The integral of $F_{c,\text{stom \& cut}} \cong F_{c,\text{stomatal}}$ over time t is the **pollutant absorbed dose**, $PAD(A)$ [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$] (Fowler and Cape, 1982):

$$PAD(A) = \int_{t_1}^{t_2} |F_{c,\text{stom \& cut}}(A)| \cdot dt \\ \cong \int_{t_1}^{t_2} |F_{c,\text{stom}}(A)| \cdot dt \quad (30)$$

For O_3 the integral of $F_{c,\text{stom \& cut}} \cong F_{c,\text{stom}}$ over time t is called **accumulated stomatal flux of ozone**, AF_{st} (UNECE, 2004, 2007).

Applying concentration- or flux-based critical levels of O_3 (UNECE, 2004, 2007) or the maximum-permissible O_3 concentration concept (Grünhage et al., 2001) requires O_3 concentration measured at reference height above the canopy $\rho_{O_3}(z_{\text{ref}})$ to be transformed to concentration at the upper surface of the laminar boundary layer of the uppermost sunlit leaves. According to the single-leaf concept, PLATIN disposes only of one single canopy-representative laminar boundary layer the surface of which is located at $d + z_{0m}$. The concentration at this height is calculated from:

$$\rho_{O_3}(d + z_{0m}) = \rho_{O_3}(z_{\text{ref},O_3}) \\ + [F_{c,\text{total}}(O_3) \cdot R_{ah}(d + z_{0m}, z_{\text{ref},O_3})] \quad (31)$$

This is contrasted by the UNECE (2004, 2007) approach that the concentration at the upper surface of the laminar boundary layer of the sunlit upper canopy leaves be represented by the O_3 concentration at the top of the canopy $z = h$. Within the M-O framework, this concentration is given by:

$$\rho_{O_3}(h) = \rho_{O_3}(z_{\text{ref},O_3}) + [F_{c,\text{total}}(O_3) \cdot R_{ah}(h, z_{\text{ref},O_3})] \quad (32)$$

Besides the fact that the effective upper surface of all the laminar boundary layers existing within the canopy is probably represented better by $d + z_{0m}$ than by h , application of eq. (32) is prone to proper definition of h . Does h e.g. represent the maximum or the average height of canopy elements above ground? Due to numerous irregularities in canopy architecture as well as wind-driven bending of the upper parts of a canopy it may be difficult to find a robust estimate of canopy height. Therefore it seems worthwhile to demonstrate the differences in stomatal uptake calculated according to eq. (33; see below) with O_3 concentrations from eq. (32) for varying h . This is done exemplarily using the daylight-hour data sets from June 2004 at Linden. Except for h , all data needed to evaluate eq. (32) were determined by precedent PLATIN runs using the aforementioned data sets.

In order to obtain a reasonable measure for h , we inverted the usual relations between displacement height and roughness length for momentum on one hand and the canopy height on the other hand, which allows to calculate h from given displacement height d and roughness length z_{0m} by $h = (d + z_{0m}) \cdot 0.8^{-1}$ according to Brutsaert (1984). In order to reveal the influence of the differing heights in eqs. (31) and (32), the stomatal uptake as calculated with O_3 concentrations from eq. (32) has then been normalised by the one obtained with O_3 concentrations

from eq. (31). As stomatal uptake is proportional to O_3 concentration, this ratio of stomatal uptake turns out to be identical to the ratio of the respective O_3 concentrations. This concentration ratio is displayed in Figure 4. Estimating stomatal uptake from h rather than $d + z_{0m}$ generally leads to overestimation of stomatal uptake which may not be negligible. This overestimation clearly depends on how much h differs from $d + z_{0m}$, which is demonstrated by varying h by plus 0.05 m and $d + z_{0m}$ by a factor of 1.1. (Diminishing h , on the other hand, would mean to approach $d + z_{0m}$ and therefore reduce overestimation. However, h should never reach $d + z_{0m}$, because then h would not be representative for canopy height any longer.)

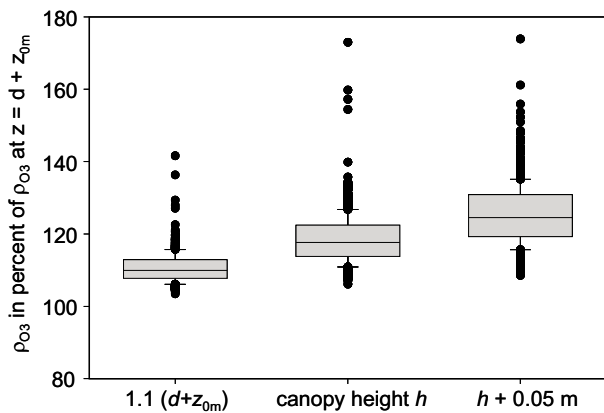


Figure 4:

Box-and-whisker plot of O_3 concentrations at $z = (d + z_{0m}) \cdot 1.1$, $z = h$ and $z = h + 0.05$ m in percent of O_3 concentrations at $z = d + z_{0m}$ during daylight hours in June 2004

Even if a stomatal uptake approach as given by UNECE (2004, 2007) could be combined with guidance how to properly estimate canopy height h , the problem still remains that h is not the best measure of the effective height of the canopy's laminar boundary layer. Therefore we recommend to calculate stomatal uptake by a model like PLATIN which is calibrated by a number of water and energy balance quantities and which, therefore, is much less sensitive to the correct estimation of canopy height.

Because stomatal uptake of O_3 , $F_{c, stom}(O_3)$ is the toxicologically effective share of $F_{c, total}(O_3)$, flux-effect relationships should be based on that component which is given by:

$$F_{c, stom}(O_3) =$$

$$= \frac{\rho_{O_3}(z_{ref, O_3})}{R_{ah} + R_{b, O_3} + \frac{R_{c, stom+mes, O_3}}{1 - \beta^*} + \left([R_{ah} + R_{b, O_3}] \cdot \frac{R_{c, stom+mes, O_3}}{1 - \beta^*} \cdot \left[\frac{1 - \beta^*}{R_{c, cut, O_3}} + \frac{1 - \beta}{R_{c, ext, O_3}} + \frac{\beta}{R_{soil, O_3}} \right] \right)} \quad (33)$$

$$\text{with } R_{ah} = R_{ah}(d + z_{0m} \cdot z_{ref, O_3})$$

$$R_{c, stom+mes, O_3} = R_{c, stom, O_3} + R_{c, mes, O_3} \quad (34)$$

$F_{c, stom}(O_3)$ can further be subdivided into the flux entering the compartment of sunlit leaves, $F_{c, stom, sunlit}(O_3)$, and the flux taken up by the shaded-leaves compartment, $F_{c, stom, shaded}(O_3)$:

$$F_{c, stom}(O_3) = F_{c, stom, sunlit}(O_3) + F_{c, stom, shaded}(O_3) \quad (35)$$

The estimation of $F_{c, stom, sunlit}(O_3)$ and $F_{c, stom, shaded}(O_3)$ is controlled by the O_3 bulk resistances assigned to the two compartments and their relation to the bulk canopy resistance $R_{c, stom, O_3}^*$. The latter is proportional to the H_2O bulk canopy resistance $R_{c, stom, H_2O}^*$, cf. eq. (37 in Grünhage and Haenel, 2008):

$$R_{c, stom, O_3}^* = R_{c, stom, H_2O}^* \cdot \frac{D_{H_2O}}{D_{O_3}} \quad (36)$$

$R_{c, stom, H_2O}^*$ is obtained from

$$R_{c, stom, H_2O}^* = \frac{R_{c, stom, H_2O}}{1 - \beta^*} \quad (37)$$

where $R_{c, stom, H_2O}$ is given by eqs. (21) or (22) as the bulk resistance one obtains under neglect of the vertical distribution of within-canopy radiation extinction. In eq. (37), this extinction is accounted for by the correction term $1 - \beta^*$ (eq. (14)).

Similarly the resistances for the two compartments "sunlit leaves" and "shaded leaves", are defined by

$$R_{c, stom, sunlit, O_3}^* = \frac{R_{c, stom, H_2O}}{1 - \beta_{sunlit}^*} \cdot \frac{D_{H_2O}}{D_{O_3}} \quad (38)$$

and

$$R_{c, stom, shaded, O_3}^* = \frac{R_{c, stom, H_2O}}{1 - \beta_{shaded}^*} \cdot \frac{D_{H_2O}}{D_{O_3}} \quad (39)$$

where $1 - \beta_x^*$ (with $x = \text{sunlit, shaded}$) is given by (cf. Eq. (14)):

$$1 - \beta_x^* = \frac{I_{c, x}}{PAR} \quad (40)$$

As the O_3 concentration within the plant can be assumed to be zero, the relations of fluxes are simply given by the inverse ratio of the resistances involved which turns out to be a function of β^*_{x} and β^*_{sunlit} or β^*_{shaded} , respectively:

$$\frac{F_{c, \text{stom}, \text{sunlit}}(O_3)}{F_{c, \text{stom}}(O_3)} = \frac{R^*_{c, \text{stom}, O_3}}{R^*_{c, \text{stom}, \text{sunlit}, O_3}} = \frac{1 - \beta^*_{\text{sunlit}}}{1 - \beta^*} \quad (41)$$

$$\frac{F_{c, \text{stom}, \text{shaded}}(O_3)}{F_{c, \text{stom}}(O_3)} = \frac{R^*_{c, \text{stom}, O_3}}{R^*_{c, \text{stom}, \text{shaded}, O_3}} = \frac{1 - \beta^*_{\text{shaded}}}{1 - \beta^*} \quad (42)$$

Dividing $F_{c, \text{stom}, \text{sunlit}}(O_3)$ by LAI_{sunlit} (see Appendix B in Grünhage and Haenel (2008)) yields the flux of O_3 through the stomatal pores per unit projected leaf area (PLA)

$$F_{\text{leaf}, \text{stom}, \text{sunlit}}(O_3) = \frac{F_{c, \text{stom}, \text{sunlit}}(O_3)}{LAI_{\text{sunlit}}} \quad (43)$$

as required by the UNECE Mapping Manual 2004 (UNECE, 2004, 2007). The re-calculation of stomatal conductance of sunlit leaves $g_{\text{leaf}, \text{stom}, \text{sunlit}, O_3}$ from bulk stomatal resistance R_{c, stom, O_3} according to eq. (44)

$$g_{\text{leaf}, \text{stom}, \text{sunlit}, O_3} = \frac{1 - \beta^*_{\text{sunlit}}}{R_{c, \text{stom}, O_3}} \cdot \frac{1}{LAI_{\text{sunlit}}} \quad (44)$$

provides a direct interface between canopy scale and leaf scale measurements as well as between micromet and impact research. Besides verification of the parameterization of stomatal conductance via measurements of canopy level water vapour exchange, *big leaf* stomatal conductance parameterization and water vapour fluxes can now be compared directly with porometer measurements on the leaf level. Upscaling algorithms from leaf to canopy level can be verified or adjusted.

References

- Braden H (1995) The model AMBETI : a detailed description of a soil-plant-atmosphere model. Offenbach a M : Selbstverl des Deutschen Wetterdienstes, Ber Dtsch Wetterdienstes 195
- Brutsaert W (1984) Evaporation into the atmosphere : theory, history, and applications. Dordrecht : Reidel, 299 p
- Cellier P, Brunet Y (1992) Flux-gradient relationships above tall plant canopies. *Agr Forest Meteorol* 58:93-117
- Choudhury BJ, Idso SB, Reginato RJ (1987) Analysis of an empirical model for soil heat flux under a growing wheat crop for estimating evaporation by an infrared-temperature based energy balance equation. *Agr Forest Meteorol* 39:283-297
- Daamen CC, Simmonds LP (1996) Measurement of evaporation from bare soil and its estimation using surface resistance. *Water Resour Res* 32:1393-1402
- Dämmgen U, Grünhage L (1998) Response of a grassland ecosystem to air pollutants : 5. A toxicological model for the assessment of dose-response relationships for air pollutants and ecosystems. *Environ Pollut* 101(3):375-380
- Dämmgen U, Sutton MA (2001) Die Umwelt-Wirkungen von Ammoniak-Emissionen. *KTBL-Schr* 401:14-25
- Dämmgen U, Grünhage L, Jäger H-J (1997) The description, assessment and meaning of vertical fluxes of matter within ecotopes : a systematic consideration. *Environ Pollut* 96:249-260
- Dämmgen U, Erisman JW, Cape JN, Grünhage L, Fowler D (2005) Practical considerations for addressing uncertainties in monitoring bulk deposition. *Environ Pollut* 134:535-548
- Dickinson RE (1984) Modeling evapotranspiration for three-dimensional global climate models. *Geophys Monograph Ser* 29:58-72
- Dyer AJ (1974) A review of flux-profile relationships. *Bound-Lay Meteorol* 7:363-372
- Erisman JW, Draaijers GPJ, Steingröver E, van Dijk H, Boxman A, de Vries W (1998) Assessment of the exposure and loads of acidifying and eutrophying pollutants and ozone, as well as their harmful influence on the vitality of the trees and the Speulder forest ecosystem as a whole. *Water Air Soil Pollut* 105:539-571
- Erisman JW, Vermeulen A, Hensen A, Flechard C, Dämmgen U, Fowler D, Sutton M, Grünhage L, Tuovinen J-P (2005) Monitoring and modelling of biosphere/atmosphere exchange of gases and aerosols in Europe. *Environ Pollut* 133:403-413
- Finlayson-Pitts BJ, Pitts JN (1986) Atmospheric chemistry : fundamentals and experimental techniques. New York : Wiley, 1098 p
- Fowler D, Cape JN (1982) Air pollutants in agriculture and horticulture. In: Unsworth MH, Ormrod DP (eds) Effects of gaseous air pollution in agriculture and horticulture. London : Butterworth, pp 3-26
- Fowler D, Flechard C, Cape JN, Storeton-West RL, Coyle M (2001) Measurements of ozone deposition to vegetation quantifying the flux, the stomatal and non-stomatal components. *Water Air Soil Pollut* 130:63-74
- Gallagher M, Fontan J, Wyers P, Ruijgrok W, Duyzer J, Hummelshøj P, Pilegaard K, Fowler D (1997) Atmospheric particles and their interactions with natural surfaces. In: Slanina J (ed) Biosphere-atmosphere exchange of pollutants and trace substances. Berlin : Springer, pp 45-83
- Gerosa G, Cieslik S, Ballarin-Denti A (2003) Micrometeorological determination of time-integrated stomatal ozone fluxes over wheat : a case study in Northern Italy. *Atmos Environ* 37:777-788
- Gerosa G, Marzuoli R, Cieslik S, Ballarin-Denti A (2004) Stomatal ozone fluxes over a barley field in Italy : „Effective exposure“ as a possible link between exposure- and flux-based approaches. *Atmos Environ* 38:2421-2432
- Graedel TE, Crutzen PJ (1995) Atmosphere, climate and change. New York : Freeman, 196 p
- Granier A, Loustau D (1994) Measuring and modelling the transpiration of a maritime pine canopy from sap-flow data. *Agr Forest Meteorol* 71:61-81
- Grünhage L, Haenel H-D (1997) PLATIN (PLant-ATmosphere INteraction) I : a model of plant-atmosphere interaction for estimating absorbed doses of gaseous air pollutants. *Environ Pollut* 98:37-50
- Grünhage L, Haenel H-D (2000) WINDEP - Worksheet-Integrated Deposition Estimation Programme. *Schr KRdL* 32:157-173
- Grünhage L, Gerosa G (2008) Ozone flux measurement and modelling on leaf/shoot and canopy scale. *Ital J Agron / Riv Agron* 3:53-59
- Grünhage L, Haenel H-D (2008) Detailed documentation of the PLATIN (PLant-ATmosphere INteraction) model. Braunschweig : Johann Heinrich von Thünen-Institut, 95 p, Landbauforsch SH 319
- Grünhage L, Hanewald K, Jäger H-J, Ott W (1996) Auswirkungen dynamischer Veränderungen der Luftzusammensetzung und des Klimas auf terrestrische Ökosysteme in Hessen. II. Umweltbeobachtungs- und Klimafolgenforschungstation Linden : Jahresbericht 1995. Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz 220:1-191
- Grünhage L, Dämmgen U, Haenel H-D, Jäger H-J (1998) Response of a grassland ecosystem to air pollutants : 6. The chemical climate: concentrations and potential flux densities of relevant criteria pollutants. *Environ Pollut* 101(2):215-220
- Grünhage L, Jäger H-J, Haenel H-D, Löpmeier F-J, Hanewald K (1999) The European critical levels for ozone : improving their usage. *Environ Pollut* 105:163-173
- Grünhage L, Haenel H-D, Jäger H-J (2000) The exchange of ozone between

- vegetation and atmosphere : micrometeorological measurement techniques and models. *Environ Pollut* 109:373-392
- Grünhage L, Krause GHM, Köllner B, Bender J, Weigel H-J, Jäger H-J, Guderian R (2001) A new flux-orientated concept to derive critical levels for ozone to protect vegetation. *Environ Pollut* 111(3):355-362
- Grünhage L, Krupa SV, Legge AH, Jäger H-J (2003) Ambient flux-based critical values of ozone for protecting vegetation : differing spatial scales and uncertainties in risk assessment. In: Karlsson E, Selden G (eds) *Establishing ozone critical levels 2 : UNECE workshop report*. Göteborg : IVL Swedish Environmental Research Institute, pp 51-65
- Grünhage L, Krupa SV, Legge AH, Jäger H-J (2004) Ambient flux-based critical values of ozone for protecting vegetation : differing spatial scales and uncertainties in risk assessment. *Atmos Environ* 38:2433-2437
- Hicks BB, Baldocchi DD, Meyers TP, Hosker RP, Matt DR (1987) A preliminary multiple resistance routine for deriving dry deposition velocities from measured quantities. *Water Air Soil Pollut* 36:311-330
- Jäger H-J, Schmidt SV, Kammann C, Grünhage L, Müller C, Hanewald K (2003) The University of Giessen free-air carbon dioxide enrichment study : description of the experimental site and of a new enrichment system. *J Appl Bot* 77:117-127
- Jarvis PG (1976) The interpretation of the variations in leaf water potential and stomatal conductance found in canopies in the field. *Philos Trans R Soc Lond B* 273:593-610
- Kerstiens G, Federholzner R, Lenzian KJ (1992) Dry deposition and cuticular uptake of pollutant gases. *Agr Ecosyst Environ* 42:239-253
- Kerstiens G, Lenzian KJ (1989a) Interactions between ozone and plant cuticles. I. Ozone deposition and permeability. *New Phytol* 112:13-19
- Kerstiens G, Lenzian KJ (1989b) Interactions between ozone and plant cuticles. II. Water permeability. *New Phytol* 112:21-27
- Körner Ch (1994) Leaf diffusive conductances in major vegetation types of the globe. In: Schulze E-D, Caldwell MM (eds) *Ecophysiology of photosynthesis*. Berlin : Springer, pp 463-490
- Krupa SV (2002) Sampling and physico-chemical analysis of precipitation : a review. *Environ Pollut* 120:565-594
- Lenzian KJ, Kerstiens G (1991) Sorption and transport of gases and vapors in plant cuticles. *Rev Environ Contam Tox* 121:65-128
- McArthur AJ (1990) An accurate solution to the Penman Equation. *Agr Forest Meteorol* 51:87-92
- Monin AS, Obukhov AM (1954) Basic laws of turbulent mixing in the atmosphere near the ground. In: Fay JA, Houtt DP (eds) *Aerophysics of air pollution*. New York : Am Inst Aeronautics Astronautics, pp 90-119
- Monteith JL (1965) Evaporation and environment. In: Fogg GE (ed) *The state and movement of water in living organisms*. Cambridge : Cambridge Univ Press, Symp Soc Exp Biol 19: 205-234
- Monteith JL, Unsworth MH (1990) *Principles of environmental physics*. London : Arnold, 291 p
- Oke TR (1978) *Boundary layer climates*. London : Methuen, 372 p
- PORG United Kingdom Photochemical Oxidants Review Group (1997) *Ozone in the United Kingdom : fourth report of the Photochemical Oxidants Review Group 1997*. London : Dept Environ Transport Regions, 234 p Alphabetische Einordnung!
- Ritchie JT (1972) Model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. *Water Resour Res* 8:1204-1213
- Ross J (1981) The radiation regime and architecture of plant stands. The Hague : Junk, 391 p, *Tasks Vegetation Sci* 3
- Sellers PJ (1985) Canopy reflectance, photosynthesis and transpiration. *Int J Remote Sens* 6:1335-1372
- Sellers PJ, Mintz Y, Sud YC, Dalcher A (1986) A simple biosphere model (SiB) for use in general circulation models. *J Atmos Sci* 43:505-531
- Slinn WGN (1982) Predictions for particle deposition to vegetative canopies. *Atmos Environ* 16:1785-1794
- Stewart JB (1988) Modelling surface conductance of pine forest. *Agr Forest Meteorol* 43:19-35
- Stull RB (1988) *An introduction to boundary layer meteorology*. Dordrecht : Kluwer, 666 p
- Tuovinen J-P, Ashmore MR, Emberson LD, Simpson D (2004) Testing and improving the EMEP ozone deposition module. *Atmos Environ* 38:2373-2385
- UNECE (1979) *Convention on long-range transboundary air pollution* [online]. Zu finden in <<http://www.unece.org/env/lrtap/full%20text/1979.CLRTAP.e.pdf>> [zitiert am 21.10.2008]
- UNECE (1999) *Protocol to the 1979 Convention on long-range transboundary air pollution to abate acidification, eutrophication and ground-level ozone* [online]. Zu finden in <<http://www.unecs.org/env/lrtap/full%20text/1999%20Multi.E.Amended.2005.pdf>> [zitiert am 21.10.2008]
- UNECE (2004) *Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends* [online]. Zu finden in <<http://icpmapping.org/cms/zeigeBereich/11manual.english.htm>> [zitiert am 21.10.2008]
- UNECE (2007) *Mapping manual 2004 : manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends : 2007 revision* [online]. Zu finden in <<http://icpmapping.org/cms/zeigeBereich/13/related.documents.htm>> [zitiert am 21.10.2008]

Mögliche Synergie-Effekte zwischen Landwirtschaft und Naturschutz unter den Bedingungen des Klimawandels

Ewald Schnug*, Silvia Haneklaus*, Kerr C. Walker**, Robin L. Walker*** und Gerold Rahmann****

Zusammenfassung

Auch wenn es nicht möglich ist zukünftige Klimaänderungen derzeit exakt zu prognostizieren und die erwartete Veränderung einzelner agrarrelevanter Parameter wie Temperatur, CO₂-Gehalt der Luft, Niederschlagsverteilung und -höhe im Jahresverlauf zu quantifizieren, so ist der Wandel im Klima doch unaufhaltsam. Während gemeinhin versucht wird, regional und global die Risiken des Klimawandels, zum Beispiel für die landwirtschaftliche Produktion abzuschätzen, sind Hypothesen für synergistische Effekte von Landwirtschaft und Naturschutz rar. Mit Zunahme der Temperatur ist auf der Nordhalbkugel eine höhere Produktivität landwirtschaftlicher Standorte zu erwarten, die eine höhere Düngungsintensität nach sich zieht, die wiederum zu erhöhten Nährstoffverlusten führen kann. Durch die Ausweitung des Anbaus von Leguminosen könnte die Stickstoff-Zufuhr in der Landwirtschaft deutlich verringert und gleichzeitig die Biodiversität erhöht werden. Längere Vegetationszeiten, verbunden mit höheren Temperaturen könnten sich in einer vielseitigeren Fruchtfolge widerspiegeln, da sich das Spektrum der in unseren Regionen anbauwürdigen Kulturpflanzen vergrößert. Die vielleicht bedeutendste synergistische Wirkung betrifft den vorbeugenden Hochwasserschutz. Nach derzeitigem Stand des Wissens kann dem Ausmaß der Überflutung entgegengewirkt werden, indem die Infiltrationsleistung der Böden nachhaltig verbessert wird. Unter diesem Aspekt erbringen ökologisch wirtschaftende Betriebe die größte Umweltleistung.

Schlüsselworte: C₄-Pflanzen, Ökologischer Landbau, Infiltration, Überflutung, Untersaaten, Zwischenfrüchte

Abstract

Potential synergistic effects between agriculture and nature conservation under the constraints of climate change

At present it is not feasible to provide a precise prognosis about future changes in temperature, CO₂-content of the air and (progression of) precipitation, which are relevant parameters for productivity in agriculture. Nevertheless there is no doubt that climate change is taking place. Usually, attempts are made to evaluate regional and global risks of climate change relevant to agricultural production, but hypotheses for synergistic effects between agriculture and nature conservation are scarce. Generally, an increasing temperature will increase crop production levels in the northern hemisphere, which will justify a higher fertiliser input and thus increased nutrient losses to the environment. Here, the expansion of legumes in the crop rotation may contribute efficiently to counteract the problem, and in doing so biodiversity of crop rotations will be promoted. Longer growing seasons, combined with higher temperatures offer the chance for diversification of crop rotations as the spectrum of suitable crops is broadened. Possibly the most important synergistic effect between agriculture and nature conservation is related to the protection against flooding. Based on current knowledge an increase of the infiltration rate of agricultural soils will reduce the flooded area. In this respect organic farming possibly provides the best environmental benefits.

Keywords: C₄-plants, catch crops, flooding, intercropping, infiltration, organic farming

* Julius Kühn-Institut, Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig, Deutschland, pb@jki.bund.de

** Merysystem Consultants Ltd., Liosmor, Kirkton of Tough, Alford, Aberdeenshire, Scotland, AB33 8ER, UK

*** Crop & Soil Systems Research Group, Scottish Agricultural College, (SAC), Ferguson Building, Craibstone Estate, Bucksburn, Aberdeen, AB21 9YA, UK

**** Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Ökologischen Landbau, Trenthorst 32, 23847 Westerau, Deutschland

Einleitung

Klimawandel findet statt, insoweit ist sich die Fachwelt einig. Weitgehend einig sind sich die Experten und Expertinnen auch über zwei Kenngrößen, die sich binnen der nächsten 100 Jahre verändern werden, nämlich die mittlere Temperatur, die um ca. 3 °C steigen und der mittlere CO₂-Gehalt der Atmosphäre, der sich in etwa verdoppeln soll (Schnug, 1998; Zebisch et al., 2005). Die nächste Stufe der Orakel ist dann schon etwas vager: Werden die Sommer nun kühler und die Winter wärmer, welche Jahreszeit wird feuchter, welche trockener? Schätzungen zu Folge fallen 10 % weniger Niederschläge im Sommer, dafür aber 20 % mehr im Winter (Schnug, 1998). An dieser Stelle sei auf von Storch (2004) verwiesen: „Klima, das ist die Statistik des Wetters. ... Wenn wir von Klimavorhersagen sprechen, dann meinen wir nicht, dass wir das Wetter in 100 Jahren angeben wollen, sondern die Statistik des Wetters in 100 Jahren“ (s. a. Stehr und von Storch, 1999).

Der Mensch an sich scheut den Wandel, sei es in seinem eigenen Leben, oder in seiner Umwelt. Dabei vergessen wir, dass es gerade der Wandel in unserer Umwelt ist, der uns zur Fortentwicklung zwingt, und dadurch seit jeher Evolution erst ermöglicht hat. Dementsprechend kann man den zu erwartenden Klimawandel nicht nur als Bedrohung, sondern durchaus auch als Chance verstehen. Im Kontext dieses Beitrages wäre dies die Chance, die Entwicklung der Landwirtschaft dahingehend zu leiten, dass zielbedingte Kontroversen zum Naturschutz gemildert werden. Ganz werden sich derartige Diskussionen nie vermeiden lassen, denn Landwirtschaft ist „Naturnutz“ und damit in ihren Zielen und Methoden zwangsläufig auf eine Minderung der Biodiversität ausgerichtet. Der Ökologische Landbau entspricht zwar den gesellschaftlichen Erwartungen an den Naturschutz, aber auch hier ist Biodiversität nur begrenzt erwünscht. So ist im Ökologischen Landbau die Kontrolle von Beikräutern und Schaderregern eine notwendige Maßnahme, um auch ohne chemisch-synthetische Pestizide oder gentechnisch veränderte Pflanzen die Erträge zu sichern. So gesehen ist auch der Ökologische Landbau als eine naturschädliche Form der Landnutzung zu werten.

Ziel dieses Beitrages ist es, durch den Klimawandel zu erwartende Veränderungen der Rahmenbedingungen in der Pflanzenproduktion hinsichtlich möglicher synergistischer Nebenwirkungen mit Belangen des Naturschutzes zu evaluieren. Wenn dies gelänge, wäre dieser Wandel „Ein guter Tag für Deutschland“.

Im Nachfolgenden wird der besseren Darstellung halber das prognostizierte Gesamtszenario des Klimawandels in isolierte Faktoren zerlegt. Die Autoren sind sich dabei durchaus bewusst, dass dies eine beträchtliche Vereinfachung bedeutet und die erfolgte, um mögliche Hauptef-

fekte hervorzuheben. Der Beitrag verzichtet daher auch bewusst auf eine umfangreiche Darstellung und Diskussion von Wechselwirkungen und erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit, sondern zielt primär darauf ab positive Denkanstöße zu geben.

Anstieg der mittleren Temperaturen

Pflanzenproduzenten auf der Nordhalbkugel der Erde werden grundsätzlich zu den „Gewinnern“ des Klimawandels gehören (Schnug, 1998): Höhere Temperaturen bei höheren atmosphärischen CO₂-Gehalten bedeuten grundsätzlich höhere potenzielle Erträge (Zebisch et al., 2005), insbesondere auch durch die nördliche Ausdehnung des Anbaubereiches photosynthetisch effizienterer C₄-Pflanzen. Eine Erhöhung der spezifischen Intensität ist zwangsläufig die Folge, um dieses Potenzial voll auszuschöpfen. Es werden vermutlich mehr Düngemittel ausgebracht, wodurch das Risiko unerwünschter Nährstoffverluste aus der Landwirtschaft steigt. Bei geschickter Steuerung kann aber auch eine höhere Nährstoffausnutzung und damit eine geringere Eutrophierung mit weniger schädlichen Auswirkungen auf die Biodiversität erzielt werden. Besondere Chancen sind im Hinblick auf synergistische Wirkungen mit dem Naturschutz zu erwarten, wenn der kontinuierlich steigende Bedarf an Stickstoff (N) nicht ausschließlich über Handelsdünger, sondern über den forcierten Anbau von Leguminosen gedeckt würde. Ein zukünftig verstärkter Anbau von Eiweißpflanzen ist naheliegend, um so den steigenden Bedarf in der Tierfütterung kosteneffizient decken zu können. Sofern die Temperaturen im Winter ansteigen, verbleibt zudem eine längere Wachstumsphase für Zwischenfrüchte, die den Ertrag begünstigen, ohne jedoch das Wachstum der Folgekultur vor Winter zu gefährden. Besonders günstig hinsichtlich der Reduzierung des Aufwandes an Stickstoffdüngemitteln und auch zur Förderung der Biodiversität in Agrarökosystemen wäre hier bei einer Verstärkung von Gemengebau und Untersaaten, wo verschiedene Kulturarten gleichzeitig auf einem Feld angebaut werden. Neben ökologischen Vorteilen (Trydeman-Knudsen et al., 2004) haben solche Mischsysteme auch ihre ökonomische Rentabilität bewiesen (Bulson et al., 1997). Flächenbezogen ist die Biomasseproduktion im Gemengebau und in Ackerkulturen mit Untersaaten grundsätzlich höher als in Monokulturen. Grund hierfür ist die Tatsache, dass unterschiedliche Pflanzenarten mit morphologisch und physiologisch unterschiedlichen Wurzelsystemen unterschiedliche Bodenhorizonte besser erschließen und physikochemische Fraktionen des Bodens für ihre Ernährung effizienter ausnutzen (Andersen et al., 2005; Li et al., 2003). Insbesondere der Mischanbau von Getreide und Leguminosen zeigt eine deutlich höhere N-Ausnutzung als die von einzelnen Getreidearten (Haug-

gard-Nielsen et al., 2001; Berntsen et al., 2004). Hierdurch reduziert sich auch die Emission an klimaschädlichem N_2O (Pappa et al., 2008). Günstig für den Naturschutz ist auch die bessere Unkrautunterdrückung und Förderung der natürlichen Resistenz gegenüber Schaderregern in derartigen Systemen, was wiederum den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln reduzieren könnte (Liebman und Dyck, 1993).

Eine raschere Erwärmung der Böden im zeitigen Frühjahr könnte bedeuten, dass Winterfrüchte schneller mit der Ausnutzung von N und P aus den Vorräten des Bodens beginnen, was insgesamt mindernd auf die N- und P-Verluste und damit gegen die Biodiversitäts-feindliche Eutrophierung von Ökosystemen wirken würde.

Die vielleicht wichtigste Hypothese ist, dass wärmere Böden die naturschutz-freundliche Minimalbodenbearbeitung begünstigen, weil die systembedingt geringere Nitrifikation durch temperaturbedingt schnellere Umsetzungen konterkariert wird und sich so entsprechende Ausgleichs-düngungen mit N erübrigen.

Wärmere und trockenere Sommer

Aus Sicht des Naturschutzes lässt sich dem folgenden, ansonsten stets als äußerst negativ für die Zukunft der Pflanzenproduktion erachteten Aspekt des Klimawandels (Zebisch et al., 2005) durchaus etwas Positives abgewinnen: Durch längere Vegetationszeiten, verbunden mit höheren Temperaturen vergrößert sich das Spektrum der in unseren Regionen anbauwürdigen Kulturpflanzen, was zu einer vielfältigeren Gestaltung von Fruchtfolgen führen könnte. Gleichzeitig ist aber auch denkbar, dass bisher noch als Acker nutzbare Böden, insbesondere wegen Wasserknappheit vermehrt wieder in Grünland umgewandelt werden.

Feuchtere und wärmere Winter

Die, insbesondere für den nicht-agrarischen Teil der Bevölkerung, unangenehmste Begleiterscheinung des Klimawandels wird die Zunahme der Intensität von Hochwasserereignissen sein. Die geht nicht ausschließlich auf das Konto der Klimaveränderung oder des fortschreitenden Flächenverbrauches durch Siedlung und Verkehr, sondern auch auf das der zunehmenden „schleichenden Versiegelung“ landwirtschaftlicher Flächen (Sparovek et al., 2002). Prozesse wie Verdichtung, Verschlammung und Verlust an biologischer Aktivität führen zu einem Verlust der Infiltrationskapazität landwirtschaftlich genutzter Böden und damit zu einer Erhöhung der Intensität von Hochwasserereignissen. Auslösende Faktoren für diese „schleichende Versiegelung“ in der landwirtschaftlichen Produktionstechnik sind die zu hohe mechanische Belastung von Böden bei Befahrung und Bearbeitung, monotone Fruchtfolgen,

unzureichendes Monitoring struktureller Merkmale und Prozesse und der Einsatz von Pestiziden.

Im Hinblick auf den Klimawandel ist daher die Erhaltung eines standorttypisch hohen Infiltrationspotenziales durchaus als einer der wichtigsten Beiträge der Landwirtschaft zur Milderung der gesellschaftlichen Folgen des Klimawandels zu sehen. Konservierende Bodenbearbeitung könnte systemunabhängig in erheblichem Umfang zur Verbesserung der Infiltration beitragen. In konventionellen Betrieben stellt sie jedoch in einem ansonsten ungünstigen Umfeld lediglich einen isolierten Faktor dar. In ökologisch wirtschaftenden Betrieben wirken sich hingegen eine Vielzahl von Faktoren positiv auf die Infiltration aus. Insbesondere durch günstigere Bedingungen für die Bildung von „Bioporen“ weisen ökologisch bewirtschaftete Ackerböden unter ansonsten gleichen Bedingungen etwa doppelt so hohe Infiltrationsraten auf wie konventionell bewirtschaftete Vergleichsflächen (Schnug und Haneklaus, 2002).

Diskussion

Ohne Wandel keine Evolution: In dem Sinne besteht durchaus die Möglichkeit die Zwänge des Klimawandels für die Beförderung nachhaltiger Entwicklung in der Landwirtschaft mit Fokus auf den Naturschutz zu nutzen. So vielversprechend diese Möglichkeiten auch erscheinen mögen, darf jedoch nicht vergessen werden, dass landwirtschaftliche Produktion in einer Marktwirtschaft primär den Anforderungen der Märkte, statt Zielen des Natur- und Umweltschutzes gehorcht. Aktuelles Beispiel ist die Förderung der landwirtschaftlichen Produktion von Bioenergie im Zuge der allgemeinen Verteuerung von Energie. Im Ergebnis bedingen steigende Produktpreise, den Mechanismen der Marktwirtschaft folgend, eine höhere spezifische Faktorintensität und damit auch stärkere Nebenwirkungen auf Natur und Umwelt. Marktmechanismen hebeln so rasch komplexe Förderinstrumente wie „Cross Compliance“ in hohem Maße aus.

Die vielleicht größte Chance Landwirtschaft und Naturschutz im Zuge des Klimawandels näher zu bringen, liegt wahrscheinlich in der Förderung der Ausweitung des ökologischen Landbaus als Ausgleichsmaßnahme für anthropogene Versiegelungen, da die Erhaltung eines standorttypisch hohen Infiltrationspotenziales durchaus als eine der wichtigsten, nicht durch Produktpreise entlohnte Leistung der Landwirtschaft angesehen werden kann, welche die Gesellschaft mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit auch monetär honorieren wird. Dadurch würde die Entwicklung des Ökolandbaus stärker von Produktpreisen entkoppelt und auf ein stabileres Fundament gestellt. Denn auch wenn Ökolandbau, wie konventionelle Landwirtschaft, im Grundsatz ein Antagonist von Biodiversität ist, sind sei-

ne Auswirkungen auf Natur und Umwelt doch erheblich geringer und seine Ausweitung ganz im Sinne der Abschwächung der auslösenden Faktoren des Klimawandels (BUND, 2008; NABU, 2008).

Schlussfolgerung

Der Klimawandel birgt auch die Chance die landwirtschaftliche Produktion stärker auf Belange des Natur- und Umweltschutzes auszurichten. Mögliche Entwicklungsoptionen sind der vermehrte Ersatz von Stickstoff aus Handelsdüngern durch den Anbau von Leguminosen, die Zunahme von Untersaaten und Gemengebau und die flächenmäßige Ausweitung des ökologischen Landbaus.

Conclusion

The threat of climate change offers also the chance to implement management systems which are in line with the interests of nature conservation and environmental protection. Possible options are the progressive replacement of nitrogen from commercial fertiliser products by cultivation of legumes, the extension of catch crops and mixed cropping, and the augmentation of organic farming systems.

Literatur

- Andersen MK, Hauggaard-Nielsen H, Ambus P, Jensen ES (2005) Biomass production, symbiotic nitrogen fixation and inorganic N use in dual and tri-component annual intercrops. *Plant Soil* 266:273-287
- Berntsen J, Hauggaard-Nielsen H, Olesen JE, Petersen BM, Jensen ES, Thomsen A (2004) Modelling dry matter production and resource use in intercrops of pea and barley. *Field Crops Research* 88:69-83.
- Modelling dry matter production and resource use in intercrops of pea and barley. *Field Crops Research* 88:69-83.
- Bulson HAJ, Snaydon RW, Stopes CE (1997) Effects of plant density on intercropped wheat and field beans in an organic farming system. *J Agric Sci* 128:59-71
- BUND (2008) Gut fürs Klima : Ökolandbau [online]. Zu finden in <<http://www.bund.net/index.php?id=1137>> [zitiert am 06.11.2008]
- Hauggaard-Nielsen H, Ambus P, Jensen ES (2001) Temporal and spatial distribution of roots and competition for nitrogen in pea-barley intercrops – a study employing P-32 technique. *Plant Soil* 236:63-74
- Li L, Zhang FS, Li XL, Christie P, Sun JH, Yang SC, Tang CX (2003) Interspecific facilitation of nutrient uptake by intercropped maize and faba bean. *Nutrient Cycl Agroecosyst* 65:61-71
- Liebman M, Dyck E (1993) Crop rotation and intercropping strategies for weed management. *Ecol Appl* 3:92-122
- NABU (2008) Prima Klima durch die Agrarwende [online]. Zu finden in <http://www.nabu.de/m01/m01_02/00288.htm> [zitiert am 06.11.2008]
- Pappa VA, Rees RM, Walker RL, Baddeley JA (2008) Intercropping can reduce environmental impact. In: *Proceedings of the Joint SEPA and SAC Biennial Conference : Agriculture and the Environment VII, Land Management in a Changing Environment*, Edinburgh, 26-27 March 2008, pp 287-290
- Schnug E (1998) Response of plant metabolism to air pollution and global change – impact on agriculture responses of plant metabolism to air pollution and global change. In: Kok L de, Stulen I (eds) *Impact on agriculture responses of plant metabolism to air pollution and global change*. Leiden, Netherlands : Backhuys, pp 15-22
- Schnug E, Haneklaus S (2002) Landwirtschaftliche Produktionstechnik und Infiltration von Böden : Beitrag des ökologischen Landbaus zum vorbeugenden Hochwasserschutz. *Landbauforsch Völkenrode* 52:197-203
- Sparovek G, Jong van Lier de Q, Marcinkonis S, Rogasik J, Schnug E (2002) A simple model to predict river floods : a contribution to quantify the significance of soil infiltration rates. *Landbauforsch Völkenrode* 52(3):187-194
- Stehr H, Storch H von (1999) *Wetter, Klima, Mensch*. München : Beck, 127 p
- Storch H von (2004) Anpassung und Vermeidung [online]. Zu finden in <<http://coast.gkss.de/staff/storch/ABSTRACTS/041026.ekberg.expose.pdf>> [zitiert am 06.11.2008]
- Trydeman-Knudsen M, Hauggaard-Nielsen H, Jørgensen B, Jensen ES (2004) Comparison of interspecific competition and N use in pea-barley, faba bean-barley and lupin-barley intercrops grown at two temperate locations. *J Agric Sci* 142:617-628
- Zebisch M, Grothmann T, Schröter D, Hasse C, Fritsch U, Cramer W (2005) Klimawandel in Deutschland : Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme. Potsdam, UBA-FB 000844, 203 p

Umsetzung eines Tiergesundheitsplanes auf ökologisch wirtschaftenden Ferkelerzeugerbetrieben in Deutschland

Christina Werner*, Klaas Dietze* und Albert Sundrum*

Zusammenfassung

Ziel der Untersuchung war es, geeignete Maßnahmen für ein Gesundheitsvorsorgekonzept innerhalb eines betrieblich abgestimmten Tiergesundheitsplanes (TGP) auf ökologisch wirtschaftenden Ferkelerzeugerbetrieben zu identifizieren. Zu Beginn wurde auf 17 Betrieben eine Status quo-Analyse zur Tiergesundheit anhand eines modifizierten Critical-Control-Point-Konzeptes durchgeführt. Danach benötigten 10 der 17 Betriebe insbesondere aufgrund von fehlenden Ausläufen eine Ausnahmegenehmigung für eine Zertifizierung als Öko-Betrieb. Nur 12 der 17 Betriebe führten die gesetzlich vorgeschriebene Erfassung der Leistungsdaten durch. Das Hygiene- sowie das Fütterungsmanagement in den verschiedenen Produktionsabschnitten wies z. T. erhebliche Mängel auf. Impfungen wurden in verschiedener Intensität auf 15 der 17 Betriebe durchgeführt.

Anhand der Status quo-Analyse wurde für jeden Betrieb unter Zusammenarbeit von Projektmitarbeiter, Landwirt, Berater und Tierarzt ein individueller TGP, der kurz-, mittel- und langfristige Maßnahmen beinhaltete, ausgearbeitet. Dessen Umsetzung wurde über ca. 1 Jahr auf den Betrieben begleitet. Anschließend wurden die Maßnahmen des TGPs mit den getroffenen Umsetzungen abgeglichen. 14 Betriebe zeigten z. T. deutliche Verbesserungen in einzelnen Managementbereichen.

Der TGP hat sich als geeignetes Instrument zur Identifizierung der Problemfelder, zur Koordination von Maßnahmen und zur Verbesserung der Kooperation zwischen den beteiligten Akteuren erwiesen. Der Nutzen des TGPs hinsichtlich der Reduzierung der derzeitigen Tiergesundheitsdefizite ist jedoch begrenzt, solange klare Anforderungsprofile bezüglich der Tiergesundheit fehlen.

Schlüsselwörter: Tiergesundheitsplan, Ökologische Ferkelerzeugung, Schwachstellenanalyse, Optimierungsmaßnahmen

Abstract

Implementation of animal health plans in organic sow herds in Germany

The aim of this study was to identify measures suited to be part of animal health plans on organic sow farms for the improvement of hygiene management and animal health care. A weak-point analysis was performed on 17 organic sow farms in Germany using a modified critical control point concept for on-farm assessment and detailed status quo analysis. Results showed that the housing conditions of 10 farms were permitted based on exceptions of the EC-Regulation. 12 of the 17 farms performed livestock data acquisition. On many farms the feeding regime exhibited substantial deficits in nutritive supply, especially for lactating sows. Quality and intervals of cleaning and disinfection measures varied considerable between farms. Vaccinations of sows and piglets were performed to a different degree on 15 of the 17 farms.

Optimisation strategies, listed as short, middle and long term measures, were set up in form of farm-customized animal health plans according to the status quo. Farms were attended continuously during the entire project time to ensure guidance along the animal health plan implementation. At the end of the project 14 farms could improve at least partially their livestock data acquisition, as well as hygiene and feeding management.

Animal health plans have proven to support identifying problem areas, to set up improvement strategies and to enforce the cooperation between the involved actors. However, the benefit of animal health plans for reducing the present animal health deficits is limited when clear requirement specifications in relation to the animal health status are lacking.

Keywords: animal health plan, organic pig production, weak-point analysis, optimisation strategies

* Universität Kassel, Fachgebiet Tierernährung und Tiergesundheit, Fachbereich Ökologische Agrarwissenschaften, D-37213 Witzenhausen, cwerner@uni-kassel.de

1 Einleitung

Eine Analyse der vorliegenden Literatur hat gezeigt, dass in Deutschland sowohl in der konventionellen als auch in der ökologischen Schweinehaltung z. T. erhebliche Defizite bezüglich der Gesundheit der Nutztiere bestehen (Sundrum et al., 2004). Im Vordergrund stehen dabei die Faktorenkrankheiten, die durch das synergistische Zusammenwirken verschiedener, für sich allein nicht krankmachender Vorgänge entstehen (Mayr & Mayr, 2002). Demgegenüber sind endemische Erkrankungen in der alltäglichen Haltungspraxis von untergeordneter Bedeutung. Obwohl sich die Gründe für diese Defizite vielfältig gestalten können, legen verschiedene Untersuchungen in der ökologischen Landwirtschaft den Schluss nahe, dass die Ursachen vieler Gesundheitsprobleme vorrangig im betrieblichen Management zu suchen sind (Bicker, 1992; Leeb & Baumgartner, 2000; Löser & Deerberg, 2004). Ökologisch wirtschaftende Ferkelerzeuger sind herausgefordert, sowohl den Anforderungen der Produktionsabläufe einer intensivierten Ferkelerzeugung als auch den gesetzlichen Vorgaben der ökologischen Landwirtschaft zu entsprechen und gleichzeitig der Tiergesundheit einen hohen Stellenwert einzuräumen. Nachteilig auf die Tiergesundheit wirken sich vor allem unzureichende finanzielle und arbeitszeitliche Ressourcen sowie mangelndes Problembewusstsein aufgrund eines geringen Spezialisierungsgrades der Landwirte aus. Daneben tragen auch Schwierigkeiten bei der Kommunikation zwischen Landwirt, Hoftierarzt und Berater zu der verbesserungswürdigen Tiergesundheitssituation bei (Sundrum, 2007).

Viele Landwirte verfügen nur über unzureichende Kenntnisse hinsichtlich der vielfältigen Ursachen und der Interaktionen zwischen Einzelfaktoren, die zur Entstehung von Faktorenkrankheiten beitragen. Daraus resultiert auf vielen Betrieben ein niedriger Tiergesundheitsstatus, der im Gegensatz zu einer Verbrauchererwartung steht, bei der die Kurzformel ‚Gesunde Lebensmittel von gesunden Tieren‘ zum maßgeblichen Anforderungsprofil ökologisch erzeugter Produkte gehört. Im „Ökobarometer 2007“, einer repräsentativen Bevölkerungsbefragung, gaben 89 % der befragten Personen an, ökologisch erzeugte Produkte aufgrund der artgerechten Tierhaltung zu erwerben (Anonym, 2007). Nach Hermansen (2003) dienen tiergerechte Haltungsbedingungen als werbewirksames Argument, um die Bereitschaft von Verbrauchern zum Kauf von hochpreisigen ökologisch erzeugten Produkten zu beeinflussen.

Die Diskrepanz zwischen den Verbrauchererwartungen und der gegenwärtigen Situation birgt nicht nur das Risiko von Imageschäden, sondern kann die Einstellung vieler Menschen gegenüber der ökologischen Produktionsform grundsätzlich beeinträchtigen. Auf der anderen Seite besteht für die ökologische Landwirtschaft die Chance,

durch eine offene und offensive Herangehensweise an Tiergesundheitsdefizite Vertrauen beim Verbraucher zu gewinnen. Voraussetzung dafür ist jedoch, dass reale Fortschritte erzielt werden. Angesichts dieser Situation kommt der Erarbeitung und Durchführung herdenbezogener Präventivmaßnahmen sowie deren ständiger Kontrolle eine besondere Bedeutung zu.

Um das Ziel eines hohen Gesundheitsstatus zu erreichen, müssen Management, Haltung und Fütterung optimiert, prophylaktische Maßnahmen zum Schutz vor Infektions- und Invasionskrankheiten umgesetzt sowie ein Konzept zur kontinuierlichen Überwachung gesundheits- und leistungsrelevanter Indikatoren eingeführt werden. Dies ist vor allem im Bereich der ökologischen Ferkelerzeugung bedeutsam, da in der Aufzuchtphase der Ferkel die Weichen für die Tiergesundheit in den nachfolgenden Produktionsabschnitten gestellt werden.

Ziel des im folgenden beschriebenen Forschungsvorhabens war es, den Status quo der Tiergesundheit auf 20 ökologisch wirtschaftenden Ferkelerzeugerbetrieben unterschiedlicher Größe zu erfassen und die zur Gesundheitsvorsorge notwendigen Maßnahmen anhand eines betrieblich individuellen Tiergesundheitsplanes zu identifizieren und diese auf ihre Wirksamkeit zu prüfen. Die Studie ist eine von drei Pilotstudien zu Tiergesundheitsplänen, die vom Bundesprogramm Ökologischer Landbau gefördert wurden. Um Erwartungen, Akzeptanz und Bewertung dieses Ansatzes seitens der Landwirte verfolgen zu können, wurden die drei Forschungsvorhaben durch eine parallel verlaufende soziologische Studie des Johann Heinrich von Thünen-Instituts für ökologischen Landbau begleitet. Die Ergebnisse sollen dazu beitragen, Gesundheitsprobleme in der ökologischen Tierhaltung zu minimieren und die Betriebe in die Lage zu versetzen, den Ansprüchen der Verbraucher nach Lebensmitteln von gesunden Tieren nachzukommen.

1.1 Gesetzliche Rahmenbedingungen für die ökologische Schweinehaltung

Neben den allgemein gültigen gesetzlichen Rahmenbedingungen für die Schweinehaltung (u. a. Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung, Schweinehaltungshygieneverordnung) obliegen die zertifizierten ökologisch wirtschaftenden Betriebe den Anforderungen der Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 des Rates über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel (EU-Öko-VO) sowie der Ergänzungsverordnung 1804/1999 zur ökologischen Tierhaltung (Öko-Tier-VO). Die Vorgaben umfassen konkrete Mindestanforderungen bezüglich der Haltungsbedingungen (Mindestfläche pro Tier, Einstreu und Auslauf vorgeschrieben) und den Tier- bzw. Futterherkünften. Ferner

beinhalten die Verordnungen besondere Anforderungen an die Fütterung der Schweine (Säugezeit mind. 40 Tage, vorzugsweise Einsatz von betriebseigenen Futtermitteln) und den Umgang mit Erkrankungen (Beschränkung der Häufigkeit der Anwendung von Allopathika, Verdopplung der Wartezeit etc.).

Auf der einen Seite werten die Richtlinien der ökologischen Tierhaltung die Lebensbedingungen der Nutztiere durch verbesserte Haltungsbedingungen auf. Auf der anderen Seite werden die Spielräume und Handlungsmöglichkeiten zur Gesunderhaltung und der Therapie der Tiere in einigen Bereichen (u. a. Nährstoffversorgung, Arzneimittel- und Desinfektionsmittelanwendungen) eingeschränkt. Dies nötigt die ökologisch wirtschaftenden Landwirte zu größeren Anstrengungen bei der Umsetzung von Präventivmaßnahmen, damit Behandlungen erst gar nicht erforderlich werden. Folgerichtig müssten die ökologisch wirtschaftenden Schweinehalter einen Mehraufwand für Infektionsprophylaxe, Hygienemaßnahmen sowie vermehrte Parasitenkontrollen leisten. Ob und auf welche Weise die Landwirte die erforderlichen Präventivmaßnahmen ergreifen, bleibt Ihnen bislang jedoch weitgehend selbst überlassen.

1.2 Tiergesundheit in der ökologischen Sauenhaltung

Bezüglich der Tiergesundheit auf ökologisch wirtschaftenden Ferkelerzeugerbetrieben liegen bislang nur wenige Arbeiten vor. Leeb & Baumgartner (2000) stellten in ihrer Untersuchung auf 48 ökologisch wirtschaftenden Betrieben in Österreich fest, dass 75 % der Schweinebestände von einem hohen Parasitenbefall betroffen waren. Als weitere Gesundheitsprobleme wurden Leptospirose, Parvovirose und PRRS genannt. Auf 60 % der Betriebe wurde bei Sauen eine Aktinomykose des Gesäuges diagnostiziert. Jeder dritte Betriebsleiter gab an, Probleme mit Ferkeldurchfall zu haben. In einer Untersuchung von Vaarst et al. (2000) in Dänemark waren Lahmheiten, Verletzungen, Sonnenbrand und z. T. eine zu geringe Körperkondition die häufigsten Befunde bei im Freiland gehaltenen Sauen. Auffällig war zudem die hohe Ferkelmortalität unter Stallbedingungen in ökologisch geführten Betrieben. In der Status quo-Analyse zur ökologischen Schweineproduktion von Löser & Deerberg (2004) wurden am häufigsten Durchfallerkrankungen bei Ferkeln (44 %) sowie Mastitis, Metritis, Agalaktie (MMA)-Erkrankungen (17 %), Rotlauf (17 %) und Endo- und Ektoparasitosen (11 %) bei Sauen diagnostiziert.

Die Krankheitsbilder Ferkeldurchfall sowie MMA bei Sauen gehören zu dem Komplex der multifaktoriell bedingten Faktorenkrankheiten, die heute die vorherrschenden Gesundheitsstörungen in der Schweinehaltung darstellen. Nach Waldmann & Wendt (2003) sind unzureichende Hal-

tungs- und Fütterungsbedingungen, gepaart mit einem defizitären Hygiene- und Gesundheitsmanagement sowie unzulänglicher Tierbetreuung die primären Ursachen für das Auftreten von Faktorenkrankheiten. Sundrum et al. (2004) kamen über die Durchführung einer Metaanalyse zum Stand des Wissens zur Tiergesundheit in der ökologischen Tierhaltung zu dem Schluss, dass sich der Gesundheitsstatus in der ökologischen Tierhaltung nicht markant von dem in der konventionellen Tierhaltung abhebt. Die Produktionsmethode tritt dabei als Variationsursache weitgehend in den Hintergrund. Hingegen ist die Entstehung von Krankheiten vorrangig in einem unzureichenden Management begründet.

Diese Schlussfolgerung lässt sich mit Daten aus Status quo-Erhebungen zur Tiergesundheit auf Sauenbetrieben untermauern. Bicker (1992) stellte schon 1992 in ihrer Arbeit über die Haltung von Zuchtschweinen in der ökologischen Landwirtschaft fest, dass das Management hinsichtlich der Hygienemaßnahmen verbesserungswürdig war. Die Erfassung von leistungsbezogenen Daten war in 82 % der Betriebe unzureichend. Leeb (2001) erfasste auf 32 sauenhaltenden Betrieben in Österreich verschiedene managementbedingte Unzulänglichkeiten, wobei das Hygienemanagement den relevantesten Problem-bereich darstellte. Reinigung und Desinfektion verliefen nicht nach einem einheitlichen Schema. Zwar wurden in 90 % der Betriebe die Abferkelbuchten nach Ausstallung der Sauen gereinigt, eine Desinfektion wurde routinemäßig allerdings nur von ca. 25 % der Betriebe durchgeführt. Betriebseigene Schutzkleidung war nur selten vorhanden bzw. wurde trotz Vorhandenseins nicht verwendet. Eine Krankencubette wurde auf der Hälfte der Betriebe angetroffen, ein Quarantänestall jedoch nur in Ausnahmefällen. Das Waschen der Sauen vor Umstallung in die Abferkelbucht wurde nur bei knapp 1/3 der Betriebe durchgeführt. Die Datenaufzeichnung war auch in dieser Untersuchung völlig unzureichend. Löser & Deerberg (2004) zeigten auf, dass die häufigsten Fehler im Hygienemanagement zu finden waren. Zudem existierten oft keine Sauenpläne auf den Betrieben. Die Vernachlässigung der Geburtskontrolle und ein latenter Krankheitsdruck führten zu vergleichsweise hohen Ferkelverlusten (Ø 21 %). Virale und parasitäre Erkrankungen wurden häufig zu spät erkannt, Impfprogramme nicht konsequent umgesetzt. Futtermittel wurden nur selten auf ihre nutritiven Eigenschaften hin untersucht, wodurch auf vielen Betrieben keine optimalen Futterrationen für die Sauen zur Verfügung standen.

1.3 Hemmnisse bei der Verbesserung der Tiergesundheit

In der ökologischen Schweinehaltung stehen für eine nachhaltige Senkung der Erkrankungsraten die Befähigung des Landwirtes und die Potentiale des Managements

im Hinblick auf eine effizientere Ressourcennutzung im Vordergrund, um die jeweiligen Haltungs-, Fütterungs- und Betreuungsbedingungen an die spezifischen Bedürfnisse der Schweine hinsichtlich den Anforderungen der ökologischen Tierhaltung anzupassen. Die Hemmnisse, die der Verbesserung des Managements entgegenstehen, sind vielfältig. So verfügen viele Landwirte nur über mangelnde Kenntnisse bezüglich Krankheiten. Deshalb wird die Situation auf landwirtschaftlichen Betrieben oft anders eingeschätzt als sie tatsächlich ist (Hermann et al., 1995, Spranger, 1995). Des Weiteren ist die Arbeitsbelastung der in der Tierhaltung beschäftigten Personen oftmals sehr hoch: Der höhere Managementaufwand durch die ökologische Wirtschaftsweise ist vielfach nicht zu leisten (Sundrum, 2001). Die noch häufig vorhandene kleinbäuerliche Betriebsstruktur der ökologischen Schweinehaltenden Betriebe erschwert eine Konzentration auf monetär bedeutende Produktionsstufen. Der notwendige Überblick über die diversen Produktionsprozesse ist oft nicht hinreichend gegeben (Löser & Deerberg, 2004). Die stallbaulichen Gegebenheiten in Altbauwerken lassen häufig kein den Erfordernissen angepasstes Hygienemanagement zu. Oft sind die Landwirte durch Auflagen und Kosten überfordert (Leeb, 2001). Vielfach fehlen Erfahrungen im Einsatz von Hygienemanagementsystemen. Unter anderem bestehen erhebliche Informationsdefizite zum Einsatz geeigneter Reinigungs- und Desinfektionsmittelverfahren sowie deren Wirkungen. Außerdem herrscht oftmals eine gewisse Skepsis gegenüber regelmäßiger Reinigung und Desinfektion. Starke Verunsicherung bewirken zudem fehlende Kenntnisse über den Einsatz von EG-verordnungskonformen Desinfektionsmitteln (Hensel, 2003).

1.4 Tiergesundheitskonzepte in der ökologischen Schweinehaltung

Die Umsetzung einer effizienten Gesundheitsvorsorge erfordert insbesondere erhebliche zeitliche Aufwendungen, die unter anderem für die direkte Tierbeobachtung, für regelmäßige Hygienemaßnahmen, für die Datenaufzeichnung und -kontrolle oder für die Weiterbildung notwendig sind. Damit die Verbesserung der Tiergesundheit unter den spezifischen Prämissen der ökologischen Landwirtschaft gelingt, bedarf es der Abstimmung diverser fachspezifischer Bereiche auf die individuelle betriebliche Situation. In der ökologischen Schweinehaltung erscheint daher ein erhöhter Bedarf an einer konzeptionellen Herangehensweise zur Verbesserung der Tiergesundheit zu bestehen. Basierend auf einer umfassenden Schwachstellenanalyse sollte im vorliegenden Forschungsvorhaben ein Sanierungs- und Konsolidierungskonzept erarbeitet werden, welches geeignet ist, das Management auf den Betrieben

zu verbessern und dadurch einen hohen Tiergesundheitsstatus sicherzustellen.

Erfahrungen mit sog. ‚Tiergesundheitsplänen‘ konnten bislang vor allem in Großbritannien und dort vorwiegend in der ökologischen Milchviehhaltung gesammelt werden. Für die ökologische Sauenhaltung entwickelten Bonde & Sørensen (2004) ein Critical-Control-Point (CCP)-Konzept, mit dem Risikofaktoren hinsichtlich der Entstehung von Krankheiten identifiziert und im Sinne einer Präventivmaßnahme überwacht werden können. Auch in Deutschland wurde vom Arbeitsausschuss Tierhaltung und Tierschutz der Deutschen Gesellschaft für Züchtungskunde e.V. (DGfZ) ein CCP-Konzept für die Schweinehaltung erarbeitet, das allerdings nicht auf die spezifischen Bedürfnisse der ökologischen Landwirtschaft eingeht (Von Borell et al., 2001). Es dient der Bewertung von Prozess- und Produktionsverfahren im Hinblick auf die Möglichkeit, den Tiergesundheitsstatus und die Organisation von Arbeitsabläufen in der Schweinehaltung zu kontrollieren. Der verwendete Kriterienkatalog zur Identifizierung von Schwachstellen im Tierbestand besteht aus den Bereichen Haltung, Fütterung, Umwelt und Management.

Die bisher angewendeten Tiergesundheitspläne orientieren sich vorrangig an einzelnen Krankheiten bzw. an rechtlichen Vorgaben (Haltungsumwelt etc.) und listen die Maßnahmen auf, die zur Bekämpfung und Kontrolle von Krankheiten notwendig sind. Der Vorteil dieser krankheitsorientierten Pläne ist, dass Landwirte schnell erkennen können, in welchen Bereichen Abweichungen gegenüber Referenzgrößen und somit Handlungsbedarf bestehen. Auch wenn die Erstellung eines Tiergesundheitsplanes vorrangig in der Verantwortung des Landwirtes liegt (Vaarst et al., 2001), ist der Beitrag des Tierarztes mit seinen Kenntnissen zur Epidemiologie von Krankheiten und präventiven Strategien zwingend notwendig. Allerdings wird auch hier kritisch angemerkt, dass Tierärzte häufig weder über die Prämissen der ökologischen Landwirtschaft noch über die betriebspezifischen Verhältnisse hinreichende Kenntnisse besitzen (Bennedsgaard et al., 2002; Gray & Hovi, 2002). In der Regel unterbleibt ein Informationsaustausch zwischen Landwirt, landwirtschaftlichem Berater und Tierarzt. Dies ist umso bedauerlicher, da jeder für sich nur Teilinformationen besitzt und ohne eine Zusammenführung der verschiedenen Informationen keine intensive Ursachenforschung betrieben werden kann, um die betriebspezifischen Gründe für das aktuelle Tiergesundheitsniveau zu eruieren. Ohne eine klare Diagnose, die erst durch eine gelenkte Kommunikation zu wertvollen Erkenntnissen hinsichtlich des Ausmaßes und den betriebspezifischen Ursachen von Herdengesundheitsstörungen gestellt werden kann, besteht jedoch kaum eine Chance auf eine nachhaltige Verbesserung.

2 Material und Methoden

2.1 Auswahl der Betriebe

Die Untersuchungen in diesem Forschungsvorhaben fanden auf 20 ökologisch wirtschaftenden Ferkelerzeugerbetrieben statt. Der Kontakt zu den Betrieben wurde über die im Forschungsvorhaben integrierten Berater der Bioverbände hergestellt. Auswahlkriterien waren neben einer vollständig abgeschlossenen Umstellung auf die ökologische Wirtschaftsweise ein Produktionszweig Sauenhaltung, der einen relevanten Beitrag zur gesamtwirtschaftlichen Situation des Betriebes beisteuert. Eine Mindestanzahl von 20 Sauen wurde vorausgesetzt. Um einen möglichst breiten Querschnitt der in Deutschland vorkommenden Formen der Ferkelproduktion zu berücksichtigen, wurden Betriebe, die im geschlossenen System arbeiten, ebenso einbezogen wie reine Ferkelerzeuger. Die ausgewählten Betriebe verteilen sich auf die vier Bundesländer Hessen, Thüringen, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen und sind Mitglied in einem der Anbauverbände Bioland, Naturland oder Gäa.

2.2 Erfassung des Status quo

Die Erfassung des Status quo auf den Betrieben basierte auf den im Folgenden beschriebenen Erhebungen:

Erhebungen mittels Fragebogen und klinischen Untersuchungen

In Anlehnung an das CCP-Konzept für die Schweinehaltung (Von Borell et al., 2001) wurde ein Fragebogen erstellt, der explizit auf die betriebspezifischen Prämissen der ökologischen Ferkelerzeugung ausgerichtet wurde. Dabei wurden neben den für alle Schweine haltenden Betriebe gültigen Rechtsgrundlagen auch die Mindestanforderungen der EU-Öko-Verordnung berücksichtigt. Die einzelnen zu bearbeitenden Punkte wurden so aufgelistet, dass in der Regel eine Beantwortung mit ja/nein, einer Zahl oder einzelnen Worten möglich war. Neben der Erfassung von Daten über den Fragebogen bestand ein wesentlicher Teil der Aufnahme des Ist-Zustandes in der Inaugenscheinnahme aller Schweine im Bestand sowie von stichprobenhaften klinischen Untersuchungen von Sauen und den dazugehörigen Würfen. Bei den Sauen wurde dabei neben der Beurteilung der Kotkonsistenz eine Begutachtung des *Integumentum commune* (mit besonderer Berücksichtigung der Klauen und des Gesäuges), der Augen und des Bewegungsapparates vorgenommen.

Bei den Ferkeln wurden neben Kotbeschaffenheit und der Begutachtung des *Integumentum commune* die Augenpartien und die Homogenität der Würfe beurteilt.

Weiterführende Diagnostik

Bei Verdacht auf eine erhebliche Beeinträchtigung der Tiergesundheit bestand die Möglichkeit, mittels serologischer und mikrobiologischer Untersuchungen von Blut-, Kot- und Nasentupferproben die Diagnostik zu vervollständigen. Alle weiterführenden Laboruntersuchungen wurden als Dienstleistungsauftrag an das Hessische Landeslabor (LHL, Hauptsitz Gießen) übertragen.

Sofern nicht bereits aktuelle Ergebnisse aus Futtermittelanalysen auf den Betrieben vorlagen, wurden von Einzel- und Mischfuttermitteln Proben entnommen und im Labor des Fachgebietes für Tiergesundheit und Tierernährung der Universität Kassel auf ihre nutritiven Inhaltsstoffe hin untersucht, um die Rationsgestaltungen der Sauen- und Ferkelmischungen hinsichtlich ihrer Bedarfsdeckung überprüfen zu können.

2.3 Ausarbeitung der Tiergesundheitspläne

Schwachstellenanalyse

Die Schwachstellenanalyse auf Basis der betrieblichen Erhebungen zum Status quo der Tiergesundheit stellte die Grundlage für die Erarbeitung von Optimierungsplänen dar. Alle erfassten Daten wurden im ersten Schritt auf Plausibilität überprüft, um dann mit allgemein zugänglichen Vorgaben, Richtwerten und Empfehlungen abgeglichen zu werden. Grundlagen waren dabei auf der Seite der rechtlichen Rahmenbedingungen vor allem die „Verordnung zum Schutz landwirtschaftlicher Nutztiere und anderer zur Erzeugung tierischer Produkte gehaltener Tiere bei ihrer Haltung“ (TierSchNutzV; 2006), die „Verordnung über hygienische Anforderungen beim Halten von Schweinen“ (SchHaltHygV; 1999) sowie die EU-Öko-VO (EWG-Nr. 2092/91).

Des Weiteren wurden die Standardwerke zur Lehre der Schweinekrankheiten, zum Tiergesundheitsmanagement in der Schweinehaltung und Empfehlungen von Tierärzten und Mitarbeitern der am Projekt mitwirkenden Tiergesundheitsdienste als Referenzen herangezogen. Abweichungen zwischen Vorgaben und Status quo wurden im folgenden Schritt betriebsindividuell aufgearbeitet.

Erarbeitung der Tiergesundheitspläne

Die Erarbeitung der einzelnen betriebsindividuellen Optimierungspläne wurde vor Ort anhand der Schwachstellenanalyse durchgeführt. Bei diesem Termin waren neben dem Landwirt und der projektbearbeitenden Person mindestens noch ein Fachberater des entsprechenden Bioverbandes sowie der betreuende Hoftierarzt anwesend. Bei Betrieben mit regelmäßiger Betreuung durch einen Tier-

gesundheitsdienst wurde zusätzlich ein Mitarbeiter der entsprechenden Einrichtung hinzugezogen. Die Entscheidungen, welche Maßnahmen in den Plan mit aufgenommen werden sollten, wurden nicht von Einzelpersonen getroffen, sondern als Konsens dieser Runde von allen beteiligten Personen getragen. Die Einteilung der Maßnahmen in kurz-, mittel- und langfristig zu bearbeitende Punkte erfolgte nach gemeinsamer Abschätzung der Umsetzbarkeit in einem bestimmten Zeitraum. Als kurzfristige Maßnahmen wurden die Optimierungspunkte angesehen, die innerhalb von 6 Monaten realisiert werden sollten (z. B. Einführen von Sauenkarton, Ausgleich von Fütterungs- und Umgestaltung der Ferkelnester). Die Liste der Maßnahmen wurde schriftlich fixiert und an die beteiligten Personen ausgegeben.

2.4 Interventionsstudie

Alle teilnehmenden Betriebe wurden im Laufe der einjährigen Umsetzungsphase mindestens einmal besucht. Bei diesem Bestandsbesuch wurde ein erster Abgleich mit den erstellten Optimierungsplänen vorgenommen. Zusätzlich wurde nach einer erneuten Bestandsbesichtigung die aktuelle Situation auf den Betrieben beurteilt und bei Bedarf der Optimierungsplan um weitere Punkte ergänzt. Des Weiteren bestand zu diesem Zeitpunkt die Möglichkeit, eine weiterführende Diagnostik zu planen und durchzuführen.

Die praktische Versuchsdurchführung endete mit einem letzten Bestandsbesuch, der mit einer erneut umfangreichen Erfassung des Ist-Zustandes sowie mit einem Abgleich der umgesetzten Maßnahmen mit dem Optimierungsplan einherging.

3 Ergebnisse und Diskussion

Nach Engelhardt (2007) werden momentan ca. 13.000 Sauen auf 450 ökologisch wirtschaftenden Ferkelerzeugerbetrieben gehalten. Mit einer Gesamtzahl von 1.156 Sauen verteilt auf 20 Ferkelerzeuger, die 4,5 % der deutschen Öko-Sauenhalter repräsentieren, wurden folgerichtig knapp 10 % dieser Sauen in die vorliegende Studie integriert. Die eine Hälfte der 20 Betriebe bewirtschaftete die Schweinehaltung in einem geschlossenen System, die anderen 10 Betriebe waren reine Ferkelerzeuger. Die Betriebsgrößen deckten die Spannbreite der in der ökologischen Landwirtschaft vorkommenden Schweineerzeuger ab. Tabelle 1 zeigt die Verteilung.

Im Laufe der Studie wurden 3 Betriebe aus der Versuchsanstellung ausgeschlossen, so dass lediglich 17 Betriebe in der Schlussergebniswertung berücksichtigt werden konnten. Zwei dieser Betriebe haben im Laufe des Projektes die Sauenhaltung aufgegeben, der dritte Betrieb hat seinen alten

Sauenbestand abgeschafft, um im Anschluss an den während der Projektlaufzeit begonnenen Stall-Neubau einen neuen Bestand aufzubauen.

Tabelle 1:

Betriebsgrößen der 20 teilnehmenden Ferkelerzeugerbetriebe

Betriebsgröße	Anzahl der Betriebe
< 30 Sauen	3
30 – 50 Sauen	7
51 – 100 Sauen	9
> 100 Sauen	1

3.1 Status quo

Bauliche Voraussetzungen

Ein wesentliches Kriterium für eine grobe Kategorisierung der Stallungen war die Frage, ob die Schweinehaltung in der vorliegenden Form den Vorgaben der EU-Öko-VO entsprach. 10 Betriebe (58 %) benötigten aufgrund der vorhandenen Haltungsbedingungen eine Ausnahmegenehmigung für eine Zertifizierung als Öko-Betrieb. Wesentlicher Punkt war dabei die fehlende Bereitstellung von Auslaufflächen, vor allem im Abferkelbereich. Auf 9 Betrieben (53 %) waren die Sauen in Altbauten untergebracht. Hier war die stallbauliche Umgestaltung oft schwierig bzw. aufgrund des Gebäudestandorts eine Auslaufgestaltung nicht möglich. Auf 8 Betrieben (47 %) entsprachen die Ausmaße der Abferkelbuchten lediglich den Vorgaben der konventionellen Tierhaltung. Der einzige Unterschied zur konventionellen Aufstallung im Abferkelbereich bestand in dem zusätzlichen Vorhandensein von Einstreu.

Biologische Leistungsdaten

Eine kontinuierliche Dokumentation und Auswertung von Leistungsdaten in einem Sauenbestand bilden die Grundlage für eine zielorientierte Beratung. Von den 17 Betrieben der Endauswertung konnten 12 auf ein elektronisches Datenverarbeitungsprogramm („Sauenplaner“) zurückgreifen oder wurden über Berater bei der Datenaufbereitung betreut. Die übrigen 5 Betriebe verfügten über keine auswertbaren Daten.

Die von den Betriebsleitern zur Verfügung gestellten Leistungsdaten vor der Einführung der Tiergesundheitspläne zeigten eine sehr heterogene Ausgangslage (Tabelle 2). Aus im Durchschnitt 2,04 Würfen pro Sau und Jahr und 11,6 lebend geborenen Ferkeln pro Wurf resultierten 23,7 lebend geborene Ferkel pro Sau und Jahr. Nach Abzug der Verluste von insgesamt 25,7 % (entspricht 6 Ferkeln) blieben im Mittel pro Sau und Jahr 18,3 Ferkel zum Verkauf.

Tabelle 2:

Biologische Kenngrößen der 12 ökologisch wirtschaftenden Ferkelerzeugerbetriebe vor Interventionsbeginn

Kenngrößen	Mittelwert	min	max
Würfe/Sau/Jahr	2,04	1,7	2,25
Lebend geborene Ferkel/Wurf	11,6	8,1	14,5
Saugferkelverluste (%)	20,5	9,5	31,7
Abgesetzte Ferkel/Sau/Jahr	19,3	15,6	22,5
Absetzerverluste (%)	5,2	1,0	18,8
Aufgezogene Ferkel/Sau/Jahr	18,3	13,7	22,0

Fütterungsmanagement

Die bedarfsgerechte Fütterung gilt als ein wesentlicher Baustein für das Erlangen und Erhalten eines hohen Gesundheitsstatus in der Nutztierhaltung. Die Bedarfsgerechtigkeit kann allerdings nur sichergestellt werden, wenn die Futtermittel (Einzelkomponenten und Futtermischungen) regelmäßig auf ihre nutritiven Inhaltsstoffe hin untersucht werden. In der vorliegenden Studie gaben sechs Betriebsleiter an, weder Einzelkomponenten noch Mischfuttermittel analysieren zu lassen. Die Angaben der Betriebe, die Untersuchungen vornehmen lassen, war bezüglich der Auswahl der Futtermittel und des Zeitraumes der Untersuchungen so heterogen, dass sie keine konsequente Vorgehensweise erkennen ließen. Die Ergebnisse zeigen, dass die vorherrschende Meinung, aussagekräftige Futtermitteluntersuchungen seien auf den landwirtschaftlichen Betrieben etabliert, für eine Vielzahl der besuchten Öko-Betriebe nicht zutraf.

Im Rahmen der Status quo-Analyse wurden von den meisten Betrieben Futtermittelproben aus unterschiedlichen Produktionsabschnitten gezogen und auf ihre nutritiven Inhaltsstoffe hin untersucht, um anhand der Analyseergebnisse die Leistungsgerechtigkeit der Fütterung bewerten zu können. Die Analysen der Mischfuttermittel ergaben bei lediglich 4 von 17 Betrieben (23,5 %) eine bedarfsgerechte Fütterung (Protein- und Energiegehalt) der laktierenden Sauen nach den Empfehlungen der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft für Öko-Betriebe (Lindermayer et al., 2005). Auch die in Bezug auf Energie- und Proteingehalt weniger anspruchsvolle Fütterung der tragenden Sauen wurde nur bei 37,5 % der untersuchten Betriebe bedarfsgerecht durchgeführt.

Hygienemanagement

Der Belegungsrythmus der Stallungen bzw. einzelner Stallabteile stellt einen der wichtigsten limitierenden Faktoren für ein funktionierendes Hygienemanagement dar. Die Festlegung des notwendigen Reinigungsintervalls ist von der Aufstallungsform, der Menge der verwendeten Einstreu sowie der Beschaffenheit und des Überdachungs-

grades des Auslaufs abhängig und kann daher nur standortabhängig festgelegt werden. Allerdings ist die Belegung einzelner separater Abteile im so genannten Rein-Raus-Verfahren, bei dem die Abteile komplett geräumt und einige Tage nicht mit einer neuen Tiergruppe belegt werden, eine wesentliche Voraussetzung für eine wirksame Reinigung und Desinfektion (Böhm & Strauch, 1996). Eine Übersicht, in welchen Produktionsbereichen eine Rein-Raus-Belegung auf den Betrieben praktiziert wurde, ist in Abbildung 1 dargestellt.

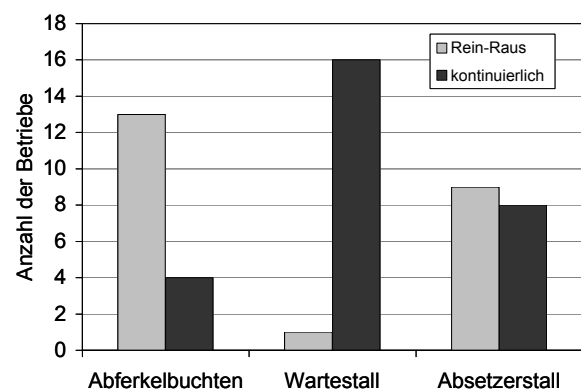


Abbildung 1:

Belegungsformen der Stallabteile in den unterschiedlichen Produktionsabschnitten

13 Betriebe konnten aufgrund eines gut organisierten Produktionszyklus den Abferkelbereich, 9 Betriebe zusätzlich den Absetzerstall im Rein-Raus-Verfahren belegen. Den Betrieben, die diesen Belegungsrythmus noch nicht verwirklichen konnten und in denen Baumaßnahmen zur Erfüllung der Vorgaben der EU-Öko-VO durchgeführt werden müssen, wurde nahegelegt, das Rein-Raus-Verfahren der Stallbelegung in die Planungen mit einzubeziehen. Diese Maßnahme wird vor allem im Bereich der Abferkel- und Absetzerställe als zwingend notwendig erachtet, um eine Infektkettenunterbrechung zu erreichen. Mit diesem Ziel eng verknüpft sind die Reinigungs- und Desinfektionsmaßnahmen in den unterschiedlichen Produktionsabschnitten. In Abbildung 2 sind die Maßnahmen dargestellt, die vor Einführung der Optimierungspläne auf den Ferkelerzeugerbetrieben durchgeführt wurden.

Eine regelmäßige Reinigung von Stall und Auslauf fand auf allen Betrieben statt. Problematisch stellte sich hier allerdings eine einheitliche Beurteilung dieser Maßnahme dar, war doch die Ausgangslage bezüglich der Qualität der Reinigung wiederum sehr heterogen. Diese variierte zwischen den Betrieben von ‚nur besenrein‘ über ‚Abspülen mit kaltem Wasser‘ bis ‚Reinigung mit Hochdruckreiniger unter Verwendung von Heißwasser‘. Eine Stalldesinfektion wurde hingegen in nur 5, eine Auslaufdesinfektion in lediglich einem Betrieb durchgeführt. Auch hier schwankte

die Qualität zwischen den Betrieben deutlich und reichte von ‚Kalk streuen 2x jährlich‘ über ‚Kalkmilch streichen‘ und ‚Einsatz von effektiven Mikroorganismen‘ bis ‚Anwendung eines chemischen Desinfektionsmittels‘ und ‚Abflammen nach jedem Abferkelintervall‘.

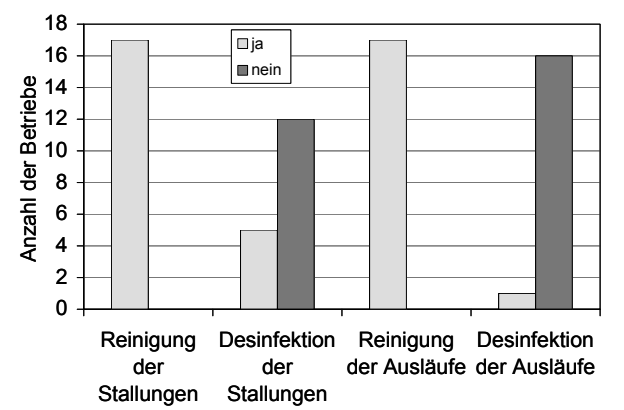


Abbildung 2:
Verteilung der Reinigungs- und Desinfektionsmaßnahmen auf Stallungen und Ausläufe

Impfregime

In der konventionellen Schweinehaltung hat sich eine Reihe von Standard-Impfungen etabliert. Darunter fallen bei den Sauen die Impfungen gegen das Porcine Parvo-

virus und gegen *Erysipelothrix rhusiopathiae* (Erreger des Rotlaufs) sowie über weite Bereiche die Impfung gegen das Porcine Respiratorische und Reproduktive Syndrom-Virus (PRRS-Virus) und bei den Ferkeln die Impfung gegen *Mycoplasma hyopneumoniae* (Erreger der Enzootischen Pneumonie). Insgesamt stehen für 20 Erreger Impfstoffe zur Verfügung (Hamann, 2006). Zusätzlich besteht die Möglichkeit, bestandsspezifische Vakzine herstellen zu lassen.

Um einen Überblick über den Einsatz von Impfstoffen in der ökologischen Ferkelproduktion zu erhalten, wurden im Rahmen der Status quo-Analyse die Impfregime der teilnehmenden Betriebe erfasst. Eine Übersicht über die durchgeführten Impfungen gibt Tabelle 3.

Zwei Betriebe führten keine Impfungen durch, Betrieb 17 impfte ausschließlich die Ferkel gegen Mykoplasmen. Die Impfungen gegen Parvo/Rotlauf (n = 13) sowie PRRS (n = 10) wurden von den meisten Betrieben zum Schutz der Sauenherden genutzt. Impfungen gelten im Sinne der EU-Öko-VO nicht als Behandlung und stellen für die Betriebe einen wichtigen Baustein in der Prävention von Infektionskrankheiten dar. Die Notwendigkeit, eine Impfung durchzuführen, ist sowohl von betriebsinternen Faktoren (z.B. Hygieneregime) sowie der epidemiologischen Gefahrenlage am jeweiligen Betriebsstandort abhängig und erschwert eine verallgemeinerte Beurteilung von freiwillig etablierten Impfregimen.

Tabelle 3:
Übersicht der durchgeführten Impfungen

Betrieb Nr.	Impfungen Sauen							Impfungen Ferkel					
	Parvo	Rotlauf	PRRS	E. coli	Rhinitis	APP	Clostridien	Strep.	Mykoplasmen	PIA	APP	E. coli	PRRS
1	x	x	x						x				
2	x	x	x		x				x				
3	x	x								x			
4	x	x	x	x					x	x	x		
5	x	x	x						x				
6	x	x	x	x		x				x	x		x
7	x	x		x			x		x				
8													
9	x	x	x						x				
10	x	x	x	x	x				x	x			
11								x	x				
12	x	x	x						x				
13	x	x	x	x					x			x	
14	x	x		x					x				
15	x	x	x	x					x			x	
16													
17									x				

Abkürzungen: Parvo = Porcines Parvovirus; PRRS = Porcines respiratorisches und reproduktives Syndrom; Rhinitis= Rhinitis atrophicans; APP = Actinobacillus pleuropneumoniae; Strep. = Streptococcus ssp.; Mykoplasmen = Mykoplasma hyopneumoniae; PIA = Porcine intestinale adenomatose

3.2 Begleitung während der Umsetzungsphase

Während der Umsetzungsphase wurde mit allen Betriebsleitern der Optimierungsplan erneut durchgesprochen und die aktuellen Entwicklungen im Bestand bei einer erneuten Inaugenscheinnahme aller Tiere erörtert. Lediglich ein Betriebsleiter zeigte sich im Nachhinein nicht mit den gemeinsam erarbeiteten Vorgaben einverstanden, da er den erfassten Problemen aus der Status-quo-Analyse (u. a. mangelhafte Reinigung und Desinfektion der Abferkelbuchten, räumliche Trennung der einzelnen Produktionsabschnitte) nur eine temporäre Gültigkeit beimaß.

Die Maßnahmen aus den Optimierungsplänen beinhalteten sowohl bautechnische (z. B. Einrichtung eines Krankenstalls, Optimierung der Ferkelnester) als auch managementabhängige Verbesserungsvorschläge (z. B. Einführung einer Geburtsüberwachung, Anpassung der Futterrationen). Auch die Notwendigkeit der regelmäßigen Durchführung von Reinigungs- und Desinfektionsmaßnahmen wurde auf allen Betrieben angesprochen und, sofern diese noch nicht etabliert waren, in den Optimierungsplan aufgenommen.

3.3 Status quo nach Abschluss des Versuchszeitraumes

Umsetzung der Maßnahmen aus dem Optimierungsplan

Der letzte Betriebsbesuch diente dem Abgleich der Maßnahmen aus dem Optimierungsplan mit den bisher durchgeführten Umsetzungen. Aufgrund des engen Zeitfensters von 6-8 Monaten wurde bei der Auswertung das Augenmerk auf die kurzfristigen Maßnahmen gelegt. Zu den mittel- und langfristig umzusetzenden Maßnahmen wurde der Stand der Planung erfragt. Da der Maßnahmenkatalog betriebsindividuell angepasst wurde, ergaben sich bei den kurzfristigen Maßnahmen bei den 17 verbliebenden Betrieben Auflistungen von 3 bis hin zu 14 Punkten. Eine Übersicht zu den prozentualen Anteilen der umgesetzten Maßnahmen, die als kurzfristig eingestuft wurden, ist in Abbildung 3 wiedergegeben.

Lediglich die Hälfte der 17 Betriebe hatte mehr als 50 % der als kurzfristig notwendig erachteten Maßnahmen in der Projektlaufzeit umgesetzt. Als wesentliches Hemmnis für eine vollständige Umsetzung der kurzfristig umzusetzenden Maßnahmen wurde immer wieder die Notwendigkeit von grundlegenden Veränderungen auf den Betrieben, die bei einem Großteil der Betriebe in baulichen Maßnahmen im Abferkel- und Auslaufbereich begründet sind, genannt. Diese Punkte sollten laut Aussagen der Betriebsleiter erst in das Betriebsmanagement aufgenommen werden, wenn sie sich für ein zukunftsfähiges Konzept entschieden haben, da sie oft einen großen finanziellen Aufwand benötigen. So wurden beispielsweise auf einem

Betrieb keine Einrichtungen geschaffen, um Einzeltiere fixieren zu können, da solche Maßnahmen in einer bevorstehenden Generalüberholung der Stallungen in das neue Aufstallungskonzept mit integriert werden sollten.

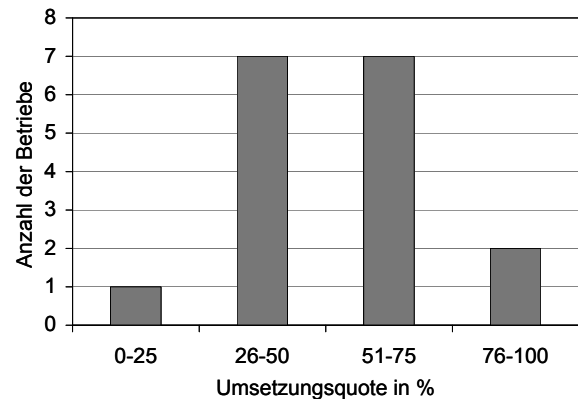


Abbildung 3:

Prozentuale Umsetzung der kurzfristigen Maßnahmen (%)

Entwicklung in grundlegenden Managementbereichen

Zur besseren Darstellung der Entwicklung der Betriebe während der Versuchsphase wurden 10 als essentiell zu betrachtende Managementpunkte aus dem Gesamtdatensatz gelöst und separat betrachtet. Diese beinhalteten sowohl die Datenerfassung (Einsatz von Sauenkarten und EDV-Datenaufarbeitung), das Hygienemanagement (Rein-Raus-Belegung der Warte-, Abferkel- und Absetzerställe; Durchführung von Desinfektionsmaßnahmen; Bereitstellung von Kranken- und Quarantänestallungen und die Reinigung der Sauen vor dem Umstall in den Abferkelstall) sowie die Verfütterung von Raufutter an tragende Sauen. Die angesprochenen Punkte wurden bei den Betrieben, die sie noch nicht zufriedenstellend erfüllten, in die Optimierungspläne aufgenommen, um einen Mindeststandard hinsichtlich der Prävention von Gesundheitsstörungen bei Sauen und Ferkeln zu erreichen.

Zur Auswertung wurde jede der 10 Maßnahmen bei vollständiger Erfüllung mit 2 Punkten bewertet (Teilpunkte waren möglich), was eine maximale Punktzahl von 20 ergab. Die Betriebe wurden mit Hilfe dieses Punkteschemas vor und nach Umsetzung der Optimierungspläne bewertet. Über eine Kategorisierung in der erreichten Punktzahl kann die Entwicklung auf den teilnehmenden Betrieben dargestellt werden (Abbildung 4).

Vor Projektbeginn wurden drei Betriebe aufgrund ihres ungenügenden Daten- und Hygienemanagements in der untersten Kategorie (bis 5 Punkte) eingestuft. Einer dieser Betriebe wurde in der abschließenden Bewertung am Ende der Projektlaufzeit in der höchsten Kategorie gelistet, die beiden anderen konnten durch die Verbesserung ihres

Managements in die mittlere Kategorie aufsteigen. Drei andere Betriebe konnten ihr Management nicht, sechs weitere Betriebe konnten es geringgradig (bis +3 Punkte) verbessern. Vier Betriebe der mittleren Kategorie schafften einen Aufstieg in die obere Kategorie.

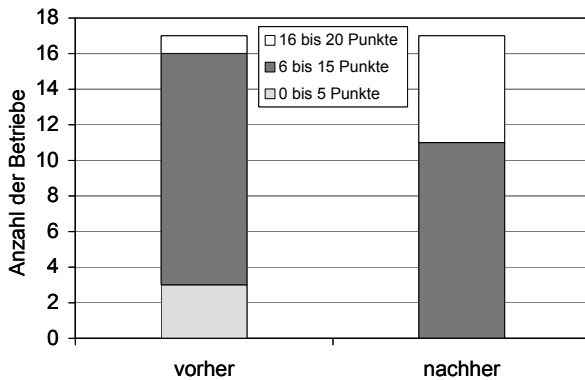


Abbildung 4:
Entwicklung der Betriebe in Bezug auf essentielle Managementbereiche

Ein Hauptergebnis dieser praxisnahen Studie ist, dass die Anzahl der Betriebe, die mit einem besseren Management zur Tiergesundheit arbeiteten, im Versuchszeitraum deutlich angestiegen war. Nach Abschluss der Erhebungen gab es keinen Betrieb mehr in der untersten Bewertungskategorie.

4 Schlussfolgerungen

Die Untersuchungen zum Status quo der Tiergesundheit auf 17 ökologisch wirtschaftenden Ferkelerzeugerbetrieben haben die Ergebnisse vorheriger Studien bezüglich bestehender Defizite bei den Hygienemaßnahmen und im Gesundheitsmanagement bestätigt. Aus den dargestellten Ergebnissen leitet sich die Notwendigkeit ab, verstärkt auf Missstände in der Tiergesundheit hinzuweisen, um bei den Beteiligten das Bewusstsein für diese Problematik zu verstärken. Mit der Einführung von Tiergesundheitsplänen konnten richtungsweisende Aktivitäten im Hinblick auf eine konzeptionelle und strategische Herangehensweise zur Verbesserung der Tiergesundheit angestoßen werden. Von besonderer Bedeutung war dabei die Zusammenkunft von Landwirt, Tierarzt und Berater, die angehalten wurden, sich auf eine gemeinsame Linie zu verständigen. Dadurch wurde der Landwirt im Spannungsfeld unterschiedlicher Expertenmeinungen bei der Entscheidungsfindung, welche Maßnahmen zur Verbesserung der Tiergesundheit auf seinem Betrieb realisierbar sind, nicht alleine gelassen.

Trotz der Unterstützung durch die Expertenrunde sahen sich allerdings nicht alle Landwirte zu einer konsequenten Umsetzung eines Maßnahmenkataloges in der Lage. Insbesondere die Betriebe, die keine kontinuierliche Daten-

aufzeichnung durchführten, müssen als beratungsresistent angesehen werden. Dass diese Betriebe damit auch den gesetzlichen Vorgaben der Schweinehaltungshygiene-VO zuwider laufen, weist zusammen mit anderen Verstößen darauf hin, dass die bisherigen Kontrollmaßnahmen durch die Veterinärbehörden, die Verbände und die Zertifizierer nicht in allen Fällen greifen.

Hemmnisse bei der Umsetzung von Einzelmaßnahmen dürften auch mit der Entwicklung des Marktes für ökologisch erzeugte Schweinefleischprodukte im Zusammenhang stehen. Die hohe Nachfrage in den vergangenen Jahren erlaubte es den Betriebsleitern ohne eine Hinterfragung der Qualität ihrer Produktionsweise und der Produkte diese abzusetzen. Die Erzeuger, die keine Mehraufwendungen für einen verbesserten Tiergesundheitsstatus aufbrachten, belieferten den gleichen Markt wie diejenigen, die sich um die Sicherung der Tiergesundheit bemühten. Sie genossen dadurch einen Wettbewerbsvorteil, da ein Bemühen um einen hohen Tiergesundheitsstatus mitunter mit erheblichen arbeitszeitlichen und monetären Mehraufwendungen einhergeht. Aufgrund der mangelnden Marktanreize wurden neue Zielsetzungen und ein damit verbundener Investitionsbedarf häufig zurückgestellt.

Betriebe mit Altgebäuden sehen sich vor die Entscheidung gestellt, ob sie mit der Ende 2010 auslaufenden Übergangsregelung bezüglich der Gestaltung von Stall- und Auslaufflächen den Betriebszweig aufgeben oder Neuinvestitionen tätigen. Mit Ablauf der Übergangsregelung ist folgerichtig mit einem deutlichen Strukturwandel in der ökologischen Schweinefleischerzeugung zu rechnen. Die Aussicht auf einen Anstieg im Professionalisierungsgrad lässt für die Umsetzung von Tiergesundheitsplänen positive Impulse erwarten. Dies setzt allerdings voraus, dass bei den anstehenden Neu- und Umbaumaßnahmen die Belange des Hygiene- und Gesundheitsmanagements hinreichend berücksichtigt werden und nur die Betriebe die Weiterführung des Betriebszweiges anstreben, die sich den Herausforderungen bezüglich eines hohen Tiergesundheitsstatus gewachsen sehen.

Angesichts der begrenzten Ressourcen der Betriebe zur Umsetzung von gesundheitsfördernden Maßnahmen ist allerdings davon auszugehen, dass nur klare, von Außen an die Betriebe herangetragene Anforderungsprofile bezüglich der Tiergesundheit sowie deren Kontrolle die Betriebe zu einer nachhaltigen Umorientierung werden veranlassen können. Die Notwendigkeit wird durch die seit 2006 in Kraft getretene EG-Verordnung 854/2004 („Hygienepaket“) und nicht zuletzt durch die vorherrschende Verbrauchererwartung an ökologisch erzeugte Lebensmittel unterstrichen.

5 Literaturverzeichnis

- Bennedsgaard TW, Thamsborg SM, Vaarst M, Enevoldsen C (2002) Eleven years of organic dairy production in Denmark : herd health and production related to time of conversion and compared to conventional production. *Livest Prod Sci* 80:121-131
- Bicker J (1992) Erhebungen zur Haltung von Mutterschweinen in Praxisbetrieben anhand einer Checkliste unter besonderer Berücksichtigung der Schweinehaltungsverordnung. München : Univ, 157 p
- Böhm R, Strauch D (1996) Desinfektion im Stall - weniger Krankheiten, mehr Leistung. Bonn, 42 p, AID-Broschüren 1163/1996
- Bonde M, Sørensen JT (2004) Herd health management in organic pig production using a quality assurance system based on Hazard Analysis and Critical Control points. *NJAS Wageningen J Life Sci* 52(2):133-143
- EG (1991) Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 des Rates vom 24. Juni 1991 über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel. *ABl L* 198(22.07.1991)
- EG (1999) Verordnung (EG) Nr. 1804/1999 des Rates vom 19. Juli 1999 zur Einbeziehung der tierischen Erzeugung in den Geltungsbereich der Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel. *ABl L* 222(24.08.1999)
- Engelhardt H (2007) Bio-Schweineproduktion : Daten und Prognosen. *ZMP Ökomarkt Forum* 29:2
- EU (2004) Verordnung (EG) Nr. 854/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 29. April 2004 mit besonderen Verfahrensvorschriften für die amtliche Überwachung von zum menschlichen Verzehr bestimmten Erzeugnissen tierischen Ursprungs. *ABl L* 139(30.04.2004)
- Gray D, Hovi M (2002) Animal health plans for organic farms : the UK experience. In: Hovi M, Vaarst M (eds) *Positive health : preventive measures and alternative strategies ; proceedings of the 5th NAHWOA Workshop, Rødding, Denmark, November 2001*. Reading : University of Reading, pp 132-143
- Hamann J (2006) Impfstoffe und Sera für Tiere. *Tierärztl Umsch spez* 37-42
- Hensel A (2003) Einsatz von Hygienemanagementsystemen in der ökologischen Landwirtschaft (Schwerpunkt Tierhaltung) - Ermittlung zum Stand der Entwicklung und Umsetzung in der Praxis sowie Handlungsbedarf. Schlussbericht des BLE Projektes 02OE230
- Herrmann HJ, Krutzinna C, Woelfert J (1995) Klauengesundheit von Milchkühen im Ökologischen Landbau. In: Dewes T, Schmitt L (eds) *Wege zu dauerfähiger, naturgerechter und sozialverträglicher Landbewirtschaftung : Beiträge zur 3. Wissenschaftstagung zum ökologischen Landbau vom 21. bis 23. Februar 1995 an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel*. Neuklee : Wiss Fachverl Fleck, pp 241-244
- Hermansen JE (2003) Organic livestock productions systems and appropriate development in relation to public expectations. *Livest Prod Sci* 80:3-15
- Leeb T (2001) Aufstallung, Hygiene, Management und Gesundheit von Zuchtswinen und Ferkeln in biologisch bewirtschafteten Betrieben. Wien : Vet med Univ, 103 p
- Leeb T, Baumgartner J (2000) Husbandry and health of sows and piglets on organic farms in Austria. In: Alföldi T, Lockeretz W, Niggli U (eds) *IFOAM 2000 . the world grows organic ; proceedings of the 13th International IFOAM Scientific Conference, 28 to 31 August 2000, Basel*. Zürich : vdf Hochschulverlag, 361 p
- Lindermayer H, Niemi-Reichel P, Propstmeier G, Jais C, Kühberger M, Wolfrum W, Pieringer E (2005) Fütterungsfibel Ökologische Schweinehaltung. Freising : Bayerische Landesanst Landwirtsch, 58 p
- Löser R, Deerberg F (2004) Ökologische Schweineproduktion : Struktur, Entwicklung, Probleme, politischer Handlungsbedarf ; Schlussbericht des BLE Projektes Nr. 02 OE 175. Bonn : BLE, 216 p
- Mayr A, Mayr B (2002a) Körper eigene Abwehr : von der Empirie zur Wissenschaft ; Teil 1. *Tierärztl Umsch* 57:3-14
- Ökobarometer 2007 [online]. Zu finden in: <http://www.oekolandbau.de/file-admin/redaktion/dokumente/journalisten/publikationen/Oekobarometer_07.pdf> [zitiert am 07.10.2008]
- Spranger J (1995) Ökologische Tiergesundheit und Behandlung. In: *Ökologische Landwirtschaft*. Berlin : Springer, Sektion 04.03:1-26
- Sundrum A (2001) Organic livestock farming : a critical review. *Livest Prod Sci* 67:207-215
- Sundrum A (2007) Hürden bei dem Versuch einer nachhaltigen Verbesserung der Tiergesundheit. In: Zikeli S, Claupein W, Dabbert S (eds) *Zwischen Tradition und Globalisierung : Beiträge zur 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau ; Universität Hohenheim, 20.-23. März 2007 ; Band 2*. Berlin : Köster, pp 577-580
- Sundrum A, Benninger T, Richter U (2004) Statusbericht zum Stand des Wissens über die Tiergesundheit in der Ökologischen Tierhaltung. Schlussbericht des BLE Projektes 03OE672
- Vaarst M, Roepstorff A, Feenstra A, Hogedal P, Larsen A, Lauridsen HB, Hermansen J (2000) Animal health and welfare aspects of organic pig production In: Alföldi T, Lockeretz W, Niggli U (eds) *IFOAM 2000 . the world grows organic ; proceedings of the 13th International IFOAM Scientific Conference, 28 to 31 August 2000, Basel*. Zürich : vdf Hochschulverlag, p 373
- Vaarst M, Noe E, Nissen TB, Stjernholm T, Sørensen C, Enemark PS, Thamsborg SM, Bennedsgaard TW, Kristensen T, Andersen HJ, Enevoldsen C (2001) Development of a health advisory service in Danish organic dairy herds - presentation of an action research project In: Hovi M, Vaarst M (eds) *Positive health : preventive measures and alternative strategies ; proceedings of the 5th NAHWOA Workshop, Rødding, Denmark, November 2001*. Reading : University of Reading, pp 144-151
- Dritte Verordnung zur Änderung der Tierschutz-Nutztierhaltungs-Verordnung : vom 30. November 2006 (2006) *Bundesgesetzblatt : Teil 1 / Bundesminister der Justiz* (56):2759-2761
- Verordnung über hygienische Anforderungen beim Halten von Schweinen (Schweinehaltungshygieneverordnung – SchwHaltHygV) vom 07. Juni 1999 (1999) *Bundesgesetzblatt : Teil 1 / Bundesminister der Justiz* 29:1252-1260
- Von Borell E, Bockisch F-J, Büscher W, Hoy S, Krieter J, Müller C, Parvizi N, Richter T, Rudovsky A, Sundrum A, Van den Weghe H (2001) Critical control points for on-farm assessment of pig housing. *Livest Prod Sci* 72(1-2):177-184
- Waldmann KH, Wendt M (2003) Gesundheitsprobleme? : Strategie einer Risikominimierung in der Schweineproduktion. *Großtierpraxis* 4(3):24-26

Will site specific nutrient management live up to expectation?

Keith Betteridge*, Ewald Schnug** and Silvia Haneklaus**

Abstract

Sustainable farming systems require soil fertility status to be maintained at a level that supports satisfactory plant growth while minimising nutrient loss to the environment. Because soils within farmed landscapes are heterogeneous, the amount of nutrients required to support optimal plant growth will differ in relation to soil type, the soil's nutrient status, the crop's growth potential within the various landscape zones, and time of nutrient application in relation to plant growth stage. Fertiliser application rates could also possibly be determined politically by environmental regulation. Site Specific Nutrient Management (SSNM) is a major component of Precision Agriculture and relates to the differential management of soil nutrients between landscape zones. Specialist advisers in SSNM may be needed to interpret crop yield data in relation to status of the farm's other resources and to help farmers formulate their farm's fertiliser plan. Cost of describing resource status and lack of specialist consultants are identified as significant impediments to uptake of SSNM technologies. SSNM is likely to be widely implemented only where subsidies are paid or where regulations and quality assurance schemes demand environmental standards are met. Examples are presented of successful use of SSNM on intensive cropping farms and low-input grazed pastures. Suggestions are offered as to how SSNM technologies must evolve to deliver their potential for improved productive, economic, environmental and social outcomes in advanced and developing countries.

Keywords: decision support, soil fertility, fertilisation, spatial variability, precision agriculture, remote sensing, sustainability, economics; social, environment

Zusammenfassung

Kann variable Düngung den Erwartungen gerecht werden?

Nachhaltige Landbewirtschaftungssysteme erhalten die Bodenfruchtbarkeit auf einem Niveau, welches das Pflanzenwachstum in ausreichendem Maß fördert und Nährstoffverluste in die Umwelt minimiert. Da landwirtschaftliche Böden heterogen sind, das Ertragspotential und die Ansprüche an die Nährstoffversorgung standortabhängig variieren, ändert sich auch der Düngebedarf an Nährstoffen entsprechend. Theoretisch möglich wäre eine Regulierung der Aufwandmengen auf politischer Ebene. Die variable Ausbringung von Düngemitteln ist Bestandteil des Precision Agriculture und reguliert die Ausbringungsmenge auf Grundlage der Variabilität von Standortmerkmalen. Die Verifizierung kausaler Zusammenhänge zwischen Ertragsdaten und standorttypischen Eigenschaften und betriebsspezifischen Merkmalen setzt in diesem Zusammenhang ein entsprechendes Fachwissen voraus, um räumlich variable Karten für die Düngung zu erstellen. Mittlerweile hat sich gezeigt, dass insbesondere fehlende geokodierte Standortinformationen und ein Mangel an Experten für deren Interpretation, die Implementierung dieser Technologie auf den Betrieben verhindert. Auch sind positive Beispiele für die Rentabilität dieser Technologie eher selten, so dass deren Implementierung derzeit nur durch Subventionen, oder zur Einhaltung von Umweltstandards gefördert werden könnte. Im vorliegenden Beitrag werden Beispiele für einen erfolgreichen Einsatz variabler Düngung in intensiven viehlosen landwirtschaftlichen Betrieben und extensiven Grünlandbetrieben aufgezeigt. Es werden Vorschläge für eine zukünftige Entwicklung der variablen Düngung aufgezeigt, die agronomischen, ökonomischen, ökologischen und sozialen Ansprüchen in Industrie- und Entwicklungsländern gerecht werden.

Schlüsselworte: Bodenfruchtbarkeit, Düngung, räumliche Variabilität, Precision Agriculture, Fernerkundung, Nachhaltigkeit, Ökonomie, Soziales, Umwelt

* AgResearch Grasslands, Private Bag 11008, Palmerston North, New Zealand, keith.betteridge@agresearch.co.nz

** Institute for Crop and Soil Science, Julius Kühn-Institut (JKI), Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig, Germany

Introduction

Soil is a living organism that changes in space and in time, thereby affecting availability of plant available nutrients. The spatial variation in soil type, even within one-to-two-ha paddocks, offers farmers scope to differentially manage nutrient applications to these contrasting areas of the farm. The term land management units (LMUs) is used in this paper to describe a unit of land that expresses a reasonably uniform combination of yield-influencing factors, consistently across years, for which a single combination of nutrient inputs (Florin et al., 2005) and management may be suitable to optimise the response of the crop or pasture. Yield sensors and GPS are standard items on farm machinery in many developed countries heavily involved in crop production, with the result that these farmers may now have yield maps from cropped areas of their farm for up to 20 years. Site Specific Nutrient Management (SSNM) is the application of nutrients to meet the specific needs of plants within the pre-defined, spatially explicit LMUs, by way of variable rate fertiliser application technologies (Haneklaus and Schnug, 2006).

Early developers of SSNM aimed at correcting soil nutrient deficiencies so that field crop production would become uniform. Nowadays, when discussing pros and cons of precision agriculture (PA) technologies, the potential loss of biodiversity needs to be considered in the advent of implementation of the technology. Because the soil nutrient that is supplied is not always the growth limiting resource, this approach is flawed. Common limitations to yield are soil texture and structure, which reflect the soil's water holding capacity and aeration state. The preferred approach to SSNM is rather to optimise the crop's growth potential within each LMU, such that the better growing soils receive more fertiliser, and the poorer growth zones less fertiliser than the average used in conventional fertiliser strategies. Indeed, some poor growing areas are now often not planted, since the cost of production in these areas can exceed the value of the crop grown.

SSNM promotes agricultural sustainability through improved nutrient efficiency, higher net financial returns, protection of natural resources and minimisation of nutrient emissions to the environment. Efficiency gains also arise through the ability of these technologies to ensure the land is covered exactly with specific rates of seed, fertiliser and pesticides, and with no overlap of, or gaps between, adjacent rows (Fowler 2005).

Since these technologies have been available for up to 20 years, one might have expected to see them widely used in agriculture – particularly in cropping systems. This is not the case, so we ask “why not?”

This review also looks at PA opportunities in grazed pastures, where farmer involvement partially substitutes the

high-cost, high-technology processes synonymous with SSNM for cropping.

Identifying soil variability

Perhaps the most difficult and costly task within SSNM is to identify the location and cause of variable crop or pasture yield. While grain harvesters can routinely generate within-paddock yield maps that depict yield variation, it is often far from clear why this variation occurs. In grasslands, identifying spatial and temporal variation in pasture production across a farm is very difficult, though manageable (Paulsen and Schnug, 2003).

Under the right conditions aerial photography of ploughed fields can provide a clear delineation of soil type variation that can be digitised into a GIS layer and characterised by pedological survey. Such classification is generally impossible with permanent pastures as the soil surface is obscured by vegetation. Electrical conductivity (EC) survey mapping is becoming more widely used to assist in identifying soil differences on farms (e.g. Florin et al., 2005; McBratney et al., 2005). The soil maps are generated by ground-truthing zones of differing EC values against pedological description of soil profiles. While this has proven successful in many situations, especially for determination of clay content, factors other than clay content can affect the EC reading (Lund et al., 2005; McBratney et al., 2005). EC maps of four sites on a New Zealand, free-draining pumice soil bore no resemblance to the soil map generated by visual pedological description (W. Rijkse, unpublished data). Whereas soil test data are widely used to help establish LMUs, Florin et al. (2005) highlight the sometimes prohibitive cost of obtaining spatially-dense soil-test data as a disincentive to use this method of soil classification.

Defining LMUs

Spatial statistics (GeoStatistics) enable the determination of spatial variability of a variable within and between paddocks. Where spatial variability exists, one can set acceptable limits (SD and CV) to determine minimum sampling distance from which to take soil samples. In one experiment, where only the average of the *Illinois Soil Nitrogen Test* variable (with a small standard deviation) was required for each of the 14 paddocks, Ruffo et al. (2005) determined that only 10 samples per paddock were needed to give an accuracy of 24 mg N kg⁻¹. With the semi-variogram ‘range’ across all of these paddocks being 150 m, the 10 samples needed to be < 150 m apart.

Where only a few data are available to adequately map a variable within a paddock by traditional soil sampling (e.g. clay content), the *maximum likelihood variogram* enables

better mapping prediction than the *moments variogram* (Kerry and Oliver, 2005a). Their recommended approach is 1) determining the appropriate sampling interval using a variogram from ancillary sites, 2) sample the field at just less than half the variogram's range, and 3) choose additional sites at half that range, to give a total 50 - 60 sites. This approach is much more efficient than sampling the 100 - 150 soil cores needed if using the variogram based on the Monte Carlo sampling approach. Soil sampling within a grid structure is superior to random sampling due to the ability to utilise spatial correlations to increase the predictive power of the analysis (Peck and Melsted, 1967; Sabbe and Marx, 1987).

Soil sampling costs can also be reduced by co-kriging. This method predicts the values of more expensive soil tests from the higher sampling density of cheaper and/or more easily obtained soil parameters (e.g. moisture correction factor), that are highly correlated to expensive/time consuming tests (e.g. volumetric water content) (Kerry and Oliver, 2005b). In grazed pastures the distance between sampling sites needs to be closer than in cropped soils because of the influence of random animal excreta depositions and absence of homogenizing soil tillage operations (Shi et al., 2000).

Typically, in Australasia, detailed soil sampling may be done in only 2 to 3 paddocks on a farm, whereas management decisions will affect the whole farm, with much less detailed data. Directed (targeted or smart) sampling of zones already defined by existing spatial information can reduce costs considerably, compared to grid sampling (McBratney and Whelan, 1999; Mulla, 1997; Schnug and Haneklaus, 1998), with such zones being defined by remote sensing or crop yield data, and the use of fuzzy partitioning (Lark, 2001; Shatar and McBratney, 1999). Further reduction in sampling effort can be achieved where LMUs have consistently yielded to their potential over a period of time and where the LMUs cover the complete range of variation in soil properties and their temporal fluctuations (Larscheid et al., 1997). With efficient sampling and subsequent modelling the overall cost of defining a farm's LMUs can be reduced (Florin et al., 2005).

Temporal variability of some soil nutrients and soil physical characteristics will dictate which method and sampling frequency to use when determining nutrient status and resource condition. Highly soluble nitrogen (N) and sulphur (S), which can fluctuate almost daily, can be regularly sampled by: standard soil test or on-board sensors; dynamic modelling of crop growth; remote sensing; or by inference from site characteristics such as slope, which affects runoff, drainage and erosion losses (Bloem, 1998; Haneklaus et al., 1999). Less mobile phosphorus (P) and potassium (K) need be tested only every 3 - 5 years and pH every 5 - 10 years. Each geo-referenced soil sample should comprise

a bulking of several samples from within no more than a 10 m² zones about the selected position (Hergert, 1997). However, until spatial and temporal variability within the paddock is known, there is no point in considering SSNM to improve crop yield (Castrignano et al., 2005).

Satellite and land based remote sensors to aid nutrient planning

Satellite multi-spectral imaging is becoming more widely used in agricultural feed and nutrient planning applications and may also enable detection of crop nutrient status. For example, the Australian *Pastures From Space* (Gherardi et al., 2005), and the European *Farmstar* decision support tool for crop management (Coquil and Bordes, 2005) are two approaches now being used. To be useful for feed budgeting and to a less extent nutrient budgeting, Moran (2000) states that practitioners require: rapid delivery of geo-referenced data to an accuracy of 1 pixel; 70 - 75 % accuracy of information about soil or crop conditions; repeat land coverage frequency from between twice per week to bi-weekly; spatial resolution of 10 - 20 m; maps with quantitative data; and all at a fair price. In many environments cloud cover at critical stages of crop development will prevent image capture at the necessary frequency or critical times, especially with Landsat-TM that has a 16-day return rate. Even when using lower resolution, daily MODIS imaging, landscapes in many countries will still not be imaged on a regular basis due to cloud cover and will thus not greatly assist farmers in determining nutrient sufficiency. High resolution imaging does enable determination of crop growth rate and, thereby, the possible need for additional fertiliser, but satellite remote sensing to determine nutrient status of ploughed fields appears unlikely (Panten, 2002). This is due in part to the N status of plants reflecting not only available soil N status or protein content, but also soil moisture content, soil fertility, plant disease and disorders (Haneklaus and Schnug, 2006). Thus, to determine the cause of N variation in a field crop, ground truth campaigns which can be expensive and time demanding.

Land-based sensors such as LASSIE (Schnug et al., 2000) that provide real-time images of crop or pasture growth, independent of weather conditions, enables early detection of differential growth. Following directed ground truth sampling, a quick response by variable rate nutrient or pesticide application can be made. Sensors on fertiliser spreading machinery are now being used for differential application of N. Forward scanning sensors (e.g. *Yara N-sensor* and *GreenSeeker*) that use differential crop reflectance to determine N status of the crop (Bredemeier and Schmidhalter, 2005) enable adjustment of the N application rate on-the-go. However, this technology assumes

that the reflected signature of the crop is affected only by available soil N, but, as with satellite imaging, colour variation may be due also to deficiency of other nutrients, soil moisture, row spacing, soil colour, time of day and cloudiness, as well as canopy architecture, measuring angle, solar zenith and crop variety (Bredemeier and Schmidhalter, 2005). On-the-go sensors for other plant nutrients and soil characteristics are being developed (Sudholter et al., 2005; Lund et al., 2005).

SSNM of grazed pastures

As most fertiliser is applied to grazed pastures by broadcast application, the minimum size of the manageable LMU will be much greater than the areas where fertiliser is drilled or injected directly into the soil. The smallest LMU for broadcast fertiliser is determined mainly by spread-width of the fertiliser spreader and the time taken to change the fertiliser rate on-the-go.

Betteridge et al. (2002) measured pasture mass and soil fertility at 120 sites within a 2 ha, flat, dairy pasture and, using principle components analyses, created 3 LMUs, amongst which herbage mass ranged from 1900 to 2670 kg dry matter (DM) growth ha⁻¹ over winter. N-fertiliser response trials in each of these LMUs revealed a site by season interaction in growth responses, which reflected soil texture differences at this small scale. They found that if the N fertiliser used on LMU 3 was applied to LMU 1, overall pasture growth would have increased 7 %, but by withholding fertiliser N from LMU 2, there would have been a 33 % cost saving over the spring and early summer measurement periods. Interestingly, land contour and local knowledge of drainage characteristics could have defined these three LMUs without using the high cost of intensive soil sampling and EC mapping. The significance of the local knowledge for SSNM is comprehensively discussed by Haneklaus and Schnug (2006).

New Zealand hill country farms are characteristically variable in topography, soils and associated pasture productivity. They are grazed as a mixed-livestock enterprise comprising sheep, cattle and sometimes deer. In hill country, livestock transfer fertility from slopes to camp sites on ridges or valley floors (Gillingham and During, 1973; Gillingham et al., 1980); erosion removes soil and particulate-bound P (Gillingham and Thorrold, 2000) and leachate transfers soluble nutrients from upslope regions to groundwater and seepage sites further down slope (Bloem, 1998). Such factors contribute to spatial variation in pasture mass.

When measuring spatial variability of pasture DM in a rotational grazing regime, on any one measurement day, the duration of pasture regrowth 'since last grazing' is different amongst the paddocks. This spatial variation will

easily exceed landscape-inherent spatial variation. With animals set-stocked across the farm, farmers intuitively stock paddocks so that animal numbers match feed supply. Thus, spatial variation in pasture growth potential is represented by stock density rather than pasture DM. In both grazing regimes, pasture exclusion cages are needed to adequately determine variation in growth across a farm – a task that is only practical in a research context. A practical approach to determining LMUs for grazed pastures has been developed in New Zealand. Farmers are taught how to describe soil profiles (colour, texture and structure). This knowledge is used, in conjunction with land contour and local knowledge of how the soils respond to management, to map their farm's LMUs (Mackay et al., 2001). The LMU boundaries, drawn onto the farm's aerial photograph, are then digitised for calculation of LMU areas within a GIS framework. Management decisions are devised that recognise the *opportunities* and *constraints* to management of each LMU, and the plans are then implemented. Using this approach, farmers have sometimes identified new, more profitable land uses that improve the farm's capital resource efficiency (land, fertiliser, drainage) and increases profit.

Precise fertiliser placement

Spatial matching of GIS data layers is crucial for SSNM to provide the required gains in economic and environmental efficiency. This requires the ortho-correction of the farm's aerial photograph over which other input data sets are placed, using the same geo-reference system. Other aspects of quality control that must also be considered include: calibration of the fertiliser spreader to the required specification of variance; knowledge of the crop's fertiliser response at the various times of the year; use of soil and contour maps that are valid at the within-paddock scale; and avoidance of fertiliser placement near waterways, roads and buildings.

Fertiliser prescription maps depend upon correct parameterisation of the growth model that determines nutrient requirements of the crop. From these models, nutrient prescriptions are determined by specialists who understand soil chemical processes. While SSNM practitioners and consultants must assume these models are correct, they have the responsibility of ensuring that the model is applicable to the farm's situation to which it is being extrapolated.

New Zealand examples

On many New Zealand ground-spread fertiliser spreaders, application rate cannot be automatically altered on-the-go and so the paddock often becomes the smallest

LMU that can be differentially fertilised. While modern ground spread vehicles could be fitted with variable rate capability, most farmers are unwilling to pay the additional cost for use of these vehicles and consequently, New Zealand fertiliser spreading companies are reluctant to invest in this technology (L. Pederson, pers comm.).

For SSNM prescription mapping, farm maps of geology, pedology and geomorphology should be 1:5000 or better (Haneklaus and Schnug, 2006), yet in New Zealand the most readily available public soil and contour maps are at best a 1:20 000 scale and often 1:50 000. Working at the within-farm scale requires digital elevation maps and appropriate scaled soil maps to ensure the benefits of SSNM are achieved. Low resolution contour maps can introduce large errors in estimated slope class areas and the horizontal placement of soil groups, relative to contour (Costall et al., 2001).

In grazed hill country, fertiliser is normally applied at only one rate, by fixed-wing aircraft or helicopter. While P fertilisers promote legume growth and, therefore, nitrogen N fixation in the warmer months, use of N fertiliser is increasing. Single-rate fertiliser application ignores the high variation in soil fertility known to exist on such farms and misses the opportunity that exists to optimise the use of these nutrients. Using only land contour to create LMUs, a very simple approach to SSNM is to apply N fertiliser on north and west steeper slopes in autumn (April – June) when soil warmth and moisture is adequate for grass growth. In contrast, P fertiliser can be applied at any time of year to south and east slopes which have a higher legume content and where the summer is cool and moist, allowing for clover fixation of atmospheric N. North and west facing slopes are too dry for active clover growth and N fixation in summer and early autumn. In New Zealand hill country SSNM can thus be managed on a very simple basis - different types of fertiliser at appropriate times of the year, on different land aspects. Thus, hill pastures present a great potential for variable rate fertiliser application, not only through different fertiliser types for north and south facing aspects, but also for differential rates on the low, moderate, and steep slopes, with no fertiliser applied on or near to streams. The modelled relative response to differential fertiliser was estimated to be about 10 % and 7.5 % net margin from a high and a low fertility site, respectively, compared to uniform fertiliser application (Gillingham et al., 1999; Gillingham et al., 2003).

Aerial topdressing aircraft applied 392,000 tonne of fertiliser to New Zealand farms between June 2003 and March 2004 (Murray and Yule, 2005) with many using GPS tracking. Recently, a New Zealand fixed-wing aircraft has been modified to apply on-the-go differential rates of fertiliser to the landscape. Using a precision GIS fertiliser map this plane can fly at 120 knots over hill farms with

broken and variable contour, tracks and streams, delivering fertiliser at rates appropriate to the LMUs below.

SSNM in developing countries

Short term prospects for implementing sophisticated SSNM strategies generally do not look bright. Not only are the farms small, or perhaps even based on nomadic methods where land ownership is ambiguous. If land is owned at all, the volume of commodities for sale are so small and the prices received are generally so low, that investment in even basic inputs such as fertiliser, may not be an option. Often tropical agricultural systems 'mine' plant nutrients rather than apply excessive rates of fertiliser (Stoorvogel and Bouma, 2005). Furthermore, farmers in these environments are generally price takers who react to signals set by importers. For example: tariffs may limit imports; food safety regulations determine pesticide limits; and developed countries may demand imports come only from sustainably managed systems and, increasingly, from countries using Track & Trace systems. Thus producers of tropical crops for export, are likely to be large organisations that can manage production within these exacting external constraints. Most producers of tropical crops own very small land units. Nevertheless, several examples of the successful application of SSNM practices on small Thai holdings are presented in the Proceedings of the XIVth World Fertilizer Congress in Chiang Mai, Thailand (Eichler-Loebermann et al., 2008).

Hannaway et al. (2005) highlighted 'the digital divide' that challenges developing nations. Their needs include the full spectrum of computing hardware, software, computing infrastructure and skilled operators. Even if these needs are not limiting, the high cost of proprietary vs. 'open source' software and associated high licence fees severely limits the probable adoption of SSNM. "Development of integrated solutions is often impeded by the cost of data or the regulations preventing the sharing or sale of base layer information" (Hannaway et al., 2005). Notwithstanding these impediments farmers can and do employ simple, low-cost SSNM systems on small farms where appropriate education and extension services are available. Thailand's Royal Development Programmes described in these Proceedings provide good examples of successful extension work (Attanandana et al., 2008; Boonsompophan et al., 2008; Soitong and Vearasilp, 2008).

In Thailand a large number of farms are less than 1.0 ha in size and in Chiang Mai province they average only about 0.4 ha. Thus, SSNM technologies are not used; farmers rely on past experience, trial and error, and on fertiliser recommendations from the extension officials (M. Ekasingh pers comm.). Examples of PA and SSNM for paddy rice, tea and palm plantations are described by Brown (2002).

However, Stoorvogel and Bouma (2005) showed how Costa Rican banana producers formed a collective that enabled PA technologies, with SSNM, to be employed. For a large plantation, systems were developed to map banana yields which were then linked to the soils map. Using a variable rate fertilisation approach, the 111 ha Rebusca plantation made a 12 % fertiliser saving from its 2400 kg ha⁻¹ yr⁻¹ fertiliser usage. The success of PA on this plantation involved integrated inclusion of all aspects of plantation management and intensive involvement of the plantation manager in the development and implementation of the PA strategy.

While formation of co-operatives is one way in which SSNM principles can be implemented, external forces may be required to make this happen.

As crop growth models are not available for many tropical crops (including bananas), fertiliser response trials will be needed to determine nutrient needs of the range of soils to enable SSNM.

Sources of error in SSNM

Fertiliser application

On cropping farms, fertiliser and lime may be broadcast before sowing and/or accurately placed under or beside the seed at sowing. During crop growth, fertilisers will probably be broadcast using either ground or aerial applicators. In areas with confinement livestock systems, slurry may also be spread over or injected into the soil prior to sowing.

Data on precision placement of fertiliser drilled at seeding time are scarce but Moller and Svennson (1991) quote coefficients of variation of 5 and 9 % for a full-width pneumatic spreader. The precision of fertiliser placement by Cross Slot® direct drilling is less than 10 % within a 20 mm wide band, adjacent to but separated from the sown seed, and repeated across the machine in 150 mm row spacing (J. Baker, pers comm.). This careful fertiliser placement is believed to minimise leaching prior to full root establishment.

Variation in nutrient application rate by broadcast sowing is higher than when applied by seed drill. For example, in New Zealand, where fertiliser trucks are “certified” N fertiliser (urea pellets) placement has a coefficient of variation (CV) of 15 % or less, and superphosphate (P, S, Ca) compound fertilisers a CV of 25 % about the intended application rate. Actual application rates vary for several reasons. Lawrence et al., (2005) showed that twin-disc spreaders on fertiliser trucks have inherent errors in spread pattern that contribute to error in variable rate application, especially when a 50 % intentional overlap is factored in to the spreading pattern to achieve the given application

rate. Field size and shape significantly impact accuracy of variable rate fertiliser distribution with twin disc spreaders. The accuracy increases as, to be more economically efficient, spreading machines are made bigger to provide a wider spread (Lawrence et al., 2005). Ground-spread variation from certified trucks can be over 50 % of the intended rate due to unplanned overlap resulting from complex paddock shape (Yule et al., 2005; L. Pederson, pers comm.) and longitudinal spread variation due to uneven flow of fertiliser to the spinning discs (Yule et al., 2005). Also, variable moisture content, granule size and bulk density of each batch of fertiliser, affects the spread width. Therefore, each batch of fertiliser needs to be tested to ensure correct calibration of the spreader. In practice, however, this is often not done.

GPS logging of fertiliser vehicles and fertiliser application is becoming more widely used to provide evidence to the farmer or environmental auditor of what fertiliser was applied, when, and where. On-the-go logging helps the driver to minimise overlap (L. Pederson pers comm.).

Uniform rate aerial application of phosphatic fertiliser by fixed-wing planes ranged from 37 - 67 % (CV) and by helicopter by 12 - 20 % (Gillingham, 1981). Errors are attributed to uneven lateral distribution due to uneven flight path tracking and variable flow through the hopper (Gillingham and Metherell, 2005).

Uneven broadcast-spread of phosphatic fertiliser has minimal effect on pasture production or soil Olsen P test as variation in spatial distribution between years smooths out present-year variation, and because most surplus P is retained in the rooting zone for later plant uptake. Similarly, poor distribution of N applied to pastures will have minimal, if any, effect on paddock productivity since most application rates are within the zone of linear response (Gillingham and Metherell, 2005).

Another error that will occasionally arise, with any method of fertiliser application, is the use of the wrong fertiliser. This could be because of errors in: calculated nutrient requirement; placement of the original order; fertiliser mixing at the bulk store; or the loading of the wrong fertiliser mix at the bulk store or on the farm (L. Pederson, pers comm.).

Nutrient Response Curves

To deliver optimum (+/- 10 %) agronomic or economic production through SSNM, an appropriate fertiliser response model is needed. These models may be well established for crops in some areas of the world, but not in others. Thus, errors due to extrapolation beyond the bounds of modelled data will undoubtedly arise.

For grazed pastures, response models are commonly developed in small-plot trials, cut with a mower. If clippings

are returned, then they are generally evenly spread over the plot. But, in grazed pastures, recycled nutrients are randomly distributed in faeces and urine, with the concentration in urine being highly variable (Betteridge et al., 2005b). Interestingly, Morton and Roberts (2001) reported that relative P response curves were similar, whether measured under grazing exclusion cages in dairy pasture or by mowing, although the absolute response over the 4-year trial period differed.

Errors may also arise because trial designs typically minimise spatial variability by blocking areas of similarity in soil and/or contour features, such that response curves provide an 'average' optimum response for that soil and location. 'Average' optimum levels are contrary to the thesis of SSNM where optimum performance from a field will be achieved by applying nutrients to each LMU within and between paddocks at their optimum rates (Haneklaus and Schnug, 2006).

Finally, it is often assumed that each nutrient has just one optimum level, regardless of the availability of all other nutrients and soil water. While trial designs may have all 'other nutrients' non-limiting, this will rarely apply in practice. In fact the optimum level of 'other nutrients' may well be unknown. As non-limiting soil moisture conditions might only apply to research trials, this condition is unlikely to be found in most environments (e.g. Australia, Whelan and Taylor 2005), hence response functions will frequently not translate to commercial farms.

With the large range of possible errors arising from all phases of farm nutrient planning and implementation, high quality standards and control measures must be devised and implemented to maximise the chance of receiving the theoretical benefits of SSNM (Haneklaus and Schnug, 2006).

Smit et al. (2000) believe that it is preferable to look for response differences of the crop to management in each of the LMUs rather than to focus on components of soil fertility in the different LMUs that might drive the crop responses.

Auto-steer

Real-Time-Kinematic (RTK)-GPS, using dual frequency receivers, enables farm machines to track at 25 mm accuracy (Berglund and Buick, 2005). This system is widely used in conjunction with tractor auto-steer systems. But for many producers auto-steer is still used "as a new toy for the boy" (D. Varner pers comm.). On a positive note farmers see the advent of RTK-GPS and auto-guidance allowing tractor operators to switch their attention from driving, to ensuring fertiliser, seed and pesticide sowing activities perform to expectation (Fowler, 2005). "At present farmers are unlikely to leave the planting rig to sow

the crop, unattended, as there is so much that might go wrong, not only to the quarter million dollar machines, but also to the final crop yield" (C. Fowler, pers comm.). Collectively, an advantage claimed for auto-steer is a reduction in driver fatigue that allows more time to be spent in the field each day.

In Nebraska, on rolling land in units of 53 ha, it is almost impossible to site the base station in one position to cover the whole field. Thus the inconvenience of shifting the base station to ensure line-of-sight to the tractor's receiver, is perceived as an impediment to adoption. Also, "While auto-steer may produce gains of US\$ 5/acre (less overlap, 24-hour operations and night time spraying). Because large machinery is used, the whole planting operation may take only one or two days, so how can you justify the US\$ 10,000 - 20,000 expense of this technology?" (J. Crofoot, pers comm.). Furthermore, quantification of the supposed benefits are scarce or anecdotal (Whelan and Taylor, 2005). When significant time saving is assured, then high cost SSNM tools (variable rate fertiliser placement and auto-steer) may be appropriate.

Auto-steer enables precise year-to-year placement of agricultural inputs in the soil. To minimise the impact of soil compaction on crop growth, auto-steer ensures farm vehicles follow exactly in the same wheel tracks each year. This is now creating a new problem namely, with no-till planting, where and how should soils be best sampled, as fertiliser bands are always within the same narrow sowing strips?

Altering pH to achieve SSNM

In developing countries where economics of production limits use of chemical fertilisers; in organic farming systems that restrict the types of nutrients that can be used; and in any country where environmental limitations restrict fertiliser inputs, SSNM strategies can be used to increase the availability of existing soil minerals through altering their solubility (Haneklaus and Schnug, 2006). This can be achieved by changing soil acidity with relatively cheap lime or elemental sulphur. As soil pH is one of the most important factors influencing the mobility of soil nutrients (Schnug and Fink, 1982), manipulation of pH can, for example, be used to reduce the availability of toxic heavy metals such as cadmium (Bruemmer et al., 1986).

Agricultural waste products and SSNM

A common problem on many farms that receive nutrients from slurry or other organic waste products is that of heterogeneity of nutrients and dry matter content of the various waste products used. Standard nutrient values may be adequate in some circumstances, but where qual-

ity assurance (QA) is required to ensure nutrient optimisation for plant growth, or that environmental regulations are being met, strategies such as thorough mixing of these batches or frequent analyses of the product (even on-the-go) may be necessary. Organic animal wastes tend to have a fixed N:P:K ratio that adds to the complexity of balancing nutrients to meet optimum plant needs (Haneklaus and Schnug, 2006).

In New Zealand, there are currently no constraints on fertiliser inputs, yet most dairy farmers are required to apply dairy-shed effluent (DSE) to pasture (10 - 20 % of the farmed area) to reduce stream pollution. Many of these farmers still apply the same rate of fertiliser to the pastures receiving DSE as they do to the rest of the farm. In one survey of 2 paddocks on each of the 10 farms, the soil Olsen P test was $> 100 \text{ mg P l}^{-1}$ in 2 DSE paddocks. However, agronomic responses are rarely found at Olsen P $> 40 \text{ mg P l}^{-1}$ of the top producing 25 % of dairy farms, or $> 30 \text{ mg P l}^{-1}$ for the remaining 75 % of farms (Betteridge et al., 2005). Average Olsen P of all 20 paddocks, was 63 mg P l^{-1} . In that situation, which is believed to be representative of hundreds of dairy farms in the region, SSNM requires no greater input than to stop further fertiliser P inputs until the 'target' Olsen P value in each paddock is reached. Alternatively, low rates of P may be used to provide the 'carrier' for S and K nutrients. In this latter situation, variable rate P fertilisation would be well worth pursuing. In a study in Queensland, Australia, organic waste was being applied to pasture or crop land as a means of disposal. Because the waste was free, the A\$ 7.70 ha⁻¹ soil test cost was unjustified and so the application was at the farmers whim (M. Redding, pers comm.). Environmental restrictions might alter this practice instantly!

When more than one nutrient is required to optimise growth, careful planning over two or three years may be necessary to ensure that the correct compound fertilisers are applied at the correct rates, so that no one nutrient gets seriously out of balance with the others (Haneklaus and Schnug, 2006). This is likely to require a good fertiliser consultant and good record keeping by the farmer.

Environment

Environmental regulation is likely to be the single greatest pressure leading to farmer adoption of PA technologies. SSNM helps producers maintain nutrient applications within prescribed limits and, importantly, provides farmers the opportunity to log and map how much fertiliser was applied to each land unit and when. Some producers are reported to use PA maps to prove to environmental auditors that "The pollution event was not caused by me" (J. Bouma, pers comm.). A positive application of PA is to verify that fertiliser management is within environmental

limits and, in increasingly more situations, that 'QA requirements of supply' are below the required limits.

In the Netherlands, only very efficient farms can now survive under current market conditions (Stoorvogel and Bouma, 2005), yet Dutch farmers using the MINAS plan (Mineral Accounting System) for soil nutrient management, have achieved a 30 % reduction in fertiliser inputs with no reduction in productivity. Although Dutch farms are close to their optimum production, Stoorvogel and Bouma (2005) believe further efficiency gains are possible from improved quality of agricultural products; improved efficiency of pest and disease control; and by managing the resource variability on farms. In their *case study*, four management zones were identified on an 81 ha cropping farm (winter wheat, potatoes and sugar beet), based on the soils functional potential for production and leaching risk. Using a crop simulation model and real-time weather data to predict weekly N requirements, 23 % less N fertiliser was used, compared to the standard recommendation of extension specialists. Nitrate leaching was also estimated to have been reduced by 55 kg nitrate-N ha⁻¹ (Stoorvogel and Bouma, 2005). In Denmark, N losses through leaching were reduced by 48 % simply through a crop rotation based on balanced N fertilisation with due regard to organic N sources by farmyard manure (Thyssen, 2005). Matching the N demand of the crop plants with variable rate N input might help to further improve the N use efficiency whilst optimising crop yield and quality as well as further reducing environmental burdens.

Economics

The most common factor relating to low adoption of PA has been the lack of clearly demonstrated economic benefits (Lowenberg-DeBoer and Boehlje, 1996; Haneklaus and Schnug, 2006). Because of the high costs of PA technologies, farmers require demonstration of clear cost benefits before they will adopt the technology, but current pricing and subsidy levels are insufficient to ensure PA is adopted by Dutch farmers (Smit et al., 2000). Other impediments to adoption of PA strategies include the lack of integrating technologies to link yield variation to real-time crop needs and the knowledge limitation of the specialist consultant to interpret the data (Stoorvogel and Bouma, 2005). In Nebraska, USA, a PA cropping consultant found that even with an average marginal profit of US\$30 acre⁻¹ through the use of SSNM, it is very difficult to convince a producer that adoption of SSNM would give this same profit level his or her property (J. Crowfoot, pers comm.).

While most economic evaluations are based on partial budgeting and financial analyses, the large indirect benefits accruing from meeting environmental requirements, achieving traceability and the factoring in of the 'value of

information', have proven difficult to quantify (Tihomir et al., 2005). Smidt et al. (2000) concluded that the likelihood of a positive return on SSNM was greater as the value of the crop increased (e.g. potatoes > winter wheat) and where environmental costs (e.g. tax on N losses) were included in the economic modelling. They also noted that many linear models fail to account for: carry-over effects of increased soil N from one year to the next; improved quality of product where this occurs; and the beneficial effects of simultaneously managing several inputs with SSNM technologies, rather than just the one being studied in the modelling exercise.

Pannell (2004) investigated the economic gains that can be made through implementation of PA strategies. Whereas implementation of a new farming concept (e.g. SSNM) can often result in a substantial improvement in profit, the additional cost required to carefully determine the *exact* level of inputs needed to optimise profit will often far exceed the marginal gain in pay-off. This is because the optimum response is often located within the flat 'pay-off' part of the response curve. Consequently, the greatest response to lime is from the first tonne applied, and that beyond the optimum input of 2.1 t/ha, further gain in gross margin is negligible (Pannell, 2004). For low-cost inputs such as lime, the cost of accurately defining the optimum lime requirement will likely far exceed the small profit gain that might result. In this and many other cases, acknowledging the flatness of the profit curve is of far greater significance to practitioners than the identification of the optimum input level (Pannell, 2004). Often, input levels +/- 20 - 30 % of optimum may have no significant effect on production, especially given the uncertainty that surrounds the data used to predict response curves.

Pannell (2004) also showed that while it is known that there is wide aversion to risk taking amongst the farming community, incorporating risk into economic models had almost no impact on profit, mainly because any changes in levels of input were, again, likely to be in the flat part of the pay-off curve. Thus, science that aims to determine the *shape of the response curve* to (an) input(s) may be of greater value than science that sets out to more carefully define the *optimum* input level, unless such work is required to meet environmental or regulatory requirements.

Conclusions

Application of SSNM provides a means whereby rates and timing of fertiliser applications and types of fertiliser can be matched to optimise crop and pasture growth requirements, with minimal nutrient loss to the environment.

- Adoption has been poor because marketing has emphasised efficiency of nutrient use to generate profit. Examples of increased profit are few, but once environ-

mental requirements, market access and social considerations become factored into the analyses the need for and use of SSNM tools will likely increase dramatically.

- Improved and new on-the-go sensors to determine resource condition will assist farmers in developing LMU maps of their farms.
- Expensive, high-tech mapping of variation in resource condition and yield is not always necessary for developing SSNM plans. Simple methods have been shown to be very cost effective and environmentally beneficial in grazed pastures and plantations. Numerous developments are becoming available that may increase the ease, and decrease the cost of data collection, critical to developing SSNM plans.
- Special consideration is needed to develop technologies appropriate for routine use in developing countries where farms are small and discretionary money is scarce. This will require technologies and concepts applicable to these agriculture systems; greater sharing of existing data; provision of technical and educational assistance to train staff farmers respectively; and the availability of open-source software, where needed. Education, through group meetings, of low cost SSNM methods will improve efficiency of nutrient use.
- A large impediment to adoption of SSNM technologies appears to be the poor, or even lack of integration and communication amongst basic and applied scientists, technology developers, agronomic and financial consultants, sales people and the practical farmer who must pay for, use, and require positive economic and/or environmental returns from use of the technology. Without a multi-disciplinary development approach that includes end-users, SSNM will not live up to expectation.
- If used pro-actively by producer organisations, these technologies could provide a solid base from which to negotiate the imposition of 'realistic' environmental limits on land use, that is supported by scientific data, to show improved outcomes through use of SSNM.

Acknowledgements

Special thanks go to Jim Crofoot and David Varner (Nebraska, USA), Carol Fowler (Trayning, West Australia), Meethi Ekasingh, (Chiang-Mai University, Thailand), and New Zealanders Lance Pederson (Himitangi Transport), and Matt Redding (AgResearch), who contributed their personal experiences and views on the uptake of SSNM.

References

- Attanandana T, Suwannarat C, Vearasilp T, Kongton S, Boonsompoppa B, Meesawat R, Boonampol P, Soitong K, Tipanuka C, Chareonsaksiri A, Verappattanarund P, Yost RS (2008) Site-specific nutrient management for

- farmers of small farms of the tropics. Proc. 14th World Fertilizer Congress (CIEC), Chiang Mai, Thailand, 391-408
- Berglund S, Buick R (2005) Guidance and automated steering drive resurgence in precision farming. In: Stafford J (ed) Precision Agriculture '05. Wageningen : Wageningen Academic Publishers, pp 39-45
- Betteridge K, Gillingham A, Haneklaus S, Schnug E (2002) A perspective on precision agriculture : progress and prospects [CD-ROM]. In: Proceedings of the 6th International Conference on Precision Agriculture and Other Precision Resources Management, July 14-17, 2002, Minneapolis, MN USA. Madison : ASA ; CSSA ; SSSA
- Betteridge K, Ledgard SF, Hoogendoorn C, Lambert MG, Park ZA, Costall DA, Theobald PW (2005) Nitrogen leaching from cattle, sheep and deer grazed pastures in New Zealand. In: Jarvis SC, Murray PJ, Roker JA (eds) Optimisation of nutrient cycling and soil quality for sustainable grasslands : proceedings of a satellite conference of the XXth International Grassland Congress, July 2005, Oxford, England. Wageningen : Wageningen Academic Publishers, 80 p
- Blöem E (1998) Schwefel-Bilanz von Agrarökosystemen unter besonderer Berücksichtigung hydrologischer und bodenphysikalischer Standorteigenschaften. Braunschweig : FAL, 156 p, Landbauforsch Völknerode SH 192
- Bredemeier C, Schmidhalter U (2005) Laser-induced chlorophyll fluorescence sensing to determine biomass and nitrogen uptake of winter wheat under controlled environment and field conditions. In: Stafford J (ed) Precision Agriculture '05. Wageningen : Wageningen Academic Publishers, pp 273-280
- Boonsompopphan B, Veasirip T, Attanandana T, Yost RS (2008) Field identification of soil series - enabling Thai farmers share experience and knowledge. Proc. 14th World Fertilizer Congress (CIEC), Chiang Mai, Thailand, 409-428
- Bruemmer G, Gerth J, Herms U (1986) Heavy metal species, mobility and availability in soils. Z Pflanzenernaehr Bodenkd 149:382-398
- Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig (2005) Roadmaps zu mehr Effizienz in der N-Düngung. B&B Agrar 58(4):153
- Castrignano A, Buttafuoco G, Pisante M, Vonella AV (2005) How spatial and temporal variability can affect fertilization trial results. In: Stafford J (ed) Precision Agriculture '05. Wageningen : Wageningen Academic Publishers, pp 761-768
- Coquil B, Bordes JP (2005) FARMSTAR : an efficient decision support tool for near real time crop management from satellite images. In: Cox S (ed) Precision livestock farming '05. Wageningen : Wageningen Academic Publishers, pp 873-880
- Costall DA, Williams D, Gillingham AG, Betteridge K, Lambert MG (2001) Effect of scale of mapping on the prediction of pasture production from hill country. Occasional report / Fertiliser and Lime Research Centre, Massey University 14:173-176
- Florin MJ, McBratney AB, Whelan BM (2005) Extending site-specific crop management from individual fields to an entire farm. In: Stafford J (ed) Precision Agriculture '05. Wageningen : Wageningen Academic Publishers, pp 857-863
- Eichler-Loebermann B, Haneklaus S, Hera C, Hofman G, Lim P, Nemeth T, Rietz R-M, Rogasik J, Schnug E (2008) Fertilizers and fertilization: Stewardship for food security, food quality, environment and nature conservation. Proc. 14th World Fertilizer Congress (CIEC), Chiang Mai, Thailand, pp. 753
- Fowler C (2005) Precision agriculture : a Western Australian perspective. In: Stafford J (ed) Precision Agriculture '05. Wageningen : Wageningen Academic Publishers, pp 57-62
- Gherardi SG, Anderton L, Sneddon J, Oldham C, Mata G (2005) Pastures from space – application of satellite-derived pasture predictions improve the profitability of Australian sheep producers. In: O'Mara FP (ed) XX International Grassland Congress : offered papers. Wageningen : Wageningen Academic Publishers, pp 859
- Gillingham AG (1981) Distribution field tests in hill country. In: Proceedings of a workshop on aerial fertiliser application. Hamilton, NZ : MAF, pp 21-23
- Gillingham AG, During C (1973) Pasture production and transfer of fertility within a long established hill pasture. N Z J Exp Agric 1:227-232
- Gillingham AG, Maber J, Morton J, Tuohy M (1999) Precise aerial fertiliser application in hill country. Proc N Z Grassland Ass 61:221-226
- Gillingham AG, Metherell AK (2005) Effects of variability in fertiliser application on hill country pasture productivity. Occasional report / Fertilizer and Lime Reserch Centre, Massey University, 18:362-369
- Gillingham AG, Syers JK, Gregg PEH (1980) Phosphorus uptake and return in grazed, steep hill pasture. N Z J Agric Res 23:323-330
- Gillingham AG, Thorrold BS (2000). A review of New Zealand research measuring phosphorus in runoff from pasture. J Environ Qual 29:88-96
- Gillingham AG, Morton J, Grey MH (2003) The role of differential fertiliser application in sustainable management of hill pastures. Proc N Z Grassland Ass 65:253-257
- Haneklaus S, Schroeder D, Schnug E (1999) Decision making strategies for fertilizer use in precision agriculture. In: Precision agriculture : proceedings of the 4th International Conference on Precision Agriculture 19-22 July 1998 in St. Paul, MN, pp 1785-1796
- Haneklaus S, Schnug E (2006) Site-specific nutrient management : objectives, current status and future research needs. In: Srinivasan A (ed) Handbook of precision agriculture : principles and applications. New York : Food Products Press, pp 91-134
- Hannaway DH, Daly CPQ, Chapman DF, Baker BB, Cooper AS (2005) Computer-based forage management tools : historical, current and future applications. In: Gilloway DA (ed) Grasslands : a global resource. Wageningen : Wageningen Academic Publishers, pp 389-399
- Hergert GW (1997) A futuristic view of soil and plant analysis and nutrient recommendations. Comm Soil Sci Plant Anal 29:1441-1444
- Kerry R, Oliver MA (2005) Maximum likelihood variograms for efficient prediction in precision agriculture. In: Stafford J (ed) Precision Agriculture '05. Wageningen : Wageningen Academic Publishers, pp 707-714
- Kerry R, Oliver MA (2005b) Improving prediction of soil properties in precision agriculture by co-kriging with properties that are easily measured. In: Stafford J (ed) Precision Agriculture '05. Wageningen : Wageningen Academic Publishers, pp 715-722
- Lark RM (2001) Some tools for parsimonious modelling of within-field variation of soil and crop systems. Soil Tillage Res 58:99-111
- Larscheid G, Blackmore BS, Moore M (1997) Management decisions based on yield maps. In: Stafford JV (ed) Precision agriculture '97 : vol. 2, technology, IT and management ; papers presented at the 1st European Conference on Precision Agriculture, Warwick University Conference Centre, UK, 7 - 10 September 1997. UK : IOS Scientific Publishers, pp 895-903
- Lawrence H, Yule I, Jones J, Hedley M (2005) Testing the variability of existing ground spread fertiliser spreaders to perform variable rate fertilisation. In: Stafford J (ed) Precision Agriculture '05. Wageningen : Wageningen Academic Publishers, pp 655-663
- Lowenberg-DeBoer JM, Boehlje M (1996) Revolution, evolution or dead-end : economic perspectives on precision agriculture. In: Robert PC, Rust RH, Larson WE (eds) Proceedings of the 3rd International Conference on Precision Agriculture, June 23-26, 1996 in Minneapolis. Madison, Wis : ASA ; CSSA ; SSSA, pp 923-944
- Lund ED, Adamchuck VI, Collings KL, Drummond PE, Christy CD (2005) Development of soil pH and lime requirement maps using on-the-go soil sensors. In: Stafford J (ed) Precision Agriculture '05. Wageningen : Wageningen Academic Publishers, pp 457-464
- McBratney AB, Minasny B, Whelan BM (2005) Obtaining 'useful' high-resolution soil data from proximally-sensed electrical conductivity/resistivity (PSEC/R) surveys. In: Stafford J (ed) Precision Agriculture '05. Wageningen : Wageningen Academic Publishers, pp 503-510
- McBratney AB, Whelan BM (1999) The null hypothesis of precision agriculture. In: Stafford JV (ed) (1999) Precision agriculture '99 : papers presented at the 2nd European Conference on Precision Agriculture, Odense Congress Centre, Denmark 11-15 July 1999 ; part 2. Sheffield : Academic Press, pp 947-958
- Mackay AD, Palmer AS, Rhodes AP, Cooper GK, Grant L, Withell B (2001) Development and use of "Soils Underpinning Business Success" in precision tools for improving land management. Occasional report / Fertiliser and Lime Research Centre, Massey University 14:79-87
- Moller N, Svensson JET (1991) Modern techniques in application of granular fertilisers. York, UK : Fertiliser Society, 28 p, Proceedings / Fertiliser Society 311

- Moran S (2000) New imaging sensor technologies suitable for agricultural management. *Asp Appl Biol* 60:1-10
- Morton JD, Roberts AHC (2001) Pasture response to soil phosphorus levels measured under mowing and dairy pastures. *N Z J Agric Res* 44:259-268
- Mulla DJ (1997) Geostatistics, remote sensing and precision farming. In: Lake JV (ed) *Precision agriculture : spatial and temporal variability of environmental quality*. Chichester : Wiley, pp 100-119
- Murray R, Yule I (2005) The specification and use of GPS systems in agriculture aviation. Occasional report / Fertilizer and Lime Reserch Centre, Massey University, 18:335-341
- Pannell DJ (2004) Flat earth economics : the far-reaching consequences of flat payoff functions in economic decision making [online]. Zu finden in www.general.uwa.edu.au/u/dpannell/dp0402.htm [zitiert am 03.11.2008]
- Panten K (2002) Ein Beitrag zur Fernerkundung der räumlichen Variabilität von Boden- und Bestandesmerkmalen. Braunschweig : FAL, 148 p, *Landbau-forsch Völkenrode* SH 232
- Paulsen HM, Schnug E (2003) Yield mapping in a meadow by bale positions. *Grassland Sci Europe* 8:145-14
- Peck TR, Melsted SW (1990) Field sampling for soil testing. In: Westerman RL (ed) *Soil testing and plant analysis*. Madison, Wis : SSSA, SSSA book series 3:25-35
- Ruffo ML, Bollero GA, Bullock G (2005) Spatial variability in the Illinois soil nitrogen test: implications for soil sampling. In: Stafford J (ed) *Precision Agriculture '05*. Wageningen : Wageningen Academic Publishers, pp 751-757
- Sabbe WE, Marx W (1987) Soil sampling : spatial and temporal variability. Madison, Wis : SSSA, *Soil Sci Soc Am Spec Publ* 21:1-14
- Schnug E, Finck A (1982) Trace element mobilization by acidifying fertilizers. In: Scaife A (ed) *Plant nutrition 1982 : proceedings of the 9th International Plant Nutrition Colloquium (formerly Plant Analysis and Fertilizer Problems)*, Warwick Univ., [Coventry] England, Aug. 22-27, 1982. Farnham Royal : CAB, pp 582-587
- Schnug E, Haneklaus S (1998) Diagnosis of sulphur nutrition. *Nutr Ecosystems* 2:1-38
- Schnug E, Haneklaus S, Lilienthal H, Panten K (2000) LASSIE : an innovative approach for the continuous remote sensing of crops. *Asp Appl Biol* 60:147-153
- Shatar TM, McBratney AB (1999) Empirical modelling of local yield response and identification of areas within uniform yield response. In: Stafford JV (ed) (1999) *Precision agriculture '99 : papers presented at the 2nd European Conference on Precision Agriculture*, Odense Congress Centre, Denmark 11-15 July 1999 ; part 2. Sheffield : Academic Press, pp 2:581-592
- Shi Z, Wang K, Bailey JS, Jordan C, Higgins AJ (2000) Sampling strategies for mapping soil phosphorous and soil potassium distributions in cool temperate grassland. *Precision Agriculture* 2:347-357
- Smit AB, Stoorvogel JJ, Wossink GAA (2000) A methodology to support the decision to invest in spatially variable nitrogen fertilisation. *Neth J Agric Sci* 48:273-290
- Soitong K, Vearsailp T (2008) Experience of Thailand in promoting participatory extension approach to IPNS. Proc. 14th World Fertilizer Congress (CIEC), Chiang Mai, Thailand, 741-752
- Stoorvogel J, Bouma J (2005) Precision agriculture: the solution to control nutrient emissions? In: Stafford J (ed) *Precision Agriculture '05*. Wageningen : Wageningen Academic Publishers, pp 47-56
- Sudholter EJR, de Smet CPM, Zuilhof H (2005) Field effect transistors in precision agriculture In: Stafford J (ed) *Precision Agriculture '05*. Wageningen : Wageningen Academic Publishers, pp 23-30
- Tihomir A, Whelan B, McBratney A (2005) Evaluating benefits from precision agriculture: the economics of meeting traceability requirements and environmental targets. In: Stafford J (ed) *Precision Agriculture '05*. Wageningen : Wageningen Academic Publishers, pp 985-992
- Whelan B, Taylor J (2005) Local response to nitrogen inputs: advancing SSCM within Australia. In: Stafford J (ed) *Precision Agriculture '05*. Wageningen : Wageningen Academic Publishers, pp 865-872
- Yule I, Lawrence H, Murray R (2005) Describing variability in fertiliser application : a statistical approach. Occasional report / Fertilizer and Lime Reserch Centre, Massey University, 18:327-334

Small scale dispersion of ammonia around animal husbandries

Torsten Hinz*, Stefan Linke*, Richard Eisenschmidt*, Hans-Joachim Müller**, Kristina v. Bobrutzki**

Summary

Animal production is one of the main sources of ammonia emissions. Ammonia emissions are part of international strategies of prevention of air pollution but also part of national regulations. At the present time reliable data of emission flows and reduction efficiencies are only available from stables with forced ventilation. Reflecting to naturally ventilated stables or free range husbandries, measurements of the ammonia concentration in ambient air in the vicinity of such sources may give a contribution to solve this problem.

A simple and cheap method is the use of passive samplers. Units with four single Ferm samplers each were mounted in the vicinity of houses with poultry, pigs, a dairy cow shed as well as close to a free range calf husbandry. In all cases concentration levels ranged between 1 µg/m³ and more than 300 µg/m³. Normally concentration decreased faster with distance from keeping than assumed. This result can be of interest if minimum distances are required between a livestock enterprise and e.g. forests or residential districts.

Aim of the study is to provide data on farm level. These data may be used in models to estimate source strength.

Keywords: animal husbandry, ammonia, load, passive (diffusive) sampler

Zusammenfassung

Kleinräumige Ausbreitung von Ammoniak in der Nähe von Tierhaltungen

Die Tierhaltung zählt zu den hauptsächlichen Quellen von Ammoniakemissionen. Diese Emissionen sind Teil internationaler Strategien zur Reinhaltung der Luft, aber auch Teil nationaler Bestimmungen zu ihrer Begrenzung. Zur Zeit sind belastbare Daten über die Emissionen und die Effizienz möglicher Minderungsmaßnahmen nur bei zwangsbelüfteten Ställen verfügbar. Hinsichtlich natürlich belüfteter Ställe und der Freilandhaltung können Messungen der Ammoniakkonzentration in der Nähe dieser Einrichtungen einen Teil zur Lösung des Problems beitragen. Eine einfache und kostengünstige Methode ist der Einsatz von Passivsammlern. Einheiten aus vier Sammlern vom Typus Ferm wurden in der Nähe zweier Geflügelställe und um eine Kälberhaltung im Freiland aufgestellt und im 14-Tage-Rhythmus gewechselt. In der Geflügelhaltung mit Zwangslüftung und der Schweinemast betrug der Messzyklus sieben Tage. Die gemessenen Konzentrationen lagen im Bereich von 1 µg/m³ bis über 300 µg/m³. Der Abfall der Konzentration mit dem Abstand von der Tierhaltung fiel im Einzelfall unterschiedlich aus, war aber deutlich stärker als allgemein angenommen. Ziel der Studie war es, Daten auf Hofebene bereitzustellen, die auch zur Quellstärkenbestimmung herangezogen werden können.

Schlüsselworte: Tierhaltung, Ammoniak, Belastung, Passivsammler

* Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik, Bundesforschungsinstitut für ländliche Räume, Wald und Fischerei (vTI), Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

** Abteilung Technik in der Tierhaltung, Leibniz-Institut für Agrartechnik Potsdam-Bornim e.V. (ATB), Max-Eyth-Allee 100, 14469 Potsdam

1. Introduction

In the past ammonia in the air of livestock buildings was seen as a problem of man and animal health and welfare only. But since a couple of years ammonia from animal husbandry is considered as one key pollutant. Agriculture becomes part of large scale air pollution and control strategies e.g. the UN ECE Convention on Long Range Transboundary Air Pollution (UN ECE 1979). In different protocols national emission ceilings are given. Some countries keep the limits others exceed them.

Emissions of air pollutants may be measured directly as fluxes but mostly indirectly as the product of air flow rate and airborne concentration. At the present time reliable data of emission flows and reduction efficiencies are only available from stables with forced ventilation. Reflecting to naturally ventilated stables or free range keeping, measurements of the ammonia concentration in the vicinity of such sources may give a contribution to solve this problem by backwards calculation of the emissions (Gärtner et al. 2004).

From the view of possible nuisance of neighbourhood and problems within authorization of new or enlarging existing stables the ammonia concentration itself is the relevant measure. Certain distances between source and acceptor are requested to ensure a low level concentration of ammonia. To establish functions of ammonia concentration vs. distance from the animal enterprise and to give numbers which may be used to verify dispersion models, ammonia concentration was measured in different distances and with respect to the main wind direction. A first impression of the dispersion of ammonia behind an agricultural source may be given by figure 1.

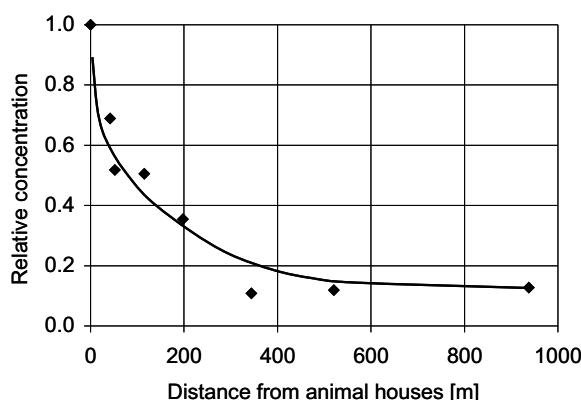


Figure 1:
Dispersion of ammonia downwind from animal houses acc. to Dämmgen 2007

One of the main problems is how to measure ammonia concentration in ambient air.

A simple and cheap measuring method is the use of passive samplers. Investigations using this technique were

initiated 2002 and 2003 on a broiler and a turkey barn. Meanwhile others, e.g. calves and pigs are tackled.

In the following the procedure and results are presented at the example of turkey, broiler, pig, dairy and calf enterprises. Some of previously published results (Hinz et al., 2004, 2005, 2006, Müller et al., 2006) must be corrected to lower values by new findings concerning the sampling efficiency and analysis of the samplers used (Dämmgen, 2007).

2. Methods and Material

The investigations were carried out in three commercial poultry farms, one commercial pig farm, an experimental free range husbandry of calves in the former FAL (since 2008 vTI) and on a farm with dairies:

- 1) Fattening turkeys in a stable with natural ventilation and a veranda
- 2) Fattening broilers (1) in a stable with forced ventilation and free range
- 3) Fattening broilers (2) in a stable with forced ventilation
- 4) Fattening pigs in a stable with forced ventilation
- 5) Calves in free range husbandry with hutches
- 6) Dairy cows in a naturally ventilated cow shed

To measure ammonia concentration passive samplers were used. In all cases four samplers each were mounted on different numbers of pales in a height of approximately 2.5 m above ground. The function of the samplers is described in chapter 2.7.

2.1 Fattening turkeys

Figure 2 gives the arrangement of the pales around the turkey houses. In the South of the male birds house a veranda is situated.

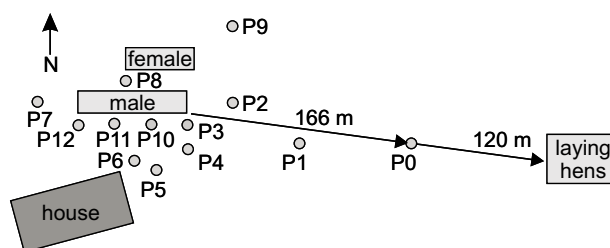


Figure 2:
Pale positions on the turkey farm

On the turkey farm up to 13 pales were situated around the two barns in which 3700 male and 3200 female turkeys were housed. The distance of the pales varied from 2 m near the curtains up to 166 m from the front wall of the barn.

In the region of this turkey farm the main wind direction is west but, especially in winter time must be noted east. It is to consider that in a distance of about 300 m from the turkey barn a lot of laying hens are housed. To get the information about wind speed and wind direction an ultra sonic anemometer was installed between the both turkey houses on a silo over roof height.

2.2 Fattening broilers (1) in a stable with forced ventilation and free range

In the vicinity of the broiler house seven measuring devices were located in different distances, cf. figure 3. In the stable with mechanical ventilation 3500 birds were kept. In front to the pasture, openings allowed the birds the use of a free range.

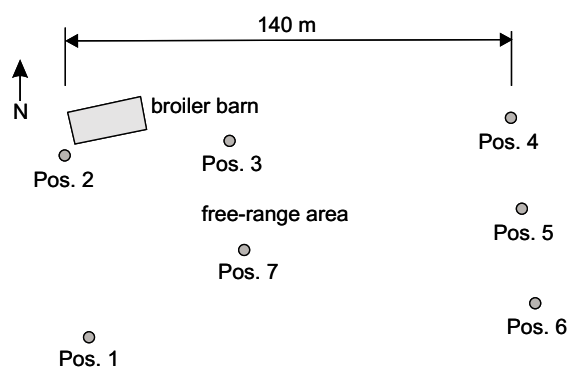


Figure 3:
Pale positions around the broiler barn (1) with free range (pasture)

2.3 Fattening broilers (2) in a stable with forced ventilation

2.3.1 Investigated Broiler farm

The broiler farm 2 consists of 12 single broiler houses, cf. figure 4.

The farm 2 is divided into two parts:

Old part: nine houses. Size: length: 88.0 m; width: 12.0 m; height: 3.5 m. Number of broilers: 21,800 in each house. Floor keeping. Litter: wood shavings. Manure removal: after every cycle. Forced (cross) ventilation. One side wall equipped with flaps and the other side wall equipped with fans.

New part: Three houses – each of them divided into two compartments. Size: length: 93.0 m; width: 29.0 m; height: 4.5 m. Number of broilers: 31,000 in each unit. Floor keeping. Litter: wood shavings. Manure removal: after every cycle. Forced (cross) ventilation. Side wall equipped with flaps and near the middle wall of a compartment nine stacks through the roof of the building equipped with fans.

The emission mass flow of ammonia was measured by a multi gas monitor (ammonia concentration) and measuring fans (air volume flow).

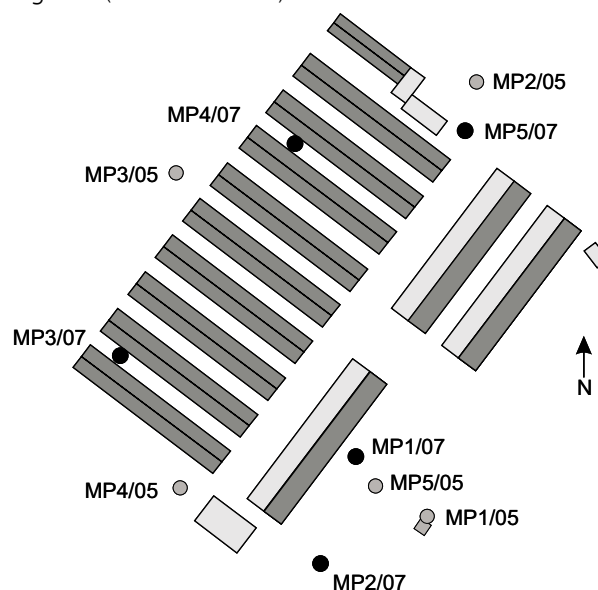


Figure 4:

Broiler farm 2 and measurement points for outdoor parameters of measuring periods 2005 (MP.../05) and 2007 (MP.../07)

- MP1: Measurement point of meteorological parameters, passive sampler and NH_3 converter.
- MP2 – MP5: Measurement points of passive samplers for ammonia

2.3.2 Immission measurements

The weather conditions play an important roll regarding the dispersion of emitted substances in the surrounding of livestock buildings. These parameters were measured by a weather station (figure 5): air temperature in different levels, air humidity, solar radiation, precipitation, air velocity and wind direction at different positions.

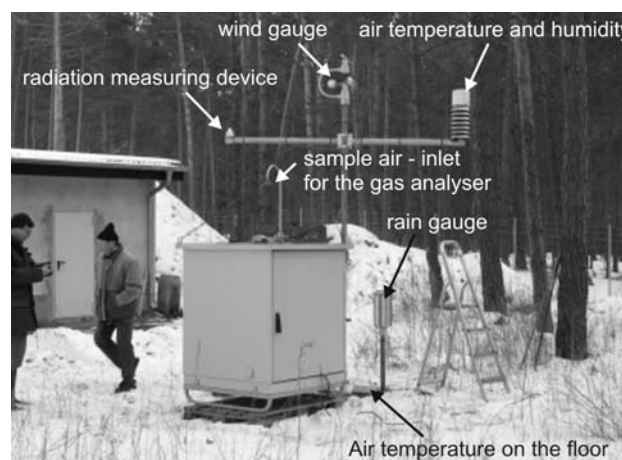


Figure 5:

On-line measurement of ammonia concentration by NH_3 converter and weather station for monitoring outside climate parameters (broiler farm 2)

The course of the ammonia concentration was measured by an NH_3 converter at one location (figure 5). The system is designed for measurements of concentration in the air. With this measuring method, NH_3 is measured indirectly while it is converted to NO. The transforming process from NH_3 into NO can be recorded by a chemiluminescence analyser (KTBL, 2001). The instrument was calibrated before and sometimes during the running measurements.

In addition to these on-line measurements the ammonia concentration was determined around the buildings on farm level with a passive sampler technique. The sampler holders with four samplers each were mounted on pales in approximately 2 m height above ground on five positions. The function of the samplers is described in chapter 2.7.

The wind is a very important parameter regarding the dispersion of emissions in the surrounding of the farm. At the 10 m high mast (figure 6) different sensors are mounted to measure the temperature and the wind speed in different heights with a time resolution of 10 Hz. In 10 m height, CO_2 and NH_3 concentrations are measured in spring 2007. Besides this measurement point the wind speed is measured at four other points in about 4 m height. The aim is to characterize the flow field around the farm. These special measurements will be analyzed and published later.



Figure 6:
Weather station beside of one of the new broiler houses (farm 2). At the 10 m high mast, besides other sensors, ultra sonic sensors in different heights are mounted.

2.4 Fattening pigs in a stable with forced ventilation

The commercial piggery had a stock of 50,000 fattening pigs. The single pig houses were forced ventilated by a lot of exhaust openings on the roof. All houses covered an area of approximately 230 x 390 m. Four pales for measuring ammonia concentration were positioned near the stable in line and up to 240 m distance as shown in figure 7. At position C, the on-line measuring converter technique was installed to get information about time dependencies of ammonia concentration.

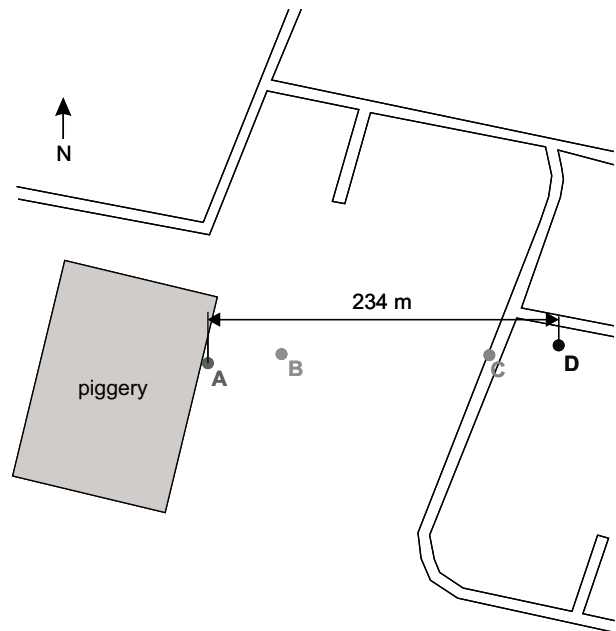


Figure 7:
Pales at the piggery

2.5 Calf keeping in free range and hutches

In calf keeping the pales stood inside (P1) and at the border of the range (P2-P6).

In this range 24 calves were kept for a study of 12 months to investigate the air quality in the hutches and the acceptance of the hutches by the animals. Ammonia was one part of these investigations. As an additional environment related issue, the ammonia concentration was observed on six locations as given in figure 8. As usual the samplers were changed every 14 days.

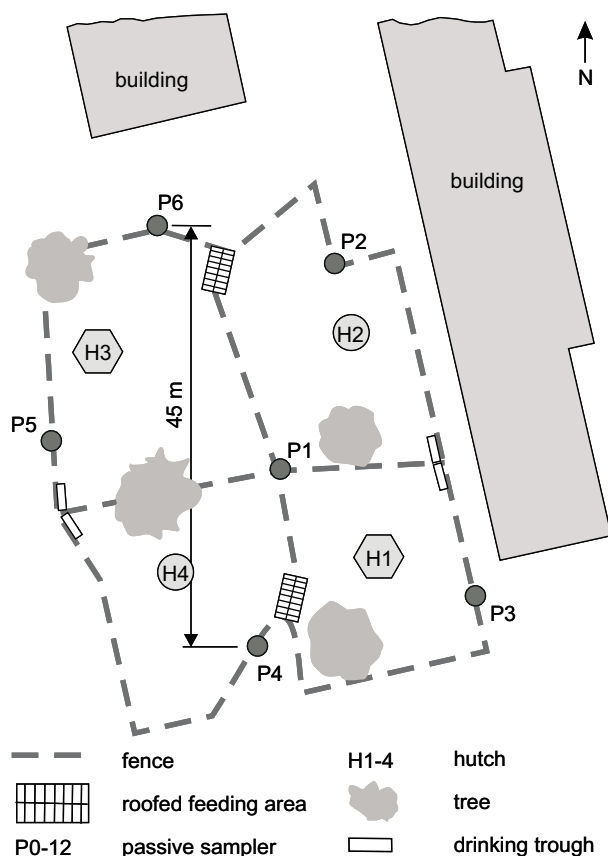


Figure 8:
Pale positions at calf keeping

2.6 Dairy cows in a naturally ventilated cow shed

In the cow shed the same measuring equipment was used inside and outside the building like in case of the fattening broilers (2). The measuring positions of the passive samplers and the NH_3 analyser are shown in figure 9.

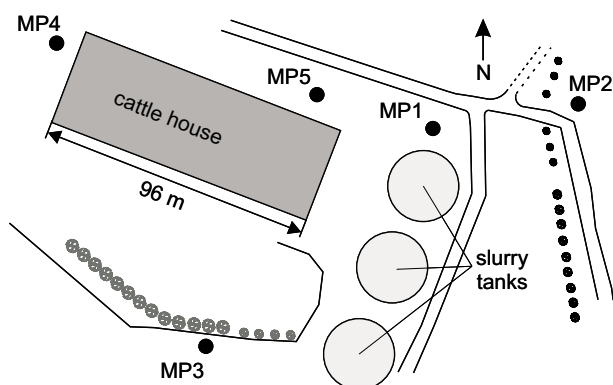


Figure 9:
Cow shed and measurement points for outdoor parameters of measuring period 2007.

- MP1: Measurement point of meteorological parameters, passive sampler and NH_3 converter
- MP2 – MP5: Measurement points of passive samplers for ammonia

2.7 Passive sampling technique

To observe ammonia concentrations in such wide field of observations an applicable technique was found in the use of passive samplers working on the principle of diffusion.

The samplers were constructed according to Ferm (1991), cf. figure 10.

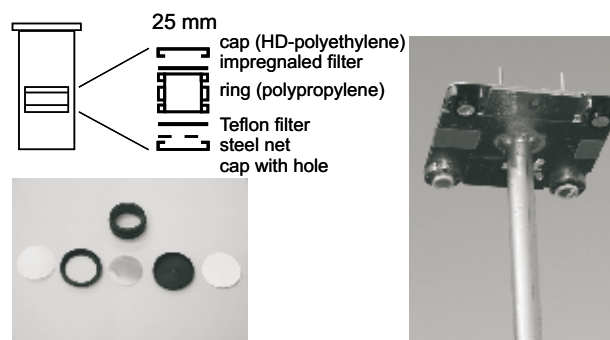


Figure 10:
Assembly of passive sampler according to Ferm

Ferm constructed this type of sampler short, broad and therefore sensitive for relatively low concentrations in ambient air. In the near of animal husbandries levels of ammonia concentration are much higher. Before starting the investigations in the vicinity of stables with a gas mixing chamber a possible upper limit for the use of Ferm sample was checked to be in the range of 1 ppm (Hinz, Scholz-Seidel 2005).

A thin porous membrane filter was used to avoid turbulent diffusion inside the sampler. A filter impregnated with citric acid takes up the ammonia.

After sampling the filter is extracted and analysed. The result is an averaged concentration related to the sampling time. Normally the samplers were exposed for 14 days. Once, the passive samplers were changed after 24 h during mucking out and cleaning of the turkey house.

The relative span width is defined as ratio of the difference of the maximum and minimum value and the average of the four replicates taken at each single measurement location. The frequency distribution of these deviations is shown in figure 11. The deviations were mainly in the range of 20 %.

Duration of the measuring campaigns was different with 4 weeks for broilers, 8 weeks for pigs, 9 months for calves and long termed from 2003 to 2007 on the turkey farm. At the dairy farm it was more or less a hot spot only.

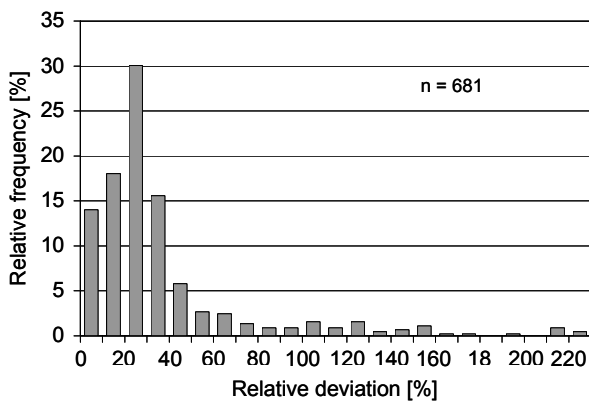


Figure 11:
Relative span width of samples

3. Results and Discussion

In the following the main results will be presented more comprehensively for turkeys and quite brief for broilers, pigs, calves and dairies.

In an overall view measured concentration ranged from below $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ up to more than $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$. There was a more or less sharp decrease of concentration with increasing distance from the source. A comparison of the 14 days results of the passive samplers with calculated averages from the converter measurements showed sufficient conformity.

3.1 Turkey farm

Depending on strength of the ammonia source and the large variety of the pale locations with respect to the distance from the houses, ammonia concentration was measured in a range between $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ and $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Figure 12 shows the results for three different pales in the years 2003 to 2007.

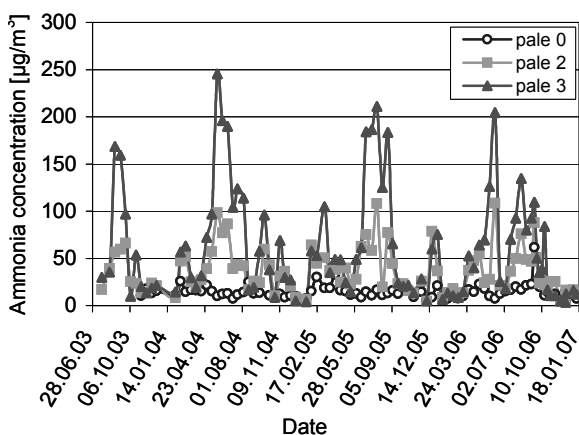


Figure 12:
Ammonia concentration over a three years course, pales 0, 2 and 3

It is obvious that the level of ammonia concentration decreases with the distance and that the course becomes more and more smooth. The strong fluctuations at pale 3 were not really distinct observable at pale 0. These fluctuations with rather high concentrations result mainly from the mucking out procedure at the end of a fattening period. To check this fact the passive sampler had been changed after 14 days with the birds for a three days measurement during cleaning the stable, cf. figure 13.

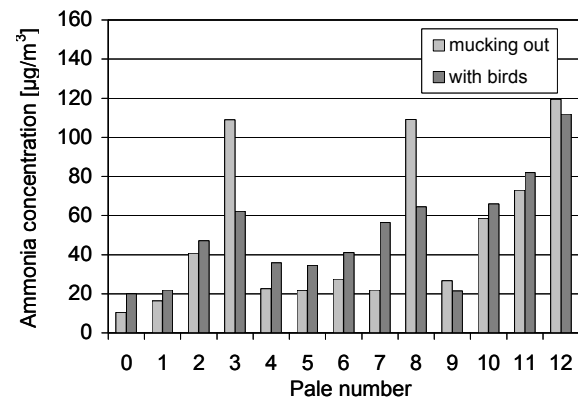


Figure 13:
Influence of mucking out on ammonia concentration

Especially at the nearest pales 3 and 8 the 3d concentration is distinctly higher than that obtained during the 14d period with birds.

From the time series presented in figure 12 annual averages and a three years average were calculated. These annual averages reach values up to more than $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for the nearest situated pales - pale 3 and pale 8. In figure 14 the annual averages and a three years average are plotted for all pales around both stables.

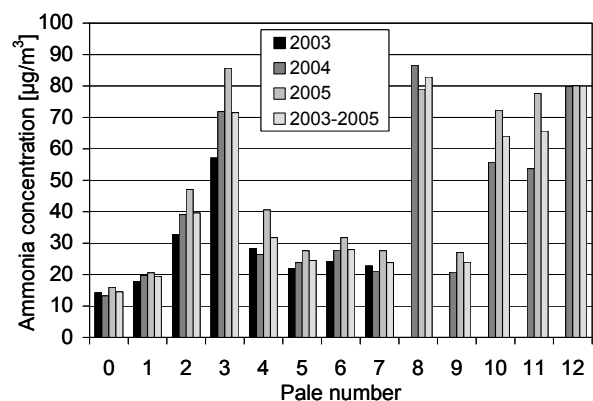


Figure 14:
Averages for all pales, 2003-2005

For the single annual averages and even in comparison with the three years averages the differences are very small.

Based on the three years average the next figures show the distribution of ammonia in the vicinity of the stables.

In figure 15, ammonia concentration measured directly in front of the veranda is plotted. The distance is measured from the left side of the stable.

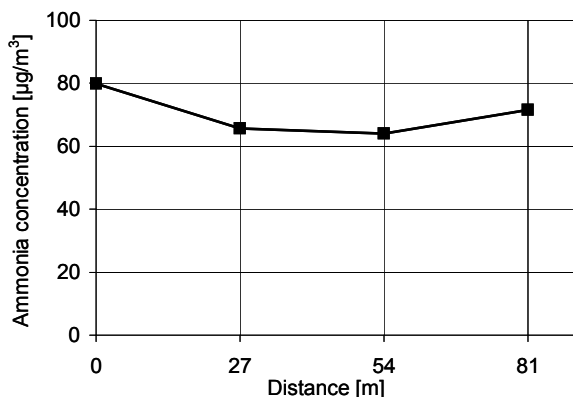


Figure 15:

Ammonia concentration in front of the veranda, P12, P11; P10, P3, position measured from the south-west edge of the stable

The mean concentration was rather constant over the length of the stable with a tendency to higher values at the edges, pale 3 and pale 12.

Of highest interest is the ammonia dispersion in the main direction of wind, which is given in figure 16.

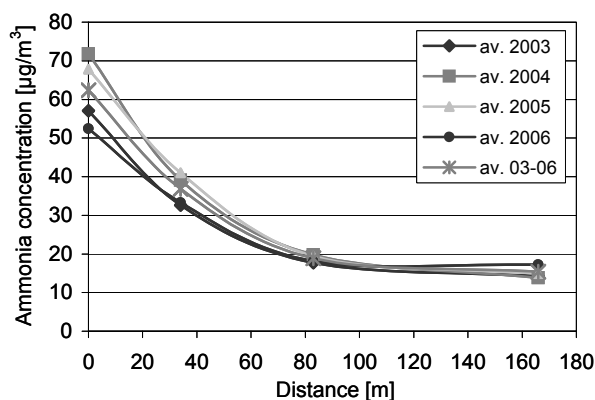


Figure 16:

Ammonia dispersion in main wind direction

Starting with 71 µg/m³ at pale 3 directly beside the stable, ammonia concentration decreased steeply to values below 20 µg/m³. In 166 m distance at pale 0 a tendency for increase was observed. That was caused by the large hen battery. The 50 % cut point was reached after less than 40 m dispersion. This distance is short compared e.g. with values of 280 m and 225 m given by VDI (VDI 4251 Part 1 2007) for the dispersion of germs.

The result was mainly influenced by a high frequency of wind coming from 270° ± 20°.

Simultaneous measurements of ammonia concentration at position pale 3 were carried out with passive samplers types Ferm and Radiello (Cocheo et al. 1996) and an NH₃ converter. The converter shows large daily fluctuations but also some differences between the ammonia concentration detected with the passive samplers (average values of two weeks samples). Figure 17 shows the comparison of NH₃ converter and sampler measurements using types Ferm and Radiello. From quasi on-line monitoring with the converter daily and 14 days averages were calculated which were the sampling times of the passive sampler.

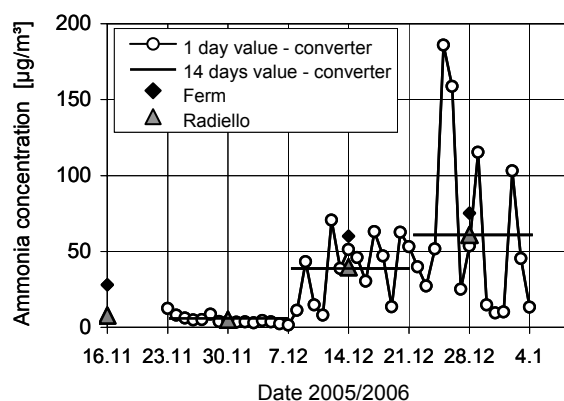


Figure 17:

Comparison of the measurement results obtained by the passive samplers type Ferm and Radiello, the one day averages of the NH₃ converter and the 14 days values of the NH₃ converter

Considering different types of sampling and analysis, small but possibly effective distances between the sampling locations and high fluctuations of the concentration with time the conformity is sufficient. Deviations between the systems are mainly less than the ±25 % which are given as limit of orientating measurements (22. BimSchV 2007). The result confirms findings of a comprehensive study comparing different techniques for measuring ammonia concentration under test (calibration) and field conditions (Spindler et al. 2007).

3.2 Broiler (1) with free range

Around the free range of the broiler barn only two periods of 14 days sampling ammonia were investigated in summer 2000. The results are shown in figure 18.

The detected concentrations were in the range between 30 µg/m³ and below 10 µg/m³ which is regarded to be a limit value with respect to sensitive ecosystems. Concentration decreased with increasing distance from the farm. No explanation can be given for the single high value.

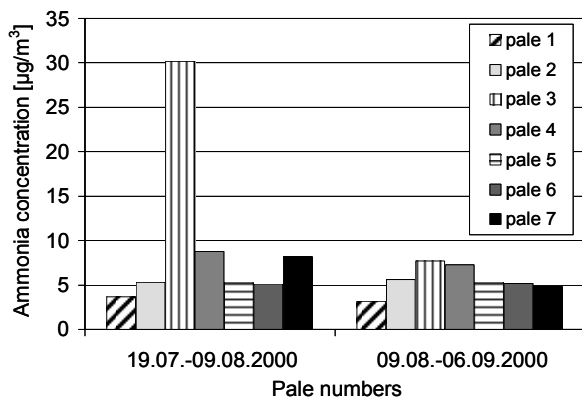


Figure 18:
Ammonia concentration near a broiler stable with free range

3.3 Fattening broiler (2)

The farm was investigated in spring 2005 and spring 2007. In the following results from both periods will be shown.

The measuring results show a direct dependency of the ammonia concentration on the climate parameters outside and the emission mass flow. A strong dependency of the ammonia concentration outside on air temperature, wind velocity and direction could be noticed. Figure 19 shows similar functions versus time for ammonia concentration measured with the converter and the temperature of the ambient air at position 1.

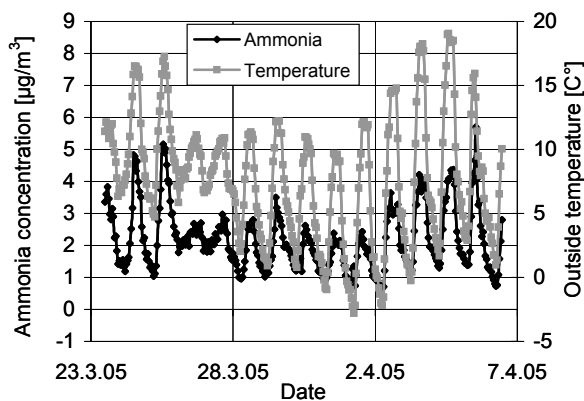


Figure 19:
Course of air temperature and ammonia concentration near the investigated broiler farm

But the daily fluctuations also varied with other climate parameters. More research work is necessary to investigate the influence of the different parameters.

The characteristic of atmospheric dispersion divides between mean transport and turbulent mixing. Both take place in horizontal and vertical direction. So analyses of dispersion in the surrounding of a broiler farm focus on mean values of the wind vector and turbulent deviations from the mean value in vertical and horizontal way and

their influences towards the concentration of ammonia in the ambient air.

Figure 20 shows the course of the ammonia emission mass flow which is emitted from the investigated animal house. At the beginning of the fattening period the ammonia emission mass flow was nearly "zero". The flow increased quickly during the first two weeks. Between March 18th and 20th the ammonia emission mass flow reached a certain level and the diurnal fluctuation was well visible. After that time the ammonia emission mass flow increased again up to the end of the keeping period.

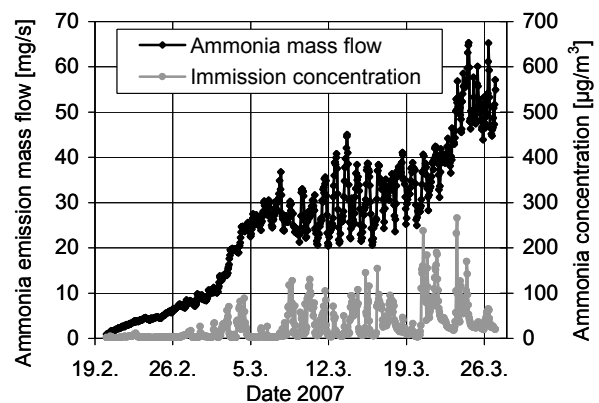


Figure 20:
Ammonia emission mass flow from the investigated broiler house with 30,000 animals and the immission concentration in 10 m height (February/March 2007)

The course of immission concentration can also be seen in figure 20. The heavy fluctuations point out to complex processes, which are influencing the ammonia immissions and which must be investigated more accurately. The correlation between the hourly values of emission and immission was 0.23. For the daily average, the factor was 0.36. That means that only 23 % or 36 % of the immission concentration can be explained by the values of the emission mass flow. It can be assumed that the atmospheric transmission conditions had decisive impact on the immission concentration. Besides the horizontal transport process by the air flow, the vertical dilution of ammonia played an important role for the dispersion process. The main wind direction measured in 10 m height was the southwest. The other local stations on the farm area showed a big influence of the geometry of the livestock buildings. Parallel to the further evaluation of the measuring results, dispersion calculations will be carried out with different dispersion models. Compared to the measuring results, evidence about the accuracy of the different dispersion models might be expected.

3.4 Fattening pigs

Depending on the magnitude of the piggery, the emissions in its vicinity reached sometimes relatively high con-

centrations. In the first three periods concentrations from $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ up to more than $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ were measured at the nearest pales (A, B, C). At the farthest location at pale D the values exceeded $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ only once.

Figure 21 demonstrates the courses of ammonia concentrations over two months for all pales.

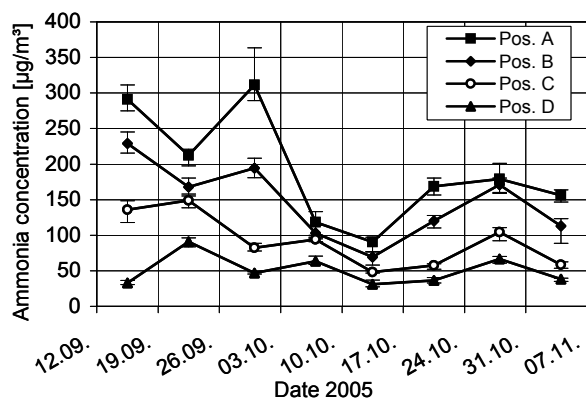


Figure 21:
Ammonia concentrations near the piggery

The time courses of the concentrations showed similar behaviour for pale A, B and pale C, D at the beginning of the measuring campaign.

Although figure 22 contains the information about the dependence of ammonia concentration of the distance from the source, this important information is provided directly in figure 22.

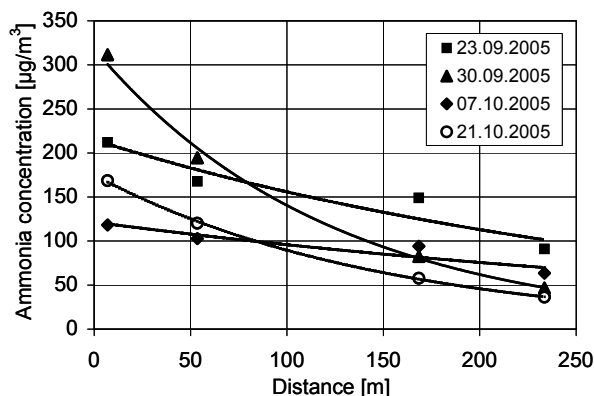


Figure 22:
Ammonia concentration vs. distance from the piggery for different weeks

The dispersion of ammonia behind the piggery leads to different figures compared with the turkey farm, cf. figure 16. The 50 %-distances were longer. This results from the larger size of the source as well as different conditions of dispersion like wind and topography.

At position C the converter technique was used to get time related information about the fluctuation of ammonia concentration. Figure 23 shows the course of the am-

monia concentration during a week in September 2005.

The course of this week showed concentrations less than $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ and more than $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ with distinct fluctuations in frequency and amplitude.

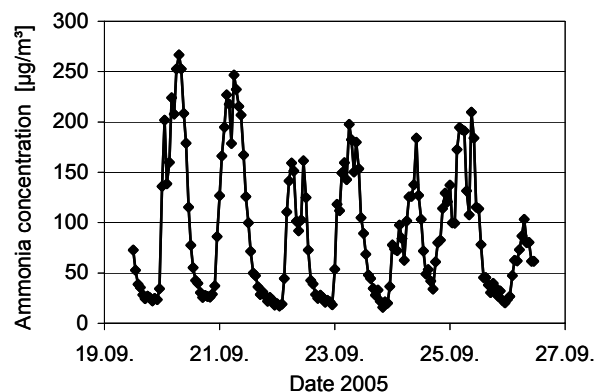


Figure 23:
Ammonia concentration for one week

3.5 Calves in free range keeping

A special situation was given by free range keeping of calves, as can be seen in figure 24.



Figure 24:
Free range keeping of calves with cottages

For calves in free range keeping ammonia concentration ranged between $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ and $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Local dependencies were found with higher values in areas with feeding / mucking sites. The shape of the curves during the period of investigation is very similar and follows mainly the course of temperature.

Figure 25 shows time series of ammonia concentration at pales 5 and 6 (acc. to figure 8).

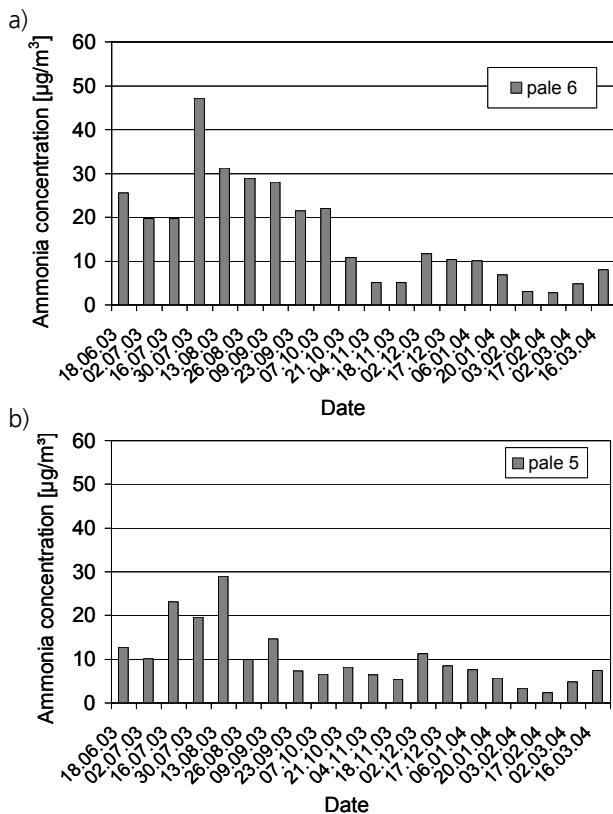


Figure 25:
a) Ammonia concentration at pale 6,
b) Ammonia concentration at pale 5

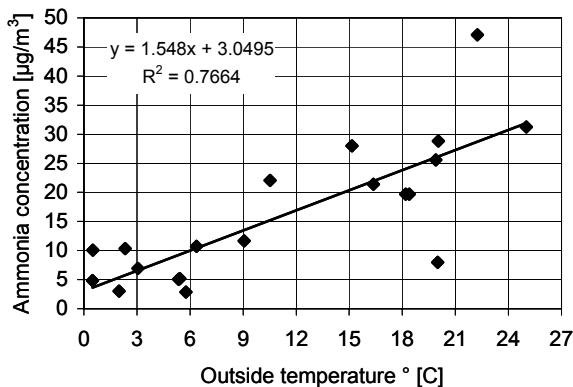


Figure 26:
Ammonia concentration vs. ambient temperature

The decreasing concentration from summer to autumn and winter resulted probably from decreasing temperature of the ambient air.

Concentration varied similarly regarding time, but the level of concentration was higher at pale 6 than at pale 5. Pale 6 was located in the near of one of the roofed feeding area while pale 5 was in a less contaminated area of the pasture.

Figure 26 demonstrates the influence of the temperature of the ambient air on ammonia concentrations that means emissions from calves in free range husbandry.

3.6 Dairy cows

The climatic parameters in the cow shed and the ammonia emission mass flow were investigated in different measuring periods in 2004, 2006 and 2007. The determination of the ammonia emission factors is described by Müller et al. (2008). The dispersion of ammonia was measured during summer 2007. A result is shown in figure 27 for MP 1 and MP 4 with respect to the wind direction. At MP 1 the ammonia concentration increases, if the wind is blowing from west. The MP 1 is eastward located from the cow shed and in this case the emitted air flows directly to the MP 1 (see figure 9). If the wind is blowing from southward direction, then the ammonia concentration decreases. The concentration at MP 4 reacts contrarily because its position is westward from the cow shed. The ammonia concentration achieves higher values at MP 4 compared to MP 1 because of the smaller distance to the building (see figure 9).

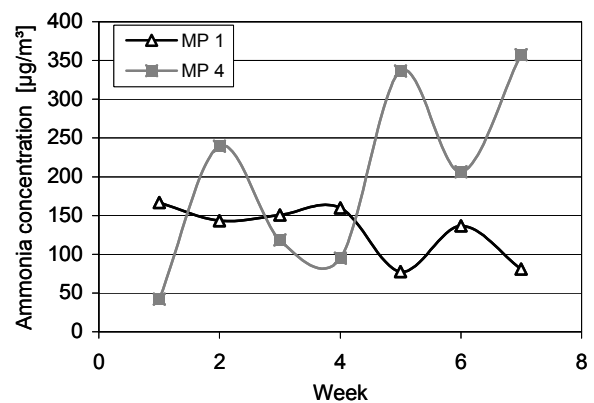


Figure 27:
Ammonia concentrations obtained by the passive samplers (cow shed; 4 July to 22 August 2007)

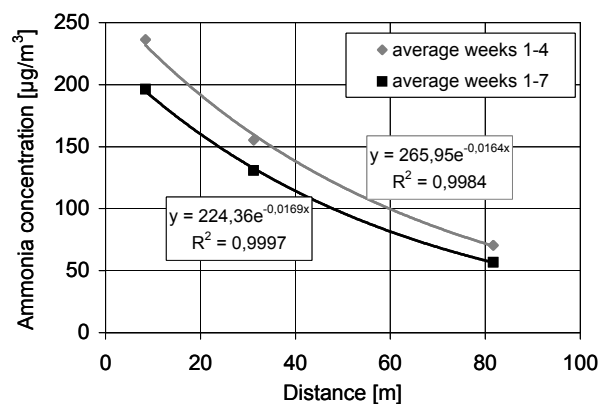


Figure 28:
Ammonia concentration vs. distance from the cow shed, weeks 1-4 and weeks 1-7

The influence of the distance between measurement point and cow shed – see MP5, MP1 and MP2 is shown in figure 28.

A decay curve (exponential function) can be determined for the immission concentration as function of the distance. The concentration decreases rapidly with the distance from the cow shed.

4. Conclusion

The main results of different studies were presented for broiler, pigs, dairies, calves and turkeys. Ammonia concentration ranged between 1 µg/m³ and 300 µg/m³ depending on the species of animals, size of the farms and conditions of dispersion including influences from outside e. g. other sources of ammonia emissions. Regarding authorization procedures and problems with residential areas in the neighbourhood of stables the distance between both and the decrease of ammonia concentration is an important factor. In this study it was found that the decrease is more distinct than normally assumed in the past. As an example the VDI 4251 estimates longer ways of dispersion. That means that according to the model of the guideline ammonia concentration decreases not so steep as found in this study. This effect depends on local situation of emission and dispersion. More of these investigations must be done to get more knowledge on processes. More investigations are also required with view to the used measuring techniques e.g. the comparison of converter and sampling technique. Nevertheless the results show sufficient consistence.

Acknowledgement

The authors are grateful for the support given by the analyses done by Kerstin Gilke, Institute of Agricultural Climate Research of the Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Federal Research Institute for Rural Areas, Forestry and Fisheries (director Prof. Dr. Ulrich Dämmgen)

5. Literature

- Bekanntmachung der Neufassung der Verordnung über immissionswerte für Schadstoffe in der Luft : vom 4. Juni 2007. Bundesgesetzblatt : Teil 1 / Bundesminister der Justiz (X):1006
- Cocheo V, Boaretto C, Sacco P (1996) High uptake rate radial diffusive sampler suitable for both solvent and thermal desorption. *Am Indust Hygiene Ass J* 57(10):897-904
- Dämmgen U (2007) Atmospheric nitrogen dynamics in Hesse, Germany: Creating the data base : 3. Monitoring of atmospheric concentrations of ammonia using passive samplers. *Landbauforsch Völkenrode* 57(3):247-254
- Ferm M (1991) A sensitive diffusional sampler. *Rep Swedish Environ Res Inst Göteborg L* 91-172, 12 p
- Gärtner A, Hirschberger R, Hölscher N (2004) Abschätzung von gasförmigen Emissionen aus diffusen Quellen mit FTIR- und LIDAR-Fernmessverfahren. *Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft* 64(6):263-269
- Hinz T, Brehme G (2001) Messmethoden für Ammoniak Emissionen : Wegweiser durch die Schrift. KTBL-Schrift 401:7-8
- Hinz T, Eisenschmidt R, Linke S, Georg H, Ude G (2005) Ammoniakmessungen in einer Auslaufhaltung für Kälber. In: Hoch C (ed) 7. Tagung Bau, Technik und Umwelt in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung 2005 : 1.-3. März 2005 in Braunschweig. Münster-Hiltrup : KTBL-Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag, pp 121-126
- Hinz T, Linke S, Berk J, Wartemann S (2004) The veranda - a new alternative housing system for fattening turkeys in Germany : impact of airborne contaminants and noise on animal health and the environment. In: Meneses JF, Silva LL, Baptista F (eds) New trends in farm building : International Symposium of the CIGR ; 2nd Technical Section, May 02-06 2004, Evora, Portugal, 8 p
- Hinz T, Linke S (2006) Air quality and emission factors in turkey production. In: Aneja VP, Schlesinger WH, Knighton R, Jennings G, Niyogi D, Gilliam W, Duke CS (eds) Proceedings 'Workshop on Agricultural Air Quality : State of the Science', Potomac, Maryland, USA, June 5-8, 2006. Raleigh : Dept Comm Services, pp 744-751
- Hinz T, Scholz-Seidel C (2005) Ammoniakmessungen mit Passivsammlern im Nahbereich von Tierställen. *VDI-Berichte* 1885:235-243
- Krause K-H, Hinz T, Linke S, Müller H-J, Mußlick M (2007) Dispersion of ammonia emissions in the surroundings of a big piggery. In: Ammonia emissions in agriculture. Wageningen : Wageningen Acad Publ, pp 374-376
- Müller H-J, Brobutzki K von (2008) Ammoniakemissionen und -immissionen bei der Broilerhaltung. *Landtechnik* 63(1):42-43
- Müller H-J, Krause K-H (2008) Emissionsfaktoren für Ammoniak bei frei gelüfteten Milchviehställen : Hinweise zur mess- und rechentechnischen Erfassung von Ammoniak. *Landtechnik* 63(2):102-103
- Müller H-J, Schröter K, Brobutzki K von, Hinz T, Linke S, Eisenschmidt R (2006) Analysis of dispersion of ammonia emissions in the surroundings from broiler houses [CD-ROM]. In: World Congress : Agricultural Engineering for a Better World ; Congress Bonn, 03.-07. September 2006. Düsseldorf : VDI-Verl, VDI-Berichte 1958:467-468
- Sigma-Aldrich (2008) Radiello manual [online]. Zu finden in <www.sigma-aldrich.com/radiello>
- Spindler G, Brüggemann E, Gnauk T, Grüner A, Renner E, Wolke R, Herrmann H (2007) Einfluss erhöhter NH₃-Konzentrationen auf die Partikelmassebildung PM₁₀ – Vergleich von NH₃-Messverfahren an drei Standorten mit unterschiedlichen Spurengaskonzentrationen in Niedersachsen und Sachsen (AMMONISAX) : Abschlussbericht. Leipzig : Leibniz-InstTroposphärenforsch VDI 4251 (2007) Measurement of airborne microorganisms and viruses in ambient air : planning of plant-related ambient air measurements ; plume measurement. Berlin : Beuth, 58 p, VDI-Richtlinien 04251/1

Mischfruchtanbausysteme mit Ölpflanzen im ökologischen Landbau

2. Ertragsstruktur des Mischfruchtanbaus von Lein (*Linum usitatissimum* L.) mit Sommerweizen, Hafer oder Leindotter

Hans Marten Paulsen*

Zusammenfassung

In Versuchen zum ökologischen Mischfruchtanbau von Lein mit Sommerweizen (*Triticum aestivum* L.), Hafer (*Avena sativa* L.) oder Leindotter (*Camelina sativa* L.) wurden die Leinerträge stets deutlich gegenüber den Reinsaatvarianten reduziert. In Sommerweizen waren Leinsamenerträge zwischen 0,1 bis 3,7 dt ha⁻¹ und in Mischung mit Leindotter zwischen 0,7 und 10 dt ha⁻¹ (Trockensubstanz) möglich. In beiden Kulturen konnte der Anteil an Leinsamen im Erntegut durch Absenken der Saatmenge des Mischungspartners erhöht werden. Eine möglichst gleichmäßige Verteilung der Leinsaat als Drillsaat über die Fläche lieferte die höchsten Leinerträge im Mischfruchtanbau. Die Erträge von Sommerweizen oder Leindotter im Mischfruchtanbau waren überproportional hoch verglichen mit der gewählten Verminderung der Saatmenge. Im Mischfruchtanbau mit Lein wurden auch bei hohem Ertragsniveau die Flächenproduktivitäten gemessen am Land-Äquivalenzkoeffizienten (LER) um ca. 10 % verbessert. Gegenüber dem Anbau der Kulturen in Reinsaat kann durch den Mischfruchtanbau eine Verbesserung des Roheinkommens pro Hektar erzielt werden.

Schlüsselworte: Flächenproduktivität, Mischfruchtanbau, Ölsaaten, ökologischer Landbau

Summary

Organic mixed cropping systems with oilseeds 2. Yields of mixed cropping systems of linseed (*Linum usitatissimum* L.) with spring wheat, oats or false flax

In trials on organic mixed cropping systems of linseed with spring wheat (*Triticum aestivum* L.), oats (*Avena sativa* L.) or false flax (*Camelina sativa* L.) linseed yields were always clearly reduced compared to linseed in sole cropping. In spring wheat linseed seed yields ranged between 0.01 and 0.37 t ha⁻¹. In mixed cropping with false flax linseed harvest was between 0.07 t ha⁻¹ and 1 t ha⁻¹ (dry matter). Linseed yields could be enhanced by reduction of seed densities of the second crop. A homogeneous seed distribution of both crops in connection with drill coulters offered the highest linseed yields in mixed cropping. Seed yields of spring wheat and false flax in mixed cropping with linseed increased disproportionately high compared to the chosen seed reduction in the mixed cropping systems. With the examined seed proportions in mixed cropping area productivity measured as land-equivalent ratio (LER) was increased up to 10 %. Compared to sole cropping of the crops mixed cropping with linseed can increase the raw income per hectare.

Keywords: Site productivity, mixed cropping, oilseeds, organic farming

* Institut für ökologischen Landbau, Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Trenthorst 32, 23847 Westerau, hans.paulsen@vti.bund.de

Einleitung

Beim ökologischen Anbau von Lein kommt es aufgrund der niedrigen Konkurrenzfähigkeit der Pflanzen häufig zu starker Verunkrautung und dadurch zu Verunreinigung des Erntegutes. Die späte Abreife des Leins und die senkrechte Blattstellung lassen oft eine üppige Spätverunkrautung zu, welche eine Beerntung zum Teil unmöglich macht. Der langsame Bestandesschluss des Leins und die geringe Pflanzenlänge fördern dies von Beginn an. Die Korngröße des Leins ist gering und liegt im Bereich derer vieler Unkrautsamen. Oft werden durch hohen Fremdbesatz nur schlechte Erntequalitäten erreicht. Mischfruchtanbausysteme mit anderen Kulturen können diesen Problemen durch eine bessere Unkrautunterdrückung entgegenwirken. Die Effekte des und die Motivation für den Mischfruchtanbau mit Ölsaaten sind bei Paulsen (2007) bereits beschrieben. Als Ziel des Anbausystems bleibt festzuhalten, dass bei pflanzenbaulichen Vorteilen Ölsaaten gleichzeitig mit anderen Kulturen erzeugt werden sollen. Dabei kann der Mischfruchtanbau auch zu verbesserten Flächenproduktivitäten durch die unterschiedlichen Ressourcenansprüche der Mischungspartner führen.

Ökologisch erzeugte Leinsamen sind gut abzusetzen. Leinöl wird im Bereich der Naturfarben und in geringerem Maße in der menschlichen Ernährung verwendet. Gefragt sind Leinpresskuchen für die Aufzucht von Kälbern und vor allem in der Pferdefütterung. Für die Erzeugung von ökologischem Faserlein und Lein werden unkrautfreie Saatgutpartien benötigt. Aufgrund der niedrigen Oxidationszahl des Leinöls ist die Verwendung als Komponente in Pflanzenölmischungen für den Betrieb von Traktoren nur in eingeschränktem Maße vorstellbar. Lein ist eine Ölpflanze, die einen geringen Schädlingsbefall aufweist und geringe Nährstoffansprüche stellt. Schon aus diesen Gründen ist er für den ökologischen Landbau interessant.

In den hier dargestellten Versuchen wurde Lein in Mischungen mit Sommerweizen, Hafer oder mit Leindotter in verschiedenen Anbauverfahren kultiviert. Variiert wurden Saatstärken, Reihenweiten und Saatverfahren. Die Ertragsleistung und die Kornausbildung der Pflanzen wurden ermittelt.

Material und Methoden

Im Jahr 2003 wurden Vorversuche zur Mischung von Lein mit Sommerweizen, Hafer oder Leindotter an zwei Standorten durchgeführt. Aufgrund der in diesen Versuchen beobachteten starken Ertragsrückgänge beim Lein im Mischfruchtanbau und seiner deutlich verzögerten Abreife in Getreide wurden in den Jahren 2004 und 2005 am Standort Trenthorst Versuche mit verschiedenen Mischungsverhältnissen und Standraumzuteilungen ange-

stellt. Auf den Anbau in Kombination mit Hafer wurde verzichtet (Tabelle 1). In einem gesonderten Projekt (Paulsen und Schochow, 2007a) wurden Varianten mit weiteren Reihenabständen erprobt. In diesem Projekt wurden auch Qualitätsparameter der Ernteprodukte (Paulsen und Seling, 2007: Getreide, Matthäus, 2007: Ölsaaten) sowie die Unkrautdeckung und der Blattflächenindex in den Varianten bestimmt (Paulsen et al., 2007).

Es wurden verschiedene Drillvarianten erprobt: Ablage in alternierenden Reihen mit Drillschar mit unterschiedlichen Reihenabständen (Tabelle 1: ohne Bezeichnung bzw. Bezeichnung „weit“), Ablage in Tankmischung bei gleichmäßiger Ablagetiefe der Saaten (Bezeichnung „Tank“) und Breitsaat des Leins bzw. des Leindotters über die Drillreihen der Zweitkultur (Bezeichnung „breit“). Um alternierende Reihen mit engen Reihenabständen zu realisieren wurde in den Versuchen mit einer versetzten zweiten Überfahrt gedrillt. Die Reihenabstände waren daher in diesen Varianten nicht immer gleichmäßig. Die Experimente wurden in randomisierten Blockanlagen in vier Wiederholungen, mit Parzellengrößen von 30 m² durchgeführt. Die Mischfruchtanbauvarianten wurden gemeinsam mit einem Parzellenmähdrescher geerntet. Nach Trocknung wurde das Erntegut mit einem Windsichter und einer Siebreinigungsmaschine gereinigt und die Saaten voneinander getrennt.

Der Land-Äquivalenzkoeffizient (LER) (Mead and Willey, 1980) zur Ermittlung der Flächenproduktivität des Mischfruchtanbaus im Vergleich zu den Reinsaatvarianten wurde wie folgt bestimmt: $LER = \frac{\text{Ertrag Kultur 1 im Mischfruchtanbau}}{\text{Ertrag Kultur 1 im Reinsaatbau}} + \frac{\text{Ertrag Kultur 2 im Mischfruchtanbau}}{\text{Ertrag Kultur 2 im Reinsaatbau}}$. Zusätzlich wurden die Tausendkorngewichte (TKG) der Saaten ermittelt. Die varianzanalytische Verrechnung der Versuche wurde mit dem Programm SAS (SAS Institute USA, 2002 bis 2003) durchgeführt.

Die Versuchsstandorte waren wie folgt charakterisiert: Trenthorst, Schleswig-Holstein: sandiger Lehm bis toniger Lehm, 50 bis 65 Bodenpunkte, 735 mm mittlerer Jahresniederschlag 2003: 487 mm, 2004: 781 mm, 635 mm; Pfaffenhofen, Bayern, lehmiger Sand bis sandig toniger Lehm 35 bis 45 Bodenpunkte, 784 mm mittlerer Jahresniederschlag, 2004: 804 mm, 2005: 1005 mm; Gülzow in Mecklenburg-Vorpommern, lehmiger Sand bis sandiger Lehm, 35 bis 45 Bodenpunkte, 542 mm mittlerer Jahresniederschlag und Wilmersdorf, Brandenburg, Sand bis sandiger Lehm, 20 bis 65 Bodenpunkte, 532 mm mittlerer Jahresniederschlag, 2003: 487 mm, 2004: 782 mm, 2005: 635 mm. Da weitere Kulturen mit höheren Nährstoffansprüchen als Lein auf den Standorten geprüft wurden standen die Mischungen mit Lein ausnahmslos nach Klee gras. Dies ist hinsichtlich einer zügigen Abreife des Leins sicherlich ungünstig zu beurteilen. Die Nährstoffgehalte der Standorte lagen bei knapper Kalkversorgung in

der Regel in den Versorgungsstufen C vereinzelt auch in B (vgl. Paulsen 2007, Paulsen und Schochow 2007b).

Tabelle 1:

Varianten und Standorte in den Experimenten zum Mischfruchtanbau von Lein mit Leindotter oder Sommergetreide

Ort Jahr	Varianten	Saatstärken [Körner m²]		Saat- stär- kenver- hältnis	
	Bezeichnung	Reinsaaten	Misch- fruchtan- bau		
Leindotter (LD) x Lein (OL) (Sorten Pernice x Norlin ^a)					
Trenthorst 03	LD_OL	300	600	300 x 600	2
Wilmsdorf 03					
Trenthorst 04/05	LD1/1_OL1/1	360	600	360 x 600	2
	LD3/4_OL1/1	360	600	270 x 600	1,75
	LD1/1_OL3/4	360	600	360 x 450	1,75
	LD1/1_OL1/1Tank	360	600	360 x 600	2
	LD1/2_OL1/1Tank	360	600	180 x 600	2
	LD1/1_OL1/1breit	360	600	360 x 600	2
Trenthorst 04/05 ^b	LD1/1_OL2/3weit	360	600	360 x 400	1,66
Wilmsdorf 04/05 ^b					
Pfaffenhofen 04/05 ^b					
Gülzow 04 ^b					
S-Weizen (SW) x Lein (OL) (Sorten Fasan x Norlin ^a)					
Trenthorst 03	SW_OL	450	600	450 x 600	2
Wilmsdorf 03	Ha_OL ^c	350	600	350 x 600	2
Trenthorst 04/05	SW3/4_OL1/1	400	600	400 x 600	1,75
	SW3/4_OL3/4	400	600	300 x 450	1,5
	SW3/4_OL1/1breit	400	600	300 x 600	1,75
	SW1/2_OL3/4	400	600	200 x 450	1,25
	SW1/2_OL2/3weit	400	600	360 x 400	1,13
Wilmsdorf 04/05 ^b					
Pfaffenhofen 04/05 ^b					
Gülzow 04 ^b					

^a2005 Sorte: Serenade

^beigene Versuchsserie mit eigenen Reinsaatvarianten

^cHafer (Ha)

^a2005 Sorte: Serenade

^b eigene Versuchsserie mit eigenen Reinsaatvarianten

^c Hafer (Ha)

Ergebnisse

Versuche mit Hafer oder Sommerweizen im Mischfruchtanbau mit Lein

Beim Mischfruchtanbau von Hafer oder Sommerweizen und mit Lein in Trenthorst wurden im Jahr 2003 nur äußerst unzureichende Erträge erzielt. Der Versuch fand auf einem sehr schweren Teilstück der Fläche statt. Lein wurde zunächst vom Getreide stark beschattet und entwickelte sich langsam. Als das Getreide abreifte war der Lein noch grün. Die Gemenge gelangten erst zwei (Sommerweizen)

bis drei Wochen (Hafer) nach der Tотреife des Getreides in die technische Erntereife. Auch der Lein in Reinsaat entwickelte sich nur schwach und bildete kaum Körner aus. Es kam dadurch zu erheblichen standort- und witterungsbedingten Ernteaussfällen (Tabelle 2). In Wilmsdorf waren die Erträge in 2003 nach einer ausgeprägten Frühjahrstrockenheit ebenfalls gering. Die Leinerträge im Gemenge mit Hafer und Sommerweizen gingen im Vergleich zur Reinsaat stark zurück. Die Erträge des Getreides wurden durch den Mischfruchtanbau nicht beeinträchtigt. Aufgrund der stärkeren Beschattung des Leins und der noch späteren Entwicklung des Leins in Gemenge mit Hafer wurde in den Folgejahren nur noch der Mischfruchtanbau mit Sommerweizen geprüft (Abbildung 1). Die Saatstärke des Sommerweizens wurde dabei gegenüber der des Sommerweizens in Reinsaat reduziert. Bei der Aussaat mit höheren Reihenabständen wurde auch die Saatmenge des Leins vermindert. Es wurden stets kompetitive Gemenge gewählt (Aufhammer, 1999), die bezogen auf die Reinsaatvarianten mit Saatstärkenverhältnissen zwischen 1,13 und 2 höhere Saatchichten aufwiesen (Tabelle 1).



Abbildung 1:

Mischfruchtanbau von Sommerweizen mit Lein, 12,5 Reihenabstand, Trenthorst 2004

Beim Mischfruchtanbau von Sommerweizen und Lein wurde der Leinertrag gegenüber dem der Reinsaaten des Leins stets massiv und überproportional zur vorgenom-

menen Verminderung der Saatmenge reduziert. Dieser Effekt trat auch auf, wenn dem Lein mehr Standraum eingeräumt wurde, wie dies in den Versuchen mit weitem Reihenabstand (12,5 bis 14 cm) und halber Saatstärke des Sommerweizens der Fall war (Tabelle 2). Im Sommerweizen waren die relativen Erträge bezogen auf die der Reinsaat stets höher als die Reduktion der Saatstärke. Außer in den Mischungen mit fast totalem Ausfall des Leins (Trenthorst 2004 bei 12,5 cm Reihenabstand und Wilmersdorf 2005 bei 14 cm Reihenabstand) konnten dadurch nahezu bei jeder Variante LER-Werte größer als Eins erzielt werden. Im Mischfruchtanbau mit Sommerweizen wurde jedoch nur ein maximaler Leinertrag von 3,7 dt ha⁻¹ Trockenmasse erzielt. Im Reinanbau konnten bis zu 17,4 dt ha⁻¹ Trockenmasse Leinsamen geerntet werden.

Tabelle 2:

Kornerträge [dt ha⁻¹] (Trockenmasse) und Landäquivalenzkoeffizienten (LER) von Leindotter und Lein im Mischfruchtanbau bei verschiedenen Reihenabständen und Saatstärken sowie in der Reinsaat, Trenthorst und Wilmersdorf 2003, 2004 und 2005

		Reinsaat		Mischsaaten			LER
		S-Weizen	Lein	Gesamt	S-Weizen	Lein	
S-Weizen x Lein: Reihenabstand 6,75 bis 7 cm, S-Weizen und Lein volle Saatstärke							
Trenthorst	2003	9,7	0,5	12,1	11,9	0,2	1,6
Wilmersdorf	2003	21,4	4,0	24,6	22,6	2,0	1,6
S-Weizen x Lein: Reihenabstand 6,75 bis 7 cm, S-Weizen 3/4, Lein volle Saatstärke							
Trenthorst	2004	55,2	14,9	50,9	47,3	3,7	1,1
Trenthorst	2005	46,9	17,4	41,2	38,1	3,1	1,0
S-Weizen x Lein: Reihenabstand 12,5 bis 14 cm, S-Weizen halbe, Lein 2/3 Saatstärke							
Trenthorst	2004	48,5 ^a _B	11,7 ^A	39,3 ^b	38,6 _B	0,7 ^B	0,9
Trenthorst	2005	57,5 ^a _A	16,9 ^A	51,1 ^B	48,3 _B	2,8 ^B	1,0
Wilmersdorf	2004	40,2 _A	9,9 ^A	33,2	31,3 _B	1,9 ^B	1,0
Wilmersdorf	2005	30,4	1,5	26,4	26,3	0,1	0,9
Pfaffenhofen	2004	41,6 ^a	3,0 ^A	30,6 ^b	29,3 _B	1,3 ^B	1,1
Pfaffenhofen	2005	31,5 _A	7,2 ^A	27,7	25,0 _B	2,8 ^B	1,2
Gülzow	2004	14,8	1,7 ^A	11,1	10,6	0,6 ^B	1,1
		Hafer	Lein	Gesamt	Hafer	Lein	
Hafer x Lein: Reihenabstand 6,75 bis 7 cm, Hafer und Lein volle Saatstärke							
Trenthorst	2003	20,0	0,5	20,2	20,1	0,1	1,2
Wilmersdorf	2003	22,8 ^b _B	4,0 ^A	32,2 ^a	31,6 _A	0,6 ^B	1,5
Verschiedene Buchstaben kennzeichnen Unterschiede bei signifikanter ANOVA zeilenweise, wie folgt (Mittelwertvergleich Tukey-HSD _{5%}): Hochgestellt, Kleinbuchstaben: Vergleiche von S-Weizen-Reinsaat und Mischsaaten-Gesamt, Hochgestellt, Großbuchstaben: Vergleiche von Lein-Reinsaat gegen Lein in Mischsaaten, Tiefgestellt, Großbuchstaben: Vergleiche von S-Weizen-Reinsaat gegen S-Weizen in Mischsaaten							

In den Versuchen zu unterschiedlichen Saatverfahren und Saatmengen der Komponenten konnte sich der Lein in Breitsaat schlechter etablieren als der Lein in Drillsaat mit 6,5 cm Reihenabstand (Abbildung 2). Bei der Breitsaat wurden die schwächsten Leinerträge jedoch die höchsten Sommerweizenenerträge erzielt. Bei den gedrillten Varianten verminderten sich die Sommerweizenenerträge gegenüber der Reinsaat unterproportional gegenüber der Saatmengenreduzierung. Verglichen mit dem Sommerweizenenertrag der mit Lein in Breitsaat erzielt wurde nahmen die Erträge im Mischfruchtanbau mit Lein in Drillsaat ab. In 2005 wurden in Trenthorst die Pflanzenzahlen der Kulturen im Feld zur Ernte ermittelt. Sie verhielten sich gleichgerichtet zur gewählten Saatmengenreduzierung (Tabelle 1) gegenüber der Reinsaat (Pflanzen m⁻²: SWRein 298, OLRein 435, SW 3/4 227 bis 242, SW1/2 169, OL1/1 411, OL3/4 291 bis 313).

Die Kornausbildung gemessen am TKG verbesserte sich jedoch in den gewählten Mischfruchtanbausystemen beim Lein und beim Sommerweizen gegenüber den Reinsaatvarianten (Tabelle 3).

Tabelle 3:

TKG der Saaten aus Mischfruchtanbau und Reinanbau von Lein und Sommerweizen, Trenthorst Mittelwerte aus 2004/2005

Variante	TKG [g] S-Weizen	TKG [g] Lein
6,25 cm Reihenabstand		
SWRein1/1	42,1b	
OLRein1/1		6,7c
SW3/4_OL1/1breit	43,7a	7,1b
SW3/4_OL1/1	43,3a	7,4a
SW3/4_OL3/4	43,0ab	7,3ab
SW1/2_OL3/4	43,6b	7,3ab
12,5 cm Reihenabstand		
SWRein	41,7	
SW1/2_OL2/3weit	41,3	6,5
OLRein		6,2

Mittelwertvergleich Tukey-HSD_{5%}, spaltenweise, nach signifikanter ANOVA

Aus diesen Zahlen kann geschlossen werden, dass die Leinpflanzen mit einer verringerten Samenzahl pro Pflanze auf die Konkurrenz des Weizens reagierten, da die Pflanzenzahlen die Aussaatmengen zur Ernte noch widerspiegeln und die TKG des Leins im Mischfruchtanbau ansteigen.

Die Flächenproduktivität der Mischfruchtanbausysteme von Sommerweizen mit Lein gemessen am LER war gegenüber den Reinsaatvarianten mit Werten zwischen 1 und 1,1 nicht deutlich erhöht (Abbildung 2, Tabelle 2). Im Mittel beider Jahre wurden im Mischfruchtanbau am Standort Trenthorst maximal 3,4 dt ha⁻¹ Trockenmasse Lein

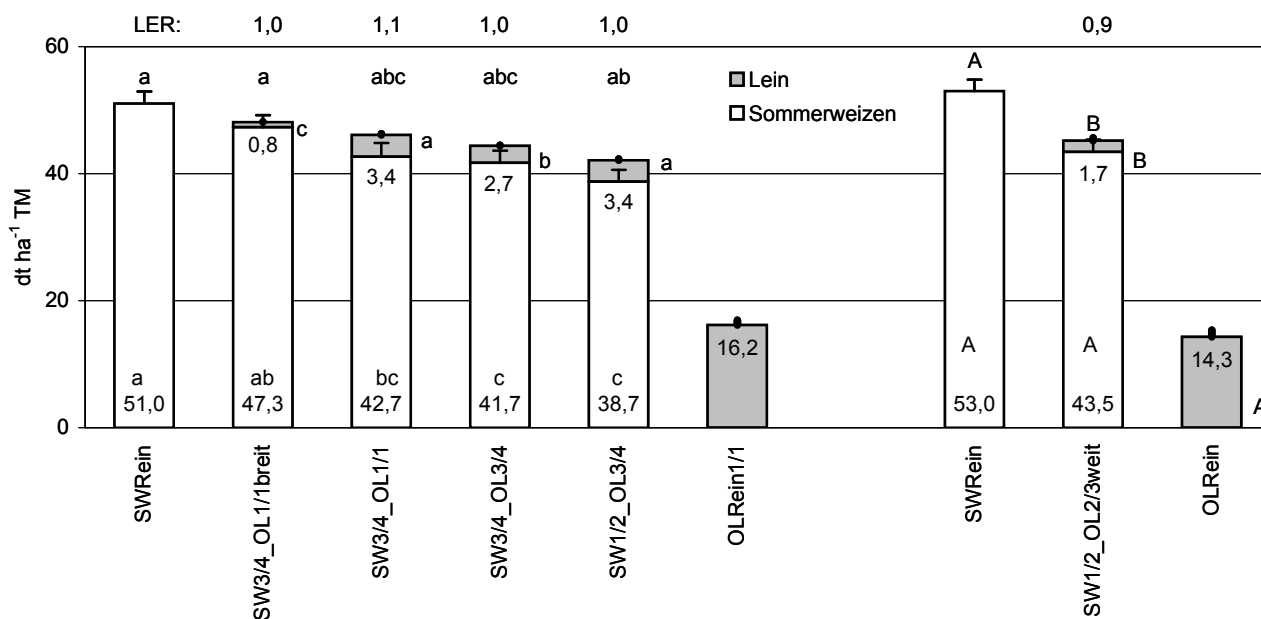


Abbildung 2:

Kornerträge (Trockensubstanz) beim Mischfruchtanbau von Sommerweizen (SW) mit Lein (OL) bei verschiedenen Saatstärken, Reihenweiten und Saatverfahren im Vergleich zu den Kornerträgen der Reinsaatvarianten sowie Land-Äquivalentkoeffizienten (LER), Mittelwerte Trenthorst 2004/2005 + SE, Mittelwertvergleich Tukey-HSD_{5%}, nach signifikanter ANOVA

geerntet. Der Ertrag des Leins in Reinsaat lag bei 16,2 dt ha⁻¹ Trockenmasse.

Versuche mit Leindotter im Mischfruchtanbau mit Lein

Bei den Versuchen zum Mischfruchtanbau von Leindotter und Lein (Abbildung 3) konnte sich der Lein in den Versuchen mit engem Reihenabstand besser etablieren. Die Kornerträge des Mischfruchtanbaus lagen meist auf oder über dem Niveau der Erträge der Kulturen im Reinsaat. In Trenthorst wurden von 2003 bis 2005 durchgängig und in Wilmsdorf in 2004 und 2005 hohe Leindotter- und Leinerträge in der Reinsaat erreicht (Tabelle 4).

In den Gemengen die mit engem Reihenabstand ausgesät wurden verminderte sich der Leinsamenertrag in Abhängigkeit von der Entwicklung des Leindotters deutlich. Im Versuch mit den weiteren Reihenabständen war die Abnahme des Kornertrages des Leins im Vergleich zur Reinsaat noch stärker ausgeprägt, wenn der Leindotter sich gut entwickelte (Trenthorst 2004, 2005 und Wilmsdorf 2004). Beim niedrigen Ertragsniveau der anderen Standorte verhielt sich der Leinertrag verglichen mit der Reinsaat gleichgerichtet zur Verringerung der Saatmenge.

Tabelle 4:

Kornerträge [dt ha⁻¹] (Trockenmasse) und Land-Äquivalentkoeffizienten (LER) von Leindotter und Lein im Mischfruchtanbau bei verschiedenen Reihenabständen und Saatstärken sowie in der Reinsaat, Trenthorst und Wilmsdorf 2003, 2004 und 2005

		Reinsaaten		Mischsaaten			LER
		Lein-dotter	Lein	Gesamt	Lein-dotter	Lein	
Reihenabstand 6,75 bis 7 cm, Leindotter volle bzw. 3/4 (x / y) Saatstärke, Lein volle Saatstärke							
Trenthorst	2003	13,1 _A	13,1 ^A	16,7 / 16,1	7,4 _B / 6,3 _B	9,3 ^B / 9,9 ^B	1,3 / 1,2
Wilmsersdorf	2003	7,8 _A	4,5	5,8 / 5,9	2,2 _B / 1,9 _B	3,6 / 4,0	1,1 / 1,1
Trenthorst	2004	19,0 _A	15,4 ^A	20,3 / 19,4	14,5 _B / 12,1 _B	5,9 ^B / 6,5 ^B	1,1 / 1,1
Trenthorst	2005	20,3	18,9 ^A	19,7 / 20,3	14,5 / 14,2	5,1 ^B / 6,1 ^B	1,0 / 1,0
Reihenabstand 12,5 bis 14 cm, Leindotter volle, Lein 2/3 Saatstärke							
Trenthorst	2004	14,1	11,7 ^A	14,9	12,1	2,8 ^B	1,1
Trenthorst	2005	21,8	16,9 ^A	23,9	20,6	3,3 ^B	1,1
Wilmsersdorf	2004	14,5	9,9 ^A	17,4	15,4	2,0 ^B	1,3
Wilmsersdorf	2005	6,9	1,5	7,1	6,4	0,7 ^B	1,4
Pfaffenhofen	2004	6,7	3,0	7,9	5,8	2,1	1,6
Pfaffenhofen	2005	7,9 ^a _A	7,2 ^A	6,1 ^b	1,1 _B	5,1 ^B	0,8
Gülzow	2004	0,3 ^b	1,7 ^A	2,7 ^a	1,7	1,1 ^B	6,3

Verschiedene Buchstaben kennzeichnen Unterschiede bei signifikanter ANOVA zeilenweise, wie folgt (Mittelwertvergleich Tukey-HSD_{5%}):
Hochgestellt, Kleinbuchstaben: Vergleiche von Leindotter-Reinsaat und Mischsaaten-Gesamt, Hochgestellt, Großbuchstaben: Vergleiche von Lein-Reinsaat gegen Lein in Mischsaaten, Tiefgestellt, Großbuchstaben: Vergleiche von Leindotter-Reinsaat gegen Leindotter in Mischsaaten



Abbildung 3:

Mischfruchtanbau von Leindotter mit Lein, 12,5 cm Reihenabstand, Trenthorst 2005

In der Versuchsserie zur Variation der Saatmengen und Saatverfahren nahm der Leinertrag bei höheren Leindotteranteilen im Gemenge signifikant ab. Der höchste Leinanteil wurde bei Breitsaat des Leindotters erzielt. Die Tankmischung der Saaten brachte gegenüber der Saat in alternierenden Reihen und engem Reihenabstand keinen Ertragsnachteil. Auch eine Saat mit weiteren Reihenabständen verbesserte die Ertragsleistung des Leins im Mischfruchtanbau nicht (Abbildung 4). Die Gesamterträge des Mischfruchtanbaus unterschieden sich nicht statistisch signifikant von den Reinsaaterträgen des Leindotters. Bei normalen Leindotter- bzw. Leinerträgen in Reinsaat wurden überwiegend leicht erhöhte Flächenproduktivitäten des Mischfruchtanbaus gemessen am LER errechnet. Am Standort Pfaffenhofen, der in beiden Versuchsjahren eine erhebliche Verunkrautung mit Echter Kamille aufwies und an den Standorten Gülzow in 2004 und Wilmersdorf in 2005, auf denen in den genannten Jahren aufgrund einer lang anhaltenden Frühjahrstrockenheit nur eine geringe Pflanzenentwicklung möglich war, wurden im Mischfruchtanbau von jeweils einer oder auch beiden Komponenten ähnliche Erträge wie in der Reinsaat erreicht. Dadurch ergaben sich die zum Teil deutlich erhöhten LER-Werte (Tabelle 3).

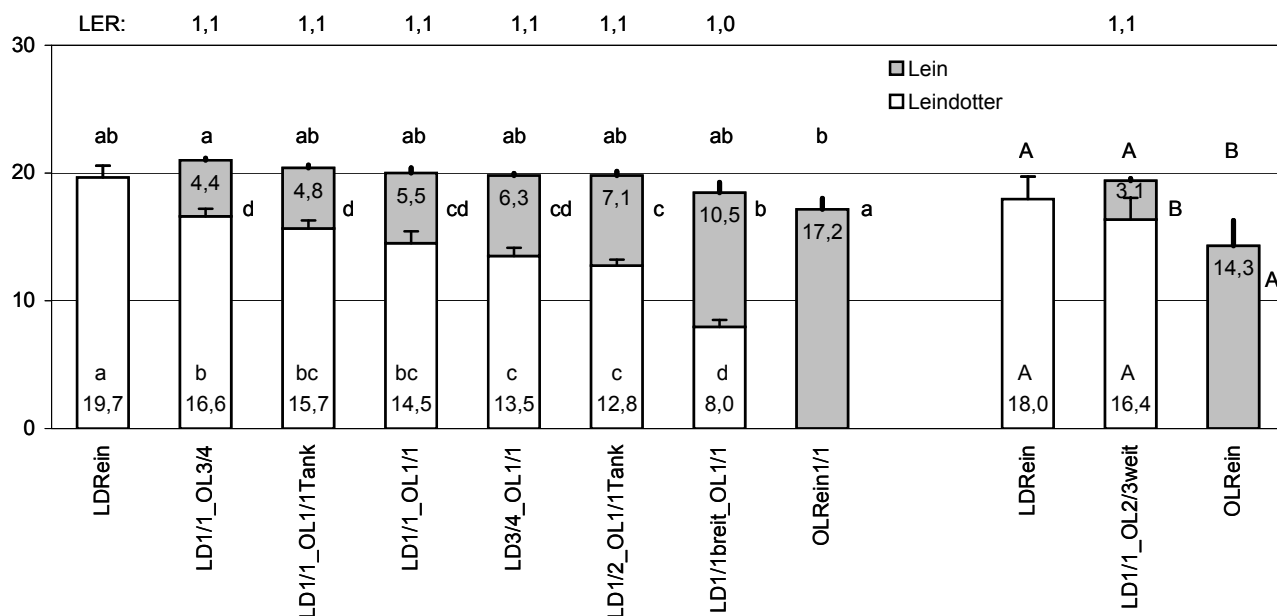


Abbildung 4:

Kornerträge (Trockensubstanz) beim Mischfruchtanbau von Leindotter (LD) mit Lein (OL) bei verschiedenen Saatstärken, Reihenweiten und Saatverfahren im Vergleich zu den Kornerträgen der Reinsaatvarianten sowie Land-Äquivalentkoeffizienten (LER), Mittelwerte Trenthorst 2004/2005 + SE, Mittelwertvergleich Tukey-HSD_{5%}, nach signifikanter ANOVA

Bei der Kornausbildung wurden beim Leindotter im Mischfruchtanbau mit Lein mit 12,5 cm Reihenabstand erhöhte TKG gegenüber Leindotter aus Reinsaat festgestellt. Lein reagierte im Mischfruchtanbau ebenfalls mit einer verbesserten Kornausbildung gegenüber der Reinsaat (Tabelle 5). Das TKG des gut entwickelten Leins im Verfahren mit Leindotterbreitsaat war niedriger als das der Gemenge mit geringerem Leinanteil.

Tabelle 5

TKG der Saaten aus Mischfruchtanbau und Reinanbau von Lein und Leindotter, Trenthorst Mittelwerte aus 2004/2005

Variante	TKG [g]	TKG [g]
	Leindotter	Lein
6,25 cm Reihenabstand		
LDRein1/1	1,3	
OLRein1/1		6,7c
LD1/1_OL1/1	1,3	7,3ab
LD1/1_OL1/1Tank	1,4	7,4a
LD1/1 breit_OL1/1	1,4	6,9c
LD1/2_OL1/1Tank	1,4	7,2b
LD3/4_OL1/1	1,4	7,3ab
12,5 cm Reihenabstand		
LDRein	1,3A	6,2A
LD1/1_OL2/3weit	1,4B	6,8B
OLRein		
Mittelwertvergleich Tukey-HSD _{5%} , spaltenweise, nach signifikanter ANOVA		

Diskussion

Beim Mischfruchtanbau von Lein mit Leindotter oder Sommergetreide wird der Leinertrag gegenüber dem Kornertrag des Leins im Reinsaatverfahren stark reduziert. In Mischung mit Sommerweizen konnten 0,1 bis 3,7 dt Lein (Trockensubstanz) pro Hektar erzeugt werden. Im Mischfruchtanbau mit Leindotter waren zwischen 0,7 und 10 dt Lein (Trockensubstanz) pro Hektar möglich. Durch Absenken der Saatmenge beim Mischungspartner konnte der Leinertrag in gewissen Grenzen gesteigert werden.

Bei den Saatverfahren zeigte sich die Breitsaat von Leindotter oder Lein auf dem untersuchten schwereren Standort wenig geeignet. Bestände sicher zu etablieren. Die Erweiterung der Reihenabstände, die dem Lein mehr Platz verschaffen sollten, verbesserte das Ernteergebnis beim Lein weder im Sommerweizen noch im Leindotter. Eine möglichst gleichmäßige Durchmischung und Verteilung der Saaten über die Fläche schaffte offensichtlich die besten Standraumbedingungen für den Lein. In den Untersuchungen war der Abfall des Leinertrages in allen Varianten des Mischfruchtanbaus sehr hoch.

Bei Weizen wurde mit Saatmengen zwischen 200 und 400 Körnern gearbeitet (Tabelle 1) und im ökologischen Anbau Weizenerträge bis zu 50 dt ha⁻¹ erzielt. In Untersuchungen von Carr et al. (1990) zu Mischungen von Sommerweizen mit Lein in konventionellem Anbau in Nord Dakota war die Saatmenge des Sommerweizens mit 247 Körnern m⁻² eher dünn und wurde in den Mischfruchtanbau-Varianten nicht weiter reduziert. Lein wurde ebenfalls mit circa 600 Körnern m⁻² ausgesät. Die Leinerträge im Mischfruchtanbau mit Sommerweizen fielen auch in diesen Versuchen stark, auf Werte zwischen 0,6 dt ha⁻¹ und 2 dt ha⁻¹. Die Weizenerträge lagen zwischen 20 und 45 dt ha⁻¹. Dagegen wurde kein Einfluss des Saatverfahrens (gleiche Reihe, alternierende Reihen, Breitsaat des Leins, quer zu den Reihen) auf die Leinerträge gefunden. In Untersuchungen zum Mischfruchtanbau von Lein mit Gerste in Indien (Mandal und Mahapatra, 1990) wurden Erträge von 12 bis 14 dt ha⁻¹ Gerste und 1,6 bis 1,7 dt ha⁻¹ Lein erzielt. Die Erträge in Reinkultur lagen hier bei Gerste zwischen 16 und 18 dt ha⁻¹ und bei Lein zwischen 5 und 6 dt ha⁻¹.

Ertragseffekte bei der Verunkrautung von Lein mit Leindotter wurden von Grümmer (1955) und Balschun und Jacob (1972) näher untersucht. Die Autoren fanden in Gefäßversuchen eine erhebliche Beeinträchtigung des Leinertrages (Biomasse und Kornertrag) bei Zumischung von Leindotter. Eine verbesserte N-Versorgung förderte den Lein gegenüber dem Leindotter deutlich (Balschun und Jacob, 1972). Kranz und Jacob (1977a, 1977b) folgerten aus ihren Untersuchungen, dass Leindotter aufgrund des größeren Wurzelsystems besser um Nährstoffe und Standortfaktoren konkurrieren kann. Sie schlossen von Grümmer (1955) postulierte allelopatische Effekte durch Hemmstoffe aus den Blättern des Leindotters aus, die die Entwicklung des Leins direkt beeinflussen sollten.

In den hier dargestellten eigenen Untersuchungen waren die Leinerträge in Mischung mit Leindotter durch die Variation der Aussaatmengen eindeutig steuerbar. Ob die gefundene bessere Kornausbildung der Leinpflanzen in Mischkulturen durch geringere Kornzahlen pro Kapsel oder durch eine verbesserte Nährstoff- und Wasserversorgung der Einzelpflanze zustande kam, konnte in den angestellten Versuchen nicht geklärt werden. Jedoch sind die Wachstumsbedingungen für die einzelnen Kulturen in den getesteten Mischfruchtanbausystemen offensichtlich unterschiedlich zu denen im Reinanbau der Kulturen.

So konnte bei einem landwirtschaftlich interessanten Ertragsniveau ein Anstieg der Flächenproduktivität der Mischfruchtanbausysteme aus Lein mit Sommerweizen oder Leindotter anhand der um 10 % erhöhten LER-Werte nachgewiesen werden (Tabelle 2, Abbildung 2, Tabelle 4, Abbildung 4). Stellt man die Kornerträge des Mischfruchtanbaus in absoluten Zahlen auf zwei Hektar bezogen dar (Tabelle 6)

zeigt sich, dass aus dem Mischfruchtanbau von Sommerweizen mit Lein ein höheres Roheinkommen erzielt werden kann als bei zwei Hektar der jeweiligen Kulturen in Reinkultur (Gruber und Vogt-Kaute, 2007). Berechnet mit den Erträgen aus Trenthorst und Pfaffenhofen ergaben sich Einkommenssteigerungen von 280 bis 483 € ha⁻¹.

Tabelle 6:

Kornerträge des Reinanbaus zweier Kulturen auf je einem Hektar verglichen mit den Erntemengen der Kulturen auf zwei Hektar im Mischfruchtanbau sowie Rohrertrag der Anbausysteme in Euro und Differenz von Mischfruchtanbau zum Reinanbau

	Reinsaat 2ha			Mischfruchtanbau 2 ha			1 ha
	S-Weizen	Lein	Summe	S-Weizen	Lein	Summe	Differenz
	dt	dt	€	dt	dt	€	€ ha ⁻¹
Trenthorst							
2004	55,2	14,9	2752	94,6	7,4	3718	483
2005	46,9	17,4	2599	82,4	6,2	3225	313
Pfaffenhofen							
2004	41,6	3,0	1621	58,6	2,6	2194	287
2005	31,5	7,2	1499	50,0	5,6	2058	280
	Lein-dotter	Lein		Lein-dotter	Lein		
Trenthorst							
2004	19,0	15,4	1607	24,2	13,0	1683	38
2005	20,3	18,9	1852	28,4	12,2	1807	-22
Pfaffenhofen							
2004	6,7	3,0	433	15,8	11,6	1270	419
2005	7,9	7,2	712	2,2	10,2	649	32

Erzeugerpreise Ökowerke [€ dt⁻¹]: S-Weizen 35, Lein 55, Leindotter 40

Die getesteten Mischfruchtanbauvarianten von Leindotter mit Lein waren den Reinanbausystemen im Roh-einkommen weniger deutlich überlegen bzw. ungefähr gleichauf. Gründe dafür sind die guten Leinsamen-Erträge in den Reinsaat in Trenthorst sowie der ähnliche Ertrag von Lein und Leindotter in Reinsaat in Pfaffenhofen 2005 bei ungleichmäßiger Entwicklung des Mischbestandes. Das deutlich erhöhte Roheinkommen pro Hektar Mischfruchtanbau in Pfaffenhofen 2004 kann durch die starke Verunkrautung des Lein-Reinbestandes erklärt werden (Paulsen et al., 2007). Hier hatten beide Kulturen im Reinanbau nur geringe Kornerträge. Im Mischfruchtanbau war die Verunkrautung geringer und es wurden höhere Erträge beider Mischungskomponenten erzielt. In 2005 konnte dort der Ausfall des Leindotters in Mischfruchtanbau in geringem Umfang durch Lein kompensiert werden. Berechnet mit den Erträgen aus Trenthorst und Pfaffenhofen ergaben sich Einkommensunterschiede von der Misch-

kultur gegenüber dem Anbau der Reinkulturen zwischen - 22 und + 419 € ha⁻¹ (Tabelle 5).

Insgesamt wird aus diesen Zahlen deutlich, dass beim Mischfruchtanbau mit Lein eine positive Ökonomie gegeben sein kann. Zusätzliche Kosten beim Mischfruchtanbau entstehen durch die notwendigen Reinigungsschritte zur Trennung der Saaten nach der Ernte, sowie durch technische Anpassungen in der Aussaattechnik. Das Verfahren liefert jedoch eine deutlich verbesserte Unkrautunterdrückung (Paulsen et al., 2007).

Beim Mischfruchtanbau mit Sommerweizen muss abgewogen werden, ob die erzeugten Saatenmengen an Lein aus dem Mischfruchtanbau mit 5 bis 50 % der Erträge des Reinanbaus für die angestrebten Verwertungslinien ausreichend sind.

Literatur

- Aufhammer W (1999) Mischbau von Getreide- und anderen Körnerfruchtarten : ein Beitrag zur Nutzung von Biodiversität im Pflanzenbau. Stuttgart : Ulmer, 310 p
- Balschun H, Jacob F (1972) Über die zwischenartliche Konkurrenz von *Linum usitatissimum* L. und *Camelina*-Arten. *Flora* 161(1-2):129-172
- Carr PM, Schatz BG, Gardner JC, Zwinger SF (1993) Grain yield and returns from intercropping wheat and flax. *J Prod Agric* 6:67-72
- Gruber H, Vogt-Kaute W (2007) Anbaubedeutung und Ökonomie von Ölsaaten im ökologischen Landbau. *Landbauforsch Völknerode SH* 309:39-46
- Grümmer G (1955) Die Beeinflussung des Leinertrags durch *Camelina* Arten. *Flora* 146:158-177
- Kranz E, Jacob F (1977a) Competition of *Linum* with *Camelina* for minerals. 1. Uptake of sulphate-S-35. *Flora* 166(6):491-503
- Kranz E, Jacob F (1977b) Competition of *Linum* with *Camelina* for minerals. 2. Uptake of P-32-phosphate and Rb-86. *Flora* 166(6):505-516
- Mandal BK, Mahapatra SK (1990) Barley, lentil and flax under different intercropping systems. *Agron J* 82:1066-1068
- Matthäus B (2007) Qualitätsparameter von Ölsaaten aus ökologischen Rein- und Mischfruchtanbausystemen. *Landbauforsch Völknerode SH* 309:60-67
- Mead R, Willey RW (1980) The concept of a 'land equivalent ratio' and advantages in yields from intercropping. *Exp Agric* 16:217-228
- Paulsen HM (2007) Mischfruchtanbausysteme mit Ölpflanzen im ökologischen Landbau: 1. Ertragsstruktur des Mischfruchtanbaus von Leguminosen oder Sommerweizen mit Leindotter (*Camelina sativa* L. Crantz). *Landbauforsch Völknerode* 57(1):107-117
- Paulsen HM, Schochow M (eds) (2007a) Anbau von Mischkulturen mit Ölpflanzen zur Verbesserung der Flächenproduktivität im ökologischen Landbau – Nährstoffaufnahme, Unkrautunterdrückung, Schaderregerbefall und Produktqualitäten. Braunschweig : FAL, 142 p, *Landbauforsch Völknerode* SH 309
- Paulsen HM, Schochow M (2007b) Nährstoffgehalte und Nährstoffentzüge von Pflanzen in Mischfruchtanbausystemen mit Ölpflanzen im ökologischen Landbau. *Landbauforsch Völknerode* SH 309:47-59
- Paulsen HM, Schochow M, Reents H-J (2007) Unkrautvorkommen und Unkrautunterdrückung in Mischfruchtanbausystemen mit Ölpflanzen im ökologischen Landbau. *Landbauforsch Völknerode* SH 309:81-95
- Paulsen HM, Seling S (2007) Qualität von Getreide aus Mischfruchtanbausystemen mit Ölpflanzen im ökologischen Landbau. *Landbauforsch Völknerode* SH 309:68-80

Lieferbare Sonderhefte / Special issues available

287	Maria del Carmen Rivas (2005) Interactions between soil uranium contamination and fertilization with N, P and S on the uranium content and uptake of corn, sunflower and beans, and soil microbiological parameters	8,00 €
288	Alexandra Izosimova (2005) Modelling the interaction between Calcium and Nickel in the soil-plant system	8,00 €
290	Gerold Rahmann (Hrsg.) (2005) Ressortforschung für den Ökologischen Landbau 2005	9,00 €
292	Franz-Josef Bockisch und Elisabeth Leicht-Eckardt (Hrsg.) (2006) Nachhaltige Herstellung und Vermarktung landwirtschaftlicher Erzeugnisse	15,00 €
293	Judith Zucker (2006) Analyse der Leistungsfähigkeit und des Nutzens von Evaluationen der Politik zur Entwicklung ländlicher Räume in Deutschland und Großbritannien am Beispiel der einzelbetrieblichen Investitionsförderung	12,00 €
294	Gerhard Flachowsky (Hrsg.) (2006) Möglichkeiten der Dekontamination von "Unerwünschten Stoffen nach Anlage 5 der Futtermittelverordnung (2006)"	15,00 €
295	Hiltrud Nieberg und Heike Kuhnert (2006) Förderung des ökologischen Landbaus in Deutschland – Stand, Entwicklung und internationale Perspektive	14,00 €
296	Wilfried Brade und Gerhard Flachowsky (Hrsg.) (2006) Schweinezucht und Schweinefleischerzeugung – Empfehlungen für die Praxis	12,00 €
297	Hazem Abdelnabby (2006) Investigations on possibilities to improve the antiphytopathogenic potential of soils against the cyst nematode <i>Heterodera schachtii</i> and the citrus nematode <i>Tylenchulus semipenetrans</i>	8,00 €
298	Gerold Rahmann (Hrsg.) (2006) Ressortforschung für den Ökologischen Landbau 2006	9,00 €
299	Franz-Josef Bockisch und Klaus-Dieter Vorlop (Hrsg.) (2006) Aktuelles zur Milcherzeugung	8,00 €
300	Analyse politischer Handlungsoptionen für den Milchmarkt (2006)	12,00 €
301	Hartmut Ramm (2006) Einfluß bodenchemischer Standortfaktoren auf Wachstum und pharmazeutische Qualität von Eichenmisteln (<i>Viscum album</i> auf <i>Quercus robur</i> und <i>petraea</i>)	11,00 €
302	Ute Knierim, Lars Schrader und Andreas Steiger (Hrsg.) (2006) Alternative Legehennenhaltung in der Praxis: Erfahrungen, Probleme, Lösungsansätze	12,00 €
303	Claus Mayer, Tanja Thio, Heike Schulze Westerath, Pete Ossent, Lorenz Gygax, Beat Wechsler und Katharina Friedli (2007) Vergleich von Betonspaltenböden, gummimodifizierten Spaltenböden und Buchten mit Einstreu in der Bullenmast unter dem Gesichtspunkt der Tiergerechtigkeit	8,00 €
304	Ulrich Dämmgen (Hrsg.) (2007) Calculations of Emissions from German Agriculture – National Emission Inventory Report (NIR) 2007 for 2005	16,00 €
[304]	Introduction, Methods and Data (GAS-EM)	
[304A]	Tables Berechnungen der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft – Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2007 für 2005	
[304]	Einführung, Methoden und Daten (GAS-EM)	
[304A]	Tabellen	

305	Joachim Brunotte (2007) Konservierende Bodenbearbeitung als Beitrag zur Minderung von Bodenschadverdichtungen, Bodenerosion, Run off und Mykotoxinbildung im Getreide	14,00 €
306	Uwe Petersen, Sabine Kruse, Sven Dänicke und Gerhard Flachowsky (Hrsg.) (2007) Meilensteine für die Futtermittelsicherheit	10,00 €
307	Bernhard Osterburg und Tania Runge (Hrsg.) (2007) Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie	15,00 €
308	Torsten Hinz and Karin Tamoschat-Depolt (eds.) (2007) Particulate Matter in and from Agriculture	12,00 €
309	Hans Marten Paulsen und Martin Schochow (Hrsg.) (2007) Anbau von Mischkulturen mit Ölpflanzen zur Verbesserung der Flächenproduktivität im ökologischen Landbau – Nährstoffaufnahme, Unkrautunterdrückung, Schaderregerbefall und Produktqualitäten	9,00 €
310	Hans-Joachim Weigel und Stefan Schrader (Hrsg.) (2007) Forschungsarbeiten zum Thema Biodiversität aus den Forschungseinrichtungen des BMELV	13,00 €
311	Mamdoh Sattouf (2007) Identifying the Origin of Rock Phosphates and Phosphorus Fertilisers Using Isotope Ratio Techniques and Heavy Metal Patterns	12,00 €
312	Fahmia Aljmlí (2007) Classification of oilseed rape visiting insects in relation to the sulphur supply	15,00 €
313	Wilfried Brade und Gerhard Flachowsky (Hrsg.) (2007) Rinderzucht und Rindfleischerzeugung – Empfehlungen für die Praxis	10,00 €
314	Gerold Rahmann (Hrsg.) (2007) Ressortforschung für den Ökologischen Landbau, Schwerpunkt: Pflanze	12,00 €
315	Andreas Tietz (Hrsg.) (2007) Ländliche Entwicklungsprogramme 2007 bis 2013 in Deutschland im Vergleich – Finanzen, Schwerpunkte, Maßnahmen	12,00 €
316	Michaela Schaller und Hans-Joachim Weigel (2007) Analyse des Sachstands zu Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die deutsche Landwirtschaft und Maßnahmen zur Anpassung	16,00 €
317	Jan-Gerd Krentler (2008) Vermeidung von Boden- und Grundwasserbelastungen beim Bau von Güllelagern Prevention of soil and groundwater contamination from animal waste storage facilities	12,00 €
318	Yelto Zimmer, Stefan Berenz, Helmut Döhler, Folkhard Isermeyer, Ludwig Leible, Norbert Schmitz, Jörg Schweinle, Thore Toews, Ulrich Tuch, Armin Vetter, Thomas de Witte (2008) Klima- und energiepolitische Analyse ausgewählter Bioenergie-Linien	14,00 €
319	Ludger Grünhage and Hans-Dieter Haenel (2008) Detailed documentation of the PLATIN (PLant-ATmosphere Interaction) model	10,00 €
320	Gerold Rahmann und Ulrich Schumacher (Hrsg.) (2008) Praxis trifft Forschung — Neues aus der Ökologischen Tierhaltung 2008	14,00 €
321	Bernd Degen (Editor) (2008) Proceedings of the international workshop “Fingerprinting methods for the identification of timber origins”, Bonn, October 8-9 2007	18,00 €
322	Wilfried Brade, Gerhard Flachowsky, Lars Schrader (Hrsg.) (2008) Legehuhnproduktion und Eierzeugung - Empfehlungen für die Praxis	12,00 €
323	Christian Dominik Ebmeyer (2008) Crop portfolio composition under shifting output price relations – Analyzed for selected locations in Canada and Germany –	14,00 €

Dr. Jürgen Bender, Institut für Agrarrelevante Klimaforschung, vTI
Dr. Jutta Berk, Institut für Tierschutz und Tierhaltung, FLI
Prof. Dr. Franz-Josef Bockisch, Institut für Anwendungstechnik, JKI
Dr. Herwart Böhm, Institut für Ökologischen Landbau, vTI
Prof. Dr. Andreas Bolte, Institut für Waldökologie und Waldinventuren, vTI
PD Dr. Martina Brockmeier, Institut für Marktanalyse und Agrarhandelspolitik, vTI
Dr. Ulrich Dämmgen, Institut für Agrarrelevante Klimaforschung, vTI
PD Dr. Sven Dänicke, Institut für Tierernährung, FLI
Dr. habil. Bernd Degen, Institut für Forstgenetik, vTI
Dr. Matthias Dieter, Institut für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft, vTI
PD Dr. habil. Bettina Eichler-Löbermann, Universität Rostock
Dr. Peter Elsasser, Institut für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft, vTI
Prof. Dr. Andreas Fangmeier, Universität Hohenheim
PD Dr. Matthias Fladung, Institut für Forstgenetik, vTI
Prof. Dr. Ulrike Grabski-Kieron, Universität Münster
PD Dr. Jörg-Michael Greef, Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde, JKI
Prof. Dr. Konrad Hagedorn, Humboldt-Universität Berlin
PD Dr. Ingrid Halle, Institut für Tierernährung, FLI
Dr. Silvia Haneklaus, Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde, JKI
Prof. Dr. Eberhard Hartung, Universität Kiel
Prof. Dr. Roland Herrmann, Universität Gießen
Prof. Dr. habil. Pierre Ibisch, FH Eberswalde
Prof. Dr. Folkhard Isermeyer, Institut für Betriebswirtschaft, vTI
Dipl. Ing.-Agr. Robert Kaufmann, Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Schweiz
Dr. Jörg Kleinschmit, Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Prof. Dr. Luit de Kok, Universität Groningen, Niederlande
Prof. Dr. Uwe Latacz-Lohmann, Universität Kiel
Dr. Oliver von Ledebur, Institut für Marktanalyse und Agrarhandelspolitik, vTI
Prof. Dr. Bernd Linke, Institut für Agrartechnik Bornim e.V.
Dipl. Met. Franz-Josef Löpmeier, Agrarmeteorologische Forschung des Deutschen Wetterdienstes
Prof. Dr. Udo Mantau, Universität Hamburg
Prof. Dr. Axel Munack, Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik, vTI
Dr. Hiltrud Nieberg, Institut für Betriebswirtschaft, vTI
Dr. Rainer Oppermann, Institut für Ökologischen Landbau, vTI
Dr. Jürgen Puls, Institut für Holztechnologie und Holzbiologie, vTI
Prof. Dr. Gerold Rahmann, Institut für Ökologischen Landbau, vTI
Prof. Dr. Detlef Rath, Institut für Nutztiergenetik, FLI
Dr. Thomas Schneider, Institut für Weltforstwirtschaft, vTI
Prof. Dr. Dr. Ewald Schnug, Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde, JKI
Dr. Lars Schrader, Institut für Tierschutz und Tierhaltung, FLI
Prof. Dr. Andreas Susenbeth, Universität Kiel
Prof. Dr. Friedhelm Taube, Universität Kiel
Prof. Dr. Klaus-Dieter Vorlop, Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik, vTI
Prof. Dr. Dr. habil. Drs. h.c. Gerd Wegener, TU München
Prof. Dr. Hans-Joachim Weigel, Institut für Biodiversität, vTI
Prof. Dr. Peter Weingarten, Institut für Ländliche Räume, vTI
Dr. Nicole Wellbrock, Institut für Waldökologie und Waldinventuren, vTI



Landbauforschung
***vTI Agriculture and
Forestry Research***

Vol. 58 No. 4 12.2008

Preis / Price 8 €

ISSN 0458-6859

