

Vol.60 No. 3 09.2010

Landbauforschung

*vTI Agriculture and
Forestry Research*



Bundesministerium für
Ernährung, Landwirtschaft
und Verbraucherschutz

Landbauforschung

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

Andreas Bolte und Bernd Degen

Anpassung der Wälder an den Klimawandel: Optionen und Grenzen

111 Forest adaptation to climate change - options and limitations

Bettina Leischner und Peter Elsasser

Reference emission levels for REDD: Implications of four different approaches applied to past period's forest area development in 84 countries

119 Emissions-Referenzen für REDD: Auswirkungen von vier unterschiedlichen Ansätzen angewendet auf die Waldflächen-Entwicklung vergangener Perioden in 84 Ländern

Yin Quan Wang and Frank Schuchardt

Effect of C/N ratio on the composting of vineyard pruning residues

131 Einfluss des C/N Verhältnisses auf die Kompostierung von Rebschnitt

Torsten Hinz, Tatjana Winter und Stefan Linke

Luftfremde Stoffe in und aus verschiedenen Haltungssystemen für Legehennen –Teil 1: Ammoniak

139 Airborne contaminants in and from different keeping systems for laying hens – Part 1: ammonia

Nina Kleinschmidt, Regine Koopmann, Janina Demeler und Georg von Samson-Himmelstjerna

Verminderte Wirkung von Anthelmintika gegen Rindernematoden

151 Reduced efficacy of anthelmintics in cattle nematodes

Frank Offermann, Horst Gömann, Peter Kreins, Oliver von Ledebur, Janine Pelikan, Petra Salamon, Jürgen Sanders

vTI-Baseline 2009 to 2019: Agri-economic projections for Germany

157 vTI-Baseline 2009 bis 2019: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland

Reiner Plankl, Peter Weingarten, Hiltrud Nieberg, Yelto Zimmer, Janina Krug und Gerhard Haxsen

Quantifizierung „gesellschaftlich gewünschter, nicht marktgängiger Leistungen“ der Landwirtschaft

173 Quantification of public goods provided by agriculture

Anpassung der Wälder an den Klimawandel: Optionen und Grenzen

Andreas Bolte* und Bernd Degen**

Zusammenfassung

Wälder sind im Besonderen von den Auswirkungen des Klimawandels betroffen, da Bäume als langlebige, ortsfeste Organismen sich über 100 Jahre und länger an die sich rapide ändernden Umweltverhältnisse anpassen müssen. Die erwartete Verschärfung von Trockenheit, Hitzeperioden und Sturmgefahren macht die Entwicklung und Anwendung von Anpassungsstrategien im Waldbau notwendig: **(1) Erhaltung der Waldstrukturen** gegen einen klimawandel-induzierten Sukzessionsdruck erhöht das Risiko von katastrophalen Ereignissen (Trockenschäden, Windwurf) je nach Ausmaß des lokalen Klima- und Standortwandels. **(2) Aktive Anpassungseingriffe** wie z. B. der Ersatz trockenheitsempfindlicher Bäume durch weniger empfindliche Baumarten oder Herkünfte können das Schadpotenzial der Wälder senken, benötigen aber Informationen zur regionalen und lokalen Angepasstheit und Anpassungsfähigkeit von Baumarten und deren Herkünften an das zukünftige Klima. **(3) Passive Anpassung** im Sinne eines bewussten „Sich-selbst-Überlassens“ und stellt den risikoärmsten Weg dar; allerdings sind hiermit spezifische forstwirtschaftliche Ziele nicht planbar. Die Verwendung von Herkünften einheimischer und eingeführter Baumarten (z. B. Douglasie) aus Regionen, die dem Klima entsprechen, wie es in Deutschland zukünftig sein wird, stellt ein wichtiges Element einer aktiven Anpassung dar. Herkunftsversuche der forstgenetischen Forschung, die seit Jahrzehnten betrieben werden, können wertvolle Grundlageninformationen zur Herkunftseignung liefern. Ein integratives Anpassungskonzept wird vorgestellt, das Forschungen und politisches Handeln von der internationalen bis zur lokalen Ebene verbindet.

Schlüsselworte: Anpassungsstrategien, Douglasie, Forstgenetik, Herkünfte, Hitze, Rotbuche, Sturm, Trockenheit, Waldbau

Abstract

Forest adaptation to climate change - options and limitations

Forests are particularly affected by climate change since trees, as long-living and immovable organisms, have to adapt to environmental change over periods of 100 years and more. Reports on the projected increase of drought, heat and storm hazards make the development and application of adaptation strategies urgent: **(1) Conservation of forest structures** against increasing succession pressure increases the risk of catastrophic loss of forests (drought damage, wind throw) depending on the degree of local climate and site change. **(2) Active adaptation**, like the replacement of drought-sensitive tree species by less sensitive species or provenances, can lower the damage risk for forests. For this purpose, however, information on the regional and local adaptation and adaptability to future climate conditions is needed. **(3) Passive adaptation** with the deliberate use of spontaneous adaptation processes (natural succession and species migration) is the lowest-risk option, but eliminates the possibility of following specific forest management targets. The use of provenances of native and non-native tree species (e. g. Douglas fir) from regions with a climate corresponding to future climate in Germany is an important element of active adaptation. Provenance trials induced by forest genetic science that have been running for decades provide valuable basic information on adaptation of tree provenances. An integrative concept for adaptation is presented that interlinks focussed research and political processes from international to local scale.

Keywords: adaptation strategy, Douglas fir, drought, European beech, forest genetics, heat, provenance, silviculture, storm

* Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Institut für Waldökologie und Waldinventuren, A.-Möller-Straße 1, 16225 Eberswalde, andreas.bolte@vti.bund.de

** Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Institut für Forstgenetik, Sieker Landstraße 2, 22927 Großhansdorf, bernd.degen@vti.bund.de

1 Einleitung

Wälder sind im Besonderen von den Auswirkungen des Klimawandels betroffen, da Bäume als langlebige, orts-feste Organismen sich über 100 Jahre und länger an die sich rapide ändernden Umweltverhältnisse anpassen müssen. Der vierte Bericht des Weltklimarates (IPCC, 2007) geht bis zum Jahr 2100 von einer Erhöhung der mittleren Lufttemperatur in Europa von 2,0 °C bis 6,2 °C aus, je nach dem Erfolg der Klimaschutzbemühungen. Für Wälder in Mitteleuropa besonders bedeutsam ist die Annahme einer Häufung von extremen Witterungereignissen wie Stürme (s. a. Leckebusch et al., 2006) sowie Hitzeereignissen und Trockenheit. Dabei kann die Region insbesondere von einer deutlich erhöhten Frequenz länger anhaltender Hitzeperioden betroffen sein (Abb. 1, EEA, 2007). Die erwartete Verschärfung von Trockenheit, Hitzeperioden und Sturmgefahren wirkt zusammen mit bekannten oder neuartigen biotischen Schaderregern und weiter bestehenden Einflüssen wie den Einträgen von Stickstoff und Säuren aus der Luft (z. B. Bolte und Ibisch, 2007).

Mögliche spontane oder waldbaulich bedingte Änderungen der Waldstrukturen wirken sich auf die vielfältigen Funktionen und Leistungen der Wälder für die Ressourcenbereitstellung, den Landschaftswasserhaushalt, die Vielfalt an Pflanzen und Tieren und die Erholung aus. Die Verletzbarkeit (Vulnerabilität) von Waldökosystemen und deren Funktionen hängt stark von der Region sowie von deren klimatischen sowie standörtlichen Verhältnissen ab (Bolte und Ibisch, 2009).

2 Strategien der waldbaulichen Anpassung

Die strategische Waldbauplanung betrachtet die langfristigen Möglichkeiten der Waldanpassung. In Anlehnung an Millar et al. (2007) stellen wir drei unterschiedliche Strategien des waldbaulichen Umgangs mit Wäldern unter dem Klimawandel vor:

- *Nicht-Anpassung bzw. Erhaltung der bestehenden Waldstrukturen:*
Dies erfordert z. T. erhebliche Erhaltungseingriffe, um die Waldbestände gegen abiotische und biotische

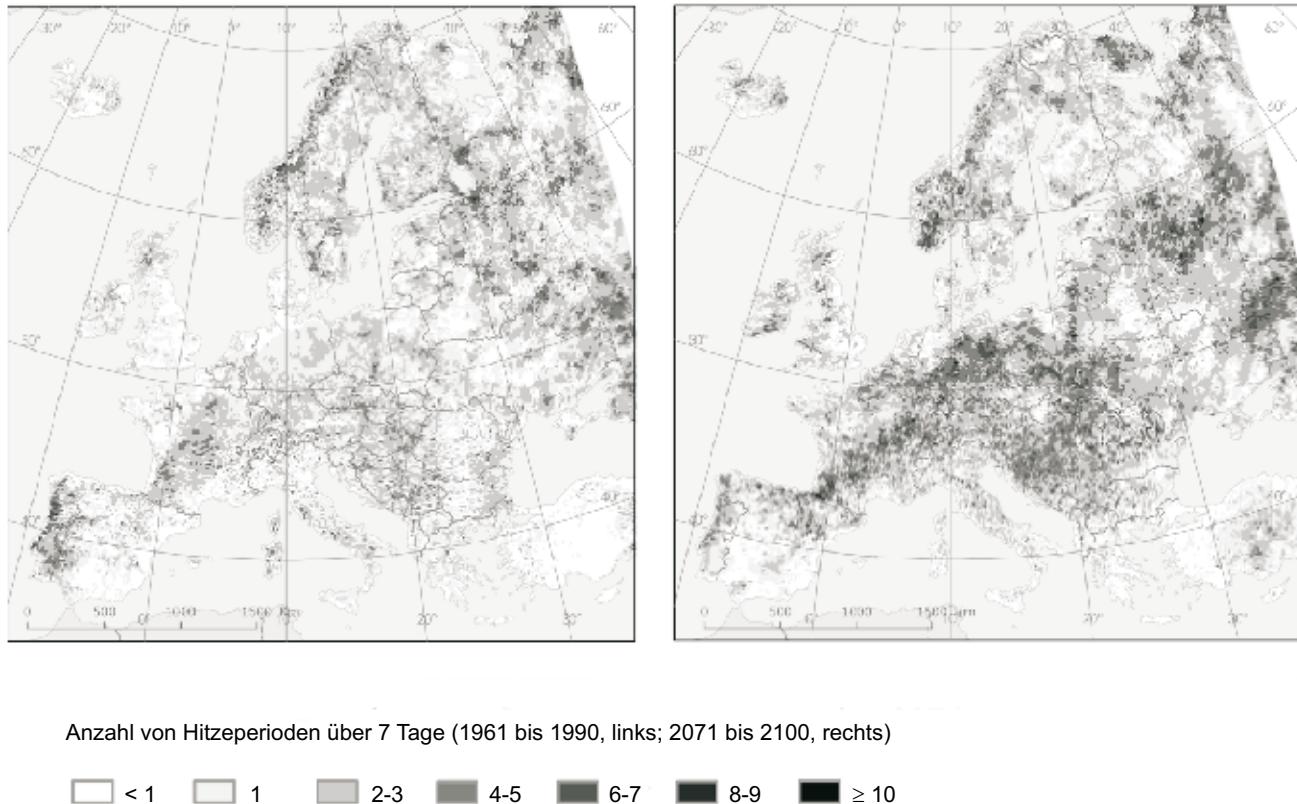


Abbildung 1:

Häufigkeit von Hitzeereignissen im Zeitraum 1961 bis 1990 (links) und 2071 bis 2100 (rechts) nach EEA (2007, verändert), Grundlage: SRES Szenario A2 und dänisches, regionales Klimamodell

Schäden zu schützen. Das Risiko von katastrophalen Ereignissen (Trockenschäden, Windwurf; Harris et al., 2006) erhöht sich, je mehr sich die bestandesbildenden Baumarten durch den lokalen Klima- bzw. Standortwandel von ihrem Wuchs- und Vitalitätsoptimum entfernen.

Kriterien für eine erfolgreiche Anwendung dieser Strategie sind: (i) geringer örtlicher Einfluss des Klimawandels (z. B. Grundwasseranschluss), (ii) hohe Bestandesresistenz gegenüber Witterungsstress, (iii) ein hohes Bestandesalter und dadurch baldige Anpassungsmöglichkeiten, (iv) eine hohe Bedeutung des Bestandes und seiner Struktur für die Waldfunktionen (z. B. Wertholzproduktion, Produktionsfunktion) und (v) eine hohe Wahrscheinlichkeit, dass Erhaltungseingriffe tatsächlich stabilitäts- und vitalitätsfördernd auf den Bestand wirken (Bolte et al., 2009, 2010).

- **Aktive Anpassung bzw. Waldumbau:**

Aktive Anpassungsmaßnahmen wie der Ersatz trockenheitsempfindlicher Bäume durch trockenheitstolerante Bäume anderer Arten und Herkünfte (Waldumbau) benötigen dynamische Leitbilder, die die Standortsänderungen durch Klimawandel mit berücksichtigen (vgl. Bolte und Ibsch, 2007). Bisherige (semi-)statische Leitbilder wie die potenzielle natürliche Vegetation (pnV) liefern keine ausreichende Grundlage für eine aktive Anpassung und führen zu einem unkalkulierbaren Risiko. Kriterien, die für die Anwendung dieser Strategie sprechen sind: (i) eine deutliche Verbesserung der Bestandestoleranz gegenüber Einflüssen des Klimawandels, (ii) ein Vorteil für die Waldfunktionen, (iii) ein hohes Schadrisiko für benachbarte Bestände (z. B. Feuer, Windwurf und Borkenkäfer) und (iv) eine deutlich höhere Erfolgsaussicht als mit den beiden anderen Strategien.

- **Passive Anpassung bzw. „Sich-selbst-Überlassen“:**

Diese Strategie beinhaltet das bewusste Einstellen von Erhaltungs- und Anpassungsmaßnahmen, um der natürlichen Waldentwicklung die Waldanpassung zu überlassen. Dies führt zu einer risikoarmen, aber ergebnisoffenen Entwicklung. Forstwirtschaftliche und naturschutzfachliche Ziele sind nicht definitiv planbar. Kriterien für die Strategie sind (i) eine geringe Bedeutung des Waldbestandes für die ökonomischen und ökologischen Waldfunktionen, (ii) das Fehlen von angemessenen aktiven Anpassungsmaßnahmen und (iii) ein besseres Kosten-Nutzen-Verhältnis im Vergleich zu den vorhergehenden Strategien.

Die genannten Konzepte decken die grundsätzlichen Möglichkeiten ab, Eingriffe bzw. Nicht-Eingriffe bewusst zur Anpassung des Klimawandels einzusetzen. Die Konzepte können auf der Fläche in Raum und Zeit kombiniert werden.

Bisher wird dieses Konzept der Waldanpassung, das sich an den strategischen Zielen der Waldanpassung für einzelne Bestände orientiert, in Deutschland wenig beachtet. Laufende Anpassungsmaßnahmen konzentrieren sich eher auf eine Strategie der Risikostreuung durch eine vielfältige Baumartenmischung unter Einbeziehung stresstoleranter Baumarten (Lüpke, 2004; Wagner und Fischer, 2007).

3 Umsetzung der Anpassungsstrategien

Insbesondere für die aktive Anpassung werden weitreichende Informationen darüber benötigt, welche Baumarten bzw. deren Herkünfte an die zukünftigen Klimabedingungen und Witterungsextreme am besten angepasst sind und welche nicht. Dabei geht es darum, Informationen zum zukünftigen (lokalen) Klimawandel mit der Anpassung verschiedener Baumarten und deren Herkünfte zu verschneiden.

3.1 Anpassungspotenzial von Baumarten

Bei Betrachtung der Baumarten gilt die Fichte (*Picea abies*) unter den Nadelbaumarten als besonders anfällig (Zebisch et al., 2005; Kölling et al., 2007; Proft et al., 2007; Spellmann et al., 2007), während die eingeführte Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) und Küstentanne (*Abies grandis*) als vergleichsweise widerstandsfähig angesehen werden (Roloff und Grundmann, 2008; Kölling et al., 2009). Über die Kiefer (*Pinus sylvestris*) gibt es differierende Ansichten. Während Publikationen aus der Schweiz und Süddeutschland eine begrenzte Wärme- und Trockentoleranz der Kiefer annehmen (Bigler et al., 2006; Kölling, 2007), halten sie Autoren aus Ostdeutschland für trockenheitstolerant und anpassungsfähig (Kätzel et al., 2007; Roloff und Grundmann, 2008).

Bei den Laubbäumen gelten die einheimische Traubeneiche (*Quercus petraea*), aber auch die eingeführte Roteiche (*Quercus rubra*) als trockentolerant (Roloff und Grundmann, 2008). Die Buche wird als weniger trockenheitstolerant angesehen, aber ihr Anpassungspotenzial an Trockenheit und Hitze wird vermutlich unterschätzt (Czajkowski et al., 2005; Czajkowski und Bolte, 2006; Bolte et al., 2007). Eine Reihe von trockentoleranten Nebenbaumarten wie der Spitz- und Feldahorn (*Acer platanoides*, *A. campestre*), die Hainbuche (*Carpinus betulus*), die Winterlinde (*Tilia cordata*) und die Robinie (*Robinia pseudoacacia*) sind interessant für einen ausgeweiteten Anbau

(Roloff und Grundmann, 2008). Beim vermehrten Anbau von eingeführten, neophytischen Baumarten können sich Konflikte mit dem Naturschutz ergeben (Bolte und Ibisch, 2009).

Biotische Gefahren durch neue oder bekannte Schadorganismen mit erhöhter Virulenz lassen sich insbesondere bei Fichte (Buchdrucker), Kiefer (nadelfressende Insekten, Kiefernprachtkäfer) und Traubeneiche (Komplexkrankheit, Eichenprozessionsspinner) beobachten (Möller et al., 2007; Petercord et al., 2008).

Eine Bewertung der Anpassung auf Arrebene reicht al-lerdings meist nicht aus, da sich Herkünfte durch regionale und lokale Anpassung der Populationen stark unterscheiden können. Sowohl bei einheimischen als auch eingeführten Baumarten kann die Wahl geeigneter Herkünfte die Waldanpassung erhöhen.

3.2 Anpassung durch Wahl geeigneter Herkünfte

Die meisten Baumarten haben ein großes Verbreitungsgebiet, das weit über Deutschland hinausgeht. In den Verbreitungsgebieten haben sich Populationen an die unterschiedlichen Standortbedingungen regional und lokal angepasst. Bei der künstlichen Verjüngung von Wäldern ist es daher wichtig, geeignetes, an die örtlichen Umweltbedingungen angepasstes Vermehrungsgut zu verwenden. In Deutschland regeln das Forstvermehrungsgutgesetz (FoVG) und seine Durchführungsverordnungen die Ernte und den Handel von forstlichem Vermehrungsgut. Für alle wichtigen forstlichen Baumarten werden hierin Herkunftsgebiete ausgewiesen. Die Anbauempfehlungen der Forstverwaltungen orientieren sich an dieser Einteilung von Herkunftsgebieten. Herkunftsversuche, bei denen bestimmte Herkünfte unter verschiedenen Umweltbedingungen angebaut werden, geben wichtige Hinweise über die Angepasstheit und die Anpassungsfähigkeit der untersuchten Baumarten. Die Verwendung von Herkünften aus Regionen, die dem Klima entsprechen, wie es in Deutschland zukünftig sein wird, stellt ein wichtiges Element aktiver Anpassung der Forstwirtschaft dar. Für die Auswahl geeigneter Herkünfte sind umfangreiche Datensätze aus internationalen Herkunftsversuchen von großem Wert. In den USA, Kanada und Eurasien werden Auswertungen solcher Herkunftsversuche bereits zur Ableitung von Anbauempfehlung von besser klimaangepassten Herkünften verwendet (O'Neill et al., 2008; Rehfeldt et al., 2002).

Neben dem aktiven Saatguttransfer als Anpassungsstrategie wird kontrovers diskutiert, ob und mit welcher Geschwindigkeit sich Baumpopulationen auch ohne Eingriff des Menschen an die prognostizierten schnellen Klimaänderungen genetisch anpassen können. Aus neuen Daten zur Rückwanderung nach den letzten Eiszeiten weiß man, dass die Geschwindigkeit der natürlichen Saatgutverbrei-

tung durch Wind, Wasser oder Tiere zu langsam ist, um angemessen auf die schnellen Klimaänderungen zu reagieren (Petit et al., 2008). Über größere Entferungen und damit schneller kann jedoch der Genfluss über den Pollen erfolgen. Auf diese Weise könnte besser angepasste genetische Variation aus fernen Regionen in lokale Baumbestände etabliert werden (Savolainen et al., 2007).

Das Konzept der Klimahüllen zur Beurteilung der Angepasstheit von Baumarten an prognostizierte Klimaänderungen (Kölling, 2007) ist aus genetischer Sicht kritisch zu beurteilen. Die Klimahülle einer Baumart beinhaltet viele lokal angepasste Populationen, die jeweils entsprechend ihrem Genpool nur einen Teil der Klimaamplitude der Baumart abdecken. Bei der schnellen vorhergesagten Änderung des Klimas, ist zu befürchten, dass diese lokale Anpassung verloren geht. In solchen Fällen kann nur ein Saatguttransfer aus Regionen mit vormals ähnlichem Klima die lokale Angepasstheit sicherstellen.

Das Institut für Forstgenetik führt seit vielen Jahren forstliche Herkunftsversuche durch. Ein Schwerpunkt war hierbei die Anlage und Koordination von internationalen Herkunftsversuchen bei der Rotbuche (Wühlisch et al., 1995). In einer Versuchsserie der Jahre 1993/1995 wurden insgesamt 159 verschiedene Herkünfte aus dem gesamten Buchenverbreitungsgebiet auf 23 verschiedene Versuchsfelder in Europa ausgebracht (Abb. 2).

Internationaler Herkunftsversuch mit Buche 1993/95

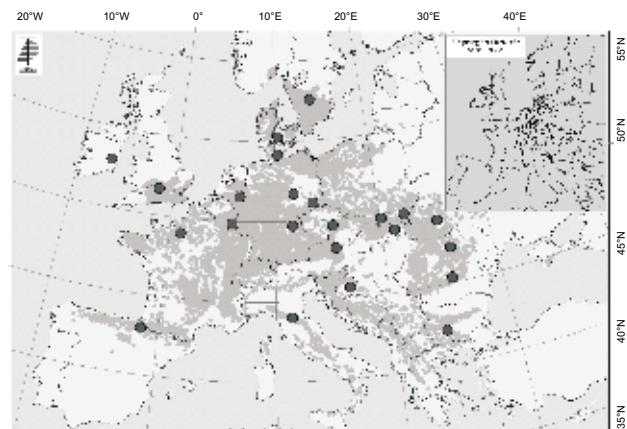


Abbildung 2:

Verbreitungsgebiet der Rotbuche (grau hinterlegt); Lage von 23 Flächen des Herkunftsversuchs (große Kreise), Ursprungsort der 159 Herkünfte (schwarze Punkte Karte oben rechts)

Das Austriebsverhalten der Pflanzen im Frühjahr ist ein wichtiger Indikator für die lokale Angepasstheit der Buchen an Klimabedingungen. Durch natürliche Selektion hat sich in den Baumpopulationen ein Austriebszeitpunkt eingestellt, der zum einen das Spätfrostrisiko minimiert und zum anderen die Vegetationszeit optimal ausnutzt.

Die Steuerung des Austriebes erfolgt wahrscheinlich über die Wärmesumme. So lässt sich in atlantisch geprägten Regionen beobachten, dass Buchenherküfte aus kälteren, kontinentalen Regionen bzw. aus höheren Höhenlagen deutlich eher austreiben (Abb. 3.)

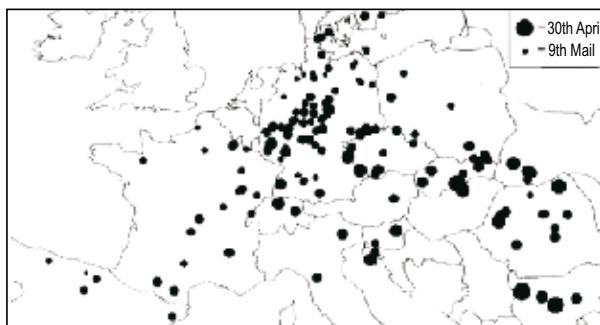


Abbildung 3:

Zeitpunkt des Austriebs 3-jähriger Pflanzen von 158 Herkünften im Pflanzgarten des Instituts für Forstgenetik in Großhansdorf, große Kreise repräsentieren frühläufige Herkünfte mit geringem Schwellenwert bei der Wärmesumme für den Austrieb (Wühlisch et al., 1995)

Die Ergebnisse von Herkunftsversuchen sind auch bei der Auswahl klimaangepassten Vermehrungsgutes nichtheimischer Baumarten sehr wichtig. Für den Anbau in Deutschland ist hier vor allem die Douglasie mit ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet im westlichen Nordamerika relevant. Ältere Herkunftsversuche des Instituts zeigten, dass die Resistenz gegenüber dem Pilzbefall durch *Rhabdocline* für die Auswahl geeigneter Herkünfte entscheidend ist. Hier haben sich besonders Küstenherkünfte bewährt (Liesebach und Stephan, 1995). Vor dem Hintergrund der Klimaänderungen werden diese Anbauempfehlungen zur Zeit überarbeitet. Hier spielt nun neben der Pilzresistenz die Trockentoleranz eine wichtige Rolle. Daher wird inzwischen auch der Anbau gut wüchsiger trockentoleranter nördlicher Inlandsherkünfte der Douglasie favorisiert.

Die Erhaltung und Verwendung forstlicher Genressourcen ist eine Aufgabe, die sich am Verbreitungsgebiet der Baumarten orientieren muss. Die Klimaänderungen und die Auswahl angepassten Saatguts erfordern daher eine gute europäische und internationale Zusammenarbeit. Dies wird zum Beispiel daran deutlich, dass skandinavische Länder ein Interesse an Buchenherkünften aus Deutschland haben, während für den zukünftigen Anbau der Buche in trockenen Gebieten in Brandenburg Herkünfte aus Süd-Osteuropa von Bedeutung sind.

4 Konzept zur Waldanpassung

Auf Grundlage der diskutierten Anpassungsstrategien stellen wir ein integratives Anpassungskonzept vor, das Aktivitäten auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen kombiniert (Abb. 4). Dabei ist die Interaktion zwischen Treibhausgasmindeung und Anpassung zu beachten, da lokale Waldanpassung und Erhaltung der Bestandesproduktivität sich positiv auf die Treibhausgasmindeung auf globaler Ebene auswirkt. Der Erfolg bei der Verminderung der Treibhausgase wiederum erweitert den Spielraum für Waldanpassung.

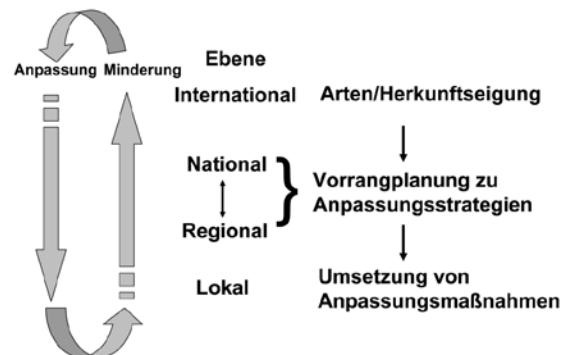


Abbildung 4:

Integratives Konzept für ein adaptives Waldmanagement in Mitteleuropa

Forschungen und Freilandversuche zur Eignung von Baumarten und Herkünften, deren Kenntnis für eine erfolgreiche aktive Anpassung notwendig sind, müssen auf internationaler Ebene erfolgen, um die gesamten Verbreitungsgebiete von heimischen und eingeführten Baumarten und deren Herkünften abzudecken. Der Aufbau eines internationalen Netzes von Forschungs- und Versuchsflächen wäre hierbei von großem Nutzen. Dieses Netz könnte für Experimente zu neuen Bestandestypen mit neuartigen Mischungen von einheimischen und eingeführten Baumarten und deren Herkünften verwendet werden. Zudem können wichtige Grundlagendaten für Modellierungen zur standörtlichen Eignung und Konkurrenzkraft von Arten und Herkünften unter Klimawandel abgeleitet werden.

Die Kartierung von Vorranggebieten für die verschiedenen Anpassungsstrategien ist dagegen eine Aufgabe für nationale und/oder regionale Behörden und Entscheidungsträger, um die Eignung und Effektivität von lokalen Anpassungsmaßnahmen zu steuern. Hierbei werden Möglichkeiten und Grenzen der örtlichen Anpassung vergleichend abgewogen und Prioritäten bestimmt. Daneben können auf dieser Ebene mögliche Konflikte zwischen Anpassungs- und Minderungszielen gelöst werden (vgl. Klein et al., 2003).

Auf der lokalen Ebene, sind die Bewirtschafter vor Ort verantwortlich für die sachgerechte Umsetzung der Waldanpassung in Form von einzelnen Maßnahmen wie dem Voranbau von Beständen oder Pflege- und Einschlagsmaßnahmen. Die Akteure interagieren auf den unterschiedlichen Ebenen im Rahmen eines zweiseitigen Entscheidungs-Unterstützungs- und Informationspfades: (1) von der internationalen zur lokalen Ebene und (2) von der Wissenschaft zur regionalen und lokalen Forstverwaltung bzw. zu den Betrieben (vgl. Jansen et al., 2008).

5 Fazit

Bei der Betrachtung der verschiedenen Anpassungsoptionen muss darauf hingewiesen werden, dass die Möglichkeiten der Waldanpassung in weiten Teilen Mitteleuropas begrenzt sind. Bei einer Überschreitung des 2 °C-Zieles der globalen Lufttemperaturerwärmung können sich die Spielräume für eine Anpassung stark verengen mit möglicherweise stark ertragsmindernden Auswirkungen für die Forstwirtschaft. Die Waldanpassung kann daher erfolgreiche Minderungsmaßnahmen nicht ersetzen.

Die langfristige Anpassung der Waldbewirtschaftung an den Klimawandel sollte aktive wie passive Elemente enthalten, um eine Vielfalt von Ergebnissen und Erfahrungen zur Waldanpassung zu erhalten. Allerdings ist in den mitteleuropäischen Wirtschaftswäldern mit hoher Bewirtschaftungsintensität von einem starken Überge wicht aktiver Anpassung auszugehen (Bolte et al., 2010). Kurzfristige waldbauliche Anpassungsmaßnahmen (z. B. Änderung der Durchforstungsstärke) können langfristige Anpassungsmaßnahmen unterstützen.

Neue Informationen zu lokaler Baumarten- und Herkunftseignung werden dringend benötigt, um Anpassungsstrategien zielgerichtet flächendeckend umzusetzen. Hierbei geht es um die Verknüpfung von Grundlagenforschung zu Ökologie, Ökophysiologie und Genetik mit angewandten Anbauversuchen auf größeren Flächen. Die diskutierten Anpassungsmaßnahmen in der Forstwirtschaft müssen zu einem integrativen, angepassten Landschaftsmanagement unter Beteiligung anderer Landnutzungssektoren beitragen. Daher ist die Einbindung in ein abgestimmtes, angepasstes Landnutzungsmanagement erforderlich.

Literatur

Bigler C, Braker OU, Bugmann H, Dobbertin M, Rigling A (2006) Drought as an inciting mortality factor in Scots pine stands of the Valais, Switzerland. *Ecosystems* 9(3):330-343

Bolte A, Czajkowski T, Kompa T (2007) The north-eastern distribution range of European beech : a review. *Forestry* 80(4):413-429

Bolte A, Ibsch PL (2007) Neun Thesen zu Klimawandel, Waldbau und Waldnatur schutz. *AFZ Wald* 62(11):572-576

Bolte A, Ibsch PL (2009) Funktionen des Waldes im Klimawandel : Konfliktfelder und mögliche Lösungen. In: *Waldmanagement im Klimastress : Anpassungsstrategien im nordostdeutschen Tiefland*. Potsdam : Ministerium für ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, pp 7-14

Bolte A, Ammer C, Löf M, Madsen P, Nabuurs G-J, Schall P, Spathelf P, Rock J (2009) Adaptive forest management in central Europe : climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scand J For Res* 24(6):471-480

Bolte A, Ammer C, Löf M, Nabuurs G-J, Schall P, Spathelf P (2010) Adaptive forest management : a prerequisite for sustainable forestry in the face of climate change. In: Spathelf P (ed) *Sustainable forest management in a changing world. Managing Forest Ecosyst* 19. Dordrecht, Heidelberg, London, New York : Springer, pp 115-139

Czajkowski T, Kühling M, Bolte A (2005) Einfluss der Sommertrockenheit im Jahre 2003 auf das Wachstum von Naturverjüngungen der Buche (*Fagus sylvatica* L.) im nordöstlichen Mitteleuropa. *Allg Forst Jagdzeitg* 176(8):133-143

Czajkowski T, Bolte A (2006) Unterschiedliche Reaktion deutscher und polnischer Herkünfte der Buche (*Fagus sylvatica* L.) auf Trockenheit. *Allg Forst Jagdzeitg* 177(2):30-40

European Environmental Agency (2007) *Europe's environment : the fourth assessment*. Copenhagen : EEA, 452 p

Harris JA, Hobbs RJ, Higgs E, Aronson J (2006) Ecological restoration and global climate change. *Restor Ecol* 14:170-176

Intergovernmental Panel on Climate Change (2007) *Climate change 2007 : the physical science basis ; summary for policymakers, technical summary and frequently asked questions*. Part of the Working Group I contribution to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Nairobi : UNEP, 142 p

Kätsel R, Hindorff U, Löffler S, Beck W (2007) Zur Anpassungsfähigkeit von Altkiefern im Forstrevier Kahlenberg. *Eberswalder Forstl Schriftenr* 32:199-213

Klein RJT, Schipper EL, Dessai S (2003) Integrating mitigation and adaptation into climate and development policy : three research questions [online]. Zu finden in <<http://www.tyndall.ac.uk/sites/default/files/wp40.pdf>> [zitiert am 22.07.2010]

Kölling C (2007) Klimahüllen für 27 Waldbauarten. *AFZ Wald* 62(23):1242-1245

Kölling C, Zimmermann L, Walentowski H (2007) Klimawandel : was geschieht mit Fichte und Buche? *AFZ Wald* 62(11):584-588

Kölling C, Knoke T, Schall P, Ammer C (2009) Überlegungen zum Risiko des Fichtenanbaus in Deutschland vor dem Hintergrund des Klimawandels. *Forstarch* 80:42-54

Jansen M, Döring C, Ahrends B, Bolte A, Czajkowski T, Panferov O, Albert M, Spellmann H, Nagel J, Lemme H, Habermann M, Staupendahl K, Möhring B, Böcher M, Storch S, Krott K, Nuske R, Thiele JC, Nieschulze J, Saborowski J, Beese F (2008) Anpassungsstrategien für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung unter sich wandelnden Klimabedingungen : Entwicklung eines Entscheidungsunterstützungssystems „Wald und Klimawandel“ (DSS-WuK). *Forstarch* 79:131-142

Leckebusch GC, Koffi B, Ulbrich U, Pinto JG, Spangehl T, Zacharias S (2006) Analysis of frequency and intensity of European winter storm events from a multi-model perspective, at synoptic and regional scales. *Clim Res* 31:59-74

Liesebach M, Stephan BR (1995) Growth performance and reaction to biotic and abiotic factors of Douglas fir progenies (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco). *Silvae Genetica* 44(5-6):303-311

O'Neill GA, Hamann A, Wang TL (2008) Accounting for population variation improves estimates of the impact of climate change on species' growth and distribution. *J Appl Ecol* 45:1040-1049

Lüpke B v (2004) Risikominderung durch Mischwälder und naturnaher Waldbau : ein Spannungsfeld. *Forstarch* 75:43-50

Millar CI, Stephenson NL, Stephens SL (2007) Climate change and forests of the future : managing in the face of uncertainty. *Ecol Appl* 17(8):2145-2151

Möller K, Walter C, Engelmann A, Hielscher K (2007) Die Gefährdung der Gemeinen Kiefer durch Insekten. *Eberswalder Forstl Schriftenr* 32:245-257

Petercord R, Veit H, Delb H, Schröter H (2008) Forstinsekten im Klimawandel : alte Bekannte mit neuem Potenzial? *FVA-einblick* 1:36-39

Petit RJ, Hu FS, Dich CW (2008) Forests of the past : a window to future changes. *Science* 320:1450-1452

Proft I, Seiler M, Arenhövel W (2007) Die Zukunft der Fichte in Thüringen vor dem Hintergrund des Klimawandels. *Forst Holz* 62(2):19-25

Rehfeldt GE, Tchekakova NM, Parfenova YI, Wykoff WR, Kuzmina NA, Milyutin LI (2002) Intraspecific responses to climate in *Pinus sylvestris*. *Global Change Biol* 8:912-929

Roloff A, Grundmann BM (2008) Waldbauarten und ihre Verwendung im Klimawandel. *Arch Forstwes Landschaftsökol* 42(3):97-109

Savolainen O, Pyhajarvi T, Knurr T (2007) Gene flow and local adaptation in trees. *Ann Rev Ecol Syst* 38:595-619

Spellmann H, Sutmöller J, Meesenburg H (2007) Risikovorsorge im Zeichen des Klimawandels : vorläufige Empfehlungen der NW-FVA am Beispiel des Fichtenanbaus. *AFZ Wald* 62(23):1246-1249

Wagner S, Fischer H (2007) Klimawandel : wie reagiert der Waldbau? *proWald* 3:4-7

Wuehlisch G v, Krusche D, Muhs HJ (1995) Variation in temperature sum requirement for flushing of beech provenances. *Silvae Genetica* 44:343-346

Zebisch M, Grothmann T, Schröter D, Hasse C, Fritsch U, Cramer W (2005) Klimawandel in Deutschland : Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme. Potsdam, UBA-FB 00,844

Reference emission levels for REDD: Implications of four different approaches applied to past period's forest area development in 84 countries

Bettina Leischner* and Peter Elsasser*

Abstract

The course is set for a REDD scheme to be integrated in a potential future climate agreement. For an accreditation of the corresponding emission reductions, a reference emission level needs to be set. In this paper, we compare four approaches for a REDD reference emission level, namely *Compensated Reduction* (CR), *Compensated Conservation* (CC), *Incentive Accounting* (IA) and *Corridor Approach* (CA). The economic advantageousness of the four baseline approaches is compared in terms of generated credits for 84 Non-Annex-I countries. Referring to 1990 to 2000 as the hypothetical "reference period" and to 2000 to 2005 as the "commitment period" based on FAO data, we show which groups of countries would have benefited most in economic terms by each of the four baseline approaches, and how the groups are characterized by ecological, economic and social indicators.

The approach presented in this paper shows the amount of credits or debits which would have been generated if a REDD scheme had been already established. As a result, in the periods in focus, the group of countries which would have generated most credits under CR is that of those least developed countries (with regard to HDI) which have a high forest cover, whereas CC would have been most advantageous for countries which show a recent increase in their forest area.

The presented approach shows which windfall effects would have had to be considered if a REDD scheme had already been established. Furthermore, the results imply that countries' individual characteristics correspond to the question of which different approaches might be the most favourable in terms of generation of credits. Finally, further potential objectives of a REDD regime other than the mere generation of credits are discussed.

Keywords: REDD, reference emission level, method

Zusammenfassung

Emissions-Referenzen für REDD: Auswirkungen von vier unterschiedlichen Ansätzen angewendet auf die Waldflächen-Entwicklung vergangener Perioden in 84 Ländern

Die Anrechnung von REDD-Maßnahmen in ein zukünftiges Klima-Abkommen wird international diskutiert. Um entsprechende Emissions-Reduktionen quantifizieren zu können, müssen Referenz-Emissionen bestimmt werden. Im vorliegenden Artikel werden vier Methoden zur Erstellung einer solchen Referenz verglichen: *Compensated Reduction* (CR), *Compensated Conservation* (CC), *Incentive Accounting* (IA) und *Corridor Approach* (CA). Die ökonomische Vorteilhaftigkeit dieser Methoden hinsichtlich der Höhe der generierten Gutschriften für 84 Non-Annex-I Länder wird verglichen. Mit Bezug auf eine hypothetische Referenzperiode von 1990 bis 2000 und einer Verpflichtungsperiode von 2000 bis 2005 wird anhand von FAO-Daten aufgezeigt, welche Ländergruppen am meisten von jedem der vier Ansätze profitiert hätten. Diese Ländergruppen werden charakterisiert durch ökologische, ökonomische und soziale Indikatoren.

Der vorliegende Artikel zeigt die Höhe der Gut- bzw. Lastschriften auf, die entstanden wären, wäre ein REDD-System bereits eingeführt. Als Ergebnis lässt sich u.a. ableiten, dass Länder, die am meisten Gutschriften unter CR generiert hätten, gering entwickelte Länder (in Bezug auf HDI) sind, die einen großen Waldflächenanteil aufweisen. Länder, die am meisten Gutschriften durch CC generiert hätten, zeigen dagegen in jüngster Zeit einen Anstieg der Waldfläche.

Der vorgestellte Ansatz zeigt, welche Mitnahme-Effekte hätten berücksichtigt werden müssen, wäre ein REDD-System bereits eingeführt gewesen. Weiterhin zeigen die Ergebnisse, dass Ländergruppen, für die unterschiedliche Ansätze am vorteilhaftesten (in Bezug auf generierte Gutschriften) gewesen wären, Unterschiede in ihren Charakteristika aufweisen. Schließlich werden mögliche weitere Ziele eines REDD-Systems diskutiert, die nicht ausschließlich auf die Generierung von Gutschriften zielen.

Schlüsselwörter: REDD, Emissions-Referenz, Methoden

* Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Federal Research Institute for Rural Areas, Forestry and Fisheries, Institute of Forest Based Sector Economics, Leuschnerstr. 91, 21031 Hamburg, Germany, E-mail: bettina.leischner@vti.bund.de

1 Introduction

Approximately 60 % of carbon stocks in terrestrial ecosystems in vegetation and soil is stored in forest ecosystems (IPCC 2000; Streck et al, 2006). In past periods developing countries showed high losses of forest area (FAO 2005). Deforestation and degradation are responsible for 18 % of anthropogenic emissions worldwide (Stern et al, 2006).

Reducing Emissions from Deforestation and Degradation in developing countries (REDD) could thus have a large impact on emission reduction. REDD is not yet integrated in the present climate agreement, the Kyoto-Protocol. Several methodological aspects are still under discussion. However, the course is set for REDD to be integrated into a future climate framework. REDD was on the agenda at the 13th COP (2007, Bali). As COP 15 (2009, Copenhagen) failed to deliver a binding agreement, it will be discussed again in the proceeding 16th COP (2010, Cancún).

A REDD regime as it is discussed today will make those reductions of emissions accountable which are caused by deforestation and degradation. This needs a reference emission level (i.e., a 'baseline') to be set, against which actual emissions are contrasted.

Various methods for setting the reference emission level are discussed and negotiated internationally. These methods differ in various respects, e.g. manner of accounting, allocation of generated credits and the question of whether additional goals should be integrated (see Parker et al, 2009). At country level, different methods would produce different amounts of credits (and thus, benefits) for each respective country, and hence receive different acceptance (Friends of the Earth International 2008). Potential winners and losers of a REDD regime are discussed in the literature (da Fonseca et al, 2007; Friends of the Earth International 2008; Griscom et al, 2009), based on classifications of the countries. Griscom et al (2009) for example distinguish five classes of countries according to their forest cover and deforestation rate. Their results show that countries with high forest cover and low deforestation rate in the past would be disadvantaged by a reference emission level which refers only to the historical development of their forest cover.

Obviously, the question of whether a country will accept a proposed REDD scheme is dependent on the amount of credits generated by this scheme: under the assumption of economic rationality, a country will accept a potential REDD regime if this regime offers enough gains by generating credits, so that potential net benefits are achievable when protecting forest resources. Other requirements for a method of setting the reference emission level emerge from the parties' submissions to the UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change; see

webpage, submissions by the parties). Summarizing these requirements, the method generally needs to be applicable in any participating country; its implementation should be possible with passable effort, and it should provide a reliable calculation. Furthermore the method would have to reflect different national circumstances in an equitable manner considering all relevant aspects, so that any participating country would face a potential for benefits, and thus commitment. Evidently, a further necessary condition is that the reference emission level is set in a manner which is effective, i.e. which actually reduces deforestation on global level. Otherwise it will fail this basic goal.

In this paper, four approaches for setting the reference emission level are analyzed with regard to their implications for individual countries. Historic data of FAO about forest area change was used. The objective is to outline which benefits would have resulted for the countries in case a REDD regime had been already established. Deducing country preferences in this manner is hypothetical in so far as the "reference period" as well as the "commitment period" have been in the past: the countries actually did not have any opportunity to react to incentives which might have been associated with a REDD rewarding scheme. Thus, any change in forest area or carbon stock observed in the past has obviously been motivated not by REDD credits, but by other reasons. As the approach reflects forest area gains or losses which indeed have occurred without any REDD regime, the results can be interpreted as identifying windfall effects (i.e. effects not generated additionally) which would have to be considered if a REDD scheme had already been established.¹

2 Methods

Several baseline methods are discussed (see Parker et al, 2009). In this paper the focus is given on four approaches for establishing reference emission levels (Table 1).

The database used for all calculations is the Forest Resource Assessment (FRA) by FAO (FAO 2005), which offers country data about forest area and forest area change in the periods 1990 to 2000 and 2000 to 2005 as well as data about the countries' average aboveground carbon stocks in forests in the year 2005. It thus does not account for degradation. FRA data were used because of widespread availability for most of the countries in focus. However, since these data are not collected independently,

¹ This can help to avoid windfall gains. However, "non-additionality" needs not necessarily be interpreted as being unjustified. It can be a result of earlier efforts to improve the sustainability of forest management, or of other actions which support the goal of reducing deforestation.

but rely on information provided by the respective countries, their quality varies between countries. This should be kept in mind when interpreting results. The calculation of the reference emission level in this paper uses the first period (1990 to 2000) as "reference period", on the basis of which the reference emission level is calculated. Actual deforestation in the second period (2000 to 2005), set as the "commitment period", is contrasted against this reference. The resulting amount of credits or debits is interpreted as the country's resulting performance which would have occurred under REDD. It was calculated by converting FRA forest area data into carbon units, i.e. by multiplying forest area by the average aboveground carbon content in a country's forests in the year 2005.²

Table 1:
Characteristics of the investigated approaches for setting a reference emission level

Approach	Author	Key aspect
Compensated Reduction (CR)	Santilli et al. (2005)	Emission reduction relative to past development
Compensated Conservation (CC)	Submission of India (UNFCCC 2007a; UNFCCC 2007b)	Increase in absolute carbon stocks
Corridor Approach (CA)	Submission of Joanneum Research and others (UNFCCC 2006)	Reducing emissions below a corridor. The corridor depends on variation in emissions from deforestation and degradation in the reference period
Incentive Accounting (IA)	Mollicone et al. (2007)	Emission reduction in relation to a global reference

Creditable carbon was calculated for the last year of the "commitment period". This might not reflect actual emission avoidances during the whole "commitment period" but is in coherence with the Kyoto Protocol's accounting requirements. The aim of emission reduction in the Kyoto Protocol is to reach a 5 % reduction in 2012 as compared to the year 1990 (UNFCCC 1998). Likewise, in case there was first an increase in emissions during the "commitment period" which was reduced by the end of the relevant period, only the resulting stock in the end of the commitment period is relevant.

The description of the analyzed approaches uses the following variables:

$FA_{1990}, FA_{2000},$ FA_{2005}	Forest area in 1990, 2000 and 2005, respectively [in ha]
C_{2005}	Carbon content in aboveground biomass in forests in the year 2005 [in tC/ha] (calculated by dividing aboveground carbon in forests in 2005 by forest area in 2005)
cr_{90-00}, cr_{00-05}	Forest area change rate in the periods 1990 to 2000 and 2000 to 2005, respectively [in % p.a.]
ac_{90-00}, ac_{00-05}	Annual change in forest area in the periods 1990 to 2000 and 2000 to 2005, respectively [in ha p.a.]
gcr_{90-00}	Global forest area change rate in the period 1990 to 2000 [in % p.a.] (average of the investigated countries, weighted by the countries' initial forest area in 1990)

Compensated Reduction (CR)

This approach was firstly brought to the international scene by Santilli et al. (2005). It accounts for reducing the deforestation rate below a reference which refers to historical average national deforestation (see Parker et al, 2009). The resulting emission reduction would be creditable at the end of the commitment period.

In the present paper, the resulting credits (or debits) generated by CR are calculated by the difference between actual forest area in 2005 and the forest area which would result in a simple trend continuation of the first period's deforestation. The change in forest area in the period 2000 to 2005 is compared to this linear extrapolation according to the formula:

$$\Delta_{CR} = (FA_{2005} - \frac{FA_{2000} - FA_{1990}}{2} - FA_{2000}) * C_{2005} \quad 1$$

Compensated Conservation (CC)

The approach bases on a submission of India to UNFCCC in 2007 (UNFCCC 2007a; UNFCCC 2007b). An increase of the carbon stock is the key criterion. This increase is accountable subsequent to or at the end of a commitment period. Given a reference level set in an adequate period, this approach could easily integrate early actions which are undertaken prior to a commitment period.

For the scope of this paper, the reference level is set as the average forest area in the period 1990 to 2000. Forest area in the year 2005 is then compared to this reference, calculated by:

$$\Delta_{CC} = (FA_{2005} - \frac{FA_{1990} + FA_{2000}}{2}) * C_{2005} \quad 2$$

² The reference emission level contrasted against actual deforestation in this paper bases on historical trends only, i.e. national circumstances are not considered in a special manner.

Corridor Approach (CA)

The Corridor Approach, developed by Joanneum Research and others (UNFCCC 2006), focuses on long-term emission reductions and generates a corridor using historic deforestation rates in a certain reference period as upper and lower corridor limit. The corridor serves as a buffer in order to sort out non-lasting reductions of deforestation. Creditable emission reductions within the corridor are either bankable until the country reaches the lower corridor limit (variant 1), or the creditable emissions will be reduced with a factor approximating 0 near the upper corridor limit and 1 near the lower limit (variant 2).

Originally, the upper and lower bound of the corridor is set according to past emissions during a reference period. This is not possible here, because FRA data deliver only one single average deforestation rate for the "reference period" 1990 to 2000. Therefore the corridor is set in this calculation at +/- 20 % of the average emissions during the "reference period" (like in Griscom et al, 2009).

$$\Delta_{CA} = (ac_{00-05} - ac_{90-00}) * C_{2005} \quad 3$$

This approach is the only approach which considers average values of a country's forest area change across the reference period, which leads to a reduced amount of creditable carbon in the fixed year at the end of the commitment period in relation to the other approaches.

Incentive Accounting (IA)

The Incentive Accounting approach by the Joint Research Center (JRC) and others compares a country's national deforestation rate to a global reference (Mollicone et al, 2007). These authors propose half of the global deforestation rate as global reference. For countries whose deforestation rate is above this reference a different formula for baseline calculation is applied than for countries below this reference. Countries with high deforestation rates are rewarded for reducing their emissions, while countries with low deforestation rates are rewarded for maintaining their carbon stock (Parker et al, 2009; Skutsch et al, 2007).³

³ In the original approach the global reference represents a conversion rate, which refers e.g. to conversion of intact forest to non-intact forest or other land use. This would also support an integration of degradation (Mollicone et al, 2007). In this study, data about conversion rates was not available. The change rates were calculated as deforestation rates only.

In this study, an average change rate of -0,455 % p.a. of forest areas in the assigned "reference period" was calculated for the countries (deforestation rate weighted by initial forest area in 1990). For calculation of the implication of IA an "allowed forest area" (for the year 2005, $FA_{2005,a}$) is deduced using the formulae below which are different for countries with high and low deforestation. $FA_{2005,a}$ is then compared to the actual forest area in 2005. $FA_{2005,a}$ and the resulting credits or debit for the countries are calculated with the following formulae:

$$\Delta_{IA} = (FA_{2005} - FA_{2005,a}) * C_{2005} \quad 4$$

For countries with **low deforestation** (change rates above half of -0,455 % p.a.):

$$FA_{2005,a} = FA_{2000} * [1 + \frac{gcr_{90-00}}{2}]^5 \quad 5$$

For countries with **high deforestation** (change rates below half of -0,455 % p.a.):

$$FA_{2005,a} = FA_{2000} * [1 + cr_{90-00}]^5 \quad 6$$

Choice of most preferred alternative

The amount of credits (or debits) resulting from each of the approaches described above influences the approach's acceptability for a country. We distinguished two cases in order to predict which of the approaches would be chosen by an economically rational decision maker: In a first calculation variant, we asked, which of the alternatives CR, CC, CA, or IA would be preferable under the condition that REDD was mandatory. Under this condition the decision maker prefers the approach generating the highest amount of credits, if there is at least one approach resulting in credits; otherwise, he prefers the approach generating the lowest amount of debits. In a second calculation variant the possibility of not participating in a REDD regime was allowed for. Here a decision maker refuses participation in REDD if all accounting approaches lead to debits, and otherwise again chooses the approach generating most credits.⁴ In order to avoid redundancies, we

⁴ For simplicity, we assume that the REDD regime will also be chosen in the case of indifference (i.e. if the most preferable alternative produces neither credits nor debits).

omit CA and IA in the second variant, thus restricting the choice set to the alternatives CR, CC, and no participation.

In both calculations the countries were grouped by the approach which they preferred. The groups resulting from variant 2 were in a further step analyzed by ecological, economic and social indicators, using the data available from FRA and additionally, the World Bank (World Bank 2008) and UNDP (UNDP 2009). This step of the analysis is merely exploratory (i.e. it tries to detect relations between variables, rather than to explain them causally).

It is not yet decided at which countries the prospective REDD regime will finally be targeting. According to Parker et al. (2009) the focus is given to developing countries; in other cases, analyzes target at Non-Annex-I countries (Parker et al, 2009), whereas Griscom et al. (2009) calculate implications of different baseline approaches for tropical countries only. As there is no clear definition of the term 'developing countries', the present paper includes all those 84 Non-Annex-I countries for which data are available.

3 Results

Amount of credits and debits generated by the four approaches

Figure 1 shows the sums of creditable carbon resulting from each of the four baseline approaches. The respective sums of creditable carbon differ considerably between individual countries as well as between regions.⁵ The highest effect concerning creditable carbon would have resulted under CC which shows either the highest amount of credits or the highest amount of debits in every region:⁶ In seven out of nine regions negative values (i.e., net debits) would have been generated by CC; positive values (net credits) would only have been generated in East Asia and the Caribbean. Summarising across all regions, CC would have resulted in an overall 'loss', i.e. net debits of -6,072.74 Mt C.⁷

All three other baseline approaches sum up to positive values in the overall balance. The highest overall amount of credits would have been achieved by applying IA (638.75 Mt C), followed by CR (276.57 Mt C). CA has the weakest

effect of all methods; it would have generated credits of only 54.84 Mt C.⁸,⁹

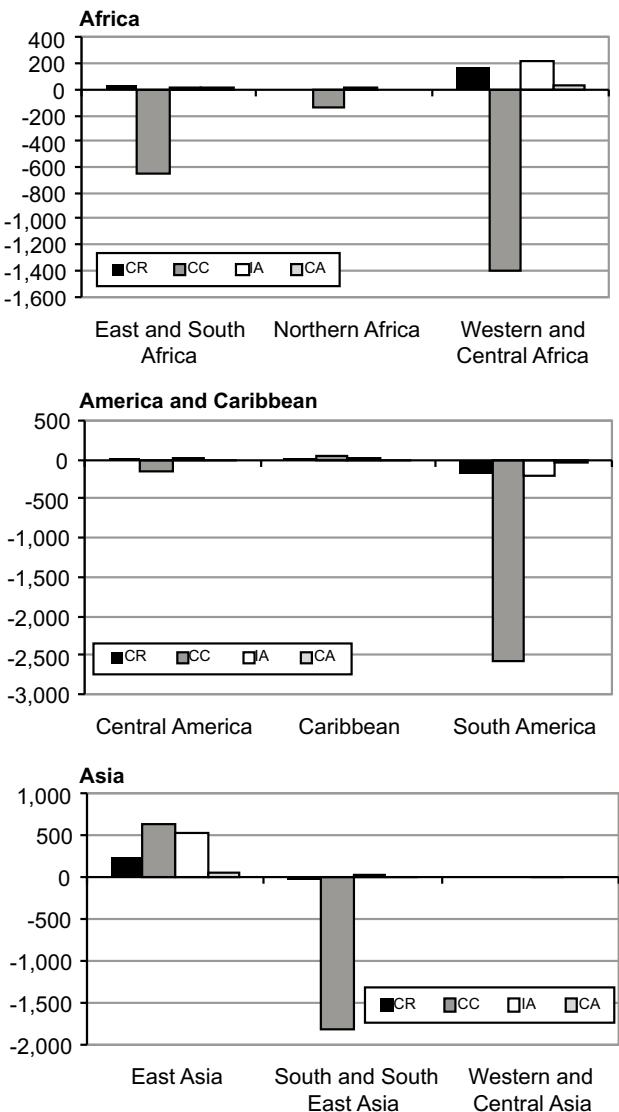


Figure 1:

Regional sums of creditable carbon (Mt C) generated by four baseline approaches (credits (+) and debits (-) generated by individual countries balanced on regional level; different scales on ordinates)¹⁰

⁵ In Western and Central Asia, the amount of debits/credits generated under each of the approaches is so small that it is barely visible in Figure 1.

⁶ These overall values represent regional aggregates, of the amount of creditable carbon which would have resulted for the individual countries.

⁷ Note that these sums of creditable carbon refer to developments before 2005. Any changes in deforestation trends past 2005 are not considered.

⁸ The lower amount of credits generated under CA might be caused by the use of average values for forest area change over the "commitment period". Due to the extrapolation of a historic trend in the other approaches, the highest / lowest value is resulting at the end of the "commitment period". Considering an average value for the whole period, this calculation causes an overestimation.

⁹ In our calculation 27 countries could have accounted their emissions immediately (either credits or debits) while 57 countries did not cross a limit of the corridor set in the second period.

¹⁰ European countries (Albania, Serbia & Montenegro, Republic of Moldova) are not displayed in the figure due to low amount of creditable carbon

Comparing regional results, it turns out that there are regions in which every baseline approach would lead to a positive overall result (country group East Asia), and other regions in which all results are negative irrespective of the approach used (country group South America); but for most of the regions it depends on the baseline approach whether credits or debits are produced (e.g., in the group Western and Central Africa the differences are very substantial).

Figure 1 reveals regionally aggregated results. The results for single countries within these regions may differ, that is, even if the overall balance for a region results in credits, some countries within this region might have produced debits (for example, China would have been the only country in East Asia generating credits under CC, compensating for the debits of all other neighbouring countries). Since any country's participation in a future climate agreement will be decided by the country itself, it will be helpful to put focus on the country level if deducing which of the approaches might be most likely accepted by the countries.

Choice between the four alternative approaches only (Variant 1)

Under mandatory participation in REDD (variant 1), 20 countries would have chosen CR, 19 countries CC, and 17 countries each CA and IA, respectively (Table 2). For 11 countries CA and CR would have delivered the same results, implying that the respective countries would have been indifferent between these two approaches (in any case, the amount of credits in this group would have been very small; it sums up to only -0.205 Mt C).

Regarding involved forest area, countries which would have generated most credits by CA account for about 38 % of the total forest area of the investigated countries. The highest amount of carbon credits would have been achieved by choosing CC. 19 countries would have generated most credits by CC. These countries cover in total about 17 % of the forest area.

Table 2:

Number of countries and their generated credit (+) or debit (-) by their individually preferable baseline approach (the column CR / CA refers to indifference between the approaches CR and CA due to similar amounts of credits / debits)¹

County group		preferable approach						Total
		CR	CC	IA	CA	CR / CA indifference		
Africa	Number of countries	10	7	8	7	9	41	
	Forest area in 2005 (T ha, sum)	94,915	4,976	293,746	53,850	162,991	610,478	
	Creditable carbon (Mt C)	42.23	31.13	260.76	-0.02	-0.20	-	
America	Number of countries	4	2	3	3	1	13	
	Forest area in 2005 (T ha, sum)	66,546	18,834	65,361	510,824	3,938	665,503	
	Creditable carbon (Mt C)	21.92	103.51	49.00	-34.05	0.00	-	
Asia	Number of countries	6	9	4	7	1	27	
	Forest area in 2005 (T ha, sum)	73,979	285,903	26,154	124,821	867	511,724	
	Creditable carbon (Mt C)	89.19	948.92	2.85	-15.86	-0.00	-	
Europe	Number of countries	0	1	2	0	0	3	
	Forest area in 2005 (T ha, sum)	0	2,694	1,123	0	0	3,817	
	Creditable carbon (Mt C)	0	4.04	2.04	0	0	-	
Total	Number of countries	20	19	17	17	11	84	
	forest area in 2005 (T ha, sum)	235,440	312,407	386,384	689,495	167,796	1,791,522	
	creditable carbon (Mt C)	153.34	1,087.61	314.65	-49.93	-0.20	-	

¹ The three European countries are Albania, Serbia & Montenegro and Republic of Moldova

The preferences over the approaches are spread amongst the countries or regions. In Europe, CC and IA offer best results for all three European Non-Annex-I countries, but in the other continents every approach would have been preferred by at least one country. In the investigated African countries CR would have received broadest support, while CC would have been favoured in Asian countries. Across all continents, IA would have received the broadest support in Africa.

Including the option of not participating in REDD (Variant 2)

Table 2 has demonstrated that there is no clear favourite approach for all countries or across all continents if the participation in REDD is mandatory. In a next step, it has to be examined whether this result changes if countries were allowed not to apply the REDD scheme in case all of the alternative baseline approaches produce debits (variant 2). To simplify matters, the recalculation has been restricted to the three choices CR, CC, and no participation in REDD. The analysis focuses on the approaches CR and CC because these are the approaches with the most opposite method for calculation. Results show that again no unequivocal favourite emerges: only half of the 84 countries would prefer CR under these conditions, the other half is

spread almost evenly between a preference for CC and the 'no participation'-option (Table 3, top).

Relations between preferred baseline option and country characteristics

In a next step, criteria which might indicate support or refusal of an approach by a given country need to be identified. For this purpose, different indicators concerning economic, ecological and social characteristics were analyzed in order to group the countries with same preference in classes.¹¹

Indicators related to forest area

A relevant difference between the three options becomes visible in the forest area change rate. This is not surprising, as the continuation of past trends indicates the preferable approach. But the differences in forest area change were clearly distinct only in the "commitment period", which is responsible for the generation of credits. The average forest area change rate was negative for both of the country groups CR and "no participation" but the first is much smaller (i.e. less negative). It can be concluded, that countries with historically high deforestation would not have considered a participation as beneficial, while for countries with less (but still existing) deforestation a participation in REDD could have been beneficial (Table 3).

Table 3:

Indicators for country groupings by preference of approach for calculating the reference emission level in variant 2 (i.e. choice between CR, CC and no participation); grouped by preferences; displayed are unweighted means

	Preference CR	Preference CC	both negative, no participation	Total
number of countries	42	23	19	84
Forest area (T ha; sum)	839,960	327,915	623,647	1,791,522
Forest area change rate 1990 to 2000 (% p.a.) "reference period"	-0.91	1.15	-1.16	-0.40
Forest area change rate 2000 to 2005 (% p.a.) "commitment period"	-0.80	1.05	-1.57	-0.47
Forest cover 2005 (% of total surface)	35.4 %	18.9 %	24.2 %	28.4 %
Forest area per capita 2005 (ha / person)	1.4	0.4	1.9	1.2
HDI 2005	0.577	0.696	0.649	0.627
Agriculture value added 2005 (% of GDP)	24.0	17.4	20.2	21.3
CR creditable carbon (sum; Mt C)	307.09	219.09	-249.62	276.57
CC creditable carbon (sum; Mt C)	-4,249.97	1,111.17	-2,933.94	-6,072.74

¹¹ The differences between the groups' average values of the indicators were tested in an analysis of variance. As the 84 Non-Annex-I countries in this calculation do not represent a probability sample, no significances are displayed. Instead, differences with a relevant effect size are mentioned and discussed.

Likewise there were clear differences in average forest cover (as a percentage of a country's total surface) between the countries preferring CC and CR. According to Table 3, the CR group's average forest cover is almost twice as large as that of the CC group. Regarding forest area per capita, the average values of the country groups show relevant differences, mainly due to clear differences between the CR and CC group. The group preferring CC is characterized by the lowest average forest area per capita.

Relative size of agricultural sector

The contribution of agriculture sector to Gross Domestic Product (GDP) to a country gives information about the country's dependence on its agriculture sector¹². Countries which would have generated most credits by CR are characterised by a high contribution of their agricultural sector to GDP. As the average forest area change rate of the CR group is negative in both periods, the countries have a net deforestation. Thus they would have generated credits mainly because of the reduction of their deforestation rate (note that in this case still negative change rates can result). These countries with strong dependency on the agriculture sector could profit from participation in REDD. Also with negative forest area change rates credits could have been generated if choosing the adequate approach.

Human Development Index

Deforestation is considered as being correlated to human development constraints, so the Human Development Index (HDI) could be used to account for deforestation, albeit in an ambiguous way (Jha et al, 2006). In the present study it was also found that a relevant difference between the country groups exists with regard to their average Human Development Index (HDI)¹³. The lowest HDI results for the countries which would have generated most credits by CR (average of 0.577). The highest average HDI resulted for the group which would have preferred CC. The clearest differences between average HDIs resulted from the difference between the CC and the CR group. Comparing average HDIs it could be deduced, that the less developed countries are not necessarily the losers of a REDD regime

(Table 3). Thus other indicators seem to have more importance for concluding whether it is advantageous to participate or not, but HDI could be interpreted as indicating which approach would have generated most credits.

Implications of the changes in deforestation rates between "reference period" and "commitment period" on the grouping

If the reference level is constructed simply by extrapolating historic development, the countries could behave strategically during the reference period to get a better starting position, thus benefiting from a facilitated generation of credits during the commitment period. This would lead to perverse incentives if focussing exclusively on the performance during the reference period. High deforestation rates in the reference period would then enhance the generation of credits more easily during the commitment period.

To identify magnitudes of perverse incentives which would have resulted in past periods, the simple historic forest area development of the countries was analyzed in order to compare CC and CR (as the major opposite approaches for accounting). In CR, the more a country's forest area declines in the reference period, the easier for the country to achieve credits during the commitment period. Countries with reduced, but still existing net deforestation would have profited (e.g. Madagascar, Figure 2), while countries with a reduced, but still existing increase in forest area during the second period would generate a debit and thus would not benefit of such a way of accounting (e.g. Algeria, Figure 2). In CC the inverse effect would be given: increases reached during the commitment period could buffer reductions in the reference period, still resulting in an overall gain (or vice versa). In this context, CC accounts for long term reductions or increases in emissions (remember that in our calculation the reference emission level is fixed already in the middle of the reference period). Higher absolute losses during the reference period require higher efforts during the commitment period just to result to zero.

As analyzed above, the incentives a REDD scheme may offer to a country by its reference emission level approach differ according to a country's forest area change. But credits are not generated only because of change rates during the commitment period. As an example, in CR less negative changes during the commitment period than during the reference period could generate gains. Regarding forest area change, a relevant difference was found in the second period between the three country groups preferring CR, CC, and no participation, but there were no relevant differences regarding the performance of the for-

¹² The indicator agriculture, value added includes cultivation of crops and live-stock production as well as forestry, hunting and fishing.

¹³ The Human Development Index (HDI) is a combined indicator composed by a country's GDP per capita measured in purchasing power parity (PPP), life expectancy at birth, and literacy rates (adult literacy and combined primary, secondary and tertiary gross enrolment ratio). It assumes values between 0 and 1 and has no unit (UNDP 2009).

est area change rate.¹⁴ As the average forest area change rate of the countries preferring CR is negative, most of the countries would profit in this approach by a reduction of deforestation rates compared to the reference period. Once forest area change rates are positive, this incentive could change, as still an increasing forest area is necessary for constant benefit in CR. The change rates in the "commitment period" are lower than in the "reference period" in both country groups which would prefer either CC or "no participation", but for the latter group the change rates are negative in both periods, while for the CC group they are positive in both periods (Table 3). The countries which would prefer CR show on average negative change rates in both periods, but a reduced rate in the "commitment period".

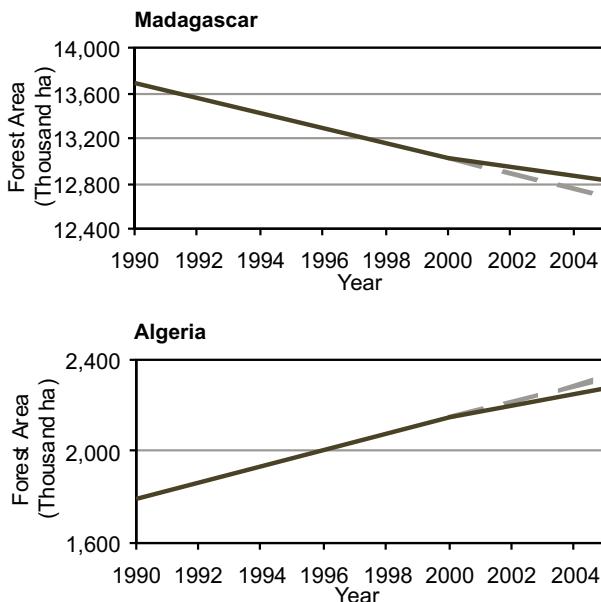


Figure 2:

Development of forest area in past periods in Madagascar (above) and Algeria (below). The continuous line represents actual forest area, the dashed line represents strict continuation of past development (the situation displayed represents the approach CR). In Madagascar credits would result in spite of continuous deforestation; in Algeria debits would result in spite of continuous increase of forest area (data source: FAO (FAO 2005))

Summing up, Table 3 shows that countries which would prefer CR are, on average, less developed countries and show higher forest cover. Countries which would prefer CC are comparatively higher developed (as measured by HDI) and have a lower forest cover. This country group has

on average shown an increase in forest area during the "commitment period" (about 1 % p.a. on average). The countries which would not have benefited in a participation in a CC or CR REDD scheme still have a high forest area per capita, and had an average forest area change rate of -1.57 % p.a. during the "commitment period".

A country's forest cover would not have been relevant for the decision whether to participate in REDD or not, but it would have been relevant for the choice between CR and CC. As a general tendency, countries with lower forest cover would have favoured CC. Countries with a negative change rate in forest area would not necessarily decide against participating in REDD, but countries which would have favoured CC have higher change rates (which were zero or positive in every investigated country preferring CC). Countries which would not have generated credits in a CC or CR REDD scheme have a high forest area per capita and high deforestation rates. Regarding the group's average HDI, they are not necessarily amongst the least developed countries.

Preferences for any of the analyzed alternatives may change over time, according to the development of a country's deforestation rate. For example, a reduced but still negative change rate in the commitment period could lead to a preference for CR. Constant reduction of deforestation could lead to a shift and an increase in forest area. It could be likely, that once a constant increase of forest area is achieved, the preference would shift in favour of CC. This assumption is in coherence with the positive change rates in forest area of the countries which would prefer CC (see Table 3).

4 Discussion

In this paper, implications of different approaches for setting a reference emission level were calculated by using data of historic periods. The period 1990 to 2000 was set as the hypothetical "reference period". This "reference period" was used for the calculation of the reference emission level, which thus bases on historical development only. The following "commitment period", set from 2000–2005, gives information about actual country performance, which is contrasted against the reference. Thus the amount of credits or debits could be calculated which would have resulted if a REDD regime had already been established. Under the continuation of the given conditions, the differences in creditable carbon for the countries would result in different preferences towards each of the four baseline approaches which are analyzed here (Compensated Reduction (CR), Compensated Conservation (CC), Incentive Accounting (IA) and the Corridor Approach (CA)). Applied to 84 Non-Annex-I countries, credits would have been generated which would amount to 276.57 Mt C

¹⁴ The differences were tested in an analysis with repeated measures. The groups were defined by their respective preference for setting the reference emission level, with forest area change rates in the "reference period" and "commitment period" as repeated measures. This analysis of repeated measures showed no relevant differences in forest area change rates.

under CR, 638.75 Mt C under IA, and 54.84 Mt C under CA. CC is the only approach resulting in an overall debit; this debit amounts to -6,072.74 Mt C.

These values are "hypothetical" in so far as the "reference period" as well as the "commitment period" have been in the past; no REDD regime has been established yet, and hence the countries have not had any incentive to adapt their deforestation behaviour in the "commitment period". In case a REDD regime will be established in the future, the countries might perform differently, as compared to what was observable in past. Some implications have to be discussed.

Windfall effects

The present analysis implies that the development of a country's forest area might have generated credits without any additional efforts directly motivated by REDD. Likewise, it is probable that during a REDD regime forest area change rates will be changing due to various reasons. If a positive forest area change rate continues in future periods during an established REDD regime, the additionality of such reductions might be challenged, and the resulting credits might be interpreted as some kind of "windfall gain". On the one hand, there is a severe menace of rewarding reductions which result from business as usual without any additional reduction efforts. Even if the deforestation rate is slowing down, this could be caused simply by diminishing forest resources (e.g. due to high deforestation rates in the past); also in this case a rewarding would generate windfall gains. A possible countermeasure could be the integration of an "anticipated deforestation rate" in the reference emission level (Karsenty 2008). National circumstances could then be considered in a more prominent manner. However, it is likely that windfall effects will to some extend continue in an established REDD regime.

On the other hand, some caution is advisable when identifying ostensible windfall effects, since a country might just have anticipated a future REDD regime ("early action"), or it may have introduced general measures against deforestation even without any reference to a possible future REDD regime. After all, it is even questionable whether "windfall gains" are really so much of a problem. They could cause at least incentives to maintain the status quo of forest conservation.

Preference of baseline approaches

As mentioned above, a reference emission level needs to meet certain requirements like applicability in any participating country, or the consideration of national circumstances in an equitable manner. It may be very difficult to determine a reference emission level that is able

to cope with as many of those aspects as possible, and which is accepted by as many parties as possible. Using a consistent method for determining the reference emission level would treat any participating country equally. But for countries with a stronger bargaining position the arguments and commitments may be set and treated with more emphasis (see Noordwijk et al, 2008, for the case of Indonesia). The approaches discussed offer prospects and incentives for the countries to reduce emissions from deforestation and degradation. For countries generating mainly debits, further incentives could be necessary in case their participation is desired during the first commitment period in REDD (e.g. a banking system could enhance a broader participation for REDD). For future commitment periods, the aspects accountable for REDD need to be defined more clearly. As outlined above, preferences may change over time as some facets get more importance.

Incentives to participate in a future REDD scheme could be increased by an option to change the accounting approach in later commitment periods (this would refer to an idea of a moving baseline, which is set periodically for every commitment period). As an example, according to Table 3 many countries with a negative forest area change rate might want to choose CR during the first commitment periods, but change the accounting method once their forest area change rate has reached a certain level. If a change option was permitted, a REDD scheme could be attractive for more countries already from the beginning. On the other hand, the option of changing the calculation approach introduces a further possibility for behaving strategically. Thus it could enhance the generation of "hot air".

Specific objective of REDD

As REDD is a highly discussed political matter, the specific objective of REDD has more than one facet. In this paper, the advantageousness of any approach was implicitly defined just by the number of credits it generates. However, in the political sphere there are additional goals connected to REDD: Beyond focussing on carbon emissions or carbon stocks, issues like the protection of biodiversity in forests or the support of development goals play a significant role.

Even if the reduction of emissions was the only objective, it might be necessary to take the development of the carbon content in the forests more specifically into account. This would include an assessment of degradation as well as a provision for the problem of carbon stocked in plantations, since a possible change of natural forests into plantations could show adverse effects if plantations have lower carbon stock and / or lower carbon sequestration than natural forests they displace. In this case, the coexis-

tence of measures of accounting carbon sinks would need a closer look, in order to avoid a double accounting of afforestation / reforestation in CDM and in REDD. Moreover, if saving natural forests from deforestation and biodiversity aspects are important ancillary intentions of REDD, an accounting only on the basis of carbon stocks and stock changes might be problematic, since this would not differentiate between carbon stored in (existing) plantations and carbon stored in natural forests. Thus extra incentives might be necessary for protecting natural forests.

A focus on development assistance goals by implementing a REDD regime requires fostering the aspect of technology transfer and capacity building. On the one hand, transfers of knowledge and money associated with a REDD regime might directly support the establishment of sustainable forest management systems. On the other hand, money transfers for forest preservation may put forest resources into value, and thus strengthen the incentives for afforestation and forest preservation.

Data sources

Carbon accounting in the scope of UNFCCC is based on data reported in the National Communications. Only a few countries of those with high deforestation rates have communications for repeated periods, so data availability is low (see UNFCCC website¹⁵; cf. Karousakis et al (2007)). The quality of reported data could represent a weak point for a REDD regime anyway if countries can later renegotiate their commitments for the next period, in case they are in menace to fail their commitments (like mentioned by Hansjürgens (2009) as a general weakness of the existing climate agreement). So debits could be banked tacitly.¹⁶

Moreover, a major challenge for REDD will be the integration of degradation as the second "D" within "REDD". Including degradation may pose a different situation for the countries (see Noordwijk et al, 2008) and thus may cause a shift in the amount of credits which would have been generated by any approach. This is not the main topic of this paper, but as the data about forest area and forest area change used in this paper refer to deforestation only, an inclusion of degradation might lead to different results concerning the preferable method for the reference emission level.

¹⁵ UNFCCC web page; National communications : http://unfccc.int/national_reports/non-annex_i_natcom/items/2979.php

¹⁶ Furthermore, the reliability of FAO data, which are used in the present paper is questioned (e.g. see Matthews 2001). In addition to that, FAO data about forest area includes plantations (according to country specific definitions). Newly established plantations or an increase of forest area are not discussed as being in the focus of REDD. Applying the approaches for reference emission levels to more reliable data (if available) could change the amount of generated credits and thus the grouping.

5 Conclusion

The approach presented in this paper shows the magnitude of credits or debits which would have been generated if a REDD scheme was already established. It can also be interpreted as showing potential windfall effects (which may be the result of early actions in a different interpretation) which could have resulted without additionality to what would have happened anyway, as every past change in forest area cannot have been motivated by REDD because the scheme has not yet been existing. If additionality is considered as a crucial element in REDD, reference emission levels would have to be set in a manner that such windfall gains are avoided. On the other hand, the necessity of avoiding windfall gains may be questioned. In case windfall gains do not need to be subtracted, the less direct connection to the recent country trends in forest area change rates could provide an option to valuate forest resources in Non-Annex-I countries. In this manner of accounting, a possibility would be given to reward early actions. Furthermore this accounting approach could offer an option to combine the REDD objectives of reducing emissions from deforestation and degradation with development goals by supporting Non-Annex-I countries. Incentives could be given in this way by benefit transfer as well as by capacity building for a valuation of the forest resources and keeping this value.

Acknowledgements

We thank Matthias Dieter, Joachim Krug and Reinhard Wolf for valuable comments on the manuscript.

References

- da Fonseca GAB, Rodriguez CM, Midgley G, Busch J, Hannah L, Mittermeier RA (2007) No forest left behind. *Plos Biology* 5(8):1645-1646
- FAO (2005) Forest resource assessment 2005 [online]. To be found at <<http://www.fao.org/forestry/fra/fra2005/en/>> [quoted, 13.07.2010]
- Friends of the Earth International (2008) REDD myths ; a critical review of proposed mechanisms to reduce emissions from deforestation and degradation in developing countries. Amsterdam : Friends of the Earth International
- Griscom B, Shoch D, Stanley B, Cortez R, Virgilio N (2009) Sensitivity of amounts and distribution of tropical forest carbon credits depending on baseline rules. *Environmental Science & Policy* 12(7):897-911
- Hansjürgens B (2009) Internationale Klimapolitik nach Kyoto : Bausteine und Architekturen. Z Umweltpol Umweltrecht 32(2):123-152
- IPCC (2000) Land Use, Land-Use Change, and Forestry; A Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change; Summary for Policymakers. ISBN 92-9169-114-3
- Jha S, Bawa KS (2006) Population growth, human development, and deforestation in biodiversity hotspots. *Conserv Biol* 20(3):906-912
- Karousakis K, Corfee-Morlot J (2007) Financing mechanisms to reduce emissions from deforestation : issues in design and implementation [online]. To be found at <http://unfccc.int/files/methods_science/redd/application/pdf/financing_mechanisms_to_reduce_emissions_from_deforestation.pdf> [quoted, 31.05.2010]

Karsenty A (2008) Is "avoided deforestation" scheme workable as an international PES? [online]. To be found at <<http://www.unep.ch/etb/events/pdf/Karsenty%20presentation%20SEV%20Avoided%20deforestation.pdf>> [quoted, 31.05.2010]

Matthews E (2001) Understanding the FRA 2000 [online]. To be found at <<http://www.forestry.utoronto.ca/courses/for201/Resources/Understanding%20the%20forest%20resource%20assessment%202000.pdf>> [quoted, 13.07.2010]

Mollicone D, Achard F, Federici S, Eva HD, Grassi G, Belward A, Raes F, Seufert G, Stibig HJ, Matteucci G, Schulze ED (2007) An incentive mechanism for reducing emissions from conversion of intact and non-intact forests. *Clim Change* 83(4):477-493

Noordwijk M, Purnomo H, Peskett L, Setiono B (2008) Reducing emissions from deforestation and forest degradation (REDD) in Indonesia : options and challenges for fair and efficient payment distribution mechanisms. ICRAF Working Paper / World Agroforestry Centre (81)

Parker C, Mitchell A, Trivedi M, Mardas N (2009) The little REDD+ book : an updated guide to governmental and non-governmental proposals for reducing emissions from deforestation and degradation. Oxford : Global Canopy Programme

Santilli M, Moutinho P, Schwartzman S, Nepstad D, Curran L, Nobre C (2005) Tropical deforestation and the Kyoto Protocol. *Clim Change* 71(3):267-276

Skutsch M, Bird N, Trines E, Dutschke M, Frumhoff P, de Jong BHJ, van Laake P, Masera O, Murdiyarno D (2007) Clearing the way for reducing emissions from tropical deforestation. *Environmental Science & Policy* 10(4):322-334

Stern N, Peters S, Bakhshi V, Bowen A, Cameron C, Catovsky S, Crane D, Cruickshank S, Dietz S, Edmondson N, Garbett S, Hamid L, Hofmann GID, Jones B, Patmore N, Radcliffe H, Sathiyarajah R, Stock M, Taylor C, Vernon T, Wanjiru H, Zenghelis D (2006) The economics of climate change. Norwich : TSO, 579 p

Streck C, Scholz S (2006) The role of the forests in global climate change: whence we come and where we go. *Int Affairs* 82(5):861-879

UNDP (2009) Human Development Index (HDI) [online]. To be found at <<http://hdr.undp.org/en/statistics/>> [quoted, 10.05.2010]

UNFCCC Reducing emissions from deforestation in developing countries [online]. To be found at <http://unfccc.int/methods_and_science/lulucf/items/4123.php> [quoted, 10.05.2010]

UNFCCC (1998) Kyoto Protocol [online]. To be found at <http://unfccc.int/kyoto_protocol/items/2830.php> [quoted, 10.05.2010]

UNFCCC (2006) Reducing emissions from deforestation in developing countries : potential policy approaches and positive incentives ; submission to the UNFCCC/SBSTA, UNFCCC/SBSTA/2006/L.25 ; joint submission by Joanneum Research, Union of Concerned Scientists, Woods Hole Research Center, Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazonia [online]. To be found at <<http://unfccc.int/resource/docs/2007/smsn/ngo/007.pdf>> [quoted, 05.07.2010]

UNFCCC (2007a) Views on the range of topics and other relevant information relating to reducing emissions from deforestation in developing countries [online]. To be found at <<http://unfccc.int/resource/docs/2007/sbsta/eng/misc02.pdf>> [quoted, 10.05.2010]

UNFCCC (2007b) Views on issues related to further steps under the convention related to reducing emissions from deforestation in developing countries : approaches to stimulate action, Addendum [online]. To be found at <<http://unfccc.int/resource/docs/2007/sbsta/eng/misc14a02.pdf>> [quoted, 10.05.2010]

World Bank (2008) World Development Indicator.

Effect of C/N ratio on the composting of vineyard pruning residues

Yin Quan Wang* and Frank Schuchardt**

Summary

We investigated the composting process of fresh, chopped vineyard pruning residues (DM 35 %) at various initial C:N ratios of 60:1 (original), 52:1, 40:1, and 29:1 for 133 days in 250 litre rotting boxes with self-aeration. Urea (46 % N) was added as nitrogen supplement to attain a desirable C:N ratio. The composts were turned after 14, 23, 30, 38, 52, 65, 79, 93, 111, 122, and 133 days.

The degradation of organic matter was between 19 % (at the initial C:N ratio of 60:1) and 39 % (at the initial C:N ratio of 29:1) within 133 days, and the resulting C:N ratios were between 46:1 and 18:1. The compost maturity was evaluated by a self-heating test, C:N ratio, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ ratio, NH_4^+ -N content, E665, and germination index.

A supplementation of about 1.5 litres water per kg fresh material was necessary to stabilize the biological activity of the composting process during the first 40 to 60 days. Nitrogen supplementation with urea, or another nitrogen source, can accelerate the rotting process, but the higher the urea supplementation, the higher the losses of nitrogen by ammonia evaporation. The optimum urea nitrogen supplementation was in the range of 2 g kg^{-1} dry matter.

The parameters of C:N ratio, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ ratio and E665 were no clear criteria for compost maturity, because they depend on the type of material. The simple germination test could be used to determine the compost maturity in the composting of vineyard pruning residues. Based on the results, a rotting period of at least 80 days was proposed for chopped vineyard pruning residues.

Keywords: vineyard pruning residues, compost, C:N ratio, maturity

Zusammenfassung

Einfluss des C/N Verhältnisses auf die Kompostierung von Rebschnitt

Der Kompostierungsverlauf von frischem, gehäckseltem Rebschnitt (TM 35 %) mit unterschiedlichen C:N-Verhältnissen von 60:1 (Original), 52:1, 40:1 wurde während 133 Tagen in 250 Liter Rottebehältern mit Eigenbelüftung untersucht. Zur Stickstoffergänzung wurde Harnstoff (N-Gehalt 46 %) zugegeben. Nach 14, 23, 30, 38, 52, 65, 79, 93, 111, 122 und 133 Tagen wurde der Kompost umgesetzt.

Der Abbau der organischen Substanz lag zwischen 19 % (C/N-Verhältnis zu Beginn 60:1) und 39 % (C:N-Verhältnis zu Beginn 29:1) und das C/N-Verhältnis zum Ende zwischen 46:1 bzw. 18:1. Der Reifegrad wurde bewertet anhand eines Selbsterhitzungstests, dem C/N-Verhältnis, dem $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ -N-Verhältnis, dem E665-Wert und dem Keimindex.

Zur Aufrechterhaltung der biologischen Aktivität während der ersten 40 bis 60 Tage ist eine Zugabe von etwa 1,5 Liter Wasser je kg Rebschnitt notwendig. Eine Stickstoffzugabe, mit Harnstoff oder anderen Stickstoffquellen, kann den Rotteprozess beschleunigen, führt aber zu höheren Stickstoffverlusten durch abgasendes Ammoniak. Die optimale Stickstoffzugabe liegt bei 2 g kg^{-1} Rebschnitt.

Die Parameter C:N-Verhältnis, $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ -Verhältnis und E665-Wert geben keine klare Aussage über die Kompostreife, da sie vom Rottematerial abhängen. Ein einfacher Keimtest ist ausreichend zur Bestimmung des Rottegrades von kompostiertem Rebschnitt. Auf der Grundlage dieses Ergebnisses wird für Rebschnitt eine Rottezeit von 80 Tagen vorgeschlagen.

Schlüsselworte: Rebschnitt, Kompost, C:N-Verhältnis, Reifegrad

* Gansu College of Traditional Chinese Medicine, No. 35 Dingxi Dong Lu, Lanzhou 730000, China, E-mail: kjkfp@163.com

** Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Federal Research Institute for Rural Areas, Forestry and Fisheries, Institute of Agricultural Technology and Biosystems Engineering, Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig, Germany; E-mail: frank.schuchardt@vti.bund.de

1 Introduction

In order to select fruiting wood, maintain vine shape and form, and regulate the number of buds retained per vine for current and sustainable yield and quality of grapes, an annual dormant pruning practice is necessary. The amount of vineyard pruning residues was estimated in a range of 1 to 7.5 t ha⁻¹ a⁻¹, at an average of 2 to 4 t (Fischer, 1982; Fischer, 1984; Sanchez et al., 2002). With an amount of 1.1 t ODM (organic dry matter), 8 kg N, 1.2 kg P, 5.6 kg K ha⁻¹ a⁻¹ and high levels of microelements required by crops. To date, there appears to be a relatively small number of utilisation options available for pruning residues. The principal options known were: fuel, industrial raw material (paper pulp, fibre boards), mushroom substrate (Chalaux et al., 1995) and direct turn-over into the vineyard as mulch after shredding or after composting. Mulching of the pruning residues between the rows in the vineyard is the common procedure in Europe and America, but it is no alternative in arid oasis agro-systems with irrigation farming. Under arid climate conditions the microbial activity in vineyard soil is very low and the pruning residues mulched are unlikely to be degraded. The conventional fertilizer regime in vineyards in China is to distribute organic fertilizer into a furrow at a depth of about 50 cm near the grapevine trunk, where available soil moisture and fertilizers can be used by the root system. The same procedure is not suitable for fresh pruning residues because of the lack of oxygen in the soil, the high lignin content of 49 % (Sanchez et al., 2002), the high C:N ratio of 60 to 89 (Wang et al., 2005; Sanchez et al., 2002) and the phytotoxicity of fatty acids during the early stages of decomposition processes. More than 60 % of the wine grape-growing areas in China are located in the arid and semi-arid areas (Wang, 2005). The vineyards in these areas are inherently characterized by low soil organic matter content with less than 10 g kg⁻¹. The arid climate and the intensive, humus-consuming wine grape growing require each kind of organic fertilizer, which is available and acceptable under the view point of the price and the content of heavy metal and hazardous organic components. The high initial C:N ratio will cause a slower beginning of the process and the required composting time to be longer than usual (Tuomela et al., 2000), which requires the supplement of a nitrogen source, such as manure, sewage sludge, urea or other waste materials rich in nitrogen, to produce compost under economical conditions. However, the effect of carbon to nitrogen ratio on composting of vineyard pruning residues has not been well understood, even though some farmers use the chopped material in mixtures with pomace, green waste or agricultural waste. Therefore, the present study aimed to assess the effects of C to N ratio on composting of vineyard pruning residues

in 250 litre rotting boxes, as described in this paper, and was amended by trials in heaps under practical conditions.

2 Material and methods

2.1 Composting in rotting boxes

Vineyard pruning residues from a 2,000 ha vineyard (Huang Yanghe Farm; near Wuwei in Gansu province in the northwest of China; desert climate with precipitation of <200 mm a⁻¹) were cut at the end of October. The pruning residues were chopped mechanically with a commercial agricultural machine; the resulting average size was 7.5 mm.

Heat insulated wooden rotting boxes (50 × 50 × 100 cm; 50 mm insulation) were constructed. A plastic sheet with 10 holes (Diameter: 5 mm, spacing 10 to 12 cm) covered the material on the top of box, and then allowed simultaneous gas exchange or water evaporation reduction. The boxes were placed indoors at an average ambient temperature of approximately 19 °C. Fresh air aerated through the bottom of box, supported by the chimney effect of the warm rotting material. For each rotting box, 70 kg of the fresh vineyard pruning was adjusted with the required amount of nitrogen in the form of urea (N 46 % fertilizer grade), mixed thoroughly and wetted repeatedly to obtain a moisture content of 61 % (w/w). Table 1 shows the supplement of urea and water and the resulting C:N ratios of the mixtures.

Table 1:
Mixtures of vineyard pruning residues and nitrogen and water

Trial	N supplement		Water supplement		Initial C/N
	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹ DM	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹ DM	
CN 60	0	0	0.64	1.05	60
CN 52	0.63	1.03	0.64	1.05	52
CN 40	2.21	3.62	0.64	1.05	40
CN 29	4.60	7.52	0.64	1.05	29

2.2 Sampling and Analytical Procedures

The rotting material was turned to facilitate the aeration, watering, sampling and measurement of mass, volume, and bulk density after 0, 14, 23, 30, 38, 52, 65, 79, 93, 111, 122, and 133 days of composting. Samples (about 100 g each) were taken before watering at each turning of the compost.

2.3 Physical measurements

The temperature during composting was measured daily at a central point in the box.

Wet bulk density (BD) = M_{wet}/V_{wet} (M_{wet} = mass of non-dried material in kg, V_{wet} = volume of the material in m^3).

Mass balance: Mass (%) = $M_t/(M_0 \times 100)$ (M_t and M_0 are mass of dry matter and N_{kj} at day t and day 0 of composting, respectively).

2.4 Chemical Analysis

All chemical analysis were made in triplicate and all analysis figures were given on a dry matter basis. Dry matter (DM) content: drying at 105 °C for 12 h (Paredes et al., 2000). Organic matter (OM): loss on ignition at 550 °C for 6 h (Provenzano et al., 2001). Carbon content: calculated on the basis of a C content of polysaccharides of 44.4 % of OM (Haug, 1993). Total N: Kjeldahl method (Benito et al., 2003). NH_4^+ -N: steam distillation with magnesium oxide and collected in boric acid (Chung and Wang, 2000). NO_3^- -N: analyzed by salicylic-sulphuric acid digestion (Jimenez and Ladha, 1993). The pH and the absorbance at 665 nm (E665) in the filtrates above were measured directly by an Orin 920 ISE pH meter, and an UV/Vis Spectrophotometer, respectively. Elements (P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, Na, Ba and B, Mo) were analyzed with Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry (ICP-AES) (Sah and Miller, 1992; Meyer and Keliher, 1992).

2.5 Phytotoxicity and maturity

Seed germination and radicle length tests were performed in germination boxes (11.5 x 11.5 x 4.5 cm, ZAU, China) with selected Chinese cabbage seeds (*Brassica rapa*).

The germination index (GI) for evaluating phytotoxicity was calculated according to the formula of Huang et al. (2001):

$$GI (\%) = G_t \times L_t \times 100 / (G_c \times L_c)$$

G_t = seeds germinated in treatment

G_c = seeds germinated in control

L_t = length of radicle in treatment

L_c = length of radicle in control

Self-heating test: in Dewar vessels (FCQAO, 1994).

3 Results and discussion

3.1 Temperature

The results of the effects of C:N ratio on the composting temperature are shown in Figure 1. After two days of composting, all four treatments reached 50 °C and entered

the thermophilic range (>50 °C), indicating the quick establishment of microbial activities associated with respiratory metabolism in the composting boxes. In general, the temperature profile shows that the lower the C:N ratio, the higher the maximum temperature attained and the longer the duration of the thermophilic phase. There were significant differences in the maximum temperature and the length of thermophilic range among the four treatments. The maximum temperature values reached 76 °C (C:N 29), 70 °C (C:N 40), 68 °C (C:N 52) and 65 °C (C:N 60), which appeared after three to four days of composting. The length of the thermophilic phase was 20 days (C:N 29 and 40) and 6 days (C:N 52 and 60), respectively. The periodical short-term drop in temperature was due to the cooling effect caused by the turning and water supplement to the medium. Based on the temperature level and the holding time, the sanitation effect by the temperature in the trials with C:N 29 and 40 should be sufficient.

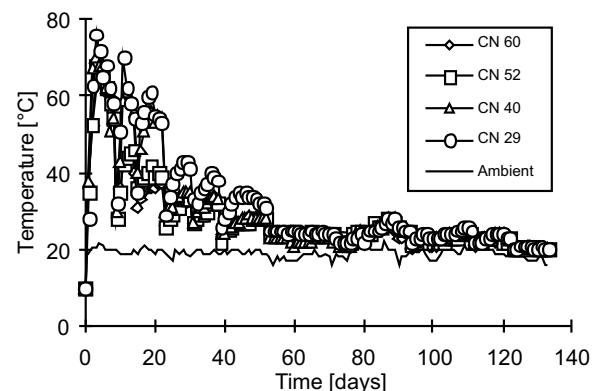


Figure 1:

Temperature during vineyard pruning residues composting at different initial C:N ratios

3.2 Composition and mass balance

The composition of the fresh pruning and of the final compost is given in table 2. The original dry matter content (DM) of the pruning material of 612 g kg^{-1} was too high for biological degradation. To ensure activation of the composting process, water was added at the start and at each turning, if necessary, following the individual impression of a hand probe. The total water supplement was in a range of 1.4 to 1.9 L kg^{-1} fresh material (Figure 2). Because the water evaporation rate was less than the water supplement (0.7 to 1.3 L kg^{-1} fresh material) the dry matter content fell continuously (Figure 3a) without remarkable amount of leachate. During the entire rotting period the water content was high enough for bacterial activity, but possibly too high for fungal growth. The optimal dry matter content for the composting of the pruning residues seems to be in the range of 250 to 300 g kg^{-1} .

Table 2:
Some characteristics of vineyard pruning residue and the compost after 133 days rotting time

Parameter	Units	Raw material	Compost
DM	g kg ⁻¹	612	230
OM	g kg ⁻¹	975	940
C/N	-	60	35
pH	-	7.4	7.8
EC	mS m ⁻¹	1148	728
N (DM)	g kg ⁻¹	7.2	11.9
P (DM)	g kg ⁻¹	1.1	1.6
K (DM)	g kg ⁻¹	5	6.3
Ca (DM)	g kg ⁻¹	16.1	21.5
Mg (DM)	g kg ⁻¹	1.4	2.1
Bulk density	kg m ⁻³	288	550

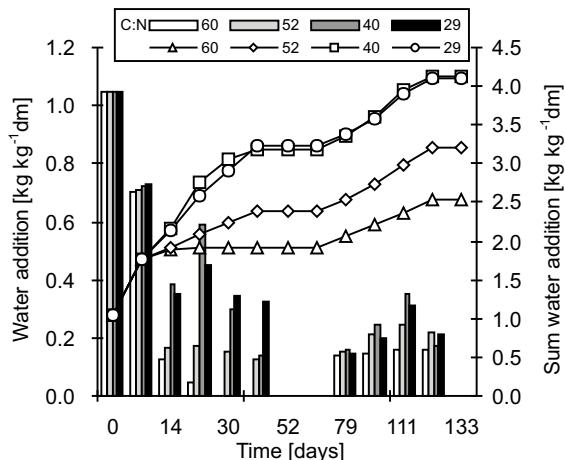


Figure 2:
Water supplement in substrate during vineyard pruning residues composting at different initial C:N ratios

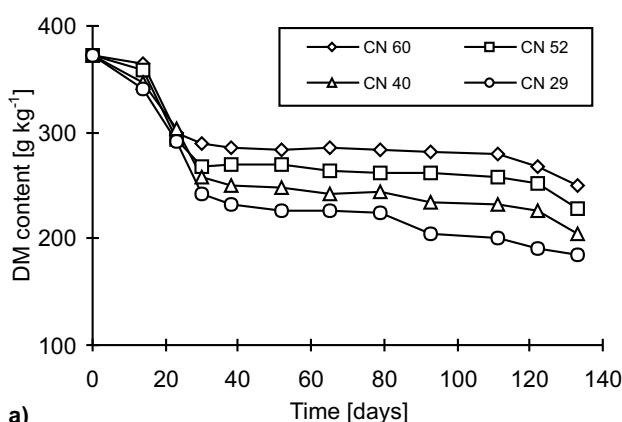
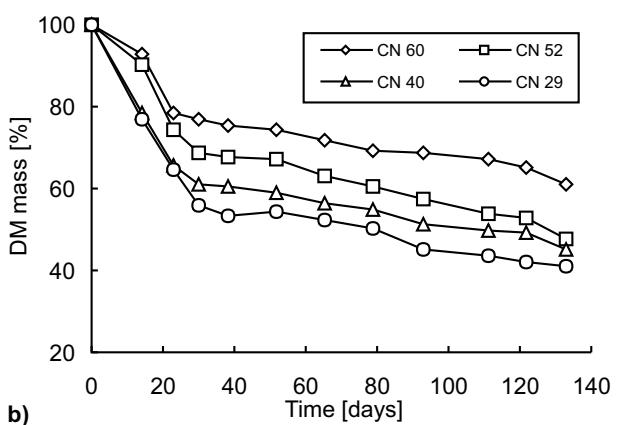


Figure 3:

DM content (a) and DM mass (b) during vineyard pruning residues composting at different initial C:N ratios

In all treatments, the DM mass declined within the composting period due to a degradation of organic substances (Figure 3b). A notable rapid degradation during the first 30 days, followed by a longer period of slow degradation, was observed. The former is due to the metabolism of most of the easily biodegradable substances during the first stage of the composting process when the temperature and the microbial activity were high. While the latter is likely due to the decomposition of lignin and the formation of humic matter during the maturation period of composting (Wu et al., 1997; Ouatmane et al., 2000; Namkoong et al., 1999, Benito et al., 2003). The total degradation of the dry matter was 39 % (C:N 60), 52 % (C:N 52), 55 % (C:N 40) and 59 % (C:N 29), respectively.

During the whole rotting period the pH-value was in the alkaline range between 7.2 and 8.3, without significant differences between all four trials. The bulk density was in the range of 450 to 550 kg all the time. Changes of the nitrogen during the composting process are presented in Figure 4a. A slight increase of total nitrogen content was observed in all treatments with composting time, due to the losses of organic substance which were higher in relation to the losses of nitrogen. The increase of total nitrogen content was 28 % (C:N 60), 45 % (C:N 52), 44 % (C:N 40) and 53 % (C:N 29), respectively during 133 days of composting. In contrast to total nitrogen content, total nitrogen mass loss followed the same pattern as the DM and OM mass loss (Figure 4b). The total nitrogen mass loss rate of initial mass was 23 % (C:N 60), 31 % (C:N 52), 35 % (C:N 40) and 37 % (C:N 29), respectively. A calculation of the nitrogen losses from the pruning residues and the urea shows that the losses from the urea-N only were 14 % (C:N 52), 41 % (C:N 40) and 49 % (C:N 29), respectively (Table 3).



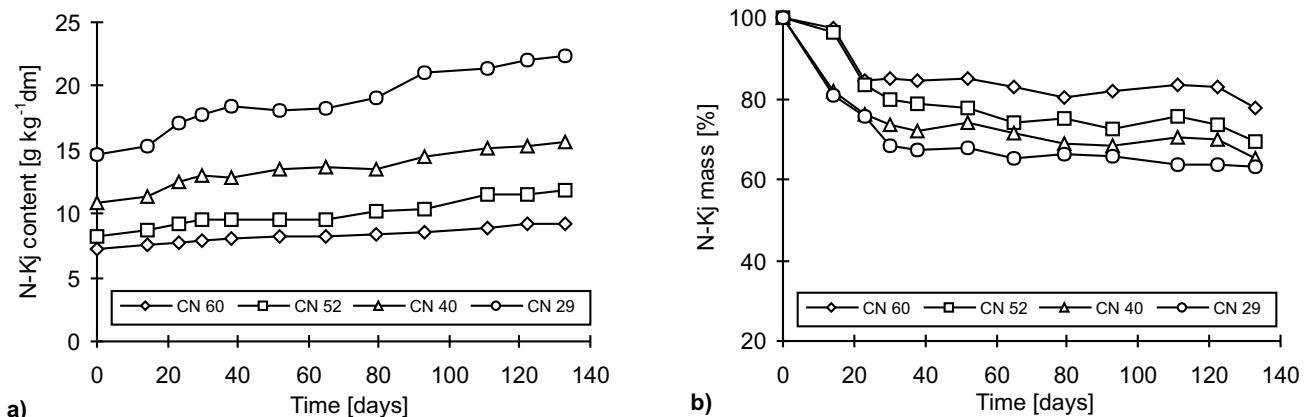


Figure 4:
Total nitrogen content (a) and mass (b) during vineyard pruning residues composting at different initial C:N ratios

Table 3:
Nitrogen balance after 133 days rotting time, calculated on DM basis

Trial	Urea N addition g kg ⁻¹	Sum g kg ⁻¹	Losses total g kg ⁻¹	Losses from pruning*		Urea-N input minus I losses from urea	
				g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	%
CN 60	0	7.2	1.62	1.62	0	0	0
CN 52	1.03	8.23	2.51	1.62	0.89	0.14	14
CN 40	3.62	10.82	3.75	1.62	2.13	1.49	41
CN 29	7.52	14.72	5.47	1.62	3.85	3.66	49

* it is assumed that the N losses from the pruning are the same in all four trials

Due to the ammonification, the NH_4^+ -N content for all treatments with urea supplement increased rapidly during the thermophilic phase, whereas the NH_4^+ -N content of the pure pruning residues was almost constant (Figure 5a). The high temperatures at a pH level >7 were the main reason for the nitrogen losses and the decrease of the NH_4^+ -N content. The NO_3^- -N content remained at a low level during the first 30 days of composting (Figure 5b).

because of the inhibition of the nitrifying bacteria during the thermophilic phase at temperatures higher than 40 °C (Bernal et al., 1999; Díaz et al., 2002). Thereafter NO_3^- -N increased sharply due to nitrification, with a maximum by day 52. Thereafter the NO_3^- -N content fell because of denitrification, possibly initiated by the high water content and partially anaerobic zones in the rotting material. The nitrification process started again after day 93.

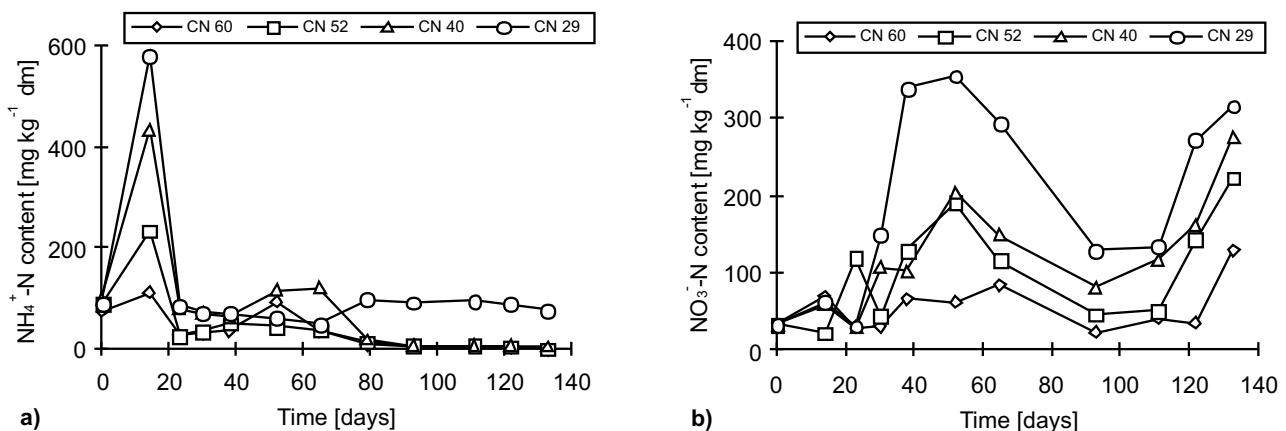


Figure 5:
 NH_4^+ -N content (a) and NO_3^- -N content (b) during vineyard pruning residues composting at different initial C:N ratios

3.3 Compost maturity

Several criteria were used to evaluate the maturity of the compost: the self-heating temperature (a), self-heating test (b), C:N ratio (c), NH_4^+ -N content (d), NH_4^+ -N/ NO_3^- -N relation (e), absorbance at 665nm (E665) (f) germination index (g) and a sensory evaluation of colour and smell (h). A FT-IR spectroscopy of the rotting material at the start and after 15, 60 and 120 days showed the changes of the composition, but cannot give an answer about the maturity status of the compost (Wang et al., 2004).

Except for the criteria "C:N ratio" (Figure 6a), all other criteria indicate a mature compost after 0 to 90 days (Table 4). It is concluded that the ratio of NH_4^+ -N/ NO_3^- -N and the E665 (Figure 6b) do not provide clear and well-

defined criteria for this kind of lignin rich waste material. The only possible applicable criteria for evaluating the compost maturity of the vineyard pruning residues, other than a final plant test, could be the self-heating temperature (=biological activity) in combination with the germination test (=root tolerance). Following these criteria, the compost is mature after 65 days (germination index >80; Huang, 2001) even though the C:N ratio is still 23 to 50 (Figure 6a). All easily degradable compounds are metabolized at that time and mainly lignin compounds are left. The germination increased significantly during the following 15 days, but only trials with the C:N ratio of 40 and 29 could reach a germination index of >100 (after 93 days). The colour (dark brown) and the smell (compost, soil) of the rotting material indicate the end of the high biological

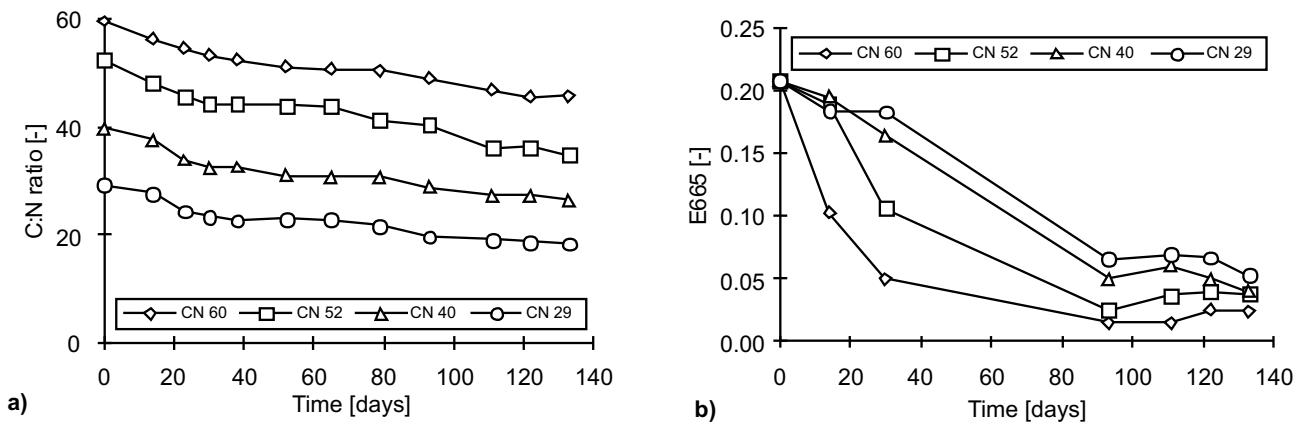


Figure 6:

C:N ratio (a) and E665 value (b) during vineyard pruning residues composting at different initial C:N ratios

Table 4:

Maturity criteria for compost from vineyard pruning residues

Criteria	Reference	Target value	Actual value	Day	Maturity	Figure
selfheating temperature	-	near ambient temperature	<25 °C	53	yes	1
selfheating test	FCQAO, 1994	<30 °C	24-25 °C	133	yes	-
C/N ratio	Bernal et al., 1998b; Iglesia-Jimenez and Perez-Garcia, 1992	<15	18 (C/N 29) 26 (C/N 40) 35 (C/N 52) 46 (C/N 60)	133	no	6a
NH_4^+ -N	Zucconi and De Bertoldi, 1987; Paredes et al., 2000	<400 mg kg ⁻¹	88 mg kg ⁻¹ (start)	0	yes	5a
NH_4^+ / NO_3^-	Forster et al., 1993; Bernal et al., 1998a; Bernal et al., 1998b	<1	<1	38 (C/N 60) 23 (C/N 52) 30 (C/N 40) 30 (C/N 29)	yes	-
E665	Mathur, 1993; Rajbanshi and Inubushi, 1998	<0.07	<0.07	25 (C/N 60) 60 (C/N 52) 90 (C/N 40) 90 (C/N 29)	yes	6b
germination index	Huang et al., 2001	80-85	>80	65	yes	7
colour	own scheme	dark brown, black	dark brown, black	38	yes	-
smell	own scheme	forest soil, compost, no ammonia	forest soil, compost, no ammonia	30	yes	-

activity after 30 to 38 days and the beginning of the maturing phase with the activity of nitrificant bacteria.

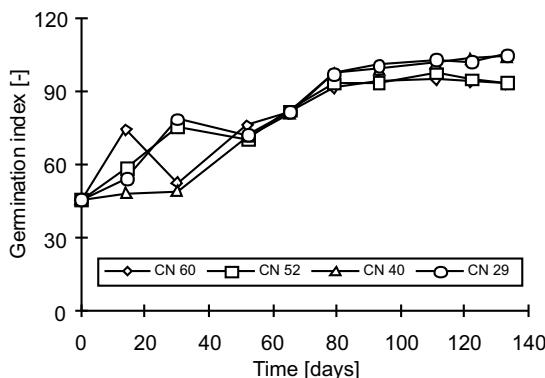


Figure 7:
Germination index during vineyard pruning residues composting at different initial C:N ratios

4 Conclusions

Vineyard pruning residues can be used for compost production after chopping and supplement of water. The size of the chopped material (24 % <4 cm, 56 % 4 to 10 cm; 20 % >10 cm) was sufficient for an intensive rotting process. The continuous supplement of water during the first 40 to 60 days of composting, the high temperature phase, is necessary to stabilize the biological activity. After that time the water supplement should be stopped to reduce the water content by evaporation and to obtain a usable and marketable material. The supplement of about 1.5 L water per kg fresh waste material seems to be optimal. At a resulting dry matter content of about 250 g kg⁻¹ after 60 days the rotting material has reached its full water capacity without any water surplus as leakage water. Almost half of the added water should be provided to the chopped pruning residues at the start. The activity of actinomycetes and fungi was possibly limited at a dry matter content of <250 g kg⁻¹.

The supplement of urea at the start results in higher biological activity, measured as temperature, higher degradation of organic matter, measured as losses of dry matter mass, and a higher germination index after 80 days. The disadvantage of the urea supplement is the volatilisation of ammonia, growing with the supplement rate up to 49 %. Under consideration of a high germination index and reduced ammonia nitrogen losses, the optimum urea nitrogen supplement could be in the range of 2 g kg⁻¹ dry matter. In practice the nitrogen source can be nitrogen rich waste, waste water or sludge, if available.

As discussed in several publications, maturity tests such

as C:N ratio, NH₄/NO₃ ratio and E665 are no clear criteria for compost maturity in general, because they are dependent on the type of material. The simple germination test could be used to determine the compost maturity in the composting of vineyard pruning residues. Based on the results, a rotting period of at least 80 days is proposed for chopped vineyard pruning residues.

The turning frequency of the rotting heaps under practical conditions depends on the climate conditions and the evaporation rate, especially at the surface. Because of the high air pores volume and the stable structure of the material, a turning is necessary only to homogenize the material and to dry the compost for screening and selling. A weekly turning, as described for the trials, is not necessary.

Acknowledgements

The authors would like to thank Gansu Provincial Key Scientific and Technological Project for Traditional Chinese Medicine Industry, Gansu Administration of Foreign Experts, the German Senior Expert Service (SES) and Mogao Co. Ltd., China for financial support.

References

- Benito M, Masaguer A, Moliner A, Arrigo N, Palma RM, (2003) Chemical and microbiological parameters for the characterisation of the stability and maturity of pruning waste compost. *Biol Fertil Soils* 37(3):184-189
- Bernal MP, Cegarra J, Roig A, Sanchez-Monedero MA, Paredes C (1998) Composting of organic wastes as a strategy for producing high quality organic fertilizers. In: Martinez J, Maudet MN (eds) RAMIRAN 98 : proceedings of the 8th International Conference on the FAO ESCORENA Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture (formerly Animal Waste Management) ; Rennes, France, 26-29 May 1998. Antony : CEMAGREF, pp171-182
- Berna MP, Paredes C, Sanchez-Monedero MA, Cegarra J (1998) Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Biores Technol* 63(1):91-99
- Chalaux N, Libmond S, Savoie JM (1995) A practical enzymatic method to estimate wheat straw quality as raw material for mushroom cultivation. *Biores Technol* 53(3):277-281
- Chung RS, Wang FN (2000) Effect of different composts on growth and nitrogen composition of Chinese mustard in an acid red soil. *Comm Soil Sci Plant Anal* 31(9-10):1209-1224
- Diaz MJ, Madejon E, Ariza J, Lopez R, Cabrera F (2002) Cocomposting of beet vinasse and grape marc in windrows and static pile systems. *Compost Sci Util* 10(3):258-269
- Bundesgütegemeinschaft Kompost (1994) Methodenbuch zur Analyse von Kompost. Bonn : Bundesgütegemeinschaft Kompost, 86 p
- Fischer A (1982) Verwertung von Rebholz - konventionell oder alternativ? *Dtsch Weinbau* (11), pp.486-490
- Fischer A (1984) Alternative Verwertung von Rückständen aus dem Weinbau. *Dtsch Weinbau* (6):255-260
- Forster JC, Zech W, Wurdinger E (1993) Comparison of chemical and microbiological methods for the characterization of the maturity of composts from contrasting sources. *Biol Fertil Soils* 16(2):93-99
- Haug RT (1993) The practical handbook of compost engineering. Boca Raton : Lewis, 717 p

Huang GF, Wu QT, Li FB, Wong JWC (2001) Chemical and biological evaluation of maturity of pig manure compost at different C:N ratios. *Pedosphere* 11(3):243-250

Iglesias-Jimenez E, Pérez-García V (1992) Determination of maturity indices for city refuse composts. *Agric Ecosyst Environ* 38:331-343

Jimenez El, Garcia V.P (1992) Determination of maturity indexes for city refuse composts. *Agric Ecosyst Environ* 38(4):331-343

Jimenez RR, Ladha JK (1993) Automated elemental analysis : a rapid and reliable but expensive measurement of total carbon and nitrogen in plant and soil samples. *Comm Soil Sci Plant Anal* 24(15-16):1897-1924

Mathur SP, Owen G, Dinel H, Schnitzer M (1993) Determination of compost maturity : 1. Literature-review. *Biol Agric Hort* 10(2):65-85

Meyer GA, Keliher PN (1992) An overview of analysis by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry. In: Montaser A, Golightly DW (eds) *Inductively coupled plasmas in analytical atomic spectrometry*. New York : Wiley-VCH, pp 473-505

Namkoong W, Hwang EY, Cheong JG, Choi JY (1999) A comparative evaluation of maturity parameters for food waste composting. *Compost Sci Util* 7(2):55-62

Ouatmane A, Provenzano MR, Hafidi M, Senesi N (2000) Compost maturity assessment using calorimetry, spectroscopy and chemical analysis. *Compost Sci Util* 8(2):124-134

Paredes C, Roig A, Bernal MP, Sanchez-Monedero MA, Cegarra J (2000) Evolution of organic matter and nitrogen during co-composting of olive mill wastewater with solid organic wastes. *Biol Fertil Soils* 32(3):222-227

Provenzano MR, de Oliveira SC, Silva MRS, Senesi N (2001) Assessment of maturity degree of composts from domestic solid wastes by fluorescence and fourier transform infrared spectroscopies. *J Agric Food Chem* 49(12):5874-5879

Rajbanshi SS, Inubushi K (1997) Chemical and biochemical changes during laboratory scale composting of allelopathic plant leaves (Eupatorium adenophorum and Lantana camara). *Biol Fertil Soils* 26(1):66-71

Sah RN, Miller RO (1992) Spontaneous reaction for acid dissolution of biological tissues in closed vessels. *Anal Chem* 64(2):230-233

Sanchez A, Ysunza F, Beltran-Garcia MJ, Esqueda M (2002) Biodegradation of viticulture wastes by Pleurotus : a source of microbial and human food and its potential use in animal feeding. *J Agric Food Chem* 50(9):2537-2542

Tuomela M, Viikman M, Hatakka A, Itavaara M (2000) Biodegradation of lignin in a compost environment : a review. *Biores Technol* 72 (2):169-183

Wang YQ (2005) Studies on composting mechanism for vineyard pruning residues. Gansu : Gansu Agric Univ

Wang YQ, Schuchardt F, Sheng FL, Zhang RZ, Cao ZY (2004) Assessment of maturity of vineyard pruning compost by Fourier Transform Infrared Spectroscopy, biological and chemical analyses. *Landbauforsch Volkenrode* 54(3):163-169

Wu JG, Zeng GF, Wang DM, Xi SQ (1997) Fourier transform infrared spectroscopic study on composted corn leaf residue (in Chinese). *Chin J Anal Chem* 25(12):1395-1400

Zucconi F, De Bertoldi M (1987) Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. In: De Bertoldi M, Ferranti MP, L'Hermite P, Zucconi F (eds) *Compost : production, quality and use ; proceedings of a symposium organized by the Commission of the European Communities, Directorate-General Science, Research and Development, held in Udine, Italy, 17 - 19 April 1986*. London : Elsevier, pp 30-50

Luftfremde Stoffe in und aus verschiedenen Haltungssystemen für Legehennen – Teil 1: Ammoniak

Torsten Hinz*, Tatjana Winter* und Stefan Linke*

Zusammenfassung

Seit Januar 2010 ist in Deutschland die Käfighaltung von Legehennen nicht mehr gestattet – zwei Jahre vor dem Zeitplan der EU. Alternative Haltungssysteme wie die Bodenhaltung, 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 Ammoniak aus verschiedenen Ställen einmal im Monat für jeweils eine Stunde gemessen. Zusätzliches 24 h-Monitoring einmal im Quartal sollte die Zuordnung der Stundenmessungen in den Tagesgang ermöglichen. Diese Arbeit gibt einen umfassenden Blick auf Messtechnik und die Ergebnisse, die eine große Spannbreite für die Ammoniakkonzentrationen und Emissionen aus verschiedenen Haltungssystemen aufzeigen.

Schlüsselworte: Legehennen, Haltungssysteme, Luftgüte, Emissionen, Ammoniak

Abstract

Airborne contaminants in and from different keeping systems for laying hens – Part 1: ammonia

Since January 2010 in Germany no permission exists for keeping laying hens in conventional cages – two years before the EU regulation comes into force. 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 ammonia in and emissions from the stables were measured as 1 h spot once a month. Furthermore 24 h monitoring is 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 ammonia for different alternative keepings of laying hens.

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

* Johann Heinrich von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Institut für Agrartechnologie und Bio- systemtechnik, 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 arteigener 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 (Richtlinie, 1999).

Die neuen Bestimmungen wurden in Deutschland 2010 mit dem endgültigen Verbot der Käfighaltung für Legehennen umgesetzt (Tierschutz-Nutztierhaltungs-VO, 2009). 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., 2009a-c; Winter et al., 2009a-c).

In einem Teilprojekt, über das in zwei Beiträgen berichtet werden soll, wurden verschiedene alternative Haltungsformen für Legehennen hinsichtlich der Freisetzung der luftfremden Stoffe untersucht. Es zeigten sich deutliche Unterschiede für Ammoniak und Staub. Während die Emissionen von Ammoniak weitgehend von der Entmischungsstrategie (Kotlagerung) bestimmt wurden, ist für die Staubemissionen die Tieraktivität verantwortlich. In diesem ersten Teil wird nur die Ammoniakproblematik behandelt.

Material und Methoden

Ställe

In dem vorliegenden Projekt wurden vier unterschiedliche Stallsysteme für Legehennen untersucht, die im Folgenden 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.

– Kleingruppenhaltung

In der Kleingruppenhaltung wurden 1500 Hennen ohne Einstreu in Gruppen von 40 und 60 Tieren untergebracht. Die Anforderung auf eine uneingeschränkt nutzbare Fläche von mindestens 800 Quadratzentimetern pro Legehenne wurde entsprochen. Der Kot wur-

de einmal pro Woche über Kotbänder aus dem Stall befördert. Zur Zwangsbelüftung dienten drei computergesteuerte Ventilatoren. Der Stallrechner bediente auch das Lichtprogramm.

Kleingruppen-haltung	Tierbe-satz: 1500	Einstreu: ohne	Entmischungsstrategie: Kotband, wöchentlich
----------------------	-------------------	----------------	---



Abbildung 1:
Kleingruppenhaltung

– Bodenhaltung

In dem Stall mit Bodenhaltung ohne Kaltscharrraum oder Freilandzugang wurden 8000 Hennen 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 Legedurchgangs aus dem Stall gebracht. Der Stall wurde über sechs Ventilatoren zwangsbelüftet. Die Beleuchtung hell/dunkel erfolgte über ein Lichtprogramm.

Bodenhaltung	Tierbe-satz: 8000	Einstreu: Holzspäne entstaubt	Entmischungsstrategie: Kotlagerung im Stall
--------------	-------------------	-------------------------------	---



Abbildung 2:
Bodenhaltung

- Freilandhaltung

Bei diesem Stall handelte es sich um eine Bodenhaltung mit Freilandzugang, der im Folgenden jedoch nur als Freilandhaltung bezeichnet wird.

In diesem Stall wurden 3000 Hennen auf Kunststoffgitterplatten ohne Einstreu gehalten. Darunter befindet sich die Kotgrube. Ein Kotband ist nicht vorhanden und der Stall wird 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.

Bodenhaltung mit Freilandzugang	Tierbe-satz: 3000	Einstreu: ohne	Entmistungsstrategie: Lagerung im Stall
--	--------------------------	-----------------------	--



Abbildung 3:
Bodenhaltung mit Freilandzugang (Freilandhaltung)

- Volierenhaltung

In der Volierenhaltung wurden 900 Hennen 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	Tierbe-satz: 900	Einstreu: Sand/Holz-späne	Entmistungsstrategie: Kotband, wöchentlich
------------------------	-------------------------	----------------------------------	---

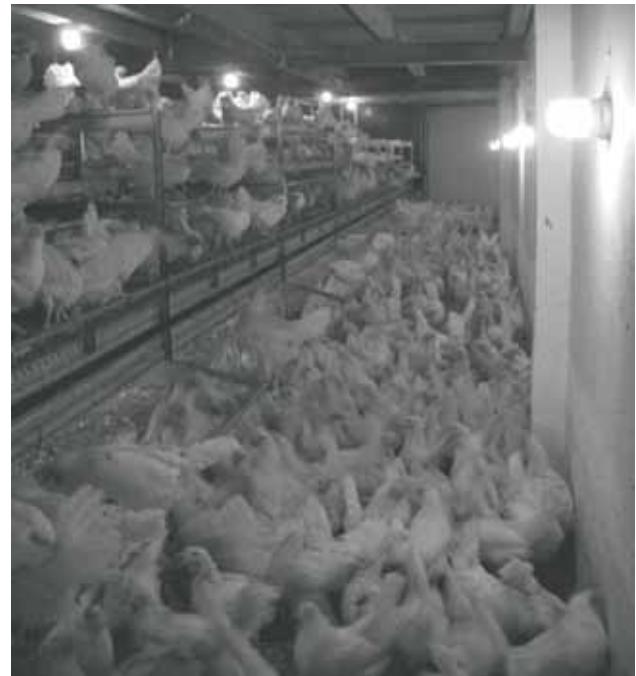


Abbildung 4:
Volierenhaltung

Messtechnik

Die Messungen wurden in jedem Stall einmal pro Monat durchgeführt, so dass sich in der Darstellung ein Zeitver-satz von einer bis vier Wochen ergab. Gemessen wurde jeweils ein bis zwei Stunden lang in einem Zeitfenster von 12 bis 14 Uhr an einer zentralen Messstelle in der Mitte des jeweiligen Stalles.

Die Ammoniakkonzentration wurde quasi-online mit einer Taktzeit von ca. 1,5 Minuten, durch ein opto-akustisches Messgerät (Gerät 1302 der Firma Innova) aufgezeichnet. Die Messungen fanden im Regelfall an der Messstelle im Abluftkanal statt. Die in der Abluft gemessenen Konzentrationen wurden auch zur Beurteilung der Stallluft herangezogen. Die Zulässigkeit dieses Vorgehens wurde durch eine Vergleichsmessung mit einem Zweitgerät nachgewiesen. Inhomogenitäten der Konzentrationsverteilung im Stall wurden über den Einsatz eines Multiplexers und des zweiten Messgerätes aufgezeigt. Aus dem gemessenen Konzentrationsfeld wurde ein Korrekturfaktor ermittelt, so dass die Messung an dem zentralen Ort in der Mitte eines Stalles als ausreichend zu betrachten ist. Dieses gilt auch für die Emissionen aus Ställen mit mehreren Abluftschächten.

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

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

In Ställen mit mehreren Abluftschächten wird in einem ersten Ansatz die Gesamtemission aus dem Einzelergebnis berechnet, das durch Messung an einem Abluftschacht gewonnen wurde.

Der zur Ermittlung der Messwerte verwendete Zeitraum betrug in der Regel eine Stunde. Jeweils einmal pro Kampagne war ein 24 h Monitoring vorgesehen, um die Einzelergebnisse im Tagesverlauf der Hennenhaltung einordnen zu können.

Die Emissionen werden als Massenströme in kg/h und als bezogene Massenströme in kg/(h*Tierplatz) angegeben (KTBL, 2006; EMEP/EEA, 2009).

Bei den Emissionsmessungen wurde der Volumenstrom aus der Querschnittsfläche und der in der Kanalmitte gemessenen Geschwindigkeit bestimmt, die mit einem zu Beginn der Kampagne ermitteltem Faktor versehen wurde, um die mittlere Austrittsgeschwindigkeit zu erhalten. Als Messgerät diente ein Flügelradanemometer mit einem eigenen Datenlogger zur Aufzeichnung der Messdaten.

Eine Besonderheit der Volumenstrombestimmung liegt im Stall der Kleingruppenhaltung vor. Hier ist vom Stallrausrüster in jedem Abluftschacht ein Messventilator installiert worden, der kontinuierlich den Volumenstrom misst. Die Daten werden auf einen Rechner ausgegeben und deren Mittelwerte stündlich gespeichert. Im Rahmen des Projektes wurden die über den Messventilator ermittelten Werte über Messungen per Flügelradanemometer validiert.

Ergebnisse

Bei der Darstellung der Ergebnisse werden zuerst messtechnische Probleme behandelt, bevor auf die Ammoniakkonzentrationen und Emissionen eingegangen wird. Es werden die Ställe im Einzelnen betrachtet und dann miteinander verglichen.

Messtechnik

– Einlaufverhalten des Multiplexers und des Gasmonitors

Zur Messung der örtlichen Verteilung der Ammoniakkonzentration wurde der Gasmonitor mit einem Messstellenumschalter (Multiplexer) betrieben. Vor jeder Messung an einer neuen Position wurde auf eine Referenzmessstelle im Kaltscharraum zurückgeschaltet, die eine deutlich niedrigere Ammoniakkonzentration aufwies als die Mess-

stellen im Stall. Das erhebliche Zeitverhalten der Messkette zeigt Abbildung 5. Die Differenzen zwischen erster Messung und fünfter Wiederholung waren so eminent, dass auf den Bezug auf die Referenzstelle im Kaltscharraum im weiteren Verlauf des Projektes verzichtet wurde.

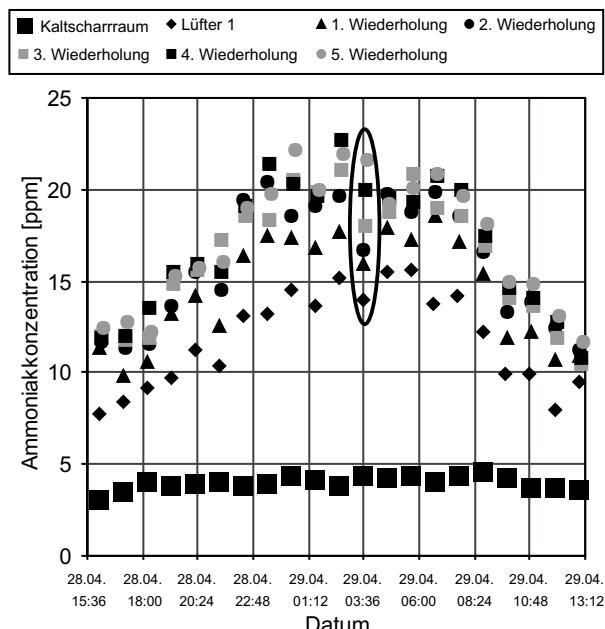


Abbildung 5:
Einlaufverhalten des Gasmultiplexers und des Gasmonitors

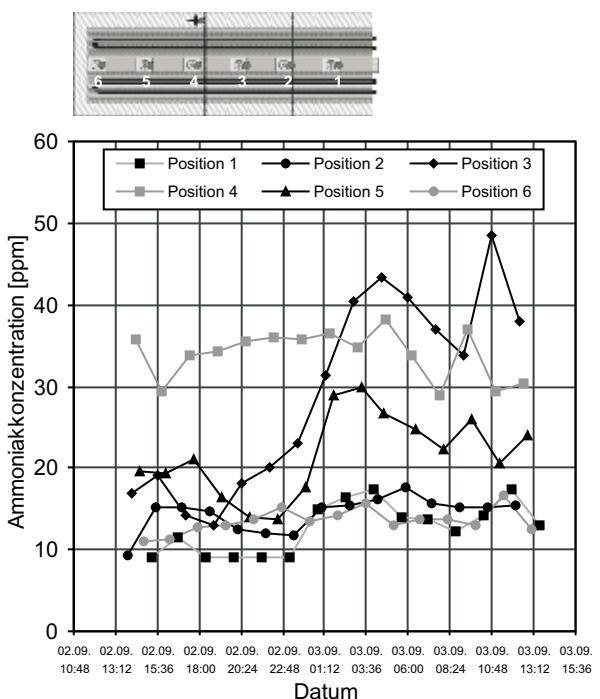


Abbildung 6:
Räumliche Verteilung der Ammoniakkonzentration, Bodenhaltung

Zweck des Multiplexereinsatzes war es, mögliche Inhomogenitäten der Ammoniakverteilung in den Ställen zu ermitteln. Es war feststellbar, dass zumeist die Konzen-

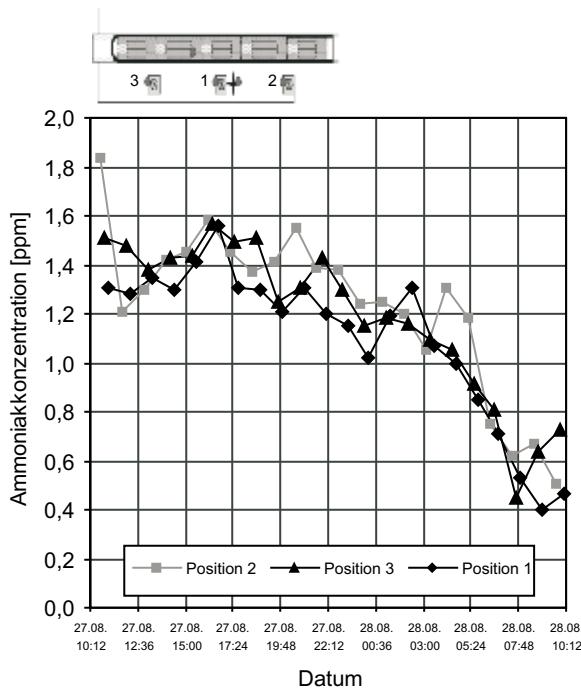


Abbildung 7:
Räumliche Verteilung der Ammoniakkonzentration, Kleingruppenhaltung

tration in der Nähe des Eingangs zum Stall und anderer Leckagen deutlich unter dem sonstigen Konzentrationsniveau im Stall lag. Abbildung 6 zeigt dies besonders deutlich für den Stall mit Bodenhaltung.

Ein deutlich anderes Bild zeigte die Kleingruppenhaltung in Abbildung 7. Unter Berücksichtigung der Messunsicherheiten kann hier von einer homogenen Ammoniakverteilung gesprochen werden. Die gemessenen Konzentrationen sind an allen Positionen nahezu gleich und weisen ebenso ein gleiches Zeitverhalten auf.

– Zeitliche Verläufe von NH_3 über 24 Stunden und Spot

Im Abbildung 8 sind im Tagesgang der NH_3 -Konzentrationen die unterschiedlichen Mittelwerte für Tag, Nacht und die Spotmessungen am Beispiel der „Freilandhaltung“ eingetragen.

Der Mittelwert Tag weicht nur wenig vom Mittelwert Nacht ab. Der im Messzeitraum ermittelte Wert ist repräsentativ für den am Arbeitsplatz relevanten Zeitraum während des Tages.

Dieser Tatbestand zeigt sich in ähnlicher Form auch für die anderen Stallsysteme mit Mittelwerten über die einzelnen Messtage von 0,7 in dem Stall mit Auslauf und 1,17 in der Voliere. Über alle Messungen gemittelt beträgt dieses Verhältnis 0,93.

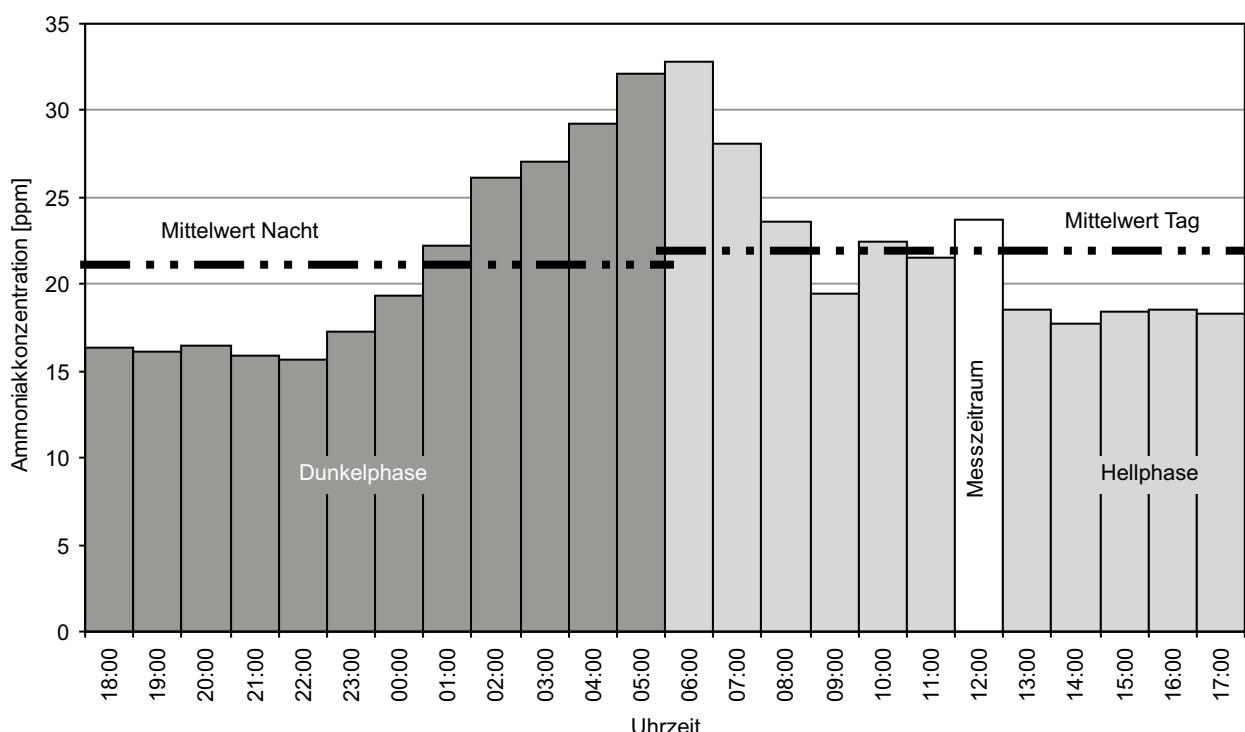


Abbildung 8:
Tagesgang der NH_3 -Konzentration am Beispiel der Freilandhaltung

Ammoniakkonzentration

Die folgenden Abbildungen geben das Verhalten der Ammoniakkonzentrationen in den verschiedenen Ställen in unterschiedlicher Darstellung wieder.

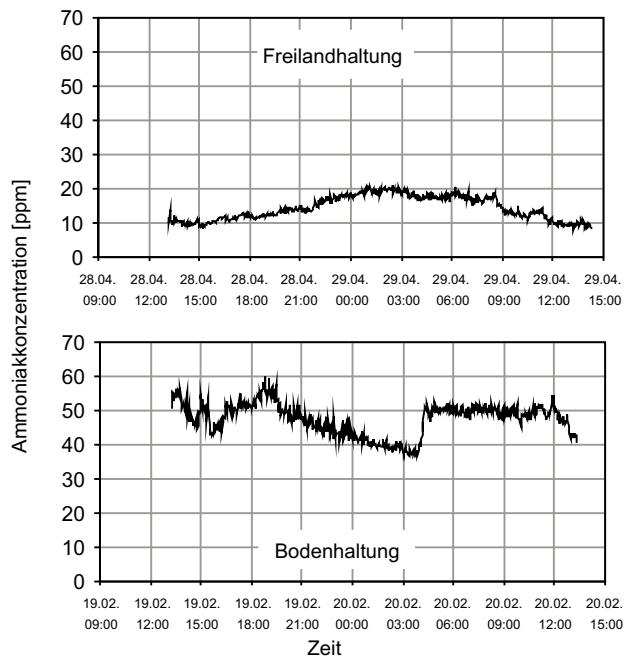


Abbildung 9:
Tagesgang der NH_3 -Konzentrationen in allen untersuchten Ställen, Winter

In den Abbildung 9 und 10 sind Tagesgänge im Winter und Sommer dargestellt.

Es sind deutliche saisonale und systembedingte Unterschiede zwischen den einzelnen Haltungsformen erkennbar. Die niedrigsten Werte wies die Kleingruppe, die Höchsten die Bodenhaltung auf.

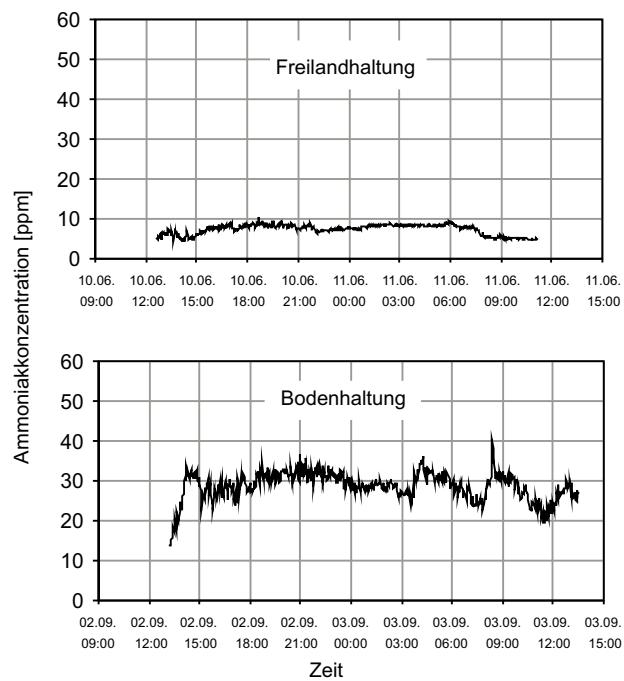
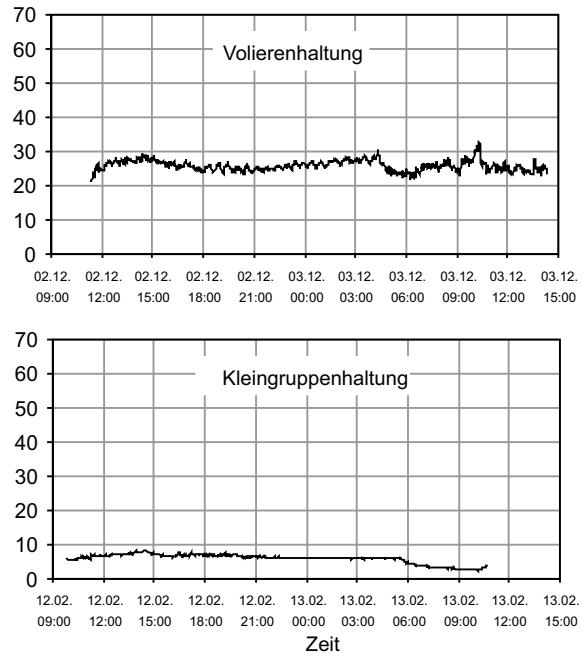
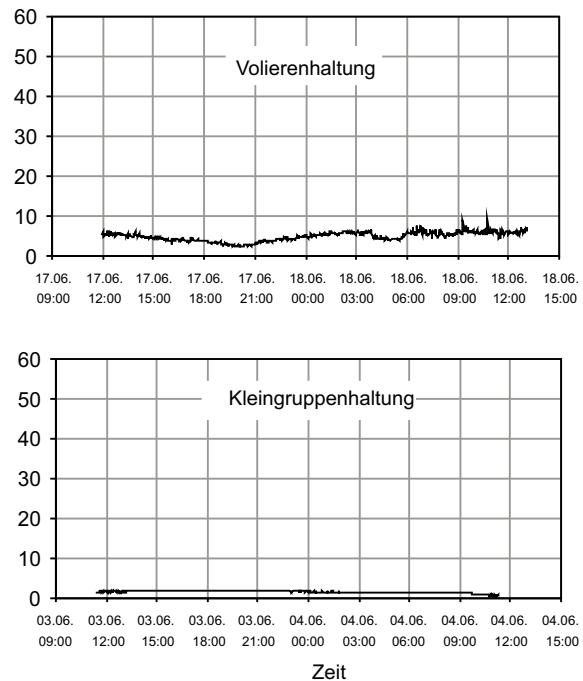


Abbildung 10:
Tagesgang der NH_3 -Konzentrationen in allen untersuchten Ställen, Sommer



Freiland- und Volierenhaltung waren etwa gleich, wobei zu berücksichtigen ist, dass bei der Freilandhaltung ca. 10 bis 20 % der Hennen tagsüber nicht im Stall waren. Diese Zahlen basieren auf Beobachtungen und Zählungen während der Messungen. Die Messungen beziehen sich aber auf den Bestand im Stall.

Für alle Systeme ist festzuhalten, dass die Ammoniakkonzentration im Winter deutlich höher war als im Sommer.

Diese Tatsache wird auch sehr gut in den folgenden Boxplotdarstellungen sichtbar. Die Abbildungen 11 bis 14 zeigen die Schwankungsbreite der Messergebnisse, aber auch die saisonale Abhängigkeit der Ammoniakkonzentration auf.

Wegen des unterschiedlichen Wertebereichs in den einzelnen Ställen musste auf eine einheitliche Achseinteilung verzichtet werden.

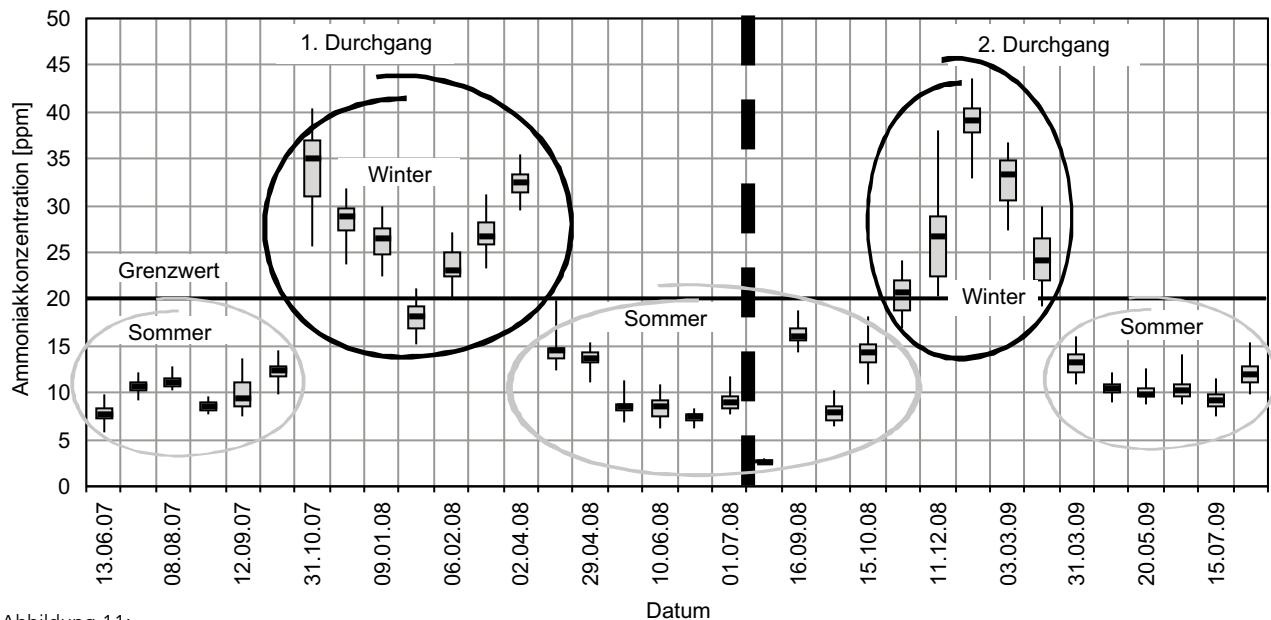


Abbildung 11:
Ammoniakkonzentration in der Freilandhaltung (Box and Whiskers Plot, Mediane), saisonal

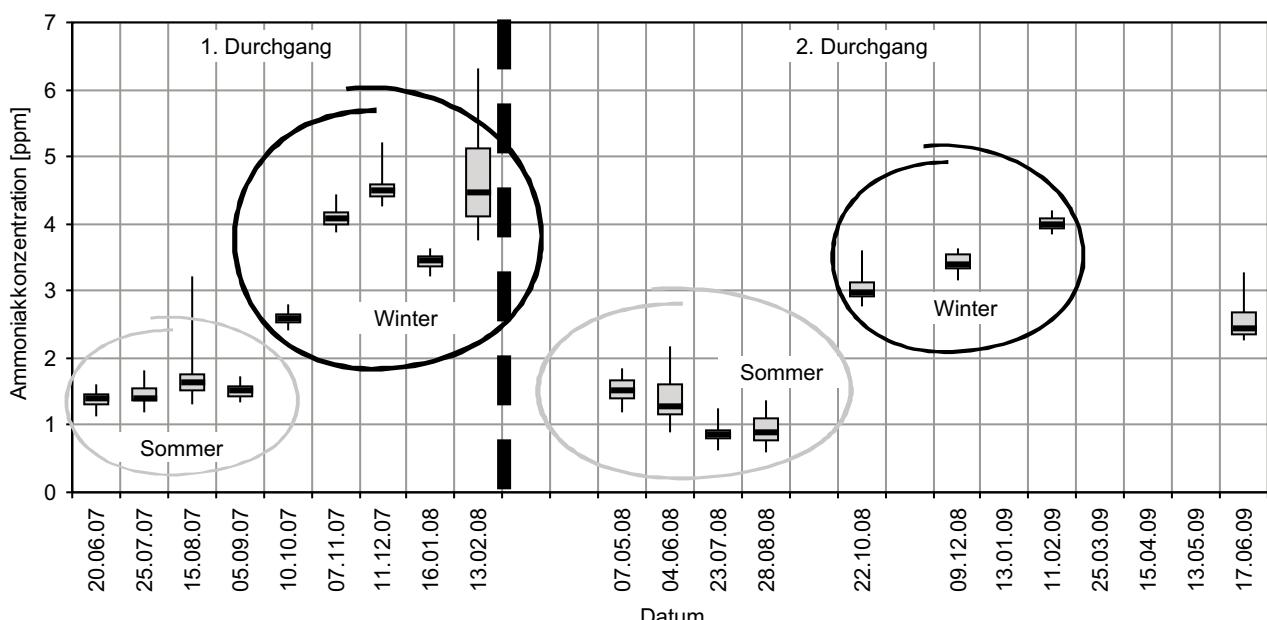


Abbildung 12:
Ammoniakkonzentration in der Kleingruppenhaltung (Box and Whiskers Plot, Mediane), saisonal

Die Ergebnisse der NH_3 -Messungen zeigen eine gute Reproduzierbarkeit für die beiden Durchgänge, soweit die Medianwerte betrachtet werden. Die Schwankungsbreiten sind jedoch erheblich und unterschiedlich.

Für die Freilandhaltung (Abbildung 11) liegen die Medianwerte in der Größenordnung von 10 ppm für die

Messungen im Sommer, während sich im Winter Werte zwischen 20 ppm und 40 ppm einstellten.

Auch für die Kleingruppenhaltung ist das gleiche saisonale Verhalten deutlich sichtbar, aber auf einem deutlich niedrigeren Niveau. Alle Werte, einschließlich der Maxima, liegen unterhalb von 7 ppm (Abbildung 12).

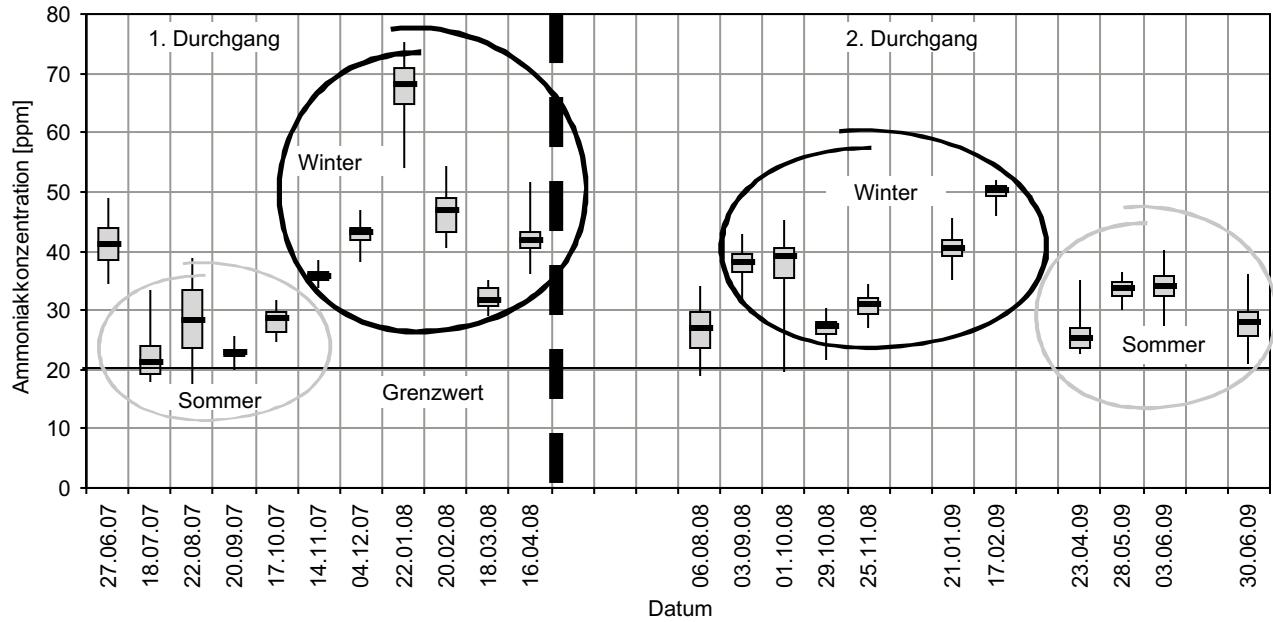


Abbildung 13:
Ammoniakkonzentration in der Bodenhaltung (Box and Whiskers Plot, Mediane), saisonal

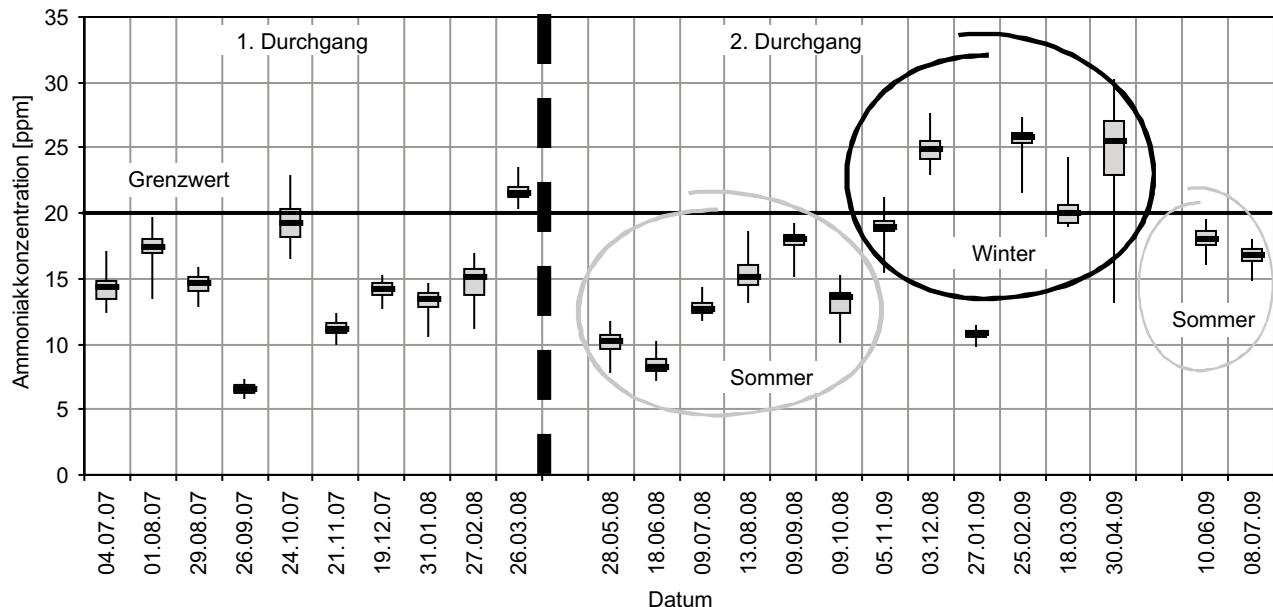


Abbildung 14:
Ammoniakkonzentration in der Volierenhaltung (Box and Whiskers Plot, Mediane), saisonal

Die höchsten Ammoniakkonzentrationen wurden in der Bodenhaltung gemessen, Abbildung 13. Selbst im Sommer wurde hier der vorgegebene Grenzwert von 20 ppm überschritten.

Wie schon für die Freilandhaltung zeigte sich auch bei der Voliere, Abbildung 14, die 20 ppm-Grenze als das Unterscheidungsmerkmal zwischen Sommer und Winter.

Hinsichtlich arbeitsplatzrelevanter Belastungen wurde der Grenzwert der NH_3 -Konzentration von 20 ppm hauptsächlich im Winter überschritten. Die Überschreitungen waren zum Teil drastisch. Lediglich die Kleingruppenhaltung machte hier die positive Ausnahme.

Die Ammoniakkonzentrationen sind in erster Linie von der Lüftungs- und Entmischungsstrategie abhängig. Die Kotlagerung im Stall ist in dieser Hinsicht als ein wesentlicher negativer Punkt bei den beiden Bodenhaltungssystemen festzustellen. Eine positive Wirkung zeigte sich für die Systeme mit Kotband und dessen wöchentlicher Abreinigung.

Ein Ziel der Untersuchungen war der längerfristige Vergleich der unterschiedlichen Alternativen zur Käfighaltung. In Abbildung 15 sind die Ergebnisse der 1 h-Messungen von 2007 bis 2009 eingetragen. Die schon angesprochenen saisonalen Effekte sind genau so erkennbar wie die Unterschiede zwischen den Haltungssystemen. Es kommt sehr deutlich heraus, dass die Kleingruppenhaltung die niedrigsten Ammoniakkonzentrationen im Vergleich zu den anderen untersuchten Haltungsformen aufwies.

Emissionen - Emissionsfaktoren

Die in den Boxplots für die NH_3 -Massenströme pro Tierplatz ermittelten Medianwerte liegen zwischen 6 mg/(h*Tier) und ca. 70 mg/(h*Tier).

Für die aus dem Stall erfassten Emissionen der Freilandhaltung liegt der Medianwert in der Größenordnung von 68 mg/(h*Tier) mit hohen positiven Abweichungen im ersten und negativen im zweiten Durchgang, Abbildung 16. In der Zusammenfassung liegen oberes und unteres Quartil (75 % und 25 %) bei 82 bzw. 58 mg/(h*Tier). Das Maximum erreicht 128 mg/(h*Tier) und das Minimum ist 22 mg/(h*Tier).

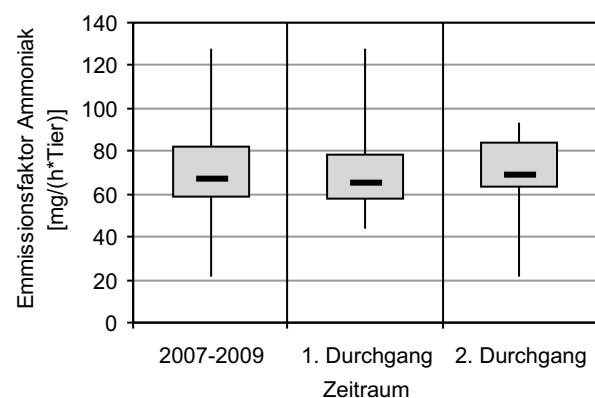


Abbildung 16:
Emissionsfaktor NH_3 in der Freilandhaltung (Box and Whiskers Plot, Mediane), stallbezogen

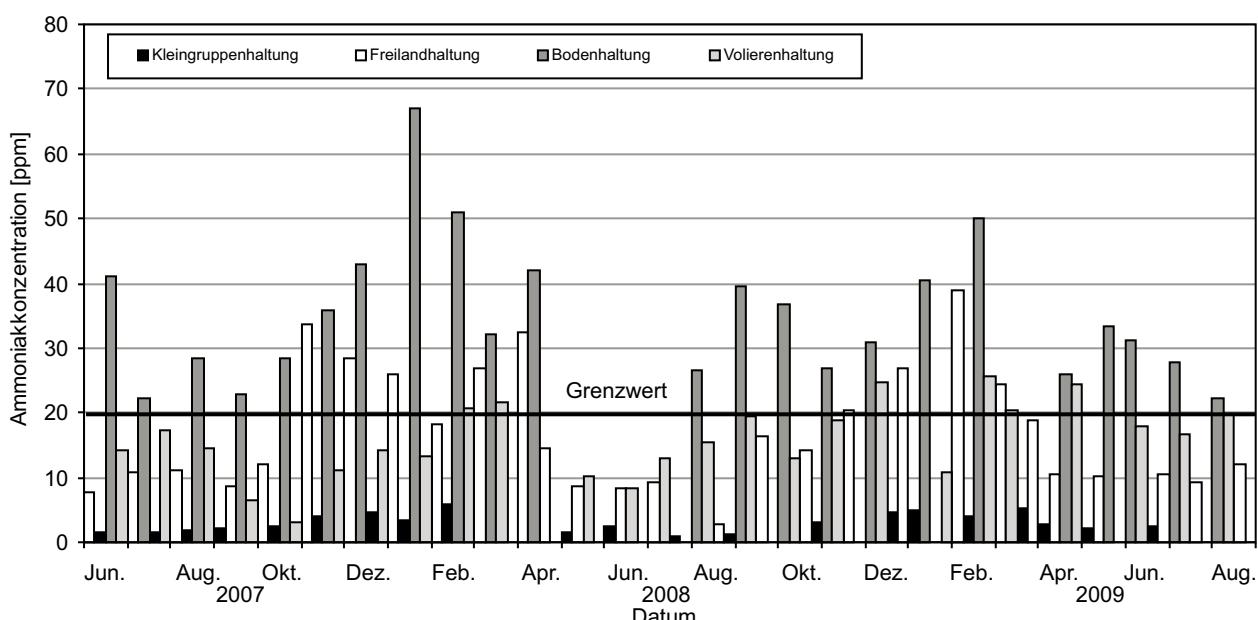


Abbildung 15:
Konzentrationen für Ammoniak aus den untersuchten Haltungssystemen

Der Medianwert für die Kleingruppenhaltung, Abbildung 17, liegt in der Größenordnung von 6,4 mg/(h*Tier). In der Zusammenfassung beider Durchgänge betragen oberes und unteres Quartil (75 % und 25 %) 8,1 bzw. 4,3 mg/(h*Tier). Das Maximum erreichte 13,2 mg/(h*Tier) und das Minimum war 2,4 mg/(h*Tier).

Für die Bodenhaltung, Abbildung 18, liegt der Medianwert im Größenbereich zwischen 53 und 74 mg/(h*Tier). Beide Durchgänge zusammengefasst liegen oberes und unteres Quartil (75 % und 25 %) bei 87 bzw. 49 mg/(h*Tier). Das Maximum erreichte 173 mg/(h*Tier) und das Minimum war 20 mg/(h*Tier). Auffällig war der deutliche Ausschlag der Schwankungen hin zu höheren Werten im ersten Durchgang.

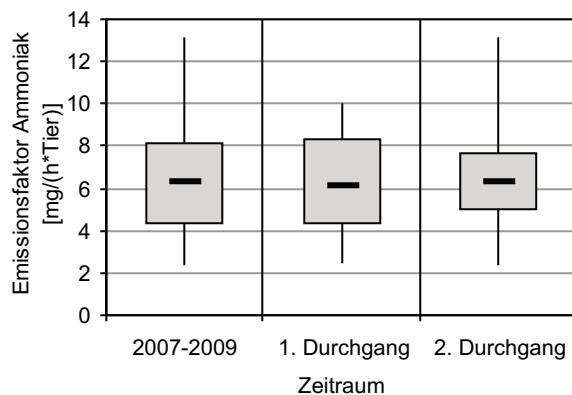


Abbildung 17:
Emissionsfaktor NH_3 in der Kleingruppenhaltung (Box and Whiskers Plot, Mediane), stallbezogen

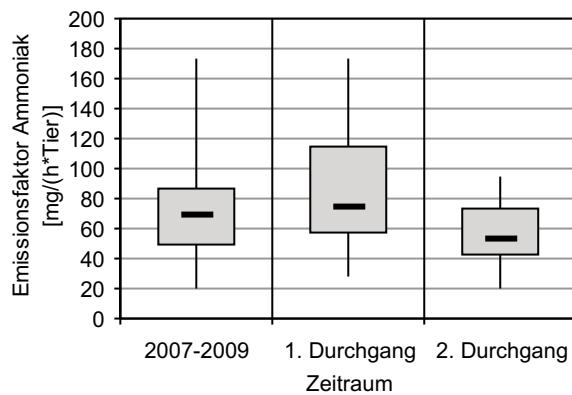


Abbildung 18:
Emissionsfaktor NH_3 in der Bodenhaltung (Box and Whiskers Plot, Mediane), stallbezogen

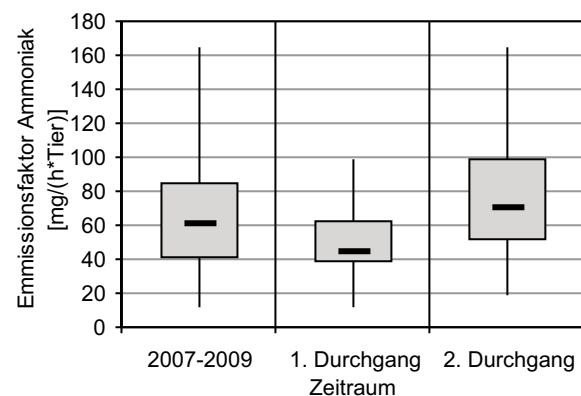


Abbildung 19:
Emissionsfaktor NH_3 in der Volierenhaltung (Box and Whiskers Plot, Mediane), stallbezogen

Für die Volierenhaltung, Abbildung 19, liegt der Medianwert im Größenbereich zwischen 45 und 70 mg/(h*Tier). In der Zusammenfassung beider Durchgänge lagen oberes und unteres Quartil (75 % und 25 %) bei 84 bzw. 41 mg/(h*Tier). Das Maximum erreichte 165 mg/(h*Tier) und das Minimum war 12 mg/(h*Tier). Auffällig war der deutliche Ausschlag der Schwankungen zu höheren Werten im zweiten Durchgang.

Die Emissionsfaktoren für Ammoniak aus den vier untersuchten Betrieben zeigt Abbildung 20. In dieser zusammenfassenden Darstellung der an den einzelnen Messterminen ermittelten Emissionsfaktoren für Ammoniak wird die große Spannweite der Werte deutlich. Diese reichten von 2,4 mg/(h*Tier) in der Kleingruppenhaltung bis 170 mg/(h*Tier) bei einem Messtermin in der Bodenhaltung. Vergleichbar hohe Werte fanden sich auch vereinzelt in der Volierenhaltung.

Diskussion und Fazit

Die Konzentrationsverläufe der untersuchten Haltungs- systeme unterscheiden sich deutlich.

Die mittels Boxplot dargestellten Ergebnisse zeigten eine gute Reproduzierbarkeit für die beiden Durchgänge, soweit die Medianwerte betrachtet werden. Die Schwankungsbreiten waren jedoch erheblich. Alle relevanten Werte sind in Tabelle 1 für die Ammoniakkonzentration aufgeführt.

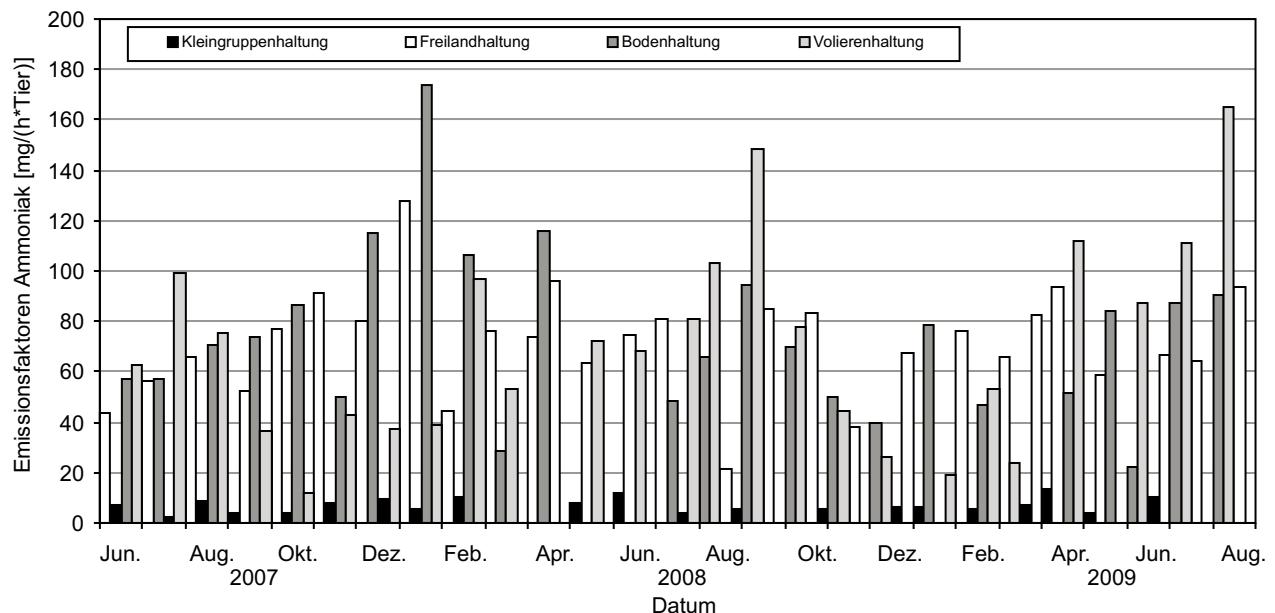


Abbildung 20:
Emissionsfaktoren für Ammoniak aus den untersuchten Haltungssystemen

Tabelle 1:
Kenngrößen der Konzentrationen für Ammoniak (in ppm) in den untersuchten Ställen, einstündige Messungen (stallbezogen)

Stallsystem	Median NH ₃	Minimum NH ₃	Unteres Quartil (25 %)	Oberes Quartil (75 %)	Maximum NH ₃
Bodenhaltung mit Freilandzugang	9,66	1,87	6,74	17,90	33,59
Volierenhaltung	11,4	2,24	8,80	14,18	18,52
Bodenhaltung	22,38	9,19	18,77	28,79	47,42
Kleingruppenhaltung	1,74	0,42	1,05	2,85	4,18

Die untersuchten Haltungssysteme unterscheiden sich auch deutlich in ihrem Emissionsverhalten.

Die mittels Boxplot dargestellten Ergebnisse für die Emissionsfaktoren zeigten eine gute Reproduzierbarkeit für die beiden Durchgänge, soweit die Medianwerte betrachtet werden. Die Schwankungsbreiten waren jedoch erheblich.

In der TA-Luft (KTBL, 2006) werden Ammoniak-Emissionsfaktoren genannt, die für Käfighaltung mit belüftetem Kotband 4,44 mg/(h*Tier), für Volierenhaltung mit belüftetem Kotband 10,40 mg/(h*Tier) und für Bodenhaltung mit Freilauf 36,04 mg/(h*Tier) betragen. Diese wurden in den vorliegenden untersuchten Haltungssystemen im Medianwert überschritten.

Das Minimum der Messwerte lag aber zumeist in der Größenordnung der in der TA-Luft genannten Emissionsfaktoren.

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.

Tabelle 2 zeigt für alle Ställe die Medianwerte der Gesamtmessung (1. und 2. Durchgang zusammen), das Minimum, das Maximum und das untere und obere Quartil der Emissionsfaktoren von Ammoniak.

Tabelle 2:
Kenngrößen der Emissionsfaktoren für Ammoniak (in mg/(h*Tier)) in den untersuchten Ställen, einstündige Messungen (stallbezogen)

Stallsystem	Median NH ₃	Minimum NH ₃	Unteres Quartil (25 %)	Oberes Quartil (75 %)	Maximum NH ₃
Bodenhaltung mit Freilandzugang	67,63	21,68	58,38	81,93	128,05
Volierenhaltung	61,75	12,29	41,03	84,30	164,78
Bodenhaltung	69,41	20,36	49,41	86,66	173,42
Kleingruppenhaltung	6,35	2,41	4,33	8,12	13,17

- Ammoniakkonzentrationen im Stall werden stark vom Haltungssystem und besonders der Lüftung beeinflusst
- Ein Tag- und Nachtrhythmus ist nicht klar zu erkennen
- Der Grenzwert von 20 ppm wird eher im Winter als im Sommer überschritten und stärker in Systemen mit Kotlagerung im Stall
- Diese Ergebnisse gelten nur für die Zeiträume, in denen sie gemessen wurden. Für prognostische Aussagen sind zusätzliche Modelle erforderlich

Die Untersuchungen fanden im Zusammenhang mit einem Projekt der Privat 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

Hinz T, Linke S, Zander F (2009a) Farmers exposure against airborne contaminants in different systems for layers. In: Giometta G, Zimbalatti G (eds) 33rd CIOSTA CIGR V Conference 2009, vol. 2. Reggio Calabria : Artemis, pp 1595-1599

Hinz T, Winter T, Linke S (2009b) Dust emissions from keeping laying hens : a comparison of different systems. In: Briese 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 (2009c) PM and ammonia emissions from alternative systems for laying hens. In: Giometta G, Zimbalatti G (eds) 33rd CIOSTA CIGR V Conference 2009, vol. 2. Reggio Calabria : Artemis, pp 1889-1893

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:1999:203:005:0057:DE:PDF>> [zitiert am 27.07.2010]

Tierschutz-Nutztierhaltungs-VO (2009) Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 22. August 2006 (BGBl 1 S. 2043), die durch die Verordnung vom 1. Oktober 2009 (BGBl 1 S. 3223) geändert worden ist. Bundesgesetzblatt : Teil 1 / Bundesminister der Justiz (66)3223

Winter T, Linke S, Hinz T (2009a) Farmers exposure to ammonia in new systems of laying hens. In: Briese 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 (2009b) Workload in alternative keeping systems for laying hens. Bornimer Agrartechn Ber 66:76-84

Winter T, Hinz T, Linke S (2009c) Messung der Staub- und Ammoniakkonzentrationen in vier verschiedenen alternativen Systemen der Legehennenhaltung als Indikator für die Luftqualität im Stall. In: Jahrestagung der Gesellschaft für Hygiene, Umweltmedizin und Präventivmedizin, 8.-10. Oktober 2009 in Stuttgart

KTBL(2006) Handhabung der TA Luft bei Tierhaltungsanlagen : ein Wegweiser für die Praxis. Darmstadt : KTBL, 244 p, KTBL- Schrift 447

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 27.07.2010]

Verminderte Wirkung von Anthelminthika gegen Rindernematoden*

Nina Kleinschmidt**, Regine Koopmann**, Janina Demeler*** und Georg von Samson-Himmelstjerna***

Zusammenfassung

Die Wirtschaftlichkeit der Haltung von Junggrindern mit Weidegang wird entscheidend durch Magen-Darm-Parasiten beeinflusst. Weltweit zunehmende Anthelminthikaresistenzen (AR) bewirken, dass in vielen Regionen eine wirkungsvolle Behandlung nicht mehr uneingeschränkt möglich ist.

Die Ergebnisse einer Feldstudie, durchgeführt in den Jahren 2006 und 2007, lieferten für Deutschland erstmalig Hinweise auf eine reduzierte Wirksamkeit von Avermectin bei der Entwurmung erstsömmriger Kälber. Auf knapp der Hälfte der ausgewerteten norddeutschen Milchviehbetriebe konnte mittels koproskopischer Untersuchungen gezeigt werden, dass die Reduktionen der Zahl ausgeschiedener Nematodeneier 14 Tage nach Behandlung mit dem Wirkstoff Ivermectin nicht den internationalen Kriterien für eine vollständige Wirksamkeit entsprachen.

Der Wirkstoff Albendazol aus der Wirkstoffgruppe der Benzimidazole zeigte auf 10 weiteren untersuchten Betrieben eine vollständige Wirksamkeit.

Die Erprobung von *in vitro* Verfahren (Larvenmigrationstest, Larvenschlupfhemmtest) hat weiteren Forschungsbedarf hinsichtlich Arbeitsökonomie und Referenzwerten für die getesteten Anthelminthika aufgezeigt.

Einsparungen hinsichtlich des Umfanges der Arzneimitelanwendung könnten helfen, die Entwicklung von AR zu verlangsamen. Um Kriterien für eine gezielte, selektive Entwurmung von einzelnen Tieren zu definieren, wurden Daten zur Körperkonstitution mit den Eiausscheidungszahlen bei weidenden Junggrindern verglichen. Ein Zusammenhang konnte bislang, möglicherweise auf Grund zu geringer Infektionsintensitäten der untersuchten Rinder, nicht signifikant nachgewiesen werden. Die Korrelation zwischen Körpergewicht und per Maßband bestimmtem Brustumfang war hingegen sehr gut ($r = 0,982$).

Schlüsselwörter: Anthelminthikaresistenz, gastrointestinale Nematoden, Rind, Weidegang

Abstract

Reduced efficacy of anthelmintics in cattle nematodes

The productivity of young grazing cattle is mainly affected by infections with gastro-intestinal nematodes. Worldwide anthelmintic resistance (AR) is increasingly jeopardizing effective worm control in many regions. Detection of existing AR is the first step to postpone the spread of resistant genotypes.

Results of a field study, performed in the years 2006 and 2007, revealed a reduced efficacy of avermectine against gastro-intestinal nematodes used for deworming first-season-grazing calves on German dairy farms. On nearly half of farms analysed, reduction of faecal egg output on day 14 post ivermectin treatment failed to meet the international criteria for complete efficacy.

In contrast treatment with the benzimidazole albendazole showed full efficacy on ten additional farms.

The evaluation of two *in vitro* tests for the detection of anthelmintic resistance (Larval Migration Inhibition Test, Egg Hatch Test) indicated that improvement regarding cost effectiveness and establishment of reference values are required.

A minimized use of anthelmintics could help to delay the development of AR. To define criteria used for targeted, selective treatment of individual grazing calves, several data points concerning body condition and faecal egg count were compared. No significant correlation was found between the two parameters, possibly due to low nematode infection rates, while the correlation between body weight and the heart girth tape value was high ($r = 0.982$).

Keywords: anthelmintic resistance, cattle, gastrointestinal nematodes, grazing

* Dieser Artikel stellt die Ergebnisse der Dissertation von Nina Kleinschmidt (2009) aus dem Institut für Parasitologie, Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover vor.

** Johann Heinrich von Thünen-Instituts, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Institut für Ökologischen Landbau, Trenthorst 32, 23847 Westerau, E-mail: Regine.Koopmann@vti.bund.de

*** Freie Universität Berlin, Institut für Parasitologie und Tropenveterinärmedizin, Königsweg 67 14163 Berlin

Einleitung

Infektionen mit Magen-Darm-Strongyliden (MDS) stellen für die Gesundheit aller Weidetiere eine permanente Bedrohung dar. Neben den vorbeugenden Maßnahmen wie z. B. Weidemanagement, stützt sich die Bekämpfung der MDS hauptsächlich auf die Verabreichung von Anthelminthika. Bei ökologischen Haltungsverfahren, in denen Arzneimittel restriktiv verwendet werden sollen, ist eine zuverlässige Wirksamkeit der eingesetzten Substanzen von besonderer Bedeutung für das Wohlergehen der Tiere. Die Wirksamkeit von Entwurmungsmitteln, besonders im Bereich der kleinen Wiederkäuer, lässt jedoch in den letzten Jahren deutlich nach; man spricht von vermehrt vorkommender Anthelminthikaresistenz (AR).

Durch den Einsatz von Anthelminthika wird auf die grundsätzlich vorhandenen Resistenzgene innerhalb einer Population selektiert. Diese Resistenzgene kommen natürlicherweise nur in sehr geringer Anzahl vor. Allerdings steigt der Anteil Anthelminthika-Resistenz assoziierter Allele bei fortgesetzter Selektion, so weit bis die klinische Wirkung der Behandlung ausbleibt und ein resistenter Phänotyp der Population besteht. Dann kommt es trotz Behandlung zur Erkrankung (Wolstenholme et al., 2004). Die Geschwindigkeit dieses Prozessablaufes hängt von vielen Faktoren ab, entscheidend sind z. B. die Behandlungsfrequenz und die verabreichte Menge (zu geringe Dosierung fördert AR) des Entwurmungsmittels (Lawrence et al., 2006). Aber auch nur wenige Behandlungen mit einem Anthelminthikum, das bereits schlechte Wirksamkeit aufweist, erhöhen die Selektion auf AR (Martin, 1989).

Die ersten Wirksamkeitseinbußen für Benzimidazole wurden 1964, bereits drei Jahre nach Markteinführung, beim Schaf beschrieben (Drudge et al., 1964). Später folgten die Wirkstoffe: Levamisol (Anderson et al., 1988), Ivermectin (Van Wyk und Malan, 1988) und Moxidectin (Watson et al., 1996).

In Australien, Neuseeland, Südafrika, Südamerika und den südlichen USA weisen seit einiger Zeit vermehrt Berichte über Anthelminthikaunwirksamkeiten auf ein alarmierendes Ausmaß des Vorkommens von AR bei den MDS der Schafe und Ziegen, z. T. gegen alle bekannten Wirkstoffgruppen, hin. An manchen Standorten ist die Weidehaltung kleiner Wiederkäuer bereits nicht mehr möglich. Heutzutage kommen AR weltweit vor (Chandrawathani et al., 2004; Jackson und Coop, 2000; Leathwick et al., 1995; Lyndal-Murphy et al., 2010; Mortensen et al., 2003; Pomroy, 2006; Terrill et al., 2001; Van Wyk et al., 1999; Waghorn et al., 2006b; Wrigley et al., 2006).

Inzwischen liegen auch Ergebnisse zu Wirksamkeitseinbußen von Anthelminthika beim Rind in Übersee vor (Anziani et al., 2004; Jackson et al., 2006; Mejia et al., 2003; Pomroy, 2006; Waghorn et al., 2006a).

In Europa sind Hinweise auf AR bei Rindernematoden bisher fast ausschließlich in England gefunden worden (Coles et al., 1998; Coles et al., 2001; Stafford und Coles, 1999). In Flandern wurde bereits 1987 ein verdächtiger Betrieb beschrieben (Geerts et al., 1987). Analog zur vorliegenden Arbeit wurden in Belgien und Schweden Wirksamkeitseinbußen detektiert (Demeler et al., 2009).

Bisher wird der Umgang mit resistenten Nematodenpopulationen im Feld dadurch erschwert, dass Testverfahren zur Detektion von AR eine geringe Sensitivität und Wiederholbarkeit aufweisen (Bartley et al., 2004; Miller et al., 2006; Sargison et al., 2007; Yazwinski et al., 2009). AR lässt sich erst dann feststellen, wenn bereits mindestens 25 % der Population resistent sind (Martin et al., 1989). Dazu kommt, dass der Eizahlreduktionstest zeitaufwendig ist, da mikroskopische Kotuntersuchungen vor und nach der Behandlung durchgeführt werden müssen. Daher wird die Entwicklung reiner Laborverfahren, so genannter *in vitro* Testverfahren, angestrebt.

Die von der World Association for the Advancement of Veterinary Parasitology (W.A.A.V.P.) festgelegten Grenzwerte (Coles et al., 1992) sollen einem neuen Protokoll weichen, das in verschiedenen Teilen der Welt validiert werden soll (Coles et al., 2006). Erste Erkenntnisse dazu ergab das europäisch geförderte PARASOL-Projekt (von Samson-Himmelstjerna et al., 2009, Demeler et al., 2010).

Zur Verzögerung der Verbreitung von AR bei MDS der Wiederkäuer werden u.a. Quarantäne, optimale Applikation und Dosierung des Medikamentes und gezielte Weidemanagementverfahren empfohlen. Sehr stark favorisiert wird die Reduktion des Arzneimittelverbrauchs z. B. durch die selektive Behandlung von gezielt ausgesuchten Einzeltieren innerhalb der Herde (Targeted Selective Treatment, TST), (Van Wyk et al., 2006; Wolstenholme et al., 2004).

In der vorliegenden Arbeit wurde die Wirksamkeit der Wirkstoffe Ivermectin (IVM) und Albendazol (ABZ) auf MDS bei erstsömmrigen Milchrindern in Norddeutschland mittels *in vivo* und *in vitro* Testverfahren überprüft (Kleinschmidt, 2009). Teilergebnisse wurden bereits veröffentlicht (Demeler et al., 2009) und werden hier mit Einverständnis der Zeitschrift Veterinary Parasitology wiedergegeben.

Ziel war es außerdem, eine Beziehung zwischen der Körperkonstitution der Rinder und der MDS-Eiausscheidung herzustellen, um mit ihrer Hilfe gegebenenfalls ein Entscheidungskriterium für die Methode der gezielten selektiven Einzeltierbehandlung (TST) definieren zu können.

Material und Methoden

Der Eizahlreduktionstest (EZRT) vergleicht die MDS-Eizahlen, die pro Gramm Frischkot (EpG) vor und nach einer Behandlung vom Wirtstier ausgeschieden werden. Dieser

in vivo Test ist für alle Wirkstoffe anwendbar. Entsprechend der Kriterien der W.A.A.V.P. (Coles et al., 1992) ist Resistenz vorhanden, wenn die Eizahlreduktion unter 95 % und auch das untere 95 %-Konfidenzintervall unter 90 % liegen. Der Zeitpunkt der Untersuchung nach Behandlung wird durch das gewählte Anthelminthikum bestimmt.

Der Larvenschlupfhemmtest (LSHT) untersucht *in vitro* die abtötende Wirkung ansteigender Wirkstoffkonzentrationen von Anthelminthika (hier ABZ) auf MDS-Eier. Anhand der Schlupfrate wird die effektive Konzentration (EC_{50}) bestimmt, bei der 50 % der Eier am Schlupf gehindert werden. Der Grenzwert für Benzimidazolresistenz wird von Coles et al. (1992) bei einer EC_{50} von 0,1 µg/ml TBZ festgelegt.

Der Larvenmigrationsinhibitionstest (LMIT) ermittelt den Grad der Hemmung durch unterschiedliche Konzentrationen von Wirkstoffen (hier IVM) auf die Wanderungsfähigkeit der infektiösen dritten Larven der MDS ebenfalls *in vitro*.

Die Untersuchungen innerhalb dieser Feldstudie fanden auf Milchviehbetrieben in Norddeutschland statt, deren weibliche Nachzucht mindestens 10 erstsömmige Kälber umfasste, welche während der Saison ständig Weidegang hatten.

Im Jahr 2007 wurden EZRT mit ABZ (Valbazen®, Pfizer) auf zehn Betrieben (Untersuchung an je 6 – 10 Tieren mit positivem MDS-Nachweis an Tag 0) durchgeführt.

In den Jahren 2006 und 2007 wurde auf weiteren zehn Milchviehbetrieben die Wirksamkeit von IVM (Ivomec®, Merial) im EZRT untersucht.

Parallel wurden die jeweiligen *in vitro* Testverfahren von allen Proben, bei denen ausreichend MDS-Eier respektive dritte MDS-Larven gewonnen werden konnten, angesetzt.

Im Jahr 2006 und 2007 wurde zusätzlich auf dem Versuchsbetrieb des Instituts für ökologischen Landbau des Johann Heinrich von Thünen-Instituts ein Weideversuch über die gesamte Weidesaison durchgeführt. Alle drei bzw. vier Wochen wurde bei 34 respektive 38 natürlich infizierten erstsömmrigen Rindern die Parameter Körpergewicht, Brustumfang (mit dem Maßband), Body Condition Score (BCS) und die Ausscheidung von MDS Eiern (EpG) untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

Albendazol

Auf allen untersuchten Betrieben wurden ABZ-empfindliche MDS-Populationen gefunden, da jeweils die Eizahlreduktion (EZR) an Tag 7 und Tag 14 nach der Behandlung mit ABZ größer als 95 % war und bei neun Betrieben sogar eine vollständige EZR (100 %) festgestellt wurde. Sechs dieser Betriebe hatten im Vorjahr überhaupt nicht

entwurmt, drei hatten makrozyklische Laktone verwendet, einer Benzimidazole.

Die Wirksamkeit von Benzimidazolen wurde anhand der Schlupfhemmung der MDS-Eier im Larvenschlupfhemmtest *in vitro* mit Thiabendazol (TBZ) bestimmt. Die TBZ-Konzentration, bei der 50 % der Hemmung auftritt, ergab auf Betriebsebene Werte zwischen 0,030 und 0,038 µg TBZ/ml. Diese Ergebnisse liegen deutlich unter dem Grenzwert für resistente MDS von 0,1 µg TBZ/ml. Die Ergebnisse der LSHTs und die Ergebnisse des EZRT zeigen übereinstimmend keine Hinweise auf eine reduzierte Wirksamkeit von Benzimidazolen in den untersuchten Populationen.

Ivermectin

In den Jahren 2006 und 2007 wurde auf insgesamt zehn Milchviehbetrieben die Wirksamkeit von IVM (Ivomec®, Merial) im EZRT untersucht. Davon konnten 2006 acht und 2007 sechs Betriebe ausgewertet werden. Die Gattungsdifferenzierung von aus Kotkulturen gewonnenen dritten Larven mittels real-time PCR (Samson-Himmelstjerna et al., 2001) zeigte, dass am Tag der Behandlung (Tag 0) auf allen Betrieben Mischinfektionen mit *Cooperia* spp. und *Ostertagia* spp. vorlagen.

Auf vier von acht Betrieben im Jahr 2006 und zwei von sechs Betrieben im Jahr 2007 wurde entsprechend der Kriterien der W.A.A.V.P. (Coles et al., 1992) eine unvollständige Wirksamkeit von IVM an Tag 14 nach Behandlung nachgewiesen.

Acht Betriebe hatten im Vorjahr mit Avermectinen entwurmt, einer mit Benzimidazol, eine Angabe fehlte.

Die vorliegende Untersuchung beschreibt somit die ersten Hinweise auf unvollständige Wirksamkeit von IVM auf *Cooperia* spp. und *Ostertagia* spp. bei Rindern in Deutschland.

Weiterhin konnten insgesamt 61 Larvenmigrationsinhibitionstests (LMIT) ausgewertet werden. Die Empfindlichkeit der dritten Larven der verschiedenen MDS-Feldpopulationen wurde anhand der IVM-Konzentration, bei der 50 % Hemmung der Migration (EC_{50}) vorliegt, verglichen. Die Schwierigkeit beim Vergleich der EC_{50} -Werte vor und nach der Behandlung bestand darin, dass entsprechend der real-time PCR Ergebnisse an Tag 0 Mischpopulationen aus *Cooperia* spp. (vermutlich *Cooperia oncophora*) und *Ostertagia* spp. (vermutlich *Ostertagia ostertagi*) vorlagen und nach der Behandlung ausschließlich *Cooperia* spp. In eigenen Laboruntersuchungen (Demeler et al., 2010) unterschieden sich diese beiden Nematodenarten maßgeblich in ihrer Empfindlichkeit gegenüber IVM. Die EC_{50} -Werte aller untersuchten Mischpopulationen aus *Cooperia* spp. und *Ostertagia* spp. lagen vor der Behandlung im Bereich von 142 bis 966 nM IVM. Im Rahmen der vorliegenden Feldstudie lagen die EC_{50} -Werte der untersuchten

Nematodenpopulationen nach Behandlung zwischen 89 und 945 nM IVM.

Aufgrund der im Feld vorhandenen Mischinfektionen mit *Cooperia spp.* und *Ostertagia spp.* ist die Interpretation der Ergebnisse des LMIT erschwert. Für den Praxiseinsatz wird es notwendig sein, Referenzwerte für Mischinfektionen zu bestimmen und zu validieren.

Kriterien für die gezielte, selektive Einzeltierbehandlung (TST)

In beiden Jahren war die MDS Eiausscheidung beim größten Teil der Gruppe während der gesamten Weidesaison sehr niedrig und es konnte kein signifikanter Zusammenhang zwischen Eiausscheidung und den Parametern der Körperkondition nachgewiesen werden. Es wurden jedoch signifikante Korrelationen ($p < 0,0001$) zwischen dem Körpergewicht und dem BCS ($r = 0,548$) und zwischen Körpergewicht und der Methode der Gewichtsbestimmung durch Messung des Brustumfanges ($r = 0,982$) ermittelt.

Schlussfolgerung

Mit dieser Untersuchung ist dokumentiert, dass die Problematik unzureichender Wirksamkeit von Anthelmintika in der Rinderhaltung in Europa und insbesondere auch in Deutschland verbreiteter ist als zuvor angenommen. Um die weitere Ausbreitung vorausschauend einzämmen zu können, ist ein Umdenken im Hinblick auf das Entwurmsmanagement notwendig. In Zukunft sollten Verfahren zur Weideführung erprobt werden, die speziell die Epidemiologie der Parasiten berücksichtigen. Die tierindividuelle Reaktion auf erhöhten Parasitendruck muss erkannt und der Befall selektiv bekämpft werden. Für diese Selektion sind die optimalen Kriterien zu finden. Dies ist die wissenschaftliche Herausforderung in der nahen Zukunft. Sollten geeignete Behandlungsindikatoren zur Verfügung stehen, könnte die Abkehr von dem Prinzip der gleichzeitigen Behandlung der gesamten Herde eine wichtige Strategie darstellen, um die Ausbreitung von AR zu verzögern und den Arzneimittelverbrauch in der Rinderhaltung zu reduzieren.

Literatur

Anderson N, Martin PJ, Jarrett RG, Brown TH, Miller DW (1988) Sequential development of resistance to thiabendazole and levamisole in nematodes of sheep. *Int J Parasitol* 18:243-249

Anziani OS, Suarez V, Guglielmone AA, Warnke O, Grande H, Coles GC (2004) Resistance to benzimidazole and macrocyclic lactone anthelmintics in cattle nematodes in Argentina. *Vet Parasitol* 122:303-306

Bartley DJ, Jackson F, Jackson E, Sargison N (2004) Characterisation of two triple resistant field isolates of *Teladorsagia* from Scottish lowland sheep farms. *Vet Parasitol* 123:189-199

Chandrawathani P, Yusoff N, Wan LC, Ham A, Waller PJ (2004) Total anthelmintic failure to control nematode parasites of small ruminants on government breeding farms in Sabah, East Malaysia. *Vet Res Commun* 28:479-489

Coles GC, Jackson F, Pomroy WE, Prichard RK, von Samson-Himmelstjerna G, Silvestre A, Taylor MA, Vercruyse J (2006) The detection of anthelmintic resistance in nematodes of veterinary importance. *Vet Parasitol* 136:167-185

Coles GC, Watson CL, Anziani OS (2001) Ivermectin-resistant *Cooperia* in cattle. *Vet Rec* 148:283-284

Coles GC, Stafford KA, Mackay PHS (1998) Ivermectin-resistant *Cooperia* species from calves on a farm in Somerset. *Vet Rec* 142:255-256

Coles GC, Bauer C, Borgsteede FHM, Geerts S, Klei TR, Taylor MA, Waller PJ (1992) World-Association-For-The-Advancement-Of-Veterinary-Parasitology (WAAVP) methods for the detection of anthelmintic resistance in nematodes of veterinary importance. *Vet Parasitol* 44(1-2):35-44

Demeler J, Kütter U, von Samson-Himmelstjerna G (2010) Adaptation and evaluation of three different in vitro tests for the detection of resistance to anthelmintics in gastro intestinal nematodes of cattle. *Vet Parasitol* 170: 61-70

Demeler J, Van Zeveren AM, Kleinschmidt N, Vercruyse J, Hoglund J, Koopmann R, Cabaret J, Claerebout E, Areskog M, von Samson-Himmelstjerna G (2009) Monitoring the efficacy of ivermectin and albendazole against gastro intestinal nematodes of cattle in Northern Europe. *Vet Parasitol* 160:109-115

Drudge JH, Szanto J, Wyant ZN, Elam G (1964) Field studies on parasite control in sheep : comparison of thiabendazole, ruelene, and phenothiazine. *Am J Vet Res* 25:1512-1518

Geerts S, Brandt J, Kumar V, Biesemans L (1987) Suspected resistance of *Ostertagia ostertagi* in cattle to levamisole. *Vet Parasitol* 23:77-82

Jackson F, Coop RL (2000) The development of anthelmintic resistance in sheep nematodes. *Parasitol* 120:S95-S107

Jackson R, Rhodes AP, Pomroy WE, Leathwick DM, West DM, Waghorn TS, Moffat JR (2006) Anthelmintic resistance and management of nematode parasites on beef cattle-rearing farms in the North Island of New Zealand. *N Z Vet J* 54:289-296

Kleinschmidt N (2009) Untersuchung zum Vorkommen von Anthelmintikaresistenzen bei erstsömmrigen Rindern in norddeutschen Milchviehbetrieben. Hannover : TiHo, 177 p

Lawrence KE, Rhodes AP, Jackson R, Leathwick DM, Heuer C, Pomroy WE, West DM, Waghorn TS, Moffat JR (2006) Farm management practices associated with macrocyclic lactone resistance on sheep farms in New Zealand. *N Z Vet J* 54:283-288

Leathwick DM, Vlassoff A, Barlow ND (1995) A model for nematodiasis in New Zealand lambs : the effect of drenching regime and grazing management on the development of anthelmintic resistance. *Int J Parasitol* 25:1479-1490

Lyndal-Murphy M, Rogers D, Ehrlich WK, James PJ, Pepper PM (2010) Reduced efficacy of macrocyclic lactone treatments in controlling gastrointestinal nematode infections of weaner dairy calves in subtropical eastern Australia. *Vet Parasitol* 168:146-150

Martin PJ (1989) Selection for thiabendazole resistance in *Ostertagia* spp. by low efficiency anthelmintic treatment. *Int J Parasitol* 19:317-325

Mejia ME, Igartua BMF, Schmidt EE, Cabaret J (2003) Multispecies and multiple anthelmintic resistance on cattle nematodes in a farm in Argentina : the beginning of high resistance? *Vet Res* 34:461-467

Miller CM, Waghorn TS, Leathwick DM, Gilmour ML (2006) How repeatable is a faecal egg count reduction test? *N Z Vet J* 54:323-328

Mortensen LL, Williamson LH, Terrill TH, Kircher RA, Larsen M, Kaplan RM (2003) Evaluation of prevalence and clinical implications of anthelmintic resistance in gastrointestinal nematodes in goats. *J Am Vet Med Assoc* 223:495-500

PARASOL (2009) EU-6th framework programme [online]. Zu finden in [www.parasol-project.org](http://parasol-project.org) [zitiert am 04.08.2010]

Pomroy WE (2006) Anthelmintic resistance in New Zealand : a perspective on recent findings and options for the future. *N Z Vet J* 54:265-270

Sargison ND, Jackson F, Bartley DJ, Wilson DJ, Stenhouse LJ, Penny CD (2007) Observations on the emergence of multiple anthelmintic resistance in sheep flocks in the south-east of Scotland. *Vet Parasitol* 145:65-76

Stafford KJ, West DM, Pomroy WE (1994) Nematode worm egg output by ewes. *N Z Vet J* 42:30-32

Terrill TH, Kaplan RM, Larsen M, Samples OM, Miller JE, Gelaye S (2001) Anthelmintic resistance on goat farms in Georgia : efficacy of anthelmintics against gastrointestinal nematodes in two selected goat herds. *Vet Parasitol* 97:261-268

van Wyk JA, Hoste H, Kaplan RM, Besier RB (2006) Targeted selective treatment for worm management - how do we sell rational programs to farmers? *Vet Parasitol* 139:336-346

van Wyk JA, Stenson MO, Van der Merwe JS, Vorster RJ, Viljoen PG (1999) Anthelmintic resistance in South Africa : surveys indicate an extremely serious situation in sheep and goat farming. *Onderstepoort J Vet Res* 66:273-284

van Wyk JA, Malan FS (1988) Resistance of field strains of *Haemonchus contortus* to ivermectin, closantel, rafoxanide and the benzimidazoles in South Africa. *Vet Rec* 123:226-228

von Samson-Himmelstjerna G, Coles GC, Jackson F, Bauer C, Borgsteede F, Cirak VY, Demeler J, Donnan A, Dorny P, Epe C, Harder A, Hoglund J, Kaminsky R, Kerboeuf D, Kuttler U, Papadopoulos E, Posedi J, Small J, Varady M, Vercruyse J, Wirtherle N (2009) Standardization of the egg hatch test for the detection of benzimidazole resistance in parasitic nematodes. *Parasitol Res* 105:825-834

Waghorn TS, Leathwick DM, Rhodes AP, Jackson R, Pomroy WE, West DM, Moffat JR (2006a) Prevalence of anthelmintic resistance on 62 beef cattle farms in the North Island of New Zealand. *N Z Vet J* 54:278-282

Waghorn TS, Leathwick DM, Rhodes AP, Lawrence KE, Jackson R, Pomroy WE, West DM, Moffat JR (2006b) Prevalence of anthelmintic resistance on sheep farms in New Zealand. *N Z Vet J* 54:271-277

Watson TG, Hosking BC, Leathwick DM, McKee PF (1996) Ivermectin-moxidectin side resistance by *Ostertagia* species isolated from goats and passed to sheep. *Vet Rec* 138:472-473

Wolstenholme AJ, Fairweather I, Prichard R, von Samson-Himmelstjerna G, Sangster NC (2004) Drug resistance in veterinary helminths. *Trends Parasitol* 20:469-476

Wrigley J, McArthur M, McKenna PB, Mariadass B (2006) Resistance to a triple combination of broad-spectrum anthelmintics in naturally-acquired *Ostertagia circumcincta* infections in sheep. *N Z Vet J* 54:47-49

Yazwinski TA, Tucker CA, Powell J, Reynolds J, Hornsby P, Johnson Z (2009) Fecal egg count reduction and control trial determinations of anthelmintic efficacies for several parasiticides utilizing a single set of naturally infected calves. *Vet Parasitol* 164:232-241

vTI-Baseline 2009 to 2019: Agri-economic projections for Germany

Frank Offermann*, Horst Gömann**, Peter Kreins**, Oliver von Ledebur***, Janine Pelikan***, Petra Salomon***, Jürgen Sanders*

Abstract

This article presents selected results of the vTI-Baseline as well as the underlying assumptions. The vTI-Baseline is established using and combining four models (GTAP, AG-MEMOD, RAUMIS, FARMIS) of the vTI model network. It provides a reference scenario for the analysis of the impacts of alternative policies and developments.

The projections are based on data and information available in summer 2009 and are thus characterised by the recession following the global financial crisis. The baseline assumes a continuation of the current policy framework and the implementation of the already agreed upon policy changes, respectively. According to the projections, the EU share in global agricultural trade rises from 16 % in 2004 to 19 % in 2019. Due to the reduced policy interventions in the milk market, the projected low world market prices for milk products affect the milk farm gate price in Germany, which in the baseline is 27 Euro/100 kg (3.7 % fat, excl. VAT) in 2019. Prices for other livestock products increase slightly. The prices for crop products benefit from a policy-induced demand for bioenergy, and while lower than the high prices observed in 2008, they will remain above the 2003 to 2005 period. In Germany, policy support for biomass production is the main driver for changes in agricultural land use. In the baseline, 1.2 million hectares are used for growing energy maize in 2019, at the expense of land subject to obligatory set-aside until 2007 as well as cereals and oilseeds. Milk production is slightly increasing because of milk quota abolishment. In comparison to the base period 2006 to 2008, farm net value added per work unit stagnates in real terms, and thus remains slightly above the average level observed during the last decade. Income in dairy farms (-6 %) and other grazing livestock farms (-6 %) decreases, while pig farms (+21 %) benefit from rising pork prices and lower feeding costs.

Keywords: agricultural policy, impact assessment, modelling, Germany

Zusammenfassung

vTI-Baseline 2009 bis 2019: Agrarökonomische ProJEKTIONEN FÜR DEUTSCHLAND

Die vTI-Baseline ist eine auf den deutschen Agrarsektor fokussierte modellgestützte Projektion der erwarteten Entwicklungen auf der Grundlage der im Sommer 2009 vorliegenden Daten und Informationen. Die vTI-Baseline stellt eine Referenzsituation für die Analyse von Auswirkungen alternativer Politiken und Entwicklungen dar.

Die Projektion für den Zeitraum 2009 bis 2019 steht im Zeichen der Rezession infolge der Finanzkrise und einem anschließend gemäßigten Wirtschafts- und Nachfragewachstum. Der Anteil der EU am Weltagrargehandel steigt von 2004 bis 2019 von 16 auf 19 %. Aus externen Projektionen der Weltmarktpreisentwicklungen leiten sich für Deutschland niedrige Erzeugerpreise für Milch (3,7 % Fett, ohne MwSt.) von knapp 27 Euro/100 kg ab; dennoch wird die Milcherzeugung bis 2019 nicht zuletzt durch den Wegfall der Quotenregelung leicht ausgedehnt. Die politisch induzierte Nachfrage nach Bioenergie stabilisiert die Preise in den pflanzlichen Sektoren. Hinzu kommt in Deutschland die Förderung des Biomassanbaus zur Energiegewinnung infolgedessen nach den Modellergebnissen bis 2019 etwa 1,2 Mio. ha für den Energiemaisanbau genutzt werden. Rund die Hälfte der hierzu benötigten Fläche kann durch den Wegfall der bis 2007 obligatorischen Flächenstilllegung gedeckt werden. Weitere rund 600.000 ha gehen hauptsächlich zulasten der Getreide- und Ölsaatenfläche. Im Vergleich zum Basisjahrzeitraum (2006 bis 2008) stagniert das durchschnittliche Betriebseinkommen pro Arbeitskraft. Es liegt damit leicht über dem mittleren Niveau der letzten zehn Jahre. Die Einkommensentwicklung weist Unterschiede zwischen den Betriebsformen auf. Während die Einkommen in Milchviehbetrieben (-6 %) und sonstigen Futterbaubetriebe (-5 %) rückläufig sind, profitieren Veredlungsbetriebe (+21 %) von steigenden Schweinefleischpreisen und günstigeren Futtermitteln.

Schlüsselwörter: Agrarpolitik, Politikfolgenabschätzung, Modellierung, Deutschland

* Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Federal Research Institute for Rural Areas, Forestry and Fisheries, Institute of Farm Economics, Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig, Germany; frank.offermann@vti.bund.de

** Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Institute of Rural Studies

*** Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Institute of Market Analysis and Agricultural Trade Policy

1 Introduction

Many international organisations regularly publish baseline reports (e.g., the agricultural outlook reports of the European Commission, 2009 and the OECD/FAO, 2009). However, the term 'baseline' is often misunderstood, and the frequently lengthy preambles in respective reports explaining what a baseline is (or rather what it is not) are evidence to the existing ambiguities. It is therefore important to stress that the vTI-Baseline is not a forecast about the future. Rather, the baseline describes expected developments when maintaining current policies under an explicit set of assumptions with respect to the development of exogenous factors. The vTI-Baseline thus provides a reference for the analysis of alternative policies and developments.

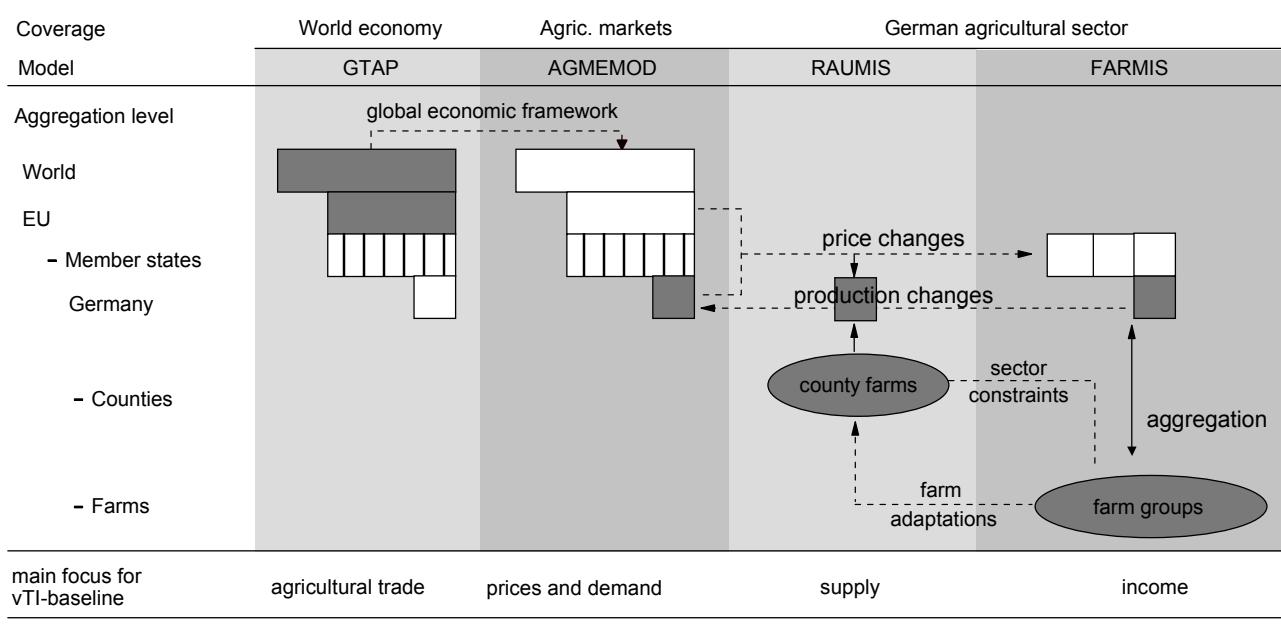
This article presents and discusses selected results of the vTI-Baseline 2009 to 2019 as well as the underlying assumptions.¹ The projections are based on data and information available in summer 2009. At that time, the projections on the developments of the global economy and the prices for oil and agricultural products were characterised by the – still partly unforeseeable – impacts of the global financial

crisis. The results of the vTI-Baseline 2009 to 2019 and the differences compared to the vTI-Baseline 2008 (Offermann et al., 2008) need to be interpreted against this background.

The assumptions regarding the development of exogenous factors and the policy framework in the baseline were defined in close cooperation with experts from the German Ministry of Food, Agriculture and Consumer Protection, and preliminary baseline results were discussed in a circle of representatives from the federal as well as Laender ministries. Besides using expert knowledge for the establishment of the vTI-Baseline, the main goal of this procedure is to define a baseline scenario that is widely accepted as a basis for subsequent policy impact analyses.

2 Methodology

The vTI-Baseline is established using and combining four models of the vTI model network (Bertelsmeier et al., 2003). This network consists of mathematical-economic simulation models covering different levels and aspects of the agricultural sector (Figure 1).



Source: Own illustration.

Figure 1:

The use of models of the vTI model network for the establishment of the vTI-Baseline 2009 to 2019

¹ The full report with detailed results is published as Offermann et al. (2010), and is available with coloured graphs for download.

The GTAP model is a multi regional general equilibrium (GE) model for comparative static analyses. It provides a detailed representation of the economy of a country or group of countries including the linkages between farming, agribusiness, industrial and service sectors of the economy.² The standard GTAP model is complemented with an explicit modelling of the instruments related to the Mid Term Review (MTR) reform of the EU (Brockmeier and Pelikan, 2008). Following the approach of Brockmeier (2005) the EU budget is included which covers the expenditures and revenues of the European Agricultural Guidance and Guarantee Fund (EAGGF). Version 7.0 of the GTAP database is applied for the analysis at hand. This version contains complete bilateral trade information, transport and protection data of 113 regions for 57 commodities from the year 2004.

AGMEMOD is a partial equilibrium (PE) model capturing the heterogeneity of European agriculture across Member States (MS) while at the same time enabling projections and simulations of the Common Agricultural Policy (CAP) as well as of national agricultural policies in a consistent and harmonized way for the whole EU (Salamon et al., 2008; Chantreuil, 2005). Individual econometric or synthetic models of the EU Member States or likely accession countries are linked-up to provide an integrated model for the whole EU. Each country model has been built up and verified by multidisciplinary teams based on common rules for data, model design and underlying assumptions. Based on this concept, annual projections for each commodity for a ten-year horizon, for each country, and for the whole EU are generated.

The regionalized agricultural and environmental information system RAUMIS (Henrichsmeyer et al., 1996; Kreins et al., 2010) is employed to analyse medium and long-term agricultural and environmental policy impacts. The model consolidates various agricultural data sources with the national agricultural accounts as a framework of consistency. It comprises of more than 50 agricultural products, 40 inputs with exogenously determined prices, and reflects the German agricultural sector with its sector linkages. According to data availability, the spatial differentiation is based on administrative bodies, i.e., 326 regions (NUTS III level) treated as single "region farms." Production adjustments caused by changes in the general framework conditions such as agricultural policies are determined by using a mathematical programming approach (Howitt, 1995) with a non-linear objective function that maximizes the regional farm income (Cypris, 2000).

Farm level aspects are covered by FARMIS, a process-analytical programming model for farm groups (Oster-

burg et al., 2001; Bertelsmeier, 2005; Offermann et al., 2005) based on information from the farm accountancy data network (FADN). Production is differentiated for 27 crop and 15 livestock activities, and the model is calibrated to observed production decisions using a positive mathematical programming approach. For this study, the model specification is based on data from the accounting years 2005/06, 2006/07 and 2007/08. The farm sample was stratified by region, type, system and size, resulting in 631 farm group models. Results are aggregated to the sector using farm group specific weighting factors.

3 Assumptions

The vTI-Baseline uses forecasts of the global economic development provided by the World Bank (2009), the EU Commission (2009) and a project group of the German Federal Ministry of Economics and Technology (BMWi, 2009). In addition, projections of the Food and Agricultural Policy Research Institutes (FAPRI, 2009) are employed for the assumptions of world market prices as well as the development of factor prices and factor endowments of the German agricultural sector.

3.1 General economic framework

The vTI-Baseline 2009 builds on external projections for macroeconomic developments from 2009 to 2019. Here, the growth rates of the gross domestic product (GDP), the population growth, the capital growth and the development of skilled and unskilled labour are taken into account. Methodology and data used for this study are based on Walmsley et al (2006) and were adjusted mainly with respect to the development of the GDP necessary to account for the recession of the world economy.

During 2009 to 2019, it is assumed that the exchange rate is between 1.47 Dollar/Euro and 1.39 Dollar/Euro and the average inflation in Germany is about 1.6 %. For the agricultural factor endowments in Germany an annual reduction of -0.1 % for the area of land, -3.9 % for family labour and -3.4 % for the number of farm holdings is assumed. Furthermore, most agricultural input assumptions are based on historical trends from 1991 to 2008. For energy inputs, the oil price projections used in the FAPRI-outlook (FAPRI, 2009) are applied. Because of the extreme price volatilities during the last two years, nitrogen fertilizers are also linked to the price forecasts of oil. The same assumptions on factor endowments and structural changes are made for conventional and organic farming. While it is assumed that the price gap between prices of organic and conventional plant products decreases, the price gap between organic and conventional animal products increases.

² The framework of the standard GTAP model is well documented in Hertel and Tsigas (1997) and available on the Internet (www.gtap.agecon.purdue.edu).

3.2 World market prices for agricultural products

Exogenous world market price projections³ from the 2009 FAPRI outlook⁴ (FAPRI 2009) are used as a basis for the calculation of price figures in AGMEMOD for the vTI-Baseline 2009 to 2019. In general, world market price projections in the 2009 Outlook, but also the new 2010 Outlook (FAPRI 2010), are lower than in the previous year. Whereas in 2007, and up to the middle of 2008, prices had been booming driven by high economic growth and by an additional policy-induced bioenergy demand as well as by some production shortages (e.g., milk). Ample worldwide supplies and lower demand, still shaped by the economic crisis, curbed the consumption prospects, although additional policy-driven bioenergy demand affects arable sectors. Prices differ markedly between the different types of cereals in the FAPRI projections, especially when it comes to wheat and coarse grains. The leading price is wheat followed by lower maize prices contrasting the additional demand for bio ethanol. Due to an increased competition in land use induced by bio energy targets, prices for cereals and oilseeds, respectively vegetable oils, will rise over the mid-term, hence, prices for oil meals will evolve less distinctively as feed demand will not increase as strongly.

Not only lower demand by reduced economic growth but other factors like sanitary trade measures, aspects of food risks and traceability, as well as higher supplies, affect the international markets of animal products towards a down-grading of international prices following the hype in 2007 and 2008. In general, the fall of prices in 2008/09 was less pronounced for meat than for crop and dairy products. In the mid-term, slightly higher feed and opportunity costs for land as well as the likely economic recovery induce slightly higher world market prices for animal products. In contrast to the arable crops, no additional demand for renewable production is expected, limiting the scope for price increases. Hence, in the 2009 FAPRI Outlook, international markets of dairy products faced a worldwide production expansion and weakness in demand after the shortage driven peak in 2007 and 2008. Thus, the dairy sector experienced the biggest price drop but the projections indicate a recovery of international prices in the medium term. Prices of products with higher protein content (cheese) were expected to list higher than products with a greater fat content. Considering butter and skimmed milk powder, the calculated world market price of milk in 2019 would be 20 Euro/100 kg. Hence, as in some regions production does not come up to expectations, and demand recovery was stronger in the emerging countries in the 2010

Outlook the prices have been revised upwards. In all, due to the more rapid economic recovery the applied exogenous price projection can be characterized as the lower end of a likely price band.

3.3 Policy framework

The baseline assumes a continuation of the current policy framework and the implementation of the already agreed upon policy changes, respectively. This implies mainly the implementation of the Health Check decisions and other context-related policy measures. The most important policy assumptions of the baseline can be summarized as follows:

- Trade policy framework: The adjustment of the trade policy conditions comprises the EU accession of Bulgaria and Romania in 2007 as well the WTO accession of Ukraine in 2008. Furthermore, it is assumed that the Everything-But-Arms (EBA) initiative of the EU is fully implemented by 2010.
- Price policies: In the baseline, the market policies agreed upon in the 2003 CAP reform are fully implemented. This implies a reduction of the reference price for butter and skimmed milk powder. Internal disposal aids for dairy products and intervention prices for maize and barley are reduced to zero.
- Quota policies: The baseline takes into consideration a 2 % increase in milk quotas from April 2008 as well as a further increase of 5 % between 2009/10 and 2013/14. In view of the current policy positions, it is assumed that the milk quota will be phased-out in 2015. The baseline also takes into consideration the renunciation of sugar quotas within the restructuring scheme.
- Direct payments of the first CAP pillar: By 2013, the existing German hybrid model will be transferred to a regional flat rate model with an expected average payment of 344 EUR/ha varying from 259 EUR/ha in Saarland to 368 EUR/ha in Lower-Saxony. The baseline is based on the assumption that the corresponding budgetary funds are not reduced until 2019 so that the area payments will not change between 2013 and 2019. Modulation is implemented as agreed in the Health Check.
- Support measures of the second CAP pillar: Trend coefficients have been derived for the baseline by comparing the expenditures of the past support period from 2000 to 2006 with the planned expenditures of the current programming period. The baseline takes into consideration additional EU-funds for EAFRD measures as agreed in the Health Check. On average, it is assumed that investment aids increase by 41 % compared to average yearly expenditures between 2000 to 2006,

³ All price developments refer to nominal prices.

⁴ Recently a new FAPRI Outlook (2010) was made available and major differences are briefly discussed.

while LFA and agri-environmental measures decrease by 12 % and 8 %, respectively. Changes in payment rates may however vary substantially between individual federal states.

- **Support for bioenergy:** Electricity stemming from biogas is supported in Germany by the Renewable Energy Sources Act (EEG), which guarantees a certain price for electricity generated from renewable energy sources. It is expected that the regulations and guarantees in force at the beginning of 2009 are still valid in the target year of the analysis. Furthermore, it is assumed that the target of 10 % for the share of biofuels is achieved by 2019, resulting in an additional demand for energy crops such as wheat and rapeseed.

4 Results

4.1 Changes in agricultural trade pattern

The implementation of trade policies and the assumptions on the macroeconomic development lead to changing trade flows in the baseline. Figure 2 shows how world agricultural trade evolves from 2004 to 2019. Here, the exports of the EU are presented as a share of the trade values of all exporters. In addition, it is distinguished between intra-EU trade and exports of the EU to other countries. In the base year 2004 the intra-EU trade is three times larger than the trade with non-EU countries.

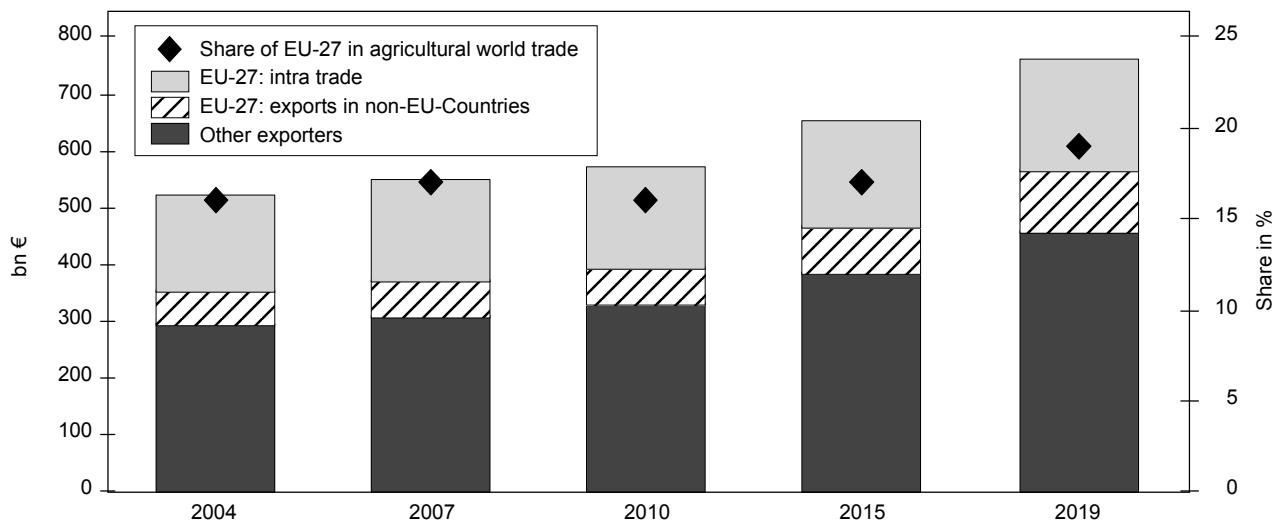
While in 2004 the value of EU exports agricultural products was about 56 billion Euro, this value rises up to 109.7

billion Euro in 2019. Herewith, the export share of the EU in world agricultural trade rises from 16 to 19 %. How can the projected export growth in the EU be explained? Figure 3 presents countries and regions that are destinations of EU exports. In 2004, the USA and the group of the developing countries (rWTO_DC) are the most important importers of agricultural commodities produced in the EU. In the ten-year time period trade with some countries strongly increases, while trade with other countries remains at a relatively constant level or even decreases.

Until 2019, the exports from the EU increase particularly, to the group of developing countries (rWTO_DC) and to China. A sector specific disaggregation of agricultural trade shows that the substantial export growth to these countries is based on their increasing demand for poultry, pork meat as well as beef. The group of developing countries (rWTO_DC) will additionally increase their imports of milk products and wheat from the EU.

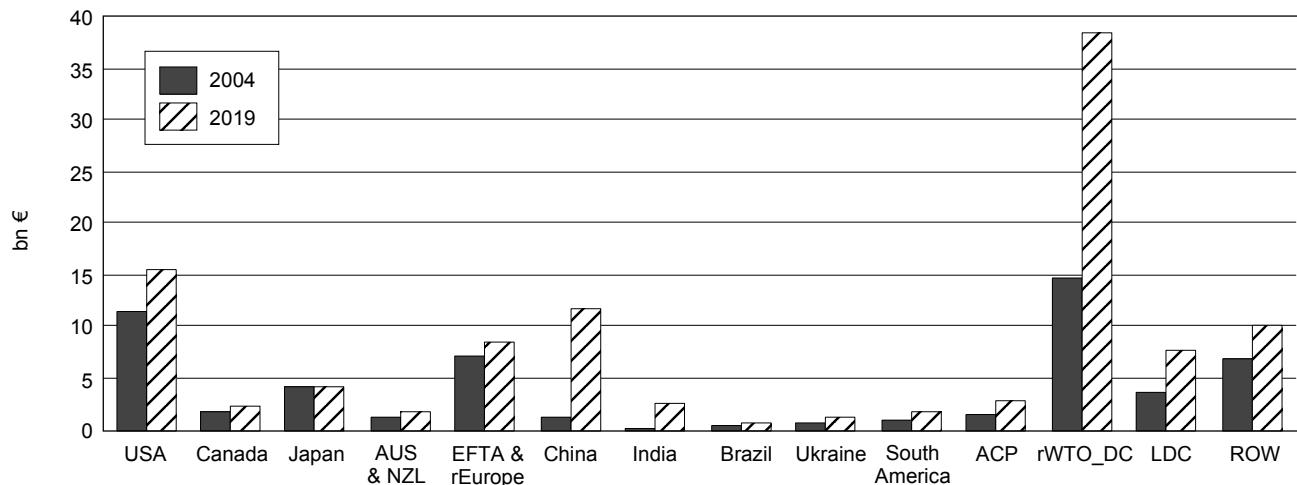
A clear increase in the value of EU exports can also be observed to the USA, to the Least Developed Countries (LDCs) and the rest of the world (ROW). While the LDCs and the rest of the world increase their imports of EU meat products and other processed food, the export growth to the USA is mainly due to „other crops“. Under this category fall, for example, green plants, cut flowers or seeds.

Imports from almost all countries to the EU decrease. This effect is caused by various assumptions in the baseline. For example, negative population growth within the EU leads to a reduced import value. Only the LDCs can increase their exports to the EU as a result of the EBA initiative.



Source: Own calculations with GTAP (2009).

Figure 2:
Share of EU-27 in agricultural world trade (exports without EU-27 intra-trade)



1) AUS & NZL: Australia and New Zealand; EFTA: European Free Trade Association; ACP: Countries of the African, Caribbean and Pacific Group; rWTO_DC: Countries in the WTO with developing country status less the countries that are presented separately; LDC: Least Developed Countries; ROW: Rest of the World, Countries without WTO membership.

Source: Own calculations with GTAP (2009).

Figure 3:
Agricultural exports of EU-27 in 2004 and 2019

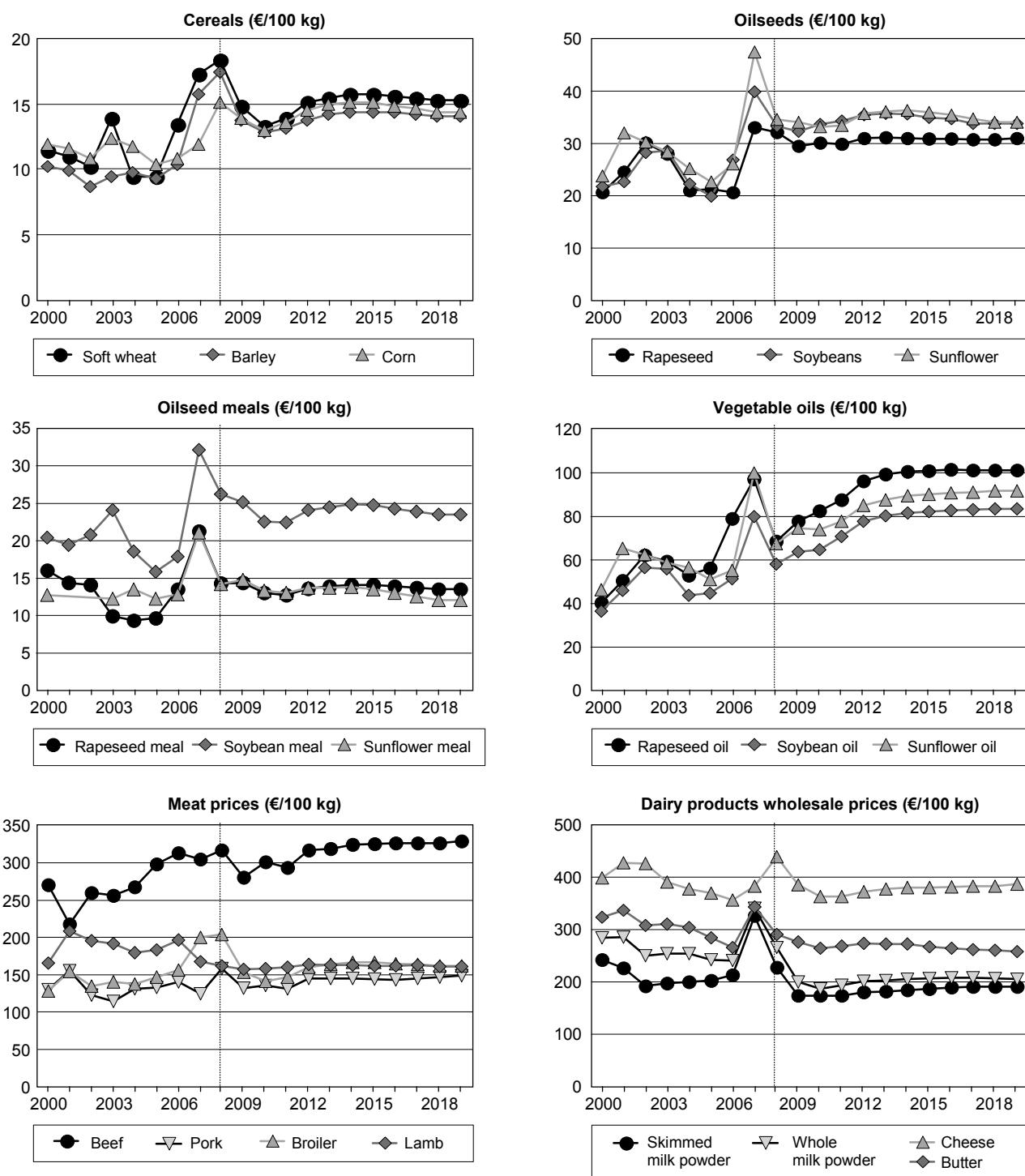
By interpreting these results it should be noted that solely the already agreed trade policies are considered in the baseline. Therefore, the WTO negotiations of the Doha Round, for example, were not implemented yet. Hence, the baseline reflects a situation in which the EU still pays export subsidies and implements tariffs, e.g., on an average of 134 % on sugar or 66 % on beef imports. By maintaining this level of protection, the EU can increase exports for most agricultural products. With ongoing trade liberalization, the EU will only be able to export those commodities that are produced at competitive costs.

4.2 Farm gate prices

In general, the vTI-Baseline 2009 to 2019 has been driven by a slump in demand due to the financial crisis and the relatively low prices on world markets. Notwithstanding lower energy prices, German arable sectors are heavily influenced by the politically induced demand of feedstocks of biofuels, through the obligatory blending of biofuels into fossil fuel, and the fixed remuneration for electricity stemming from biogas plants according to the EEG. In Germany the main feedstock currently used is rapeseed for biodiesel, while silage corn is used for biogas and wheat in ethanol processing. Compared to previous years, when those additionally demanded quantities induced price increases, in the 2009 baseline, the additional demand stabilized prices of crops in the course of the economic crisis. In the mid-term, one can expect an increase of domestic

prices following the world market prices prevailing higher than intervention price (Westhoff et al., 2008), but they will not be lower than in the 2008 baseline (Figure 4). Since 2008, the price levels of all cereals have declined markedly in Germany. Following a consolidation of two or three years, the prices increase again with the economic recovery whereas wheat prices are especially positively influenced by the demand of ethanol processing, as the use of ethanol in fuels has lagged behind and will have to catch up in order to reach targets. By contrast, the prices for coarse grain increase less. In principle, the situation in the German oilseed market is comparable except for the fact that processing of biodiesel is much closer to the mandates specified by the Biofuel Quota Act broken down to distinct feedstocks. Already in recent years mandates induced very high prices for vegetable oils, and especially for rape oil. However, the scope for over-proportional price increases is limited because imports of required quantities of oilseed or oils are easily possible due to broad substitution between oil types and negligible trade measures. Lower demand potentials of oil meals compared vegetable oils narrow prospective for prices increases in meals, and at the same time for the oilseed themselves.

Among the German sectors of animal products, the dairy sector was affected most prevalently by demand cutbacks and deterioration of international prices, but at the same time by some production increases occurred by a more intensive use of the milk quota. Curbed domestic and international demand, the cut in the intervention pric-

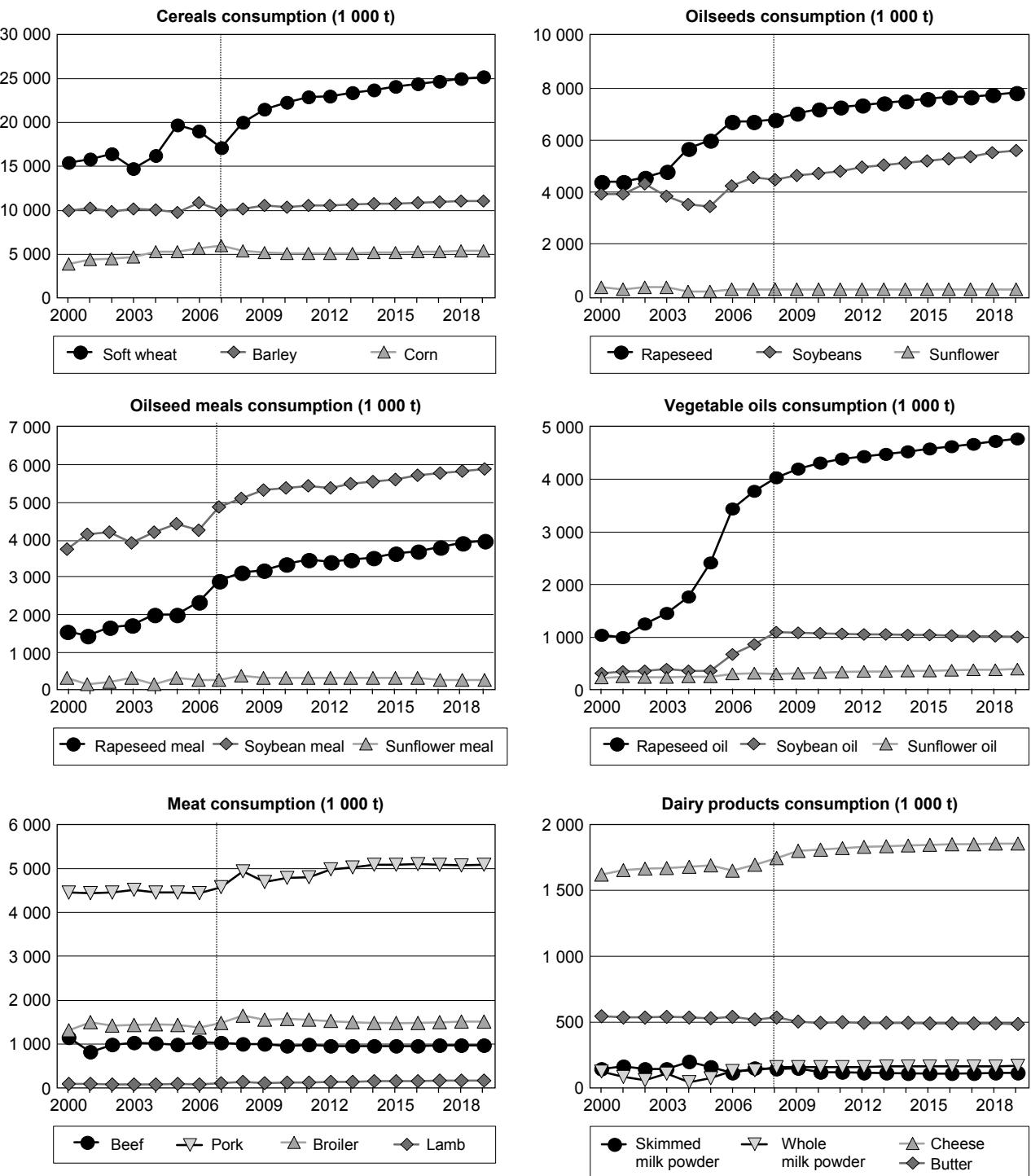


Source: Own calculations with AGMEMOD (2009).

Figure 4:
Development of farm gate prices in Germany

es and a very restrictive deployment of export refunds lead to a comparably low price of raw milk of about 26.8 Euro per 100 kg milk with 3.7 % fat and 3.4 % protein (excluding VAT) in 2019. For producers the price is 28.3 cent per kg with natural fat and protein content whereas reduced

prices for inputs also reduce production cost compared to 2007/08. In general, the price decline following the recession is stabilised by the price of protein as the world market price of skimmed milk powder will exceed the EU intervention price. Processing of dairy products follows



Source: Own calculations with AGMEMOD (2009).

Figure 5:
Development of domestic consumption of agricultural products in Germany

demand, consequently manufacturing of fresh milk products and cheese is expanded while production of other products is reduced or remains unchanged. In the other animal sectors, prices are less strongly affected by the recession. Following the long-term trend, declining numbers

of dairy cows reduce the beef supplies in Germany slightly stronger than a cutback in demand implying a very slight price recovery. Except for sheep meat, intensive technical progress characterises the other meat sectors, which enables production growth and price reductions. Favourable

feed prices and increased piglet imports from European neighbours like the Netherlands and Denmark allow expansions in production. Despite positive demand developments, these production increases likewise curb prospects for price rises with pigs and poultry.

4.3 Demand

In Germany, declining population and recession implies only a very slight demand growth for most product groups. By contrast, demand for wheat rises strongly due to the policy induced feedstuff demand in processing of bioethanol while demand for maize and especially barley is evolving restrainedly. Hence, one has to keep in mind that targets for renewable energy have been broken down by fixed shares with some expert adjustments. In the mid-term, usage shares of different cereals in ethanol processing will be distributed more equally than now anticipated, whereas technical presuppositions still need to be created. Nevertheless, raw material or processed bioenergy products can either be produced domestically or be imported. Rising demand for bio ethanol dramatically reduces the scope for wheat exports while wheat imports increase (Figure 5). As Germany captures only a limited share in the EU wheat market, its impact on the EU price formation of additional wheat use is restricted, but a price decline to the intervention price level is prevented. Compared to the cereal sector, in the German oilseed complex, domestic rape seed had already been used in bio diesel manufacturing in the past due to tax reduction on biofuels and then later due to obligatory blending rates, where not only domestic grown seeds were used but also imported seeds or processed oils. Until 2019, all three sources of rape oil expand but with the domestic crushing of rapeseeds, the supply of rape meal also grows. Due to quality aspects of rape meal, only a certain share can be fed in a diet, therefore it has to be marketed at lower prices. Moreover, due to the high substitution possibilities, rape oil prices are transmitted to most other vegetable oils

All animal products depict a slightly increased demand in Germany with the exception of beef, which is characterised by a further marginal decline but affects the trade position so that Germany remains net exporter. By contrast, demand of pig meat and especially poultry shows further expansions although rates are lower than in recent years due to recession. Price rises based on production costs may also add to the effect. A relatively continuous demand growth is projected for cheese and fresh dairy products. With regard to the disposal of skimmed milk powder and whole milk powder, some uncertainties related to the probable usage shares exist. A likely scenario comprises low sale of skimmed milk powder for feed with no aid in fodder processing. Domestic sales of butter per

head are projected to remain stable but total demand reflects declining population.

4.4 Agricultural production

Sectoral developments to the year 2019 are presented in Table 1. Despite the expected increase in cereal prices of between 2005/06 and 2019 by 15 %, the cereal areas decline. This is mainly a result of the high competitiveness of energy maize crops for biogas production (Gömann et al., 2007). The area with energy maize crops increase to about 1.2 million ha in the vTI-Baseline. The drop in root crops and legumes is mainly due to a reduction in sugar beet crops, which can be explained by the reduction in quotas resulting in lower producer price for sugar beets. Because of higher prices for agricultural commodities and the abolition of the set aside scheme, arable land is used more intensively. Set aside areas are being farmed again across the country. This is also the case for set aside land in less-favoured areas (e.g. in Brandenburg) that is voluntarily taken out of production in the base year period and farmed again in the target year.

Despite the lower milk price, milk production expand to about 29.5 million tons by the year 2019. This is an increase of about four percent in milk production vs. the years 2005 to 2007. From the beginning of the 1990s up until 2005/07, the dairy cow population decreased by more than one quarter from 5.6 to 4.1 million due to the annual milk yield increase. A comparable increase in dairy performance can also be expected for the coming years contributing to a further reduction in the dairy cattle population (Kreins and Gömann, 2008). According to the model analyses, the number of dairy cattle decrease by 200 000 animals to 3.8 million dairy cows in 2019. The number of other types of cattle drops by about 15 % by 2019. Above average is the decrease in the suckling and nursing cow husbandry as well as calf breeding, thus in the processes that only account for a relatively low portion of the beef production, so that this is only reduced by 5 %. The drop in the dairy cow population has only a small impact on land use. Because of the increasing competitiveness of energy crops, areas with silage maize increase at the expense of other arable feed crops.

As a consequence of the promotion of renewable resources, the maize area planted for biogas production significantly expands in the baseline. This especially holds true in the arable crop regions of Lower Saxony, Saxony-Anhalt, Thuringia and Saxony, which have a high portion of cereals and oilseeds in the crop rotation. In contrast, the set aside areas drop. In contrast to arable land, the usage possibilities in grassland are limited. In Germany, grassland is generally used for feeding areas for cattle husbandry, primarily dairy cows. Since the cattle populations, above

Table 1:
Development of production, land use and income in German agriculture

	Unit	Base year 1999 absolute	2005/07 absolute	Baseline 2019 absolute	Baseline vs. 2005/07 in %
Land use					
Cereals	1 000 ha	6 840	6 704	6 148	-8
Wheat	1 000 ha	2 706	3 093	2 752	-11
Barley	1 000 ha	2 196	1 963	1 987	1
Rye	1 000 ha	851	586	661	13
Oil seeds (incl. renewables)	1 000 ha	1 137	1 466	1 552	6
Potatoes	1 000 ha	298	275	277	1
Pulse and root crops	1 000 ha	1 012	818	586	-28
Silage maize	1 000 ha	1 203	1 010	1 022	1
Other arable fodder	1 000 ha	469	550	535	-3
Maize for biogas ¹⁾	1 000 ha	51	370	1 202	225
Set aside	1 000 ha	720	727	96	-87
Cattle stock	1 000 St	14 896	12 823	10 903	-15
Dairy cows	1 000 St	4 765	4 102	3 913	-5
Milk supply ²⁾	1 000 t	26 768	28 283	29 543	4
Beef- and veal production	1 000 t	1 396	1 164	1 100	-5
Net value added	Mio €	10 737	12 200	13 186	8
Labour force	1 000 AWU ³⁾	648	544	413	-24
Net value added/labour unit	1 000 €/AWU	17	27	32	17
Subsidies	Mio €	5 152	6 302	6 600	5

¹⁾ Estimated.

²⁾ Actual fat and protein content.

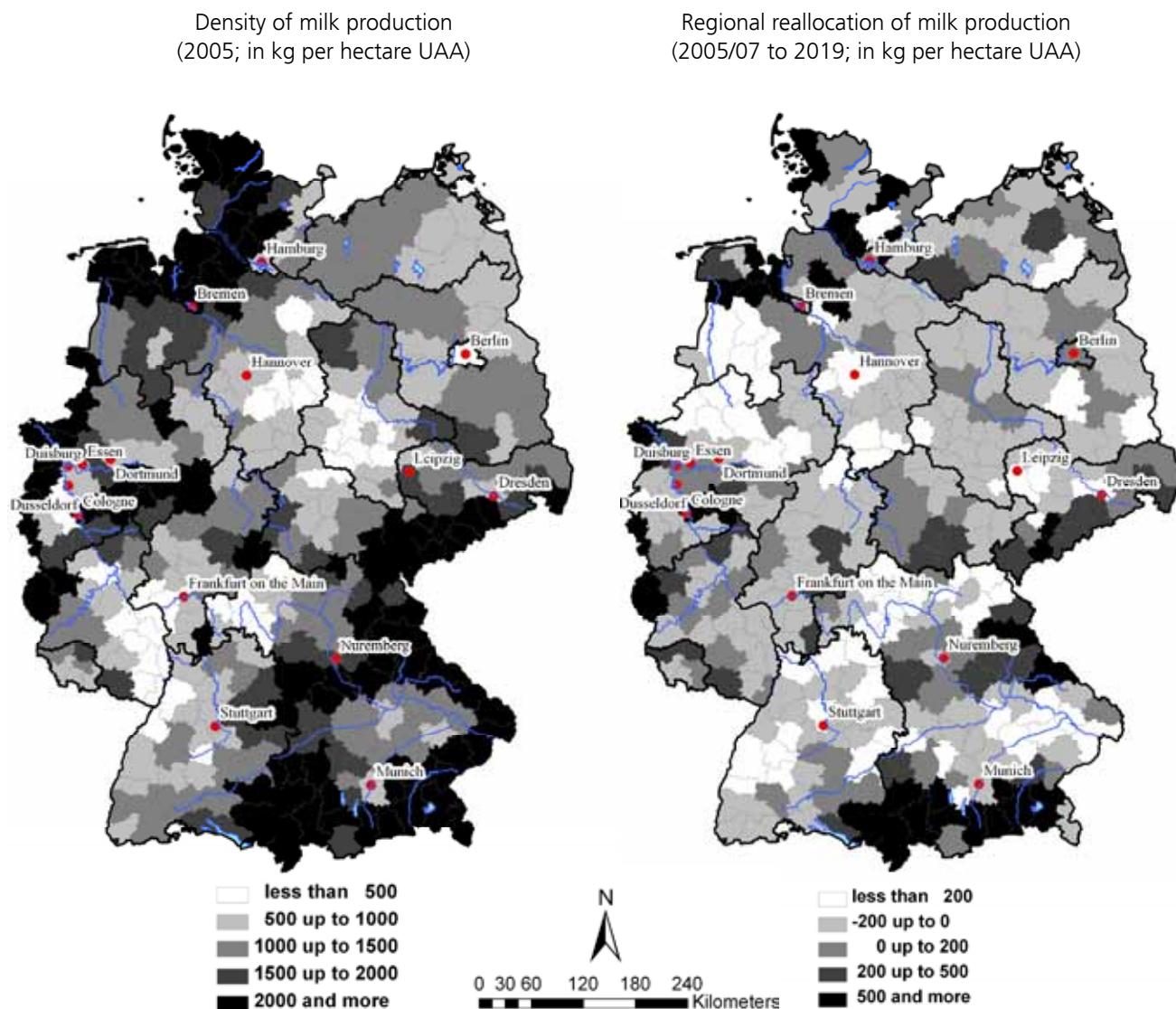
³⁾ Annual work unit.

Source: RAUMIS (2009).

all as a consequence of the expected drop in suckling and nursing cows, heifer fattening and dairy cow-keeping, reduce by a total of about 15 % to 2019 in contrast to 2005/07, continuously less grassland will be required for feeding.

The observable trends in the ex post development of a regional concentration of dairy production (see Kreins and Gömann, 2008) are accelerated through the elimination of the dairy quota system. An expansion of the dairy production takes place according to the model results, above all in the coastal regions and in the lower Rhine region, in some middle mountain areas, as well as in the Allgaeu and pre Alpine regions (Map 1, left). This grassland, or rather, lower yielding arable crop areas, have proven to be particularly competitive in dairy production and are already marked at present by high dairy production densities. A withdrawal from dairy production can in particular be found on arable locations, such as for example the Cologne-Aachen area, the Hildesheim plain, favourable sites in Bavaria as well as the breeding areas in western Lower Saxony and in the north of North Rhine Westphalia (Map 1, right). In addi-

tion, some other grassland sites loose parts of their dairy production. This affects, for example, the Black Forest as well as parts of Hesse, thus the grassland regions that have proven to be less competitive for dairy production in the past and in which the dairy production is limited. These regions are to be found in the vicinity of urban centres in which comparatively good non agricultural opportunities exist and in which the significance of agro-tourism is increasing.



Source: Own calculations based on RAUMIS (2009).

Map 1:
Regional relevance and reallocation of milk production in Germany

4.5 Income

The following analysis of income developments at the farm level is based on the indicator 'farm net value added (FNVA) per agricultural working unit (AWU)'. FNVA measures the return to the factors land, labour and capital, and is here related to the amount of labour input to account for differences and changes in farm size. All income figures are adjusted for inflation and refer to 2007 prices.

An overview of the development of the average FNVA/AWU in the past as well as in the baseline is given in Fig-

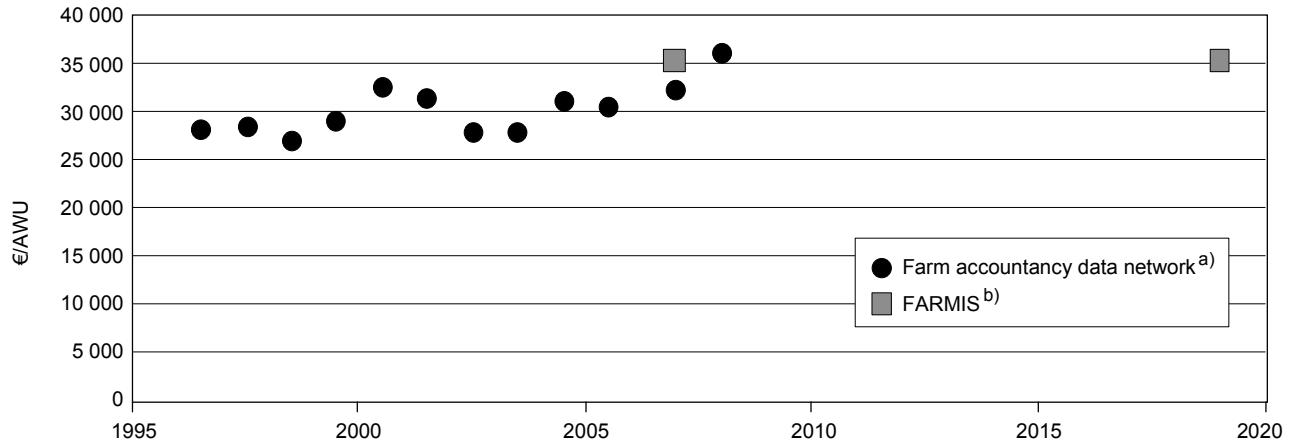
ure 6. Compared to the base period 2006 to 2008, average FNVA/AWU is stagnating, and is thus slightly higher than average income during the last ten years. The de-

crease of farm gate prices in real terms is partly offset by

- The continuing structural change, with high exit rates especially of small farms with below-average income potential
- The resulting opportunity for growth for remaining farms
- The reduced labour requirements as a consequence of technical change
- Improvements in crop and dairy yields

Income developments differ by farm type (Figure 7), which can mainly be attributed to the divergent price developments for agricultural products (Section 4.2). In addition, the full transformation of the single farm payment to

ing prices for cereals and oilseeds, and the new income opportunities from the growing of energy maize. Dairy farms, despite the significant growth of average herd sizes and the elimination of quota costs, face a reduction of



a) Full time farms.

b) Base year: All FADN farms, average of 2005/06 to 2007/08.

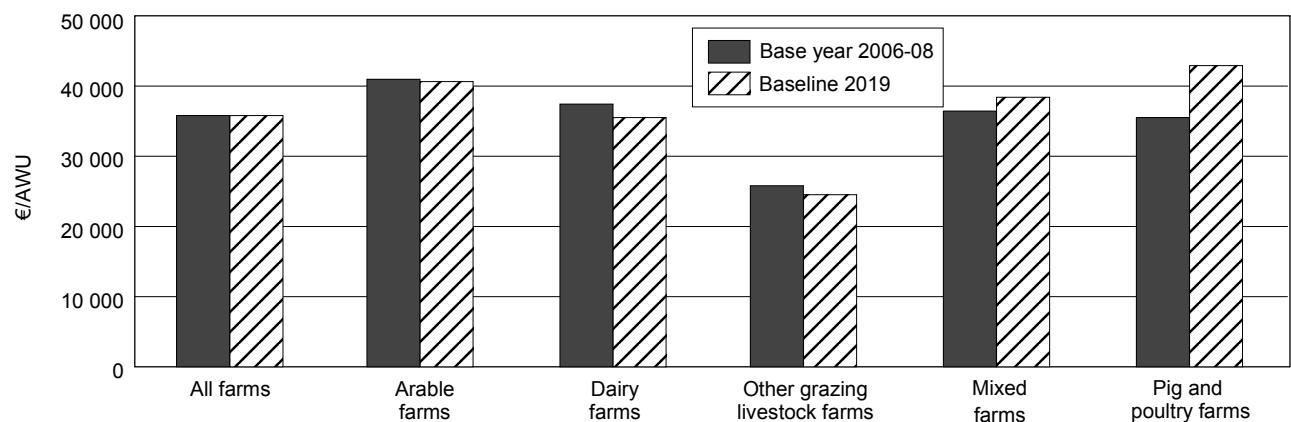
Source: Agrarbericht (BMELV, diff. years) and own calculations based on FARMIS (2009).

Figure 6:
Development of farm net value added per agricultural work unit (in real terms in prices of 2007)

regional flat rate premiums and the increase in the modulation result in changes in payments; the size and direction of these changes depend strongly on farm individual characteristics (i.e., historical stocking rates and share of grassland; total volume of payments).

Arable farms can maintain their comparatively high income level of the base year due to the nominally increas-

income by 6 % compared to the base period as a consequence of the relatively low milk prices (28.3 cent/kg at real fat content). However, the income level of dairy farms is still above the average income realised during the last eight years. In other grazing livestock farms, income decreases slightly by 5 % despite the positive developments of beef prices, which is due to the increase in prices for



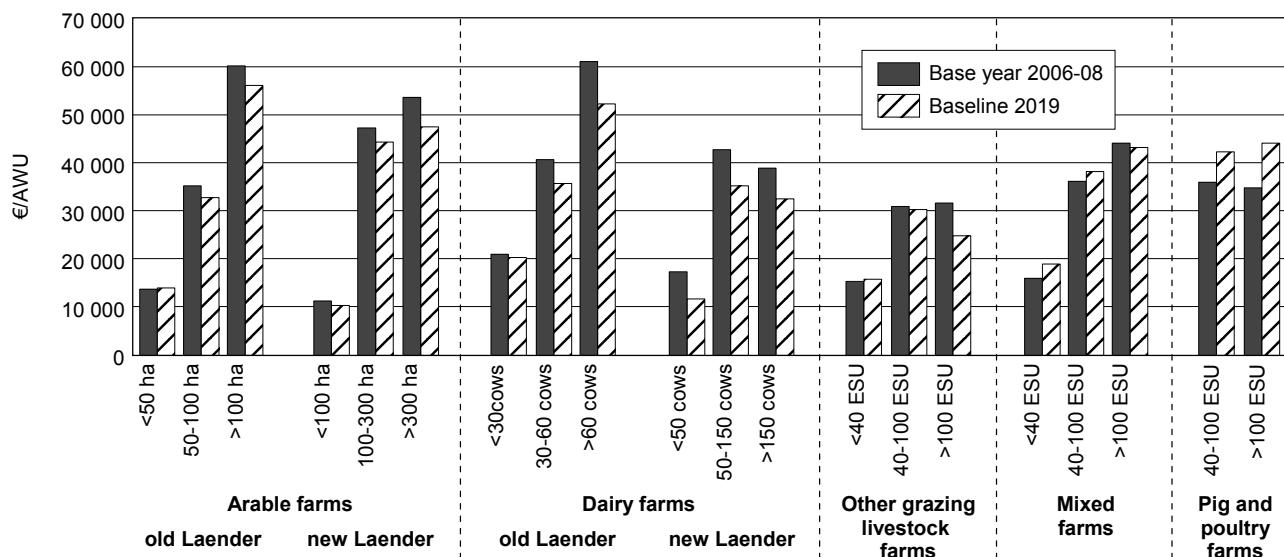
Source: Own calculations based on FARMIS (2009).

Figure 7:
Development of farm net value added per agricultural work unit by farm type (in real terms in prices of 2007)

farm inputs. Thus, these farms achieve an income in the target year that is comparable to the average income level of the last eight years. Pig farms benefit from the increase of pork prices and the decrease of the prices for some feeding stuffs. Their income is 19 % higher in the baseline than in the base period.

For the interpretation, it is important to note that the increase of average income is partly due to a statistical effect: due to the exit of small farms with lower incomes,

the average income in the sector increases. To eliminate or reduce this effect, Figure 8 provides a differentiated picture of income developments by farm size. The results highlight that FNVA/AWU decreases in medium-sized and large farms of all farm types with the exception of pig and poultry farms. Especially large other grazing livestock farms in the new Laender as well as large specialised dairy farms face a significant reduction in income compared to the base period. However, these results should be seen



Source: Own calculations based on FARMIS (2009).

Figure 8:
Development of farm net value added per agricultural work unit by farm type and size (in real terms in prices of 2007)

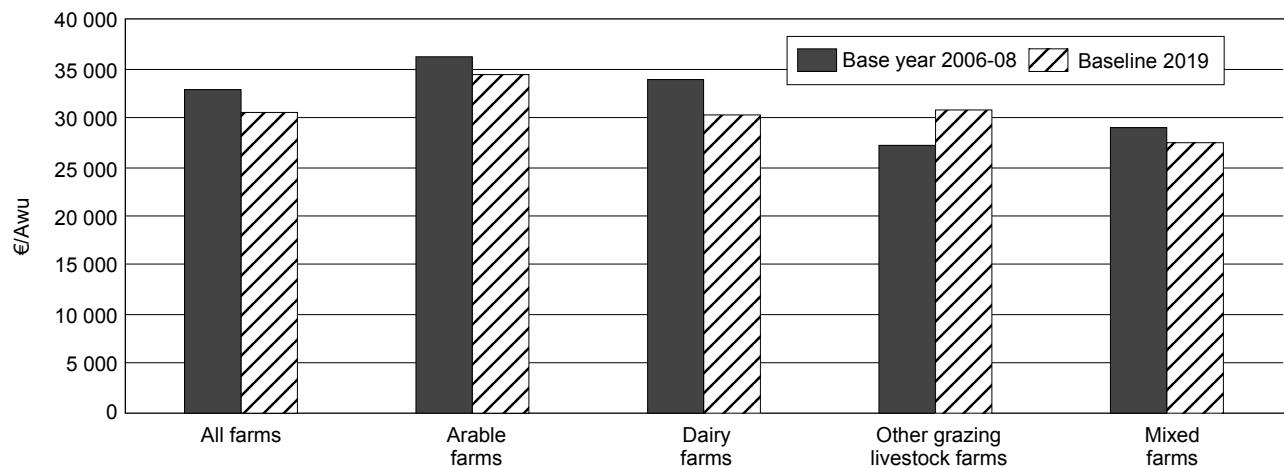


Figure 9:
Development of farm net value added per agricultural work unit in organic farms (in real terms in prices of 2007)

against the background of often quite favourable financial results during the base period 2006 to 2008.

The FNVA per AWU of organically managed farms declines in the baseline compared to the base year period 2006 to 2008 as shown in Figure 9. The decline is mainly a result of the lower organic milk price in the baseline. Since the number of organic dairy farms is relatively high, the average profitability of organic farms is particularly affected by changes in the milk price. Different income developments can be observed for individual organic farm types. The farm income per AWU declines particularly on organic dairy farms. In contrast, organic beef farms benefit from higher beef prices and the standardized single farm payments. Differences between organic and conventional farms are mainly because conventional farms benefit more from higher prices for pork meat and wheat, whereas organic farms are more negatively affected by the decline in milk prices. It is however important to note that the results are not directly comparable due to structural differences between both farming systems in the farm sample.

5 Discussion

5.1 The vTI-Baseline in the context of projections from other institutions

A currently difficult economic environment impedes the establishment of reliable projections for markets and prices, as the latest experiences indicate, in which price peaks in 2007/08 and price collapses in the second half 2008 could not be projected adequately. To get an impression, price projections of the FAPRI (2009) and the OECD (2009) will briefly be compared to projections of the vTI-Baseline. The vTI-Baseline published reflects only Germany while the FAPRI and the OECD-Baseline capture the EU. Furthermore the FAPRI world market price projections serve as exogenous variables for the vTI-Baseline. In all cases product aggregations may also differ and thus only comparable products are regarded. According to the FAPRI and OECD projections, wheat prices will vary between 120 and 150 Euro per ton in the mid-term, with slight increases until 2015. Greater price differences are found in OECD projections between wheat and coarse grain which will reach only 100 Euro per ton in 2017, while FAPRI maize price will be 140 Euro per ton. The vTI price for wheat and barley is projected to range between 120 and 130 Euro per ton with some distinction between wheat and coarse grains. The deviations can be explained by the underlying assumptions in the vTI-Baseline concerning feedstock use in biofuels processing. However, one has to keep in mind that the presumed exchange rate between the Euro and US-dollar overshoots the current rates and

will have an important impact on the price formation. Differences are even greater with regard to oilseeds, meals and oils, whereas OECD only considers an aggregate. Concerning rape oil, vTI-projections for Germany exceed FAPRI's price projections, and can be induced by fulfilment of blend rates for bioenergy mandates, which in turn trigger a demand pull. Nevertheless, due to substitution between energy sources, reactions may be more complex in reality.

Meat products have been marked less extremely by the spike and following collapse in prices than the plant crops, but high input and production costs have also affected animal production. Considering beef the projection of the FAPRI and the vTI beef prices depart a bit more with marginal higher prices in the vTI projection. Hence, the OECD projection will be 30 to 50 Euro per 100 kg lower and will remain below the price level 2006 to 2009 throughout the projection period, which may be caused by lower feed and other production costs. Great differences occur in the projection of producer prices of milk, as the FAPRI projections indicate only a very small price decline in 2009 and 2010. Consequently, producer prices of 32 Euro per 100 kg outstrip prices of the base period 2005 to 2008. In 2009 OECD price projections fall somewhat below levels of 2005/06 and will reach 29 Euro per 100 kg in 2018 while the vTI prices are projected to decline even more to 25 Euro per 100 kg in 2009 and then will go up to 27 Euro per 100 kg in 2019. Differences may be driven by applied quota rents, exchange rates and economic growth perspectives but also by production growth in the process of quota abolition. OECD and FAPRI price projections for pig meat converge.

5.2 Reflections of assumptions and restrictions of the used models

The vTI-Baseline relies on a number of assumptions concerning the development of factors and variables not explicitly covered in the models used. Some of the areas concerned are characterised by high uncertainties:

- The extent and duration of the financial crisis and its impacts on the future development of the global economy were unforeseeable at the time of the establishment of the projections. Even now, uncertainties remain, especially with respect to the speed of recovery. There are signs of a quicker-than-feared recovery of economy and demand, with respective implications for the prices of agricultural products.
- Uncertainty also exists with respect to the development of the oil price, which affects the prices of agricultural inputs as well as, via the so-called 'bushel-barrel-correlation,' the level of world market prices for agricultural products.

- As movements of the exchange rate between Euro and the US-dollar normally add to the price fluctuations, future exchange rates will also play an important part in future price volatility of nearly all traded products. As the past has shown, the development of exchange rates is subject to considerable uncertainties.

Specific challenges are incurred in the projections for the milk market sector:

- The development of global demand, supply and prices for milk (products) is subject to considerable uncertainty. The financial crisis has dampened demand in the short-term, while supply reactions are often slow and lagging. In addition, climatic variations can have a lasting effect on milk supply in Oceanic countries, which plays an important role for world market prices.
- The abolishment of the quota regime, which restricted milk quantities in the EU for 30 years, constitutes a structural break, which is difficult to model. The level of quota rents imputed in the models has a significant impact on results. Existing econometric estimations as well as attempts to derive rents from past observation of prices at quota markets are subject to many uncertainties, as the decision calculus and horizon of farmers are unknown. Adjustments in production also depend on the length of the time period modelled. In the short term, an increase of production may be possible for many farmers at variable costs (e.g., if free stable places exists), and be larger than in the long-term, when investment decisions are more oriented at full cost considerations.

All the models used for this study are based on a detailed depiction of policies and economic relationships and interdependencies in agricultural production. They have successfully been applied for many policy impact analyses (e.g., Isermeyer et al., 2006; Gömann et al., 2008; Pelikan et al., 2010), and are continuously developed further. Still, due to specific model characteristics and restricted data availability, it is inevitable that some policy instruments or new technical developments cannot be modelled, or only in a simplified way. The most important restrictions in this respect are:

- The static models are not explicitly taking into account short-term fluctuations, e.g., of world market prices. As the baseline involves cuts in intervention prices and a suspension of refunds, world market price fluctuations will be transmitted to domestic EU prices to a larger extent than in the past.
- The trade analysis with GTAP does not explicitly take impacts of growing bioenergy demand and production into account.
- Demand for energy maize is not explicitly modelled. The supply of energy maize as given by RAUMIS thus indicates supply potential for a given set of prices, and

reflects the relative competitiveness of energy maize to alternative arable crops. The amendment of the EEG as of 2009 is not modelled for the baseline scenario.

6 Outlook

The vTI-Baseline 2009-2019 provides the basis for subsequent policy impact analysis: a recent study examined the effects of an implementation of a new WTO agreement (Pelikan et. al., 2010), and other future studies will, for example, analyse the consequences of more uniform direct payment rates within the EU, or the impacts of a further increase in biomass demand. A new vTI-Baseline is planned for 2011.

References:

Bertelsmeier M, Kleinhanß W, Offermann F (2003) Aufbau und Anwendung des FAL-Modellverbunds für die Politikberatung. *Agrarwirtschaft* 52(4):175-184

BMELV (1997-2007) *Agrarbericht der Bundesregierung 1997-2007*. Bonn : Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz und Ergebnisse der Testbetriebe [online]. To be found at <<http://www.bmelv-statistik.de/de/service/archiv-testbetriebsnetz-buchfuehrungsergebnisse/>> [quoted, 02.07.2010]

Brockmeier M (2003) Ökonomische Auswirkungen der EU-Osterweiterung auf den Agrar- und Ernährungssektor : Simulationen auf der Basis eines Allgemeinen Gleichgewichtsmodells. Kiel : Wissenschaftsverl Vauk, 278 p, Agrarökonomische Studien 22

Brockmeier M, Pelikan J (2008) Agricultural market access : a moving target in the WTO-Negotiations? *Food Policy* 33(3):250-259

Busch C, Hartwig J, Nitsch V (2009) Im Sog der Weltrezession : Gemeinschaftsdiagnose Frühjahr 2009 [online]. To be found at <<http://e-collection.ethbib.ethz.ch/eserv/eth:313-313-01.pdf>> [quoted, 02.07.2010]

Chantreuil F, Levert F, Hanrahan K (2005) The Luxembourg Agreement Reform of the CAP : an analysis using the AG-MEMOD composite model. In: Arfai F (ed) *Modelling agricultural policies: state of the art and new challenges : proceedings of the 89th European Seminar of the European Association of Agricultural Economists (EAAE)*, Parma, Italy, February 3-5, 2005. Parma : Monte Universita Parma Editore pp 632-652

Cypris C (2000) Positive Mathematische Programmierung (PMP) im Agrarsektormodell RAUMIS. Bonn : FAA, 194 p, Schriftenr Forschungsges Agrarpol Agrarsoz 313

European Commission (2009) Agricultural commodity markets : outlook 2009-2018 [online]. To be found at <http://ec.europa.eu/agriculture/analysis/tradepol/worldmarkets/outlook/2009_2018_en.pdf> [quoted, 02.07.2010]

FAPRI (2009) FAPRI 2009 U.S. and world agricultural outlook [online]. To be found at <<http://www.fapri.iastate.edu/outlook/2009/text/Outlook-Pub2009.pdf>> [quoted, 02.07.2010]

Gömann H, Heiden M, Kleinhanß W, Kreins P, Ledebur O von, Offermann F, Osterburg B, Salamon P (2008) Health Check der EU-Agrarpolitik - Auswirkungen der Legislativvorschläge. Braunschweig : vTI, 90 p, Arbeitsber Ber Agrarökonomie 2008/12

Gömann H, Kreins P, Breuer T (2007) Deutschland – Energie-Corn-Belt Europas? *Agrarwirtschaft* 56(5-6):263-271

Hertel TW, Tsigas ME (1997) Structure of GTAP. In: Hertel TW (ed) *Global trade analysis : modeling and applications*. Cambridge : Cambridge Univ Pr, pp 13-73

Henrichsmeyer W, Cypris CH, Löhe W, Meudt M, Sander R, von Sothen F, Isermeyer F, Schefski A, Schleef KH, Neander E, Fasterding F, Helmke B, Neumann M, Nieberg H, Manegold D, Meier ZH (1996) Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS96 : Endbericht zum Koope-

rationsprojekt. Research report for BML (94 HS 021). Bonn ; Braunschweig : Inst Agrarpol Marktforsch Wirtschaftssoziologie

Howitt RE (1995) Positive mathematical programming. *Am J Agric Econ* 77:329-342

Isermeyer F, Brockmeier M, Gömann H, Hargens R, Klepper R, Kreins P, Offermann F, Osterburg B, Pelikan J, Salamon P, Thiele H (2006) Analyse politischer Handlungsoptionen für den Milchmarkt. Braunschweig : FAL, 186 p, Landbauforsch Völkenrode SH 300

Kreins P, Gömann H (2008) Modellgestützte Abschätzung der regionalen landwirtschaftlichen Landnutzung und Produktion in Deutschland vor dem Hintergrund der 'Gesundheitsüberprüfung' der GAP. *Agrarwirtschaft* 57(3-4):195-206

Kreins P, Behrendt H, Gömann H, Heidecke C, Hirt U, Kunkel R, Seidel K, Tetzlaff B, Wendland F (2010) Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser. Braunschweig : vTI, 342 p, Landbauforsch SH 336

OECD-FAO (2009) OECD-FAO Agricultural Outlook 2009-2018. Paris : OECD

Offermann F, Kleinhanß W, Hüttel S, Küpker B (2005) Assessing the 2003 CAP reform impacts on German agriculture using the farm group model FARMIS. In: Arfni F (ed) Modelling agricultural policies: state of the art and new challenges : proceedings of the 89th European Seminar of the European Association of Agricultural Economists (EAAE), Parma, Italy, February 3-5, 2005. Parma : Monte Universita Parma Editore, pp 546-564

Offermann F, Brockmeier M, Gömann H, Kleinhanß W, Kreins P, Ledebur O von, Osterburg B, Pelikan J, Salamon P (2009) vTI-Baseline 2008. Braunschweig : vTI, 50 p, Landbauforsch SH 325

Offermann F, Gömann H, Kleinhanß W, Kreins P, Ledebur O von, Osterburg B, Pelikan J, Salamon P, Sanders J (2010) vTI-Baseline 2009 – 2019: agrar-ökonomische Projektionen für Deutschland. Braunschweig : vTI, 88p, Landbauforsch SH 333 : <http://www.vti.bund.de/de/institute/bw/publikationen/lbf/lbf_sh333_de.pdf>

Osterburg B, Offermann F, Kleinhanß W (2001) A sector consistent farm group model for German agriculture. In: Heckelei T, Witzke HP, Henrichsmeyer W (eds) Agricultural sector modelling and policy information systems : proceedings of the 65th European Seminar of the European Association of Agricultural Economists (EAAA), March 29-31, 2000, Bonn, Germany. Kiel : Wissenschaftsverl Vauk, pp 152-159

Pelikan J, Isermeyer F, Offermann F, Sanders J, Zimmer Y (2010) Auswirkungen einer Handelsliberalisierung auf die deutsche und europäische Landwirtschaft. Landbauforsch SH 338

Salamon P, Chantreuil F, Donnellan T, Erjavec E, Esposti R, Hanrahan K, van Leeuwen M, Bouma F, Dol W, Salputra G (2008) How to deal with the challenges of linking a large number of individual national models : the case of the AGMEMOD Partnership. *Agrarwirtschaft* 57(8):373-378

Walmsley T (2006) A baseline scenario for the dynamic GTAP model [online]. To be found at <https://www.gtap.agecon.purdue.edu/resources/res_display.asp?RecordID=2204> [quoted, 02.07.2010]

World Bank (2009) Global economic prospects 2009

Quantifizierung „gesellschaftlich gewünschter, nicht marktgängiger Leistungen“ der Landwirtschaft

Reiner Plankl*, Peter Weingarten*, Hiltrud Nieberg**, Yelto Zimmer**, Janina Krug** und Gerhard Haxsen**

Zusammenfassung

In den Diskussionen über die Gemeinsame Agrarpolitik nach 2013 nimmt die Honorierung nicht marktgängiger gesellschaftlicher Leistungen der Landwirtschaft eine zentrale Rolle ein. Unterschiedliche Ansichten bestehen darüber, was unter diesen Leistungen genau zu verstehen ist und wie sie quantifiziert und monetarisiert werden können. Die hierzu durchgeführte Auswertung von rund 80 Studien zeigt, dass in der Bevölkerung eine Zahlungsbereitschaft für solche Leistungen besteht. Für diese konnten unterschiedliche sozioökonomische, soziodemografische und ökologische Bestimmungsfaktoren nachgewiesen werden. Das Einkommen stellt eine wichtige Einflussgröße dar. Die ausgewerteten Fallstudien lassen sich aber nicht auf Deutschland hochrechnen. Die Leistung „Offenhaltung der Landschaft“ verursacht – wenn sie nicht als Koppelprodukt unentgeltlich anfällt – Kosten, deren Höhe in starkem Maße davon abhängen, ob mit dem geringsten Aufwand nur die Fläche offen gehalten werden soll oder darüber hinaus Naturschutzziele verfolgt werden. Die Einhaltung strikterer Umweltregulierungen wird oftmals ebenfalls als Leistung angeführt. Die Ergebnisse der wenigen Studien zu den durch Umweltregulierung verursachten Kosten und der exemplarische Vergleich zweier Ackerbaubetriebe in Sachsen-Anhalt und der Ukraine deuten darauf hin, dass diese Kosten im Vergleich zu anderen Kostenkomponenten in Deutschland einen eher geringen Einfluss auf die gesamten Produktionskosten haben.

Schlüsselwörter: *Gesellschaftliche Leistungen der Landwirtschaft, Koppelprodukte, Zahlungsbereitschaft, Offenhaltung der Landschaft, Kosten für Umweltregulierung*

Summary

Quantification of public goods provided by agriculture

The remuneration of public goods provided by agriculture plays a central role in the debate about the Common Agricultural Policy after 2013. Various opinions exist on what exactly these public goods constitute and how they can be quantified and assigned monetary values. The results of about 80 studies analysed show that there exists a willingness to pay for such public goods, the magnitude of which depends on socio-economic, socio-demographic and ecological determinants. Income is an important determinant. The evaluated case studies cannot be applied to the whole of Germany. The open space externality – if not provided free of cost as a by-product – involves costs which depend on whether the land is to be kept open with the least amount of effort or if, in addition, nature conservation goals are pursued simultaneously. The compliance with stricter environmental regulations is also often seen as a service which provides public goods. The results of the few existing studies on the costs of environmental regulations, and the exemplary comparison of two arable farms in Saxony Anhalt and the Ukraine indicate that these costs – in comparison to other cost components in Germany – tend to have less of an impact on the full costs of agricultural production.

Keywords: *Public goods provided by agriculture, by-product, willingness to pay, open landscape, environmental regulation cost*

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

** Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Institut für Betriebswirtschaft, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

1 Einleitung

Die Diskussionen über die Ausgestaltung der GAP nach 2013 sind in vollem Gange (vgl. Weingarten, 2010). Wichtige Entscheidungen stehen bevor, wie dieser Politikbereich in der nächsten Finanzperiode der EU (2014 bis 2020) aussehen wird. Mittlerweile liegen aus der Politik, der Wissenschaft und von Verbänden eine Vielzahl von Studien und Empfehlungen für die künftige Ausgestaltung der GAP vor. Im Mittelpunkt der Reformdiskussionen steht die Zukunft der Direktzahlungen, auf die 2008 rund 70 % aller EU-Agrarausbgaben fielen. Ein weiteres zentrales Element nahezu aller Studien und Empfehlungen stellt die Entlohnung gesellschaftlich gewünschter, nicht marktgängiger Leistungen dar.

Beispielsweise hat sich die niederländische Regierung bereits 2008 in ihrem Positionspapier „Grundriss der europäischen Agrarpolitik 2020“ für drastische Veränderungen ausgesprochen. Sie befürwortet einen „fließende[n] Übergang vom heutigen System der Einkommensbeihilfen und der Marktstützung zum erwünschten neuen System der Vergütung gesellschaftlich relevanter Leistungen und der Förderung der Wettbewerbsfähigkeit und der Nachhaltigkeit“ (Anon, 2008). In seiner Stellungnahme „Für eine zeitgemäße Gemeinsame Agrarpolitik“ empfiehlt der Sachverständigenrat für Umweltfragen, „die bisherige GAP zu einer ökologisch orientierten Agrarpolitik .. [weiterzuentwickeln], indem die Verteilung von finanziellen Mitteln eng an die Bereitstellung öffentlicher Güter gekoppelt wird“ (SRU, 2009, S. 3). Das auf Heißenhuber zurückgehende sogenannte Passauer Modell enthält in der 1. Stufe unter anderem eine „Grundvergütung für Leistungen, die die europäische Landwirtschaft vom Weltmarkt abheben“ (Heißenhuber et al., 2008, vgl. Hofer, 2009). Die 2. und 3. Stufe sehen Zahlungen für Gemeinwohlleistungen der Landwirtschaft vor, die über die Grundversorgung mit öffentlichen Gütern durch die 1. Stufe hinausgehen. Zahrnt (ed) (2009) bringt seine Empfehlungen für die GAP nach 2013 auf den Punkt „Public money for public goods“.

Wenn auch die Honorierung gesellschaftlich gewünschter, nicht marktgängiger Leistungen der Landwirtschaft in nahezu allen Studien und Empfehlungen thematisiert wird, so gibt es große Unterschiede in der (oftmals nur sehr vagen) Konkretisierung und den Schlussfolgerungen. In diesem Zusammenhang ist zu klären, was genau unter diesen öffentlichen Gütern oder Gemeinwohlleistungen der Landwirtschaft zu verstehen ist, welchen Wert die Gesellschaft ihnen bemisst, mit welchen Instrumenten ihre Erbringung zu den gesamtwirtschaftlich geringsten Kosten erreicht werden kann und welche Rolle hierbei – und bei der Finanzierung – der EU, den Mitgliedstaaten und den Regionen zukommen sollte.

Die diesbezüglichen Empfehlungen reichen von einer weitgehenden Beibehaltung des Status quo (z. T. mit einer „Umetikettierung“ der Direktzahlungen¹) bis zur alleinigen Förderung von Gemeinwohlleistungen (und nur solcher mit übernationaler Bedeutung) als einziger Rechtfertigung für eine Gemeinsame Agrarpolitik (Zahmt (ed), 2009). Die Vielfalt der Positionen zur GAP nach 2013 spiegelt zum einen unterschiedliche Einschätzungen der jeweiligen Autoren wider (die zum Teil interessengeleitet sind). Zum anderen sind einige der derzeitigen Stellungnahmen aber auch stark von verhandlungstaktischen Gesichtspunkten geprägt.

Vor dem Hintergrund der Diskussionen über die Weiterentwicklung der GAP nach 2013 versucht der vorliegende Beitrag, die gesellschaftlich gewünschten, nicht marktgängigen Leistungen der Landwirtschaft zu quantifizieren.² Diese werden im folgenden 2. Kapitel kurz abgegrenzt. Im 3. Kapitel werden die Ergebnisse einer Literaturauswertung von Zahlungsbereitschaftsanalysen für Leistungen insbesondere in den Bereichen *Naturschutz* und *Landschaftspflege* sowie *Kulturlandschaft* vorgestellt. Im 4. Kapitel werden für ein bestimmtes öffentliches Gut, die Offenhaltung der Landschaft, die hiermit verbundenen betriebswirtschaftlichen Kosten dargestellt. Als ein öffentliches Gut wird oftmals die Einhaltung höherer Umweltstandards durch Landwirte in Deutschland bzw. der EU angeführt. Im 5. Kapitel werden anhand eines Fallbeispiels die durch Umweltregulierungen verursachten Kosten kalkuliert. Der Beitrag schließt mit einem Fazit.

2 Abgrenzung gesellschaftlich gewünschter, nicht marktgängiger Leistungen

Die Diskussion um die Erfassung und Quantifizierung gesellschaftlicher Leistungen der Landwirtschaft ist in den Mitgliedstaaten der EU sowie der OECD nicht neu. Sehr intensiv wurde diese Diskussion Anfang der 1990er Jahre im Zusammenhang mit der Honorierung ökologischer Leistungen durch Agrarumweltmaßnahmen geführt. Nicht marktgängige Leistungen stehen in einem engen Zusammenhang zum Konzept der Multifunktionalität der Landwirtschaft, das seit Mitte der 1990er Jahre zunehmend Eingang in politische und wissenschaftliche Diskussionen gefunden hat (vgl. OECD, 2001, 2008; Wüstemann et al., 2008; Weingarten, 2009).

¹ Beispielsweise konstatiert die Bundesregierung (BMELV, 2010, S. 6): „Das Prinzip der pauschalen Abgeltung öffentlicher Güter und Leistungen der Landwirtschaft mittels Direktzahlungen hat sich grundsätzlich bewährt und sollte qualitativ weiterentwickelt werden.“ Im gleichen Sinne äußerte sich die Agrarministerkonferenz auf ihrer Sitzung am 30.04.10 (Agrarministerkonferenz, 2010).

² Der Beitrag basiert auf einer gleichnamigen Studie, die für das BMELV erstellt wurde (s. Plankl et al., 2010).

Bei der Produktion „klassischer“ landwirtschaftlicher Güter (Nahrungs- und Futtermittel, nachwachsende Rohstoffe) fallen oftmals Koppelprodukte an. Wenn für diese wegen mangelnder Ausschließbarkeit vom Konsum oder Nichtrivalität im Konsum keine oder nicht hinreichend funktionierende Märkte bestehen, stellen sie öffentliche Güter³ dar. Wird diesen von der Gesellschaft ein positiver Wert beigemessen, stellen sie gesellschaftlich gewünschte, nicht marktgängige Leistungen dar. Wenn nicht die Erzeugung des klassischen landwirtschaftlichen Gutes (des „commodity outputs“) bereits alleine zu einer ausreichenden Erzeugung des Koppelprodukts („non-commodity output“) führt, kommt es aus gesellschaftlicher Sicht zu einer Unterversorgung mit der gesellschaftlich gewünschten, nicht marktgängigen Leistung. Eine Internalisierung der vorliegenden externen Effekte kann dann zu einer Wohlfahrtssteigerung führen, wenn die Internalisierung nicht mit unangemessen hohen Transaktionskosten einhergeht.

Die Einstufung als positiver oder negativer externer Effekt hängt von der Verteilung der Verfügungsrechte ab. Die Frage des Referenzsystems ist auch entscheidend dafür, ob ein non-commodity output als „public good“ oder als „public bad“ anzusehen ist.

Bislang fehlt es an einer hinreichend genauen und allgemein akzeptierten Abgrenzung, was genau alles unter gesellschaftlich gewünschten, nicht marktgängigen Leistungen zu verstehen ist und wie die verschiedenen Arten dieser Leistungen zu quantifizieren, zu aggregieren und zu bewerten sind. Als Gemeinwohlleistungen, öffentliche Güter oder gesellschaftlich erwünschte, nicht marktgängige Güter, die von der Landwirtschaft erbracht werden, wird oftmals verwiesen auf biotische oder abiotische Umweltleistungen, auf die Einhaltung höherer Standards im Bereich Umwelt-, Arbeits- oder Verbraucherschutz, auf den Erhalt der Kulturlandschaft und die Offenhaltung der Landschaft, auf den Beitrag der Landwirtschaft zu vitalen ländlichen Räumen, den Beitrag zur Versorgungssicherheit oder auf Leistungen im Hochwasser- oder Lawinenschutz (vgl. Plankl et al., 2010, Cooper et al., 2009). Ob bzw. inwiefern diese Leistungen marktgängig sind, hängt nicht alleine von den Eigenschaften des Gutes bzw. der Leistung ab, sondern auch von den institutionellen Rahmenbedingungen.

3 Zahlungsbereitschaft für gesellschaftlich gewünschte, nicht marktgängige Leistungen der Landwirtschaft

Zur Quantifizierung der Zahlungsbereitschaft für gesellschaftlich gewünschte, nicht marktgängige Leistungen der Landwirtschaft wurde eine Literaturrecherche durchgeführt. Aus dem weiten Spektrum der nachfrageorientierten Bewertungsmethoden wurde damit der Fokus auf die direkten Methoden gelegt, bei denen die Wertschätzung durch Befragungen ermittelt wird. Insgesamt wurden rund 80 Untersuchungen aus dem deutschsprachigen Raum aus den letzten 15 bis 20 Jahren ausgewertet (für eine Übersicht über diese Untersuchungen und die genauen Quellenangaben siehe Plankl et al., 2010). Die Untersuchungen beziehen sich in der Regel auf einzelne (oder wenige) ökologische oder andere nicht marktgängige Leistungen, die die Landwirtschaft erbringt oder erbringen könnte, in einem bestimmten Untersuchungsraum mit einem bestimmten Referenzsystem. Sie umfassen damit nicht die Gesamtheit der von der Landwirtschaft in Deutschland erstellten öffentlichen Güter.

Die Literaturrecherche zeigt, dass in den letzten 15 bis 20 Jahren eine Vielzahl quantitativer Untersuchungen zur Bewertung und Monetarisierung nicht marktgängiger, gesellschaftlich gewünschter Leistungen der Landwirtschaft erschienen sind.⁴ Methodisch basieren die Untersuchungen zumeist auf Contingent-Valuation- oder Conjoint-Analysen. Aus dem Spektrum an Leistungen werden insbesondere die Funktionsbereiche Naturschutz und Landschaftspflege sowie Kulturlandschaft und vereinzelt auch Artenschutz einer Bewertung unterzogen. Speziell jüngere Studien versuchen verschiedene Funktionsbereiche abzudecken, ohne jedoch den Gesamtbereich gesellschaftlicher Leistungen zu erfassen. Die meisten Untersuchungen wurden in kleinräumigen Untersuchungsregionen und speziellen Raumtypen (landschaftlichen Kulturräumen) durchgeführt. Untersuchungen, die ein repräsentatives Bild über alle Kulturräume in Deutschland ergeben, liegen bisher nicht vor.

Die ca. 80 ausgewerteten Studien (s. Tabelle 1 für ausgewählte Studien) zeigen, dass es für die untersuchten Leistungen eine Zahlungsbereitschaft in der Bevölkerung gibt. Je nach Studie und Leistung sowie nach befragten Bevölkerungsgruppen nannten bei Ausblendung von Extremergebnissen rund 50 % bis 90 % der Befragten eine generelle Zahlungsbereitschaft. In den Studien konnten für die generelle und die konkrete Zahlungsbereitschaft

³ Die dichotome Einteilung der Güter in (rein) private und (rein) öffentliche ist idealtypisch. In der Realität können unterschiedliche Öffentlichkeitsgrade auftreten. Der Öffentlichkeitsgrad eines Gutes hängt nicht nur von den Eigenschaften des Gutes ab, sondern auch von den institutionellen Rahmenbedingungen (vgl. z.B. Fritsch et al., 2007).

⁴ Für eine Übersicht über Studien zur Bewertung entsprechender Leistungen mit Fokus auf Großbritannien siehe McVittie et al., 2009, für Studien im Forstbereich s. Elsasser et al., 2009.

Tabelle 1:

Ausgewählte Ergebnisse nachfrageorientierter Untersuchungen zur Abschätzung der Zahlungsbereitschaft

Funktions-/Untersuchungsbereich	Untersuchungsregion	Untersuchungsjahr/Stichprobe/Befragung	Ausgewählte Ergebnisse	Sonstige Anmerkungen
Degenhardt et al. (1998)				
- Naturschutzprogramm - Biotopbewertung	- Sachsen: Erlbach - Baden-Württemberg: Wangen, Kißlegg	Einheimische und Touristen	Bspw. In Erlbach: - 42 % Einheimische und 90 % Urlauber zahlungsbereit - 5,40 DM/Monat/Einheimischer - 1,67 DM/Übernachtung/Tourist	- Schöner Landschaft und Schutz von Tier- und Pflanzenarten waren Hauptmotive für Zahlungsbereitschaft - Existenznutzen blieb unberücksichtigt - Für D insgesamt kein repräsentatives Bild - Es wird weiterer Forschungsbedarf gesehen
Fischer et al. (2003)				
- Hecke mit hoher Gehölzdichte als Zwischenstruktur	Niedersachsen: Northeim	- 300 Einwohner	- 2/3 befürworten Bereitstellung einer zusätzlichen Hecke - 36 € für Basis- und 58 € für Qualitätshecke	- Monetär und verbal geäußerte Präferenzen stimmen nicht immer überein - Personen die viel Informationen abfragen oder hohe Artenkenntnisse besitzen haben eine höhere Zahlungsbereitschaft - Bei rd. 20 % spiegelt die geäußerte Zahlungsbereitschaft nicht die Präferenz wider
Wronka (2004)				
- Artenvielfalt - Trinkwasserqualität	Hessen: Lahn-Dill-Berggebiet	- 380 Personen Schriftliche Befragung	- 64 €/Haushalt/Jahr für Biodiversität - 72 €/Haushalt/Jahr für Schutz der Trinkwasserqualität	- Auch Güter mit einer hohen Nichtgebrauchswertkomponente haben ihren Preis - Alter hat negativen Einfluss auf Zahlungsbereitschaft - Durch CVM ermittelte Zahlungsbereitschaft geringfügig höher als die durch ConA - CVM führen zu validen Ergebnissen, wenn gewisse Voraussetzungen erfüllt werden - CVM wird als geeignete Bewertungsmethode gesehen, jedoch weiterer Forschungsbedarf
Phillip (2005)				
- Wertvolle Biototypen - Landschaftselemente	- Brandenburg - Berlin	- 1998-2001 - 1.200 Bürger und 183 Landwirte befragt	- 80 % sind für Entschädigung - 50 % sind gegen vollen Kostenausgleich - Jeder 4. in BB und jeder 2. in BE war zur Spende bereit - 2/3 würden mehr als einmal 10 bis 100 DM spenden - Durchschn. Spende der Zahlungsbereiten 65 bis 75 DM, aller Befragten jedoch 5 DM	- Für die Wertermittlung wurden neben soziografischen und -ökonomischen Größenwert- und nutzenabhängige Größen herangezogen - Spendenbereitschaft unterschiedlich bei Stadt- und Landbewohnern - Skepsis gegenüber hochgerechneten aggregierten Werten
Borresch et al. (2005)				
- Multifunktionalität am Beispiel: variierender Schlaggrößen		- 2002 - 217 befragte Personen	- 47 €/Haushalt/Jahr bei Änderung eines bestimmten Landschaftsbildes - 24 €/Haushalt/Jahr Entschädigungsforderung bei Artenrückgang	- Auswirkung der Landnutzungsänderung auf Grundwasserneubildung wird gering eingeschätzt - Änderungen auf die landschaftstypische Artenvielfalt hängen von ausgewogenen Nutzungsverhältnissen ab
Karkow und Gronemann (2005)				
- Biosphärenreservat - Naturschutzgerecht genutzte Äcker - Erlebnis- und Erholungswert	- Ergebnisse aus Rügenstudie und Berlinbefragung (siehe Phillip)	- 517 Berliner und 150 Touristen auf Rügen	- 44 % der Befragten fühlen sich bei bunten und artenreichen Äckern in erreichbarer Nähe wohler - 69 % äußern grundsätzliche Zahlungsbereitschaft - 71 €/Jahr (ohne Zahlungsverweigerer) - 45 €/Jahr (mit Zahlungsverweigerer)	- Es sind hauptsächlich nutzenabhängige Größen, die die Zahlungsbereitschaft bestimmen - Der direkte Anblick artenreicher Äcker wirkt sich positiv auf die Zahlungsbereitschaft aus - Auch eine sorgfältige Durchführung der CVM führt zu leichten Verzerrungen

Fortsetzung Tabelle 1:

Funktions-/Untersuchungsbereich	Untersuchungsregion	Untersuchungsjahr/Stichprobe/ Befragung	Ausgewählte Ergebnisse	Sonstige Anmerkungen
Henseleit und Holm-Müller (2006)				
- Vertragsnaturschutz - Wert von Naturschutzflächen - Artenreiche Wiesen	- Nordrhein-Westfalen: Bonn (Stadtregion) i. V. Rhein-Sieg-Kreis u. Euskirchen (ländl. Raum)	- 2004 - 291 Einwohner	- 20 % keine Zahlungsbereitschaft für artenreiche Wiesen - 21 € Zahlungsbereitschaft/Befragten/Jahr (bei Ausschluss von extrem hohen Werten, sonst 31€)	- Zahlungsbereiten ist Schutz seltener Naturgüter besonders wichtig - Wertschätzung von Wiesen hebt sich von anderen Naturgütern ab - Stadtbewohner haben geringere Präferenz für Bergwiesen - Stadtbevölkerung weist höhere Zahlungsbereitschaft bei geringerer Höhe aus - Ergebnisse durch Expertenbefragung weitgehend bestätigt
Schmitz (2008)				
- Multifunktionalität	- Hessen: Lahn-Dill-Kreis	- 2004 - 400 Personen befragt	- 300 bis 325 €/Haushalt/Jahr impliziter Preis für Fließgewässerveränderung - 95 bis 105 € für bestimmtes Landschaftsbild - 220 € für Status quo - Hochgerechneter Nutzen-gewinn für Status quo 1,18 Mio. €, für Vergrößerungs-szenario 0,98 Mio. €	- Versuch mehrere Landschaftsfunktionen simultan zu bewerten - Für einen Nutzentransfer werden die Ergebnisse als wenig belastbar bezeichnet

Anmerkung: CVM: Contingent valuation method, Conja: Conjoint-Analyse

Quelle: Plankl et al. (2010).

unterschiedliche sozioökonomische, soziodemografische und ökologische Bestimmungsfaktoren nachgewiesen werden. Das Einkommen stellt eine wichtige Einflussgröße dar.

Alle in Tabelle 1 dargestellten Studien beziehen sich mit Ausnahme der Studie von Phillip (2005) auf kleinräumige Regionen und lassen sich nicht auf Deutschland hochrechnen. Würde man trotzdem beispielsweise die von Borresch et al. (2005) unter spezifischen Bedingungen ermittelte durchschnittliche Zahlungsbereitschaft der Befragten (47 Euro/Haushalt und Jahr) für eine kleinparzellierter landwirtschaftliche Landnutzung im Vergleich zu einer reinen Waldlandschaft einfach mit der Gesamtzahl der privaten Haushalte in Deutschland (2006: 39,8 Mio.) multiplizieren, ergäbe sich ein Wert von 1,9 Mrd. Euro/Jahr. Würde man diesen Wert dann auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche in Deutschland (2007: 17,0 Mio. ha) umlegen, entspräche dies 110 Euro/ha und Jahr. Würde man die von Henseleit und Holm-Müller (2006) in der Region Bonn/Rhein-Sieg-Kreis/Euskirchen) unter spezifischen Bedingungen ermittelte durchschnittliche Zahlungsbereitschaft (21 Euro/Befragtem und Jahr unter Ausschluss von extrem hohen Werten) für den Erhalt artenreicher Wiesen mit der Anzahl der privaten Haushalte in Deutschland multiplizieren, erhielte man für Deutschland einen Wert von 0,8 Mrd. Euro/Jahr bzw. 49 Euro/ha und Jahr.

Eine solche Vorgehensweise ist aus wissenschaftlicher Sicht jedoch aus mehreren Gründen nicht haltbar, wie die Auswertung der untersuchten Zahlungsbereitschaftsanalysen zeigt:

- Für die generelle Zahlungsbereitschaft und die konkrete Höhe der Zahlungsbereitschaft konnten in den Untersuchungen unterschiedliche Bestimmungsgründe nachgewiesen werden. Hierbei handelt es sich abgesehen von methodischen Einflussgrößen um sozioökonomische, soziodemografische und ökologische Erklärungsfaktoren. Das Einkommen stellt eine wichtige Einflussgröße dar. Es kann nicht davon ausgegangen werden, dass die Ausprägung dieser Erklärungsfaktoren und die Präferenzen für die untersuchten öffentlichen Güter in Deutschland räumlich homogen verteilt sind bzw. dass die jeweilige Untersuchungsregion in dieser Hinsicht repräsentativ für Deutschland ist. Die Untersuchungsräume wurden nicht gezielt ausgewählt, um die Ergebnisse auf Deutschland hochzurechnen.
- Unterschiede beim Befragungsgegenstand, der Fragestellung, der Befragungsart und -methode, der Befragtengruppe, beim Zahlungsinstrument und dem vorgegebenen Startwert, der Bewertungsmethode und bei der Bestimmung nutzungsabhängiger bzw. nutzungsunabhängiger Werte (Existenzwert) und der

unterstellten Referenzsituation nehmen Einfluss auf die Höhe der ermittelten Zahlungsbereitschaft. Auch von der räumlichen Entfernung der Befragten zum Ort der Leistungserbringung hängen die Beträge ab. Ferner reagieren die Ergebnisse sensibel darauf, wie mit Antwort- und Zahlungsverweigerern, Protestantworten und strategischen Antworten umgegangen wird.

- Die Untersuchungen haben unterschiedliche (erbrachte oder potenzielle) gesellschaftliche Leistungen im Fokus. Meist sind es eng abgegrenzte Funktionsbereiche, für die die Höhe der Zahlungsbereitschaft geschätzt wird. Da manche Leistungen nur durch weitere gesellschaftliche Leistungen aus anderen Bereichen, Sektoren oder Personengruppen in Wert gesetzt werden oder eine zusätzliche Wertsteigerung erfahren, setzt dies hohe Ansprüche an die Methodik voraus. Zwischen den unterschiedlichen gesellschaftlichen Leistungen bestehen vielfach Wechselbeziehungen. In dem Fall ist es nicht zulässig, die Gesamtzahlungsbereitschaft als Summe der Zahlungsbereitschaften für die einzelnen Leistungen zu ermitteln.
- Allen Zahlungsbereitschaftsanalysen ist gemein, dass sie alle Werte und Leistungsangebote monetär zu bewerten versuchen. Aspekte wie die Schönheit einer Landschaft oder die Vertrautheit und Identität mit der regionalen Kulturlandschaft sind ihrem Wesen nach jedoch qualitativer Natur und entziehen sich vielfach einer objektiven Messung.
- Zahlungsbereitschaftsanalysen leiden oftmals an der unzureichenden Erfassung von alternativen Verwendungsmöglichkeiten der angegebenen Zahlungsbeträge durch die Befragten (Substitutionsverhalten der Konsumenten) bzw. einer unzureichenden Berücksichtigung von Budgetrestriktionen durch die Befragten.
- Klärungsbedarf besteht ferner bei der zeitlichen Stabilität bzw. Fortschreibung der ermittelten Zahlungsbereitschaften. Hierbei spielen sowohl Veränderungen auf der Angebots- und Nachfrageseite, Änderungen im Problembewusstsein und in der Wahrnehmung, aber auch veränderte relative Knappheiten bspw. resultierend aus Ressourcenverknappungen und neuen oder verstärkten Umweltproblemen eine Rolle.
- Abschließend bleibt anzumerken, dass die Leistungsfähigkeit von Zahlungsbereitschaftsanalysen generell von den Autoren der einzelnen Studien unterschiedlich eingeschätzt wird. Viele sehen die Ergebnisse als brauchbare Anhaltspunkte, verweisen jedoch aus unterschiedlichen Gründen auf weiteren Forschungsbedarf.

4 Kosten der Offenhaltung der Landschaft

Die Frage der Offenhaltung von Landschaft ist kein neues Thema. Schon Ende der 1960er Jahre, als tausende Hektar landwirtschaftlicher Fläche brach fielen, „begann man sich zu fragen, mit welchen Maßnahmen eine Offenhaltung der Kulturlandschaft gewährleistet und wie Grünland in Grenzertragslagen für eine zukünftige Nutzung erhalten werden könne“ (Schreiber et al., 2000). Vor diesem Hintergrund veranlasste das baden-württembergische Landwirtschaftsministerium Mitte der 1970er Jahre in verschiedenen Landesteilen insgesamt 15 Versuche zur Offenhaltung der Kulturlandschaft. Die mehr als 25 Jahre andauernden Versuche haben umfangreiche Erkenntnisse über die Verschiedenartigkeit von Sukzessionsabläufen auf Grünlandflächen und über das Verhalten von Pflanzenbeständen nach langjährigen, extensiv gehaltenen Pflegemaßnahmen wie Mulchen, Mähen, kontrolliertes Brennen und Beweiden in unterschiedlichen Intervallen geliefert. Aus diesen Erkenntnissen lässt sich ableiten, wie eine effektive und kostengünstige Landschaftspflege durchgeführt werden kann. Dabei ist zu unterscheiden, ob man

- entweder mit dem geringsten Aufwand nur das Landschaftsbild erhalten oder
- aus landschaftsästhetischen Gründen gestalten oder
- mit weiter deutlich steigendem Aufwand einen Biotop- und Artenschutz betreiben will.

Als zusammenfassende Wertung der oben genannten Versuchsergebnisse kommen Schreiber et al. (2000) zum Schluss, dass die Offenhaltung der Kulturlandschaft und Erhaltung des Landschaftsbildes mit relativ geringem Aufwand an Pflegemaßnahmen möglich sind. Bei fehlendem Gehölzaufkommen braucht unter Umständen jahrelang überhaupt nichts getan zu werden, sonst sind Mulschnitte jedes 2. bis 4. Jahr ausreichend. Sollen dagegen Biotope erhalten oder seltene oder gefährdete Arten geschützt werden, so ist ein deutlich höherer Aufwand notwendig: So schafft Mähen mit Abräumen als Ersatz für zweisäurige Wiesennutzung schneller, Mulchen zweimal jährlich langsamer ausgehagerte Standorte mit den Lebensbedingungen früherer obergrasarme Extensiv-Grünlandgesellschaften und führt zu zunehmenden Arten- und Individuenzahlen von Armutszeigerpflanzen. Die Weideführung, ob als extensive Nutzung ohne Düngung oder reine Pflegemaßnahme betrieben, garantiert die Erhaltung oder Wiederschaffung der früheren Extensivweiden; das vorhandene oder eingebrachte Diasporenpotenzial entscheidet über die vom Naturschutz gewünschte Artenzusammensetzung.

Nach Schreiber (2007) hat sich ein bis zwei Mal jährliches Mulchen für den gesamten süddeutschen Raum als eine sehr erfolgreiche Maßnahme zur Erhaltung und Verbes-

serung hinsichtlich des Artenspektrums früherer Extensiv-Wiesen und der Verhinderung des Gehölzwuchses herausgestellt. Dennoch plädieren verschiedene Autoren – u. a. Schreiber et al. (2000) sowie Dux et al. (2009) – dafür, keine großen Flächen einer bestimmten, einheitlichen Pflegeraummaßnahme zuzuordnen. Aufgrund der unterschiedlichen Wirkung von Mahd, Mulchen und Beweidung auf Artenzusammensetzung und Ökosysteme sollte eine parallele Anwendung der verschiedenen Offenhaltungsverfahren durchgeführt und ein schmales, streifenförmiges Flächenmuster oder Mosaik geschaffen werden. Eine Ausnahme bildet die extensive Beweidung, die aus Tierhaltungsgründen großflächig erfolgen sollte.

Im Folgenden soll der Frage nachgegangen werden, wie viel die Offenhaltung der Landschaft kostet. Im ersten Schritt werden die Ergebnisse einer Literaturrecherche tabellarisch zusammengefasst. Anhand dieser Zusammenstellung soll vor allem die Spannweite der Kosten verdeutlicht werden. Da die Daten teilweise schon einige Jahre alt sind oder aus dem benachbarten Ausland stammen, werden im nächsten Schritt eigene Berechnungen ange stellt. Da das Mulchen die kostengünstigste Maßnahme

der Offenhaltung ist, wurden nur für dieses Verfahren aktuelle Berechnungen durchgeführt.

Die in Tabelle 2 gelisteten Kosten der Offenhaltung geben aufgrund unterschiedlicher Erhebungszeiträume, Berechnungsmethoden und regionaler Zuordnung lediglich Größenordnungen wieder. Anhand der Tabelle wird vor allem deutlich, dass die Kosten der Offenhaltung vor allem abhängen

- von den angestrebten Zielen (einfache Offenhaltung oder Naturschutz?) und dementsprechend von den gewählten Offenhaltungsverfahren und
- von den standörtlichen Gegebenheiten (Bodentyp, Parzellengröße, Hangneigung etc.).

Da das Mulchen die kostengünstigste Maßnahme zur Offenhaltung der Landschaft darstellt, sollen im Folgenden die derzeit gültigen Kosten für das Mulchen ermittelt werden. Als erste Möglichkeit der Ermittlung bietet es sich an, die Verrechnungssätze von Maschinenringen oder Lohnunternehmen heranzuziehen. Die zweite Möglichkeit besteht in der Berechnung der Kosten mit Hilfe der KTBL-Datensammlung „Landschaftspflege 2005“.

Tabelle 2:
 Kosten der Offenhaltung – Literaturüberblick

Verfahrensbeschreibung	Kosten je ha und Jahr	Quelle
Wiesenschnitt		
Frisch bis feuchte Fettwiese, 2-3 Schnitte, max. 60 kg N/ha	400 - 500 DM	205 - 256 € Hampicke (2002)
Frische Fettwiese, 2 Schnitte, max. 40 kg N/ha	500 - 550 DM	256 - 281 € Hampicke (2002)
Trockene Fettwiese, 1-2 Schnitte, keine N-Dgg.	600 - 700 DM	307 - 358 € Hampicke (2002)
Bergwiese, 2 Schnitte oder 1 Schnitt mit Nachweide, max. 40 kg N/ha	550 - 600 DM	281 - 307 € Hampicke (2002)
Feuchtwiese, 2 Schnitte, max. 40 kg N/ha	800 - 900 DM	409 - 460 € Hampicke (2002)
Mahd mit Abtransport		
Von z. B. Calluna Heiden alle 1 bis 3 Jahre		60 - 350 € Prochnow & Schlauderer (2002)
—		245 - 1.329 € LEL Schwäbisch Gmünd (2009)
Mahd mit Heuprod., Transport zum Hof, Parzellengröße 1 ha, Hangneigung von 40 bis 75 %	658 - 1.268 sFr.	431 - 831 € Dux et al. (2009)
Mahd mit Heuprod., Transport zum Hof, Parzellengröße 0,25 ha, Hangneigung von 40 bis 75 %	1.709 - 2.402 sFr.	1.121 - 1.575 € Dux et al. (2009)
Mahd mit Heuprod., Rundballen, Transport zur Verbrennungsanlage	1.115 sFr.	731 € Dux et al. (2009)
Schnitt, direkter Transport zur Biogasanlage, Hangneigung von 40 bis 60 %	576 - 911 sFr.	378 - 597 € Dux et al. (2009)
Mahd ohne Abtransport		
—		87 - 307 € LEL Schwäbisch Gmünd (2009)
Mulchen		
Von Zwergstrauchheiden und Landreitgras-Fluren, alle 1 bis 3 Jahre	8 - 175 €	Prochnow & Schlauderer (2002)
—	80 - 318 €	LEL Schwäbisch Gmünd (2009)
„Eben mit 4 m Mulchergerät“ bis „35 % Hangneigung mit 1m Mulchgerät“	36 - 138 €	Pöllinger & Zentner (2003)
Parzellengröße 1 ha, Hangneigung von 40 bis 75 %	161 - 435 sFr.	106 - 285 € Dux et al. (2009)
Parzellengröße 0,25 ha, Hangneigung von 40 bis 75 %	371 - 435 sFr.	243 - 285 € Dux et al. (2009)

Fortsetzung Tabelle 2:

Verfahrensbeschreibung	Kosten je ha und Jahr	Quelle
Grubbern		
Flächen mit geringer Vegetationsbedeckung wie offene Sandflächen und Sandtrockenrasen	25 - 65 €	Prochnow & Schlauderer (2002)
Kontrolliertes Brennen		
—	40 - 142 €	Wanner et al. (2004)
Alle 2 bis 10 Jahre	4 - 71 €	Prochnow & Schlauderer (2002)
Entbuschen		
Alle 2 bis 20 Jahre	140 - 500 €	Prochnow & Schlauderer (2002)
—	299 - 470 €	LEL Schwäbisch Gmünd (2009)
Abplaggen		
Spezielle Pflegemaßnahme für Calluna-Heiden, alle 20 bis 40 Jahre	13 - 250 €	Prochnow & Schlauderer (2002)
Beweidung		
Schafhaltung	162 - 372 €	Prochnow & Schlauderer (2002)
Schafhaltung, Parzellengröße 1 ha, 40 % Hangneigung	944 sFr.	619 €
Schafhaltung, Parzellengröße 0,25 ha, 40 % Hangneigung	1.153 sFr.	756 €
Hüteschafthalaltung		164 - 327 €
Hüteschafthalaltung, Thüringen	1.014 DM	518 €
Schafhaltung, Kalkmagerrasen, keine Düngung	650 DM	332 €
Koppelschafthalaltung		125 €
Ziegenhaltung, Parzellengröße 1 ha, 40 % Hangneigung	948 sFr.	622 €
Rinderhaltung		80 €
Jungrinder, Parzellengröße 1 ha, 40 % Hangneigung	713 sFr.	468 €
Mutterkuhhaltung		128 - 141 €
Bergweide, Mutterkuhherde oder Jungvieh, 30 kg N/ha	400 - 800 DM	205 - 409 €
Borstgrasrasen, Mutterkuhherde, keine Düngung	800 DM	409 €
Ackerflächennutzung		
Extensiver Roggenanbau / „Kornblumenkultur“ (Ackerwildkräuter, Landschaftsbild)	78 - 285 €	Wichtmann & Hampicke (2003)

Anmerkung: Umrechnungskurse: 1 DM = 0,51129 €; 1 sFr. = 0,65574 €.

Quelle: Eigene Darstellung.

Die Recherche der Verrechnungssätze hat zum Ergebnis, dass für das Mulchen ca. 50 Euro/ha in Rechnung gestellt werden. Einige Beispiele: Weide Mulchen 40 Euro/ha und Flächenstilllegung Mulchen 50 Euro/ha (Maschinen- und Betriebshilfsring Laufen, 2009), Mulchen von Brachflächen 52,50 Euro/ha (Maschinen- und Betriebshilfsring Vorpommern, 2009). Bei diesen Größenordnungen ist davon auszugehen, dass es sich um vergleichsweise ebene Flächen handelt. Für Kleinstflächen mit Hangneigung würden vermutlich höhere Sätze gelten.

Der Maschinenring Altötting - Mühldorf (2009) gibt für das Mulchen keine Verrechnungssätze je ha, sondern je Stunde an: 50 bis 55 Euro/Std. Bei einem Aufwand von einer Stunde (z. B. bei einer Arbeitsbreite des Mulchers von 3 m und einer Parzellengröße von 5 ha) ergeben sich Kosten in Höhe von 50 bis 55 Euro/ha. Bei einer Parzellengröße von 0,5 ha und einer Arbeitsbreite von 1,8 Meter

fallen nach KTBL zwei Stunden an, weshalb die Kosten in diesem Fall 100 bis 110 Euro/ha betragen würden.

Die Verrechnungssätze für Vereine und Verbände nach der Landschaftspflegerichtlinie Anhang 2, Maßnahmenart B2 (Biotopt- und Landschaftspflege außerhalb des Vertragsnaturschutzes) im Zollernalbkreis betragen 110 Euro/ha (Anonym, 2009).

Die in der Tabelle gelisteten Zahlen des KTBL stammen aus dem Jahr 2005. Nimmt man von 2005 bis 2009 eine Kostensteigerung von 15 % an, so betragen die Kosten für das Mulchen etwa 50 bis 320 Euro je ha. Auf „armen“ Standorten entsteht in der Regel nur ein geringer Aufwuchs. Auf diesen Flächen reicht es, alle 2 bis 3 Jahre zu mulchen, um das Land offenzuhalten. Würde nur alle 3 Jahre gemulcht werden, so entstünden Kosten in Höhe von 17 bis 107 Euro je ha und Jahr.

Tabelle 3:

Kosten für Mulchen (berechnet anhand der Ktbl-Datensammlung, 2005)

Verfahrensbeschreibung	Arbeitszeit Akh/ha	Maschinenkosten €/Std.		Gesamtkosten € je ha und Jahr ¹⁾
		feste	veränderl.	
Parzellengröße 20 ha, Anbauschlegelmäher 3 m am Allradtraktor 83 kW, Aufwuchsmasse 5 - 15 t TM/ha, gute Einsatzbedingungen	0,82	18,1	19,9	43
Parzellengröße 5 ha, Anbauschlegelmäher 2,7 m am Allradtraktor 67 kW, Aufwuchsmasse 5 - 15 t TM/ha, schlechte Einsatzbedingungen	1,4	14,3	17,3	64
Parzellengröße 1 ha, Anbauschlegelmäher 1,8 m am Allradtraktor 45 kW, Aufwuchsmasse 15 t TM/ha, alle 500 m ² Hindernisse	2,9	9,4	13,7	108
Parzellengröße 0,5 ha, Schlegelmäher im Frontanbau 1,8 m an Hangtraktor 45 kW, Aufwuchsmasse 10 t TM/ha, 40 - 60 % Hangneigung, alle 200 m ² Hindernisse	3,8	19,6	13,7	180
Parzellengröße 0,5 ha, Schlegelmäher im Frontanbau 1,8 m an Hangtraktor 45 kW, Aufwuchsmasse 15 t TM/ha, 61 - 70 % Hangneigung oder starke Bodenunebenheiten, alle 50 m ² Hindernisse	5,9	19,6	13,7	279

¹⁾ Für die Entlohnung der Arbeit wurde ein Stundensatz von 14 €/Std. herangezogen.
Quelle: Eigene Berechnungen anhand der Ktbl-Datensammlung 2005.

In den Tabellen 2 und 3 sind die jeweiligen Verfahrenskosten je ha und Jahr gelistet. Aus betriebswirtschaftlicher Perspektive wären unter Umständen als zusätzliche Kosten der Offenhaltung darüber hinaus die anteiligen bodenabhängigen Kosten wie z. B. Grundsteuer etc. anzusetzen, sofern diese durch die Offenhaltung weiterbestehen, aber nicht anfallen würden, wenn die Fläche der natürlichen Sukzession überlassen würde. Dieser Kostenblock wäre auf weniger als 50 Euro je ha zu veranschlagen (vgl. Schmid, 2005), was das grundsätzliche Ergebnis der Recherche zu den Kosten der Offenhaltung nur marginal beeinflusst: Die Offenhaltung lässt sich für weniger als 100 Euro je ha realisieren. Bei einer Verfolgung von Naturschutzz Zielen können die Kosten jedoch auf über 300 Euro je ha anwachsen.

5 Kosten der Umweltregulierungen für die deutsche Landwirtschaft unter besonderer Berücksichtigung des Ackerbaus

Als ein öffentliches Gut wird oftmals die Einhaltung von im Vergleich zu anderen Ländern höheren Umweltstandards durch Landwirte in Deutschland bzw. der EU angeführt. In diesem Kapitel werden die durch Umweltregulierungen in der deutschen Landwirtschaft im Allgemeinen und im Ackerbau im Besonderen verursachten Kosten und Erlöseinbußen quantifiziert. Bei diesen Umweltregulierungen handelt es sich um bestehendes Fachrecht. Für alle Wirtschaftssubjekte gilt, dass die Einhaltung bestehenden Rechts prinzipiell keine Leistung darstellt, aus der ein Anspruch auf Honorierung erwächst.

5.1 Vorgehensweise

Im Mittelpunkt stehen im Folgenden die wirtschaftlichen Effekte im Zusammenhang mit dem Einsatz von Pflanzenschutzmitteln. Ferner werden die Beschränkungen bzw. Auflagen aus der Düngeverordnung, aus dem Naturschutzrecht sowie Verpflichtungen laut Cross Compliance untersucht.

Um diese Frage beantworten zu können, ist zunächst das Problem des Referenzsystems zu lösen, an dem diese Zusatzkosten gemessen werden. Als eine Art „Extremeszenario“ werden die Bedingungen eines westlich geführten Betriebes in der Ukraine unterstellt. Auch dort gibt es zum Beispiel die Registrierung von Pflanzenschutzmitteln, doch sind dort - wie noch zu zeigen sein wird - eine Reihe von Wirkstoffen (noch) zulässig, die in der EU bzw. in Deutschland nicht mehr eingesetzt werden dürfen. Darüber hinaus gibt es aber laut Expertenaussagen keine auf betrieblicher Ebene spürbaren Beschränkungen z. B. hinsichtlich der Intensität der Düngung, der Wahl der Fruchtfolgen etc.

Die zweite zentrale Frage ist die nach den Umweltregulierungen, die unter Umständen für deutsche Ackerbaubetriebe relevant sind. Dabei ist zu beachten, dass Kostenachteile zum einen durch höhere Betriebsmittelpreise, höheren Wartungs- und Kontrollaufwand sowie höhere Investitionsvolumina einerseits, aber auch durch Ertragsausfälle verursacht werden können. Bei der Analyse dieser Effekte ist allerdings zu beachten, dass die umweltpolitischen Vorgaben auch betriebswirtschaftlich rentabel sein können, d. h. dass qualifizierte landwirtschaftliche Unternehmer auch ohne gesetzliche Vorgaben zu den gleichen oder ähnlichen technischen Lösungen bzw. Beschränkungen des Einsatzes von Hilfsstoffen kommen.

Im Folgenden werden kostenwirksame Effekte der Umweltregulierung in den Bereichen Pflanzenschutz und Düngung für Ackerbaubetriebe betrachtet:

- Der Prozess der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln, die den Schutz von Oberflächen- und Grundwasser sowie den Tier- und Artenschutz zum Ziel hat, führt dazu, dass bestimmte Mittel in Deutschland nicht angewendet werden dürfen – oder nur mit räumlichen und/oder zeitlichen oder sonstigen (Stichwort: Aufwandmengen) Beschränkungen. Sofern andere Mittel zwar verfügbar aber teurer bzw. weniger wirksam sind, ergeben sich entsprechende Kostennachteile.
- Der Einsatz von Düngemitteln ist zum einen auf registrierte Düngemittel beschränkt, zum zweiten sind die zulässigen Mengen im Rahmen der Düngeverordnung begrenzt. Schließlich gibt es mit Blick auf den Gewässerschutz räumliche Beschränkungen des Düngemittel Einsatzes z. B. in der Nähe von Gewässern.
- Die Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln darf in Deutschland nur durch entsprechend qualifizierte Mitarbeiter erfolgen. Ferner müssen die eingesetzten Pflanzenschutzspritzen umweltpolitisch definierten Kriterien entsprechen und entsprechend gewartet werden.

Im Einzelnen werden die durch die Umweltregulierung verursachten Kostennachteile stark von den einzelbetrieblichen und regionalen Bedingungen abhängen. So führt z. B. die Nicht-Verfügbarkeit von Pflanzenschutzmitteln je nach Befallsdruck, der wiederum u. a. von der Witterung abhängt, zu unterschiedlichen Ertragsausfällen. Angesichts dieser Tatsache soll die aufgeworfene Frage mit Hilfe einer Fallstudie betrachtet werden, die mit Hilfe eines typischen Ackerbaubetriebes in Sachsen-Anhalt gewonnen wurde.

Die Kostenwirksamkeit von Umweltregulierungen wird, soweit sie den Bereich Pflanzenschutzmittel betreffen, exemplarisch für die Kulturen Weizen und Raps untersucht. Diese Fokussierung ist dadurch begründet, dass diese Kulturen für eine Vielzahl von deutschen Ackerbaubetrieben wirtschaftlich ausschlaggebend sind und weil diese Kulturen auch außerhalb der EU eine große oder zumindest wachsende Bedeutung haben. Es ist allerdings darauf hinzuweisen, dass die sehr kostenintensiven Anforderungen an die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln teilweise dazu führen, dass gerade in Nischenkulturen mit geringem Flächen- und Wertschöpfungspotenzial in der EU wie z. B. Körnerleguminosen die entsprechenden Zulassungen von der Industrie gar nicht mehr betrieben werden. Insofern können die im Rahmen dieser Untersuchung erzielten Ergebnisse nicht unmittelbar auf andere Kulturen übertragen werden; im Einzelfall dürfte sich bei einer Detailprüfung eine deutliche Unterschätzung der Kostennachteile ergeben.

5.2 Stand der Forschung

Seit Anfang des Jahrzehnts sind mit Blick auf die deutsche Landwirtschaft zwei wesentliche Untersuchungen veröffentlicht worden, die den Versuch unternehmen, die durch Umweltauflagen verursachen Zusatzkosten deutscher Ackerbaubetriebe zu quantifizieren: Hirschfeld (2006) und Grote et al. (2002).

Hirschfeld (2006) quantifiziert die Auswirkungen von Regelungen zum Umweltschutz sowie zum Tierschutz auf die landwirtschaftlichen Betriebe in Deutschland und untersucht die Folgen für Exporte und Importe des Agrarsektors. Ausgangspunkt der quantitativen Analyse sind die 2004 geltenden Bestimmungen der Düngeverordnung, der Pflanzenschutzgesetzgebung, der Tierschutzgesetzgebung (Tierschutznutztierhaltungsverordnung für Kälber, Schweine, Legehennen sowie Vereinbarungen für Mastgeflügel), Bauauflagen (Emissionsschutz u. dgl.) sowie Agrarumweltprogramme und Investitionsförderung. Mit einem Betriebsgruppenmodell simuliert Hirschfeld die Ist-Situation 2004 und vergleicht diese mit der hypothetischen Situation „2004 ohne Umwelt- und Tierschutzgesetzgebung“. Seinen Ergebnissen zufolge verminderten die 2004 gültigen Maßnahmen den Gesamtdeckungsbeitrag um 2,8 % (vgl. Tabelle 4). Hierbei schlagen die Folgen der Düngeverordnung mit der Senkung des Deckungsbeitrages um 2 % im Durchschnitt aller Betriebe am stärksten zu Buche.

Tabelle 4:
Durchschnittlicher Deckungsbeitragseffekt der Gesetzgebung

Änderung vs. Ist-Situation 2004 (in %)	
Düngeverordnung	-2,0
Pflanzenschutzgesetzgebung	-1,0
Tierschutzgesetzgebung	-0,9
Bauauflagen	-0,2
Agrarumweltprogramme & Investitionsförderung	1,3
Gesamteffekt	-2,8

Quelle: Hirschfeld (2006).

Für ausgewählte Produktionsverfahren werden in der Studie ferner die Konsequenzen der Maßnahmen für die Produktionskosten ermittelt (vgl. Tabelle 5). Der Kostenanstieg ist bei Getreide gering, bei Schweinefleisch fällt er dagegen mehr ins Gewicht, hier macht er mit 4,25 Euro/Mastschwein ungefähr 15 % der direktkostenfreien Leistungen aus.

Tabelle 5:

Anstieg der Durchschnittskosten ausgewählter Verfahren durch Umwelt- und Tierschutzmaßnahmen

Betriebstyp	Anstieg der Durchschnittskosten	
	Relativ (in %)	in €/Einheit
Marktfrucht	0,8	0,08 €/dt Winterweizen
Milchvieh	2,5	38 €/Milchkuh
Futterbau	1,1	8,6 €/Mastbulle
Schweinemast	4,1	4,25 €/Mastschwein

Quelle: Hirschfeld (2006).

Zur Beurteilung der internationalen Wettbewerbsfähigkeit skizziert Hirschfeld zunächst die Umwelt- und Tierschutzgesetzgebung der für den internationalen Handel bedeutendsten Standorte. Anschließend erfolgt anhand eines Punktesystems eine qualitative Beurteilung der Kostenachteile aufgrund von Auflagen für Düngung, Pflanzenschutz, Tierschutz, Bewässerung, Emissionen von Ammoniak und anderen Schadstoffen in die Luft. Die EU erhält bei fast allen Kriterien im globalen Vergleich die meisten Punkte als Indikator hoher Kostenbelastung. Bei einer ähnlichen Bewertung erhalten im EU-internen Vergleich die Niederlande, Dänemark und Belgien vor Deutschland die meisten Punkte. Nach Deutschland werden in der Bewertung Frankreich, Großbritannien und Spanien genannt.

Die Position Deutschlands im internationalen Handel analysiert Hirschfeld anhand von Indices zur Entwicklung der Importe und Exporte. Die Frage nach den Konsequenzen der deutschen Umwelt- und Tierschutzregelungen für den internationalen Handel bleibt dabei offen. Die beobachtete Zunahme der Ausfuhren von Produkten aus der Schweine- und Geflügelhaltung, die kostenmäßig gerade am stärksten durch Auflagen belastet sind, zeigt jedoch, dass die „durch die Umwelt- und Tierschutzpolitik verursachte Erhöhung der Produktionskosten im Verhältnis zu anderen Determinanten der internationalen Wettbewerbsfähigkeit in Deutschland kaum ins Gewicht fällt.“

Grote et al. (2002) ermitteln die Kostenrelevanz von Umweltstandards für die Produktion und Verarbeitung von Getreide, Ölsaaten und Hähnchenfleisch in Brasilien, Indonesien und Deutschland. Bei der Getreide- und der Ölsaatenproduktion schlagen in Deutschland die Standards für den Pflanzenschutzmitteleinsatz (Verbot von Mitteln, die in Indonesien und Brasilien noch eingesetzt werden) stärker zu Buche als die Auflagen der Düngeverordnung und die baulichen Anforderungen für Waschplatz und Ölabscheider (vgl. Tabelle 6).

Tabelle 6:

Kostenwirksamkeit von Umweltstandards für die Getreide- und Rapsproduktion in Deutschland

	Getreide (€/dt)	Raps (€/dt)
Düngung	0,03	0,05
Pflanzenschutz	0,37	0,37
Bauliche Auflagen (Waschplatz, Ölabscheider)	0,03	0,05

Quelle: Grote et al. (2002).

In der abschließenden Bewertung kommen die Verfasser ebenfalls zu dem Schluss, dass die maßgeblichen Gründe für die Verteuerung der Produktion in Deutschland in den höheren Kosten für Arbeit, Boden, Gebäude, Maschinen sowie Einrichtungen liegen. Die höheren Umweltstandards sind dagegen nicht entscheidend.

Vor dem Hintergrund dieser Befunde lässt sich festhalten, dass die bisherige agrarökonomische Forschung für den Ackerbau nur marginale Kostensteigerungen in Folge von Umweltauflagen festgestellt hat. Allerdings ist einschränkend hinzuzufügen, dass diese Untersuchungen nicht alle Umweltauflagen, die die internationale Wettbewerbsfähigkeit der deutschen Betriebe beeinflussen können, in vollem Umfang berücksichtigen konnten:

- Insbesondere ist hier auf die Schwierigkeit hinzuweisen, das Themenfeld „Möglichkeiten zur Restrukturierung von Agrarlandschaften“ angemessen zu analysieren. Es ist offenkundig, dass eine Genehmigung zur Beseitigung von Gehölzen oder Gräben in Deutschland wesentlich schwieriger zu erhalten ist als in vielen anderen Ländern der Welt. Eine Quantifizierung dieses Nachteils ist jedoch äußerst schwierig, da dieser stark von den Standortbedingungen des Einzelfalls abhängt.
- Weiterhin ist darauf aufmerksam zu machen, dass die vorstehend genannten Studien das Themenfeld „Arbeitszeit“ im Kontext mit der Dokumentation von Aktivitäten v. a. im Bereich Pflanzenschutz noch nicht berücksichtigt haben. Auch die Beschaffung und Verarbeitung des notwendigen technischen Fachwissens über die Eigenschaften und Auflagen von Pflanzenschutzmitteln im Speziellen und Umweltauflagen im Allgemeinen sowie das Training der Mitarbeiter im Kontext von Cross Compliance wurden bisher noch nicht quantifiziert.
- Ein dritter Bereich, der in den bisherigen Studien noch nicht berücksichtigt wurde, aber in der öffentlichen Debatte bisweilen eine Rolle spielt, betrifft Kostenachteile, die durch den bisherigen Verzicht auf den Einsatz grüner Gentechnik verursacht werden. Hierzu ist zunächst darauf hinzuweisen, dass es sich streng genommen nicht um die Folge von Umweltregulierung handelt, denn gesetzlich ist es in Deutschland bis

zum Frühjahr 2009 möglich gewesen, z. B. transgene Maissorten anzubauen. Die deutschen Landwirte haben aber ganz überwiegend darauf verzichtet, diese Option zu nutzen. Als mögliche Ursachen sind anzuführen: Vermarktungsschwierigkeiten, Risiken der Auskreuzung oder mangelnder agronomischer und betriebswirtschaftlicher Nutzen. Jenseits der Grundsatzfrage nach seiner unmittelbaren Politikrelevanz ist dieses Themenfeld aber derzeit auch noch „zu jung“, um es mit ausreichender Genauigkeit in die Analysen einbeziehen zu können. Es ist zwar sehr wahrscheinlich, dass durch den Einsatz gentechnisch veränderter Sorten bereits gegenwärtig Einsparungen beim Einsatz von Arbeit, Maschinen und Pflanzenschutzmitteln und/oder höhere Erträge zu erzielen wären. Zu welchen Preisen diese Sorten aber am Standort Deutschland verfügbar wären und welche ackerbaulichen Wirkungen sie unter deutschen Standortbedingungen auslösen würden, ist wegen der unzureichenden Datenlage nicht hinreichend abschätzbar. Außerdem liegen derzeit keine Angaben dazu vor, wie sich bei einer Ausbreitung der grünen Gentechnik in Europa die Produktpreise der gentechnisch veränderten Sorten im Vergleich zu den konventionellen Sorten entwickeln würden.

- Ein grundsätzliches Defizit, welches sich auch bei künftigen Arbeiten nicht abstellen lassen wird, besteht schließlich noch in der eingeschränkten Berücksichtigung der indirekten Auswirkungen von Umweltauflagen auf die Produktionskosten der deutschen Landwirtschaft. Hierbei geht es um Umweltauflagen, die sich unmittelbar an Unternehmen des vor- und nachgelagerten Bereichs richten und dazu führen (können), dass die landwirtschaftlichen Betriebe *ceteris paribus* höhere Preise für Vorleistungen zahlen müssen bzw. niedrigere Preise für die verkauften Produkte erzielen.

Eine vollständige Beseitigung dieser Defizite ist auf absehbare Zeit unmöglich und kann auch in der nachfolgend vorgestellten Fallstudie – abgesehen von den zusätzlichen Arbeits- und Managementkosten infolge der Pflanzenschutzregulierung – nicht geleistet werden. Vor diesem Hintergrund wird es vermutlich auch in den kommenden Jahren unterschiedliche Einschätzungen darüber geben, zu welchem Anteil die Kostennachteile der deutschen Landwirtschaft auf erhöhte Umweltauflagen zurückzuführen sind.

5.3 Kosten- und Erlösdifferenzen Deutschland vs. Ukraine

Im Folgenden werden die Ergebnisse der exemplarischen Berechnungen für die Kosten- und Erlösunterschiede für

einen typischen ostdeutschen Ackerbaubetrieb mit dem umweltrechtlichen Status quo einerseits und hypothetischen Bedingungen, wie sie sich für einen Betrieb in der Ukraine ergeben würden, verglichen. Zu berücksichtigen ist allerdings, dass die Kostenunterschiede für Pflanzenschutzanwendungen wesentlich auf Preisunterschiede zurückzuführen sind, die nicht auf unterschiedlichen Umweltregulierungen beruhen, sondern andere Ursachen haben.

Der analysierte deutsche Betrieb ist wie folgt zu charakterisieren: Der Betrieb DE1300SA liegt in der Magdeburger Börde. Dieser Betrieb ist ein spezialisierter Ackerbaubetrieb mit Schwerpunkt Weizen, Raps, Roggen sowie ca. 100 ha Zuckerrüben. Es werden tiefgründige Schwarzerden bewirtschaftet, es handelt sich um ein semi-kontinentales Klima mit ca. 550 mm Niederschlag und ausgeprägtem Risiko von Frühsommetrockenheit. Das durchschnittliche Ertragsniveau im Weizen liegt bei 9 t/ha; im Raps werden üblicher Weise 4 t/ha geerntet. Die Bewirtschaftung erfolgt mit konservierender Bodenbearbeitung.

Aufgrund von Expertengesprächen ist davon auszugehen, dass es in der Ukraine auf einzelbetrieblicher Ebene keine relevanten umweltrechtlichen Beschränkungen für Ackerbaubetriebe beim Einsatz von Betriebsmitteln, bei der Bodenbearbeitung oder der Flächennutzung gibt. Folglich sind alle aufgrund von Umweltregulierungen in Deutschland ermittelten Kostennachteile als Netto-Mehrkosten anzusehen.

5.3.1 Kosten- und Erlösdifferenzen im Kontext Pflanzenschutzmittel

Auf dem analysierten Ackerbaubetrieb werden in Weizen und Raps regelmäßig die in Tabellen 7 und 8 dokumentierten Pflanzenschutzmaßnahmen durchgeführt. Ferner sind die Aufwandmengen und die Preise pro Liter bzw. pro Kilogramm aufgeführt. Den genannten Tabellen sind darüber hinaus die entsprechenden Pflanzenschutzmaßnahmen inklusive der damit verbundenen Kosten für einen westlich geführten ukrainischen Betrieb zu entnehmen.

Neben der Verfügbarkeit von Pflanzenschutzmitteln spielen im internationalen Vergleich auch Preisunterschiede für identische Wirkstoffe bzw. Produkte eine Rolle. So wird z. B. das Präparat Biskaya (Insektizid) in der Ukraine für 41,60 Euro/l vertrieben, während der identische Wirkstoff in Deutschland mit 51,40 Euro/l ca. 24 % mehr kostet (vgl. Ameling, 2009). Diese Unterschiede sind allerdings vor allem auf unterschiedliche Vertriebsstrategien der Hersteller bzw. unterschiedliche Präsenz von Generika zurückzuführen. Es gibt aber auch Konstellationen, in denen die Verfügbarkeit von Generika auf die damit verbundenen Kosten für die Erlangung einer Vertriebsgenehmigung zurückzuführen ist. In der EU müssen Generika-Hersteller für

Tabelle 7:

Typische Pflanzenschutzanwendungen im Weizen – deutscher vs. ukrainischer Betrieb

Weizen								
Deutschland / DE1300SA				Ukraine ⁽²⁾				
	Name/ Wirkstoff	kg/l per ha	€ per l/kg	€/ha	Name/Wirkstoff	kg/l per ha	€ per l/kg	€/ha
Herbizide	Fenikan / 62,5 g/l Diflufenican	3	20	60	Granstar Pro ⁽¹⁾ / Tribenuronmethyl	0,03	295	9
	500 g/l Isoproturon				Starane 180	0,4	20	8
	Axial / 50 g/l Pinoxaden, 12,5 g/l Cloquintocet-mex.	0,9	30	27	Banvel 4S	0,4	20	8
Fungizide	Primus / 50 g/l Florasulam	0,075	220	17				
			Zw.-Summe	104				Zw.-Summe 25
Insektizide	Harvensan / 125 g/l Carbendazim, 250 g/l Flusiazol	0,8	35	28	Bravo 500 / Chlorthalonil	0,7	8	6
	Cirkon / 400 g/l Prochloraz, 90 g/l Propiconazol	1,25	25	31	Falcon / Tebuconazole & Triadimenol	0,5	21	11
	Input / 160 g/l Prothioconazol, 300 g/l Spiroxamine	1,25	45	56				
Total			Zw.-Summe	116				Zw.-Summe 17
			Zw.-Summe	16				Zw.-Summe 13
				236				55

⁽¹⁾ Die in der Ukraine eingesetzten und unterstrichenen Mittel sind in Deutschland nicht zugelassen.
⁽²⁾ Die in UAH vorliegenden Preise wurden zum durchschnittlichen Kurs für 2008 von 0,1356 in Euro umgerechnet.
 Quelle: Eigene Erhebungen und mündliche Auskunft Cord Amelung, vgl. Cash Crop Report 2009

Tabelle 8:

Typische Pflanzenschutzanwendungen im Raps – deutscher vs. ukrainischer Betrieb

Raps								
Deutschland / DE1300SA				Ukraine				
	Name/ Wirkstoff	kg/l per ha	€ per l/kg	€/ha	Name/Wirkstoff	kg/l per ha	€ per l/kg	€/ha
Herbizide	Effigo / 267 g/l Clopyralid, 67 g/l Picloram	0,35	104	36	Butisan Top	1,5	18	27
	Targa super / 46,3 g/l Quizalofop-P	1,25	50	63				
			Zw.-Summe	99				Zw.-Summe 27
Fungizide	Harvensan / 125 g/l Carbendazim, 250 g/l Flusiazol	0,8	35	28	Folicur	1,0	26	26
	Folicur / 251,2 g/l Tebuconazole	1,5	30	45	Desoral 50 / Carbendazim	0,6	12	7
	Caramba / 60 g/l Metconazol	1,5	28	42				
Insektizide	Karate Zeon / 100 g/l Lambda-Cy.	0,075	110	8				
	Talstar / 80 g/l Bifenthrin	0,1	83	8	Fastak ⁽¹⁾ / Mospilan ⁽¹⁾	0,2	16	3
			Zw.-Summe	16	Nurel-D	0,8	11	9
								Zw.-Summe 12
Total				230				72

⁽¹⁾ Die in der Ukraine eingesetzten und unterstrichenen Mittel/Wirkstoffe sind in Deutschland nicht zugelassen.
 Quelle: Eigene Erhebungen und mündliche Auskunft Cord Amelung, vgl. Cash Crop Report 2009

die Erlangung einer Vertriebsgenehmigung grundsätzlich die vollständigen Zulassungsunterlagen beibringen. Dies können sie entweder dadurch erreichen, dass sie sich Zugangsrechte zu den vom ursprünglichen Hersteller erstellten Dossiers erwerben oder indem sie entsprechende eigene Untersuchungen anstellen und in das Antragsverfahren einbringen. Grundsätzlich erscheint es aber nicht angemessen, Preisunterschiede zwischen identischen Produkten bzw. Wirkstoffen generell den Umweltstandards in der EU zuzuschreiben.

Aus der Gegenüberstellung der Kosten für den Pflanzenschutz für den deutschen und den westlich geführten ukrainischen Betrieb (vgl. Tabellen 7 und 8) lassen sich folgende Erkenntnisse gewinnen:

1. Grundsätzlich sind die Pflanzenschutzmittelauflwendungen auf dem ukrainischen Betrieb erheblich niedriger als auf dem deutschen. Sie betragen auf dem ukrainischen Betrieb nur 23 bzw. 31 % der Werte, die der deutsche Betrieb aufwendet.
2. Die einzige wirklich markante Ausnahme von dieser Regel sind die Ausgaben für Insektizide. Diese sind trotz ähnlich vielen oder sogar mehr Anwendungen auf dem ukrainischen Betrieb nahezu identisch. Gleichzeitig ist das absolute Niveau der Ausgaben für Insektizide in beiden Kulturen und an beiden Standorten sehr niedrig.
3. Es kommen auf dem ukrainischen Betrieb nur bei Insektiziden Mittel zum Einsatz, die in Deutschland nicht bzw. nicht mehr zugelassen sind. Das heißt, in diesen Fällen ergeben sich trotz unterschiedlicher Verfügbarkeit marginale Kostennachteile für die deutschen Landwirte von 3 Euro/ha im Weizen und 4 Euro/ha im Raps.
4. Es ist abschließend darauf hinzuweisen, dass die Preisunterschiede für identische Mittel in den hier betrachteten Fällen nicht so gravierend sind, wie es zunächst den Anschein hat. In der Regel liegen die Preise z. B. bei Starane oder Bravo 500 um ca. 20 % niedriger als in Deutschland; Folicur wird sogar zu den gleichen Konditionen gehandelt. Das heißt aber auch, dass die Kostenunterschiede in starkem Maße auf generelle Intensitätsunterschiede in Folge von unterschiedlichen Ertragserwartungen und unterschiedlichem Unkraut- und Schädlingsdruck zurückzuführen sein dürften. So werden für den ukrainischen Betrieb Weizerträge von 5 t/ha angestrebt, der Zielertrag im Raps liegt bei 3,3 t/ha.

Kostenunterschiede zwischen Ländern im Pflanzenschutz können ferner dadurch entstehen, dass die Umweltregulierung Vorschriften für (a) die technische Ausstattung oder (b) die Wartung von Pflanzenschutzspritzen enthält, die kostenwirksam sind. Die Fallstudie erbrachte dazu folgende Erkenntnisse:

1. Da Pflanzenschutzspritzen auf dem Acker zu reinigen sind, befindet sich zusätzlich auf jedem Gerät ein Hochdruckreiniger, weshalb zusätzliche Anschaffungskosten bei zwei Pflanzenschutzspritzen von jeweils 1.500 Euro kalkuliert wurden. Bei einer Abschreibungsdauer von 10 Jahren und einer jährlichen Verzinsung von angenommen 6 %, ergeben sich jährliche Kosten von 390 Euro.
2. Alle zwei Jahre ist eine Überprüfung der Pflanzenschutzspritze vorgeschrieben (§ 7, 7a der Verordnung über Pflanzenschutzmittel und Pflanzenschutzgerät), die mit etwa 200 Euro zu veranschlagen ist.

Insgesamt betragen diese zusätzlichen Kosten im Bereich Pflanzenschutz 590 Euro pro Jahr. Eine gleichmäßige Verteilung der Kosten auf die Fläche führt zu Zusatzkosten von 0,45 Euro/ha bzw. 0,05 Euro/t Weizen bzw. 0,11 Euro/t Raps.

Aufgrund von Umweltschutzvorschriften sind deutsche Landwirte gezwungen, für die Lagerung von Pflanzenschutzmitteln spezielle Lagerräume vorzuhalten⁵. Diese Räume müssen im Wesentlichen folgende Anforderungen erfüllen:

1. Pflanzenschutzmittel müssen in einem verschließbaren kühlen, gut belüfteten, trockenen und frostsicheren Raum mit widerstandsfähigen Wänden, einer stabilen und abschließbaren Tür sowie einbruchsicheren Fenstern gelagert werden.
2. Kleinmengen: Verschließbarer Schrank
Mittlere Mengen: Gefahrstoff-Container nach DIN 12925
Größere Mengen: abschließbarer Raum
3. Natürliche Be- und Entlüftung muss vorhanden sein.
4. Waschgelegenheit in der Nähe des Lagerraums.
5. Auffangvorrichtung (Auffangwanne oder betonierte Auffangräume), wenn mehr als 100 l Pflanzenschutzmittel gelagert werden. In der Regel müssen 10 % des Gesamtlagervolumens, mindestens aber der Inhalt des größten Behälters aufgefangen werden können.
6. Ab 5 t Lagerkapazität ist eine immissionsschutzrechtliche Genehmigung einzuholen.

Für einen den Umweltstandards entsprechenden Container sowie eine Löschwasserrückhaltevorrichtung, die nach der Löschwasser-Rückhalte-Richtlinie bei größeren Mengen stark Wasser gefährdender Stoffe (< 1.000 l) gefordert

⁵ Zubereitungsrichtlinie 1999/45/EG, Bundesimmissionsgesetz (BimSchG), Landesbauordnung, Verordnung über brennbare Flüssigkeiten (VbF), Landesbauordnung, Gefahrstoffverordnung (GefStoff-VO), Wasserhaushaltsgesetz (WHG), Landeswassergesetz, Technische Regel Gefahrstoffe (TRGS) 514/515, Betriebssicherheitsverordnung, Löschwasser-Rückhalte-Richtlinie.

wird, sind insgesamt Investitionen im Umfang von etwa 15.000 Euro zu tätigen. Bei einer 20-jährigen Abschreibungsfrist und einem Zinsanspruch in Höhe von 6 % ergibt dies jährliche Kosten von 1.200 Euro. Wenn unterstellt wird, dass diese Zusatzkosten zunächst gleichmäßig auf die Fläche (0,92 Euro/ha) und anschließend auf die Einheit Ernteprodukt umgelegt werden, betragen die Kosten ca. 0,10 Euro/t Weizen und 0,23 Euro/t Raps.

Diese Kalkulation führt zu einer leichten Überschätzung der Kostennachteile, weil der Lagerraum in Nicht-EU-Ländern nicht völlig kostenlos zur Verfügung steht. Da dafür aber in aller Regel existierende Räume genutzt werden können, werden der Einfachheit halber Kosten von Null unterstellt.

5.3.2 Kosten- und Erlösdifferenzen im Kontext Düngemittel

Die Düngemittelverordnung reguliert den Einsatz von Düngemitteln hinsichtlich der erlaubten Arten von Düngemitteln, die Düngeverordnung steuert den Einsatzpunkt sowie die Mengen der anzuwendenden Düngemittel.

Von diesen Restriktionen wird nur die Mindestabstandsregelung bei Düngemitteln mit wesentlichen Nährstoffgehalten an Stickstoff oder Phosphat als betriebswirtschaftlich relevant angesehen. Durch die Mindestabstandsregelung von 3 m zur Böschungsoberkante des jeweiligen oberirdischen Gewässers (§ 3 Abs. 6 Düngeverordnung) und der Sonderregelung bei geneigten Flächen (durchschnittliche Hangneigung von 10 %) bis zu einem Bereich von 20 m (§ 3 Abs. 7 Düngeverordnung), wird geschätzt, dass auf 2 % der Ackerfläche mit einem Minderertrag von etwa 30 % zu rechnen ist. Das bedeutet, dass bei durchschnittlichen Weizerträgen von 9 t/ha und einem Weizenpreis von 150 Euro/t, pro Hektar etwa 8 Euro weniger erzielt werden. Bei einem Durchschnittsertrag von 4 t/ha und Rapspreisen von 300 Euro/t ist die Erlöseinbuße im Raps pro Hektar mit gut 7 Euro/ha knapp 1 Euro/ha geringer.

5.3.3 Kosten- und Erlösdifferenzen im Kontext Bodenbearbeitung, Bodennutzung, Rotationen

Grundsätzlich ergeben sich aus dem Naturschutzrecht sowie aus dem Bodenschutzgesetz und den Cross Compliance-Anforderungen mögliche Beschränkungen deutscher Ackerbaubetriebe, die Nicht-EU-Produzenten nicht auferlegt werden. Diese Beschränkungen betreffen v. a. folgende mögliche Eingriffe bzw. landwirtschaftliche Aktivitäten:

1. Beseitigung von Landschaftselementen wie Hecken (§ 5 Direktzahlungen–Verpflichtungenverordnung).

2. Abbau von Humus durch Realisierung von Rotationen, die humuszehrend sind (§ 3 Direktzahlungen–Verpflichtungenverordnung).
3. Erosionsschutzmaßnahmen in erosionsgefährdeten Gebieten (§ 4 Direktzahlungen–Verpflichtungenverordnung).

In der durchgeführten Fallstudie haben sich die potenziellen Beschränkungen für den deutschen Betrieb als nicht relevant erwiesen. Dabei ist zu betonen, dass die Auswahl der Standorte im Hinblick auf einen Teil der Restriktionen (Stichwort: Landschaftselemente bzw. fehlende Hangneigung) nicht repräsentativ ist, weil die Landschaft bereits weitgehend frei von derartigen Elementen ist. Untersuchungen in anderen Bundesländern können hier u. U. zu dem Ergebnis kommen, dass die in Deutschland stark eingeschränkten Möglichkeiten zur Restrukturierung der Feldstrukturen zu durchaus gravierenden Kostennachteilen führen.

5.3.4 Management und Verwaltungsaufwand

Zusätzlicher Arbeitsaufwand im Rahmen von Cross Compliance entsteht z. B. durch Auswahl der umweltrechtlich adäquaten Pflanzenschutzmittel, Weiterbildungen diesbezüglich oder die exakte Dokumentation von Pflanzenschutzanwendungen sowie der relevanten Rahmendaten. Im Rahmen einer ersten groben Schätzung wird dazu folgende Überschlagsrechnung vorgestellt:

Pro Pflanzenschutzmaßnahme und Schlag fällt ein betriebswirtschaftlich nicht rentabler, zusätzlicher administrativer Zeitaufwand von 10 Minuten an. Dies ergibt in dem hier unterstellten Betrieb insgesamt einen Zeitbedarf von ca. 30 h pro Jahr.

Ferner ist davon auszugehen, dass das Management des Betriebes insgesamt 120 h mit der Informationsbeschaffung, Besuch von Seminaren, der Organisation von Überwachungsmaßnahmen durch die Aufsichtsämter etc. gebunden ist. Insgesamt ergibt sich ein geschätzter Arbeitszeitbedarf von 150 h pro Jahr oder 8 % des Jahresarbeitsvolumens der Betriebsleitung. Bei unterstellten jährlichen Kosten von 55.000 Euro entspricht dies einem Betrag von 4.588 Euro.

Hinzu kommt, dass die Mitarbeiter wegen Cross Compliance regelmäßig geschult werden müssen. Diese zweitägige kostenpflichtige Fortbildung ist für alle Angestellten vorgeschrieben, die entweder Dünger oder Pflanzenschutzmittel ausbringen. Die jährlichen Kosten (Fortbildungsgebühr, Materialkosten, Fahrtkosten, etc.) je Mitarbeiter betragen ca. 350 Euro. Da solche Fortbildungen für 5 der 6 Angestellten relevant sind, ergibt sich ein jährlicher Aufwand von 1.750 Euro.

In der Summe betragen die zusätzlichen Kosten im Bereich Management und Arbeit 6.338 Euro pro Jahr, bezogen auf die bewirtschaftete Ackerfläche belaufen sich diese Kosten auf 4,87 Euro/ha bzw. 0,54 Euro/t Weizen und 1,22 Euro/t Raps.

Diese Kostenschätzung ist für den hier analysierten Betrieb vermutlich eher hoch gegriffen, weil ein Teil der beschafften Informationen auch betriebswirtschaftlichen Nutzen stiftet. Da es sich überwiegend um Fixkosten handelt, stellen die Werte andererseits für kleinere Ackerbaubetriebe eine eher konservative Kostenschätzung dar. So ergibt sich beispielsweise bei einer Halbierung der Ackerfläche und der Mitarbeiterzahl ein Wert von 8,20 Euro/ha.

5.3.5 Tankstelle

Bei Anlagen zur Lagerung und Abgabe von Dieselkraftstoff von landwirtschaftlichen Betrieben, die mehr als 1.000 l fassen, muss eine Eignungsfeststellung bei der unteren Wasserbehörde beantragt werden (§ 19h WHG).

Die sogenannten Eigenverbrauchtankstellen unterliegen folgenden Anforderungen⁶:

- Behälter muss DIN-Norm entsprechen oder eine Bauartzulassung besitzen, doppelwandig sein oder in einem ausreichend großen Auffangraum stehen sowie ein Leckanzeigegerät haben.
- Entnahme des Kraftstoffes muss über ein mit dem Behälter verbundenes Zapfgerät erfolgen, die Zapfventile müssen selbsttätig schließend sein oder es sind Zapfventile mit Aufmerksamkeitschalter zu verwenden.
- Abfüllfläche bzw. der Wirkbereich (Zapfschlauch + 1 m) ist durch Gefällegrenze oder Bordsteine von der Umgebung zu trennen, er muss ausreichend fest und undurchlässig sein und auf das Gewicht der landwirtschaftlichen Maschinen abgestimmt sein.
- Bei nicht überdachten Tankstellen muss Niederschlagswasser erfasst und abgeleitet werden. Dafür benötigt man entweder eine Einleitungserlaubnis in einen Bach oder einen Schlammfang und Dieselabscheider.

In die in dem deutschen Betrieb eher überdurchschnittlich ausgestattete Tankstelle mit Dieselfass, Zapfsäule und großem Waschplatz inklusive einer Dieselabscheideanlage sind insgesamt 30.000 Euro investiert worden. Bei einer Nutzungsdauer von 20 Jahren und einem Zinsanspruch von 6 % belaufen sich die jährlichen Kosten auf 2.400 Euro.

⁶ §§ 19g ff. Wasserhaushaltsgesetz (WHG) und der Verordnung über Anlagen zum Umgang mit Wasser gefährdenden Stoffen und über Fachbetriebe (VAwS).

Ein Betrieb unter ukrainischen Bedingungen müsste zwar auch eine Tankstelle einrichten, diese wäre aber ohne alle umweltrechtlich verursachten Kosten mit geschätzten 2.000 Euro deutlich günstiger. Unter Berücksichtigung dieser in jedem Fall für die Diesellagerung anfallenden Kosten betragen die Mehrkosten des deutschen Betriebs noch ca. 2.240 Euro. Daraus resultieren Kosten pro Hektar von 1,72 Euro sowie 0,19 Euro/t Weizen oder 0,43 Euro/t Raps.

5.3.6 Gesamtübersicht Kosten und Erlösvergleich

An dieser Stelle ist noch einmal zu betonen, dass die nachstehend skizzierten Werte erste grobe Näherungen sind, die noch auf einer beschränkten empirischen Grundlage (ein typischer Betrieb) stehen. Es ist eine Vielzahl von betrieblichen und agrarstrukturellen Konstellationen vorstellbar und auch existent, die vermutlich zu abweichenden Ergebnissen führen würden.

Diese Einschränkung gilt insbesondere für den Aufwand, der Fixkostencharakter hat. Das betrifft sowohl die Investition in Pflanzenschutz- und Kraftstofflagerung wie auch die Informationsbeschaffung und -verarbeitung im Kontext Pflanzenschutz. Bezogen auf die Flächeneinheit oder die Einheit Ertrag steigen die durch diese Auflagen verursachten Kosten, wenn kleinere Betriebe als der hier gewählte analysiert werden.

Tabelle 9:

Kosten- und Erlöseffekte eines typischen deutschen Ackerbaubetriebs in Folge von Umweltregulierungen

	Weizen		Raps	
	€/ha	€/t	€/ha	€/t
Pflanzenschutzmittel	3,00	0,33	4,00	1,00
Pflanzenschutz-Lagerung	0,92	0,10	0,92	0,23
Pflanzenschutzspritze	0,45	0,05	0,45	0,11
Düngung	8,10	0,90	7,20	1,80
Management & Arbeit	4,87	0,54	4,87	1,22
Tankstelle	1,72	0,19	1,72	0,43
Summe	19,06	2,11	19,16	4,79

Quelle: Eigene Berechnungen.

Mit Blick auf die Frage, welche wirtschaftliche Relevanz die hier ausgewiesenen Werte haben, ist auf die Kostenschätzungen aus dem agri benchmark-Netzwerk zu verweisen. Demnach betrugen die Vollkosten der Weizenproduktion auf einem vergleichbaren typischen deutschen Betrieb im Jahr 2007 ca. 140 Euro/t bzw. 1.200 Euro/ha. Das heißt, die hier ermittelten Kostensteigerungen entsprechen einem Anteil von 1,6 % an den Vollkosten. Bei Raps ergibt sich mit ca. 15 Euro/ha oder knapp 4 Euro/t ein ähnlicher Wert von 1,7 %.

5.4 Fazit

Im Folgenden werden wesentliche Ergebnisse des Fallbeispiels zusammengefasst. Sie geben realistische Größenordnungen von Kosten bzw. Erlöseinbußen in Folge von Umweltauflagen wieder, sind aber nicht repräsentativ für alle deutschen Ackerbaubetriebe.

1. Die Einschränkungen bei der Ausbringung und Anwendung von Pflanzenschutzmitteln sowie Auflagen im Rahmen von Cross Compliance spielen im Vergleich zu einem ukrainischen Ackerbaubetrieb eine sehr begrenzte Rolle. Bezogen auf die Tonne Weizen beträgt der dadurch verursachte Kostennachteil ca. 0,92 Euro, in der Rapsproduktion fällt dieser Unterschied mit 3,35 Euro etwas höher aus.
2. Die Errichtung von EU-konformen Lagerräumen für Pflanzenschutzmittel sowie für Diesel verursacht Investitionen in der Größenordnung von 15.000 Euro bzw. 30.000 Euro. Angesichts von üblichen Abschreibungsfristen von 20 Jahren für derartige Anlagen sowie der umfangreichen Flächen findet allerdings eine erhebliche „Verdünnung“ der jährlichen Kosten statt, sodass die dadurch verursachten Kostennachteile von insgesamt ca. 2,60 Euro/ha kaum ins Gewicht fallen.
3. Die Beschränkungen bei der Ausbringung von Düngemitteln erweisen sich im Vergleich zu den vorstehend genannten Kapitalkosten als etwas kostenwirksamer. Die dadurch verursachten Mindererlöse belaufen sich bei Preisen von 150 bzw. 300 Euro/t auf ca. 8 bzw. 7 Euro/ha im Weizen bzw. Raps.
4. Die naturschutzrechtlichen Restriktionen hinsichtlich der Nutzung von landwirtschaftlichen Flächen (Stichworte: Umbruch von Grünland, Beseitigung von Landschaftselementen) sowie Regulierungen, die das Humusmanagement betreffen, haben in dem Fallbeispiel keine wirtschaftlich messbaren Effekte. Dies hängt allerdings auch damit zusammen, dass der Betrieb in einer Region liegt, die schon weitgehend für eine optimierte ackerbauliche Nutzung gestaltet wurde.
5. Gemessen an den Vollkosten für die Produktion von Weizen von rund 1.200 Euro/ha bzw. 140 Euro/t oder im Fall von Raps 1.100 Euro/ha bzw. 375 Euro/t sind die in dem analysierten Fallbeispiel ermittelten betriebswirtschaftlichen Gesamtkosten von Umweltregulierungen eine eher marginale Größe. Ihr Anteil beläuft sich auf 1,6 % bei Weizen und 1,7 % für Raps. Die Kosten pro Hektar betragen ca. 19 Euro/ha.

Diese Befunde entsprechen in der Größenordnung weitgehend den Untersuchungsergebnissen vorliegender Arbeiten. Bemerkenswert ist lediglich, dass die in den vorliegenden Studien nicht explizit erfassten Fixkosten im

Management sowie die Restriktionen bei der Ausbringung von Düngemitteln zu den wesentlicheren Kostentreibern zählen.

Wie einleitend festgestellt, repräsentieren die Bedingungen in der Ukraine ein Extremeszenario im Hinblick auf die Umweltregulierung. Auf anderen wichtigen Standorten der globalen Agrarproduktion wie zum Beispiel in den USA oder Kanada gibt es durchaus Beschränkungen des Betriebsmitteleinsatzes und der Bodenbearbeitung. Das heißt im Umkehrschluss, dass die hier exemplarisch ermittelten Kostennachteile deutscher Ackerbaubetriebe keineswegs generell im weltweiten Vergleich unterstellt werden können.

Mit Blick auf die wirtschaftlichen Konsequenzen der durch Umweltregulierungen verursachten Zusatzkosten im Ackerbau ist darüber hinaus auf folgenden marktwirtschaftlichen Mechanismus aufmerksam zu machen: Die Volkosten landwirtschaftlicher Ackerbauprodukte resultieren zu einem erheblichen Teil – je nach Standort zwischen 15 und 35 % – aus den Flächenkosten (vgl. Cash Crop Report, 2008). In dem Maße, in dem aufgrund von isolierten Umweltregulierungen die Produktionskosten steigen, führt dies unter sonst gleichen Bedingungen zu einem Druck auf die Rentabilität des Ackerbaus auf den Standorten mit höheren Umweltnormen. Die sinkende Rentabilität wiederum hat – funktionierende Bodenmärkte vorausgesetzt – einen Druck auf die Pachtpreise zur Folge, sodass zumindest mittel- bis langfristig die Zusatzkosten ganz oder teilweise auf die Grundeigentümer überwälzt werden.

Schließlich ist darauf hinzuweisen, dass – insbesondere im Bereich der direkt für die menschliche Ernährung bestimmten Produkte – die hohen europäischen Umweltstandards einen Wettbewerbsvorteil dieser Produkte auf der Absatzseite darstellen, die sich in höheren Preisen niederschlagen. Folglich ist bei einer umfassenden betriebswirtschaftlichen Bewertung der EU-Umweltregulierung auch die Erlösseite zu betrachten. Da es sich hierbei um überaus komplexe Zusammenhänge handelt, muss die Untersuchung solcher Effekte späteren Studien vorbehalten bleiben.

6 Schlussbemerkungen

Die Landwirtschaft hat schon immer neben der Erzeugung von Nahrungs- und Futtermitteln sowie nachwachsenden Rohstoffen weitere Funktionen wahrgenommen, die oftmals nicht über den Markt entlohnt wurden. Dass die Multifunktionalität der Landwirtschaft und die Erzeugung von Gemeinwohlleistungen erst in den 1990er Jahren thematisiert wurden, hat verschiedene Gründe. Zu nennen sind beispielsweise veränderte gesellschaftliche Präferenzen und Knappheiten und damit Verände-

rungen von Nachfrage und Angebot in Bezug auf von der Landwirtschaft erzeugte öffentliche Güter, aber auch veränderte agrar(handels)politische Rahmenbedingungen (Weingarten, 2009). Die Wahrnehmung der von der Landwirtschaft erbrachten Gemeinwohlleistungen hat in den letzten Jahrzehnten stark zugenommen. Dies zeigen auch die Diskussionen über die GAP nach 2013, in denen die Honorierung solcher Leistungen eine häufige Empfehlung darstellt.

Die zielgerichtete Honorierung solcher gesellschaftlich erwünschter, nicht marktgängiger Leistungen erfordert spezifische Instrumente, die (teilweise) in der 2. Säule der GAP zu finden sind, wie etwa Agrarumweltmaßnahmen. Das heutige System der Direktzahlungen eignet sich hierfür nicht. Der Wissenschaftliche Beirat Agrarpolitik (2010) plädiert für eine schrittweise Abschaffung des gegenwärtigen Systems der Direktzahlungen bis 2020 und im Gegenzug für eine finanzielle Aufstockung oder Neukonzipierung von Politikmaßnahmen, mit denen der Agrarsektor und die ländlichen Räume möglichst zielgerichtet auf Herausforderungen vorbereitet werden und knappe Gemeinwohlleistungen gezielt entlohnt werden (vgl. auch Weingarten, 2010). Höhere Produktionsstandards in der EU rechtfertigen allenfalls sehr geringe Direktzahlungen. Eine pauschale Flächenprämie als Entgelt für den Erhalt der Flächen in gutem Zustand kann dort gerechtfertigt sein, wo Flächen ansonsten brach fallen würden und bald nicht mehr landwirtschaftlich genutzt werden könnten. Die Prämienhöhe sollte sich dann an den Kosten der Offenhaltung der Flächen orientieren.

Literaturverzeichnis

Agrarministerkonferenz (2010) Agrarministerkonferenz am 30. April 2010 in Plön : Ergebnisprotokoll [online]. Zu finden in <http://www.agrarministerkonferenz.de/uploads/Ergebnisniederschrift_AMK_30_f45.pdf> [zitiert am 16.06.2010]

Ameling C (2009) Ackerbaubetriebe 2020 : der Ackerbauer der Zukunft – Perspektiven des Standorts Deutschland und von Wettbewerbsregionen. Archiv der DLG 103:27-43

ANONYM (2009) Verrechnungssätze für Vereine und Verbände nach der Landschaftspflegerichtlinie, Anhang 2 : Maßnahmenart B2: Biotop- und Landschaftspflege außerhalb des Vertragsnaturschutzes. [online]. Zu finden in <http://download.zollernalbkreis.de/Amt33/ueberbetriebliche_Maschinensaetze_Vereine_Verbaende.pdf> [zitiert am 10.08.2010]

ANON (2008) Grundriss der europäischen Agrarpolitik 2020 [online]. Zu finden in www.minInv.nl/cdllib/pub/servlet/CDLServlet?p_file_id=36031 [zitiert am 11.08.2010]

BMELV (2010) Position der Bundesregierung : Weiterentwicklung der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) nach 2013 [online]. Zu finden in <<http://www.bmeli.de/cae/servlet/contentblob/1003202/publicationFile/63871/PositionspapierGAP.pdf>> [zitiert am 10.08.2010]

Borresch R, Schmitz K, Schmitz P.M, Wronka T (2005) Choice : ein integriert ökonomisch-ökologisches Konzept zur Bewertung von Multifunktionalität. Schr Ges Wirtsch Sozialwiss Landbaues 40:123-132

Cooper T, Hart K, Baldock D (2009) Provision of public goods through agriculture in the European Union [online]. Zu finden in <http://www.ieep.eu/publications/pdfs/2010/final_pg_report.pdf> [zitiert am 11.08.2010]

Degenhardt S, Hampicke U, Holm-Müller K, Jaedicke W, Pfeiffer C (1998) Zahlungsbereitschaft für Naturschutzprogramme : Potential und Mobilisierungsmöglichkeiten am Beispiel von drei Regionen ; Endbericht des F & E-Vorhabens Nr. 101 01-121 im Auftrag des BfN (Bundesamt für Naturschutz) Bonn. Bonn-Bad Godesberg : Bundesamt für Naturschutz, 199, XVI p, Angewandte Landschaftsökologie 25

Dux D, Matz K, Gazzarin C, Lips M (2009) Was kostet offenes Grünland im Berggebiet? In: Agrarforschung 16(1):10-15

Elsasser P, Meyerhoff J, Montagné C, Stenger A (2009) A bibliography and database on forest benefit valuation studies from Austria, France, Germany, and Switzerland : a possible base for a concerted European approach. J Forest Econ 15:93-107

Fischer A (2003) Der Einfluss von Information auf die Wertschätzung der Bevölkerung für ökologische Güter. In: Korn H, Feit U (eds) Treffpunkt Biologische Vielfalt III : aktuelle Forschung im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt vorgestellt auf einer wissenschaftlichen Expertentagung an der Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm vom 19. - 23. August 2002. Münster : BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverl, pp 227-232

Fischer A, Hespelt S, Marggraf R (2003) Ermittlung der Nachfrage nach ökologischen Gütern der Landwirtschaft : das Northeim-Projekt. Agrarwirtschaft 52(8):390-399

Fritsch M, Wein T, Ewers H-J (2007) Marktversagen und Wirtschaftspolitik : mikroökonomische Grundlagen staatlichen Handelns. München : Vahlen, 451 p

Grote U, Deblitz C, Stegmann S (2002) Umweltstandards und internationale Wettbewerbsfähigkeit : Fallstudienergebnisse für ausgewählte Agrarhandelsprodukte aus Brasilien, Deutschland und Indonesien. Schr Ges Wirtsch Sozialwiss Landbaues 37:107-116

Hampicke U (2002) Die Kosten der Offenhaltung von Landschaften. In: Böcker R (ed) Offenhaltung der Landschaft : 33. Hohenheimer Umwelttagung. Stuttgart : Heimbach, pp 45-64

Heißenhuber A, Hebauer C, Hüsbergen K-J (2008) Ein Konzept für 2013. DLG-Mitteilungen 123(6):22-25

Henseleit M, Holm-Müller K (2006) Vergleich nachfrageorientierter Methoden zur Ausgestaltung der Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft im Rahmen einer ergebnisabhängigen Honorierung im Vertragsnaturschutz [online]. Zu finden in <http://www.usl.uni-bonn.de/pdf/Forschungsbericht%20141_1.pdf> [zitiert am 10.08.2010]

Hirschfeld J (2006) Umweltpolitik und Wettbewerbsfähigkeit : theoretische und empirische Analyse der Auswirkungen von Umwelt- und Tierschutzpolitik auf die internationale Wettbewerbsfähigkeit der deutschen Landwirtschaft. Kiel : Vauk, 214 p, Landwirtschaft und Umwelt 22

Hofer E, Hebauer C, Hoffmann H, Kirner L (2009) Direktzahlungen an die Landwirtschaft in der Europäischen Union nach 2013 : Grundlagenbericht [online]. Zu finden in <http://www.wzw.tum.de/wdl/forschung/Grundlagenbericht_040809.pdf> [zitiert am 10.08.2010]

Karkow K, Gronemann S (2005) Akzeptanz und Zahlungsbereitschaft bei Besuchern der Ackerlandschaft. In: Hampicke U, Litterski B, Wichtmann W (eds) Ackerlandschaften : Nachhaltigkeit und Naturschutz auf ertragsschwachen Standorten. Berlin : Springer, pp 115-128

KTBL (2005) Landschaftspflege : Daten zur Kalkulation von Arbeitszeit und Maschinenkosten ; Ktbl Datensammlung. Münster : Ktbl-Schriften im Landwirtschaftsverl, 100 p

LEL Schwäbisch Gmünd (2009) Kalkmagerrasen [online]. Zu finden in <http://www.landwirtschaft-mlr.baden-wuerttemberg.de/servlet/PB/menu/1065192_11/index.html> [zitiert am 11.08.2010]

Maschinen- und Betriebshilfsring Altötting-Mühldorf (2009) Verrechnungssätze ab 2009 [online]. Zu finden in <<http://www.mr-altoetting-muehldorf.de/download/Preisliste%20Heft%202009.pdf>> [zitiert am 05.04.2009]

Maschinen- und Betriebshilfsring Laufen (2009) Preislisten – Komplettverfahren [online]. Zu finden in <<http://www.mrlaufen.de/cms/index.php?c=1&s=preislistenkennziffer000>> [zitiert am 05.04.2009]

Maschinen- und Betriebshilfsring Vorderpfalz (2009) Richtwerte für Betriebshilfe und den überbetrieblichen Maschineneinsatz ab 2007 [online]. Zu finden

in <<http://www.mbr-vorderpfalz.de/download/MBR%20Verrechnungsheft.pdf>> [zitiert am 11.08.2010]

McVittie A, Moran D, Thomson S (2009) A review of literature on the value of public goods from agriculture and the production impacts of the single farm payment scheme : report prepared for the Scottish Government's Rural and Environment Research and Analysis Directorate (RERAD/004/09) [online]. Zu finden in <<http://www.oecd.org/dataoecd/23/48/44733980.pdf>> [zitiert am 11.08.2010]

OECD (2001) Multifunctionality : towards an analytical framework. Paris : OECD, 159 p

OECD (2008) Multifunctionality in agriculture : evaluating the degree of jointness, policy implications. Paris : OECD, 251 p

Phillip HJ (2005) Finanzielle Honorierung der landwirtschaftlichen Söllepflege im norddeutschen Jungmoränengebiet? Ergebnisse von Bürger- und Bauernumfragen in Brandenburg und Berlin. Tönning : Der Andere Verl, 170 p

Plankl R, Weingarten P, Nieberg H, Zimmer Y, Isermeyer F, Krug J, Haxsen G (2010) Quantifizierung „gesellschaftlich gewünschter, nicht marktgängiger Leistungen“ der Landwirtschaft. Braunschweig : vTI, 162 p, Arbeitsber vTI-Agrarökonomie 2010/01

Pöllinger A, Zentner E (2003) Technik zur Offenhaltung und Pflege von Grünlandflächen. In: Bericht über das 9. alpenländische Expertenforum zum Thema „Das österreichische Berggrünland : ein aktueller Situationsbericht mit Blick in die Zukunft“ am 27. und 28. März 2993 an der BAL Gumpenstein. Gumpenstein : BAL, pp 73-75

Prochnow A, Schlauderer R (2002) Weidende Hirsche statt rollender Panzer ; Verfahren zur Offenhaltung ehemaliger Truppenübungsplätze. Forschungs-report Verbrauchersch Ernähr Landwirtsch (2):4-7

SRU Sachverständigenrat für Umweltfragen (2009) Für eine zeitgemäße Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) : Stellungnahme. Stellungnahme / SRU, Sachverständigenrat für Umweltfragen 14

Schmid W (2005) Vollkostenrechnung im Ackerbau in Baden-Württemberg. Was ändert sich mit der Agrarreform? In: Landinfo (5):36-40

Schmitz K (2008) Die Bewertung von Multifunktionalität der Landschaft mit diskreten Choice Experimenten. Frankfurt a M : Lang, 281 p, Schr Internat Entwicklungs- Umweltforsch 20

Schreiber KF (2007) Versuche zur Offenhaltung der Landschaft. Landinfo (4):14-19

Schreiber K-F, Broll G, Brauckmann H-J (2000) Methoden der Landschaftspflege : eine Bilanz der Bracheversuche in Baden-Württemberg [online]. Zu finden in <<http://www.landwirtschaft-mlr.baden-wuerttemberg.de/servlet/PB/show/1071612/Bracheversuche%20In%20BaW%FC.pdf>> [zitiert am 16.06.2010]

Wanner M, Anders K, Brunk I, Burkart B, van Dorsten P, Fürstenau S, Oehlschläger S, Prochnow A, Wiesener C, Xylander WER (2004) Offenhaltung durch Feuer. In: Anders K, Mrzljak J, Wallschläger D, Wiegrieb G (eds) Handbuch Offenlandmanagement : am Beispiel ehemaliger und in Nutzung befindlicher Truppenübungsplätze. Berlin : Springer, pp 153-167

Weingarten P (2009) Multifunktionale Landwirtschaft als Faktor einer integrierten Entwicklung ländlicher Räume. Neues Arch Niedersachsen (1):26-39

Weingarten P (2010) Agrarpolitik in Deutschland. Aus Politik und Zeitgeschichte (5-6):6-17

Wichtmann W, Hampicke U (2003) Die „Kornblumenkultur“ als Konzept im Offenlandmanagement. In: Bornimer Agrartechn Ber 33:130-137

Wippel B (2007) Extensive Weidesysteme - eine Möglichkeit zukunftsfähiger Weidwirtschaft im Schwarzwald ? Landinfo (6):19-21

Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2010) EU-Agrarpolitik nach 2013 : Plädoyer für eine neue Politik für Ernährung, Landwirtschaft und ländliche Räume [online]. Zu finden in <<http://edok.ahb.niedersachsen.de/07/627458793.pdf>> [zitiert am 16.06.2010]

Wronka TC (2004) Ökonomische Umweltbewertung : vergleichende Analyse und neuere Erkenntnisse der kontingenzen Bewertung am Beispiel der Artenvielfalt und Trinkwasserqualität. Kiel : Wissenschaftsverl Vauk, 290 p, Agrarökonomische Studien 23

Wüstemann H, Mann S, Müller K (2008) Kuppelproduktion, landwirtschaftliche Kausalketten und das Wesen entstehender Outputs. In: Wüstemann H (ed) Multifunktionalität : von der Wohlfahrtsökonomie zu neuen Ufern. München : oekom Verl, pp 37-57

Wüstemann H (ed) Multifunktionalität : von der Wohlfahrtsökonomie zu neuen Ufern. München : oekom Verl, 300 p

Zahrnt V (ed) (2009) Eine Gemeinsame Agrarpolitik für europäische Gemeingüter : Deklaration einer Gruppe führender Agrarökonomen [online]. Zu finden in <www.reformthecap.eu/Declaration-on-CAP-reform/Declaration-on-CAP-reform-German> [zitiert am 11.08.2010].

Beef Report 2009. Braunschweig : vTI

Cash Crop Report 2008. Braunschweig : vTI

Cash Crop Report 2009. Braunschweig : vTI

Expertengespräche:

Cord Ameling, Betriebswirtschaftliches Büro Göttingen
Andriy Tovstopyat, Ukrainian Agribusiness Club, Kiew

Lieferbare Sonderhefte / Special issues available

309	Hans Marten Paulsen und Martin Schochow (Hrsg.) (2007) Anbau von Mischkulturen mit Ölpflanzen zur Verbesserung der Flächenproduktivität im ökologischen Landbau – Nährstoffaufnahme, Unkrautunterdrückung, Schaderregerbefall und Produktqualitäten	9,00 €
310	Hans-Joachim Weigel und Stefan Schrader (Hrsg.) (2007) Forschungsarbeiten zum Thema Biodiversität aus den Forschungseinrichtungen des BMELV	13,00 €
311	Mamdoh Sattouf (2007) Identifying the Origin of Rock Phosphates and Phosphorus Fertilisers Using Isotope Ratio Techniques and Heavy Metal Patterns	12,00 €
312	Fahmia Aljml (2007) Classification of oilseed rape visiting insects in relation to the sulphur supply	15,00 €
313	Wilfried Brade und Gerhard Flachowsky (Hrsg.) (2007) Rinderzucht und Rindfleischerzeugung – Empfehlungen für die Praxis	10,00 €
314	Gerold Rahmann (Hrsg.) (2007) Ressortforschung für den Ökologischen Landbau, Schwerpunkt: Pflanze	12,00 €
315	Andreas Tietz (Hrsg.) (2007) Ländliche Entwicklungsprogramme 2007 bis 2013 in Deutschland im Vergleich – Finanzen, Schwerpunkte, Maßnahmen	12,00 €
316	Michaela Schaller und Hans-Joachim Weigel (2007) Analyse des Sachstands zu Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die deutsche Landwirtschaft und Maßnahmen zur Anpassung	16,00 €
317	Jan-Gerd Krentler (2008) Vermeidung von Boden- und Grundwasserbelastungen beim Bau von Güllelagern Prevention of soil and groundwater contamination from animal waste storage facilities	12,00 €
318	Yelto Zimmer, Stefan Berenz, Helmut Döhler, Folkhard Isermeyer, Ludwig Leible, Norbert Schmitz, Jörg Schweinle, Thore Toews, Ulrich Tuch, Armin Vetter, Thomas de Witte (2008) Klima- und energiepolitische Analyse ausgewählter Bioenergie-Linien	14,00 €
319	Ludger Grünhage und 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 Eiererzeugung - 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, Jürn 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 Lumpp, Kerstin Gilke, Eva Seitler 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, Jürn Sanders und Yelto Zimmer (2010) Auswirkungen einer Handelsliberalisierung auf die deutsche und europäische Landwirtschaft	10,00 €
339	Gerald Schwarz, Hiltrud Nieberg und Jürn 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 €

Gutachtergremium *Editorial Board*

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 Ibsch, 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



Johann Heinrich
von Thünen-Institut

Landbauforschung
*vTI Agriculture and
Forestry Research*

Vol. 60 No. 3 09.2010

Preis / Price 8 €

ISSN 0458-6859

