

Vol.61 No. 2 06.2011

Landbauforschung *vTI Agriculture and Forestry Research*



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. Die Sprache der Beiträge ist deutsch und englisch. 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 Forstwissenschaften 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.

Indexiert in:
CAB International, Science Citation Index Expanded, Current Contents - Agriculture, Biology & Environmental Sciences

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 a 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. The articles appear in either German or English. Special issues are published as required.

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 research results from 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.

Indexed in:
CAB International, Science Citation Index Expanded, Current Contents - Agriculture, Biology & Environmental Sciences

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.

Friedrich Weißmann

An exemplary view on the influence of genotype and feeding on growth performance, carcass quality, and meat quality in organic pig fattening

Eine exemplarische Betrachtung des Einflusses von Genotyp und Fütterung auf Mastleistung, Schlachtkörperqualität und Fleischqualität in der ökologischen Schweinemast

75

Felix Ekardt, Nadine Holzapfel, Andrea E. Ulrich, Ewald Schnug and Silvia Haneklaus

Legal perspectives on regulating phosphorus fertilization

Rechtsprobleme der Regulierung der Phosphordüngung

83

Frank Schuchardt, Heinz Stichnothe und Klaus-Dieter Vorlop

Abwasser- und Abfallverwertung in Palmölmühlen als Beitrag zum Klimaschutz

Waste water and waste utilisation in palm oil mills as contribution to climate protection

93

Waed Almohamad, Herwart Böhm und Lisa Dittmann

Auswirkungen einer Behandlung mit Chitosan sowie der Wasser- und Nährstoffversorgung auf den Ertrag und den Befall mit Phytophthora infestans von Kartoffeln (*Solanum tuberosum* L.)

Effects of a Chitosan treatment and the water and nutrient supply on the yield and level of Phytophthora infestans infection in potatoes (*Solanum tuberosum* L.)

101

Ulrich Dämmgen, Barbara Amon, Steen Gyldenkerne, Nicholas J. Hutchings, Heinrich Kleine Klausing, Hans-Dieter Haenel and Claus Rösemann

Reassessment of the calculation procedure for the volatile solids excretion rates of cattle and pigs in the Austrian, Danish and German agricultural emission inventories

Überarbeitung des Verfahrens zur Berechnung von Ausscheidungsraten von „volatile solids“ bei Rindern und Schweinen in den österreichischen, dänischen und deutschen landwirtschaftlichen Emissionsinventaren

115

Jörg Burgstaler, Denny Wiedow, Frauke Godlinski und Norbert Kanswoh

Verminderung des Restgaspotentials und gasförmiger Emissionen aus Gärresten der Biogasproduktion

Reduction of the residual biogas potential and gaseous emissions from biogas production residues

127

Torsten Hinz, Tatjana Winter und Stefan Linke

Luftfremde Stoffe in und aus verschiedenen Haltungssystemen für Legehennen – Teil 2: Staub

Airborne contaminants in and from different keeping systems for laying hens – Part 2: dust

141

Jetro N. Njukeng, Samalang Patrick, Charles Magloire Mba, Inacio de Barros, George E. Nkeng, Frank Enjalric, Eugene E. Ehabe and Ewald Schnug

Validation of land evaluation methods for performance assessment of traditional agroforestry systems in South West Cameroon

Validierung von Methoden zur Bewertung traditioneller Agroforst-Systeme in Südwest Kamerun

153

An exemplary view on the influence of genotype and feeding on growth performance, carcass quality, and meat quality in organic pig fattening

Friedrich Weißmann*

Abstract

In organic pig fattening the choice of a suitable genotype and an adequate diet depends on the marketing goal and influences product quality (carcass and meat quality) and the economic success of the farmer. Carcass quality-dominated, respectively meat quantity-oriented, organic marketing goals require modern genotypes with high body protein synthesis capacity, i.e., low Duroc gene proportions. Diets must be of high nutrient value, meaning high quality amino acid pattern, which result in a more or less high external nutrient input into the organic agricultural system. Meat quality-dominated marketing targets, which have to accept less lean meat-rich carcasses, tolerate genotypes with lower body protein synthesis capacity, i.e., high Duroc gene proportions, and demand more extensive diets with lower amino acid quality up to pure on-farm diets, resulting in a low external input system.

Keywords: Organic pig fattening, Duroc, feeding, growth performance, carcass quality, meat quality, high external input system, low external input system

Zusammenfassung

Eine exemplarische Betrachtung des Einflusses von Genotyp und Fütterung auf Mastleistung, Schlachtkörperqualität und Fleischqualität in der ökologischen Schweinemast

In der ökologischen Schweinemast bestimmt das Vermarktungsziel die Auswahl der Genetik und Fütterungsintensität. Eine vornehmlich schlachtkörperqualitätsorientierte Vermarktung, d. h. die Ausrichtung auf Fleischertrag, verlangt moderne Genotypen mit hoher körpereigener Proteinsynthesekapazität (also z. B. eher geringe Duroc-Genanteile im Masttier) und Rationen, die eine qualitativ hochwertige Aminosäurenversorgung gewährleisten, was zu einem mehr oder weniger hohen Nährstoffimport von außen in das landwirtschaftliche System hinein führt (high external input system). Fleischqualitätsorientierte Vermarktungsziele tolerieren Genotypen mit niedrigerer körpereigener Proteinsynthesekapazität bzw. Rationen mit geringwertigerem Aminosäurenprofil bis hin zu Rationen vollständig betriebseigener Herkunft, woraus ein low external input system resultiert.

Schlüsselworte: Ökologische Schweinemast, Duroc, Fütterung, Mastleistung, Schlachtkörperqualität, Fleischqualität, high external input system, low external input system

* Johann Heinrich von Thünen-Institute (vTI), Federal Research Institute for Rural Areas, Forestry and Fisheries, Institute of Organic Farming, Trenthorst 32, D-23847 Westerau, Germany

Introduction

In organic pig fattening the choice of a suitable genotype and an adequate diet depends on the marketing goal and strongly influences product quality, i.e., carcass and meat quality, and the economic success of the farmer.

Market-partners demand the consideration of Duroc genes in the fattener due to expected positive effects on meat quality (Laube et al., 2000; Mörlein et al., 2007) and in order to enhance market appearance, e.g., in the organic pork segment of tegut® (Euen, 2008), one of the most important organic food retailers in Germany. In contrast, increasing Duroc gene proportions are associated with decreased body protein synthesis (Ellis et al., 1996), leading to inferior carcass quality and value creation. Against this background, it was the aim of the subsequent presented study to deduce the optimal Duroc gene percentage against the carcass-quality based, i.e. lean-meat quantity dominated marketing goal in organic pork marketing with fatteners of varying Duroc gene proportion; (experiment 1 – Influence of Genotype: varying Duroc gene proportion). A synopsis of this trial is published by Brandt et al. (2009).

The diet also strongly influences product quality, including carcass quality or meat quality, growth performance and the economic success of organic pig fattening. Whereas in organic monogastric feeding the demand-covering energy supply is unproblematic, the demand-covering supply of the first two limiting amino acids, Lysine and Methionine, presents considerable difficulties for the following reasons (Zollitsch et al., 2004; Wlcek und Zollitsch, 2004): (i) insufficient amino acid pattern of the available cereals and grain legumes, (ii) missing availability of alternative feed supplements because of (a) unsolved planting risks (e.g. rape, rape-cake), (b) problematic genuine origin (e.g. soy, soy products, incl. GMO-complex), (c) missing primary products of organic origin (e.g. potato protein) and (d) explicit ban on further options (e.g. extracted soy bean meal, crystalline amino acids). It is obvious that the future EU regulation, requiring solely the use of feed ingredients of 100 % organic origin, exacerbates the problems instead of reducing them. The expected unbalanced diets are without relevance for the health of fattening pigs, but tend to result in economic losses due to impaired growth performance and carcass quality, i.e., lean meat percentage, whereas lipid-based meat quality traits could be influenced positively (Sundrum et al., 2000; Zollitsch, 2007). This study thus compares the influence of a pure on-farm finishing diet (as an example of Methionine deficiency in solely farm grown diets) with a mixed finishing diet (consisting of farm grown, regionally available, and imported feed ingredients) on growth performance, carcass quality, meat quality and economic traits; (Experiment 2 – Influence of feeding: mixed versus pure on-farm finishing diet).

A short communication of the trial is published by Weißmann et al. (2004).

Material and methods

Experiment 1 – Influence of genotype: varying Duroc gene proportion

The trial was performed at the testing station in Rohrsen of the Agricultural Chamber of Lower Saxony, Germany using two runs in 2008 and 2009, respectively. The paper deals with the results of the first run in 2008, including 96 fattening pigs with an increasing Duroc gene proportion. Due to the loss of three animals, 93 fatteners remained for analysis (Table 1). The GLW * GLR (GLW: German Large White, GLR: German Landrace) dam genotype of the fatteners without Duroc gene proportion was a commercial Dan-Hybrid® sow, the GLW * GLR dam genotype of the fatteners with 50 % Duroc gene proportion was a commercial BHZP® sow (BHZP: Bundes-Hybrid-Zucht-Programm – a commercial German breeding programme), whereas the Du * GLR (Du: Duroc) dams of the fatteners with 25 % and 75 % Duroc gene proportion were crossbred sows of the same herd of the Institute of Animal Genetics, Friedrich Loeffler-Institut (FLI) in Mariensee, Germany. The terminal sire lines consisted of a various number of boars used in form of artificial insemination. All fatteners were individually identified by electronic ear tags on the occasion of initial weighing and grouping at the performance testing station.

Table 1:
Genotypes¹ and number of animals in the first run (experiment 1)

Terminal sire	Cross-bred sow (sire * dam)	Notation	Duroc gene proportion	Number of animals		
				Castrates	Females	Total
Pi	DE * DL	Pi * (DE * DL)	0 %	13	11	24
DE	Du * DL	DE * (Du * DL)	25 %	14	14	28
Du	DE * DL	Du * (DE * DL)	50 %	12	12	24
Du	Du * DL	Du * (Du * DL)	75 %	12	5	17

¹ DE = Deutsches Edelschwein (German Large White),
DL = Deutsche Landrasse (German Landrace), Du = Duroc, Pi = Piétrain

Animal keeping was in accordance with the EC Regulation 1804/99. The naturally ventilated external climate housing system consisted of 16 pens with straw bedding but without an extra outdoor area. The stocking rate was six animals per pen with an indoor area access of 2 m² per animal. Drinking water was offered by one nipple water-

ing spot per pen. The pelletised diet was of 100 % organic origin. It consisted of an initial diet (13.3 MJ ME, Lysine-ME-ratio: 0.87) up to about 45 kg live weight and a final diet (12.5 MJ ME, Lysine-ME-ratio: 0.64) both fed *ad libitum* in one self-feeder per pen, which was filled every day.

The fattening period ranged from about 28 kg live weight to about 118 kg live weight. Net feed consumption was recorded daily, weighing occurred weekly. When the animals reached > 112 kg live weight, they were slaughtered the subsequent week. Slaughtering took place after a standardised overnight resting period and CO₂ stunning in the abattoir of the FLI Institute of Animal Genetics in Mariensee, 36 km away from the testing station.

Feed conversion ratio was calculated as group average, the remaining criteria of growth performance, carcass quality and meat quality were individually recorded. The whole procedure of data collection followed the federal standard of the German testing stations (ZDS, 2007). In addition, the intramuscular fat content in the *Musculus longissimus dorsi* (M.l.d.) was estimated by Near-Infrared-Transmission spectroscopy (NIT). The according criteria of growth performance, carcass and meat quality can be seen in the following chapter "Results and discussion". Sensory meat quality will be presented after the analysis of the whole trial.

The data were analysed with the analysis of variance procedure. The general linear model consisted of the fixed effects genotype (0 %, 25 %, 50 %, 75 % Duroc gene proportion), sex (castrates, gilts) and their interaction (genotype * sex); additional covariates were live weight at start of fattening for fattening traits and live weight at slaughter for carcass and meat traits. Genotype * sex-interaction did not exist for all subsequently presented fattening, carcass, and meat traits.

Experiment 2 – Influence of feeding: mixed versus pure on-farm finishing diet

The trial was performed at the above-mentioned testing station in Rohrsen in the year 2004. A total of 64 animals of the genotype (Pi * Hampshire) * (Du * DL) were divided into a control group and an experimental group, each with 16 castrates and 16 females. Two animals were excluded from data analysis: one castrate due to clear failing the intended live weight at the end of fattening, and one carcass of a castrate due to loss at the commercial abattoir.

Housing conditions were the same as described above for Experiment 1, except for a stocking rate of four animals per pen with a resulting indoor area access of > 2 m² per animal. The fattening period ranged from about 20 kg live weight to about 118 kg live weight and was divided into an initial and finishing period. During the initial period of up to about 50 kg live weight, both groups received the

same mixed diet consisting of on-farm grown, regionally available and imported feed (soy and soy products) ingredients. During the finishing period, one half of the animals got a mixed diet along the same line (control group), whereas the other animals got a solely on-farm based diet (experimental group), leading to the experimental design and the diet characteristics described in Table 2. The feed composition was analysed by a commercial laboratory.

Table 2:

Experimental design and diet characteristics (experiment 2)

		Initial period		Finishing period	
		Control + experimental group Mixed diet	Control group Mixed diet	Experimen- tal group On-farm diet	
Castrates/Females	n	30/32	15/16	15/16	
Feed ingredients					
Winter barley (on-farm)	%	21	10	--	
Winter wheat (on-farm)	%	22	21	35	
Winter rye (on-farm)	%	--	10	5	
Triticale (on-farm)	%	--	18	6	
Field beans (on-farm)	%	6	12	19	
Field peas (on-farm)	%	12	--	19	
Lupines (on-farm)	%	--	--	14	
Wheat bran (regional)	%	19	7	--	
Sunflower cake (regional)	%	--	5	--	
Soybeans, toasted (import)	%	5	2	--	
Soycake (import)	%	13	13	--	
Minerals	%	2	2	2	
Feed composition (referring to original substance with 89 % dry matter)					
Metabolisable Energy, ME	MJ/kg	13,1	13,0	12,7	
Crude protein	g/kg	176	175	180	
Lysine	g/kg	9,3	8,1	9,1	
Methionine	g/kg	2,3	2,4	1,8	
Methionine + Cystine	g/kg	5,4	5,4	4,7	
Ca	g/kg	7,9	7,1	7,4	
P	g/kg	5,7	5,4	5,4	

The criteria of growth performance, carcass quality, and meat quality (only pH-value 45 min. *post mortem*) were recorded in the same way as described above for Experiment 1.

The two feeding groups were statistically compared using the t-test procedure at 5 % significance level.

Results and discussion

Experiment 1 – Influence of genotype: varying Duroc gene proportion

Table 3 depicts aspects of growth performance, carcass quality, and meat quality of fatteners with increasing Duroc gene proportion. The daily weight gain is on a very high level, but not affected by the varying Duroc gene proportion. Feed conversion ratio with 2.7 and 2.8 for the three genotypes from zero up to 50 % Duroc gene portion ranges on a very good level compared to organic feeding conditions (Millet et al., 2004) whereas feed conversion ratio of the 75 % Duroc gene proportion group significantly worsens to 3.1, which is in fact still good compared to organic field data worse than 4 (Löser & Deerberg, 2004). The results of daily weight gain and feed conversion ratio (Table 3) do not support the assumption of Blasco et al. (1994) that Duroc gene proportion improves growth performance of the fattener, but is in accordance with the findings of Jüngst & Tholen (2007) that Duroc as sire line impairs feed conversion ratio compared to Piétrain as sire line. The impaired feed conversion ratio of the animals with 75 % Duroc gene proportion seems to be the result of the pigs' decreased feed energy mobilisation due to their increased body fat synthesis (Kapelanski et al.; 2001), characterised by the lowest lean meat content, the smallest meat area, and the highest leaf fat weight of the animals in that group (Table 3). At the same time it is conspicuous that the development of the carcass traits in Table 3 is not synchronous to the increasing Duroc gene portion, as could be expected. This seems to be the effect of the mother's genotype. The sows in the 50 % Duroc gene proportion group are commercial hybrids highly selected for carcass quality. In contrast the Du * DL sows of the remaining two groups are less intensively selected cross breeds, especially produced for the present experiment by the research farm. However, the decreasing carcass quality with increasing Duroc gene portion could be expected and is in accordance with other findings (Ellis et al., 1996; Jüngst & Tholen, 2007). Concerning meat quality, Table 3 reflects the positive effect of Duroc gene proportion in the fattener described in literature (Fischer et al., 2000; Jüngst & Tholen, 2007; Mörlein et al., 2007). For electrical conductivity (24 h p.m.) and for intramuscular fat content, however, the expected synchronism to the Duroc gene proportion is largely evident. The pH value 45 min p.m. remains unaffected on a high level, indicating no PSE susceptibility for all genotypes; this is the result of the widespread stress sanitation in Piétrain and German Landrace genotypes, the missing susceptibility for PSE within Duroc and German Large White, and not at least, the gentle handling of the animals at the institute's abattoir. Concerning

water binding capacity, it can be seen that already 25 % Duroc gene proportion significantly diminishes drip losses.

Table 3:

Aspects of growth performance, carcass and meat quality of fatteners with varying Duroc gene proportion (LSM, experiment 1)

	Duroc gene proportion				Significance ¹
	0 %	25 %	50 %	75 %	
Number of animals	24	28	24	17	
Growth performance					
Fattening period, d	99	96	98	101	ns
Daily weight gain, g/d	951	975	964	944	ns
Feed conversion ratio, kg feed/kg weight gain (number of recorded groups)	2,7 ^b (4)	2,8 ^b (5)	2,7 ^b (4)	3,1 ^a (3)	***
Carcass quality					
Dressing rate, %	81,5 ^a	80,7 ^b	80,5 ^b	80,6 ^b	***
Lean meat percentage, %	57,5 ^a	54,4 ^c	56,0 ^b	52,1 ^d	***
Lean meat area (M.l.d., 13 th rib), cm ²	54,3 ^a	46,2 ^b	47,0 ^b	42,0 ^c	***
Leaf fat, g	1.253 ^d	1.517 ^b	1.435 ^c	1.919 ^a	***
Meat quality					
pH ₁ (M.l.d., 13 th /14 th rib, 45 min p. m.)	6,33	6,39	6,44	6,22	ns
EC ₂₄ (electrical conductivity, M.l.d., 13 th /14 th rib, 24 h p. m.), mS/cm	5,89 ^a	4,79 ^b	4,59 ^b	3,79 ^c	**
Drip loss – DL (M.l.d., 13 th rib)					
- DL ₂₄ (24 h p. m.), %	2,9 ^a	1,6 ^b	1,3 ^b	1,9 ^b	***
- DL ₄₈ (48 h p. m.), %	5,0 ^a	3,4 ^b	2,9 ^b	3,5 ^b	***
Intramuscular fat content – (M.l.d., 13 th rib), %	1,5 ^c	2,2 ^b	2,4 ^{a,b}	2,7 ^a	***

¹ F-Test from analysis of variance; ns: non significant,

*** significant for P < 0.001,

** significant for P < 0.01

^{a, b, c, d} LSM with different letters within a row differ significantly (Tukey-Kramer-Test)

It can be reasoned that increasing Duroc gene portions result in an impaired feed conversion ratio, decreasing lean meat content, and increasing intramuscular fat content. It is concluded that in carcass-quality dominated marketing systems, the Duroc gene percentage should not exceed 50 %; whereas 25 % Duroc gene portion already significantly promotes meat quality. Only for marketing systems very strictly based on and paying for meat quality should the Duroc gene portion exceed 50 %, due to a significant promotion of intramuscular fat content but also significant decrease in carcasses' lean meat content.

Experiment 2 – Influence of feeding: mixed versus pure on-farm finishing diet

Both finishing diets should cover the energy and Lysine demand of fattening pigs with an average daily weight gain of about 800 g leading to 12.5 MJ ME and 8.6 g Lysine per kg feed (DLG, 2002). Furthermore the mixed finishing diet of the control group with 5.4 g Methionine + Cystine/kg feed should cover the demand for sulphur-containing amino acids, whereas due to the pure on-farm finishing diet of the experimental group, a non demand-covering Methionine + Cystine supply of about 4.5 g/kg feed was accepted. These intended feed compositions were only partially achieved (Table 2). The intended demand-covering Lysine-energy-quotient in the finishing diet of 0.69 (DLG, 2002) was undercut in the control group (0.62), but slightly exceeded in the experimental group with 0.72 (comp. Table 2). The recommended amount of Methionine + Cystine to Lysine content of > 60 % (DLG, 2002) was fulfilled by the control group (67 %) but failed by the experimental group (52 %), as expected (comp. Table 2). The recommended amount of Methionine to sulphur-containing amino acids of > 50 % (DLG, 2002) was not achieved in both groups. Whereas the control group still reached 44 %, the experimental group failed strongly with only 38 % (comp. Table 2). In consequence, the pure on-farm finishing diet of the experimental group is characterised by the expected (and desired) deficit of the sulphur-containing amino acids Methionine and Cystine, but simultaneously disposes over an advantage in Lysine supply compared to the control group. But all diet characteristics considered the mixed finishing diet possesses a more well-balanced amino acid pattern compared to the pure on-farm finishing diet.

Table 4 points out aspects of growth performance, carcass quality, meat quality and economic success depending on the different feeding strategies in the final fattening period. It can be seen that growth performance moves on a high level (comp. also Table 3) and remains unaffected by the different finishing diets, which is mainly the effect of a sufficient energy supply (Moehn et al., 2000). The clear Methionine deficit was without negative consequences. In contrast, carcass quality was negatively influenced by the poor amino acid quality in the on-farm finishing diet and led to a lowered body protein synthesis but enhanced body fat synthesis (Table 4). This is in accordance with findings of various other studies (Kelly et al., 2007; Millet et al., 2006; Millet et al., 2005; Wood et al., 2004). But it seems that the amino acid deficiency, respectively imbalance, only had a marginal effect because the decrease of the animals' body protein synthesis was so small that the simultaneously enhanced body fat synthesis did not negatively affect growth performance (Table 4).

Table 4:

Aspects of growth performance, carcass, meat quality and economy under varying finishing diet conditions of 100 % organic origin (means, experiment 2)

	Control group Mixed finishing diet	Experimental group On-farm finishing diet
Number of castrates/females	15/16	15/16
Growth traits		
Initial live weight, kg	22.1	22.1
Final live weight, kg	117.2	117.4
Weight gain during fattening period, g/d	831	835
Feed conversion ratio, kg feed/kg weight gain (number of recorded groups)	2.8 (8)	2.9 (8)
Carcass traits		
Carcass weight, kg	90.2	89.6
Lean to fat ratio (<i>M.l.d.</i> , 13 th rib), 1 :	0.36 ^b	0.40 ^a
Lean meat percentage, %	56.4 ^a	55.2 ^b
pH ₁ (<i>M.l.d.</i> , 13 th /14 th rib, 45 min <i>p. m.</i>)	6.5	6.5
Economic traits		
Revenues (without taxes), Euro/animal	204.07	202.28
Feed costs (without taxes), Euro/animal	100.86	100.35
Piglet costs (without taxes), Euro/animal	72.35	72.35
Surplus, Euro/animal	30.86	29.58
^{a, b} Means with different letters within a row belonging to growth traits and carcass traits differ significantly for $p < 0.05$ (t-test)		

Meat quality was only considered in terms of PSE exclusion. The corresponding mean pH-values for both groups of 6.5 ± 0.2 in the *Musculus longissimus dorsi* (13th/14th rib), measured 45 min *p. m.*, indicate a good level without any PSE conditions (Table 4). But this effect is based on the genetic origin and the pre-slaughter conditions but not on the diet fed (Fischer, 2001). The surplus of the revenues after feed and piglet costs is used to describe economic success (Table 4). This simple figure is very meaningful because feed and piglet costs amount to more than 90 % to the allocable variable costs of the production process "pig fattening" (Rasmussen, 2004). The key data are (basis May 2004, without taxes): payouts per kg carcass weight (Ökoland – commercial organic trade cooperative): 2.27 Euro (control group, 56.4 % lean meat, comp. Table 4), 2.25 Euro (experimental group, 55.2 % lean meat, comp. Table 4); mean carcass weight: 89.9 kg/animal for both groups (comp. Table 4: carcass traits); mean live weight gain: 95.2 kg/animal for both groups (comp. Table 4: growth traits); feed amounts (data not presented): 50 kg initial feed (control and experimental group, respectively),

218 kg mixed finishing feed (control group), 229 kg on-farm finishing feed (experimental group); feed costs per 100 kg feed (Reudink – commercial feed mill): 40.40 Euro (initial feed), 37.00 Euro (mixed finishing feed), 35.00 Euro (on-farm finishing feed). The revenues, total feed costs, piglet costs and the corresponding surplus of the revenues can be seen in Table 4. The resulting increment of 1.28 Euro per animal in favour of the control group shows that the minor feed costs of the pure on-farm finishing diet could not compensate the decrease in lean meat percentage of the animals of the experimental group. But the difference is small, so that a recommendation strongly depends on the actual price-cost relationship. But in addition it has to be considered that the difference between both groups may be higher in practice because the slight deficiency of the first limiting amino acid Lysine in the mixed finishing diet of the control group (see above) is not system inherent but seems to be the result of a failed recipe or feed mixture.

It can be reasoned that a pure on-farm finishing diet consisting of cereals and grain legumes is characterised by a deficit of sulphur-containing amino acids, in particular Methionine. Whereas growth performance remains unaffected on a high level, the body protein synthesis and therefore the economic important lean meat percentage are significantly diminished, leading to a lowered profitability despite minor feed costs.

Conclusions

For both experiments it can be concluded that

- MEAT QUALITY-dominated marketing systems (in terms of higher intramuscular fat contents) have to accept (i.e., pay adequate prices for) more adipose carcasses. This tolerates genotypes with lower body protein synthesis capacity, like fatteners with high Duroc gene proportion, or promotes the use of imbalanced pure on-farm diets. The last mentioned fact is responsible for farm classification as a low external input system. But in fact such marketing systems are uncommon in European pig fattening – regardless whether in organic or conventional production systems.
- CARCASS QUALITY-dominated organic marketing targets – with the demand for lean meat rich carcasses, as it is the case in the European organic pork-market – require genotypes with high body protein synthesis capacity and diets which supply enough limiting amino acids, in first priority Lysine and in second priority Methionine. Such a modern genotype should not have more than 50 % Duroc gene proportion. The 25% Duroc gene portion option seems to be an auspicious alternative: it ensures sufficient lean meat and it simultaneously provides meat quality traits in order to pro-

mote marketability. Whereas modern lean meat rich genotypes with high body protein synthesis capacity can be more or less easily produced within the organic farming system, it is more difficult to prepare diets with a high quality amino acid pattern in the same way. Especially the supply of Methionine or of sulphur-containing amino acids requires feed ingredients like soy or soy products which are available regionally or on-farm only in the southern regions of Europe (and Germany). So, in the other parts of Europe or Germany the demand for lean carcasses, respectively the necessity of a high quality amino acid pattern in the diet, shifts the primordial low external input system which is typical for organic farming systems in direction to a high external input system, even if diets of 100 % organic origin are used. In consequence, if pure on-farm diets are claimed, adapted carcasses with lower lean meat percentages have to be accepted (and paid!) by the market partners and the customers.

Literature

- Blasco A, Gou P, Gispert M, Estany J, Soler Q, Diestre A, Tibau J (1994) Comparison of five types of pig crosses : I. Growth and carcass traits. *Livest Prod Sci* 40:171-178
- Brandt H, Lapp J, Baulain U, Brade W, Schön A, Fischer K, Weißmann F (2009): Nicht zu viel Duroc. *bioland* 5:24
- DLG (2002) DLG-Futterwerttabellen – Schweine. Frankfurt a M : DLG-Verl, 64 p
- Ellis M, Webb AJ, Avery PJ, Brown I (1996) The influence of terminal sire genotype, sex, slaughter weight, feeding regime and slaughter-house on growth performance and carcass and meat quality in pigs and on the organoleptic properties of fresh pork. *Anim Sci* 62:521-530
- Euen S (2008) Personal communication. tegut, kff Kurhessische Fleischwaren Fulda, Gutberlet Stiftung & Co
- Fischer K (2001) Bedingungen für die Produktion von Schweinefleisch guter sensorischer und technologischer Qualität. *Mitteilungsbl Fleischforsch Kulmbach* 40(151):7-22
- Fischer K, Reichel M, Lindner JP, Wicke M, Branscheid W (2000) Einfluss der Vätertierrasse auf die Verzehrsqualität von Schweinefleisch. *Arch Tierz* 43:477-485
- Jüngst H, Tholen E (2007) Duroc als Endstufeneber. *TopGenetik* 11:29-31
- Kapelanski W, Falkowski J, Hammermeister A (2001) The effect of ad libitum and restricted feeding on fattening performance, carcass composition and meat quality of pigs. *Natur Sci* 9:269-276
- Kelly HRC, Browning HM, Day JEL, Martins A, Pearce GP, Stopes C, Edwards SA (2007) Effect of breed type, housing and feeding system on performance of growing pigs managed under organic conditions. *J Sci Food Agric* 87:2794-2800
- Laube S, Henning M, Brandt H, Kallweit E, Glodek P (2000) Die Fleischbeschaffenheit von Schweinekreuzungen mit besonderen Qualitätseigenschaften im Vergleich zum heutigen Standard- und Markenschweinangebot. *Arch Tierz* 43:463-476
- Loeser R, Deerberg F (2004) Ökologische Schweineproduktion : Struktur, Entwicklung, Probleme, politischer Handlungsbedarf [online]. To be found at <<http://orgprints.org/5164>> [quoted 16.03.2011]
- Millet S, Hesta M, Seynaeve M, Ongenae E, De Smet S, Debraekeleer J, Janssens GPJ (2004) Performance, meat and carcass traits of fattening pigs with organic versus conventional housing and nutrition. *Livest Prod Sci* 87:109-119
- Millet S, Ongenae E, Hesta M, Seynaeve M, De Smet S, Janssens GPJ (2006)

- The feeding of ad libitum dietary protein to organic growing-finishing pigs. *Vet J* 171:483-490
- Millet S, Raes K, Van Den Broeck W, De Smet S, Janssens GPJ (2005) Performance and meat quality of organically versus conventionally fed and housed pigs from weaning till slaughtering. *Meat Sci* 69:335-341
- Moehn S, Gillis AM, Mougham PJ, De Lange CFM (2000) Influence of dietary lysine and energy intakes on body protein deposition and lysine utilization in the growing pig. *J Anim Sci* 78:1510-1519
- Mörlein D, Link G, Werner C, Wicke M (2007) Suitability of three commercially produced pig breeds in Germany for a meat quality program with emphasis on drip loss and eating quality. *Meat Sci* 77:504-511
- Rasmussen J (2004) Costs in international pig production 2002. Copenhagen : Danisch Bacon and Meat Council, National Committee for Pig Production, 30 p, Report / Landsudvalget vor Svin 24
- Sundrum A, Buettfering L, Henning M, Hoppenbrock KH (2000) Effects of on-farm diets for organic pig production on performance and carcass quality. *J Anim Sci* 78:1199-1205
- Weißmann F, Reichenbach HW, Schön A, Ebert U (2004) Hofeigenes Futter in der Mast. *Bio-Land* 3:30-31
- Wlcek S, Zollitsch W (2004) Sustainable pig nutrition in organic farming: by-products from food processing as a feed resource? *Renew Agric Food Syst* 19:159-167
- Wood JD, Nute GR, Richardson RI, Whittington FM, Southwood O, Plastow G, Mansbridge R, Da Costa N, Chang KC (2004) Effects of breed, diet and muscle on fat deposition and eating quality in pigs. *Meat Sci* 67:651-667
- ZDS (Zentralverband der Deutschen Schweineproduktion) (2007) Richtlinie für die Stationsprüfung auf Mastleistung, Schlachtkörperwert und Fleischbeschaffenheit beim Schwein [online]. To be found at <www.zds-bonn.de/services/files/pdf/rlnkp04geaendert0704.pdf> [quoted 16.03.2011]
- Zollitsch W (2007) Perspective challenges in the nutrition of organic pigs. *J Sci Food Agric* 87:2747-2750
- Zollitsch W, Kristensen T, Krutzinna C, MacNaeihde F, Younie D (2004) Feeding for health and welfare : the challenge of formulating well-balanced rations in organic livestock production. In: Vaarst M, Roderick S, Lund V, Lockeretz W (eds) *Animal health and welfare in organic agriculture*, Wallingford : CABI, pp 329-356

Legal perspectives on regulating phosphorus fertilization

Felix Ekardt*, Nadine Holzapfel*, Andrea E. Ulrich**, Ewald. Schnug*** and Silvia Haneklaus***

Summary

This article addresses the legal treatment of the limited and non-renewable resource phosphorous (P), which is essential for all forms of life. We raise a highly important resource problem that has hitherto received little attention in the legal discourse. Furthermore, excessive and dissipative P discharge into soils and water bodies has significant negative effects on ecosystems. Currently neither European nor German fertilizer legislation and soil conservation legislation provide adequate regulatory approaches for a sustainable use of P in agriculture. A precautionary concept on the European level is basically non-existent. Existing regulations lack specificity, real enforcement, precautionary measures against a relocation of problems, and protective measures for limiting P usage. If these factors are not taken into account, it will remain impossible to address ecological and resource problems effectively because P politics will otherwise be constrained to constant consideration on an individual basis, where every individual case might be deemed to entail "few negative consequences". It is not sufficient to increase efficiency in P uptake per individual plant, because if crop cultivation is expanded to previously unused areas at the same time, for instance via higher animal feed crop production (due to globally rising meat consumption) or via bioenergy plant production, it will be impossible to achieve the necessary absolute reductions of P input by higher efficiency per plant. We conclude that this will eventually lead to an important new strategy in environmental policy: "Technical solutions", "efficiency", and "command and control" alone will not solve resource problems or quantity problems if at the same time (global) production increases or remains at a constant high level.

Keywords: *Administrative regulations, biodiversity, certificate trading, eutrophication, legislation, phosphorous, resources, sustainability*

Zusammenfassung

Rechtsprobleme der Regulierung der Phosphordüngung

Der Beitrag thematisiert den rechtlichen Umgang mit der knapper werdenden, aber lebenswichtigen (nicht-erneuerbaren) Ressource Phosphor. Dabei geht es nicht nur um den Fall eines extrem bedeutsamen – im Recht aber bisher kaum beachteten – Ressourcenproblems. Vielmehr hat der übermäßige Eintrag in Natur, Böden und Gewässer auch in hohem Maße schädliche ökologische Auswirkungen, die gerade auch in der langfristigen und schleichenden Akkumulation von Gewässer- und Bodenbelastungen liegen. Der Beitrag zeigt diese Problematik auf und dokumentiert, dass das europäische und nationale Düngemittelrecht und Bodenschutzrecht dem bisher kaum etwas entgegensetzen. Ein diesbezügliches ressourcen- und umweltschutzbezogenes EU-Vorsorgekonzept erweist sich dabei als im Wesentlichen inexistent. Den in den vorgenannten Rechtsbereichen angesiedelten unzureichenden ordnungsrechtlichen Regelungen mangelt es an Konkretheit, realem Vollzug, einer Vermeidung von Verlagerungsproblemen sowie an einer Sicherstellung absoluter Reduktionen in der Phosphornutzung. Ohne all dies kann das ökologische und das Ressourcenproblem nicht effektiv angegangen werden, denn sonst droht die Phosphorpolitik stets von Einzelfällen her betrachtet zu werden, in denen je für sich genommen „keine schlimmen Folgen drohen“. Für all dies – so soll zentral gezeigt werden – genügt es auch nicht, Phosphor „pro Pflanze“ effizienter einzusetzen; denn wenn gleichzeitig immer mehr bisher ungenutzte Flächen z. B. für den Futtermittelanbau (angesichts eines global wachsenden Fleischkonsums) oder für Bioenergiepflanzen künftig genutzt werden, wird die nötige absolute Verringerung des Phosphoreinsatzes gerade nicht erreicht. All dies wird zu einer Grunderkenntnis für die Umweltpolitik insgesamt führen: Ordnungsrecht und Effizienz allein lösen tendenziell kein Ressourcen- und Mengenproblem, wenn gleichzeitig die Produktion (weltweit) steigt oder auf hohem Niveau konstant bleibt.

Schlüsselworte: *Biodiversität, Eutrophierung, Gesetzgebung, Nachhaltigkeit, Phosphor, Ressourcen, Verwaltungsrecht, Zertifikathandel.*

* University of Rostock, Research Group Sustainability and Climate Policy, Könneritzstraße 41, 04229 Leipzig, Germany

** ETH Zurich, Natural and Social Science Interface (NSSI), Institute for Environmental Decisions, Universitaetsstrasse 22, CHN J70.1, 8092 Zurich, Switzerland

*** Julius Kühn-Institute (JKI), Institute for Crop and Soil Science, Federal Research Centre for Cultivated Plants, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig, Germany

1 Phosphorous and sustainability

Point of origin for modern soil protection, and this holds true for current environmental policy in general, is the sustainability principle. Sustainability, as the terminological fusion of the claim for more intergenerational justice and global justice, has experienced a remarkable career within the last 15 years. Ekardt (2009a) provides detailed information on the sustainability principle and against the widely occurring suppression of the decisive space-time-dimension and its replacement by the three-pillar-formula. This and other studies (World Commission on Environment and Development, 1987; Lee, 2006; Ott and Döhring, 2004; Siemer, 2006) define sustainability not as a meaningless term representing everything good and desirable in the world but interpret it as a concept which transmits the following relatively concrete content: Justice (the requirement for fair regulations and organization structures for cohabitation) ought to incorporate temporally and spatially remote interests and concerns in a more potent way. This does not exclude other relevant interests such as economic growth here and now because weighing all relevant interests is crucial in finding justice. Yet tangible sustainability calls for a lasting and globally maintainable lifestyle.

Western societies are currently pursuing a lifestyle that is neither maintainable on a long term basis nor on a global scale. At the same time, a major proportion of the world population lives in extreme poverty. Key elements of sustainability are the increased usage of renewable resources according to natural renewal rates as well as conservative usage of non-renewable resources. The essential major nutrient phosphorous (P), being indispensable for plant, human, and animal life, is such a non-renewable resource. To date, P scarcity has not received adequate public attention as a resource or environmental issue. Discussions have been restricted to its role as an environmental pollutant. However, P is first and foremost a non-renewable, essential resource, which depletion is a severe threat to global food security (Cordell et al., 2009). This article focuses on analysing sustainability in soil/water protection in order to ensure resource conservation, which is the second most important global issue after climate change. The resource issue has many links to climate change. For example, the excessive use of finite fossil fuels as well as problematic forms of land use (e.g. deforestation and livestock farming) reflect the climate problems in its very core. Our goal has been to excerpt and highlight problems in P usage from a legal and policy perspective, taking into account the feasibility of a long-term and global (hence sustainable) practice of its handling. Within this discourse, we briefly include, in a comparative manner, yet another neglected issue: soil biodiversity. Overall, an aggregated perspective will be developed on how sustainability in soil protection can be promoted.

Soils are an elemental prerequisite for life as are water and air. Soil is part of the natural living space of humankind, serves as the nutritional basis for plants and animals, and is production basis for foodstuffs and animal feed (Sparwasser et al., 2003). As a non-renewable resource, its utilisation must be aligned with the precept of sustainable management. Sustainable soil utilisation calls for a usage that should be adjusted in manner and scope to the needs of the current generation; yet such global utilisation requirements also call for soil functions to remain intact or to be improved on a long-term basis in order to secure their potentials and to enable future generations to fulfil their needs and choose their lifestyle freely. It is a declared goal of national legislation to maintain or restore soil functions on a long-term basis. In Germany, it is part of the federal soil protection legislation (Bundes-Bodenschutzgesetz/BBodSchG (1998a)). Nevertheless, soil protection is not satisfactory and hardly sustainable. A prime example in this context is soil degradation (SRU, 2008). It is estimated that globally more than half of all agricultural land is affected by soil degradation (Giger et al., 2008).

In Germany, about 53 % of all land is used for agricultural purposes (Statistisches Jahrbuch 2007). Next to the deposition of airborne pollutants and the application of wastes, relevant diffuse inputs of contaminants and nutrients are introduced into agriculture by pesticides and fertilizers (SRU, 2008). Severe problems with respect to soil fertility are pronounced on livestock enterprises.

Agricultural crops require essential plant nutrients for growth. While some nutrients are plant available in quantities that satisfy the nutrient demand of the plant, others need to be fertilized regularly at crop-specific rates in order to warrant crop productivity and crop quality. Fertilisation is essential to avoid nutrient mining which adversely affects soil functions. Without the replacement of nutrients, soils would become depleted and could no longer provide their natural functions (Sattelmacher and Stoy, 2004). Different types of fertilizers exist, for instance, mineral and organic fertilizers and recycled products (Kloepfer, 2004).

Arable and particularly livestock farms consume and apply significant amounts of P. Easily accessible and available P resources are limited, geographically highly concentrated and declining both in terms of quantity and quality (Harben and Kurzvar, 1996). Though P resources are many times higher than the actual P reserves, it can be assumed that access to P will be restricted increasingly by various constraints, amongst others, economic factors (Ulrich et al., 2009). Approximately 80 % of all mined rock phosphate in the world is processed to mineral fertilizers. In 2009, this amount equalled 158 million tonnes (IFA, 2008). Agricultural production depends on the availability of P fertilizers and thus is highly vulnerable to shifts in P supply.

Use of P causes ecological problems, for example, with respect to energy and climate. P mining, processing, marketing, and application require a significant amount of energy and cause considerable emissions of gases that have an impact on climate. Besides, various adverse effects affect soils and water bodies. These are caused, for instance, by heavy metals and radioactive substances. In this respect, it is important to highlight uranium, which is a radioactive heavy metal with a chemical and radioactive toxicity. Thus cumulative uranium loads by P fertilisation affect soil quality by enrichment of uranium in soils and uranium contamination of ground and drinking water by leaching (Schnug and De Kok, 2008). Regularly, P is often fertilized at rates which exceed the off-take by harvest products. This leads to P accumulation in agricultural soils. Currently, the overall application of fertilizers in Germany is slightly declining (SRU, 2008).

P fertilisation that exceeds the P off-take of crop plants will cause an accumulation of P in soils (Härtel, 2002; SRU 2000, 2004 and 2008). Major problems are high P surpluses on intensive livestock enterprises; here, slurry needs to be disposed of rather than being fertilized on a demand-driven basis (SRU, 2004 and 2008). Imbalanced fertilizer application has been addressed as being one reason for the loss of biodiversity (Sparwasser et al., 2003; Giger et al., 2008; GAIA 2008; Weins, 2001; Schink, 1999). The major pathways for P losses from agricultural soils are by run-off and erosion. From these diffusion sources, approximately 90 % emanate from agricultural lands (Schink, 1999). One consequence of such elevated anthropogenic P discharge is eutrophication, which causes the massive bloom of toxic blue-green algae in surface waters and oceans. Eutrophication is another threat to biodiversity (WRI, 2009). This can be observed, for example, in the Baltic Sea. One of the largest *dead zones* worldwide is located in the Baltic Sea. Dead zones are areas characterized by an oxygen content that is too low to sustain aquatic life due to eutrophication. Since their first appearance in the 1970s, the number of dead zones increased to more than 400 in 2008 (Selman et al., 2008; see also Pelley, 2004). Together with other nutrients, 36,000 tonnes of P from agriculture are discharged annually into the Baltic Sea (Paulsen et al., 2002).

Closed P cycles in agriculture and P recycling will play a fundamental role in minimising negative environmental impacts from agriculture and in conserving P resources. Organic farming aims at closed nutrient cycles. In addition, livestock densities are lower and animal feed is predominantly produced locally. P may be applied as rock phosphates so that the problem of uranium contamination affects organic farmers, too.

The use of sewage sludge on conventional farms bears the risk of non-reversible soil contaminations with organic

and inorganic xenobiotics. Meanwhile technological procedures have been developed that deliver safe fertilizer products (Schnug et al., 2008). When analysing challenges and limits of legislative regulations it is important to consider the previously addressed aspects. We will examine possible positive effects on soil, water, nature conservation, and health resulting from changes in agricultural production.

2 Administrative regulation of P fertilisation

How does legislation respond to P fertilisation? Unlike nitrogen, P from agricultural sources is not subjected to a European regulatory approach. Also on the national level, there are only isolated environmental regulations; conservation of natural resources is even less considered. The problem will be demonstrated in the following section. Further, we will illustrate how overall limitations of possible administrative regulations with respect to P fertilisation and alternatives can be interpreted.

2.1 *Applicability of diverse regulations in soil conservation, water, waste and fertilizer legislation to P fertilisation*

Regulations on P usage could be set up at the interface of soil protection, water, fertilizer and waste legislation. Technically speaking, these domains work with regulatory requirements, hence with orders and prohibitions ("command and control"). No soil framework directive has been enacted so far on EU level though it had been planned several times (Valentin and Beste, 2010). For this reason, our focus is on the national level with Germany serving as an example. From an environmental point of view the P issue should be integrated into soil protection legislation. The purpose of the BBodSchG stated in § 1 is the sustainable safeguarding or rehabilitation of soil functions (Bioabfallverordnung, 1998). To achieve these goals, § 1 S. 2 BBodSchG claims that "harmful soil alterations need to be held off"; moreover, "provisions need to be taken against adverse soil impacts" (precautionary principle). Basically, this law is just applicable for adverse soil changes and brownfields according to § 3 para. 1 BBodSchG. While the scope of application is positively described, numerous soil-related activities are directly excluded. This affects the regulations stated in numbers 1 to 11 of the exclusion catalogue insofar as they regulate soil impacts. This may have direct or indirect consequences for soil functions with respect to § 2 para. 2 BBodSchG if such a behaviour is subject to these special regulations. Then they obtain primary application. This is also the case if the overriding regulation lags behind the standard of the BBodSchG (Sondermann/Hejma, 2005).

Focusing on fertilisation in agriculture, two normative complexes become relevant to which the BBodSchG is

subsidiary when impacts on soils are regulated. According to § 3 para. 1 no. 1 BBodSchG, these are regulations concerning the effect of recycling management and waste legislation on the application of waste as approved secondary fertilizers or as farmyard manures and slurries, and laws enacted on the basis of the recycling management and waste legislation as well as the sewage sludge regulation. The second relevant normative complex is § 3 para. 1 no. 4 BBodSchG, “regulations of the fertilizer and plant protection legislation”.

Requirements for recycling management for fertilizer production are covered in § 8 KrW-/AbfG (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz, 1994). According to § 8 para. 1 KrW-/AbfG, the German federal government may enact a non-parliamentary regulation that determines the requirements to secure the correct and inoffensive application in accordance with para. 2. In individual cases it is possible, pursuant to § 8 para. 2 KrW-/AbfG for the application of secondary fertilizers, farmyard manure and slurry on agricultural, silvicultural or horticultural soils, to mandate “prohibitions or limitations according to characteristics such as constitution and composition of soils, area and timing of application, and natural habitat” as well as “analysis of waste or farm fertilizer or soils, methods to pretreat these materials or other appropriate methods.” By using the term “inoffensive application”, it is referred to § 5 para. 3 sentence 3 KrW-/AbfG. Accordingly, an application is deemed to be inoffensive “if waste composition, level of pollution and method of disposal are not likely to impair the public interest”.

A definition of public interest, without which the term inoffensive application would be meaningless (Ekardt, 2007), is given within the principles of waste disposal. It is compatible with common welfare, stated in § 10 para. 4 sentence 1 KrW-/AbfG. An impairment of the public interest is particularly given when the soil is affected in a destructive manner. This also holds true for waste disposal (Frenz, 2002). Therefore, § 8 KrW-/AbfG regulates impacts on soils. With the enacting of the BioAbfV (Bioabfallverordnung, 1998), which states the requirements for application of bio-waste and compost on soils, this has recently led to a priority handling that proceeds soil protection legislation (Frenz, 2000; Hipp et al., 2000).

The same conditions apply for the AbfKlärV (Klärschlammverordnung, 1992) on the grounds of § 15 para. 2 AbfG a.F. The regulation subject is the usage of sewage sludge according to § 1 para. 1 no. 2 AbfKlärV. Prerequisite for its legitimate application is according to § 3 para. 1 section 1 AbfKlärV “not to impair the public interest and that application methods, timing and quantity are aligned to the plant nutrient requirement under consideration of soil nutrient content and organic substances as well as of location and cultivation conditions”. Accordingly, soil pro-

tection against P-induced ecological damage is addressed by both BioAbfV and AbfKlärV (Frenz, 2000; Brinkmann, 2008; Meinert, 2005).

Besides regulations of the waste legislation relevant to slurry and sewage sludge, regulations of fertilizer legislation and hence regulations on mineral fertilizers also precede the BBodSchG insofar as they regulate impacts on soils. Among these are DüngG (Düngegesetz, 2009a), which has replaced DüngMG (Düngemittelgesetz, 1977) without substantially altering its content, and those regulations which were enacted on its basis. DüngG contains regulations with respect to the marketing and application of fertilizers. Fertilizers are legally defined in § 2 no. 1 DüngG as substances which are applied directly or indirectly to crops in order to enhance and improve their growth, yield or quality. According to § 5 para. 1 DüngG, they are only allowed to be marketed commercially if they comply with the stated requirements, conform to the specifications of European law, and most importantly do not compromise the natural environment. The requirements for fertilizer approval are specified in DüMV (2008). Accordingly, fertilizers must not cause damage to plants, plant products or soils. The same is true for the application of approved fertilizers. Pursuant to § 3 para. 2 DüngG, they are only allowed to be applied according to the codes of good agricultural practice (GAP). This implies that fertilizer practice, quantity, and timing must be aligned to plant and soil needs. This implies that plant-available nutrient pools, soil organic matter content, and location and cultivation practices are taken into account for dosage calculations. Regulations have been developed for the use of fertilizers and its impact on soils; these imply that fertilizer directives override the BBodSchG.

Regulations on secondary, farm and mineral fertilizers within BioAbfV, AbfKlärV, DüngG, and DüMV take precedence over the BBodSchG (Landel et al., 2000). In § 17 BBodSchG only GAP codes are postulated. According to this legislative concept, it is only possible to quote BBodSchG when soils have been impaired already (Härtel, 2002; Ekardt and Seidel, 2006; Ekardt et al., 2008). This basically means that BBodSchG disclaims any precautionary requirements, which are the subject of this norm from the outset (incidentally based on the authorisation for official assertion of such requirements) (Ekardt et al., 2008).

European and German water legislation (regulated particularly in the European Water Framework Directive (WFD, Directive 2000/60 EG, Wasserrahmenrichtlinie (2000) and in the Federal Water Act (WHG) in Germany (Wasserhaushaltsgesetz, 2009b)) are not explicitly subsidiary to fertilizer or waste legislation with a view to ecological hazards (Ekardt et al., 2008; Ekardt et al., 2009a). However, the current status of WHG (Wasserhaushaltsgesetz, 2009b) does not include precise regulations for agri-

culture and fertilisation. Those passages on drinking water quality and various thresholds refer to obligations towards compliance with certain standards by the drinking water supplier, which have to clean (only) the drinking water. Farmers take no responsibilities yet. Further, general regulations on the quality of surface waters and groundwater were only applied for P fertilisation if fertilisation itself would be considered as water usage. This is contrary to common legal belief. *A priori*, neither water, nor soil protection legislation address the resource aspect of P.

2.2 Tangible legal requirements for P fertilizer application – reasons for regulation deficits

Regulations for P with respect to resource limitations and the environment direct towards waste and fertilizer legislation. Pursuant to § 3 para. 2 DüngG, fertilizers are only allowed to be applied in accordance to the GAP codes. Fertilisation based on this principle aims at satisfying the nutrient demand of the crop, and to maintain and enhance soil fertility. According to § 3 para. 2 DüngG, fertilisation management must correspond with type, quantity, and timing of plant and soil needs whilst taking plant-available nutrients and soil characteristics into account. Location and cultivation conditions are inasmuch considered as aspects of crop quality and production costs. This is stated in the DüngV (Düngemittelverordnung, 2007), which was enacted on the basis of § 3 para. 3 DüngG. There it is specified that fertilizer rates need to be determined before each application (§ 3 Abs. 1 DüngV). Timing and dose calculations should match the requirements of the crop plants (§ 3 Abs. 4 DüngV). Regular soil analyses are obligatory in order to determine the plant available nutrient pool (§ 3 Abs. 3 DüngV). The application of fertilizers with high nitrogen or P content is prohibited during winter months (§ 4 Abs. 5 DüngV) or on water-saturated, flooded, snow-covered or frozen soils (§ 3 Abs. 5 DüngV). In order to prevent nutrient run-off, a minimum-distance from surface waters must be maintained (§ 3 Abs. 6 DüngV).

The following regulations are additionally provided in order to prevent a P surplus: According to § 3 para. 3 no. 2 DüngV, available P contents in soils must be determined at least every six years. In addition, the farmer must prepare annually a nutrient balance. This can be done for instance on the basis of a surface balance. The nutrient balances must be provided to the appropriate agricultural authority upon request. This is stated in §§ 5 Abs. 1 and 6 para. 1 DüngV. As long as the nutrient comparison does not exceed a nutrient surplus of on average 20 kg per hectare, it is assumed according to § 6 para. 2 no. 2 DüngV that the fertilizer rate met plant requirement and, as a result, was carried out in accordance with the GAP codes.

It is encouraging that the amendment of the DüngV led to the tightening of fertilizer legislation in several points. Currently more stringent obligations exist for a crop-specific, demand-driven fertilisation, periods when fertilizers cannot be applied, and the minimum safety distance to water bodies has been extended. However, many regulations of the DüngV are too general and too poorly defined (SRU, 2008) for realising good agricultural practice. A good example is the calculation of nutrient balances. It is regulated by § 5 para. 1 DüngV to establish a nutrient balance sheet for a certain acreage. Such a balance sheet compares the nutrient input in the form of industrial fertilizers and farmyard manure per acreage with the output in the form of harvest products. Because this approach does not require a livestock balance sheet and because guide values can be used for its calculation, the outcome is only of limited benefit on livestock farms which have the strongest problem with P surpluses. A verification of the calculated value proved to be difficult (SRU, 2008).

Current administrative law does not address the issue of regulating P resources. Using farmyard manures and secondary fertilizers such as sewage sludge (its use is regulated in the BioAbfV and AbfKlärV), contributes to preserve P resources. In case of farmyard manure, excessive nutrient loads occur regularly on intensive livestock enterprises and need to be regulated more stringently. The application of sewage sludge has been evaluated critically as undesired organic and inorganic compounds are applied to the soil.

§ 3 BBodSchG with its eleven amendments was created in order to define the functions of the BBodSchG. Thus vital areas of quantitative and qualitative soil conservation and also fertilizer use have been exempted from legislation (Peine, 1997; Peine, 1998; Peine, 2003; SRU, 2000 and 2008; Ekardt and Seidel, 2006; Ekardt and Lazar, 2003). Similarly, water legislation relies upon regulations of the waste and fertilizer legislation. As it has been shown previously, fertilizer legislation hardly aims at environmental protection and a sustainable use of resources (SRU, 2008; Ekardt and Seidel, 2006; Peine, 2003; Klopfer, 2004). Fertilizer rates are based favourably on economic criteria (Sattelmacher and Stoy, 2004). Regulations take soil conservation and P application only rudimentarily into account. As a consequence, P surpluses are regularly excessive on intensive livestock farms.

The issue of a potential P scarcity has not yet been implemented in law at all. The contamination of soils, with uranium for instance, is not regulated (Ekardt and Schnug, 2006). There is also a deficit in addressing the environmental and resource aspects of P in waste management. An insufficient approach to tackle the resource problem is the use of sewage sludge, but relevant ecological and potentially health-threatening side-effects are regularly underestimated.

A further point of criticism is the still inadequate implementation of legal prerequisites. These shortcomings exist in case of the normative addressee, that means the individual farmer. The farmer is in a conflict between economic and ecological interests. The maintenance of soil fertility is the basis for crop productivity so that farmers are obliged to maintain soil functions. However, farmers often decide on the basis of short-term profit expectations. The European agricultural subsidy system supports such short-term, output-oriented perspectives. Shortcomings in implementation continue on the applied normative level. Agricultural administration monitors agricultural operations in line with the DüngV (Weins, 2001; SRU, 2008). Because administrations give priority to sectoral interests when it comes to implementation of legislation, their commitment to convey policy goals with a view to resources and environment is only marginal (SRU, 2004 and 2008; Koch 2007). Expectedly consumers are generally pleased with the alleged low price for food.

The reasons for the subordination of ecological and resource-political questions are a multi-layered vicious cycle involving farmers, consumers, politicians, law applicants, fertilizer producers, and others (Ekardt, 2009a). In addition, anthropogenic constants such as the narrow space-time focus of human emotionality on the here and now as well as habits and convenience will make it difficult to increase the awareness of a long-term and currently hardly visible P resource problem in a resolute manner. Another counter-productive fact is that the environmental and resource P problem can not be solved by individuals, but requires general acceptance by society.

2.3 Options for reformation and limitations of administrative law in soil conservation

Unrestricted action without government control or the self-regulation of farmers has proved to be not successful to solve ecological problems (Ekardt et al., 2009b). A solution might be a stricter command and control legislation. This seems to make sense from the point of view of transparency, motivation, and ecology. Preferentially, this should be realized on the EU level because P is a global rather than a national issue. Actions should imply a resource-political and environmental policy perspective. However, the EU nitrate directive (Directive No. 91/676/EEG, 1991) only regulates nitrate application in agriculture although P contributes essentially to eutrophication. It is suggested to implement regulations on the application of P in the nitrate directive. An alternative is a separate P directive, which should cover also the resource aspect (Härtel, 2002). Besides regulations for P, a national and European precautionary concept for soil and resource protection is missing. On the national level, the term “codes

of good agricultural practice” could be amended, for instance by providing site-specific and crop demand-based upper P input values (Kloepfer, 2004; Salzwedel, 1983). From a resource and environmental policy perspective, fertilizer rates could be stated accordingly.

Even if such limitations in P use would decrease crop yields this would be justified from the viewpoint of consumption because vast amounts of food are simply wasted in western societies (Stuart, 2009; Henningson et al., 2004); another aspect is the over-proportional meat consumption in western countries. It is recommended to use the farmgate rather than the field balance because it includes all nutrient fluxes such as seeds, fertilizer, feed, animal, crop yield and farm fertilizer (SRU, 2008; Frossard et al., 2004). Last but not least, P use in animal feeding ought to be reduced structurally and the upper limit of 170 kg/ha N for the application rate of slurry in combination with the unlimited use of mineral N fertilizers needs to be reconsidered. As an alternative, a maximum input of N by organic and mineral sources for various crops should be discussed in order to close nutrient cycles and reduce nutrient losses to the environment. The enforcement of the respective regulations would have to be improved by concrete norms, stricter monitoring and a legal basis not subject to administrative discretion (SRU, 2008).

Although such (and perhaps also other) reform options with respect to P fertilisation would be quite welcome, and have been discussed in part for a long time (of course without their being implemented), there are a number of reasons for assuming that the administrative regulatory approaches described in this paper will not succeed eventually in solving the resource and environmental problem of P:

- The enforcement problem in agriculture can hardly be solved with a command and control regulatory approach because an unmanageable number of small processes need to be monitored. The vision of a policeman on every tractor is hardly realistic (Möckel, 2007; SRU, 2004 and 2008; Ekardt et al., 2008). Also, as it has been shown, one cannot solely count on self-regulation in agriculture and elsewhere.
- Administrative approaches (command and control) often have the disadvantage of shifting environmental problems to other areas unexpectedly (Ekardt and von Bredow, 2010). If the EU were to decrease P use, this might trigger intensified cultivation outside the EU or initiate a massive enhancement of research in genetic engineering. Green genetic engineering may contribute to a more efficient P use in the field of animal feed by producing transgenic crop types. Nonetheless, using genetic engineering often proves to be at best a second-best solution. In principle, the use of genetic engineering collides with the sustainability aspect of not triggering any irreversible processes. Yet the use

of genetic engineering mainly distracts from important concerns about a healthier, less meat-based diet, less pesticide-focussed, less fertilizer-dependent, and less industrialized agricultural practices. Irrespective of the finiteness of P, the application of genetically modified products (such as seeds) is limited in developing countries due to high pricing (Ekardt et al., 2009c; Ekardt, 2011).

- There is one more problem inherent to all similar command and control solutions: administrative legal systems are often prone to individual case-based exceptions, discretion, or weighing. These expectations can often thwart the spirit of the legal norm through frequent application.
- Further, it is difficult to translate aspects such as long-term preservation of food security into administrative legal criteria (command and control) since they do not directly correspond to individual fertilizer application (Ekardt and Hennig, 2009).
- The essential problem of the ecological impact and particularly the resource problem of P is that a *single* fertilizer application is not critical. It is the overall P consumption in agriculture and a high P surplus on intensive livestock farms that has to be reduced.
- It is therefore necessary to find a regulatory approach that captures the required holistic perspective. Only a limitation in the total quantity of all P used (ultimately on a global scale) and at the same time much more enhanced P recycling can actually achieve the necessary resource conservation while at the same time alleviating ecological impacts. Absolutely central to this thinking is the realisation that creating regulations solely focusing on efficient P application will not suffice. Indeed, any reduced P application "per plant" in the current food crop system represents *prima facie* a gain. However, if at the same time the area of currently unused land is increasingly used for example for feed crop cultivation (triggered by globally rising meat consumption) or for bio-energy plants, the required absolute reduction in P use cannot be met. This problem of impending rebound effects is currently being realized in the climate change discourse – and even here not often enough – yet it also exists within the resource problem. It should further be pointed out that the resource problem can ultimately be solved on a global scale only. A reduction of P in the EU would certainly help the ecological problem of waterways and soils, yet the resource problem would remain – increasingly declining global P supplies would likely be used elsewhere.

Our global food security would not be put at risk, because any genuine quantity regulation that includes ma-

nure measurement would make the production of food of animal origin unattractive. Important to note is that one calorie of food from animal origin requires four to twelve plant-based calories. Thus food security would probably be stabilized, partly because of the obtained P savings. This is likely to result in the promotion of ecologically advantageous, cycle-oriented forms of land use such as organic farming. Apart from natural circulation systems on farms, the agenda could be set for consistent efforts to recycle P from residues such as from the sewage sector or the waste industry back into agriculture. From an ecological and health perspective, this implies to clearly counter-acting the impending overload of soils with heavy metals and organic pollutants through new recycling and treatment concepts, a task which has not been sufficiently integrated in the past.

The fact that thoughts on small-scale regulatory improvements almost exclusively dominate the debate, despite the obvious frictions presented, might seem more remarkable than it actually is. The previously described individual types of motivation of the public, entrepreneurs, legal practitioners, and politicians do indeed promote approaches which may demand no substantial behavioural changes of those involved. Rather, they seemingly provide technical problem solving. Apparently, most people involved fear nothing more than some sort of debate on "abdication", in which the durability and global realisation of our occidental resource use (for example our high meat consumption) would need to be discussed in depth and not only in the language of euphemistic speeches. If at this point (predictably) many administrators, lawyers, and others might possibly try to avoid the debate by pointing out that such a new approach might not be politically enforceable, and thus cannot be further discussed, then the existing majority options in western countries are, of course, correctly described. Admittedly, this would then (1) not be an objective practical constraint, but an (explainable, see above) behaviour of concrete people in politics, administration, the public and farming community, for which all these would need to take responsibility, especially with respect to resulting consequences. Further, one should then (2) admit that thus a real solution for the P problematic probably cannot be attained, with all the highly negative long-term consequences of such a business as usual policy.

3 Soil protection through economic instruments such as subsidy reform, charges, and certificate markets

A global approach to quantity control (see Ekardt, 2011 and 2009b) is simpler to enforce than "command and control" approaches, prevents shifts in location (because the normative addressees cannot avoid quantity control anyhow), removes the rebound problem, and ideally

tackles a given problem (also in the case of P) at its roots. Global quantity control can therefore be, where necessary, less bureaucratic and democracy-friendly because the legislative body and not the administration with their multifaceted actions for concretisation make the real decisions. Further, quantity control potentially provides more freedom because within a given quantity frame it leaves the freedom of decision to the citizen. However, what is not implied is that such a quantity regulatory approach should generally replace any other soil protection; even in those areas where it would be appropriate to have such an approach (such as in the context given), it might become necessary to develop additional administrative law regulations, for instance, for the use of sewage sludge: On one hand it should be increasingly used, on the other hand this is only possible under certain ecological and technical premisses.

A clear re-arrangement of EU subsidies in the agrarian sector towards subsidies for environmental services seems to be an appropriate tool for a quantity regulation of P. This stands to reason also from a fiscal perspective and for world trade legislative reasons. An alternative would be the introduction of a fee on mineral (P) fertilizers. Such a possibility has been discussed before for nitrate (SRU, 2004 and 2008; Möckel, 2007; Ekardt et al., 2009a). Alternatively, friendly enforcement from fertilizer producers might be feasible (Möckel, 2007; SRU, 2004). A global or European fee is an option if the P resource problem is addressed separately from the ecological problem whilst taking the global agrarian market, particularly the animal feed market into account. It is important to start as soon as possible with these suggested measures because of the time lag of effects. First results, particularly with respect to eutrophication, are likely to be visible only after decades.

An approach focusing on raising taxes would simultaneously tackle many other problems beyond the P issue (see IV below). The same effect that is provided by a tax could perhaps be achieved with a certificate-approach similar to the global greenhouse gas emission trading system, by creating entitlements to P and by gradually reducing P certificates on the global scale. A further alternative might be provided by a general certificate approach on land use, which could be linked to a completely newly designed European and global greenhouse gas emission trading system. The latter approach would establish different, typified land use type certificates depending on the degree of their ecological relevance and would then again gradually reduce them on the global scale. From a climate-policy perspective, including land use in the climate regime is in any case on the agenda. However, severe enforcement difficulties are expected (also on the operative level due to determining the ecological value of certain areas and land use types). Yet they will be even more appar-

ent in administrative legislative global solutions. The easiest approach might well be to establish a parallel global certificate market for P and for greenhouse gas emissions. A subsequently resulting price and cost pressure and the resulting changes in land use would certainly also be indirectly beneficial to other land use problems (this is further elaborated in the following section).

In European law, article 9 WFWD suggests an economic solution for the P issue, particularly with respect to water bodies. Here, fertilisation is considered as being a form of water usage, not a water service because it does not comply with the definition given in article 2 no. 38 WFWD. Article 9 section 1 sub-section 1 WFWD postulates that all services that are (partly) responsible for P recovery costs must contribute financially. For agriculture, this approach concerns any surplus P fertilisation; costs for P and uranium extraction have to be taken fully into account. Fertilizer production needs to be considered where it impairs water quality.

P use and, in general, any administrative law or quantity control approach eventually leads to implications for social distributive justice. This does not only refer to conflicts between economic freedom and the protection of physical preconditions of freedom (in parts also guaranteed by fundamental/ human rights), which are always present in environmental protection (Ekardt, 2009a). Rather, it refers to secondary effects that arise from the resulting compromises between these different rights in environmental policy. In other words, harm and benefit arising from P application do not always align. This problem has a national and global dimension (Ekardt, 2009a; Ekardt et al., 2010). Declining P reserves are likely to result in higher prices and quality degradation due to higher heavy metal loads. While industrialized countries are still able to pay prices for higher quality and fertilizers in general, developing countries are likely to face severe availability and accessibility problems. Moreover, soils in the southern hemisphere are currently exposed to substances such as uranium for a production that is mostly consumed in industrialized countries. However, especially these questions on distribution speak for quantitative regulation rather than administrative law regulation because the former can be combined with social adjustment payments such as paying higher prices for foodstuffs and other commodities. Such compensation payments could, for instance, distribute the revenues arising from a charge or from a certificate system auctioning per capita to the citizens of every state. Another option would be to partially or completely frame them as a North-South transfer.

Social reconciliation is especially important because phosphorus in developing countries is often used in large quantities. However, products are to some degree also being exported so that fertilizer costs could be passed on

to western importers. The example of phosphorus (and more precise of phosphate rock) also shows that different resources cannot be considered in isolation from each other. If a quantity control of phosphorus would be realized without the climate gas quantity control including both primary energy and land use (which would make land use more expensive than today; for details see Ekardt, 2011), then this would risk using less phosphorus and in contrast an increase in forests clear cutting. Moreover, and similar to the carbon debate, one could also consider if phosphorus allocation or respectively fees should be linked to the primary resource, phosphate rock, or rather to the end product, such as meat.

4 Soil biodiversity – another problem in sustainability

A strict quantity control of P input or land use will most likely tackle several problems such as mass production of livestock, deforestation, land consumption, and climate change. Yet another soil protection domain concerns the interaction between soil (protection) and biodiversity. The loss of biodiversity is a major problem which is closely related to the deterioration of soils. The last key inventories in agriculture are for example the World Development Report (2008). The current *status quo* analysis in these reports confirms a manifold increase in land and labour productivity in European agriculture over the last century. The main reasons for the increase in productivity are the mechanisation of agriculture and the intensive use of fertilizers and pesticides together with the cultivation of high-yielding crop varieties.

The conversion of natural habitats to agricultural land is the most important reason for the loss of biodiversity on a global scale (Giger et al., 2008). With respect to genetic variation, only ten crop plants cover 90 % of the world's crop production. Subsidy strategies, industrialisation of crop production and processing, with only a few globally active food production companies are the main reasons for this development. During the last fifty years, availability and subsidy of pesticides and fertilizers have essentially led to an irrecoverable loss of about 70 % of genetic variety in agricultural crops (Bongert and Albrecht, 2008).

The European Union and the German government obliged themselves to end the loss of biodiversity by 2010. On the national level, the majority of species which are typically found in the German cultural landscape are supposed to be protected by 2015. It is the aim to increase biodiversity in agro-ecosystems by 2020 (Düngemittelverordnung, 2007). More research is required to establish a solid basis for political actions. For this purpose, the EU put out a tender on July 19, 2008 for a research contract on the evaluation of tools within the scope of policies for protecting biodiversity within the 27 EU member states. In

Germany, measures should include a more stringent integration of relevant standards into agronomic legislation. Then, the principle of the GAP codes must be expanded by integration of biodiversity. In theory, by 2010 integrative strategies for increasing agro-biodiversity shall be compiled and by 2015 adequate consulting, funding, and monitoring instruments shall be established.

Biodiversity is not recognized as a subject of protection itself. In contrast, biodiversity has extensive economic implications and additional service functions for humanity. Issues such as resource use and biodiversity do not primarily compromise freedom. Rather, they seem to be of real value for mankind in various ways. This certainly does not mean that the overall relevance of biodiversity for humankind, its freedom, and its freedom prerequisites can be expressed in monetary values. Economists may claim such a viewpoint. Certainly, it would be easier to communicate the eligibility of biodiversity protection if an exact economic value could be defined (for instance with respect to productivity or climate relevance of soils). However, to define an artificial monetary value of biodiversity on its own would distract from the idea that securing the basis of life on a long-term basis relates to the life and health of people. Even economic value calculations on a hypothetical willingness of people to pay for biodiversity will not change this perspective since such calculations deserve harsh criticism for many reasons: Any hypothetical willingness to pay is fictive and hence not significant; the willingness is also limited by the individual ability to pay (hence Bill Gates' vote would count a million times more than that of an unemployed person) (Ekardt, 2011).

Lessons to be learned from the P problems are that waiting, self-regulation, and implementation in GAP codes will not be successful. Again, the different predicaments need to be ultimately tackled at their roots even if critics consider (soil) biodiversity as renewable resources.

References

- Bioabfallverordnung vom 21. September 1998 (1998) Bundesgesetzblatt : Teil 1 / Bundesminister der Justiz 1:2955
- Bongert E, Albrecht S (2008) Lehren aus dem Weltagrarbericht : eine Forschungsagenda für eine nachhaltige Landwirtschaft. GAIA 2008:287-292
- Brinkmann G (2008) § 3 BBodSchG – Geltung, Subsidiarität und Ausschluss. Frankfurt a M : Lang, 273 p
- Cordell D, Drangert JO, White S (2009) The story of phosphorus : global food security and food for thought. *Global Environ Change* 19:292-305
- European Communities (1991) Council directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official J Eur Comm L* 375:1-8
- Düngegesetz vom 9. Januar 2009 (2009a) Bundesgesetzblatt : Teil 1 / Bundesminister der Justiz (1):54
- Düngemittelgesetz vom 15. November 1977 (1977) Bundesgesetzblatt : Teil 1 / Bundesminister der Justiz (1):2134
- Düngemittelverordnung (2007) Bekanntmachung der Neufassung der Düngeverordnung Bundesgesetzblatt : Teil 1 / Bundesminister der Justiz (7):221

- Düngemittelverordnung (2008) Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln. Bundesgesetzblatt : Teil 1 / Bundesminister der Justiz (1):2524
- Ekardt F, Lazar S (2003) Vollziehbarkeit und Effektivität des untergesetzlichen Regelwerks im Bodenschutzrecht. *Altlasten-Spektrum* 12(5):237-244
- Ekardt F, Seidel J (2006) Düngemittelrecht, Atomrecht und Bodenschutzrecht : lückenlose Anwendungsbereiche? *Nat Recht* 28(7):420-425
- Ekardt F (2007) Wird die Demokratie ungerecht? München : Beck, 214 p
- Ekardt F, Schnug E (2008) Legal aspects of uranium in environmental compartments. In: Schnug E, de Kok LJ (eds) *Loads and fate of fertilizer-derived uranium*. Weikersheim : Margraf, pp 209-215
- Ekardt F, Heym A, Seidel J (2008) Die Privilegierung der Landwirtschaft im Umweltrecht. *Z Umweltrecht* 4:169-177
- Ekardt F (2009a) Nachhaltigkeit und Recht. *Z Umweltpol Umweltrecht* 3:223-238
- Ekardt F (2009b) Cool down : 50 Irrtümer über unsere Klima-Zukunft ; Klimaschutz neu denken. Freiburg : Herder, 192 p, Kap 15-16
- Ekardt F, Hennig B (2009) Die Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung : Chancen und Grenzen von Nachhaltigkeits-Kriterienkatalogen. *Z Umweltrecht* 20(11):543-550
- Ekardt F, Weyland R, Schenderlein K (2009a) Verschlechterungsverbot zwischen WRRL, neuem WHG und scheiterndem UGB : wie UGB-Befürworter und -Kritiker gemeinsam auf Nebenkriegsschauplätze geraten. *Nat Recht* 31(6):388-398
- Ekardt F, Meyer-Mews S, Schmeichel A, Steffenhagen L (2009b) Welthandelsrecht und Sozialstaatlichkeit : Globalisierung und soziale Ungleichheit, Düsseldorf : Hans-Böckler-Stiftung, 62 p, Arbeitspap / Hans-Böckler-Stiftung 170
- Ekardt F, Hennig B, Wilke M (2009c) Gentechnikrecht und Naturschutz : Beteiligungs- und Klagerechte der Umweltverbände. *Jb Umwelt Technikrechts* 2009:157-206
- Ekardt F (2011) Theorie der Nachhaltigkeit : rechtliche, ethische und politische Zugänge. Baden-Baden : Nomos, 730 p
- Ekardt F, von Bredow H (2010) Managing the ecological and social ambivalences of bioenergy : sustainability criteria versus extended carbon markets. In: Leal W (ed) *The economical, social, and political aspects of climate change* (in press)
- European Communities (2000) Directive 2000/60/EC EG of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official J Eur Comm L* 327:1-72
- Frenz W (2000) Bundes-Bodenschutzgesetz : (BBodSchG) ; Kommentar. München : Beck, 791 p
- Frenz W (2002) Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz : Kommentar. München : Heymanns, 599 p
- Frossard E, Julien P, Neyroud JA, Sinaj S (2004) Phosphor in Böden : Standortbestimmung Schweiz ; Phosphor in Böden, Düngern, pflanzlichen Kulturen und Umwelt. Bern : BUWAL, 174 p, Schr Umwelt 368
- Giger M, Hurni H, Portner B, Scheidegger U (2008) Globale Landwirtschaft vor alten und neuen Herausforderungen. *GAIA*:280-286
- Harben PW, Kuzvar M (1996) *Industrial minerals : a global geology*. Worcester Park : Industrial Minerals Information, pp 193-203
- Härtel I (2002) Düngung im Agrar- und Umweltrecht : EG-Recht, deutsches, niederländisches und flämisches Recht. Berlin : Duncker & Humblot, 435 p, Schr Umweltrecht 117
- Hipp L, Rech B, Turian G (2000) Das Bundes-Bodenschutzgesetz mit Bodenschutz- und Altlastenverordnung : Leitfaden. München : Rehm, 428 p
- Klärschlammverordnung (1992) Klärschlammverordnung vom 15. April 1992. Bundesgesetzblatt : Teil 1 / Bundesminister der Justiz (1):912
- Kloepfer M (2004) *Umweltrecht*. München : Beck, 1963 p
- Koch H-J (ed) (2007) *Umweltrecht*. München : Vahlen, 840 p
- Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (1994) Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen vom 27. September 1994. Bundesgesetzblatt : Teil 1 / Bundesminister der Justiz (1):2705
- Landel C, Vogg R, Wüterich C (2000) *Bundes-Bodenschutzgesetz : Kommentar*. Stuttgart : Kohlhammer, 435 p
- Lee YH (2006) Nachhaltiger Bodenschutz : international, europäisch und national. Berlin : Univ-Verl TU, 331 p, FAGUS-Schr 14
- Meinert A (2005) Zur Subsidiarität des Bundes-Bodenschutzgesetzes : ein Beitrag zur Systematik im Umweltrecht. Kiel : Lorenz-von-Stein-Institut für Verwaltungswiss 281 p, Arbeitspapier / Lorenz-von-Stein-Inst Verwaltungswiss 75
- Möckel S (2007) Umweltabgaben auf Dünge- und Pflanzenschutzmittel. *Z Umweltrecht* 18(4):176-182
- Ott K, Döring R (2004) Theorie und Praxis starker Nachhaltigkeit. Marburg : Metropolis, 382 p, Ökol Wirtschaftsforsch 54
- Paulsen HM, Volkgenannt U, Schnug E (2002) Contribution of organic farming to marine environmental protection. *Landbauforsch Völknerode* 52(4):211-218
- Peine FJ (1997) Die Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung. *Umwelt- Planungsrecht* 17(2):53-60
- Peine FJ (1998) Risikoabschätzung im Bodenschutz. *Dt Verwalt-BL* 113(4):157-164
- Peine FJ (2003) Die Kritik am Bundes-Bodenschutzgesetz – nach fünf Jahren revisited. *Umwelt- Planungsrecht* 23(11/12):406-410
- Pelley J (2004) "Dead zones" on the rise. *Environ Sci Technol* 38(11):193A-194A
- Salzwedel J (1983) Rechtsfragen der Gewässerunreinigung durch Überdüngung. *Nat Recht* 5:41-52
- Shink A (1999) Beeinträchtigung der Umwelt in Deutschland durch landwirtschaftliche Produktion. *Umwelt- Planungsrecht* 18:8-17
- Schnug E, Ekardt F, Haneklaus S, Schick J (2008) Phosphor, Landwirtschaft und nachhaltige Entwicklung. *Ökologie Landbau* 3:52-55
- Selman M, Greenhalgh S, Diaz R, Sugg Z (2008) Eutrophication and hypoxia in coastal areas : a global assessment of the state of knowledge. Washington DC : World Resources Institute, WRI policy note (Water quality: eutrophication and hypoxia) 1
- Siemer S (2006) Nachhaltigkeit unterscheiden : eine systemtheoretische Gegenposition zur liberalen Fundierung der Nachhaltigkeit. *Studien Gerechtigkeit, Verfassung Steuerung* 2:129-153
- Sparwasser R, Engel R, Voßkuhle A (2003) *Umweltrecht : Grundzüge des öffentlichen Umweltschutzrechts*. Heidelberg : Müller, 1051 p
- Statistisches Jahrbuch (2007) *Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2007*. Münster-Hiltrup : Landwirtschaftsverlag, p 79
- Stuart T (2009) *Waste : uncovering the global food scandal*. London : Penguin, 451 p
- Ulrich A, Malley D, Voora V (2009) Peak phosphorus : opportunity in the making. [online]. To be found at <<http://www.iisd.org/publications/pub.aspx?pno=1225>> [quoted 07.02.2011]
- Weins C (2001) Schritte zur Agrarwende : die „gute fachliche Praxis“ konkretisieren. *Z Umweltrecht* 12:247-249
- World Commission on Environment and Development (1987) *Our common future*. Oxford : Oxford Univ Pr, 400 p
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (1985) *Umweltprobleme der Landwirtschaft Sondergutachten 1985*. Stuttgart : Kohlhammer, 423 p
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (2000) *Schritte ins nächste Jahrtausend : Umweltgutachten 2000*. Stuttgart : Metzler-Poeschel, 688 p
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (2004) *Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern : Umweltgutachten 2004*. Baden-Baden : Nomos, 669 p
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (2008) *Umweltgutachten 2008 : Umweltschutz in Zeiten des Klimawandels*. Berlin : Schmidt, 597 p
- Valentin I, Beste A (2010) Bodenschutz in der Landwirtschaft : ein Streifzug durch Paragraphen, Felder und Forschungslandschaften. In: *Landwirtschaft - der kritische Agrarbericht 2010*:178-183
- Wasserhaushaltsgesetz (2009b) Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts vom 31. Juli 2009. Bundesgesetzblatt : Teil 1 / Bundesminister der Justiz (1):2585

Abwasser- und Abfallverwertung in Palmölmöhlen als Beitrag zum Klimaschutz

Frank Schuchardt*, Heinz Stichnothe* und Klaus-Dieter Vorlop*

Zusammenfassung

Zur Herstellung einer Tonne Palmöl werden etwa 5 t Fruchtstände benötigt. Bei der Verarbeitung in der Mühle fallen daraus etwa 1,15 t leere Fruchtstände und 3,25 m³ organisch hoch belastetes Abwasser an (CSB_{tot}: 50.000 mg/L). Üblicherweise wird das Abwasser vor der Einleitung in den Vorfluter in anaeroben Teichen behandelt, wobei das klimarelevante Schadgas Methan (CH₄) entweicht. Bei der Deponierung der leeren Fruchtstände entsteht neben Methan auch Lachgas (N₂O). Durch eine Co-Kompostierung der zerkleinerten leeren Fruchtstände mit dem Abwasser in offenen Mieten kann das gesamte Wasser verdunstet werden und alle Nährstoffe im Endprodukt Kompost bzw. Mulch vereinigt werden. Dadurch können die Emissionen von Treibhausgasen von 245 auf 7,4 kg CO₂eq/t Fruchtstände reduziert werden. Werden die leeren Fruchtstände als Mulch in der Plantage verwendet und das Abwasser in Teichen behandelt, so verringert sich das Emissionspotenzial von 245 auf 125 kg CO₂eq/t Fruchtstände. Durch eine vorherige Biogasgewinnung aus dem Abwasser ist eine Verringerung der Emissionen von 7,4 auf 5,1 kg CO₂eq/t Fruchtstände möglich. Entweicht mehr als 2 % des Methans aus der Biogasanlage und der nachfolgenden Lagerung des behandelten Abwassers in die Atmosphäre, so hat die Biogasgewinnung einen negativen Effekt auf die Gesamtbilanz. In der Praxis ist häufig mit Methanverlusten von mehr als 2 % zu rechnen.

Stichworte: Palmöl, Ökobilanz, Abwasser, Abfall, leere Fruchtstände, Kompostierung, Biogas

Summary

Waste water and waste utilisation in palm oil mills as contribution to climate protection

For the production of one tonne of palm oil 5 tonnes of fresh fruit bunches are necessary. During processing in the oil mill 1.15 t empty fruit bunches and 3.25 m³ of waste water with high organic pollution (COD_{tot} 50,000 mg/L) accrue. Usually the waste water is treated in anaerobic ponds before precipitation to the recipient. From the ponds the greenhouse gas methane escapes (CH₄). From the dumping sites of empty fruit bunches both methane and laughing gas (N₂O) are emitted. By co-composting of chopped empty fruit bunches with waste water in open windrows the total amount of water can be evaporated and the nutrients can be aggregated in the final product compost or mulch. Thereby the emissions of greenhouse gases can be reduced from 245 to 7.4 kg CO₂eq/t fruit bunches. When the empty fruit bunches are utilised in plantations as mulch and the waste water is treated in ponds, the greenhouse gas potential is reduced from 245 to 125 kg CO₂eq/t fruit bunches. By a previous biogas production from the waste water an emissions reduction from 7.4 to 5.1 kg CO₂eq/t fruit bunches is possible. Is the methane loss rate to the atmosphere from the biogas plant and the post-storage more than 2 %, the biogas plant has a negative effect on the total greenhouse gas balance. In practice the methane emissions are many times higher than 2 %.

Keywords: Palm oil, life cycle assessment, LCA, waste water, POME, empty fruit bunch, EFB, composting, biogas

* Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig
E-Mail: frank.schuchardt@vti.bund.de

1 Einleitung

Palmöl ist weltweit neben Sojaöl das wichtigste Pflanzenöl (Tabelle 1). Durch die vergleichsweise hohen Flächenerträge bei geringeren Produktionskosten hat der Anbau an Ölpalmen in den letzten Jahren weltweit stark zugenommen (Corley, 2009). So hat zum Beispiel in Indonesien, dem weltweit größten Palmölproduzenten im Zeitraum 2000 bis 2009, die Fläche an reifen Ölpalmen um jährlich 10 % oder 250.000 ha zugenommen, die Ölproduktion jährlich um 17,4 %, entsprechend 1,25 Mio. t (USDA, 2009). Insbesondere durch Landnutzungsänderung und Zerstörung von Regenwäldern ist Indonesien zum drittgrößten Emittenten von klimarelevanten Schadgasen geworden (PEACE, 2007).

Tabelle 1:

Erträge an Pflanzenöl, Weltproduktion und Fläche 2008 (Basiron and Kheong, 2009)

	Ertrag t/ha	Produktion 1.000 t	Anteil %	Fläche Mio. ha
Palmöl	3,68	42,73	31,2	11,6
Sojaöl	0,36	38,25	28,0	106,3
Rapsöl	0,59	19,71	14,4	33,4
Sonnenblumenöl	0,42	10,72	7,8	25,5
9 andere	-	25,34	18,6	-
Summe	-	136,75	100	176,8

Da Palmöl sowohl als Speiseöl, Rohstoff für die chemische Industrie als auch als Energieträger verwendet werden kann, besteht eine Konkurrenzsituation zwischen diesen Nutzungsalternativen. Unter Berücksichtigung des Bevölkerungswachstums und des vorausgesagten steigenden Pro-Kopf-Verbrauchs bis 2050 wird mit einer Verdoppelung des gegenwärtigen Verbrauchs gerechnet. In den Hauptproduktionsländern Indonesien, Malaysia, Thailand, Kolumbien und Papua New Guinea werden gegenwärtig auf etwa 11 Millionen ha Ölpalmen angebaut. Bis 2050 wird mit einer Verdoppelung der Anbauflächen gerechnet, was zu einer starken Zunahme der Emissionen klimarelevanter Schadgase führen dürfte (Corley, 2009).

Besondere Bedeutung haben die Emissionen klimarelevanter Schadgase bei der Produktion von Palmöl auch für den Standort Deutschland vor dem Hintergrund gesetzlicher Regelungen durch die Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung (Biokraft-NachV, 2010) und die Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung (BioSt-NachV, 2010), in denen eine Minderung der Emissionen klimarelevanter Schadgase um 35 % im Vergleich zu fossilen Energieträgern gefordert wird, sofern Palmöl zur Energieerzeugung bzw. zur Biodieselproduktion verwendet wird.

Eine nachhaltige Palmölproduktion wird bestimmt durch die Landnutzung, die Landnutzungsänderung, das Plantagenmanagement und die Verarbeitung der Früchte in der Ölmühle. Ein wesentlicher Faktor ist das Düngungsmanagement, insbesondere die Stickstoffanwendung, in der Plantage (Chan, 2005). Daneben spielt aber auch die Ölmühle selbst, hier vor allem das Abwasser- und Abfallmanagement, eine wesentliche Rolle (Stichnothe und Schuchardt, 2010a). Bei schlechtem Management entfallen, ohne Berücksichtigung der Emissionen durch Landnutzung und Landnutzungsänderung, bis zu 77 % der Emissionen von Treibhausgasen (ausgedrückt als CO₂eq) auf das Abwasser und den Abfall. Der Rest entsteht zum größten Teil in der Plantage; die Ölmühle selbst und der Transport sind in der Gesamtbilanz unbedeutend (Stichnothe und Schuchardt, 2010b).

Während es eine Reihe von Veröffentlichungen über Palmöl als erneuerbare Energieressource gibt (Tamunaidu, 2007; ICTSD, 2008; Wicke, 2008; Joelianingsih, 2008; Sumathi, 2008; Chew and Bhathia, 2008; Tan, 2009), einige über die Ökobilanz (Life Cycle Assessment) der Landnutzung und das Plantagenmanagement (Hansen, 2007; Schmidt, 2007; Rettenmaier et al., 2007; Yusoff and Hansen, 2007; Schmidt et al., 2009), ist über das Abwasser- und Abfallmanagement in der Ölmühle bisher nur wenig publiziert worden (Yusoff and Hansen, 2007; Subramaniam, 2008; Stichnothe und Schuchardt, 2010a). In der vorliegenden Publikation wird auf der Grundlage einer Ökobilanz insbesondere das Abwasser- und Abfallmanagement in der Ölmühle betrachtet und ihr Einfluss auf das Klima.

2 Abwasser- und Abfallmanagement in Palmölmühlen

Zur Herstellung einer Tonne Palmöl werden etwa 5 t Fruchtstände (Fresh Fruit Bunches, FFB) benötigt. Bei der Verarbeitung in der Mühle fallen etwa 1,15 t leere Fruchtstände (Empty Fruit Bunches, EFB) und 3,25 m³ Abwasser (Palm Oil Mill Effluent, POME) an (Schuchardt et al. 2008). Neue Techniken können die Abwassermenge, nicht aber die darin enthaltenen spezifischen Nährstoffmengen stark reduzieren (Schuchardt et al. 2008). Die Abbildung 1 zeigt schematisch den Prozess der Palmölproduktion. Aus den aus der Plantage zur Ölmühle transportierten Fruchtständen (FFB) werden das Palmöl und die Palmkerne mit dem darin enthaltenen Palmkernöl gewonnen. Aus der Verbrennung der Pflanzenfasern der Ölfrucht und den Schalen des Fruchtkerns wird in einem Kraftwerk Dampf und Strom erzeugt. Dadurch kann die Ölmühle energieautark, unabhängig vom Stromnetz, arbeiten. Sofern Überschüsse an Pflanzenfasern und Schalen anfallen, werden diese als Energieträger verkauft.

Die leeren Fruchtstände und das Abwasser sind reich an Pflanzennährstoffen und organischer Masse und haben tolerable Schwermetallgehalte, daher sind sie sehr gut

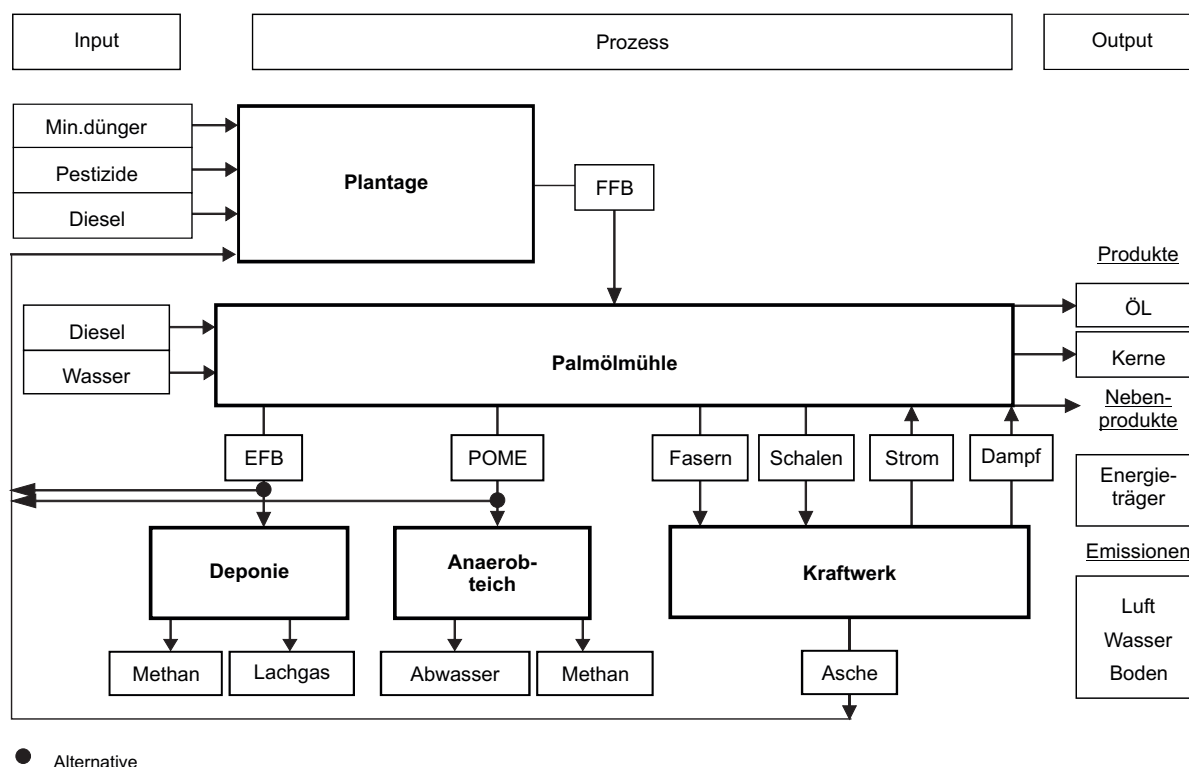


Abbildung 1:
Schematische Darstellung der Stoffströme bei der konventionellen Palmölproduktion

zur Verwendung als Pflanzendünger und Bodenverbesserer geeignet (Tabelle 2). Das organisch hoch belastete Abwasser (CSB-gesamt 50.000 mg/L) wird in offenen anaeroben Teichsystemen behandelt und in den Vorfluter geleitet. Das dabei im Biogas enthaltene Methan entweicht in die Atmosphäre. Nur einige Ölmöhlen verwenden das nährstoffreiche Abwasser in den Plantagen, häufig aus Kostengründen in Anwendungsraten, die weit über dem Nährstoffbedarf der Ölpalmen liegen und damit zu einer Umweltbelastung durch Überdüngung führen. Die leeren Fruchtstände (EFB) werden als Mulch in die Plantage zurück geführt oder deponiert, wobei Methan und Lachgas entstehen und in die Atmosphäre entweichen.

Um die Umweltbelastung durch Methan und Lachgas aus der Deponie der EFB und den Anaerobteichen zu vermeiden und die Nährstoffe zu erhalten, wurde ein Verfahren der Co-Kompostierung von leeren Fruchtständen und Abwasser entwickelt und in der Praxis etabliert (Schuchardt et al., 1998; Schuchardt et al., 2002 a; Schuchardt et al., 2002 b; Schuchardt et al., 2008; Indon. Patent, 2007). In dem Verfahren werden die leeren Fruchtstände zerkleinert und in offenen Mieten unter diskontinuierlicher Zugabe des Abwassers, frisch oder nach anaerober Fermentation in einer Biogasanlage, kompostiert (Abbildung 2). Durch geeignete Prozessführung ist es möglich, das gesamte Wasser zu verdunsten und die Nährstoffe beider in einem

Tabelle 2:
Zusammensetzung von leeren Fruchtständen (EFB) und Abwasser (POME)

			EFB	POME
Masse	m	kg/t FFB	0,23	0,65
Trockenmasse	TM	kg/t	350	41
Organ. TM	OTM	kg/t DM	937	-
pH	-	-	5,6	4,3
Schüttdichte	-	t/m ³	0,35	1
CSBges.	CSB	kg/m ³	-	50
Kohlenstoff	C	kg/t DM	432	370
C/N	C/N	-	54	20
Stickstoff	N	kg/t DM	8,0	18,3
Phosphor	P	kg/t DM	0,97	4,39
Kalium	K	kg/t DM	24,0	55,4
Calcium	Ca	kg/t DM	1,80	10,73
Magnesium	Mg	kg/t DM	1,80	15,12
Blei	Pb	g/t DM	1,80	7,1
Cadmium	Cd	g/t DM	< 0,3	< 0,3
Chrom	Cr	g/t DM	49,9	54,0
Kupfer	Cu	g/t DM	14,0	30,6
Nickel	Ni	g/t DM	30,5	1,34
Quecksilber	Hg	g/t DM	< 0,5	< 0,5
Zink	Zn	g/t DM	37,9	80,2

Produkt (je nach Zeitdauer der Kompostierung als Kompost bzw. als Mulch) zu vereinigen.

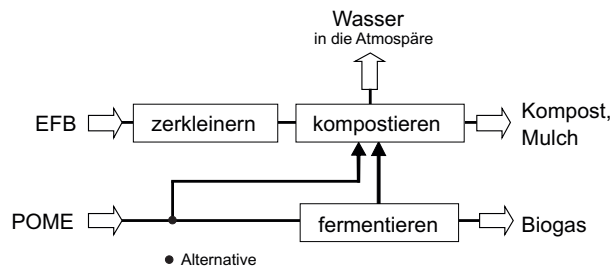


Abbildung 2:

Verfahren zur Co-Kompostierung von leeren Fruchtständen und Abwasser

In der Praxis sind folgende Alternativen für das Abwasser und die leeren Fruchtstände anzutreffen:

1. Behandlung des Abwasser in anaeroben Teichen, Deponierung der leeren Fruchtstände,
2. Behandlung des Abwasser in anaeroben Teichen, Verwendung der leeren Fruchtstände als Mulch in Plantagen,
3. Co-Kompostierung von leeren Fruchtständen und Abwasser und
4. Co-Kompostierung von leeren Fruchtständen und Abwasser nach vorheriger Biogasgewinnung in einem Fermenter.

Zur Verbreitung der Alternativen gibt es keine statistischen Zahlenangaben. In der Praxis sind zumeist die Alternativen 1 und 2 anzutreffen. Von den etwa 800 Palmölmühlen in Indonesien und Malaysia haben in den letzten 5 Jahren etwa 50 die Alternative 3 etabliert bzw. geplant. Die Anzahl der Ölmühlen mit Biogasproduktion aus dem Abwasser, Alternative 4, liegt nach vorliegenden Informationen im einstelligen Bereich.

3 Klimarelevante Schadgase aus Abwasser und leeren Fruchtständen

Die Abbildung 3 zeigt die vier im Rahmen der Publikation betrachteten Alternativen der Beseitigung bzw. Verwertung der EFB und des Abwassers

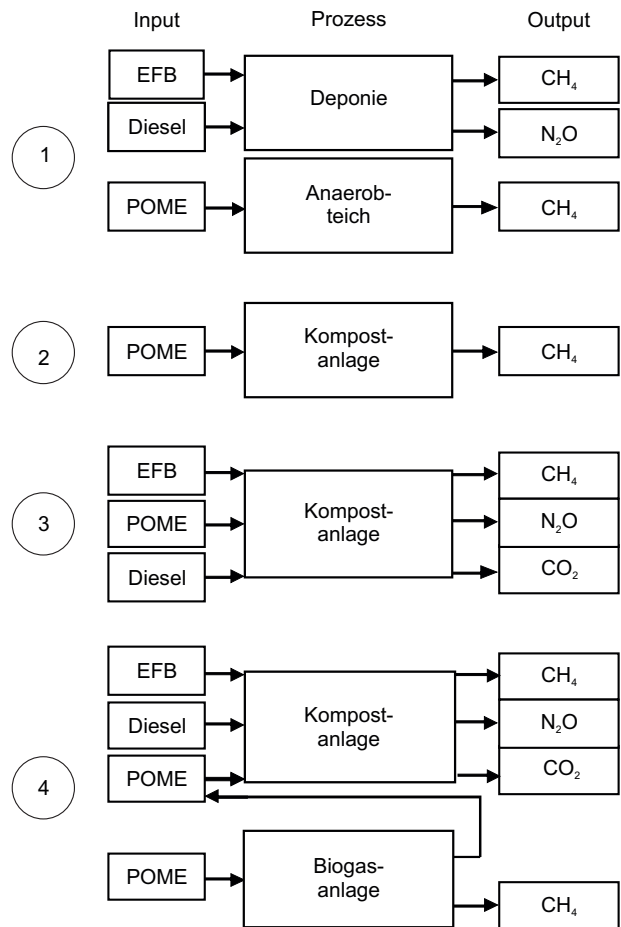


Abbildung 3:

Alternativen der Beseitigung bzw. Verwertung der EFB und des Abwassers (POME)

Zur Berechnung der Emissionen klimarelevanter Schadgase wurden für die genannten Alternativen 1 bis 4 folgende Daten bzw. Annahmen zugrunde gelegt:

Alternative 1

Für die Abwasserteiche wird mit 12,5 m³ (9 kg) CH₄/m³ Abwasser bzw. 8,1 m³ (5,8 kg) CH₄/t FFB gerechnet (Wulfert et al., 2002, Schuchardt et al., 2001). Die Methanemissionen aus den anaeroben Teichen sind wegen der wesentlich längeren Verweilzeiten des Abwassers und den daraus resultierenden höheren Abbauraten der suspendierten Bestandteile im Vergleich zu Biogasfermentern deutlich höher. Da Emissionsdaten bei der Deponierung von EFB in der Literatur fehlen, wurden auf der Grundlage von IPCC-Daten für „Moderately degrading waste“ 35 % anaerobe Bedingungen angenommen beim Abbau von 49 % biologisch abbaubaren Kohlenstoffs (Schuchardt et al., 1998) und eine Umsetzung von 0,5 % des Stickstoffs zu N₂O (IPCC, 2006 a). Für den Transport zur Deponie wurde eine Entfernung von 10 km angenommen.

Alternative 2

Methanemissionen aus den anaeroben Teichen: Wie Verwertungsweg 1.

Alternative 3

Auch für die Kompostierung von EFB und Abwasser fehlen Messdaten. Es wird mit einer Umwandlung von 1 % des Kohlenstoffs in Methan und 0,5 % des Stickstoffs in Lachgas gerechnet (IPCC, 2006 b). Daneben werden durch den direkten und indirekten Energieeinsatz bei der Kompostierung (Mietenumsetzgerät, Transporte innerhalb der Anlage, Hilfs- und Schmierstoffe) klimarelevante Schadgase freigesetzt. Bei schlechter Prozessführung (niedrige Umsetzintervalle und Wassergehalte oberhalb der Wasserbindefähigkeit der EFB mit der Folge größerer anaerober Bereiche im Mietenkörper) können die CH_4 -Emissionen bis auf 5 % des Kohlenstoffgehalts und die N_2O -Emissionen auf 1 % des Stickstoffs ansteigen (IPCC, 2006 b).

Alternative 4

Durch die Behandlung des Abwassers in einem Fermenter können $8,7 \text{ m}^3$ ($6,3 \text{ kg}$) CH_4/m^3 Abwasser bzw. $5,7 \text{ m}^3$ ($4,1 \text{ kg}$) CH_4/t FFB gewonnen werden (Wulfert et al., 2002, Schuchardt et al., 2001). Das behandelte Abwasser kann wie in Alternative 3 beschrieben zur Co-Kompostierung eingesetzt werden. Aus der Biogasanlage selbst können in Abhängigkeit vom Abbaugrad, der hydraulischen Verweilzeit, den Nachlagerbedingungen und dem technischen Zustand der Anlage 0,1 bis 8,6 % des Methans in die Atmosphäre entweichen (FNR, 2009). Daher wurden in einer Sensitivitätsanalyse Methanemissionen von Null bis 8 % variiert.

Die Berechnung der klimarelevanten Treibhausgase (THG), ausgedrückt als kg CO_2 -Äquivalent je Tonne frische Fruchtstände ($\text{kg CO}_2\text{eq/t FFB}$) erfolgte mit dem Programm GaBI 4.3 (PE Europe, 2003) und der Methode CML 2001 (Guinée, 2002).

4 Ergebnisse

Alternative 1

Während aus dem Abwasserteich etwa $125 \text{ kg CO}_2\text{eq/t}$ FFB als Methan entweichen, sind dies aus der Deponie der leeren Fruchtstände etwa $112 \text{ kg CO}_2\text{eq/t FFB}$ als Methan und $7 \text{ kg CO}_2\text{eq/t FFB}$ als Lachgas. Da beim Transport nur $1 \text{ kg CO}_2\text{eq/t FFB}$ anfällt, entstehen bei dieser Alternative insgesamt $245 \text{ kg CO}_2\text{eq/t FFB}$.

Alternative 2

Aus dem Abwasserteich entweichen etwa $125 \text{ kg CO}_2\text{eq/t FFB}$ als Methan.

Alternative 3

Das Treibhauspotenzial der Kompostierungsanlage beträgt lediglich $16,6 \text{ kg CO}_2\text{eq/t FFB}$ und wird zu 99 % durch die Emissionen aus den biologischen Prozessen in der Miete bestimmt (Abbildung 4). Alle anderen Emissionen aus dem Prozess (z.B. Treibstoffverbrauch des Umsetzers und für den Transport) sind vernachlässigbar. Die Emissionen durch den Stromverbrauch zur Zerkleinerung der leeren Fruchtstände werden nicht berücksichtigt, da die Ölmühle den Strom selbst aus der Verbrennung der Fasern und Schalen der Fruchtstände produziert. Unter ungünstigen Bedingungen bei der Kompostierung, hohe Wassergehalte und niedrige Umsetzfrequenz, nehmen die anaeroben Bedingungen zu und das Treibhauspotenzial kann bei CH_4 -Emissionen von 5 % des Kohlenstoffs und 1 % des Stickstoffs als N_2O von $16,6$ auf $78 \text{ kg CO}_2\text{eq/t FFB}$ ansteigen

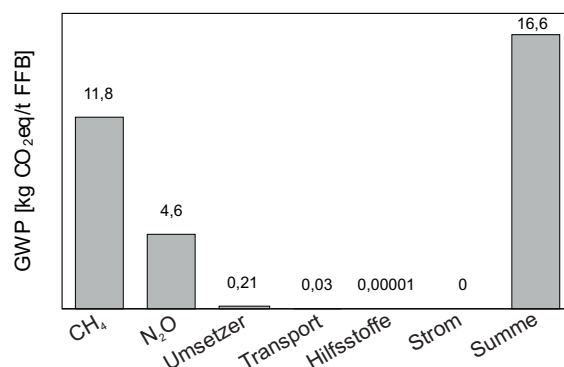


Abbildung 4:

Treibhauspotenzial (Global Warming Potential, GWP) bei der Co-Kompostierung von leeren Fruchtständen (EFB) und Abwasser (POME)

Alternative 4

Neben den Emissionen aus der Kompostierung, $16,6 \text{ kg CO}_2\text{eq/t FFB}$, entsteht aus der anaeroben Fermentation Biogas, $5,7 \text{ m}^3$ ($4,1 \text{ kg}$) $\text{CH}_4/\text{t FFB}$.

Aus der Berechnung der Gesamtbilanz für die Co-Kompostierung von leeren Fruchtständen und Abwasser ergibt sich eine Emission von $7,4 \text{ kg CO}_2\text{eq/t FFB}$ (Abbildung 5). Dabei sind Gutschriften berücksichtigt für den Ersatz von mineralischem Stickstoffdünger (Ammoniumnitrat) und anderen Mineraldüngern (Dreifach Superphosphat, Kaliumchlorid und Magnesiumsulfat). Sofern aus dem Abwasser zuvor Biogas gewonnen wurde, ergibt sich eine zusätzliche Gutschrift für den Ersatz von Erdgas. Die Ge-

samtemissionen verringern sich dadurch von 7,4 auf 5,1 kg CO₂eq/t FFB. Die Emissionen aus dem Transport, dem Betrieb des Mietenumsetzgeräts sowie dem Einsatz von Hilfsstoffen sind vernachlässigbar.

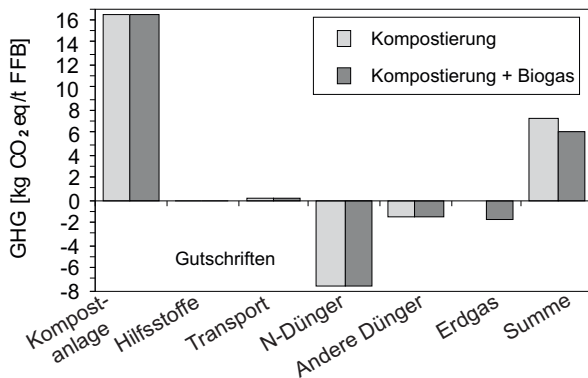


Abbildung 5:

Treibhauspotenzial (Global Warming Potential GWP) bei der Co-Kompostierung von leeren Fruchtständen und Abwasser ohne und mit vorheriger Biogasgewinnung

Steigen die CH₄-Verluste der Biogasanlage, einschließlich der Nachlagerung des behandelten Abwassers, auf über 2 % an, so ist das Treibhauspotenzial der Biogasanlage größer als bei direkter Kompostierung mit dem frischen Abwasser (Abbildung 6). In der Praxis landwirtschaftlicher Biogasanlagen wird dieser Wert häufig überschritten (FNR, 2009). Die Investitionskosten für Biogasanlagen sind erheblich und Abnehmer für das Biogas gibt es in der Nähe von Ölmühlen kaum, daher verschlechtert die Biogasanlage die Wirtschaftlichkeit des Gesamtprozesses der Abwasser- und Abfallbehandlung (Schuchardt et al., 2008).

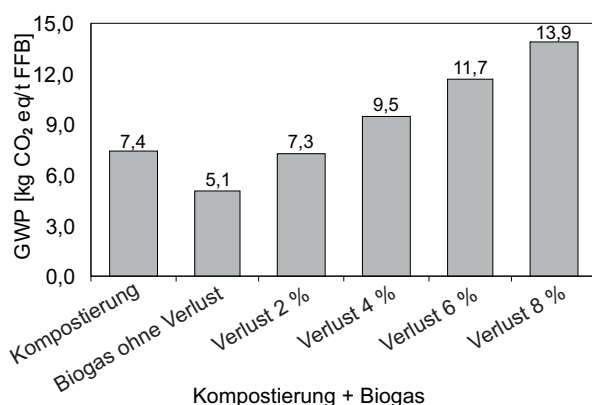


Abbildung 6:

Treibhauspotenzial (Global Warming Potential, GWP) bei der Co-Kompostierung mit und ohne vorherige Biogasgewinnung aus den leeren Fruchtständen bei unterschiedlich hohen Biogasverlusten in der Anlage bzw. Nachlagerung

Im Vergleich zur Variante 1 (Abwasser in anaeroben Teichen, leere Fruchtstände in Deponien) kann durch die Variante 3 (Co-Kompostierung von leeren Fruchtständen und Abwasser) das Treibhauspotenzial um 97 % gesenkt werden (Abbildung 7). Selbst gegenüber der häufig anzutreffenden Variante 2 (Abwasser in anaeroben Teichen, leere Fruchtstände als Mulch in Plantagen) ist eine Verringerung um 94 % möglich. Eine zusätzliche Gewinnung von Biogas aus dem Abwasser vor der Kompostierung führt im Vergleich zu Variante 3 nur zu einer geringen Verminderung des Treibhauspotenzials; die Biogasgewinnung birgt jedoch Risiken und kann sich durch Leckagen negativ auf das Treibhauspotential auswirken.

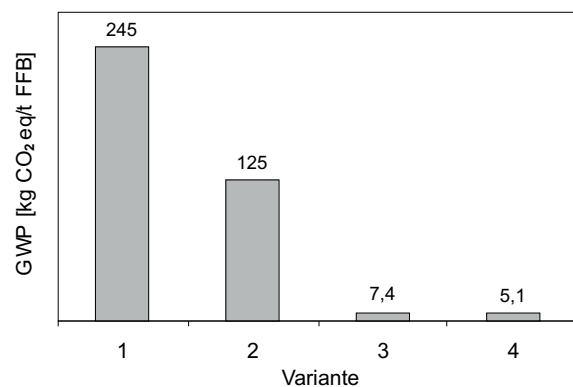


Abbildung 7:

Treibhauspotenzial (Global Warming Potential GWP) bei verschiedenen Varianten (siehe Text) des Abwasser- und Abfallmanagements in Palmölmühlen

Schlussfolgerungen

Die herkömmliche Praxis der Behandlung von Abwasser aus Palmölmühlen in anaeroben Teichen führt ebenso wie die Deponierung der leeren Fruchtstände zu hohen Treibhausgasemissionen. Durch die Verwendung der leeren Fruchtstände als Mulch in Plantagen können die Emissionen um die Hälfte gesenkt werden. Erst durch eine Co-Kompostierung von leeren Fruchtständen und Abwasser können die Emissionen drastisch reduziert werden. Die Datengrundlage der Berechnung beruht zu einem größeren Teil auf Zahlen von IPCC (IPCC, 2006 a; IPCC, 2006 b) und zu einem geringeren Teil auf Ergebnissen eigener Untersuchungen. Da die Emissionen klimarelevanter Schadgase aus dem Abwasser- und Abfallmanagement wesentlich sind für die Gesamtemissionsbilanz sind weitere Messungen bei der Kompostierung und Deponierung von leeren Fruchtständen notwendig.

Die Biogasgewinnung aus dem Abwasser vor einer Co-Kompostierung bringt nur dann eine Verringerung in der Gesamtbilanz der Treibhausgasemissionen, wenn die Methanverluste aus der Biogasanlage und der nachfolgenden

Lagerung des Abwassers vor der Kompostierung kleiner als 2 % sind. Dieser Wert ist unter Praxisbedingungen häufig nur schwer einzuhalten.

Relevante Minderungen der Treibhausgasemissionen in dem Umfang wie in der Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung (Biokraft-NachV, 2010) und der Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung (BioSt-NachV, 2010) gefordert, sind nur durch eine Optimierung des Abwasser- und Abfallmanagements in der Ölmühle zu erreichen. Minderungen durch verbessertes Düngungsmanagement in der Plantage, neue Palmölsorten mit höheren Ölerträgen und höhere Ölausbeuten in der Ölmühle durch neuere Technik und verbessertes Management werden dagegen nur als gering angesehen.

Literatur

- Basiron Y, Kheong Y (2009) Potential of palm oil for developing countries and role in the food and fuel debate. *Global Oils Fats* 6(2):1-8
- Biokraft-NachV (2010) Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung vom 30. September 2009 (BGBl. I S. 3182), die durch Artikel 1 der Verordnung vom 22. Juni 2010 (BGBl. I S. 814) geändert worden ist [online]. Zu finden in <<http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/biokraft-nachv/gesamt.pdf>> [zitiert am 18.03.2011]
- BioSt-NachV (2010) Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung vom 23. Juli 2009 (BGBl. I S. 2174), die durch Artikel 2 des Gesetzes vom 31. Juli 2010 (BGBl. I S. 1061) geändert worden ist [online]. Zu finden in <<http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/biost-nachv/gesamt.pdf>> [zitiert am 18.03.2011]
- Chan KW (2005) Best-developed practices and sustainable development of the oil palm industry. *J Oil Palm Res* 17(December 2005):124-135
- Chew TL, Bhatia S (2008) Catalytic processes towards the production of bio-fuels in a palm oil and oil palm biomass-based biorefinery. *Biores Technol* 99:7911-7922
- Corley RHV (2009) How much palm oil do we need? *Environ Sci Pol* 12:134-139
- Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (2009) Biogas-Messprogramm II : 61 Biogasanlagen im Vergleich. Gülzow : FNR, 168 p
- Guinée JB (ed) (2002) Handbook on life cycle assessment : operational guide to the ISO standards. Dordrecht : Kluwer, 692 p
- Hansen S (2007) Feasibility study of performing a life cycle assessment on crude palm oil production in Malaysia. *Int J LCA* 12(1):50-58
- ICTSD (2008) Biofuel production, trade and sustainable development [online]. Zu finden in <<http://ictsd.org/publications/46253/?view=document>> [zitiert am 31.03.2011]
- Indon. Patent (2007) P-00200400378; ID 0019277 vom 9. Mai 2007
- IPCC (2006 a) Guidelines for national greenhouse gas inventories : vol 5: solid waste disposal, chapter 3.2.3 [online]. Zu finden in <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/5_Volume5/V5_3_Ch3_SWDS.pdf> [zitiert am 18.03.2011]
- IPCC (2006 b) Guidelines for national greenhouse gas inventories : vol 5: Waste, chapter 4 [online]. Zu finden in <http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/5_Volume5/V5_4_Ch4_Bio_Treat.pdf> [zitiert am 7.9.2010]
- ISO (2006a) ISO 14040: environmental management, life cycle assessment, principles and framework. Geneva : ISO
- ISO (2006b) ISO 14044 : environmental management, life cycle assessment, requirements and guidelines. Berlin : Beuth
- Joelianingsih, Maeda H, Hagiwara S, Nabetani H, Sagara Y, Soerawidjaya TH, Tambunan AH, Abdullah K (2008) Biodiesel fuels from palm oil via the non-catalytic transesterification in a bubble column reactor at atmospheric pressure : a kinetic study. *Renewable Energy* 33(7):1629-1636
- PEACE (2007) Indonesia and climate change : current status and policies [online]. Zu finden in <http://siteresources.worldbank.org/INTINDONESIA/Resources/Environment/ClimateChange_Full_EN.pdf> [zitiert am 18.03.2011]
- PE Europe (2003) Software and database for life cycle engineering. Stuttgart : PE Europe, IKP Univ Stuttgart
- Rettenmaier N, Reinhardt G, Münch J, Gärtner S (2007) Datenprojekt "Nachwachsende Rohstoffe" : Endbericht [online]. Zu finden in <http://www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de/cms/webdav/site/lca/groups/allPersonsActive/public/Projektberichte/NetLZD-NaWaRo_S01_v03_2007.pdf> [zitiert am 31.03.2011]
- Schmidt JH (2007) Life cycle assessment of rapeseed oil and palm oil : summary report [online]. Zu finden in <http://vbn.aau.dk/files/10387996/summary_report> [zitiert am 16.03.2011]
- Schmidt JH, Christensen P, Christensen TS (2009) Assessing the land use implications of biodiesel use from an LCA perspective. *J Land Use Sci* 4:35-52
- Schuchardt F, Susilawati E, Guritno P (1998) Influence of C/N ratio and inoculum upon rotting characteristics of oil palm empty fruit bunch. In: Indonesian Oil Palm Research Institute (ed) Proceedings of the International Oil Palm Conference, 23.-25.09.1998 in Bali, Indonesia. pp 1-15
- Schuchardt F, Wulfert K, Darnoko D (2002 a) A new, integrated concept for combined waste (EFB) and waste water (POME) treatment in palm oil mills - technical, economical and ecological aspects. In: Poeloengan Z, Guritno P, Darnoko D, Buana L, Purba R, Darmosarkoro W, Sudharto PS, Haryati T, Elisabeth J (eds) 'Enhancing oil palm industry development through environmentally friendly technology' : Bali, 8-12 July 2002 ; proceedings of Chemistry and Technology Conference. pp 330-334
- Schuchardt F, Darnoko D, Guritno P (2002 b) Composting of empty oil palm fruit bunch (EFB) with simultaneous evaporation of oil mill waste water (POME). In: Poeloengan Z, Guritno P, Darnoko D, Buana L, Purba R, Darmosarkoro W, Sudharto PS, Haryati T, Elisabeth J (eds) 'Enhancing oil palm industry development through environmentally friendly technology' : Bali, 8-12 July 2002 ; proceedings of Chemistry and Technology Conference. pp 235-243
- Schuchardt F, Wulfert K, Darnoko D, Herawan T (2008) Effect of new palm oil mill processes on the EFB and POME utilisation. *J Oil Palm Res (Spec Iss Oct 2008)*:115-126
- Stichnothe H, Schuchardt F (2010a) Comparison of different treatment options for palm oil production waste on a life cycle basis. *Int J Life Cycle Assessment* 15(9):907-915
- Stichnothe H, Schuchardt F (2010b) Life cycle assessment of two palm oil production systems. *Biomass Bioenergy* (eingereicht)
- Subramaniam V, Ngan MA, Choo YM, Sulaiman NMN (2008) Environmental performance of the milling process of Malaysian palm oil using the life cycle assessment approach. *Am J Environ Sci* 4(4):310-315
- Sumathi S, Chai SP, Mohamed AR (2008) Utilization of oil palm as a source of renewable energy in Malaysia. *Renew Sustain Energy Rev* 12(9):2404-2421
- Tamunaidu P, Bhatia S (2007) Catalytic cracking of palm oil for the production of biofuels : optimization studies. *Biores Technol* 98(18):3593-3601
- Tan KT, Lee KT, Mohamed AR, Bhatia S (2009) Palm oil : addressing issues and towards sustainable development. *Renew Sustain Energy Rev* 13(2):420-427
- USDA (2009) Indonesia: palm oil production growth to continue [online]. Zu finden in <<http://www.pecad.fas.usda.gov/highlights/2009/03/Indonesia/>> [zitiert am 15.03.2011]
- Wicke B, Dornburg V, Junginger M, Faaij A (2008) Different palm oil production systems for energy purposes and their greenhouse gas implications. *Biomass Bioenergy* 32(12):1322-1337
- Wulfert K, Darnoko D, Tobing PL, Yulisari R, Guritno P (2002) Treatment of POME in anaerobic fixed bed digesters. In: Poeloengan Z, Guritno P, Darnoko D, Buana L, Purba R, Darmosarkoro W, Sudharto PS, Haryati T, Elisabeth J (eds) 'Enhancing oil palm industry development through environmentally friendly technology' : Bali, 8-12 July 2002 ; proceedings of Chemistry and Technology Conference. pp 265-275
- Yusoff S, Hansen SB (2007) Feasibility study of performing an life cycle assessment on crude palm oil production in Malaysia. *Int J LCA* 12(1):50-58

Auswirkungen einer Behandlung mit Chitosan sowie der Wasser- und Nährstoffversorgung auf den Ertrag und den Befall mit *Phytophthora infestans* von Kartoffeln (*Solanum tuberosum* L.)

Waed Almohamad*, Herwart Böhm** und Lisa Dittmann*

Zusammenfassung

Im Rahmen eines integrierten Konzepts zur Regulierung der Kraut- und Knollenfäule (*Phytophthora infestans*) gewinnt der Einsatz von Pflanzenstärkungsmitteln nicht nur im ökologischen Kartoffelbau an Bedeutung. Das Pflanzenstärkungsmittel ChitoPlant® (Inhaltsstoff: Chitosan 99,9 %) wurde in einem zweijährigen Parzellenversuch bezüglich seiner Wirkung auf Pflanzengesundheit und Ertrag der Kartoffelsorte Agria geprüft. Unter Freilandbedingungen beeinflussten neben den Prüffaktoren des Versuches exogene Faktoren wie Witterung bzw. Wasser- sowie Nährstoffversorgung die Versuchsergebnisse erheblich.

ChitoPlant® (Chitosan) wurde im Versuch sowohl zur Krautbehandlung separat (1 g l⁻¹) oder in Kombination mit chemischen Fungiziden (Acrobat®, Shirlan®) als auch zur Knollenbehandlung vor der Pflanzung eingesetzt (1 g l⁻¹). Alle Varianten wurden gegen die unbehandelte Kontrolle und gegen die chemische Variante (Acrobat®, Shirlan®) geprüft. In den beiden Versuchsjahren 2008 und 2009 mit jeweils relativ geringem Befallsdruck konnten keine signifikanten Effekte des Einsatzes von Chitosan – weder nach Knollenbehandlung noch bei Krautbehandlung – nachgewiesen werden.

Mit Hilfe dreifach-linearer Regressionsanalysen konnte gezeigt werden, dass der Phytophthorabefall die Ertragsvarianz lediglich zu 20 % erklärt, dass aber die Wasserversorgung (Niederschlag) 60 % der Ertragsvarianz und die Kaliumversorgung (K-Gehalt in der Krautmasse) weitere 12,5 % der Ertragsvarianz erklären. Dies verdeutlicht, dass Versuchsergebnisse oftmals stark abhängig sind von exogenen, nicht zu beeinflussenden Faktoren (z. B. Witterung), die die eigentlichen Untersuchungsfaktoren stark überlagern können.

Schlüsselwörter: Kartoffel, *Phytophthora infestans*, Krautfäule, Pflanzenstärkungsmittel, Chitosan, Wasserversorgung, Nährstoffversorgung

Summary

Effects of a Chitosan treatment and the water and nutrient supply on the yield and level of *Phytophthora infestans* infection in potatoes (*Solanum tuberosum* L.)

Within the framework of an integrated concept for controlling late blight (*Phytophthora infestans*), the use of plant-strengthening substances is gaining importance in both organically and conventionally cultivated potatoes. The plant strengthener ChitoPlant® (substance: Chitosan 99.9 %) was tested with regard to its impact on plant health and the yield of the potato variety Agria in a two year plot trial. Under field cropping conditions, in addition to the tested factors, exogenous factors such as weather, water and nutrient supply had a significant effect on the study results.

ChitoPlant® (Chitosan) was used in the study both separately or in combination with chemical fungicides (Acrobat®, Shirlan®) for foliar treatment and for the tuber treatments (1 g l⁻¹). All variants were tested against the untreated control and against the chemical variant (Acrobat® and Shirlan®). In the study years 2008 and 2009, with relatively low infestation, no significant effects of the use of Chitosan could be determined, either after tuber treatments or after foliar treatments.

With a multiple regression analysis it could be shown that the *Phytophthora* infection only explains about 20 % of the yield variance, but that the water supply (precipitation) accounted for 60 % of the yield variance and the potassium supply (K- content in the foliar mass) explained a further 12.5 % of the yield variance. This makes clear that the study results are often strongly dependent on exogenous factors which cannot be influenced (i.e., weather) but that strongly dominated study factors.

Keywords: potato, *Phytophthora infestans*, late blight, plant strengthener, Chitosan, water supply, nutrient supply

* Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Justus-Liebig-Weg 6, 18059 Rostock

** Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Institut für Ökologischen Landbau, Trenthorst 32, 23847 Westerau

1 Einleitung und Zielstellung

Die Regulierung der Kraut- und Knollenfäule (*Phytophthora infestans*) im Kartoffelbau erfordert einen umfangreichen Einsatz chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel (Cassells und Kowalski, 1998). Auswertungen im Rahmen des Projektes NEPTUN 2000 (Roßberg et al., 2002) zeigen, dass Fungizidbehandlungen gegen *P. infestans* im konventionellen Kartoffelbau eine herausragende Stellung einnehmen. Der aktuelle nationale Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP) (BMELV, 2008) stellt eine Weiterentwicklung des Reduktionsprogramms chemischer Pflanzenschutz (BMVEL, 2004) dar. Diese Programme haben zum Ziel, den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln zu reduzieren und auf das notwendige Maß zu begrenzen. Im Mittelpunkt der Maßnahmen stehen die Förderung von Innovationen im Pflanzenschutz und die Weiterentwicklung der Verfahren des integrierten Pflanzenschutzes. Im Ökologischen Landbau ist neben verschiedenen vorbeugenden Maßnahmen der Einsatz kupferhaltiger Pflanzenschutzmittel der einzige Weg, um den Befall mit *P. infestans* zu regulieren (Meinck und Kolbe, 1999; Kühne et al., 2009). Das reicht jedoch in Jahren mit hohem Infektionsdruck (warmes und feuchtes Wetter) nicht aus. Der Ertragsverlust kann in Jahren mit hohem Befall sehr groß sein. Der Einsatz von Kupfer muss wegen der Akkumulationsgefahr im Boden und der negativen Auswirkungen auf Bodenlebewesen und Wasserorganismen sowie Pflanzenvitalität und -leistungsfähigkeit begrenzt werden (Malkomes, 2010). Die Verordnung (EG) Nr. 834/2007 mit den Durchführungsbestimmungen in der Verordnung (EG) Nr. 889/2008 über den Ökologischen Landbau begrenzt den Kupfereinsatz auf 6 kg ha⁻¹ im Jahr. Einige Anbauverbände des Ökologischen Landbaus wie Bioland und Naturland haben eine Jahreshöchstmenge von 3 kg ha⁻¹ festgelegt (Bioland, 2008). Kupferhaltige Mittel sollten nur zum Einsatz kommen, wenn alle vorbeugenden Maßnahmen ausgeschöpft wurden (Böhm, 2003).

Im Ökologischen Landbau werden deshalb präventive Maßnahmen genutzt, die einen direkten oder indirekten Einfluss auf den Phytophthorabefall haben (Meinck und Kolbe, 1999). Hierzu zählen z. B. der Anbau von weniger anfälligen Sorten und mehreren Reifegruppen, vorgekeimtes gesundes Pflanzgut, Feldhygiene, Ausrichtung der Kartoffeldämme in Hauptwindrichtung sowie eine optimale Nährstoffversorgung.

Alle diese Maßnahmen sind neben dem Einsatz von **Pflanzenstärkungsmitteln** Bausteine für die integrierte Regulierung der Kraut- und Knollenfäule insbesondere im Ökologischen Landbau. Von den Autoren wird die **Hypothese** aufgestellt, dass Pflanzenstärkungsmittel in Kombination mit Pflanzenschutzmitteln im Kartoffelanbau insgesamt und nicht nur im Ökologischen Landbau

einen zusätzlichen Phytophthora-reduzierenden Effekt haben können. Pflanzenstärkungsmittel bewirken keine direkte Reduktion des Befalls sondern fördern die Pflanzengesundheit und die Widerstandsfähigkeit der Pflanzen gegenüber Schadorganismen.

Das aus Krabbenschalen technisch gewonnene **Chitosan** ist ein Polyaminosaccharid mit unterschiedlichem Reinheitsgrad sowie einer differenzierten chemischen Qualität. So bedingt ein größerer Desacetylisierungsgrad seine verstärkte biologische Aktivität (Niederhofer, 2003). Die von etlichen Autoren ermittelten differenzierten Effekte von Chitosan lassen sich bündeln in:

- Verstärkung der Widerstandskraft der Pflanzen gegenüber Schaderregern und Stressfaktoren (Hadwiger, 1999; Hadwiger et al., 1994; Kauss, 1997; O'Herlihy et al., 2003; Roby et al., 1987; Tiuterev, 1996).
- Förderung der Synthese von Substanzen, z. B. Phytoalexine (Walker-Simmons et al., 1983) und Chitinasen (Dörnenburg und Knorr, 1994) und solchen, die die Peroxidase-Aktivität fördern (Kowalski et al., 2005).
- Produktion von Sekundärstoffen zur Verbesserung der Kallusbildung (Dörnenburg und Knorr, 1994, Tůmová und Backovská, 1999).
- positive Wirkung auf den Ertrag verschiedener Pflanzenarten (Benhamou et al., 1992; Benhamou et al., 1994; Bitelli et al., 2001; El Ghaouth, 1994; Reddy et al., 1999; Vander, 1998).

In einem zweijährigen Feldversuch wurde das Pflanzenstärkungsmittel ChitoPlant® (Chitosan) bei Kartoffeln sowohl zur Knollenbehandlung vor der Pflanzung als auch zur Krautbehandlung während der Vegetation eingesetzt. Zur Krautbehandlung wurde Chitosan auch in Kombination mit chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln gegenüber einer unbehandelten und einer ausschließlich chemisch-synthetischen Kontrollvariante geprüft.

Das Ziel dieses Beitrages ist die Wirkung von Chitosan auf die Pflanzengesundheit, den Ertrag und ausgewählte Kenngrößen zu untersuchen. Zudem werden weitere exogene Faktoren, die im Rahmen eines standardmäßig geplanten Feldversuches auftreten können, betrachtet, um aus ihnen einen Erkenntnisgewinn zu ziehen durch:

- varianzanalytische Untersuchungen zur Wirkung der geplanten Prüffaktoren;
- Ermittlung des Einflusses des Witterungsverlaufes in den beiden Versuchsjahren auf den Befall durch *P. infestans* in Abhängigkeit der Behandlungen;
- Prüfung des Effekts einer differenzierten Kaliumversorgung des Bodens bezüglich der Wirkung von Chitosan auf den Nährstoffgehalt des Kartoffelkrautes;
- Auswirkungen der Wasserversorgung auf die Ertragsbildung der Kartoffeln.

2 Material und Methoden

2.1 Standort und Versuchsdurchführung

Auf der Versuchstation Rostock (Bodenart SI, 41 Bodenpunkte, pH-Wert 6,0, 25 mg 100g⁻¹ P₂O₅, 5 mg 100g⁻¹ K₂O, 6,4 mg 100g⁻¹ MgO) wurde in den Jahren 2008 und 2009 ein zweifaktorieller Feldversuch mit vier Wiederholungen durchgeführt. Nach Vorfrucht Dinkel wurde der Versuch in beiden Jahren am 6. Mai mit der gegenüber *P. infestans* gering bis mittel anfälligen Sorte Agria gepflanzt. Die Parzellengröße betrug 4 x 3 Meter mit 4 Kartoffelreihen (Reihenabstand: 75 cm, Pflanzabstand: 30 cm). Gedüngt wurden 80 kg N ha⁻¹ in Form von Kalkammonsalpeter und im Jahr 2009 erfolgte eine Kaliumdüngung im April vor der Pflanzung in Höhe von 240 kg K ha⁻¹ in Form von Patentkali. Die Unkrautregulierung erfolgte im Voraufbau mit Artist® WG (Wirkstoffe Flufenacet und Metribuzin), im Nachaufbau zusätzlich mit Sencor® WG (Metribuzin). Eine Behandlung gegen Kartoffelkäfer war nicht notwendig, da kein Befall vorlag.

Das Pflanzenstärkungsmittel Chitosan (Handelsprodukt: ChitoPlant®) wurde im Versuch zur Knollenbehandlung vor der Pflanzung (Faktor A) und zur Krautbehandlung (Faktor B) separat oder in Kombination mit chemischen Fungiziden (Acrobat® Plus WG (Wirkstoffe: Mancozeb und Dimethomorph), Shirlan® (Wirkstoff: Fluazinam)) eingesetzt (Abbildung 1). Alle Varianten wurden gegen die unbehandelte Kontrolle und gegen die chemische Variante (Acrobat® Plus [AP], Shirlan® [S]) geprüft. Die Pflanzgutvorbehandlung mit Chitosan (1 g l⁻¹) erfolgte einen Tag vor dem Pflanzen. Die erste Krautbehandlung mit Chitosan [CBB] (1 g l⁻¹) wurde in beiden Versuchsjahren am 08. Juni vorgenommen und wöchentlich wiederholt. Gleichzeitig begann der Einsatz des systemischen Fungizides Acrobat®, der in Abständen von zwei Wochen wiederholt wurde. Als weitere chemische Behandlung wurde ab dem 6. Juli das Kontaktmittel Shirlan® in Abständen von je einer Woche angewendet. Die Applikation aller Präparate erfolgte mit einer Rückenspritze mit einem 1,5 m breiten Spritzbalken (0,5 mm Düsen, 2,0 bar).

Länge: F(A) F(B)													
4 m	a1	Block1	R	b1	b3	b6	b2	R	b8	b5	b7	b4	R
4 m		Block2	R	b7	b2	b5	b4	R	b3	b1	b6	b8	R
4 m		Block3	R	b6	b2	b7	b1	R	b4	b3	b5	b8	R
4 m		Block4	R	b4	b1	b5	b6	R	b8	b2	b7	b3	R
4 m	a2	Block1	R	b2	b4	b8	b6	R	b1	b5	b3	b7	R
4 m		Block2	R	b7	b6	b3	b1	R	b8	b2	b5	b4	R
4 m		Block3	R	b8	b2	b7	b6	R	b4	b5	b1	b3	R
4 m		Block4	R	b7	b1	b3	b5	R	b2	b4	b8	b6	R
Breite:			3 m	3 m	3 m	3 m	3 m	3 m	3 m	3 m	3 m	3 m	3 m

Faktor A: Knollenbehandlung	R: Randstreifen (Sorte Agria)
a1: Kontrolle; a2: Chitosan (1 g l ⁻¹)	(ohne Knollen- und Krautbehandlung)

Faktor B: Krautbehandlung		
Stufen	Behandlung	Variantenbezeichnung
b1	Kontrolle: ohne Behandlung	K0
b2	8 x Chitosan [CBB] in Abständen von einer Woche	8CBB
b3	2 x Acrobat [AP] 2 kg ha ⁻¹ am 10.06. und am 24.06.	2AP
b4	2 x AP und 4 x CBB	2AP + 4CBB
b5	2 x AP und 4 x Shirlan [S] 0,4 l ha ⁻¹ in Wochenabstand	2AP + 4S
b6	2 x AP, 3 x S und 1 x CBB	2AP + 3S + 1CBB
b7	2 x AP, 2 x S und 2 x CBB	2AP + 2S + 2CBB
b8	2 x AP, 1 x S und 3 x CBB	2AP + 1S + 3CBB

Abbildung 1:

Versuchsanlage und Varianten des Feldversuches

2.2 Witterung

Die Witterung am Standort ist gekennzeichnet durch eine Durchschnittsjahrestemperatur von 8,1 °C und eine mittlere jährliche Niederschlagsmenge in Höhe von 600 mm. Die Witterungsbedingungen für die Vegetationszeit der beiden Versuchsjahre sind im Vergleich zum längjährigen Mittel in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1:

Monatliche Niederschlagsmengen und Durchschnittstemperaturen in der Vegetationsperiode (April bis August) für die Versuchsjahre 2008 und 2009 im Vergleich zu dem längjährigen Mittel (LJM) von der Versuchsstation der Universität Rostock

Monat	2008		2009		LJM (1976 bis 2008)	
	Niederschlag (mm)	Temperatur (°C)	Niederschlag (mm)	Temperatur (°C)	Niederschlag (mm)	Temperatur (°C)
April	54,7	7,1	5,0	10,6	43,1	7,1
Mai	11,7	12,6	65,5	11,8	36,2	12,0
Juni	19,4	15,8	65,7	13,7	49,8	14,9
Juli	36,8	18,1	110,6	17,6	73,4	16,9
August	85,3	16,8	34,8	17,7	67,6	16,8
Summe	207,9		281,6		270,1	

2.3 Pflanzenbauliche Prüfmerkmale

a) Bonitur von *Phytophthora infestans*

Der Befall mit Kraut- und Knollenfäule (*P. infestans*) wurde visuell an der kompletten Pflanze ermittelt und prozentual einer neunstufigen Skala (nach James, 1971) zugeordnet. Die Bewertung des Krautfäulebefalls jeder Parzelle wurde in Abhängigkeit von ihrer räumlichen Position zu den Randreihen (R) ermittelt; pro Parzelle wurden in den beiden mittleren Reihen jeder Parzelle jeweils 10 Pflanzen bonitiert. Die Bonituren erfolgten in 2008 am 15. Juli, 21. Juli, und am 31. Juli; in 2009 aufgrund des frühzeitigeren Befallsbeginn am 8. Juli, 20. Juli und am 27. Juli.

An den geernteten Knollen wurde die Bewertung des Schorfbefalls (*Streptomyces scabies*) mit einer fünfstufigen Skala nach Symptomschwere durchgeführt.

b) Ertragsermittlung von Kraut und Knollen

Zur Bestimmung der Frisch- und Trockenmasse des Krautes wurde am 15. Juli (70-igster Wachstumstag) das Kraut von drei Pflanzen pro Parzelle aus der zweiten Reihe geerntet. Die Trockenmassebestimmung erfolgte bei 105 °C.

Die Kartoffelernte wurde in beiden Versuchsjahren am 28. August durchgeführt. Hierzu wurden pro Parzelle 10 Pflanzen aus der dritten Reihe zur Bestimmung der Frisch-

masse mit Handhacke geerntet. Zusätzlich wurde die Anzahl der Knollen bestimmt und das Einzelknollengewicht berechnet.

c) Inhaltsstoffe Kraut

Für die Bestimmung des Nährstoffgehaltes im Kraut wurden 2 g der getrockneten und gemahlenen Pflanzenpro-

ben bei 550 °C im Muffelofen verascht. Die Asche wurde mit Salzsäure aufgenommen, mit destilliertem Wasser verdünnt, aufgekocht (Aschelösung) und filtriert. Im Vorfeld der photometrischen P-Bestimmung (Spekol, Carl Zeiss Jena) erfolgte das Anfärben der Lösung mit einem Molybdat-Vanadat-Gemisch (Page et al., 1982). Kalium wurde mit dem Flammenphotometer gemessen (Elex 6361, Eppendorf) sowie Magnesium mit einem Spectralphotometer (EPOS Analyzer 5060, Eppendorf) (VDLUFA, 1997). Der N-Gehalt wurde nach Kjeldahl bestimmt (VDLUFA, 1997).

d) Inhaltsstoffe Knolle

Der Stärkegehalt der Knollen wurde mit der Stärkewaa-ge (Brückmann, 1876) über eine Regressionsgleichung nach Putz (1989) geschätzt.

In Tabelle 2 sind die im Feldversuch geprüften Merkmale zusammenfassend dargestellt.

Die mathematisch-statistische Datenanalyse erfolgte varianzanalytisch als Spaltanlage mit der Prozedur GLM des Programms SPSS, Version 15 unter Einbeziehung der beiden Hauptfaktoren (Faktor A: Knollenbehandlung, Faktor B: Krautbehandlung) und deren Wechselwirkung AxB (Knollenbehandlung x Krautbehandlung). Die Mittelwerte der Prüfglieder wurden mit dem Tukey-Test (Signifikanzniveau $\alpha = 0,05$) verglichen.

Tabelle 2:

Übersicht der in den Feldversuchen erhobenen Prüfmerkmale

Prüfmerkmale der Knollen			Prüfmerkmale des Krautes (*am 70. Vegetationstag)		
Bezeichnung	Abkürzung	Einheit	Bezeichnung	Abkürzung	Einheit
Knollenertrag (Frischmasse)	Ertrag	dt ha ⁻¹	Krautfrischmasse *	Kraut-FM	dt ha ⁻¹
Knollenanzahl je Pflanze	Kno/Pfl	Stück	Krautrockenmasse *	Kraut-TM	dt ha ⁻¹
Einzel-Knollengewicht	EKG	g	Inhaltstoffe in der Trockenmasse *	N, P, K, Mg	mg 100g ⁻¹
Schorfbefall	Schorf	%	Phytophthorabefall	Phyto	%
Stärkegehalt	Stärke	% FM			

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Befallssituation mit *Phytophthora infestans*

Die Befallssituation in den Jahren 2008 und 2009 war dadurch charakterisiert, dass in den Feldversuchen kein Primärbefall mit *Phytophthora infestans* am Stängel auftrat. Dieser geht bei hoher Boden- und Luftfeuchte von dem mit *P. infestans* infizierten Pflanzgut aus (Zellner, 2004). Der Sekundärbefall am Kartoffelkraut trat in beiden Jahren deshalb sehr spät, d. h. Anfang Juli auf, so dass die ersten Bonituren am 15. Juli 2008 bzw. 8. Juli 2009 erfolgten. Es herrschten somit keine günstigen Infektionsbedingungen, die eine rasche Ausbreitung der Infektion mit *P. infestans* beförderten. Trotz des niedrigen Infektionsdruckes in beiden Jahren führten die jeweiligen Witterungsbedingungen zu differenzierten Befallsverläufen bei *P. infestans* (siehe Punkt 3.3).

Im Jahre 2008 hatten die Pflanzenbestände auf Grund des warmen und trockenen Wetters im Mai und Juni (Tabelle 1) einen Vegetationsvorsprung von zwei Wochen gegenüber 2009. Am ersten Boniturtermin (15.07.2008) lag der durchschnittliche Befall mit *P. infestans* bei 8,8 % (Tabelle 3). Dabei konnte ein Befall nur an den unteren Blättern festgestellt werden. Auch zum zweiten Boniturtermin

am 21. Juli war der Befall mit durchschnittlich 15,4 % noch recht niedrig. Erst nach Zunahme des Infektionsdruckes ab Ende Juli / Anfang August erreichte der Befall eine Stärke von 57 % (Tabelle 3). Zu diesem Zeitpunkt waren die Pflanzenbestände bereits in der Phase der Abreife, so dass die Ertragsbildung weitestgehend abgeschlossen war.

Die Monate Mai bis Juli waren im Jahre 2009 (Tabelle 1) durch hohe Niederschlagsmengen gekennzeichnet, wobei allein im Juli über 100 mm Niederschlag fielen. Die Temperatur hingegen war niedriger als in dem Vergleichszeitraum des Jahres 2008. Aufgrund einer frühzeitigeren Infektion der Kartoffelbestände mit *P. infestans* wurde daher der erste Boniturtermin um eine Woche, d. h. auf den 08.07.2009 vorverlegt. Der durchschnittliche Befall mit *P. infestans* lag zu diesem Zeitpunkt bereits bei 16,1 % (Tabelle 5), wobei die Ertragsbildung noch nicht abgeschlossen war. Die Ausbreitung von *P. infestans* war somit im Jahr 2009 beschleunigt, verlief jedoch im Weiteren verhalten und erreichte beim dritten Boniturtermin am 27. Juli eine Befallsstärke von durchschnittlich 44 % (Tabelle 5).

3.2 Auswirkungen auf Ertrags- und Qualitätsparameter

Aufgrund der unterschiedlichen Witterungsverläufe in den beiden Versuchsjahren erfolgte die statistische Verrechnung getrennt nach Jahren. Die Ergebnisse können den Tabellen 2 bis 6 entnommen werden.

Tabelle 3:

Signifikanztabelle mit Mittelwerten und Standardabweichungen der Prüffaktoren für das Jahr 2008

Quelle der Variation	Kartoffelknollen			Kraut-TM (dt ha ⁻¹)	Kartoffelkraut Phytophthorabefall (%)		
	Ertrag (dt ha ⁻¹)	EKG (g)	Stärke (% in FM)		15.07.	21.07.	31.07.
Wiederholung	n.s	n.s	n.s	n.s	*	**	***
Knollenbehandlung (FA)	n.s	n.s	*	**	n.s	n.s	n.s
Krautbehandlung (FB)	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s
(FA) * (FB)	n.s	n.s	n.s	*	n.s	n.s	n.s
Mittelwert	268,3	84,8	16,1	11,4	8,8	15,4	56,9
Standardabweichung	49,8	16,2	1,2	4,0	4,7	6,7	13,6

n.s. nicht signifikant; * signifikant $p < 0,05$; ** signifikant $p < 0,01$; *** signifikant $p < 0,001$, EKG = Einzelknollengewicht

Tabelle 4:

Mittelwertvergleich der Faktorstufen für das Jahr 2008

Faktor A: Knollenbe- handlung	Faktor B: Krautbehandlung	n	Kartoffelknollen			Kartoffelkraut			
			Ertrag	EKG	Stärke	Kraut-TM	Phytophthorabefall (%)		
			(dt ha ⁻¹)	(g)	(% in FM)	(dt ha ⁻¹)	15.07.	21.07.	31.07.
Kontrolle		32	279,4 a	84,2 a	15,4 a	13,3 a	9,2 a	14,8 a	59,2 a
Chitosan		32	257,2 a	85,3 a	16,8 b	9,5 b	8,5 a	15,9 a	54,6 a
	KO	8	278,0	92,3	16,4	10,7	8,0	14,8	59,1
	8CBB	8	267,0	84,2	16,5	12,7	10,5	18,4	61,2
	2AP	8	265,7	76,5	16,0	11,2	9,2	16,5	55,1
	2AP + 4CBB	8	264,5	89,1	16,3	10,6	9,5	16,6	57,7
	2AP + 4S	8	262,0	94,5	15,3	10,7	7,2	11,8	46,9
	2AP + 3S + 1CBB	8	252,1	80,4	16,1	11,7	9,6	16,0	55,1
	2AP + 2S + 2CBB	8	292,7	83,6	15,4	13,4	9,3	14,8	58,8
	2AP + 1S + 3CBB	8	264,4	77,4	16,3	10,4	7,2	14,2	61,1

Faktor A: Varianzanalyse mit F-Test – nicht gleiche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede bei $p < 0,05$;
 Faktor B: Tukey-Test – keine signifikante Unterschiede
 CBB = Chitosan, AP = Acrobat®, S = Shirilan®

Tabelle 5:

Signifikanztafel mit Mittelwerten und Standardabweichungen der Prüffaktoren für das Jahr 2009

Quelle der Variation	Kartoffelknollen			Kraut-TM (dt ha ⁻¹)	Kartoffelkraut Phytophthorabefall (%)		
	Ertrag (dt ha ⁻¹)	EKG (g)	Stärke (% in FM)		08.07.	20.07.	27.07.
Wiederholung	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s
Knollenbehandlung (FA)	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s
Krautbehandlung (FB)	**	n.s	***	n.s	n.s	n.s	***
(FA) * (FB)	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s
Mittelwert	392,0	60,7	18,4	17,4	16,1	26,3	44,0
Standardabweichung	47,0	17,0	1,4	3,1	5,3	7,7	14,6

n.s nicht signifikant; * signifikant $p < 0,05$; ** signifikant $p < 0,01$; *** signifikant $p < 0,001$; EKG = Einzelknollengewicht

Im Jahre 2008 wurden für den Knollenertrag und das Einzelknollengewicht keine Signifikanzen für die beiden geprüften Faktoren Knollen- und Krautbehandlung ausgewiesen (Tabelle 3). Somit ergaben sich auch keine signifikanten Unterschiede zwischen den Faktorstufen (Tabelle 4). Die Knollenbehandlung (Faktor A) mit Chitosan führte einerseits zu signifikant höheren Stärkegehalten und andererseits zu signifikant niedrigeren Kraut-Trockenmasseerträgen. Hierbei handelt es sich voraussichtlich um Scheineffekte, da eine mangelnde Kaliumversorgung auf dem Großteilstück (a2) gegenüber (a1) vermutet wird und verantwortlich für diesen Effekt zu sein scheint. Die Rolle der Kaliumversorgung wird nachfolgend diskutiert (siehe Punkt 3.5).

Ein signifikanter Effekt des Zufallsfaktors Block (siehe Versuchsanlage in Abbildung 1) beim Befall mit *P. infestans* ist Ausdruck dafür, dass der Befallsdruck aus territorialer Nachbarschaft der Parzellen stärker wirkte und somit die Stufen des Faktors B (Krautbehandlung) überdeckte, so dass keine signifikanten Unterschiede erkennbar waren.

Im zweiten Untersuchungsjahr 2009 zeigten sich im Gegensatz zum Versuchsjahr 2008 bei keinem der untersuchten Parameter signifikante Effekte für den Faktor Knollenbehandlung. Dagegen zeigte der Faktor Krautbehandlung im Jahr 2009 signifikante Unterschiede für die Parameter Ertrag, Stärkegehalt und die Boniturtermine 2 und 3 (Tabelle 5 und 6).

Mit Ausnahme der Variante 2AP + 4CBB wiesen alle anderen Varianten auf Basis des Einsatzes chemischer

Tabelle 6:

Mittelwertvergleich der Faktorstufen für das Jahr 2009

Faktor A: Knollenbe- handlung	Faktor B: Krautbehandlung	n	Kartoffelknollen			Kartoffelkraut			
			Ertrag	EKG	Stärke	Kraut-TM	Phytophthorabefall (%)		
			(dt ha ⁻¹)	(g)	(% in FM)	(dt ha ⁻¹)	08.07.	20.07.	27.07.
Kontrolle		32	384,9 a	93,8 a	18,2 a	17,2 a	15,2 a	27,2 a	41,4 a
Chitosan		32	389,0 a	87,5 a	18,5 a	17,6 a	17,1 a	25,4 a	46,5 a
	K0	8	331,1 a	83,7	16,7 a	17,4	17,9	33,6	66,0 a
	8CBB	8	353,9 ab	83,3	18,0 ab	16,9	18,0	30,7	57,3 b
	2AP	8	395,9 bc	88,8	17,8 ab	18,0	14,6	25,2	45,9 b
	2AP + 4CBB	8	379,8 abc	89,7	18,5 bc	17,2	14,3	21,9	38,2 b
	2AP + 4S	8	418,0 c	104,3	19,9 bc	18,6	14,0	25,0	31,9 b
	2AP + 3S + 1CBB	8	427,1 c	89,3	19,2 bc	16,8	16,7	24,1	38,8 b
	2AP + 2S + 2CBB	8	396,0 bc	88,7	18,1 ab	16,4	17,0	26,3	34,5 b
	2AP + 1S + 3CBB	8	394,6 bc	93,6	18,7 bc	18,1	16,9	25,3	38,2 b

Faktor A: Varianzanalyse mit F-Test – keine signifikanten Unterschiede bei $p < 0,05$;
 Faktor B: Tukey-Test – nicht gleiche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede bei $p < 0,05$
 CBB = Chitosan, AP = Acrobat®, S = Shirilan®

Pflanzenschutzmittel signifikant höhere Erträge auf als die unbehandelte Kontrollvariante. Die alleinige Krautbehandlung mit Chitosan (8CBB) führte zu keinem signifikant höheren Ertrag im Vergleich zur Kontrolle. Die Stärkegehalte nahmen in allen behandelten Varianten zu; allerdings waren diese in der ausschließlich mit Chitosan behandelten Variante (8CBB) und in den Varianten 2AP sowie 2AP + 2S + 2CBB nicht signifikant höher als in der unbehandelten Kontrolle.

Beim Vergleich der Knollen- und Krauterträge der beiden Versuchsjahre (Mittelwerte im Vergleich von Tabelle 3 mit 5 sowie 4 mit 6) wird deutlich, dass diese in 2009 deutlich höher ausfielen als in 2008. Die Ertragsbildung in 2009 wurde aufgrund einer besseren Wasserversorgung durch die höheren Niederschlagsmengen in der Hauptwachstumsphase (Mai bis Juli) deutlich positiv beeinflusst und zudem durch eine ausreichende Kaliumversorgung im April 2009 (240 kg K ha⁻¹) auf allen Parzellen sichergestellt. Die ausreichende Wasser- und Nährstoffversorgung im Jahr 2009 war somit Basis dafür, dass die Krautbehandlung mit den verschiedenen Spritzmitteln und -kombinationen in diesem Jahr signifikante Effekte bewirkte.

3.3 Auswirkungen auf den Befall mit *P. infestans*

Das Jahr 2008 war in der Region Rostock ein Jahr mit einem unterdurchschnittlichen Befall der Kartoffelbestände durch *P. infestans*. Gründe dafür sind die geringen Niederschlagsmengen in den Monaten Mai und Juni (Tabelle 1) und der Witterungsverlauf im Monat Juli (Abbil-

dung 2) mit ebenfalls nur geringen Niederschlägen ab der zweiten Pentade, begleitet mit Temperaturen unterhalb des in den Abbildungen 2 und 3 ausgewiesenen Optimalbereiches von 18 bis 23 °C (Schöber-Butin, 2001). Das erklärt den geringen Befall durch *P. infestans* zum ersten Boniturtermin am 15. Juli einheitlich bei allen Spritzvarianten. Die Niederschläge in der 3. Pentade waren ebenfalls von niedrigen Temperaturen begleitet und bewirkten somit noch keinen stärkeren Infektionsdruck. Der erst Ende Juli zunehmende Infektionsdruck fiel bereits in die Abreifephase der Kartoffeln, so dass hiervon keine ausgeprägten Unterschiede im Krautfäulebefall in Abhängigkeit der Krautbehandlungen ausgehen konnten. Zum dritten Boniturtermin am 31. Juli wiesen die drei ausgewählten Spritzvarianten (Abbildung 2: Kontrolle; 2AP + 1S + 3CBB; 2AP + 4S) einen vergleichbar hohen Befall durch *P. infestans* auf.

Das Jahr 2009 war im Vergleich zu 2008 durch wesentlich höhere Niederschlagsmengen im Juni und Juli gekennzeichnet (Tabelle 1, Abbildung 3). Die unterdurchschnittlich kühlen Temperaturen im Monat Juni verhinderten einen frühzeitigen Infektionsdruck, so dass die Bedingungen für eine Ausbreitung von *P. infestans* erst durch die höheren Temperaturen Anfang Juli gegeben waren. Am 8. Juli (erster Boniturtermin) konnten noch keine Unterschiede im Befall durch *P. infestans* in Abhängigkeit der Krautbehandlungen festgestellt werden. Dennoch war der Befall durch *P. infestans* schon zu diesem Zeitpunkt stärker ausgeprägt als im Jahr 2008. Die chemische Krautbehandlung (2AP + 4S) sowie die Variante mit der Chitosan-Komponente (2AP

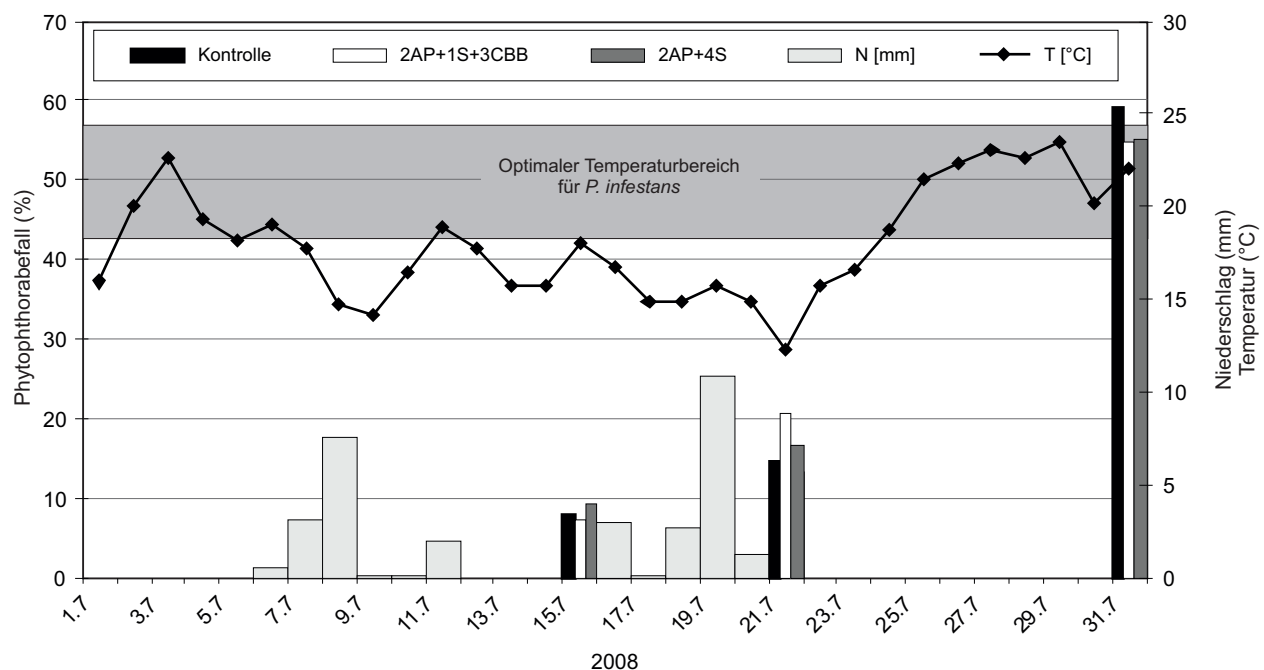


Abbildung 2:

Witterungsverlauf, Befallsdynamik von *Phytophthora infestans* im Vergleich der chemischen mit der kombinierten Spritzbehandlung und der Kontrolle im Monat Juli des Jahres 2008 (Mittelwerte für den Hauptfaktor „Krautbehandlung“; n = 8) AP = Acrobat®, S = Shirlan®, CBB = Chitosan, N = Niederschlag, T = Temperatur

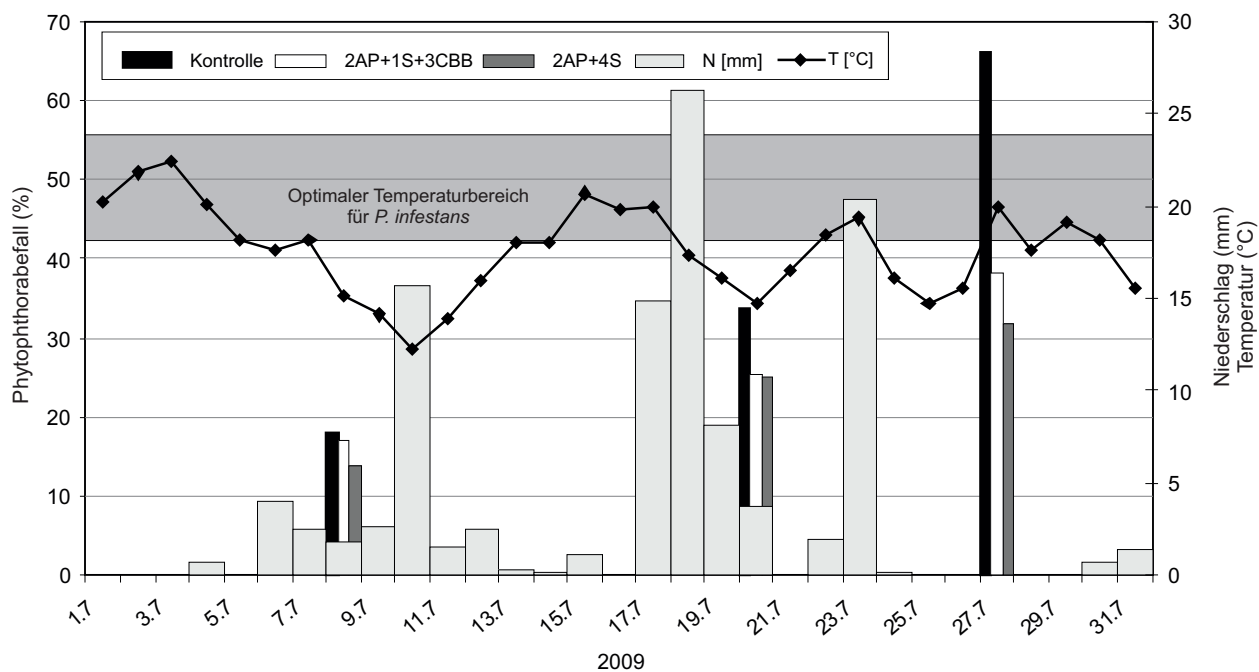


Abbildung 3:

Witterungsverlauf, Befallsdynamik von *Phytophthora infestans* im Vergleich der chemischen mit der kombinierten Spritzbehandlung und der Kontrolle im Monat Juli des Jahres 2009 (Mittelwerte für den Hauptfaktor „Krautbehandlung“; n = 8) AP = Acrobat®, S = Shirlan®, CBB = Chitosan, N = Niederschlag, T = Temperatur

+ 1S + 3CBB) brachten bei der weiteren Ausbreitung der Krautfäule zum dritten Boniturtermin sichtbare und signifikante Effekte im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle (Abbildung 3, Tabelle 5 und 6).

Die Knollenbehandlung (Faktor A) mit Chitosan brachte bei allen Prüfmerkmalen im Jahre 2009 keine signifikanten Unterschiede. Da keine Wechselwirkungen vorlagen, werden die Ergebnisse für die Krautbehandlung ebenfalls für den Hauptfaktor betrachtet (Tabelle 6). Alle Krautbehandlungsvarianten hatten zum dritten Boniturtermin im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle (KO) einen geringeren Befall durch *P. infestans*. Die alleinige Krautbehandlung mit Chitosan (8CBB) konnte den Befall nicht signifikant reduzieren, was in Übereinstimmung zu den Ergebnissen von Kowalski (2003) steht. Die chemische Variante (2AP + 4S) als auch die Kombinationsvarianten von Chitosan mit Acrobat® und Shirlan® (2AP + 4CBB, 2AP + 3S + 1CBB, 2AP + 2S + 2CBB, 2AP + 1S + 3CBB) konnten den Befallsverlauf verzögern sowie den Befall mit Befallswerten von unter 40 % gegenüber der unbehandelten Variante (66,0 %) als auch gegenüber der Chitosanbehandlung (8CBB: 57,3 %) signifikant reduzieren. Dabei zeigten diese Behandlungen mit Ausnahme der Variante 2AP + 4CBB einen signifikant höheren Ertrag im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle.

3.4 Einfluss des Befalls mit *P. infestans* auf den Ertrag

Da das Ergebnis im Jahre 2009, wie nachfolgend noch diskutiert, unter den Bedingungen einer ausgeglichenen Nährstoffversorgung und guter Wasserversorgung aller

Versuchspartellen zustande kam, wird im Folgenden der Zusammenhang von Befall mit *P. infestans* und Knollenertrag für das Versuchsjahr 2009 dargestellt (Abbildung 4). Der durch die Krautbehandlungen unterschiedlich hohe Befall mit *P. infestans* zeigte für das Jahr 2009 in der Regressionsanalyse einen signifikanten Zusammenhang ($r^2 = 0,2384$) auf den Ertrag (Abbildung 4). Somit waren 23,8 % der Ertragsvarianz auf den Befall durch *P. infestans* zurückzuführen. Eine Reduktion des Befalls um 1 % lässt dabei einen Ertragszuwachs von 1,7 dt ha⁻¹ erwarten (Abbildung 4).

Aufgrund der Tatsache, dass der Befall mit *P. infestans* zwar signifikant war, aber hierdurch nur 23,8 % der Ertragsvariation erklärt werden können, deutet dieses Ergebnis darauf hin, dass weitere Parameter einen erheblichen Einfluss auf die Ertragsbildung haben. Im Folgenden wird daher auf die Nährstoff- und die Wasserversorgung eingegangen.

3.5 Auswirkungen der Nährstoffversorgung

Die Bestimmung der Nährstoffgehalte im Kartoffelkraut diente der Überprüfung, ob die Applikation von Chitosan eine Wirkung auf die Nährstoffaufnahme der Pflanzen hatte. Die Krautbehandlung aller geprüften Mittel hatte in beiden Jahren keine signifikante Wirkung auf die Nährstoffkonzentration in der Trockenmasse des Krautes am 70. Vegetationstag (Tabelle 7). Lediglich die Knollenbehandlung mit Chitosan (Faktor A) führte im Jahre 2008 beim Phosphor zu signifikant niedrigeren Gehalten.

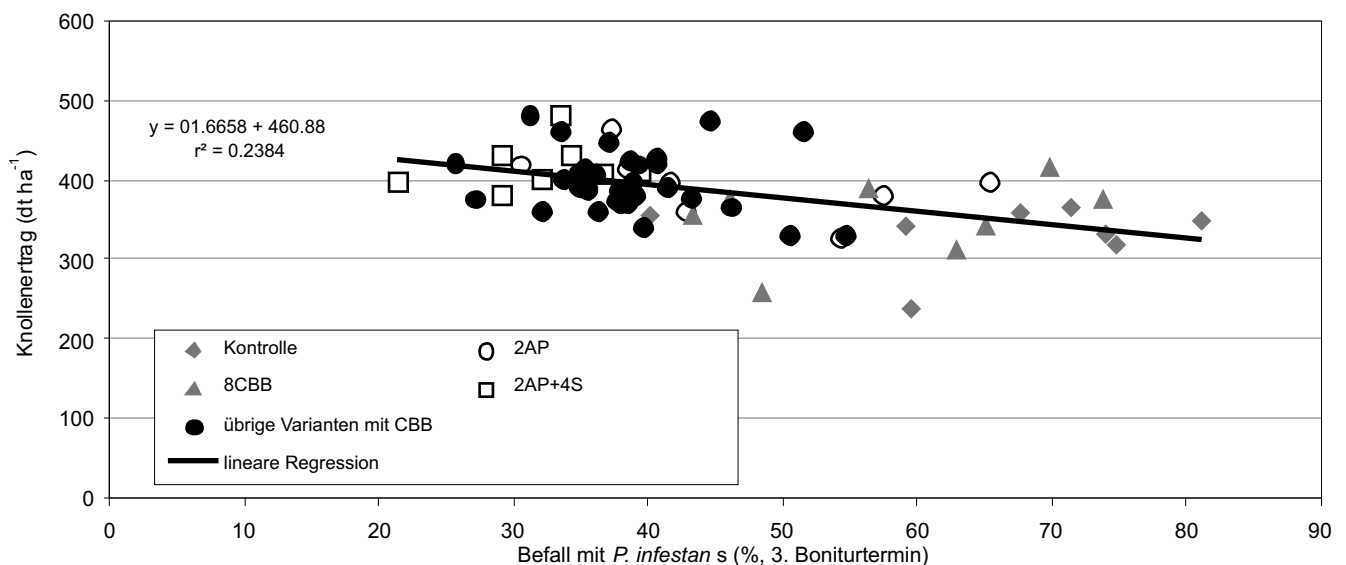


Abbildung 4:

Abhängigkeit des Ertrages vom Befall mit *P. infestans* (3. Bonitur-Termin) im Jahre 2009 (separate Kennzeichnung für ausgewählte Krautbehandlungen, CBB = Chitosan, AP = Acrobat®, S = Shirlan®)

Tabelle 7:

Mittelwertvergleich zum Nährstoffgehalt in der Trockenmasse des Krautes jeweils nach der Blüte am 15. Juli (70. Vegetationstag)

Knollen- behandlung	Krautbehandlung	n	2008			2009		
			P (mg 100g ⁻¹)	K (mg 100g ⁻¹)	N (g 100g ⁻¹)	P (mg 100g ⁻¹)	K (mg 100g ⁻¹)	N (g 100g ⁻¹)
Kontrolle: ohne Chitosan	Kontrolle	4	200,0	1744,0	3,4	170,4	2755,5	2,4
	8CBB	4	230,7	2360,5	3,3	167,7	2832,5	2,5
	2AP	4	210,8	2225,0	3,2	179,6	2951,8	2,6
	2AP + 4CBB	4	226,2	2428,5	3,3	157,1	2796,3	2,5
	2AP + 4S	4	222,6	2174,5	3,3	185,5	3087,0	2,4
	2AP + 3S + 1CBB	4	227,1	2218,0	3,1	170,4	3062,8	2,5
	2AP + 2S + 2CBB	4	223,5	2133,0	3,2	186,0	2607,3	2,7
	2AP + 1S + 3CBB	4	203,6	2134,5	3,2	180,5	2883,3	2,3
Behandlung mit Chitosan	Kontrolle	4	207,2	2418,0	3,2	163,5	2802,8	2,6
	8CBB	4	206,3	2072,0	3,4	174,5	2826,5	2,4
	2AP	4	200,0	2298,5	3,3	163,1	3279,0	2,5
	2AP + 4CBB	4	195,5	2156,0	3,4	169,0	2882,0	2,4
	2AP + 4S	4	196,4	2533,0	3,4	156,2	2765,3	2,4
	2AP + 3S + 1CBB	4	202,7	2300,0	3,2	166,8	3136,3	2,5
	2AP + 2S + 2CBB	4	226,2	1781,0	3,2	170,4	2650,0	2,4
	2AP + 1S + 3CBB	4	204,5	2208,5	3,2	178,7	2931,8	2,5
Kontrolle		32	218.1 a	2177.6 a	3.3 a	174.6 a	2872.0 a	2.5 a
Chitosan		32	204.8 b	2220.9 a	3.3 a	167.7 a	2909.2 a	2.4 a

CBB = Chitosan, AP = Acrobat®, S = Shirilan®

Von Bedeutung sind aber neben den Nährstoffgehalten im Kraut ebenfalls die Nährstoffverhältnisse und die flächenbezogene Nährstoffaufnahme, die sich aus der Nährstoffkonzentration und dem Massenaufwuchs kalkulieren lässt.

Das Nährstoffverhältnis wird nach Kolbe (1997) primär durch die Nährstoffverfügbarkeit im Boden bestimmt. Die Kaliumdüngung im Jahr 2009 bewirkte eine ausreichende Kaliumversorgung, was zu deutlich höheren K-Gehalten im Kraut im Vergleich zum Jahr 2008 führte (Tabelle 7). Bekannt ist, dass durch Kaliumdüngung die Abwehrkraft der Pflanzen erhöht werden kann (Alten und Orth, 1941). Darüber hinaus hatte die Kaliumdüngung zur Folge, dass das Kalium-Phosphor-Verhältnis im Kraut (Tabelle 8) im Jahre 2009 mit 16 bis 17 zu 1 erheblich weiter war als im Jahre 2008 mit 10 bis 11 zu 1.

Die Krautmasse als zweite Komponente der aufgenommenen Nährstoffmenge wird ebenfalls stark durch die Kaliumversorgung beeinflusst. Kalium fördert insbesondere das oberirdische Längenwachstum der Kartoffel im EC 30 - 39 und wirkt sich positiv auf die Photosynthese (Ulrich und Fong, 1969) aus. Kalium sorgt damit für ein großes Volumen dieses zeitweiligen Nährstoffspeichers Kartoffelkraut. Die Unterversorgung mit Kalium aufgrund der geringen Kaliumgehalte (5 mg K₂O 100g⁻¹ Boden) auf

der gesamten Versuchsfläche im Jahre 2008 und die vermutlich noch geringeren Gehalte auf dem Großteilstück „a2“ des Faktors A erklären die erhebliche Differenz der Kaliumgehalte im Kraut in den beiden Versuchsjahren und den signifikanten Unterschied des Kraut-Trockenmasseertrages zwischen den Stufen des Faktors A im Jahre 2008 (Tabelle 4). Wenn unterstellt wird, dass am 70. Vegetationstag etwa 65 % des Knollenertrages bereits gebildet sind (Kolbe, 1997) und die zu diesem Zeitpunkt im Kraut gespeicherte Nährstoffmenge dem noch zu erwarteten Knollenzuwachs gegenübergestellt wird, ergeben sich die in Tabelle 8 kalkulierten Proportionen.

Die erheblichen Ertragsdifferenzen hingegen können nicht nur auf die verbesserte Kaliumversorgung im Jahre 2009 zurückgeführt werden. Die Wasserversorgung hat in einzelnen Entwicklungsphasen einen wesentlichen Einfluss auf die Bildung von Kraut- und Knollenmasse (Roth et al., 1987). So hat sich die um 46,3 mm niedrigere Niederschlagsmenge im Juni 2008 gegenüber 2009 vorrangig auf die Blattmasseentwicklung negativ ausgewirkt. Die Niederschlagsmengen im Vegetationsabschnitt Ende Blüte und drei Wochen danach (15. Juli bis 15. August) hingegen haben im Zusammenwirken mit Kaliumversorgung und Phytophthorabefall einen erheblichen Einfluss auf die Knollenbildung gehabt. Deshalb wurde der Einfluss dieser

Tabelle 8:

Kalkulation zum Effekt der Nährstoffproportionen von Kalium und Phosphor beim Knollenertrag; Phytophthorabefall und Wasserversorgung (Vergleich der Jahre 2008 und 2009)

	Jahr	2008		2009	
	Großteilstück	a1	a2	a1	a2
Knollenertrag (Ernte)	(dt ha ⁻¹)	279,40	257,20	384,90	389,00
Erwarteter Ertragszuwachs nach dem 70. Tag (35%)	(dt ha ⁻¹)	97,80	90,00	134,70	136,20
Krautertrag am 70. Tag	(dt TM ha ⁻¹)	13,16	9,24	17,29	17,85
K-Gehalt im Kraut am 70. Tag	(mg 100g ⁻¹ TM)	2177	2221	2872	2909
P-Gehalt im Kraut am 70. Tag	(mg 100g ⁻¹ TM)	218	205	175	168
Verhältnis K:P		10,0 zu 1	10,8 zu 1	16,4 zu 1	17,3 zu 1
Kaliummenge im Kraut für Knollenzuwachs	(kg K dt ⁻¹ Knollen)	0,293	0,228	0,369	0,381
Phosphormenge im Kraut für Knollenzuwachs	(kg P dt ⁻¹ Knollen)	0,029	0,021	0,022	0,022
Phytophthorabefall (3. Bonitur)	(%)	59,2	54,6	41,4	46,6
Niederschlagssumme (15. Juli bis 15. August)	(mm)	60		107	
Kaliummenge in der Krautmasse am 70. Tag	(kg ha ⁻¹)	29,1	20,8	49,5	51,7

Tabelle 9:

Ergebnisse der Regressionsschätzung ($r^2 = 0.64$) für die Versuchsjahre 2008 und 2009

		Koeffizienten	Beta std.	Signifikanz p	r partiell
Knollenertrag (dt FM ha ⁻¹)	(Konstante)	192,4		0,000	
Phytophthorabefall (3. Bonitur)	(%)	-0,969	-0,195	0,001	-0,283
Niederschlagssumme (15. Juli bis 15. Aug.)	(mm)	1,947	0,599	0,000	0,535
Kaliummenge im Kraut am 70. Tag	(kg K ha ⁻¹)	0,567	0,125	0,135	0,134

Komponenten auf den Knollenertrag mit einer dreifach-linearen Regressionsfunktion (Daten beider Jahre; $n=128$) geschätzt (Tabelle 9). Auf diese Weise konnten 64 % der Ertragsvarianz erklärt werden.

Die standardisierten Beta-Koeffizienten lassen auf den partiellen Effekt der betrachteten Komponenten schließen, d. h., Wasserversorgung rund 60 %, Phytophthorabefall etwa 20 % und Kaliumvorrat im Kraut 12,5 %. Das widerspricht nicht der Aussage in Abbildung 4, dass im Jahre 2009 etwa 24 % der Ertragsvarianz durch den Befall mit *P. infestans* erklärt werden, da 2009 das höhere und sichere Ertragsniveau (387 +/- 47 dt/ha⁻¹) gegenüber 2008 (268 +/- 50 dt/ha⁻¹) durch eine bessere Wasser- und Kaliumversorgung erreicht wurde. In Untersuchungen zum ökologischen Kartoffelanbau von Finckh et al. (2006) wurde ebenfalls gezeigt, dass lediglich 26 % der Ertragsvariation durch den Befall mit *P. infestans* erklärt werden konnte.

Als wesentliche Ertrag beeinflussende Parameter wurden in der Arbeit von Finckh et al. (2006) neben der Wachstumszeit und der Temperatursumme auch die Stickstoffversorgung herausgearbeitet. Da in den hier vorlie-

genden Untersuchungen keine Erhebungen zur Stickstoffversorgung durchgeführt wurden, konnte dieser Faktor in den Regressionsanalysen nicht berücksichtigt werden.

Ein weiterer Aspekt der Kaliumversorgung ist, dass Kalium während des Staudenwachstums auch für den Aufbau von Enzymen zur Kohlenhydratbildung (Zucker und Stärke) verantwortlich ist (Malinowska, 1983; Wölfel, 2002). Eine gute Kaliumversorgung und optimale Temperaturen im Juli 2009 (von 15 bis 16 °C) bewirkten in den Varianten mit Krautbehandlung höhere Stärkegehalte in den Knollen, wobei die Stärkegehalte der Chitosanvariante (8CBB) sowie der Varianten 2AP und 2AP + 2S + 2CBB jedoch nicht signifikant höher als die der unbehandelten Kontrolle waren (Tabelle 6).

Mit den Daten beider Jahre konnte durch lineare Regression ein Zusammenhang von Stärkegehalt und K-P-Verhältnis im Kraut am 70. Tag geschätzt werden (Abbildung 5). Zu etwa 34 % erklärt sich unter diesen Versuchsbedingungen die Varianz des Stärkegehaltes durch die Änderung des K-P-Verhältnisses ($r^2 = 0,3442$). Untersuchungen von anderen Autoren (MacKay et al., 1966; Singh, 1987; Kolbe, 1995) zeigen, dass Kalium und

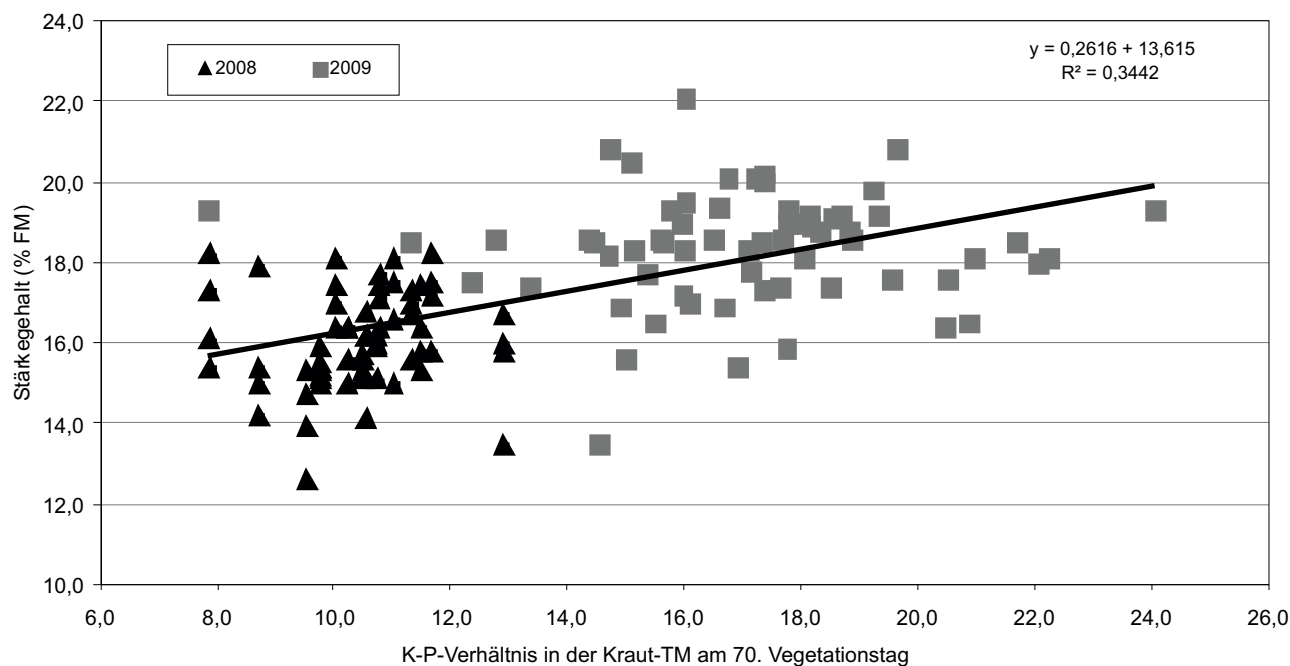


Abbildung 5:

Abhängigkeit des Stärkegehaltes geernteter Knollen vom K-P-Verhältnis in der Kraut-TM am 70. Vegetationstag (n = 128)

Phosphor bzw. deren Verhältnis den Ertrag und auch den Stärkegehalt beeinflussen. Allerdings gibt es keine direkt vergleichbaren Ergebnisse, da der Schwerpunkt der Untersuchungen entweder auf den Ertrag abzielte oder aber die Konzentrationen in den Blättern und nicht im oberirdischen Kraut aufwuchs bestimmt wurden. Dennoch ist aus den Ergebnissen abzuleiten, wie in Abbildung 5 dargestellt, dass dem Verhältnis von Kalium zu Phosphor eine wichtige Bedeutung zukommt.

4 Schlussfolgerungen

Weder die Knollenbehandlung noch die Krautbehandlung mit dem Pflanzenstärkungsmittel auf Basis von Chitosan führten zu einem geringeren Befall mit *P. infestans* oder zeigten einen positiven Effekt auf den Knollenertrag. Die in der Literatur beschriebenen positiven Effekte hinsichtlich z. B. antimikrobieller Eigenschaften und der dadurch positiv beeinflussten Verteidigungsmechanismen der Pflanzen gegenüber Mikroorganismen konnten unter Freilandbedingungen in den durchgeführten Feldversuchen hinsichtlich einer Befallsreduktion durch *P. infestans* nicht bestätigt werden.

Deutlich konnte jedoch herausgearbeitet werden, dass die Ertragsvariation von Kartoffeln von unterschiedlichen Faktoren abhängig ist. Die der Untersuchung zugrunde liegende Datenbasis zeigt, dass der Befall durch *P. infestans* die Ertragsvariation nur zu 20 % erklärt. Einen wesentlichen Zufallsfaktor im Feldversuch stellt jedoch die Witterung

des jeweiligen Untersuchungsjahres dar. So hatte in den vorliegenden Untersuchungen die Wasserversorgung einen deutlich größeren Einfluss auf die Ertragsbildung als der Befall mit *P. infestans*. Als weitere Einflussgröße konnte die Kaliumversorgung identifiziert werden. Hier konnte insbesondere gezeigt werden, dass das Verhältnis von Kalium und Phosphor im Kraut den Stärkegehalt in den Knollen beeinflusst. Dies muss bei der Düngungsbemessung Berücksichtigung finden.

Unter Einbeziehung der Untersuchungen von Finckh et al. (2006, 2008) sowie Möller et al. (2006) wird damit eine ausgewogene und optimale Nährstoffversorgung im Rahmen eines integrierten Konzepts zur Bekämpfung von *P. infestans* unter den Bedingungen des sparsamen Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln für besonders wichtig erachtet.

Literatur

- Alten F, Orth H (1941) Untersuchungen über den Aminosäuregehalt und die Anfälligkeit der Kartoffel gegen die Kraut- und Knollenfäule (*Phytophthora infestans* de Bary). *Phytopathol Z* 13:243-271
- Bioland (2008) Bioland informiert : Kupfer in der Ernährung und in der Landwirtschaft [online]. Zu finden in <http://www.bioland.de/fileadmin/bioland/img/wissen/Kompakt/Bioland_informiert_zu_Kupfer_10-2008.pdf> [zitiert am 15.02.2011]
- Benhamou N, Lafontaine P, Nicole M (1994) Induction of systemic resistance to fusarium crown and root rot in tomato plants by seed treatment with chitosan. *Phytopathology* 84:1432-1444
- Benhamou N, Nicole M, Theriault G (1992) Treatment with chitosan enhances resistance of tomato plants to the crown and root rot pathogen *fusarium oxysporum* f. sp. *radicis-lycopersici*. *Physiol Mol Plant Pathol* 4:33-52

- Bittelli M, Flury M, Campbell GS, Nichols EJ (2001) Reduction of transpiration through foliar application of Chitosan. *Agric Meteorol* 107:167–175
- BMVEL (2004) Reduktionsprogramm chemischer Pflanzenschutz. Berlin : BMVEL, 58 p
- BMELV (2008) Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln [online]. Zu finden in <http://www.bmelv.de/SharedDocs/Downloads/Landwirtschaft/Pflanze/Pflanzenschutz/Nationaler-AktionsplanPflanzenschutz.pdf;jsessionid=DCEBC82674E8B2F25694531D95817015?__blob=publicationFile> [zitiert am 15.02.2011]
- Böhm H (2003) Regulierung der Kraut- und Knollenfäule (Phytophthora infestans) im ökologischen Kartoffelanbau. *Ber Biol Bundesanst Land Forstwirtschaft* 118:48-55
- Brückmann RA (1876) Die Kartoffel und ihre Kultur : Amtlicher Bericht über die Kartoffel-Ausstellung zu Altenburg vom 14. bis 24. Oktober 1875 und ihre Ergebnisse. Berlin : Wiegandt, Hempel & Parey
- Cassells A, Kowalski B (1998) Strategies for the evaluation of somaclonal variation as a source of resistance to early and late blight of potato. In: Khurana SMP, Chandra R, Upadhy MD (eds) *Comprehensive potato biotechnology*. New Delhi : Malhotra Publ House, pp 49–64
- Dörnenburg H, Knorr D (1994) Elicitation of chitinases and antraquinones in *Morinda citrifolia* cell cultures. *Food Biotechnol* 8:57
- El Ghaouth A (1994) Effect of chitosan on cucumber plants : suppression of *Pythium aphanidermatum* and induction of defense reactions. *Phytopathology* 84:313–320
- Finckh MR, Schulte-Geldermann E, Bruns C (2006) Challenges to organic potato farming : disease and nutrient management. *Potato Res* 49(1):27-42
- Finckh MR, Hayer F, Schulte-Geldermann E, Bruns C (2008) Diversity, plant nutrition and prognosis : an integrated concept for late blight management in organic agriculture. *Gesunde Pflanzen* 60(4):159-170
- Hadwiger LA (1999) Host-parasite interactions : elicitation of defense responses in plants with Chitosan. In: Jollès P (ed) *Chitin and chitinases*. Basel : Birkhäuser, pp 185-200
- Hadwiger LA, Ogawa T, Kuyama H (1994) Chitosan polymer sizes effective in inducing phytoalexin accumulation and fungal suppression are verified with synthesized oligomers. *Molecular Plant-Microbe Interactions* 7(4):531-533
- James C (1971) A manual of assessment keys for plant diseases. St Paul : Am Phytopath Soc, 43 p
- Kauss H (1997) Partial acetylation of Chitosan and a conditioning period are essential for elicitation of H2O2 in surface-abraded tissues from various plants. *Adv Chitin Sci* 2:94-101
- Kolbe H (1995) Einflussfaktoren auf die Inhaltsstoffe der Kartoffel : Teil 1: Trockensubstanz und Stärke. *Kartoffelbau* 46(10):404-411
- Kolbe H (1997) Einflussfaktoren auf Ertrag und Inhaltsstoffe der Kartoffel. *Kartoffelbau* 48(8):318-323
- Kowalski B (2003) Entwicklung von nachhaltigen Maßnahmekomplexen zur Kontrolle von wirtschaftlich bedeutenden pilzlichen Schaderregern im ökologischen Kartoffelbau : Forschungsprojekt Nr:02OE272. Rostock : Univ
- Kowalski B, Jimenez Terry F, Agramonte Peñalver D, Unger C, Köppen D (2005) Untersuchungen zur Wirkung von Pflanzenstärkungsmitteln und Elicitoren auf Ertrag und Pflanzengesundheit bei Kartoffeln. *Mitt Ges Pflanzenbauwiss* 17:351–352
- Kühne S, Strassmeyer J, Rossberg D (2009) Anwendung kupferhaltiger Pflanzenschutzmittel in Deutschland. *J Kulturpfl* 61(4):126-130
- MacKay DC, MacEachern CR, Bishop RF (1966) Optimum nutrient levels in potato leaves (*Solanum tuberosum* L.). *Soil Sci Soc Am Proc* 30:73-76
- Malinowska G (1983) Untersuchungen zum Einfluss von Kaliumernährung auf Ertrag und Stärkeakkumulation von Kartoffelknollen. Hannover : Univ, 84 p
- Malkomes H-P (2010) Einfluss kupferhaltiger anthropogener Einträge auf Bodenmikroorganismen. *J Kulturpfl* 62(6):211-222
- Malkomes HP (2010) Einfluss kupferhaltiger anthropogener Einträge auf Bodenmikroorganismen : eine Übersicht. I. Mikrobielle Populationen. *J Kulturpfl* 62(6):211-222
- Meinck S, Kolbe H (1999) Bekämpfung der Kraut- und Knollenfäule im ökologischen Kartoffelanbau. *Kartoffelbau* 50:172–175
- Möller K, Habermeyer J, Zinkernagel V, Reents HJ (2006) Impact and interaction of nitrogen and phytophthora infestans as yield-limiting and yield-reducing factors in organic potato (*Solanum tuberosum* L.) crops. *Potato Res* 49:281–301
- Neuhoff D (2000) Speisekartoffelerzeugung im Organischen Landbau : Einfluss von Sorte und Rottemistdüngung auf Ertragsbildung und Knolleninhaltsstoffe. Berlin : Köster, 151 p, SchrR Inst Organischen Landbau 15
- Niederhofer A (2003) Biotechnologische Herstellung von niedermolekularem Chitosan aus *Mucor Spezies* als pharmazeutischer Hilfsstoff. Kiel : Univ, 147 p
- O'Herlihy E, Duffy ME, Cassells AC (2003) The effects of arbuscular mycorrhizal fungi and chitosan sprays on yield and late blight resistance in potato crops from plantlets. *Folia Geobot* 38:201–207
- Page AL, Miller RH, Keeney DR (1982) *Methods of soil analysis : part 2, chemical and microbial properties*. Madison : Am Soc Agron, Agronomy 9
- Putz B (1989) Kartoffeln : Züchtung, Anbau, Verwertung. Hamburg : Behr, 263 p
- Reddy MVB, Arul J, Angers P, Couture L (1999) Chitosan treatment of wheat seeds induces resistance to *Fusarium graminearum* and improves seed quality. *J Agric Food Chem* 47:1208-1216
- Roby D, Gadelle A, Toppan A (1987) Chitin oligosaccharides as elicitors of chitinase activity in melon plants. *Biochem Biophys Res Commun* 143:885–892
- Roßberg D, Gutsche V, Enzian S, Wick M (2002) NEPTUN 2000 : Erhebung von Daten zum tatsächlichen Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel im Ackerbau Deutschlands. Braunschweig : BBA, Ber Biol Bundesanst 98
- Roth D, Roth R, Kachel K (1987) Untersuchungen zum Einfluss differenzierter Wasserversorgung auf den Verlauf der Ertragsbildung und den Ertrag von Kartoffeln (*Solanum tuberosum* L.) sowie Schlussfolgerungen für den effizienten Beregnungseinsatz. *Potato Res* 30:625-636
- Schöber-Butin B (2001) Die Kraut- und Braunfäule der Kartoffel und ihr Erreger *Phytophthora infestans* (mont.) de Bary. Berlin : Parey, 64 p, Mitt Biol Bundesanst Land Forstwirtschaft 384
- Singh J (1987) Leaf analysis for balanced nutrition of potato. *J Indian Potato Assoc* 14(3/4):88-89
- Tiuterev S (1996) Chitosan mechanism of action and ways of using chitosan as ecologically safe means in enhancement of plant disease resistance. *Arch Phytopathol Plant Protection* 30:323–332
- Tümová L, Backovská M (1999) Chitosan and the flavonoid production. *Herba Pol* 45:114–115
- Ulrich A, Fong KH (1969) Effect of potassium nutrition on growth and cation content of potato leaves and tuber relative to plant analysis. *J Am Soc Hort Sci* 94:356-359
- Vander P (1998) Comparison of the ability of partially N-acetylated chitosans and chitoooligosaccharides to elicit resistance reactions in wheat leaves. *Plant Physiol* 118:1353–1359
- VDLUFA (1997) *Handbuch der landwirtschaftlichen Versuchs- und Untersuchungsmethodik : Methodenbuch ; Bd III: Die chemische Untersuchung von Futtermitteln : 4. Ergänzungslieferung*. Darmstadt : VDLUFA
- Walker-Simmons M, Hadwiger L, Ryan CA (1983) Chitosans and pectic polysaccharides both induce the accumulation of the antifungal phytoalexin Pisatin in pea pods and antinutrient proteinase inhibitors in tomato leaves. *Biochem Biophys Res Commun* 110:194–199
- Wölfel S (2002) Einflussnahme auf die Entwicklung des Stärkegehaltes von Speisekartoffeln unter Thüringer Bedingungen [online]. Zu finden in <<http://www.tll.de/ainfo/pdf/skar1106.pdf>> [zitiert am 15.02.2011]
- Zellner M (2004) Zur Epidemiologie und Bekämpfung von *Phytophthora*-Prämarbefall an Kartoffeln. *Mitt Biol Bundesanst Land- Forstwirtschaft* 396:189

Reassessment of the calculation procedure for the volatile solids excretion rates of cattle and pigs in the Austrian, Danish and German agricultural emission inventories

Ulrich Dämmgen^{*1}, Barbara Amon^{**2}, Steen Gyldenkerne^{***}, Nicholas J. Hutchings^{****2}, Heinrich Kleine Klausling^{*****}, Hans-Dieter Haenel^{*} and Claus Rösemann^{*}

Abstract

The equations provided in the IPCC Guidelines quantifying the fluxes of volatile solids were examined and corrected. National data were collated that allow the calculations of these fluxes. The combination of modified equations and national data instead of default values results in a reduction of calculated VS excretion rates for cattle and pigs and hence to reduced methane emission from manure storage facilities.

Keywords: Emissions, emission reporting, volatile solids, digestibility, energy contents, ash, cattle, pigs

Zusammenfassung

Überarbeitung des Verfahrens zur Berechnung von Ausscheidungsraten von „volatile solids“ bei Rindern und Schweinen in den österreichischen, dänischen und deutschen landwirtschaftlichen Emissionsinventaren

Die im IPCC-Regelwerk angegebenen Gleichungen zur Berechnung der Flüsse von „volatile solids“ wurden überprüft und korrigiert. Für die zur Berechnung solcher Flüsse benötigten Größen wurden nationale Daten zusammengestellt. Die Benutzung der veränderten Gleichungen und nationaler Daten anstelle von sog. default-Werten führt bei Rindern und Schweinen zu einer Verringerung der berechneten VS-Ausscheidungen und damit zu verringerten Methan-Emissionen aus dem Wirtschaftsdünger-Lager.

Schlüsselwörter: Emissionen, Emissionsberichterstattung, volatile solids, Verdaulichkeit, Energie-Gehalte, Asche, Rinder, Schweine

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

¹ former co-chair of UNECE Agriculture and Nature Panel

** University of Natural Resources and Life Sciences, Department of Sustainable Agricultural Systems, Division of Agricultural Engineering, Peter-Jordan-Strasse 82, 1190 Wien, Austria

² co-chair of UNECE Agriculture and Nature Panel

*** University of Aarhus, National Environmental Research Institute, Dept. of Policy Analysis, Frederiksborgvej 399, 4000 Roskilde, Denmark, UNFCCC ERT member

**** University of Aarhus, National Environmental Research Institute, PO Box 50, Research Centre Foulum, 8830 Tjele, Denmark

***** Deutsche Tiernahrung Cremer GmbH, Weizenmühlenstr. 20, 40221 Düsseldorf, Germany

1 Introduction

Methane (CH_4) emissions in animal husbandry originate from enteric fermentation and from the storage of animal excreta under anaerobic conditions. These emissions have to be quantified according to the IPCC^A Guidelines provided by the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) and reported to the UNFCCC secretariat. These IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories distinguish between simpler (Tier 1 Methods) and detailed methodologies (Tier 2 Methods). The latter include country specific parameters such as animal performance, feed composition and storage type.

In the IPCC Tier 2 methodologies for the assessment of CH_4 emissions from storage (IPCC, 1996, 2006), volatile solids (VS)^B are considered to be the source of CH_4 from manure management. In this methodology the CH_4 emission rates are directly related to the excretion rates of VS, the maximum methane producing capacity B_0 (reflecting typical composition of the excreta) and a methane conversion factor MCF (reflecting typical storage effects). Unless default values are used, the assessment of VS excretion rates presupposes the knowledge of the energy requirements and feed properties (including digestibility and ash contents), or representative diets, obtained by survey.

This work aims at a clarification of the IPCC (1996) and (2006) methodologies to assess VS excretion rates with respect to ash contents and digestibilities and at an improvement of the respective data base in dairy cattle husbandry and pig production, in particular with

- (1) the calculation procedure to assess VS input rates into storage systems in general;
- (2) the assessment of the parameters used to model VS input rates such as
 - the energy contents of feeds;
 - the digestibilities of feeds;
 - the ash contents of feeds.

1.1 IPCC calculation procedures for the derivation of volatile solids excretion rates – information provided in the guidelines

The IPCC methodologies (IPCC, 1996, 2006) relate the emission rates of CH_4 to the excretion rates of VS. They provide two different equations to quantify VS excretion rates.

In IPCC (1996), equation (15) reads:

$$VS_{1996} \text{ (kg dm/day)} = \text{Intake (MJ/day)} \times (1 \text{ kg}/18.45 \text{ MJ}) \times (1 - DE\%/100) \times (1 - ASH\%/100) \quad (1)$$

where

VS_{1996} VS excretion per day on a dry weight basis
 dm dry matter
 Intake the estimated average feed intake in MJ/day
 DE% the digestibility of the feed in per cent (e.g. 60 %)
 ASH% the ash content **of the manure** in per cent (e.g. 8 %)

In addition, footnote 13 explains: The energy density of feed is about 18.45 MJ per kg dry matter. This value is relatively constant across a wide range of forage and grain-based feeds commonly consumed by livestock.

IPCC (2006) equation (10.24), describes the VS excretion rate.

$$VS_{2006} = \left[GE \cdot \left(\frac{1 - DE\%}{100} \right) + (UE \cdot GE) \right] \cdot \left[\left(\frac{1 - ASH\%}{18.45} \right) \right] \quad (2)$$

where

VS_{2006} VS excretion per day on a dry-organic matter basis, kg VS day⁻¹
 GE gross energy intake, MJ day⁻¹
 DE% the digestibility of the feed in per cent (e.g. 60 %)
 (UE·GE) urinary energy expressed as a fraction of GE. Typically 0.04 GE can be considered urinary energy excretion by most ruminants.
 ASH% the ash content **of manure** calculated as a fraction of the dry matter feed intake (e.g. 0.08 for cattle).
 18.45 conversion factor of dietary GE per kg of dry matter (MJ kg⁻¹). This value is relatively constant across a wide range of forage and grain-based feeds commonly consumed by livestock.

Hence, the difference between the 1996 and 2006 Guidelines is the introduction of urine as an additional bearer of energy.

In the explanations to the equations, both IPCC (1996) and IPCC (2006) provide a default ash content of "around 8 %" (IPCC, 1996) for cattle and buffalo and of 0.08 MJ MJ⁻¹ (IPCC, 2006) for cattle only in **manure**.

The descriptions of ash contents in pig manure in IPCC (1996), pg. 4.23, and in the appendix, Table B-2, pg. 4.42, are ambiguous. The text refers to 2 % as ash content **in manure**, whereas the appendix states that the VS default emission factor was derived for ash contents of 2 % in pig

^A IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change

^B Volatile solids are defined as "degradable organic material in livestock manure". (IPCC, 1996, pg. 4.22)

feed (developed countries). IPCC (2006) does not provide information about ash contents in pig manure.

However, at a first glance, measured ash contents of manure or excreta are far larger than the default values provided in the guidelines. Hence both the equations and the ash contents need to be checked.

1.2 Treatment of crop residues in the IPCC Guidelines

Crop residues may be used as bedding material and may contribute to CH₄ formation during storage. However, neither IPCC guidelines take this source into account.

IPCC (1996), pg. 4.90 f, recommends assessment of N in crop residues with respect to the direct formation of N₂O. Equation (1), pg. 4.92, explicitly names F_{CR} as a source of N to be taken into account. Any material removed from the field as bedding or feed is to be subtracted from the biomass grown.

IPCC (2006) refers to N inputs into managed soils with bedding material (see equation (10.3), pg 10.65). However, C transfers with bedding material and CH₄ formation from bedding material are not accounted for explicitly.

As this proposal aims at a comprehensive assessment of VS input rates into manure storage systems this is felt to be inadequate.

2 Assessment of amounts of VS entering storage

CH₄ emissions from manure storage are related to the amounts of VS discharged into the storage system. The IPCC guidelines equate these with the amounts excreted.

2.1 Standardized IPCC equations

In order to avoid confusion, the above equations are "translated" into standard symbols that allow for a better explanation of relations. Equation (15) in IPCC (1996) then reads:

$$VS_{1996} = GE \cdot \frac{1}{c} \cdot (1 - x_{DE}) \cdot (1 - x_{ash, fu}) \quad (1a)$$

where

VS_{1996} VS excretion rate according to IPCC (1996) (in kg place⁻¹ d⁻¹ DM^c)

GE gross energy intake rate (in MJ place⁻¹ d⁻¹)

c constant (energy content of DM for domestic animals, $c = 18.45$ MJ kg⁻¹; IPCC (1996), pg. 23)

x_{DE} digestibility of energy (in MJ MJ⁻¹)

$x_{ash, fu}$ ash content of faeces and urine^D (in kg kg⁻¹), DM

The 2006 equation reads:

$$VS_{2006} = GE \cdot \frac{1}{c} \cdot (1 - x_{DE} + x_{UE}) \cdot (1 - x_{ash, fu}) \quad (2a)$$

where

VS_{2006} excretion rate according to IPCC (2006) (in kg place⁻¹ d⁻¹ DM)

GE gross energy intake rate (in MJ place⁻¹ d⁻¹)

c constant (energy content of DM for domestic animals, $c = 18.45$ MJ kg⁻¹; IPCC (2006), pg. 10.42)

x_{DE} digestibility of energy (in MJ MJ⁻¹)

x_{UE} urinary energy expressed as fraction of gross energy (cattle: $x_{UE} = 0.04$ MJ MJ⁻¹; pigs: $x_{UE} = 0.02$ MJ MJ⁻¹; IPCC (2006), pg. 10.42)

$x_{ash, fu}$ ash content of faeces and urine (in kg kg⁻¹), DM

2.2 Tentative deduction of the IPCC (1996) and (2006) equations

The pathways of organic matter and ash from feed to excreta are illustrated in Figure 1.

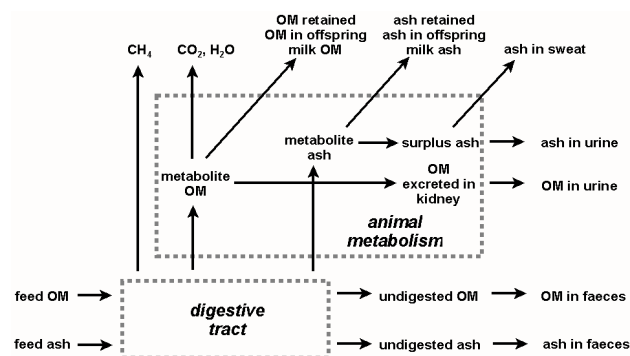


Figure 1:

Elements of the mass flow balances of organic matter and ash from animal feed to excreta

All equations and statements in this work refer to dry matter.

VS is the degradable organic matter (OM) **excreted** with faeces and urine, i.e. the sum of undigested OM, the digested OM **excreted** with urine, and the OM imported with bedding material:

^D The term "manure" used by IPCC may be restricted to faeces only (see Pain and Menzi, 2003). The term "excreta" describes any waste matter expelled from the body, such as faeces, urine, sweat, waste products of the metabolism or other non-useful materials. Hence we use the terms "faeces" and "urine".

^c DM: dry matter

$$VS = VS_{\text{faeces}} + VS_{\text{urine}} + VS_{\text{bedding}} \quad (3)$$

where

VS VS input rate into storage (in kg place⁻¹ d⁻¹)
 VS_{faeces} VS excretion rate with faeces (in kg place⁻¹ d⁻¹)
 VS_{urine} VS excretion rate with urine (in kg place⁻¹ d⁻¹)
 VS_{bedding} VS input rate with bedding (in kg place⁻¹ d⁻¹)

VS in faeces

VS_{faeces} equals the amount of undigested OM and can be calculated by subtracting the proportion of digestible organic matter (DOM) from the total OM:

$$VS_{\text{faeces}} = OM_{\text{feed}} \cdot (1 - X_{\text{DOM}}) \quad (4)$$

where

VS_{faeces} VS excretion rate with faeces (in kg place⁻¹ d⁻¹)
 OM_{feed} rate of OM intake with feed (in kg place⁻¹ d⁻¹)
 X_{DOM} apparent digestibility^E of organic matter (in kg kg⁻¹)

IPCC (1996) and IPCC (2006) assume

$$X_{\text{DOM}} \approx X_{\text{DE}} \quad (5)$$

where

X_{DOM} apparent digestibility of organic matter (in kg kg⁻¹)
 X_{DE} digestibility of energy (in MJ MJ⁻¹)

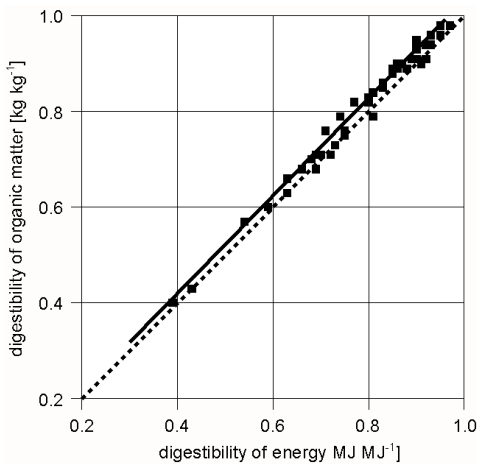


Figure 2:
Digestibility of energy and organic matter in pig feed constituents (data from Beyer et al., 2004)

However, the apparent digestibility of OM slightly exceeds X_{DE} (by a few %; see Figure 2). This is particularly

true for those constituents that form the most part of the diet (wheat, barley, soy bean extraction meal).

The organic matter intake (OM_{feed}) is the difference of total dry matter and the amount of ash in feed.

$$OM_{\text{feed}} = M_{\text{feed}} - M_{\text{ash, feed}} \quad (6)$$

where

OM_{feed} intake rate of organic matter with feed (in kg place⁻¹ d⁻¹)
 M_{feed} overall feed intake rate (in kg place⁻¹ d⁻¹)
 $M_{\text{ash, feed}}$ rate of ash taken in with feed (in kg place⁻¹ d⁻¹)

For M_{feed} see Chapter 2.3. M_{ash} is the intake rate of combustion residues with feed and can be rewritten as follows:

$$M_{\text{ash, feed}} = M_{\text{feed}} \cdot X_{\text{ash, feed}} \quad (7)$$

where

$M_{\text{ash, feed}}$ rate of ash (combustion residues) taken in with feed (in kg place⁻¹ d⁻¹)
 M_{feed} overall feed intake rate (in kg place⁻¹ d⁻¹)
 $X_{\text{ash, feed}}$ ash content of feed (in kg kg⁻¹)

VS in urine

IPCC (2006) relates VS_{urine} to GE intake:

$$VS_{\text{urine}} = \frac{GE}{\eta_{\text{GE, feed}}} \cdot x_{\text{GE, urine}} \quad (8)$$

where

VS_{urine} VS excretion rate with urine (in kg place⁻¹ d⁻¹)
 GE gross energy intake rate with feed (in MJ place⁻¹ d⁻¹)
 $\eta_{\text{GE, feed}}$ gross energy content of feed dry matter (in MJ kg⁻¹)
 $x_{\text{GE, urine}}$ share of GE excreted with urine (in MJ MJ⁻¹)

The share of $x_{\text{GE, urine}}$ amounts to 0.02 to 0.04 MJ MJ⁻¹ for cattle and 0.02 MJ MJ⁻¹ for pigs^F.

The gross energy content of urine, $\eta_{\text{GE, urine}}$ ^F is definitely different from c in equations (1a) and (2a) ($\eta_{\text{GE, urea}}$ of the major constituent urea is 13.74 MJ kg⁻¹).

However, the energy excreted with urine is contained in organic matter whose composition differs from that of feed. Examples of analyses of cows' urine are presented in Kool et al. (2006):

^E Definition of digestibility: fraction (input – faecal losses)/input. For energy this is the fraction (GE – faecal losses)/GE, for OM it is the fraction DOM/OM.

^F German data for energy losses with urine related to GE intake: dry cows: 0.036 MJ MJ⁻¹, lactating cows: 0.033 (Müller et al., 1980); cows: 0.035 MJ MJ⁻¹ (Kreuzer et al., 1985)

Table 1:

Examples of composition of cows' urine (in % of N excreted with urine) (Kool et al., 2006)

constituent	feed maize based	feed grass based
urea	85.2	76.7
allanthoin	8.3	14.3
hippuric acid	4.1	5.1
uric acid	0.5	0.8
creatinine	2.0	3.2

Carbon to nitrogen ratios in urine lead to similar conclusions: the C to N ratio of urine is close to that of urea (Table 2).

Table 2:

Carbon to nitrogen ratio in urine (in kg kg⁻¹) (Hoffmann and Klein, 1980)

animal	C to N ratio
cows dry	1.64
cows lactating	1.58
bulls (beef)	1.38
pigs growing	1.15
pigs for slaughter	0.97
for comparison	
urea	1.71
allanthoin	0.86
hippuric acid	7.71

Hence, 90 to 95 % of the OM in urine is urea and allanthoin. Both are hydrolyzed within hours after excretion to CO₂ and NH₃. They do not form degradable organic matter as defined and do not account for any CH₄ formation (Monteny and Erisman, 1999). The difference between IPCC (1996) (equation 1) and IPCC (2006) (equation 2) is irrelevant, independent of the amount of the energy excreted with urine.

VS in bedding

IPCC (1996) and IPCC (2006) do not explicitly include bedding material as source of CH₄ emissions from manure management. However, the properties of customary bedding materials are similar to the undigested feed constituents. A complete inventory should include VS from decomposing bedding material.

VS_{bedding} is treated like VS_{faeces} :

$$VS_{\text{bedding}} = OM_{\text{bedding}} \quad (9)$$

where

VS_{bedding} volatile solids input with bedding
(in kg place⁻¹ d⁻¹)

OM_{bedding} rate of OM input with bedding
(in kg place⁻¹ d⁻¹)

The organic matter input with bedding (OM_{bedding}) is the difference of total dry matter and the amount of ash in bedding.

$$OM_{\text{bedding}} = M_{\text{bedding}} - M_{\text{ash, bedding}} \quad (10)$$

where

OM_{bedding} input rate of organic matter with bedding
(in kg place⁻¹ d⁻¹)

M_{bedding} overall organic matter input rate with bedding
(in kg place⁻¹ d⁻¹)

$M_{\text{ash, feed}}$ rate of ash imported with bedding
(in kg place⁻¹ d⁻¹)

with

$$M_{\text{ash, bedding}} = M_{\text{bedding}} \cdot X_{\text{ash, bedding}} \quad (11)$$

where

$M_{\text{ash, bedding}}$ rate of ash (combustion residues) imported with bedding (in kg place⁻¹ d⁻¹)

M_{bedding} overall import rate of bedding
(in kg place⁻¹ d⁻¹)

$X_{\text{ash, bedding}}$ mean ash content of bedding (in kg kg⁻¹)

Synthesis

The combination of the above considerations yields the amounts of VS entering the storage system:

$$VS_{\text{faeces, sto}} = VS_{\text{faeces}} = M_{\text{feed}} \cdot (1 - X_{\text{ash, feed}}) \cdot (1 - X_{\text{DOM}}) \quad (12a)$$

$$VS_{\text{urine, sto}} \neq \frac{GE}{\eta_{\text{GE, feed}}} \cdot x_{\text{GE, urine}}; \quad VS_{\text{urine, sto}} \approx 0 \quad (12b)$$

$$VS_{\text{bedding, sto}} = VS_{\text{bedding}} = M_{\text{bedding}} \cdot (1 - X_{\text{ash, bedding}}) \quad (12c)$$

where

$VS_{\text{faeces, sto}}$ VS in faeces entering storage
(in kg place⁻¹ d⁻¹)

VS_{faeces} VS excretion rate with faeces
(in kg place⁻¹ d⁻¹)

M_{feed} feed intake rate (dry matter)
(in kg place⁻¹ d⁻¹)

$X_{\text{ash, feed}}$	ash content of feed (in kg kg ⁻¹)
$VS_{\text{urine, sto}}$	VS in urine entering storage (in kg place ⁻¹ d ⁻¹)
VS_{urine}	VS excretion rate with urine (in kg place ⁻¹ d ⁻¹)
X_{DOM}	apparent digestibility of organic matter (in kg kg ⁻¹)
GE	gross energy intake rate (in MJ place ⁻¹ d ⁻¹)
$\eta_{\text{GE, feed}}$	gross energy content of feed (in MJ kg ⁻¹)
$x_{\text{GE, urine}}$	share of GE excreted with urine (in MJ MJ ⁻¹)
$VS_{\text{bedding, sto}}$	VS entering storage with bedding (in kg place ⁻¹ d ⁻¹)
VS_{bedding}	VS input with bedding (in kg place ⁻¹ d ⁻¹)
M_{bedding}	overall import rate of bedding (in kg place ⁻¹ d ⁻¹)
$X_{\text{ash, bedding}}$	ash content of bedding (in kg kg ⁻¹)

Equation (15) in IPCC (1996) reflects equation (12a) in this work (albeit with a wrong ash content). Equation (10.24) in IPCC (2006) appears to be an unnecessary extension of equation (15) in IPCC (1996). The subsequent application in the Guidelines presupposes the same maximum methane producing capacity B_0 for both faeces and urine. This is definitely not the case.

Both guidance documents identify the respective ash contents as “ash content of the manure” (IPCC, 1996, 2006). This is felt to be inadequate.

In principle, bedding material can be taken into account according to equation (12c).

2.3 The assessment of feed intake rates

Countries can find themselves in one of two situations:

- They have measured animal diets, in which case, they know the dry matter intake and their starting point is equation (3). They do not need to consider energy at all.
- They have to estimate the dry matter intake from the energy demand (i.e. the size of the animal and its productivity) as follows.

M_{feed} can be obtained from the respective energy requirements and energy contents, as

$$M_{\text{feed}} = \frac{GE}{\eta_{\text{GE, feed}}} = \frac{ME}{\eta_{\text{ME}}} = \frac{NEL}{\eta_{\text{NEL}}} \quad (13)$$

where

M_{feed}	feed intake rate (in kg place ⁻¹ d ⁻¹)
GE	gross energy intake rate (in MJ place ⁻¹ d ⁻¹)
$\eta_{\text{GE, feed}}$	gross energy content of feed (in MJ kg ⁻¹)
ME	intake rate of metabolizable energy (in MJ place ⁻¹ d ⁻¹)
η_{ME}	metabolizable energy content of feed (in MJ kg ⁻¹)
NEL	intake rate of net energy for lactation (in MJ place ⁻¹ d ⁻¹)
η_{NEL}	NEL content of feed (in MJ kg ⁻¹)

The construction of the inventory might begin with the assessment of energy requirements. In Central Europe, ME and NEL are used for this purpose. The subsequent step would then be the derivation of the GE needed for the assessment of emissions from enteric fermentation.

If the energy requirement of an animal category is E (measured in ME, NEL or whatever energy units one's country chooses to use), then:

$$E = OM_{\text{feed}} \cdot X_{\text{DOM}} \cdot \eta_{\text{E, OM}} \quad (14)$$

or

$$E = M_{\text{feed}} \cdot (1 - X_{\text{ash, feed}}) \cdot X_{\text{DOM}} \cdot \eta_{\text{E, OM}} \quad (14a)$$

where

E	energy intake rate (in MJ place ⁻¹ d ⁻¹)
M_{feed}	feed dry matter intake rate (in kg place ⁻¹ d ⁻¹)
$X_{\text{ash, feed}}$	ash content of feed (in kg kg ⁻¹)
X_{DOM}	apparent digestibility of organic matter (in kg kg ⁻¹)
$\eta_{\text{E, OM}}$	energy concentration in feed OM (in energy units per kg OM)
OM_{feed}	organic matter intake rate (in kg place ⁻¹ d ⁻¹)

Hence, a simplified calculation procedure combines equations (14a) and (12a):

$$VS_{\text{faeces, sto}} = \frac{E}{\eta_{\text{E, OM}} \cdot X_{\text{DOM}}} \cdot (1 - X_{\text{DOM}}) = \frac{E}{\eta_{\text{E, OM}}} \cdot \left(\frac{1}{X_{\text{DOM}}} - 1 \right) \quad (15)$$

where

$VS_{\text{faeces, sto}}$	VS in faeces entering storage (in kg place ⁻¹ d ⁻¹)
E	energy intake rate (in MJ place ⁻¹ d ⁻¹)
$\eta_{\text{E, OM}}$	energy content of feed OM. (energy units per kg OM).
X_{DOM}	apparent digestibility of organic matter (in kg kg ⁻¹)

2.4 The “constant” and the default values

Both IPCC (1996) and (2006) use the GE calculated for the assessment of CH₄ emission rates from enteric fermentation. For this procedure they provide a “constant” of 18.45 MJ kg⁻¹, explaining that “this value is relatively constant across a wide range of forage and grain-based feeds commonly consumed by livestock”. They also provide default values for digestibilities of energy and ash contents.

2.4.1 Gross energy content of feeds

In the IPCC methodology, GE input rates are needed to assess CH₄ emissions from enteric fermentation (see equa-

tions (14) in IPCC (1996), pg. 4.22, and (10.21) in IPCC (2006), pg. 10.31). The input rates are assessed from the feed intake rates and the GE contents of feed. Such mean GE contents of feeds can be obtained from measurements or from calculations as the weighted mean of the GE contents of the respective feed components:

$$\eta_{GE, feed} = x_{feed, 1} \cdot \eta_{GE, 1} + x_{feed, 2} \cdot \eta_{GE, 2} + x_{feed, 3} \cdot \eta_{GE, 3} + \dots \quad (16)$$

where

$\eta_{GE, feed}$ mean GE content of feed (in MJ kg⁻¹)
 $x_{feed, 1}$ fraction of feed constituent 1 (in kg kg⁻¹)
 $\eta_{GE, 1}$ GE content of feed constituent 1 (in MJ kg⁻¹)
 $x_{feed, 2}$ fraction of feed constituent 2 (in kg kg⁻¹)
 $\eta_{GE, 2}$ GE content of feed constituent 2 (in MJ kg⁻¹)
 etc.

and

$$x_{feed, 1} + x_{feed, 2} + x_{feed, 3} + \dots = 1 \quad (16a)$$

In Germany, the tables provided in Beyer et al. (2004) contain gross energy contents of feeds.

Gross energy contents of dairy cattle feed

Typical dairy cattle feeds were used to derive a mean GE content of feeds, $\eta_{GE, feed}$, and compare it to the default value of 18.45 MJ kg⁻¹. Table 3 illustrates that both the German and the Austrian GE contents are likely to fall below the default value, but that the default value is within the range to be found in both parties to the convention. However, the treatment of concentrates whose composition is unknown, leads to additional uncertainties.⁶

Table 3:

Gross energy contents $\eta_{GE, feed}$ of exemplary Austrian and German dairy cow feeds (related to dry matter)

	Kryovoruchko et al. (2004)	DLG (2005)	unit
number of feeds	6	16	
mean GE content	18.32	18.34	MJ kg ⁻¹
standard deviation	0.26	0.05	MJ kg ⁻¹

⁶ The energy content of dairy cattle feed is reported in MJ kg⁻¹ NEL. The NEL content of 6.6 MJ kg⁻¹ NEL is approximately equivalent to a GE content of 19.2 MJ kg⁻¹ (calculated within GAS-EM)

Danish data are available for cattle (Table 4):

Table 4:

Gross energy contents $\eta_{GE, feed}$ of exemplary Danish cattle feeds (related to dry matter)

	lactating cows	dry cows	before delivery	pregnant heifers	unit
number of feeds	38	10	8	10	
mean GE content	18.75	18.32	18.39	18.51	MJ kg ⁻¹
standard deviation	0.19	0.30	0.15	0.30	MJ kg ⁻¹

German data suggest that the GE content of feed is significantly related to animal performance (Figure 3).

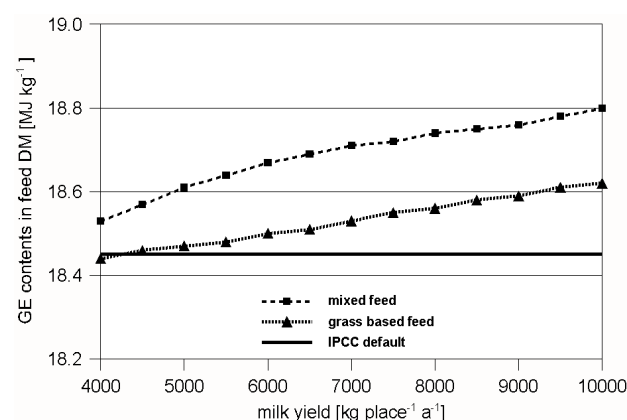


Figure 3:

Gross energy contents of German dairy cow feeds as a function of milk yield and feed type (preliminary data).

Mixed feed: diet based on grass and maize silage, pasture, standard concentrate MLF 18/3 and rape seed expeller with variable shares; grass based feed: diet based on grass silage, pasture, standard concentrate MLF 18/3 and wheat with variable shares. For details see Dämmgen et al. (2010). IPCC default: conversion factor for dietary GE provided in IPCC (1996), pg. 4.23, and IPCC (2006), pg. 10.42.

Gross energy contents of fattening pig feeds

Mean pig feed composition was available for various German districts. The analysis of the data collated in Dämmgen et al. (2011a, b) resulted in the GE contents illustrated in Table 5 and Figure 4. Again, the weighted mean GE contents for the whole pig population are likely to fall below the default value.

Table 5:

Gross energy contents of representative German pig feeds (related to dry matter) (data set generated for Dämmgen et al., 2011a, b)

	sows	weaners	fatteners	unit
number of samples	37	36	67	
mean GE content	18.31	18.65	18.32	MJ kg ⁻¹
standard deviation	0.38	0.32	0.31	MJ kg ⁻¹

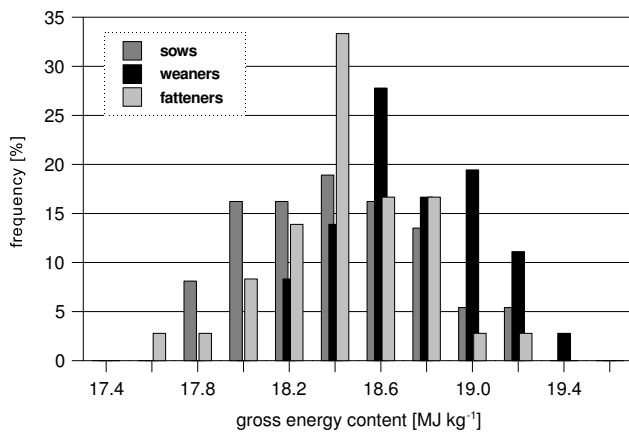


Figure 4:
Gross energy contents in representative German pig feeds

Synthesis

The gross energy content of feed, η_{GE} , is not a constant. The value provided in the IPCC guidelines should be treated as a default value. National information should be used where available. The difference between IPCC default and national values also affects the CH_4 formation from enteric fermentation, however to a lesser extent.

If the IPCC equation is used to derive VS from GE and η_{GE} , then η_{GE} exceeding the default value will result in reduced feed intake rates, and *vice versa*, and hence in modified CH_4 emission rates. The examples given above indicate the deviations from the default value will be of minor importance.

2.4.2 Digestibilities of feeds

Both IPCC (1996) and (2006) use the apparent digestibility for energy^H to assess VS excretion rates. In fact, the digestibility of energy in feed is used. However, the three digestibilities for energy, organic matter and nitrogen in feed differ.

The mean digestibility for energy is either obtained from its constituents according to

$$X_{DE, feed} = x_{feed,1} \cdot x_{DE,1} + x_{feed,2} \cdot x_{DE,2} + x_{feed,3} \cdot x_{DE,3} + \dots \quad (17)$$

where

$X_{DE, feed}$ mean apparent digestibility of energy in feed (in MJ MJ⁻¹)

$x_{feed,1}$ fraction of feed constituent 1 (in kg kg⁻¹)

$x_{DE,1}$ digestibility of energy in feed constituent 1 (in MJ MJ⁻¹)

$x_{feed,1}$ fraction of feed constituent 2 (in kg kg⁻¹)

$x_{DE,1}$ digestibility of energy in feed constituent 2 (in MJ MJ⁻¹)

etc.

and

$$x_{feed,1} + x_{feed,2} + x_{feed,3} + \dots = 1 \quad (17a)$$

or as the fraction of known DOM and OM or DE and GE

$$X_{DOM, feed} = \frac{DOM_{feed}}{OM_{feed}} \quad (18)$$

or

$$X_{DE, feed} = \frac{DE_{feed}}{GE_{feed}} \quad (18a)$$

Digestibility of dairy cattle feed

IPCC (1996) and (2006) provide default feed digestibilities for energy in Western Europe (1996: Tables B1 and B2, pg. 4.39 to 4.42; 2006: Tables 10.A1, pg. 10.72 to 10.A2, pg. 10.73 and Table 10.2, pg. 10.14; IPCC default data in MJ MJ⁻¹: dairy cows, 1996: 0.60; 2006: 0.70; other cattle, 1996: 0.61; 2006: 0.60 to 0.65; pigs, 1996: 0.75; 2006: 0.70 to 0.90). The values provided differ considerably. The 2006 default values are in the range observed in Central Europe. The values mentioned in IPCC (1996) are not acceptable.

As the productivity of dairy cattle increases, the demand for energy also increases. The amount of energy that a cow can extract from the diet depends on the amount and quality of feed consumed. In practice, farmers respond to the increased demand by increasing both the amount of feed and its digestibility (i.e. the proportion of the total energy that can be accessed by the micro-organisms in the rumen of the cow). This is illustrated in Figure 5.

However, the digestibility of a feed is normally assessed *in vitro*, using analytical methods that measure the amount of feed dry matter that is degraded after incubation in rumen fluid for an extended period of time. As a result, the method estimates the maximum digestibility. However, the space available for feed in the rumen is limited, so as the intake rate increases, the time the feed remains in the rumen decreases. Consequently, the actual digestibility achieved will be increasingly lowered, relative to the standard value, as animal productivity increases. This means that the actual increase in digestibility of the feed with increasing milk yield will be lower than indicated in Figure 5.

^H The apparent digestibility for energy, X_{DE} , is defined as fraction of digestible energy DE to gross energy GE . The term "digestibility" is in practice synonymous with "apparent digestibility".

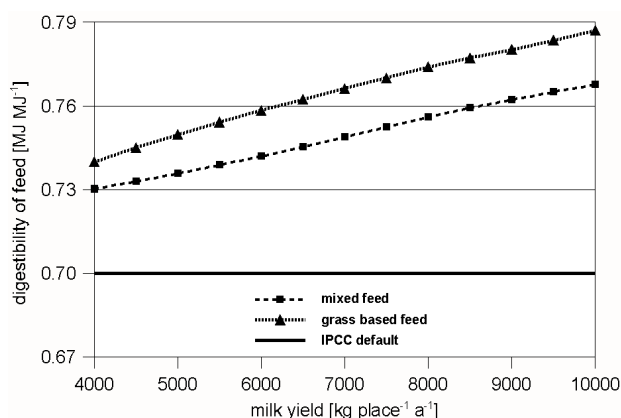


Figure 5:

Apparent digestibilities X_{DE} of German dairy cow feeds as a function of milk yield and feed type as used in the German agricultural emission inventory model GAS-EM.

For "mixed feed" and "grass based feed" see caption to Figure 3. IPCC default: digestibility for dairy cattle provided in IPCC (2006), pg. 10.72. (IPCC, 1996, pg. 4.31 proposes 0.60 MJ MJ⁻¹.)

Digestibility of pig feed

Exemplary apparent digestibilities X_{DOM} for German pig feeds (Dämmgen et al., 2011b) are:

sows gestating	0.81 kg kg ⁻¹
sows lactating	0.86 kg kg ⁻¹
weaners	0.87 kg kg ⁻¹
fatteners	0.86 kg kg ⁻¹

Danish X_{DOM} for fatterer feeds are identical with German ones.

Synthesis

The use of IPCC (1996) default values for digestibilities X_{DE} leads to an overestimation of CH₄ from manure management.

The use of X_{DE} rather than X_{DOM} leads to an overestimation of CH₄ from manure management.

For pigs, application of IPCC (2006) default or national values is likely to result in half the emissions obtained from the application of IPCC (1996) default digestibilities.

2.4.3 Ash content of feeds

Both IPCC (1996) and (2006) provide default values for ash contents of cattle manure (0.08 kg kg⁻¹). IPCC (1996) also gives a default ash content for pig manure (0.02 kg kg⁻¹). As mentioned above, these data are in the range of feed ash contents.

Ash in dairy cattle feed

For dairy cattle, exemplary feed compositions provided by DLG (2005) and Kryvoruchko et al. (2004) describing various diets and animal performances were combined with fitting ash contents (Beyer et al., 2004).

$$X_{\text{ash, feed}} = x_{\text{feed, 1}} \cdot x_{\text{ash, 1}} + x_{\text{feed, 2}} \cdot x_{\text{ash, 2}} + x_{\text{feed, 3}} \cdot x_{\text{ash, 3}} + \dots \quad (19)$$

where

$X_{\text{ash, feed}}$	mean ash content of feed (in kg kg ⁻¹)
$x_{\text{feed, 1}}$	fraction of feed constituent 1 (in kg kg ⁻¹)
$x_{\text{ash, 1}}$	ash content of feed constituent 1 (in kg kg ⁻¹)
$x_{\text{feed, 2}}$	fraction of feed constituent 2 (in kg kg ⁻¹)
$x_{\text{ash, 2}}$	ash content of feed constituent 2 (in kg kg ⁻¹)
etc.	

with

$$x_{\text{feed, 1}} + x_{\text{feed, 2}} + x_{\text{feed, 3}} + \dots = 1 \quad (19a)$$

Exemplary results are shown in Table 6.

Table 6:

Ash contents of exemplary Austrian and German dairy cow feeds (related to dry matter)

	Kryvoruchko et al. (2004)	DLG (2005)	unit
number of feeds	6	12	
mean ash content	0.088	0.087	kg kg ⁻¹
standard deviation	0.008	0.002	kg kg ⁻¹

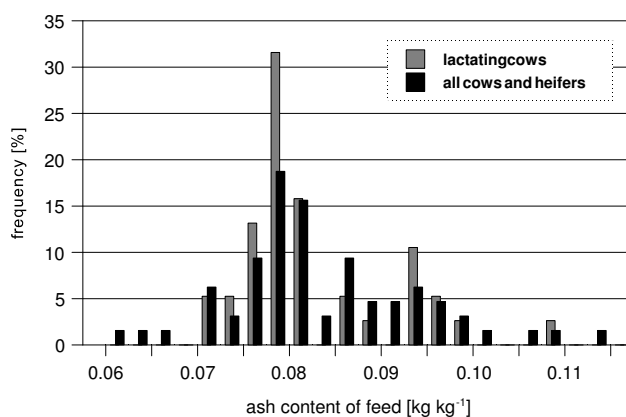


Figure 6:

Ash contents of Danish dairy cow feeds (dairy cow feeds: n = 38; all cows and heifers: n = 66). Mean ash contents of lactating dairy cow feeds: 0.082 kg kg⁻¹, all cows and heifers: 0.083 kg kg⁻¹.

Ash contents are related to animal performance. Figure 7 gives exemplary German results.

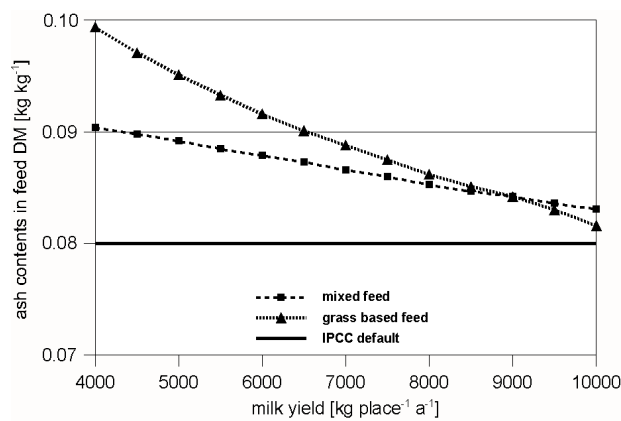


Figure 7:
Ash contents of German dairy cow feeds as a function of milk yield and feed type. For “mixed feed” and “grass based feed” see caption to Figure 3. IPCC default: ash content of dairy cattle feed provided in IPCC (1996), pg. 4.23, and IPCC (2006), pg. 10.42.

Ash in pig feed

Ash contents in feed have to be declared in the European Union (EC, 2002). Hence they may be obtained for any feed bought by a farmer. The analysis of about 230 single German feeds resulted in mean ash contents of about 0.06 kg kg^{-1} . Details are shown in Table 7 and Figure 8. Austrian feeds have the same ash contents.

Table 7:
Ash contents of representative **German** pig feeds (related to dry matter) (data set generated for Dämmgen et al., 2011a, b)

	sows	weaners	fatteners	unit
number of samples	73	56	98	
mean ash content	0.064	0.061	0.057	kg kg^{-1}
standard deviation	0.006	0.006	0.006	kg kg^{-1}

Table 8:
Ash contents of exemplary **Austrian** pig feeds (related to dry matter) (data from Solan, undated, and Gsellmann, undated)

	sows	weaners	fatteners	unit
number of samples	5	7	2	
mean ash content	0.060	0.058	0.059	kg kg^{-1}
standard deviation	0.011	0.006	0.001	kg kg^{-1}

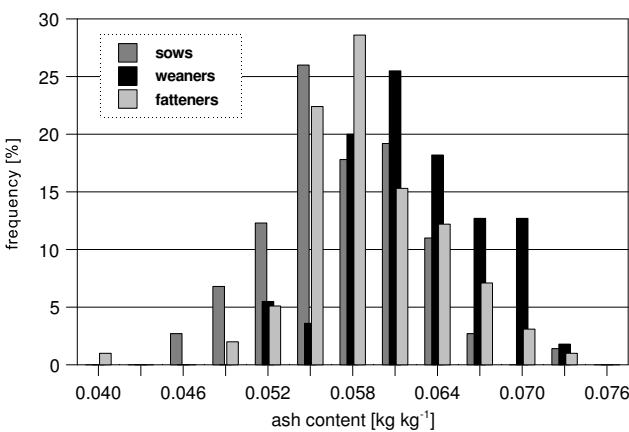


Figure 8:
Ash contents in German pig feeds

Data compilations on feed properties (such as Beyer et al., 2004) indicate that ash contents in pig feed of about 0.02 kg kg^{-1} as proposed in IPCC (1996) are appropriate if the animals are fed maize grain or maize grain silage or wheat only. These feeds are not representative of the situation in Germany and Austria.

Synthesis

Ash contents in cattle and pig feeds in Central Europe exceed those provided as IPCC default values. For pigs, they are more than twice the values given in IPCC (1996). The application of the IPCC default values results in an overestimation of CH_4 emissions from manure management.

3 Effects of variations of input parameters on VS excretion rates

Example calculations were performed to identify the effect of modified input parameters on VS excretion rates. Tables 9 and 10 illustrate to what extent variations of the input parameters GE content (η_{GE}), digestibilities of energy (X_{DE}) and organic matter (X_{DOM}) as well as ash content result in changes of VS excretion rates. During these calculations the parameters used in IPCC (1996) are modified stepwise towards the situation observed in Austria, Germany and Denmark. Obviously the decisive entity is the digestibility of feed, and here the introduction of the digestibility of organic matter still makes a difference. Ash and GE contents of feed are of minor importance. Even the increased ash content of feeds in pig production does not have a serious effect.

Table 9:

Effect of modified parameters on VS excretion of exemplary dairy cows

unit	modification	GE MJ place ⁻¹ a ⁻¹	$\eta_{\text{GE, feed}}$ MJ kg ⁻¹	digestibility MJ MJ ⁻¹ kg kg ⁻¹	x_{ash} kg kg ⁻¹	VS kg place ⁻¹ a ⁻¹
IPCC 1996		125000	18.45	0.60	0.080	2493
IPCC 2006	X_{DE}	125000	18.45	0.65	0.080	2182
modified	X_{DE}	125000	18.45	0.75	0.080	1558
modified	X_{DOM}	125000	18.45	0.77	0.080	1434
modified	X_{ash}	125000	18.45	0.77	0.085	1426
modified	$\eta_{\text{GE, feed}}$	125000	18.35	0.77	0.085	1434

Table 10:

Effect of modified parameters on VS excretion of exemplary fattening pigs

unit	modification	GE MJ place ⁻¹ a ⁻¹	$\eta_{\text{GE, feed}}$ MJ kg ⁻¹	digestibility MJ MJ ⁻¹ kg kg ⁻¹	x_{ash} kg kg ⁻¹	VS kg place ⁻¹ a ⁻¹
IPCC 1996		12000	18.45	0.75	0.020	159
IPCC 2006	X_{DE}	12000	18.45	0.80	0.020	127
modified	X_{DE}	12000	18.45	0.85	0.020	96
modified	X_{DOM}	12000	18.45	0.87	0.020	83
modified	X_{ash}	12000	18.45	0.87	0.055	80
modified	$\eta_{\text{GE, feed}}$	12000	18.30	0.87	0.055	81

4 Summary of findings

CH₄ emissions from storage are related to the amount of VS entering the storage system. This may differ significantly from the amounts excreted. VS excreted with urine is not effective as a source of CH₄.

Feed intake rates should be calculated using the national procedure. This avoids the use of a default GE content of feeds. Any national inventory that is able to derive feed intakes will also be able to provide national values for η_{GE} .

The ambiguity connected with default ash contents in pig manure and feed, respectively, is to be clarified in the IPCC guidelines: The ash content in feed is the necessary parameter. For dairy cattle, the default ash contents provided in the guidelines are obviously meant to be ash contents of feed. For pigs the ash contents provided as default values are inadequate.

The authors suggest using the feed digestibility for organic matter rather than energy to calculate VS excretion rates. The default values for pig production given in IPCC (1996) are inadequate and should not be used.

The slight increase in ash contents of cattle (see Table 6) has a marginal effect on the VS excretion rates and subsequently on CH₄ emission rates. However, the increased

ash contents in pig feeds will reduce the amounts of VS excretion rates to some extent.

It is considered inconsistent not to include bedding material in the calculation procedures to assess VS inputs to storage systems.

References

- Beyer M, Chudy A, Hoffmann L, Jentsch W, Laube W, Nehring K, Schiemann R (2004) Rostocker Futterbewertungssystem : Kennzahlen des Futterwertes und Futterbedarfs auf der Basis von Nettoenergie. Dummerstorf : Forschungsinst Biol landwirtschaftl Nutztiere, 392 p
- Dämmgen U, Brade W, Schulz J, Haenel H-D, Rösemann C (2011a) Einfluss von Fütterungsverfahren auf die Emissionen aus der Mastschweinehaltung in Niedersachsen. Züchtungskunde 83(3):191-201
- Dämmgen U, Brade W, Schulz J, Kleine Klausling H, Hutchings HJ, Haenel H-D, Rösemann C (2011b) The effect of feed composition and feeding strategies on excretion rates in German pig production. In preparation for Landbauforsch
- Dämmgen U, Haenel H-D, Rösemann C, Brade W, Müller-Lindenlauf M, Eurich-Menden B, Döhler H, Hutchings NJ (2010) An improved data base for the description of dairy cows in the German agricultural emission model GAS-EM. Landbauforsch 60(2):87-100
- DLG - Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (2005) Bilanzierung der Nährstoffausscheidungen landwirtschaftlicher Nutztiere. Arbeiten DLG 199 Frankfurt a M : DLG-Verl, 69 p
- EC - European Community (2002) Directive 2002/2/EC of the European Parliament and of the Council of 7 May 2002 on undesirable substances in

- animal feed [online]. To be found at <http://eur-lex.europa.eu/pri/en/oj/dat/2002/L_140/L_14020020530en00100021.pdf> [quoted 21.03.2011]
- Gsellmann Mischfuttererzeugung Product information [online]. To be found at <http://www.gsellmann.com/cms/front_content.php?idart=98&idcat=4&lang=1> [quoted 21.03.2011]
- Hoffmann L, Klein M (1980) Die Abhängigkeit der Harnenergie vom Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt im Harn bei Rindern, Schafen, Schweinen und Ratten. *Arch Tierernährung* 30(10):743-750
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change (1996) Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories : vol 3: reference manual [online]. To be found at <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6.html>> [quoted 21.03.2011]
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change (2006) 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories : vol 4: agriculture, forestry and other land use [online]. To be found at <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.htm>> [quoted 21.03.2011]
- Kool DM, Hoffland E, Abrahamse S, van Groenigen JW (2006) What artificial urine composition is adequate for simulating soil N₂O fluxes and mineral N dynamics? *Soil Biol Biochem* 38(7):1757-1763
- Kreuzer M, Müller HL, Kirchgessner M (1985) Zum Einfluss der Proteinfehlernährung bei laktierenden Kühen und daraus entstehenden Nachwirkungen. *Z Tierphysiol Tierernähr Futtermittelkd* 54:41-54
- Kryvoruchko V, Amon T, Amon B, Boxberger J, Gruber L, Schreiner M, Zolitsch W (2004) Influence of nutrient composition on methane production from animal manures and co-digestion with maize and glycerine. In: International Scientific Conference "Bioecotechnologies and Biofuel in Agroindustry", June 3-4, 2004, Kyiv. Kyiv : National Agrarian University of Ukraine, pp 143-148
- Monteny GJ, Erisman JW (1999) Ammonia emission from dairy cow buildings : a review of measurement techniques, influencing factors and possibilities for reduction. *Netherlands J Agric Sci* 46:225-247
- Müller HL, Sax J, Kirchgessner M (1980) Energieverluste über Kot, Harn und Methan durch unterschiedliche Häufigkeit der Fütterung bei nichtlaktierenden und laktierenden Kühen. *Z Tierphysiol Tierernähr Futtermittelkd* 44:181-189
- Pain B, Menzi H (eds) (2003) Glossary of terms on livestock manure management 2003 [online]. To be found at <<http://www.ramiran.net/DOC/Glossary2003.pdf>> [quoted 21.03.2011]
- Rösemann C, Haenel H-D, Poddey E, Dämmgen U, Döhler H, Eurich-Menden B, Laubach P, Dieterle M, Osterburg B (2011) Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990-2009. *Landbauforsch SH* 342
- Solan Kraftfutterwerk Product information [online]. To be found at <<http://www.solan.at/de/products/pk-Prodkategorie.asp?showkateg=5&img=schweine>> [quoted 21.03.2011]

Verminderung des Restgaspotentials und gasförmiger Emissionen aus Gärresten der Biogasproduktion

Jörg Burgstaler*, Denny Wiedow*, Frauke Godlinski** und Norbert Kanswohl*

Zusammenfassung

Bei der Biogaserzeugung kann es zu unerwünschten gasförmigen klimarelevanten Emissionen kommen. Durch verfahrenstechnische Lösungen sowie durch Zugabe von Additiven könnten diese reduziert werden. Ziel der vorliegenden Untersuchungen war es, nach der kontinuierlichen Zugabe von Natriumhydrogencarbonat zur Verbesserung der Pufferkapazität, die Auswirkungen auf die Emissionsentwicklung und die Gaszusammensetzung des Gärrestes zu analysieren. Die Laborversuche wurden nach VDI-4630 (2006) mit drei Fermentern durchgeführt, von denen zwei als Versuchsfermenter kontinuierlich mit Inputsubstrat und Natriumhydrogencarbonat versetzt wurden. Die eingesetzte Menge an Natriumhydrogencarbonat orientierte sich im Fermenter zwei an eine optimale Versorgung und im Fermenter drei an eine nicht angepasste Unterversorgung. Ein dritter Fermenter bekam nur Inputsubstrat und diente als Kontrolle.

Der Versuch bestand aus fünf verschiedenen Phasen: Vorbereitungs-, Ausgasungs-, Hochfahr-, Versuchsphase mit Raumbelastungssteigerung/ Pufferung und abschließend der 2. Ausgasungsphase – Odourtest. Der beschriebene Versuch beinhaltete den Zeitraum vom 154. bis zum 182. Versuchstag (VT.) und begann nach der Hochfahrphase mit weiterer Raumbelastungssteigerung und gleichzeitiger Pufferung durch Natriumhydrogencarbonat, mit der Erfassung und Beurteilung des Restgaspotentials des Gärrests durch den Odourtest.

Dabei wurde bei dem optimal mit Natriumhydrogencarbonat versetztem Fermenter zwei ein deutlich geringeres Restgaspotential und niedrigere gemittelte Ammoniak- und Lachgasgehalte gegenüber der Kontrolle nachgewiesen.

Neben der positiven Pufferwirkung trat bei einer bedarfsgerechten Dosierung von Natriumhydrogencarbonat ein verringertes Emissionspotential von Spurengasen des Gärrestes im Nachgärer auf. Das niedrigere Emissionspotential von Fermenter zwei befürwortet einen bedarfsgerechten Einsatz von Natriumhydrogencarbonat anhand ausgewählter Analyseparameter.

Schlüsselworte: *Biogas, Natriumhydrogencarbonat, klimarelevante Gase, kontinuierlicher Versuch, Odourtest*

Abstract

Reduction of the residual biogas potential and gaseous emissions from biogas production residues

The biogas production process leads to the unwanted emissions of greenhouse gases. These emissions can either be prevented by technical solutions or reduced through the use of additives to the biogas process.

This study evaluates the effect of the continuous application of sodium bicarbonate as a buffering substance on both the development of gaseous emissions and gas composition of the digest production residues.

Laboratory tests were performed with three digesters according to VDI-4630 (2006). All digesters were continuously fed, in two of the digesters sodium bicarbonate was added while the third digester was used as a control without addition of sodium bicarbonate.

The experiment was divided into five phases which are: preparation, first degassing, stabilization, the examination phase to continuously raise the volumetric loading and continuous buffering, and second degassing phase including the odourtest. The main focus was the second degassing phase from day 154 to 182. Here the residual biogas potential and gas quality of the digest residues were measured and evaluated.

The results showed that compared to the control, the application of sodium bicarbonate at the optimal level reduced residual biogas potential as well as lowering ammonia (NH₃) and nitrous oxide (N₂O) concentrations. In addition to the positive effects of sodium bicarbonate as a buffering substance, the optimal application also reduced the emission potential of trace gases of the digest residues.

These results support the application of appropriate levels of sodium bicarbonate to reduce the emission potential of digest residues from biogas production.

Keywords: *biogas, Sodium bicarbonate, greenhouse gas emissions, continuous test, odourtest*

* Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Institut für Nutztierwissenschaften und Technologie, Justus-von-Liebig-Weg 8, 18059 Rostock, joerg.burgstaler@uni-rostock.de; denny.wiedow@uni-rostock.de; norbert.kanswohl@uni-rostock.de

** Julius Kühn-Institut (JKI), Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig, frauke.godlinski@jki.bund.de

1 Einleitung

Die Biogasferzeugung hat sich durch die Novellierung des Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) und mit der Einführung des NawaRo-Bonus (nachwachsende Rohstoffe) im Jahr 2004 sowie des Gülleboni im Jahr 2009 zu einem wirtschaftlich interessanten Betriebszweig innerhalb der landwirtschaftlichen Produktion entwickelt (Gers-Grapperhaus et al., 2009). Der wirtschaftliche und nachhaltige Erfolg der Biogasproduktion hängt jedoch nicht nur von der Vergütung des eingespeisten Stroms bzw. der Wärmeerzeugung ab, sondern auch von auftretenden technischen und prozessbiologischen Problemen. Die häufigsten Probleme an Biogasanlagen waren mit 78 % technische und prozessbiologische Betriebsstörungen (Gers-Grapperhaus et al., 2009).

Trotz der zunehmenden Erkenntnisse zur Prozessbiologie, hat jede zweite Biogasanlage Schwierigkeiten mit der Prozessstabilität aufgrund übersäuerter Fermenterinhalt, so dass die Effizienz der gesamten Anlage beeinflusst wird (Burgstaler et al., 2010). Neben dem Absinken der Biogasausbeute verringert sich die Methanqualität und es reichern sich Spurengase im Biogasprozess an. Die Emission der Spurengase hängt von den während der Fermentation eingesetzten Substraten mit veränderbaren stofflichen Eigenschaften ab (Wulf, 2003). Besonders Ammoniak (NH_3), Lachgas (N_2O) und Schwefelwasserstoff (H_2S) bewirken eine qualitative Verschlechterung des Biogases. Zusätzlich treten erhebliche umweltrelevante Geruchs- und Emissionsprobleme im Gärrestlager, bedingt durch das noch vorhandene Restgaspotential von unzureichend abgebautem Fermentersubstrat, auf. Bei Nutzung dieses Biogases können technische Probleme an den Motoren und im Abgassystem entstehen, bei denen der Brennwert absinkt, sich das Zündverhalten verschlechtert, Anlagen- und Motorenteile korrodieren und damit Abgasnormen überschritten werden (Pesta und Meyer-Pittroff, 2002; Pesta et al., 2004).

Soll das Restgaspotential der Nachgärer energetisch genutzt werden, kommt der Biogasqualität eine entscheidende Bedeutung zu. Daher muss neben einer Optimierung des Methan- (CH_4) und Schwefelwasserstoffgehaltes auch eine Erfassung und Reduzierung der enthaltenen Spurengase erfolgen (Weiland und Ahrens, 2003). Der VDI erstellte die Richtlinie VDI-3475 (Blatt 4: Emissionsminderung von Biogasanlagen in der Landwirtschaft), in der auf die Emissionsproblematik von landwirtschaftlichen Biogasanlagen eingegangen wird. Der emissionsrelevante Bereich von Biogasanlagen ist das offene End- bzw. nicht verschlossene Gärrestlager. Hier kann es zu gasförmigen Emissionen von Ammoniak, Schwefelwasserstoff, Lachgas und Methan kommen (Paduch, 2007).

Durch verfahrenstechnische Lösungen sowie durch die Zugabe von Additiven kann dem jedoch entgegen gewirkt werden. Derzeitig gibt es wenige Studien zur Minderung

von Emissionen im Biogasprozess mittels puffernden Additiven. In vielen Biogasanlagen werden unterschiedliche Zusatzstoffe und Hilfsmittel eingesetzt, die anhand ihres Einsatzspektrums klassifiziert werden können (Hölker, 2009). Hecht (2008) untersuchte z.B. den Effekt basisch wirkender Additive (CaO , Ca(OH)_2 , CaCO_3) auf den Gärprozess im Falle einer Prozessstörung, jedoch nicht die Auswirkung auf das Emissionspotential und deren Spurengase.

In weiteren Untersuchungen zum Einsatz von basisch wirkenden Additiven wurde von Burgstaler et al., 2010 die Möglichkeit zur pH-Wertregulation von versäuerten Biogasfermentern und die Auswirkungen auf die Biogasausbeute mittels Natriumhydrogencarbonat nachgewiesen. Natriumhydrogencarbonat wird vielseitig eingesetzt, unter anderem ist es ein erfolgreiches Mittel zur Prophylaxe und Behandlung der Pansenazidose des Rindes, wobei viele Parallelen zwischen den mikrobiellen Vorgängen im Pansen und denen im Biogasfermenter bestehen (Burgstaler et al., 2010). Inwieweit sich auch die Effizienz des Biogasprozesses, besonders das Restgaspotential und die Zusammensetzung der Spurengase durch die kontinuierliche Applikation von Natriumhydrogencarbonat beeinflussen lässt, ist jedoch unklar. Derzeitig gibt es keine wissenschaftlichen Studien zur Verminderung des Restgaspotentials und gasförmiger Emissionen im Gärrest von Biogasanlagen durch Natriumhydrogencarbonat. Zielstellung dieser Arbeit ist, ob sich nach der kontinuierlichen Applikation von Natriumhydrogencarbonat bei optimaler Dosierung die Emissionsgasentwicklung und –zusammensetzung im Gärrest beeinflussen lässt.

Eine Reduzierung des noch vorhandenen Restgaspotentials und der klimarelevanten Spurengase im Gärrest würde einen positiven Beitrag zur Reduzierung des Treibhauseffektes im Sinne des Kyoto-Protokolls (Kyoto, 1992) und der Richtlinie 2001/81/EG (NEC, 2001) beitragen.

2 Material und Methoden

2.1 Versuchsaufbau

Zur Erfassung und Optimierung der Biogaszusammensetzung landwirtschaftlicher Substrate wurden anaerobe Laborfermenter kontinuierlich mit Natriumhydrogencarbonat versetzt und betrieben. Die Fermenter bestanden aus durchsichtigem Acrylglas mit 10,5 l Volumen und arbeiteten einstufig im mesophilen Temperaturbereich. Zwei Fermenter wurden kontinuierlich mit Natriumhydrogencarbonat und Inputsubstrat versetzt, während ein Fermenter als Kontrolle diente und nur mit Inputsubstrat versetzt wurde. Im Fermenter zwei wurde eine optimale Versorgung mit Natriumhydrogencarbonat vorgenommen, im Fermenter drei erfolgte dagegen eine Unterversorgung.

Details zum Versuchsaufbau und die Bestimmung der Prozessparameter orientieren sich an Burgstaler et al. (2010).

2.2 Versuchsdurchführung

Der Versuch beinhaltet eine Vorbereitungsphase und vier Versuchsphasen: 1. Ausgasungs-, Hochfahr-, Versuchsphase mit Raumbelastungssteigerung und Pufferung und 2. Ausgasungsphase (Tabelle 1). Der Schwerpunkt dieser Arbeit liegt auf der 2. Ausgasungsphase, die den Odourtest beinhaltet.

Tabelle 1:

Versuchsphasen und -zeiten beim kontinuierlichen Einsatz von Natriumhydrogencarbonat

Phase	Versuchstage (d)
Vorbereitungsphase	/
1. Ausgasungsphase	0. - 21.
Hochfahrphase	21. - 70.
Versuchsphase mit Raumbelastungssteigerung und Pufferung	70. - 154.
2. Ausgasungsphase (Odourtest)	154. - 182.

Vorbereitungsphase

Nach den Erkenntnissen von Burgstaler et al. (2010) wurde der Versuchsstand optimiert und parallel dazu das zu verwendende Impfsubstrat ausgewählt. Das Animpfmaterial stammte von einer mesophil betriebenen Biogasanlage, welche auf Basis von Rinder- und Schweinegülle betrieben sowie zusätzlich mit Futterresten von Milchrindern als Koferment beschickt wurde.

1. Ausgasungsphase

Die Aufgabe der 1. Ausgasungsphase war es, in allen Gärreaktoren ein einheitliches Niveau der zu untersuchenden Prozessparameter und Analysegrößen einzustellen. Bei der Durchführung der Ausgasungsphase wurde sich an die VDI-4630 (2006) orientiert, um das restliche Eigen-gaspotential des Impfmateri als zu erfassen.

Die Analysenergebnisse des Impfmateri als vor der Ausgasungsphase können der Tabelle 2 entnommen werden.

Ebenso wurden in der 1. Ausgasungsphase die Inputsubstrate ausgewählt und aufbereitet. Um die in der Landwirtschaft am häufigsten verwendeten Futtersubstrate zu berücksichtigen (Hölker, 2008), wurde sich für ein Gemisch aus Rinder- und Schweinegülle (RG-SG), Triticale (TR) sowie Maissilage (MS) entschieden.

Die kennzeichnenden Parameter der einzelnen Inputsubstrate sind in Tabelle 3 dargestellt. Das Verhältnis dieser Inputmaterialien im Gesamtgemisch wurde auf dieser Basis anschließend erneut berechnet. Das Verhältnis lag bei 1:0,23:0,55 (Feuchtmasse) (MS:TR:RG-SG) und enthielt im Mittel 284 g oS·kg⁻¹ FM.

Die Maissilage wurde entgegen der üblichen Praxis aufgrund der groben Substratstruktur mit einem Laborhäck-sler auf < 1 cm zerkleinert, um eine einheitliche Homogenisierung und einen störungsfreien Betrieb zu gewährleisten. Die so aufbereitete Maissilage wurde mit der Rinder- und Schweinegülle sowie mit der gequetschten Triticale vermischt, portioniert und bei -21 °C eingefroren.

Die Rührhäufigkeit und -intensität lag bei einer Rührdauer von 2 Minuten mit 55 U·min⁻¹ und einer Pausenzeit von 30 Minuten und ist an Untersuchungen von Burgstaler et al. (2010) angelehnt.

Tabelle 2:

Analysenergebnisse des Impfsubstrates vor der 1. Ausgasungsphase

Probenart	pH-Wert	TS - Gehalt (% TS ₁₀₅)	oTS - Gehalt (% TS)	oTS (g·kg ⁻¹ FM)	Sr (g·kg ⁻¹ FM)	oS (g·kg ⁻¹ FM)
Impfsubstrat	8,19	3,61	68,09	24,60	1,17	25,77

(TS-Gehalt = Trockensubstanzgehalt, oTS = organische Trockensubstanz, Sr = organische Säuren, oS = organische Substanz, FM = Feuchtmasse)

Tabelle 3:

Analysenergebnisse der verwendeten Inputsubstrate: Gemisch aus Rinder- und Schweinegülle (RG-SG), Maissilage (MS) und Triticale (TR)

Probenart	pH-Wert	TS - Gehalt (% TS ₁₀₅)	oTS - Gehalt (% TS)	oTS (g·kg ⁻¹ FM)	Sr (g·kg ⁻¹ FM)	oS (g·kg ⁻¹ FM)
RG-SG (Rinder- und Schweinegülle)	7,46	7,13	76,87	54,83	5,77	60,60
MS (Maissilage)	4,15	31,58	96,37	194,62	1,16	295,79
TR (Triticale)	-	90,47	98,54	852,04	-	852,04

(TS-Gehalt = Trockensubstanzgehalt, oTS = organische Trockensubstanz, Sr = organische Säuren, oS = organische Substanz, FM = Feuchtmasse)

Hochfahrphase

Die Aufgaben dieser Phase waren die Auswahl der Gärreaktoren für den Hauptversuch und die Erhöhung der Raumbelastung auf ein einheitliches Ausgangsniveau für die Versuchsphase mit Raumbelastungssteigerungen und kontinuierlicher Applikation von Natriumhydrogencarbonat. Es wurden zwei Fermenter ausgewählt (Fermenter zwei und drei), die sich aufgrund ihrer Gasmenge und Methanqualität sowie der chemischen Analysegrößen und Prozessparameter sehr ähnlich waren. Der Fermenter eins diente als Kontrolle über den gesamten Versuchszeitraum und wurde mit dem eingesetzten Inputsubstrat ohne Natriumhydrogencarbonat versorgt. Innerhalb der Hochfahrphase ist in allen Fermentern (eins bis drei) die Faulraumbelastung gezielt erhöht worden. Durch die einmalige Zugabe des Inputsubstrates am Tag sollte eine Stoßbelastung simuliert werden, die zu einer Prozessstörung mit eintretender Versäuerung führt. Dazu wurde den Fermentern solange das definierte Inputsubstrat zugesetzt, bis der Gasertrag und die Methanqualität abnahmen.

Die Hochfahrphase wurde mit einer zweiwöchigen Raumbelastung von $1,0 \text{ g oS} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ begonnen und dann

anschließend zwei weitere Wochen auf eine Raumbelastung von $2,0 \text{ g oS} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ angehoben (Tabelle 4).

Danach wurde die Raumbelastung für weitere zwei Wochen auf $2,5 \text{ g oS} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ gesteigert und im Anschluss daran auf $3,0 \text{ g oS} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ erhöht. Die Zugabe an Futtersubstrat erfolgte an fünf Tagen in der Woche, wobei sich die zugeführte Menge an organischer Substanz auf sieben Tage bezog. Die gesamte Hochfahrphase betrug 7 Wochen (Ende 3. bis 10. Versuchswoche; Tabelle 4).

Versuchsphase mit Raumbelastungssteigerung und Pufferung

In dieser Phase wurde die Raumbelastung der Fermenter punktgenau und gleichmäßig gesteigert. Zum Nachweis der Wirksamkeit von Natriumhydrogencarbonat als Leistungsförderer und Präventionsmittel wurden zwei Gärreaktoren ab einer Raumbelastung von $3,0 \text{ g oS} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ kontinuierlich Natriumhydrogencarbonat mit dem Inputsubstrat verabreicht. Im Fermenter eins wurde kein Natriumhydrogencarbonat appliziert, sondern die maximal mögliche Raumbelastung weiter gehalten. Der Fermenter zwei erhielt insgesamt $148,25 \text{ g}$ Natriumhydrogencarbo-

Tabelle 4:

Versuchsdurchführung kontinuierliche Applikation von Natriumhydrogencarbonat

Versuchstage (d)	Versuchswoche (w)	Phase	Raumbelastung ($\text{g} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)	Fütterung je Woche	Applikation von NaHCO_3 in die Versuchsfermenter
0 21	1 bis 3	1. Ausgasungsphase	-	-	
28	4	Hochfahrphase	1,04	5 Tage	keine
35	5		1,05		
42	6		2,01		
49	7		2,01		
56	8		2,56		
63	9		2,50		
70	10		3,00		
77	11	Versuchsphase mit Raumbelastungssteigerung und Pufferung	3,02	7 Tage	Bedarfsdosis Pansenpuffer (Rinderfütterung)
84	12		3,50		
91	13		4,09		
98	14		4,59		
105	15		5,17		
112	16		5,52		
119	17		6,01		
126	18		2,54		
133	19		3,51		
140	20		4,52		
147	21		5,52		
154	22		6,53		
155 bis 182	23 bis 26	2. Ausgasungsphase (Odourtest)	-	-	-

nat, während dem Fermenter drei insgesamt 165,34 g zugegeben wurde.

In den Versuchsfermentern wurde anschließend überprüft, ob sich bei kontinuierlichem Einsatz von Natriumhydrogencarbonat zum Futtersubstrat die Biogasausbeute und Biogasqualität im Vergleich zum Kontrollfermenter verbessert und inwieweit sich die maximale Faulraumbelastung der Versuchsfermenter mit Natriumhydrogencarbonat bei stabiler Prozessbiologie gegenüber dem Kontrollfermenter steigern lässt.

Die Raumbelastungssteigerung wurde anhand eines festgelegten Fütterungsplanes (siehe Tabelle 4) kontinuierlich in 12 Wochen durchgeführt (Ende 10. bis 22. Woche). Die Natriumhydrogencarbonatmenge wurde in den ersten vier Wochen der Versuchsphase (Ende 10. bis 14. Woche) nach der Bedarfsdosis von Pansenpuffern aus der Milchviehernährung (subakuter Rinder) in die Versuchsfermenter appliziert. Danach erfolgte die Dosierung für die restlichen acht Wochen (Ende 14. bis 22. Woche) der Versuchsphase auf Basis vorhandener Prozess- und Analysedaten. Aufgrund der zwischen den Fermentern schwankenden Prozess- und Analysedaten, erhielt der Versuchsfermenter drei zwar eine höhere Natriumhydrogencarbonatdosis als der Versuchsfermenter zwei, jedoch war diese Dosis zu gering bezogen auf die Prozessparameter. Deshalb ist der Fermenter drei mit Natriumhydrogencarbonat unterversorgt worden.

Das Abbruchkriterium der Versuchsphase lag bei einer Höchststraumbelastung von 6,0 bis 6,5 g $\text{O}_2 \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, verbunden mit sinkenden pH-Werten, einer sinkenden Methanqualität und einer fallenden Biogasausbeute. An diesem Punkt wurde die Versuchsphase beendet. Parallel dazu wurde der Vergärungsprozess regelmäßig in Anlehnung nach den von Burgstaler et al. (2010) genannten chemischen Analysen überwacht.

2. Ausgasungsphase – Odourtest

In der Ausgasungsphase 2, vom Ende der 22. bis 26. Versuchswoche, wurde die Emissionsgasentwicklung und -zusammensetzung sowie das noch vorhandene Restgaspotential des Kontrollfermenters und der Versuchsfermenter nach der Applikation von Natriumhydrogencarbonat untersucht. Dazu wurde sich an den Vorgaben der VDI-4630 (2006) orientiert und täglich die Gasmengen und die Gasqualitäten für Methan, Kohlendioxid, Sauerstoff, Ammoniak, Lachgas, Wasserdampf und Schwefelwasserstoff im geschlossenen Fermenter erfasst.

2.3 Gasanalyse – Geräte und Parameter

Für die 2. Ausgasungsphase wurden die Gasmengen mittels Trommelgaszählern (Fa. Ritter) und die Gasqualitäten mit einem Biogasmonitor (BM 2000), (Fa. Ansyco)

und einem Multigas Monitor Typ 1302 der Firma Brüel & Kjaer täglich bestimmt.

Multigas Monitor Typ 1302

Der Multigas Monitor Typ 1302 der Firma Brüel & Kjaer arbeitet mit einem vollbestückten Filterkarussell für die Konzentrationsmessung von Ammoniak, Lachgas, Kohlendioxid, Methan und Wasserdampf in ppm oder $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$. Grundlage des Messverfahrens ist die Absorption von Infrarotlicht durch Gasmoleküle, wobei die Energie des Lichtes in Wärme umgesetzt wird. In einer geschlossenen Zelle resultiert daraus eine Druckerhöhung. Findet dieser Prozess pulsierend oder periodisch statt, entsteht Schall, der mit Mikrofonen detektiert werden kann. Die Wellenlänge des absorbierten Lichtes ist für ein bestimmtes Gas charakteristisch und die absorbierte Lichtenergie steigt proportional mit der Gaskonzentration an. Diese Zusammenhänge ermöglichen die selektive Konzentrationsmessung in Gasgemischen (Christensen, 1990; Brüel & Kjaer, 1996; Schier, 2004).

BM 2000

Methan, Kohlendioxid, Schwefelwasserstoff (max. 5000 ppm) und Sauerstoff werden mittels BM 2000 gemessen und die Ergebnisse in Vol.% bzw. in ppm ausgewiesen. Um aussagekräftige Werte zu erhalten benötigt das BM 2000 für Methan und Kohlendioxid mindestens 300 bis 400 ml Gas und für Schwefelwasserstoff bis zu einem Liter. Das heißt, dass die zu messende Probe ausreichend groß sein muss (Ansyco, 2008). Die gemessenen Gaswerte und Gaserträge werden nach VDI-4630, sowie durch Berücksichtigung der Temperatur und des Luftdrucks, auf Normbedingungen korrigiert.

2.4 Analyseparameter

Für die Beurteilung des Biogasprozesses in der 2. Ausgasungsphase – Odourtest wurden die in Tabelle 5 aufgeführten Prozessparameter und chemische Analysegrößen nach DIN-Vorschrift erfasst (Burgstaler et al., 2010).

2.5 Berechnungsgrundlagen

Sämtliche Berechnungen für die Normierung des Restgaspotentials erfolgten nach VDI-4630 (2006). Die Auswertungen und Berechnungen der Versuchstage 155 bis 182 wurden mit Microsoft Excel durchgeführt. Aufgrund teilweise großer Abweichungen zwischen den Fermentern zwei und drei wurden die Daten nicht zusammengefasst, sondern werden im Folgenden einzeln dargestellt und diskutiert.

Tabelle 5:

Untersuchte Prozessparameter und chemische Analysengrößen in der 2. Ausgasungsphase – Odourtest, (Burgstaler et al., 2010)

Parameter	Einheit	Rhythmus	Vorschrift
Biogasausbeute	$\text{l}_\text{N} \cdot \text{kg}^{-1}$	täglich	VDI-4630
Biogasqualität	Vol.%, ppm	täglich	VDI-4630
Analysegrößen	Einheit	Rhythmus	Vorschrift
pH-Wert <small>täglicher Mittelwert</small>	-	stündlich	DIN 38404-C5
Leitfähigkeit (LF)	$\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$	täglich	DIN 27888
Trockensubstanzgehalt TS	%	wöchentlich	DIN 12880
organischer Trockensubstanzgehalt (oTS)	$\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ FM	wöchentlich	DIN 12879
organische Säuren (Sr)	$\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	wöchentlich	DIN 38414-S19
Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$)	$\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ FM	wöchentlich	DIN 38406 E5-2
Gesamtstickstoff N_{Kjel}	$\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ FM	wöchentlich	DIN 25663
organische Substanz (oS = oTS+Sr)	$\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ FM	wöchentlich	DIN 12880/ DIN 12879/ DIN 38414-S19
Pufferkapazität	$\text{mmol} \cdot \text{l}^{-1}$	wöchentlich	DIN 38409-7
FOS/TAC = flüchtige organische Säuren/ totalen anorganischen Carbonat	-	wöchentlich	VTI-Arbeitsanweisung (2007): Nordmann-Methode

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 2. Ausgasungsphase – Odourtest der Gaskomponenten

Der Odourtest der Gaskomponenten erstreckte sich über vier Wochen (Ende 22. bis 26. Versuchswoche), da sich die Biogasausbeuten der Fermenter bereits nach 28 Versuchstagen (155. bis 182. VT.) unter dem Abbruchkriterium der „Ein-Prozent-Regel“ (VDI, 2006) befanden. In der Tabelle 6 sind die gebildeten Biogasmengen und die Methangehalte der 2. Ausgasungsphase aller Fermenter dargestellt.

Die Restgaspotentiale ($\text{l}_\text{N} \cdot \text{kg}^{-1}$ FM) der einzelnen Fermenter sind unterschiedlich, wobei das geringste Restgaspotential bei Fermenter zwei und das höchste bei Fermenter drei ermittelt wurde.

Entsprechend dem Restgaspotential wurde das niedrigste Methanpotential ($6,48 \text{ l}_\text{N} \cdot \text{kg}^{-1}$ FM) beim Versuchsfermenter zwei nachgewiesen und das höchste beim Fermenter drei ($8,75 \text{ l}_\text{N} \cdot \text{kg}^{-1}$ FM). Damit liegen diese Werte unter denen des Biogas-Messprogramms II nach Gemmeke et al. (2009), die für einstufige Anlagen bei 37°C ein durchschnittliches Methanpotential von $9,5 \text{ l}_\text{N} \cdot \text{kg}^{-1}$ FM ausweisen.

Die Methanausbeute der Fermenter schwankt zwischen 115,5 und $130,9 \text{ l}_\text{N} \cdot \text{kg}^{-1}$ oS und beträgt im Durchschnitt $122,6 \text{ l}_\text{N} \cdot \text{kg}^{-1}$ oS und ist damit deutlich niedriger als die Angaben des Biogas-Messprogramms II nach Gemmeke et al. (2009) mit im Mittel $371 \text{ l}_\text{N} \cdot \text{kg}^{-1}$ oTS.

Das bessere Verhalten des Versuchsfermenters zwei in Bezug auf das Restgas- und Methanpotential ist durch die bedarfsgerechte, jedoch geringere Menge an appliziertem Natriumhydrogencarbonat zu erklären. Der Fermenter zwei erhielt während der Versuchsphase mit Raumbelastungssteigerung und Pufferung $148,25 \text{ g}$ Natriumhydrogencarbonat, während dem Fermenter drei $165,34 \text{ g}$ zugegeben wurde, die aber nicht dem tatsächlichen Bedarf entsprach.

Die Methanpotentiale der untersuchten Fermenter in Volumenprozent sind in Tabelle 6 dargestellt. Der Vergleich aller Fermenter untereinander zeigt, dass die Methangehalte eng beieinander liegen, jedoch in Bezug auf typische Bereiche für Biogasanlagen (50 bis 75 Vol.%) als sehr niedrig einzustufen sind (Leschber und Loll, 1996; Schultz, 2001; Weiland, 2003). Ursache für die geringen Methangehalte sind die eingesetzten Inputsubstrate, die

Tabelle 6:

Restgas- und Methanpotentiale sowie Methangehalte in den untersuchten Fermentern

Proben	Restgaspotential $\text{l}_\text{N} \cdot \text{kg}^{-1}$ FM	Methanpotential $\text{l}_\text{N} \cdot \text{kg}^{-1}$ FM	Methanpotential $\text{l}_\text{N} \cdot \text{kg}^{-1}$ oS	Methan (gemittelt) Vol. %
Fermenter 1 (Kontrolle)	12,91	7,20	121,45	52,6
Fermenter 2 (optimale NaHCO_3 Versorgung)	11,55	6,48	115,48	53,1
Fermenter 3 (Unterversorgung mit NaHCO_3)	14,65	8,75	130,85	53,9

für reine Maissilagen und Getreidekorn (gequetscht/ gemahlen) bei 52 Vol.% und für Rinder und Schweinegülle zwischen 55 bis 60 Vol.% liegen (KTBL, 2010). Es ist tendenziell jedoch anhand der unterschiedlichen Methangehalte die abgestufte Natriumhydrogencarbonatdosierung zu erkennen, die zu einer Förderung der methanogenen Mikroben im Biogasprozess beigetragen hat.

3.1.1 Biogasausbeuten

Die Verläufe der normierten Biogasmengen aller Fermenter während der 2. Ausgasungsphase sind in Abbildung 1 dargestellt.

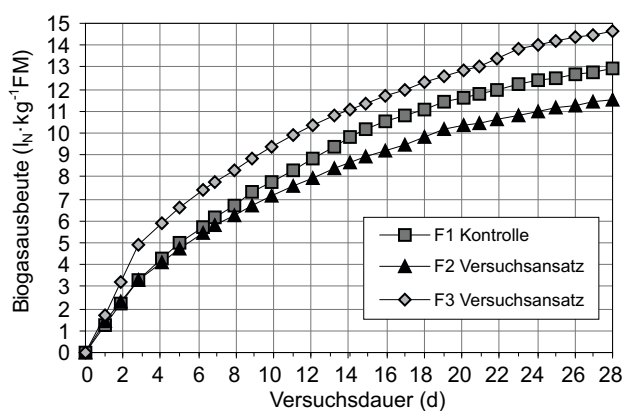


Abbildung 1:
Biogasausbeuten der Fermenter in der 2. Ausgasungsphase

Es ist zu erkennen, dass der prinzipielle Verlauf der drei Fermenter ähnlich ist, jedoch unterscheiden sie sich in ihren Biogasausbeuten. Der Fermenter drei besitzt dabei mit $14,65 \text{ l}_N \cdot \text{kg}^{-1} \text{ FM}$ das höchste Restgaspotential zum Ende der 2. Ausgasungsphase nach Fermenter eins mit $12,91 \text{ l}_N \cdot \text{kg}^{-1} \text{ FM}$ und Fermenter zwei mit $11,55 \text{ l}_N \cdot \text{kg}^{-1} \text{ FM}$. Bis zum 157. VT. haben der Fermenter zwei und Fermenter eins einen ähnlichen Anstieg der Biogasausbeuten. Der Fermenter drei besitzt zu diesem Zeitpunkt einen steileren Anstieg, was aus den höheren Säuregehalten zu Beginn der 2. Ausgasungsphase (Tabelle 7) resultiert.

Ab dem 158. VT. gehen die aufsummierten Tagesbiogasmengen des Fermenters zwei gegenüber der Kontrolle zurück, der Anstieg wird kleiner. In der Darstellung des Restgaspotentials spiegelt sich die optimale Dosierung mit Natriumhydrogencarbonat zur Leistungsverbesserung des Fermenters zwei gegenüber dem des Fermenters drei und der Kontrolle wider. Die Abweichungen der Biogasausbeuten des Graphen drei zu zwei resultieren aus der nicht bedarfsgerechten Dosierung mit Natriumhydrogencarbonat des Fermenters drei, da sich wahrscheinlich die Mikroben im Biogasprozess nicht an das verschobene Milieu anpassen konnten. Die Bakterien der Hydrolyse sind in der Regel

weniger von Hemmungen durch unbeständige Umweltbedingungen betroffen als die Acetat- und Methanbildner (Gujer und Zehnder, 1983). Besonders die Methanogenese reagiert am sensibelsten auf schwankende Prozessbedingungen, wie z. B. Temperatur, pH-Wert und Wasserstoffpartialdruck, und ist somit sehr störungsanfällig (Hecht, 2008). Wie auch schon in Tabelle 6 beschrieben ist das Restgaspotential aller Fermenter als niedrig einzuschätzen und verdeutlicht besonders die bedarfsgerechte Dosierung wie bei Fermenter zwei.

3.1.2 Ammoniakgehalte

In Abbildung 2 sind die Ammoniakgehalte der untersuchten Fermenter dargestellt. Die Schwankungsbreite der Ammoniakgehalte liegt zwischen 110 bis 160 ppm. Der durchschnittliche Ammoniakgehalt der Kontrolle beträgt während der 2. Ausgasungsphase 128,9 ppm, der des Fermenters zwei bzw. drei 124,1 ppm bzw. 136,2 ppm. Die Ammoniakgehalte des Fermenters zwei mit dem geringsten Wert von 45 ppm bleiben bis zum 162. VT. deutlich unterhalb der Kontrolle mit 115 ppm und der des Fermenters drei mit 105 ppm.

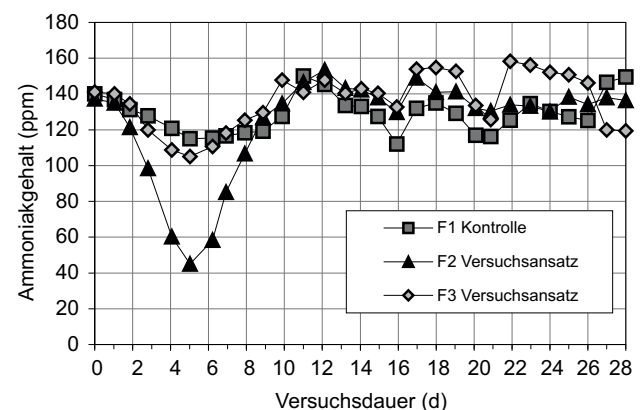


Abbildung 2:
Ammoniakgehalte der Fermenter in der 2. Ausgasungsphase

Ab dem 162. VT. liegen die Fermenter drei und zwei leicht über den Ammoniakgehalten der Kontrolle. Zwischen dem 156. und 162. VT. wurde bei dem Fermenter zwei eine Ammoniaksenke festgestellt. Danach verlaufen alle Graphen relativ konstant, jedoch um ca. Faktor 12 höher als der empfohlene Bereich von $< 10 \text{ ppm}$ (Gersgraber et al., 2009).

Andere Untersuchungen geben für die Konzentration von Ammoniak im Biogas bis zu 1 Vol.% an, das entspricht 10000 ppm (Plöchl, 2006). Nach Weiland (2003) sowie Li und Gniska (2003) können die Ammoniakgehalte des Rohbiogases bei 100 bis 200 ppm liegen und bestätigen damit die eigenen Ergebnisse. Die Senke der Ammoniakgehalte

(156. bis 162. VT.) des Fermenters zwei resultiert vermutlich aus der Verschiebung vom dissoziierten Ammonium zum undissoziierten Ammoniak. Dieses chemische Gleichgewicht bestimmt das Maß der Hemmung und ist stark vom pH-Wert abhängig. Mit steigender Ammoniumkonzentration steigt der pH-Wert, denn Ammoniak reagiert als Base und nimmt Protonen auf, was sich stabilisierend auf den Faulprozess auswirkt. Steigt der pH-Wert jedoch weiter, erhöht sich die Toxizität des Ammoniaks, das nun verstärkt undissoziiert im Prozess vorliegt (McCarty, 1964). Es hemmt die Stoffwechselaktivität der acetotrophen Methanbakterien (Hunik et al., 1990). Eine kurzfristige Ammoniaktoxizität kann durch Anpassungsvorgänge der Mikroben reguliert werden (Koster und Lettinga, 1988). Die hemmende Wirkung des Ammoniaks/ Ammoniaks ist von seiner Konzentration, dem pH-Wert und von der Temperatur abhängig (McCarty, 1964; Angelidaki und Ahring, 1994). Nach Schattauer und Weiland (2004) können sich hohe Ammoniumkonzentrationen negativ auf den Vergärungsprozess auswirken. Diese Zusammenhänge sind seit langem bekannt und ausführlich untersucht worden (McCarty, 1964).

3.1.3 Lachgasgehalte

Einen Überblick über die Lachgasgehalte der untersuchten Fermenter gibt Abbildung 3. Die durchschnittlichen Lachgasgehalte über den Versuchszeitraum betragen für den Fermenter eins 36,5 ppm, für den Fermenter zwei 33,4 ppm und für den Fermenter drei 35,5 ppm. Fermenter zwei erreicht am 159. VT. mit 10,5 ppm den niedrigsten Wert, gefolgt von dem Fermenter eins mit 23 ppm und dem Fermenter drei mit 28,5 ppm. Nach einem Anstieg der Lachgasgehalte ab dem 159. VT. verlaufen die Konzentrationen aller Fermenter vom 161. VT. bis zum 182. VT. mit 25 bis 45 ppm sehr ähnlich.

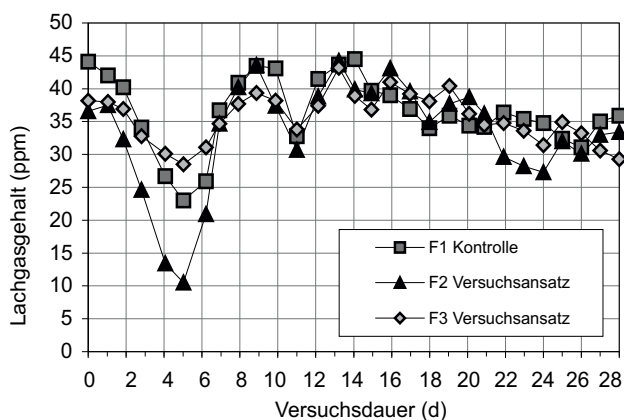


Abbildung 3:
Lachgasgehalte der Fermenter in der 2. Ausgasungsphase

Der Anstieg der Lachgasgehalte der Fermenter vom 159. VT. bis zum 167. VT. resultiert aus den vermehrten mikrobiellen Abbauprozessen von Stickstoffverbindungen. Die leicht fallenden Lachgasgehalte ab dem 167. VT. sind vermutlich auf die geringer werdenden Stoffwechsel- und Umsetzungsprozesse (Mineralisierung organischer Substanz) der Mikroben, bedingt durch den Fütterungsstop während der 2. Ausgasungsphase, zurückzuführen. Dieser Sachverhalt deckt sich mit der Aussage, dass die Lachgasemissionen während der Lagerung von Biogassubstraten vollständig unterdrückt werden können (Clemens, 2002).

Eine Wertung der ermittelten Lachgasgehalte kann derzeit aufgrund fehlender Vergleichsuntersuchungen für Biogasanlagen nicht vorgenommen werden. Zur Bewertung der Schädlichkeit von Emissionen werden alle klimarelevanten Spurengase unter Gewichtung ihrer Klimawirkung in Kohlendioxidäquivalente umgerechnet. Für Methan wird ein Gewichtungsfaktor von 25 und für Lachgas ein Faktor von 298 berücksichtigt bei einem Bewertungszeitraum von 100 Jahren (IPCC, 2007; Dittert und Mühling, 2009).

3.1.4 Wasserdampfgehalte

Der durchschnittliche Wasserdampfgehalt des Biogases befindet sich bei allen Fermentern auf einem niedrigen Niveau und beträgt ca. 14 ppm. Der Trend während der 2. Ausgasungsphase – Odourtest ist bei allen Fermentern einheitlich mit Schwankungen zwischen 10 und 18 ppm. Die Schwankungen ergeben sich durch den Temperaturgradienten zwischen den Fermentern und den Gassäcken. Die geringe Schwankungsbreite der Wasserdampfgehalte unterstreicht die Parallelität der Fermenter im Versuchsaufbau und macht erst eine Vergleichbarkeit der Fermenter untereinander möglich (Batstone et al., 2002).

3.1.5 Schwefelwasserstoffgehalte

Die höchsten Schwefelwasserstoffgehalte wurden am 156. VT., mit 225 ppm in Fermenter drei, 167 ppm in Fermenter zwei und 77 ppm in Fermenter eins gemessen (Abbildung 4). Nach dem 156. VT. fallen die Schwefelwasserstoffgehalte aller Fermenter bis zum 170. VT. auf 0 ppm ab und steigen bis zum Ende der 2. Ausgasungsphase nicht wieder an. Ursache dafür ist der Fütterungsstop und die damit verminderte Nachlieferung von Schwefelverbindungen aus der organischen Substanz des Inputsubstrates, denn aus den Schwefelverbindungen entsteht durch Stoffwechselvorgänge Schwefelwasserstoff (Burgstaller et al., 2010). Im Rahmen des Biogasmessprogramms II nach Gemmeke et al. (2009) wurden Schwefelwasserstoffgehalte von 0 bis 653 ppm erfasst, womit selbst die Höchstwerte im Fermenter drei mit 225 ppm im unteren Drittel dieser Untersuchung liegen.

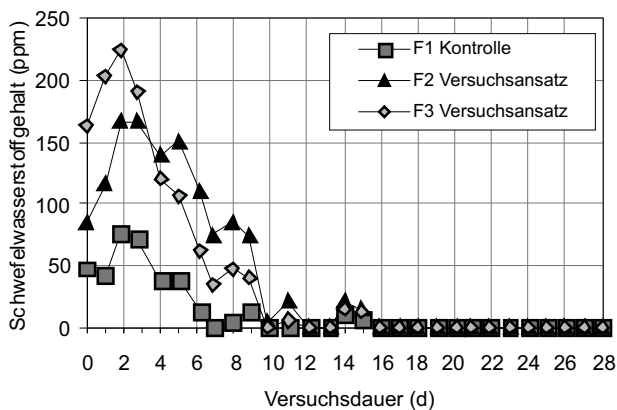


Abbildung 4:

Schwefelwasserstoffgehalte der Fermenter in der 2. Ausgasungsphase

Die höheren, im Vergleich zu dem Kontrollfermenter eins erfassten Schwefelwasserstoffgehalte der Fermenter zwei und drei befinden sich im Toleranzbereich der energetischen Verwertung von Biogas.

Eine Erklärung für die höheren Schwefelwasserstoffgehalte von Fermenter drei könnten die stärker angereicherten organischen Säuren und in der Summe der Anteil der organischen Substanz (siehe Tabelle 7) sein, der den Pool für die Nachlieferung von Schwefelverbindungen darstellt. Ursache für die geringfügig höheren Schwefelwasserstoffgehalte beim Fermenter zwei gegenüber der Kontrolle kann nicht identifiziert werden.

Die höchsten Anforderungen an die Schwefelwasserstoffgehalte liegen bei der motorischen Verwertung durch Blockheizkraftwerke, wie Gasmotoren, Zündstrahlmotoren, Mikrogasturbinen oder Stirlingmotoren vor und sollten 250 ppm nicht überschreiten (Li und Gnlika, 2003).

Schwefelwasserstoff und andere Schwefelkomponenten verursachen in Verbindung mit Wasser Korrosion und können ebenso wie Ammoniak und Kohlenmonoxid katalysierte Prozesse im Betriebsablauf von Biogasanlagen empfindlich stören (Weiland und Ahrens, 2003). Die Auswirkung auf die Treibhausgasbilanz ist eher indirekt. Schwefelwasserstoff beeinflusst den Verbrennungsprozess und führt in hohen Gehalten in Blockheizkraftwerken zur unvollständigen Verbrennung von Methan, was wiederum klimarelevant ist.

3.1.6 Methangehalte

Die höchsten Methangehalte werden innerhalb des 154. bis 157. VT. erfasst, wobei in Fermenter drei Gehalte bis 67 Vol. % (157. VT.), in Fermenter zwei bis 58 Vol. % (155. VT.) und in Fermenter eins bis 53 Vol. % (157. VT.) nachgewiesen wurden (Abbildung 5).

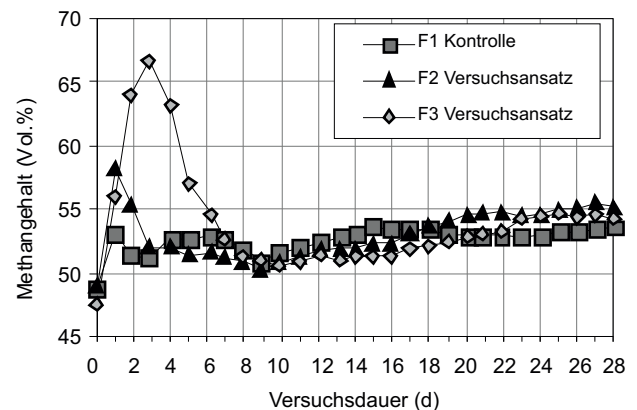


Abbildung 5:

Methangehalte der Fermenter in der 2. Ausgasungsphase

Besonders im Fermenter drei haben sich während der Versuchsphase mit Raumbelastungssteigerung und Pufferung gegenüber den anderen Fermentern organische Säuren angereichert. Dies führt zu Beginn der 2. Ausgasungsphase zur einer sprunghaften Verstoffwechselung und erklärt den besonders starken Anstieg der Methangehalte am 157. VT. im Fermenter drei. Nach Burgstaler et al., (2010) wäre ebenfalls eine Akutapplikation bzw. wie nach Kasali et al., (1989) und Raposo et al., (2006) eine höhere Applikationsmenge von Natriumhydrogencarbonat möglich gewesen, um die angereicherten organischen Säuren aus der Versuchsphase mit Raumbelastungssteigerung und Pufferung gezielt zu puffern. Dies wurde aber aus Gründen der vorliegenden Methodik einer kontinuierlichen Applikation für die Versuchsfermenter ausgeschlossen. Somit erhielt der Versuchsfermenter drei eine nicht dem Bedarf entsprechende Natriumhydrogencarbonatmenge.

Eine weitere Erklärung für die starke Anreicherung der organischen Säuren bis zum 154. VT. könnte in der negativen Beeinflussung der Methanogenese liegen. Die Methanogenese ist der finale Schritt im anaeroben Abbau organischer Substanz zu Biogas. In deren Verlauf metabolisieren methanogene Archaeobakterien Acetat, oder entstandenes Kohlendioxid und Wasserstoff zu Methan, Kohlendioxid und Wasser (Weiland und Rieger, 2006; Boone et al., 1993). Die Methanogenese reagiert am sensibelsten auf schwankende Prozessbedingungen (Temperatur, pH, Wasserstoffpartialdruck) und ist somit sehr störungsanfällig (Hecht, 2008). Der Kohlenstoff der Biomasse wird entweder zu Kohlendioxid oxidiert oder zu Methan reduziert. An diesem Schritt sind unter anderem Bakterien der Ordnung *Methanobacteriales*, *Methanococcales* und *Methanomicrobacteriales* beteiligt. Obwohl energetisch ungünstig, werden rund 70 % des Methans aus Acetat über die acetotrophe Methanogenese (*Methanosarcina*) und nur 30 % aus Wasserstoff und Kohlendioxid der hy-

drogenotrophen Methanogenese (*Methanococcus*, *Methanobacterium*, *Methanomicrobium*) gebildet. Der Grund ist das begrenzte Angebot von Wasserstoff (Kaiser et al., 2007; Böhnke et al., 1993; Burgstaler, 2007; Spendlin, 1991). Im Biogasreaktor existieren somit zwei verwandte Stoffwechselwege (Verma, 2002). Bei der acetotrophen Methanogenese werden Methan und Kohlendioxid im Verhältnis 1:1 gebildet. Dagegen bilden die hydrogenotrophen Methanbakterien kein Kohlendioxid. Der Gesamt-Methananteil im Biogas befindet sich deshalb in der Regel bei > 50 Vol.%, das Methan-/Kohlendioxidverhältnis ist dadurch > 1 (Hecht, 2008; Görsch und Helm, 2007).

Ab dem 157. VT. gleichen sich die Methangehalte des Versuchsfermenters zwei an das Niveau der Kontrolle an und ab dem 161. VT. auch Fermenter drei. Ab diesem Zeitpunkt liegt die Schwankungsbreite der Methangehalte aller Fermenter zwischen 50 und 56 Vol.%. Die relativ stabilen Endwerte decken sich damit mit denen des Biogasmessprogramms II nach Gemmeke et al. (2009) mit im Mittel 52,4 Vol.% Methan.

3.1.7 Kohlendioxidgehalte

Abbildung 6 gibt die Kohlendioxidgehalte der untersuchten Fermenter eins bis drei wieder. Zu Beginn der 2. Ausgasungsphase (154. VT.) lagen die Kohlendioxidgehalte auf einem sehr hohen Niveau mit 48, 48,5 und 50,3 Vol.% bei der Kontrolle, Fermenter zwei und Fermenter drei. Danach sinken die Kohlendioxidgehalte kurzzeitig ab. Besonders deutlich trat eine Kohlendioxidsenke beim Fermenter drei vom 154. VT. bis zum 161. VT., mit einem Kohlendioxidanteil von 29,1 Vol.% auf.

Beim Fermenter drei wird besonders deutlich, dass sich die Kohlendioxidgehalte entgegengesetzt proportional zu den entsprechenden Methangehalten in Abbildung 5 verhalten.

Ursachen dafür sind die Stoffwechselprodukte der einzelnen Phasen des Biogasprozesses und die prozessbeeinflussenden vorliegenden Milieubedingungen der anaeroben Biozönose. Innerhalb der Hydrolyse und Acidogenese werden kurzkettige Fettsäuren, (Essigsäure, Ameisensäure, Propionsäure, Buttersäure, Milchsäure, Valeriansäure) die alle ein saures Milieu bewirken, gebildet. Nebenprodukte sind Alkohole wie Methanol und Ethanol und die Gase Kohlendioxid und Wasserstoff (Eder und Schulz, 2007). Nur die Essigsäure, Kohlendioxid und Wasserstoff können die Methanbildner direkt zu Methan umsetzen (Kaiser et al., 2007; Burgstaler, 2007; Ohly, 2006). Die flüchtigen Fettsäuren und die Alkohole werden in dieser Phase durch unterschiedliche Gärungen mikrobiell zu Acetat, Wasserstoff (H_2), Kohlendioxid (CO_2) weiter abgebaut und später durch Methanbakterien zu Methan verstoffwechselt (Klemme, 2004). Essigsäure wird von den Mikroorganis-

men *Synotrophobacter*, *Acetobacterium*, *Acetogenium* gebildet (Ohly, 2006). Das Acetat bildet die wichtigste Grundlage zur Bildung von Methan in der nächsten Phase. Für diese Umwandlungen ist ein niedriger Wasserstoffgehalt notwendig. Sollte der gebildete Wasserstoff durch die Methanogenese nicht umgesetzt werden, führt der dadurch erhöhte Wasserstoffpartialdruck zur Hemmung der Acetogenese (Weiland und Rieger, 2006). Gleichzeitig kommt es zur einer weiteren Anreicherung der Stoffwechselprodukte aus der Hydrolyse und Acidogenese und somit auch zur einem erhöhtem Kohlendioxidgehalt im Biogas bei gleichzeitig geringer werdenden Methangehalten.

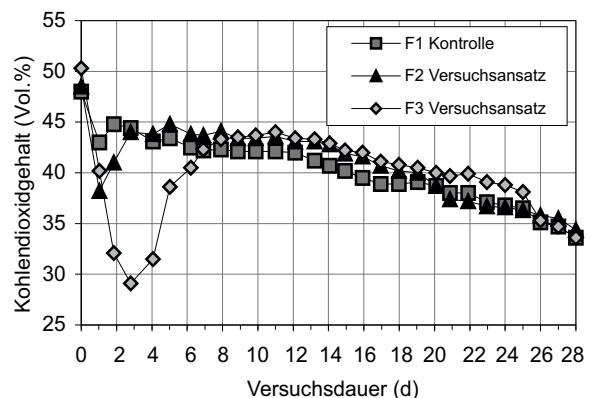


Abbildung 6:
Kohlendioxidgehalte der Fermenter in der 2. Ausgasungsphase

Die Kohlendioxidgehalte der untersuchten Fermenter verlaufen vom 161. VT. bis zum 166. VT. mit 42 bis 44 Vol.% relativ konstant und in einem typischen Bereich (44,8 Vol.%) (Gemmeke et al., 2009). Ab dem 166. VT. nehmen die Kohlendioxidgehalte einheitlich und erwartungsgemäß bis auf 34 Vol.% ab. Aufgrund der beginnenden Prozessstabilisierung durch den Fütterungsstopp, kommt es zu einer Verschiebung der Stoffwechselaktivität der Mikroben. Im weiteren Verlauf verringern sich die Kohlendioxidgehalte und die Methangehalte steigen zum Ende der 2. Ausgasungsphase an (siehe Abbildung 5).

3.2 2. Ausgasungsphase – Odourtest des Gärrests

Die Tabelle 7 zeigt die chemischen Analyseergebnisse der Fermenter über den Versuchszeitraum der 2. Ausgasungsphase – Odourtest des Gärrests. Dabei wurden die Fermenterinhalt (Gärrest) zu Beginn des 154. VT. und am Ende des 182. VT. untersucht.

Die pH-Werte zu Beginn der 2. Ausgasungsphase unterstützen den Ansatz der optimalen Dosierung mit Natriumhydrogencarbonat des Fermenters zwei (pH 7,32) gegenüber der Kontrolle (pH 7,18) und dem Fermenter drei mit (pH 7,25). Eine mögliche Erklärung dafür ist, dass sich der pH-Wert des Fermenters zwei in dem optimalen pH-

Bereich von 7,3 bis 7,8 für Aceto- und Methanbakterien befindet (Mähnert, 2007; Spendlin 1991). Alle anderen Mikroorganismen, hydrolytisch, acidogenen Bakterien sowie Aceto- und Methanbakterien, können auch außerhalb ihrer pH-Optima leben, jedoch sind sie dann weniger effizient (Kaiser et al., 2007). Im Laufe der 2. Ausgasungsphase pegelt sich der pH-Wert aller Fermenter zum Ende auf einen pH-Bereich zwischen 6,8 bis 7,7 ein, was als optimal einzustufen ist (Böhnke et al., 1993). Die elektrischen Leitfähigkeitswerte zu Beginn und Ende der 2. Ausgasungsphase veranschaulicht die gestaffelte Dosierung von Natriumhydrogencarbonat der Versuchsfermenter zwei und drei gegenüber der Kontrolle. Eine Ursache dafür ist die Dosierung von Natriumhydrogencarbonat und die damit verbundene Erhöhung der ionisierbaren gelösten Stoffe in den Fermentern zwei und drei. Das unterschiedliche hohe Niveau der Leitfähigkeitswerte unter den Fermentern zwei und drei lässt sich durch die unterschiedliche Höhe der Zugabe von Natriumhydrogencarbonat erklären. Die Mineralisierung der organischen Substanz verursachte zum Ende der 2. Ausgasungsphase einen weiteren Anstieg der Leitfähigkeitswerte aller untersuchten Fermenter. Optimalbereiche für die elektrische Leitfähigkeit sind nach Hölker (2008) 22,95 bis 32,5 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$. Die in den eigenen Untersuchungen ermittelten Werte von 12,99 bis 19,56 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ sind niedriger, da es aufgrund in der Versuchsphase mit Raumbelastungssteigerung und Pufferung zur einer Reduzierung der Prozessstabilität gekommen ist. Eine Wechselbeziehung der Ammoniumgehalte ($\text{NH}_4\text{-N}$) zu den TAC-Werten, die ebenfalls niedrig sind und eine Prozessstörung anzeigen, kann wie von Hölker und Lenz (2010) bestätigt werden.

Der geringe Anteil der organischen Substanz am 154. VT. von Fermenter zwei mit 56,15 $\text{g oS}\cdot\text{kg}^{-1}$ FM gegenüber der Kontrolle 59,26 $\text{g oS}\cdot\text{kg}^{-1}$ FM und dem Fermenter drei mit 66,91 $\text{g oTS}\cdot\text{kg}^{-1}$ FM belegt die besonders hohe Stoffwechselaktivität der Mikroben des Fermenters zwei zu Beginn der 2. Ausgasungsphase. Zum Ende der 2. Ausgasungsphase liegen alle drei Fermenter zwischen

37,70 bis 39,43 $\text{g oTS}\cdot\text{kg}^{-1}$ FM. Durch die Verringerung der organischen Substanz über den Versuchszeitraum wird deutlich, dass in Fermenter drei die höchste Verstoffwechselung der organischen Substanz stattgefunden hat, bedingt durch das hohe Ausgangsniveau. Der Gehalt der organischen Substanz aller Fermenter zum Versuchsende der 2. Ausgasungsphase entspricht den Ansprüchen von Animpfmaterial nach VDI 4630 (2006) und Schelle (2007).

Zur Bildung von Biogas und Methan sind neben dem organischen Trockensubstanzgehalt die organischen Säuren entscheidend. Zu Beginn der 2. Ausgasungsphase reicherten sich organische Säuren im Fermenter drei (6,44 $\text{g Sr}\cdot\text{kg}^{-1}$) gegenüber den anderen Fermentern verstärkt an, bedingt durch die erhöhte Zufuhr an organischer Substanz gegenüber dem verringerten mikrobiellen Abbau. In der Folge reichern sich organische Säuren an und sind ein Indikator dafür, dass sich der Biogasprozess aufgrund eines Ungleichgewichts zwischen Säureproduzenten und Säurekonsumenten im Stresszustand befindet (Oechsner und Lemmer, 2007; McCarty, 1964; Boone et al., 1980; Pullamanappallil et al., 2001; Lahav, 2004; Switzenbaum, 1990). Im Vergleich zum Fermenter eins mit 2,44 $\text{g Sr}\cdot\text{kg}^{-1}$ FM zu Beginn der 2. Ausgasungsphase hatte der Fermenter zwei mit 1,22 $\text{g Sr}\cdot\text{kg}^{-1}$ FM einen geringeren und der Fermenter drei mit 6,44 $\text{g Sr}\cdot\text{kg}^{-1}$ FM einen höheren Gehalt an organischen Säuren. Nach Hölker (2008) sind Säuregehalte bis 2,99 $\text{g Sr}\cdot\text{kg}^{-1}$ FM ein maximal zulässiger Wert für Biogasanlagen. Effenberger und Leubhn (2008) definieren Säuregehalte bis 4,0 $\text{g Sr}\cdot\text{kg}^{-1}$ FM als Richtwert für einen stabilen Gärprozess. Fermenter drei fällt nicht in diesen Bereich, da sich die organischen Säuren in diesem stärker angereichert hatten. Am 182. VT. hatten alle Fermenter einen ähnlichen Säuregehalt und entsprechen in ihrer Höhe den Ansprüchen von Animpfmaterial nach VDI-4630 (2006) und Schelle (2007). Die Verstoffwechselung der angereicherten organischen Säuren während der 2. Ausgasungsphase verdeutlichen mit ihrem einheitlichen Niveau zum Ende eine gleichmäßige Stoffwechselaktivität aller Fermenter.

Tabelle 7:

Analyseergebnisse des Gärrests der Fermenter in der 2. Ausgasungsphase

Parameter	Einheit	Fermenter 1		Fermenter 2		Fermenter 3	
Versuchszeit	d	154	182	154	182	154	182
pH-Wert _{Mittelwert}		7,18	7,48	7,32	7,57	7,25	7,69
Leitfähigkeit	$\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$	12,99	15,32	14,19	17,78	16,79	19,56
organische Substanz (oS)	$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ FM	59,26	38,57	56,15	37,70	66,91	39,43
Säuregehalt (Sr)	$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ FM	2,44	0,96	1,22	0,97	6,44	1,08
Pufferkapazität	$\text{mmol}\cdot\text{l}^{-1}$	169,61	172,74	206,96	208,52	207,92	195,45
Gesamtstickstoffgehalt (N_{kjel})	$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ FM	4,16	4,19	4,00	4,09	4,04	4,12
Ammoniumgehalt ($\text{NH}_4\text{-N}$)	$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ FM	0,98	1,32	1,06	1,39	1,14	1,43
FOS/TAC		0,25	0,17	0,19	0,16	0,94	0,16

Die Pufferkapazität ist ein Parameter zur Beurteilung des Fermenterinhalt. Die Pufferkapazitätswerte betragen zu Beginn in der Kontrolle 169,61 mmol·l⁻¹ im Fermenter zwei 206,96 mmol·l⁻¹ und beim Fermenter drei 207,92 mmol·l⁻¹. Das höchste Puffervermögen besitzen damit Fermenter drei und zwei, was aus der Applikation von Natriumhydrogencarbonat resultiert. Nach der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LFL) – Kaiser et al. (2007) befindet sich eine optimale Pufferkapazität bei 250 mmol·l⁻¹. Die geringeren Pufferkapazitätswerte aller Fermenter gegenüber den Werten nach Kaiser et al. (2007) begründen sich durch eine geringere Verstoffwechselungsleistung der Mikroben, was sich besonders im Fermenter drei in den erhöhten Säuregehalten widerspiegelt. Zum Ende der 2. Ausgasungsphase befinden sich Fermenter eins und zwei auf einem ähnlichen Niveau wie zu Beginn. Bei Fermenter drei kommt es zum Ende zu einer Verringerung der Pufferkapazität, vermutlich durch die Abpufferung der angereicherten Säuren zu Beginn der 2. Ausgasungsphase.

Die Fermenter zwei und drei sind sich hinsichtlich vieler Prozessparameter sehr ähnlich, jedoch unterscheiden sie sich grundlegend in ihrem Vermögen flüchtige Fettsäuren zu Beginn der 2. Ausgasungsphase abzubauen.

Eine mögliche Ursache könnte die unterschiedliche mikrobielle Zusammensetzung und Leistungsfähigkeit, sowie die unterschiedliche dosierte Menge von Natriumhydrogencarbonat sein. So sind die acetogenen und methanogenen Bakterien des Fermenters drei schneller durch die zugeführte organische Substanz zu Beginn der 2. Ausgasungsphase, gehemmt und erklären damit den Abfall (207,92 auf 195,45 mmol·l⁻¹) zum Ende.

Die Gesamtstickstoffgehalte (N_{kjel}) aller Fermenter schwanken erwartungsgemäß, aufgrund der gleichen Fütterungsstrategie, nur geringfügig über den Versuchszeitraum (154. VT. bis zum 182. VT.) zwischen 4,0 bis 4,19 g N_{kjel} ·kg⁻¹ FM. Demgegenüber steigen die Ammoniumwerte wie erwartet über den Versuchszeitraum durch den fortschreitenden Abbau der organischen Substanz an. Mit Ammoniumwerten von 0,98 bis 1,14 g $\text{NH}_4\text{-N}$ ·kg⁻¹ FM zu Beginn und zum Ende von 1,32 bis 1,43 g $\text{NH}_4\text{-N}$ ·kg⁻¹ FM lagen alle Fermenter unterhalb einer für Mikroben hemmenden Wirkung. Der hemmende Einfluss des Ammoniums hängt ab von seiner Konzentration, dem pH-Wert und der Temperatur. Steigen pH-Wert und Temperatur an, nimmt die hemmende Wirkung auf die Mikroorganismen zu. Bei 38 °C und einem pH-Wert von 7,0 beginnt eine Hemmung ab > 3500 mg $\text{NH}_4\text{-N}$ ·l⁻¹ und bei pH-Wert 7,5 ab > 1200 mg $\text{NH}_4\text{-N}$ ·l⁻¹. Die Bakterien können sich jedoch über einen längeren Zeitraum an hohe Ammoniumgehalte adaptieren (Böhnke et al., 1993; Li und Gnlika, 2003; Mähner, 2007; Ohly, 2006). Eine Korrelation des Ammoniumgehaltes mit der Leitfähigkeit und dem TAC-Wert ist, wie nach Hölker und Lenz (2010) beschrieben, ebenfalls

gegeben und unterstreicht dadurch die Aussagekraft als Parameter für einen stabilen Vergärungsprozess.

Der FOS/TAC-Wert ist das Verhältnis der flüchtigen organischen Fettsäuren (FOS, Einheit: mg·l⁻¹ Essigsäureäquivalente) zum totalen anorganischen Carbonatgehalt (TAC, Einheit mg CaCO_3 ·l⁻¹) und dient der Beurteilung des Vergärungsprozesses (Voß et al., 2009). Die FOS/TAC-Werte der untersuchten Fermenter weisen zu Beginn Unterschiede auf. Der Kontrollfermenter eins hatte einen FOS/TAC-Wert von 0,25, der Fermenter zwei von 0,19 und der Fermenter drei von 0,9. Für eine stabile Vergärung sind Werte von ≤ 0,8 notwendig (Effenberger und Leuhn, 2008). In der Praxis sind FOS/TAC-Verhältnisse bis zu einem Wert von 0,3 als sehr stabil, von 0,4 bis 0,8 beginnend gehemmt und ab 0,8 deutlich instabil einzuschätzen (Kaiser et al., 2007; Weiland und Rieger, 2006; Wiese und König, 2006; Callaghan et al., 2002; Hassan, 2003). Das heißt es besteht eine Versäuerungsgefahr. Demzufolge sind der Fermenter eins und zwei zu Beginn als sehr stabil für den Biogasprozess einzuschätzen. Ein weiterer optimaler Bereich wird von Voß et al., (2009) mit 0,15 bis 0,45 angegeben. Fermenter drei hat demnach einen instabilen Fermentationsprozess, was sich auch in den erhöhten Säuregehalten zeigt. Zum Ende der 2. Ausgasungsphase liegen alle Fermenter bei einem FOS/TAC-Wert um 0,17 und sind somit als stabil einzuschätzen.

Nach Weiland und Rieger (2006) sowie Wiese und König (2006) sollte aber beachtet werden, dass jede Anlage eigene Optimalwerte besitzt. Diese lassen sich nur durch langfristige und regelmäßige Analysen ermitteln. Die Hauptaussagekraft von FOS/TAC-Werten liegt in der Beurteilung der Langzeitentwicklung (Hach Lange, 2007; Weiland und Rieger, 2006; Wiese und König, 2006). Zum Ende der 2. Ausgasungsphase reduziert sich das Restgaspotential der untersuchten Fermenter weiter durch den fortschreitenden Abbau der organischen Substanz (siehe Tabelle 7). Demzufolge verändert sich das Verhältnis des totalen anorganischen Carbonats (TAC) im Fermenterinhalt, was eine Verringerung der FOS/TAC-Werte aller Fermenter zum Ausgasungsende verursacht.

4 Schlussfolgerung

Eine nicht sachgerechte Fermentation kann zu einer erhöhten Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen (Lachgas, Methan und Ammoniak) im Gärrestlager führen. Eine Möglichkeit der Emissionsreduzierung im Biogasprozess stellt der bedarfsgerechte Einsatz von Natriumhydrogencarbonat zur kontinuierlichen Applikation im Fermentationsprozess von Biogasanlagen dar. Dadurch könnte neben einer schnelleren und verbesserten Umsetzung der verfügbaren organischen Substanz auch ein höherer Wirkungsgrad der gesamten landwirtschaftlichen Biogasan-

lage erzielt werden. Der durchgeführte Odourtest ergab, dass der bedarfsgerechte Einsatz von Natriumhydrogencarbonat im Gärrest zu einem verringerten Restgaspotential führt und damit zudem eine Reduzierung der klimarelevanten Treibhausgase bewirkt, auch im Hinblick der Ausbringung.

Natriumhydrogencarbonat ist ein basisch wirkendes Additiv und verbessert die Pufferkapazität und damit den Fermentationsprozess nachhaltig. Es erfolgt lediglich eine Milieuverbesserung für die methanogenen Bakterien.

Vor einem beabsichtigten Einsatz von Natriumhydrogencarbonat, der die Effizienz einer Biogasanlage verbessern soll, muss eine gründliche Analyse des Prozesses durchgeführt werden. Variable Prozessparameter und Analysedaten sind dabei die Art und Menge der eingesetzten Inputsubstrate, Verweilzeiten, Raumbelastungen, Gasmenge und Gasqualität. Weiterhin müssen im Labor bestimmte mikrobiologisch, chemisch relevante Prozesswerte [pH-Wert, LF-Wert, FOS/TAC-Verhältnis, $\text{NH}_4\text{-N}$, Trockensubstanzgehalt, organischer Trockensubstanzgehalt, organische Säuren (Carbonsäurespektrum: C2 – C6), Analyse der Makro- und Mikroelemente] erfasst und abgeglichen werden. Erst basierend auf den gewonnenen Analysedaten kann über einen betriebswirtschaftlich sinnvollen Einsatz von Natriumhydrogencarbonat entschieden werden. Inwieweit sich Natriumhydrogencarbonat in mehrstufigen Biogasverfahren als Möglichkeit zur Prozessverbesserung und zur Emissionsreduzierung eignet, muss in fortführenden Laboruntersuchungen überprüft werden. Natriumhydrogencarbonat ist ein Additiv zur Verbesserung der Effizienz des Biogasprozesses und kann beim bedarfsgerechten Einsatz zur einer Reduzierung klimarelevanter Gase führen. Jedoch sollte als erste Maßnahme eine Überdachung bzw. Einhausung und Nutzung des Restgaspotentials der noch teilweise offenen Endlager in Betracht gezogen werden.

Literatur

- Angelidaki I, Ahring BK (1994) Anaerobic digestion of manure at different ammonia loads : effect of temperature. *Water Res* 28:727-731
- Ansyco (2008) Biogas-Analysator, BM2000, GA90-94, GA45 : Bedienungsanleitungen [online]. Zu finden in <<http://www.ansyco.de/CMS/frontend/index.php?idcatside=44>> [zitiert am 02.03.2011]
- Batstone DJ, Keller J, Angelidaki I, Kalyuzhnyi S, Pavlostathis SG, Rozzi A, Sanders W, Siegrist H, Vavilin VA (2002) Anaerobic digestion model no. 1 : (ADM1). London : IWA Publ, 77 p
- Boone D-R, Chynoweth D-P, Mah R-A, Smith P-H, Wilkie A-C (1993) Ecology and microbiology of biogasification. *Biomass Bioenergy* 5(3-4):191-202
- Boone DR, Chynoweth DP, Mah RA, Smith PH, Wilkie AC (1980) Terminal reactions in the anaerobic digestion of animal waste. *Appl Environ Microbiol* 43:57-64
- Böhnke B, Bischofsberger W, Seyfried CF (1993) Anaerobtechnik : Handbuch der anaeroben Behandlung von Abwasser und Schlamm. Berlin : Springer, 837 p
- Brüel & Kjaer (1996) Technische Dokumentation : Multigasmonitor Typ 1302 : vol. 1 Betrieb. Ballerup, DK
- Burgstaler J (2007) Beschreibung der Versuchsbiogasanlage und wichtiger Prozessparameter : Bericht zum agrarökologischen Komplexseminar an der Universität Rostock 2007, 25 pp, (unpubl)
- Burgstaler J, Blumenthal J, Wiedow D, Godlinski F, Kanswohl N (2010) Möglichkeit zur pH-Wertregulation versauerter Biogasermenter und die Auswirkungen auf die Biogasausbeute. *Landbauforsch* 60(4): 213-220
- Callaghan FJ, Wase DAJ, Thayanithy K, Forster CF (2002) Continuous codigestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure. *Biomass Bioenergy* 22(1):71-77
- Christensen J (1990) The Brüel & Kjaer Photoacoustic Transducer System and its physical properties [online]. Zu finden in <<http://www.bksv.com/Library/Technical%20Reviews.aspx?year=1994-1990&st=1994-1990>> [zitiert am 14.03.2010]
- Clemens J (2002) Methan- und Lachgas- Emissionen bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger. *KTBL-Schrift* 406:203-214
- Dittert K, Mühling KH (2009) Emission klimarelevanter Spurengase in der intensiven Pflanzenproduktion. *J Verbr Lebensm* 4:207-211
- Eder B, Schulz H, Krieg A (2007) Biogas-Praxis: Grundlagen, Planung, Anlagenbau, Beispiele, Wirtschaftlichkeit, 4. verb. Aufl. Staufen bei Freiburg : Ökobuch Verlag, 236 pp
- Effenberger M, Leubn M (2008) Biologie der Methangärung : die Belastungsgrenzen erkennen. *Mais spezial* (2):2-7
- Gemmeke B, Rieger C, Weiland P, Schröder J (2009) Biogas-Messprogramm II, 61 Biogasanlagen im Vergleich. 1. Auflage 2009, Gülzow: FNR, 168 p, ISBN 9783980392785
- Gers-Grappnerhaus C, Hoffstede U, Maciejczyk M, Mitterleitner H, Oechsner H, Reinhold G, Schüsseler P, Weiland P, Welsch W (2009) Schwachstellen an Biogasanlagen verstehen und vermeiden. Darmstadt : KTBL, KTBL-Heft 84, 56 p, ISBN 9783939371816
- Görsch U, Helm M (eds) (2007) Biogasanlagen : Planung, Errichtung und Betrieb von landwirtschaftlichen und industriellen Biogasanlagen, 2. überarb. Aufl. Stuttgart : Ulmer, 164 pp
- Gujer W, Zehnder AJB (1983) Conversion processes in anaerobic digestion. *Water Sci Technol* 15:127-167
- Hach Lange (2007) Routine-Analytik für Biogas [online]. Zu finden in <http://www.hach-lange.de/shop/action_q/download%3Bdocument/DOK_ID/14782384/type/pdf/lkz/DE/spkz/de/TOKEN/oVkJ9R35bKyU2bkoOGYuG187bph0M/kpBwKA> [zitiert am 03.03.2011]
- Hassan EA (2003) Biogas production from forage and sugar beets : process control and optimization ; ecology and economy. Kassel/Witzenhausen : Selbstverl, 170 p, Forschungsber Agrartechn Arbeitskreises Forschung Lehre Max-Eyth-Ges 412
- Hecht M (2008) Die Bedeutung des Carbonat-Puffersystems für die Stabilität des Gärprozesses landwirtschaftlicher Biogasanlagen. Bonn : Verein Förderung Agrikulturchemie, 102 p, Bonner agrikulturchem Reihe 37
- Hölker U (2008) Gerüchküche schließen : Datenauswertung von über 1000 Biogasanlagen durch die Bioreact GmbH. *Biogas Journal* (4):22-29
- Hölker U (2009) Was leisten Zusatzstoffe und Hilfsmittel zur Optimierung der Biogasproduktion? *Gülzower Fachgespr* 32:108-119
- Hölker U, Lenz J (2010) Beziehungen zwischen Analyseparametern : lineare Korrelation [online]. Zu finden in <http://www.biogaswissen.de/images/stories/DownloadPDF/Forschungsergebnisse/Lineare_Analysezusammenhange.pdf> [zitiert am 01.03.2011]
- Hunik JH, Hamelers HVM, Koster IW (1990) Growth-rate inhibition of aceticlastic methanogens by ammonia and pH in poultry manure. *Biol Wastes* 32:285-297
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2007) Climate Change 2007 : working group I: the physical science basis ; summary for policymakers [online]. Zu finden in <http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/spm.html> [zitiert am 03.03.2011]
- Kaiser F, Metzner T, Effenberger M, Gronauer A (2007) Sicherung der Prozessstabilität in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. Freising-Weihenstephan : LfL, 14 p. LfL-Information
- Kasali G, Senior E, Watson-Craik I-A (1989) Sodium bicarbonate effects on the anaerobic digestion of refuse. *J Chem Technol Biotechnol* 45(4):279-289
- Klemme JH (2004) Angewandte Mikrobiologie. Aachen : Shaker, 170 pp

- Koster IW, Lettinga G (1988) Anaerobic digestion at extreme ammonia concentrations. *Biol Wastes* 25:51-59
- KTBL – Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (2010) Gasaubeite in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. Darmstadt : KTBL, 36 p, KTBL-Heft 88
- Kyoto Protocol to the United Nations framework convention on climate change [online]. Zu finden in <<http://unfccc.int/resource/docs/convkp/conveng.pdf>> [zitiert am 03.03.2011]
- Lahav O, Morgan BE (2004) Titration methodologies for monitoring of anaerobic digestion in developing countries : a review. *J Chem Technol Biotechnol* 79:1331-1341
- Leschber R, Loll U (1996) ATV-Handbuch Klärschlamm. Berlin : Ernst, 729 p
- Li HQ, Gnlika D (2003) Gasqualitätsverbesserung in Bezug auf Verstromung. VDI-Berichte 1751:121-138
- Mähnert P (2007) Kinetik der Biogasproduktion aus nachwachsenden Rohstoffen und Gülle. Berlin : Humboldt-Univ, 167 p
- McCarty PL (1964) Anaerobic waste treatment fundamentals : part 1-4, chemistry and microbiology, environmental requirements, toxic materials and their control, process design. *Public Works* 95(9-12):91-126
- Oechsner H, Lemmer A (2007) Biogas : Vorlesungsunterlagen M 41 252, SS 2007, Agrartechnik /Landesanstalt für Landwirtschaftliches Maschinen- und Bauwesen, Universität Hohenheim
- Ohly N (2006) Verfahrenstechnische Untersuchung zur Optimierung der Biogasgewinnung aus nachwachsenden Rohstoffen [online]. Zu finden in <http://deposit.ddb.de/cgi-bin/dokserv?idn=981716091&dok_var=d1&dok_ext=pdf&filename=981716091.pdf> [zitiert am 01.03.2011]
- Paduch M (2007) Emissionen minimieren. *Biogas Journal* (1):22-24
- Pesta G, Meyer-Pittroff R (2002) Kofermentate : so vermeiden Sie Fütterungsfehler. In: Amon T (ed) *Biogas : Strom aus Gülle und Biomasse*. Münster : Landwirtschaftsverl, pp 78-80
- Pesta G, Grepmeier M, Meyer-Pittroff R (2004) Die Inline/Online Gasanalyse : ein zuverlässiges Instrument zur Optimierung der mikrobiologischen Entschwefelung und der Prozessführung bei Biogasanlagen. In: Rutschmann C (ed) 13. Symposium „Energie aus Biomasse : Biogas, Flüssigkraftstoffe, Festbrennstoffe“, 25. und 26. November 2004, Kloster Banz. Regensburg : OTTI, pp 183-188
- Plöchl M (2006) Technische Nutzung von Biogas. In: *Biogas in der Landwirtschaft : Leitfaden für Landwirte und Investoren im Land Brandenburg*. Potsdam : ETI, pp 31-35
- Pullammanappallil PC, Chynoweth DP, Lyberatos G, Svoronos S (2001) Stable performance of anaerobic digestion in the presence of a high concentration of propionic acid. *Biores Technol* 78:165-169
- Raposo F, Banks CJ, Siegert I, Heaven S, Borja R (2006) Influence of inoculum to substrate ratio on the biochemical methane potential of maize in batch tests. *Process Biochem* 41(6):1444-1450
- Schattauer A, Weiland P (2004) Grundlagen der anaeroben Fermentation. In: Handreichung Biogasgewinnung und -nutzung. Gülzow : FNR, pp 25-35
- Schelle H (2007) Empfehlungen und Erfahrungswerte des ATB Potsdams für geeignetes Impfmateriell zur Fermentation von landwirtschaftlicher Biomasse. Potsdam-Bornim : ATB (unpubl)
- Schier F (2004) Verfahrenstechnische Bewertung mehrstufiger Abluftreinigungssysteme in der Mastschweinehaltung und deren Zertifizierbarkeit. Bonn : Univ, 151 p
- Schultz H (2001) *Biogas-Praxis : Grundlagen, Planung, Anlagenbau, Beispiele*. Staufen/Freiburg : ökobuch, 165 p
- Switzenbaum MS, Gomez EG, Hickey RF (1990) Monitoring of the anaerobic methane fermentation process. *Enzyme Microb Technol* 12(10):722-730
- Spendlin HH (1991) Untersuchung zur frühzeitigen Initiierung der Methanbildung bei festen Abfallstoffen. Bonn : Economica, 192 p, Hamburger Ber : Abfallwirtschaft 4
- VDI (2006) Vergärung organischer Stoffe : Substratcharakterisierung, Probenahme, Stoffdatenerhebung, Gärversuche. Berlin : Beuth, 91 p, VDI-Richtlinien 4630
- Verma S (2002) Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes. Department of Earth & Environmental Engineering (Henry Krumb School of Mines) Fu Foundation School of Engineering & Applied Science Columbia University, 50 pp, Master Thesis
- Voß E, Weichgrebe D, Rosenwinkel HH (2009) FOS/TAC Herleitung, Methodik, Anwendung und Aussagekraft. In: Internationale Wissenschaftstagung Biogas Science 2009, 02.-04.12.2009 in Erding. Freising, pp 675-682
- Weiland P (2003) Notwendigkeit der Biogasaufbereitung, Ansprüche einzelner Nutzungsrouten und Stand der Technik. *Gülzower Fachgespr* 21:7-23
- Weiland P, Ahrens T (2003) Biogasqualität bei Vergärung nachwachsender Rohstoffe. *Gülzower Fachgespr* 21:32-45
- Weiland P, Rieger C (2006) Prozessstörungen frühzeitig erkennen. *Biogas-Journal* (4):18-20
- Wiese J, König R (2006) Prozessbegleitende Fermenterüberwachung auf Biogasanlagen [online]. Zu finden in <http://www.hach-lange.de/shop/action_q/download%3Bdocument/DOK_ID/14782554/type/pdf/lkz/DE/spkz/de/TOKEN/9YzzFfw6dq5pFkdNQ2alRPOG4B4/M/NysIQQ> [zitiert am 02.03.2011]
- Wulf S, Brenner A, Clemens J, Döhler H, Jäger P, Krohmer K-H, Maeting M, Rieger C, Schumacher I, Tschepe M, Vandr  R, Weiland P (2003) Untersuchung der Emission direkt und indirekt klimawirksamer Spurengase (NH₃, N₂O und CH₄) w hrend der Lagerung und nach der Ausbringung von Kofermentationsr ckst nden sowie Entwicklung von Verminderungsstrategien [online]. Zu finden in <http://www.ipe.uni-bonn.de/publikationen/bonner-agrikulturchemische-reihe/bar_16.pdf> [zitiert am 1.03.2011]

Luftfremde Stoffe in und aus verschiedenen Haltungssystemen für Legehennen – Teil 2: Staub

Torsten Hinz*, Tatjana Winter* und Stefan Linke*

Zusammenfassung

Zwei Jahre vor dem Zeitplan der EU ist seit Januar 2010 in Deutschland die Käfighaltung von Legehennen nicht mehr gestattet. Alternative Haltungssysteme wie die Boden-, Volieren- oder die Kleingruppenhaltung sind gefragt, die der Forderung der Öffentlichkeit nach mehr Tiergerechtigkeit entsprechen. Zudem dürfen aber die Belange der Arbeitsplatzhygiene und der Umwelt nicht vernachlässigt werden, wenn es darum geht, verschiedene Haltungssysteme zu vergleichen und zu beurteilen. Zu diesem Zweck wurden die Konzentrationen in und die Emissionen von Stäuben (PM₁₀, PM_{2,5}, A-Staub) aus verschiedenen Ställen einmal im Monat für jeweils eine Stunde gemessen. Zusätzliches 24 h-Monitoring einmal im Quartal sollte die Einordnung der Stundenmessungen in den Tagesgang und das saisonale Verhalten ermöglichen. Diese Arbeit gibt einen umfassenden Blick auf die eingesetzte Messtechnik und die Ergebnisse, die eine große Spannbreite für die Staubkonzentrationen und Emissionen aus verschiedenen Haltungssystemen aufzeigen.

Schlüsselworte: Legehennen, Haltungssysteme, Luftgüte, Emissionen, Staub

Abstract

Airborne contaminants in and from different keeping systems for laying hens – Part 2: dust

Two years before the EU regulation comes into force in Germany no permission exists for keeping laying hens in conventional cages since January 2010. Alternative systems like floor keeping, aviaries and small group systems must follow the intentions of the society with high animal welfare requirements. Nevertheless protection of work and the environment cannot be neglected for evaluation and comparison of different systems. Concentration of PM in and emissions from the stables were measured as 1 h spot once a month. Furthermore, 24 h monitoring was added for each stable once in a quarter of a year to have the opportunity to indicate how the spot measurements reflect the diurnal profile and how seasonal effects must be considered. The paper gives a comprehensive view to the measuring procedure and the results of the investigations which show a wide span for the concentrations and emissions of dust for different alternative keepings of laying hens.

Keywords: Laying hens, keeping system, air quality, emissions, PM

* Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig
E-Mail: torsten.hinz@vti.bund.de

Einleitung

Die Haltung von Legehennen zählt zu den am häufigsten diskutierten Tierschutz-Themen der letzten Jahre in Deutschland. Hauptkritikpunkte sind nach Ansicht vieler Verbraucher und Experten die zu geringe Platzbemessung, zu wenig Bewegung und der Mangel an Möglichkeiten zur Ausübung typischer art eigener Verhaltensweisen.

Dies waren auch die Gründe, warum im Jahre 1999 das Bundesverfassungsgericht die Hennenhaltungs-Verordnung von 1988 für nichtig erklärte und in der EU neue Mindestanforderungen zum Schutz von Legehennen vorgelegt wurden (Tierschutz- Nutztierhaltungs-VO, 2009).

Die neuen Bestimmungen wurden in Deutschland 2010 mit dem endgültigen Verbot der Käfighaltung für Legehennen umgesetzt. Es gilt nun Alternativen aufzuzeigen und diese an den vorgegebenen Kriterien für Arbeits-, Tier- und Umweltschutz zu messen. Hierzu wurde ein umfassendes interdisziplinäres Projekt initiiert (Hinz et al., 2009; Winter et al., 2009)

In einem Teilprojekt, über das in zwei Beiträgen berichtet werden soll, wurden verschiedene alternative Haltungssysteme für Legehennen hinsichtlich der Freisetzung von luftfremden Stoffen und der Stallluftqualität untersucht. Es zeigten sich deutliche Unterschiede für Ammoniak und Staub. Während die Emissionen von Ammoniak weitgehend von der Entmistungsstrategie (Kotlagerung) bestimmt wurden, ist für die Staubemissionen die Tieraktivität verantwortlich. Während im ersten Teil (Hinz et al., 2010) die Ammoniakproblematik behandelt wurde, ist dieser zweite Teil auf Stäube unterschiedlicher Fraktionen fokussiert. Dabei werden für die im Stall befindlichen Individuen der alveolengängige A-Staub (im Weiteren als PM4 bezeichnet) und als emissionsrelevant die Fraktionen PM10 und PM2.5 betrachtet. Auf die Definitionen dieser Staubfraktionen wird in Abbildung 5 des Absatzes Messtechnik eingegangen.

Material und Methoden

Ställe

In dem vorliegenden Projekt wurden vier unterschiedliche Stallsysteme für Legehennen untersucht, die nachfolgend kurz beschrieben werden. Bei der Bodenhaltung mit Freilandzugang, der Bodenhaltung und der Voliere handelte es sich um kommerzielle Betriebe, während die Kleingruppenhaltung Bestandteil einer Forschungs- und Versuchseinrichtung war. Alle Ställe waren zwangsbelüftet. Die Beleuchtung mit Kunstlicht folgte einem Lichtprogramm, das in der Regel 14 Stunden Helligkeit gewährleistete.

- Freilandhaltung
Bei diesem Stall handelte es sich um eine Bodenhaltung mit Freilandzugang, die im Folgenden jedoch nur als Freilandhaltung bezeichnet wird.
In diesem Stall wurden 3000 Hennen der Linie Lohmann Brown (LB) auf Kunststoffgitterplatten ohne Einstreu gehalten. Darunter befand sich die Kotgrube. Ein Kotband war nicht vorhanden und der Stall wurde nach jedem Legedurchgang entmistet.
Die Beleuchtung erfolgte durch ein Lichtprogramm, das eine helle Phase von mindestens 14 Stunden Kunstlicht beinhaltete. Die Dunkelphase begann erst dann, wenn alle Hennen im Stall waren. Dementsprechend wurde das Lichtprogramm vom Tageslicht beeinflusst. Der Stall war zwangsbelüftet über zwei gleichartige Ventilatoren.

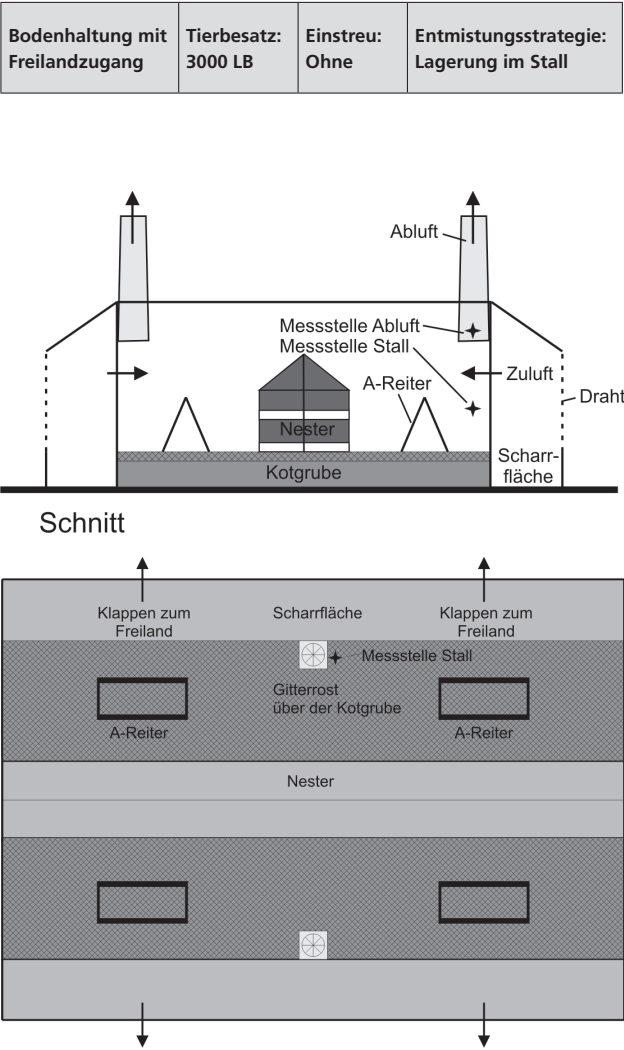


Abbildung 1:
Freilandhaltung, Grundriss schematisch

– Volierenhaltung

In der Volierenhaltung wurden 900 Hennen der Linie Lohmann Silver Light (LSL) auf einer Einstreu von Sand und Holzspänen gehalten. Die Entmistung erfolgte wöchentlich über ein Kotband.

Die Beleuchtung erfolgte durch ein Lichtprogramm. Der Stall war zwangsbelüftet über zwei gleichartige Ventilatoren, von denen im Normalfall nur einer in Betrieb war.

Volierenhaltung	Tierbesatz: 900 LSL	Einstreu: Sand/ Holzspäne	Entmistungsstrategie: Kotband wöchentlich
-----------------	------------------------	---------------------------------	--

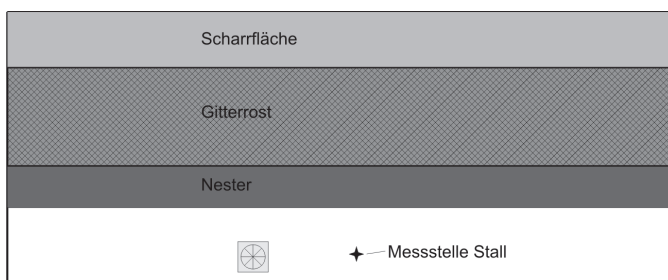
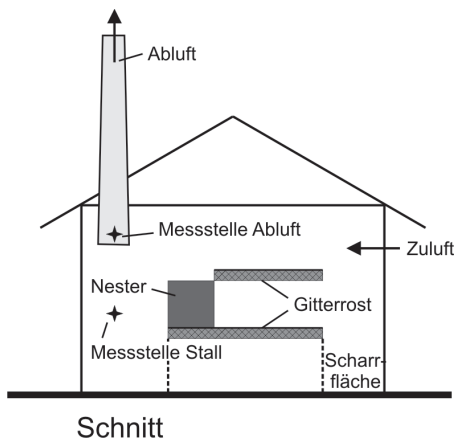


Abbildung 2:
Volierenhaltung, Grundriss schematisch

– Bodenhaltung

In dem Stall mit Bodenhaltung ohne Kaltscharrraum oder Freilandzugang wurden 8000 Hennen der Linie Lohmann Brown gehalten. Als Einstreu dienten Holzspäne, die vorher entstaubt wurden. Auch hier gab es kein Kotband, sondern der Kot wurde mit der Einstreu am Ende des Legedurchganges aus dem Stall gebracht. Der Stall wurde über sechs Ventilatoren zwangsbelüftet. Die Beleuchtung hell/dunkel erfolgte über ein Lichtprogramm.

Bodenhaltung	Tierbesatz: 8000 LB	Einstreu: Holzspäne entstaubt	Entmistungsstrategie: Kotlagerung im Stall
--------------	------------------------	-------------------------------------	---

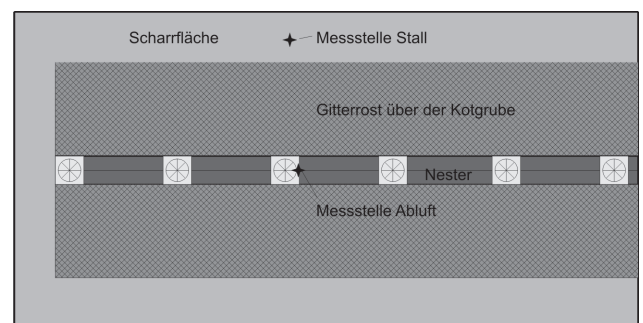
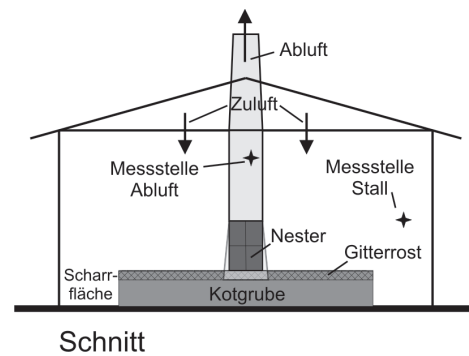


Abbildung 3:
Bodenhaltung, Grundriss schematisch

– Kleingruppenhaltung

In der Kleingruppenhaltung wurden 1500 Hennen der Linien Lohmann Brown und Lohmann Silver Light ohne Einstreu in Gruppen von 40 und 60 Tieren untergebracht. Der Anteil Einstreu, der dem Sandbad und Scharren diente wird dabei nicht berücksichtigt, da er nur kurzfristig zur Verfügung steht. Der Anforderung auf eine uneingeschränkt nutzbare Fläche von mindestens 800 Quadratzentimetern pro Legehennen wurde entsprochen. Der Kot wurde einmal pro Woche über Kotbänder aus dem Stall befördert. Zur Zwangsbelüftung dienten drei computergesteuerte Ventilatoren. Der Stallcomputer bediente auch das Lichtprogramm.

Kleingruppenhaltung	Tierbesatz: 1500 LB/LSL	Einstreu: Ohne	Entmistungsstrategie: Kotband wöchentlich
----------------------------	-----------------------------------	--------------------------	---

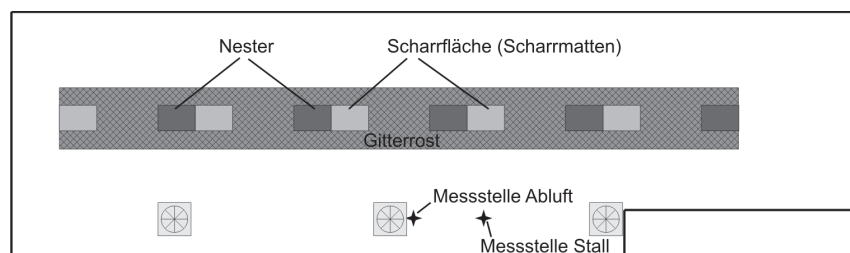
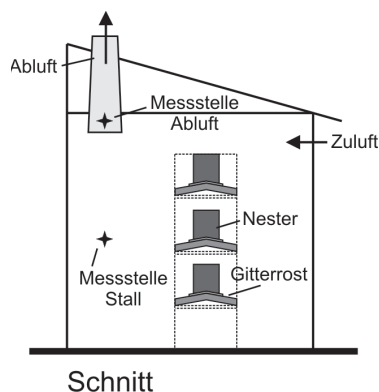


Abbildung 4:
Kleingruppenhaltung, Grundriss schematisch

Messtechnik

Die Messungen wurden in jedem Stall einmal pro Monat durchgeführt, so dass sich in der Darstellung ein Zeitversatz von einer bis vier Wochen ergab. Gemessen wurde jeweils ein bis zwei Stunden lang in einem Zeitfenster von 12:00 Uhr bis 14:00 Uhr. Der zur Ermittlung der Messwerte verwendete Zeitraum betrug in der Regel eine Stunde. Jeweils einmal pro Quartal war ein 24 h-Monitoring vorgesehen,

um die Einzelergebnisse im Tagesverlauf einordnen und beurteilen zu können sowie saisonale Effekte zu erkennen. Die Emissionen werden als Massenströme in kg/h und als bezogene Massenströme in kg/(h*Tier) angegeben (EMEP/EEA, 2009; Arends et al., 2006). Nach den Vorgaben im EMEP/EEA Guidebook ist hier die aktuelle Tierzahl einzutragen. Dieses ist jedoch häufig nicht möglich, so dass dann auf den „Tierplatz“ zurückgegriffen wird, mit dem der Anfangsbesatz eines Stalles beschrieben wird.

Zur Beurteilung der Luftgüte im Stall wurde die Konzentration von PM₄ an einer zentralen Messstelle in der Mitte des jeweiligen Stalles gemessen. Über die Aussagekraft derartiger Messungen wurde an anderer Stelle berichtet (Hinz et al., 2003). Die Messungen zur Bestimmung der Arbeitsplatzbelastung erfolgten in 1,5 m Höhe über dem Stallboden bei einer der menschlichen mittleren Einatemgeschwindigkeit entsprechenden konstanten Ansauggeschwindigkeit von 1,25 m/s.

Die Emissionen wurden in den Abluftschächten in Anlehnung an die Richtlinien VDI 2066 (2006) gemessen. Hinsichtlich der möglichen Ortsabhängigkeiten der Emissionen aus einer Vielzahl von Abluftkanälen wurden die Erkenntnisse der Messungen der Ammoniakemissionen auf die Partikel übertragen (Teil 1, Hinz et al., 2010).

Insbesondere bei der Bestimmung von Staubemissionen ist darauf hinzuweisen, dass hierfür nur sehr bedingt Messungen im Stall herangezogen werden können (Schmitt et al., 2004; Hinz et al., 2007). Die Strömungsdynamik des Absaugvorganges und die Sedimentationsfähigkeit der Partikel führen zu Unterschieden in der Partikelgrößenverteilung in den betrachteten Dispersionen: In der

Abluft sind weit weniger größere Partikel zu finden als in der Stallluft. Wird die Staubkonzentration im Stall mit dem Abluftvolumenstrom verknüpft, so wird der Emissionsmassenstrom überbewertet. Dieses Ergebnis kann in einem Genehmigungsverfahren von großer Bedeutung sein.

In den meisten Fällen kann eine Staubemissionsmessung nicht am Hauptstrom erfolgen, sondern es ist ein Teilstrom mit einer Strömungssonde zu entnehmen. Diese Probenahme hat isokinetisch (geschwindigkeitsgleich) zu erfolgen.

Die Ermittlung von Emissionen aus geführten Quellen errechnet sich aus der Konzentration c und dem Volumenstrom Q basierend auf der Formel:

$$\dot{m} = c \cdot Q$$

Aus der Tatsache, dass der Mittelwert eines Produktes nicht gleich dem Produkt der Mittelwerte ist, resultiert die Forderung, beide Größen c und Q simultan zu messen,

wenn auch die Abweichungen im Einzelfall gering sind (Costa und Guarino, 2009).

Für die Messung der Staubkonzentrationen standen, je nach Messaufgabe, verschiedene Geräte und Verfahren zur Verfügung:

- Partikelzähler Grimm 1.105 und 1.108 für PM₁₀, PM₄ und PM_{2,5}
- TEOM 1400A für Gesamtstaub und PM₁₀
- High Volume Sampler EM100 mit einem Vorabscheider zur Trennung von Fein- und Grobstaub entsprechend der Johannesburger Konvention (Hinz und Tamoschat, 2007).

Tabelle 1:

Eingesetzte Messgeräte und die zugrunde liegenden Messprinzipien

Messgerät / Messprinzip	Technik	Vorteil	Nachteil
EM100 / gravimetrisch	Filter	genau; hohe Aussagekraft	Mittelwert über Messzeitraum
TEOM 1400 / gravimetrisch	Mikrowaage	online-monitoring	größenselektive Messung nur mit Vorabscheider
Grimm 1.105 u. 1.108 / optisch	Streulicht	quasi online-monitoring; gleichzeitige Information über verschiedene Fraktionen	eingeschränkter Partikelgrößemessbereich; Notwendigkeit der Kalibrierung auf den Stallstaub

Staubkonzentrationen wurden im Projekt standardmäßig quasi-online mit einer Taktzeit von einer Minute durch die optisch nach dem Streulichtprinzip arbeitenden Messgeräte aufgezeichnet.

In einigen Fällen kam das TEOM zum Einsatz, insbesondere zur online-Kalibrierung der Streulichtgeräte.

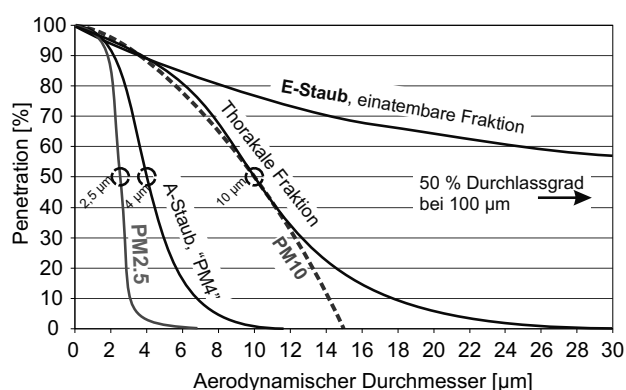


Abbildung 5:

Definitionen von Staubfraktionen

Der Einsatz von Streulichtsensoren bietet eine Reihe von Vorteilen, insbesondere in der einfachen Handhabung, der Schnelligkeit der Messung und der Möglichkeit jede gewünschte Partikelfraktion zu berechnen, soweit deren Definition bekannt ist. Im vorliegenden Fall wurde die Definition nach US EPA und EN 481 bzw. ISO 7708 verwendet, Abbildung 5.

Ein wesentlicher Nachteil der Streulichtgeräte besteht darin, dass sie mit dem Staub, der gemessen werden soll, kalibriert werden müssen. Das Nutzsignal ist nicht nur von der Partikelgröße sondern auch von der Form, Struktur und dem Brechungsindex des Materials abhängig. Werkseitig werden die Geräte zumeist mit Latex kalibriert mit einer reellen Brechzahl von z. B. 1,59. Eine einfache Lösung zu überprüfen, ob diese Kalibrierung für den aktuellen Staub zutrifft, zeigt Abbildung 6. Der Staub wurde mit einem Siebschnitt bei 10µm dem Monitor zugeführt, der vom Gerät erkannt werden musste.

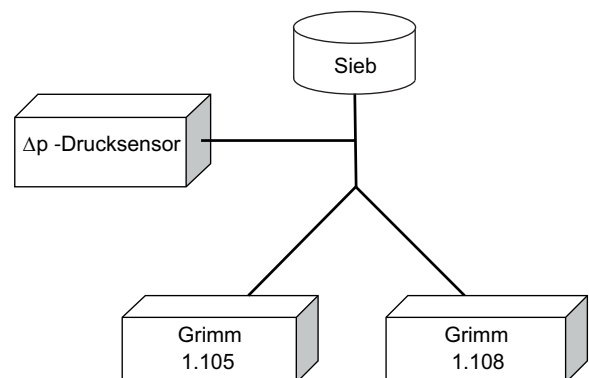


Abbildung 6:

Kalibrierung mit einem 10 µm-Sieb.

Das Ergebnis einer Streulichtmessung ist eine Partikelgrößenverteilung in Anzahl, Oberfläche oder Volumen. Der Bezug zur Masse kann rechnerisch hergestellt werden, soweit die spezifische Dichte des Staubmaterials bekannt ist.

Andererseits ist dieser Bezug auch durch einen Vergleich mit einem gravimetrischen Messverfahren mit Vorabscheider, z. B. PM₁₀, gegeben. Beide Methoden wurden angewendet.

Das EM100 diente als Gesamtstaubreferenz. Der im Zyklon abgeschiedene Grobstaub stand für weitere Untersuchungen zur Partikelgrößenverteilung im Grobbereich zur Verfügung, die mit den Staubmonitoren nicht analysiert werden können. Für diese Messungen kam die Laserbeugung mit dem Helos-Gerät von Sympatec zum Einsatz (Hinz und Tamoschat, 2007).

Zur Volumenstrombestimmung waren lediglich im Stall der Kleingruppenhaltung Messventilatoren im Abluftschacht installiert. Die Daten wurden auf einen Rechner ausgegeben und gespeichert.

In Tabelle 2 sind für die einzelnen Haltungsformen die Verhältnisse der Mittelwerte für 12 h Tag, 12 h Nacht und über die gesamten 24 h zur 1 h-Spotmessung aufgelistet.

Tabelle 2:

PM10 im Stall - Verhältnisse der unterschiedlichen Mittelwerte zum 1 h-Messzeitraum

Stallsystem	Tag / 1 h-Spot	Nacht / 1 h-Spot	24 Stunden / 1 h-Spot
Bodenhaltung mit Freilandzugang	0,97	0,42	0,7
Volierenhaltung	0,91	0,26	0,6
Bodenhaltung	1,17	0,25	0,7
Kleingruppenhaltung	1,26	0,39	0,8

Um die Variation der Messergebnisse besser erkennen zu können, wurden die beiden Durchgänge einzeln und zusammengefasst in Form von Boxplots dargestellt. Abbildung 9 zeigt beispielhaft die Ergebnisse für die zwei Durchgänge und zusammengefasst. Es besteht eine gute Übereinstimmung, so dass die folgenden Ergebnisse im Boxplot aus beiden Durchgängen errechnet werden.

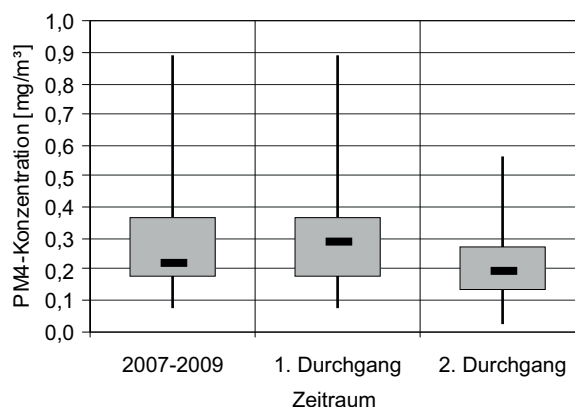


Abbildung 9:

Konzentration PM4 in der Freilandhaltung (Box and Whiskers Plot, Median), Arbeitsplatz

Staubkonzentration PM10 und PM4 im Stall

Die Staubkonzentrationen im Stall beschreiben als ein Indikator die Luftgüte im Hinblick auf Mensch und Tier. Die folgenden Abbildungen geben den Verlauf der PM10-Konzentrationen wieder. PM10 entspricht dabei der thora-

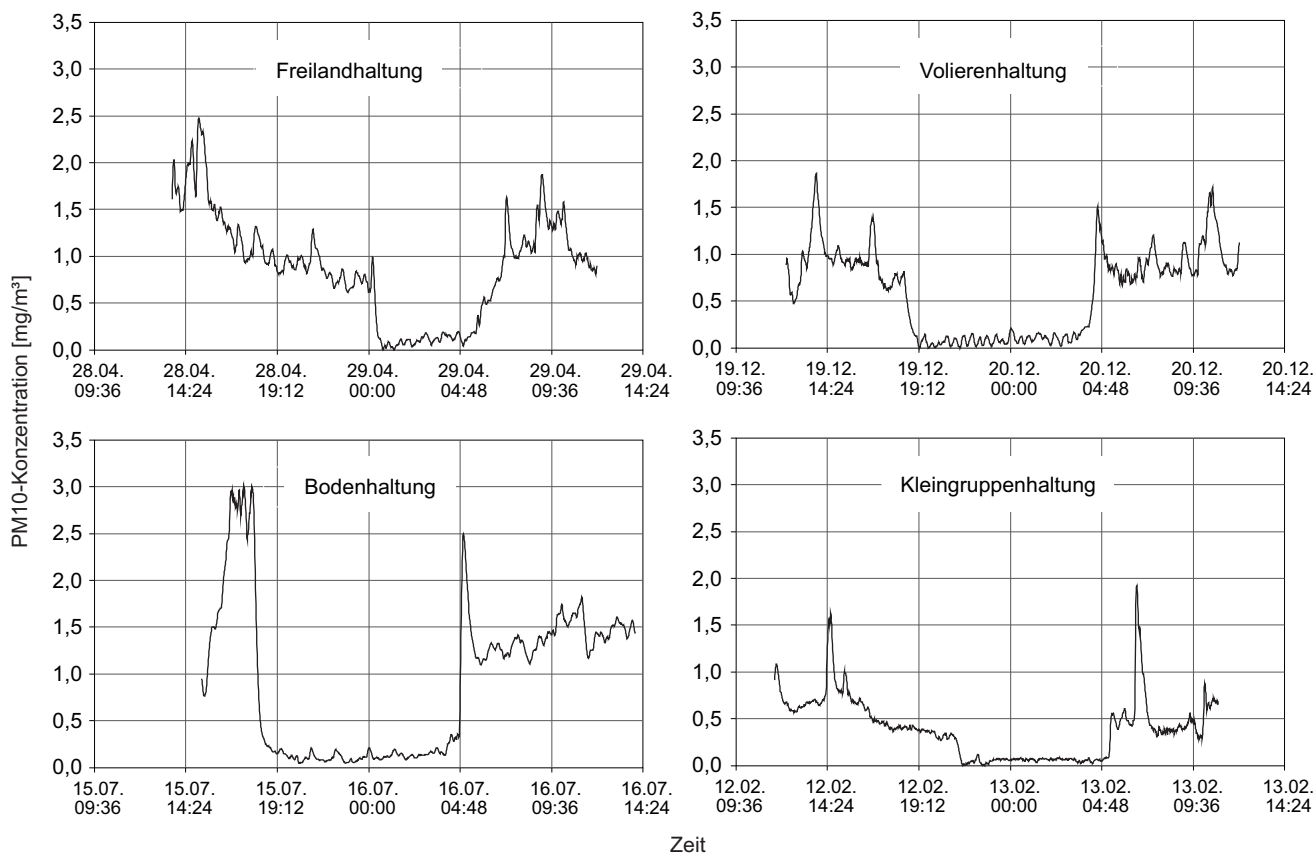


Abbildung 10:

Tagesgang der PM10-Konzentration in allen untersuchten Ställen

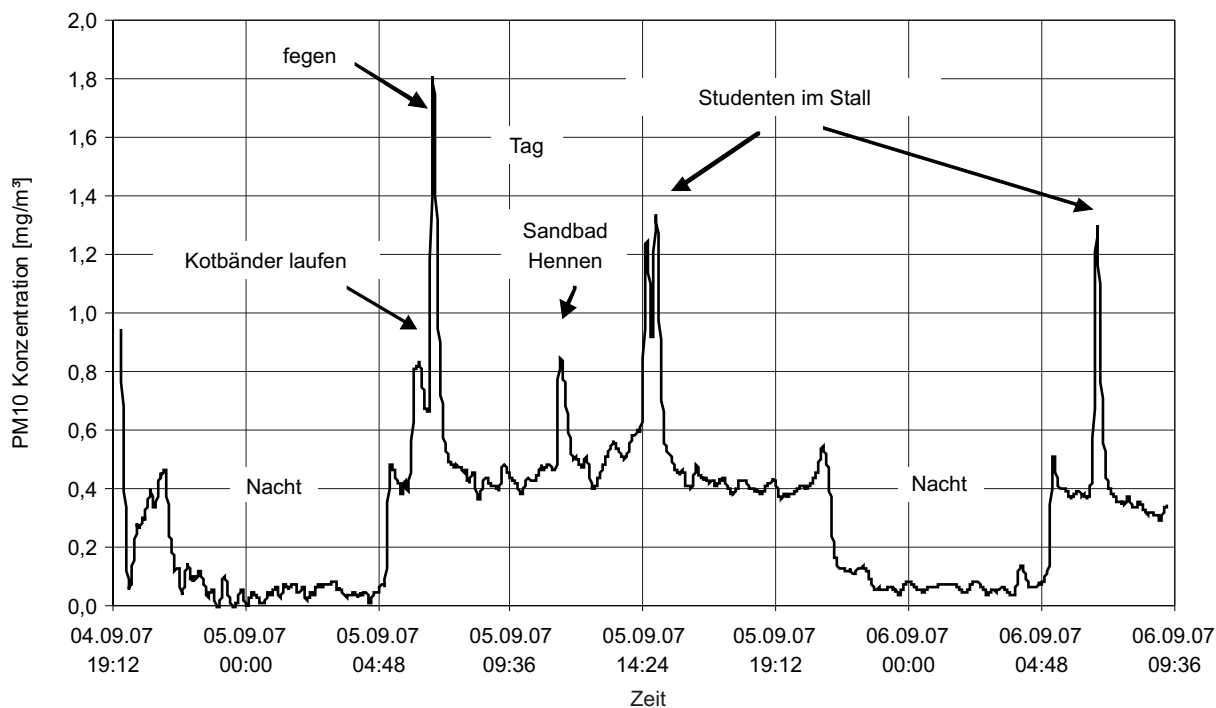


Abbildung 11:
Aktivitäten im Stall als Einflussgröße für die Staubentstehung

kalen Fraktion nach EN 481. PM4 unterscheidet sich davon quantitativ nur um einen Faktor, auf den später noch eingegangen wird. Abbildung 10 stellt die Tagesgänge von PM10 in den untersuchten Haltungssystemen für einen exemplarisch ausgesuchten Tag dar.

Deutlich zu sehen ist ein charakteristischer Verlauf mit hohen Werten am Tag und sehr niedrigen in der Nacht. Diese Bezeichnungen stehen synonym für „hell“ und „dunkel“ und geben damit Zeiten unterschiedlicher Aktivität im Stall wieder. Diese Aktivitäten können vom Tier und dem arbeitenden Menschen sowie den maschinellen Einrichtungen wie z. B. dem Kotband stammen. Abbildung 11 zeigt ein entsprechendes Beispiel im Tagesgang.

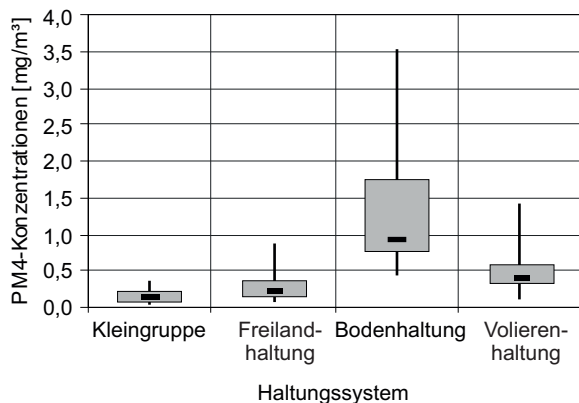


Abbildung 12:
PM4 für die unterschiedlichen Haltungssysteme in der Boxplot-Darstellung

Die Daten für PM4 weisen bei zum Teil erheblichen Schwankungsbreiten Medianwerte zwischen 0,1 mg/m³ und 1,7 mg/m³ auf. Dieses sind außerordentlich niedrige Werte.

Eine Zusammenstellung der Ergebnisse in Boxplots befindet sich in Abbildung 12. Für die **Freilandhaltung** liegt der Medianwert in der Größenordnung von 0,2 mg/m³. Oberes und unteres Quartil (75 % und 25 %) entsprechen in der Zusammenfassung 0,4 bzw. 0,2 mg/m³. Das Maximum erreicht 0,9 mg/m³ und das Minimum ist 0,1 mg/m³.

Die in Abbildung 9 exemplarisch gezeigte gute Übereinstimmung der Messergebnisse in den einzelnen Durchgängen ergab sich auch für die anderen Haltungssysteme.

Der Medianwert für die **Kleingruppenhaltung** liegt in der Größenordnung von 0,15 mg/m³, wobei die mediane Konzentration an PM4 im zweiten Durchgang deutlich geringer war als im ersten Durchgang. In der Zusammenfassung beider Durchgänge betragen oberes und unteres Quartil 0,2 bzw. 0,1 mg/m³. Das Maximum erreicht 0,35 mg/m³ und das Minimum ist 0,02 mg/m³.

Für die **Bodenhaltung** liegt der Medianwert im Größenbereich zwischen 0,6 und 1,7 mg/m³, wobei die PM4-Konzentration im zweiten Durchgang geringer war als im ersten Durchgang. In der Zusammenfassung beider Durchgänge entsprechen oberes und unteres Quartil 1,7 bzw. 0,8 mg/m³. Das Maximum erreicht 3,5 mg/m³ und das Minimum ist 0,5 mg/m³.

Der Medianwert für die **Volierenhaltung** liegt in der Größenordnung von 0,45 mg/m³. In der Zusammenfassung

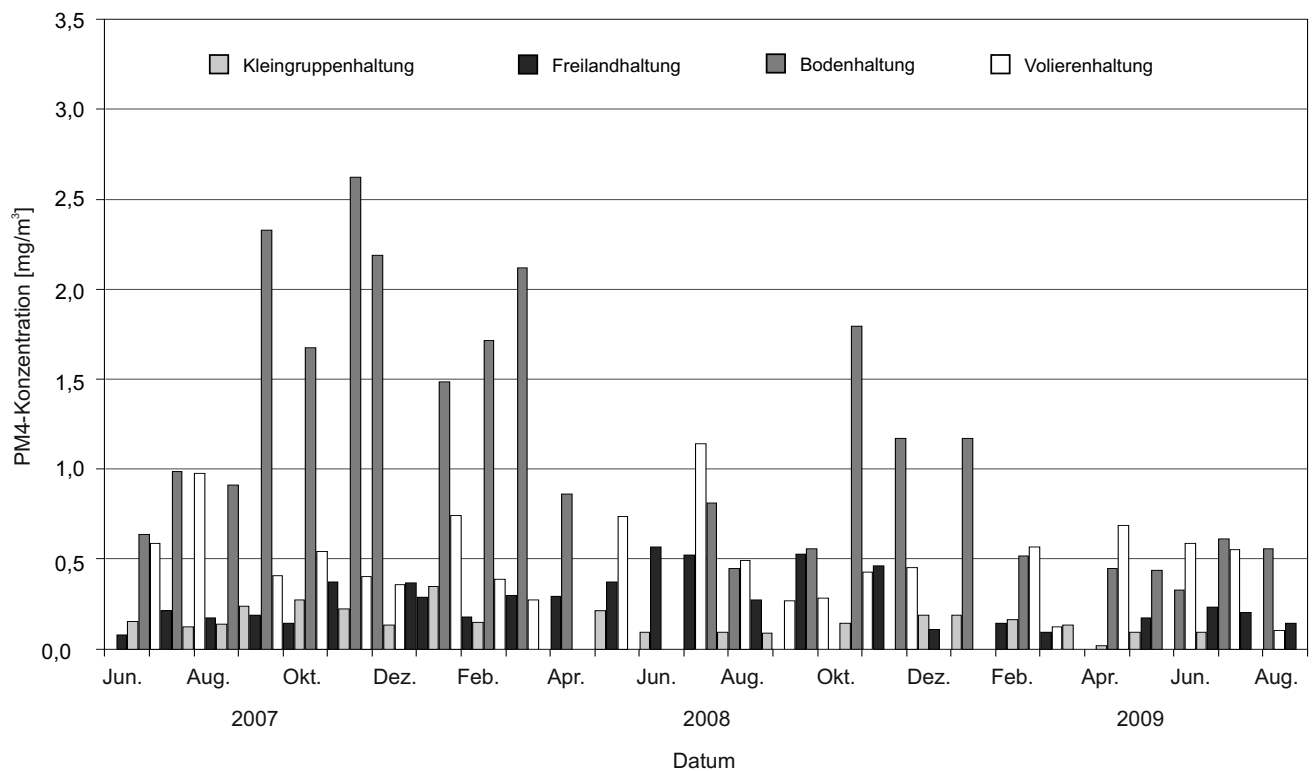


Abbildung 13:
Mittlere PM4-Konzentrationen in den untersuchten Haltungssystemen

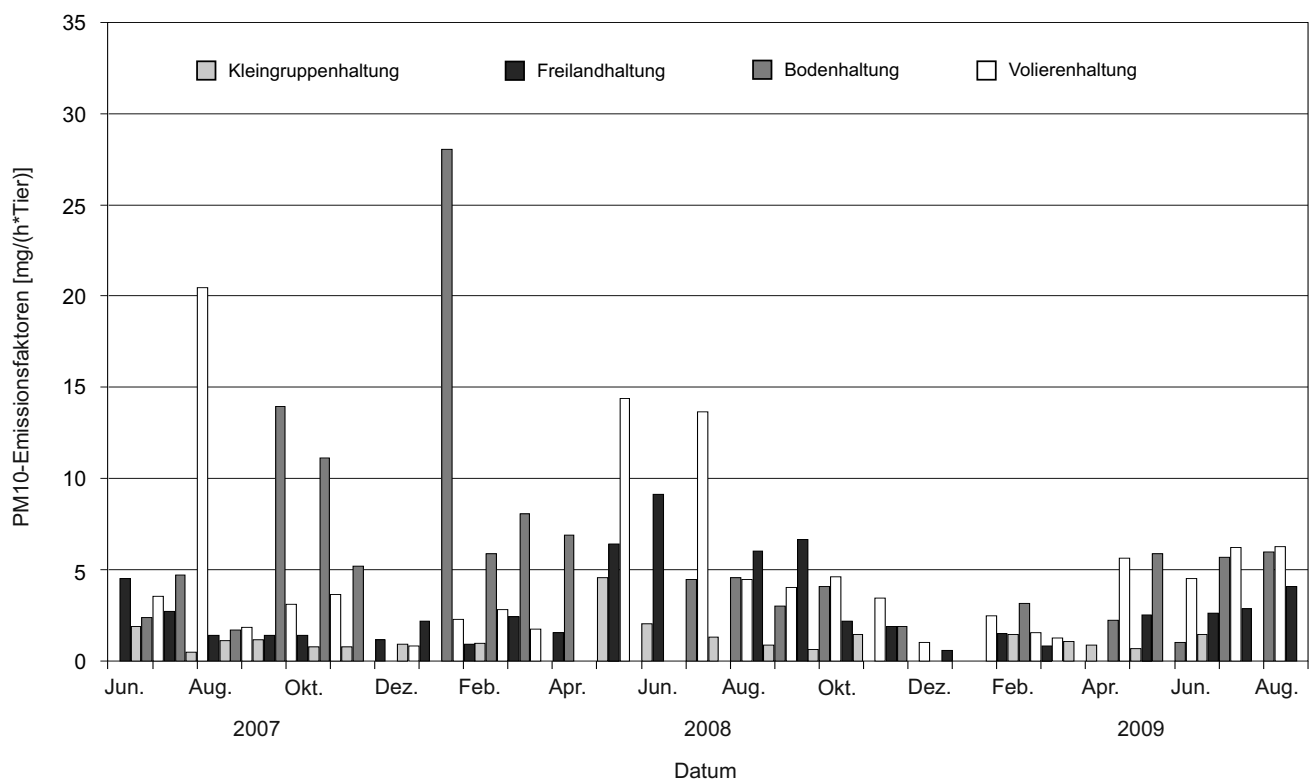


Abbildung 14:
PM10-Emissionsfaktoren im Überblick

sung der beiden Durchgänge betrugen oberes und unteres Quartil 0,6 bzw. 0,3 mg/m³. Das Maximum erreicht 1,4 mg/m³ und das Minimum ist 0,1 mg/m³.

Abbildung 13 zeigt alle im Untersuchungszeitraum erfassten Messergebnisse (1 h-Mittelwerte) bezüglich der PM₄-Konzentrationen in den einzelnen Ställen. Der Wertebereich reicht von 0,02 mg/m³ bis 2,6 mg/m³.

Emissionen – Emissionsfaktoren

Um die Unterschiede im Besatz und der Besatzdichte zu berücksichtigen, werden die Emissionsfaktoren als spezifische Emissionen in mg pro Stunde und Tier angegeben.

In der Zusammenstellung aller Messergebnisse für die Emissionen von PM₁₀ in Abbildung 14 wird die große Spannweite der Werte deutlich.

Auch hier erfolgt die weitere Beschreibung in Form von Boxplots.

Die in den Boxplots für die PM₁₀-Massenströme pro Tierplatz ermittelten Medianwerte liegen zwischen 1 mg/(h*Tier) und ca. 6 mg/(h*Tier).

Für die **Freilandhaltung** liegt der Medianwert in der Größenordnung von 2,2 mg/(h*Tier). Oberes und unteres Quartil entsprechen in der Zusammenfassung beider Durchgänge 3,7 bzw. 1,4 mg/(h*Tier). Das Maximum erreicht 12,7 mg/(h*Tier) und das Minimum ist 0,6 mg/(h*Tier).

Der Medianwert für die **Kleingruppenhaltung** liegt in der Größenordnung von 1,1 mg/(h*Tier). Oberes und unteres Quartil entsprechen in der Zusammenfassung beider Durchgänge 1,5 bzw. 0,8 mg/(h*Tier). Das Maximum erreicht 4,6 mg/(h*Tier) und das Minimum ist 0,5 mg/(h*Tier). Auffällig ist die geringe Schwankungsbreite im ersten Durchgang.

Für die **Bodenhaltung** liegt der Medianwert in der Größenordnung von 4,7 mg/(h*Tier). Oberes und unteres Quartil liegen in der Zusammenfassung der beiden Durchgänge bei 5,9 bzw. 3,1 mg/(h*Tier). Das Maximum erreicht 28,0 mg/(h*Tier) und das Minimum ist 1,0 mg/(h*Tier). Auffällig ist der deutliche Ausschlag der Schwankungen zu höheren Werten im ersten Durchgang. Der Medianwert für die **Volierenhaltung** liegt im Größenbereich zwischen 3,0 und 4,6 mg/(h*Tier). Oberes und unteres Quartil entsprechen in der Zusammenfassung beider Durchgänge 5,6 bzw. 2,3 mg/(h*Tier). Das Maximum erreicht 20,4 mg/(h*Tier) und das Minimum ist 0,8 mg/(h*Tier).

Eine Zusammenfassung der Ergebnisse zeigt Abbildung 15.

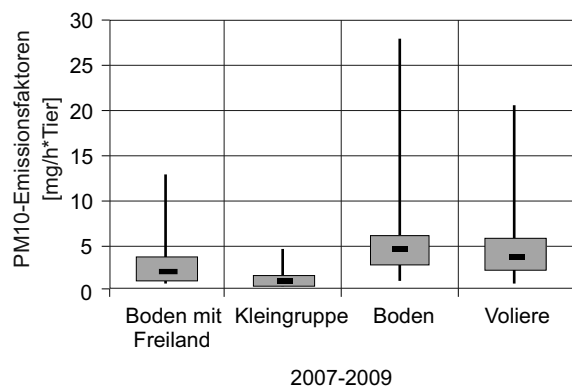


Abbildung 15:
PM₁₀-Emissionsfaktoren in der Boxplot-Darstellung

Partikelgrößenverteilungen – Staubfraktionen

Abhängig von der Fragestellung – Stallhygiene oder Umwelt – werden die in Abbildung 5 gezeigten Definitionen für Partikel (Staub)-fraktionen benutzt. Dies bedeutet den Einsatz von Staubabscheidern mit entsprechender Durchlassfunktion oder deren rechnerische Anwendung auf den Gesamtstaub und dessen Partikelgrößenverteilung. In früheren Untersuchungen wurden die Fraktionen als Anteil des Gesamtstaubes in % angegeben. Um hier zu wirklichen Vergleichen zu kommen, ist es aber nötig, die Partikelgrößenverteilung des Gesamtstaubes zu kennen. In Abbildung 16 sind exemplarisch Summenverteilungen aus den untersuchten Ställen dargestellt.

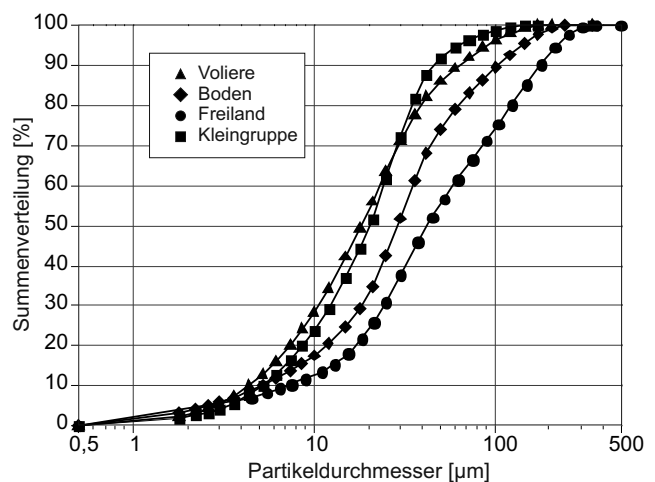


Abbildung 16:
Partikelgrößenverteilungen von Gesamtstäuben in der Legehennenhaltung

Die Stäube in der Voliere und der Kleingruppenhaltung waren feiner als die aus den beiden Bodenhaltungen. Insgesamt ist zu bemerken, dass Partikel bis zu einem geometrischer Durchmesser von fast 450 µm aufgetreten sind.

Diskussion

Luftgüte – Staubkonzentrationen im Stall

Im Vergleich der Ergebnisse zur PM₄-Konzentration aus beiden Durchgängen (Boxplots) werden auf Ebene der Medianwerte gut reproduzierbare Messwerte ermittelt. Die Schwankungsbreiten sind jedoch erheblich.

Die Darstellung in Boxplots über die gesamte Messzeit überdeckt allerdings mögliche saisonale Abhängigkeiten.

Bei der Staubfraktion PM₄ liegen alle Werte unter dem in der TRGS 900 genannten Grenzwert für die alveolengängige Fraktion von 3 mg/m³. Hinsichtlich einer Arbeitsplatzexposition ist jedoch auch die Expositionsdauer zu berücksichtigen, die im Normalfall in der Hennenhaltung niedrig ist.

Die Staubentwicklung ist auf die Aktivität der Tiere zurückzuführen. Diese ist vom Beleuchtungsprogramm abhängig und kann somit darüber gesteuert werden.

Um den Anschluss an frühere Arbeiten zu finden, sei darauf hingewiesen, dass hier für die Definition des Feinstaubes die sogenannte Johannesburger Trennfunktion $T(d) = 1 - (d/7,07)^2$ zugrunde gelegt ist. Diese Fraktion kann nach dem 50 %-Wert bei 5 µm als PM₅ bezeichnet werden. In Tabelle 3 ist für einzelne Messungen das Verhältnis PM₅ zu PM₄ aufgeführt. Es ist festzustellen, dass die Unterschiede im Mittel 25 % betragen.

Tabelle 3:

Arbeitsplatzrelevante Staubfraktionen berechnet mit unterschiedlichen Definitionen: Verhältnis PM₅/PM₄

Stallsystem	Maximum	Minimum	Mittelwert	Standardabweichung
Bodenhaltung mit Freilandzugang	1,29	1,22	1,26	0,01
Volierenhaltung	1,26	1,16	1,29	0,02
Bodenhaltung	1,29	1,20	1,27	0,02
Kleingruppenhaltung	1,27	1,22	1,26	0,01

Tabelle 4:

Zusammenfassung der PM₁₀-Messungen in der Boxplot Darstellung

Stallsystem	Median PM ₁₀	Minimum PM ₁₀	Maximum PM ₁₀	Oberes Quartil (75 %)	Unteres Quartil (25 %)	(O-U) / Median	(Max-Min) / Med
Bodenhaltung mit Freilandzugang	2,20	0,59	9,16	3,7	1,4	1,0	3,9
Volierenhaltung	3,56	0,82	20,44	5,6	2,3	0,93	5,5
Bodenhaltung	4,70	1,03	28,03	5,9	3,1	0,6	5,7
Kleingruppenhaltung	1,05	0,51	4,56	1,5	0,8	0,67	3,9

Alle Werte – mit Ausnahme der beiden letzten Spalten – in mg/(h*Tier)

Emissionen – Emissionsfaktoren

Die TA-Luft enthält keine Grenzwerte zur Beurteilung der PM₁₀-Emissionen. Um aber auch hier zu einer Aussage zu kommen, werden Werte aus dem Guidebook der European Environment Agency (EEA) herangezogen. Abhängig vom Haltungssystem betragen die hier genannten Werte zwischen 1,94 mg/(h*Tier) bei der Käfighaltung und bis zu 9,59 mg/(h*Tier) bei der Volierenhaltung. RAINS geht von einem Wert von 5,37 mg/(h*Tier) aus. Alle vier untersuchten Ställe unterschreiten im Median den in RAINS genannten Wert. Die untersuchte Kleingruppenhaltung unterschreitet sogar den Wert, der für Käfighaltung im EEA Guidebook genannt wird.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass die Ergebnisse sich auf den Messzeitraum von einer Stunde beziehen und ein direkter Vergleich mit den zitierten Emissionsfaktoren nicht oder nur bedingt zulässig ist, da diese auf ein Jahr bezogen sind. Dieses gilt insbesondere für die Emissionen von Staub. Soll der spezifische Emissionsmassenstrom für 24 h-Tagesgänge berechnet werden, so sind die in Tabelle 4 für PM₁₀ aufgeführten Werte mit dem Faktor 0,7 zu multiplizieren.

Abschließend zeigt Tabelle 4 die Zusammenfassung der Ergebnisse für PM₁₀-Emissionen.

Es wird deutlich, dass die Schwankungsbreite bei Bezug auf die Quartile der Boxplot Darstellung deutlich geringer wird als bei der Betrachtung der Maximalwerte, die auch Messungen mit Ausreißern beinhalten. Dennoch liegen die Werte zwischen 60 % und 100 %.

Fazit

- Die Staubkonzentrationen im Stall werden vom Haltungssystem, der Lüftung und besonders der Tieraktivität beeinflusst
- Ein Tag und Nachtrhythmus ist klar zu erkennen
- Der Grenzwert von 3 mg/m³ für PM₄ wird eher nicht überschritten
- Hinsichtlich der Luftgüte im Stall und des Emissionsverhaltens ist die Kleingruppenhaltung deutlich besser zu bewerten als die anderen untersuchten Stallsysteme

- Diese Ergebnisse gelten nur für die Ställe und Zeiträume, in denen sie gemessen wurden. Für prognostische Aussagen sind zusätzliche Modelle erforderlich

Die Untersuchungen fanden im Zusammenhang mit einem Projekt der Privaten Universität Witten-Herdecke und dem Institut für Tierhygiene, Tierschutz und Nutztierethologie (ITTN) der Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover statt. Dieses Projekt wurde durch die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) gefördert.

Literatur

- Arends F, Eckhof W, Grimm E, Heidenreich T, Hinz T, Kamp M, Krause K-H, Kypke J, Martin I, Naser S, Seedorf J (2006) Handhabung der TA Luft bei Tierhaltungsanlagen : ein Wegweiser für die Praxis. Darmstadt : KTBL, 244 p, KTBL-Schrift 447
- Bohl W (1975) Technische Strömungslehre kurz und bündig : Stoffeigenschaften von Flüssigkeiten und Gasen, Hydrostatik, Aerostatik, Hydrodynamik, Gasdynamik, Strömungsmeßtechnik. Würzburg : Vogel, 240 p
- Costa A, Guarino M (2009) Definition of yearly emission factor of dust and greenhouse gases through continuous measurements in swine husbandry. *Atmos Environ* 43(8):1548-1556
- EMEP/EEA Air pollutant emission inventory guidebook – 2009 (2009) Part B, 4 B Animal husbandry and manure management [online]. Zu finden in <<http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009/part-b-sectoral-guidance-chapters/4-agriculture/4-b/4-b-animal-husbandry-and-manure-management.pdf>> [zitiert am 04.04.2011]
- Europäische Gemeinschaften (1999) Richtlinie 1999/74/EG des Rates, vom 19. Juli 1999 zur Festlegung von Mindestanforderungen zum Schutz von Legehennen [online]. Zu finden in <<http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1999:203:0053:0057:DE:PDF>> [zitiert am 04.04.2011]
- Hinz T (2010) Staubemissionsmessungen an Ställen der Geflügelhaltung. In: Tagungsband, 24. Palas Aerosol Technologie Seminar, Karlsruhe
- Hinz T, Winter T, Linke S (2010) Luftfremde Stoffe in und aus verschiedenen Haltungssystemen für Legehennen – Teil 1: Ammoniak. *Landbauforsch* 60(3):139-150
- Hinz T, Linke S, Zander F (2009) Farmers exposure against airborne contaminants in different systems for layers. In: Giametta G, Zimbalatti G (eds) 33rd CIOSTA CIGR V Conference 2009 : Vol. 2. Reggio Calabria : Artemis, pp 1595-1599
- Hinz T, Winter T, Linke S (2009) Dust emissions from keeping laying hens : a comparison of different systems. In: Briesse A, Clauß M, Hartung J, Springorum A (eds) Proceedings of the 14th ISAH Congress 2009 : International Society for Animal Hygiene ; 19th to 23rd July, Vechta, Germany ; Vol. 2. Brno : Tribun EU, pp 851-854
- Hinz T, Winter T, Linke S, Zander F (2009) PM and ammonia emissions from alternative systems for laying hens. In: Giametta G, Zimbalatti G (eds) 33rd CIOSTA CIGR V Conference 2009 : Vol. 2. Reggio Calabria : Artemis, pp 1889-1893
- Hinz T, Linke S, Karłowski J, Myczko R, Kuczyński T, Berk J (2007) PM emissions in and from force-ventilated turkey and dairy cattle houses as a factor of health and environment. In: Monteny G-J, Hartung E (eds) Ammonia emissions in agriculture. Wageningen : Wageningen Acad Publ, pp 305-306
- Hinz T, Tamoschat-Depolt K (eds) (2007) Particulate matter in and from agriculture : proceedings of the conference organized by the Institut für Technologie und Biosystemtechnik, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL). Braunschweig : FAL, 178 p, Landbauforsch Völknerode SH 308
- Hinz T, Linke S, Berk J, Wartemann S (2003) Die Luftgüte in einem Putenmaststall mit natürlicher Lüftung und Außenklimabereich. In: 6. Internationale Tagung „Bau, Technik und Umwelt in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung“ : Vechta, 2003.03.25-27. Münster : KTBL-Schr-Vertr Landwirtschaftsverl, pp 82-87
- Schmitt G, Wallenfang O, Büscher W, Diekmann B (2004): Partikelkonzentrationen in der Stallluft. *Landtechnik* 59(6):334-335
- Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 22. August 2006 (BGBl. I S. 2043), die durch die Verordnung vom 1. Oktober 2009 (BGBl. I S. 3223) geändert worden ist [online]. Zu finden in <<http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/tierschnutztv/gesamt.pdf>> [zitiert am 04.04.2011]
- VDI 2066 (2006) Messen von Partikeln : Staubmessungen in strömenden Gasen ; gravimetrische Bestimmung der Staubbelastung : Blatt 1. Berlin : Beuth
- Winter T, Linke S, Hinz T (2009) Farmers exposure to ammonia in new systems of laying hens. In: Briesse A, Clauß M, Hartung J, Springorum A (eds) Proceedings of the 14th ISAH Congress 2009 : International Society for Animal Hygiene ; 19th to 23rd July, Vechta, Germany ; Vol. 2. Brno: Tribun EU, pp 607-610
- Winter T, Linke S, Hinz T (2009) Workload in alternative keeping systems for laying hens. *Bornimer Agrartechn Ber* 66:76-84



Validation of land evaluation methods for performance assessment of traditional agroforestry systems in South West Cameroon¹⁾

Jetro N. Njukeng*, Samalang Patrick*, Charles Magloire Mba*, Inacio de Barros**, George E. Nkeng***, Frank Enjalric****, Eugene E. Ehabe* and Ewald Schnug*****¹⁾

Abstract

Smallholder farms in humid tropics often display complex associations of perennial and annual crops as farmers tend to valorise between-row spaces of the perennials by intercropping with shorter cycle crops, all in a bid to better absorb climatic and associated economic risks. To better understand the functioning and performance of such systems, the flow of farm inputs and production should be properly monitored. This study was conducted to assess the suitability of traditional land evaluation and multivariate statistical analysis to define relatively homogeneous entities or farm section units (FSU). Data obtained from several perennial crop-based farms were analysed using a traditional land evaluation technique and multivariate statistical analysis. Irrespective of the evaluation method, all parameters varied considerably for the plots surveyed. The zones differed with respect to their altitudes, farm holding size, annual rainfall, and slope of fields. Although both evaluation systems seemed complementary, results obtained did not always converge owing to differences in the nature and magnitude of criteria considered. These results demonstrate the feasibility of complementing traditional land evaluation with some multi-variate statistical analysis to classify perennial crop based farming systems.

Keywords: *multivariate statistical analysis, traditional land evaluation, farm section unit, perennial crop, multi-storey farm holding, Tropical humid forest, Cameroon*

Zusammenfassung

Validierung von Methoden zur Bewertung traditioneller Agroforst-Systeme in Südwest Kamerun

Kleinbäuerliche Landwirtschaft in den Tropen bestehen zumeist aus einem komplexen Gemisch ein- und mehrjähriger Kulturen mit dem Ziel, den Raum zwischen den mehrjährigen Kulturen bei gegebenen klimatischen und pedologischen Bedingungen möglichst optimal zu nutzen, und das ökonomische Anbaurisiko zu minimieren. Ziel der Untersuchungen dieser Arbeit war es, die Eignung traditioneller Landbewertungssysteme für derartig komplexe Situationen zu überprüfen und mit den Klassifizierungsergebnissen multivariater statistischer Methoden zu vergleichen. Bedingt durch die Vielzahl der in die Bewertung bzw. multivariate Analyse aufgenommenen Parameter wurde im Ergebnis eine relativ hohe Übereinstimmung beider Ansätze erreicht.

Multivariate statistische Verfahren erscheinen demnach geeignet, die erheblich arbeitsaufwändigeren klassischen Methoden der Landbewertung wenn nicht ganz zu ersetzen, doch wirksam zu unterstützen.

Schlüsselwörter: *Agro-Forstwirtschaft, humider Tropenwald, Kamerun, kleinbäuerliche Landwirtschaft, Landbewertung, multivariate statistische Analyse*

* Institute of Agricultural Research for Development (IRAD), Ekona Regional Research Centre, PMB 25 Buea, Cameroon

** Institut National de Recherche Agronomique (INRA) Antilles-Guyana, URAPC, Guadeloupe (FWI)

*** University of Buea, Department of Chemistry, PMB 63 Buea, Cameroon

**** Unité Mixte de Recherche Système, CIRAD Cultures Pérennes, 2 Place Viala, 34000 Montpellier, France

***** Julius Kühn-Institute (JKI), Federal Research Centre for Cultivated Plants, Institute for Crop and Soil Science, D-38116 Braunschweig, Germany

¹⁾ Contribution on the workshops „Better Soils for Better Life“ during the German-Brazilian Year of Science 2010/2011, jointly organized by the Geochemistry Workgroup - School of Engineering and Science at Jacobs University in Bremen and the Institute for Crop and Soil Science at JKI in Braunschweig, Germany. Part one “Protecting our future through soil conservation” held from December 6-10, 2010 on the campus of the Jacobs University in Bremen.

For correspondences: E.E. Ehabe. E-mail: e_ehabe@yahoo.com

1 Introduction

Land evaluation is concerned with the assessment of land performance when used for specified purposes. It involves the execution and interpretation of basic surveys of climate, soils, vegetation and other aspects of land in terms of the requirements of alternative forms of land use (Soil Resources Development and Conservation Service, 1976). Peasant agriculture, in humid tropical countries, is characterised by particular links it establishes between the multiple objectives of farm holdings, considerable mobilisation of family labour, farmers' resolved attachment to land, and variable use of external farm inputs. The farms are often characterised by different production systems, which are more or less coherent combinations of the various means of production. In the humid tropical zones of South West Cameroon, the cropping systems frequently present complex and varied combinations of perennial plantation crops like the rubber tree (*Hevea brasiliensis*), cocoa plant (*Theobroma cacao*) or the oil palm (*Elaeis guineensis*), in association with other annual crops. The vegetative development of the perennials covers an immature growth phase and a mature productive phase. The former phase could last for variably long periods (2 to 8 years) depending on the species, the quality of the planting material used and field upkeep. To ensure a livelihood during the trees' immature phase, these farmers indulge in multi-storey multi-cropping systems during which they tend to valorise between-row spacings for food crop associations.

Much effort has been geared in the past towards improving the quality of smallholder agriculture but few seem to appreciably modify the production methods of these farm holdings. Although the multi-storey cropping systems have the capacity to absorb the main climatic and economic risks associated with crop cultivation, not much is known about their functioning, performance and durability. Even methods and criteria adopted to evaluate intensive monoculture systems have seemed insufficient and inappropriate for them. As part of an overall study to evaluate nutrient status/flows and economic performance of tropical cropping systems using a diagnostic software called "Nutmon ®" (2006), there is need to undertake soil sampling and geo-referencing of plots and design the different farm section units (FSUs). The Nutmon ® software has been deemed particularly useful to ensure a proper follow-up and monitoring of all inputs and production from farm holdings which had previously been characterised in terms of some climatic and morpho-pedological data (De Jager *et al.*, 1998). In fact, the Nutrient Monitoring (Nut-Mon) methodology was developed as a decision support tool for the integrated analysis of farming systems; to facilitate planning and improve farm management.

The purpose of this study was therefore to validate, us-

ing multivariate statistics, traditional land evaluation techniques used for the definition of each FSU and then constitute FSUs for some perennial crop based farm holdings in the humid forests of South West Cameroon. In theory, the NutMon ® software is applicable for independent plots in a holding or firm. Hence, the different zones of intervention were considered as farm firms (Farm Section Unit or FSU) constituted of relatively homogeneous morpho-pedological entities or plots defined as primary production units (PPU) wherein the various crops were cultivated. Each FSU was defined as a function of the relief (slope, especially), soil characteristics, climatic data, etc..

2 Methods

2.1 The study area

The study was undertaken in the first quarter of 2007 (January to March) and covered thirty eight (38) perennial crop-based farms situated in four villages in the humid forest belt of South West Cameroon (Figure 1): The villages of Bombe, Banga Bakundu, Etam II and Mukonje, respectively in Muyuka, Mbonge, Tombel and Kumba subdivisions. These survey loci could be spatially divided into two zones, notably the Kumba South region (Bombe and Banga Bakundu) and the Kumba North region (Etam II and Mukonje).

The humid forest zone is characterised by warm temperatures (~ 23°C) evenly distributed throughout the year, high relative humidity (76 to 90 %), deep fertile soils with pockets of ferruginous and very fertile volcanic soils, and rather high annual rainfall (> 2500 mm) spread out in two distinct seasons – a rainy season from April to October and a dry season from November to March (Ehabe *et al.*, 1990).

The zone was also characterised by several farm types: small-scale farm holdings with mostly food crops (banana, plantain, cocoyam, cassava, yam, maize, etc.), industrial plantations for the production of export crops like oil palm, hevea, cocoa, coffee, tea, etc., and intercropped farms having various combinations of perennial and food crops (Plaza, 2003).

2.2 Constitution of samples

The chosen villages were characterised by homogeneous farm holdings, intense agricultural and non-farm economic activities (Ebongue, 2006; Nguinlong, 2007) as well as the presence of small to medium-sized plantations with the rubber tree (*Hevea brasiliensis*), oil palm (*Elaeis guineensis*) or cocoa (*Theobroma cacao*) as main crop in association with other food or cash crops. Thirty eight (38) farm holdings were visited that had been judged sufficiently repre-

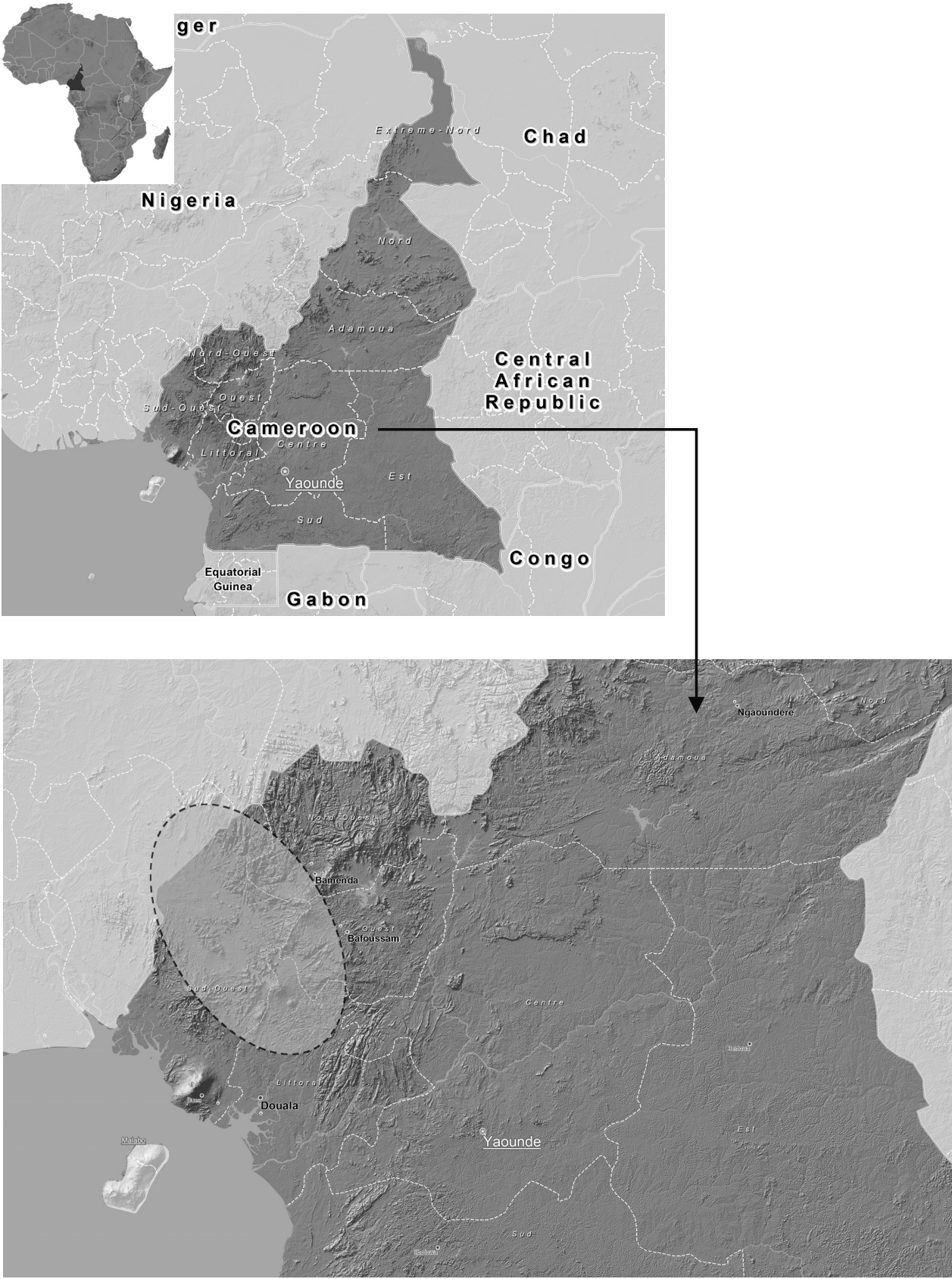


Figure 1:
Map of the zone of study

sentative with respect to the different exploitation systems, the presence of different stages of development of the principal perennial crop, and accessibility of the fields.

2.3 Data collection and codification

Each field was characterised for its location, altitude and surface area (using a Global Positioning System, GPS), relief and soil morphology (depth, texture or clay content) and the owner of the property. Climatic data like mean annual rainfall (C) for each field were obtained from the nearest meteorological station and the values regrouped as follows: A value of "C1" was given for excellent (> 3000 mm), "C2" for average (2000 to 3000 mm) and "C3" for slightly poor (~ 2000 mm) for crop cultivation. The following parameters were recorded for the upper soil profile (0 to 30 cm) of each farm: slopes (S), moisture status (M) and rooting status (R). Some field data that could not be recorded as continuous variables hence had to be transformed for principal component analysis (Ehabe *et al.*, 2001):

- Soil clay content (c): Shallow = I (15 to 20 cm); Average = II (20 to 35 cm); Deep = III (> 35 cm);
- Soil colour: Brown to dark brown = 1; Grey to dark grey = 2; Black to dark black = 3;
- Parent material: Volcanic = 1; Volcanic/Basement complex = 2.

2.4 Statistical analysis

Two approaches were adopted for the definition of a FSU – one based on the traditional land evaluation expert system and the other on multivariate statistical analysis of the data.

For the statistical method, coefficients of correlation characterizing the intensity of the linear relationships between all discrete data were performed. These relationships were further analyzed using the principal component analysis technique (Philippeau, 1986; Ma *et al.*, 2000; Onywere *et al.*, 2000). Correlation matrices were used to produce principal component bands (PC's). These were linear combinations along orthogonal axes featuring the direction of maximum variance (PC1) where most spread in the scatter plots were observed, while the other axis (PC2) described variance in data not already described.

3 Results and discussion

3.1 Definition using the land evaluation method

Using the traditional land evaluation technique, the entire collected data could be used to define 10 FSUs (Table 1).

- FSU₁ involved 7 plots with an annual rainfall of 2000 to 3000 mm, gentle slopes ($< 5\%$), sufficient soil moisture, loamy soils with low clay content or higher amounts but in about equal amounts of silt and sand;
- FSU₂ involved 9 units characterised by a higher than average annual rainfall (2000 to 3000 mm), gentle slopes ($< 5\%$), moist and loamy soils with low clay content;
- FSU₃ involved 2 units with average annual rainfall (2000 to 3000 mm), slopes of less than 5% , dry soils, and soils with slight or no clay. The FSU included two fields in Bombe: cocoa with excellent rooting and a rubber farm with poor rooting;
- FSU₄ involved 6 units with an annual rainfall higher than 3000 mm, gentle slopes ($< 5\%$), slight to averagely moist and sometimes dry soils, and loamy soils with low clay content and sometimes contained balanced amounts of silt and sand;
- FSU₅ involved 4 units - cocoa and oil palm fields with excellent rooting, and rubber fields with average rooting, all characterised by high annual rainfall (> 3000 mm), gentle slopes ($< 10\%$), slightly moist or dry soils, and low clay content;
- FSU₆ involved 2 units with average annual rainfall (2000 to 3000 mm), slopes of 5 to 10% , and low clay content. The FSU included a field in Mabonji oil palm where rooting was poor and in Bombe oil palm where rooting was equally poor;
- FSU₇ involved 3 units with high annual rainfall (≥ 3000 mm), slopes of 10 to 15% but at times less than 5% , and low clay content. The FSU included a field in Malende oil palm where rooting was poor and another in Ebonji cocoa where rooting was excellent;
- FSU₈ involved 2 units in Malende, one with cocoa with excellent rooting and another with cocoa with poor rooting. Annual rainfall was low (≤ 2000 mm), average slopes (5 to 10%), averagely moist and dry soils, and low to average clay;
- FSU₉ involved 3 units with average annual rainfall of 2000 to 3000 mm, high slopes ($\geq 15\%$), slightly moist soils, and low to average clay;
- FSU₁₀ involved just 1 oil palm unit in Malende unit with low annual rainfall (≤ 2000 mm), slopes of 10 to 15% , dry soil, and slight clay. Rooting was average.

Table 1:

Farming Section Units (FSU) identified using the land evaluation method

Field	Village	Crop	FSU	Classification	Rooting quality
1	Small Ekombe	Cocoa	FSU1	C2S1M1c1R4	Poor
5	Small Ekombe	Cocoa	FSU1	C2S1M1c3R4	Poor
11	Mukonje	Cocoa	FSU1	C2S1M1c2R3	Slightly good
22	Bombe	Cocoa	FSU1	C2S1M1c3R1	Excellent
24	Bombe	Cocoa	FSU1	C2S1M1c3R2	Just good
31	Bombe	Oil palm	FSU1	C2S1M1c2R4	Poor - shallow topsoil
35	Bombe	Hevea	FSU1	C2S1M1c2R2	Average
13	Mabonji	Oil palm	FSU2	C2S1M3c1R4	Average
15	Mukonje	Oil palm	FSU2	C2S1M3c1R1	Slight
18	Mukonje	Oil palm	FSU2	C2S1M3c1R2	Poor
19	Mukonje	Oil palm	FSU2	C2S1M3c1R2	Excellent
29	Bombe	Oil palm	FSU2	C2S1M3c1R1	Averagely good
32	Bombe	Oil palm	FSU2	C2S1M4c1R4	Poor
33	Bombe	Hevea	FSU2	C2S1M4c1R3	Good
34	Bombe	Hevea	FSU2	C2S1M4c1R2	Less rooting
36	Dschang Quarter	Hevea	FSU2	C2S1M3c1R2	Good
20	Bombe	Cocoa	FSU3	C2S1M4c2R4	Excellent
37	Bombe	Hevea	FSU3	C2S1M4c2R1	Poor
2	Ebonji	Cocoa	FSU4	C1S1M4c3R4	Poor
4	Etam 1	Cocoa	FSU4	C1S1M4c2R1	Average
6	Etam 1	Cocoa	FSU4	C1S1M2c3R2	
9	Etam 2	Cocoa	FSU4	C1S1M3c1R1	Excellent
10	Ebonji	Cocoa	FSU4	C1S1M3c1R3	Slight
16	Ebonji	Oil palm	FSU4	C1S1M3c1R2	Poor
3	Etam 1	Cocoa	FSU5	C1S2M3c1R1	Excellent
7	Etam 1	Cocoa	FSU5	C1S2M3c1R1	
12	Etam 2	Oil palm	FSU5	C1S2M4c1R1	Excellent
19	Etam 1	Hevea	FSU5	C1S1M4c3R2	Average
14	Mabonji	Oil palm	FSU6	C2S2M4c4R4	Poor
30	Bombe	Oil palm	FSU6	C2S2M4c1R4	Poor
8	Ebonji	Cocoa	FSU7	C1S3M3c1R1	Excellent
23	Malende	Cocoa	FSU7	C3S1M3c2R4	
28	Malende	Oil palm	FSU7	C3S1M4c2R4	Poor
21	Malende	Cocoa	FSU8	C3S2M4c1R1	Excellent
25	Malende	Cocoa	FSU8	C3S2M2c3R4	Poor
17	Mukonje	Oil palm	FSU9	C2S4M3c2R1	Excellent
26	Bombe	Cocoa	FSU9	C2S4M1c3R3	Slight
38	Bombe	Hevea	FSU9	C2S4M3c3R1	Excellent
27	Malende	Oil palm	FSU10	C3S3M4c2R2	Average

Definition using the statistical analysis method

All the parameters measured varied considerably for the analyzed plots, irrespective of the zone in which they were situated (data not shown). In terms of altitude, the two zones (regions) covered were distinctly different. Villages in the Kumba South zone (Bombe Bakundu and Malende Muyuka) were typically low-lying while those in the Kumba North zone were of higher altitudes (> 100 m asl). These two zones equally varied with respect to the sizes of farmholdings, the average annual rainfall, and the slope of fields. The fields were generally larger in Kumba North zone (0.35 to 4.0 ha) than in Kumba South zone (0.07 to 2.36 ha). In a similar manner, rainfall was higher in Kumba North than in Kumba South.

No clear trends were observed with respect to the field-to-field variation of soil's depths, clay and moisture contents, as well as the surface characteristics, the gravel content, the soil colour and parent material. Coefficients obtained from the analysis of principal components showed that the first two principal components (P1 and P2) accounted for more than 99 % of the total variation in the data collected: 99.94 % for PC1 and 0.04 % for PC2. This indicates therefore that the data were highly correlated and could be conveniently represented by these two principal components without consequential loss of detail. A plot of the principal components (Figure 2) showed that the 38 field sampled could be regrouped into about eight (8) homogeneous groups. The figures represent the listings of fields remain the same as listed in Table 1. From this Figure, it could be observed that the sizes of the groups varied enormously, from just one plot in Group IV, 2 plots in Groups III, V and VII, 5 plots in Group II to 13 plots in Group I.

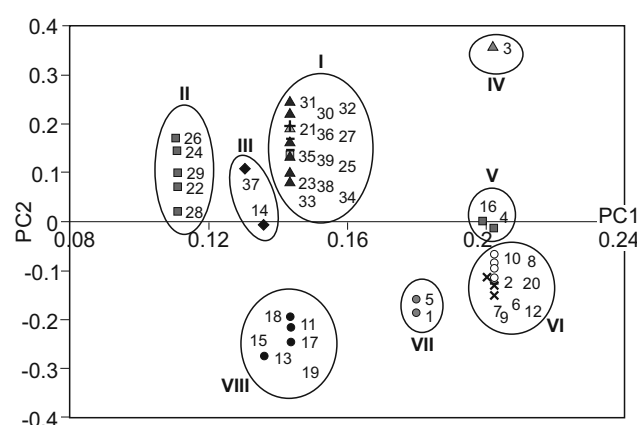


Figure 2:
Circle of correlation coefficients

A closer examination of plots that were judged similar following the analysis of principal components revealed that these grouping seemed to be dependent on the location of the fields, probably because this parameter could inadvertently encompass characteristics like the average farm size (as earlier indicated), the annual rainfall, the altitude and slope of fields, the composition of the soils (in terms of clay content, moisture content and soil depth) as well as the other soil characteristics (surface, gravels, colour, and parent material).

A firm was obligatorily in the same climatic zone, should constitute a homogeneous lot and be referenced to a nearby meteorological station. The different FSUs were then progressively determined following the soil criteria: clay content for the cationic exchange capacity (CEC) and water retention capacity, the base rock for the mineral composition, as well as the slope for erosion. The plants do not intervene in the definition of the FSU since they could change and are already taken into consideration in the definition of the Primary Production Units (PPU). Based on similarities between the two classification systems (land evaluation and statistical analysis), three firms were identified based on the different rainfall levels: Firms A, B and C with rainfall more than 3 m, between 2.5 and 3 m, and close to 2 m respectively. From these, classes were defined with respect to the clay content, parental material (bed rock), and the slope of the fields. An alphabetical nomenclature was defined for the different FSUs based on the different existing possibilities for each of the 3 firms as shown in Table 2.

- Three classes for clay content: 15 to 20 % = I ; 20 to 35 % = II ; 40 to 50 % = III;
- Two classes for parent material: i = volcanic ; ii = Volcanic/basement complex ;
- Three classes for field slopes: 0 to 5 % = a ; 6 to 10 % = b ; > 10 % = c.

Table 2:

Farming Section Units (FSU) identified using the land evaluation method

Clay / Parent rock / Slope	Clay / Parent rock / Slope	Clay / Parent rock / Slope
I / i / a = A	II / i / a = G	III / i / a = M
I / i / b = B	II / i / b = H	III / i / b = N
I / i / c = C	II / i / c = I	III / i / c = O
I / ii / a = D	II / ii / a = J	III / ii / a = P
I / ii / b = E	II / ii / b = K	III / ii / b = Q
I / ii / c = F	II / ii / c = L	III / ii / c = R

On the whole, 14 FSUs were obtained for the 38 plots evaluated – 6 for Firm A, 4 for Firm B and 4 for Firm C (Table 3). For the first firm (**Firm A** with rainfall > 3 m) of 13 plots in the Kumba north zone, 6 FSUs were defined: G (4), P (2), H (2), M (3), L (1) and B (1). For the second firm (**Firm B** with rainfall between 2.5 and 3 m) of 20 plots in the Kumba zone, 4 FSUs were defined: D (2), J (2), F (1) and G (1). For the third firm (**Firm C** with rainfall of about 2 m) of 19 plots in the Bombe – Banga Bakundu zone, 4 FSUs were defined: P (3), R (2), J (13) and L (1).

Table 3:

Farming Section Units (FSU) identified using the land evaluation method

Plot	Village	Clay content (%)	Parent material	Slope (%)	FSU
a). Firm A – Rainfall > 3 m					
12	Etam 2	20 – 35 (II)	Volcanic (i)	6 – 10 (b)	B
1	S. Ekombe	20 – 35 (II)	Volcanic (i)	0 – 5 (a)	G
9	Etam 2	20 – 35 (II)	Volcanic (i)	0 – 5 (a)	G
10	Ebonji	20 – 35 (II)	Volcanic (i)	0 – 5 (a)	G
16	Ebonji	20 – 35 (II)	Volcanic (i)	0 – 5 (a)	G
3	Etam 1	20 – 35 (II)	Volcanic (i)	6 – 10 (b)	H
7	Etam 1	20 – 35 (II)	Volcanic (i)	6 – 10 (b)	H
8	Ebonji	20 – 35 (II)	Volcanic/basement complex (ii)	> 10 (c)	L
5	S. Ekombe	40 – 50 (III)	Volcanic (i)	0 – 5 (a)	M
6	Etam 1	40 – 50 (III)	Volcanic (i)	0 – 5 (a)	M
20	Etam 1	40 – 50 (III)	Volcanic (i)	0 – 5 (a)	M
2	Ebonji	40 – 50 (III)	Volcanic/basement complex (ii)	0 – 5 (a)	P
4	Ebonji	40 – 50 (III)	Volcanic/basement complex (ii)	0 – 5 (a)	P

Plot	Village	Clay content (%)	Parent material	Slope (%)	FSU
b). Firm B – Rainfall between 2.5 and 3 m					
11	Mukonje	15 – 20 (I)	Volcanic/basement complex (ii)	0 – 5 (a)	D
14	Mabonji	15 – 20 (I)	Volcanic/basement complex (ii)	0 – 5 (a)	D
17	Mukonje	15 – 20 (I)	Volcanic/basement complex (ii)	> 10 (c)	F
19	Mukonje	20 – 35 (II)	Volcanic (i)	0 – 5 (a)	G
15	Mukonje	20 – 35 (II)	Volcanic/basement complex (ii)	0 – 5 (a)	J
13	Mabonji	20 – 35 (II)	Volcanic/basement complex (ii)	0 – 5 (a)	J
c). Firm C – Rainfall about 2m					
23	Bombe	40 – 50 (III)	Volcanic/basement complex (ii)	0 – 5 (a)	P
25	Bombe	40 – 50 (III)	Volcanic/basement complex (ii)	0 – 5 (a)	P
26	Bombe	40 – 50 (III)	Volcanic/basement complex (ii)	0 – 5 (a)	P
38	Bombe	40 – 50 (III)	Volcanic/basement complex (ii)	> 10 (c)	R
27	Bombe	40 – 50 (III)	Volcanic/basement complex (ii)	> 10 (c)	R
18	Bombe	20 – 35 (II)	Volcanic/basement complex (ii)	0 – 5 (a)	J
21	Bombe	20 – 35 (II)	Volcanic/basement complex (ii)	0 – 5 (a)	J
30	Bombe	20 – 35 (II)	Volcanic/basement complex (ii)	0 – 5 (a)	J
31	Bombe	20 – 35 (II)	Volcanic/basement complex (ii)	0 – 5 (a)	J
32	Bombe	20 – 35 (II)	Volcanic/basement complex (ii)	0 – 5 (a)	J
33	Bombe	20 – 35 (II)	Volcanic/basement complex (ii)	0 – 5 (a)	J
34	Bombe	20 – 35 (II)	Volcanic/basement complex (ii)	0 – 5 (a)	J
35	Bombe	20 – 35 (II)	Volcanic/basement complex (ii)	0 – 5 (a)	J
36	Bombe	20 – 35 (II)	Volcanic/basement complex (ii)	0 – 5 (a)	J
37	Bombe	20 – 35 (II)	Volcanic/basement complex (ii)	0 – 5 (a)	J
22	Malende	20 – 35 (II)	Volcanic/basement complex (ii)	0 – 5 (a)	J
24	Malende	20 – 35 (II)	Volcanic/basement complex (ii)	0 – 5 (a)	J
29	Malende	20 – 35 (II)	Volcanic/basement complex (ii)	0 – 5 (a)	J
28	Malende	20 – 35 (II)	Volcanic/basement complex (ii)	> 10 (c)	L

4 Conclusions

Although multi-storey cropping systems have the capacity to absorb some risks associated with crop cultivation, much is still unknown about their functioning, performance and durability. The Nutmon ® software has been proposed in the literature for evaluating the nutrient status/flows and economic performance of mixed farms or systems. As a prerequisite to launching the software, however, there is need for soil characterization, geo-referencing of plots and eventual designation of constitutive farm section units (FSUs). This study was undertaken therefore, to validate, using some multivariate statistical tool, the expert systems used for the definition of FSUs and then constitute FSUs for some 38 multi-storey perennial crop based farm holdings in the humid forests of South West Cameroon (North and South zones of Kumba).

Two approaches were adopted for the definition of the FSUs, one based on the traditional land evaluation expert systems and the other on a statistical analysis of the collected data. The results of this comparative study showed that although the both systems were complementary, the results did not always completely converge owing to the differences in the choice of the nature and the magnitude of the criteria considered. Three firms were identified and these differed distinctly especially with respect to the average annual rainfall, and to lesser extents, the soils' clay content, soil parent material (bed rock) and the slope of fields. On fine-tuning all available information using the both approaches adopted, the 38 fields could be re-grouped into 14 different FSUs of variable sizes. The results obtained here demonstrate the feasibility of complementing the traditional land evaluation technique with some multi-variate statistical analysis (principal components) to classify perennial crop based farming systems.

References

- De Jager A, Nandwa SM, Okoth PF (1998) Monitoring nutrient flows and economic performance in African farming systems (NUTMON) : I. Concepts and methodologies. *Agric Ecosyst Environ* 71:39-50
- Ebongue R (2006) Systèmes de culture plurispécifiques à base des cultures pérennes dans les exploitations familiales dans la zone de Kumba au sud ouest du Cameroun. Dschang, Cameroun : Univ, Mémoire d'Ingénieur Agronome
- Ehabe EE, Ngolemasango FE, Bonfils F, Sainte-Beuve J (2001) Precision associated with determination of dirt content of natural rubber. *J Appl Polym Sci* 81:957-962
- Envista, LEI, Alterra (2006) Nutmon toolbox : data background & processing modules v 3.5. „Atambua”[online]. To be found at <<http://www.monqi.org>> and <<http://www.nutmon.org>> [quoted 04.04.2011]
- Ma Q, Yan A, Hu Z, Li Z, Fan B (2000) Principal component analysis and artificial neural networks applied to the classification of Chinese pottery of neolithic age. *Anal Chim Acta* 406:247-256
- Nguinlong J-C (2007) Caractérisation des systèmes de culture plurispécifiques à base de cacaoyer, d'hévéa et de palmier à huile dans les exploitations familiales de Bombe et Malende au sud ouest du Cameroun. Dschang, Cameroun : Univ, Mémoire d'Ingénieur Agronome
- Onywere SM, Opiyo-Akech N, Gaciri SJ, de Wit MJ (2000) A methodology for image analysis and land cover classification of Nakuru-Menengai area (Central Rift Valley, Kenya). *Afric J Sci Technol : Sci & Engineer Ser* 1:56-67
- Philippeau G (1986) Comment interpréter les résultats d'une analyse en composantes principales. Paris : ITCF, 63 p, STAT-ITCF
- Plaza C (2003) Situation de l'hévéaculture villageoise dans une filière en évolution : cas de la région d'Ekona, province du Sud-Ouest Cameroun. Montpellier : Univ, 80 p
- Soil Resources Development and Conservation Service (1976) A frame work for land evaluation. Rome : FAO, 72 p, FAO Soils Bulletin 32

Lieferbare Sonderhefte / Special issues available

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) Legehuhnzucht 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 €
324	Ulrich Dämmgen (Hrsg.) (2009) Calculations of Emissions from German Agriculture – National Emission Inventory Report (NIR) 2009 for 2007 Berechnungen der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft – Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2009 für 2007	8,00 €
324A	Tables Tabellen	8,00 €
325	Frank Offermann, Martina Brockmeier, Horst Gömann, Werner Kleinhanß, Peter Kreins, Oliver von Ledebur, Bernhard Osterburg, Janine Pelikan, Petra Salamon (2009) vTI-Baseline 2008	8,00 €
326	Gerold Rahmann (Hrsg.) (2009) Ressortforschung für den Ökologischen Landbau 2008	8,00 €
327	Björn Seintsch, Matthias Dieter (Hrsg.) (2009) Waldstrategie 2020 Tagungsband zum Symposium des BMELV, 10.-11. Dez. 2008, Berlin	18,00 €
328	Walter Dirksmeyer, Heinz Sourell (Hrsg.) (2009) Wasser im Gartenbau – Tagungsband zum Statusseminar am 9. und 10. Februar 2009 im Forum des vTI in Braunschweig. Organisiert im Auftrag des BMELV	8,00 €
329	Janine Pelikan, Martina Brockmeier, Werner Kleinhanß, Andreas Tietz, Peter Weingarten (2009) Auswirkungen eines EU-Beitritts der Türkei	8,00 €
330	Walter Dirksmeyer (Hrsg.) (2009) Status quo und Perspektiven des deutschen Produktionsgartenbaus	14,00 €

331	Frieder Jörg Schwarz, Ulrich Meyer (2009) Optimierung des Futterwertes von Mais und Maisprodukten	12,00 €
332	Gerold Rahmann und Ulrich Schumacher (Hrsg.) (2009) Praxis trifft Forschung — Neues aus der Ökologischen Tierhaltung 2009	8,00 €
333	Frank Offermann, Horst Gömann, Werner Kleinhanß, Peter Kreins, Oliver von Ledebur, Bernhard Osterburg, Janine Pelikan, Petra Salamon, Jörn Sanders (2010) vTI-Baseline 2009 – 2019: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland	10,00 €
334	Hans-Dieter Haenel (Hrsg.) (2010) Calculations of Emissions from German Agriculture - National Emission Inventory Report (NIR) 2010 for 2008 Berechnung der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft - Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2010 für 2008	12,00 €
335	Gerold Rahmann (Hrsg.) (2010) Ressortforschung für den Ökologischen Landbau 2009	8,00 €
336	Peter Kreins, Horst Behrendt, Horst Gömann, Claudia Heidecke, Ulrike Hirt, Ralf Kunkel, Kirsten Seidel, Björn Tetzlaff, Frank Wendland (2010) Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser	22,00 €
337	Ulrich Dämmgen, Lotti Thöni, Ralf Lump, Kerstin Gilke, Eva Seidler und Marion Bullinger (2010) Feldexperiment zum Methodenvergleich von Ammoniak- und Ammonium-Konzentrationsmessungen in der Umgebungsluft, 2005 bis 2008 in Braunschweig	8,00 €
338	Janine Pelikan, Folkhard Isermeyer, Frank Offermann, Jörn Sanders und Yelto Zimmer (2010) Auswirkungen einer Handelsliberalisierung auf die deutsche und europäische Landwirtschaft	10,00 €
339	Gerald Schwarz, Hiltrud Nieberg und Jörn Sanders (2010) Organic Farming Support Payments in the EU	14,00 €
340	Shrini K. Upadhyaya, D. K. Giles, Silvia Haneklaus, and Ewald Schnug (Editors) (2010) Advanced Engineering Systems for Specialty Crops: A Review of Precision Agriculture for Water, Chemical, and Nutrient - Application, and Yield Monitoring	8,00 €
341	Gerold Rahmann und Ulrich Schumacher (Hrsg.) (2010) Praxis trifft Forschung — Neues aus der Ökologischen Tierhaltung 2010	8,00 €
342	Claus Rösemann, Hans-Dieter Haenel, Eike Poddey, Ulrich Dämmgen, Helmut Döhler, Brigitte Eurich-Menden, Petra Laubach, Maria Dieterle, Bernhard Osterburg (2011) Calculation of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2009 Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 - 2009	12,00 €
343	Katja Oehmichen, Burkhard Demant, Karsten Dunger, Erik Grüneberg, Petra Hennig, Franz Kroiher, Mirko Neubauer, Heino Polley, Thomas Riedel, Joachim Rock, Frank Schwitzgebel, Wolfgang Stümer, Nicole Wellbrock, Daniel Ziche, Andreas Bolte (2011) Inventurstudie 2008 und Treibhausgasinventar Wald	16,00 €
344	Dierk Kownatzki, Wolf-Ulrich Kriebitzsch, Andreas Bolte, Heike Liesebach, Uwe Schmitt, Peter Elsasser (2011) Zum Douglasienanbau in Deutschland – Ökologische, waldbauliche, genetische und holzbiologische Gesichtspunkte des Douglasienanbaus in Deutschland und den angrenzenden Staaten aus naturwissenschaftlicher und gesellschaftspolitischer Sicht	10,00 €
345	Daniel Heinrich Brüggemann (2011) Anpassungsmöglichkeiten der deutschen Rindermast an die Liberalisierung der Agrarmärkte	14,00 €
346	Gerold Rahmann (Hrsg.) (2011) Ressortforschung für den Ökologischen Landbau 2010	8,00 €

Dr. Martin Banse, Institut für Marktanalyse und Agrarhandelspolitik, vTI
Dr. Jürgen Bender, Institut für Biodiversität, 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
Dr. Ulrich Dämmgen, Institut für Tierzucht und Vererbungsforschung, TiHo
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. Heinz Flessa, Institut für Agrarrelevante Klimaforschung, 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, Hochschule für nachhaltige Entwicklung, HNEE
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
Prof. Dr. Herbert Oberbeck, TU Braunschweig
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. 61 No. 2 06.2011

Preis / Price 8 €

ISSN 0458-6859

