AgEcon SEARCH
RESEARCH IN AGRICULTURAL & APPLIED ECONOMICS

*The World's Largest Open Access Agricultural & Applied Economics Digital Library*

**This document is discoverable and free to researchers across the globe due to the work of AgEcon Search.**

**Help ensure our sustainability.**

Give to AgEcon Search

AgEcon Search
http://ageconsearch.umn.edu
aesearch@umn.edu

*Papers downloaded from **AgEcon Search** may be used for non-commercial purposes and personal study only. No other use, including posting to another Internet site, is permitted without permission from the copyright owner (not AgEcon Search), or as allowed under the provisions of Fair Use, U.S. Copyright Act, Title 17 U.S.C.*

# Modellgestützte Analyse von Einkommens- und Umweltwirkungen auf Basis von Testbetriebsdaten

Markus Ehrmann

Thünen Report 48

Bibliografische Information:
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikationen in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet unter www.dnb.de abrufbar.

*Bibliographic information:*
*The Deutsche Nationalbibliothek (German National Library) lists this publication in the German National Bibliography; detailed bibliographic data is available on the Internet at www.dnb.de*

Bereits in dieser Reihe erschienene Bände finden Sie im Internet unter www.thuenen.de

*Volumes already published in this series are available on the Internet at www.thuenen.de*

Zitationsvorschlag – *Suggested source citation:*
**Ehrmann M** (2017) Modellgestützte Analyse von Einkommens- und Umweltwirkungen auf Basis von Testbetriebsdaten. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 250 p, Thünen Rep 48, DOI:10.3220/REP1493970811000

Die Verantwortung für die Inhalte liegt bei den jeweiligen Verfassern bzw. Verfasserinnen.

*The respective authors are responsible for the content of their publications.*

THÜNEN

Thünen Report 48

Herausgeber/Redaktionsanschrift – *Editor/address*

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

thuenen-report@thuenen.de
www.thuenen.de

ISSN 2196-2324
ISBN 978-3-86576-168-2
DOI:10.3220/REP1493970811000
urn:nbn:de:gbv:253-201705-dn058604-9

D7

# Modellgestützte Analyse von Einkommens- und Umweltwirkungen auf Basis von Testbetriebsdaten

**Markus Ehrmann**

Thünen Report 48

**Markus Ehrmann**

**Thünen Report 48**

Braunschweig, Mai 2017

GEORG-AUGUST-UNIVERSITÄT
GÖTTINGEN

Platz der Göttinger Sieben 5
37073 Göttingen

# Modellgestützte Analyse von Einkommens- und Umweltwirkungen auf Basis von Testbetriebsdaten

**Dissertation**

zur Erlangung des Doktorgrades
der Fakultät für Agrarwissenschaften
der Georg-August-Universität Göttingen

**vorgelegt von**

**Markus Ehrmann**

**geboren in Crailsheim**

Göttingen, im Mai 2016

D 7

Referent: Prof. Dr. Folkhard Isermeyer

Korreferent: Prof. Dr. Ludwig Theuvsen

Tag der mündlichen Prüfung: 12. Mai 2016

## Danksagung

Die vorliegende Dissertation entstand am Thünen-Institut für Betriebswirtschaft. Zum Gelingen dieser Arbeit haben einige Personen beigetragen, bei denen ich mich an dieser Stelle bedanken möchte.

Zu allererst möchte ich mich bei meinem Doktorvater Herrn Prof. Dr. Folkhard Isermeyer für die Übernahme der Betreuung und das entgegengebrachte Vertrauen sowie die Diskussionen, insbesondere im Rahmen der Doktorandenrunden, bedanken. Herrn Prof. Dr. Ludwig Theuvsen möchte ich für die Übernahme des Zweitgutachtens danken. Mein Dank gilt auch Herrn Prof. Dr. Oliver Mußhoff für sein Mitwirken bei der Disputation.

Mein ganz besonderer Dank gilt Dr. Frank Offermann, Dir. und Prof. Dr. Werner Kleinhanß sowie Dir. und Prof. Dr. Hiltrud Nieberg. Sie haben immer an mich geglaubt, nachgehakt, wenn ich längere Zeit mit anderen Dingen beschäftigt war und mich bestärkt die Arbeit abzuschließen. Durch ihre intensive Durchsicht, ihre wertvollen Anregungen und Tipps, die gemeinsamen Diskussionen und ihre konstruktive Kritik haben sie maßgeblich zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen.

Außerdem möchte ich mich bei den Kollegen der FAL, des vTI‘s und des Thünen-Instituts bedanken. Zahlreiche Kaffeerunden, Tischtennisduelle und diverse Abendveranstaltungen in Braunschweig haben mir immer wieder Motivation für mein Promotionsvorhaben gegeben. Besonders seien an dieser Stelle die Diskussionen und Aktivitäten im Rahmen der „Thünen-Bruderschaft“ erwähnt sowie der physische Ausgleich beim Betriebssport.

Ein herzlicher Dank gilt meiner Schwester Tabea, die mit dem Blickwickel aus einem anderen Fachgebiet die Arbeit Korrektur gelesen hat.

Danken möchte ich dem Personal des Schreibbüros, das dazu beigetragen hat die Arbeit in einem ansprechenden Design erscheinen zu lassen.

Bei meinen Eltern möchte ich mich für die Unterstützung und den zeitlichen Freiraum für die Dissertation bedanken.

Gäbe es den Superlativ für Danken, würde er meiner Frau Damaris gebühren. Sie hat die Arbeit Korrektur gelesen und dadurch zum Gelingen beigetragen. Vor allem aber hat sie mich immer wieder bestärkt die Arbeit voranzutreiben und zum Abschluss zu bringen. Ihr möchte ich diese Arbeit widmen.

Mein Glaube und damit das Bewusstsein, dass es mehr gibt als diese Arbeit, haben mir immer wieder neue Kraft und Gelassenheit gegeben. Die Danksagung möchte ich daher mit den Worten S.D.G. (Soli Deo Gloria) abschließen.

# Inhaltsverzeichnis


**1 Einleitung 1**

1.1 Problemstellung 1

1.2 Zielsetzung 2

1.3 Vorgehensweise 2

**2 Datengrundlage und Aufbau des Modellsystems FARMIS 5**

2.1 Datengrundlage 5

2.2 Modellsystem FARMIS 6

2.2.1 Aufbereitung der Buchführungsdaten und Beschreibung der Betriebsgruppen 8

2.2.2 Koeffizientengenerierung 11

2.2.3 Beschreibung der Zielfunktion und der Nebenbedingungen des Modells sowie der Modellkalibrierung 12

2.2.4 Berechnung der Baseline und Analyse von Politikszenarien 16

**3 Stand der Forschung zur simultanen Analyse und Modellierung von ökologischen und ökonomischen Indikatoren 17**

3.1 Agrarumweltindikatoren und ökonomische Indikatoren 17

3.1.1 Agrarumweltindikatoren 17

3.1.2 Ökonomische Indikatoren 19

3.1.3 Aussagekraft und Auswahl der Indikatoren für die Modellanalyse 20

3.1.4 Simultane Analyse und Bewertung ökologischer und ökonomischer Indikatoren 21

3.2 Empirische Implementierung von Indikatoren in ausgewählten Modellansätzen 23

3.3 Schlussfolgerungen für die eigene Arbeit 28

**4 Entwicklung von Verfahren zur Berechnung ökologischer und ökonomischer Indikatoren auf Basis von Testbetriebsdaten 33**

4.1 Düngebilanzen 33

4.1.1 Stickstoffbilanz 34

4.1.2 Phosphatbilanz 40

4.1.3 Ermittlung der Koeffizienten für die Düngebilanzen 41

4.2 Ammoniakemissionen aus Tierhaltung und Ackerbau 51

4.2.1 Stall- und Weidehaltung 54

4.2.2 Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger 54

4.2.3 Mineralische Düngung und N-Lieferung durch Leguminosen 56

4.2.4 Gärreste aus der Vergärung von Energiemais 57

4.3 Humusbilanz 58

4.4 Agrobiodiversität 62
4.4.1 Ackerland 64
4.4.2 Grünland 66
4.4.3 Grenzen des Biodiversitätsindikators 67

4.5 Energieeinsatz und Bilanzierung 68
4.5.1 Direkter Energieeinsatz 71
4.5.2 Indirekter Energieeinsatz 73
4.5.3 Gesamter Energieinput und Energiebilanzierung 78

4.6 Ökonomische Kennzahlen 79

4.7 Zwischenfazit – Möglichkeiten und Grenzen der abgeleiteten Indikatoren 82

**5 Vergleich der implementierten Indikatoren mit Ergebnissen auf Basis von detaillierten Betriebsdaten 85**

5.1 Anforderungen und Auswahl des Vergleichssystems 86

5.2 Zuordnung der Vergleichsgruppen 87

5.3 Struktur und Ähnlichkeit der Vergleichsgruppen 90

5.4 Vergleich der Indikatorergebnisse beider Datenquellen 93
5.4.1 Düngebilanzen 94
5.4.2 Ammoniakemissionen 98
5.4.3 Humusbilanz 99
5.4.4 Fruchtartendiversität 100
5.4.5 Energieeinsatz 101

5.5 Schlussfolgerungen der Vergleichsrechnungen 103

**6 Implementierung der optimalen speziellen Intensität und Verfahrensalternativen für die pflanzlichen Produktionsverfahren 107**

6.1 Anpassung der optimalen speziellen Intensität der Ackerkulturen 108

6.2 Implementierung von verschiedenen Verfahrensalternativen 112
6.2.1 Verfahrensalternativen im Kontext der Positiv Mathematischen Programmierung 113
6.2.2 Definition der Verfahrensalternativen in FARMIS 115
6.2.3 Ableitung des Kriteriums zur Definition der Verfahrensalternativen 117
6.2.4 Ausdehnung der einzelnen Verfahrensalternativen im Basisjahrzeitraum 120
6.2.5 Berechnung der I/O-Koeffizienten der einzelnen Verfahrensalternativen 121
6.2.6 Beschreibung der berechneten Verfahrensalternativen für pflanzliche Produktionsverfahren 122

6.3 Fazit des Kapitels 124

**7 Ökonomische und ökologische Entwicklungen landwirtschaftlicher Betriebe unter veränderten Rahmenbedingungen 125**

7.1 Deskriptive Analyse des Basisjahrzeitraums 125
7.1.1 Betriebsstrukturelle und sozio-ökonomische Merkmale 125
7.1.2 Stickstoffbilanz 127
7.1.3 Phosphatbilanz 130
7.1.4 Ammoniakemissionen 131
7.1.5 Humusbilanz 134
7.1.6 Agrobiodiversität 136
7.1.7 Energieeinsatz und Bilanzierung 137

7.2 Beschreibung der Baseline und Szenarien für die Ex-ante-Analyse 140
7.2.1 Beschreibung der Baseline 2021 141
7.2.2 Beschreibung der Szenarien 145

7.3 Ergebnisse der Modellanalysen 148
7.3.1 Entwicklung zwischen Basisjahrzeitraum und Baseline 2021 148
7.3.2 Auswirkungen der unterschiedlichen Szenarien 152

7.3 Fazit des Kapitels 163

**8 Diskussion und Schlussfolgerungen 167**

8.1 Kritische Reflexion der berechneten Indikatoren und deren Validierung 167

8.2 Diskussion und Einordnung des Modellsystems FARMIS 170

**9 Zusammenfassung 175**

**10 Literaturverzeichnis 183**

**Anhang A1-A35**

# Verzeichnis der Abbildungen


| | | |
|---|---|---|
| Abbildung 5.1: | Schematische Darstellung der Zuordnung der Testbetriebsdaten zu den KUL-Betrieben | 88 |
| Abbildung 5.2: | Abweichung der N-Bilanz zwischen den KUL-Betrieben und deren TBN-Vergleichsgruppen | 95 |
| Abbildung 5.3: | Differenz und Schwankung des Energieeinsatzes pro Hektar der TBN-Vergleichsgruppen und den zugeordneten KUL-Betrieben | 102 |
| Abbildung 6.1: | Verschiedene Anpassungsreaktionen der Landwirte an geänderte Rahmenbedingungen | 107 |
| Abbildung 6.2: | Entwicklung der Relation zwischen N-Mineraldüngerpreis und Brotweizen sowie des N-Mineraldüngerabsatzes je Hektar LF | 108 |
| Abbildung 6.3: | Absolute Ertragsfunktion im Basis- und Zieljahr | 110 |
| Abbildung 6.4: | Schematische Darstellung der Differenzierung von Verfahrensalternativen auf Basis einzelbetrieblicher Informationen | 116 |
| Abbildung 6.5: | Verteilung der einzelnen Verfahrensalternativen am Beispiel einer Fruchtart einer Betriebsgruppe | 121 |

# Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 5.1: Kriterien für die Zuordnung der Testbetriebsdaten zu den KUL-Betrieben 89

Tabelle 5.2: Anzahl der Vergleichsgruppen nach Bundesländern und Jahren 91

Tabelle 5.3: Struktur- und Leistungskennzahlen des TBN- und KUL Datensatzes 91

Tabelle 6.1: Abgrenzung der einzelnen Verfahrensalternativen für verschiedene Fruchtarten und Bewirtschaftungssysteme auf Basis der N-Effizienz* 123

# 1 Einleitung

## 1.1 Problemstellung

Bereits in den Römischen Verträgen von 1957 wurde die zentrale Rolle, die einkommenspolitische Ziele in der EU-Agrarpolitik einnehmen, festgelegt. Diese Ziele spiegeln sich noch heute in verschiedenen Politikmaßnahmen, beispielsweise den Direktzahlungen, wider. Seit den achtziger Jahren rücken zudem die Umweltwirkungen der Landwirtschaft in den Fokus der politischen und gesellschaftlichen Diskussion. Entsprechend wurden verschiedene umweltpolitische Maßnahmen wie Agrarumweltprämien oder die Düngeverordnung eingeführt. In landwirtschaftlichen Betrieben sind ökonomische und ökologische Aspekte eng miteinander verbunden (Janssen et al., 2007). Daraus leitet sich die Notwendigkeit ab, bei der Analyse von Politikoptionen ökonomische und ökologische Auswirkungen simultan zu berücksichtigen. Dies gilt vor allem bei konkurrierenden Zielen, da hier Wechselwirkungen zwischen Einkommen und Umwelt einbezogen werden müssen (Zander et al., 1999).

Für die simultane Analyse von ökonomischen und ökologischen Auswirkungen existieren im Agrarbereich verschiedene Modelle, wie z. B. die Regionalmodelle RAUMIS oder CAPRI (Henrichsmeyer et al., 1992; Gömann et al., 2009a; Julius et al., 2003; Britz et al., 2007; Leip et al., 2009). Mithilfe dieser Modelle können Aussagen zu regionalen Auswirkungen verschiedener Politikoptionen getroffen werden. Differenzierte Aussagen bezüglich betrieblicher Charakteristika (z. B. Betriebsform oder Größe) sind mit Regionalmodellen jedoch nicht möglich.

Um auch auf betrieblicher Ebene ein umfassenderes Bild über die Wirkung unterschiedlicher Politikinstrumente zu erhalten, können komplementär zu Regionalmodellen Betriebsmodelle eingesetzt werden. Deren Einsatz ist vor allem dann notwendig, wenn innerhalb einer Region keine einheitlichen Produktionsverhältnisse vorliegen (Schleef, 1999; Winter, 2005). Darüber hinaus setzen viele Politikmaßnahmen auf der Betriebsebene an (Jarosch, 1990).

Auf betrieblicher Ebene existieren ebenfalls verschiedene Modelle, die ökonomische und ökologische Auswirkungen von Politikoptionen analysieren können. Es werden verschiedene Ansätze wie Agentenmodelle (z. B. AgriPoliS), Multikriterienansätze (z. B. MODAM) oder Gewinnmaximierungsmodelle (z. B. FAMOS[Space]) verwendet. Aufgrund des hohen Datenbedarfs wurden die meisten dieser Modelle bislang vorwiegend für eine kleinere Anzahl landwirtschaftlicher Betriebe angewendet (Kächele, 1999; Pacini, 2003; van Calker, 2005; Kellermann et al., 2008). Dem Vorteil einer häufig sehr detaillierten Abbildung der Wirkungszusammenhänge steht bei diesen Modellen die geringe Repräsentativität gegenüber. Als repräsentative Datenbasis bietet sich im landwirtschaftlichen Sektor das Testbetriebsnetz (TBN) an, das den gesamten deutschen Agrarsektor abbildet. Die ökonomische Situation der Betriebe lässt sich mit dem TBN sehr detailliert beschreiben. Im Hinblick auf die ökologische Situation sind jedoch nur begrenzte Informationen verfügbar. Analysen in diesem Bereich müssen sich deshalb auf ausgewählte Indikatoren und Politikinstrumente beschränken.

Für die repräsentative deutschlandweite Analyse von Politikoptionen wird regelmäßig das Betriebsgruppenmodell FARMIS (**FAR**m **M**odelling and **I**nformation **S**ystem) herangezogen (Gömann er al., 2009b; von Ledebur et al., 2008; Gocht et al., 2012; Forstner et al., 2012). FARMIS basiert auf dem deutschen Testbetriebsnetz und ermöglicht die Abschätzung von Einkommens- und Produktionswirkungen unter veränderten Rahmenbedingungen (Offermann et al., 2005; Bertelsmeier, 2005). Allerdings beschränkt sich die Abbildung der Anpassung landwirtschaftlicher Betriebe bisher im Wesentlichen auf Änderungen des Umfangs einzelner Produktionsverfahren. Außerdem ermöglicht das Modell bislang keine simultane Analyse ökonomischer und ökologischer Auswirkungen verschiedener Politikoptionen.

## 1.2 Zielsetzung

Vor diesem Hintergrund ist das Ziel der vorliegenden Arbeit, das Betriebsgruppenmodell FARMIS dahingehend weiterzuentwickeln, dass eine simultane Analyse von ausgewählten ökonomischen und ökologischen Auswirkungen verschiedener Politikoptionen möglich ist. Dazu ist es notwendig, erstens Agrarumweltindikatoren in das Modellsystem zu implementieren und zweitens das Modell um Verfahrensalternativen für die implementierten Produktionsverfahren zu erweitern.

## 1.3 Vorgehensweise

In **Kapitel 2** wird die verwendete Datengrundlage sowie der Aufbau und die Kalibrierung des Modellsystems FARMIS dargestellt. Die einzelnen Testbetriebe werden für die Entwicklung der Indikatoren und das Anwendungsbeispiel zu Betriebsgruppen zusammengefasst. Die dabei verwendeten Schichtungskriterien sowie Eigenschaften der generierten Betriebsgruppen werden beschrieben.

Im ersten Teil des **3. Kapitels** werden zum einen verfügbare ökonomische und ökologische Indikatoren vorgestellt, zum anderen wird auf die Auswahl und Aussagekraft der Indikatoren in sektoralen Ansätzen eingegangen; außerdem werden Anforderungen integrierter Bewertungsansätze dargestellt. Die Indikatoren sollen bei der Modellierung von Politikszenarien zum Einsatz kommen und mit dem Modellsystem FARMIS verknüpft werden. Dabei kann z. T. auf methodische Ansätze aus anderen Modellen zurückgegriffen werden. Aus diesem Grund wird im zweiten Teil des 3. Kapitels ein Überblick über bestehende bioökonomische Modelle gegeben.

In den Testbetriebsdaten sind viele relevante Informationen für die Berechnung von Agrarumweltindikatoren nicht enthalten. Deshalb müssen verschiedene Algorithmen für die Berechnung der Umweltindikatoren entwickelt werden; diese werden in **Kapitel 4** beschrieben. Für jeden Indikator wird einleitend die Relevanz, Aussagekraft sowie verschiedene Berechnungsweisen aus der Literatur dargelegt. Daran schließt sich die Beschreibung des in dieser Arbeit verwendeten Berechnungsalgorithmus an.

Die für die ökologischen Indikatoren berechneten Ergebnisse basieren teilweise auf weitreichenden Annahmen und Schätzverfahren. Um die Aussagekraft der entwickelten Berechnungsmethoden zu testen, erfolgt in **Kapitel 5** eine Validierung des eigenen Ansatzes. Da aus Datenschutzgründen kein direkter Vergleich zwischen den simulierten Modellergebnissen und beobachteten Ergebnissen möglich ist, wird das „Kriteriensystem Umweltverträgliche Landwirtschaft“ (KUL) herangezogen. Für den Vergleich der Indikatoren werden aus den Testbetriebsdaten Vergleichsgruppen gebildet und den KUL-Betrieben zugeordnet.

Mithilfe der implementierten Indikatoren sollen bei der Modellanalyse die Auswirkungen verschiedener Politikoptionen analysiert werden. Um auch für den Umweltbereich relevante Anpassungsoptionen zu ermöglichen, werden in **Kapitel 6** Verfahrensalternativen auf Basis der empirisch beobachteten Streuung sowie die Anpassung der Produktion an geänderte Faktor-Produktpreisverhältnisse (optimale spezielle Intensität) implementiert.

Die Einsatzmöglichkeiten des in der vorliegenden Arbeit weiterentwickelten Modells werden in **Kapitel 7** dargestellt. Zunächst werden die für den Basisjahrzeitraum berechneten Ergebnisse der einzelnen Indikatoren analysiert. Es folgt ein Anwendungsbeispiel, in dem das Modell für die Ex-ante-Analyse verschiedener Politikszenarien genutzt wird. Bei der Definition der Szenarien werden ordnungspolitische und anreizorientierte Politikinstrumente, unterschiedliche Konstellationen der Faktor- und Produktmärkte sowie Veränderungen der EU-Agrarpolitik berücksichtigt.

In **Kapitel 8** werden Schlussfolgerungen bezüglich der Aussagekraft, Belastbarkeit und Grenzen des Ansatzes diskutiert. In einem Ausblick werden offene Fragen und der weitere Forschungsbedarf aufgezeigt.

Die Arbeit schließt in **Kapitel 9** mit einer Zusammenfassung.

# 2 Datengrundlage und Aufbau des Modellsystems FARMIS

Das Modellsystem FARMIS wird in der vorliegenden Arbeit weiterentwickelt und dient als Grundlage für die Analyse von Politikoptionen. Für das Verständnis der Entwicklungsschritte dieser Arbeit wird im folgenden Kapitel zunächst die Datengrundlage kurz beschrieben und ein Überblick über das Modellsystem FARMIS in seiner Ausgangsform gegeben.

## 2.1 Datengrundlage

In dieser Arbeit kommt als Hauptdatengrundlage das deutsche Testbetriebsnetz (TBN) zum Einsatz. Im Folgenden werden einige Eckpunkte des Datensatzes beschrieben. Eine ausführliche Beschreibung des Aufbaus und der enthaltenen Variablen ist in BMEL (2014) verfügbar.

Das Hauptziel der Testbetriebsstatistik ist es, die Ertragslage der Landwirtschaft, differenziert nach verschiedenen Betriebscharakteristika, abzubilden (BMELV, 2011). Dieses Ziel wurde bereits im Landwirtschaftsgesetz von 1955 verankert. Außerdem dient die Testbetriebsbuchführung als Grundlage für das Informationsnetz landwirtschaftlicher Buchführungen der EU (FADN) sowie für die Bewertung und Vorbereitung agrarpolitischer Maßnahmen (BMELV, 2011). Das Testbetriebsnetz repräsentiert den gesamten deutschen Agrarsektor. Insgesamt werden ca. 9.000 Variablen abgefragt. Jährlich werden ca. 10.000 bis 11.000 Betriebe erfasst. Die Auswahl und Auswertung der Betriebe basiert auf folgenden Kriterien:

- Region
- Betriebsgröße (basierend auf Standarddeckungsbeitrag bzw. Standardoutput[1])
- Betriebsform (relativer Beitrag verschiedener Betriebszweige zum Standarddeckungsbeitrag)

Erfasst werden auch Betriebe, die keiner Buchführungspflicht unterliegen. Die Mindestgröße der Betriebe betrug bis zum Wirtschaftsjahr 2009/10 9.600 € Standarddeckungsbeitrag, ab dem Wirtschaftsjahr 2010/11 liegt die Mindestgröße bei 25000 € Standardoutput. Die Teilnahme ist freiwillig und die Daten unterliegen der Geheimhaltung. Informationen dürfen für nicht autorisierte Personen nur in aggregierter Form zugänglich gemacht werden. Um die Qualität der erhobenen Daten zu überprüfen, werden sie beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) mittels eines Plausibilitätsprogramms geprüft. Die Testbetriebsdaten basieren auf dem BMEL-Jahresabschluss. Er ist in acht Abschnitte sowie dem Deckblatt mit den allgemeinen Angaben des Betriebs gegliedert. Um einen Überblick über die Datengrundlage zu erhalten, werden im Folgenden die acht Abschnitte kurz erläutert (vgl. BMEL, 2014):

[1] Seit dem Wirtschaftsjahr 2010/2011 erfolgt die Abgrenzung der Betriebsformen und Größenklassen auf Basis des Standardoutputs. Die Einteilung der Betriebe in der vorliegenden Arbeit basiert auf den Standarddeckungsbeiträgen bzw. Europäischen Größenklassen (EGE). Ein EGE entspricht einem Standarddeckungsbeitrag von 1.200 €.

1. Die **Bilanz** gliedert sich in Aktiva und Passiva. In den Aktiva sind vor allem Informationen über Art und Gliederung des Anlage-, Tier- und Umlaufvermögens enthalten. Die Passiva enthalten Informationen über das Eigenkapital und die Verbindlichkeiten der Betriebe.
2. In der **Gewinn-und-Verlust-Rechnung** werden neben den Einnahmen und Ausgaben auch die Bestandsänderungen und Abschreibungen sowie die Privateinlagen- und entnahmen ausgewiesen. Diese Angaben werden für die Tier- und Pflanzenproduktion, sonstige Erträge und Aufwendungen sowie zeitraumfremde Aufwendungen und Erträge dargestellt.
3. Im **Anhang zur Bilanz** sind der Anlagen-, Forderungs- und Verbindlichkeitenspiegel sowie die Bewertung des Tiervermögens und der Vorräte aufgeführt.
4. Die **Ernteflächen, die naturalen Erträge und Leistungen sowie Durchschnittspreise** werden für die Tier- und Pflanzenproduktion ausgewiesen. Außerdem enthält dieser Abschnitt Informationen über den Innenumsatz von Saatgut und Futtermittel.
5. Im **Naturalbericht** werden für Tiere und Vorräte der Anfangs- und Endbestand, Zukäufe, Geburten bzw. Erzeugung, Zu- und Abversetzungen, der innerbetriebliche Verbrauch, die Verkäufe, Verluste und die Naturalentnahmen ausgewiesen.
6. Im Abschnitt **Betriebsfläche** sind Angaben zum Umfang der unterschiedlichen eigenen und gepachteten Betriebsflächen aufgeführt.
7. Im Abschnitt **Arbeitskräfte** wird der Umfang an verschiedenen Fremd- und Familienarbeitskräften dargestellt. Außerdem sind Angaben über die Art der Beschäftigung, Eigenschaften der Arbeitskräfte (z. B. Ausbildungsstand) und Lohnzahlungen enthalten.
8. In **Ergänzende Angaben** werden für die verschiedenen Betriebe Informationen z. B. zu den natürlichen Gegebenheiten oder der Umsatzanteile an Ökobetrieben bereitgestellt.

Ein großer Vorteil des Testbetriebsnetzes besteht darin, dass die Daten kontinuierlich und in gleichbleibender Qualität verfügbar sind, was eine wichtige Anforderung für die Verwendung der Daten in quantitativen Modellen für die Politikfolgenabschätzung ist (Thobe, 2008).

Nachteile des Testbetriebsnetzes sind: 1. Im Hinblick auf die Fragestellung dieser Arbeit werden viele relevanten in Informationen (z. B. physischer Düngereinsatz) nicht erhoben. 2. Durch die Anonymität der Daten ist es nicht möglich, im Nachhinein zusätzliche Daten zu erheben, die beispielsweise für die Berechnung von Umweltindikatoren relevant wären (vgl. BMELV, 2011). 3. Sehr kleine Betriebe werden nicht erfasst. 4. Gartenbau und Veredlungsbetriebe sind in den Testbetriebsdaten tendenziell unterrepräsentiert.

## 2.2 Modellsystem FARMIS

FARMIS (Farm Modelling Information System) ist ein komparativ-statisches nicht lineares Programmierungsmodell, das landwirtschaftliche Produktionsverfahren auf Betriebsgruppenebene detailliert abbildet (Jacobs, 1998; Osterburg et al., 2001; Bertelsmeier 2005; Offermann et al.,

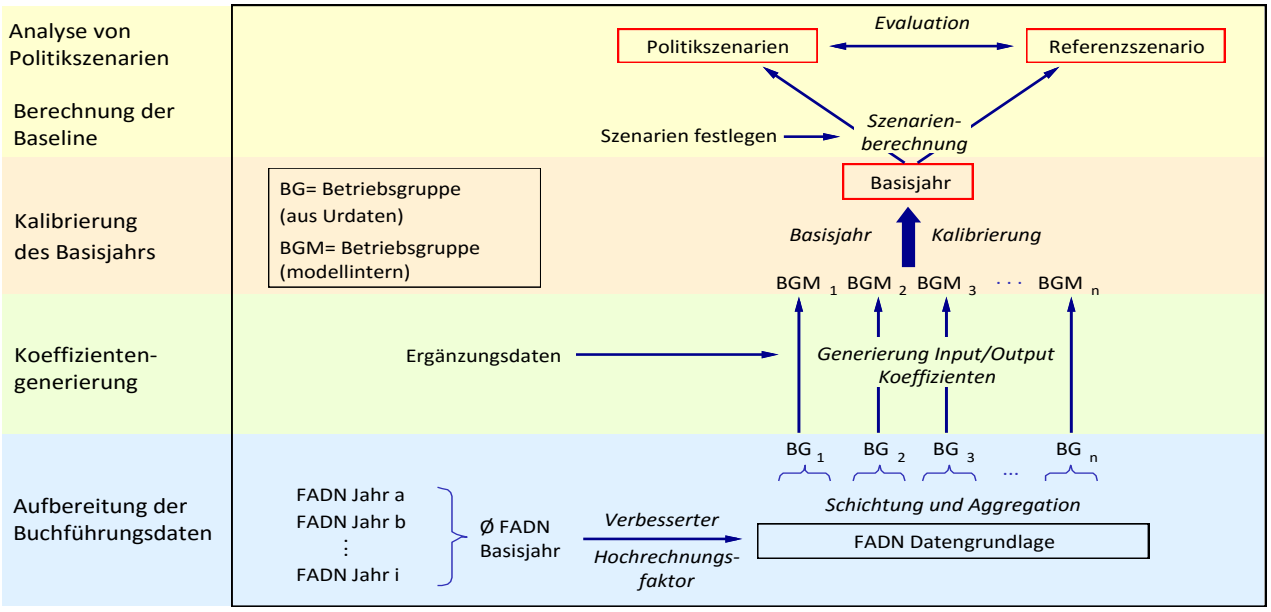
2005). Die in der vorliegenden Arbeit verwendete Modellversion basiert auf dem deutschen Testbetriebsnetz (TBN). Daneben existieren Modellversionen für verschiedene europäische Länder, deren Datenbasis das europäische Testbetriebsnetzes ist (EU-FADN) (Kuepker et al., 2006) und eine Modellversion für die Schweiz auf Basis von Schweizer Buchführungsdaten (CH-FARMIS) (Sanders 2007; Schader 2009). Die Ausführungen in dieser Arbeit beziehen sich ausschließlich auf die deutsche FARMIS-Version. Das Modell wird zu verschiedenen Analysen von politischen Handlungsoptionen (Gocht et al., 2012; Gömann et al., 2009b; Ledebur et al., 2008; Deppermann et al., 2014) sowie bei der Thünen-Baseline im Rahmen des Thünen-Modellverbunds eingesetzt (Offermann et al., 2009; Offermann et al., 2010; Offermann et al., 2012; Offermann et al., 2014).

Die Analyse mit FARMIS untergliedert sich in fünf Schritte:

1. Aufbereitung der Buchführungsdaten der Testbetriebe
2. Generierung der Koeffizienten für die verschiedenen Produktionsaktivitäten der Betriebe
3. Kalibrierung des Basisjahrzeitraums
4. Berechnung der Baseline
5. Analyse von Politikszenarien

Die einzelnen Schritte werden im folgenden Abschnitt vorgestellt.[2]

**Abbildung 2.1:** Struktur des Lösungsweges von FARMIS




Quelle: Eigene Darstellung, verändert nach Offermann (2006).

[2] Die in der vorliegenden Arbeit dargestellte Modellbeschreibung basiert weitestgehend auf Bertelsmeier (2005), Jacobs (1998), Schleef (1999) und Offermann et.al. (2005).

### 2.2.1 Aufbereitung der Buchführungsdaten und Beschreibung der Betriebsgruppen

Um die Buchführungsdaten für die FARMIS-Analysen zu nutzen, müssen drei Aufbereitungsschritte vorgenommen werden (vgl. Bertelsmeier, 2005) (Abbildung 2.1):

1. **Selektion von Betrieben, von denen Daten von mindestens drei Buchführungsjahren vorliegen:** Um den Einfluss von Preis- und Ertragsschwankungen verschiedener Jahre zu reduzieren, wird der Mittelwert aus drei Wirtschaftsjahren verwendet. Als Basisjahrzeitraum wird in dieser Arbeit der Durchschnitt der Wirtschaftsjahre 2005/06 bis 2007/08 herangezogen.
2. **Ermittlung konsistenter Hochrechnungsfaktoren:** Um quantitative Aussagen für den landwirtschaftlichen Sektor zu erhalten, werden die Ergebnisse aus FARMIS mittels Hochrechnungsfaktoren gewichtet. Im Testbetriebsnetz kommt ein vereinfachtes Hochrechnungssystem zum Einsatz. Um eine verbesserte Repräsentativität der Ergebnisse bezüglich Landnutzung und Viehhaltung zu erhalten, werden für die Spezifikation von FARMIS die Hochrechnungsfaktoren konsistent zu den entsprechenden Rahmendaten[3] des Statistischen Bundesamtes gerechnet (Jacobs, 1998; Bertelsmeier et al., 2003). Die berücksichtigten 8.626 Testbetriebe in dieser Arbeit repräsentieren ca. 200.000 Betriebe in Deutschland (Tabelle 2.1).
3. **Gruppierung der einzelbetrieblichen Daten:** Für die Analyse mit FARMIS werden verschiedene Testbetriebe zu Betriebsgruppen zusammengefasst. Die Schichtung der einzelnen Betriebsgruppen ist flexibel und orientiert sich an der jeweiligen Fragestellung. Das Ziel der Schichtung ist es, möglichst homogene Betriebsgruppen im Hinblick auf deren strukturelle Eigenschaften und deren Produktionsfunktion zu erzeugen (Abbildung 2.2). In den generierten Betriebsgruppen sind alle pflanzlichen und tierischen Produktionsverfahren der Ausgangsbetriebe enthalten. Vorteil der Gruppenbildung ist es:
   - Die Vertraulichkeit der einzelbetrieblichen Daten wird gewahrt.
   - Der Einfluss von Ausreißern auf die Ergebnisse wird reduziert.
   - Durch die Gruppenbildung sinkt die Anzahl der notwendigen Betriebsmodelle von 8.626 Testbetrieben auf 603 Betriebsgruppen. Dadurch werden eine zeiteffizientere Analyse und ein besserer Überblick ermöglicht, was zu einer höheren Qualität der Ergebnisse führt, da Fehler besser identifiziert werden können.
   - Wenn die Betriebe innerhalb einer Betriebsgruppe nicht vollkommen homogen sind, weisen die Gruppen ein höheres Spektrum an Einzelaktivitäten auf, was zu mehr Anpassungsmöglichkeiten bei der Szenarienanalyse führt.

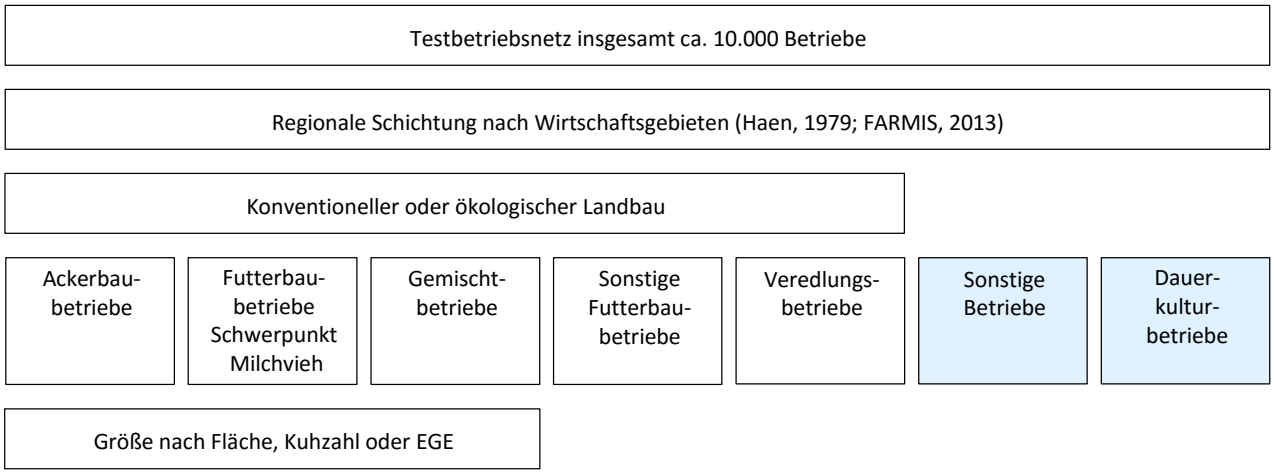
Auf der anderen Seite gehen durch die Gruppenbildung Informationen verloren, da die einzelnen Betriebe innerhalb einer Gruppe beispielsweise verschiedene Technologien für das gleiche Pro-

[3] Die Rahmendaten enthalten die Produktionsumfänge auf sektoraler Ebene der wichtigsten Verfahren der Tier- und Pflanzenproduktion.

duktionsverhalten verwenden. Außerdem kann es bei der Gruppenbildung zu einem Aggregationsfehler kommen. Wird beispielsweise bei der Schichtung der Betriebsgruppen das Kriterium Zuckerrübenanteil an der Ackerfläche nicht berücksichtigt so sind innerhalb der Betriebsgruppe ggf. nur einige Einzelbetriebe enthalten, die Zuckerrüben anbauen. Dadurch können sich für den Durchschnittswert der Gruppe sehr geringe Anbauanteile für Zuckerrüben ergeben (Isermeyer et al., 2005: 61).

Grundlage für die Schichtung in dieser Arbeit stellt die Thünen-Baseline 2011 dar (Offermann et al., 2012). Die schematische Vorgehensweise bei der Schichtung ist in Abbildung 2.2 dargestellt. In dieser Arbeit werden 8.626 Testbetriebe einbezogen, die zu 603 Betriebsgruppen zusammengefasst werden. Die generierten Betriebsgruppen werden für die Entwicklung der Indikatoren in Kapitel 4 und im Anwendungsbeispiel in Kapitel 7 verwendet. Im Folgenden werden die einzelnen Schichtungskriterien kurz beschrieben und die Verteilung der Betriebe dargestellt (Tabelle 2.1).

**Abbildung 2.2:** Schematische Darstellung der in dieser Arbeit verwendeten Schichtungskriterien




Quelle: Eigene Darstellung.

### Regionale Differenzierung

Ziel der regionalen Untergliederung ist es, einen hohen Homogenitätsgrad in Bezug auf natürliche und wirtschaftliche Kriterien zu erreichen (de Haen, 1979; Louhichi et al., 2010). Dafür wird eine Untergliederung in insgesamt 63 Wirtschaftsgebiete vorgenommen[4].

### Bewirtschaftungsform (ökologisch/konventionell)

Mit FARMIS ist eine Differenzierung zwischen ökologisch und konventionell wirtschaftenden Betrieben möglich (vgl. Sanders, 2007). Für Ökobetriebe gelten im Vergleich zu konventionellen

[4] Für die alten Bundesländer basiert die Einteilung der Wirtschaftsgebiete auf de Haen (1979), für die neuen Bundesländer auf regional definierten Agrargebieten, Bodenkarten sowie Expertenwissen.

Betrieben zusätzliche Anforderungen im Hinblick auf ihre Produktionsweise (Verordnung (EG) Nr. 834/2007). Dies führt zu veränderten Produktionsfunktionen im Vergleich zu konventionellen Betrieben und hat auf viele Umweltindikatoren einen maßgeblichen Einfluss. Mit nahezu 2.000 repräsentierten Milchviehbetrieben sind Ökobetriebe vor allem bei dieser Betriebsform zu beobachten. Im Verhältnis zu allen Milchviehbetrieben machen sie jedoch nur einen Anteil von ca. 2,8 % aus, wohingegen 4,5 % der sonstigen Futterbaubetriebe und sogar 10 % der kleinen sonstigen Futterbaubetriebe ökologisch bewirtschaftet werden (Tabelle 2.1).

**Betriebsform**

Die Einteilung der Betriebsformen basiert auf der EU-Klassifizierung, die sich an der betriebswirtschaftlichen Ausrichtung der Betriebe orientiert (BMELV, 2011). In dieser Arbeit werden die Betriebsformen Ackerbau, Milchvieh, sonstiger Futterbau, Veredlung und Gemischtbetriebe berücksichtigt. Dauerkultur- und sonstige Betriebe werden nicht einbezogen, weil die Fruchtarten dieser Betriebe in FARMIS nicht differenziert ausgewiesen werden.[5] Im verwendeten Sample stellen die Milchviehbetriebe mit ca. 70.000 repräsentierten Betrieben den größten Anteil. Mit ca. 10.000 repräsentierten Betrieben stellen die Veredlungsbetriebe die kleinste Gruppe dar. Von den Ackerbau- und Gemischtbetrieben werden jeweils ca. 50.000 Betriebe repräsentiert.

**Betriebsgröße**

Da für Ackerbau-, Milchvieh- und Gemischtbetriebe eine ausreichende Anzahl an Betrieben im Testbetriebsnetz enthalten ist, kann für diese Betriebsformen eine Differenzierung nach Betriebsgröße erfolgen. Die Betriebsgrößenstruktur unterscheidet sich zwischen West- und Ostdeutschland deutlich. Aus diesem Grund wird eine unterschiedliche Einteilung der Größenklassen gewählt (Tabelle 2.1).

Bei Milchviehbetrieben dient die Anzahl der Kühe als Schichtungskriterium, weil die Kuhzahl maßgeblichen Einfluss auf die verwendete Technologie hat. Im Jahr 2007 lag der Kuhbestand bei rund 54 % der Milcherzeuger unter 30 Kühen, an der Gesamtzahl der Milchkühe machten die in diesen Betrieben gehaltenen Kühe nur 21 % aus (BMELV, versch. Jgg.). Entsprechend entfällt in der hier verwendeten Schichtung auf diese Gruppe mit ca. 34.000 Betrieben zahlenmäßig der größte Anteil. Bei den Milchviehbetrieben in Ostdeutschland werden in der Gruppe von 50 bis 150 Kühen die meisten Betriebe repräsentiert (ca. 800 Betriebe). Ackerbaubetriebe in Westdeutschland, die weniger als 50 ha bewirtschaften, repräsentieren ca. 22.000 Betriebe. In Ostdeutschland werden in allen Größenklassen ähnlich viele Ackerbaubetriebe repräsentiert. Bei den Gemischtbetrieben erfolgt die Schichtung nach Europäischen Größeneinheiten (EGE). Von den knapp 48.000 repräsentierten Betrieben sind mit 20.000 Betrieben die meisten kleiner als 40 EGE.

[5] Diese Betriebe fehlen in der Hochrechnung auf die jeweiligen Sektoren, es wird also keine absolute Sektorkonsistenz abgebildet (Tabelle 2.1).

**Tabelle 2.1:** Verteilung der Testbetriebe auf die verschiedenen Betriebsgruppen nach Betriebsform, Größe und Bewirtschaftungsform im Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008

| | Insgesamt | | | Ökobetriebe | | | Konventionelle Betriebe | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Betriebe | Betriebs-gruppen | Repräsentierte Betriebe | Betriebe | Betriebs-gruppen | Repräsentierte Betriebe | Betriebe | Betriebs-gruppen | Repräsentierte Betriebe |
| **Insgesamt** | 8.626 | 603 | 198.654 | 294 | 69 | 5.683 | 8.332 | 534 | 192.971 |
| **Ackerbau** | 2.159 | 175 | 48.187 | 76 | 22 | 1.516 | 2.083 | 153 | 46.671 |
| West 0-50 ha | 691 | 40 | 22.234 | 17 | 4 | 371 | 674 | 36 | 21.862 |
| West 50-100 ha | 474 | 39 | 9.140 | 11 | 4 | 191 | 463 | 35 | 8.948 |
| West >100 ha | 435 | 39 | 9.764 | 23 | 6 | 447 | 412 | 33 | 9.317 |
| Ost 0-100 ha | 56 | 12 | 2.065 | 3 | 1 | 183 | 53 | 11 | 1.882 |
| Ost 100-300 ha | 230 | 23 | 2.304 | 13 | 4 | 173 | 217 | 19 | 2.131 |
| Ost >300 ha | 273 | 22 | 2.680 | 9 | 3 | 150 | 264 | 19 | 2.531 |
| **Milchvieh** | 2.920 | 167 | 70.357 | 122 | 18 | 1.967 | 2.798 | 149 | 68.390 |
| West 0-30 Kühe | 863 | 41 | 34.096 | 80 | 5 | 1.264 | 783 | 36 | 32.832 |
| West 30-60 Kühe | 1.149 | 50 | 23.652 | 33 | 9 | 617 | 1.116 | 41 | 23.035 |
| West >60 Kühe | 660 | 40 | 10.883 | 2 | 1 | 60 | 658 | 39 | 10.822 |
| Ost 0-50 Kühe | 45 | 7 | 509 | 3 | 1 | 6 | 42 | 6 | 503 |
| Ost 50-150 Kühe | 126 | 17 | 800 | 4 | 2 | 19 | 122 | 15 | 780 |
| Ost >150 Kühe | 77 | 12 | 417 | | | | 77 | 12 | 417 |
| **Sonstiger Futterbau** | 530 | 61 | 21.409 | 27 | 9 | 948 | 503 | 52 | 20.461 |
| <40 EGE | 196 | 29 | 8.933 | 16 | 6 | 856 | 180 | 23 | 8.077 |
| FB 40-100 EGE | 299 | 24 | 11.838 | 3 | 1 | 45 | 296 | 23 | 11.793 |
| >100 EGE | 35 | 8 | 638 | 8 | 2 | 47 | 27 | 6 | 591 |
| **Gemischt** | 2.588 | 171 | 47.986 | 69 | 20 | 1.253 | 2.519 | 151 | 46.733 |
| <40 EGE | 553 | 53 | 19.522 | 35 | 8 | 693 | 518 | 45 | 18.828 |
| 40-100 EGE | 1.071 | 59 | 16.985 | 25 | 8 | 432 | 1.046 | 51 | 16.553 |
| >100 EGE | 964 | 59 | 11.479 | 9 | 4 | 127 | 955 | 55 | 11.352 |
| **Veredlung** | 429 | 29 | 10.716 | | | | 429 | 29 | 10.716 |
| 40-100 EGE | 245 | 15 | 6.507 | | | | 245 | 15 | 6.507 |
| >100 EGE | 184 | 14 | 4.208 | | | | 184 | 14 | 4.208 |

Quelle: Eigene Berechnungen mit FARMIS (2013).

## 2.2.2 Koeffizientengenerierung

Im Modell sind derzeit 33 pflanzliche Verfahren und 23 Tierhaltungsverfahren abgebildet (Anhang 1). Für die Modellrechnungen ist es notwendig, die Input- und Output-Koeffizienten (I/O-Koeffizienten) der einzelnen Produktionsverfahren für die Betriebsgruppen zu spezifizieren. Ein Teil der I/O-Koeffizienten kann direkt aus den Buchführungsdaten entnommen werden (z. B. Erträge). Ein weiterer Teil der Informationen liegt nicht differenziert nach den einzelnen Verfahren, sondern nur für den gesamten Betrieb vor. Um aus den gesamtbetrieblichen Werten verfahrensspezifische I/O-Koeffizienten zu generieren, wird zweistufig vorgegangen. Die dabei verwendete Vorgehensweise soll im Folgenden am Beispiel der monetären Pflanzenschutzmittelaufwendungen (PSM) dargestellt werden:

In den Buchführungsdaten sind die Ausgaben für PSM des gesamten Betriebs enthalten. Im ersten Schritt werden die Koeffizienten für die PSM-Aufwendungen der einzelnen Produktionsverfahren mithilfe von Standardwerten bestimmt (z. B. durchschnittliche Ausgaben für Pflanzenschutzmittel je Verfahren aus KTBL). Die Werte der Standarddaten bestimmt die Verteilung der Pflanzenschutzaufwendungen des Betriebes zwischen den unterschiedlichen Produktionsverfahren. Im zweiten Schritt wird das Summenprodukt aus der Fläche der betreffenden Produktionsverfahren und den nach Standarddaten ermittelten Aufwendungen für PSM mit den beobachteten Werten (komplette Ausgaben für Pflanzenschutzmittel) aus den Buchführungsabschlüssen konsistent gerechnet.

Einige Buchführungskonten stellen ein Aggregat für mehrere Inputs dar (z. B. Ausgaben für Dünger). Um diese Informationen für die Berechnung der I/O-Koeffizienten zu nutzen, müssen komplexere Methoden herangezogen werden. Die hierbei verwendete Vorgehensweise wird in Kapitel 4.1.3 anhand der Kalkulation des physischen Düngeraufwands detailliert beschrieben.

### 2.2.3 Beschreibung der Zielfunktion und der Nebenbedingungen des Modells sowie der Modellkalibrierung

Zur Einordnung des Modellsystems wird im Folgenden ein Überblick der mathematischen Formulierung der Zielfunktion sowie der wichtigsten Restriktionen gegeben.[6] Die einzelnen Gleichungen sind in Bertelsmeier (2005) detailliert beschrieben. In FARMIS wird den Landwirten ein optimierendes Verhalten unterstellt. Der nicht lineare Zielfunktionswert $Z$, der neben den gewinnbestimmenden Elementen, wie Erlösen, Kosten und Subventionen, auch Kalibrierungsterme enthält, soll maximiert werden (Gleichung 2-1). Dabei müssen eine Reihe von Ressourcen- und Politikrestriktionen berücksichtigt werden (Gleichung 2-2 bis 2-9).

$$\begin{aligned} \max Z = & \sum_j p_j Y_j - \sum_i c_i X_i + \sum_i X_i * sub_i - \sum_u r_u U_u - \sum_v r_v V_v - \sum_d r_d Q_d - \sum_l r_l L_l \\ & - \sum_i \delta_i X_i - 0{,}5 \sum_i \omega_i X_i^2 \\ & Y_j, X_i, sub_i, U_u, V_v \geq 0 \end{aligned} \qquad \textbf{(2-1)}$$

**Land:** Die Ausdehnung der pflanzlichen Produktionsverfahren $X_c$ darf die Eigentumsfläche $b_l$ und die Pachtflächen $L_l$ nicht übersteigen (Gleichung 2-2). Dabei muss gewährleistet sein, dass der Pachtmarkt innerhalb einer Region ausgeglichen ist. Die Summe der Eigentumsflächen sowie der zugepachteten und verpachteten Flächen aller Betriebe $(m)$ innerhalb einer Handelsregion muss der verfügbaren Fläche in der Handelsregion $Lreg_l$ entsprechen (Gleichung 2-3).

[6] Die dargestellten Gleichungen gelten jeweils für alle Betriebsgruppen n = 1…n. Um die Lesbarkeit der Gleichungen zu vereinfachen ist dieser Index nicht dargestellt

$$\sum_c X_c \leq b_l + L_l \ \forall \ l \tag{2-2}$$

$$Lreg_l = \sum_m b_{ml} + \sum_m L_{ml} \quad \forall \ l \tag{2-3}$$

**Arbeitskräfte:** Der zeitspannenabhängige ($\varphi_{ia}$) und zeitspannenunabhängige ($\theta_i$) Arbeitskräftebedarf der Produktionsverfahren muss durch eigene und fremde Arbeitskräfte ($U_u$) abgedeckt werden (Gleichung 2-4). Dabei stellt Gleichung 2-5 sicher, dass während der verschiedenen Zeitspannen der Arbeitsbedarf der Verfahren durch die verschiedenen Arbeitskraftkategorien gedeckt wird. Ein Teil der Arbeiten kann nur durch ständige Arbeitskräfte erledigt werden. Der maximale Anteil an nichtselbstständigen Arbeitskräften wird in Gleichung 2-6 bestimmt.

$$\sum_i ( X_i ( \sum_a \varphi_{ia} + \theta_i )) - \sum_u U_u \leq 0 \tag{2-4}$$

$$\sum_i X_i \varphi_{ia} - \sum_u T_{ua} \leq 0 \ \ \forall \ a \tag{2-5}$$

$$T_{u''a} - \eta_a \sum_i (X_i (\varphi_{ia} + \theta_i \gamma_a)) \leq 0 \ \forall \ a, u'' \tag{2-6}$$

**Pflanzenernährung:** Der Nährstoffbedarf der pflanzlichen Produktionsverfahren muss durch Wirtschaftsdünger aus Tierhaltung und Biogasproduktion, Mineraldünger und Leguminosen gedeckt werden.

$$\sum_c X_c \vartheta_{cv} - \sum_t X_t \mu_{tv} - X_{"Em"} \mu_{"Em"v} - V_v - \sum_c leg_{c,"N"} Leg_{"N"} \leq 0 \ \ \forall \ v \tag{2-7}$$

**Produktion:** Die erzeugten Produkte können entweder innerbetrieblich für die Tierernährung eingesetzt oder als marktgängige Produkte verkauft werden.

$$\sum_i X_i \xi_{ij} - W_j - Y_j = 0 \quad \forall \ j \tag{2-8}$$

**Jungtierbilanzierung:** Die Jungtierlieferungen und der Jungtierbedarf der tierischen Produktionsverfahren müssen im Modell ausgeglichen sein.

$$\sum_t X_t \psi_{tz} = 0 \ \forall \ z \tag{2-9}$$

Weitere Restriktionen betreffen die Bereiche Fütterung, Subventionen, quotierte Produkte und weitere Politikinstrumente.

**Indizes**

| | |
|---|---|
| $n$ | Betriebsgruppen |
| $j$ | Index für die Produkte |
| $i$ | Index für die verschiedenen Produktionsverfahren |
| $v$ | Index Pflanzennährstoffe (Stickstoff, Phosphat, Kalium, Kalk) |
| $d$ | Index für Quotenprodukte (Milch, Zucker) |
| $l$ | Index für die Landnutzungsform (Ackerland, Dauergrünland) |
| $c$ | Index für pflanzliche Produktionsverfahren $c \in i$ |
| "$Em$" | Element für Energiemaisanbau "$Em$" $\in c$ |
| $t$ | Index für tierische Produktionsverfahren $t \in i$ |
| $m$ | Index für die Betriebsgruppen innerhalb einer Handelsregion $m \in n$ |
| $a$ | Index der Zeitspannen nach KTBL |
| $u$ | Index für Arbeitskräfte |
| $u''$ | Index für nichtständige Arbeitskräfte $u'' \in u$ |
| $z$ | Index für Jungtiere |

**Variablen**

| | |
|---|---|
| $X_i$ | Ausdehnung der verschiedenen Produktionsverfahren |
| $Y_j$ | Verkauf von Produkten |
| $U_u$ | Umfang des benötigten Arbeitskräfteeinsatzes |
| $V_v$ | Gesamtmenge der einzelnen Pflanzennährstoffe aus mineralischem Dünger |
| $Q_d$ | Umfang an gepachteter bzw. verpachteter Milch- und Zuckerquote |
| $L_l$ | Umfang an gepachteter bzw. verpachteter Fläche |
| $T_{ua}$ | Arbeitskräfteeinsatz in der jeweiligen Zeitspanne |
| $W_j$ | Innerbetrieblich genutzte Produkte |

**Parameter**

| | |
|---|---|
| $p_j$ | Produktpreise |
| $c_i$ | Verfahrensspezifische Kosten |
| $r_u$ | Lohn- bzw. Opportunitätskosten |
| $r_v$ | Düngemittelkosten |
| $r_d$ | Pachtpreise für Milch- bzw. Zuckerquote |
| $r_l$ | Pachtpreise für landwirtschaftliche Nutzfläche |
| $sub_i$ | Verfahrensbezogene Subventionen (z. B. Direktzahlungen für prämienberechtigte Fläche) |

| | |
|---|---|
| $leg_{c,"N"}$ | Umfang des von Leguminosen gebundenen Stickstoffs der pflanzlichen Produktionsverfahren |
| $\omega_i$ | Steigung der Grenzkostenfunktion (vgl. Anhang 2.1) |
| $\delta_i$ | Linearer Teil der Zusatzkostenfunktion (vgl. Anhang 2.1) |
| $b_l$ | Umfang der Eigentumsfläche |
| $\eta_a$ | Koeffizient, der den maximalen Anteil an nicht ständigen Arbeitskräften bestimmt |
| $\theta_i$ | Zeitspannenunabhängiger Arbeitsbedarf der Verfahren |
| $\varphi_{ia}$ | Arbeitsbedarfskoeffizient je Verfahren und Zeitspanne |
| $\gamma_a$ | Verteilung des gesamten Arbeitszeitbedarfs auf die einzelnen Zeitspannen |
| $\psi_{tz}$ | Bedarf an Jungtieren bzw. Jungtierlieferung der tierischen Produktionsverfahren |
| $\vartheta_{iv}$ | Nährstoffbedarf der pflanzlichen Produktionsverfahren |
| $\mu_{tv}$ | Höhe der pflanzenverfügbaren Nährstofflieferung der tierischen Produktionsverfahren, bzw. aus Energiemais |
| $\xi_{ij}$ | Verfahrensspezifischer Ertrag |
| $Lreg_l$ | Umfang der Fläche innerhalb einer Handelsregion für landwirtschaftliche Flächen |

**Modellkalibrierung**

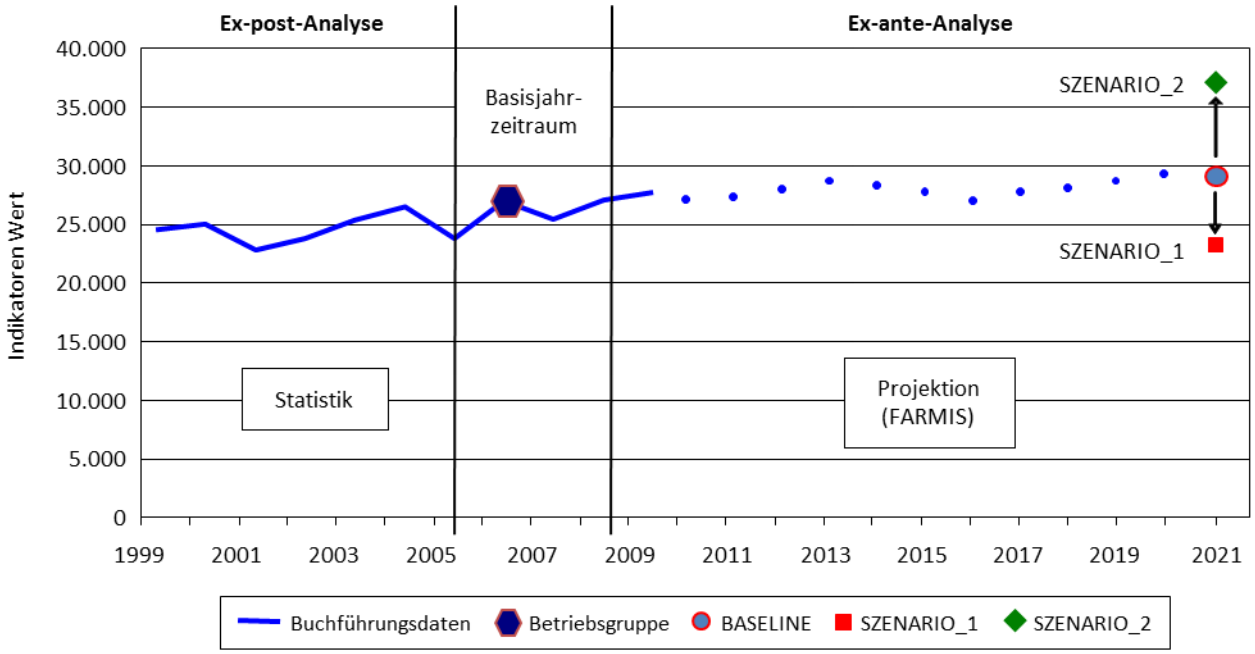
Die Kalibrierung der Verfahrensumfänge auf die im Basisjahrzeitraum beobachteten Werte, erfolgt mithilfe der Positiven Mathematischen Programmierung (PMP) (Umstätter, 1999; Howitt, 1995). Diese Methode wurde entwickelt, weil in das tatsächlich beobachtete Verhalten der Entscheidungsträger z. B. versteckte Kosten, Transaktionskosten und Pfadabhängigkeiten der realisierten Produktionsverfahren einfließen, die im linearen Programmierungsmodell (LP) nicht hinreichend berücksichtigt werden (Heckelei, 2005). Im Vergleich zu einem LP-Modell wird so das Problem der Überspezialisierung umgangen. Außerdem kann durch den nicht linearen Verlauf der Kostenfunktion eine kontinuierliche Anpassung erfolgen. Ein wesentlicher Nachteil besteht darin, dass Produktionsverfahren, die im Basisjahrzeitraum nicht beobachtet werden, schwierig zu integrieren sind. In Anhang 2.1 wird eine detaillierte Beschreibung der Modellkalibrierung bereitgestellt.

### 2.2.4 Berechnung der Baseline und Analyse von Politikszenarien

Die Implementierung neuer Politiken sowie die Anpassung landwirtschaftlicher Betriebe an neue Rahmenbedingungen stellen in aller Regel einen mehrjährigen Prozess dar. Die Analyse der Auswirkungen verschiedener Politikoptionen wird daher für einen Zeitpunkt in der Zukunft (Zieljahr) durchgeführt. Für die modellgestützte Abschätzung der Wirkungen von zukünftigen Politikänderungen wird deshalb zunächst ein sogenanntes Referenzszenario („Baseline“) erstellt. Die Baseline beruht zumeist auf einer Projektion mittel- bis langfristiger Entwicklungen unter gegebenen (agrar-) politischen Rahmenbedingungen und spezifischen Annahmen zu allgemeinen externen Entwicklungen (Offermann et al., 2012). Der Vergleich der Projektion der Situation mit veränderten Politiken (Szenarien) zum Referenzszenario (Baseline) ermöglicht dann die isolierte Analyse alternativer Politiken und Entwicklungen, wenn externe Entwicklungen sowie zeitlicher Abstand zwischen Basisjahrzeitraum, Referenz- und Politikszenario identisch sind (Abbildung 2.3).

In der in dieser Arbeit verwendeten Baseline wird von einer Fortführung der im Jahr 2011 aktuellen bzw. der Umsetzung bereits beschlossener Politikänderungen ausgegangen (Offermann et al., 2012). Dabei werden modellexogene Variablen (z. B. die Betriebsmittelpreise, naturale Erträge) bis zum Zieljahr fortgeschrieben Die Produktpreisentwicklungen in der Baseline basieren auf dem partiellen Gleichgewichtsmodell AGMEMOD (Salamon et al., 2005).

**Abbildung 2.3:** Schema der Szenarienanalyse mit FARMIS




Quelle: Eigene Darstellung.

# 3 Stand der Forschung zur simultanen Analyse und Modellierung von ökologischen und ökonomischen Indikatoren

Das in Kapitel 2 beschriebene Modellsystem FARMIS ermöglicht in der derzeitigen Version eine umfangreiche Analyse der ökonomischen Situation landwirtschaftlicher Betriebe auf Basis des Testbetriebsnetzes. Zusätzlich soll im Rahmen der vorliegenden Arbeit die Berechnung von ökologischen Indikatoren ermöglicht werden. Der Fokus des folgenden Kapitels liegt auf der Auswahl von Indikatoren sowie deren Umsetzung und Aussagekraft in sektoralen Prozessanalysemodellen. Ziel dieses Kapitels ist es, die relevanten Aspekte, die bei der Implementierung der Indikatoren in das Modell FARMIS zu berücksichtigen sind, herauszuarbeiten.

## 3.1 Agrarumweltindikatoren und ökonomische Indikatoren

### 3.1.1 Agrarumweltindikatoren

Agrarumweltindikatoren sind Kennzahlen zur Abschätzung der Umweltwirkung landwirtschaftlicher Produktionssysteme (Nieberg et al., 1994). Sie sind für drei unterschiedliche Einsatzzwecke verwendbar (Isermeyer et al., 2003: 70 ff.): 1. Nationale und internationale Berichterstattung, 2. Agrarumweltpolitik und 3. Einzelbetriebliche Umweltinformationssysteme. Die Forschung und Entwicklung von Agrarumweltindikatoren wurde bereits in den achtziger Jahren vorangetrieben (Lowe et al., 1998; Yli-Viikari, 1999). Einen wichtigen Impuls gab hier die Konferenz „Unsere Gemeinsame Zukunft“ (Brundtland Kommission, 1987). Der Entwicklungsprozess ist bis heute noch nicht abgeschlossen, wie neuere Veröffentlichungen im Hinblick auf Vergleichbarkeit und Bewertung der Indikatorergebnisse zeigen (Zapf et al., 2009).

Auf Basis von verschiedenen Forschungsarbeiten wurden eine Reihe von Indikatorenlisten entwickelt z. B. von der OECD (1997), der EU (KOM, (2001a) 144 endg.), von Alkan Olsson et al. (2009) oder der EEA (2006). Die OECD übernahm bei der Entwicklung der Agrarumweltindikatoren eine wichtige Rolle, was sich in einer großen Anzahl von Veröffentlichungen in diesem Bereich widerspiegelt. Auch die vorliegende Arbeit bezieht sich vor allem auf die Arbeiten der OECD. Von ihr wurden 13 relevante Agrarumweltbereiche und zugeordnete Indikatoren vorgeschlagen[7] (OECD, 1997; OECD, 2003) (Tabelle 3.1).

[7] Um die Einzelindikatoren einzuordnen, wurden verschiedene Systematiken entwickelt. Ein Überblick wird von Geniaux et al. (2009) bereitgestellt. Eine häufig verwendete Systematik stellt das „Driving forces-State-Response“ (DSR) Schema (OECD, 1997) bzw. „Driving forces-Pressure-State-Impact-Response“ (DPSIR) Schema dar (Smeets et al., 1999). Danach sind die meisten der mit dem Testbetriebsnetz berechenbaren Indikatoren der Kategorie „Driving forces“ zugehörig (von Münchhausen et al., 1997).

**Tabelle 3.1:** Agrarumweltbereiche und zugehörige Indikatoren in ausgewählten Indikatorsystemen

| Agrarumweltbereich | Auswahl zugehöriger Indikatoren[1)] | Indikatorensystem |
|---|---|---|
| Wirtschaftliche und soziale Kontextindikatoren[2)] | Anteil der Landwirtschaft am BIP | OECD |
| Finanzielle Ressourcen[2)] | Betriebseinkommen | OECD, KSNL, DLG |
| Betriebliches Management[2)] | Anteil Betriebe mit verschiedenen Umweltmanagementplänen<br>Anteil ökologischer Landbau<br>Bodendeckung/Schwarzbrache (Anzahl der Tage) | OECD<br>OECD<br>OECD |
| Düngung[2)] | Stickstoffbilanz<br>Nährstoffeffizienz<br>P-Saldo<br>K-Saldo<br>Boden-pH-Klasse<br>$NH_3$-Emissionen<br>Humussaldo | OECD, KSNL, DLG<br>OECD<br>KSNL, DLG<br>KSNL<br>KSNL<br>KSNL<br>KSNL |
| Pflanzenschutz - Verbrauch und Risiko | Pflanzenschutzintensität<br>Risikominderung<br>Aufwendungsmenge | KSNL, DLG<br>KSNL<br>OECD |
| Wasserverbrauch | Intensität/Effizienz | OECD |
| Bodenqualität und Bodenschutz[2)] | Erosionsrisiko (Wasser, Luft)<br>Verdichtungsgefährdung<br>Humussaldo | OECD, KSNL, DLG<br>KSNL, DLG<br>DLG |
| Wasserqualität | Risiko/Zustand | OECD |
| Off-Site-Effekte des Bodenabtrags | Sedimenteintrag | OECD |
| Treibhausgase[2)] | Treibhausgasemissionen | OECD, KSNL, DLG |
| Biodiversität [2)] | Anteil ökologisch und landeskulturell bedeutsamer Fläche<br>Landschaftspflegeleistungen<br>Pflanzenschutzintensität<br>Vielfalt wildlebender Arten | KSNL<br>DLG<br>DLG<br>OECD |
| Landschaftsbild[2)] | Median Feldgröße<br>Agrobiodiversität | KSNL<br>OECD, KSNL, DLG |
| Natürliche Habitate[2)] | Anteil verschiedener Habitate (z. B. Feuchtgebiete) | OECD |
| **Agrarumweltbereiche, die nicht von der OECD aufgeführt werden** | | |
| Energiebilanz und Ressourceneinsatz | Energieinput und Energiesaldo<br>Energieintensität | KSNL<br>DLG |

1) Es wurden vor allem Indikatoren ausgewählt, die auf betrieblicher Ebene angewendet werden können.
2) Bei KSNL bzw. dem DLG sind die Analysebereiche anders benannt und ggf. dem sozialen oder ökonomischen Bereich zugeordnet.

Quelle: Eigene Darstellung nach OECD (2003), Schaffner et al. (2009), Zapf et al. (2009), Bergschmidt (2004).

Nur ein Teil der von der OECD vorgeschlagenen Indikatoren kann auf betrieblicher Ebene berechnet werden (Tabelle 3.1). In Deutschland werden derartige Berechnungen z. B. mit KUL oder dem DLG-Nachhaltigkeitszertifikat[8] durchgeführt (Breitschuh et al., 2008; Schaffner et al., 2009; Zapf et al., 2009).[9] Die Abgrenzung der Agrarumweltbereiche und der zugeordneten Indikatoren variiert dabei teilweise zwischen den verschiedenen Systemen (Tabelle 3.1).

### 3.1.2 Ökonomische Indikatoren

Die Analyse der ökonomischen Situation landwirtschaftlicher Unternehmen stellt einen zentralen Bestandteil der agrarökonomischen Forschung dar und ist seit vielen Jahren etabliert. Entsprechend existieren viele Publikationen in diesem Bereich (z. B. DLG, 2006; Hill, 1991; Mußhoff et al., 2013; Wagner, 1992). Auch die Stärke des in dieser Arbeit verwendeten Modellsystems FARMIS liegt darin, Auswirkungen verschiedener Politikszenarien im Hinblick auf die wirtschaftliche Situation der Betriebe zu ermitteln. Im Bereich der Nachhaltigkeitsdiskussion wurden für den ökonomischen Bereich verschiedene Indikatorenlisten entwickelt. Zusammenstellungen und Beschreibungen werden beispielsweise von der Europäischen Kommission (KOM, 2001b), der DLG (2006) oder Heißenhuber (2000) bereitgestellt. In einem Großteil der Arbeiten werden die ökonomischen Indikatoren den Bereichen Liquidität, Rentabilität und Stabilität zugeordnet (DLG, 2006; Heißenhuber, 2000). Ziel ist es, annäherungsweise zu beurteilen, „inwieweit die gegebene wirtschaftliche Situation die Existenz des Unternehmens langfristig, d. h. nachhaltig sichert“ (Heißenhuber, 2000: 72)[10]. Allerdings hängt die zukünftige Existenz eines Unternehmens nicht unmittelbar von der Ausprägung der verschiedenen Indikatoren ab, da sich die zugrunde liegenden Daten auf die Vergangenheit beziehen. Werden die Indikatoren mit Buchführungsdaten berechnet, ist zu berücksichtigen, dass Buchführungsabschlüsse vorwiegend dem steuerlichen Bilanzabschluss dienen und auf die Informationsempfänger (z. B. Finanzbehörde) ausgerichtet sein können.

---

[8] Die Berechnung der Umweltindikatoren wird beim DLG Nachhaltigkeitsstandard mit REPRO durchgeführt.

[9] Weitere Indikatorensysteme auf betrieblicher Ebene sind z. B. RISE (Häni et al., 2008).

[10] Die ökonomischen Indikatoren in der vorliegenden Arbeit beziehen sich auf die betriebliche Ebene. Aus volkswirtschaftlicher Sicht besteht eine nachhaltige Entwicklung darin, die verfügbaren Ressourcen möglichst effizient einzusetzen. Volkswirtschaftlich wird somit angestrebt, dass die Ressourcen zum jeweils effizientesten Unternehmen wandern. Dies kann einen Strukturwandel und damit das Ausscheiden einzelner Unternehmen bedeuten. Somit kann es zu einem Zielkonflikt zwischen volkswirtschaftlicher und einzelbetrieblicher Perspektive kommen (vgl. Lassen et al., 2015).

### 3.1.3 Aussagekraft und Auswahl der Indikatoren für die Modellanalyse

Hinsichtlich Qualität und Aussagekraft von Agrarumweltindikatoren werden generelle Anforderungen definiert (OECD, 1997; Yli-Viikari, 1999; KOM 2001a: 144 endg. 2001; Sattler, 2008): Indikatoren im landwirtschaftlichen Sektor sollen 1. auf hochwertigen statistischen Daten beruhen, 2. auf Veränderungen der Produktionstechnik reagieren, 3. methodisch fundiert sein und dem aktuellen Stand der Forschung entsprechen, 4. politisch relevant, 5. (international) vergleichbar, 6. kostenwirksam, 7. aggregierbar und 8. messbar sein.

Die Anforderungen können in der praktischen Arbeit häufig nicht vollständig erfüllt werden und sind daher als eine Art Idealbild zu verstehen. Abbildung 3.1 veranschaulicht beispielhaft den Trade off verschiedener Indikatoren im Bereich der Stickstoffproblematik. So hat der Nitratgehalt im Grundwasser eine sehr hohe Korrelation mit dem Umweltproblem, eine flächendeckende Ermittlung würde jedoch zu sehr hohen Kosten führen. Zudem ist die Korrelation zwischen einem hohen Nitratgehalt im Grundwasser und dem Handeln des Landwirts eher schwach, eine Umsetzung dieses Indikators in einem Prozessanalysemodell ist somit nur begrenzt möglich (vgl. Nieberg et al., 1994: 7 ff.).

**Abbildung 3.1:** Einstufung der Agrarumweltindikatoren im Bereich der Düngung hinsichtlich ausgewählter Anforderungsmerkmale

| Agrar-Umweltindikatoren | Datenverfügbarkeit/ -ermittlung | Kosten der Ermittlung | Korrelation mit dem Umwelt-problem | Korrelation mit dem Handeln der Landwirte | Abbildung in Agrarpolitik-Analyse-Modellen |
|---|---|---|---|---|---|
| Monetärer Düngemittelaufwand *(€/ha LF)* | Statistiken | niedrig | schwach | stark | einfach |
| Dungeinheitenbesatz *(DE/ha LF)* | Berechnung anhand statistischer Daten | | | | |
| Stickstoffsaldo *(kg N/ha LF)* | Berechnung anhand statistischer Daten und Normdaten | | | | |
| Nitratgehalt des Grundwassers *(mg $NO_3$-N/Liter)* | Messung | hoch | stark | schwach | sehr begrenzt |

Quelle: Nieberg et al. (1994).

Üblicherweise sollte die Auswahl der Indikatoren vom Ziel und den Adressaten der Untersuchung, der Verwendungsart, der Datenverfügbarkeit, den Eigenschaften des verwendeten Modells und den aktuellen Fragestellungen der Gesellschaft abhängen (Isermeyer et al., 2003; Ewert et al., 2006). Aufgrund der komplexen Wechselwirkungen in landwirtschaftlichen Betrieben ist es sinnvoll, nicht nur einzelne Indikatoren zu verwenden, sondern mehrere Indikatoren heranzuziehen

(Christen, 2009). Sollen die Indikatoren auf Basis von Testbetriebsdaten berechnet werden, ergeben sich verschiedene Einschränkungen hinsichtlich der Auswahl und Aussagekraft:

- **Abbildung des Agrarumweltbereichs:** Viele Indikatoren bilden die Agrarumweltbereiche nur eingeschränkt ab, z. B. Düngemittelaufwand als Indikator für den Nitratgehalt im Grundwasser (von Münchhausen et al., 1997).
- **Berechenbarkeit:** Mit Testbetriebsdaten können nur für einige Agrarumweltbereiche ausgewählte Indikatoren berechnet werden. Bei einem Teil der berechenbaren Indikatoren sind nicht alle notwendigen Informationen direkt in den Testbetriebsdaten vorhanden und müssen abgeleitet bzw. berechnet werden (z. B. physischer Düngemittelaufwand). Dabei kommt es zu Kompromissen in Bezug auf die Qualität der oben genannten Anforderungen. Die Auswahl der Indikatoren orientiert sich im Normalfall an der zugrunde liegenden Forschungsfrage. Falls aufgrund fehlender Daten nicht alle relevanten Indikatoren berechnet werden können, besteht die Gefahr zu falschen Schlussfolgerungen zu kommen (Alkan Olsson et al., 2009).
- **Modellierbarkeit:** Um die Indikatoren für die Politikfolgenabschätzung zu verwenden, muss ein funktionaler Zusammenhang zwischen den Variablen, die für die Berechnung der Indikatoren benötigt werden und den Modellvariablen bestehen.

Bei der Ergebnisinterpretation ist es notwendig, die Einschränkungen und die getroffenen Annahmen zu berücksichtigen.

### 3.1.4 Simultane Analyse und Bewertung ökologischer und ökonomischer Indikatoren

**Simultane Analyse**

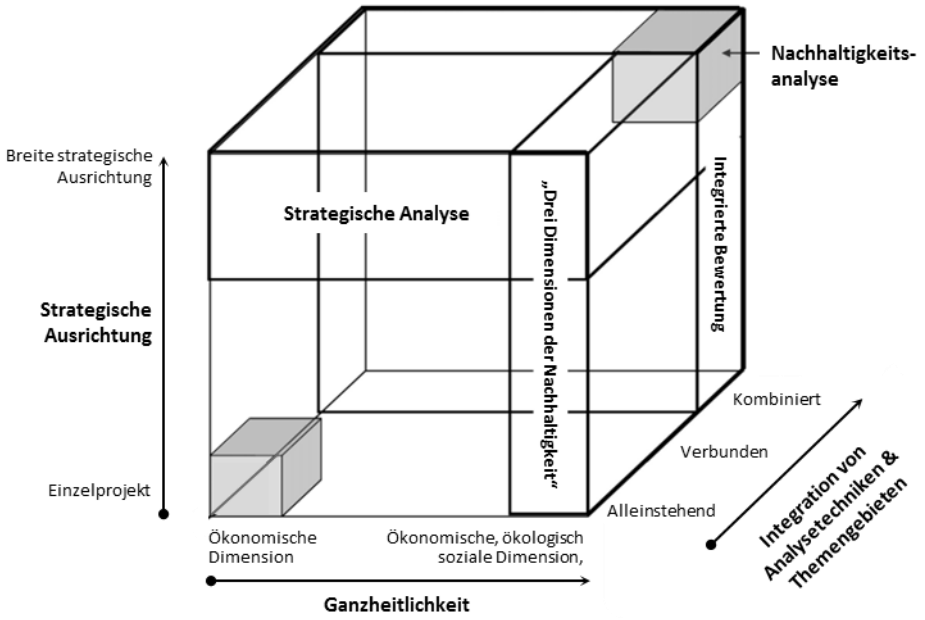
Bei landwirtschaftlichen Betrieben sind soziale, ökonomische und ökologische Bereiche eng miteinander verbunden. Bei wissenschaftlichen Analysen werden die Bereiche meist von den verschiedenen Disziplinen getrennt analysiert, was dazu führen kann, dass relevante Verkettungen nicht hinreichend berücksichtigt werden (vgl. Janssen et al., 2007). Um diese Einschränkung zu überwinden, wurden integrierte Bewertungsansätze entwickelt. Diese sind nach Rotmans et al. (1997: 292) definiert als “an interdisciplinary process of combining, interpreting and communicating knowledge from diverse scientific disciplines, in such a way that the whole set of cause–effect interactions of a problem can be evaluated from a synoptic perspective”. Weitere Definitionen integrierter Bewertungsansätze weisen drei Gemeinsamkeiten auf: 1. Interdisziplinarität, 2. „Entscheidungsunterstützend“ und 3. Beteiligung von Stakeholdern (Rotmans et al., 2003).

Unter den Begriff „integrierte Bewertung“ fällt eine Vielzahl von Analysemethoden. Eine klare Zuteilung, inwieweit die verschiedenen Methoden als integrierte Bewertungsansätze anzusehen sind, ist häufig nicht möglich (vgl. Hacking et al., 2008; Uthes et al., 2010). Aus diesem Grund entwickelte Hacking et al. (2008) das in Abbildung 3.2 dargestellte Schema. Anhand dreier Di-

mensionen können so verschiedene Analysemethoden in Bezug auf ihren Abbildungsbereich und die methodische Vorgehensweise eingeordnet und verglichen werden:

1. Ganzheitlichkeit: Welche Bereiche der Nachhaltigkeit werden berücksichtigt (ökologisch, ökonomisch, sozial)?
2. Strategische Ausrichtung: Welche Ziele, welche räumliche und zeitliche Auflösung und Bewertungsebenen werden berücksichtigt? Inwiefern sind in alternativen Anpassungsmöglichkeiten kumulierte Effekte und Risiko enthalten?
3. Integration: Welche Analysetechniken (z. B. LCA, Cost-Benefit-Analysen) und Themengebiete (z. B. Boden, Wasser, Luft) werden abgebildet?

**Abbildung 3.2:** Spektrum der verschiedenen Methoden für die integrierte Analyse von Nachhaltigkeitskriterien




Quelle: Eigene Darstellung, verändert nach Hacking et al. (2008).

Weitere Anforderungen und der beispielhafte Vergleich verschiedener Modelle sind in Uthes et al. (2010) dargestellt. Bei der Auswahl der Indikatoren für eine integrierte Bewertung sollte die Frage gestellt werden, welche Umweltindikatoren mit ökonomischen Indikatoren verknüpft sind (OECD, 1997). Die sich daraus ergebenden Interaktionen, Rückkopplungen und Wirkungsketten müssen bei der Analyse berücksichtigt werden (van Ittersum et al., 2009). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit muss also geprüft werden, inwiefern mit dem verwendeten Modell die relevanten Zusammenhänge zwischen den Indikatoren und den Modellvariablen abgebildet werden können.

**Bewertung der Indikatorergebnisse**

In Deutschland wurden auf betrieblicher Ebene verschiedene Bewertungsansätze entwickelt (Breitschuh et al., 2008; IRENA, 2009; Zapf et al., 2009; Roedenbeck, 2004; Schaffner et al., 2009). Auf Basis von Indikatoren ermöglichen diese Ansätze Aussagen über den „Grad der Nachhaltigkeit“ landwirtschaftlicher Betriebe.

Um zu einer Bewertung zu gelangen, werden die verschiedenen Indikatoren mit einem Grenzwert, einem Ziel-, einem Standardwert oder einem Benchmark verglichen (Gallopín, 1997). Die Festlegung derartiger Grenzwerte beruht auf politischen Entschlüssen, internationalen Vereinbarungen, Referenzgruppen oder Zielgrößen (Kantelhardt et al., 2009; Zapf et al., 2009; Breitschuh et al., 2008). Für den Vergleich der Indikatoren werden bei den meisten Systemen die Indikatorergebnisse, die häufig in unterschiedlichen Maßeinheiten vorliegen, in eine einheitliche Werteskala transformiert (z. B. zwischen 0 und 1) (vgl. Hülsbergen, 2003). Dadurch ist es möglich die einzelnen Indikatoren zusammen darzustellen (z. B. in einem Netzdiagramm) und mit den angestrebten Zielwerten, anderen Betrieben, Regionen etc. zu vergleichen.

Um einen schnellen Überblick und eine einfache Vergleichbarkeit zwischen verschiedenen Betrieben, Jahren, Regionen etc. zu ermöglichen, besteht die Möglichkeit, die Ergebnisse der einzelnen Indikatoren und Analysemethoden zu einem Indexwert zu aggregieren (Lauwers et al., 2010). Durch die Aggregation können jedoch relevante Informationen verdeckt werden und gegenläufige Ergebnisse der einzelnen Indikatoren können sich aufheben. Darüber hinaus hängt das Gesamtergebnis in hohem Maße von der Gewichtung der einzelnen Indikatoren ab.

## 3.2 Empirische Implementierung von Indikatoren in ausgewählten Modellansätzen

Eine simultane Analyse von ökologischen und ökonomischen Indikatoren ist derzeit mit verschiedenen Modellen möglich. Diese Modelle werden in der Literatur u. a. als kombinierte oder bioökonomische Modelle bezeichnet (Janssen et al., 2007; Ruben et al., 1998). Sie sind durch folgende Charakteristika gekennzeichnet (Janssen et al., 2007; Zander et al., 2008):

- Sie basieren auf einem Optimierungssystem mit verschiedenen Nebenbedingungen, um die Situation auf Betriebsebene und deren knappe Ressourcenverfügbarkeit abzubilden.
- Verschiedene Aktivitäten, Nebenbedingungen und neue Produktionstechniken können simultan berücksichtigt werden einschließlich der Verbindung zwischen pflanzlicher und tierischer Produktion.
- Effekte von veränderten Parametern (z. B. veränderte Preise, Politiken) können mittels Sensitivitätsanalysen berücksichtigt werden.

Die existierenden bioökonomischen Modelle weisen unterschiedliche Schwerpunkte auf. Nach Brown (2000) können sie entlang eines Kontinuums eingeteilt werden. So gibt es auf der einen Seite biophysikalische Modelle mit einer angefügten ökonomischen Komponente. Auf der anderen

Seite werden ökonomische Modelle mit biophysikalischen Aktivitäten verbunden (vgl. Brown, 2000).

Im Folgenden werden einige bioökonomischen Modelle vorgestellt. Die getroffene Auswahl erhebt nicht den Anspruch auf Vollständigkeit, sondern soll die verschiedenen Möglichkeiten der Modellierung ökonomischer und ökologischer Indikatoren aufzeigen. Nach der Einteilung von Brown (2000) handelt es sich bei den hier dargestellten Modellen nahezu ausschließlich um ökonomische Modelle mit einer biophysikalischen Komponente. Die Charakteristika derartiger Modelle bestehen darin, das Anpassungsverhalten landwirtschaftlicher Betriebe zu modellieren und Auswirkungen auf die Umwelt zu erklären (Zander et al., 2008). In der vorliegenden Arbeit wird ein prozessanalytisches Modell verwendet und erweitert. Deshalb wurden für den Vergleich nur prozessanalytische Optimierungsmodelle ausgewählt. Weitere Zusammenstellungen und Vergleiche bioökonomischer Modelle finden sich in Britz et al. (2010), Janssen et al. (2007), Rossing et al. (2007), Schader (2009), Uthes et al. (2010), Vabitsch (2006) und Zander et al. (2008).

**Tabelle 3.2:** Überblick ausgewählter Modelle, die sowohl ökonomische als auch ökologische Bereiche abbilden

| Name | Referenz | Repräsentierte Region | Region/ Betriebs-ebene | Datenbasis | Kalibrierung | Statisch/ Dynamisch | Umweltindikatoren | Kopplung mit anderen Modellen | Kopplung mit Biophysikali-schen Modellen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| RAUMIS | Henrichsmeyer et al. (1992), Julius et al. (2003), Gömann et al. (2009b) | Deutschland | Region | Agrarstruktur-erhebung | PMP (Ange-botselastizitäten) | Komparativ Statisch | Düngebilanzen, Pflanzen-schutzmittelrisiko, Biodiver-sitätsindex, Treibhausgas- und Ammoniakemissionen | Lose Modellkopplung im Rahmen des Modellverbunds am Thünen Institut | (Ja) |
| CAPRI | Britz et al. (2007), Leip et al. (2009), Gocht (2010) | Europa | Region (Betrieb) | FADN, FSS, Capri-Daten-bank | PMP (Ökonome-trisch, Angebots-elastizitäten) | Komparativ Statisch | Ammoniak- und Treibhaus-gasemissionen, Wasser- und Düngebilanzen, Landschafts- und Energieindikatoren | Kopplung mit verschie-denen Modellen (z. B. DNDC, GTAP, EDIM, SEAMLESS-IF-Projekt) | Ja |
| FSSIM | Louhichi et al. (2010), Alkan Olsson et al. (2009) | Europa | Betrieb | FADN, Experten-wissen | PMP | Komparativ Statisch | Düngebilanzen, Pflanzen-schutzmittelrisiko, Frucht-artendiversität, Humusbilanz $NH_3$-/$N_2O$-Emissionen | Kopplung mit CAPRI im Rahmen von SEAMLESS-IF | Ja |
| SILAS-dyn | Mack et al. (2006) | Schweiz | Region | Schweizer Agrarstatistik | Multikriterien und PMP (Ange-botselastizitäten) | Dynamisch | Ökologische Ausgleichs-fläche, Tierbesatz, Futter-mittelverbrauch | | (Nein) |
| MODAM | Sattler (2008), Zander (2003), Schuler et al. (2010), Kächele (1999) | Verschiedene Case-Study-Regionen, vorwiegend in Deutschland | Betrieb/ Region | | MCDM LP | Statisch (MEA- Scope dynamisch) | Vielfältiges Indikatorenset für die Bereiche Boden, Wasser, Habitat und Biodiversität (z. B. Wassererosion, N-Bilanz, Feldhasenpopulation) | Im Rahmen von MEA-Scope (Model for European Agriculture) | (Ja) |
| AROPA-GHG | Baranger et al. (2008) | Frankreich/ EU | Betrieb | FADN | LP | Statisch | $NH_3$-Emissionen, Stickstoffbilanz | STICS (Ertragsfunktionen) | (Ja) |
| CH-FARMIS | Sanders (2007), Schader (2009) | Schweiz | Betrieb | Buchführungs-daten (Zentra-le Auswertung) | PMP (Ange-botselastizitäten) | Statisch | Eutrophierungspotential, Energieeinsatz, Biodiversität | | Nein |

Quelle: Eigene Darstellung.

Im folgenden Abschnitt werden die in Tabelle 3.2 dargestellten Modelle vergleichend beschrieben. Bei diesem Modellvergleich wird vor allem auf die unterschiedlichen methodischen Ansätze bei der simultanen Analyse von ökologischen und ökonomischen Indikatoren eingegangen.

**Abbildungsbereich**

Die Wahl des Modelltyps beeinflusst die Bewertungsebene und damit den Aussagebereich. Räumlich differenzierte Aussagen sind mit Modellen wie RAUMIS oder CAPRI möglich. Dafür werden die Betriebe einer Region (z. B. Landkreis) zu Regionshöfen aggregiert. Differenzierte Aussagen nach verschiedenen Betriebscharakteristika ermöglichen die Modelle AROMPAj, CH-FARMIS CAPRI-FARM. Im Vergleich zu den sektoralen Modellen verfügen MODAM und FSSIM über eine detailliertere Datenbasis. Dadurch können mehr Indikatoren berechnet werden als in sektoralen Ansätzen. Allerdings können die Modelle MODAM und FSSIM nur für Fallbeispiele eingesetzt werden.

**Kalibrierung**

Die meisten der hier dargestellten Modelle verwenden die Positiv Mathematische Programmierung, um die beobachteten Produktionsumfänge der Ausgangssituation exakt zu rekonstruieren (vgl. Umstätter, 1999). Der Vorteil der PMP-Kalibrierung ist die exakte Abbildung der beobachteten Produktionsumfänge der einzelnen Betriebe oder Regionen. Allerdings können neue Verfahren und Verfahrensalternativen (z. B. Verfahren mit verbesserter Stickstoffeffizienz) nicht ohne weiteres implementiert werden (vgl. Kapitel 6). Das AROPAj-Modell basiert auf einem LP-Modell. In einem LP-Modell können wesentlich einfacher neue Verfahren und Verfahrensalternativen implementiert werden, allerdings kann die tatsächlich beobachtete Situation nicht exakt abgebildet werden. Um dennoch die Ausgangssituation einigermaßen widerzuspiegeln, erfolgt im AROPAj-Modell die Kalibrierung, indem unsichere I/O-Koeffizienten angepasst werden. Dadurch soll die Differenz zwischen der Modelllösung und der beobachteten Situation minimiert werden (de Cara et al., 2004).

**Zielfunktion**

Für simultane Modellierung und Optimierung von ökologischen und ökonomischen Kriterien besteht die Möglichkeit, mithilfe der Multi-Kriterien-Analyse mehrere Ziele gleichzeitig zu berücksichtigen (Dodgson et al., 2009; Zander et al., 1999). Diese Methode findet im Modell MODAM Anwendung (Meyer-Aurich, 2001; Sattler, 2008). Allerdings ist eine A-priori-Festlegung der verschiedenen Politikziele und deren Gewichtung notwendig. Dies ist bei komplexen Teilzielen häufig nicht möglich oder deren Offenlegung ist politisch nicht gewollt (Heckelei, 1998). Bei den anderen Modellen wird das Einkommen in der Zielfunktion maximiert. Teilweise werden weitere Ziele, wie z. B. Risikominimierung, berücksichtigt (z. B. FSSIM; Louhichi et al., 2005).

**Kopplung von Umweltindikatoren und Modellvariablen**

Wie in Kapitel 3.1.4 beschrieben, ist bei integrierten Bewertungssystemen entscheidend, die Rückkopplungen und Wirkungsketten richtig abzubilden (van Ittersum et al., 2009). Im Hinblick auf die Generierung des Einkommens wird in den meisten Modellen ein gewinnmaximierendes Verhalten unterstellt. Die Höhe des Einkommens ist vor allem abhängig vom Umfang der erzeugten Marktprodukte, von den Produktpreisen, Subventionen, Kosten und von den verwendeten Technologien. Die ökologischen Auswirkungen sind häufig sogenannte Kuppelprodukte, die als Nebenprodukt der Produktion anfallen. Erhält der Landwirt für eine Leistung (positiver Effekt) keinen Preis oder muss er für einen negativen Effekt keine Abgabe entrichten, wird das als externer Effekt bezeichnet (vgl. Huylenbroeck et al., 2007; OECD, 2001; Zander, 2003). Die funktionale Beziehung zwischen dem marktgängigen und dem externen Umwelteffekt kann unterschiedlich ausgeprägt sein (Brandes et al., 1997; Huylenbroeck et al., 2007). Für die Modellierung derartiger Produktionsprozesse ist es notwendig zu verstehen, wie beide miteinander verbunden sind (OECD, 2001). Die externen Effekte werden maßgeblich von der verwendeten Technologie und der Intensität der Produktion beeinflusst (OECD, 2001). Um dies zu berücksichtigen, sind bei der Implementierung in sektoralen Modellen folgende Vorgehensweisen möglich:

- **Standardkoeffizienten werden an die Modellvariablen gekoppelt**

  In sektoralen Ansätzen sind häufig wenig Informationen bezüglich der verwendeten Technologie oder den natürlichen Gegebenheiten vorhanden. Aus diesem Grund werden den einzelnen Produktionsverfahren für die Berechnung der Indikatoren Standardwerte zugeordnet.

- **Berücksichtigung von Verfahrensalternativen**

  Um die Umwelteffekte differenzierter abzubilden, ermöglichen verschiedene Modelle die Anpassung der optimalen speziellen Intensität oder beziehen Verfahrensalternativen ein: In RAUMIS wird der Einfluss veränderter Preisrelationen zwischen Düngemittel und Produkten sowie eine Anpassung des Wirtschaftsdüngermanagements mithilfe von Ertragsfunktionen ermöglicht. In AROPAj werden ebenfalls Ertragsfunktionen aus dem Modell STICS herangezogen (Godard et al., 2005; Baranger et al., 2008). Für die Modellierung verschiedener Verfahrensalternativen in PMP-basierten Modellen wurden Ansätze wie der Röhm-Dabbert-Ansatz (Röhm et al., 2003) oder eine Erweiterung von Judez et al. (2008) entwickelt.[11] In CAPRI werden für einige Verfahren eine intensive und extensive Variante als positive und negative Abweichung vom mittleren Ertrag definiert. In CH-FARMIS kann aus der Datenbasis der Umfang verschiedener Intensitätsstufen der Betriebe entnommen werden. Den einzelnen Intensitätsstufen werden dann unterschiedliche Koeffizienten bezüglich deren Umweltwirkung zugeordnet. In LP-Modellen und auf Fallstudienebene können Variationsmöglichkeiten und die Bewertung ökologischer Indikatoren mithilfe von Expertenwissen und Literaturdaten definiert werden (Bachinger et al., 2007; Sattler, 2008).

[11] Eine detaillierte Beschreibung wird in Kapitel 6 bereitgestellt.

**Kopplung an biophysikalische Modelle**

Eine detaillierte Modellierung der Einflussgrößen der ökologischen Indikatoren wird durch die Kopplung mit biophysikalischen Modellen ermöglicht. Für eine derartige Kopplung sind Informationen wie Standorteigenschaften, GIS-Daten und Expertenwissen, etc. notwendig (Louhichi et al., 2010; Zander et al., 2010). In Datensätzen, wie dem Testbetriebsnetz, ist nur ein Teil der notwendigen Informationen für derartige Modelle enthalten. Entsprechend müssen bei der Kopplung von biophysikalischen mit sektoralen Modellen viele Annahmen getroffen werden. So werden auch in sehr großen Projekten, wie z. B. SEAMLESS, nur einige Regionen detailliert erhoben (vgl. Gocht et al., 2011). In FSSIM wird das biophysikalische Modell APES verwendet. Damit können Rückkopplungen zwischen Landnutzung, Wetter, Prozessen im Boden sowie alternative Bewirtschaftungsoptionen abgebildet werden (Donatelli et al., 2009; van Ittersum et al., 2008). In CAPRI können mithilfe des biochemischen Modells DNDC der Wasserhaushalt, Treibhausgasemissionen, Stickstoffaustrag sowie Erträge modelliert werden (Giltrap et al., 2010). Diese Kopplung ermöglicht es, die Ergebnisse von der NUTS2[12]-Ebene auf geographische Einheiten von 1 km² darzustellen (Leip et al., 2008).

**Implementierte Indikatoren**

Die Auswahl der Indikatoren, die in den dargestellten Modellen implementiert sind, zeigt die Bandbreite der auf Sektorebene möglichen Indikatoren auf (Tabelle 3.2). In Bezug auf die von der OECD verfassten Agrarumweltbereiche (Kapitel 3.1.1) können in allen Modellen Aussagen zur Düngung und Treibhausgasemissionen getroffen werden. Aussagen zu Bereichen der Biodiversität ermöglichen die Regionalmodelle RAUMIS, CAPRI sowie die Betriebsmodelle FSSIM, MODAM und CH-FARMIS. Die Aussagekraft dieses Indikators bezieht sich jedoch auf sehr unterschiedliche Ebenen (Fruchtartendiversität, Habitatqualität, Viehbesatzdichte etc.). Der Energieeinsatz ist in FSSIM, CH-FARMIS und in CAPRI implementiert. Aussagen bezüglich der Pflanzenschutzaufwendungen werden von RAUMIS und SILAS ermöglicht. Humusbilanzen werden z. B. von FSSIM abgebildet, der Wasserhaushalt wird bei CAPRI erfasst.

## 3.3 Schlussfolgerungen für die eigene Arbeit

**Auswahl der Indikatoren**

In Deutschland und Europa existiert eine Vielzahl von Indikatorenlisten, welche für die simultane Analyse ökologischer und ökonomischer Kriterien entwickelt wurden. Die vorliegende Arbeit zielt auf repräsentative Aussagen für landwirtschaftliche Betriebe in Deutschland ab. Dieses Ziel kann durch die Verwendung von Testbetriebsdaten ermöglicht werden. Dadurch reduziert sich jedoch der mögliche Indikatorensatz erheblich.

[12] NUTS2: Regionale Differenzierung in der Europäischen Union. Deutschland untergliedert sich in insgesamt 39 NUTS2-Regionen

Im Hinblick auf die **ökonomische Situation** der Betriebe kann mithilfe des gewählten Datensatzes ein Großteil der in der Literatur bekannten Indikatoren berechnet werden. Die Indikatoren sollen im Rahmen der Modellanwendung in Szenarioanalysen einbezogen werden. Dafür ist es notwendig, dass die Indikatoren von den Modellvariablen abhängig sind. Dies ist vor allem im Bereich der Rentabilität der Fall. Ein Großteil der in diesem Bereich relevanten Indikatoren ist bereits im Modellsystem implementiert und kann in dieser Arbeit genutzt werden. Kennzahlen im Bereich der Liquidität und Stabilität hängen von Parametern ab, die mit FARMIS nur unzureichend modelliert werden können (z. B. Entnahmen), weshalb diese Bereiche in dieser Arbeit nur begrenzt berücksichtigt werden.

Für die Berechnung der **ökologischen Indikatoren** sind nur wenige Informationen in den Testbetriebsdaten enthalten. So können nur für einen Teil der identifizierten Agrarumweltbereiche Indikatoren berechnet werden (vgl. Tabelle 3.3). Aufgrund der fehlenden Detailinformationen müssen dabei indirekte Informationen (z. B. Ausgaben für Düngemittel) und Annahmen herangezogen sowie Schätzverfahren entwickelt werden. In der vorliegenden Arbeit werden Nährstoff-, Humus- und Energiebilanzen sowie Ammoniakemissionen und ein Biodiversitätsindikator in das Modellsystem FARMIS implementiert. Eine detaillierte Beschreibung der entwickelten Algorithmen erfolgt in Kapitel 4. In anderen Forschungsarbeiten werden weitere Indikatoren in FARMIS implementiert (z. B. Treibhausemissionen), auf die in dieser Arbeit nicht eingegangen wird.

**Modellierung**

Ökologische und ökonomische Indikatoren sind in Modellen unterschiedlicher Aggregationsebenen enthalten. Bei der Implementierung in FARMIS kann teilweise auf deren methodisches Vorgehen zurückgegriffen werden. Im Rahmen des Thünen-Modellverbunds wird FARMIS zusammen mit RAUMIS angewendet. Um weitgehend konsistente Aussagen zu erhalten, werden regionalisierte Informationen sowie Berechnungsalgorithmen teilweise aus diesem Modell verwendet und an die Betriebsdaten in FARMIS gekoppelt. Die in CH-FARMIS implementierten Indikatoren können nur unzureichend auf Deutschland übertragen werden. In der Schweiz sind detailliertere Informationen hinsichtlich der Bewirtschaftungsintensität in den Buchführungsdaten enthalten. Darüber hinaus basieren die Indikatoren in CH-FARMIS zu einem Großteil nicht auf den tatsächlichen Buchführungsdaten der jeweiligen Betriebe, sondern stammen aus der SALCA-Datenbasis. Diese werden nach den Kriterien Intensität, Hügel, Tal, Berg und ökologisch oder konventionell den verschiedenen Aktivitäten zugeordnet (Schader, 2009) und sind nicht auf die Situation der deutschen Landwirtschaft übertragbar. Bei der Kopplung der Indikatoren werden größtenteils regionale Standardwerte verwendet, das heißt, die tatsächliche Situation der Betriebe wird nicht berücksichtigt. Dies ist insbesondere dann problematisch, wenn die Ausprägung der I/O-Koeffizienten Auswirkungen auf den Umwelteffekt hat. Beim Indikator Stickstoffbilanz kann auf die methodische Vorgehensweise von Schleef (1999) teilweise zurückgegriffen werden. In dieser Arbeit wird jedoch eine weiterentwickelte Berechnungsmethode der Koeffizienten der Stickstoffbilanz verwendet.

**Tabelle 3.3:** Auswahl möglicher Indikatoren, die mit Testbetriebsdaten berechenbar sind

| **Agrarumweltbereich nach OECD (2003)** | **Auswahl zugehöriger Indikatoren** (Schwerpunkt dieser Auswahl liegt auf Indikatoren, die auf Betriebsebene berechnet werden können ) | **Im Testbetriebsnetz enthalten** | | **In dieser Arbeit** |
|---|---|---|---|---|
| | | Direkt | Berechnet [1)] | |
| Wirtschaftliche und soziale Kontextindikatoren | Alter und Ausbildung der Betriebsleiter | x | | |
| Finanzielle Ressourcen | Betriebseinkommen | x | | x |
| Betriebliches Management | Betriebe mit verschiedenen Umweltmanagementplänen | | | |
| | Ökologischer Landbau | | | |
| | Bodendeckung/Schwarzbrache (Anzahl der Tage) | | (x) | |
| Düngung | Stickstoffbilanz | | x | x |
| | Nährstoffeffizienz | | x | (x) |
| | P-Saldo | | x | x |
| | K-Saldo | | | |
| | Boden-pH-Klasse | | | |
| | $NH_3$-Emissionen | | x | x |
| Pflanzenschutz - Verbrauch und Risiko | Pflanzenschutzintensität | | (x) | |
| | Risikominderung | | | |
| | Aufwendungsmenge | | | |
| Wasserverbrauch | Intensität/Effizienz | | (x) | |
| Bodenqualität und Bodenschutz | Erosionsrisiko (Wasser, Luft) | | | |
| | Verdichtungsgefährdung | | | |
| | Humussaldo | | x | x |
| Treibhausgase | Treibhausgasemissionen | | x | |
| Biodiversität | Anteil ökologisch und landeskulturell bedeutsamer Fläche | | | |
| | Landschaftspflegeleistungen | | | |
| | Vielfalt wildlebender Arten | | | |
| Landschaftsbild | Median Feldgröße | | | |
| | Agrobiodiversität | | (x) | (x) |
| Natürliche Habitate | Anteil verschiedener Habitate (z. B. Feuchtgebiete) | | | |
| **Agrarumweltbereiche , die nicht von der OECD aufgeführt werden** | | | | |
| Energiebilanz und Ressourceneinsatz | Energieinput und Energiesaldo | | x | (x) |
| | Energieintensität | | x | (x) |

1) Für die Berechnung der Indikatoren müssen verschiedene Algorithmen angewendet und Annahmen getroffen werden.
(x) Die Berechnung ist nur teilweise bzw. mit Einschränkungen möglich.

Quelle: Eigene Darstellung nach OECD (2003), Schaffner et al. (2009), Zapf et al. (2009), Bergschmidt (2004).

Auf eine Aggregation der einzelnen Indikatoren zu einem einzigen Indexwert wird in dieser Arbeit verzichtet und nicht als sinnvoll erachtet. Einerseits müssten dafür die einzelnen Indikatoren gewichtet werden, wofür es keine allgemein anerkannte Vorgehensweise gibt. Andererseits kann ein einziger Indikatorwert leicht als eine Bewertung der ökologischen und ökonomischen Gesamtsituation der Betriebe interpretiert werden. Die vorliegende Arbeit erhebt nicht den Anspruch einer ganzheitlichen Analyse im Hinblick auf eine nachhaltige Entwicklung. Ergebnisse und Schlussfolgerungen können nur für die implementierten Indikatoren abgeleitet werden. Ziel die-

ser Arbeit ist es, zunächst geeignete Algorithmen für die Berechnung der Einzelindikatoren zu entwickeln.

Bei der Modellierung komplexer Systeme kann die Realität nur vereinfacht abgebildet werden. Um dennoch ein möglichst realistisches Anpassungsverhalten der Betriebe in den verschiedenen Szenarienberechnungen zu ermöglichen, müssen die relevanten Wirkungsketten der berücksichtigten Aktivitäten abgebildet werden. Von der Vielzahl der relevanten Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Inputs, natürlichen Standortverhältnissen und Outputs wird in dieser Arbeit ein Ansatz für die Differenzierung von Verfahrensalternativen und die Berücksichtigung von Ertragsfunktionen einbezogen. Die meisten der dargestellten Modellansätze definieren Verfahrensalternativen nach Kriterien der Produktion (z. B. Ertragshöhe). In dieser Arbeit soll ein Ansatz entwickelt werden, bei dem die empirisch beobachtete Streuung der Produktionsverfahren im Hinblick auf deren Umweltwirkung für die Definition von Verfahrensalternativen herangezogen werden kann.

Eine Kopplung mit einem biophysikalischen Modell ist im Rahmen dieser Arbeit nicht vorgesehen. Dafür müsste eine Vielzahl von normativen Annahmen getroffen werden, weil ein exakter Raumbezug nicht möglich ist und für einen Großteil der notwendigen Parameter keine Buchführungsdaten vorhanden sind. Für die Modellierung weitreichender Szenarien und neuen Technologien würde eine derartige Kopplung jedoch zusätzliche Ergebnisse liefern.

# 4 Entwicklung von Verfahren zur Berechnung ökologischer und ökonomischer Indikatoren auf Basis von Testbetriebsdaten

Bei der Berechnung von ökologischen Indikatoren stellen sich in der vorliegenden Arbeit zwei wesentliche Herausforderungen:

1. Das Testbetriebsnetz wurde für die Analyse der ökonomischen Situation landwirtschaftlicher Betriebe entwickelt und beinhaltet nur wenige Informationen im Hinblick auf die Umweltwirkung der Betriebe. Um dennoch Umweltindikatoren berechnen zu können, müssen verschiedene Algorithmen entwickelt werden. Viele Umweltindikatoren sind von den natürlichen Gegebenheiten abhängig. Da ein direkter Flächenbezug mit den Testbetriebsdaten nicht möglich ist, muss ein indirekter Flächenbezug über regionale oder betriebsformtypische Durchschnittswerte hergestellt werden. Solch ein Vorgehen ist aufgrund fehlender Datentiefe in der Regel bei Ansätzen notwendig, die eine Vielzahl an Regionen oder Betrieben einbeziehen (vgl. Zander, 2003).
2. Da die Indikatoren für Ex-ante-Analysen verwendet werden sollen, müssen sie in die Zukunft projiziert und deshalb von den Modellvariablen abhängig sein (Paracchini et al., 2010). Dies ist notwendig, um Auswirkungen von veränderten Marktverhältnissen oder Politikmaßnahmen analysieren zu können.

Die verwendete Vorgehensweise und die zugrunde gelegten Annahmen haben einen maßgeblichen Einfluss auf die Aussagefähigkeit der Ergebnisse. Ziel des folgenden Kapitels ist es, die Berechnungsalgorithmen der Indikatoren auf Basis von Testbetriebsdaten darzustellen. Für jeden Indikator wird die politische oder naturwissenschaftliche Relevanz und Aussagekraft sowie die in dieser Arbeit verwendete Berechnungsweise dargestellt. Dabei konzentrieren sich die Ausführungen im folgenden Kapitel auf die Gesichtspunkte, die bei der Implementierung der Indikatoren in FARMIS zu berücksichtigen sind.

## 4.1 Düngebilanzen

In der vorliegenden Arbeit werden Nährstoffbilanzen für die Hauptnährstoffe Stickstoff und Phosphor berechnet. Zunächst wird die Relevanz und die Berechnungsweise der Indikatoren beschrieben, anschließend wird die Vorgehensweise bei der Generierung der Koeffizienten für die Düngebilanz dargelegt.

### 4.1.1 Stickstoffbilanz

**Relevanz**

Aus pflanzenbaulicher Sicht ist eine bedarfsdeckende Stickstoffversorgung anzustreben, um die Bodenfruchtbarkeit und die Ernährung der Pflanzen zu gewährleisten. Aus ökologischer Sicht sollte eine ausgeglichene Stickstoffbilanz angestrebt werden. Ein hoher Stickstoffüberschuss kann zu Umweltproblemen wie Nitrateintrag in das Grund- und Oberflächenwasser führen, mit der Folge der Eutrophierung von Gewässern, Beitrag zum Treibhauseffekt ($N_2O$), Bodenversauerung und negativen Einflüssen auf die Biodiversität infolge der Veränderung der Habitate (Wegener et al., 2010; Bergschmidt, 2004; BMU, 2010; UBA, 2009).

Der Stickstoffsaldo ist einer der wichtigsten Agrarumweltindikatoren in Deutschland. Er hat sich als einer der wenigen allgemein anerkannten Schlüsselindikatoren zur Dokumentation, Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit der landwirtschaftlichen Produktion sowie möglicher Umweltbelastungen etabliert (Bach et al., 2005). Der Stickstoffsaldo wird in der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung als einer von zwei Indikatoren für den Sektor Landwirtschaft aufgeführt (Deutsche Bundesregierung, 2012).

**Berechnungsmethoden**

In den letzten Jahren wurden in einer Vielzahl von Studien die methodischen Fragestellungen der N-Bilanz diskutiert und N-Bilanzen auf verschiedenen Ebenen berechnet (Bach et al., 2005; Panten et al., 2009; Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik, 1993; Schmidt et al., 2005; Osterburg et al., 2008; UBA, 2009; BMU et al., 2008; Gamer et al., 2006; Bach et al., 2011). In der Literatur finden sich im Wesentlichen folgende Berechnungsmethoden[13]:

- **Flächenbilanz:** Für die Berechnung des Indikators „Stickstoffüberschuss“ ist die Flächenbilanz ein weit verbreiteter Indikator (Bergschmidt, 2004) und wird in einer Vielzahl von Studien angewendet (OECD et al., 2007; BMU et al., 2008; Henrichsmeyer et al., 1992; Osterburg et al., 2008). Hier werden alle Stickstoffzu- und -abfuhren, die auf die landwirtschaftliche Nutzfläche gelangen und abgefahren werden, bilanziert.
- **Hoftorbilanz:** Hier werden alle Stickstoffzu- und -abfuhren des gesamten Betriebes bilanziert. Die Stoffströme innerhalb des Betriebes werden nicht berücksichtigt. Dieses Prinzip wird für die N-Sektorbilanz verwendet, da hier alle Zu- und Abflüsse, die den Sektor erreichen und verlassen, bilanziert werden. (vgl. Schmidt et al., 2009).
- **Stallbilanz:** Hier werden alle Stickstoffströme, die über Futter, Stroh etc. in den Stall gelangen sowie die Stickstoffmenge, die den Stall als tierische Marktprodukte oder als sonstige Abgänge verlässt, bilanziert (VDLUFA, 2007).

[13] Ein ausführlicher Vergleich und eine Bewertung der verschiedenen Methoden wird z. B. von Bach et al. (2005) vorgenommen.

In Tabelle 4.1 sind die einzelnen Bilanzglieder der verschiedenen Bilanzierungsmethoden dargestellt. Die Hoftor- und Flächenbilanz können zu unterschiedlichen Ergebnissen führen. In diesem Fall ist die Stallbilanz nicht ausgeglichen. Nach Bach et al. (2011) gilt:

$$Hoftorbilanz = Flächenbilanz + Stallbilanz$$

**Tabelle 4.1:** Zufuhr- und Abfuhrgrößen der Hoftor-, Flächen- und Stallbilanz

| | **Zufuhr- und Abfuhrgrößen der Hoftor-, Flächen- und Stallbilanz** | | |
|---|---|---|---|
| | Hoftor-bilanz [1)] | Flächen-bilanz [1)] | Stall-bilanz [1)] |
| Mineraldünger | + | + | |
| Zugekaufte organische Düngemittel | + | + | |
| Wirtschaftsdünger aus Eigenerzeugung | | + | - |
| Atmosphärische Deposition aus außerlandwirtschaftlichen Quellen | + | + | |
| Atmosphärische Deposition aus landwirtschaftlichen Quellen | | + | - |
| Biologische N-Fixierung (Leguminosen) | + | + | |
| Saat und Pflanzgut | + | + | |
| Pflanzliche Futtermittel | + | | + |
| Tierische Futtermittel | + | | + |
| Marktgängige Primärfuttermittel | + | | + |
| Pflanzliche Marktprodukte | - | - | |
| Eigenverbrauchte nicht marktgängige Futtermittel und Nebenerzeugnisse | | - | + |
| Tierische Marktprodukte | - | | - |
| Sonstige Marktprodukte, sonstige Tierprodukte | - | | - |
| **Bilanz** | Σ | Σ | Σ |

1) "+": Zufuhr, Bilanzgröße wird addiert; "-": Abfuhr, Bilanzgröße wird subtrahiert.

Quelle: Verändert nach Bach et al. (2011).

### Grundsätzliche Vorgehensweise der Berechnung in FARMIS

Laut VDLUFA (2007) ist die Hoftorbilanz besser als die Flächenbilanz für die agrarpolitische und administrative Verwendung geeignet. Bei dieser Methode ist eine genauere Nachprüfbarkeit anhand der tatsächlichen Zu- und Abgänge des Betriebs gewährleistet (VDLUFA, 2007). In dieser Arbeit wird jedoch die Flächenbilanz aus folgenden Gründen verwendet:

- Sowohl für die Hoftor- als auch für die Flächenbilanz sind in den Buchführungsdaten nicht alle Informationen direkt enthalten. So liegen in den TBN-Daten nur monetäre Informationen bzgl. des Mineraldünger und Kraftfutterzukaufs vor. Um die Hoftorbilanz mit TBN-Daten zu berechnen müsste der Umfang der verschiedenen zugekauften Futtermittel und des Mineraldüngereinsatzes sowie teilweise das Gewicht der verkauften Tiere geschätzt werden. Für die Berechnung der Flächenbilanz muss der Wirtschaftsdünger- und der Mineraldüngereinsatz abgeleitet werden. Die Futterration in FARMIS wird ausgehend vom Bedarf der Tiere, dem angebauten Grundfutter und regionalen Standardrationen geschätzt. Zudem sind die eingesetzten Futtermittel sehr heterogen. Es ist also schwierig, begründete Annahmen über Art

und Umfang der eingesetzten Futtermittel zu treffen. Für den Wirtschaftsdüngeranfall können hingegen begründete Standardwerte für die Nährstoffausscheidungen je Tier herangezogen werden.

- Im Regionalmodell RAUMIS wird die Flächenbilanz ausgewiesen (Schleef et al., 1996: 115). Im Rahmen des Thünen-Modellverbunds wird FARMIS zusammen mit RAUMIS angewendet. Um konsistente und vergleichbare Ergebnisse auf Regions- und Betriebsebene zu erhalten, wird in FARMIS die Flächenbilanz angewendet.
- Die OECD schlägt vor, die Flächenbilanz zu verwenden (OECD et al., 2007: 6). In der derzeit aktuellen Düngeverordnung wird ebenfalls die Flächenbilanz verwendet (BMELV, 2007).

Die relativen Auswirkungen verschiedener Politikmaßnahmen auf Basis der Flächenbilanz sind weitestgehend auf die Hoftorbilanz übertragbar.

**Elemente der Brutto- und Netto-Stickstoffbilanz**

In die Brutto-N-Bilanz ($BALANCE_{\text{Brutto},"NITR"}$) fließen folgende Nährstoffströme ein:

- **Gesamter Stickstoff aus Mineraldünger ($\boldsymbol{MIN_{"NITR"}}$):** Die Buchführungsdaten enthalten nur ein monetäres Konto für die kompletten Düngerausgaben des Betriebes. Um den Stickstoffmineraldüngereinsatz zu berechnen, müssen Zusatzinformationen und auch der Düngeaufwand der anderen Hauptnährstoffe berechnet werden. Die verwendete Vorgehensweise ist in Kapitel 4.1.3 beschrieben.
- **Gesamter Stickstoffanfall aus der Tierhaltung ($\boldsymbol{WD_{"NITR"}}$):** Die Nährstoffausscheidungen der einzelnen Verfahren basieren auf den Angaben der DLG (2005) und der Muster-Verwaltungsvorschrift (Bundesrat, 1996). Einfache Zuweisungen von Nährstoffkoeffizienten pro Tierplatz sind in FARMIS nicht möglich, da die Produktionsverfahren teilweise anders abgegrenzt sind als in DLG (2005). Außerdem hängen die Nährstoffausscheidungen der Tierhaltung in hohem Maße von der Fütterung und dem Leistungsniveau der Tiere ab (DLG, 2005). Aus diesem Grund werden die aktivitätsbezogenen Nährstoffausscheidungen zunächst in Nährstoffausscheidungen pro 1.000 kg Lebendmasse umgerechnet. In einem weiteren Schritt können daraus mithilfe der Lebendgewichte die Nährstoffausscheidungen der FARMIS-Verfahren ermittelt werden. Diese Vorgehensweise ermöglicht es, unterschiedliche Mastleistungen zu berücksichtigen. Die durchschnittlichen Nährstoffausscheidungen der einzelnen Tierverfahren sind in Tabelle 4.2 dargestellt.
- **Stickstoffanfall aus Gärresten ($\boldsymbol{GR_{"NITR"}}$):** Bei der Erzeugung von Biogas fallen Gärreste an, die als Wirtschaftsdünger auf die Felder ausgebracht werden. Gärreste auf Basis von Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung sind bereits im Stickstoffanfall der Tierhaltung berücksichtigt. Als Energiepflanze kommt vor allem Energiemais zum Einsatz.[14] In dem berücksichtigten Basis-

[14] Teilweise werden Reststoffe aus der Lebensmittelindustrie als Gärsubstrat verwendet. Die darin enthaltenen Nährstoffe kommen als Gärrest auf die landwirtschaftlichen Flächen. Sie machen an der Gesamtmenge aber nur einen unwesentlichen Anteil aus.

jahrzeitraum liegt der Umfang der Energiemaiserzeugung bei ca. 200.000 ha. Allerdings ist ein starker Anstieg der Anbaufläche in den Folgejahren zu verzeichnen. So wurden im Jahr 2010 zwischen 600.000 und 800.000 ha Energiemais angebaut. Im Modell wird davon ausgegangen, dass der Gärrest auf den Flächen der Mais anbauenden Betriebe ausgebracht wird.[15] Die Kosten, die bei der Ausbringung des Gärrestes entstehen, werden dem Verfahren Energiemais zugeschlagen.

**Tabelle 4.2:** Gesamte Nährstoffausscheidungen der Tierhaltungsverfahren in FARMIS

| | Stickstoff | $P_2O_5$ | $K_2O$ | Quelle der in FARMIS verwendeten Werte: |
|---|---|---|---|---|
| Milchkühe | 119,4 | 42,0 | 146,9 | Schleef et al., (1996) |
| (abhängig von Milchleistung) | 60,5 + 8,4*Mi [2)] | 14 + 4*Mi [2)] | 114 + 4,7*Mi [2)] | |
| Schlachtkühe | 59,0 | 20,6 | 50,6 | DLG (2005) |
| Mutterkühe mit Kalb 1 Jahr alt | 111,9 | 33,8 | 150,4 | DLG (2005) [1)] |
| Kälbermast bis 6 Monate | 15,7 | 6,4 | 15,5 | DLG (2005), BMELV (2007) |
| Bullenmast 0 > 2 Jahre | 40,2 | 15,4 | 36,6 | DLG (2005), BMELV (2007) |
| Jungrinderaufzucht (bis 1 Jahr) | 35,5 | 13,3 | 33,3 | DLG (2005) [1)] |
| Zuchtfärse ab 1 Jahr | 57,8 | 19,0 | 80,1 | DLG (2005) [1)] |
| Mastfärse ab 1 Jahr | 59,6 | 19,6 | 82,6 | DLG (2005) [1)] |
| Zuchtfärse (Mutterkühe) | 67,3 | 21,0 | 93,9 | DLG (2005) [1)] |
| Mastfärse (aus Mutterkuhhaltung) | 74,0 | 23,1 | 103,4 | DLG (2005) [1)] |
| Mastbulle älter als 1 Jahr (v. Mutterkühen) | 59,0 | 20,6 | 50,6 | DLG (2005) [1)] |
| Schweinemast | 12,4 | 5,4 | 5,9 | DLG (2005), BMELV (2007) |
| Zuchtsauen mit Ferkelaufzucht | 35,5 | 14,3 | 16,1 | DLG (2005), BMELV (2007) |
| | 25,5 + 0,52*Fe [3)] | 12,3 + 0,1*Fe [3)] | 11,1 + 0,26*Fe [3)] | DLG (2005), BMELV (2007) |
| Schaf- und Ziegenmast | 18,6 | 6,0 | 22,3 | DLG (2005), BMELV (2007) |
| Legehennen | 0,77 | 0,41 | 0,36 | DLG (2005), BMELV (2007) |
| Hähnchenmast | 0,36 | 0,19 | 0,21 | DLG (2005), BMELV (2007) |
| Sonstiges Geflügel | 2,18 | 0,55 | 0,91 | DLG (2005), BMELV (2007) |
| Sonstige Tiere (Pferde) | 43,0 | 19,9 | 59,0 | DLG (2005), BMELV (2007) |

1) Koeffizienten angepasst an die Tierkategorien in FARMIS.
2) Mi = Milchleistung in Tonnen.
3) Fe = Anzahl der Ferkel je Sau, die vom jeweiligen Betrieb selbst aufgezogen werden.

Quelle: Eigene Darstellung nach DLG (2005), BMELV (2007).

- **Stickstoffeintrag durch das Saatgut ($SAAT_{"NITR"}$):** Nährstoffe, die durch das Saatgut auf die Fläche gelangen (Tabelle 4.3).
- **Symbiotische Stickstoffbindung durch Leguminosen ($LEG_{"NITR"}$):** Die Bindung von Luftstickstoff ($N_2$) durch Leguminosen wird für Hülsenfrüchte und den legumen Anteil von Ackerfutter und Grünland, basierend auf LFL (2011a) berücksichtigt.
- **Atmosphärischer und asymbiotischer Stickstoffeintrag ($ATMOS_{"NITR"}$):** Durch die gasförmigen N-Verluste aus der industriellen Produktion, der Landwirtschaft und dem Verkehr kommt

[15] In einigen Betrieben und Regionen wird sicherlich auch ein Teil des Gärrestes an Betriebe gegeben, die keinen Energiemais anbauen. Hierzu sind aber bislang keine Informationen verfügbar.

es in Deutschland zu Einträgen an Stickstoff. Die Höhe des N-Eintrags durch die Atmosphäre ist in den Regionen verschieden. Sie liegt laut Modellberechnungen von Gauger (2002) zwischen 10 und 52 kg N/ha. Einer regional differenzierten Zuordnung der Depositionsraten steht im hier verwendeten Modellansatz entgegen, dass 1. eine Differenzierung auf Wirtschaftsgebietsebene Kompromisse bezüglich der Genauigkeit mit sich bringen würde, 2. der Fokus eines betrieblichen Ansatzes nicht auf dem Vergleich von Regionen, sondern auf verschiedenen Betriebsformen liegt (Gamer et al., 2006) und 3. die Depositionsraten in der Praxis meist nicht berücksichtigt werden. In den meisten Studien kommen deshalb Standardwerte für ganz Deutschland zum Einsatz (Gamer et al., 2006; BMU et al., 2008). In der vorliegenden Arbeit wird analog zu anderen N-Bilanzen (z. B. Nitratbericht) für den gesamten Sektor eine Deposition von 23 kg N/ha (BMU et al., 2008; Gauger, 2002; Panten et al., 2009) und eine asymbiotische N-Fixierung von 1,4 kg N/ha (Schleef, 1999) angenommen.

- **Stickstoffabfuhr ($ENTZUG_{"NITR"}$):** Sie beinhaltet den gesamten Stickstoff, der durch die Ernteprodukte vom Feld abgefahren wird. Dafür müssen zunächst die Erträge der einzelnen Produktionsverfahren bestimmt werden. Bei Marktfrüchten kann die Höhe des Ertrags aus den Buchführungsdaten entnommen werden. Für die Berechnung der Grundfuttererträge sind im Testbetriebsnetz keine Daten enthalten. Die betriebsindividuellen Erträge werden, ausgehend von den regionalen Grünlanderträgen, abgeleitet. Dabei werden Informationen bezüglich des Futterbedarfs je Tier, der Nährstoffversorgung, der Preise und Erträge berücksichtigt.[16] Eine detaillierte Beschreibung der Vorgehensweise findet sich bei Jacobs (1998). Um den Nährstoffentzug pro Hektar zu berechnen, werden die Erträge mit dem Nährstoffgehalt der Ernteprodukte multipliziert. Für ökologisch wirtschaftende Betriebe wird dabei von einem geringeren Proteingehalt bei den Ernteprodukten ausgegangen. Die verwendeten Koeffizienten basieren auf BMELV (2007), Fritsch (2007), LfL (2007), KTBL (2008) und Schleef et al. (1996) (Tabelle 4.3). In FARMIS wird davon ausgegangen, dass die Nebenprodukte (Stroh, Rübenblatt) auf der Fläche verbleiben bzw. über den Mist wieder zurück auf die Fläche gelangen. Sie fließen nur dann in die Bilanz ein, wenn der Betrieb Stroh zu- oder verkauft.

[16] Die methodische Vorgehensweise ist vergleichbar mit dem Düngemodul, das in Kapitel 4.1.3 detaillierter beschrieben wird.

**Tabelle 4.3:** Nährstoffentzug der pflanzlichen Produktionsverfahren

| | Stickstoff (N) | | | $P_2O_5$ | | $K_2O$ | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | kg/ha | kg/t | *Öko in % zu Konv.* | kg/ha | kg/t | kg/ha | kg/t |
| Winterweizen | | 20 | *80* | | 8 | | 6 |
| Hartweizen | | 20 | *80* | | 8 | | 6 |
| Sommerweizen | | 20 | *86* | | 8 | | 6 |
| Roggen | | 15,8 | *82* | | 8 | | 6 |
| Wintergerste | | 17,2 | *78* | | 8 | | 6 |
| Sommergerste | | 14,5 | *92* | | 8 | | 6 |
| Hafer | | 15,1 | *96* | | 8 | | 8 |
| Sonstiges Getreide | | 15,1 | *82* | | 8 | | 6 |
| Körnermais | | 14,5 | *88* | | 8 | | 5 |
| Körnerleguminosen | | 40 | *100* | | 11,5 | | 14 |
| Kartoffel | | 3,5 | *89* | | 1,4 | | 6 |
| Zuckerrüben | | 1,8 | *89* | | 1 | | 2,5 |
| Raps | | 33,5 | *84* | | 18 | | 10 |
| Sonnenblumen | | 29,1 | *82* | | 16 | | 24 |
| Sonstige Ölfrüchte | | 33 | *84* | | 18 | | 10 |
| Gemüse | 130 | | *100* | 40 | | 150 | |
| Obst | 44 | | *100* | 10 | | 60 | |
| Weinberge | 25 | | *100* | 10 | | 40 | |
| Wiesen | | 5,5 | *100* | | 1,8 | | 6,5 |
| Ackerfutter | | 5,5 | *100* | | 1,8 | | 6,5 |
| Futtermais | | 4,05 | *84* | | 1,6 | | 4,8 |
| Futterrüben | | 1,4 | *84* | | 0,8 | | 4,5 |
| Sonstige Früchte | 130 | | *100* | 40 | | 150 | |
| Energiemais | | 4,05 | *84* | | 1,6 | | 4,8 |
| Triticale | | 15 | *82* | | 8 | | 6 |

Quelle: BMELV (2007), LfL (2011a), KTBL (2008), Schleef et al. (1996), Fritsch (2007).

- **Stickstoffbilanz ($SAAT_{"NETTO","NITR"}$):** Der Brutto N-Bilanzüberschuss gibt Auskunft über die gesamten Stickstoffabflüsse in die Luft, den Boden und das Grundwasser (Formel 4-1). Bei der Netto N-Bilanz ($BALANCE_{\text{Netto},"NITR"}$) werden die $NH_3$-Verluste von der Bruttobilanz subtrahiert (Formel 4-2). Sie gibt Auskunft über die Belastung des Bodens und des Grundwassers (OECD et al., 2007). Im Ergebnisteil dieser Arbeit wird die Netto-N-Bilanz ausgewiesen, da die Ammoniakemissionen als gesonderter Indikator berechnet werden (Kapitel 4.2).

$$\text{BALANCE}_{"Brutto","NITR"} = MIN_{"NITR"} + WD_{"NITR} + GR_{"NITR"} + Saat_{"NITR"} + LEG_{"NITR"} + ATMOS_{"NITR"} - ENTZUG_{"NITR"} \quad \textbf{(4-1)}$$

$$BALANCE_{"Netto",NITR"} = BALANCE_{"Brutto","NITR"} - NH3_{"NITR"} \quad \textbf{(4-2)}$$

**Einschränkungen der verwendeten Berechnungsweise**

Der Import von Wirtschaftsdünger von anderen Betrieben und aus dem Ausland (z. B. Niederlande), Klärschlammverwertung sowie Kompostverwertung werden in dieser Arbeit aufgrund fehlender Daten nicht berücksichtigt (Kapitel 4.1.3). Der Import aus dem Ausland spielt hinsichtlich des Nährstoffeintrags für den gesamten Sektor eine untergeordnete Rolle (kleiner als 1 kg/ha) (Schmidt et al., 2007; NIR, 2010). Für einige Betriebe, insbesondere im grenznahen Bereich (z. B. zu den Niederlanden), kann der Nährstoffimport aus dem Ausland eine wichtige Rolle bei der Pflanzendüngung einnehmen. Aufgrund derzeit nicht verfügbarer Daten kann der Nährstoffimport aus dem Ausland in dieser Arbeit nicht berücksichtigt werden.

### 4.1.2 Phosphatbilanz

Phosphat ($P_2O_5$) zählt neben Stickstoff und Kalium zu den Hauptnährstoffen der Feldfrüchte. Ein hoher Überschuss an Phosphat kann zu einem Nährstoffaustrag durch Bodenerosion und Auswaschung und damit zur Eutrophierung von Gewässern beitragen (Breitschuh et al., 2008; Haas et al., 2010). Im Gegensatz zu Stickstoff besteht bei Phosphat eine weitaus geringere Auswaschungsgefahr (LfL, 2007). Die Relevanz des Indikators zeigt sich darin, dass alle landwirtschaftlichen Schläge größer als ein Hektar laut Düngeverordnung alle sechs Jahre auf ihren Phosphatgehalt untersucht werden müssen und der Phosphatüberschuss 20 kg/ha nicht überschreiten darf (BMELV, 2007). Daneben gilt Phosphat als endliche Ressource, weshalb ein möglichst geringer Verbrauch anzustreben ist (Auerswald et al., 2001; Beerbaum 2008). Bei der Phosphatdüngung sind die Bodengehaltsklassen zu berücksichtigen. Informationen über Bodenuntersuchungen sind in den Buchführungsdaten nicht vorhanden. Der Düngebedarf orientiert sich in dieser Arbeit am Entzug ($ENTZUG_{"Phos"}$) und den sektoralen Verkaufsmengen (vgl. Kapitel 4.1.3).

Der Phosphatsaldo wird analog zum Stickstoffsaldo berechnet. Allerdings müssen weniger In- bzw. Outputs berücksichtigt werden, und es kann auf eine Unterscheidung in Brutto- und Nettobilanz verzichtet werden (vgl. OECD et al., 2007).

Bei der Berechnung des Phosphatsaldos werden folgende Nährstoffquellen berücksichtigt:

| | |
|---|---|
| $MIN_{"PHOS"}$ | Mineralischer Dünger |
| $WD_{"PHOS"}$ | Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung |
| $GR_{"PHOS"}$ | Gärreste aus der Biogasproduktion |
| $SAAT_{"PHOS"}$ | Eintrag durch das Saatgut |

Die Phosphatbilanz ergibt sich aus der Summe der Nährstoffeinträge abzüglich der Entzüge durch das Ernteprodukt:

$$BALANCE_{"PHOS"} = MIN_{"PHOS"} + WD_{"PHOS"} + GR_{"PHOS"} + SAAT_{"PHOS"} - ENTZUG_{"PHOS"} \quad \textbf{(4-3)}$$

### 4.1.3 Ermittlung der Koeffizienten für die Düngebilanzen

Als Information der eingesetzten Düngemittel existiert in den Buchführungsdaten nur eine Variable für den kompletten monetären Mineraldüngeraufwand des Betriebes.[17] Angaben bezüglich der Düngerart oder der zugekauften Menge sind nicht verfügbar. Der Datensatz enthält jedoch Informationen über die Erträge und den Umfang der angebauten Feldfrüchte sowie der gehaltenen Tiere. Um aussagekräftige Ergebnisse zu erhalten, muss ein Verfahren verwendet werden, mit dem die Koeffizienten für den physischen Düngemitteleinsatz (Mineraldünger) möglichst realitätsnah ermittelt werden können (Schleef, 1999). Im Folgenden wird das in der vorliegenden Arbeit verwendete Schätzmodell vorgestellt.[18]

**Aufbau des Cross-Entropie-Modells in FARMIS**

Hauptziel ist es, den Mineraldüngereinsatz zu berechnen. Dafür müssen die Koeffizienten für den physischen Düngebedarf ($fertneed$), den Preis für die verschiedenen Nährstoffe ($fertprice$), den Umfang des zugekauften Mineraldüngers ($fertpurc$) und die Mineraldüngeräquivalente von Wirtschaftsdünger, Gärresten sowie Leguminosen ermittelt werden, da sich deren Ausprägung gegenseitig bedingt.[19]

Die nicht bekannten Koeffizienten werden Mithilfe der Cross-Entropie-Methode berechnet (Golan et al., 1996). Diese Methode ermöglicht es, ein schlecht konditioniertes mathematisches Problem zu lösen. Dies ist bei der Berechnung der Koeffizienten für die Düngung der Fall, da es mehr Gleichungen gibt als bekannte Parameter. Für die Berechnung der gesuchten Parameter werden Standardwerte einbezogen, die innerhalb eines definierten Schwankungsbereichs mithilfe der betriebsindividuellen Informationen aus den Buchführungsdaten angepasst werden. Um den Mineraldüngeraufwand der einzelnen Betriebe zu erhalten, fließen folgende Standardwerte aus KTBL (2008), LfL (2007) und dem Statistischen Jahrbuch (BMELV, versch. Jgg.) ein, die als Support-point bezeichnet werden:

- Mineraldüngeräquivalente für Wirtschaftsdünger und Gärreste ($SME_{dk}, SEM_{dk}$)
- Mineraldüngeräquivalente des durch Leguminosen gebundenen Stickstoffs ($SLE_{\mathrm{LEGN},k}$)
- Nährstoffbedarf der Pflanzen ($SFN_{dk}$)
- Düngemittelpreise ($SPR_{dk}$)

---

[17] Spätestens ab dem Jahr 2017 sollen die physischen Nährstoffmengen an N-, P- und K-Dünger im Rahmen des Europäischen Testbetriebsnetzes erfasst werden.

[18] Die Verbesserungen und Erweiterungen der vorliegenden Arbeit basieren auf dem bereits implementierten Schätzmodell (vgl. Offermann et al., 2005).

[19] Berücksichtigt sind die drei Hauptnährstoffe Stickstoff (N), Phosphat ($P_2O_5$) und Kalium ($K_2O$) sowie Kalk (CaO). Andere Nährstoffe und Spurenelemente werden bei der Generierung der Koeffizienten nicht berücksichtigt, da die Ausgaben für diese nur einen unwesentlichen und unsicheren Anteil ausmachen.

Um den Lösungsraum für die zu berechnenden Variablen einzugrenzen, werden für jeden Support-point und jeden Hauptnährstoff ($d$) drei Varianten (k1, k2, k3) definiert. Support-point k2 ist dabei jeweils der aus der Literatur ermittelte Standardwert. Eine positive als auch eine negative Abweichung um den Standardwert wird durch die Support-points k1 und k3 ermöglicht. Allen Support-points wird eine A-priori-Wahrscheinlichkeit zugeordnet. Der Standardwert (Support-point k2) erhält jeweils die höchste A-priori-Wahrscheinlichkeit, um ihm ein höheres Gewicht zu geben. Da die verwendeten Standardwerte einen maßgeblichen Einfluss auf die Schätzergebnisse haben, wird deren Berechnungsweise im Folgenden dargestellt[20]:

**Nährstoffbedarf der Pflanzen ($SFN_{dk}$):** Der voreingestellte Bedarf der Pflanzen orientiert sich am Ertragsniveau und den Nährstoffen, die durch den Entzug vom Feld abgefahren werden (Tabelle 4.3). Der Nährstoffbedarf der Pflanzen basiert auf einer Düngeempfehlung, die sich aus einem ertragsunabhängigen und einem ertragsabhängigem Teil zusammensetzt (KTBL, 2008; LfL 2011a; Schleef et al., 1996). Da die Eiweißgehalte der Ernteprodukte im ökologischen Landbau tendenziell niedriger sind (KTBL, 2008), ist auch die Düngeempfehlung für Stickstoff niedriger als bei konventionellen Betrieben (Tabelle 4.3). Bei Stickstoff übersteigt die empfohlene Düngemenge bei den meisten Feldfrüchten den Entzug (Baumgärtel et al., 2002). Ein Teil des auf dem Feld verbleibenden Stickstoffs kann für die Folgefrucht angerechnet werden. Diese Stickstoffrücklieferung wird in Prozent des auf dem Feld verbleibenden Stickstoffs berechnet (Tabelle 4.4; vgl. Schleef et al., 1996). Bei den anderen Nährstoffen entspricht der voreingestellte Bedarf dem Entzug der Ernteprodukte.

Wie oben beschrieben, wird Stroh in der Düngebilanz im Normalfall nicht berücksichtigt. Es wird davon ausgegangen, dass das abgefahrene Stroh mit dem Mist zurück auf die Fläche gelangt und somit bilanzneutral ist. Wird Stroh abgegeben bzw. aufgenommen, vermindert oder erhöht das den Nährstoffbedarf. Die verkaufte Strohmenge wird auf Basis von durchschnittlichen Verkaufspreisen berechnet.[21] In den TBN-Daten existiert jedoch kein monetäres Konto für Strohzukauf. Das Stroh, das zurück in den deutschen Agrarsektor fließt, wird auf Basis des Naturalberichts berechnet. Auf Basis des Naturalberichts wird bei den Betrieben in dieser Arbeit jedoch nahezu kein Strohzukauf beobachtet. Der Strohverkauf hat zwar für einige Betriebe signifikante Auswirkungen auf die Nährstoffbilanzen, durchschnittlich reduziert sich die Stickstoffbilanz durch den Verkauf von Stroh bei den Analysen in dieser Arbeit jedoch um weniger als 0,2 kg N/ha.

---

[20] Der Umfang der Düngung mit $P_2O_5$, $K_2O$ und CaO wirkt sich auf die Höhe der Stickstoffdüngung aus, weil in den Buchführungsdaten für alle Nährstoffe nur ein Konto besteht. Aus diesem Grund sind in den folgenden Tabellen die Werte aller Hauptnährstoffe und von Kalk angegeben.

[21] Im Naturalbericht der Buchführungsdaten werden die Strohzu- und -verkäufe der Betriebe ausgewiesen. Beim Vergleich der physischen Mengen mit den monetären Erlösen können jedoch aufgrund von unvollständig ausgefüllten Konten große Unterschiede beobachtet werden. Aus diesem Grund wurde die verkaufte Menge auf Basis des monetären Kontos berechnet.

**Tabelle 4.4:** Voreinstellungen für den Düngebedarf der pflanzlichen Produktionsverfahren und Stickstoffbindung durch Leguminosen

| | Stickstoff | | | $P_2O_5$ | | $K_2O$ | | Kalk | N-Bindung d. Leguminosen | | N-Rück-lieferung |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | kg/ ha | kg/t | *Öko in % zu Konv.* | kg/ ha | kg/t | kg/ ha | kg/t | kg/ ha | kg/ ha | kg/t | % zu N-Gehalt der Pflanze |
| Winterweizen | | 25 | *80* | | 8 | | 6 | 140 | | | |
| Hartweizen | | 25 | *80* | | 8 | | 6 | 140 | | | |
| Sommerweizen | | 25 | *86* | | 8 | | 6 | 140 | | | |
| Roggen | 20 | 20 | *82* | | 8 | | 6 | 140 | | | |
| Wintergerste | 20 | 20 | *78* | | 8 | | 6 | 140 | | | |
| Sommergerste | 40 | 10 | *92* | | 8 | | 6 | 140 | | | |
| Hafer | 40 | 10 | *96* | | 8 | | 8 | 140 | | | |
| Sonstiges Getreide | 20 | 20 | *82* | | 8 | | 6 | 140 | | | |
| Körnermais | 40 | 20 | *88* | | 8 | | 5 | 140 | | | 25 |
| Körnerleguminosen | | | *100* | | 11,5 | | 14 | 140 | | 49,7 [1)] | |
| Kartoffeln | 40 | 4 | *89* | | 1,4 | | 6 | 140 | | | 30 |
| Zuckerrüben | 80 | 2 | *89* | | 1 | | 2,5 | 140 | | | 25 |
| Raps | 30 | 60 | *84* | | 18 | | 10 | 140 | | | 30 |
| Sonnenblumen | | 60 | *82* | | 18 | | 10 | 140 | | | 30 |
| Sonstige Ölfrüchte | | 43,9 | *84* | | 18 | | 10 | 140 | | | 30 |
| Gemüse | 250 | | *100* | 75 | | 325 | | 140 | | | |
| Obst | 85 | | *100* | 15 | | 100 | | 140 | | | |
| Weinberge | 130 | | *100* | 50 | | 70 | | 140 | | | |
| Wiesen | -30 | 6 | *100* | | 2,05 | | 6,5 | 140 | 3,5 [2)] | | |
| Ackerfutter | | 6 | *100* | | 2 | | 6,5 | 140 | 104,5 [3)] | | |
| Futtermais | | 4,5 | *84* | | 1,6 | | 4,8 | 140 | | | |
| Futterrüben | | 2,5 | *84* | | 0,8 | | 4,5 | 140 | | | |
| Sonstige Früchte | 145 | | *100* | 43 | | 143 | | 140 | | | |
| Zwischenfrüchte | | | *100* | | | | | | 60 | | |
| Energiemais | | 4,5 | *84* | | 1,6 | | 4,8 | 140 | | | |
| Triticale | 20 | 20 | *82* | | 8 | | 6 | 140 | | | |

1) Stickstoffbindung in kg/t Ertrag.
2) Stickstoffbindung pro Prozent Leguminosenanteil am Aufwuchs auf Basis von Effizient düngen (2013).
3) Abhängig vom Anteil an Leguminosen.

Quelle: Schleef et al. (1996), LfL (2011a), KTBL (2008).

**Mineraldüngeräquivalente für Wirtschaftsdünger ($SME_{dk}$):** Nach LfL (2007) sind bei Rinder- und Schweinegülle ca. 80 bis 100 % des Phosphats und Kaliums dem mineralischen Dünger gleichzusetzen. Bei Stickstoff sind ca. 50 % des Gesamt-N in den ersten fünf Jahren anrechenbar (LfL, 2007). Für die Voreinstellung des Mineraldüngeräquivalents werden die Mindestwerte für die pflanzliche Verfügbarkeit nach LfL (2011a), differenziert nach Tierart, verwendet. Für den ökologischen Landbau wird, je nach Art des Wirtschaftsdüngers, ein Mineraldüngeräquivalent zwischen 60 und 80 % unterstellt (Tabelle 4.5). Bei den Ökobetrieben wird also davon ausgegangen, dass der gesamte Stickstoff (abzüglich der Ammoniakverluste) genutzt wird. Bei Phosphor und Kalium wird eine Verfügbarkeit von 80 % als Standardwert angenommen (LfL, 2007) (Tabelle 4.5).

**Tabelle 4.5:** Voreinstellung der relativen Ausnutzung der gesamten Nährstoffausscheidungen aus der Tierhaltung

| | Stickstoff | Stickstoff Ökobetriebe | $P_2O_5$ | $K_2O$ |
|---|---|---|---|---|
| | in % der Gesamtausscheidungen | | | |
| Rindergülle | 48 | 80 | 80 | 80 |
| Schweinegülle | 53 | 70 | 80 | 80 |
| Geflügelmist | 45 | 60 | 80 | 80 |
| Gärreste | 60 | 85 | 80 | 80 |

Quelle: LfL (2011a), BMELV (2007).

**Einsatz von Gärrestsubstrat aus Biogasanlagen ($SEM_{dk}$):** Im Vergleich zu den anderen Wirtschaftsdüngerarten existieren noch relativ wenige Informationen über die Düngewirkung von Gärresten, da Langzeitversuche bisher noch nicht verfügbar sind (LTZ, 2008). Im Prinzip sind die Nährstoffe bilanzneutral zu sehen. Während des Prozesses treten jedoch gasförmige Verluste auf. Bei Gärresten liegt der Ammoniumanteil zwischen 60 und 80 % tendenziell höher als bei den tierischen Wirtschaftsdüngern und ist deshalb besser pflanzenverfügbar (LfL, 2011a; DLG, 2009) (Tabelle 4.5).

**Mineraldüngeräquivalente des durch Leguminosen gebundenen Stickstoffs und durch Zwischenfrüchte ($SLE_{"NITR",k}$):** Für Grünland, Ackerfutter und Körnerleguminosen wird eine Stickstoffbindung nach LfL (2011a) angenommen (Tabelle 4.4). Dabei wird davon ausgegangen, dass Ökobetriebe höhere Leguminosenanteile, z. B. auf Stilllegungsflächen, haben. Der Anteil an Leguminosen ist bei extensivem Grünland tendenziell höher (LfL, 2011a; Pötsch, 1998). Dies fließt auf Basis einer experimentell ermittelten Funktion nach Pötsch (1998) in die Berechnung ein.

Zwischenfrüchte[22] binden Stickstoff und verhindern dessen Auswaschung. Durch den Zwischenfruchtanbau kann deshalb die N-Düngung bei der Folgefrucht um 20 bis 30 kg N reduziert werden. (Fritsch, 2007; Osterburg et al., 2007).

**Düngemittelpreise ($SPR_{dk}$):** Für die Düngemittelpreise wird der Durchschnittspreis des verwendeten Basisjahrzeitraums, basierend auf der Datenbasis des Statistischen Jahrbuchs, herangezogen (BMELV, versch. Jgg.).

[22] Der Anbauumfang von Zwischenfrüchten wird im verwendeten Basisjahrzeitraum in den Buchführungsdaten stark unterschätzt. Da es sich bei den Zwischenfrüchten nicht um eine Hauptkultur handelt, ist dies auf unvollständige Eintragungen in die Buchführungsdaten zurückzuführen.

**Tabelle 4.6:** Definition der Support-points für die Koeffizienten der Düngebilanzen

| | Support-points 1-3 | | |
|---|---|---|---|
| | **k 1** | **k 2** | **k 3** |
| | (Geringer als Standardwert) % von Support-point 2 | (Standardwerte) basierend auf LFL (2011a), KTBL (2008), BMELV (versch. Jgg.) | (Höher als Standardwert ) % von Support-point 2 |
| **Mineraldüngeäquivalent (SME) Wirtschaftsdünger und Gärresten (SEM)** | | | |
| Stickstoff | 1 (Gärreste: 20) | Gesamte Nährstoffe multipliziert mit den Mineraldüngeäquivalenten (in kg) | Gesamter Stickstoff im Wirtschaftsdünger abzügl. Ammoniakverluste |
| Phosphor, Kalium, Kalk | 40 | Gesamte Nährstoffe multipliziert mit den Mineraldüngeäquivalenten (in kg) | Gesamte Nährstoffe im Wirtschaftsdünger |
| **Mineraldüngeäquivalent (SME) Leguminosen** | | | |
| Stickstoff | 1 | Gebundener Stickstoff multipliziert mit dem Mineraldüngeäquivalent (in kg) | Gesamter gebundener Stickstoff |
| **Nährstoffbedarf der Pflanzen (konventionelle Betriebe ) (SFN)** | | | |
| Stickstoff | 80 | Entzug + Zuschlag (in kg N) | 120 |
| Phosphor | 40 | Entzug (in kg $P_2O_5$) | 160 |
| Kalium | 40 | Entzug (in kg $K_2O$) | 160 |
| Kalk | 20 | Entzug (in kg CaO) | 180 |
| **Nährstoffbedarf (Ökobetriebe) (SFN)** | | | |
| Stickstoff | 50 | Entzug + Zuschlag (in kg N) | 150 |
| Phosphor | 30 | Entzug (in kg $P_2O_5$) | 170 |
| Kalium | 30 | Entzug (in kg $K_2O$) | 170 |
| Kalk | 1 | Entzug (in kg CaO) | 199 |
| **Düngepreis (SPR)** | | | |
| Stickstoff, Phosphor, Kalium | 70 | Nationaler Durchschnitt (in €/t) | 130 |
| Kalk | 40 | Nationaler Durchschnitt (in €/t) | 160 |

Quelle: Eigene Darstellung.

Für die einbezogenen Support-points wird jeweils eine positive und negative Abweichung um den Standardwert zugelassen, um die individuellen Gegebenheiten der einzelnen Betriebsgruppen abzubilden (Tabelle 4.6). Da die Mineraldüngeräquivalente als relativ unsicher gelten, wird eine große Abweichung um den Standardwert zugelassen. Für Stickstoff liegt die minimale Ausnutzung bei lediglich 1 %. Das niedrige Mineraldüngeräquivalent ist notwendig, um auch für tierhaltende Betriebe mit keinem oder sehr geringem Ackerbau eine Modelllösung zu finden. Für einige Betriebe sind die Nährstoffe im Wirtschaftsdünger nicht oder nur in sehr geringem Maße als Dünger nutzbar und der Handel mit Wirtschaftsdüngern ist im Modell nur betriebsgruppenintern abgebildet. Für Veredlungsbetriebe ist die Stickstoffbilanz deshalb nicht als tatsächlicher Überschuss, sondern als Indikator für den Umfang des zu exportierenden Wirtschaftsdüngers zu interpretie-

ren. Für Support-point k3 entspricht das Mineraldüngeräquivalent den gesamten Nährstoffen, die im Wirtschaftsdünger enthalten sind[23] (Tabelle 4.6).

Bei einigen Ökobetrieben übersteigt der auf Basis von Standardwerten hergeleitete Nährstoffentzug die Nährstoffzufuhr. Dies lässt sich auf geringere Nährstoffgehalte in den Ernteprodukten, zu geringe Berücksichtigung von Leguminosen-N oder einem nicht nachhaltigen Nährstoffmanagement der Betriebe zurückführen. Aus diesem Grund liegt bei Ökobetrieben Support-point k1 des Nährstoffbedarfs niedriger als bei konventionellen Betrieben (Tabelle 4.6).

**Tabelle 4.7:** Voreingestellte Wahrscheinlichkeiten der Support-points

| Support-points | A-priori-Wahrscheinlichkeiten der Support-points (k) | | |
|---|---|---|---|
| | **k 1** (geringer als Standardwert) | **k 2** (Standardwert) | **k 3** (höher als Standardwert) |
| Mineraldüngeräquivalent Wirtschaftsdünger (QME), Gärreste (QEM) und Leguminosen (QLE) | 0.15 | 0.70 | 0.15 |
| Nährstoffbedarf der Pflanzen (QFN) | 0.01 | 0.98 | 0.01 |
| Düngerpreis (QPR) | 0.025 | 0.95 | 0.025 |

Quelle: Eigene Darstellung.

Jedem Support-point werden A-priori-Wahrscheinlichkeiten zugeordnet. Der Standardwert (Support-point k2) erhält jeweils die höchste A-priori-Wahrscheinlichkeit (Tabelle 4.7). Um das Schätzergebnis zu verbessern, wird relativ sicheren Standardwerten eine höhere A-priori-Wahrscheinlichkeit zugeordnet als eher unsicheren Informationen (Tabelle 4.7). Nicht nur die Werte der Support-points und deren A-priori-Wahrscheinlichkeit sind entscheidend, sondern auch das Verhältnis zu den anderen Support-points und A-priori-Wahrscheinlichkeiten.

Die Zielfunktion des Schätzmodells soll minimiert werden. Dabei wird versucht, die Abweichungen der A-priori-Wahrscheinlichkeiten ($QME_{dk}, QFN_{dk}, QPR_{dk}, QLE_{\text{"NITR"},k}, QEM_{dk}$) zu den ermittelten Wahrscheinlichkeiten ($pme_{dk}, pfn_{dk}, ppr_{dk}, ple_{\text{"NITR"},k}, pem_{dk}$) zu minimieren (Gleichung 4-4). Der theoretisch kleinste Wert für den Zielfunktionswert ($Z$) ist null. Dieser wird erreicht, wenn die ermittelten Wahrscheinlichkeiten den voreingestellten Wahrscheinlichkeiten genau entsprechen. Dabei müssen folgende Nebenbedingungen eingehalten werden[24]:

[23] Lediglich bei Stickstoff ist langfristig nur mit einer Verwertung von maximal ca. 80 % zu rechnen (LfL, 2011a).

[24] Die dargestellten Formeln gelten jeweils für alle Betriebsgruppen (n). Aus Gründen der leichteren Lesbarkeit wird in der Darstellung auf diesen Index verzichtet, soweit er nicht für das Verständnis der Berechnungsweise erforderlich ist. Da diese Arbeit auch als Dokumentation der Modellerweiterungen dient, orientieren sich die Bezeichnungen in den Formeln am verwendeten Programmcode.

- Das Summenprodukt aus Düngepreisen ($fertprice$) und zugekaufter Düngemenge ($fertpurc$) aller Hauptnährstoffe ($d$) muss den gesamten Kosten für Düngemittel ($FERTCOST$) aus den Buchführungsdaten entsprechen (Gleichung 4-5).
- Der Düngebedarf ($fertneed_d$) muss durch Wirtschaftsdünger aus der Tierproduktion ($fertorg_d$), Gärreste ($fertenma_d$) und mineralischen Dünger ($fertpurc_d$) sowie der N-Fixierung der Leguminosen ($fertleg_{"NITR"}$) gedeckt werden (Gleichung 4-6).
- Die zu berechnenden Variablen ($fetneed_d, fertprice_d, fertorg_d, fertenma_d, fertleg_{"NITR"}$) ergeben sich aus den Support-points und deren ermittelten Wahrscheinlichkeiten (Gleichung 4-7 bis 4-11).
- Die Summe der ermittelten Wahrscheinlichkeiten muss 1 ergeben (Gleichung 4-12 bis 4-16).

Wird mit den beschriebenen Voreinstellungen keine Lösung gefunden, kommt es zu einem zweiten Lösungsversuch. Dies tritt dann auf, wenn in den Buchführungsdaten aufgrund von Datenfehlern kein realistischer Wert (z. B. für Düngemittelausgaben) vorhanden ist. Bei der hier verwendeten Schichtung kann das beschriebene Gleichungssystem für 21 Betriebsgruppen (3,5 %) erst im zweiten Lösungsversuch gelöst werden. Die Düngemittelkosten ($FERTCOST$) werden dann nicht mehr aus den Buchführungsdaten, sondern mittels Standardwerten berechnet. Dabei wird davon ausgegangen, dass der erzielte Ertrag der Betriebsgruppen mittelfristig nur mit einer bedarfsdeckenden Düngung erzielt werden kann.

$$\begin{aligned} \min Z = & \sum_{dk} pfn_{dk} * LN(\frac{pfn_{dk}}{QFN_{dk}}) + \sum_{dk} ppr_{dk} * LN(\frac{ppr_{dk}}{QPR_{dk}}) \\ & + \sum_{k} ple_{"NITR",k} * LN(\frac{ple_{"NITR",k}}{QLE_{"NITR",k}}) + (1-\mu_d) * \sum_{dk} pme_{dk} * LN(\frac{pme_{dk}}{QME_{dk}}) + \mu_d * \sum_{dk} pem_{dk} * LN(\frac{pem_{dk}}{QEM_{dk}}) \end{aligned} \quad \textbf{(4-4)}$$

wobei

$$FERTCOST = \sum_{d} fertprice_d * fertpurc_d \quad \textbf{(4-5)}$$

$$fertneed_d = fertpurc_d + fertorg_d + fertleg_d + fertenma_d \ \forall d \quad \textbf{(4-6)}$$

$$fertorg_d = \sum_{k} SME_{dk} * pme_{dk} \ \forall d \quad \textbf{(4-7)}$$

$$fertenm_d = \sum_{k} SEM_{dk} * pem_{dk} \ \forall d \quad \textbf{(4-8)}$$

$$fertneed_d = \sum_{k} SFN_{dk} * pfn_{dk} \ \forall d \quad \textbf{(4-9)}$$

$$fertprice_d = \sum_{k} SPR_{dk} * ppr_{dk} \ \forall d \quad \textbf{(4-10)}$$

$$fertleg_{"NITR"} = \sum_k SLE_k * ple_{"NITR",k} \quad \textbf{(4-11)}$$

$$\sum_k pme_{dk} = 1 \ \forall d \quad \textbf{(4-12)}$$

$$\sum_k pem_{dk} = 1 \ \forall d \quad \textbf{(4-13)}$$

$$\sum_k pfn_{dk} = 1 \ \forall d \quad \textbf{(4-14)}$$

$$\sum_k ppr_{dk} = 1 \ \forall d \quad \textbf{(4-15)}$$

$$\sum_k ple_{"NITR"k} = 1 \quad \textbf{(4-16)}$$

**Indices**

| | |
|---|---|
| $d$ | Index für die Pflanzennährstoffe (NITR ≙ Stickstoff, PHOS ≙ Phosphat, POTA ≙ Kalium und LIME ≙ Kalk) |
| $k$ | Index der Support-points (k1-k3) |
| $n$ | Index der Betriebsgruppen |

**Parameter**

| | |
|---|---|
| $FERTCOST$ | Gesamte Ausgaben für Düngemittel aus den Buchführungsdaten (in €/Betrieb) |
| $SFN_{dk}, SPR_{dk}, SLE_{"\mathrm{NITR}"k}, SME_{dk}, SEM_{dk}$ | Support-points, des Pflanzenbedarfs, der Düngerpreise, des verfügbaren Stickstoffs aus Leguminosen, der Mineraldüngeräquivalente für Wirtschaftsdünger bzw. Gärreste |
| $QME_{dk}, QFN_{dk}, QPR_{dk}, QLE_{"\mathrm{NITR}"k}, QEM_{dk}$ | A-priori-Wahrscheinlichkeiten der Support-points |
| $\mu_d$ | Gewichtungsfaktor, basierend auf dem Anteil der Nährstoffe in Wirtschaftsdünger und Gärresten aus Biogasanlagen |

**Variablen**

| | |
|---|---|
| $Z$ | Zielfunktionswert |
| $fertpurc_d$ | Zukauf von mineralischen Düngemitteln (in t) |
| $fertneed_d$ | Düngebedarf der Pflanzen (in t) |
| $fertorg_d$ | Nährstoffe aus Wirtschaftsdünger (in t) |

$fertenma_d$ Nährstoffe aus Gärresten auf Basis von Energiemais (in t)

$fertleg_{"NITR"}$ Nährstoffe (Stickstoff) bereitgestellt durch Leguminosen (in t)

$fertprice_d$ Preis der Düngemittel (in €/t)

$pme_{dk}, pfn_{dk}, ppr_{dk}, ple_{"NITR"k}, pem_{dk}$
ermittelte Wahrscheinlichkeiten, bezogen auf die Support-points

**Konsistenzrechnung mit dem sektoralen Düngemittelverbrauch**

Beim Vergleich der berechneten Ergebnisse mit sektoralen Verkaufsmengen (Statistisches Bundesamt, versch. Jgg.) ergibt sich bei den meisten Nährstoffen eine relativ gute Übereinstimmung. Lediglich bei Phosphatdünger kommt es zu einer starken Abweichung. (Tabelle 4.8). Ende der neunziger Jahre konnte bei Phosphat und Kalium eine verbesserte Effizienz der Ausnutzung und entsprechend niedrigere Bilanzüberschüsse festgestellt werden (Schmidt et al., 2009). Um eine weitgehende Konsistenz mit den tatsächlich verkauften Düngermengen herzustellen, stellt Gleichung 4-18 sicher, dass der sektorale Verbrauch an Düngemitteln der Summe des zugekauften Mineraldüngers aller Betriebsgruppen (n) entspricht. Die beobachteten Verkaufsmengen an Mineraldünger können von den tatsächlich applizierten Mengen wegen Vorratsdüngung, Lagerbeständen oder internationalem Handel abweichen. Deshalb wird eine geringe Abweichung ($fertdev_d$) der FARMIS-Werte von den sektoralen Werten zugelassen.[25] Bei den Analysen mit FARMIS wird häufig nicht die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche repräsentiert. So wird ein Teil der Düngemittel in anderen Sektoren verbraucht und das Ertragsniveau der Betriebsgruppen kann vom Durchschnitt abweichen. Um dies zu berücksichtigen wird die gesamte verkaufte Menge in Gleichung 4-17 entsprechend korrigiert.

$$FERTREG_FARMIS_d = FERTREG_d * FRAMDATY_{"UAA"} * YIELDDIF_d * PRIVUSE_d \; \forall d \qquad \textbf{(4-17)}$$

$$FERTREG_FARMIS_d * fertdev_d = \sum_n purcfert_{nd} * AGGRFACT_n \; \forall d \qquad \textbf{(4-18)}$$

$FERTREG_d$ Düngemittelverbrauch in Deutschland (in t)

$FERTREG_FARMIS_d$ Düngemittelverbrauch, der in die FARMIS-Berechnung eingeht

$FRAMEDATY_{"UAA"}$ Faktor für den Anteil der durch FARMIS repräsentierten Flächen

$YIELDDIF_d$ Faktor für die Abweichung des durchschnittlichen Ertragsniveaus in FARMIS vom durchschnittlichen sektoralen Ertragsniveau

$PRIVUSE_d$ Faktor für den Düngemittelverbrauch in anderen Sektoren

$AGGRFACT_n$ Aggregationsfaktor der Betriebsgruppe

$fertdev_d$ Variable für die maximal zulässige Abweichung von der sektoralen Düngermenge

[25] Laut NIR 2010 entspricht die Unsicherheit der ausgebrachten Düngermenge im Vergleich zu den sektoralen Verkaufsmengen etwa 10 %. In dieser Arbeit wurden etwas engere Grenzen verwendet: Stickstoff ±2 %, Phosphor und Kalium ±7,5 %, Kalk ±20 %.

Die Konsistenzrechnung mit dem sektoralen Düngerverbrauch erfolgt in FARMIS zweistufig. Zunächst wird das Gleichungssystem für alle Betriebe nacheinander gelöst (Gleichung 4-18 wird also nicht berücksichtigt). Dies ist notwendig, um Betriebe zu identifizieren, bei denen Standardwerte für die Düngemittelausgaben verwendet werden müssen (siehe oben). Im zweiten Schritt wird zusätzlich der sektorale Düngerverbrauch berücksichtigt (Gleichung 4-18) und das Entropiemodell simultan für alle Betriebe gelöst.[26]

In Tabelle 4.8 sind der mit FARMIS errechnete Mineraldüngereinsatz sowie die relativen Abweichungen zu den sektoralen Verkaufsmengen dargestellt. Durch die Berücksichtigung des sektoralen Düngemittelverkaufs sinken bei Phosphor und Kalium die Abweichungen analog zu den zulässigen Ober- bzw. Untergrenzen. Bei Stickstoff- und Kalkdünger ist sowohl mit als auch ohne Konsistenzrechnung eine sehr geringe Abweichung zu den sektoralen Verkaufsmengen zu beobachten (Tabelle 4.8). Die Phosphatdüngung liegt bei einigen Betriebsgruppen unter dem Entzug. Dies wird bei den Ex-ante-Analysen fortgeschrieben und führt so auch im Zieljahr zu insgesamt niedrigen Phosphatbilanzen.

**Tabelle 4.8:** Mineraldüngereinsatz in FARMIS mit und ohne Berücksichtigung sektoraler Verkaufsmengen (für den Basisjahrzeitraum 2005/06 bis 2007/08)

| | | Stickstoff | Phosphor ($P_2O_5$) | Kalium ($K_2O$) | Kalk |
|---|---|---|---|---|---|
| Sektorale Verkaufsmengen der Düngemittel [1)] | Tsd. t | 1.542 | 253 | 404 | 1.783 |
| **Ergebnisse ohne Berücksichtigung sektoraler Verkaufsmengen** | | | | | |
| Berechneter Mineraldüngereinsatz | Tsd. t | 1.558 | 434 | 460 | 1.725 |
| Abweichung zu den beobachteten Verkaufsmengen | % | *1* | *71* | *14* | *-3* |
| **Ergebnisse mit Berücksichtigung sektoraler Verkaufsmengen** | | | | | |
| Berechneter Mineraldüngereinsatz | Tsd. t | 1.573 | 272 | 435 | 1.773 |
| Abweichung zu den beobachteten Verkaufsmengen | % | *2* | *8* | *8* | *-1* |

1) Korrigiert nach der berücksichtigten Fläche und der Höhe der Durchschnittserträge der enthaltenen Betriebe.

Quelle: Eigene Berechnungen mit FARMIS (2013), Statistisches Bundesamt (versch. Jgg.)

### Aufnahme und Abgabe von Wirtschaftsdünger

Für die Ausbringung von Wirtschaftsdünger existieren laut Düngeverordnung Obergrenzen in Höhe von maximal 170 kg/N für Ackerland (AL) und 230 kg/N für Grünland (GL).[27] Außerdem dür-

[26] Die verkauften Düngermengen liegen auf Bundeslandebene vor (Statistisches Bundesamt, versch. Jgg.). Bei den Angaben handelt es sich um Verkaufsmengen, die den Handel zwischen den Bundesländern nicht berücksichtigen. Testrechnungen mit den Werten auf Bundeslandebene führten zu nicht realistischen Ergebnissen. Aus diesem Grund wird die Konsistenzrechnung simultan für alle Betriebsgruppen mit den nationalen Verkaufsmengen durchgeführt.

[27] Diese Obergrenzen beziehen sich auf den Stickstoff, der zur Ausbringung gelangt. Ammoniakverluste im Stall und in der Lagerung von Wirtschaftsdünger können, differenziert nach Tierarten, abgezogen werden. Für die Ausbringungsobergrenze von 230 kg/ha muss eine Sondergenehmigung vorliegen.

fen die Bilanzsalden für Stickstoff und Phosphor bestimmte Grenzen nicht überschreiten (BMELV, 2007). Dies bedeutet, dass Betriebe mit einem hohen Viehbesatz einen Teil ihres Wirtschaftsdüngers abgeben müssen (Schmidt et al., 2007). Der Wirtschaftsdüngerexport hat für einige Betriebe einen maßgeblichen Einfluss auf ihre Düngebilanz (z. B. in Veredlungsregionen wie Vechta-Cloppenburg).

Im Prinzip könnte der Wirtschaftsdüngerhandel zwischen den verschiedenen Betriebsgruppen analog zum Handel mit landwirtschaftlichen Flächen abgebildet werden (vgl. Bertelsmeier, 2005). Bei Wirtschaftsdünger handelt es sich jedoch häufig um ein nur begrenzt transportwürdiges Produkt.[28] Die Wirtschaftlichkeit des Wirtschaftsdüngertransports hängt also maßgeblich von der Entfernung zwischen dem abgebenden und aufnehmenden Betrieb ab. Je nach Entfernung kommt es für den abgebenden Betrieb zu Kosten oder Erlösen. Eine hinreichend genaue räumliche Zuordnung der Testbetriebe ist nicht möglich. Am 01.09.2010 ist die Verordnung über das Inverkehrbringen und Befördern von Wirtschaftsdünger in Kraft getreten (WDüngV 2010). Danach müssen Abgeber, Beförderer und Aufnehmer von Wirtschaftsdünger Aufzeichnungen über Menge, Art und Nährstoffgehalte des verbrachten Wirtschaftsdüngers führen, diese Informationen sind bislang nicht bundesweit verfügbar.[29] Es wäre nicht sinnvoll, im Rahmen der vorliegenden Arbeit ein Schätzverfahren zu entwickeln, das die Realität nur sehr eingeschränkt abbildet, wenn in naher Zukunft bessere Informationen verfügbar sind. Deshalb wird in der vorliegenden Arbeit auf eine detaillierte Abbildung des Wirtschaftsdüngerhandels im Modell verzichtet. Dies hat zur Folge, dass die Nährstoffbilanzen der Veredlungsbetriebe nicht im Hinblick auf die tatsächlichen Umwelteffekte interpretiert werden dürfen. Die Nährstoffbilanzen zeigen den ungefähren Umfang des zu exportierenden Wirtschaftsdüngers auf.

## 4.2 Ammoniakemissionen aus Tierhaltung und Ackerbau

**Relevanz**

Der im Ammoniak enthaltene Stickstoff trägt zur Versauerung und Eutrophierung von Wäldern, Mooren und anderen Ökosystemen bei. Hohe Konzentrationen sind für Mensch, Tier und Pflanze schädlich (Bundesamt für Ernährung und Forstwirtschaft, 1989). In der NEC-Richtlinie 2001/81/EG sind nationale Emissionshöchstmengen für Ammoniak festgelegt (Europäisches Parlament et al., 2001). Für die Ammoniakemissionen bestehen internationale Berichtspflichten, denen mit dem nationalen Emissionsinventar (NIR) nachgekommen wird. In Deutschland entstammen ca. 95 % der 621.000 t $NH_3$-Emissionen aus der Landwirtschaft (Umweltbundesamt, 2008). Strategien zur Minderung des Ammoniakausstoßes aus landwirtschaftlichen Quellen wurden z. B. von Osterburg et al., (2002) sowie Döhler et al. (2002) erstellt.

---

[28] Geflügeltrockenkot weist eine hohe Nährstoffdichte auf und ist deshalb eher transportwürdig als z. B. Schweine- oder Rindergülle.

[29] In einigen Bundesländern (z. B. Niedersachsen) müssen die Betriebe bereits jetzt die entsprechenden Auskünfte an die zuständigen Behörden melden (Niedersächsische Verbringensverordnung).

**Berechnungsweisen**

In der Düngeverordnung werden den Tierhaltungsverfahren pauschale $NH_3$-Verluste in Abhängigkeit vom ausgeschiedenen Stickstoff zugewiesen (BMELV, 2007). Diese Methode findet z. B. beim „Kriteriensystem nachhaltige Landwirtschaft“ Anwendung (Breitschuh et al., 2008). Die Berechnung der Ammoniakemission im nationalen Emissionsbericht (NIR) wird mit dem Stoffflussmodell GAS-EM durchgeführt (NIR, 2007), wobei die Vorgaben von IPPC und EMEP/CORNIAIR berücksichtigt werden (EMEP/CORINAIR, 2007; NIR, 2010).

In RAUMIS erfolgt eine differenzierte Darstellung der Ammoniakemissionen auf Kreisebene. Um Datenlücken im Hinblick auf die verwendeten Produktionsverfahren zu schließen, wurden Befragungen in elf Regionen Deutschlands durchgeführt. Die Ergebnisse wurden mithilfe einer Clusteranalyse auf die weiteren Landkreise übertragen. Zusätzlich wurden Experten zur gängigen Produktionstechnik in den verschiedenen Regionen befragt (vgl. Döhler et al., 2002; Julius et al., 2003).

**Eigene Berechnungsweise**

Die Berechnungsweise der Ammoniakemissionen orientiert sich am NIR (NIR, 2007; NIR, 2010). Dabei wird das detaillierte „Stufe-3-Verfahren“ verwendet. Die detaillierte Berechnungsweise ist notwendig, da sich die Abgrenzungen der einzelnen Tierverfahren in FARMIS teilweise von denen des NIR unterscheiden. Aus diesem Grund werden die Emissionen basierend auf den Stickstoffausscheidungen der Tiere berechnet (Kapitel 4.1.1). Die detaillierte Vorgehensweise ermöglicht es außerdem, Szenarienanalysen im Hinblick auf Minderungsstrategien von Ammoniakemissionen durchzuführen, da hier die einzelnen Emissionsquellen abgebildet sind (Stall, Weide, Lagerung, Ausbringung). Neben den Tierhaltungsverfahren werden $NH_3$-Emissionen für gedüngte Flächen, Leguminosen und Gärreste berechnet.

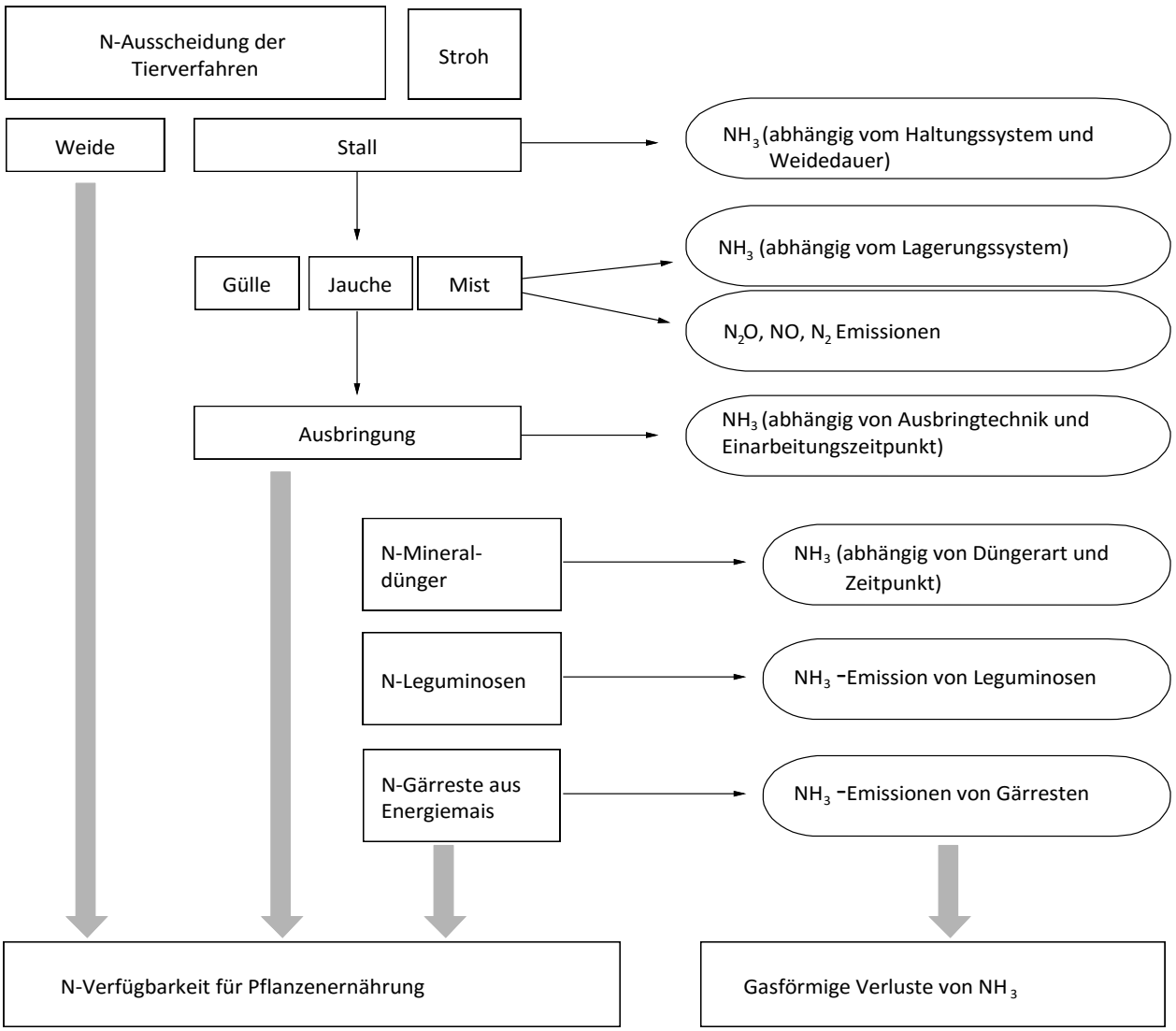
$$Egesamt_{"NH3tot"} = \sum_{iu} E_{iu} \qquad \textbf{(4-19)}$$

| | |
|---|---|
| $i$ | Index für die verschiedenen Produktionsverfahren des Betriebes |
| $u$ | Index für die verschiedenen Emissionsquellen: Stall ($NH_3$Stall), Weide ($NH_3$Weide), Wirtschaftsdüngerlager ($NH_3$Lager), Wirtschaftsdüngerausbringung ($NH_3$Ausbr), Mineraldünger ($NH_3$MinN) Leguminosen ($NH_3$LegN) und Gärreste ($NH_3$GR) |
| $Egesamt_{"NH3tot""}$ | Gesamte $NH_3$ Emissionen des Betriebs |
| $E_{iu}$ | Emissionsquellen des Betriebes |

Die $NH_3$-Emissionen hängen in hohem Maße von der verwendeten Produktionstechnik ab. In den Buchführungsdaten liegen jedoch keine Informationen zum verwendeten Stallhaltungssystem, der Wirtschaftsdüngerlagerung und dem Ausbringungsverfahren vor. In dieser Arbeit wird deshalb auf regionale Daten von RAUMIS zurückgegriffen, die auf Basis von Expertenbefragungen in

einzelnen Regionen ermittelt wurden (vgl. Döhler et al., 2002; Julius 2005: 74). Den FARMIS-Betriebsgruppen innerhalb einer Wirtschaftsregion werden dabei die Daten aus den Landkreisen die zu diesem Wirtschaftsgebiet gehören, zugeordnet[30]. In Abbildung 4.1 wird ein Überblick über die schematische Vorgehensweise in der vorliegenden Arbeit gegeben. Die einzelnen Teilbereiche werden in den folgenden Kapiteln detailliert beschrieben.

**Abbildung 4.1:** Schematische Vorgehensweise bei der Implementierung der $NH_3$-Emissionen in das Modellsystem FARMIS




Quelle: Eigene Darstellung.

[30] Um eine realitätsnähere Datengrundlage für die Berechnung der Treibhausgase und der Ammoniakemissionen zu erhalten, erfolgt im Rahmen der Agrarstrukturerhebung im Jahr 2011 eine Abfrage des Wirtschaftsdüngermanagements der Betriebe (Statistisches Bundesamt, 2010). Die Ergebnisse waren bei den Analysen für diese Arbeit noch nicht verfügbar.

### 4.2.1 Stall- und Weidehaltung

Ausgehend von den gesamten Stickstoffausscheidungen der Tiere wird der Anteil von Kot und Harn berechnet. Die Emissionen beziehen sich auf die Menge an TAN (Total Ammoniacal Nitrogen); dies ist der Anteil an Stickstoff, der metabolisiert und mit dem Harn ausgeschieden wird (NIR, 2010). Jedem Tierhaltungsverfahren ($t$) werden partielle Emissionsfaktoren für den Weidegang und die verschiedenen Stallhaltungssysteme ($h$) zugeordnet. Die Berechnungsweise der $NH_3$-Emissionen im Stall und auf der Weide ist in den Formeln 4-20 und 4-21 dargestellt.

$$E_{t"NH3Stall'} = \sum_{h} (N_{t"S-TAN"} * D_{th} * F_{th}) \ \forall t \qquad \textbf{(4-20)}$$

$$E_{t"NH3Weide'} = N_{t"W-TAN"} * F_{t"Weide'} \ \forall t \qquad \textbf{(4-21)}$$

| | |
|---|---|
| $t$ | Index für die tierischen Produktionsverfahren $\in$ i |
| $h$ | Index für verschiedene Tierhaltungsverfahren |
| $E_{tu}$ | $NH_3$-Emissionen der einzelnen Tierarten |
| $N_{t"S-TAN"}$ | TAN-Menge, die im Stall pro Tierart anfällt |
| $N_{t"W_TAN}$ | TAN-Menge, die auf der Weide pro Tierart anfällt |
| $D_{th}$ | Anteile der Stallhaltungssysteme |
| $F_{th}$ | Partieller Emissionsfaktor der verschiedenen Haltungssysteme |

### 4.2.2 Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger

Die Verluste aus der Lagerung ($E_{t"NH3Lager"}$) beziehen sich auf die ausgeschiedene TAN-Menge, abzüglich der Verluste aus der Stallhaltung ($E_{t"NH3Stall"}$) (Döhler et al., 2002). Zusätzlich wird das im Stroh enthaltene TAN entsprechend der realisierten Haltungsverfahren berücksichtigt. Im Lager finden sowohl Nitrifikations- als auch Denitrifikationsprozesse statt.[31] Nach den Umwandlungsprozessen kann der Anteil ($W_{tl}$) des TANs in den verschiedenen Lagerformen ermittelt werden. Für die Berechnung der Emissionen werden verlustmindernde Maßnahmen je nach Lagerungssystem berücksichtigt ($M_{tlg}$). Der Anteil, den die einzelnen Lagerungssysteme einnehmen ($G_{tlg}$), basiert ebenfalls auf regionalen Daten aus RAUMIS (Formel 4-22).

$$E_{t"NH3Lager"} = \sum_{l} ( N_{t"L-TAN"} * F_{tl} * W_{tl} * (1 - \sum_{g} ( M_{tlg} * G_{tlg} )) \ \forall t \qquad \textbf{(4-22)}$$

[31] Es wird davon ausgegangen, dass jeweils 10 % mineralisiert bzw. demineralisiert werden; im Festmist wird eine Demineralisierung von 40 % zugrunde gelegt (NIR, 2010)

| | |
|---|---|
| $l$ | Index für verschiedene Wirtschaftsdünger (Mist, Jauche, Gülle) |
| $g$ | Index für die verschiedenen Lager- bzw. Ausbringungsverfahren von Wirtschaftsdünger (z. B. geschlossene Lagerung, Schleppschlauchausbringung) |
| $N_{t"L-TAN"}$ | TAN-Menge, die pro Tierart in das Wirtschaftsdüngerlager gelangt |
| $W_{tl}$ | Anteile des TAN der verschiedenen Wirtschaftsdünger |
| $F_{tl}$ | Partieller Emissionsfaktor der verschiedenen Wirtschaftsdüngerarten |
| $G_{tlg}$ | Anteile der verschiedenen Lagerungs- bzw. Ausbringungsverfahren je Wirtschaftsdüngerart |
| $M_{tlg}$ | Relative Minderung der $NH_3$-Emissionen durch verschiedene Lagerungs- und Ausbringungsverfahren |

**Ausbringung von Wirtschaftsdünger**

Die zur Ausbringung gelangte TAN-Menge (A-TAN) muss um alle vorher auftretenden N-Verluste (Lager, $N_2O$, NO, $N_2$) korrigiert werden (Formel 4-23).[32] Die Emissionen von $N_2O$, NO und $N_2$ werden als einfache Emission in kg/Tierplatz berücksichtigt.

$$N_{t"A-TAN"} = N_{t"L-TAN"} - E_{t"NH3Lager"} - E_{t"N_2O"} - E_{t"NO"} - E_{t"N_2"} \qquad \forall t \qquad \textbf{(4-23)}$$

| | |
|---|---|
| $N_{t"A-TAN"}$ | TAN, das zur Ausbringung gelangt |
| $E_{t"N2O"}$ | Verluste im Lager an $N_2O$ |
| $E_{t"NO"}$ | Verluste im Lager an NO |
| $E_{t"N2"}$ | Verluste im Lager an $N_2$ |

Die Art des Wirtschaftsdüngers (Mist, Gülle, Jauche) bestimmt das Ausbringungsverfahren (fest oder flüssig). Um die richtige Zuordnung des verbleibenden TAN zu gewährleisten, muss der Anteil von $N_{t,"A-TAN"}$ für jede Wirtschaftsdüngerart ermittelt werden ($R_{tl}$). Zunächst wird für den gesamten Wirtschaftsdünger von einer schleudernden Gülle-, Mist- und Jaucheausbringung auf Acker- und Grünland ohne Einarbeitung ausgegangen. Die verlustmindernden Maßnahmen ($g$), wie z. B. unverzügliches Einarbeiten oder Schleppschlauchausbringung, werden als relative Verminderung ($M_{tlg}$) der Emissionen berücksichtigt (vgl. Döhler et al., 2002). Da in den Buchführungsdaten keine Angaben zur Einarbeitungszeit oder der verwendeten Technik verfügbar sind, werden, wie in Kapitel 4.2 beschrieben, regionale Werte von RAUMIS verwendet ($G_{tlg}$) (Formel 4-24). Die FARMIS Ergebnisse der einzelnen Betriebsgruppen können mittels Hochrechnungsfakto-

[32] Für $N_2O$, $N_2$ und NO wird von festen Koeffizienten pro Aktivität nach NIR (2007) ausgegangen. Im Modellsystem FARMIS wird derzeit an einer detaillierten Abbildung dieser Emissionen gearbeitet, die anstelle der einfachen Koeffizienten verwendet werden.

ren zu sektoralen Werten aggregiert werden. Die sektoralen FARMIS Ergebnisse können mit den Ergebnissen der Agrarstrukturerhebung verglichen werden. Im Vergleich zur Agrarstrukturerhebung für das Jahr 2010 liegt der Anteil der Ausbringung durch den Breitverteiler in dieser Arbeit um ca. 10 % höher, wohingegen bodennahe Ausbringungsverfahren unterschätzt werden (Tabelle 4.9). Die Unterschiede sind darauf zurückzuführen, dass die in dieser Arbeit verwendeten Annahmen aus Befragungen in Modellregionen aus dem Jahr 1999 stammen. Die Entwicklung der verwendeten Ausbringungstechniken wird jedoch bei der Fortschreibung ins Zieljahr teilweise berücksichtigt (Kapitel 7.2.1). Im Modell wird davon ausgegangen, dass der Wirtschaftsdünger anteilig nach dem Flächenverhältnis ($L_b$) von Acker- und Grünland aufgebracht wird.[33]

$$E_{t"NH3Ausbr"} = \sum_{lb} (N_{t"A-TAN"} * R_{tl} * F_{tlb} * L_b * (1 - \sum_{g} (M_{tlg} * G_{tlg})) \qquad \forall t \qquad \textbf{(4-24)}$$

| | |
|---|---|
| $b$ | Index für Landnutzung (Acker- und Grünland) |
| $N_{t"A-TAN"}$ | Menge an TAN, die pro Tierart zur Ausbringung gelangt |
| $R_{tl}$ | Anteile des TAN der einzelnen Wirtschaftsdünger, das zur Ausbringung gelangt |
| $F_{tlb}$ | Partieller Emissionsfaktor der verschiedenen Wirtschaftsdüngerarten |
| $L_b$ | Anteil an Acker- und Grünland |

**Tabelle 4.9:** Anteile verschiedener Ausbringungsverfahren in Deutschland

| Ausbringungsverfahren | | Agrarstrukturerhebung 2010 | FARMIS |
|---|---|---|---|
| Breitverteiler | % | 69 | 78 |
| Schleppschlauch | % | 22 | 19 |
| Schleppschuh | % | 2 | 1 |
| Schlitzverfahren | % | 1 | 1 |
| Güllegrubber oder andere Injektionstechnik | % | 5 | 1 |

Quelle: Statistisches Bundesamt (2011), FARMIS (2013).

### 4.2.3 Mineralische Düngung und N-Lieferung durch Leguminosen

Bei der mineralischen N-Düngung kommt es ebenfalls zu Ammoniakausgasungen. Im Modell sind die $NH_3$-Verluste mit dem Emissionsfaktor für mineralischen Stickstoffdünger ($F_{c"NH3MinN"}$) für

[33] Die Anteile des ausgebrachten Wirtschaftsdüngers auf Acker und Grünland im sektoralen Durchschnitt entsprechen in etwa dem Flächenverhältnis von Acker und Grünland (Statistisches Bundesamt, 2011). Sobald detaillierte Daten nach Regionen und Betriebsformen vorliegen, sollten diese hier verwendet werden.

jede Fruchtart ($c$) berechnet (Formel 4-25). Da in den Buchführungsdaten keine Informationen zur verwendeten Düngerart vorliegen, werden die durchschnittlichen $NH_3$-Emissionen je kg Stickstoff verwendet

$$E_{c"NH3MinN"} = N_{c"MinN"} * F_{c"NH3MinN"} \quad \forall c \tag{4-25}$$

| | |
|---|---|
| $c$ | Index für die verschiedenen Fruchtarten $\in i$ |
| $E_{c"NH3MinN"}$ | $NH_3$-Emissionen aus mineralischem N-Dünger |
| $N_{c"MinN"}$ | Gesamter Stickstoff aus Mineraldünger einer Fruchtart |
| $F_{c"NH3MinN"}$ | Emissionsfaktor für mineralischen Stickstoff |

Leguminosen wandeln Luftstickstoff in pflanzenverfügbaren Stickstoff um. Dadurch kommt es zu $NH_3$-Ausgasungen, die ebenfalls im Modell berücksichtigt werden (Formel 4-26).

$$E_{c"NH3LegN"} = N_{c"LegN"} * F_{c"NH3LegN"} \quad \forall c \tag{4-26}$$

| | |
|---|---|
| $E_{c"NH3LegN"}$ | $NH_3$-Emissionen aus Leguminosenstickstoff |
| $N_{c"LegN"}$ | Gesamter Leguminosenstickstoff einer Fruchtart |
| $F_{c"NH3LegN}$ | Emissionsfaktor für Leguminosenstickstoff |

### 4.2.4 Gärreste aus der Vergärung von Energiemais

Im Vergleich zu Gülle weisen Gärreste einen höheren Anteil an Ammonium N, sowie einen höheren pH-Wert auf. Beides begünstigt die Ausgasung von $NH_3$ (LfL 2011a; Gericke et al., 2012). Ammoniakverluste treten bei der Biogaserzeugung beim Fermentationsprozess, der Lagerung und der Ausbringung auf. Allerdings stehen auf sektoraler Ebene keine Information bezüglich der verwendeten Technologien bei der Lagerung und Ausbringung zur Verfügung. Basierend auf LfL (2011a) wird die Annahme getroffen, dass 18,6 % des Gesamtstickstoffs als $NH_3$-Emissionen entweichen (Formel 4-27).

$$E_{"ENMaize","NH3Gr"} = N_{"ENMaize","GrN"} * F_{"ENMaize","NH3Gr"} \tag{4-27}$$

| | |
|---|---|
| $E_{"ENMaize","NH3Gr"}$ | $NH_3$-Emissionen durch Gärreste |
| $N_{"ENMaize","GrN"}$ | Gesamter Stickstoff der Gärreste |

$F_{\text{"ENMaize"},\text{"}NH3Gr\text{"}}$ Emissionsfaktor für Gärreste

$\text{"}ENMaize\text{"}$ Fruchtart Energiemais $\in c$

## 4.3 Humusbilanz

„Eine standortangepasste Humusreproduktion in den landwirtschaftlichen Betrieben ist ein wesentlicher Grundsatz der guten landwirtschaftlichen Praxis“ (Körschens et al., 2005: 1). Der Humusgehalt hat Einfluss auf nahezu alle Bodeneigenschaften (z. B. Speicherung und Transformation von Nährstoffen und Wasser, Bodenstruktur, Filtern und Puffern, Förderung der biologischen Aktivität, $CO_2$-Quelle und -Senke, Stabilisierung des Bodens vor Wind- und Wassererosion) (LfL, 2007; Leithold et al., 1997). Aufgrund dieser Eigenschaften ist die Humusbilanz im Zusammenhang mit Fragen des Umweltschutzes in den Vordergrund gerückt und kann als ein wichtiger Agrarumweltindikator für die Ackerflächen angesehen werden (Leithold et al., 1997). So ermöglicht nur die optimale Versorgung des Bodens mit organischer Substanz eine nachhaltige Landbewirtschaftung (Körschens et al., 2005).

In der Vergangenheit wurde die Humusanreicherung mit der reproduktionswirksamen organischen Substanz (ROS) oder der Humuseinheit (HE) ausgedrückt. Um eine Vereinheitlichung der Humusbilanzierung herzustellen, wurde der Begriff Humusäquivalent (Häq) eingeführt. Dabei wird der im Humus gebundene Kohlenstoff (kg C $ha^{-1}$ $a^{-1}$) bilanziert. Den einzelnen Aktivitäten und Stoffflüssen sind Humusäquivalente zugeordnet, die den Verlust oder die Lieferung an Kilogramm C $ha^{-1}$ $a^{-1}$ ausdrücken (vgl. VDLUFA, 2014; VDLUFA, 2004). Sowohl sehr niedrige als auch sehr hohe Salden wirken sich negativ auf die Bodenfunktionen aus (Breitschuh et al., 2008; Körschens et al., 2005; Engels et al., 2010). Nach der VDLUFA-Methode wird ein Saldo zwischen -75 und 100 kg C $ha^{-1}$ $a^{-1}$ als optimal bewertet (Tabelle 4.10).

**Tabelle 4.10:** Bewertung der Humusbilanz nach der VDLUFA-Methode

| Humussaldo | | Bewertung |
|---|---|---|
| kg Humus-C $ha^{-1}$ $a^{-1}$ | Gruppe | |
| < -200 | A<br>sehr niedrig | Ungünstige Beeinflussung von Bodenfunktionen und Ertragsleistung |
| -200 bis -76 | B<br>niedrig | Mittelfristig tolerierbar, besonders auf mit Humus angereicherten Böden |
| -75 bis 100 | C<br>optimal | Optimal hinsichtlich Ertragssicherheit bei geringem Verlustrisiko<br>Langfristig Einstellung standortangepasster Humusgehalte |
| 101 bis 300 | D<br>hoch | Mittelfristig tolerierbar, besonders auf mit Humus verarmten Böden |
| > 300 | E<br>sehr hoch | Erhöhtes Risiko für Stickstoff-Verluste, niedrige N-Effizienz |

Quelle: VDLUFA (2004).

### Eigene Berechnungsweise

In der vorliegenden Arbeit wird die von der VDLUFA (2004) vorgeschlagene Methode angewendet. In die Bilanz fließen folgende Werte ein:

- Humusäquivalente der einzelnen Fruchtarten (positiv oder negativ)
- Ernterückstände (Stroh und Zuckerrübenblatt)
- Zwischenfrüchte
- Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung.
- Gärreste aus der Biogaserzeugung

Den einzelnen Aktivitäten werden **Humusäquivalente** zugeordnet, die den Verlust oder die Lieferung an Kilogramm C $ha^{-1}$ $a^{-1}$ ausdrücken. Für die einzelnen Aktivitäten ist in der Literatur jeweils eine Spannweite der Humusäquivalente angegeben (VDLUFA, 2004). Die unteren Richtwerte beziehen sich auf Flächen mit einer optimalen Humusversorgung und N-Düngung, die oberen Richtwerte sind bei unterversorgten Flächen zu verwenden. Da eine derartige Differenzierung mit der verwendeten Datengrundlage nicht möglich ist, wurde jeweils der Mittelwert der Humusäquivalente verwendet. Stilllegungs- und Mulchflächen werden analog zu Sommerbegrünungsflächen behandelt (Tabelle A.2).

Die Humuslieferung durch **Stroh** (95 kg C/t) und **Zuckerrübenblatt** (8 kg C/t) wird anhand der Erträge ermittelt. Das Verhältnis zwischen Ertrag und Stroh bzw. Zuckerrübenblatt basiert auf Lfl

(2011a). Die Strohzu und -verkäufe werden bei der Berechnung berücksichtigt. Die Humuslieferung durch Zwischenfrüchte[34] hängt vom Frischmasseertrag ab. In dieser Arbeit werden dafür 36 t/ha angenommen (LfL, 2011b; Arbeitsgemeinschaft der norddeutschen Landwirtschaftskammern, 2006). Daraus ergibt sich für die Zwischenfrüchte eine Gesamthumuslieferung von 388 kg C $ha^{-1}$ $a^{-1}$ (Tabelle A.2).

Die Humuslieferung durch **Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung** wird, ausgehend von den N-Ausscheidungen der Tiere, berechnet (Formel 4-28). Rottemist hat eine höhere Humuswirkung als Gülle. In Tabelle 4.11 sind beispielhaft für Milchkühe und Zuchtsauen die unterschiedlichen Humuswirkungen von Rottemist und Gülle dargestellt. Bei Mist resultiert ein Teil der Humuswirkung aus dem eingesetzten Stroh. Wird die Humuswirkung des Mistes um die des Strohs korrigiert, ist sie im dargestellten Beispiel bei Milchkühen leicht höher als bei Gülle. Bei Mastschweinen liegt die Humuswirkung des Mistes hingegen auch nach der Korrektur deutlich über der von Gülle.[35] Über den Umfang der gülle- und strohbasierten Haltungssysteme müssten Annahmen getroffen werden. Um diese Unsicherheitsfaktoren zu vermeiden, basiert die Humuswirkung aus Wirtschaftsdünger bei Rindern und Schweinen auf den Koeffizienten der Gülle, bei Geflügel auf den Koeffizienten des Mistes. Die Humuswirkung von Stroh wird als Nebenprodukt berücksichtigt.

Bei vielen Biogasanlagen besteht der **Gärrest** aus verschiedenen Komponenten (Herrmann et al., 2006). Da die Humuswirkung der tierischen Ausscheidungen bereits beim Wirtschaftsdünger angerechnet wird, wird nur die Humuswirkung des Energiemaises berücksichtigt. Die Humusreproduktionsleistung ist abhängig vom TM-Ertrag der Energiepflanzen, der Humusreproduktion pro Kilogramm Gärrest und der Abbaurate im Fermenter (Herrmann et al., 2006). Der Humus-C-Anfall des Energiemaises basiert auf dem Biogasgüllerechner der TLL (Reinhold et al., 2011). Daraus ergibt sich eine Humusleistung pro Tonne Biogasmais (30 % TS) von 5,8 kg C/t Energiemais.[36]

---

[34] Der Anbauumfang von Zwischenfrüchten wird in den Buchführungsdaten stark unterschätzt.

[35] Der zugrunde gelegte Stroheinsatz basiert auf LfL (2011a). Eine davon abweichende Annahme würde sich positiv oder negativ auf das Ergebnis auswirken. Eine weitere Unsicherheitsquelle stellt der Grad der Verrottung des Mistes dar. In Tabelle 4.11 werden die Koeffizienten von Rottemist für den Vergleich mit Gülle herangezogen, Frischmist hätte ein wesentlich niedrigeres Humusäquivalent (VDLUFA, 2004).

[36] In der Literatur finden sich jedoch auch höhere Werte, z. B. bei Herrmann et al. (2006).

**Tabelle 4.11:** Humuswirkung von Gülle und Rottemist am Beispiel von Milchkühen und Mastschweinen

| | **Anfall/Jahr und Platz** t bzw. m³ | **Humus** kg C/t bzw. m³ | **Humus-C/Stallplatz** kg C/a |
|---|---|---|---|
| **Milchkuh, Milchleistung 8.000 - 9.999 l; Acker-Grünlandstandort** | | | |
| **Mist verrottet (25 % TS)** | 10 | 40 | 400 |
| darin enthaltenes Stroh | 1.46 | 95 | 139 |
| Mist ohne Stroh | | | **261** |
| Gülle (7,5 % TS) | 27.2 | 9.5 | **258** |
| **Mastschwein** | | | |
| **Mist verrottet (25 % TS)** | 1 | 40 | 40 |
| darin enthaltenes Stroh | 0.1825 | 95 | 17 |
| Mist ohne Stroh | | | **23** |
| Gülle (7,5 % TS) | 2 | 7.5 | **15** |

Quelle: Eigene Berechnungen nach LfL (2011a) und VDLUFA (2004).

$$HUMUS_Animals = \sum_t BLEVEL_t * \frac{N_t}{M_t} * \rho_t * H_t \qquad \textbf{(4-28)}$$

| | |
|---|---|
| $t$ | Index für tierische Produktionsverfahren $\in i$ |
| $HUMUS_Animals$ | Organische Substanz, die durch die tierischen Produktionsverfahren bereitgestellt wird |
| $BLEVEL_t$ | Umfang der tierischen Produktionsverfahren $t$ |
| $M_t$ | Gehalt an Gesamtstickstoff pro m³ Gülle, bzw. t Festmist |
| $N_t$ | Gesamte Stickstoffausscheidung des Produktionsverfahrens $t$ |
| $\rho_t$ | Dichte der Gülle oder des Festmistes |
| $H_t$ | Humusreproduktionsleistung des organischen Düngers in kg C/t |

In die Humusbilanz geht nur der Anteil an Wirtschaftsdünger ein, der auf Ackerflächen ausgebracht wird; die Aufteilung entspricht dem Verhältnis von AL und GL.

Die Bezugsgröße für den Humussaldo ist die gesamte landwirtschaftliche Ackerfläche. Nach (VDLUFA, 2004) haben ökologisch wirtschaftende Betriebe einen höheren Bedarf an Humus, da die N-Düngung nur durch organische Düngung gewährleistet werden muss. Dies muss bei der Interpretation der Humusbilanz berücksichtigt werden.

**Einschränkungen**

Auf den Humusgehalt von Ackerböden haben Standortfaktoren wie Klima, Korngrößenverteilung, Geologie, Grundwasser und die Bodenbewirtschaftung wie Fruchtfolge, Düngung, Bodenbearbeitung einen maßgeblichen Einfluss (LfL, 2007). Diese können in der vorliegenden Arbeit aufgrund fehlender Daten nicht einfließen. Die Humusbilanz von tierhaltenden Betrieben mit festmistbasierten Haltungsverfahren wird in dieser Arbeit leicht unterschätzt, da keine Differenzierung der Humusäquivalente zwischen den verschiedenen Wirtschaftsdüngerarten vorgenommen wird. Allerdings ist das Ziel der VDLUFA-Methode nicht eine detaillierte Ableitung von Maßnahmen für die Betriebsberatung, sondern eine rasche, indirekte Einschätzung der Humusversorgung (VDLUFA, 2004). Gleiches gilt für Aussagen, die mit dem Ansatz der vorliegenden Arbeit abgeleitet werden können.

## 4.4 Agrobiodiversität

Im Vergleich zur biologischen Vielfalt im Allgemeinen bezieht sich die Agrobiodiversität auf die Komponenten, „die für Ernährung und Landwirtschaft sowie das Funktionieren der Agrarökosysteme von Bedeutung sind[37]“ (BLE, 2013: Glossar).

**Relevanz**

Der Sektor Landwirtschaft nimmt Einfluss auf den Grad der Agrobiodiversität. Durch die Landnutzung entstand so über Jahrtausende eine Kulturlandschaft, die teilweise über ein höheres Maß an Biodiversität verfügt als z. B. der vorher in Deutschland vorherrschende Mischwald (Paracchini et al., 2010; Ellenberger et al., 2010). Ein wichtiges Ziel der Politik für ländliche Räume ist es, diese Kulturlandschaft zu erhalten.[38] Dies gilt vor allem für ökologisch hochwertige landwirtschaftliche Flächen (HNVF[39]) (Paracchini et al., 2008). Dass der Erhalt der Biodiversität ein wichtiges politisches Ziel ist, zeigt sich z. B. an der europäischen und nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (BMU, 2010; KOM (2011b) 244 endg. 2011).

---

[37] Zur Agrobiodiversität gehören alle Zuchtformen von Tieren, Pflanzen und Mikroorganismen sowie ihre verwandten Wildarten. Weiterhin zählt man dazu auch jene Elemente der biologischen Vielfalt, die sogenannte ökologische Dienstleistungen in Agrarökosystemen gewährleisten (BLE, 2013: Glossar).

[38] Aufgrund der Umsetzung der EU-Agrarpolitik in Deutschland (Förderzeitraum 2014-2020) ist ein Teil der Direktzahlungen an Greening-Auflagen u. a. zum Erhalt der Agrobiodiversität gekoppelt (Verbot von Grünlandumbruch, Einführung einer ökologischen Vorrangfläche und Mindestanforderungen an die Fruchtfolge) (BMEL, 2015).

[39] „High Nature Value Farmland” (HNVF) comprises those areas in Europe where agriculture is a major (usually dominant) land use and where that agriculture supports or is associated with either a high species and habitat diversity or the presence of species of European conservation concern or both” (Andersen et al., 2003: 4). Die EEA untergliedert HNV in drei Typen: Typ 1: hoher Anteil mit naturnaher Vegetation, Typ 2: niedrige Bewirtschaftungsintensität und oder ein Mosaik naturnaher und kleinräumiger Bewirtschaftungseinheiten und Typ 3: Flächen, die Lebensraum für bedrohte Arten bieten. Diese Einteilung wird u. a. von IRENA genutzt (Andersen et al., 2003).

### Verfügbare Indikatoren

Um den Grad der Agrobiodiversität zu messen, existiert eine Reihe von Indikatoren (OECD, 2001; Yli-Viikari et al., 2007; Wetterich et al., 2003) (z. B. Häufigkeit von verschiedenen Tier- und Pflanzenarten, landwirtschaftliche Kulturartenvielfalt). Aussagen zum Grad der Biodiversität lassen sich jedoch nicht mit einem einzelnen Indikator treffen, da die Biodiversität u. a. von der Art der Produktion, Anwesenheit verschiedener Spezies und Art der Lebensräume beeinflusst wird (Clergue et al., 2005). Für eine umfassende Darstellung der verschiedenen Teilbereiche existieren auf sektoraler Ebene häufig keine entsprechenden Datengrundlagen (EEA, 2007). Dies gilt insbesondere, wenn die Indikatoren auch zu Prognose- und Modellberechnungen genutzt werden sollen (Paracchini et al., 2010). Auch im Testbetriebsnetz sind keine direkten Informationen zur Agrobiodiversität enthalten. Um trotz der begrenzten Datenverfügbarkeit Aussagen zur Agrobiodiversität abzuleiten, werden in verschiedenen regionalen, sektoralen und betrieblichen Ansätzen für die Berechnung von Biodiversitätsindikatoren verschiedene Proxy-Variablen verwendet:

1. **Biodiversitätswirkung der verschiedenen Feldkulturen:** Bei dieser Vorgehensweise wird jeder Fruchtart (und Intensität) ein voreingestellter Index für ihre Habitatqualität zugeordnet. In FARMIS wurde ein derartiger Indikator für Analysen in der Schweiz bereits verwendet (Schader, 2009). Ein ähnlicher Ansatz kommt in RAUMIS (Julius, 2005) oder im PASMA Modell für Österreich (Sinabell et al., 2010) zum Einsatz.

2. **Intensität**: Die Bewirtschaftungsintensität hat maßgeblichen Einfluss auf den Grad der Biodiversität (Julius, 2005). Sie wird anhand verschiedener Größen (z. B. Düngereinsatz, Pflanzenschutzeinsatz, Ertrag) gemessen. Der Einfluss der Intensität wird unter anderem in CAPRI berücksichtigt (Paracchini et al., 2010).

3. **Diversität der angebauten Kulturen**: Die Fruchtartendiversität wird häufig mit dem Shannon-Weaver-Index (Breitschuh et al., 2008; Britz et al., 2007; Julius, 2005; Meul, 2008) oder dem Simpson-Index gemessen (Seamless, 2011).

### Eigene Berechnungsweise

Mit dem Modell FARMIS werden nur landwirtschaftliche Aktivitäten abgebildet. Entsprechend bezieht sich der Indikator lediglich auf die Agrobiodiversität. Die Vorgehensweise bei der Berechnung in der vorliegenden Arbeit basiert auf dem von Paracchini et al. (2010) entwickelten Ansatz. Der Indikator drückt die Wahrscheinlichkeit aus, mit der eine Fläche als High Nature Value Farmland einzustufen ist (Paracchini et al., 2010). Um Aussagen über die Agrobiodiversität zu treffen, wird ein aggregierter Indikator berechnet, der sich aus folgenden Teilbereichen zusammensetzt (Abbildung 4.2):

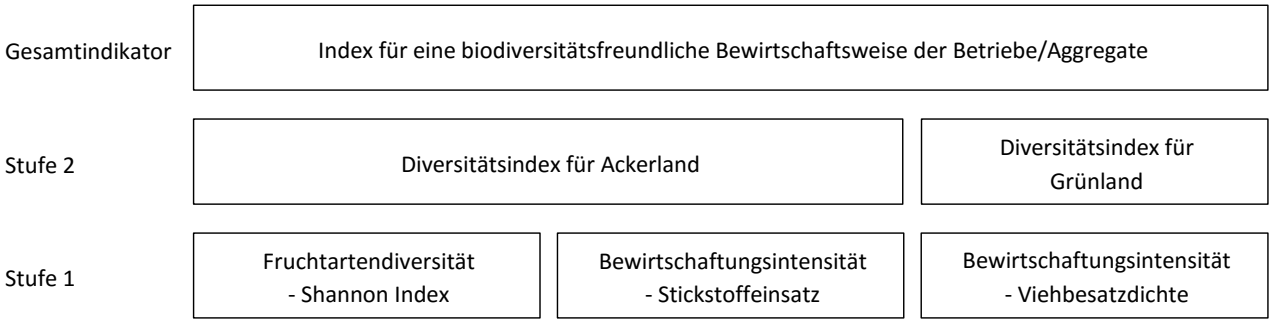
- Für Ackerland werden der Shannon-Weaver-Index und die Bewirtschaftungsintensität einbezogen, wobei beide Komponenten gleich gewichtet werden.
- Für Grünland bezieht sich der Biodiversitätsindex auf die Bewirtschaftungsintensität, die von der Viehbesatzdichte abgeleitet wird (Paracchini et al., 2010).

Die Gewichtung der Teilbereiche Grünland und Ackerland basiert auf deren Anteil an der gesamten Fläche des Betriebes.

Um die verschiedenen Teilbereiche in einen aggregierten Biodiversitätsindikators einzubeziehen, ist es notwendig, jeweils die gleiche Skaleneinheit zu verwenden. Der Wertebereich des Indikators liegt zwischen null und zehn. Die beste Ausprägung im Hinblick auf die Biodiversität erhält den Wert zehn, die schlechteste den Wert null. Für die Bewertung der Agrobiodiversität der Betriebe werden für die drei Teilbereiche der Stufe 1 jeweils abgestufte lineare Funktionen verwendet (Abbildungen 4.3 und 4.4). Es ist zu berücksichtigen, dass die Berechnungen in dieser Arbeit auf Bewertungsfunktionen basieren, die noch in der Entwicklungsphase sind. Aussagekräftige Ergebnisse können erst abgeleitet werden, sobald fundierte Bewertungsfunktionen vorliegen.

Der Vorteil dieses Ansatzes besteht darin, Aussagen zur Diversität von Acker- und Grünland zu treffen, ohne auf feste Standardwerte für die einzelnen Fruchtarten oder den Gesamtbetrieb zurückgreifen zu müssen. Die Implementierung der einzelnen Teilkomponenten sowie ihre Bewertung werden im Folgenden beschrieben.

**Abbildung 4.2:** Schema der Implementierung des Biodiversitätsindikators in FARMIS




Quelle: Eigene Darstellung nach dem Schema von Paracchini et al. (2010).

## 4.4.1 Ackerland

### Shannon-Weaver-Index

Die Heterogenität und Vielfältigkeit des Anbauprogramms landwirtschaftlicher Ackerkulturen trägt zur Diversität der Lebensräume bei. In einer vielfältigen Fruchtfolge erhöht sich der Artenreichtum der Begleitflora und -fauna (Breitschuh et al., 2008; Billeter et al., 2008). Einseitige Fruchtfolgen oder Monokulturen erhöhen den Schädlings- und Krankheitsbefall, wie auch deren Resistenzbildung gegenüber Bekämpfungsmaßnahmen. In vielen Betrieben werden, aufgrund der deutlichen Vorzüglichkeit von einer oder weniger Kulturen, häufig nur wenige Kulturen angebaut. Aus diesem Grund bieten verschiedene Bundesländer Fördermaßnahmen für eine erweiterte Fruchtfolge an (z. B. MLR, 2015). Für den Grad der Diversität ist nicht nur die Anzahl der angebauten Ackerkulturen, sondern auch ihr jeweiliger Umfang von Bedeutung. Der Fruchtartendiversitätsindex ($FDI$) nach Shannon-Weaver (Formel 4-29) zeigt die Heterogenität eines Systems auf

und berücksichtigt sowohl die Anzahl als auch die Ausdehnung der einzelnen Kulturen (Shannon et al., 1949; Spellerberg et al., 2003). Der $FDI$ fließt in die Berechnung des aggregierten Biodiversitätsindikators ein; dafür wird er mit dem Logarithmus zur Basis zehn berechnet (Formel 4-30). Dadurch liegt der Wertebereich zwischen null und eins. Für die Verrechnung mit den anderen Teilindikatoren wird der $FDI$ mit dem Faktor zehn multipliziert.

$$FDI = -\sum_{c_s} (p_{c_s} * \log_{10} p_{c_s}) \quad \textbf{(4-29)}$$

| | |
|---|---|
| $c_s$ | Index der berücksichtigten Ackerfrüchte für die Berechnung des Shannon-Indexes |
| $FDI$ | Fruchtartendiversitätsindex nach Shannon und Weaver (berechnet mit log10) |
| $p_{c_s}$ | Relativer Anteil der Ackerfrüchte an der gesamten Ackerfläche |

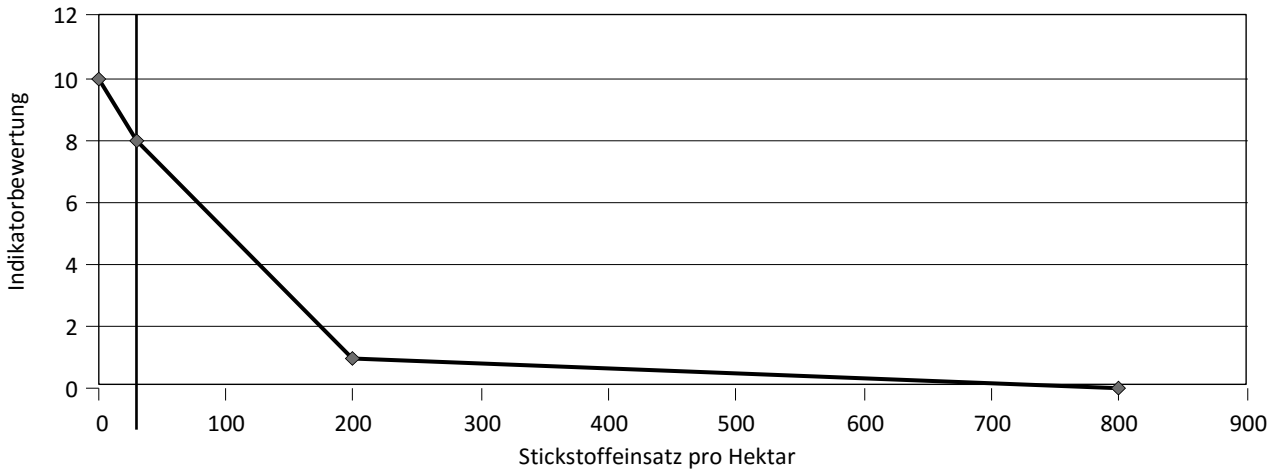
Da ähnliche Fruchtarten (z. B. Futter- und Energiemais) nahezu gleiche Wirkungen auf die Fruchtartendiversität haben, werden sie für die Berechnung des $FDI$ zusammengefasst. Die im Modell verwendeten Betriebsgruppen setzen sich aus einer unterschiedlichen Anzahl von Buchführungsbetrieben zusammen, zudem ist die Homogenität der Betriebe innerhalb einer Betriebsgruppe unterschiedlich. Dies hat Auswirkungen auf die Heterogenität des realisierten Produktionsprogramms. Eine höhere Anzahl von Einzelbetrieben in der Betriebsgruppe begünstigt somit tendenziell den $FDI$ . Werden Betriebsgruppen für die Analyse verwendet, sollten bei der Analyse lediglich Unterschiede des $FDI$ zwischen den Szenarien analysiert werden.

**Bewirtschaftungsintensität der Ackerfrüchte**

Die Bewirtschaftungsintensität kann mittels verschiedener Kenngrößen bewertet werden (Kapitel 6). Als Indikator für die Bewirtschaftungsintensität wird analog zur Vorgehensweise in Kleijn et al. (2009) der mineralische und organische Stickstoffeinsatz pro Hektar verwendet.

Eine steigende Bewirtschaftungsintensität wirkt sich negativ auf die Biodiversität aus. Der Rückgang an Biodiversität verläuft dabei nicht linear, sondern ist abhängig vom absoluten Gesamtumfang des Stickstoffeinsatzes (vgl. Billeter et al., 2008; Kleijn et al., 2009). Vor allem bei geringem Stickstoffeinsatz hat jedes zusätzliche Kilogramm Stickstoff einen weitaus stärkeren Einfluss auf die Biodiversität als bei einem sehr hohen absoluten Düngungsniveau. Über den genauen funktionalen Zusammenhang treffen verschiedene Studien unterschiedliche Aussagen. In der vorliegenden Arbeit wird auf die stufenweise lineare Bewertungsfunktion aus CAPRI verwiesen (Abbildung 4.3) (Paracchini et al., 2010).

**Abbildung 4.3:** Bewertung des Stickstoffeinsatzes pro Hektar im Hinblick auf die Biodiversität




Quelle: Verändert nach Paracchini et al. (2010).

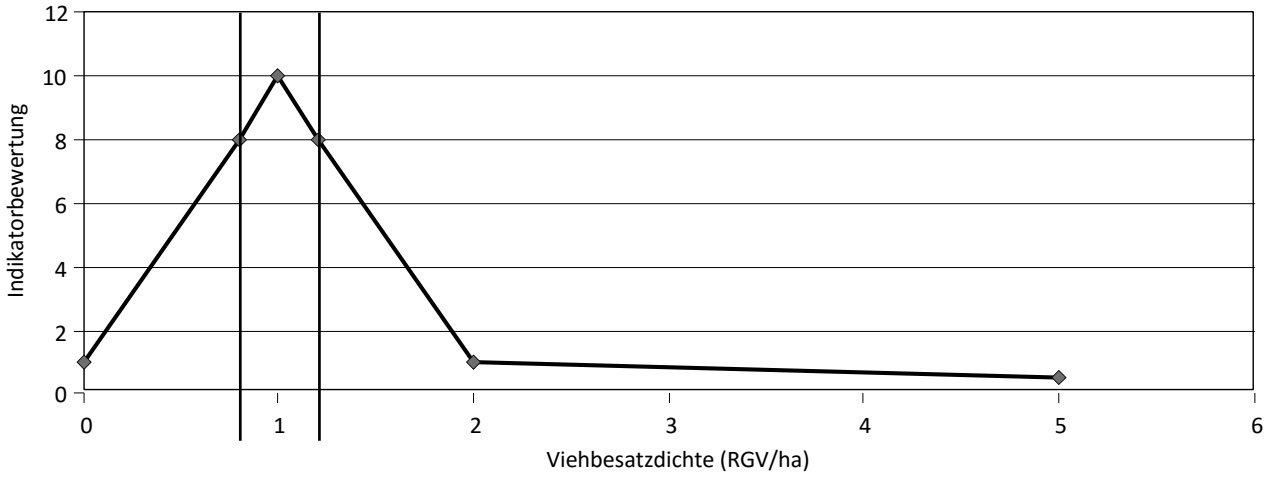
## 4.4.2 Grünland

In den Buchführungsdaten sind keine für die Biodiversität des Grünlandes maßgeblichen Angaben z. B. zur Bodengüte, Parzellengröße oder zu der Tier- und Pflanzenvielfalt enthalten. Die Bewertung von Grünlandflächen ist deshalb schwierig, und es muss auf Proxi-Variablen zurückgegriffen werden. Es kann davon ausgegangen werden, dass Flächen mit einer geringen Bewirtschaftungsintensität eine größere Artenvielfalt aufweisen als Flächen, die entweder sehr intensiv bewirtschaftet werden oder die aus der Produktion genommen wurden bzw. eine sehr geringe Bewirtschaftungsintensität aufweisen (Oppermann 2009; Paracchini et al., 2010).

Grünland dient vorwiegend zur Futterproduktion für die Tierhaltung. Als Proxi für die Intensität wird die Viehbesatzdichte verwendet. Für die Berechnung werden die Großvieheinheiten aller raufutterfressenden Tiere (RGV) durch die Futterfläche des Betriebes dividiert (Grasland, Ackerfutter, Futtermais). Dabei liegt die Annahme zugrunde, dass sich die Bewirtschaftungsintensität am Futterbedarf der Tiere orientiert.

Bei diesem Ansatz muss festgelegt werden, welche Viehbesatzdichte als optimal gilt. Die Definition der Grenzwerte ist abhängig vom jeweiligen Klimaraum (Andersen et al., 2003). Da diesbezüglich noch Forschungsbedarf besteht, wird in der vorliegenden Arbeit auf die vorläufigen Werte zurückgegriffen (Abbildung 4.4). Der optimale Bereich der RGV/ha liegt demnach zwischen 0,8 und 1,2 RGV/ha (mündliche Rückfrage Paracchini).

**Abbildung 4.4:** Bewertung des Grünlandes im Hinblick auf die Biodiversität, basierend auf der Viehbesatzdichte




Quelle: Verändert nach Paracchini et al. (2010).

## 4.4.3 Grenzen des Biodiversitätsindikators

Der hier vorgestellte aggregierte Biodiversitätsindikator gibt lediglich Auskunft über einen Teilbereich der Agrobiodiversität. Einflussfaktoren wie Feldgröße, Biotopverbünde oder Standort können aufgrund fehlender Informationen in der vorliegenden Arbeit nicht berücksichtigt werden. Insbesondere die Vielfalt wildlebender Arten (z. B. Erhalt oder Neuansaaten von autochthonem Grünland), die ein wichtiges Ziel darstellt (BMU, 2010; Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen, 2008), kann mit diesem Ansatz nicht abgebildet werden.[40]

Im aggregierten Biodiversitätsindikator wird der Beitrag von Acker- und Grünland analog zum Flächenverhältnis gewichtet. Allerdings ist die Wertigkeit, vor allem von Grünland, im Hinblick auf die Biodiversität höher als die von Ackerland (Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen, 2008: 15). Bei der Bewertung der Biodiversität für Grünland handelt es sich hier um einen eher explorativen Ansatz. Die verwendeten Bewertungsfunktionen müssen durch weitere Forschungsarbeiten überprüft und regional differenziert definiert werden. Um die Auswirkungen verschiedener Bewertungsfunktionen zu analysieren, wird in Anhang 2.2 eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. In drei Variationsrechnungen wird der für die Biodiversität optimale RGV-Besatz je Futterfläche variiert. Die Ergebnisse zeigen, dass sich Bewertungsfunktionen, die einen niedrigeren RGV-Besatz als Optimum haben, vor allem negativ auf die Ergebnisse des Biodiversitätsindikators von Milchvieh- und Gemischtbetrieben auswirken. Für Ackerbau-, Veredlungs- und sonstige Fut-

[40] Hier müssten auch das verwendete Saatgut bei Neuansaaten, Landschaftselemente sowie klein- und kleinsträumige Einflussfaktoren berücksichtigt werden, was aufgrund der Datengrundlage nicht möglich ist

terbaubetriebe ergeben sich nur marginale Auswirkungen durch eine Verschiebung der Bewertungsfunktion (Anhang 2.2).

## 4.5 Energieeinsatz und Bilanzierung

**Relevanz**

Die direkten und indirekten Energieflüsse wirken sich nahezu auf alle Umweltindikatoren aus (Hülsbergen, 2003: 29). So ist der Energieverbrauch mit dem Abbau von energetischen Rohstoffen, Emissionen von Schadstoffen, klimawirksamen Treibhausgasen, Abfällen sowie dem Verbrauch von Kühlwasser verbunden. Darüber hinaus werden nicht erneuerbare Ressourcen verbraucht, was im Hinblick auf die Bewahrung der Lebensgrundlage künftiger Generationen von Bedeutung ist (vgl. Statistisches Bundesamt, 2012). Um den negativen Auswirkungen des Energieverbrauchs entgegenzuwirken, werden verschiedene politische Anstrengungen unternommen, (z.B. BMELV, 2009b).[41]

**Methoden der Energiebilanzierung**

Für die energetische Analyse landwirtschaftlicher Systeme gibt es bislang keine Standardmethode. Dies erschwert die Vergleichbarkeit der Ergebnisse verschiedener Studien. Um transparent darzustellen, welche Positionen in der vorliegenden Arbeit berücksichtigt werden, ist eine detaillierte Beschreibung der methodischen Vorgehensweisen notwendig (vgl. Hülsbergen, 2003).

Für die Energiebilanzierung wurde der kumulative Energieaufwand (KEA) vom Verein Deutscher Ingenieure (VDI) entwickelt (VDI, 1997). Der KEA wird auch als „Kurz-Ökobilanz“ bezeichnet, da er einen groben Überblick der Umweltwirkung eines Produktes gibt (Hochfeld et al., 1998). Der KEA gibt alle energetischen Aufwendungen an, die für die Herstellung, die Nutzung und die Entsorgung des Produktes benötigt werden. Bei der Berechnung des KEA kann zwischen dem Einsatz von erneuerbarer und nicht erneuerbarer Energie differenziert werden[42]. Für die Energiebilanzierung in sektoralen Modellen stellt der KEA eine geeignete Methode dar (Britz et al., 2007). Die Bilanzierung der Energiekomponenten korrespondiert dabei mit den Materialflüssen. Für jeden Input, der für die Produktion eines Produktes notwendig ist, wird der Energiebedarf aufsummiert (Kränzlein, 2011). Der Energieverbrauch landwirtschaftlicher Unternehmen gliedert sich in direkten und indirekten Energieverbrauch. Beim direkten Energieeinsatz handelt es sich um die Energie, die beim Produktionsprozess direkt auf dem landwirtschaftlichen Betrieb verbraucht wird (z. B. Diesel, Strom). Unter dem indirekten Energieeinsatz versteht man die Energie, die notwen-

[41] Aus der Sichtweise der Betriebe stellt der Energieinput einen Produktionsfaktor dar, der mit steigenden Energiepreisen an Bedeutung gewinnt. Aus betriebswirtschaftlicher Sicht ist deshalb ein möglichst effizienter Energieeinsatz anzustreben (vgl. Heißenhuber, 2008).

[42] Für die Berechnungen auf betrieblicher Ebene wird in dieser Arbeit aufgrund fehlender Informationen nicht zwischen erneuerbarer und nicht erneuerbarer Energie differenziert.

dig ist, um die einbezogenen Vorleistungen bereitzustellen (z. B. Dünger, PSM), die später auf den Betrieben eingesetzt werden. Bei der Berechnung des Energieeinsatzes sollten alle relevanten direkten und indirekten Energiequellen berücksichtigt werden (Formeln 4-30, 4-31) (vgl. Moerschner, 2000; OECD, 2008). Bei der Energiebilanz wird der Energieeinsatz vom erzeugten Produktoutput subtrahiert. Ein höherer Energieeinsatz kann so durch einen höheren Produktoutput gerechtfertigt werden (Formel 4-32, 4-33) (Hülsbergen, 2003).

$$E_{i,inp} = E_{i,indirekt} + E_{i,direkt} \quad \textbf{(4-30)}$$

$$E_{i,indirekt} = E_{i,SA} + E_{i,MD} + E_{i,OD} + E_{i,PSM} + E_{i,FU} \quad \textbf{(4-31)}$$

$$EI_i = \frac{E_{i,inp}}{P_i} \quad \textbf{(4-32)}$$

$$\boldsymbol{EB_i = E_{i,OUT} - E_{i,inp}} \quad \textbf{(4-33)}$$

| | |
|---|---|
| $i$ | Index für die verschiedenen Produktionsverfahren |
| $E_{i,inp}$ | Gesamter Energieeinsatz |
| $E_{i,indirekt}$ | Indirekter Energieeinsatz |
| $E_{i,direkt}$ | Direkter Energieeinsatz |
| $E_{i,SA}$ | Energieeinsatz zur Produktion von Saatgut |
| $E_{i,MD}$ | Energieeinsatz zur Produktion von mineralischen Düngemitteln |
| $E_{i,OD}$ | Energieeinsatz, der durch Einsatz von organischen Düngemitteln entsteht |
| $E_{i,PSM}$ | Energieeinsatz für die Produktion von Pflanzenschutzmitteln |
| $E_{i,PSM}$ | Energieeinsatz für die Produktion von Pflanzenschutzmitteln |
| $E_{i,Fu}$ | Energieeinsatz zur Produktion von Futtermitteln |
| $EI_i$ | Energieintensität |
| $EB_i$ | Energiebilanz (in dieser Arbeit nur für pflanzliche Produktionsverfahren) |
| $P_i$ | Produktmenge |

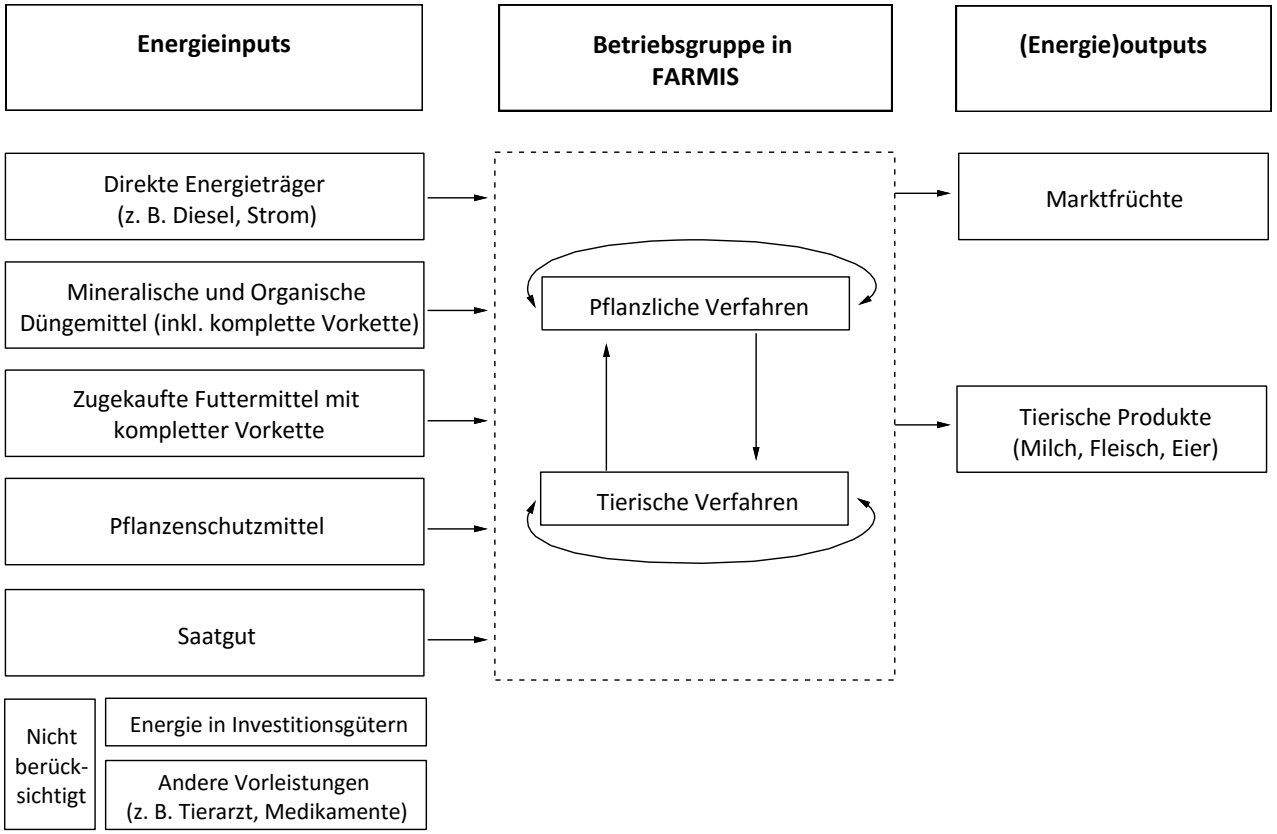
Quelle: Verändert nach Hülsbergen (2003).

**Berechnungsweise in FARMIS**

Für die Implementierung der Energiebilanzen ist eine klare Definition der Systemgrenzen erforderlich (Britz et al., 2007; Schmidt et al., 2009; Kränzlein 2008). Ziel ist es, möglichst den gesamten Energieverbrauch der Vorleistungsbereiche zu berücksichtigen. In der vorliegenden Arbeit

werden die direkten Energieinputs sowie die indirekten Energieinputs durch Düngemittel (mineralisch und organisch), Pflanzenschutzmittel, Saatgut und Futtermittel erfasst. Nicht berücksichtigt ist der Energieaufwand für Investitionsgüter, da die hierfür notwendigen Daten auf Betriebsebene fehlen[43] (Abbildung 4.5). Für die verkauften Produkte stellt der Betrieb die Systemgrenze dar. In dieser Arbeit werden der Energieeinsatz pro Flächen- oder Produkteinheit sowie der Energieüberschuss pro Hektar dargestellt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass viele landwirtschaftliche Produktionsverfahren mehr als einen Output (Kuppelprodukte) haben. Dies erschwert die Allokation des Energieverbrauchs auf die jeweiligen Produkte (Kapitel 4.5.4).

**Abbildung 4.5:** Systemgrenzen der Energiebilanzierung in dieser Arbeit




Quelle: Eigene Darstellung.

Für die energetische Bewertung der Ist-Situation der Betriebe würde es genügen, alle Energiezu- und -abflüsse zu bilanzieren. Damit würde jedoch die Grundlage für eine Szenarienanalyse fehlen (Hülsbergen, 2003: 31). Aus diesem Grund müssen die einzelnen Energieinputs für alle Produktionsverfahren differenziert berechnet werden. Die dabei verwendete Vorgehensweise wird im Folgenden beschrieben:

[43] Für die Quantifizierung der Investitionsgüter (Maschinen, Gebäude) wurden verschiedene Bewertungsansätze entwickelt (Kalk et al., 1996; Kränzlein, 2008). Basis für diese Berechnungen sind die Maschinenmasse bzw. die Gebäudegrundfläche sowie die jährlichen Aufwendungen für die Instandhaltung. Im TBN sind diese Informationen nicht enthalten.

### 4.5.1 Direkter Energieeinsatz

In der vorliegenden Arbeit wird der direkte Energieeinsatz für Diesel, Strom, Heizmaterial und sonstige Treib- und Schmierstoffe berücksichtigt. In der Literatur finden sich verschiedene Angaben zu den Energiegehalten der direkten Energieinputs (vgl. Kränzlein, 2011), was teilweise an unterschiedlichen Systemgrenzen liegt. In dieser Arbeit wird der Energieeinsatz nach dem KEA berechnet. Dies bedeutet, dass die verwendeten Koeffizienten den eigentlichen Energiegehalt der Energieträger übersteigen (Hülsbergen, 2003), da Aufbereitung und der Transport berücksichtigt werden.

Für die einzelnen Inputs existiert jeweils ein monetäres Konto in den Buchführungsdaten. Daraus wird die physische Menge anhand von Durchschnittspreisen berechnet (Formel 4-34) (BMELV, versch. Jgg.).

$$PHYACCOUNT_e = \frac{ACCOUNT_e}{EX_PRICE_e} \quad \forall e \qquad \textbf{(4-34)}$$

| | |
|---|---|
| $e$ | Index für die berücksichtigten Energieträger (Diesel, Strom, Heizöl, sonstige Treib- und Schmierstoffe) |
| $ACCOUNT_e$ | Buchführungskonten für den monetären Energieverbrauch |
| $EX_PRICE_e$ | Durchschnittlicher Preis im Basisjahrzeitraum für Energieträger (laut Statistischem Bundesamt) |
| $PHYACCOUNT_e$ | Physische Menge der Energieträger |

Dieselkraftstoff ist einer der wichtigsten Energieinputs auf landwirtschaftlichen Betrieben (Kränzlein, 2008). Abweichend von den anderen direkten Energieinputs wird die Einsatzmenge auf Basis der gewährten Agrardieselerstattung abgeleitet (Formel 4-35). Der Vorteil dieser Berechnungsweise besteht darin, dass Dieselaufwendungen der Lohnunternehmer, Lagerbestände und Privatverbrauch berücksichtigt sind. Außerdem unterliegen die Dieselerstattungen ($F_{"Diesel"}$) keinen Marktschwankungen, da ein fester Fördersatz pro Liter Diesel gilt.

$$PHYACCOUNT_{"Diesel"} = \frac{ACCOUNT_{"SUB_Dil"}}{F_{"Diesel"}} + \frac{SA_{"Diesel"}}{F_{"Diesel}} * \varsigma \qquad \textbf{(4-35)}$$

| | |
|---|---|
| $ACCOUNT_{"SUB_Dil"}$ | Agrardieselsubventionen |
| $F_{"Diesel"}$ | Dieselerstattung pro Liter Diesel |
| $SA_{"Diesel"}$ | Selbstbehalt |
| $\varsigma$ | Anteil der Basisjahre mit Selbstbehalt im berücksichtigten Basisjahrzeitraum |

Bis zum WJ 2007/08 bestand eine Förderobergrenze von 10.000 l/Betrieb, außerdem wurde die Fördersumme um einen Selbstbehalt ($SA_{"Diesel"}$) in Höhe von 150 € reduziert. Dies muss für zwei

der drei Basisjahre berücksichtigt werden. Bei Betrieben, die die Förderobergrenze überschreiten, wird auch für den Dieseleinsatz die Berechnungsweise der Formel 4-34 angewendet. Weil der Dieselpreis im Jahresverlauf schwankt ist die in Formel 4-34 dargestellte Berechnungsweise ungenauer als die Berechnungsweise nach Formel 4-35. Ab dem Wirtschaftsjahr 2007/08 besteht keine Förderobergrenze mehr. So kann bei zukünftigen Analysen die in Formel 4-35 vorgestellte Berechnungsweise für alle Betriebe verwendet werden.

Um den physischen Energieverbrauch der **einzelnen Produktionsverfahren** zu berechnen, wird analog zur Vorgehensweise bei den anderen I/O-Koeffizienten vorgegangen (vgl. Kapitel 2.2.2). Für die einzelnen Verfahren werden zunächst Standardwerte für den physischen Energieverbrauch je Produktionsverfahren herangezogen. Die Standardwerte basieren auf Literaturdaten und wurden für FARMIS von Zimmermann (2004) abgeschätzt. Diese Energiebedarfskoeffizienten sind für die Verteilung der einzelnen Energieträger auf die Tier- und Pflanzenverfahren des Betriebs notwendig. Die Standardwerte werden anschließend mit dem Korrekturfaktor für die individuellen Betriebsgruppen angepasst (Formel 4-36, Formel 4-37)

$$CORR_{\mathrm{e}} = \frac{PHYACCOUNT_{\mathrm{e}}}{\sum_i (TECHDAT_{ei} * BLEVEL_i)} \; \forall e \qquad \textbf{(4-36)}$$

$$IO_{ei} = TECHDAT_{ei} * CORR_e \; \forall e, i \qquad \textbf{(4-37)}$$

| | |
|---|---|
| $i$ | Index für alle Verfahren des Betriebes |
| $IO_{ei}$ | I/O-Koeffizienten für die einzelnen Energieträger |
| $CORR_e$ | Korrekturfaktoren für die einzelnen Energieträger |
| $BLEVEL_i$ | Ausdehnung der verschiedenen Aktivitäten |
| $TECHDAT_{ei}$ | Standardwert für die einzelnen Energieaufwendungen der jeweiligen Verfahren |

Die maximale Abweichung der berechneten Werte aus den Testbetriebsdaten vom Standardwert ist auf +90 % und -70 % des Standardwerts begrenzt.[44] Die verwendete Vorgehensweise hat einerseits den Vorteil, dass betriebliche Daten verwendet werden können, andererseits sinkt der Einfluss von unplausiblen Werten. Vor allem bei Heizmaterial würde die alleinige Berücksichtigung des monetären Kontos zu Verzerrungen führen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass Landwirte häufig eigenes Holz als Heizmaterial verwenden, was in den Testbetriebsdaten nicht erfasst ist. Basierend auf Befragungen von Landwirten liegt der tatsächliche Brennstoffverbrauch ca. 1,75-mal höher als der sekundärstatistisch Erfasste (Schlomann et al., 2004). Um den höheren Brennstoffverbrauch zu berücksichtigen wird z. B. bei der landwirtschaftlichen Gesamtrechnung

[44] Die gewählte Spanne für die Abweichung vom Standardwert umfasst den Dieselverbrauch von nahezu allen produktionstechnischen Varianten der einzelnen Produktionsverfahren (KTBL, 2008).

ein Korrekturfaktor verwendet (Schmidt et al., 2009). Eine derartige Korrektur würde auf betrieblicher Ebene jedoch zu einer Verfälschung führen, da Betriebe, die Holz als Brennstoff verwenden, ohnehin niedrige Ausgaben für Heizmaterial haben. Bei Betrieben mit relativ hohem Heizkostenaufwand kann hingegen davon ausgegangen werden, dass sie alle Heizmaterialien zukaufen. Dies bedeutet, dass bei Betrieben mit sehr niedrigen Heizkosten der Heizenergieaufwand tendenziell unterschätzt wird.

### 4.5.2 Indirekter Energieeinsatz

In der vorliegenden Arbeit wird der indirekte Einsatz für Düngemittel, Saatgut, Pflanzenschutzmittel und Futtermittel berücksichtigt.

**Mineralische Düngemittel**

Mineralischer Dünger ist einer der wichtigsten Einflussfaktoren auf die Höhe des Energieeinsatzes (Kränzlein, 2008). Vor allem die Produktion von Stickstoffdüngemitteln ist energieaufwändig. Phosphor-, Kalium- und Kalkdüngemittel werden wesentlich energieextensiver hergestellt (Jenssen et al., 2003; Tabelle 4.12). Für die Höhe des Energieeinsatzes bei der Düngemittelherstellung gibt es in der Literatur verschiedene Angaben, was vor allem an unterschiedlichen Produktionsverfahren und der chemischen Form des Nährstoffs liegt. In dieser Arbeit werden Werte von Brentrup et al. (2008) verwendet, da diese Werte relativ aktuell sind. Zudem wird neben der derzeit durchschnittlich vorherrschenden Technologie in Europa auch der Energieverbrauch der derzeit modernsten Produktionstechnologie ausgewiesen (Tabelle 4.12). Der verwendete Energieaufwand für die Mineraldüngerproduktion umfasst die kompletten Aufwendungen für die Produktion sowie den Transport zum Landhändler (Brentrup et al., 2008).

**Tabelle 4.12:** Energieverbrauch von Düngemitteln und ihren Vorprodukten[1)]

| | Durchschnitt 2006<br>MJ/kg N | Derzeit beste Technik<br>MJ/kg N |
|---|---|---|
| Ammoniumnitrat | 40,0 | 29,8 |
| KAS | 42,6 | 31,4 |
| Harnstoff | 51,6 | 44,1 |
| AHL/UAN | 47,6 | 38,2 |
| | **MJ/kg $P_2O_5$** | |
| Triplesuperphosphat | 13,3 | |
| | **MJ/kg $K_2O$** | |
| Kaliumchlorid | 8,4 | |

1) Energieverbrauch umfasst für jedes Produkt die notwendige Vorkette.

Quelle: Brentrup et al. (2008), Patyk et al. (1997).

Die Transportenergie ist vor allem bei Phosphatdüngern hoch, da die Rohstofflagerstätten vorwiegend in Russland, Afrika oder Amerika liegen. Für die Herstellung der verschiedenen Düngemittelformen wird unterschiedlich viel Energie benötigt (Tabelle 4.12). In den Buchführungsdaten sind jedoch keine Angaben über die verwendete Düngerform vorhanden. Aus diesem Grund wird der Anteil der verschiedenen Düngerformen mithilfe des gesamten Verbrauchs in Deutschland berechnet (BMELV, versch. Jgg.).

**Organische Düngemittel**

Organische Düngemittel können mineralischen Dünger in Höhe des Mineraldüngeräquivalents substituieren. Für die Nährstoffe aus organischem Dünger wird der Energieverbrauch angesetzt, der für die Herstellung von mineralischem Dünger notwendig wäre. Um eine Doppelzählung zu vermeiden, müssen diese Energieaufwendungen als Gutschrift bei den jeweiligen Tierhaltungsverfahren berücksichtigt werden.

Für die organische Düngung sind Mehraufwendungen an Energie (Güllegrube, Maschinen) notwendig. Diese werden bei den Tierhaltungsverfahren als Energieinputs mit 9 MJ/m³ angerechnet (Tabelle 4.13; Döhler, 2008).

**Saatgut**

Die bei der Aufbereitung und Herstellung von Saatgut aufgewendete Energie wird beim Energieeinsatz berücksichtigt. Die im Saatgut enthaltene Bruttoenergie wird hingegen nicht als Energieeinsatz bewertet (Hülsbergen, 2003). Die monetären Aufwendungen für Saatgut sind für die einzelnen Aktivitäten in FARMIS vorhanden. Daraus wird der physische Umfang mithilfe von Durchschnittspreisen berechnet (KTBL, 2008). Der Energieinput durch Saatgut wird in GJ/Aktivität dargestellt[45] (Formel 4-38).

$$IO_{c"SEED_ton"} = \frac{IO_{c"SEED"}}{PRICE_{c"SEED"}} \qquad \textbf{(4-38)}$$

| | |
|---|---|
| $c$ | Index für alle berücksichtigten Produktionsverfahren $c \in i$ |
| $IO_{c"SEED_ton"}$ | Saatgutverbrauch der pflanzlichen Produktionsverfahren |
| $PRICE_{c"SEED"}$ | Saatgutpreise je Tonne |
| $IO_{c"SEED"}$ | Monetäre Kosten für Saatgut |

[45] Für Sonderkulturen wurde in dieser Arbeit kein Energieinput durch Saatgut in die Berechnung einbezogen. Einerseits besteht eine sehr große Varianz bezüglich des Preises pro Tonne Saatgut, andererseits sind keine geeigneten Daten für die Verfahren vorhanden. Bei den berücksichtigten Verfahren ist der Anteil des Saatguts am Energieinput relativ gering, die Nichtberücksichtigung ist deshalb unproblematisch.

**Pflanzenschutzmittel**

Der Energieaufwand für Pflanzenschutzmittel (PSM) macht nur einen geringen Anteil am gesamten Energieeinsatz aus (Kränzlein, 2008). Die völlige Vernachlässigung der Pflanzenschutzmittel würde allerdings zu einer Verzerrung beim energetischen Vergleich extensiver und intensiver Bewirtschaftungsformen führen. In dieser Arbeit wird der physische Einsatz der verschiedenen Wirkstoffe auf Basis von Britz et al. (2007) berechnet.

Der Energieaufwand für die Produktion von Pflanzenschutzmitteln schwankt zwischen 60 und 600 MJ/kg Wirkstoff (Saling et al., 2008; Hülsbergen, 2003; Ecoinvent, 2003). Deshalb werden für jede Fruchtart und jede Betriebsgruppe die verbrauchten Mengen der einzelnen Wirkstoffgruppen (Herbizide, Fungizide, Insektizide und Wachstumsregler) berechnet. Dafür werden Informationen über die kompletten Pflanzenschutzaufwendungen der einzelnen Wirkstoffgruppen in Deutschland herangezogen (FAOSTAT, 2011; BMELV, versch. Jgg.).

Die Berechnung erfolgt in vier Schritten, die im Folgenden kurz erläutert werden:

1. Berechnung der Anteile der einzelnen Wirkstoffgruppen an den monetären Aufwendungen je Fruchtart. Dafür werden Standarddaten aus KTBL (2008) über die monetären Aufwendungen der einzelnen Wirkstoffgruppen verwendet.
2. Aggregation der monetären Aufwendungen für die einzelnen Wirkstoffgruppen auf Sektorebene.
3. Die Summe der monetären PSM-Aufwendungen der einzelnen Wirkstoffgruppen aller Betriebsgruppen wird anschließend in das Verhältnis mit den physisch verbrauchten Mengen des gesamten Sektors gesetzt. Daraus ergeben sich die monetären Aufwendungen pro Kilogramm Wirkstoff. Dabei ist zu berücksichtigen, dass bei den FARMIS-Analysen nicht alle Sektoren und nicht die gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche repräsentiert ist. Die verwendeten Pflanzenschutzmittel für Gesamtdeutschland werden deshalb entsprechend der repräsentierten Fläche und Sektoren[46] korrigiert.
4. Basierend auf den durchschnittlichen Kosten pro Kilogramm Wirkstoff kann für jeden Betrieb ein I/O-Koeffizient mit den physischen Aufwendungen an PSM errechnet werden. Dieser wird für die Berechnung des Energieeinsatzes mit dem entsprechenden Koeffizienten aus Econinvent gewichtet (Britz et al., 2010; Ecoinvent. 2003; Tabelle 4.13)

Bei dem hier vorgestellten Ansatz zur Berechnung der physischen PSM-Aufwendungen müssen verschiedene Annahmen getroffen werden. Für die Berechnung des Energieeinsatzes durch Pflanzenschutzmittel stellt die gewählte Vorgehensweise aus folgenden Gründen einen geeigneten Ansatz dar:

[46] Sektoren wie Zierpflanzenbau, Forst, Baumschulen und Nichtkulturland sind in FARMIS nicht berücksichtigt. Die Inlandsabgabe für diese Sektoren basiert auf Schmidt et al. (2009).

- Durch die Verwendung von Betriebsgruppen sind die Pflanzenschutzstrategien verschiedener Landwirte und Jahre implizit enthalten.
- Mehrere Jahre sind bei der Schichtung berücksichtigt, dadurch wird die Unschärfe durch gekaufte und erst im Folgejahr verwendete PSM reduziert.
- In die Normdaten gehen Informationen über den Umfang der verschiedenen Wirkstoffe der einzelnen Kulturarten ein.
- Durch die Verwendung der nationalen Verkaufsmengen ist sichergestellt, dass die applizierten Mengen der Betriebe den tatsächlich verbrauchten Mengen des Sektors entsprechen.

Für weiterführende Aussagen, wie z. B. die Bewertung der Ökotoxität, ist diese Vorgehensweise zu ungenau. Neuere Wirkstoffe weisen häufig eine geringere Ökotoxität auf, sind aber im Vergleich zu älteren Wirkstoffen teurer.

**Tabelle 4.13:** Energieverbrauch durch direkte und indirekte Produktionsfaktoren

| FARMIS Name | Energiedarf für die Produktion | Trans-port | Gebundene Energie im Produkt (inkl. Produktion) | Einheit | Quelle |
|---|---|---|---|---|---|
| **Direkte Energiequellen** | | | | | |
| Diesel | | | 45,7 | MJ/l | Ecoinvent 2003 [1)] |
| Strom | | | 11,7 | MJ/kWh | Ecoinvent 2003 [1)] |
| Heizmaterial | | | 49,9 | MJ/l | Ecoinvent 2003 [1)] |
| Schmierstoffe | | | 45,7 | MJ/l | Ecoinvent 2003 [1)] |
| **Düngemittel** | | | | | |
| Stickstoff | 44,4 | 2,5 | | MJ/kg | Patyk et al. (1997); Brentrup et al. (2008) |
| Phosphor | 13,3 | 4,3 | | MJ/kg | Patyk et al. (1997); Brentrup et al. (2008) |
| Kalium | 8,4 | 0,5 | | MJ/kg | Patyk et al. (1997); Brentrup et al. (2008) |
| Kalk | | 0,5 | | MJ/kg | Patyk et al. (1997); Brentrup et al. (2008) |
| **Saatgut** | | | | | |
| Saatgut Weizen | 5,5 | | | MJ/kg | Hülsbergen (2003) |
| Saatgut Gerste | 5,5 | | | MJ/kg | Hülsbergen (2003) |
| Saatgut Kartoffel | 1,3 | | | MJ/kg | Hülsbergen (2003) |
| Saatgut Zuckerrübe | 98 | | | MJ/kg | Hülsbergen (2003) |
| **Energiebedarf für die Produktion von** | | | | | |
| Energiefutter | 9,6 | | | MJ/kg | CH-FARMIS; Ecoinvent (2003) |
| Proteinfutter | 9,6 | | | MJ/kg | CH-FARMIS; Ecoinvent (2003) |
| Sonstiges | 9,6 | | | MJ/kg | CH-FARMIS; Ecoinvent (2003) |
| Milchleistungsfutter | 5,1 | | | MJ/kg | CH-FARMIS; Ecoinvent (2003) |
| Transport Getreide | | 0,5 | | MJ/kg | Patyk et al. (1997); Brentrup et al. (2008) |
| **Energie für Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger** | | | | | |
| Energie Wirtschaftsdünger | 9,0 | | | MJ/m³ | Döhler (2008) |
| **Energiebedarf für Pflanzenschutzmittel** | | | | | |
| Herbizide | 218,6 | | | MJ/kg | Ecoinvent (2003) [1)] |
| Fungizide | 124,4 | | | MJ/kg | Ecoinvent (2003) [1)] |
| Insektizide | 299,0 | | | MJ/kg | Ecoinvent (2003) [1)] |
| Wachstumsregler | 124,4 | | | MJ/kg | Ecoinvent (2003) [1)] |

1) Koeffizient konsistent mit CAPRI.

Quelle: Eigene Darstellung auf Basis der dargestellten Quellen.

## Futtermittel

Der Futtermitteleinsatz stellt einen maßgeblichen Anteil am Energieeinsatz der Tierhaltungsverfahren dar. In dieser Arbeit wird die Prozessenergie und Transportenergie für die Futtermittel berechnet (Tabelle 4.13).

Beim FARMIS-Modell wird über entsprechende Modellrestriktionen sichergestellt, dass der Bedarf der Tiere an Protein, Rohfaser, verdaulicher Energie und Trockenmasse durch die eingesetzten Futtermittel abgedeckt wird.

**Grundfutter**

Die Energie, die für die Produktion der Grundfutterarten notwendig ist, wird den verschiedenen Tierverfahren als Energiebedarf zugeschlagen. Deshalb wird der Energieeinsatz pro Kilogramm Futter, differenziert nach Anbauverfahren (z. B. Ackerfutter oder Grünland), berechnet.

**Futtergetreide**

In den Buchführungsdaten sind Angaben zum Umfang des verfütterten Getreides aus eigener Erzeugung vorhanden. Mit Hilfe dieser Informationen wird der Anteil des eigenen Futtergetreides am gesamten Futtergetreide berechnet. Für das Futtergetreide aus der eigenen Produktion wird der Energieaufwand für dessen Erzeugung der jeweiligen Betriebsgruppe verwendet. Wird Getreide für die Verfütterung zugekauft, wird auf den durchschnittlichen Energieeinsatz pro Tonne Getreide des gesamten Sektors zurückgegriffen.

Für die übrigen zugekauften Futtermittel, wie z. B. Mineralfutter oder Sojaschrot, werden Standardwerte herangezogen (Tabelle 4.13).

### 4.5.3 Gesamter Energieinput und Energiebilanzierung

Der gesamte Energieinput für die Ackerfrüchte wird, wie oben beschrieben, als Summe aus den direkten Energieinputs (Diesel, Heizmaterial, Treib- und Schmierstoffe und Strom) sowie den indirekten Energieinputs (mineralische und organische Dünger, Saatgut und Pflanzenschutzmittel) berechnet. Analog dazu berechnet sich der gesamte Energieinput für die tierischen Verfahren aus den direkten Energieinputs und den Energieinputs für Futtermittel sowie dem Energiebedarf von kombinierten Produktionsverfahren (analog zu RAUMIS wird den Kühen der Energiebedarf für die Nachzucht zugeschlagen; siehe Abbildung A.1).

Bei einigen Produktionsverfahren entstehen Kuppelprodukte (z. B. Milch und Fleisch). Um die Energieaufwendungen pro Produkt zu ermitteln, müssen die Energieaufwendungen des Produktionsverfahrens mithilfe eines Zuteilungsschlüssels auf die verschiedenen Produkte aufgeteilt werden. Ein allgemein anerkannter Zuteilungsschlüssel existiert derzeit nicht. Es besteht die Möglichkeit, die Energieaufwendungen auf Basis vordefinierter Anteile auf die einzelnen Kuppelprodukte zu verteilen (Britz et al., 2007); bei dieser Vorgehensweise sind jedoch keine betriebsindividuellen Produktionsschwerpunkte und Leistungsniveaus berücksichtigt.[47] Bei der Umweltgesamtrechnung orientiert sich die Zuteilung an den monetären Werten der einzelnen Outputs (Schmidt et al., 2009). Die Betriebe erzielen jedoch teilweise sehr unterschiedliche Preise für ihre Produkte, was auf unterschiedliche Qualitäten und Vermarktungsstrategien zurückzuführen ist. So würde die Verwendung von betriebsindividuellen Preisen zu einer verminderten Vergleichbarkeit in Be-

[47] Beispielsweise wählen die Betriebe zwischen Kuhrassen, deren Hauptzuchtziel eine hohe Milchleistung ist (z. B. Holstein-Friesian) und Rassen, die sowohl auf Milch als auch auf Fleischleistung gezüchtet werden (z. B. Fleckvieh).

zug auf den Energieverbrauch der physischen Produktoutputs führen. Um einerseits die betrieblichen Besonderheiten der Produktion und anderseits eine Vergleichbarkeit zwischen den Betriebsgruppen zu gewährleisten, wird in dieser Arbeit der physische Produktoutput mit dem Durchschnittspreis aller Betriebsgruppen gewichtet. Mithilfe dieses Faktors wird der gesamte Energieinput der Tierverfahren auf die einzelnen Kuppelprodukte aufgeteilt.[48]

Die Ergebnisse können bei pflanzlichen und tierischen Produktionsverfahren sowohl pro Aktivität als auch pro Produkteinheit dargestellt werden. Das Kuppelprodukt Stroh und die darin gebundene Energie sind nicht berücksichtigt. Um den Energieeinsatz verschiedener Getreidearten zu vergleichen, wird für Ackerfrüchte auch der Energieeinsatz pro Getreideeinheit (GE) dargestellt.[49] Bei der Energiebilanz der pflanzlichen Produktionsverfahren wird die Energie (Brennwert[50]), die in den Ernteprodukten gespeichert wird, verwendet. Für die Bilanzierung werden vom gesamten Energieoutput der Energieinput sowie die im Saatgut enthaltene Bruttoenergie abgezogen.

Die Koeffizienten für die Energiebilanzierung unterschieden sich wesentlich zwischen den verschiedenen Studien. Um die Auswirkungen geänderter Koeffizienten auf die Ergebnisse abzuschätzen wurde in Anhang 2.3 eine Sensitivitätsanalyse für die Koeffizienten der Energiebilanz durchgeführt.

## 4.6 Ökonomische Kennzahlen

In FARMIS sind bereits einige ökonomische Indikatoren implementiert, die in Abbildung 4.6 überblicksartig zusammengefasst sind. Basierend auf den betrieblichen Einkommensindikatoren können für die sektorale Betrachtung die entsprechenden Indikatoren der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung dargestellt werden (Abbildung 4.6; vgl. Bertelsmeier, 2005: 105 ff.).

---

[48] Im Falle von Zeitreihenanalysen müssen identische Preisverhältnisse verwendet werden.

[49] Die Getreideeinheit ist definiert als „eine Kennzahl, die in Abhängigkeit der Verwendungsstruktur des landwirtschaftlichen Erzeugnisses in der Fütterung das Energielieferungsvermögen eines Erzeugnisses im Verhältnis zum errechneten Energielieferungsvermögen von Futtergerste wiedergibt“ (BMELV, 2009a: Begriffsdefinitionen).

[50] Im Vergleich zum Heizwert ist beim Brennwert auch die Energie enthalten, die im Wasserdampf bei der Verbrennung freigesetzt wird.

**Abbildung 4.6:** Einkommensrechnung im Betriebsgruppenmodell FARMIS

<table>
<tr><th colspan="5">Sektoral</th><th colspan="4">Betrieblich</th></tr>
<tr><td rowspan="3">Produktions-wert</td><td colspan="4">Vorleistungen</td><td colspan="2">Materialaufwand</td><td rowspan="3">Sach-aufwand</td><td rowspan="4">Betriebs-ertrag</td></tr>
<tr><td rowspan="6">Brutto-wert-schöpfung zu Markt-preisen</td><td colspan="3">Indirekte Steuern</td><td colspan="2">Indirekte Steuern</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Brutto-wert-schöpfung zu Faktor-kosten</td><td colspan="2">Abschreibungen</td><td colspan="2">Abschreibungen</td></tr>
<tr><td rowspan="4">Subven-tionen</td><td rowspan="4">Netto-wert-schöpfung zu Faktor-kosten</td><td>Fremdlöhne</td><td>Fremdlöhne</td><td>Fremdlöhne</td><td rowspan="4">Betriebs-einkommen</td></tr>
<tr><td>Fremdzinsen</td><td>Fremdzinsen</td><td rowspan="3">Roh-einkommen</td></tr>
<tr><td>Pachten</td><td>Pachten</td><td rowspan="2">Subven-tionen</td></tr>
<tr><td>Netto-einkommen</td><td>Betriebs-gewinn</td></tr>
</table>

Quelle: Bertelsmeier (2005) und Jacobs (1998).

Neben den bereits im Modellsystem verwendeten Indikatoren lassen sich mit den Testbetriebsdaten alle ökonomischen Indikatoren berechnen, die von den Bewertungssystemen „Kriteriensystem nachhaltige Landwirtschaft“ (KSNL) und dem „DLG-Nachhaltigkeitszertifikat“ berechnet werden (Tabelle 4.14).

**Tabelle 4.14:** Modellierbarkeit von ökonomischen Indikatoren

| Kennzahl | Verwendet in DLG/KSNL | | Direkt modellierbar? | Notwendige Annahmen bei der Berechnung und Modellierung |
|---|---|---|---|---|
| **Rentabilität** | | | | |
| Einkommen (Ordentliches Ergebnis + Personalaufwand) | DLG/KSNL | €/AK | ja | |
| Gewinnrate (Rentabilitätsrate) | DLG/KSNL | % | ja | (Lohnansatz) |
| Gesamtkapitalrentabilität | KSNL | % | nein | Lohnansatz |
| Eigenkapitalrentabilität | KSNL | % | nein | Lohnansatz und Pachtansatz |
| Relative Faktorentlohnung | DLG/KSNL | % | nein | Faktoransätze (Quoten, Zinsansatz, Pachtansatz, Lohnansatz) |
| **Liquidität** | | | | |
| (Ausschöpfung der) Kapitaldienstfähigkeit | DLG/KSNL | % | nein | Kapitaldienst, Einlagen/Entnahmen |
| Cashflow 1-3 | KSNL/DLG | €/ha | ja (Cashflow 1) | Einlagen/Entnahmen |
| **Stabilität** | | | | |
| Eigenkapitalanteil | KSNL | % | nein | |
| Eigenkapitalveränderung | DLG/KSNL | €/AK; €/ha | nein | Einlagen/Entnahmen |
| Nettoinvestitionen | DLG/KSNL | €/AK | nein | |
| **Wertschöpfung** | | | | |
| Betriebseinkommen | KSNL | | ja | |

Quelle: Eigene Darstellung, basierend auf Zapf et al, (2009) und Breitschuh et al. (2008)

Um eine aus ökonomischer Sicht sachgerechte Analyse durchzuführen, sind verschiedene Korrekturen der Buchführungsdaten notwendig. Dabei müssen zeitraumfremde Einflüsse sowie steuerliche Effekte bereinigt werden (vgl. DLG, 2006). In FARMIS werden die periodenbezogenen Konten des Testbetriebsnetzes in die objektbezogene Betrachtung für die Modellanalyse überführt. Einkünfte und Aufwendungen aus Betriebszweigen, die nicht im Modell enthalten sind (z. B. Fischerei), werden direkt aus den Testbetriebsdaten übernommen und in der Einkommensrechnung berücksichtigt.

**Beschreibung der verwendeten Kennzahlen**

Die Berechnungsweise von ökonomischen Kennzahlen wird in der Literatur von verschiedenen Autoren beschrieben (DLG, 2006; KOM, 2001b; Heißenhuber, 2000). Zwischen den darin vorgestellten Berechnungsweisen gibt es jedoch z. T. Abweichungen. Der folgende Abschnitt enthält deshalb eine kurze Beschreibung der in dieser Arbeit verwendeten ökonomischen Indikatoren.

**Gewinn plus Personalaufwand**

Der Gewinn stellt die wichtigste Kenngröße für die Bemessung des betriebswirtschaftlichen Erfolgs dar. Er dient als Entgelt für die nicht entlohnten Produktionsfaktoren des Betriebes. Für den Vergleich von Betrieben mit unterschiedlicher Rechtsform ist der Gewinn jedoch nicht geeignet, da bei den juristischen Personen auch der Lohn des Geschäftsführers vom Jahresüberschuss abgezogen ist. Als geeigneter Indikator für den Vergleich der Einkommenssituation verschiedener Betriebe wird im Agrarbericht deshalb der Gewinn plus Personalaufwand ausgewiesen. Diese Kennzahl drückt aus, wie viel für die Entlohnung des eingesetzten Eigenkapitals (inklusive der eigenen Fläche) sowie der gesamten Arbeitskräfte zur Verfügung steht (vgl. BMELV, 2010).

**Betriebseinkommen**

Das Betriebseinkommen zeigt die Nettowertschöpfung des Betriebes an (Abbildung 4.6). Für die Berechnung werden zum Gewinn die geleisteten Faktorkosten (Miet- und Pachtaufwand, Zinsen, Löhne) addiert. Das Betriebseinkommen gibt Auskunft darüber, wie viel für die Entlohnung der im Unternehmen genutzten Faktoren zur Verfügung steht (vgl. DLG, 2006).

Um Betriebe unterschiedlicher Größe miteinander zu vergleichen, werden die Einkommenskennzahlen in das Verhältnis zu den eingesetzten Produktionsfaktoren z. B. Arbeit oder bewirtschaftete Fläche gesetzt.

**Gewinnrate**

Die Gewinnrate zeigt die Anfälligkeit des Betriebes gegenüber Preisschwankungen. Sie errechnet sich aus dem Gewinn und dem Betriebsumsatz. Ein Vergleich dieser Kennzahl ist jedoch nur zwischen gleichen Betriebsformen sinnvoll, da zwischen eher arbeitsintensiven (z. B. Milchvieh) und eher kapitalintensiven Betrieben (z. B. Veredlung) unterschieden werden muss (vgl. DLG, 2006).

**Cashflow 1**

Der Cashflow 1 dient zur Darstellung der Finanzierungskraft des Unternehmens. Bei dessen Berechnung werden alle Einnahmen und Ausgaben für einen bestimmten Zeitraum ins Verhältnis gesetzt. Er drückt aus, welcher Betrag für die Finanzierung von Investitionen und Entnahmen zur Verfügung steht. In der vorliegenden Arbeit wird lediglich der Cashflow 1 ausgewiesen, der als Gewinn, erhöht um die Abschreibungen, definiert ist (vgl. Heißenhuber, 2000).[51]

## 4.7 Zwischenfazit – Möglichkeiten und Grenzen der abgeleiteten Indikatoren

Für die Berechnung der ökonomischen Indikatoren ist in den Testbetriebsnetzdaten naturgemäß ein Großteil der relevanten Informationen enthalten. Mithilfe der entwickelten Berechnungsalgorithmen können neben ökonomischen Indikatoren auch ausgewählte Umweltindikatoren auf Basis von Testbetriebsnetzdaten berechnet werden. Dadurch ist die simultane Analyse ausgewählter ökonomischer und ökologischer Indikatoren möglich. Hauptaugenmerk dieses Kapitels liegt in der Entwicklung von ökologischen Indikatoren. Ein Überblick der implementierten ökologischen Indikatoren ist in Tabelle 4.15 bereitgestellt.

Die hier verwendete Datengrundlage bringt jedoch auch Einschränkungen mit sich, die bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden müssen:

- In den Testbetriebsdaten sind viele relevante Informationen wie z. B. natürliche Gegebenheiten oder Nährstoffgehaltsklassen nicht enthalten. Um die fehlenden Informationen zu generieren, wurden verschiedene Berechnungsalgorithmen entwickelt. Dabei sind teilweise weitreichende Annahmen notwendig. Im Rahmen der Neufassung des europäischen Testbetriebsnetzes sollen auch umweltbezogene Variablen abgefragt werden. Es ist geplant, dass spätestens ab dem Jahr 2017 die mit Düngemittel zugekauften Nährstoffmengen der Betriebe in den Testbetriebsdaten enthalten sind (KOM, 2012: 385).
- Einige Indikatoren bilden nur einen Teilbereich ab. So liefert z. B. der Biodiversitätsindikator lediglich Aussagen über die Vielfältigkeit der Fruchtfolge und die Intensität der Bewirtschaftung. Rückschlüsse auf den Grad der gesamten Biodiversität können nicht abgeleitet werden.

[51] Bei Cashflow 2 und 3 werden noch Einlagen und Entnahmen sowie die Tilgung berücksichtigt. Diese können mit dem Modell nicht fortgeschrieben werden.

**Tabelle 4.15:** Politische Relevanz, Umweltproblem und Literaturquellen der implementierten Umweltindikatoren

| Indikator | Politische Relevanz | Umweltproblem | Quellen zu verschiedenen Berechnungsweisen | In dieser Arbeit verwendete Berechnungsweise | Einschränkungen |
|---|---|---|---|---|---|
| Stickstoffbilanz | Nachhaltigkeitsbericht (Deutsche Bundesregierung, 2012), Nitratrichtlinie (BMU et al., 2008), Düngeverordnung (BMELV, 2007) | Eutrophierung, Bodenfruchtbarkeit, Treibhausgase, Biodiversität (BMU, 2010; UBA, 2009) | Flächenbilanz (OECD et al., 2007), Stallbilanz, Hoftor- bzw. Sektorbilanz, nationale Gesamtbilanz (Bergschmidt, 2004; Gamer et al., 2006) RAUMIS (Osterburg et al., 2008; Bach et al., 2011) | Flächenbilanz | Schätzverfahren müssen angewendet werden, Handel von organischem Dünger und Stroh sind nicht berücksichtigt |
| Phosphorbilanz | Düngeverordnung (BMELV, 2007) | Eutrophierung bei Auswaschung (Breitschuh et al., 2008) | Siehe N-Bilanz | Siehe N-Bilanz | Gehaltsklassen der Böden nicht berücksichtigt |
| $NH_3$-Emissionen | Nationale Emissionshöchstmengen (Europäisches Parlament et al., 2001), nationale Minderungsstrategien (Osterburg et al., 2002; Döhler et al., 2002), nationale Berichtspflicht (NIR, 2010) | Versauerung, Eutrophierung von Wäldern, Mooren und Ökosystemen, hohe Konzentrationen schädlich für Mensch, Tier und Pflanze (Bundesamtes für Ernährung und Forstwirtschaft, 1989) | (NIR, 2007; NIR, 2010; BMELV, 2007; Breitschuh et al., 2008; EMEP/CORINAIR, 2007; Julius et al., 2003) | (NIR, 2007) - detaillierte Berechnungsweise | Keine Informationen bzgl. der verwendeten Technologie |
| Humusbilanz | Cross Compliance - Verpflichtungen (DirektZahlVerpfl, 2004) | Bodenfruchtbarkeit (VDLUFA, 2004; LfL, 2007; VDLUFA, 2014) | (VDLUFA, 2004; StMELF, 2010; Körschens et al., 2005; LfL, 2007; VDLUFA, 2014) | Gebundener Kohlenstoff (VDLUFA, 2004; VDLUFA, 2014) | Standortfaktoren sind nicht berücksichtigt |
| Aggregierter Biodiversitätsindikator | Nationale und europäische Biodiversitätsstrategie (BMU, 2010), KOM, (1998) 0042 eng.), Förderung von Fruchtfolgen (MLR, 2015) | Diversität der Ackerkulturen, erhöht Begleitflora und –fauna (Breitschuh et al., 2008) Fläche mit hohem Naturwert (Paracchini et al., 2008) | (Shannon et al., 1949; Spellerberg et al., 2003; Paracchini et al., 2008) | (Paracchini et al., 2008) | Nur Teilbereiche der Agrobiodiversität |
| Energieeinsatz, Energiebilanz | Energieeinsparungsinitiativen (BMELV, 2009b), | Knappe Ressource, Treibhausgase (Heißenhuber, 2008) Bodenfruchtbarkeit (Breitschuh et al., 2008) | (Britz et al, 2007; OECD, 2008; Hülsbergen, 2003; VDI, 1997) | (Britz et al., 2007; Hülsbergen, 2003) | Energiegehalt von Investitionsgütern wird nicht berücksichtigt |

Quelle: Eigene Darstellung.

- Aufgrund der durch die Testbetriebsdaten bedingten Datenschutzrestriktionen können räumliche Zuordnungen (z. B. mit GIS) nicht vorgenommen werden. Um diese Einschränkung zu überwinden, wurde bei der Berechnung, z. B. der Ammoniakemissionen, auf regionale Datensätze der Wirtschaftsgebietsebene zurückgegriffen. Diese Vorgehensweise ermöglicht es, regionale Besonderheiten der Betriebe zu berücksichtigen. Allerdings sind die verfügbaren Regionaldaten, z. B. die der vorherrschenden Technologie, teilweise mehrere Jahre alt. Um bessere Ergebnisse zu erhalten, sollten, sobald verfügbar, neuere Daten herangezogen werden.
- Einige relevante Einflussgrößen der Indikatoren können in dieser Arbeit nicht einbezogen werden. So würde beispielsweise die Berücksichtigung des Güllehandels im Modell zu einem niedrigeren Stickstoffüberschuss der Veredlungsbetriebe führen. Für den Vergleich zwischen verschiedenen Szenarien kann die hier vorgestellte Berechnungsweise jedoch die Richtung und die Größenordnung der Änderungen aufzeigen. Werden Berechnungen für verschiedene Basisjahre durchgeführt, lassen sich Entwicklungen in den verschiedenen Betriebsgruppen veranschaulichen.
- Einige relevante Angaben sind in den Buchführungsdaten nur unzureichend enthalten (z. B. Zwischenfruchtanbau). Repräsentative Aussagen über deren Ausprägungen sind derzeit nicht möglich.
- Bei vielen Indikatoren werden in der Literatur unterschiedliche Berechnungsweisen oder Werte angegeben (z. B. Energieaufwand für Dünger). Dadurch wird die Vergleichbarkeit verschiedener Studien schwierig. Hier wären Forschungsprojekte notwendig, um die Unterschiede zwischen verschiedenen Systemen herauszuarbeiten, sie zu dokumentieren und zu begründen und ggf. eine Harmonisierung herbeizuführen. Um den Einfluss unterschiedlicher Annahmen zu veranschaulichen, werden in Anhang 2 verschiedene Sensitivitätsrechnungen durchgeführt.

Aufgrund der dargestellten Einschränkungen haben die Ergebnisse eine gewisse Fehlertoleranz. Geringfügige Abweichungen zwischen den Indikatorergebnissen einzelner Betriebsgruppen und Szenarien sind deshalb nicht interpretierbar. Um die Aussagefähigkeit der berechneten Indikatoren zu überprüfen, wird im folgenden Kapitel eine Validierung durchgeführt.

# 5 Vergleich der implementierten Indikatoren mit Ergebnissen auf Basis von detaillierten Betriebsdaten

Wie in Kapitel 4 beschrieben, sind für die Berechnung der Indikatoren teilweise weitreichende Annahmen und Berechnungsmethoden notwendig. Um die Qualität und Glaubwürdigkeit der Ergebnisse zu gewährleisten, müssen die implementierten Indikatoren einem Validierungsprozess unterzogen werden, der einen entscheidenden Teil der Modellentwicklung darstellt (vgl. Kleijnen, 1995). Allerdings ist es laut McCarl (1984) nicht möglich, ein Modell als vollständig valide zu bezeichnen: „A model can never be validated, only invalidated“. Die Validierung erhöht oder vermindert also die Glaubwürdigkeit und Aussagekraft eines Modells (McCarl, 1984: 157) und zeigt auf, ob das Modell für den beabsichtigten Zweck nutzbar ist (Rykiel, 1996).

In Validationsprozessen sollte möglichst ein Vergleich zwischen simulierten Ergebnissen und beobachteten Werten enthalten sein (Rykiel, 1996). Dafür sollten „Vergleiche zwischen Werten angestellt werden, die sich einerseits gemäß des speziellen Bildes (Modells) ergeben müssten („Soll“) und den Werten, die sich andererseits am Untersuchungsobjekt unmittelbar feststellen lassen (‚Ist’)“ (Zschocke, 1995: 29). Aufgrund der Anonymität der Testbetriebsdaten sind weder Zusatzerhebungen noch ein direkter Vergleich mit anderen Datenquellen (z. B. INVEKOS) möglich. Um trotz dieser Einschränkung einen Beitrag zur Validierung zu ermöglichen, werden die Ergebnisse der FARMIS- Berechnungen mit detaillierten Erhebungen aus dem „Kriteriensystem Umweltverträgliche Landwirtschaft“ (KUL) verglichen. KUL ist ein einzelbetriebliches Bewertungssystem, bei dem die Informationen für die Umweltindikatoren auf den landwirtschaftlichen Betrieben erhoben werden. Bei einer Bewertung mit KUL fließen z. B. Daten aus der Buchführung, der Schlagkarteien etc. ein. Außerdem ist es möglich den Betriebsleiter direkt zu befragen. Für den Vergleich mit FARMIS wird jedem KUL-Betrieb eine vergleichbare Gruppe von Betrieben aus dem Testbetriebsnetz (TBN) zugeordnet. Ziel von FARMIS ist es, repräsentative Aussagen für eine Gruppe von Betrieben zu treffen. Ziel der Vergleichsrechnungen ist es zu überprüfen, ob die detaillierten Erhebungen zu vergleichbaren Ergebnissen führen wie die Berechnungen für ähnliche Betriebe mit FARMIS. Eine exakte Übereinstimmung kann dabei nicht erreicht werden, da bei vielen Indikatoren (z. B. N-Bilanz) selbst innerhalb bestimmter Betriebsgruppen große Streuungen auftreten (Schmidt et al., 2007).

Die Vergleichsberechnungen haben zum Ziel, die Indikatorergebnisse der beiden Datenbasen gegenüberzustellen und mögliche Unterschiede zu analysieren. Dadurch sollen die in Kapitel 4 vorgestellten Berechnungsalgorithmen gestützt und ggf. verbessert werden. Die Vergleichsrechnungen gliedern sich in folgende Schritte:

- Anforderungen und Auswahl des Vergleichssystems
- Auswahl der Zuordnungskriterien und Zuordnung der Betriebe
- Strukturelle Unterschiede der Vergleichsgruppen
- Vergleich und Analyse der KUL- und FARMIS-Ergebnisse

## 5.1 Anforderungen und Auswahl des Vergleichssystems

### Anforderungen an das Vergleichssystem

In Deutschland existieren mehrere Indikatorensysteme auf einzelbetrieblicher Ebene, die für den Vergleich mit FARMIS verwendet werden könnten (vgl. Kapitel 3.1). Das System, das für den Vergleich mit den Indikatoren dieser Arbeit verwendet wird, sollte folgende Anforderungen erfüllen:

1. Die berechneten Indikatoren sollten jeweils die gesamte Produktion des Betriebes umfassen und sich nicht nur auf einzelne Teilschläge oder Teilbereiche beschränken.
2. Mit dem Modellsystem FARMIS sollen Aussagen abgeleitet werden, die für eine Gruppe von Betrieben repräsentativ sind. Aus diesem Grund sollte eine Mindestanzahl an Betrieben verschiedener Betriebsformen und Regionen vorliegen.
3. Der Indikatorensatz sollte mit den in dieser Arbeit verwendeten Indikatoren korrespondieren (Düngebilanzen, Ammoniakemissionen, Humusbilanz, Biodiversitätsindex, Energieeinsatz).
4. Im Idealfall liegen detaillierte Buchführungsdaten der einbezogenen Vergleichsbetriebe vor. Dies würde es ermöglichen, die Indikatoren mit FARMIS zu berechnen und anschließend mit den detaillierten Messwerten derselben Betriebe zu vergleichen. Das würde den eingangs dargestellten Anforderungen, wenn auch mit einer anderen Datengrundlage, sehr nahe kommen.
5. Die Vergleichsbetriebe in dieser Arbeit sollten aus einem einzigen Bewertungssystem stammen, da ansonsten die Unterschiede zwischen den Systemen berücksichtigt werden müssten.[52]

In dieser Arbeit werden Betriebe aus KUL für den Vergleich herangezogen (vgl. Breitschuh et al., 2008). Das KUL-System erfüllt die meisten der dargestellten Anforderungen: 1. Die Bewertung findet auf Betriebsebene statt, 2. KUL verfügt über einen Datenpool von ca. 650 Beobachtungen[53] und 3. die Indikatoren in FARMIS basieren weitestgehend auf einer vergleichbaren Berechnungsweise.

### Einschränkungen beim Vergleich der FARMIS-Ergebnisse mit Vergleichsbetrieben aus dem KUL-Datensatz

Beim Vergleich der Ergebnisse steht einer großen Anzahl von Testbetrieben nur eine begrenzte Anzahl an Vergleichsbetrieben aus dem KUL gegenüber. Daraus ergeben sich einige Einschränkungen, die bei der Interpretation der Ergebnisse beachtet werden müssen:

- Nicht in allen Bundesländern sind ausreichend viele Betriebe aus dem KUL vorhanden. Entsprechend werden nur ausgewählte Bundesländer mit einer ausreichenden Anzahl an Betrieben, berücksichtigt.

---

[52] Vergleichende Darstellungen der verschiedenen Systeme werden von unterschiedlichen Autoren bereitgestellt (Zapf et al., 2009; Roedenbeck, 2004).

[53] Sind Betriebe in mehreren Jahren enthalten, werden sie für jedes Jahr als Extra-Beobachtung geführt.

- Für Szenarienanalysen mit FARMIS ist es notwendig, das dreijährige Mittel der verwendeten Betriebe heranzuziehen. Dadurch wird der Einfluss von einzelnen Jahren und von Extremwerten reduziert. Bei den Vergleichsberechnungen ist keine Durchschnittsbildung mehrerer Jahre möglich, da von den ca. 350 verschiedenen KUL-Betrieben nur wenige als „balanced panel“ vorliegen. Allerdings werden den KUL-Betrieben nur TBN-Betriebe aus dem identischen Jahr zugeordnet. Dadurch ist der Einfluss einzelner Jahre (z. B. trockenes Jahr) für die Vergleichsrechnungen zu vernachlässigen, da sowohl die KUL, als auch die TBN-Betriebe gleichermaßen davon betroffen sind.
- Ein Großteil der enthaltenen Betriebe nimmt freiwillig am KUL-System teil. Die Teilnahme an einem derartigen System zeigt tendenziell ein gewisses Interesse an Agrarumweltthemen. Entsprechend ist zu erwarten, dass eher die „besseren“ Betriebe enthalten sind.
- Auf die Ausprägung der Indikatoren wirken sich eine Vielzahl von Einflussfaktoren aus. Diese können nicht alle als Zuordnungskriterium berücksichtigt werden.
- Durch die Zuordnung von Vergleichsbetrieben wird versucht, möglichst ähnliche Betriebe miteinander zu vergleichen. Wie im Kapitel 5.2 beschrieben wird, kann dennoch keine 100 % Übereinstimmung aller relevanten Betriebsmerkmale erreicht werden.
- Die Berechnungsweise und die zugrunde liegenden Koeffizienten der berücksichtigten Indikatoren sind teilweise unterschiedlich. Es ist deshalb für jeden Indikator zu prüfen, ob ein Vergleich sinnvolle Ergebnisse ermöglicht und ob für die Vergleichsberechnungen Anpassungen in der Berechnungsweise vorgenommen werden müssen.

## 5.2 Zuordnung der Vergleichsgruppen

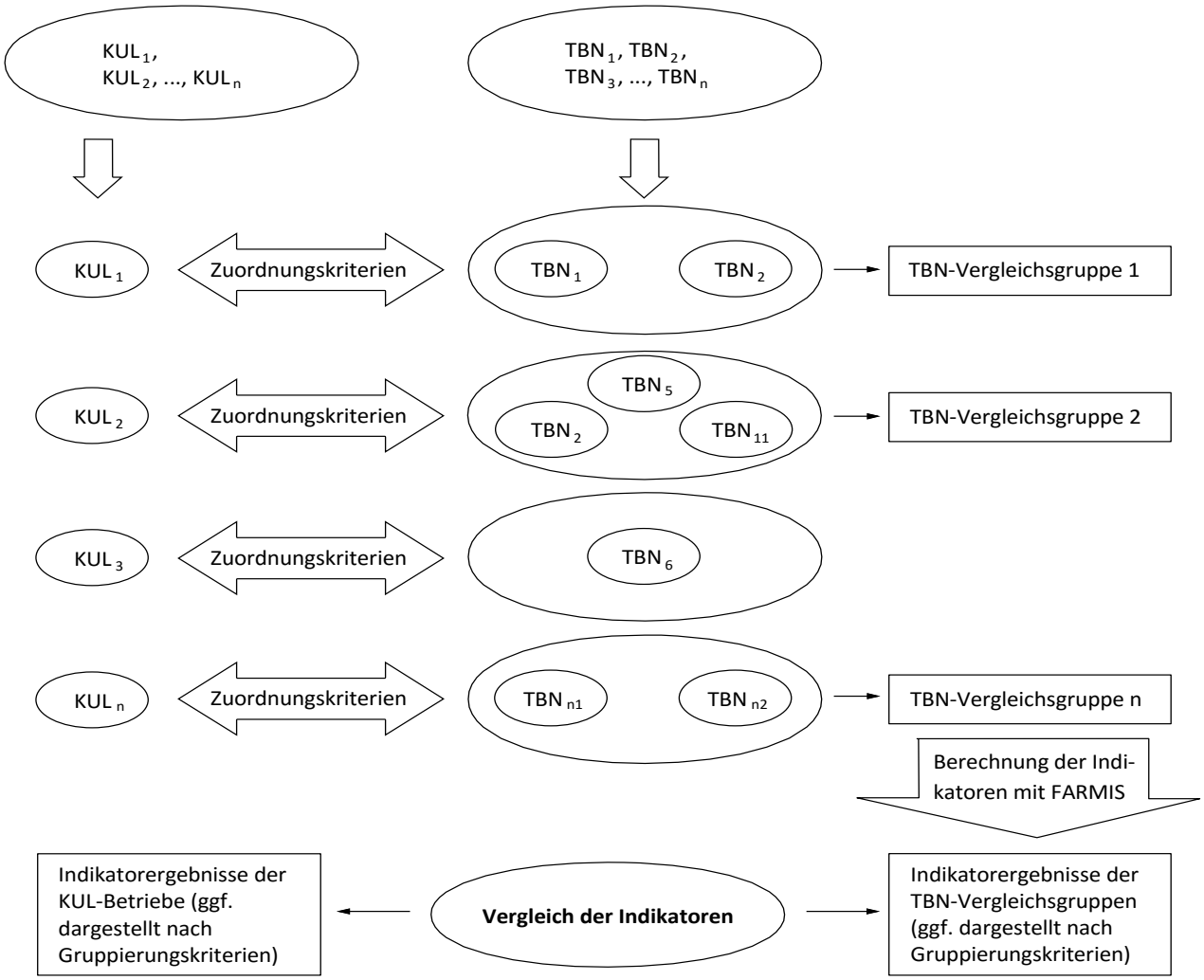
Für die Vergleichsrechnungen wird jedem KUL-Betrieb eine Gruppe von Testbetrieben nach bestimmten Zuordnungskriterien zugeordnet und zu einer Betriebsgruppe zusammengefasst.[54] Die Betriebe aus beiden Datensätzen sollten möglichst ähnlich sein. Bei der Auswahl der Vergleichskriterien ist es notwendig, möglichst alle relevanten Einflussfaktoren auf die untersuchten Indikatoren zu berücksichtigen. Ist dies nicht der Fall, kommt es zu einem Fehler, der bei der Interpretation der Vergleichsergebnisse berücksichtigt werden muss. Um für die KUL-Betriebe die passenden Vergleichsbetriebe zu finden und den Selektionsfehler zu minimieren, existieren verschiedene Matching-Verfahren. Hierbei wird versucht, Vergleichsbetriebe mit identischen Merkmalsausprägungen zu finden (vgl. Jaenichen, 2002).

Als Maß für die Ähnlichkeit der Betriebe kann die Euklidische Distanz herangezogen werden. Bei dieser Methode fließen alle Vergleichskriterien simultan in die Bestimmung der Ähnlichkeit ein

[54] Das Ziel der Vergleichsgruppen und der entsprechenden Schichtung besteht darin, die implementierte Berechnungsweise der Indikatoren zu validieren. Bei der Analyse von Markt- und Politikoptionen muss Schichtung entsprechend der jeweiligen Forschungsfrage verwendet werden.

(Schulze Pals, 1994; Fenneker, 2002; Thobe, 2008). Der Nachteil der Euklidischen Distanz ist, dass alle Zuordnungskriterien das gleiche Gewicht aufweisen. Um dies zu überwinden, besteht die Möglichkeit, die zulässige Abweichung für jedes Kriterium einzeln festzulegen (vgl. Nieberg et al., 2007). In der vorliegenden Arbeit wird das von Nieberg et al. (2007) verwendete Matching-Verfahren zugrunde gelegt, da die einzelnen Kriterien je nach Bedeutung gewichtet werden können. Die schematische Vorgehensweise bei der Zuordnung ist in Abbildung 5.1 dargestellt.

**Abbildung 5.1:** Schematische Darstellung der Zuordnung der Testbetriebsdaten zu den KUL-Betrieben




Quelle: Eigene Darstellung nach Nieberg et al. (2007).

### Auswahl der Zuordnungskriterien

Die Auswahl der Vergleichskriterien muss sich an deren Einfluss auf den Untersuchungsgegenstand orientieren. Um eine gute Übereinstimmung der Vergleichsbetriebe zu gewährleisten, sollten möglichst viele Kriterien genau übereinstimmen. Ein höherer Grad an Übereinstimmung wirkt sich jedoch negativ auf die Anzahl der berücksichtigten Betriebe aus. Der Einfluss von z. B. Leistungsparametern ist für die berechneten Indikatoren entscheidender als die absolute Größe ei-

nes Betriebes. Aus diesem Grund werden bei der Ausstattung mit Produktionsfaktoren größere Abweichungen zugelassen als bei der Ertragsklasse oder dem Viehbesatz. Die einbezogenen Zuordnungskriterien sind in Tabelle 5.1 dargestellt und werden im Folgenden beschrieben.[55]

**Tabelle 5.1:** Kriterien für die Zuordnung der Testbetriebsdaten zu den KUL-Betrieben

| Zuordnungskriterien | | Zulässige Abweichung [1)] |
|---|---|---|
| **Ertragsklasse des Betriebes** | | |
| Erträge der Ackerkultur Weizen | t/ha | ± 30 % |
| Milchleistung pro Kuh | t/Kuh | ± 30 % |
| **Region** | | |
| Standort des Betriebes | Bundesland | Keine Abweichung |
| **Betriebsform** | | |
| Ökologisch/konventionell | | Keine Abweichung |
| Großvieheinheiten Schweine | GV/ha | ± 20 % |
| Großvieheinheiten Rinder | GV/ha | ± 20 % |
| **Ausstattung mit Produktionsfaktoren** | | |
| Gesamte Fläche | ha | ± 40 % oder ± 20 ha und > 25 ha |
| Grünlandanteil | ha | ± 40 % oder 20 ha |

1) Verändert nach Nieberg et al. (2007).

Quelle: Eigene Darstellung.

### Ertragsklasse des Betriebes (natürliche Bedingungen)

Die Höhe des Ertrags hat einen Einfluss auf nahezu alle Indikatoren dieser Arbeit. Nieberg et al. (2007) schlagen den Vergleichswert der landwirtschaftlichen Nutzung als Zuordnungskriterium vor. Der Vergleichswert der landwirtschaftlichen Nutzung ist in KUL nicht ausgewiesen. Deshalb wird für die Ackerkulturen das Ertragsniveau von Winterweizen[56] verwendet. Bei milchviehhaltenden Betrieben wird zusätzlich die Milchleistung der Kühe berücksichtigt, da sie starke Auswirkungen auf die Bewirtschaftungsintensität, die Futteraufnahme sowie den Wirtschaftsdüngeranfall hat.

### Region

Die regionale Abgrenzung erfolgt auf Ebene der Bundesländer. Eine Zuordnung auf Ebene der Wirtschaftsgebiete würde zwar zu homogeneren Gruppen im Hinblick auf die natürlichen und

[55] Für die Zuordnung von konventionellen Vergleichsbetrieben zu ökologisch wirtschaftenden Betrieben werden von Nieberg et al. (2007) Richtlinien und Zuordnungskriterien vorgeschlagen. Dabei stehen Einkommensindikatoren im Vordergrund. Einige der von Nieberg er al. (2007) verwendeten Zuordnungskriterien sind auch für die Fragestellung der vorliegenden Arbeit von Bedeutung und werden entsprechend übernommen.

[56] Das Ertragsniveau weiterer Fruchtarten sowie ein aggregierter Ertragsindex wurden ebenfalls als Zuordnungskriterium getestet. Dadurch käme es jedoch zu einem starken Rückgang der einbezogenen Betriebe bei ansonsten sehr ähnlichen Ergebnissen.

wirtschaftlichen Standorteigenschaften führen, allerdings würde sich dadurch die Anzahl der Vergleichsgruppen drastisch reduzieren.

**Betriebsform**

In KUL wird die Betriebsform nicht nach der EG-Betriebssystematik zugeordnet. Die Abgrenzung der Betriebsformen erfolgt deshalb auf Basis des Viehbesatzes (GV/ha).

**Flächenausstattung**

Der Umfang der bewirtschafteten Fläche wirkt sich zunächst kaum auf die Ausprägung der Indikatoren aus. Die Art der verwendeten Technologie kann sich jedoch auf die Ergebnisse der Indikatoren auswirken und unterscheidet sich häufig zwischen den verschiedenen Betriebsgrößen. So wird bei der landwirtschaftlichen Nutzfläche und beim Grünlandanteil eine größere Abweichung als bei den anderen Zuordnungskriterien von 40 % oder 20 ha toleriert. Für die TBN-Betriebe wurde eine Mindestfläche von 25 ha eingefügt, da in KUL die kleinsten Betriebe ca. 30 ha bewirtschaften.

Basierend auf den hier beschriebenen Kriterien wird versucht, jedem KUL-Betrieb eine Vergleichsgruppe aus den Testbetriebsdaten zuzuordnen (Abbildung 5.1). In jeder Vergleichsgruppe müssen mindestens zwei Testbetriebe enthalten sein. Die Zuordnung erfolgt auf einzelbetrieblicher Ebene, da dies genauer ist als die Zuordnung von aggregierter Betriebsdaten. Für die Darstellung der Ergebnisse werden die einzelbetrieblichen Daten jedoch nach verschiedenen Klassenkriterien zusammengefasst (z. B. nach GV/ha).

## 5.3 Struktur und Ähnlichkeit der Vergleichsgruppen

Die Ungleichheit der jeweiligen Vergleichsgruppen bestimmt die Qualität der Ergebnisse (Brosius, 2011). In den folgenden Kapiteln werden die Ergebnisse der KUL- und TBN-Vergleichsgruppen gegenübergestellt. Zur Einordnung werden zunächst die Strukturparameter der verwendeten Betriebe analysiert.

Die Betriebe, die für die Vergleichsrechnung herangezogen werden, repräsentieren nicht den gesamten Sektor. Es fließen nur die Betriebsformen und Regionen ein, die in KUL existieren und für die eine TBN-Vergleichsgruppe gefunden wurde (Tabelle 5.2). Insgesamt werden ca. 3.100 Betriebe aus dem TBN für den Vergleich mit den 132 Betrieben aus KUL herangezogen. Es ist möglich, dass einzelne Testbetriebe für mehrere Vergleichsgruppen verwendet werden. Mit 79 Betrieben sind im Jahr 2004 die meisten KUL-Betriebe vorhanden, ein Großteil davon aus Nordrhein-Westfalen (70). Entsprechend beeinflusst Nordrhein-Westfalen und das Jahr 2004 die Gesamtergebnisse am stärksten. Aus Gründen des Datenschutzes werden die Ergebnisse in der Regel aggregiert für alle Jahre dargestellt.

**Tabelle 5.2:** Anzahl der Vergleichsgruppen nach Bundesländern und Jahren

| | Insgesamt | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Gesamt | 132 | 79 | 23 | 14 | 6 | 6 | 4 |
| Thüringen | 23 | 7 | 7 | 6 | 3 | - | - |
| Hessen | 17 | - | 15 | 2 | - | - | - |
| Baden-Württemberg | 2 | - | - | - | - | - | 2 |
| Schleswig-Holstein | 13 | - | - | 5 | 2 | 4 | 2 |
| Nordrhein-Westfalen | 70 | 70 | - | - | - | - | - |
| Sonstige [1)] | 7 | 2 | 1 | 1 | 1 | 2 | - |

1) Aus Datenschutzgründen werden die Bundesländer nicht ausgewiesen.

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des KUL-Datensatzes.

In Tabelle 5.3 sind Durchschnittswerte für die Struktur und Leistungskennzahlen aus den beiden Datengrundlagen für die Betriebe, die in die Vergleichsrechnung einfließen, dargestellt. Neben den verwendeten Zuordnungskriterien sind einige Kriterien aufgeführt, die nicht bei der Zuordnung der Betriebe berücksichtigt werden. Bei diesen Kriterien kommt es zu größeren Abweichungen als bei den Zuordnungskriterien.

**Tabelle 5.3:** Struktur- und Leistungskennzahlen des TBN- und KUL Datensatzes

| | | Alle KUL-Betriebe | Verwendete KUL-Betriebe | TBN Vergleichsgruppen | Zuordnungskriterium | Durchschnittliche Abweichung TBN-Vergleichsgruppe ↔ KUL-Betrieb |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Ausstattung mit Produktionsfaktoren** | | | | | | |
| Landwirtschaftliche Nutzfläche | ha | 823 | 349 | 291 | ja | *-11 %* |
| davon Ackerland | ha | 697 | 281 | 236 | (ja) | *-7 %* |
| **Großvieheinheiten (gesamt)** | GV | 532 | 257 | 204 | nein | *-11 %* |
| GV Rinder | GV | 552 | 304 | 257 | nein | *-10 %* |
| GV Schweine | GV | 231 | 167 | 130 | nein | *-15 %* |
| **Milchproduktion (gesamt)** | Tsd. t | 2.983 | 1.538 | 1.122 | nein | *-18 %* |
| **Viehbesatz** | | | | | | |
| GV gesamt | GV/ha | 1 | 1,4 | 1,3 | nein | *-1 %* |
| GV Rinder | GV/ha | 1 | 1,2 | 1,2 | ja | *-2 %* |
| GV Schweine | GV/ha | 1 | 1,6 | 1,6 | ja | *-3 %* |
| **Leistungsparameter** | | | | | | |
| Milchleistung | kg/Kuh | 9.002 | 8.921 | 7.760 | ja | *-12 %* |
| Getreideertrag | dt/ha | 68 | 66 | 64 | ja/nein | *-8 %* |
| Weizenertrag | dt/ha | 77 | 77 | 75 | ja | *-2 %* |

Bei allen Kennzahlen wird der ungewichtete Mittelwert dargestellt.

Quelle: KUL-Datensatz und eigene Berechnungen mit FARMIS (2013).

### Betriebsgröße

Wie in Tabelle 5.3 dargestellt, sind die im KUL-Datensatz enthaltenen Betriebe im Durchschnitt wesentlich größer als der ungewichtete Mittelwert aller Testbetriebe (Fläche, GV und Milchproduktion). Im Vergleich zu allen Betrieben des KUL-Datensatzes sind die in der Vergleichsrechnung verwendeten Betriebe um ca. 30 bis 50 % kleiner. Dies ist darauf zurückzuführen, dass für die sehr großen KUL-Betriebe kaum entsprechende Vergleichsbetriebe in den Testbetriebsdaten existieren.

Ein umgekehrtes Bild ergibt sich bei den Testbetrieben: Hier werden für die Vergleichsgruppen eher die größeren Betriebe ausgewählt. Dennoch sind die TBN-Vergleichsgruppen im Durchschnitt 11 % kleiner als deren zugeordneter KUL-Betrieb. Eine größere Abweichung wird hier toleriert, da die absolute Betriebsgröße für die Ausprägung der Indikatoren nur von untergeordneter Wichtigkeit ist.[57]

### Viehbesatz

Beim Viehbesatz pro Hektar zeigt sich, dass sowohl bei den KUL- als auch bei den Testbetrieben eher viehintensive Betriebe berücksichtigt werden. So sind in den Vergleichsrechnungen besonders viele Schweine haltende Betriebe berücksichtigt, was daran liegt, dass im KUL-Datensatz im Jahr 2004 viele Betriebe aus den Veredlungsregionen Nordrhein-Westfalens enthalten sind (Tabelle 5.2). Beim Viehbesatz ist eine sehr hohe Ähnlichkeit zwischen den jeweiligen Vergleichsbetrieben gegeben. Der Viehbesatz liegt bei den TBN-Vergleichsgruppen im Durchschnitt lediglich 1 bis 3 % niedriger als bei deren zugeordneten KUL-Betrieben.

### Ertragskennzahlen

Die Analyse der Leistungsparameter bestätigt, dass im KUL-Datensatz die eher besseren Betriebe enthalten sind. So ist die Milchleistung der KUL-Betriebe mehr als ein Drittel höher als die der TBN-Betriebe. Entsprechend weisen die ausgewählten TBN-Betriebe zwischen 5 und 11 % höhere Erträge im Hinblick auf die dargestellten Kriterien auf als der Durchschnitt aller TBN-Betriebe. Dennoch liegt das Ertragsniveau der TBN-Vergleichsgruppen durchschnittlich unter dem der zugeordneten KUL-Betriebe (vor allem bei der Milchleistung[58]). Im Hinblick auf die Vergleichsrechnungen ist zu erwarten, dass die KUL-Betriebe auch im Umweltbereich aufgrund besseren Managements überdurchschnittliche Ergebnisse aufweisen. Zumal die Teilnahme am KUL-System für einen Großteil der Betriebe freiwillig ist.

---

[57] Bereits Nieberg, (1994) zeigt auf, dass kein systematischer Zusammenhang zwischen Betriebsgröße und Umweltwirkung besteht

[58] Die deutlich höhere Milchleistung der KUL-Betriebe ist zum Teil darauf zurückzuführen, dass im KUL die gemolkene Milchleistung erfasst wird. Die Milchleistung der TBN-Vergleichsbetriebe bezieht sich auf die verkaufte Milchmenge.

## 5.4 Vergleich der Indikatorergebnisse beider Datenquellen

Bei der Auswertung der Vergleichsrechnungen erfolgt zunächst ein Vergleich der durchschnittlichen Ergebnisse. Daran schließt sich für jeden Indikator eine differenzierte Auswertung an. Um einen Überblick der Ergebnisse der Vergleichsrechnungen zu erhalten, sind in Tabelle 5.4 die Mittelwerte aller einbezogenen Indikatoren dargestellt[59]. In einigen Jahren sind nur wenige Betriebe vorhanden. Dadurch fallen einzelbetriebliche Besonderheiten mehr ins Gewicht, was zu größeren Abweichungen zwischen den beiden Datenquellen führt. Dies wird vor allem im Jahr 2009 deutlich: Hier sind nur fünf Betriebe enthalten, weshalb es teilweise zu Abweichungen von mehr als 100 % kommt. Um die Qualität der Ergebnisse bei der Analyse verschiedener Politikoptionen mit dem Modell FARMIS zu gewährleisten, ist es notwendig, eine Mindestanzahl an Betrieben zu berücksichtigen.

**Tabelle 5.4:** Vergleich der Indikatoren zwischen den KUL-Betrieben und den TBN-Vergleichsgruppen, differenziert nach Wirtschaftsjahren

| | | | Alle Jahre | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Betriebe | Anzahl | KUL | 132 | 79 | 23 | 14 | 6 | 6 | 5 |
| Betriebe | Anzahl | FARMIS | 3.088 | 2.468 | 118 | 70 | 137 | 149 | 146 |
| Stickstoffbilanz | kg/ha | KUL | 100 | 118 | 74 | 68 | 77 | 86 | 56 |
| Stickstoffbilanz | kg/ha | FARMIS | 105 | 137 | 54 | 33 | 58 | 74 | 151 |
| Phosphatbilanz | kg/ha | KUL | 7 | 21 | -6 | -28 | -13 | -14 | -24 |
| Phosphatbilanz | kg/ha | FARMIS | 13 | 20 | 3 | -3 | -3 | 3 | 23 |
| Ammoniakemissionen | kg/ha | KUL | 47 | 60 | 36 | 31 | 36 | 29 | 32 |
| Ammoniakemissionen | kg/ha | FARMIS | 40 | 48 | 29 | 20 | 28 | 33 | 38 |
| Humusbilanz | kg C/ha | KUL | 301 | 287 | 343 | 268 | 257 | 400 | 361 |
| Humusbilanz | kg C/ha | FARMIS | 303 | 340 | 279 | 211 | 215 | 250 | 256 |
| Shannon Index | Index | KUL | 1,7 | 1,6 | 1,9 | 1,8 | 1,9 | 1,8 | 1,7 |
| Shannon Index | Index | FARMIS | 1,8 | 1,8 | 1,9 | 1,9 | 2,1 | 1,9 | 1,9 |
| Energieeinsatz | GJ/ha | KUL | 14,5 | 16,0 | 11,5 | 11,3 | 14,5 | 14,4 | 14,3 |
| Energieeinsatz | GJ/ha | FARMIS | 14,2 | 14,9 | 13,4 | 12,2 | 12,2 | 13,5 | 17,1 |

1) In den einzelnen Jahren sind unterschiedliche Betriebe berücksichtigt. Die Ergebnisse sind also nicht als Zeitreihe interpretierbar.

Quelle: KUL-Datensatz und eigene Berechnungen mit FARMIS (2013).

Beim Vergleich der Indikatoren fällt auf, dass die Stickstoff- und Humusbilanz, der Energieeinsatz/ha sowie der Shannon-Index der Vergleichsgruppen relativ ähnlich sind, während bei der Phosphatbilanz sowie bei den Ammoniakemissionen größere Unterschiede auftreten. Im Folgenden werden die Ergebnisse des Vergleichs für die einzelnen Indikatoren detailliert analysiert. Ne-

[59] Für den Vergleich der Ergebnisse wird der einfache Mittelwert über die verschiedenen Betriebe gelegt. Es erfolgt also keine Gewichtung mit der Fläche etc.

ben den Mittelwerten erfolgt eine Analyse der Streuung. Für die KUL-Betriebe liegt keine Systematisierung nach der EU-Typologie vor. Um Aussagen differenziert nach Betriebsformen zu erhalten, werden Betriebe nach ihrem GV-Besatz geschichtet (Tabelle 5.6).

### 5.4.1 Düngebilanzen

**Stickstoffbilanz**

In KUL wird standardmäßig die Hoftorbilanz, in FARMIS die Flächenbilanz ausgewiesen. Wie in Tabelle 5.5 dargestellt, werden bei der Berechnung der N-Bilanz unterschiedliche Bilanzglieder berücksichtigt. Außerdem basieren die Ammoniakemissionen auf unterschiedlichen Berechnungsweisen (Kapitel 4.2). Um einen sachgerechten Vergleich beider Datenquellen zu gewährleisten, wird in KUL und FARMIS eine modifizierte N-Bilanz berechnet (Tabelle 5.5). Hierbei werden die Ammoniakemissionen und die gasförmigen N-Emissionen in beiden Datenquellen zur Netto-N Bilanz addiert und die atmosphärische Deposition und der Nährstoffgehalt des Saatguts bei den TBN-Vergleichsbetrieben subtrahiert.

**Tabelle 5.5:** Unterschiede zwischen der N-Bilanz in KUL und in FARMIS

| | Netto-N-Bilanz FARMIS | Netto-N-Bilanz KUL | Vergleichsbilanz KUL/FARMIS |
|---|---|---|---|
| Mineralischer Dünger | x | x | x |
| Organischer Dünger | x | x | x |
| Saatgut | x | | |
| Leguminosen | x | x | x |
| Atmosphärische Deposition | x | | |
| Entzug | x | x | x |
| $NH_3$-Emissionen | x | x | |
| Sonstige gasförmige N-Verluste | x | x | |

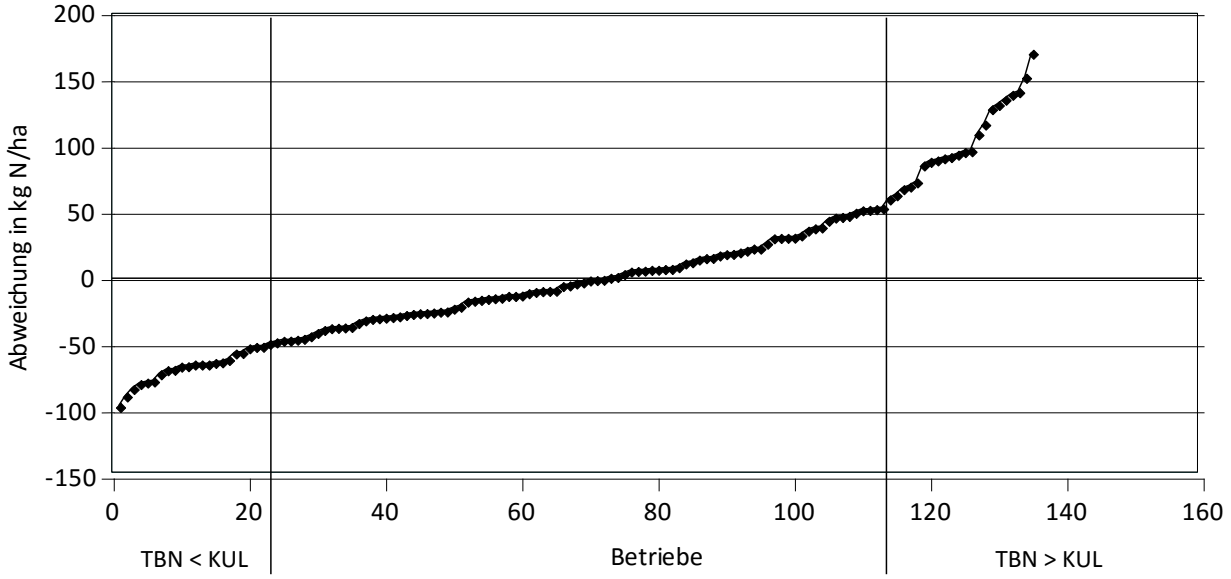
Quelle: Eigene Darstellung.

Die durchschnittliche N-Vergleichsbilanz der KUL-Betriebe liegt bei 100 kg N/ha; sie ist lediglich 5 kg niedriger als die der TBN-Vergleichsgruppen (105 kg N/ha) (Tabelle 5.4). Die Marktfruchtbetriebe der TBN-Vergleichsgruppen weisen einen um 10 % niedrigeren Bilanzwert als in KUL auf. Die N-Bilanz der Futterbau- und Veredlungsbetriebe liegt zwischen 4 und 29 kg höher als die der KUL-Vergleichsgruppen. In einigen Jahren sind nur wenige Betriebe vorhanden, was zu größeren Abweichungen führt. So kommt es bei den fünf Betrieben im Jahr 2009 zu einer Abweichung von ca. 100 kg N. Dies stützt die Aussage von Schmidt et al. (2007: 33), dass für den Vergleich von berechneten Daten mit lokal erhobenen Daten sehr große Stichproben erhoben werden müssen, da auch bei vergleichbar strukturierten Betrieben großen Streuungen der Bilanzüberschüsse beobachtet werden.

Ein differenzierteres Bild ergibt sich beim Vergleich der KUL-Betriebe mit deren jeweiligen TBN-Vergleichsgruppen. In Abbildung 5.2 ist die Abweichung der TBN-Betriebsgruppen von ihrem jeweiligen KUL-Vergleichsbetrieb in kg N/ha dargestellt. Bei einigen Betrieben kommt es zu erheblichen Unterschieden in der N-Bilanz. Um die Gründe dafür herauszufinden, wurden die Betriebe, die außerhalb einer Standardabweichung liegen, einzeln miteinander verglichen:

**Streuung**

**Abbildung 5.2:** Abweichung der N-Bilanz zwischen den KUL-Betrieben und deren TBN-Vergleichsgruppen




Quelle: KUL-Datensatz und eigene Berechnungen mit FARMIS (2013).

Bei Betrieben, **die in FARMIS eine wesentlich niedrigere N-Bilanz aufweisen**, handelt es sich um sehr flächenstarke Betriebe mit durchschnittlich mehr als 1.000 ha; sie weisen einen mittleren GV-Besatz von ca. 0,7 GV/ha auf. Bei den KUL-Betrieben liegt der N-Einsatz bei ca. 243 kg N/ha, also ca. 70 kg höher als bei den TBN-Vergleichsbetrieben. Im Durchschnitt entspricht die höhere Stickstoffzufuhr dem erhöhten N-Saldo der KUL-Betriebe. Die höhere Zufuhr stammt zu einem Großteil aus Mineraldünger, daneben düngen sechs der KUL-Betriebe zwischen 17 und 60 kg N/ha mit Biogasgülle, während in den TBN-Vergleichsbetrieben nur vier Betriebe Energiemais in nennenswertem Umfang von mehr als 5 ha anbauen. Der Zukauf von Gärresten und Wirtschaftsdünger ist in FARMIS nicht berücksichtigt. Die Unterschiede beim Mineraldüngereinsatz der großen Betriebe könnten darin begründet sein, dass diese Betriebe Mineraldünger zu günstigeren Konditionen einkaufen als kleinere Betriebe. Da der Düngereinsatz in FARMIS unter anderem auf den Ausgaben für Düngemittel beruht, kommt es zu einer Unterschätzung für die größeren Betriebe. Ein weiterer Grund für den höheren N-Einsatz liegt bei einigen der Betriebe im höheren Anteil an Ölsaaten (Tabelle 5.6). Außerdem ist ein Ökobetrieb enthalten, der in KUL im Vergleich zu seiner TBN-Vergleichsgruppe wesentlich mehr Leguminosen anbaut und dadurch eine höhere Stickstoffbilanz aufweist als seine TBN-Vergleichsgruppe.

Betriebe, **die in FARMIS eine höhere N-Bilanz aufweisen** als deren KUL-Vergleichsbetriebe, haben eine Flächenausstattung zwischen 30 und 135 ha. Die meisten dieser Betriebe weisen einen überdurchschnittlichen GV-Besatz auf (durchschnittlich 2,2 GV/ha). Die höhere N-Bilanz hat verschiedene Ursachen: 1. Die TBN-Vergleichsgruppen weisen einen höheren Mineraldüngereinsatz und höhere N-Bindung durch Leguminosen auf, 2. ist der Entzug um 13 kg N/ha niedriger und 3. exportieren ca. zwei Drittel dieser KUL-Betriebe Wirtschaftsdünger. Der Wirtschaftsdüngerhandel ist in FARMIS bislang nicht berücksichtigt (Tabelle 5.6).

**Tabelle 5.6:** Einflussfaktoren auf die N-Bilanz, dargestellt für Betriebe mit einer Abweichung von mehr als 56 kg N/ha

| | | **N-Bilanz in FARMIS wesentlich *kleiner* als in KUL** | | **N-Bilanz in FARMIS wesentlich *größer* als in KUL** | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | **KUL** | **FARMIS** | **KUL** | **FARMIS** |
| Stickstoffbilanz | kg/ha | 112 | 44 | 109 | 204 |
| Gesamt N-Einsatz | kg/ha | 243 | 174 | 259 | 340 |
| Mineraldünger-N | kg/ha | 141 | 101 | 86 | 133 |
| Leguminosen-N | kg/ha | 10 | 8 | 4 | 6 |
| Organischer N-Dünger | kg/ha | 92 | 65 | 170 | 201 |
| Entzug N | kg/ha | 131 | 130 | 150 | 137 |

Quelle: KUL-Datensatz und eigene Berechnungen mit FARMIS (2013).

## Phosphatsaldo[60]

In FARMIS orientiert sich der Phosphateinsatz am Entzug der Pflanzen. In KUL fließen darüber hinaus die Nährstoffgehaltsklassen des Bodens mit ein. Der durchschnittliche Phosphatsaldo der TBN-Vergleichsgruppen ist mit 13 kg $P_20_5$/ha etwa 6 kg höher als bei den KUL-Betrieben (7 kg $P_20_5$/ha) (Tabelle 5.4). Die Futterbaubetriebe weisen die höchsten Übereinstimmungen auf, bei Veredlungsbetrieben kommt es zu einer Differenz von ca. 10 kg/ha und bei den Ackerbaubetrieben liegt die Differenz bei durchschnittlich 16 kg $P_20_5$/ha (Tabelle 5.7). Die Streuung der Phosphatbilanzen ist bei den KUL-Betrieben wesentlich höher (-89 bis 110 kg $P_20_5$/ha) als bei den TBN-Vergleichsgruppen (-20 und 89 kg $P_20_5$/ha). Insgesamt kommt es bei ca. 46 % der KUL-Betriebe und 18 % der TBN-Vergleichsgruppen zu negativen Phosphatsalden. In KUL sind die Phosphatsalden aller Ackerbaubetriebe negativ. Phosphat kann auf Vorrat gedüngt werden und orientiert sich an der Gehaltsklasse der Böden. Es ist zu erwarten, dass Betriebe versuchen, die Grunddüngung möglichst in Tiefpreisphasen durchzuführen.

[60] In KUL wird die Einheit P in FARMIS $P_2O_5$ verwendet. Für den Vergleich wurden die KUL Werte in $P_2O_5$ umgerechnet.

**Tabelle 5.7:** Vergleich der Indikatoren zwischen KUL und FARMIS, differenziert nach GV-Besatz

| | | | < 0,5 GV (Ackerbau-betriebe) | > 0,5 GV Schweine (Veredlungs-betriebe) | > 0,5 GV Rinder (Futterbau-betriebe) |
|---|---|---|---|---|---|
| Stickstoffbilanz | kg/ha | KUL | 40,1 | 140,4 | 107,8 |
| Stickstoffbilanz | kg/ha | FARMIS | 27,8 | 169,3 | 111,6 |
| Phosphatbilanz | kg/ha | KUL | -18,6 | 21,1 | 11,6 |
| Phosphatbilanz | kg/ha | FARMIS | -4,8 | 26,7 | 14,3 |
| Ammoniakemissionen | kg/ha | KUL | 9,1 | 65,0 | 58,0 |
| Ammoniakemissionen | kg/ha | FARMIS | 10,5 | 70,5 | 38,1 |
| Shannon Index | Index | KUL | 1,7 | 1,5 | 1,8 |
| Shannon Index | Index | FARMIS | 1,9 | 1,8 | 1,8 |
| Energieeinsatz | GJ/ha | KUL | 15,3 | 14,9 | 13,8 |
| Energieeinsatz | GJ/ha | FARMIS | 14,4 | 15,4 | 13,5 |

Quelle: KUL-Datensatz und eigene Berechnungen mit FARMIS (2013).

**Fazit**

Die Mittelwerte weisen auf eine gute Übereinstimmung der N-Bilanz zwischen beiden Datengrundlagen hin, was die in der vorliegenden Arbeit verwendete Berechnungsweise stützt. Einzelne Betriebe weisen jedoch große Abweichungen von ihrem Vergleichsbetrieb auf. Die Abweichungen konnten meist mit der produktionstechnischen Ausrichtung der Betriebe erklärt werden. Die Vergleichsrechnungen verdeutlichen, dass in FARMIS die N-Bilanz bei viehintensiven Betrieben überschätzt wird, da der Wirtschaftsdüngerhandel nur innerhalb der Betriebsgruppen möglich ist.

Beim Phosphatsaldo kommt es zu einer größeren Abweichung zwischen den beiden Berechnungsweisen, da die Gehaltsklassen der Böden nicht berücksichtigt werden. Bei einer Analyse für den gesamten Sektor ist jedoch eine verbesserte Abbildung des Phosphatsaldos gewährleistet, da hier die sektoralen Verkaufsmengen in die Koeffizientengenerierung einfließen (Kapitel 4.1.3) und die Betriebsgruppen aus identischen Betrieben mehrerer Jahre bestehen. Außerdem weisen viele KUL-Betriebe eine negative Phosphatbilanz auf. In FARMIS wird von einem längerfristigen Planungshorizont ausgegangen, entsprechend wird dem Betriebsleiter unterstellt, dass er einen ausgeglichenen Nährstoffhaushalt anstrebt.[61] Die vorgenommenen Vergleichsrechnungen bestätigen die Aussage von Gamer et al. (2006: 10), dass die Aussagekraft von einzelbetrieblichen Nährstoffbilanzen zwar begrenzt ist, durch die Verwendung einer großen Anzahl von Betrieben sich jedoch die Tendenz der betrieblichen Nährstoffbilanzen gut abbilden lässt.

[61] In den vergangenen Jahren lag die Phosphatdüngung bei vielen Betrieben unterhalb des Entzugs. Dies lässt sich auf Vorratsdüngungen, hohe Nährstoffpreise und auf die gute Versorgungslage vieler Böden zurückführen.

## 5.4.2 Ammoniakemissionen

Die Ammoniakemissionen der KUL-Betriebe liegen im Durchschnitt um ca. 7 kg/ha über denen der TBN-Vergleichsbetriebe (Tabelle 5.4). Die Disaggregation nach GV-Klassen zeigt, dass vor allem die $NH_3$-Emissionen der Futterbaubetriebe in FARMIS wesentlich niedriger sind als die in KUL. Bei den Veredlungsbetrieben liegen die Emissionen der TBN-Vergleichsbetriebe leicht über den KUL-Betrieben, wohingegen bei vieharmen Betrieben in etwa gleich hohe Emissionen ermittelt werden (Tabelle 5.8).

**Tabelle 5.8:** Gasförmige N-Verluste in KUL und den FARMIS-Vergleichsgruppen im Stall bei der Lagerung und Ausbringung (in %)

| | Düngeverordnung/KUL (maximal anrechenbare Werte) | | FARMIS [1] |
|---|---|---|---|
| | Gülle | Festmist, Jauche | Mittelwert aller Wirtschaftsdüngerarten |
| | Alle gasförmigen Verluste | | |
| Milchkühe | 30 | 40 | 29 |
| Kälber | 30 | 40 | 34-37 |
| Färsen | 30 | 40 | 21-22 |
| Bullen | 30 | 40 | 26-28 |
| Mastschweine | 40 | 45 | 39 |
| Geflügel [2] | | 50 | 48-52 |
| Weidegang (alle Tierarten; in FARMIS nur Rinder) | | 75 | 9 |

1) Die dargestellten Werte beziehen sich auf die berücksichtigten Betriebe des Wirtschaftsjahrs 2003/04.
2) Bezieht sich bei FARMIS auf Legehennen und sonstiges Geflügel, Masthähnchen sind im Datensatz nicht enthalten.

Quelle: Verändert nach BMELV (2007) und eigene Berechnungen.

Die Unterschiede lassen sich vor allem darauf zurückführen, dass in KUL Standardwerte der Düngeverordnung für die Berechnung der Ammoniakemissionen verwendet werden[62] (Bundesrat, 1996; BMELV, 2007). Die Emissionsfaktoren in FARMIS stammen aus dem NIR (2010). In FARMIS fließen Annahmen zu den regionalen Stallhaltungssystemen, den Weidetagen und der verwendeten Ausbringungstechnik auf Basis von RAUMIS-Daten ein. Dadurch kommt es teilweise zu erheblichen Minderungspotenzialen im Vergleich zum Standardwert der Düngeverordnung. Wie in Tabelle 5.8 dargestellt, sind die Unterschiede zwischen KUL und FARMIS bei den verschiedenen Tierverfahren unterschiedlich groß. Bei Milchkühen und Färsen werden in FARMIS wesentlich niedrigere Werte als in KUL berechnet. Die niedrigeren $NH_3$–Emissionen in FARMIS sind bei den Vergleichsrechnungen vor allem auf die Emissionskoeffizienten für die Weidehaltung zurückzu-

[62] Diese Werte reduzieren die Stickstoffzufuhr pro Hektar und damit die berechnete N-Bilanz.

führen, die mit 0,09 kg N/kg TAN ca. achtmal niedriger sind als in der Düngeverordnung (BMELV, 2007) und damit in KUL (NIR, 2010).[63] Außerdem sind in den verwendeten Regionaldaten teilweise noch ältere Werte vorhanden, somit wird der Umfang der Kühe in Anbindehaltung überschätzt (BMELV, versch. Jgg.). Die $NH_3$-Emissionen sind in Anbindeställen niedriger als in Laufställen.

**Fazit**

Durch die Vergleichsrechnungen wurde deutlich, dass die zugrunde liegenden Annahmen zum Stallhaltungssystem aktualisiert werden müssen, sobald eine bessere Datengrundlage zur Verfügung steht.

Im KUL ist für die Ammoniakemissionen ein relativ allgemeiner Ansatz gewählt; so wird nicht zwischen verschiedenen Produktionstechniken und Haltungssystemen differenziert.[64] Aus diesem Grund ist der Vergleich der mit FARMIS berechneten $NH_3$-Emissionen mit dem Nationalen Emissionsinventar aussagekräftiger (Anhang 2.4).

### 5.4.3 Humusbilanz

Die Humusbilanz basiert bei beiden Berechnungsweisen auf den Werten des VDLUFA (2004). die VDLUFA gibt eine Spannweite für die **Humus-Koeffizienten** an. Da in FARMIS keine Informationen über die Bewirtschaftungsform oder die Standorteigenschaften vorliegen, werden standardmäßig die Mittelwerte aus unterem und oberem Wert verwendet. Im KUL hingegen basieren die Berechnungen auf den „unteren Werten“, die in VDLUFA (2004) ausgewiesen sind. Für den Vergleich der Humusbilanz werden auch in FARMIS die „unteren Werte“ verwendet.

Die durchschnittliche Humusbilanz der KUL und TBN-Vergleichsgruppen ist nahezu identisch (Tabelle 5.4). In einigen Jahren und bei einigen Betrieben kommt es jedoch zu Abweichungen um bis zu 40 %. Im Folgenden werden die Einflussfaktoren, die zu einer unterschiedlichen Humusbilanz führen können, erläutert (Tabelle 5.9):

- Die **Fruchtartenzusammensetzung** unterscheidet sich in einigen Betrieben erheblich. Im Durchschnitt werden von den KUL-Betrieben etwas mehr humuszehrende Fruchtarten angebaut. So liegt der Humusbedarf dieser Betriebe bei durchschnittlich 283 kg C/ha/a.
- Der durchschnittliche Humusbeitrag der **Erntereste** liegt bei den TBN-Vergleichsbetrieben etwa 50 kg höher als bei den KUL-Betrieben. Auf der anderen Seite liegt der Humusbeitrag des **organischen Düngers** bei den KUL-Betrieben ca. 70 kg höher als in FARMIS. Dies ist

[63] Die Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung schlägt vor, die Anrechenbarkeit von N-Ausscheidungen auf der Weide von derzeit 25 auf 60 % zu erhöhen (Osterburg et al., 2012). Dadurch würden sich die Ammoniakemissionen der KUL-Betriebe deutlich verringern.

[64] Im KUL soll zukünftig bei der Berechnung der Ammoniakemissionen ebenfalls das verwendete Wirtschaftsdüngermanagement berücksichtigt werden.

dadurch zu begründen, dass das Stroh in FARMIS nicht im Mist berücksichtigt wird, sondern im Posten der Erntereste enthalten ist (wenn es nicht verkauft wird).

- In KUL sind einige Betriebe enthalten, die Gärreste ausbringen. Dagegen wird bei den berücksichtigten TBN-Vergleichsbetrieben Energiemais nur in sehr geringem Umfang angebaut.

**Tabelle 5.9:** Vergleich der einzelnen Elemente der Humusbilanz zwischen KUL und FARMIS

| | | KUL | FARMIS | Differenz FARMIS zu KUL |
|---|---|---|---|---|
| Humusbilanz | kg C/ha | 301 | 303 | 2 |
| Fruchtarten | kg C/ha | -283 | -254 | 29 |
| Stroh | kg C/ha | 279 | 315 | 36 |
| Zuckerrübenblatt | kg C/ha | | 14 | 14 |
| Wirtschaftsdünger | kg C/ha | 300 | 227 | -73 |
| Gärreste | kg C/ha | 5 | 0 | -5 |

Quelle: KUL-Datensatz und eigene Berechnungen mit FARMIS (2013).

**Fazit**

Die Humusbilanz ist maßgeblich abhängig von den angebauten Fruchtarten und dem Viehbesatz. Für die Berechnung der Humusbilanz werden in FARMIS nur wenige Annahmen getroffen (Anteil des Wirtschaftsdüngers auf Grünland und Ackerflächen).

In weiterführenden Analysen mit FARMIS wird bei der Berechnung der Humusbilanz für die Ackerkulturen der Mittelwert aus der von VDLUFA vorgegebenen Spanne angegeben. Dies hat zur Folge, dass das Niveau der Humusbilanzen niedriger liegt als in der Vergleichsberechnung.

### 5.4.4 Fruchtartendiversität

In KUL wird der Shannon-Weaver-Index[65] berechnet. Der Shannon-Weaver-Index stellt nur einen Teil des Biodiversitätsindikators des in der vorliegenden Arbeit abgeleiteten Indikators dar. Ein sinnvoller Vergleich der FARMIS- und KUL-Ergebnisse kann für diesen Indikator aus folgenden Gründen nicht durchgeführt werden:

Die Einzelbetriebe aus KUL werden den Vergleichsgruppen aus dem TBN gegenübergestellt. Wie in Kapitel 4.4 beschrieben, führt die Gruppenbildung tendenziell zu einer höheren Fruchtartendiversität (Tabelle 5.4). Methodisch wird in KUL zusätzlich Grünland als Kultur berücksichtigt. Im Hinblick auf Biodiversität ist Grünland wertvoller als Ackerland, deshalb wird es in KUL mit dem

[65] Im KUL wird neben dem Shannon-Weaver-Index für die Ackerflächen auch ein modifizierter Shannon-Weaver-Index ausgewiesen, der Grünland und zukünftig auch Zwischenfrüchte berücksichtigt.

Faktor 3 bewertet. In FARMIS ist das Grünland in einem aggregierten Biodiversitätsindex berücksichtigt. Der Shannon-Weaver-Index wird allein von der Anbaustruktur der Betriebe bestimmt, welche bei der Vergleichsgruppenbildung nicht berücksichtigt wird.

**Fazit**

Für die Berechnung des Indikators aus den Buchführungsdaten müssen keine Annahmen getroffen werden. Eine Überprüfung der Berechnungsweise ist deshalb weder zielführend noch notwendig.

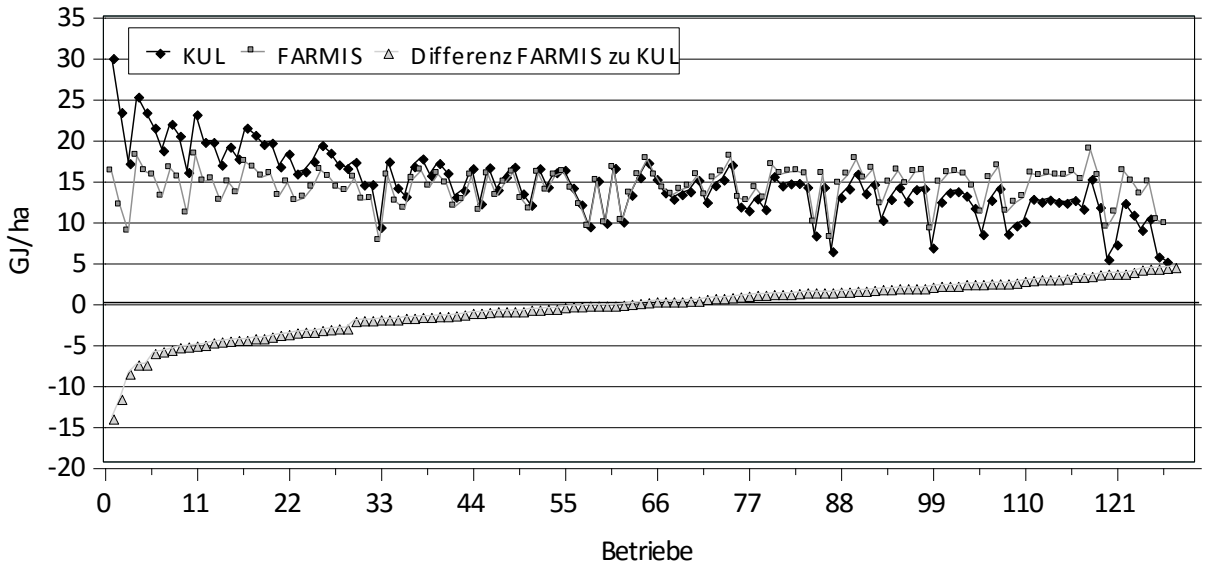
### 5.4.5 Energieeinsatz

In FARMIS wird der Energieinput pro Hektar oder Produkteinheit dargestellt. Da bei den KUL-Daten der Bezug zum Produkt nicht hinreichend möglich war, wird der Energieeinsatz pro Hektar für die Vergleichsrechnung herangezogen. Die in FARMIS verwendeten Energiekoeffizienten unterscheiden sich teilweise von den in KUL verwendeten Werten (vgl. Kapitel 4.5). Um eine bessere Vergleichbarkeit zwischen den beiden Datenbasen zu ermöglichen, werden für die Vergleichsrechnungen auch in FARMIS die in KUL verwendeten Energiekoeffizienten verwendet und die Bilanzglieder harmonisiert. Dadurch kann ein Vergleich der Höhe der Energieflüsse in beiden Systemen gezogen werden. Der durchschnittliche Energieeinsatz pro Hektar ist in beiden Berechnungsweisen nahezu identisch (14,5 bzw. 14,2 GJ/ha). Die Schwankung des Energieeinsatzes ist in KUL wesentlich höher (5 bis 30 GJ/ha) als bei den TBN-Vergleichsbetrieben (7 bis 21 GJ/ha) (Abbildung 5.3).

Betriebe mit einem wesentlich höheren Energieeinsatz in KUL haben bei den meisten Bilanzgliedern relativ ähnliche Werte wie ihre TBN-Vergleichsbetriebe. Größere Abweichungen sind hingegen bei den Energieaufwendungen für Treib- und Schmierstoffe festzustellen. Dies kann einerseits an speziellen Aktivitäten des Betriebes (z. B. Lohnarbeiten) liegen oder an besonders energieintensiven Produktionsverfahren (z. B. Gemüseanbau unter Bewässerung: Dieselverbräuche bis zu 500 Liter/ha).

Haben die TBN-Vergleichsbetriebe einen wesentlich höheren Energieeinsatz als ihre KUL-Vergleichsbetriebe, ist dies zu einem großen Teil auf den höheren Einsatz von Düngemitteln oder Diesel zurückzuführen.

**Abbildung 5.3:** Differenz und Schwankung des Energieeinsatzes pro Hektar der TBN-Vergleichsgruppen und den zugeordneten KUL-Betrieben




Quelle: KUL-Datensatz und eigene Berechnungen mit FARMIS (2013).

**Fazit**

Die absolute Höhe der Energiebilanzen wird maßgeblich von den verwendeten Koeffizienten beeinflusst. Wie bereits in Kapitel 4.5 dargestellt, unterscheiden sich die Koeffizienten teilweise erheblich. Für den Vergleich wurden die Koeffizienten aus KUL verwendet. Mit den harmonisierten Koeffizienten lässt sich eine sehr gute Übereinstimmung der beiden Datenquellen beobachten. Während bei den KUL-Betrieben größere Ausreißer zu beobachten sind, ist bei den TBN-Vergleichsgruppen die Schwankung nicht so sehr ausgeprägt. In FARMIS sind derartige Ausreißer nicht möglich, da erstens Mittelwerte von verschiedenen Betrieben verwendet werden und zweitens beim Berechnungsalgorithmus der Energiekoeffizienten Unter- bzw. Obergrenzen im Verhältnis zum Standardwert eingebaut sind[66]. Durch die Unter- bzw. Obergrenzen werden einerseits unplausible Werte vermieden. Andererseits zeigen die Vergleichsrechnungen jedoch, dass mit FARMIS nicht die volle Bandbreite der möglichen Variationen der Produktionsverfahren abgebildet werden kann. In einem sektoralen Modell wie FARMIS genügt es jedoch die Bandbreite der vorherrschenden Produktionsverfahren abzubilden. Es wäre nicht zielführend sehr spezielle Produktionsverfahren in FARMIS zu berücksichtigen.

[66] Während beim Dieseleinsatz die Unter,- bzw. Obergrenzen nur in einem Betrieb erreicht wird, werden bei Strom, Heizöl und sonstigen Treib- und Schmierstoffen die Abweichungsgrenzen häufiger erreicht.

## 5.5 Schlussfolgerungen der Vergleichsrechnungen

Um die Zuverlässigkeit der Ergebnisse zu überprüfen, wurden die berechneten Indikatoren mit dem detaillierten einzelbetrieblichen Datensatz KUL verglichen. Im Vergleich zu FARMIS beruhen die Indikatoren in KUL weniger auf Annahmen, da die notwendigen Informationen direkt auf den Betrieben erhoben werden können. Die durchschnittlichen Ergebnisse des Stickstoff- und Humussaldos sowie der Energiebilanz sind mit beiden Berechnungssystemen sehr ähnlich. Bei den Ammoniakemissionen und der Phosphatbilanz sind größere Abweichungen festzustellen. Bei den Ammoniakemissionen sind die Unterschiede vor allem auf eine unterschiedliche Berechnungsweise zurückzuführen. Ein sinnvoller Vergleich ist deshalb nicht möglich. Bei der Phosphatbilanz kommt es zu deutlichen Unterschieden zwischen den KUL und FARMIS Ergebnissen. Um zu einer realitätsnäheren Abschätzung der Phosphatbilanz zu gelangen werden aufgrund der Ergebnisse aus den Vergleichsrechnungen die nationalen Verkaufsmengen von Phosphatdünger bei der Berechnung der Phosphatbilanz berücksichtigt (vgl. Kapitel 4.1.3). Bei den Vergleichsrechnungen in diesem Kapitel konnten die sektoralen Verkaufsmengen allerdings nicht berücksichtigt werden, da nur ein kleiner Teil der Testbetriebe einbezogen wurde.

Die Analyse einzelner TBN-Vergleichsgruppen mit den ihnen zugeordneten KUL-Betrieben weist teilweise große Abweichungen auf. Die Stickstoff- und Phosphatbilanz von viehintensiven Betrieben wird in FARMIS tendenziell überschätzt, da der Wirtschaftsdüngerhandel nur innerhalb der Betriebsgruppen möglich ist. Das bedeutet, dass mit FARMIS derzeit keine ausreichend fundierten Aussagen für die Nährstoffbilanzen von Veredlungsbetrieben im Hinblick auf die Umweltwirkung möglich sind. Der Überschuss kann jedoch als Indikator für den Bedarf an einer Nährstoffabgabe interpretiert werden.

Wie oben bereits erläutert, können die Abweichungen zwischen den Indikatorergebnissen aus den beiden Datenquellen verschiedene Ursachen haben. In Tabelle 5.10 sind mögliche Ursachen für abweichende Ergebnisse dargestellt.

Insgesamt verdeutlichen die Vergleichsrechnungen die Möglichkeiten von FARMIS, repräsentative Aussagen für eine Gruppe von Betrieben zu ermöglichen, was mit der Zielsetzung des Modellsystems übereinstimmt. Allerdings zeigen die Vergleichsrechnungen auch die Grenzen des Modellansatzes auf. So weisen einige TBN-Vergleichsbetriebe erhebliche Unterschiede zu deren zugeordnetem KUL-Betrieb auf. Die Abweichungen lassen darauf schließen, dass einzelbetriebliche Besonderheiten nicht hinreichend berücksichtigt werden. Bei weiterführenden Analysen muss berücksichtigt werden, dass keine Aussagen für eine sehr kleine Gruppe von Betrieben abgeleitet werden können.

Durch die Bildung von Vergleichsgruppen können lediglich ähnliche Betriebe gegenübergestellt werden. KUL ist eingebettet in das „Kriteriensystem nachhaltige Landwirtschaft“ (KSNL). Bei KSNL werden neben Umweltindikatoren auch ökonomische und soziale Indikatoren erfasst. Zum Zeitpunkt der Berechnungen waren jedoch keine Betriebe verfügbar, für die sowohl die detaillierten Umweltindikatoren als auch Buchführungsdaten vorlagen. Sobald diese Betriebsdaten verfügbar

sind, sollte die Validierung wiederholt und FARMIS auf Basis dieser Buchführungsdaten angewendet werden. Diese Art der Validierung entspräche den von Rykiel (1996) gestellten Anforderungen des direkten Vergleichs von Modellergebnissen und gemessenen Werten.

**Tabelle 5.10:** Mögliche Ursachen für die Abweichung der Indikatoren zwischen KUL und FARMIS

| Indikator | Einflussfaktoren auf das Indikatorergebnis | KUL | FARMIS | |
|---|---|---|---|---|
| Nährstoff-bilanzen | Mineraldüngeräquivalente | n. r. | x (berechnet) | kg/kg |
| | Mineraldünger Menge in kg | x | x (berechnet) | t |
| | Organischer Dünger in kg | x | x (berechnet) | t |
| | Entzug der Kulturen | x (Literaturwerte) | x (Literaturwerte) | t |
| | Input durch Leguminosen | x (Literaturwerte) | x (Literaturwerte) | t |
| | Atmosphärische Deposition | - | x (Literaturwerte) | t |
| | Umfang der verschiedenen Tierhaltungsverfahren | x | x | Stallplätze |
| | Gasförmige Verluste (Ammoniak …) | x (Literaturwerte) | x (berechnet) | t |
| | Ausgaben für Düngermittel | n. r. | x | € |
| | Umfang der angebauten Feldkulturen | x | x | t |
| | Ertrag der Feldfrüchte | x | x | t |
| | Abgabe/Aufnahme von Wirtschaftsdünger | x | - | t |
| $NH_3$-Emissionen | Verwendete Emissionskoeffi-zienten und Verfahren | x (Literaturwerte) | x (Literaturwerte) | kg/kg |
| | Haltungsverfahren (Stroh/Gülle) + ggf. weitere Informationen | - | x (Annahmen) | % |
| | Lagerung und Ausbringungs-verfahren | - | x (Annahmen) | % |
| Humusbilanz | Verwendete Koeffizienten | x (Literaturwerte) | x (Literaturwerte) | kg |
| | Humusbildung durch Stroh, Zucker-rübenblatt, Zwischenfrüchte | x (Literaturwerte) | x (Literaturwerte) | kg |
| | Humusbildung durch organischen Dünger | x (Literaturwerte) | x (berechnet + Literaturwerte) | kg |
| Fruchtarten-diversität | Aggregation der Fruchtarten (z. B. Zusammenfassen von Körner- und Futtermais) | x | x | |
| | Aggregation verschiedener Betriebe zu Betriebsgruppen | n. r. | x | |
| Energieeinsatz | Verwendete Koeffizienten für PSM, Düngermittel, Saatgut, Treib-, Heiz- und Schmierstoffe | x (Literaturwerte) | x (Literaturwerte) | GJ/Einheit |
| | Direkter Energieeinsatz | x | x | GJ/Einheit |
| | Einsatz an Pflanzenschutzmittel in kg | x (berechnet) | x (berechnet) | kg |
| | Einsatz an Pflanzenschutzmittel in € | x | x | Euro |

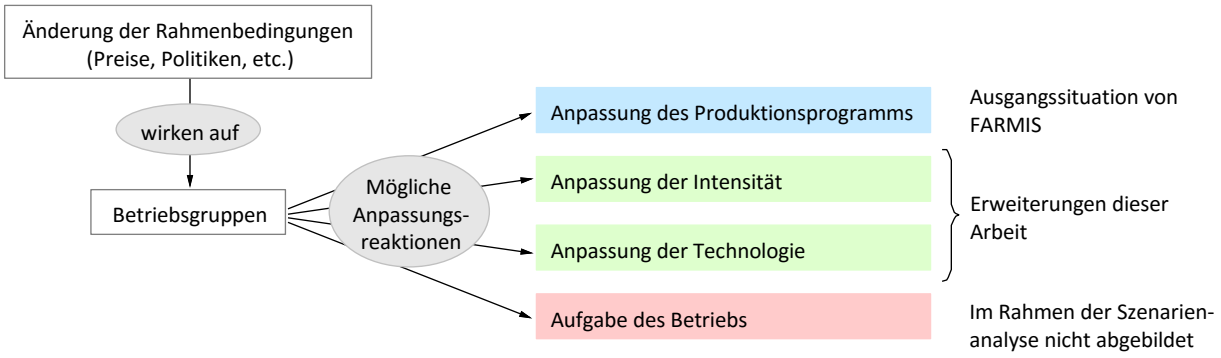
"x": Im Datensatz enthalten; "-": Nicht im Datensatz enthalten; "n. r.": Für die Berechnung nicht relevant.

Quelle: Eigene Darstellung.

# 6 Implementierung der optimalen speziellen Intensität und Verfahrensalternativen für die pflanzlichen Produktionsverfahren

In den vorhergehenden Kapiteln wurde die Berechnung der Agrarumweltindikatoren auf Basis von Testbetriebsdaten beschrieben. Anschließend wurden die implementierten Indikatoren bei den Vergleichsberechnungen in Kapitel 5 in einer Ex-post-Berechnung angewendet. Neben der Ex-post-Analyse besteht ein wichtiges Ziel der betrieblichen Modellanalysen mit FARMIS darin, die Reaktionen der Landwirte auf geänderte Rahmenbedingungen in einer Ex-ante-Analyse abzuschätzen. Grundsätzlich können sich Landwirte an geänderte Rahmenbedingungen durch ein verändertes Produktionsprogramm, eine Anpassung der optimalen speziellen Intensität, eine Änderung der Technologie oder durch die Aufgabe der landwirtschaftlichen Produktion anpassen (Löhe, 1998) (Abbildung 6.1). In der Ausgangsversion des FARMIS-Modells können die Betriebe auf geänderte Rahmenbedingungen nahezu ausschließlich durch eine Veränderung ihres Produktionsprogramms anpassen.

**Abbildung 6.4:** Verschiedene Anpassungsreaktionen der Landwirte an geänderte Rahmenbedingungen




Quelle: Erweitert auf Basis von Löhe (1998).

Quelle: Eigene Darstellung, erweitert nach Löhe (1998)

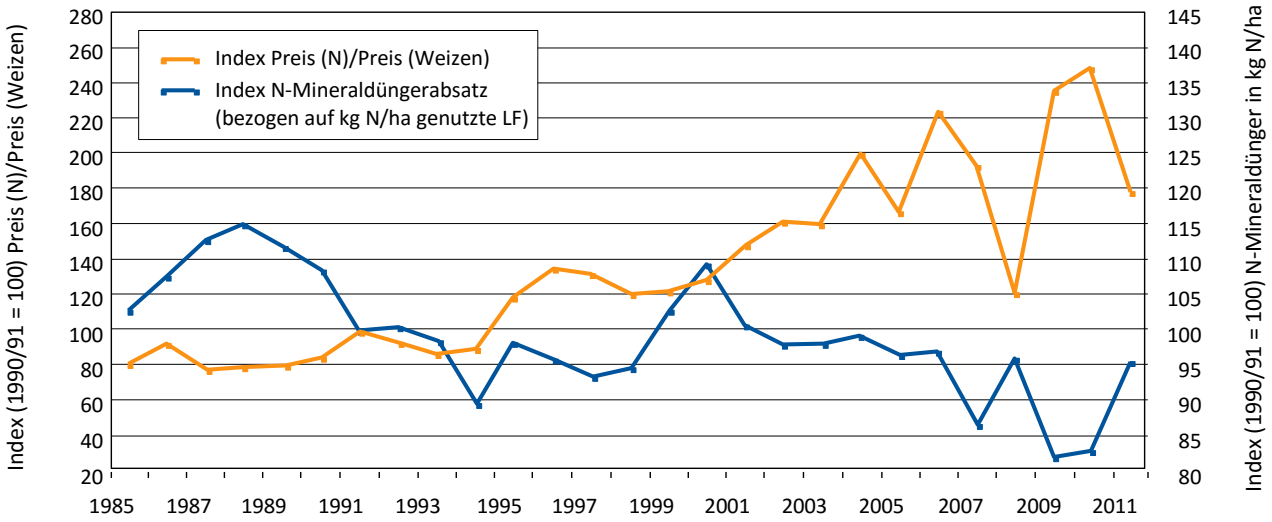
Die ökologische Situation der Betriebe wird neben dem realisierten Produktionsprogramm von vielen anderen Einflussgrößen bestimmt, z. B. von der verwendeten Technologie, von Art und Zeitpunkt der verschiedenen Bewirtschaftungsmaßnahmen, von Wettereinflüssen und natürlichen Gegebenheiten. Bei der simultanen Analyse von ökologischen und ökonomischen Indikatoren müssen möglichst alle Interaktionen, Rückkopplungen und Wirkungsketten der Produktion berücksichtigt werden (van Ittersum et al., 2009). In einem repräsentativen Modell (z. B. FARMIS) ist es nahezu unmöglich, alle relevanten Einflussfaktoren aufzunehmen. Dennoch soll im Rahmen der vorliegenden Arbeit ein verbessertes Anpassungsverhalten der Modellbetriebe bei der simultanen Szenarienanalyse von ökologischen und ökonomischen Indikatoren ermöglicht werden. Dafür erfolgen Modellerweiterungen, um die optimale spezielle Intensität sowie Verfahrensalternativen der realisierten Produktionsverfahren zu berücksichtigen (Abbildung 6.1).

Die Vorgehensweise bei der Implementierung der optimalen speziellen Intensität orientiert sich am Modell RAUMIS. Darüber hinaus wird im Rahmen der vorliegenden Arbeit ein Ansatz entwickelt, mit dem verschiedene Verfahrensalternativen auf Basis der empirisch beobachteten Streuung der einzelnen Testbetriebe definiert werden können. Diese Arbeit konzentriert sich dabei auf die Implementierung von Verfahrensalternativen für die pflanzlichen Produktionsverfahren. Weitere Anpassungen, wie z. B. verschiedene Fütterungsstrategien oder unterschiedliche Produktionstechniken in der Tierhaltung, werden in dieser Arbeit ausgeklammert.

## 6.1 Anpassung der optimalen speziellen Intensität der Ackerkulturen

In Abbildung 6.2 ist die Entwicklung des Quotienten aus Stickstoffpreis und Brotweizenpreis sowie dem N-Mineraldüngereinsatz dargestellt. Aus der Abbildung 6.2 wird ersichtlich, dass der Mineraldüngereinsatz nicht nur vom Düngerpreis abhängig ist, sondern auch von den Produktpreisen der landwirtschaftlichen Verkaufsprodukte. Es besteht also ein gegenläufiger Zusammenhang zwischen der Entwicklung der Preisrelation und des N-Düngereinsatzes. (vgl. Godlinski et al., 2012: 81 ff.).

**Abbildung 6.5:** Entwicklung der Relation zwischen N-Mineraldüngerpreis und Brotweizen sowie des N-Mineraldüngerabsatzes je Hektar LF




Quelle: Godlinski et al. (2012).

Aufgrund größerer Preisschwankungen ist auch künftig mit einem variierenden Mineraldüngerabsatz zu rechnen (Godlinski et al., 2012: 82). Um die veränderten Relationen zwischen Inputpreisen (z. B. Stickstoffdünger) und Produktpreisen zu berücksichtigen, werden in verschiedenen Modellen (z. B. AROPAj und RAUMIS) Ertragsfunktionen für die verschiedenen Fruchtarten implementiert. In AROPAj werden die Ertragsfunktionen des biophysikalischen Modells STICS verwendet (Godard et al., 2005). Im Fall von RAUMIS werden die Ertragsfunktionen auf Basis von

Versuchsergebnissen und davon abgeleiteten relativen Ertragsfunktionen herangezogen.[67] Da FARMIS im Rahmen des Thünen-Modellverbunds zusammen mit RAUMIS angewendet wird, erfolgt die Anpassung der optimalen speziellen Intensität auf Basis der in RAUMIS verwendeten Koeffizienten zur Berechnung der absoluten Ertragsfunktionen. Im folgenden Kapitel werden die relevanten Gesichtspunkte für die Implementierung der optimalen speziellen Intensität in FARMIS dargestellt. Detaillierte Beschreibungen der Vorgehensweise können aus Henrichsmeyer et al. (1992) entnommen werden.

**Integration der Ertragsfunktionen in FARMIS**

Mithilfe der relativen Ertragsfunktion, dem Faktor-/Produktpreisverhältnis[68], dem Stickstoffeinsatz und dem dazugehörigen Ertrag kann die absolute Ertragsfunktion ermittelt werden (Henrichsmeyer et al., 1992).[69] Es wird davon ausgegangen, dass die im Basisjahrzeitraum eingesetzte Stickstoffmenge und der damit erzielte Ertrag ökonomisch optimal sind[70] (vgl. Kleinhanß, 1986). Die Steigung der Ertragsfunktion in Abbildung 6.3 entspricht also an der Stelle (N1 : Y1) der Grenzproduktivität bzw. dem reziproken Faktor/Produktpreisverhältnis (Abbildung 6.3). Die Ertragsfunktion wird sowohl für den Basisjahrzeitraum als auch für das Zieljahr berechnet. Als Ertragsfunktionen wurde ein Polynom 2. Grades gewählt (Formel 6-1)

$$IOC_{i"PROD"} = A_i + B_i * IOC_{i"NITR"} + C_i * IOC_{i"NITR"}{}^2 \quad \forall i \qquad \textbf{(6-1)}$$

| | |
|---|---|
| $i$ | Index für die berücksichtigten Feldfrüchte |
| $o$ | Index für die verschiedenen I/O-Koeffizienten |
| $"PROD"$ | Element für die Ernteprodukte $"PROD" \in o$ |
| $"NITR"$ | Element Stickstoff $"NITR" \in o$ |
| $A_i, B_i, C_i$ | Parameter mit den verschiedenen Koeffizienten der Ertragsfunktion |
| $IOC_{io}$ | I/O-Koeffizienten der Produktionsverfahren $i$ |

Für das Zieljahr wird von trendbasiertem Produktivitätswachstum und einem entsprechenden Anstieg der I/O-Koeffizienten ausgegangen. Die Ertragsfunktion wird deshalb ebenfalls fortgeschrieben. Bleibt das Stickstoff-/Produktpreisverhältnis im Zieljahr gleich, ergibt sich der Ertrag $Y_2$ bei einer Stickstoffmenge von $N_2$. Verändert sich jedoch das Preisverhältnis im Zieljahr oder in

[67] Die Versuchsergebnisse im Ackerbau basieren normalerweise auf einem einjährigen Versuchsaufbau. Die Nulldüngungsvariante kann deshalb von dem Mineralisierungspotenzial der Böden der vorausgegangenen Jahre profitieren. Bei einer langfristigen Betrachtung wird deshalb das absolute Glied der Ertragsfunktion auf 30 bis 40 % reduziert (**Schellberg** et al., 1997: 309).

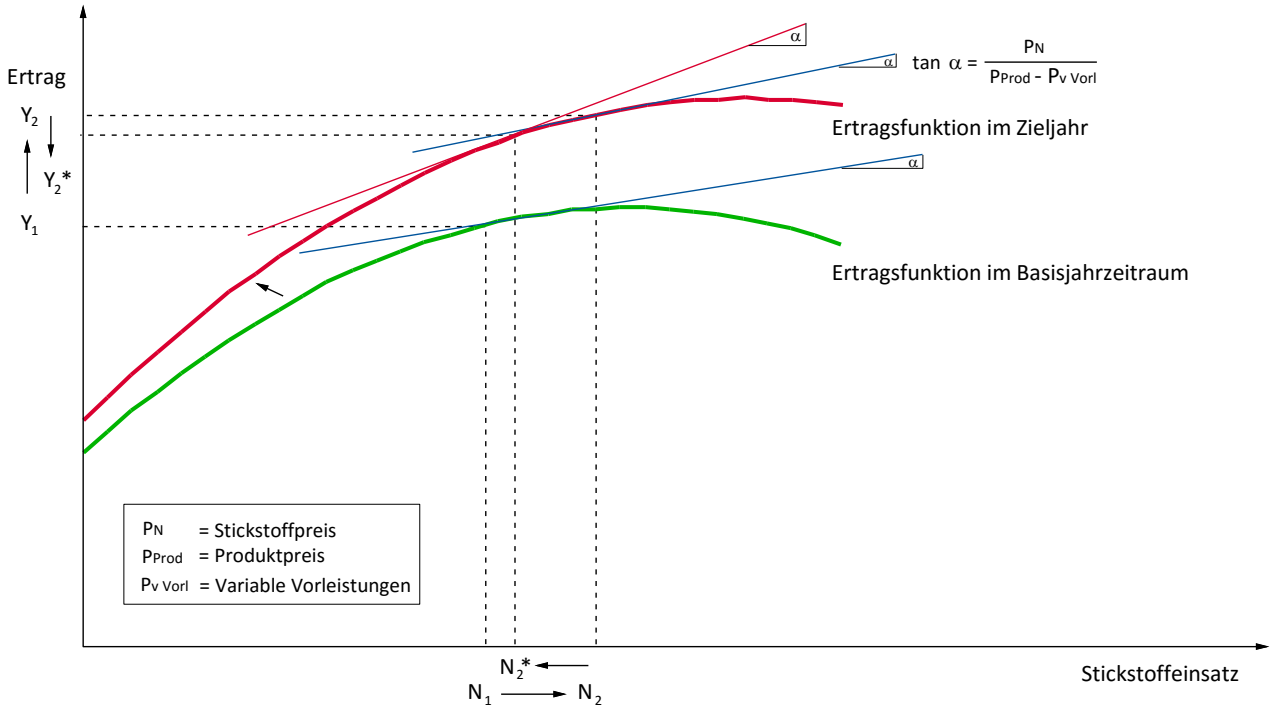
[68] Für die Berechnungen wird der Produktpreis um die Ausgaben für die anderen ertragsabhängigen Vorleistungen korrigiert. Der Preis für Stickstoff entspricht den mineralischen Düngerpreisen.

[69] Die Formeln zur Berechnung der Koeffizienten sind in Henrichsmeyer et al. (1992) beschrieben.

[70] Dabei wird ignoriert, dass die Düngung in der Erwartung eines bestimmten Ertrags erfolgt. Die Ausnutzung des gedüngten Stickstoffs und damit der Ertrag hängen aber maßgeblich von weiteren Faktoren, vor allem vom Wetter, ab.

den Szenarien, wird die optimale spezielle Intensität angepasst. In Abbildung 6.3 kommt es, entweder durch einen niedrigeren Produktpreis oder einen höheren Stickstoffpreis, zu einer neuen optimalen speziellen Intensität am Punkt ($Y_2$* : $N_2$*) (vgl. Löhe, 1998).

**Abbildung 6.6:** Absolute Ertragsfunktion im Basis- und Zieljahr




Quelle: Geändert nach Henrichsmeyer et al. (1992) und Löhe (1998).

Wenn sich das Stickstoff/Produktpreisverhältnis im Zieljahr oder den Szenarien verändert, wird vor dem Modelllauf die optimale spezielle Intensität der einzelnen Fruchtarten angepasst: Im ersten Schritt muss zunächst der Stickstoffeinsatz für das neue Stickstoff-/Produktpreisverhältnis berechnet werden:

$$\frac{PRICE_{"NITR"}}{PRICE_{"PROD"}} = B_i + 2 * C_i * IOC_neu_{i"NITR"} \quad \forall i \qquad \textbf{(6-2)}$$

$$IOC_neu_{i"NITR"} = \frac{\frac{PRICE_{"NITR"}}{PRICE_{"PROD"}} - B_i}{2 * C_i} \quad \forall i \qquad \textbf{(6-3)}$$

| | |
|---|---|
| $IOC_NEU_{io}$ | I/O-Koeffizient nach der Anpassung der optimalen speziellen Intensität |
| $PRICE_o$ | Parameter für die Preise in den verschiedenen Szenarien |

Aus der angepassten Höhe des Stickstoffeinsatzes ergibt sich ein neuer Ertrag, der im zweiten Schritt mittels der absoluten Ertragsfunktion berechnet wird:

$$IOC_NEU_{i,"PROD"} = A_i + B_i * IOC_NEU_{i"NITR"} + C_i * IOC_NEU_{i"NITR"}{}^2 \ \forall i \qquad \textbf{(6-4)}$$

Verändert sich der Ertrag eines Produktionsverfahrens aufgrund der Intensitätsanpassung, müssen auch die andere I/O-Koeffizienten angepasst werden (z. B. aufgrund des veränderten Nährstoffbedarfs oder unterschiedlich vielen Arbeitsgängen). Im dritten Schritt erfolgt deshalb auf Basis der Differenz zwischen altem und neuem Ertrag die Anpassung der weiteren I/O-Koeffizienten (z. B. Energie, Arbeit, Strohertrag, Pflanzenschutzmittel, Nährstoffbedarf von P, K und Ca, Nährstoffentzug). Bei einigen I/O-Koeffizienten wird zwischen ertragsabhängigem und ertragsunabhängigem Teil unterschieden. Bei einer Änderung der optimalen speziellen Intensität wird nur der ertragsabhängige Teil (60 bis 80 %) proportional zum Ertrag angepasst. Die I/O-Koeffizienten Saatgut, Abschreibungen und Zinsen sind nicht von der realisierten Intensität abhängig, sie nehmen also die Werte der Ausgangssituation ein.

Für die Implementierung der Ertragsfunktionen aus dem Regionalmodell in das Betriebsmodell mussten folgende Punkte beachtet werden:

- Für Ökobetriebe erfolgt keine Anpassung der optimalen speziellen Intensität. Ökobetriebe kaufen nahezu keinen Dünger zu. Eine Preisänderung von Mineraldünger hat somit nahezu keinen Einfluss auf die Intensität der Ackerkulturen.
- Wenn ein Parameter der Ertragsfunktion aufgrund einer außergewöhnlichen Produktionsfunktion der Betriebsgruppe nicht geschätzt werden kann[71], erfolgt keine Anpassung der Intensität. Dies trifft für knapp 2 % der Fruchtarten und Betriebsgruppen zu (vor allem Körnermais, Triticale und Hafer).
- Die maximale Anpassung des N-Bedarfs ist auf ±50 % begrenzt.
- Für Betriebe mit einem hohen Wirtschaftsdüngeraufkommen orientiert sich die realisierte Intensität nur geringfügig am Stickstoff-/Produktpreisverhältnis. Für diese Betriebe dient die landwirtschaftliche Fläche vor allem zur Gülleausbringung. Aus diesem Grund werden Betriebe mit einem hohen Wirtschaftsdüngeranfall gesondert betrachtet: Wenn der Anteil des organischen Stickstoffs nach Anpassung der optimalen speziellen Intensität höher liegt als 80 % des Gesamtbedarfs, wird der Gesamtbedarf entsprechend erhöht. Es wird davon ausgegangen, dass die Tierhaltung nur in sehr geringem Umfang durch Intensitätsanpassungen in der pflanzlichen Produktion beeinflusst wird. Bei Betrieben, die schon in der Ausgangssituation mehr als 80 % organischen Dünger einsetzen, sinkt die Intensität auch in den Szenarien nicht ab.

[71] In diesem Fall kommt es bei der Berechnung der Koeffizienten für die absolute Ertragsfunktion zu einer Division durch null oder einer negativen Wurzel.

- Die Intensität der Futterbauverfahren orientiert sich in den meisten Betriebsgruppen weniger am Marktpreis, sondern am Bedarf für die Tierhaltung. Entsprechend erfolgt bei den Futterbauverfahren keine Anpassung der optimalen speziellen Intensität.

## 6.2 Implementierung von verschiedenen Verfahrensalternativen

Die Anpassung der optimalen speziellen Intensität der einzelnen Produktionsverfahren erfolgt vor dem Modellauf. Für die Ausprägung der Umweltindikatoren ist neben der Intensität auch die eingesetzte Technologie relevant. In FARMIS wird für die einzelnen Produktionsverfahren die Leontief-Produktionsfunktion zugrunde gelegt. Dies bedeutet, dass ein fester Input-Mix für die Generierung des Outputs notwendig ist (vgl. Leontief, 1986). Ausgehend vom durchschnittlichen Produktionsverfahren wird im Folgenden eine Möglichkeit vorgestellt, um Verfahrensalternativen zu berücksichtigen, die einen geänderten Input-Mix für die Generierung des Outputs haben, also eine abgeänderte Leontief-Produktionsfunktion aufweisen. Dabei ergeben sich vier wesentliche Herausforderungen:

**1. Ableitung der PMP-Terme:**

Um die Ausdehnung der einzelnen Verfahren im Basisjahrzeitraum exakt zu repräsentieren, wird in FARMIS eine PMP-Kalibrierung eingesetzt. In der nicht linearen Zielfunktion ist für jedes Verfahren ein PMP-Term erforderlich, der auf Basis der Ausdehnung der einzelnen Produktionsverfahren im Basisjahrzeitraum berechnet wird (vgl. Anhang 2.1). Bei der Implementierung von neuen oder alternativen Produktionsverfahren stellen sich zwei wesentliche Herausforderungen:

- Der Verlauf der quadratischen Kostenfunktion muss für die verschiedenen Verfahrensalternativen berechnet werden.
- Wenn die verschiedene Verfahrensalternativen einer Fruchtart als weitere Aktivitäten berücksichtigt werden, werden sie im Standard PMP-Ansatz wie unterschiedliche Fruchtarten mit niedrigen Substitutionsraten behandelt (Severini et al., 2008). Nach Röhm et al. (2003) sollten Aktivitäten, die sehr ähnlich und daher leicht substituierbar sind, nicht als zwei komplett unterschiedliche Aktivitäten behandelt werden.

**2. Abgrenzung der Verfahrensalternativen:**

Ausgehend von den realisierten Produktionsverfahren können Verfahrensalternativen und Intensitätsstufen auf Basis von verschiedenen Kriterien definiert werden. In Kapitel 3 sind die Kriterien von verschiedenen Modellen zur Differenzierung von Verfahrensalternativen dargestellt. Neben den in Kapitel 3 beschriebenen Kriterien können Verfahrensalternativen auf Basis folgender Kriterien definiert werden:

- Experteneinschätzungen (Löhe, 1998)
- Kosten und Erlöse, ggf. in Kombination mit weiteren Kriterien (IRENA, 2009; Andersen et al., 2007; Reidsma, 2006)

- Ertragsfunktionen (Doluschitz, 1992; Schleef, 1999)
- Positive und negative Abweichung des Ertrags und der Inputs vom Mittelwert
- Existierende Politikmaßnahmen (Röhm et al., 2003)

**3. Umfang der Verfahrensalternativen im Basisjahrzeitraum**

Bei einem sektoralen Modell (z. B. FARMIS) besteht ein großes Problem darin zu gewährleisten, dass die Ausdehnung der generierten Verfahrensalternativen konsistent mit der beobachteten Situation des Basisjahrzeitraums ist (vgl. Louhichi et al., 2010: 595).

**4. Definition der I/O-Koeffizienten der einzelnen Verfahrensalternativen**

Für die einzelnen Verfahrensalternativen müssen die verschiedenen I/O-Koeffizienten abgeleitet werden.

### 6.2.1 Verfahrensalternativen im Kontext der Positiv Mathematischen Programmierung

Die Implementierung von Verfahrensalternativen im nicht linearen FARMIS-Modell erfolgt in Anlehnung an den Röhm-Dabbert-Ansatz. Röhm et al. (2003) schlagen eine Erweiterung des PMP-Ansatzes vor, um den Austausch zwischen ähnlichen Fruchtarten realitätsnäher abzubilden. Die Aktivitäten werden dabei nicht als getrennte Verfahren behandelt, sondern als Variationsmöglichkeiten eines Produktionsverfahrens betrachtet (vgl. Röhm et al., 2003). Bei dieser Vorgehensweise wird jedoch die Austauschrate der Verfahrensalternativen meist normativ festgelegt. In FARMIS ist der Röhm-Dabbert-Ansatz bereits für drei Verfahrensalternativen für Grünland integriert. Für die übrigen Ackerfrüchte werden ebenfalls drei Verfahrensalternativen definiert.

Um die Verfahrensalternativen in der Zielfunktion einzubeziehen, wird die Zielfunktion (Formel 6-5) (vgl. Kapitel 2) zur Formel 6-6 erweitert indem Verfahrensalternativen (*j*) berücksichtigt werden (vgl. Küpker, 2007):

$$max\,Z = \sum_i \left( (p_i y_i + sub_i) x_i - c_i x_i - \delta_i x_i - \frac{1}{2} \omega_i x_i^2 \right) \qquad \textbf{(6-5)}$$

$$max\,Z = \sum_{ij} \left( (p_i y_{ij} + sub_{ij}) x_{ij} - c_{ij} x_{ij} - \delta_{ij} x_{ij} - \frac{1}{2} \omega_{1i} x_{ij}^2 - \sum_{k \neq j} \frac{1}{2} \omega_{2i} x_{ik}^2 \right) \qquad \textbf{(6-6)}$$

| | |
|---|---|
| $Z$ | Zielfunktion |
| $i$ | Index für die verschiedenen Produktionsverfahren (Aktivitäten) |
| $j, k$ | Index für die Verfahrensalternativen der Aktivitäten *i* |
| $x_{ij}$ | Ausdehnung der verschiedenen Produktionsverfahren |

| | |
|---|---|
| $y_{ij}$ | Erträge |
| $p_i$ | Produktpreise |
| $sub_{ij}$ | Subventionen |
| $c_{ij}$ | Verfahrensspezifische Kosten |
| $\delta_{ij}$ | Linearer Teil der Zusatzkostenfunktion für die einzelnen Verfahrensalternativen |
| $\omega_{1i};\omega_{2i}$ | Koeffizienten, die die Steigung der nicht linearen Kostenterme der Verfahrensalternativen bestimmen |

In Formel 6-6 wird die Zielfunktion um den Term $\sum_{k \neq j} \frac{1}{2} \omega_{2i} x_{ik}^2$ erweitert. Dadurch fließt eine höhere Substitutionsrate zwischen den Verfahrensalternativen ein, indem die Grenzkosten der Verfahren nicht nur vom eigenen Verfahren sondern auch von den andern Verfahrensalternativen $x_{ik}$ abhängig sind. Für die Bestimmung der Kostenfunktionen müssen zusätzlich die folgenden Koeffizienten berechnet werden (vgl. Küpker, 2007):

$$\omega_i = \frac{\sum_j x_{ij}^*(p_i y_i + sub_i)}{E_i^{x,GE} x_i^{*2}} \quad \forall i \tag{6-7}$$

$$\omega_{1i} = \omega_i\left((J-1)\phi_i + 1\right) \quad \forall i \tag{6-8}$$

$$\omega_{2i} = \frac{\omega_i J - \omega_{1i}}{J-1} \quad \forall i \tag{6-9}$$

$$\delta_{ij} = \lambda_i + \lambda_{ij} - \omega_{1i} x_{ij}^* - \sum_{k \neq j} \omega_{2i} x_{ik}^* \quad \forall i, j \tag{6-10}$$

| | |
|---|---|
| $J$ | Anzahl an Verfahrensalternativen |
| $\phi_i$ | Parameter, mit dem die Austauschrate zwischen den einzelnen Verfahrensalternativen festlegt wird |
| $x_{ij}^*$ | Umfänge der Verfahrensalternativen im Basisjahrzeitraum (vgl. Kapitel 6.2.4) |
| $x_i^*$ | Beobachtete Umfänge der Produktionsverfahren im Basisjahrzeitraum |
| $\lambda_{ij}$ | Dualwerte der Kalibrierungsbedingungen für die einzelnen Verfahrensalternativen |
| $E_i^{x,GE}$ | Angebotselastizität |

Zunächst muss $\omega_i$ analog zu Formel A-8 (Anhang 2.1) für das gesamte Verfahren berechnet werde. Da das Gesamtverfahren jetzt aus verschiedenen Verfahrensalternativen besteht, wird Formel 6-7 entsprechend erweitert. Wenn die I/O-Koeffizienten und der Produktionsumfang der drei Verfahrensalternativen nicht vom durchschnittlichen I/O-Koeffizienten und Produktionsumfang abweichen, verändert sich $\omega_i$ durch die in Formel 6-7 vorgenommene Erweiterung nicht.

In Formel 6-8 und Formel 6-9 erfolgt die Berechnung von $\omega_{1i}$ und $\omega_{2i}$. Dabei unterscheiden sich $\omega_{1i}$ und $\omega_{2i}$ zwischen den einzelnen Produktionsverfahren, nicht jedoch zwischen den Verfahrensalternativen. Die dargestellte Berechnungsweise der Koeffizienten $\omega_{1i}$ und $\omega_{2i}$ basiert nicht auf den beobachteten Umfängen der Verfahrensalternativen, sondern allein auf dem Umfang der gesamten Aktivität $x_i$. Dies ermöglicht es, Verfahren zu definieren, die im Basiszeitraum nicht beobachtet werden (vgl. Küpker, 2007). Das Verhältnis zwischen $\omega_{2i}$ zu $\omega_{1i}$ wird durch $\phi_i$ bestimmt; $\phi_i$ kann einen Wert zwischen 0 und 1 annehmen. Bei 0 entspricht $\omega_{1i}$ genau $\omega_{2i}$. In diesem Fall ist der quadratische Kostenterm nicht von der Ausdehnung der einzelnen Verfahrensalternativen abhängig, sondern von der Summe der Kostenterme aller Verfahrensalternativen. Entsprechend erfolgt die Substitution zwischen den Verfahren wie in einem linearen Modell und ist sehr flexibel. Nimmt $\phi_i$den Wert 1 an, werden die einzelnen Verfahrensalternativen wie separate Verfahren behandelt. In diesem Fall nimmt $\omega_{1i}$ den größten möglichen Wert an. $\omega_{2i}$ und damit der zusätzliche Kostenterm hat dann den Wert null. Der lineare Kostenterm wird in Formel 6-10 entsprechend Formel A-9 für die einzelnen Verfahrensalternativen berechnet. Die Festlegung der Austauschraten erfolgt meist normativ, da keine empirischen Daten vorhanden sind. Wie Sensitivitätsanalysen von Schader (2009: 237) zeigen, können sich höhere oder niedrigere Austauschraten signifikant auf die Ergebnisse auswirken. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde eine Austauschrate von 0,2 gewählt. Dadurch wird eine relativ flexible Austauschrate zwischen den einzelnen Verfahrensalternativen ermöglicht.

### 6.2.2 Definition der Verfahrensalternativen in FARMIS

In der vorliegenden Arbeit soll eine Methode zur Definition von Verfahrensalternativen entwickelt werden, die für verschiedene Fragestellungen angepasst werden kann. Im Rahmen der in dieser Arbeit durchgeführten Analysen soll eine Differenzierung der Produktionsverfahren auf Basis der unterschiedlichen Umweltwirkungen von alternativen Produktionstechnologien und Managementfähigkeiten erfolgen. Zunächst wird die Grundidee der Verfahrensdifferenzierung kurz erläutert, daran schließt sich die Beschreibung des Kriteriums, auf Basis dessen die Verfahrensalternativen differenziert werden, an.

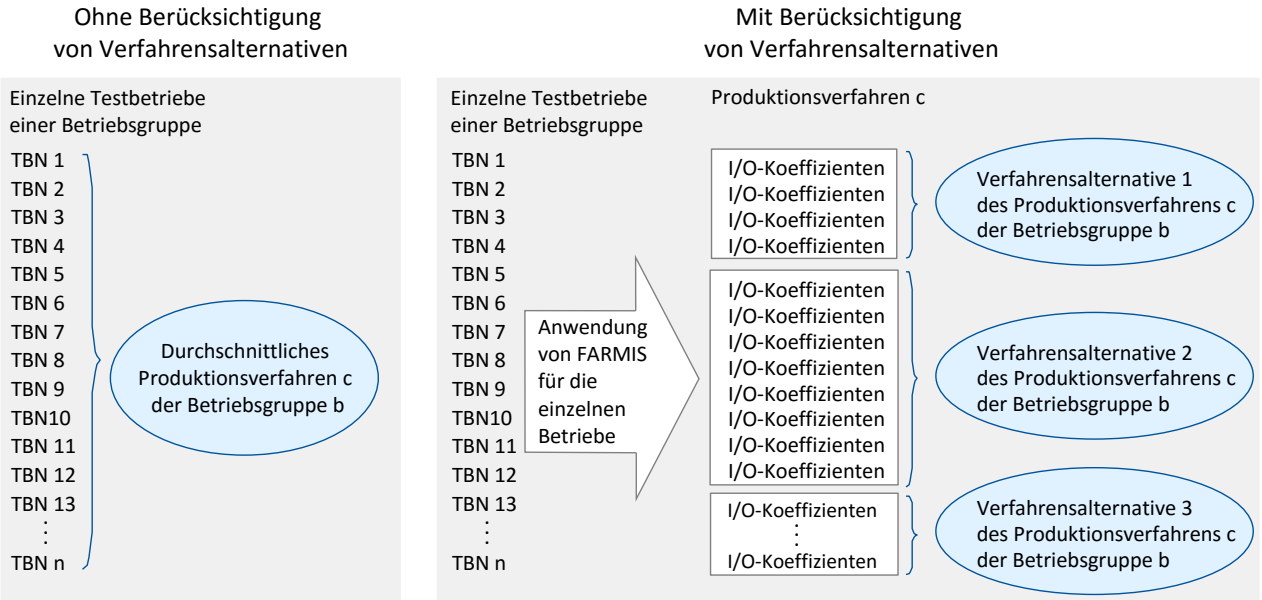
**Nutzung von einzelbetrieblichen Daten für die Definition der Verfahrensalternativen**

Wie in Kapitel 2.2.1 beschrieben, wird bei der Generierung der Betriebsgruppen der Mittelwert über alle enthalten Einzelbetriebe gebildet (z. B. für den Düngereinsatz). Durch die Mittelwertbildung kommt es zu einem Verlust an Informationen über individuelle Besonderheiten der einzelnen Betriebe. So kann davon ausgegangen werden, dass die in einer Betriebsgruppe enthaltenen

Einzelbetriebe verschiedene Technologien einsetzen und über unterschiedliche Managementfähigkeiten verfügen. Im hier vorgestellten Ansatz werden einerseits die Vorteile der Analyse mit Betriebsgruppen genutzt (vgl. Kapitel 2.2.1), gleichzeitig wird durch die implantierten Verfahrensalternativen die Heterogenität der Produktionsverfahren der Einzelbetriebe berücksichtigt.

In Abbildung 6.4 ist die Grundidee der Verfahrensdifferenzierung schematisch für eine Fruchtart c einer Betriebsgruppe b dargestellt.

**Abbildung 6.7:** Schematische Darstellung der Differenzierung von Verfahrensalternativen auf Basis einzelbetrieblicher Informationen




Quelle: Eigene Darstellung.

Die tatsächliche Varianz der I/O-Koeffizienten innerhalb der einzelnen Betriebsgruppen kann lediglich von den jeweils enthaltenen Einzelbetrieben abgeleitet werden. Durchschnittlich basieren die in dieser Arbeit verwendeten Betriebsgruppen auf 15 Testbetrieben. Die Berechnung der Verfahrensalternativen nur auf Basis der tatsächlich enthaltenen Betriebe wäre mit erheblichen Einschränkungen verbunden: Vor allem für Betriebsgruppen, die aus wenigen Einzelbetrieben und Produktionsverfahren die nur von wenigen Betrieben realisiert werden (z. B. Sommerweizen), wäre die Berechnung von Verfahrensalternativen nicht möglich. Außerdem können Betriebe neue Verfahrenstechnologien anderer Betriebe übernehmen, um ihre Produktionstechnologie an geänderte Rahmenbedingungen anzupassen. Aus diesen Gründen werden die einzelnen Testbetriebe Superbetriebsgruppen zugeordnet, die für die Definition der Verfahrensalternativen genutzt werden. Die Zuordnung muss mit der Schichtung der Betriebsgruppen korrespondieren (Kapitel 2). Da sowohl Region, Größe, Betriebsform und Bewirtschaftungssystem einen Einfluss auf die Varianz haben, müssen alle Schichtungskriterien als Zuordnungskriterien verwendet werden. Um eine größere Anzahl an Betrieben einbeziehen zu können, werden mehrere Wirtschaftsgebiete zusammengefasst.

In den folgenden Abschnitten wird die gewählte Vorgehensweise detailliert beschrieben. Im ersten Schritt wird die Definition des Abgrenzungskriteriums der Verfahrensalternativen vom durchschnittlichen Produktionsverfahren erläutert, daran schließt sich die Berechnung der Ausdehnung der einzelnen Verfahrensalternativen im Basisjahrzeitraum an und abschließend erfolgt die Ableitung der I/O-Koeffizienten für die einzelnen Verfahrensalternativen.

### 6.2.3 Ableitung des Kriteriums zur Definition der Verfahrensalternativen

Verfahrensalternativen können auf Basis verschiedener Kriterien definiert werden (z. B. Ertrag). Im hier entwickelten Ansatz kann das Kriterium, auf Basis dessen die Verfahrensalternativen differenziert werden, je nach Forschungsfrage flexibel bestimmt werden. Im Rahmen der Entwicklungsarbeiten in dieser Arbeit wurden Verfahrensalternativen für die pflanzlichen Produktionsverfahren nach folgenden Kriterien definiert:

1. Der **Output (Ertrag)** gilt als gutes Kriterium für die Differenzierung von Produktionsverfahren, da keine Annahmen über die Auswirkungen der Inputs im Hinblick auf die Produktivität getroffen werden müssen und die Erzeugung von Produkten das Hauptziel landwirtschaftlicher Aktivitäten darstellt (Shriar, 2000: 305).

2. Der **Stickstoffeinsatz** wird in einer Vielzahl von Studien für die Einteilung von Verfahrensalternativen verwendet (Charles et al., 2006; Temme, 2011), da das Düngungsniveau den Umfang der anderen I/O-Koeffizienten determiniert (Weingarten, 1995).

3. Für die Umweltwirkungen der landwirtschaftlichen Produktion ist jedoch weniger die absolute Höhe des Ertrags oder der Düngung entscheidend[72], sondern dessen effiziente Ausnutzung. Im Anwendungsbeispiel der vorliegenden Arbeit werden u. a. Szenarien zur Stickstoffminderung untersucht. Deshalb werden die Verfahrensalternativen nach der **N-Effizienz** in Bezug auf die Stickstoffdüngung definiert. Ausgehend vom durchschnittlichen Verfahren werden eine Verfahrensalternative mit einer höheren N-Effizienz und eine Verfahrensalternative mit niedrigerer N-Effizienz abgeleitet.

**Berechnung der N-Effizienz des pflanzenverfügbaren Stickstoffs**

Die N-Effizienz berechnet sich als Quotient aus dem Stickstoff, der mit den Erntegütern abgefahren wird und dem eingesetzten Stickstoff. Eine hohe N-Effizienz deutet auf eine effiziente Ausnutzung des eingesetzten Stickstoffs hin.

[72] Für einige Agrarumweltbereiche ist auch die absolute Höhe der Düngung entscheidend (z. B. Biodiversität).

Die Höhe des eingesetzten Stickstoffs ist in FARMIS vor allem von zwei Faktoren abhängig:

1. **Düngungsbedarf mit pflanzenverfügbarem Stickstoff**, der individuell für **jedes pflanzliche Produktionsverfahren** und jede Betriebsgruppe berechnet wird. Der Düngungsbedarf ist neben dem Ertrag vor allem vom Wirtschaftsdüngeranfall und dem Mineraldüngerzukauf abhängig.

2. **Mineraldüngeräquivalent**, das anzeigt, wie viel Prozent des organischen Stickstoffs für die Pflanzenernährung genutzt wird. Das Mineraldüngeräquivalent wird für **die Tierhaltungsverfahren** berechnet und ist neben dem Pflanzenbedarf und dem Umfang des zugekauften Mineraldüngers, vor allem vom Viehbesatz, der Ausbringungstechnologie und der Kapazität an Wirtschaftsdüngerlagerraum, abhängig.

In dieser Arbeit erfolgt die Differenzierung der Verfahrensalternativen zunächst für die pflanzlichen Produktionsverfahren. Entsprechend kann hier nur die N-Effizienz in Bezug auf den N-Düngebedarf der pflanzlichen Produktionsverfahren berechnet werden (Formel 6-11). Eine hohe N-Effizienz zeigt an, dass die Verfahrensalternative mit einer geringeren Stickstoffdüngung auskommt. Die in dieser Arbeit verwendete Berechnungsweise für die N-Effizienz zeigt jedoch nicht an, wie hoch die Ausnutzung des organischen Düngers ist. Die Anrechenbarkeit der organischen Stickstoffdünger ist allein abhängig vom Mineraldüngeräquivalent, das für die Tierhaltungsverfahren berechnet wird. Da die N-Effizienz nur den pflanzenverfügbaren Teil des Wirtschaftsdüngers berücksichtigt, wird sie als N-Effizienz* ($N_eff_c*$) bezeichnet.

$$N_eff_c* = \frac{N_Outp_c}{N_MinInp_c} \quad \forall c \qquad \textbf{(6-11)}$$

| | |
|---|---|
| $c$ | Index für die berücksichtigten pflanzlichen Produktionsverfahren ($c \in i$) |
| $N_{eff_c}*$ | N-Effizienz in Bezug auf die Stickstoffdüngung |
| $N_Outp_c$ | Entzug von Stickstoff mit den geernteten Produkten |
| $N_MinInp_c$ | Düngung mit N-Mineraldünger und / oder pflanzenverfügbarem Stickstoff des organischen Düngers |

**Abgrenzung der einzelnen Verfahrensalternativen**

Ausgehend vom durchschnittlichen Produktionsverfahren kann die Abgrenzung der Verfahrensalternativen auf Basis des Kriteriums N-Effizienz über zwei Alternativen durchgeführt werden:

1. Die durchschnittliche Ausprägung des Differenzierungskriteriums der Produktionsverfahren **der jeweiligen** Betriebsgruppe stellt den Mittelwert der mittleren Verfahrensalternative (Verfahrensalternative 2) dar. Die beiden anderen Verfahrensalternativen werden als prozentuale Abweichung zum Mittelwert berechnet. Der Vorteil dieser Vorgehensweise ist die

relativ einfache Berechnungsweise. Nachteil stellt jedoch die fehlende Vergleichbarkeit der einzelnen Verfahrensalternativen zwischen den Betriebsgruppen dar.

2. Die durchschnittliche Ausprägung des Differenzierungskriteriums der Produktionsverfahren **aller** Betriebsgruppen stellt den Mittelwert der mittleren Verfahrensalternative 2 dar. Vorteil dieser Vorgehensweise ist, dass die Verfahrensalternativen der verschiedenen Betriebe miteinander verglichen werden können. Nachteile sind die kompliziertere Berechnungsweise und die teilweise Vernachlässigung unterschiedlicher Produktionsfunktionen zwischen Betrieben mit unterschiedlichen Bewirtschaftungssystemen oder Betriebsformen.

Im Rahmen der Berechnungen in dieser Arbeit werden die drei Verfahrensalternativen für die einzelnen pflanzlichen Produktionsverfahren ($c$) aus einer Kombination der beiden oben dargestellten Möglichkeiten abgegrenzt: Die gewichtete durchschnittliche N-Effizienz* aller Betriebsgruppen ($b$ ) mit dem gleichen Bewirtschaftungssystem ($s$) und der gleichen Betriebsform ($t$) entspricht dem Mittelwert der Verfahrensalternative 2. Die Grenzen ($T$) zur Verfahrensalternative 1 und zur Verfahrensalternative 3 liegen eine Standardabweichung ($p$) vom Mittelwert entfernt (Formel 6-12).

$$T_{cgest} = \frac{\sum_b IO_{bcest} * x^*_{bcst} * A_{bst}}{\sum_b x^*_{bcst} * A_{bst}} \pm p_{cest} \quad \forall \; c, e, s, t, g \qquad \textbf{(6-12)}$$

| | |
|---|---|
| $b$ | Berücksichtigte Betriebsgruppen |
| $c$ | Produktionsverfahren, für die Verfahrensalternativen generiert werden sollen |
| $s$ | Index für das Bewirtschaftungssystem (ökologisch/konventionell) |
| $t$ | Betriebsform |
| $e$ | Kriterium, das für die Definition der Verfahrensalternativen verwendet wird (in dieser Anwendung die N-Effizienz*) |
| $g$ | Index für die Grenzen zwischen den verschiedenen Verfahrensalternativen |
| $T_{cgest}$ | Grenze zwischen den Verfahrensalternativen |
| $IO_{bcest}$ | Parameter I/O-Koeffizienten |
| $x^*_{bcst}$ | Ausdehnung der einzelnen Produktionsverfahren |
| $A_{bst}$ | Aggregationsfaktor |
| $p_{cest}$ | Abweichung der intensiven und extensiven Grenze vom Mittelwert (relativ oder absolut). $p_{cest}$ wird addiert oder subtrahiert. |

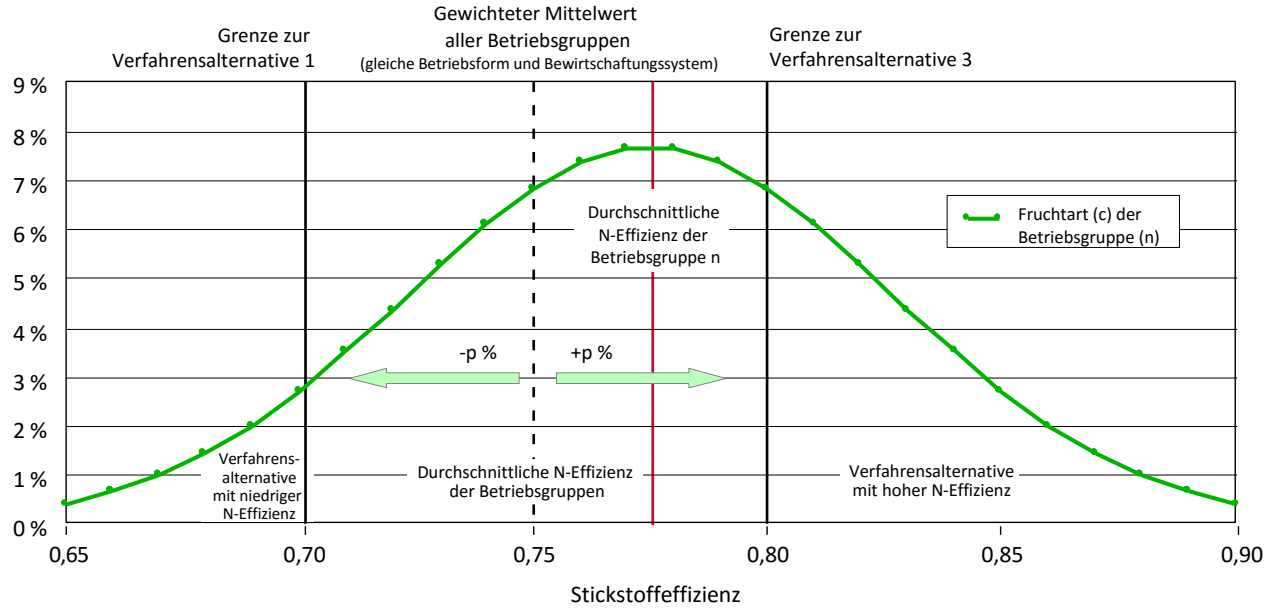
### 6.2.4 Ausdehnung der einzelnen Verfahrensalternativen im Basisjahrzeitraum

Um die Ausdehnung der Verfahrensalternativen der Betriebsgruppen abzuleiten, könnte auf die jeweiligen Anteile der Einzelbetriebe der Betriebsgruppe zurückgegriffen werden. Dies würde zu einer diskreten Verteilung der einzelnen Verfahrensalternativen führen.

Allerdings ist im Testbetriebsnetz nur eine Stichprobe an Betrieben enthalten, die alle Betriebe in der Grundgesamtheit repräsentieren. Die Ausdehnung der einzelnen Verfahrensalternativen muss die Verteilung der Betriebe der Grundgesamtheit widerspiegeln, die von den jeweiligen Betriebsgruppen repräsentiert wird. Wenn beispielsweise die Betriebe innerhalb einer Betriebsgruppe nur zwei Verfahrensalternativen realisieren, besteht dennoch eine geringe Wahrscheinlichkeit, dass bei den Betrieben der Grundgesamtheit auch die dritte Verfahrensalternative von einigen Betrieben realisiert wird. Um zu gewährleisten, dass in jeder Betriebsgruppe jede Verfahrensalternative zumindest zu einem kleinen Teil realisiert wird, wird auf die Dichtefunktion der Normalverteilung zurückgegriffen.

In Abbildung 6.5 wird am Beispiel einer Betriebsgruppe für ein Produktionsverfahren (z. B. Winterweizen) verdeutlicht, wie die Anbauanteile der einzelnen Verfahrensalternativen im Basisjahrzeitraum ermittelt werden: Die durchschnittliche Ausprägung des Klassifizierungskriteriums (N-Effizienz*) aller Betriebsgruppen mit derselben Betriebsform und dem gleichen Bewirtschaftungssystem liegt bei 0,75 kg N/kg N. Die Grenzen zur Verfahrensalternativen 1 und 3 werden als relative Abweichung von diesem Mittelwert berechnet. Die durchschnittliche N-Effizienz* der dargestellten Betriebsgruppe $b$ ist mit 0,77 kg N/kg N etwas höher. Die Flächen unterhalb der Verteilung bestimmen die Anteile an den jeweiligen Verfahrensalternativen. Die Fläche zwischen der Grenze zur Verfahrensalternative 1 und Grenze zur Verfahrensalternative 3 entspricht der Verfahrensalternative 2, die Fläche oberhalb der Grenze zur Verfahrensalternative 3 entspricht dem Anteil in der Verfahrensalternative 3 und die Fläche unterhalb der Grenze zur Verfahrensalternative 1 entspricht dem Anteil in der Verfahrensalternative 1. Um die Flächenanteile der einzelnen Verfahrensalternativen zu berechnen, wird auf die Z-Transformation zurückgegriffen.

**Abbildung 6.8:** Verteilung der einzelnen Verfahrensalternativen am Beispiel einer Fruchtart einer Betriebsgruppe




Quelle: Eigene Darstellung.

Die Kurve einer Normalverteilung und damit die Anteile der verschiedenen Verfahrensalternativen sind maßgeblich abhängig von der zugrunde gelegten Varianz bzw. Standardabweichung. Aus diesem Grund muss jeder Betriebsgruppe eine Standardabweichung auf Basis der Varianz der N-Effizienz* der Betriebe innerhalb der Betriebsgruppe zugeordnet werden. Um die Varianz der N-Effizienz* zu berechnen, werden die I/O-Koeffizienten der einzelnen Produktionsverfahren mit FARMIS für die ca. 10.000 identischen Testbetriebe des Basisjahrzeitraums ermittelt (vgl. Kapitel 2). Die Varianz im Hinblick auf das Differenzierungskriterium (N-Effizienz*) wird für die Superbetriebsgruppen berechnet und den Betriebsgruppen zugeordnet.

### 6.2.5 Berechnung der I/O-Koeffizienten der einzelnen Verfahrensalternativen

Die Differenzierung der Verfahrensalternativen erfolgt auf Basis des zuvor vorgestellten Kriteriums (in dieser Arbeit N-Effizienz*). Die Unterschiede der N-Effizienz* sind auf eine unterschiedliche Ausprägung der anderen I/O-Koeffizienten zurückzuführen. Aus diesem Grund müssen auch die anderen I/O-Koeffizienten für die einzelnen Verfahrensalternativen ermittelt werden. Dafür wird auf die Informationen der Einzelbetriebe zurückgegriffen.

Jeder Betriebsgruppe wird eine Superbetriebsgruppe zugeordnet, die aus einem Set an einzelnen Betrieben bestehen. Um die I/O-Koeffizienten für die verschiedenen Verfahrensalternativen abzuleiten, werden die Einzelbetriebe innerhalb der Superbetriebsgruppen gemäß den Klassifikati-

onskriterien $e$ (N-Effizienz*) den drei Verfahrensalternativen zugeordnet. Für jede Verfahrensalternative wird der Mittelwert der einzelbetrieblichen I/O-Koeffizienten gebildet. Diese I/O-Koeffizienten stellen die vorläufigen I/O-Koeffizienten ($IOCT$) der drei Verfahrensalternativen dar.

Bei der Ableitung der I/O-Koeffizienten für die verschiedenen Verfahrensalternativen muss sichergestellt werden, dass der Gesamtumfang genutzter Ressourcen und erzeugter Produkte konsistent mit den beobachteten Werten aus den Buchführungsdaten bleibt. Entsprechend muss der vorläufige I/O-Koeffizient ($IOCT$) mit dem Konsistenzfaktor ($C$) multipliziert werden (Formeln 6-13 und 6-14).

$$C_{bco} = \frac{IO_{bco}}{\sum_j (IOCT_{bcjo} * EXTLEVEL_MULTI_{bcj})} \quad \forall b,c,o \qquad \textbf{(6-13)}$$

$$IOC_{bcjo} = IOCT_{bcjo} * C_{bco} \quad \forall b,c,o,j \qquad \textbf{(6-14)}$$

| | |
|---|---|
| $b$ | Index der Betriebsgruppen |
| $c$ | Index der berücksichtigten Produktionsverfahren |
| $j$ | Index für die verschieden Verfahrensalternativen (1, 2, 3) |
| $o$ | Index für die verschiedenen I/O-Koeffizienten |
| $IO_{bco}$ | Parameter für die mittleren I/O-Koeffizienten der FARMIS Betriebsgruppen |
| $IOCT_{bcjo}$ | Vorläufige I/O-Koeffizienten der einzelnen Verfahrensalternativen der FARMIS Betriebsgruppen |
| $C_{bco}$ | Konsistenzfaktor |
| $EXTLEVEL_MULTI_{bcj}$ | Anteil der einzelnen Verfahrensalternativen am gesamten Produktionsverfahren |

### 6.2.6 Beschreibung der berechneten Verfahrensalternativen für pflanzliche Produktionsverfahren

Im Folgenden sollen die in dieser Arbeit berechneten Verfahrensalternativen charakterisiert werden.

**Abgrenzung der drei Verfahrensalternativen**

In Tabelle 6.1 sind die ermittelten Grenzen der drei Verfahrensalternativen in Abhängigkeit der N-Effizienz dargestellt. Die durchschnittliche N-Effizienz* des Mineraldüngereinsatzes der konventi-

onellen Betriebe liegt bei den meisten Betriebsformen ca. 10 bis 20 % niedriger als bei den Ökobetrieben. Eine besonders hohe N-Effizienz* ist bei ökologisch wirtschaftenden Ackerbaubetrieben zu beobachten. Bei diesen Betrieben liegt sie bei allen Fruchtarten deutlich über eins, was darauf hinweist, dass diese Betriebe den N-Entzug der Pflanzen nicht mit den eingesetzten N-Düngemitteln (inkl. Leguminosen) decken können. Allerdings fließt die Stickstoffzufuhr aus atmosphärischer Deposition nicht in die Berechnung der N-Effizienz* ein.

**Tabelle 6.4:** Abgrenzung der einzelnen Verfahrensalternativen für verschiedene Fruchtarten und Bewirtschaftungssysteme auf Basis der N-Effizienz*

| | **Konventionell wirtschaftende Betriebe** | | | **Ökologisch wirtschaftende Betriebe** | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Grenze (T) zur niedrigen N-Effizienz | Gewichteter Mittelwert aller Betriebe | Grenze (T) zur hohen N-Effizienz | Grenze (T) zur niedrigen N-Effizienz | Gewichteter Mittelwert aller Betriebe | Grenze (T) zur hohen N-Effizienz |
| | kg Output/kg Input | | | kg Output/kg Input | | |
| **Winterweizen** | | | | | | |
| Ackerbau | 0,79 | 0,87 | 0,97 | 1,12 | 1,55 | 2,49 |
| Milchvieh | 0,78 | 0,80 | 0,83 | 0,83 | 0,95 | 1,12 |
| Sonstiger Futterbau | 0,77 | 0,81 | 0,84 | 0,86 | 0,99 | 1,17 |
| Gemischt | 0,75 | 0,81 | 0,88 | 0,83 | 1,00 | 1,26 |
| Veredlung | 0,77 | 0,80 | 0,83 | | | |
| **Wintergerste** | | | | | | |
| Ackerbau | 0,73 | 0,80 | 0,89 | 1,28 | 1,86 | 3,36 |
| Milchvieh | 0,72 | 0,74 | 0,76 | 0,78 | 0,85 | 0,93 |
| Sonstiger Futterbau | 0,72 | 0,74 | 0,77 | 0,75 | 0,87 | 1,03 |
| Gemischt | 0,70 | 0,75 | 0,80 | 0,83 | 0,97 | 1,17 |
| Veredlung | 0,71 | 0,74 | 0,77 | | | |
| **Körnermais** | | | | | | |
| Ackerbau | 0,62 | 0,68 | 0,76 | 1,21 | 1,44 | 1,79 |
| Milchvieh | 0,62 | 0,66 | 0,70 | 0,92 | 0,92 | 0,92 |
| Sonstiger Futterbau | 0,64 | 0,66 | 0,68 | 0,66 | 0,73 | 0,83 |
| Gemischt | 0,63 | 0,68 | 0,73 | 0,80 | 0,92 | 1,09 |
| Veredlung | 0,65 | 0,68 | 0,72 | | | |
| **Raps** | | | | | | |
| Ackerbau | 0,58 | 0,63 | 0,70 | 1,53 | 1,97 | 2,78 |
| Milchvieh | 0,56 | 0,57 | 0,59 | 0,74 | 0,94 | 1,26 |
| Sonstiger Futterbau | 0,56 | 0,58 | 0,60 | 0,67 | 0,67 | 0,67 |
| Gemischt | 0,55 | 0,58 | 0,62 | 0,63 | 0,71 | 0,83 |
| Veredlung | 0,56 | 0,58 | 0,60 | | | |
| **Silomais** | | | | | | |
| Ackerbau | 0,88 | 0,97 | 1,08 | 1,32 | 1,63 | 2,12 |
| Milchvieh | 0,88 | 0,90 | 0,92 | 0,92 | 1,11 | 1,38 |
| Sonstiger Futterbau | 0,88 | 0,91 | 0,94 | 0,90 | 0,90 | 0,90 |
| Gemischt | 0,85 | 0,91 | 0,98 | 0,88 | 0,96 | 1,05 |
| Veredlung | 0,83 | 0,90 | 0,97 | | | |

Quelle: Eigene Berechnungen mit FARMIS (2013).

Zwischen den einzelnen Betriebsformen unterscheidet sich die N-Effizienz* nur geringfügig. Lediglich Ackerbaubetriebe weisen eine höhere N-Effizienz* auf als die andern Betriebsformen. Die Schwankung der N-Effizienz* zwischen den Verfahrensalternativen ist ebenfalls bei Ackerbaubetrieben besonders groß. Die geringe Schwankung der N-Effizienz* bei den anderen Betriebsformen ist vor allem darauf zurückzuführen, dass bei der N-Effizienz* nur die effiziente Ausnutzung von Mineraldünger und dem mineralisch wirksamen Anteil des Wirtschaftsdüngers berücksichtigt wird. Da der Düngebedarf bei der Koeffizientengenerierung als sicherer eingestuft wird als das Mineraldüngeräquivalent des Wirtschaftsdüngers, wird bei Betriebsgruppen mit einem hohen Anteil an Wirtschaftsdünger eher das Mineraldüngeäquivalent von Wirtschaftsdünger als der Düngebedarf angepasst (Kapitel 4.1.3).

Im Vergleich der Fruchtarten weist Silomais die höchste N-Effizienz* auf. Im Vergleich zu Körnermais wird bei der Silomaisernte die gesamte Pflanze vom Feld abgefahren. Die niedrigste N-Effizienz* hat Raps, diese Kulturart hat einen hohen N-Bedarf, da ein Großteil des Stickstoffs nach der Ernte auf dem Feld verbleibt und nur teilweise für die Folgekultur genutzt werden kann.

## 6.3 Fazit des Kapitels

Um ein realistischeres Anpassungsverhalten zu ermöglichen, wurden für die Ackerbauverfahren drei Verfahrensalternativen implementiert. Die Anteile der realisierten Verfahrensalternativen repräsentieren die tatsächliche Variation aller Testbetriebe. Um die Varianz der N-Effizienz* in den Betriebsgruppen zu berechnen und um I/O-Koeffizienten der verschiedenen Verfahrensalternativen abzuleiten, werden einzelbetriebliche Informationen herangezogen. Dadurch können die Vorteile der Analyse auf Basis von Betriebsgruppen mit den weitreichenderen Informationen über die Streuung innerhalb der Gruppe genutzt werden.

Der hier entwickelte Ansatz ermöglicht die Ableitung von Verfahrensalternativen auf der Basis von unterschiedlichen Kriterien. Dadurch können die Verfahren je nach Fragestellung differenziert werden. So könnte die Einteilung der Verfahrensalternativen nicht auf Basis der N-Effizienz* sondern in Abhängigkeit des Ertrags oder nach ökonomischen Kriterien (z. B. Deckungsbeitrag) erfolgen.

Zur Veranschaulichung der Methode wurde hier die effiziente Ausnutzung des Mineraldüngers und des pflanzenverfügbaren Anteils des Wirtschaftsdüngers einbezogen. Die N-Effizienz des gesamten Wirtschaftsdüngers wurde hier nicht berücksichtigt. Sobald Daten über den Wirtschaftsdüngerhandel vorliegen, sollte der Wirtschaftsdüngerhandel im Modell abgebildet werden. Dies würde die Aussagekraft des Modells weiter verbessern.

# 7 Ökonomische und ökologische Entwicklungen landwirtschaftlicher Betriebe unter veränderten Rahmenbedingungen

Im folgenden Kapitel wird das im Rahmen dieser Arbeit erweiterte Modellsystem FARMIS in einer beispielhaften Szenarienanalyse angewendet, um die in den vorhergehenden Kapiteln beschriebenen Modellanpassungen zu veranschaulichen. In einem ersten Schritt werden in einer Ex-post-Analyse die Indikatorenergebnisse für den Basisjahrzeitraum ausgewertet. Um das Potenzial des betrieblichen Ansatzes aufzuzeigen, erfolgen die Auswertungen differenziert nach Betriebsform, Regionen und Bewirtschaftungssystem. Für einige Indikatoren sind Ergebnisse aus anderen Arbeiten verfügbar, die als Vergleich mit den Ergebnissen dieser Arbeit herangezogen werden. Im zweiten Schritt werden die Auswirkungen verschiedener Preis- und Politikszenarien analysiert. Dabei werden die Ergebnisse, differenziert nach Betriebsform und Betriebsgröße, dargestellt. Hauptziel der Szenarienanalyse ist es aufzuzeigen, welche Möglichkeiten die Erweiterungen des Modellsystems mit sich bringen und Schwachstellen zu benennen, die in weiteren Forschungsarbeiten adressiert werden müssen.

## 7.1 Deskriptive Analyse des Basisjahrzeitraums

Im folgenden Abschnitt wird zur Einordnung der Ergebnisse zunächst ein Überblick über Struktur und Flächennutzung der zugrunde liegenden Betriebsgruppen gegeben. Die in Kapitel 4 entwickelten Indikatoren werden dann für den Basisjahrzeitraum 2005/06 bis 2007/08 (2006 bis 2008) berechnet. Darüber hinaus werden die Ergebnisse dieser Arbeit mit anderen Forschungsarbeiten verglichen.

### 7.1.1 Betriebsstrukturelle und sozio-ökonomische Merkmale

Die Flächenausstattung der konventionellen und ökologischen Betriebe ist mit 81 bzw. 84 ha etwa gleich groß. Dabei gibt es große Unterschiede zwischen den verschiedenen Betriebsformen. Milchvieh- und Veredlungsbetriebe haben mit durchschnittlich 44 bzw. 46 ha die geringste Flächenausstattung, Ackerbaubetriebe bewirtschaften dagegen durchschnittlich mehr als 111 ha. Die bewirtschaftete Ackerfläche ist etwa doppelt so hoch wie die Grünlandfläche, dabei weisen Ökobetriebe einen wesentlich höheren Grünlandanteil auf als konventionell wirtschaftende Betriebe. Der Pachtanteil liegt bei allen Betriebs- und Bewirtschaftungsformen zwischen 58 und 73 % (Tabelle 7.1).

**Tabelle 7.1:** Betriebswirtschaftliche Kennzahlen im Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008, differenziert nach Betriebsform und Bewirtschaftungssystem

| | | Insgesamt | Insgesamt | | Ackerbau | | Milchvieh | | Sonstiger Futterbau | | Gemischt | | Veredlung |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | öko-logisch | konven-tionell | öko-logisch | konven-tionell | öko-logisch | konven-tionell | öko-logisch | konven-tionell | öko-logisch | konven-tionell | konven-tionell |
| Betriebe | Zahl | 8.619 | 294 | 8.325 | 76 | 2.083 | 122 | 2.798 | 27 | 503 | 69 | 2.519 | 422 |
| Repräsentierte Betriebe | Zahl | 198.324 | 5.683 | 192.641 | 1.516 | 46.671 | 1.967 | 68.390 | 948 | 20.461 | 1.253 | 46.733 | 10.386 |
| Landw. genutzte Fläche (LF) | ha | 80,7 | 84,3 | 80,6 | 115,0 | 111,8 | 44,4 | 54,3 | 107,1 | 76,9 | 92,6 | 97,3 | 45,6 |
| davon gepachtet | % | *69,2* | *68,4* | *69,2* | *72,0* | *70,8* | *57,5* | *61,7* | *70,2* | *72,1* | *69,6* | *73,4* | *59,2* |
| Ackerland | ha | 57,7 | 48,6 | 58,0 | 97,5 | 104,7 | 14,1 | 23,4 | 18,9 | 26,6 | 66,3 | 79,4 | 42,0 |
| Grünland | ha | 23,0 | 35,7 | 22,6 | 17,5 | 7,1 | 30,4 | 30,9 | 88,3 | 50,3 | 26,3 | 18,0 | 3,6 |
| Getreidefläche | ha | 32,2 | 26,0 | 32,4 | 53,7 | 60,5 | 6,8 | 9,6 | 5,7 | 11,3 | 38,1 | 47,0 | 31,8 |
| Ölsaaten | ha | 7,8 | 1,0 | 8,0 | 2,2 | 18,1 | 0,1 | 1,3 | 0,3 | 1,6 | 1,4 | 11,4 | 3,9 |
| Arbeitskräfte | AK | 1,8 | 1,8 | 1,8 | 1,9 | 1,6 | 1,7 | 1,6 | 1,6 | 1,6 | 2,1 | 2,2 | 1,8 |
| davon: Familien-AK | AK | 1,3 | 1,3 | 1,3 | 1,1 | 1,0 | 1,5 | 1,4 | 1,2 | 1,2 | 1,2 | 1,3 | 1,6 |
| Variable Kosten | Tsd. € | 95,5 | 50,3 | 96,8 | 55,7 | 87,7 | 40,6 | 69,3 | 41,7 | 61,4 | 65,2 | 145,3 | 170,6 |
| Landwirtschaftliche Erlöse | Tsd. € | 149,8 | 86,8 | 151,7 | 95,4 | 133,8 | 90,0 | 126,9 | 57,0 | 85,9 | 93,7 | 214,8 | 241,5 |
| davon: | | | | | | | | | | | | | |
| Pflanzenbau | Tsd. € | 48,9 | 34,2 | 49,3 | 85,5 | 110,9 | 6,9 | 10,2 | 6,2 | 10,6 | 36,3 | 64,7 | 37,3 |
| Tierproduktion | Tsd. € | 101,0 | 52,5 | 102,4 | 9,9 | 22,9 | 83,1 | 116,7 | 50,8 | 75,3 | 57,4 | 150,1 | 204,2 |
| Milchvieh | Tsd. € | 51,8 | 32,3 | 52,4 | 1,7 | 5,1 | 75,8 | 104,1 | 11,8 | 30,3 | 16,5 | 44,9 | 0,8 |
| Mastrinder | Tsd. € | 11,6 | 10,0 | 11,6 | 3,1 | 3,4 | 6,3 | 10,7 | 31,4 | 33,5 | 8,0 | 13,9 | 1,7 |
| Schweine | Tsd. € | 33,3 | 7,0 | 34,0 | 3,0 | 11,8 | 0,6 | 1,6 | 1,6 | 5,7 | 25,9 | 82,5 | 185,5 |
| Direktzahlungen und Zuschüsse | Tsd. € | 33,4 | 44,0 | 33,1 | 58,3 | 39,5 | 27,4 | 25,8 | 50,4 | 40,5 | 47,7 | 38,2 | 15,5 |
| davon: | | | | | | | | | | | | | |
| Direktzahlungen | Tsd. € | 25,5 | 22,3 | 25,6 | 32,0 | 34,2 | 11,8 | 18,5 | 24,9 | 24,7 | 25,0 | 30,9 | 12,6 |
| Agrarumwelt | Tsd. € | 3,6 | 16,4 | 3,2 | 21,9 | 1,9 | 10,7 | 2,7 | 18,3 | 10,4 | 17,3 | 2,8 | 0,9 |
| Betriebseinkommen je Betrieb | Tsd. € | 68,9 | 63,3 | 69,1 | 73,4 | 71,1 | 58,6 | 62,9 | 51,1 | 52,9 | 67,8 | 84,6 | 62,7 |
| Betriebseinkommen je AK | Tsd. €/AK | 38,8 | 34,9 | 38,9 | 38,6 | 44,3 | 35,1 | 38,4 | 32,1 | 32,2 | 32,3 | 38,4 | 35,2 |
| Betriebseinkommen je Hektar | €/ha | 854,0 | 751,2 | 857,2 | 638,5 | 636,3 | 1319,2 | 1158,4 | 477,0 | 688,3 | 732,5 | 869,0 | 1375,7 |
| Gewinn je Betrieb | Tsd. € | 42,3 | 39,7 | 42,4 | 40,5 | 37,6 | 48,6 | 46,5 | 27,5 | 31,8 | 33,8 | 45,8 | 42,3 |
| Gewinn plus Personalaufwand je AK | Tsd. €/AK | 29,7 | 28,0 | 29,8 | 29,4 | 30,5 | 31,0 | 31,3 | 22,6 | 25,1 | 25,7 | 29,7 | 26,6 |
| Cashflow 1 | Tsd. € | 63,6 | 58,8 | 63,7 | 62,4 | 57,8 | 66,8 | 68,0 | 42,2 | 46,9 | 54,5 | 70,4 | 65,8 |
| Gewinnrate | % | 28,8 | 33,0 | 28,7 | 25,7 | 23,1 | 47,1 | 36,8 | 28,6 | 31,2 | 28,0 | 25,0 | 27,7 |
| Vieheinheiten | VE/ha | 1,01 | 0,46 | 1,03 | 0,10 | 0,20 | 1,02 | 1,27 | 0,62 | 0,88 | 0,46 | 1,47 | 4,36 |
| davon: | | | | | | | | | | | | | |
| Milchvieh | VE/ha | 0,25 | 0,15 | 0,25 | 0,00 | 0,02 | 0,70 | 0,76 | 0,02 | 0,14 | 0,07 | 0,17 | 0,01 |
| Mutterkühe | VE/ha | 0,04 | 0,11 | 0,03 | 0,04 | 0,01 | 0,00 | 0,00 | 0,36 | 0,21 | 0,09 | 0,03 | 0,00 |
| Schweine | VE/ha | 0,49 | 0,05 | 0,50 | 0,02 | 0,13 | 0,01 | 0,04 | 0,01 | 0,10 | 0,17 | 1,07 | 4,15 |

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

Die durchschnittlichen landwirtschaftlichen Erlöse betragen bei den konventionellen Betrieben 151.700 € und bei den Ökobetrieben 86.800 €. Allerdings sind die variablen Kosten der Ökobetriebe mit ca. 50.000 € nur etwa halb so hoch wie bei konventionellen Betrieben (96.800 €). Ökobetriebe erhalten mit 44.000 € jedoch etwa 11.000 € mehr Direktzahlungen und Zuschüsse als konventionelle Betriebe. Entsprechend unterscheidet sich das durchschnittliche Betriebseinkommen der beiden Produktionssysteme nur um ca. 6.000 €. Durchschnittlich liegt das Betriebseinkommen im Basisjahrzeitraum bei 68.900 €, wobei konventionelle Gemischtbetriebe mit 84.600 € das höchste Betriebseinkommen erwirtschaften. Pro Arbeitskraft erwirtschaften die konventionellen Ackerbaubetriebe mit 44.300 € das höchste Betriebseinkommen.

Der durchschnittliche Gewinn liegt im Basisjahrzeitraum bei 42.300 € und übersteigt damit die erhaltenen Direktzahlungen und Zuschüsse um ca. 9.000 €. Der Gewinn der Ökobetriebe ist mit 39.700 € etwas geringer als der durchschnittliche Gewinn konventioneller Betriebe. Bei Ökobetrieben übersteigen die erhaltenen Direktzahlungen und Zuschüsse den Gewinn um ca. 4.000 €. Dies ist darauf zurückzuführen, dass bei den Ökobetrieben lediglich die Hälfte der Subventionen aus Direktzahlungen bestehen, während die Zahlungen aus der 2. Säule Mehraufwendungen bedingen und somit nur teilweise einkommenswirksam sind. Der Gewinn plus Personalaufwand ist bei den Milchviehbetrieben mit ca. 31.000 €/AK am höchsten. Besonders die ökologisch wirtschaftenden Milchviehbetriebe haben aufgrund ihrer niedrigeren variablen Kosten die höchste Gewinnrate von nahezu 50 %. Die sonstigen Futterbaubetriebe weisen mit 22.600 € den niedrigsten Gewinn plus Personalaufwand je AK aus (Tabelle 7.1).

### 7.1.2 Stickstoffbilanz

Der durchschnittliche Netto-N-Bilanzüberschuss im Basisjahrzeitraum beträgt 68 kg N/ha. Der Netto-N-Bilanzüberschuss der Ökobetriebe liegt mit 8 kg N/ha erwartungsgemäß deutlich unter dem der konventionellen Betriebe (70 kg N/ha) (Abbildung 7.1). Im Folgenden werden die in Abbildung 7.1 dargestellten N-Bilanzen und die einzelnen Bilanzglieder, differenziert nach Bewirtschaftungs- und Betriebsform, analysiert.

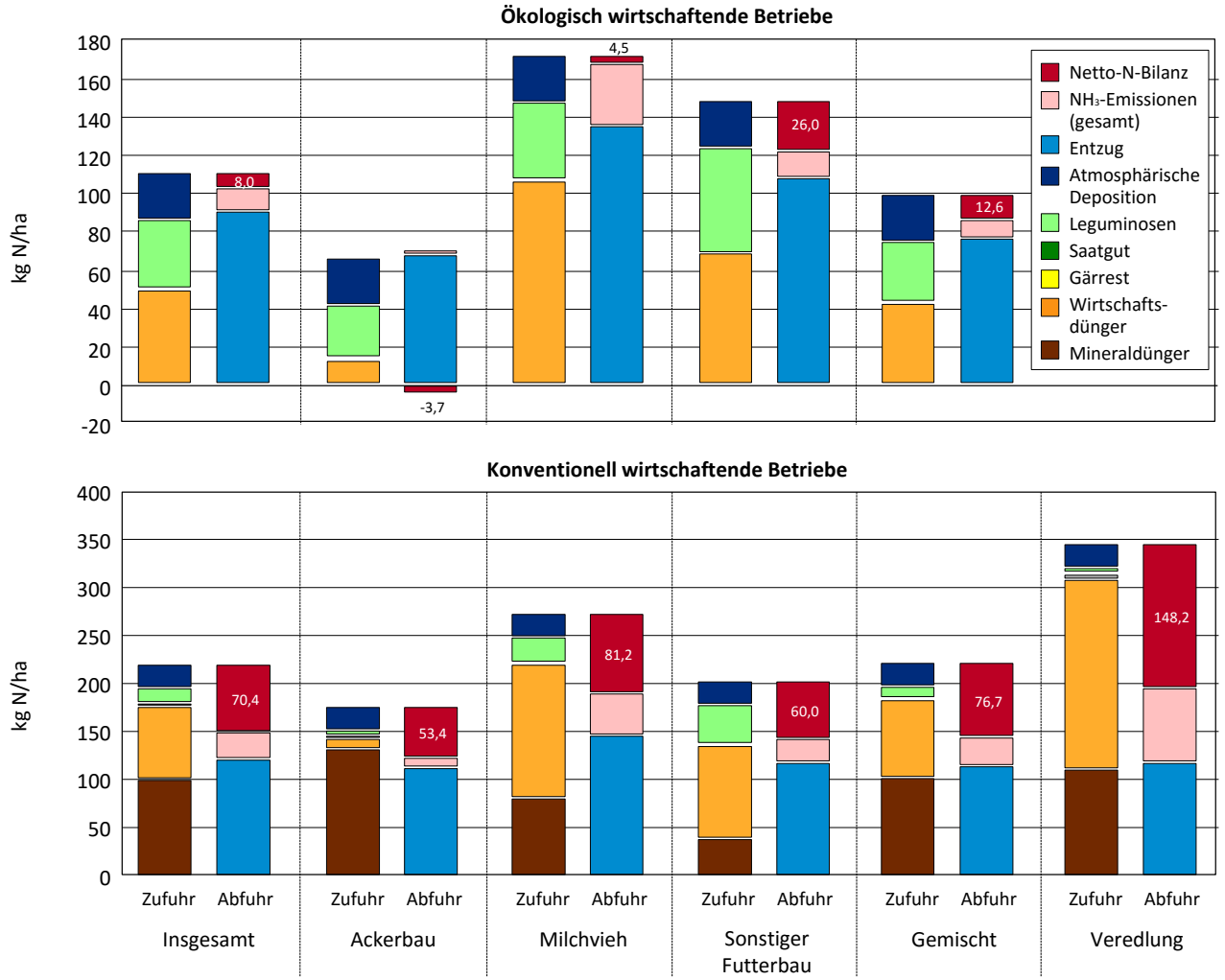
**Ökologisch wirtschaftende Betriebe**

Da in Ökobetrieben der Einsatz von chemisch-synthetischem Dünger verboten ist, muss die Stickstoffversorgung, vor allem durch Wirtschaftsdünger, Leguminosen und den atmosphärischen N-Eintrag, gewährleistet werden. Den höchsten N-Einsatz haben mit ca. 171 kg N/ha Milchviehbetriebe. Da diese Betriebe einen GV-Besatz von 1,2 GV/ha aufweisen, kann der Stickstoffbedarf zu einem Großteil mit Wirtschaftsdünger gedeckt werden.

Den höchsten N-Überschuss der Ökobetriebe weisen laut den Modellanalysen sonstige Futterbaubetriebe in Höhe von 28 kg/ha auf. Neben der Zufuhr aus Wirtschaftsdünger von nahezu 70 kg N/ha aufgrund eines GV-Besatzes von 0,8 GV/ha weisen sonstige Futterbaubetriebe den

höchsten Eintrag durch Leguminosen mit mehr als 50 kg N/ha auf. Diese Betriebe bewirtschaften vor allem extensives Grünland, das tendenziell einen hohen Leguminosenanteil hat.

**Abbildung 7.1:** Elemente der Stickstoffbilanz von ökologisch und konventionell wirtschaftenden Betrieben, differenziert nach Betriebsformen im Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008




Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

## Konventionell wirtschaftende Betriebe

Mit ca. 132 kg N/ha weisen Ackerbaubetriebe den höchsten Mineraldüngeraufwand auf. Deren gesamter N-Aufwand liegt mit 176 kg N/ha jedoch niedriger als bei den anderen Betriebsformen. Veredlungsbetriebe haben das höchste Wirtschaftsdüngeraufkommen pro Betrieb. Durchschnittlich liegt dies bei nahezu 195 kg/N ha und bei einigen Betriebsgruppen noch wesentlich darüber. Bei den Betrieben dieser Betriebsform kann jedoch davon ausgegangen werden, dass ein Großteil der Betriebe Wirtschaftsdünger exportiert. Den zweithöchsten Stickstoffeinsatz je Hektar haben

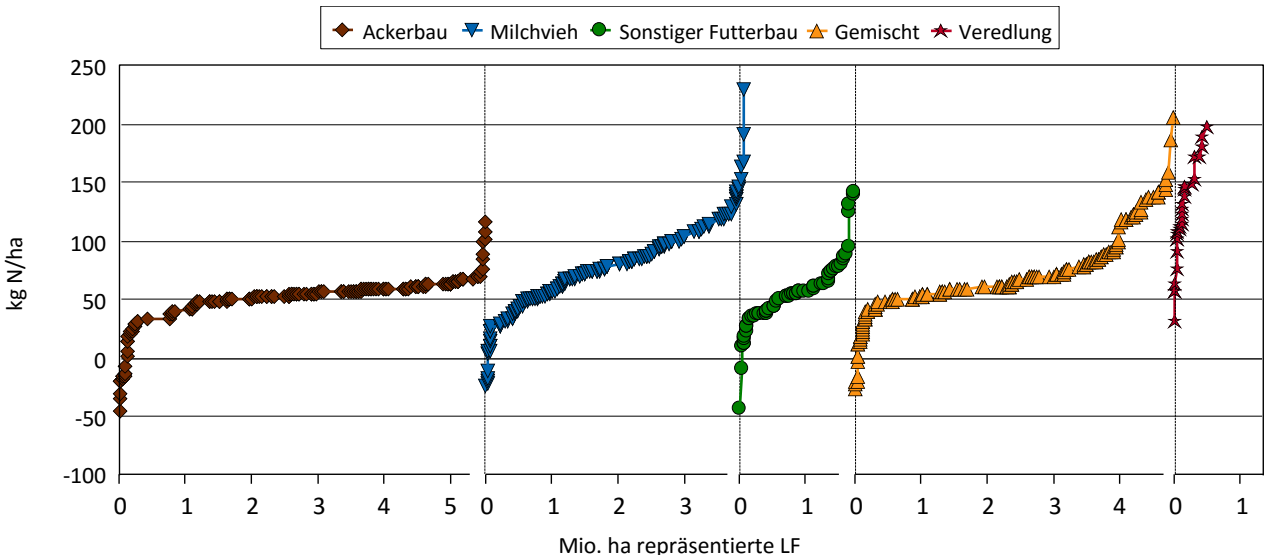
die Milchviehbetriebe. Deren Entzug durch Ernteprodukte liegt jedoch ca. 30 kg höher als bei den anderen Betriebsformen.

Bei den konventionellen Betrieben sind der Anteil und die absolute Menge des Leguminosenstickstoffs deutlich niedriger als bei Ökobetrieben. Lediglich bei Gemischt- und in etwas geringerem Umfang auch bei Milchviehbetrieben übersteigt die durchschnittliche N-Bindung durch Leguminosen 15 kg N/ha. Die N-Bindung findet bei diesen Betrieben vor allem auf extensivem Grünland und durch Kleegrasanbau statt.

**Verteilung der Netto-N-Bilanz, differenziert nach Betriebsformen**

In Abbildung 7.2 ist die Verteilung der Netto-N-Bilanzüberschüsse pro Hektar, differenziert nach Betriebsformen, dargestellt. Bei nahezu allen Betriebsformen sind sowohl sehr niedrige als auch sehr hohe N-Bilanzen zu beobachten. Die geringsten Bilanzüberschüsse weisen Ackerbaubetriebe auf. Diese Betriebe bewirtschaften mit ca. 5,4 Mio. ha den größten Anteil an der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LF). Auf über 70 % dieser Fläche liegt der Netto-N-Bilanzüberschuss unter 60 kg N/ha. Die N-Bilanzen der Gruppe Milchvieh, Futterbau und Gemischtbetriebe sind ähnlich verteilt. Durchschnittlich liegt deren Netto-Bilanzüberschuss bei ca. 55 bis 80 kg N/ha. Die Streuung ist in diesen Gruppen besonders groß. So weisen einige Betriebsgruppen der Milchvieh- und Gemischtbetriebe sehr hohe Bilanzüberschüsse auf. Rechnerisch weisen Veredlungsbetriebe die höchsten N-Überschüsse auf. Die Betriebe in dieser Gruppe bewirtschaften lediglich 3 % der LF und haben mit 4,2 VE/ha einen sehr hohen Viehbesatz. Mangels Datenverfügbarkeit kann der Handel mit Wirtschaftsdünger derzeit im Modell nicht berücksichtigt werden. Bei Betrieben mit sehr hohen N-Überschüssen kann jedoch davon ausgegangen werden, dass ein Teil des Wirtschaftsdüngers in andere Betriebe abgegeben wird. Für Veredlungsbetriebe ist die Netto-N-Bilanz deshalb als Indikator für die potenziell zu exportierende Nährstoffmenge zu interpretieren. Einige Betriebe (vor allem Ackerbau) weisen in den Modellrechnungen negative Netto-N-Bilanzen auf. Dies trifft nahezu ausschließlich auf Ökobetriebe zu. Bei den Modellanalysen lassen sich der Umfang der gasförmigen Stickstoffverluste und des durch Leguminosen gebundenen Stickstoffs nur näherungsweise bestimmen. Eine Über- bzw. Unterschätzung kann hier ebenfalls zu negativen N-Salden führen. Die Höhe der einzelnen Stickstoffbilanzglieder der betrieblichen FARMIS Berechnungen sind mit den regionalen Bilanzen (RAUMIS; BMU et al., 2008) vergleichbar.

**Abbildung 7.2:** Verteilung der Netto-N-Bilanz, differenziert nach Betriebsformen im Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008



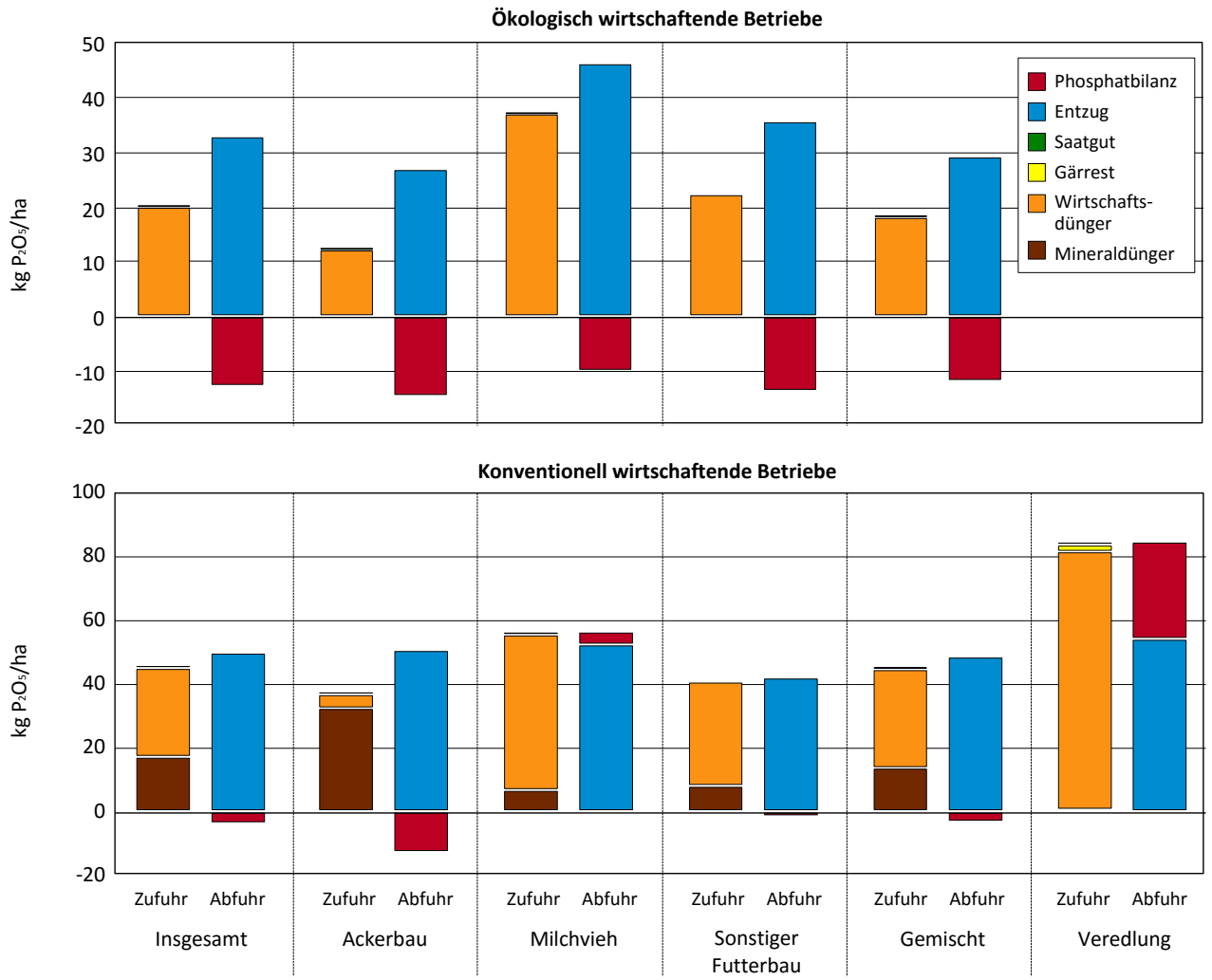

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

## 7.1.3 Phosphatbilanz

Durschnittlichlich weisen die Betriebe im Basisjahrzeitraum eine leicht negative Phosphatbilanz von -3,5 kg/ha auf. Während bei den konventionellen Betrieben vor allem Ackerbaubetriebe negative Bilanzsalden aufweisen, haben bei den ökologischen Betrieben alle Betriebsformen durchschnittlich negative Bilanzsalden. Bei ökologischen Betrieben erfolgt die $P_2O_5$-Zufuhr nahezu ausschließlich durch Wirtschaftsdünger. Bei konventionellen Ackerbaubetrieben wird ein erheblicher Teil des $P_2O_5$-Bedarfes durch Mineraldünger gedeckt. Bei den anderen Betriebsformen stammt nur ein geringer Teil aus der mineralischen Düngung. Bei den Veredlungsbetrieben ist davon auszugehen, dass sie keine phosphathaltigen Mineraldünger einsetzen, da die Zufuhr durch Wirtschaftsdünger und Gärreste ca. 80 kg $P_2O_5$/ha beträgt. Die Nährstoffabfuhr liegt bei allen konventionellen Betriebformen bei etwa 50 kg $P_2O_5$/ha und bei ökologischen Betrieben zwischen 26 kg $P_2O_5$/ha und 45 kg $P_2O_5$/ha (Abbildung 7.3).

Alle Betriebsformen haben im Schnitt nur sehr geringe Bilanzsalden (positiv oder negativ) Lediglich Veredlungsbetriebe liegen mit 30 kg $P_2O_5$/ha über dem von der Düngeverordnung zulässigen Grenzwert von 20 kg/ha, was darauf schließen lässt, dass diese Betriebe Wirtschaftsdünger exportieren müssen.

**Abbildung 7.3:** Elemente der Phosphatbilanz von ökologisch und konventionell wirtschaftenden Betrieben, differenziert nach Betriebsformen im Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008



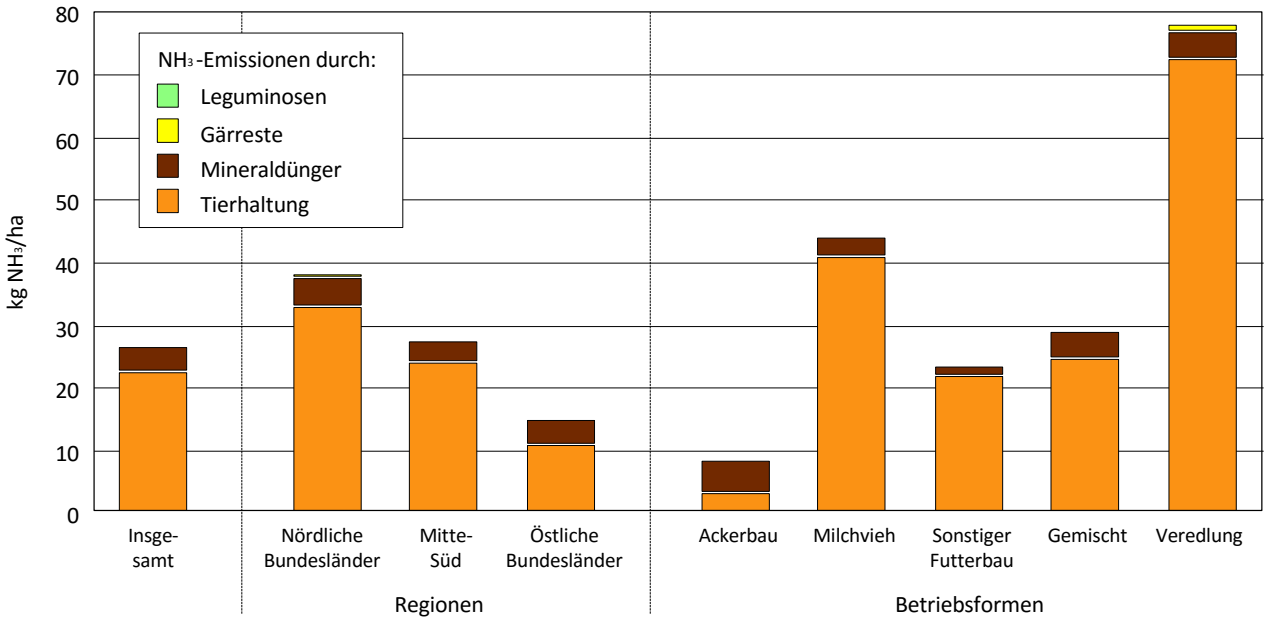

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

## 7.1.4 Ammoniakemissionen

Die Ammoniakemissionen liegen im Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008 durchschnittlich bei ca. 27 kg $NH_3N$/ha (Abbildung 7.4). Der größte Anteil stammt mit ca. 84 % aus Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft, 15 % sind auf $NH_3$-Emissionen durch Mineraldünger und etwas mehr als 1 % auf Leguminosen und Gärreste zurückzuführen. Der Tierbesatz hat demnach einen starken Einfluss auf die Höhe der Emissionen. Entsprechend weisen Veredlungs- und Milchviehbetriebe wesentlich höhere $NH_3$-Emissionen auf als die weniger viehstarken sonstigen Futterbau- und Gemischtbetriebe. Ackerbaubetriebe haben mit $NH_3$-Emissionen von durchschnittlich ca. 9 kg/ha den niedrigsten Wert. Mit 5 kg $NH_3N$/ha stammt bei Ackerbaubetrieben der Großteil der Emissionen aus Mineraldüngern (Abbildung 7.4). Im Hinblick auf die regionale Verteilung sind die $NH_3$-

Emissionen pro Hektar in den nördlichen Bundesländern erwartungsgemäß mehr als doppelt so hoch wie in den östlichen Bundesländern. Dies ist auf den höheren Viehbesatz dieser Region zurückzuführen, der im Norden nahezu dreimal so hoch liegt wie im Osten und etwa ein Drittel höher als in den mittleren und südlichen Bundesländern.

**Abbildung 7.4:** Ammoniakemissionen, differenziert nach Regionen und Betriebsformen, im Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008



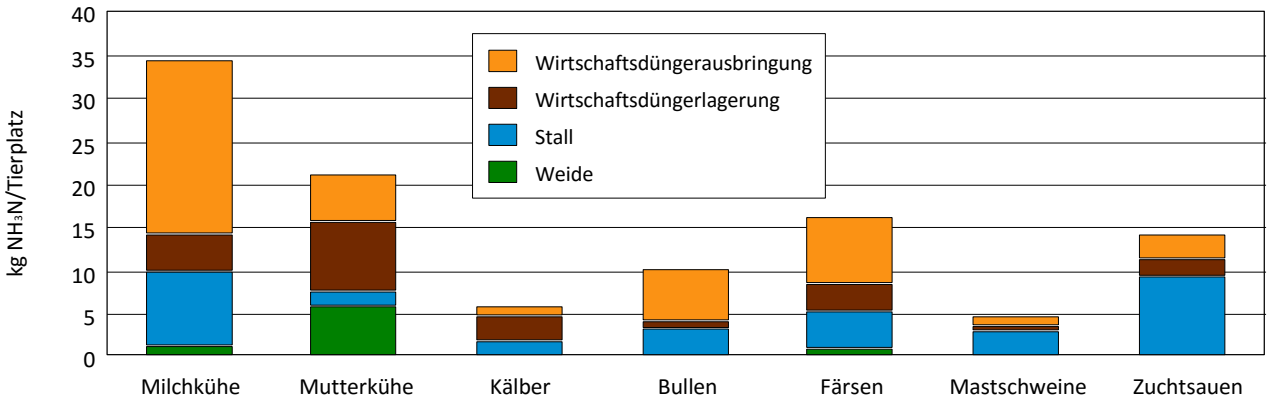

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden die Emissionen nicht nur als Standardwert pro Tierhaltungsverfahren berücksichtigt, sondern differenziert nach verschiedenen Herkunftsquellen, berechnet. Aufgrund unterschiedlicher Haltungs- und Managementverfahren für Wirtschaftsdünger unterscheiden sich die Emissionsquellen maßgeblich zwischen den verschiedenen Tierarten (Abbildung 7.5). Bei Milchkühen und Färsen entstammt ein Großteil der Emissionen aus der Ausbringung, was daran liegt, dass viele Futterbaubetriebe einen hohen Grünlandanteil aufweisen. Bei der Wirtschaftsdüngerausbringung auf Grünland sind weniger verlustmindernde Maßnahmen möglich als auf Ackerland. Bei Mutterkühen fallen ca. 60 % der N-Ausscheidungen auf Weideland an. An den gesamten $NH_3$-Emissionen haben die $NH_3$-Emissionen auf der Weide jedoch nur einen Anteil von knapp 30 %, was an den niedrigen Emissionsfaktoren von 0,09 kg $NH_3N$/kg TAN[73] liegt. Da nahezu alle Mutterkühe auf strohbasierten Systemen gehalten werden, entstehen bei diesem Produktionsverfahren ca. 50 % der gesamten $NH_3$-Emissionen im Stall und bei der Wirtschafts-

[73] TAN (Total Ammoniacal Nitrogen) ist der Anteil an Stickstoff, der metabolisiert und mit dem Harn ausgeschieden wird (NIR, 2010).

düngerlagerung. Bei den Schweinen entstehen ca. 60 % der gesamten $NH_3$-Emissionen im Stall[74], da hier die Emissionsfaktoren, je nach Stallhaltungssystem, zwischen 20 und 40 % liegen. Dadurch gelangt relativ wenig TAN in das Wirtschaftsdüngerlager und zur Ausbringung. Schweinehaltende Betriebe bewirtschaften vorwiegend Ackerland; hier erfolgen vergleichsweise häufig emissionsmindernde Maßnahmen (z. B. Einarbeitung und Schleppschlauchausbringung). Der Anteil, der bei der Ausbringung entweicht, ist deshalb wesentlich niedriger als bei den Raufutterverfahren.

**Abbildung 7.5:** Quellen der $NH_3$-Emissionen verschiedener Tierhaltungsverfahren je Tierplatz im Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008

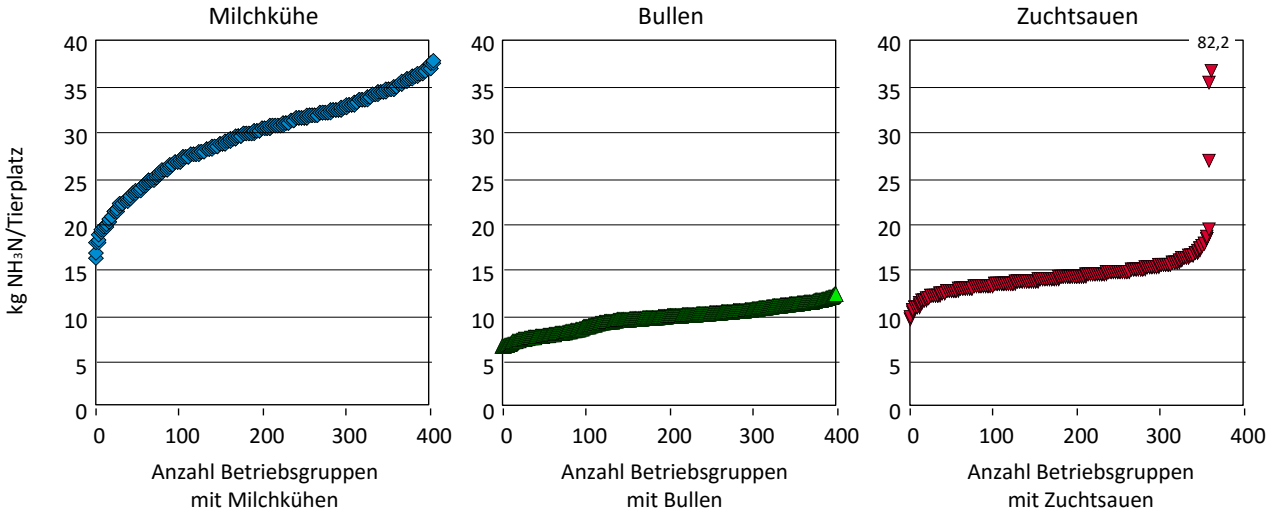



Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

Zwischen den einzelnen Betriebsgruppen schwanken die $NH_3$-Emissionen je Tierplatz teilweise erheblich. In Abbildung 7.6 sind die $NH_3$-Emisionen pro Tierplatz der verschiedenen Betriebsgruppen, beispielhaft für drei Tierhaltungsverfahren, dargestellt. Für Bullen liegen die Emissionen zwischen 7 kg $NH_3N$ und 12,5 kg $NH_3N$ pro Tierplatz. Die Unterschiede sind hier nahezu ausschließlich auf unterschiedliche Haltungs- und Managementverfahren für Wirtschaftsdünger zurückzuführen, die im Modell durch die regionalen Daten an die Betriebsgruppen gekoppelt werden (vgl. Kapitel 4). Große Unterschiede sind zwischen den verschiedenen Milchviehbetrieben zu beobachten. Die $NH_3$-Emissionen liegen zwischen 15 und 45 kg $NH_3N$ pro Milchkuh*$a^{-1}$. Grund ist neben den unterschiedlichen Haltungs-, Lagerungs- und Ausbringungsverfahren vor allem die unterschiedlich hohe Milchleistung und die daran gekoppelten N-Ausscheidungen. Bei Muttersauen ist die N-Ausscheidung ebenfalls abhängig von der Ferkelzahl. Einige Betriebe weisen extrem hohe $NH_3$-Emissionen auf. Diese Betriebe kaufen Babyferkel (8 kg) zu; die in der Ferkelaufzucht anfallenden N-Ausscheidungen werden in FARMIS den Muttersauen zugeschlagen.

[74] In der Realität können die $NH_3$-Emissionen im Stall deutlich niedriger liegen, wenn entsprechende Filter oder Kühlungssysteme eingebaut sind. Im hier verwendeten Basisjahrzeitraum haben derartige Filter etc. noch eine geringe Verbreitung. Bei den Berechnungen in dieser Arbeit konnten emissionsmindernde Maßnahmen im Stall aufgrund fehlender Daten noch nicht berücksichtigt werden.

**Abbildung 7.6:** Verteilung der Ammoniakemissionen ausgewählter Tierhaltungsverfahren im Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008




Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

Für Ammoniakemissionen liegen im NIR auf sektoraler Ebene Ergebnisse vor, die in Anhang 2.4 mit den FARMIS-Ergebnissen verglichen werden. Die absoluten $NH_3$-Emissionen der einzelnen Tierhaltungsverfahren unterscheiden sich teilweise deutlich zwischen FARMIS und dem NIR (2010). Dies liegt vor allem an unterschiedlichen Abgrenzungen der einzelnen Tierhaltungsverfahren (z. B. in FARMIS zählt das Kalb bis zu einem Jahr zum Verfahren Mutterkühe). Die $NH_3$-Emissionen im Hinblick auf die relativen Emissionen je Kilogramm ausgeschiedenem Stickstoff sind bei den meisten Tierhaltungsverfahren relativ ähnlich. Unterschiede sind vor allem auf unterschiedliche Annahmen bei den Haltungsverfahren und dem Wirtschaftsdüngermanagement zurückzuführen (vgl. Anhang 2.4).

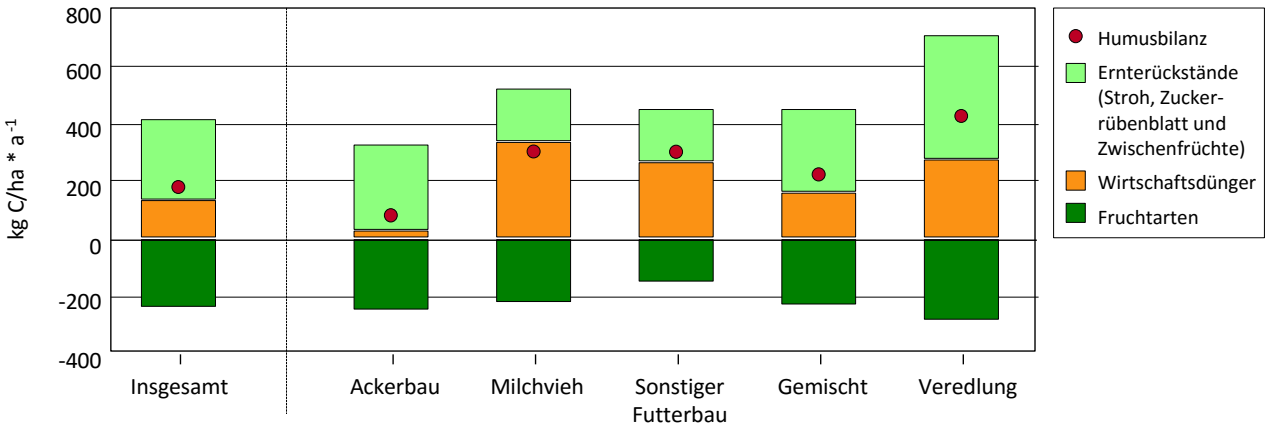
## 7.1.5 Humusbilanz

Die durchschnittliche Humusbilanz liegt mit 177 kg C/ha*$a^{-1}$ auf der Ackerfläche nach der VDLUFA-Bewertung in der Versorgungsklasse D, also leicht über dem langfristig angestrebten optimalen Niveau der Versorgungsklasse C (Tabelle 4.2). Ökologische Betriebe haben mit Ausnahme der Gemischtbetriebe bei allen Betriebsformen eine wesentlich höhere Humusbilanz (Tabelle A.6).[75]

[75] Diese Betriebe haben allerdings auch einen höheren Humusbedarf, der in dieser Berechnung aber nicht berücksichtigt wird.

Bei den Ackerbaubetrieben liegt der Humusbilanzsaldo mit 73 kg C/ha*a$^{-1}$ am niedrigsten. Ackerbaubetriebe müssen nahezu die komplette Reproduktion der organischen Substanz über Ernterückstände gewährleisten, da sie nur in sehr geringem Umfang Wirtschaftsdünger einsetzen (Abbildung 7.7). Die anderen Betriebsformen weisen eine sehr gute Humusversorgung auf. Dies deutet darauf hin, dass die Bodenfruchtbarkeit erhalten bliebe, auch wenn ein größerer Anteil an Stroh verkauft werden würde. Sonstige Futterbau- und Milchviehbetriebe haben aufgrund ihrer Fruchtartenzusammensetzung zudem einen unterdurchschnittlichen Humusbedarf. So bauen Futterbaubetriebe tendenziell weniger humuszehrende Früchte an (Abbildung 7.7). Bei diesen Betrieben, wie auch bei den Veredlungsbetrieben, könnte der Humusbedarf allein mit Wirtschaftsdünger gedeckt werden.

**Abbildung 7.7:** Elemente der Humusbilanz, differenziert nach Betriebsformen im Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008




Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

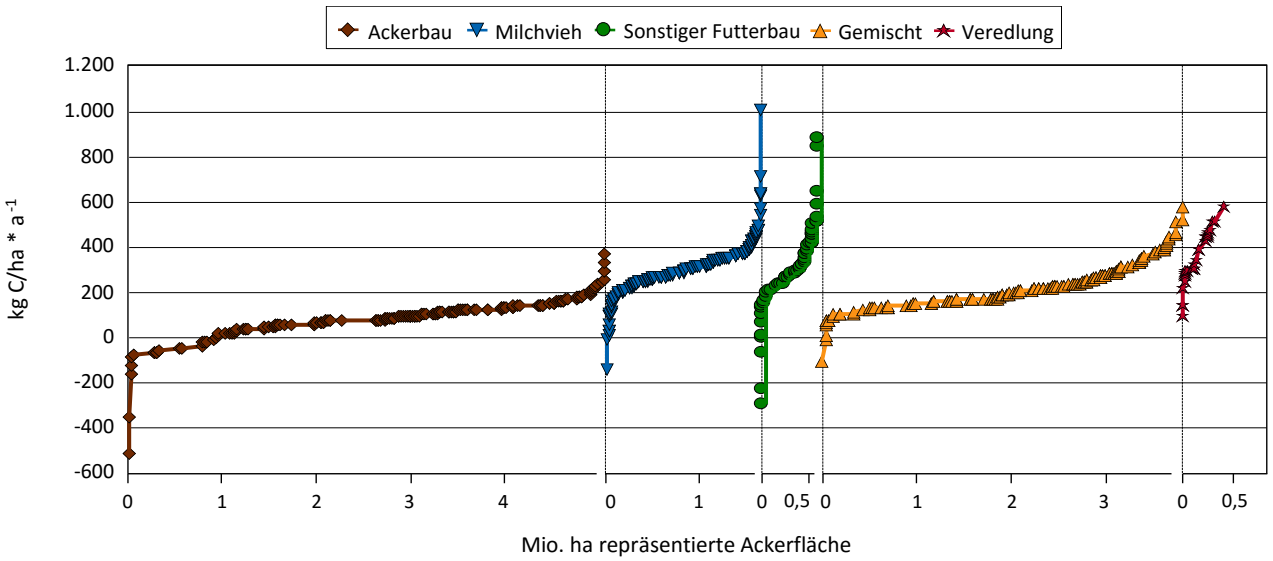
In Abbildung 7.8 ist die Verteilung für die Humusbilanz der einzelnen Betriebsgruppen dargestellt. Bei der Analyse der Betriebsgruppen mit einer sehr hohen bzw. sehr niedrigen Humusbilanz konnten folgende Zusammenhänge herausgearbeitet werden:

1. Betriebe mit einer **sehr niedrigen Humusbilanz** sind zum einen Ackerbaubetriebe, die neben einem sehr geringen Wirtschaftsdüngereinsatz auch noch in größerem Umfang humuszehrende Früchte (wie z. B. Kartoffeln) anbauen. Zum andern weisen auch einige Futterbaubetriebe sehr niedrige Humusbilanzsalden auf. Diese Futterbaubetriebe zeichnen sich durch einen sehr hohen Grünlandanteil aus. Die Ackerflächen werden hauptsächlich für den Anbau der humuszehrenden Fruchtart Silomais genutzt.

2. Bei Betrieben mit einer **sehr hohen Humusbilanz** handelt es sich meist um sonstige Futterbaubetriebe mit einem sehr hohen Grünlandanteil. Die Humusbilanz bezieht sich jedoch nur auf das Ackerland, auf dem diese Futterbaubetriebe größtenteils (teilweise 100 %) Feldfutter anbauen oder einen hohen Anteil an Rotationsbrache aufweisen. Sehr hohe Humusbilanzen weisen auch einige Milchviehbetriebe mit einem mittleren GV-Besatz von 1 bis 1,5 GV/ha

auf, die ebenfalls auf ihren Ackerflächen größtenteils Feldfutter anbauen. In der Gruppe mit sehr hohen Humusbilanzen sind auch einige Veredlungsbetriebe mit einem GV-Besatz von mehr als 2 GV/ha enthalten.

**Abbildung 7.8:** Verteilung der Humusbilanz im Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008




Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

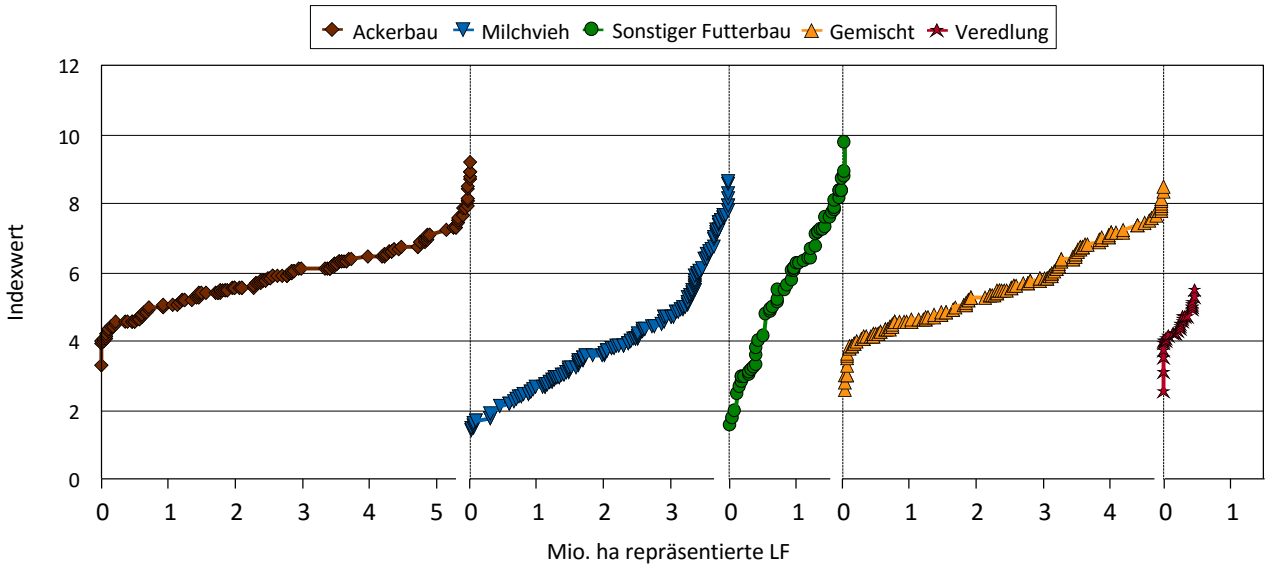
## 7.1.6 Agrobiodiversität

Der Biodiversitätsindex liegt durchschnittlich bei ca. 5,3 von maximal 10 Indexpunkten. Der Indexwert bei ökologischen Betrieben ist mit 7,2 Indexpunkten wesentlich höher als bei konventionellen Betrieben (5,2 Indexpunkte) (Tabelle A.6). In der Betriebsform „Sonstiger Futterbau“ sind die Betriebsgruppen mit den höchsten Indexwerten enthalten. Hier handelt es sich um Betriebe, die nahezu ausschließlich Grünland bewirtschaften und auch auf den Ackerflächen nur eine sehr geringe Düngungsintensität aufweisen. Einige Betriebe der sonstigen Futterbaubetriebe, wie auch einige Milchviehbetriebe, weisen aber auch einen sehr niedrigen Biodiversitätswert auf. Hierbei handelt es sich um Betriebe mit einem hohen Besatz an raufutterfressenden Großvieheinheiten (RGV), die sowohl das Grünland als auch die Ackerflächen intensiv bewirtschaften. Da Ackerbaubetriebe den niedrigsten Gesamtstickstoffeinsatz aufweisen, haben sie einen überdurchschnittlich hohen Indexwert. Die Verteilung der einzelnen Gruppen des Indikators ist in Abbildung 7.9 dargestellt.

Der in dieser Arbeit implementierte Biodiversitätsindikator basiert teilweise auf vorläufigen Bewertungsfunktionen (vgl. Kapitel 4). Die damit generierten Ergebnisse müssen vor diesem Hintergrund interpretiert werden und dienen zur Veranschaulichung des Indikators. Um die Auswirkungen einer geänderten Bewertungsfunktion insbesondere für Grünland zu analysieren, wurde eine Sensitivitätsanalyse mit einer variierenden Bewertungsfunktion durchgeführt (Anhang 2.2). In

den Sensitivitätsrechnungen werden die Auswirkungen eines geringeren RGV-Besatzes für das Optimum der Bewertungsfunktion von Grünland untersucht. Dadurch sinkt vor allem bei Milchvieh- und Gemischtbetrieben der Indexwert. Für Ackerbau- und Veredlungsbetriebe wirken sich die veränderten Bewertungsfunktionen leicht positiv aus.

**Abbildung 7.9:** Verteilung des Biodiversitätsindikators nach Betriebsformen im Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008




Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

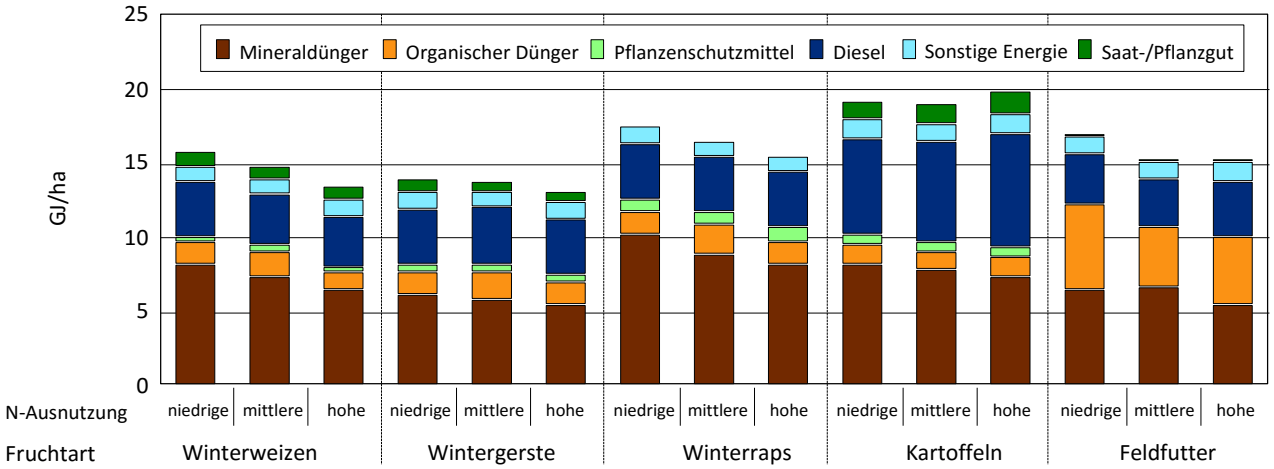
## 7.1.7 Energieeinsatz und Bilanzierung

Der durchschnittliche Energieeinsatz für Ackerbaukulturen liegt bei konventionellen Betrieben mit 13 GJ/ha etwa doppelt so hoch wie bei ökologisch wirtschaftenden Betrieben (Tabelle A.6). Zwischen den Betriebsformen sind kaum Unterschiede zu beobachten. Lediglich sonstige konventionelle Futterbaubetriebe weisen aufgrund eines niedrigen Mineraldüngeraufwands mit 9,4 GJ/ha einen geringeren Energieaufwand als die anderen Betriebsformen auf. Ökologisch geführte Milchviehbetriebe haben mit 10,2 GJ/ha einen überdurchschnittlich hohen Energiebedarf pro Hektar. Im Vergleich zu den anderen ökologisch wirtschaftenden Betriebsformen wird bei Milchviehbetrieben wesentlich mehr Energie für die organische Düngung benötigt (Tabelle A.7). Der Energieverbrauch für Mineraldünger stellt mit 35 bis 55 % den wichtigsten Posten und der Energieverbrauch für Dieselkraftstoff den zweitwichtigsten Posten am gesamten Energieverbrauch dar. Für den Feldfutteranbau stellt der organische Düngereinsatz einen bedeutenden Posten dar, da Feldfutter von Betrieben mit einem relativ hohen Wirtschaftsdüngeranfall angebaut wird (Abbildung 7.10).

In der vorliegenden Arbeit werden für die pflanzlichen Produktionsverfahren drei Verfahrensalternativen auf Basis der N-Effizienz definiert (vgl. Kapitel 6). In Abbildung 7.10 sind für ausgewähl-

te Fruchtarten die verschieden Energieaufwandsposten differenziert nach den in Kapitel 6 abgeleiteten Verfahrensalternativen dargestellt. Der Energiebedarf der Verfahrensalternativen mit niedriger N-Effizienz liegt bei den meisten Fruchtarten um ca. 20 % höher als bei der Verfahrensalternative mit hoher N-Effizienz. Dies ist vor allem auf den geringeren Einsatz an Stickstoffdünger zurückzuführen. Bei Kartoffeln ist der Energieverbrauch aller Verfahrensalternativen etwa gleich hoch. Dies liegt vor allem daran, dass bei Verfahren mit guter N-Ausnutzung ein höherer Dieselaufwand zu Buche schlägt

**Abbildung 7.10:** Bestandteile des Energieeinsatzes von verschiedenen Ackerkulturen, differenziert nach verschiedenen Betriebsformen und Verfahrensalternativen im Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008

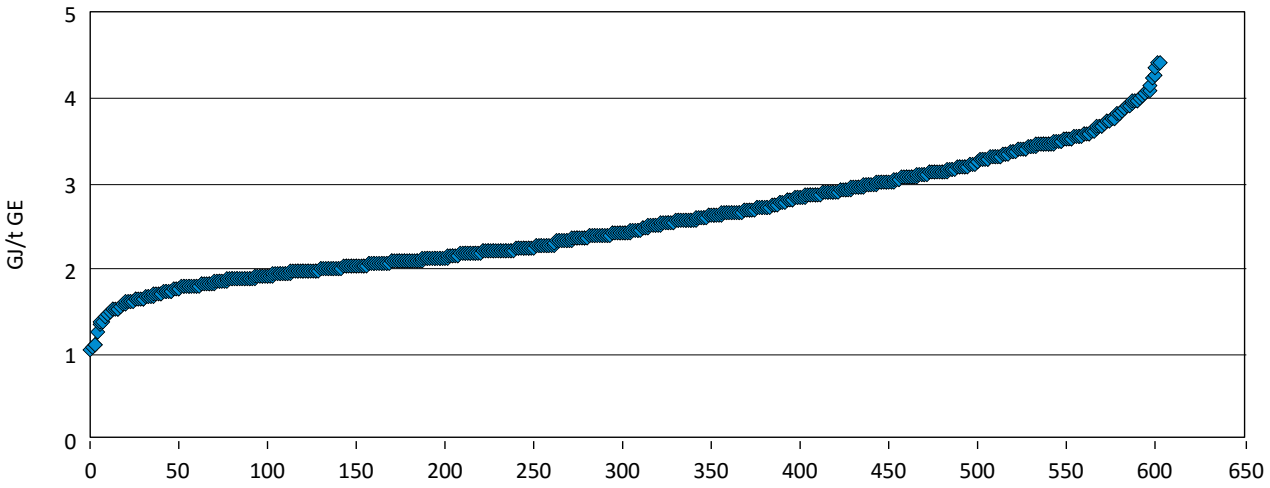



Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

Wird als Bezugsgröße der Energieeinsatz pro Produkteinheit betrachtet, liegt er bei den pflanzlichen Produkten in Ökobetrieben und konventionell geführten Betrieben etwa gleich hoch (Tabelle A.8). Die tierischen Produkte stellen Ökobetriebe jedoch energieextensiver her als konventionell geführte Betriebe. Dies ist auf den durchschnittlich geringeren Einsatz an Kraftfutter in Ökobetrieben zurückzuführen.

Zwischen den Betrieben sind erhebliche Unterschiede beim Energieverbrauch zu beobachten. Um alle Fruchtarten pro Betrieb auf einmal zu vergleichen, ist in Abbildung 7.11 der Energieeinsatz pro Getreideeinheit dargestellt. Durchschnittlich liegt er bei 2,3 GJ/GE (Tabelle A.8). Bei Betrieben mit einem Energieeinsatz von weniger als 1,5 GJ/GE handelt es sich weitgehend um Ackerbaubetriebe (konventionell und ökologisch). Milchvieh- wie auch einige sonstige Futterbaubetriebe zeichnen sich dagegen durch einen überdurchschnittlichen Energieeinsatz pro GE aus (Abbildung 7.11).

**Abbildung 7.11:** Verteilung des Energieeinsatzes pro Getreideeinheit für pflanzliche Produkte der Betriebsgruppen im Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008



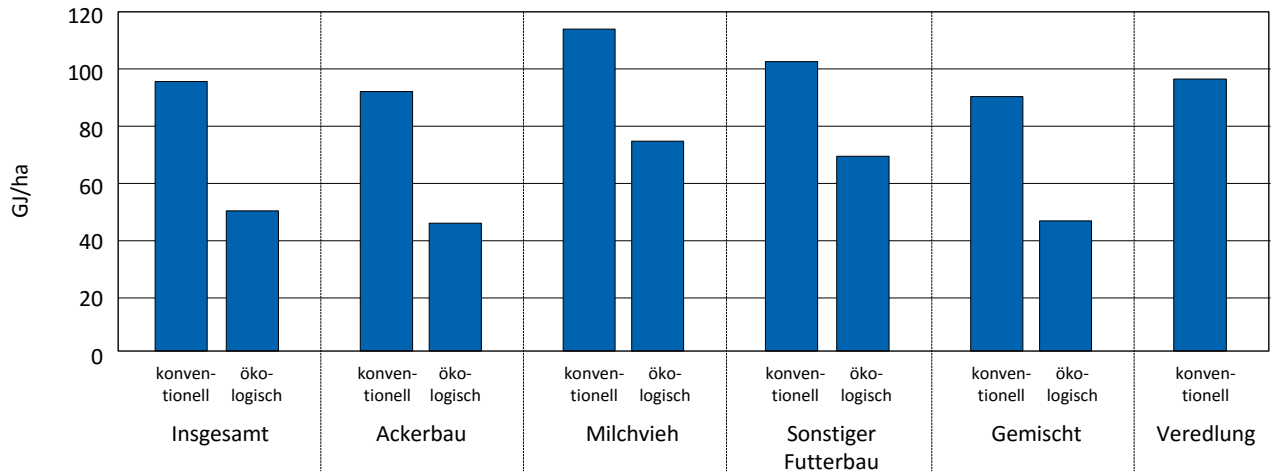

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

Um einen Hinweis auf die Produktivität der landwirtschaftlichen Flächen in Bezug auf die Energie zu erhalten, ist in Abbildung 7.12 der durchschnittliche Energieertrag (Nettobrennwert) der Ackerflächen für verschiedene Betriebsformen und Bewirtschaftungssysteme dargestellt.

Während der Energieeinsatz je Hektar bei den konventionellen Betrieben wesentlich höher ist (Tabelle A.6), erwirtschaften konventionelle Betriebe mit durchschnittlich 95 GJ/ha einen nahezu doppelt so hohen Energieüberschuss pro Hektar wie ökologisch wirtschaftende Betriebe (51 GJ/ha). Neben den geringeren Erträgen der Ökobetriebe ist der Anteil von Ackerkulturen mit hohem Energieoutput wie Silomais oder Zuckerrüben in ökologischen Betrieben wesentlich niedriger als bei konventionellen Betrieben. Der größte Unterschied ist bei den Ackerbau- und Gemischtbetrieben zu beobachten. Hier ist die Energiebilanz der Ackerflächen von konventionellen Betrieben ca. doppelt so hoch wie bei den Ökobetrieben. Dies ist auf den relativ hohen Anteil an Körnerleguminosen der Ökobetriebe zurückzuführen, die eine niedrigere Energiebilanz aufweisen als z. B. Feldfutter.

Bei den Futterbaubetrieben ist der Unterschied nicht so stark ausgeprägt. Der Energieüberschuss der konventionellen Betriebe ist um ca. 50 % höher als bei den ökologischen Betrieben. Die Futterbaubetriebe haben dabei mit einem Energieüberschuss von 103 bis 114 GJ/ha den höchsten Wert. Futterbaubetriebe bauen wesentlich mehr Silomais an als die anderen Betriebsformen. Silomais weist einen höheren Energieüberschuss als Getreide auf.

**Abbildung 7.12:** Energieüberschuss pro Hektar in konventionellen und ökologischen Betriebsformen im Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008




Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

### Vergleich mit anderen Studien

Wie in Kapitel 4.5 beschrieben, existiert keine einheitliche Methodik für die Energiebilanzierung. Der in dieser Arbeit ermittelte Energieeinsatz liegt im Durchschnitt leicht niedriger als in anderen Analysen (vgl. Kränzlein, 2008; Hülsbergen, 2003; Brunsch et al., 2008). Hauptursachen hierfür sind der nicht berücksichtigte Energieeinsatz für Investitionsgüter, teilweise eine abweichende Berechnungsweise und unterschiedliche Koeffizienten. Um den Einfluss der unterschiedlichen Koeffizienten für den Energieeinsatz abzuschätzen, wird in Anhang 2.3 eine Sensitivitätsrechnung mit Energiekoeffizienten aus unterschiedlichen Studien durchgeführt. Besonders die Energiekoeffizienten für Mineraldünger unterscheiden sich teilweise deutlich zwischen den verschiedenen Autoren (Anhang 2.3). Da der Energieverbrauch für Dünger einen hohen Anteil am gesamten Energieverbrauch ausmacht, reagieren die Ergebnisse für den gesamten Energieeinsatz sehr elastisch auf veränderte Energiekoeffizienten für die Produktion von Mineraldünger.

## 7.2 Beschreibung der Baseline und Szenarien für die Ex-ante-Analyse

Im folgenden Abschnitt werden das Referenzszenario (Baseline 2021) und die Szenarien beschrieben. Die Analyse verschiedener Szenarien erfolgt mit FARMIS zu einem Zeitpunkt in der Zukunft (Zieljahr 2021) (vgl. Kapitel 2). Die Entwicklungen z. B. der Preise oder Erträge müssen dafür in das Zieljahr fortgeschrieben werden (vgl. Offermann et al., 2012). Da in dieser Arbeit ökologische Indikatoren in das Modellsystem implementiert wurden (Kapitel 4), wird auf die Vorgehensweise bei der Fortschreibung der Einflussgrößen auf die ökologischen Indikatoren detailliert eingegangen.

### 7.2.1 Beschreibung der Baseline 2021

Um die partiellen Effekte der einzelnen Politikszenarien zu ermitteln, wird zunächst ein Referenzszenario, die Baseline, berechnet. In der Baseline sind alle bereits beschlossenen Politiken berücksichtigt[76] (vgl. Offermann et al., 2012). Außerdem werden alle relevanten Parameter (z. B. Produktpreise) in das Zieljahr 2021 fortgeschrieben (Abbildung 7.13). Die Baseline in dieser Arbeit basiert auf der Thünen-Baseline für das Zieljahr 2021. Allerdings weicht die in der vorliegenden Arbeit verwendete Baseline teilweise von der Thünen-Baseline 2021 ab. Dies ist auf folgende Ursachen zurückzuführen:

1. Im Rahmen dieser Arbeit wurden weitreichende Modellerweiterungen, insbesondere bei der Koeffizientengenerierung (z. B. Mineraldüngereinsatz), durchgeführt.

2. Teilweise wurden externe Annahmen aktualisiert (z. B. Düngerpreise) oder neu in die Berechnungen aufgenommen.

3. In dieser Arbeit sind Modifikationen berücksichtigt, die im Rahmen der Arbeit von Gocht et al. (2012) implementiert wurden (z. B. veränderte Preisannahmen).

4. Dauerkultur- und sonstige Betriebe sind in dieser Arbeit nicht enthalten.

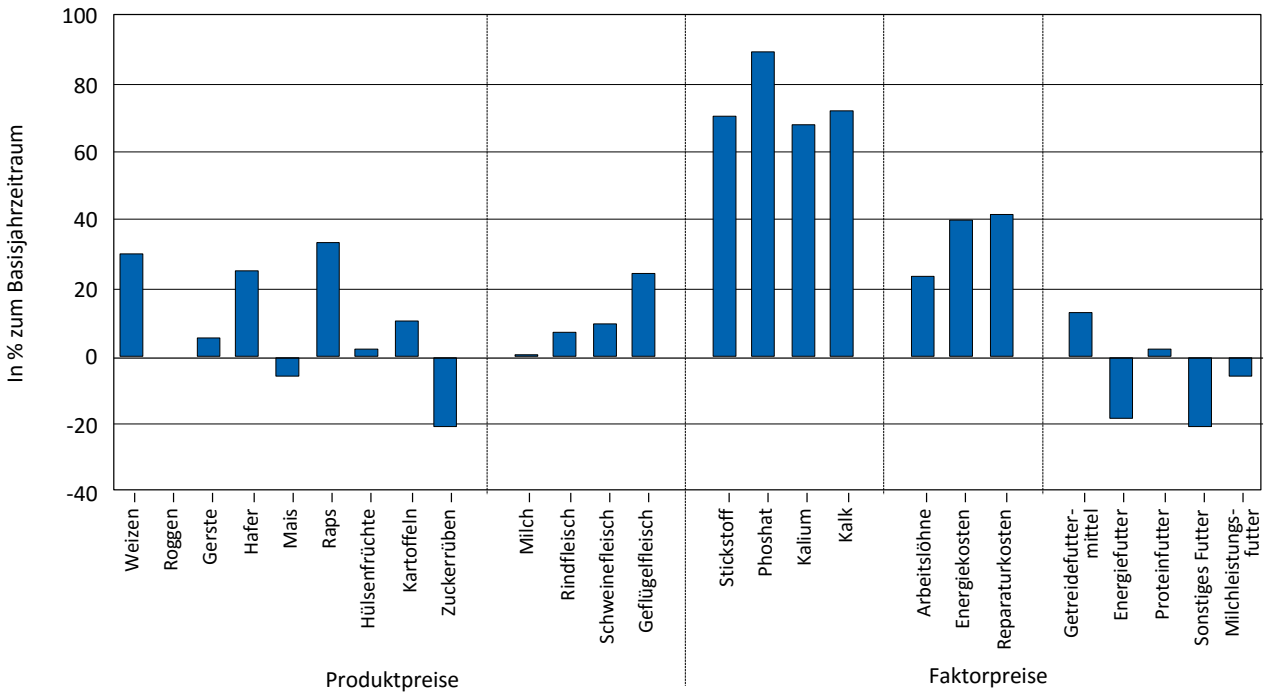
5. In dieser Arbeit ist es den Betrieben möglich, die Intensität der Ackernutzung anzupassen und verschiedene Verfahrensalternativen zu realisieren (vgl. Kapitel 6).

**Fortschreibung der Indikatoren in das Zieljahr**

Neben den Annahmen zur Entwicklung, z. B. der Preise im Zieljahr (Abbildung 7.13), können sich auch wichtige Einflussgrößen auf die ökologischen Indikatoren im Zeitablauf ändern und müssen in das Zieljahr fortgeschrieben werden. Deren Entwicklung lässt sich nur schwierig abschätzen. Da meist keine verlässlichen Daten vorhanden sind (z. B. Entwicklung der Stallhaltungsverfahren), können teilweise keine begründeten Änderungsraten abgeleitet werden. Um dennoch möglichst realitätsnahe Ergebnisse zu erhalten, werden einige wichtige Einflussgrößen der Agrarumweltindikatoren fortgeschrieben, die im Folgenden näher erläutert werden.

[76] Hervorzuheben sind hier folgende Politikannahmen: Erreichung des Beimischungsziels von Biotreibstoff von 10 % am gesamten Treibstoffbedarf, Auslaufen der Milchquotenregelung, bundeslandeinheitliche Direktzahlungen auf dem Niveau von 2013.

**Abbildung 7.13:** Änderung der Faktor- und Produktpreise in der Baseline 2021 im Vergleich zum Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008




Quelle: AGMEMOD (2011), veröffentlicht in der Thünen-Baseline (2011-2021).

## Wirtschaftsdüngerausnutzung

In den vergangenen Jahren ist tendenziell ein rückläufiger Trend bei den Stickstoffbilanzen und eine verbesserte Stickstoffeffizienz zu beobachten (Tabelle 7.2). Der abnehmende Trend der Stickstoffbilanzen ist auf verschiedene Faktoren zurückzuführen: Einsatz verlustreduzierender Ausbringungstechnik, Umsetzung der Düngeverordnung, Beratungs- und Aufklärungsmaßnahmen, Kontrollen sowie Prognosemodelle (BMU et al., 2012: 5).

**Tabelle 7.2:** Entwicklung der Nährstoffeffizienz für Stickstoff

| Jahr | | 1990 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| N-Zufuhr | kg N/ha | 228 | 214 | 206 | 202 | 197 | 204 | 199 | 199 | 188 | 201 | 187 | 190 |
| N-Abfuhr | kg N/ha | 117 | 126 | 130 | 123 | 104 | 135 | 129 | 120 | 124 | 130 | 133 | 121 |
| Netto N-Bilanz | kg N/ha | 111 | 88 | 75 | 79 | 92 | 69 | 70 | 79 | 64 | 71 | 54 | 68 |
| N-Effizienz | kg N/kg N | 0,51 | 0,59 | 0,63 | 0,61 | 0,53 | 0,66 | 0,65 | 0,60 | 0,66 | 0,65 | 0,71 | 0,64 |

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis BMU et al., (2012).

Bei der Fortschreibung in das Zieljahr wird von einem Ertragszuwachs und damit einem höheren Düngebedarf ausgegangen. Dies würde bei gleichbleibender Düngeeffizienz zu einem Anstieg der N-Bilanzen um ca. 10 % führen. Aufgrund verminderter $NH_3$-Emissionen bei der Ausbringung, geänderter Ausbringungszeiträume, verbesserter Technik und der Anforderungen an die Landwirte nach möglichst ausgeglichenen N-Bilanzen ist mit einer weiter steigenden N-Effizienz des organischen Düngers zu rechnen.

Um die Entwicklung der Stickstoffausnutzung zu berücksichtigen, wird folgende Vorgehensweise gewählt: In FARMIS weisen die Betriebsgruppen eine stark schwankende Ausnutzung von Wirtschaftsdünger auf. Betriebsgruppen, die im Basisjahrzeitraum eine hohe N-Effizienz von Wirtschaftsdünger aufweisen, haben nur noch einen geringfügigen Verbesserungsspielraum. Für Betriebsgruppen mit niedrigem Mineraldüngeräquivalent kann in der Regel durch leicht verbesserte Technik oder besseres Düngemanagement eine verbesserte N-Ausnutzung erreicht werden. Für die Fortschreibung wurde deshalb angenommen, dass auf Basis des nicht genutzten Anteils an Stickstoff die verbesserte N-Ausnutzung berechnet wird. In dieser Arbeit wird eine relativ pessimistische Zunahme der N-Ausnutzung des nicht genutzten N-Anteils von 1 % pro Jahr angenommen[77] (Formel 7.1)

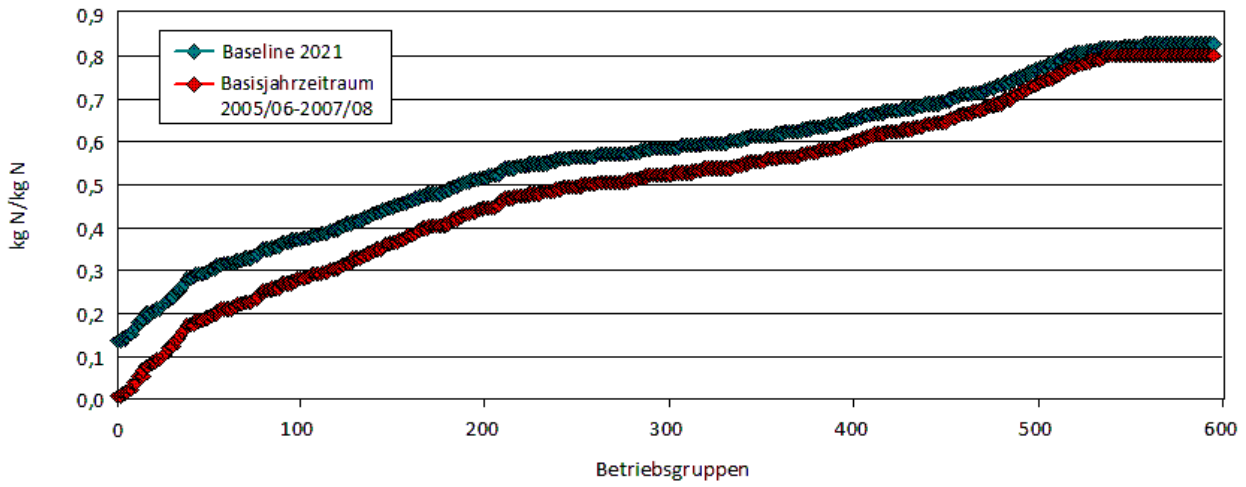
$$IO_{t,"NITR"} = IO_{t,"T_NITR"} - (IO_{t,"T_NITR"} - IO_{t,"NITR"}) * (1-\upsilon)^{J} \quad \textbf{(7.1)}$$

| | |
|---|---|
| $J$ | Anzahl der Jahre bis zum Zieljahr |
| $t$ | Index der Tierhaltungsverfahren |
| $o$ | Index für die verschiedenen I/O-Koeffizienten |
| $"T_NITR"$ | Gesamte Nährstoffausscheidungen der Tiere $\in o$ |
| $"NITR"$ | Pflanzenverfügbarer Anteil der Nährstoffausscheidungen $\in o$ |
| $IO_{to}$ | Parameter der I/O-Koeffizienten |
| $\upsilon$ | Faktor der jährlichen Verbesserung des Mineraldüngeräquivalents |

Eine hundertprozentige N-Ausnutzung des organischen Stickstoffs kann aufgrund unvermeidbarer Verluste, den Einflüssen des Wetters etc. nicht erreicht werden. Deshalb wurde im Basisjahrzeitraum eine maximale Ausnutzung von 80 % unterstellt. Diese Obergrenze wird im Basisjahrzeitraum von einem Großteil der Ökobetriebe erreicht (Abbildung 7.14). Aufgrund verbesserter Technik wird auch für diese Ökobetriebe im Zieljahr eine leichte Verbesserung des Mineraldüngeräquivalents um ca. 2 Prozentpunkte angenommen.

[77] In der Thünen-Baseline wird ein stärkerer Anstieg der Düngeeffizienz unterstellt: 0,25 Prozentpunkte pro Jahr bei Mineraldünger und 0,8 Prozentpunkte pro Jahr bei Wirtschaftsdünger (Offermann et al., 2014: 36).

**Abbildung 7.14:** Verteilung des Mineraldüngeäquivalents von Wirtschaftsdünger der Betriebsgruppen im Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008 und der Baseline 2021




Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

Durch die hier beschriebene Vorgehensweise verändert sich die Verteilung der Mineraldüngeräquivalente der 595 Betriebsgruppen mit Tierhaltung. Bei Betrieben, die im Basisjahrzeitraum ein sehr niedriges Mineraldüngeräquivalent aufweisen, steigt es im Zieljahr auf ca. 0,15 kg N/kg N. Betriebe mit sehr hohem Mineraldüngeräquivalent erreichen ebenfalls eine leicht verbesserte Ausnutzung des Stickstoffs. Das durchschnittliche Mineraldüngeräquivalent, bezogen auf den Düngebedarf, beträgt in der Baseline 0,5 kg N/kg N.

### Ammoniakemissionen

Da im Zieljahr 2021 teilweise von höheren Leistungen der Tierverfahren ausgegangen wird, erhöht sich auch die N-Menge und damit die $NH_3$-Emissionen je Tierplatz. Annahmen zur verwendeten Technik basieren zu einem Großteil auf geschätzten Werten. Es erscheint wenig sinnvoll, hier Trendabschätzungen vorzunehmen, da keine belastbaren Zahlen vorhanden sind. Seit 2011 muss Wirtschaftsdünger auf unbewachsenem Boden innerhalb von vier Stunden eingearbeitet werden. Für den Anteil, der im Basisjahrzeitraum nicht oder später eingearbeitet wird, wird in den Modellanalysen die Annahme getroffen, dass die Einarbeitung im Zieljahr innerhalb von vier Stunden erfolgt.

### Energieeinsatz

Aufgrund steigender Erträge sind im Zieljahr 2021 auch höhere Vorleistungen (z. B. Düngemittel) notwendig. Der Energieeinsatz der einzelnen Verfahren erhöht sich dadurch entsprechend. Nach Brentrup et al. (2008) werden für die Stickstoffdüngerproduktion mit der derzeit besten Technologie ca. 10 MJ/kg weniger benötigt als mit der durchschnittlich eingesetzten Technologie (Kapitel 4.5.2). In der Baseline und den Szenarien wird davon ausgegangen, dass die derzeit beste Technologie im Zieljahr als durchschnittliche Technik zum Einsatz kommt.

### 7.2.2 Beschreibung der Szenarien

Das Ziel der Modellanwendungen der vorliegenden Arbeit ist es, die Möglichkeiten und Grenzen des Modellsystems für die simultane Analyse ökologischer und ökonomischer Indikatoren aufzuzeigen. Vor diesem Hintergrund werden Szenarien definiert, mit denen verschiedene Wirkungsweisen des Modells veranschaulicht werden können:

**Ausgewählte Veränderungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU (GAP2014)**

Im GAP2014-Szenario werden ausgewählte Auswirkungen der Vorschläge für die zukünftige EU-Agrarpolitik analysiert. Die Definition des Szenarios basiert auf dem Legislativvorschlag der EU vom Oktober 2011, den darauf basierenden Berechnungen des Thünen-Instituts (Forstner et al., 2012)[78]. Im Vergleich zur Baseline ändern sich in diesem Szenario folgende Rahmenbedingungen:

*Umverteilung der Direktzahlungen:*

- Die Direktzahlungen bestehen aus einer Basisprämie von 175 €/ha[79], die jeder Betrieb je Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche erhält. Zusätzlich erhalten die Betriebe einen Zuschlag von 50 €/ha für die ersten 30 ha und 30 €/ha für weitere 16 ha. Die Regelungen zur Modulation der Direktzahlungen entfallen.

*Einführung einer Greening-Auflage:*

- Die Betriebe erhalten eine zusätzliche Greening-Prämie von 85 €/ha, wenn sie die vorgegebenen Greening-Auflagen einhalten. In dem hier analysierten Szenario müssen die Betriebe eine ökologische Vorrangfläche in Höhe von 7 %[80] der Ackerfläche (GAP2014) bereitstellen.[81] Für die Definition der ökologischen Vorrangflächen werden die I/O-Koeffizienten der Flächenstilllegung herangezogen. Betriebe, die bereits in der Baseline Flächen stilllegen, können diese im GAP2014-Szenario anrechnen. Aufgrund von verschiedenen Ausnahmeregelungen müssen Betriebe mit den folgenden Merkmalen keine ökologischen Vorrangflächen anlegen:
  - Betriebe mit weniger als 15 ha Ackerfläche
  - Ökobetriebe

[78] Die tatsächliche Umsetzung der Reform der EU-Agrarpolitik im Jahr 2015 in Deutschland unterscheidet sich teilweise von den im GAP2014-Szenario getroffenen Annahmen.

[79] Je nach Bundesland variiert der Betrag zwischen 174 und 177 €/ha. Der Förderbetrag für Junglandwirte ist in dieser Arbeit in der Basisprämie enthalten.

[80] In dieser Arbeit werden 7 % ökologische Vorrangflächen unterstellt. Im Antragsjahr 2015 muss der Anteil ökologsicher Vorrangflächen lediglich bei 5 % liegen.

[81] Weitere Greening-Komponenten sind: 1. Umbruchverbot von Grünland. Dies wird aber bereits in der Baseline unterstellt. 2. Einhalten einer bestimmten Fruchtartendiversität: In FARMIS werden Betriebsgruppen verwendet. Nahezu alle dieser Betriebsgruppen können diese Bedingung einhalten.

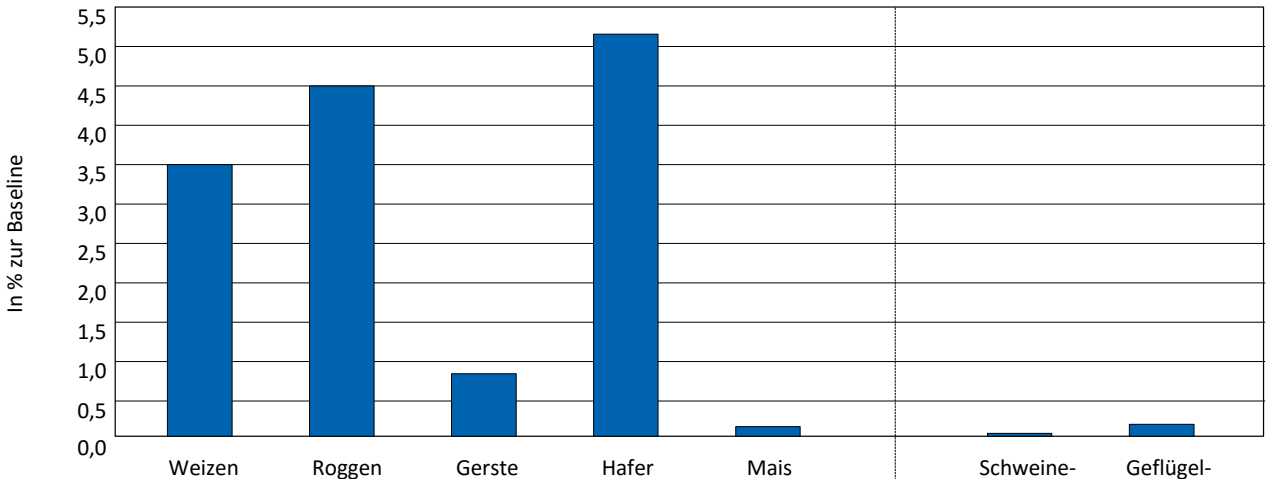
- Betriebe, die einem Anteil von Grünland und Feldgras von mehr als 75 % der LF aufweisen und weniger als 30 ha mit weiteren Ackerkulturen bewirtschaften
- Betriebe, die auf mehr als 75 % Ackerfläche Feldgras anbauen und weniger als 30 ha mit weiteren Ackerkulturen bewirtschaften

Im Rahmen der Umsetzung der GAP in Deutschland sind weitere Greeningoptionen möglich wie z. B. Anbau von Leguminosen oder Zwischenfrüchten. Diese Greeningoptionen sind für viele Landwirte tendenziell ökonomisch vorzüglicher als die Flächenstilllegung. Zum Zeitpunkt der Modellanalysen der vorliegenden Arbeit waren die weiteren Greeningoptionen jedoch noch nicht hinreichend spezifiziert.

*Veränderung der Produktpreise und Marktordnungen:*

- Durch die ökologische Vorrangfläche kommt es zu einer Verknappung der Fläche, die für die Produktion zur Verfügung steht. Dadurch kommt es zu einem leicht veränderten Preisgefüge (Abbildung 7.15) (vgl. Forstner et al., 2012).
- Die Zuckerrübenquote besteht in diesem Szenario nicht mehr.

**Abbildung 7.15:** Annahmen zur Entwicklung der Produktpreise im Szenario GAP2014 im Vergleich zur Baseline 2021




Quelle: Marktmodell ADMEMOD (2012), veröffentlicht in Forstner et al. (2012).

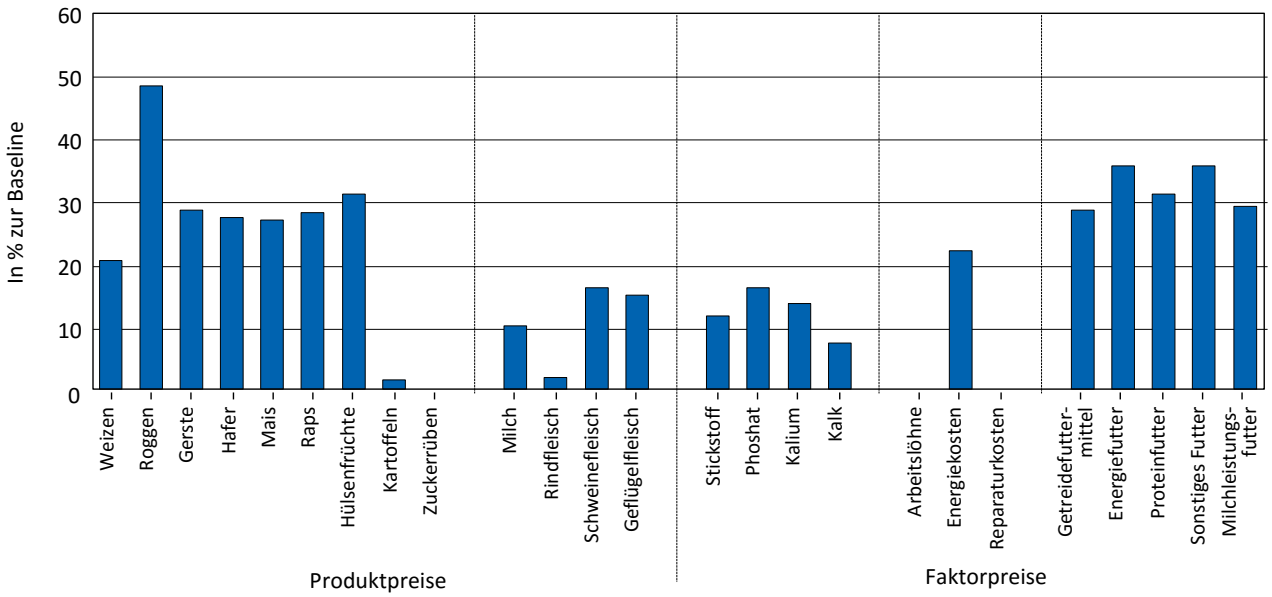
### Veränderte Preisrelationen (HighP)

Aufgrund von verschiedenen Einflussfaktoren (z. B. Bushel-Barrel-Korrelation[82]) könnte sich ein von der Baseline abweichendes Preisszenario einstellen. Um die Einkommens- und Umweltwirkungen eines veränderten Preisniveaus beispielhaft zu analysieren, werden die Aus-

[82] Die Bushel-Barrel-Korrelation beschreibt den Zusammenhang zwischen den Preisen pflanzlicher Produkte und dem Preis für fossile Energie.

wirkungen von Preisänderungen von tierischen- und pflanzlichen Produkten in einem Hochpreisszenario (HighP) analysiert. Mit dem HighP Szenario soll die Sensibilität des Modells auf ein von der Referenzsituation abweichendes Preisniveau und Preisverhältnis dargestellt werden. Für die Ableitung der Preisänderungen wurde in dieser Arbeit eine stark vereinfachte Vorgehensweise gewählt. Die Preisunterschiede entsprechen dem Verhältnis des Durchschnittspreises zum Maximalpreis in den drei Jahren des Basisjahrzeitraums[83] (Abbildung 7.16).

**Abbildung 7.16:** Annahmen zur Entwicklung der Faktor und Produktpreise im Szenario HighP im Vergleich zur Baseline 2021




Quelle: Eigene Berechnungen aus Basis von BMELV (versch. Jgg..).

### Umweltpolitische Szenarien am Beispiel von zwei Stickstoffpolitikoptionen (NTMIN_05, REDNS10)

- Im Rahmen dieser Arbeit sollen zur Veranschaulichung der implementierten Methode zwei umweltpolitische Szenarien analysiert werden. Die Verfahrensalternativen in der vorliegenden Arbeit werden auf Basis der Stickstoffeffizienz definiert (Kapitel 6). Entsprechend werden hier zwei Szenarien untersucht, die auf die Minderung des Stickstoffüberschusses abzielen.
- In der Literatur findet sich eine Vielzahl an Maßnahmen, die grundsätzlich dafür geeignet sind, den Nährstoffeintrag zu reduzieren (Wegener et al., 2010; Osterburg et al., 2007; Scheele et al., 1993; Schleef, 1999: 7; Wissenschaftlicher Beirat für Düngungsfragen, 2009; Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik, 1993: 12 ff.). Mit dem Modellsystem FARMIS können

[83] Bei den im Szenario HighP unterstellten Änderungsraten handelt es sich nicht um ein konsistentes Preisgerüst, da sich die Änderungen des Durchschnittspreises zum jeweils höchsten Preis im Basisjahrzeitraum auf unterschiedliche Jahre beziehen können.

technische Szenarien (z. B. Erweiterung des Güllelagerraums) aufgrund fehlender Informationen nicht analysiert werden. Aus diesem Grund fokussiert sich diese Arbeit auf ein ökonomisches und ein ordnungsrechtliches Instrument:

1. **NTMIN_05:** In diesem Szenario wird eine Abgabe auf den mineralischen Stickstoffdünger von 500 €/t N erhoben. Der Vorteil einer derartigen Maßnahme stellt die einfache Handhabung sowie geringe Administrations- und Kontrollkosten dar, da sich der Gesetzgeber des Flaschenhalsprinzips bedienen kann (Schleef, 1999: 139). Ein Nachteil einer derartigen Abgabe stellt die geringe Korrelation mit dem Stickstoffüberschuss dar. Außerdem sind Ackerbaubetriebe stärker betroffen, obwohl diese einen tendenziell niedrigeren N- Überschuss ausweisen (vgl. Osterburg et al., 2007: 126).

2. **REDNS10:** Der Stickstoffbilanzüberschuss ist enger mit dem eigentlichen Umweltproblem (hohe Nitratgehalte) korreliert wie z. B. der Mineraldüngereinsatz. Im RedNS10-Szenario wird deshalb eine Reduktion der Netto-N-Bilanz von 10 % von allen Betrieben, die in der Baseline einen Bilanzüberschuss von mehr als 50 kg/ha aufweisen, gefordert. Der Nachteil einer Politikmaßnahme, die am Stickstoffbilanzüberschuss ansetzt, besteht in der teilweise auf Schätzwerten beruhenden Berechnung und den hohen Administrations- und Kontrollkosten (vgl. Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik, 1993: 18).

## 7.3 Ergebnisse der Modellanalysen

Die Baseline dient als Referenz für die verschiedenen analysierten Szenarien. Für das Verständnis der Szenarienergebnisse werden zunächst die Entwicklungen in der Baseline 2021 im Vergleich zum Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008 dargestellt. Daran schließen sich die Ergebnisse der Szenarienanalyse an.

### 7.3.1 Entwicklung zwischen Basisjahrzeitraum und Baseline 2021

In der Baseline 2021 steigen in den Modellergebnissen aufgrund des Strukturwandels ca. 20 % der Betriebe aus der Produktion aus. In der Baseline werden deshalb nur noch ca. 157.000 Betriebe repräsentiert. Da die landwirtschaftlich genutzte Fläche mit ca. 16 Mio. ha konstant bleibt (Tabelle A.13), steigt die bewirtschaftete Fläche je Betrieb um ca. ein Viertel auf 102 ha an. Aufgrund der größeren Betriebsfläche in der Baseline steigen auch die Direktzahlungen und Zuschüsse pro Betrieb um ca. ein Viertel an, da die Direktzahlungen den überwiegenden Teil der Subventionen ausmachen (Tabelle 7.3). Im Hinblick auf den gesamten Sektor sinken die Direktzahlungen und Zuschüsse in der Baseline jedoch um ca. 2 % (Tabelle A.13).

Der Arbeitskräftebedarf je Betrieb bleibt mit ca. 1,8 AK in etwa konstant. Da die Betriebe durchschnittlich größer werden, bedeutet dies sektoral einen Rückgang des AK-Einsatzes um ca. 20 % (Tabelle A.13). Aufgrund der im Vergleich zum Basisjahrzeitraum höheren Produktpreise (Abbil-

dung 7.13) und dem geringeren Arbeitskräftebedarf entwickeln sich nahezu alle ökonomischen Indikatoren positiv. So steigt durchschnittlich der Gewinn plus Personalaufwand um mehr als 20 % an. Das Betriebseinkommen je Hektar nimmt dagegen mit ca. 8 % weniger stark zu. Der durchschnittliche Cashflow je Betrieb steigt um ca. 39 %, bezogen auf den gesamten Sektor jedoch nur um 9 %, an. Die Gewinnrate geht in der Baseline zurück. Sie liegt im Basisjahrzeitraum bei ca. 29 % und sinkt in der Baseline auf 21 %. Dieser Rückgang ist vor allem auf eine starke Zunahme der Abschreibungen und der Pachtaufwendungen zurückzuführen. Der Tierbesatz nimmt in der Baseline nur leicht zu. Der Anstieg ist vor allem auf die Ausdehnung der Schweinehaltung zurückzuführen, die aufgrund leicht verbesserter Preise um 3,3 % zunimmt.

**Tabelle 7.3:** Durchschnittliche Entwicklung betriebsstruktureller und sozioökonomischer Kennzahlen vom Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008 zur Baseline 2021

| | | **Basisjahrzeitraum und Baseline in dieser Arbeit** | |
|---|---|---|---|
| | | Basisjahr-zeitraum 2006-08 | Baseline 2021 in % zum Basisjahrzeitraum 2006-08 |
| Betriebe | Zahl | 8.619 | *0,0* |
| Repräsentierte Betriebe | Zahl | 198.324 | *-20,8* |
| Landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) | ha | 80,7 | *26,2* |
| Ackerland | ha | 57,7 | *26,2* |
| Grünland | ha | 23,0 | *26,2* |
| Getreidefläche | ha | 32,2 | *18,3* |
| Ölsaaten | ha | 7,8 | *34,0* |
| Arbeitskräfte | AK | 1,8 | *1,0* |
| Landwirtschaftliche Erlöse | Tsd. € | 149,8 | *58,3* |
| davon: | | | |
| Pflanzenbau | Tsd. € | 48,9 | *85,1* |
| Tierproduktion | Tsd. € | 101,0 | *45,3* |
| Direktzahlungen und Zuschüsse | Tsd. € | 33,4 | *23,7* |
| davon: | | | |
| Betriebsprämie | Tsd. € | 25,5 | *25,1* |
| Betriebseinkommen je Betrieb | Tsd. € | 68,9 | *36,8* |
| Betriebseinkommen je AK | Tsd. €/AK | 38,8 | *35,5* |
| Betriebseinkommen je Hektar | €/ha | 854,0 | *8,4* |
| Gewinn plus Personalaufwand je AK | Tsd. €/AK | 29,7 | *22,7* |
| Vieheinheiten | VE/ha | 1,01 | *2,9* |
| davon: | | | |
| Milchvieh | VE/ha | 0,25 | *0,0* |
| Schweine | VE/ha | 0,49 | *3,3* |

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

**Tabelle 7.4:** Durchschnittliche Entwicklung der Agrarumweltindikatoren vom Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008 zur Baseline 2021

| | | Basisjahrzeitraum 2006-08 | Baseline 2021 | Relative Änderung (%) |
|---|---|---|---|---|
| Brutto-N Bilanz | kg/ha | 95,2 | 88,3 | *-7,2* |
| Netto-N Bilanz | kg/ha | 68,3 | 59,7 | *-12,5* |
| Phosphatbilanz | kg/ha | -3,5 | -4,3 | *-23,7* |
| $NH_3$-Emissionen (gesamt) | kg/ha | 26,9 | 28,6 | *6,1* |
| Humusbilanz | kgC/ha | 177,2 | 151,5 | *-14,5* |
| Aggregierter Biodiversitätsindikator gew. mit LF | Index | 5,3 | 4,9 | *-8,0* |
| Energieeinsatz pro Getreideeinheit | GJ/GE (t) | 2,3 | 1,8 | *-19,8* |
| Energieverbrauch Feldfrüchte (Durchschnitt) | GJ/ha | 12,8 | 12,0 | *-6,3* |

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

### Entwicklung der Agrarumweltindikatoren in der Baseline

Der durchschnittliche **Netto-N-Bilanzüberschuss** geht in der Baseline auf ca. 60 kg/ha zurück. Dies ist vor allem auf einen starken Anstieg des Stickstoffpreises in der Baseline um ca. 70 % zurückzuführen. Da der Preisanstieg für die pflanzlichen Produkte geringer ausfällt, wird die optimale spezielle Intensität reduziert. Weitere Gründe für den Rückgang der N-Bilanz sind ein höherer Entzug aufgrund des biologischen Fortschritts und eine etwas bessere Ausnutzung des im Wirtschaftsdünger enthaltenen Stickstoffs aufgrund verbesserter Technik und erweiterten Auflagen. Die verschiedenen Elemente der Stickstoffbilanz sind im Anhang in Tabelle A.9 zusammengefasst.

Der stärkste Rückgang der Netto-N-Bilanz ist bei Ackerbau- und Gemischtbetrieben zu prognostizieren (Tabelle 7.5). Diese Betriebe bauen vor allem Marktfrüchte an, deren optimale spezielle Intensität in der Baseline reduziert wird. Den geringsten Rückgang der Netto-N-Bilanz weisen Milchviehbetriebe auf. Diese Betriebe bewirtschaften einen Großteil ihrer Fläche mit Feldfutter, das den Futterbedarf der Tiere decken muss. Bei den Futterbauverfahren wird die optimale spezielle Intensität trotz des geänderten Stickstoffpreis-Produktpreisverhältnisses nicht angepasst.

**Tabelle 7.5:** Entwicklung der Agrarumweltindikatoren vom Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008 zur Baseline 2021, differenziert nach Betriebsformen

| | | Ackerbau | | Milchvieh | | Sonstiger Futterbau | | Gemischt | | Veredlung | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Basisjahr-zeitraum 2006-08 | Baseline rel. Änd. in % | Basisjahr-zeitraum 2006-08 | Baseline rel. Änd. in % | Basisjahr-zeitraum 2006-08 | Baseline rel. Änd. in % | Basisjahr-zeitraum 2006-08 | Baseline rel. Änd. in % | Basisjahr-zeitraum 2006-08 | Baseline rel. Änd. in % |
| Brutto-N Bilanz | kg/ha | 60,1 | *-9,9* | 123,9 | *-4,8* | 81,9 | *-6,0* | 104,0 | *-9,7* | 225,7 | *-3,7* |
| Netto-N Bilanz | kg/ha | 51,2 | *-17,1* | 79,5 | *-6,9* | 58,0 | *-9,3* | 74,6 | *-15,1* | 146,5 | *-12,6* |
| Phosphatbilanz | kg/ha | -12,5 | *-26,2* | 3,5 | *18,8* | -1,7 | *-1,2* | -3,0 | *-28,6* | 30,3 | *34,8* |
| $NH_3$-Emissionen (gesamt) | kg/ha | 8,8 | *32,2* | 44,4 | *-1,1* | 24,0 | *1,9* | 29,4 | *4,2* | 79,2 | *12,7* |
| Humusbilanz | kg C/ha | 74,8 | *-11,4* | 297,8 | *-21,7* | 297,6 | *-20,8* | 215,7 | *-13,0* | 418,0 | *-5,0* |
| Aggregierter Bio-diversitätsindikator gew. mit LF | Index | 5,9 | *-7,2* | 3,8 | *-8,1* | 5,5 | *-4,9* | 5,7 | *-9,6* | 4,4 | *-7,1* |
| Energieeinsatz pro Getreideeinheit | GJ/GE (t) | 1,9 | *-20,8* | 3,3 | *-17,1* | 2,9 | *-17,6* | 2,1 | *-20,7* | 1,9 | *-22,9* |
| Energieverbrauch Feldfrüchte (Durchschnitt) | GJ/ha | 13,2 | *-6,1* | 13,8 | *-5,5* | 9,2 | *-5,2* | 12,6 | *-7,3* | 13,6 | *-10,1* |

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

Die **Phosphatbilanz** ist bereits im Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008 leicht negativ. Sie sinkt in der Baseline weiter auf -4,3 kg/ha. Zwar steigt der mineralische und organische Phosphateinsatz um 6 bis 7 % an, aufgrund des Ertragsfortschritts nimmt jedoch auch der Phosphatentzug weiter zu (Tabelle A.9).

In der Baseline kommt es zu einem Anstieg der **$NH_3$-Emissionen** um ca. 6 % auf 28,6 kg/ha. Zwar sinken die $NH_3$-Emissionen aus der Tierhaltung aufgrund kürzerer Einarbeitungszeiten um ca. 3 %. Dieser Rückgang wird durch die stark gestiegenen $NH_3$-Emissionen aus Gärresten des Energiemaises von ca. 3 kg/ha überlagert (Tabelle A.9). Während es bei den Milchviehbetrieben zu einem leichten Rückgang der $NH_3$-Emissionen von ca. 1 % kommt, steigen diese bei den Ackerbaubetrieben aufgrund des höheren Mineraldüngereinsatzes um ca. 3 kg/ha an. Auch in den Veredlungsbetrieben kommt es zu einem Anstieg von etwa 12 % (Tabelle 7.5). In Ackerbau- und Veredlungsbetrieben wird mit durchschnittlich ca. 1,5 bis 2 ha am meisten Energiemais angebaut. Bei diesen Ergebnissen ist zu berücksichtigen, dass aufgrund fehlender Informationen weitere verlustmindernde Maßnahmen wie z. B. Abluftfilter, Gülleküh lung, Gülleinjektion etc. nicht berücksichtigt werden konnten.

Die **Humusbilanz** sinkt in der Baseline durchschnittlich um 14,5 % im Vergleich zum Basisjahr. Einerseits steigt zwar die Humuslieferung durch Stroh, Wirtschaftsdünger, Zwischenfrüchte und Gärreste an, andererseits wird der Anbau von humuszehrenden Früchten ausgedehnt. Die durchschnittliche Ausprägung der Elemente der Humusbilanz ist im Anhang in Tabelle A.10 nachzulesen.

Der **aggregierte Biodiversitätsindex** sinkt in der Baseline um 8 % im Vergleich zum Basisjahrzeitraum. Der Rückgang des Indexwertes findet vor allem auf Ackerland statt. Grund dafür ist vor allem eine engere Fruchtfolge und der aufgrund steigender Erträge höhere Stickstoffeinsatz. Bei Grünland kommt es nur zu einem leichten Rückgang des Indexwertes von 1,5 %. Den stärksten Rückgang zeigt der Indikator bei den Gemischtbetrieben an. Bei dieser Betriebsform sinkt vor allem die Grünlandkomponente des Indikators. Der Rückgang des Indikatorwertes ist auf eine Zunahme des RGV-Besatzes in Gemischtbetrieben zurückzuführen. Da die Ackerfutterfläche nur geringfügig ausgeweitet wird, kommt es zu einer Intensivierung auf den Grünlandflächen. Dies bedingt einen starken Rückgang des Biodiversitätsindikators. Die Komponenten des Biodiversitätsindikators sind im Anhang in Tabelle A.11 differenziert nach Betriebsformen zusammengefasst.

Der **Energieeinsatz** pro Hektar sinkt in der Baseline um 6,3 %. Der durchschnittliche Energieverbrauch durch Dieselkraftstoff steigt zwar um ca. 7 % an, jedoch sinkt der Einsatz aller anderen Energieinputs. Am stärksten geht der Energieeinsatz durch Mineraldünger zurück. Dies ist auf die in der Baseline unterstellte verbesserte Technik bei der Stickstoffdüngerproduktion zurückzuführen. Der Energieeinsatz je Getreideeinheit sinkt noch stärker als der Energieeinsatz pro Hektar. Dies ist neben dem geringeren Energieeinsatz auch noch auf den unterstellten Ertragszuwachs im Zieljahr zurückzuführen (Tabelle A.12).

### 7.3.2 Auswirkungen der unterschiedlichen Szenarien

Im folgenden Kapitel werden die Ergebnisse der Szenarienanalyse erläutert. Da die Vorteile des Betriebsgruppenmodells insbesondere in der differenzierten Analyse nach verschiedenen Betriebscharakteristika liegen, werden die Ergebnisse differenziert nach Betriebsformen und Betriebsgröße analysiert.

**GAP2014**

Durch die Einführung der ökologischen Vorrangflächen und die veränderte Ausgestaltung der Direktzahlungen im Szenario GAP2014 verschlechtert sich die Einkommenssituation der Betriebe nur leicht, da die Produktionsverfahren mit dem geringsten Gewinnbeitrag reduziert werden. Im Durchschnitt sinken die Erlöse um 1,2 %. Der Gewinn pro Betrieb sinkt durchschnittlich um 3,5 % Tabelle 7.6). Neben dem Rückgang der Erlöse sind für den Gewinnrückgang die höheren Pachtaufwendungen aufgrund der stillgelegten ökologischen Vorrangflächen maßgeblich. Weniger stark ist der Rückgang des Indikators „Gewinn plus Personalaufwand je Arbeitskraft“ ausgeprägt, da aufgrund des geringeren Arbeitszeitbedarfs für die ökologischen Vorrangflächen der Arbeitskräfteeinsatz in diesem Szenario um 1,7 % sinkt (Tabelle 7.7).

Infolge des geänderten Prämiensystems sinkt der Gewinn plus Personalaufwand je AK in den Ackerbaubetrieben mit knapp 5 % am stärksten. Vor allem bei ostdeutschen Ackerbaubetrieben mit mehr als 100 ha sinkt der Gewinn plus Personalaufwand je AK um ca. 9 % (Abbildung 7.19).

Bei diesen Betrieben machen die Direktzahlungen einen Anteil von ca. 50 % am Betriebseinkommen aus. Mittelgroße Ackerbaubetriebe in Westdeutschland zwischen 50 ha und 100 ha profitieren vom geänderten Prämiensystem aufgrund des Wegfalls der Modulation, deren Gewinn plus Personalaufwand steigt in diesem Szenario um 1 % an. Aufgrund ihrer Größe erhalten Ackerbaubetriebe in der Baseline mit durchschnittlich ca. 50.000 € die meisten Direktzahlungen und Zuschüsse je Betrieb bzw. je AK. Im Szenario GAP2014 sinken diese um ca. 4 % und damit stärker als bei den anderen Betriebsformen. Bei den Betriebsformen, die nur einen geringen Anteil ihres Einkommens aus der Pflanzenproduktion erwirtschaften, kommt es meist zu einem geringen Einkommensrückgang. In Veredlungsbetrieben, kleinen Gemischt- und sonstigen Futterbaubetrieben steigt der Gewinn plus Personalaufwand an. Bei diesen Betrieben wirken sich die höheren Direktzahlungen für die ersten 46 ha positiv auf den Gewinn plus Personalaufwand je AK aus, da sie im Durchschnitt nur ca. 52 ha bzw. 87 ha LF bewirtschaften (Abbildung 7.19).

Die Einführung von ökologischen Vorrangflächen führt dazu, dass die Betriebe durchschnittlich 4,6 ha (ca. 6 % der Ackerfläche) aus der Produktion nehmen. Für ganz Deutschland summiert sich dies auf ca. 0,8 Mio. ha. Da in diesem Szenario die bereits bestehende freiwillige Flächenstilllegung angerechnet wird, reduziert sich die Getreidefläche lediglich um ca. 4,7 % und die Ölsaatenfläche um ca. 9,7 % (Abbildung 7.17). Auf die Tierhaltung wirkt sich das GAP2014-Szenario nur geringfügig aus (Tabelle 7.7). Die Flächenausstattung von Ackerbaubetrieben ist mit ca. 131 ha Ackerland deutlich größer als die der anderen Betriebsformen. Entsprechend nehmen Ackerbaubetriebe durchschnittlich 8,5 ha aus der Produktion. Der relative Anbaurückgang ist bei sonstigen Futterbaubetrieben am geringsten, diese Betriebe legen bereits in der Baseline mehr als 2 % ihrer Ackerfläche still. Abgesehen von den sonstigen Futterbaubetrieben versuchen alle Betriebe, den Verlust an produktiver Fläche durch weitere Pachtflächen auszugleichen[84]. Dadurch steigen vor allem bei Veredlungsbetrieben die Pachtaufwendungen um ca. 20 % an. Die Auswirkungen der einzelnen Szenarien auf die Landnutzung und Produktion differenziert nach Betriebsformen sind im Anhang in Tabelle A.15 nachzulesen.

[84] Der Pachtmarkt wird in FARMIS endogen berücksichtigt (vgl. Bertelsmeier, 2005). Die Pachtpreise reagieren im Modell relativ sensibel auf eine Änderung der Rentabilität der landwirtschaftlichen Produktionsverfahren. In der Realität wird der Pachtpreis durch weitere Faktoren bestimmt. Die Modellergebnisse geben dennoch einen Hinweis auf die mittel- und langfristige Änderung des Pachtpreisniveaus (vgl. Forstner et al., 2012).

**Tabelle 7.6:** Durchschnittliche Änderung der ökonomischen Indikatoren in den verschieden Szenarien

| | | Base-line | GAP2014 | NTMIN_05 | REDN10 | HIGHP |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | rel. Änderung in % zur Baseline | | | |
| Landwirtschaftliche Erlöse | Tsd. € | 237,1 | *-1,2* | *-1,4* | *-2,5* | *18,2* |
| davon | | | | | | |
| Pflanzenbau | Tsd. € | 90,5 | *-2,6* | *-4,2* | *-0,3* | *28,4* |
| Tierproduktion | Tsd. € | 146,5 | *-0,4* | *0,3* | *-3,8* | *11,9* |
| Direktzahlungen und Zuschüsse | Tsd. € | 41,4 | *-2,7* | *0,0* | *-0,2* | *0,0* |
| Betriebseinkommen je Betrieb | Tsd. € | 94,3 | *-0,1* | *-4,7* | *-1,1* | *23,9* |
| Betriebseinkommen je Hektar | €/ha | 925,5 | *-0,1* | *-4,7* | *-1,1* | *23,9* |
| Gewinn je Betrieb | Tsd. € | 49,6 | *-3,5* | *-2,2* | *-8,4* | *26,9* |
| Gewinn plus Personalaufwand je AK | Tsd. €/AK | 36,4 | *-1,9* | *-1,5* | *-5,1* | *20,9* |
| Cashflow 1 | Tsd. € | 87,3 | *-2,8* | *-1,3* | *-6,1* | *14,9* |
| Gewinnrate | % | 21,3 | *-1,9* | *-0,7* | *-6,7* | *11,6* |
| Pachtaufwendungen | Tsd. € | 22,1 | *10,7* | *-14,2* | *19,7* | *43,3* |

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

**Tabelle 7.7:** Durchschnittliche Änderung der Landnutzung und der Tierhaltung in den verschiedenen Szenarien

| | | Base-line | GAP2014 | NTMIN_05 | REDNS10 | HighP |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | rel. Änderung in % zur Baseline | | | |
| Landw. genutzte Fläche (LF) | ha | 101,8 | *0,0* | *0,0* | *0,0* | *0,0* |
| Ackerland | ha | 72,9 | *0,0* | *0,0* | *0,0* | *0,0* |
| Grünland | ha | 29,0 | *0,0* | *0,0* | *0,0* | *0,0* |
| Getreidefläche | ha | 38,1 | *-4,7* | *0,3* | *2,6* | *3,4* |
| Ölsaaten | ha | 10,5 | *-9,7* | *-4,8* | *-7,2* | *12,7* |
| Arbeitskräfte | AK | 1,8 | *-1,7* | *-0,5* | *-2,9* | *-0,8* |
| davon: Familien-AK | AK | 1,2 | *-0,8* | *-0,2* | *-1,6* | *-0,4* |
| Vieheinheiten | VE/ha | 1,0 | *-0,5* | *0,4* | *-5,1* | *-2,9* |
| davon: | | | | | | |
| Milchvieh | VE/ha | 0,2 | *-0,4* | *0,0* | *-2,4* | *3,4* |
| Mutterkühe | VE/ha | 0,03 | *-2,1* | *-0,3* | *-7,0* | *-15,4* |
| Schweine | VE/ha | 0,5 | *0,0* | *0,7* | *-4,5* | *-1,6* |

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

Die ökologischen Auswirkungen des Szenarios bezogen auf die gesamte Fläche (inkl. ökologische Vorrang- und Stilllegungsflächen) fallen leicht positiv aus. Der gesamte Stickstoffeinsatz und der Netto-N-Bilanzüberschuss gehen bei den meisten Betriebsgruppen leicht zurück. Die Phosphatbilanz steigt etwas an, sie liegt aber auch in diesem Szenario noch im leicht negativen Bereich. Der Energieeinsatz je Hektar sinkt leicht, allerdings nimmt der Energieeinsatz pro GE um 1,9 % zu. Der Biodiversitätsindikator nimmt ebenfalls um 5,6 % zu, da die ökologischen Vorrangflächen bei der Berechnung des Shannon-Weaver-Indexes einfließen und so die Fruchtfolge der Betriebe erweitert wird (Tabelle 7.8). Auf die Humusversorgung der Böden wirkt sich die Ausdehnung der Stilllegungsflächen in allen Betriebsformen positiv aus. Am deutlichsten ist die Zunahme bei flächenstarken Ackerbaubetrieben ausgeprägt, bei denen es nahezu zu einer Verdopplung kommt. Für diese Betriebe wirkt sich die zusätzliche Humuszufuhr durch die Stilllegungsflächen prozentual besonders stark aus, da sie in der Baseline mit ca. 66 kg C/ha*$a^{-1}$ die geringste Humusbilanz aufweisen (Abbildung 7.19).

Werden die Nährstoffbilanzen in Bezug zu der tatsächlich bewirtschafteten Fläche gesetzt (ohne ökologische Vorrang- und Stilllegungsflächen), ergibt sich teilweise ein umgekehrtes Bild. So führt die Verknappung der Fläche zu einer Intensivierung der Produktion und zu einem Anstieg der Netto-N-Bilanz um 3,8 % auf der bewirtschafteten Fläche (Tabelle 7.8). Vor allem bei Veredlungsbetrieben, besonders bei Betrieben zwischen 40 und 100 EGE[85], führt dieses Szenario zu einem starken Anstieg der Netto-N-Bilanz auf der bewirtschafteten Fläche. Wenn nur die bewirtschaftete Fläche als Bezugsgröße dient, reduziert sich bei diesen Betrieben die „Gülleflächе“, wodurch es zu einem Anstieg der Netto-N-Bilanz pro Hektar um ca. 6 % kommt. Beim Energieeinsatz pro Hektar ist eine ähnliche Entwicklung zu beobachten: Bezogen auf die gesamte Fläche kommt es zu einem leicht sinkendem Energiebedarf je Hektar, in Bezug auf die bewirtschaftete Fläche steigt der Energiebedarf zwischen 0,3 und 2,2 % an (Tabelle 7.9).

**Auswirkungen hoher Faktor- und Produktpreise**

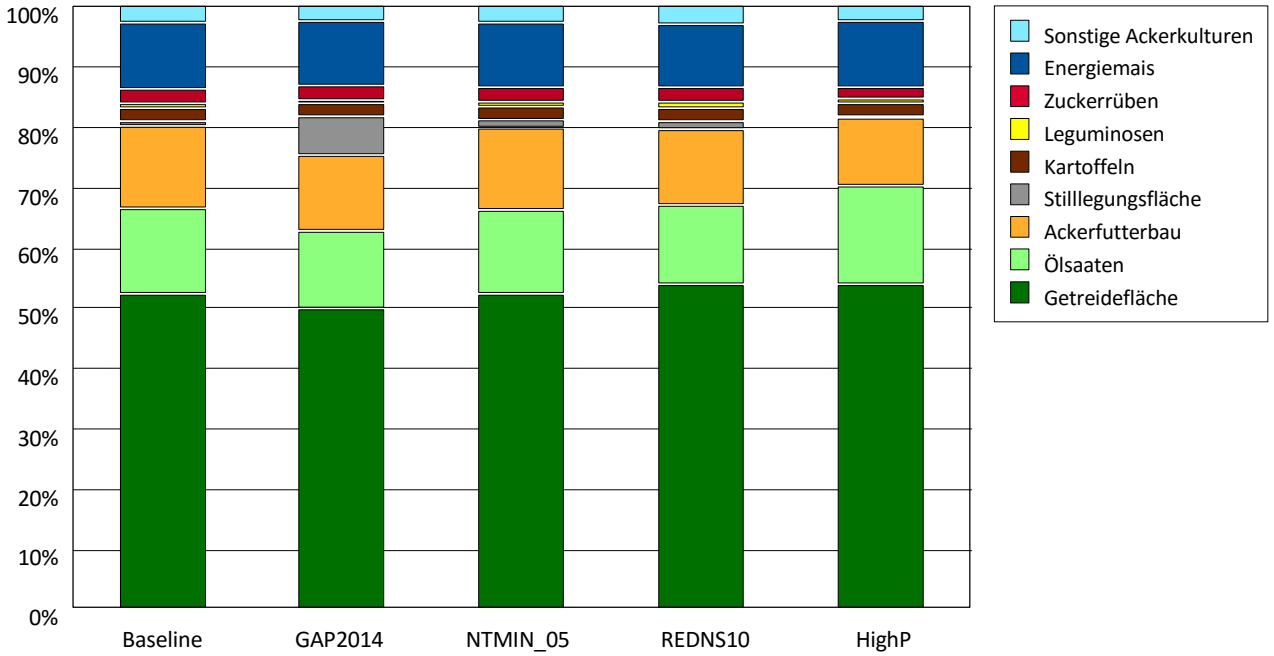
Aufgrund der unterstellten höheren Produktpreise steigen die Erlöse durchschnittlich um 18 % an. Die Erlöse aus dem Pflanzenbau steigen mit knapp 30 % wesentlich stärker an als die Erlöse aus der Tierproduktion. Alle ökonomischen Kennzahlen verbessern sich im Vergleich zur Baseline (Tabelle 7.6).

Vom höheren Preisniveau im Szenario HighP können vor allem Ackerbaubetriebe profitieren. Deren Gewinn plus Personalaufwand je AK nimmt mit ca. 27 % deutlicher zu als bei den andern Betriebsformen (Tabelle A.14). Flächenschwache Ackerbaubetriebe haben im Vergleich zu flächenstarken Ackerbaubetrieben in der Baseline ein wesentlich niedrigeres Einkommen. Bei den kleineren Ackerbaubetrieben steigt der Gewinn plus Personalaufwand je AK in diesem Szenario mit ca. 50 % prozentual am deutlichsten an (Abbildung A.5). Diese Betriebe können den Anteil ihres Gewinns am Umsatz wesentlich stärker ausdehnen als die anderen Betriebe. Weniger stark profi-

[85] EGE= Wirtschaftliche Betriebsgröße, ausgedrückt in Europäischen Größeneinheiten.

tieren die sonstigen Futterbaubetriebe; deren Gewinn plus Personalaufwand steigt in diesem Szenario lediglich um 11,5 % an. Dies hat Auswirkungen auf den Flächenmarkt, denn Ackerbau- und Veredlungsbetriebe dehnen ihre Fläche um 1,5 % bzw. 2,1 % aus, wohingegen Milchvieh- und sonstige Futterbaubetriebe 3,9 bzw. 8,7 % ihres Ackerlandes verlieren. Allerdings steigt für Milchvieh- und Gemischtbetriebe die Vorzüglichkeit des Grünlandes an. Diese Betriebsformen dehnen deshalb ihre Grünlandflächen um 0,8 % bzw. 1,0 % aus. Da die im unterstellten Preisszenario die Preise für pflanzliche Produkte und Futtermittel stärker ansteigen als für Tierprodukte, senken insbesondere Veredlungsbetriebe ihren Viehbesatz um 4,8 % im Vergleich zur Baseline (Tabelle A.15).

**Abbildung 7.17:** Durchschnittliche Anbauanteile der Ackerkulturen in den verschiedenen Szenarien




Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

Aufgrund der höheren Produktpreise kommt es zu einer Intensivierung der Produktion, vor allem aufgrund der Anpassung der optimalen speziellen Intensität der Ackernutzung. Dabei steigen der mineralische Stickstoffeinsatz um ca. 9 % und der Netto-Stickstoffüberschuss um 7,6 % an. Vor allem Ackerbaubetriebe im Osten weisen einen Anstieg von ca. 24 % aus; diese Betriebe haben aber in der Baseline die niedrigsten N-Bilanzen. Auch in Gemischtbetrieben steigen die Netto-N Überschüsse um ca. 10 % an. In kleinen Futterbaubetrieben kommt es aufgrund der Abnahme des Viehbestands nur zu einem sehr geringen Anstieg der N-Bilanz (Abbildung 7.19). Die Phosphatbilanz geht im Szenario leicht zurück, da der Schweinebestand aufgrund hoher Futterkosten um ca. 1,6 % abnimmt. Die Ammoniakemissionen je Hektar werden von diesem Szenario kaum beeinflusst. Bei allen Betriebsformen werden die steigenden $NH_3$ Emissionen von Mineraldünger durch den Rückgang des Viehbestands ausgeglichen. Lediglich bei Ackerbaubetrieben kommt es

durch den erhöhten Mineraldüngereinsatz zu einem Anstieg von 2,5 %. Ebenfalls aufgrund des Einsatzes von Mineraldünger und des etwas höheren Dieselverbrauchs steigt der Energieverbrauch pro Hektar bei den Veredlungs-, Gemischt- und Ackerbaubetrieben mit 4 % bis 5 % am deutlichsten an. Die Humusbilanz verändert sich vor allem bei Milchvieh- und sonstigen Futterbaubetrieben negativ. Dies ist auf einen Rückgang des Wirtschaftsdüngers und auf eine Ausdehnung von humuszehrenden Fruchtarten zurückzuführen. Bei Ackerbau- und Veredlungsbetrieben werden zwar ebenfalls die humuszehrenden Fruchtarten ausgedehnt, allerdings kann die steigende Humuslieferung durch Stroh diesen Effekt ausgleichen (Tabelle 7.9). Leicht negativ wirkt sich dieses Szenario auf den Biodiversitätsindikator aus, was durch eine engere Fruchtfolge und eine höhere Intensität begründet ist (Tabelle 7.8). Vor allem in Ackerbaubetrieben nimmt der Biodiversitätsindex um 6,1 % ab.

**Tabelle 7.8:** Durchschnittliche Entwicklung der ökologischen Indikatoren in den verschiedenen Szenarien

| | | Base-line | GAP2014 gesamte Fläche | GAP2014 bewirtschaftete Fläche | NTMIN_05 | REDNS10 | HighP |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | rel. Änderung in % zur Baseline | | | | |
| Brutto-N Bilanz | kg/ha | 88,3 | *-0,6* | *3,4* | *-11,2* | *-5,5* | 5,1 |
| Netto-N Bilanz | kg/ha | 59,7 | *-0,3* | *3,8* | *-15,6* | *-6,1* | *7,6* |
| Phosphatbilanz (absolute Werte) | kg/ha | -4,3 | -3,7 | -3,9 | -3,8 | -5,1 | -5,2 |
| $NH_3$-Emissionen (gesamt) | kg/ha | 28,6 | *-1,3* | | *-2,0* | *-4,2* | *-0,2* |
| Humusbilanz | kg C/ha | 151,5 | *29,5* | | *-4,6* | *2,1* | *-2,4* |
| Aggregierter Biodiversitätsindikator gew. mit LF | Index | 4,9 | 5,6 | | 5,0 | 3,4 | *-3,3* |
| Energieeinsatz pro Getreideeinheit | GJ/GE (t) | 1,8 | *1,9* | | *-1,8* | *-1,3* | *-0,5* |
| Energieverbrauch Feldfrüche (Durchschnitt) | GJ/ha | 12,0 | -3,0 | 1,0 | -5,7 | -2,0 | *3,0* |

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

### Reduktion der Netto-N-Bilanz um 10 % im Vergleich zur Baseline

Aufgrund der geforderten Reduktion des N-Überschusses sinken die landwirtschaftlichen Erlöse um durchschnittlich 2,5 %. Dies ist vor allem auf den Rückgang der Erlöse aus der Tierproduktion um 3,8 % zurückzuführen. Das Betriebseinkommen sinkt in diesem Szenario durchschnittlich um 1,1 %. Der Gewinn sinkt aufgrund steigender Pachtaufwendungen durchschnittlich um 8,4 % (Tabelle 7.6).

Die Auflage, den Stickstoffüberschusses um 10 % im Vergleich zur Baseline zu reduzieren, wirkt sich vor allem auf die Futterbau- und Veredlungsbetriebe negativ aus. Das Betriebseinkommen sinkt zwar nur zwischen 0,4 % (Ackerbaubetriebe) und 3,6 % (sonstige Futterbaubetriebe), der Gewinn geht jedoch wesentlich stärker zurück, da die Pachtausgaben der Betriebe steigen. Bei sonstigen Futterbaubetrieben sinkt der Gewinn in diesem Szenario um 15,4 %, bei Veredlungsbetrieben um 13,9 %. Der Rückgang des Gewinns plus Lohnaufwand pro AK fällt etwas geringer aus, da je nach Betriebsform zwischen 1,6 und 4,2 % weniger Arbeitskräfte eingesetzt werden (Tabelle A.15). Für Ackerbaubetriebe führt die zusätzliche Restriktion nur zu einem Rückgang des Gewinns plus Personalaufwand von 1,8 %. Aber auch bei Ackerbaubetrieben sinkt aufgrund des geringen Ausgangswertes in der Baseline bei den kleinen Betrieben der Gewinn plus Personalaufwand je AK relativ stark. (Abbildung 7.19).

Bei der Auswahl der angebauten Kulturen reagieren alle Betriebsformen mit einer Einschränkung des Ölsaatenausbaus zugunsten von Getreide, das um 2,6 % ausgedehnt wird. Dies ist dem tendenziell höheren Stickstoffüberschuss von Ölsaaten geschuldet (Abbildung 7.17).

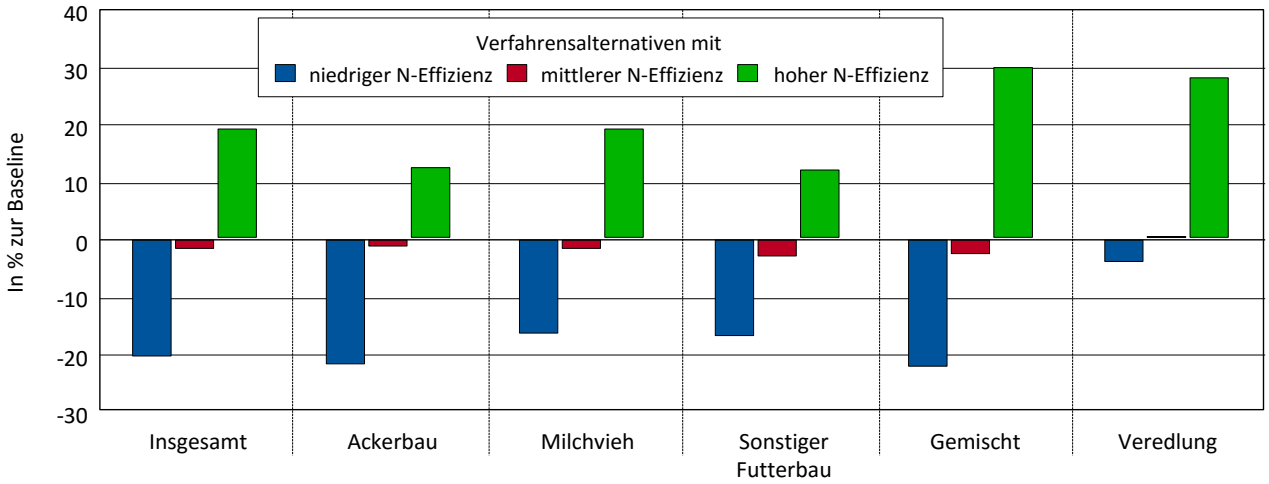
Um die Politikrestriktion zu erfüllen, reagieren alle Betriebsformen mit einer Ausdehnung der jeweiligen Verfahrensalternativen mit der höchsten Stickstoffeffizienz um ca. 19 %, während solche mit einer niedrigen Stickstoffeffizienz um ca. 20 % eingeschränkt werden. Besonders Gemischt- und Veredlungsbetriebe dehnen die Verfahrensalternative mit der höchsten N-Effizienz um ca. 30 % aus (Abbildung 7.18). Während die Verfahrensalternative mit mittlerer N-Effizienz in etwa konstant bleibt, wird die Verfahrensalternative mit einer niedrigen N-Effizienz von allen Betriebsgruppen reduziert. Außerdem legen vor allem Milchvieh,- Gemischt- und Veredlungsbetriebe zwischen 0,2 und 0,4 ha still.

Die Reduktion des N-Überschusses in Szenario REDNS10 hat einen starken Effekt auf die tierische Produktion. Der Viehbesatz geht um 5,1 % zurück. Dies liegt daran, dass der organische Stickstoff nur teilweise pflanzenverfügbar ist und in FARMIS Anpassungsvarianten für die Tierhaltung, wie z. B. N-reduzierte Fütterung oder Güllehandel, nicht implementiert sind. Der Viehbestand pro Hektar sinkt in den Modellrechnungen bei den Veredlungsbetrieben mit 10,7 % am deutlichsten, aber auch in Milchvieh- und Gemischtbetrieben sinkt der Viehbesatz um 7,6 bzw. 6,3 %. Dies ist vor allem auf einen Rückgang der Tierhaltung um ca. 5 und 7 % zurückzuführen. Außerdem pachten vor allem viehbesatzstarke Betriebe Fläche zu. Veredlungsbetriebe dehnen ihre Fläche um 7 % aus, Milchviehbetriebe um 1,6 % und Gemischtbetriebe um 1,8 %. Durch die stärkere Nachfrage nach Fläche durch diese Betriebe, steigt der Pachtpreis und somit die gesamten Pachtaufwendungen bei Veredlungsbetrieben um ca. 50 % und bei Milchviehbetrieben um ca. 33 % an. Vor allem bei Ackerbaubetrieben führt die gestiegene Nachfrage nach Land zu einem Rückgang der LF um 2 % (Tabelle A.15).

Der durchschnittliche Rückgang der Netto-N-Bilanz liegt in diesem Szenario bei 6,1 %. Der Rückgang liegt unter 10 %, da Betriebe, die bereits in der Baseline einen Netto-N-Überschuss von weniger als 50 kg/ha aufweisen, nicht von der Restriktion betroffen sind (Tabelle 7.8). Am deutlichs-

ten sinkt die Netto-N-Bilanz mit 9,3 % bei Veredlungs- und 7,6 % bei Gemischtbetrieben. Bei den anderen Betriebsformen liegt der Rückgang lediglich bei etwas über 6 %, bei sonstigen Futterbaubetrieben sogar nur bei 3,0 %. Tendenziell ist der Rückgang bei den kleinen Betrieben weniger deutlich ausgeprägt (Abbildung 7.19). Da in diesem Szenario bei Veredlungs- und Milchviehbetrieben der Viehbestand reduziert wird, sinken deren $NH_3$-Emissionen um 9,9 bzw. 6,4 %.

**Abbildung 7.18:** Relative Veränderung der Flächenausdehnung der einzelnen Verfahrensalternativen im Szenario RedNS10 im Vergleich zur Baseline




Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

Vor allem bei kleinen und mittelgroßen Milchviehbetrieben in Westdeutschland steigt aufgrund des niedrigeren Viehbestands der Biodiversitätsindex um 18 bzw. 27 % an. Aufgrund der Ausdehnung von humusmehrenden Fruchtarten steigt bei Ackerbaubetrieben die Humusbilanz um 9 % an. Bei den Milchvieh- und Veredlungsbetrieben kommt es aufgrund des Rückgangs des Wirtschaftsdüngers zu einer leicht sinkenden Humusbilanz (Tabelle 7.9).

### Einführung einer Stickstoffabgabe von 500 €/t Mineraldünger-N

Aufgrund der Einführung der Abgabe auf den Mineraldüngereinsatz sinkt die optimale spezielle Intensität. Insbesondere die Erlöse aus dem Pflanzenbau gehen um 4,2 % zurück. Durchschnittlich sinkt das Betriebseinkommen um 4,7 %. Da auch die Pachtaufwendungen rückläufig sind, ist der Rückgang des Gewinns weniger deutlich ausgeprägt. Der Gewinn pro Betrieb sinkt um 2,2 %, der Gewinn plus Personalaufwendungen sinkt aufgrund eines leichten Rückgangs der eingesetzten AK nur um 1,5 % im Vergleich zur Baseline. Auch die Gewinnrate und der Cashflow nehmen in diesem Szenario nur leicht ab (Tabelle 7.6). Durch die Verteuerung des mineralischen Stickstoffs sind vor allem Ackerbaubetriebe mit durchschnittlich ca. 8.000 € und in etwas geringerem Umfang auch Gemischtbetriebe mit ca. ca. 4.700 € von der Stickstoffabgabe betroffen. So sinkt der Gewinn plus Personalaufwand je AK bei den Ackerbaubetrieben um 4,5 % wesentlich stärker ab als bei den anderen Betriebsformen. Auch der Cashflow und die Gewinnrate sinken in den Ackerbaubetrieben mit ca. 4 % wesentlich stärker als bei den andern Betriebsformen.

Wie im Szenario REDNS10 wird die Getreidefläche auf Kosten der Ölsaatenfläche ausgedehnt (Abbildung 7.17). Zusätzlich wird bei allen Betriebsformen der Leguminosenanbau um ca. 10 % ausgedehnt. In diesem Szenario erfolgt vor allem eine Anpassung der optimalen speziellen Intensität. Da die Verteuerung des mineralischen Stickstoffs vornehmlich die pflanzlichen Produktionsverfahren im Ackerbau betrifft, erhöht sich der Anreiz, die Verfahrensalternative mit dem höchsten Stickstoffbedarf zu reduzieren. Durch die Abgabe auf den mineralischen Stickstoff steigen die variablen Kosten an. Dadurch sinken die Deckungsbeiträge und die Pachtaufwendung der Betriebe um 7,9 bis 17,7 %. Außerdem steigt der Wert des Wirtschaftsdüngers, wodurch Veredlungs- und sonstige Futterbaubetriebe am Pachtmarkt an Wettbewerbsfähigkeit gewinnen und ihre Fläche ausdehnen. Auf die Tierhaltung hat dieses Szenario geringe Auswirkungen. Durch die N-Abgabe steigt der Wert der Nährstoffe im organischen Dünger an. Deshalb wird die Tierhaltung (vor allem die Schweineproduktion) leicht ausgedehnt, und die Erlöse aus Tierproduktion nehmen um 0,3 % zu.[86]

Durch die Anpassung der optimalen speziellen Intensität sinken vor allem die Netto-N-Bilanz von Ackerbau- und Gemischtbetriebe. Die Netto-N-Bilanzen der anderen Betriebsformen nehmen mit 4,0 bis 7,6 % weniger stark ab. Da in diesem Szenario aufgrund der niedrigeren Intensitäten die Erträge leicht zurückgehen, sinkt auch der Entzug von Phosphat. Da die Phosphatbilanz in der Baseline bei Ackerbau-, Gemischt- und sonstigen Futterbaubetrieben in der Baseline leicht negativ ist, steigt sie in diesem Szenario etwas an. Sie liegt aber bei diesen Betriebsformen immer noch im negativen Bereich. Milchvieh- und Veredlungsbetriebe haben in der Baseline hingegen eine positive Phosphatbilanz. Durch den geringeren Mineraldüngereinsatz der Ackerbau- und Gemischtbetriebe sinkt auch deren Energieeinsatz pro Hektar um ca. 7 % stärker ab als bei den anderen Betriebsformen. Der Biodiversitätsindikator wird positiv beeinflusst, da die Intensität der Ackerkulturen abnimmt (Tabelle 7.8).

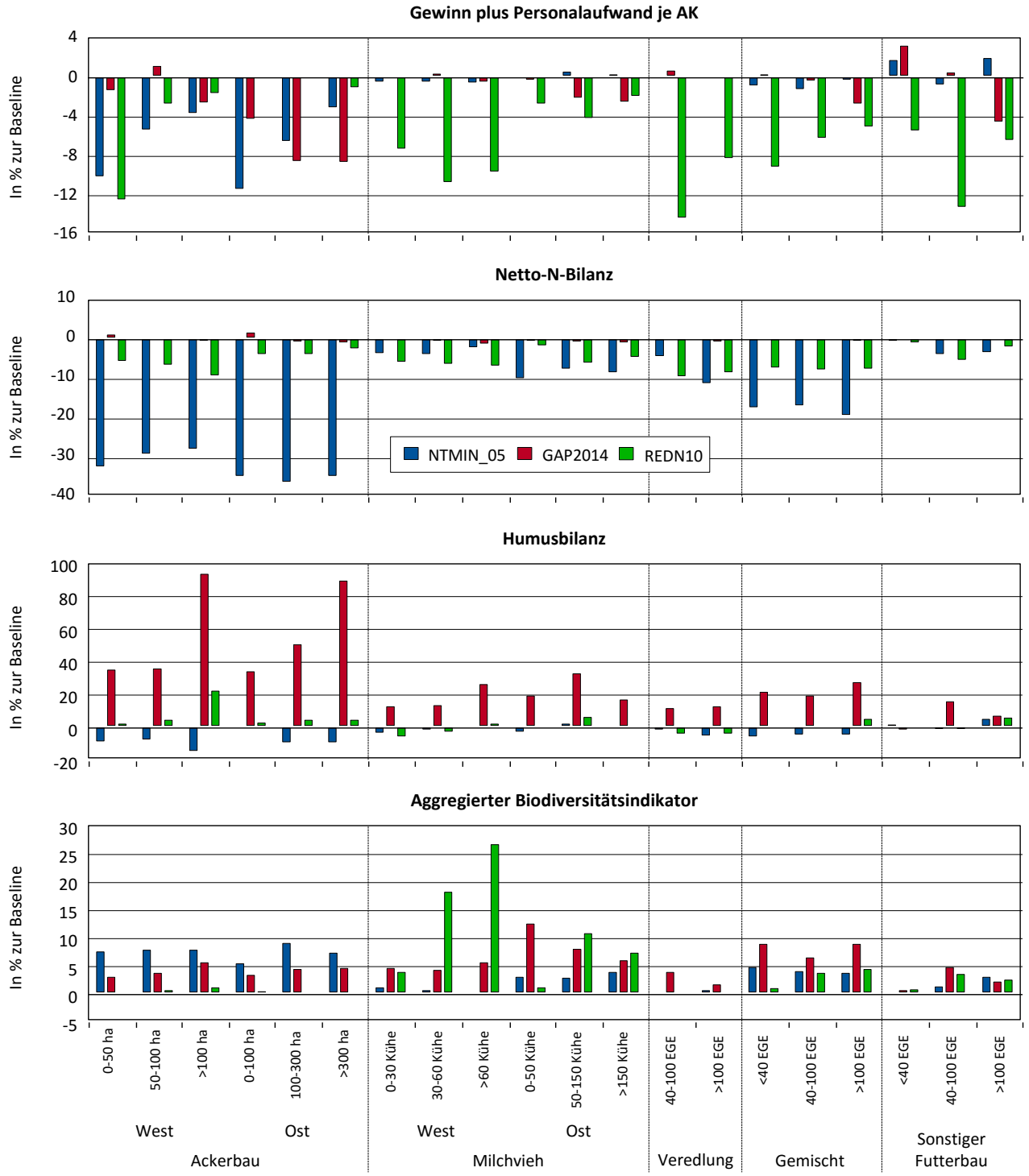
[86] Der Güllehandel mit anderen Betriebsgruppen und eine Anpassungsmöglichkeit zur verbesserten Ausnutzung des Wirtschaftsdüngers durch den Einsatz verbesserter Technik sind im Modell nicht berücksichtigt.

**Tabelle 7.9:** Auswirkungen der Szenarien auf die Umweltindikatoren, differenziert nach Betriebsformen

| | | Baseline | GAP2014 gesamte Fläche | GAP2014 bewirtschaftete Fläche | NTMIN_05 | REDNS10 | HighP |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | rel. Änderung in % zur Baseline | | | | |
| **Netto-N Bilanz** | | | | | | | |
| Ackerbau | kg/ha | 42,5 | *-0,3* | *4,7* | *-31,7* | *-5,9* | *14,5* |
| Milchvieh | kg/ha | 74,0 | *-0,6* | *1,4* | *-4,7* | *-6,8* | *1,3* |
| Sonstiger Futterbau | kg/ha | 52,6 | *0,4* | *1,2* | *-4,0* | *-3,0* | *2,9* |
| Gemischt | kg/ha | 63,3 | *-0,3* | *4,3* | *-19,0* | *-7,6* | *10,1* |
| Veredlung | kg/ha | 128,0 | *-0,2* | *5,9* | *-7,6* | *-9,3* | *6,1* |
| **Phosphatbilanz (absolute Werte)** | | | | | | | |
| Ackerbau | kg/ha | -15,7 | -14,8 | -15,8 | -15,0 | -16,2 | -16,7 |
| Milchvieh | kg/ha | 4,1 | 4,4 | 4,5 | 4,2 | 3,1 | 3,8 |
| Sonstiger Futterbau | kg/ha | -1,7 | -1,4 | -1,5 | -1,5 | -1,9 | -2,0 |
| Gemischt | kg/ha | -3,8 | -3,1 | -3,2 | -3,0 | -4,7 | -4,7 |
| Veredlung | kg/ha | 40,8 | 42,8 | 45,6 | 42,3 | 33,0 | 37,7 |
| **$NH_3$-Emissionen (gesamt)** | | | | | | | |
| Ackerbau | kg/ha | 11,7 | *-3,0* | | *-6,8* | *-1,4* | *2,5* |
| Milchvieh | kg/ha | 43,9 | *-1,0* | | *-0,8* | *-6,4* | *-0,8* |
| Sonstiger Futterbau | kg/ha | 24,4 | *0,1* | | *-1,4* | *-0,7* | *0,1* |
| Gemischt | kg/ha | 30,7 | *-1,5* | | *-1,9* | *-5,4* | *0,1* |
| Veredlung | kg/ha | 89,2 | *-1,1* | | *-0,8* | *-9,9* | *-0,2* |
| **Humusbilanz** | | | | | | | |
| Ackerbau | kg C/ha | 66,2 | *67,9* | | *-10,4* | *9,0* | *1,7* |
| Milchvieh | kg C/ha | 233,2 | *18,2* | | *-1,6* | *-4,5* | *-5,4* |
| Sonstiger Futterbau | kg C/ha | 235,7 | *11,1* | | *0,6* | *-1,0* | *-12,6* |
| Gemischt | kg C/ha | 187,6 | *25,2* | | *-5,2* | *2,7* | *-0,5* |
| Veredlung | kg C/ha | 397,0 | *12,9* | | *-3,3* | *-4,5* | *2,5* |
| **Aggregierter Biodiversitätsindikator gew. mit LF** | | | | | | | |
| Ackerbau | Index | 5,5 | *4,9* | | *7,8* | *0,5* | *-6,1* |
| Milchvieh | Index | 3,5 | *5,3* | | *1,3* | *11,9* | *2,4* |
| Sonstiger Futterbau | Index | 5,3 | *1,7* | | *1,1* | *1,4* | *-1,3* |
| Gemischt | Index | 5,1 | *8,2* | | *5,5* | *3,7* | *-4,2* |
| Veredlung | Index | 4,1 | *3,4* | | *0,8* | *0,8* | *-1,5* |
| **Energieverbrauch Feldfrüchte (Durchschnitt)** | | | | | | | |
| Ackerbau | GJ/ha | 12,4 | *-4,0* | *1,1* | *-7,2* | *-0,6* | *4,0* |
| Milchvieh | GJ/ha | 13,0 | *-1,7* | *0,6* | *-2,8* | *-4,2* | *0,4* |
| Sonstiger Futterbau | GJ/ha | 8,8 | *-0,8* | *0,3* | *-2,9* | *0,0* | *0,5* |
| Gemischt | GJ/ha | 11,7 | *-3,5* | *1,1* | *-7,3* | *-2,5* | *4,1* |
| Veredlung | GJ/ha | 12,2 | *-3,8* | *2,2* | *-5,4* | *-2,7* | *5,0* |

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

**Abbildung 7.19:** Relative Veränderung von ausgewählten Indikatoren in den Szenarien im Vergleich zur Baseline




Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

## 7.3 Fazit des Kapitels

Das Ziel der Modellanwendung besteht darin, anhand unterschiedlicher Arten von Szenarien die Einsatzmöglichkeiten des weiterentwickelten Modells zu illustrieren sowie vorhandene Begrenzungen herauszuarbeiten.

Bei der Modellanwendung handelt es sich um eine ex-ante Analyse. Das bedeutet, dass alle wichtigen modellexogenen Parameter in das gewählte Zieljahr 2021 fortgeschrieben werden müssen; dies betrifft auch wichtige Einflussfaktoren der Umweltindikatoren. Einige dieser Einflussfaktoren (wie die Einarbeitungszeit von Wirtschaftsdünger) können in Abhängigkeit von bereits beschlossenen Änderungen in den gesetzlichen Regelungen fortgeschrieben werden, für andere wird auf trendmäßige Entwicklungen und Experteneinschätzungen zurückgegriffen (z. B. Anrechnung organischen Düngers bei der Düngeplanung der Landwirte). Für einige relevante Bereiche wird in dieser Arbeit aufgrund unzureichender Informationen eine Konstanz der Einflussfaktoren unterstellt (z. B. für die Anteile unterschiedlicher Stallhaltungssysteme). Die Ausprägung der Agrarumweltindikatoren in der Baseline hängt maßgeblich von den unterstellten Entwicklungen ab, der Einfluss auf die Ergebnisse der Szenarienanalyse ist hingegen in aller Regel gering.

Im Szenario **GAP2014** wird eine Modifikation des Direktzahlungssystems modelliert. Von den vorgeschlagenen Greening-Auflagen wird in dieser Arbeit nur die Flächenstilllegung als ökologischen Vorrangflächen berücksichtigt. Weitere Greening-Auflagen wie Mindestanforderungen an die Fruchtfolge können nicht berücksichtigt werden, da bei den Modellanalysen keine Einzelbetriebe, sondern Betriebsgruppen verwendet werden.[87] Die Auswirkungen von Fruchtfolgerestriktionen könnten mit FAMRIS analysiert werden. Dafür müssten jedoch bei der Zusammenstellung der Betriebsgruppen Fruchtfolgekriterien als Schichtungsmerkmale berücksichtigt werden.

Im Hinblick auf die Abschätzung der Umweltwirkung ist zu berücksichtigen, dass in dieser Arbeit die Wirkung der ökologischen Vorrangfläche als Lebensraum für Flora und Fauna nur unzureichend erfasst wird. Der ökologische Nutzen dieser Flächen hängt maßgeblich von der tatsächlichen Ausgestaltung der ökologischen Vorrangflächen ab und muss z. B. in Fallstudien untersucht werden. Überregionale Pachtverträge oder weitere Ausgestaltungsmöglichkeiten der ökologischen Vorrangflächen werden in dieser Analyse nicht berücksichtigt. Dies bedeutet 1. die Einkommenswirkungen werden tendenziell überschätzt und 2. eine mögliche Konzentration der ökologischen Vorrangflächen auf verschiedenen Betriebsformen und Regionen wird nicht berücksichtigt. Durch eine Extensivierung der Produktion aufgrund der stillgelegten Flächen kann es außerdem zu indirekten Landnutzungseffekten, also einer Produktionsausdehnung bzw. Intensivierung, in anderen Teilen der Erde kommen (Brentrup et al., 2008). Eine Berücksichtigung dieser Effekte erfordert die Kopplung mit einem globalen Modell.

[87] Eine weitere Greening-Auflage, das Umbruchverbot von Grünland, ist bereits in der Baseline implementiert.

**Auswirkung eines veränderten Produktpreisniveaus.**

Ziel des Preisszenarios **HighP** ist es, darzustellen, wie sich veränderte Preiskonstellationen auf die ökologischen und ökonomischen Indikatoren auswirken. Erwartungsgemäß verbessert sich die ökonomische Situation der meisten Betriebe im unterstellten Hochpreisszenario. Die Auswirkungen eines veränderten Agrarpreisniveaus hängen von der relativen Veränderung der einzelnen Preise ab. Zur Illustration der Preiseffekte bei der Modellanalyse genügt ein nicht konsistentes Preisszenario. Wenn der Fokus einer Szenarienanalyse auf verschiedenen Preisszenarien liegen soll, muss eine Anbindung an ein Marktmodell erfolgen, um ein konsistentes Preisgefüge zu gewährleisten. Insgesamt hat das in dieser Arbeit untersuchte Preisszenario einen wesentlich stärkeren Einfluss auf die ökonomische Situation der Betriebe als die analysierten Politikszenarien. Auf die Umweltindikatoren hat ein höheres Preisniveau tendenziell negative Effekte, da es zu einer Intensivierung der Produktion kommt. Die Auswirkungen im Szenario HighP sind vor allem auf eine Änderung der optimalen speziellen Intensität sowie der Änderung des Produktionsprogramms zurückzuführen.

**Umweltpolitische Szenarien REDNS10 und NTMIN_05**

Im Szenario **REDNS10** sinkt der Stickstoffüberschuss entsprechend der Vorgabe um ca. 6 %. Die eingeführte Politikmaßnahme wirkt sich vor allem auf tierhaltende Betriebe mit einem hohen Stickstoffüberschuss aus. Insbesondere die Einkommenskennzahlen der Veredlungs- und sonstigen Futterbaubetrieben sinken durch die modellierte Politikmaßnahme deutlich. Mit dem Modell lassen sich die Wechselwirkungen mit dem Flächenmarkt darstellen. Nach den Modellrechnungen pachten die viehhaltenden Betriebe zusätzliche Fläche, um den Stickstoffüberschuss pro Hektar zu senken. Die zusätzliche Nachfrage auf dem Flächenmarkt bedingt steigende Pachtpreise und trägt zu einem deutlichen Rückgang der Einkommen der betroffenen Betriebe bei.

Neben der Ausdehnung ihrer LF passen sich die Betriebe im REDNS10 Szenario durch eine Änderung des Produktionsprogramms und einer veränderten Ausdehnung der einzelnen Verfahrensalternativen an. Da die modellendogene Anpassung des Mineraldüngeräquivalents von Wirtschaftsdünger und der Wirtschaftsdüngerhandel im Modell aufgrund fehlender Informationen nicht berücksichtigt sind, kann davon ausgegangen werden, dass die Einkommenswirkungen überschätzt werden.

Im Szenario **NTMIN_05** kommt es aufgrund der Einführung einer Abgabe auf den mineralischen Stickstoffdünger zu einem Rückgang der Netto-N-Bilanz. Die in diesem Szenario modellierte Maßnahme wirkt sich vor allem auf Marktfruchtbetriebe aus. Dies ist überwiegend auf die Anpassung der optimalen speziellen Intensität zurückzuführen. Neben der Anpassung der Intensität wäre durch eine Stickstoffsteuer auch eine verbesserte Ausnutzung und vermehrter Handel mit Wirtschaftsdünger zu erwarten. Diese beiden Anpassungsmöglichkeiten sind im Modell aufgrund fehlender Daten bisher nicht abgebildet. Aufgrund der eingeschränkten Anpassungsmöglichkeiten der Betriebe werden die Auswirkungen auf die ökonomischen Indikatoren tendenziell überschätzt.

Der Stickstoffeinsatz gilt als relativ unelastisch (vgl. Wegener et al., 2010). In ECOTEC (2001) werden die Auswirkungen einer Stickstoffabgabe in mehreren Ländern mit einer derartigen Politikmaßnahme untersucht. Dabei wurden für die Länder Österreich, Finnland und Schweden die Elastizitäten der Düngernachfrage auf eine Änderung des Stickstoffpreises berechnet. Die ermittelten Elastizitäten liegen zwischen -0,15 und -0,51. Die Ergebnisse der Stickstoffsteuer in dieser Arbeit liegen innerhalb dieses Intervalls und weisen mit -0,38 eine im Durchschnitt relativ hohe Elastizität der Stickstoffnachfrage auf. Andere Studien, die die Auswirkungen einer Stickstoffabgabe in Deutschland modellieren, weisen ebenfalls relativ hohe Elastizitäten aus[88] (Löhe, 1998, Schleef, 1999).

[88] Allerdings ist eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse verschiedener Studien nur teilweise gegeben, da die Ausgestaltung der Steuer, das verwendete Modell und die Erhebungsregion variieren.

# 8 Diskussion und Schlussfolgerungen

Das wesentliche Ziel der vorliegenden Arbeit besteht in der Erweiterung des Betriebsgruppenmodells FARMIS, um eine simultane Analyse von ökologischen und ökomischen Indikatoren landwirtschaftlicher Betriebe zu ermöglichen. Zu diesem Zweck wurden in dieser Arbeit:

1. Umweltindikatoren in FARMIS implementiert,
2. Indikatoren in einer Vergleichsrechnung validiert,
3. Modellanpassungen zur Differenzierung von Produktionsverfahren durchgeführt und
4. das Modell für die Analyse ausgewählter Szenarien angewendet.

Vor dem Hintergrund der Zielsetzung werden im Folgenden die methodische Vorgehensweise bei der Implementierung der Indikatoren diskutiert und Schlussfolgerungen zu dem Modellsystem FARMIS gezogen. Im Rahmen der Schlussfolgerungen sollen die Möglichkeiten und Grenzen des gewählten Ansatzes herausgearbeitet und Forschungsfragen für die Zukunft abgeleitet werden.

## 8.1 Kritische Reflexion der berechneten Indikatoren und deren Validierung

In dieser Arbeit werden ökologische und ökonomische Indikatoren auf Basis von Testbetriebsdaten implementiert, was eine simultane Analyse ausgewählter ökonomischer und ökologischer Indikatoren ermöglicht. Da viele relevante Informationen für die Berechnung der Umweltindikatoren (z. B. natürliche Gegebenheiten oder Nährstoffgehaltsklassen) in den Testbetriebsdaten nicht enthalten sind, werden Berechnungsalgorithmen entwickelt, für die teilweise weitreichende Annahmen notwendig sind.

**Nährstoffbilanzen**

Durch die entwickelten Algorithmen ist es möglich, für die einzelnen Betriebsgruppen Nährstoffbilanzen zu berechnen, die neben Standardwerten individuelle Informationen der Betriebe berücksichtigen. Durch die Konsistenzrechnung mit dem sektoral verkauften Mineraldünger kann eine gute Übereinstimmung mit Ergebnissen aus anderen Studien erreicht werden. Da der Handel mit Wirtschaftsdünger nicht berücksichtigt ist, können für Betriebe mit hohem Viehbesatz keine Aussagen über den tatsächlichen N-Überschuss auf deren Fläche abgeleitet werden. Für diese Betriebe muss der N-Bilanzüberschuss als Indikator für die Notwendigkeit der Wirtschaftsdüngerabgabe interpretiert werden.

**Ammoniakemissionen**

Der implementierte Indikator ermöglicht eine detaillierte Analyse einzelner Entstehungsbereiche der $NH_3$-Emissionen. Dadurch können bei zukünftigen Analysen z. B. das $NH_3$-Minderungspoten-

zialen oder Kosten von Emissionsminderungen ermittelt werden. Im hier vorgestellten Ansatz werden den Betriebsgruppen regionale Daten zur verwendeten Produktionstechnik zugeordnet. Allerdings basieren die regionalen Daten dieser Arbeit auf relativ alten Erhebungen, da bei den Berechnungen in dieser Arbeit noch keine aktuelleren Daten verfügbar waren.

**Humusbilanz**

Für die Berechnung der Humusbilanz sind relativ wenige Annahmen notwendig. Auch in detaillierten Modellen wird häufig auf die hier verwendete VDLUFA-Methode zurückgegriffen, da die Messung des Bodenhumusgehaltes sehr aufwendig und ebenfalls mit Unsicherheiten verbunden ist.

**Biodiversitätsindex**

Der implementierte Indikator ermöglicht es, einen Teilbereich der Biodiversität im Rahmen der Modellanalysen zu berücksichtigen. Die verwendeten Bewertungsfunktionen des Indikators basieren teilweise auf vorläufigen Werten. Die absoluten Ergebnisse des Indikators im Basisjahrzeitraum sind daher nicht valide. Dennoch verdeutlicht die Szenarienanalyse das Potential des Indikators, da die Ergebnisse in den einzelnen Szenarien nachvollziehbar sind. Bevor der Indikator für die Politikberatung eingesetzt werden kann, müssen regional differenzierte Bewertungsfunktionen, vor allem für die aus Gesichtspunkten der Biodiversität optimale RGV- Besatzdichte, ermittelt werden.

**Energieeinsatz**

Bei der Berechnung des Energieeinsatzes werden die meisten direkten und indirekten Energieaufwendungen bilanziert. Nicht enthalten ist der Energieeinsatz für Investitionsgüter. Um diesen zu berücksichtigen, müssten entweder detailliertere Daten erhoben werden, oder den Betrieben regionale Daten zugeordnet werden. Andere Arbeiten beziffern den Anteil des Energieaufwands für Gebäude und Maschinen zwischen 15 und 25 % des gesamten Energieaufwands (Hülsbergen, 2003). Die Koeffizienten des Energieeinsatzes unterscheiden sich stark zwischen unterschiedlichen Literaturquellen. In den Sensitivitätsrechnungen wurde deutlich, dass unterschiedliche Annahmen bei den Energiekoeffizienten maßgebliche Auswirkungen auf die Modellergebnisse haben. Um die Ergebnisse verschiedener Studien besser zu vergleichen, wäre eine Vereinheitlichung sowohl der Koeffizienten als auch der Berechnungsmethoden notwendig.

Die Energieaufwendungen der spezifizierten Marktfruchtverfahren sind relativ ähnlich. Entsprechend wirkt sich ein verändertes Produktionsprogramm in den Szenarien nur geringfügig auf den Energieeinsatz aus. Wenn Politikoptionen zur Reduzierung des Energieeinsatzes analysiert werden sollen, müssten die Verfahrensalternativen auf Basis des Energieeinsatzes differenziert werden.

### Ökonomische Indikatoren

Im Vergleich zu den Agrarumweltindikatoren können für die Berechnung der ökonomischen Indikatoren nahezu alle relevanten Informationen direkt aus den Testbetriebsdaten entnommen werden. So kann die ökonomische Situation der Betriebe im Basisjahrzeitraum umfangreich abgebildet werden[89].

Für die Szenarienanalysen müssen die Indikatoren von den Modellvariablen abhängig sein. Dies ist vor allem bei vielen Stabilitäts- und Liquiditätsindikatoren nicht möglich. Die Testbetriebsdaten beziehen sich vorwiegend auf die landwirtschaftliche Produktion. Ein Teil der Landwirte generiert zusätzlich Einkommen z. B. aus Gewerbe- oder Nebenbetrieben. Die verschiedenen Einkommensarten wirken sich auf die ökonomische Performance des Unternehmens aus.

### Validierung der Indikatoren mit Hilfe von detaillierten Betriebsdaten

Aufgrund der Anonymität der Testbetriebsdaten können die mit FARMIS berechneten Indikatorergebnisse nicht mit Indikatorergebnissen auf Basis gemessener Werte verglichen werden. Um die Plausibilität der FARMIS-Ergebnisse dennoch zu überprüfen, werden die Ergebnisse der FARMIS-Berechnungen mit Ergebnissen von Betrieben aus dem Kriteriensystem Umweltverträgliche Landwirtschaft (KUL) verglichen. Dazu werden Vergleichsgruppen aus dem Testbetriebsnetz gebildet und Betrieben aus KUL zugeordnet. Für die KUL-Betriebe liegen erhobene Informationen für die berechneten Agrarumweltindikatoren vor. Für die TBN-Vergleichsgruppen werden die Indikatoren mit FARMIS berechnet.

Bei den Vergleichsrechnungen weisen die meisten Indikatoren im Durchschnitt eine gute Übereinstimmung zwischen den FARMIS- und KUL-Ergebnissen auf. Allerdings sind bei einzelnen Vergleichsbetrieben starke Abweichungen zwischen den Ergebnissen von KUL und FARMIS zu beobachten. Dies ist vor allem dann der Fall, wenn außergewöhnliche Produktionsverfahren (z. B. Sonderkulturen) realisiert werden oder die Vergleichsbetriebe Wirtschaftsdünger importieren oder exportieren. Die Validierung verdeutlicht die Möglichkeiten von FARMIS, repräsentative Aussagen für eine Gruppe von Betrieben abzuleiten. Andererseits zeigt die Validierung auch die Grenzen des Modellansatzes. So können einzelbetriebliche Besonderheiten nicht hinreichend berücksichtigt werden. Aussagen für eine sehr kleine Gruppe von Betrieben können deshalb mit dem Modell FARMIS nicht abgeleitet werden.

Für eine weitreichendere Validierung sollten in weiteren Forschungsarbeiten, die Daten für die Agrarumweltindikatoren auf Betrieben erhoben werden, für die auch Buchführungsdaten vorliegen. So könnten die Agrarumweltindikatoren einerseits mit FARMIS und anderseits mit den direkt erhobenen Daten berechnet und verglichen werden. Eine derartige Validierung würde den von

---

[89] Bei einigen ökonomischen Indikatoren fließen Opportunitätskosten der eigenen Faktoren in die Berechnung ein. Die Bewertung der eigenen Faktoren stellt ein Problem dar. Aus diesem Grund werden in dieser Arbeit keine Indikatoren ausgewiesen, bei denen die Opportunitätskosten berücksichtig werden müssen.

Rykiel (1996) gestellten Anforderungen des direkten Vergleichs von Modellergebnissen und gemessenen Werten entsprechen.

## 8.2 Diskussion und Einordnung des Modellsystems FARMIS

Das hier gewählte Modell FARMIS weist für die simultane Analyse ökonomischer und ökologischer Indikatoren eine Reihe von Vorteilen auf:

- Mit dem Modell wird nahezu der gesamte deutsche Agrarsektor repräsentiert. So können einerseits Aussagen für den gesamten Sektor getroffen werden. Andererseits können differenzierte Aussagen nach regionalen und betriebsspezifischen Merkmalen abgeleitet werden.
- Die Datenbasis des Testbetriebsnetzes wird kontinuierlich erhoben und an neue Entwicklungen angepasst und erweitert.
- Das Modell kann für unterschiedliche Fragestellungen flexibel angepasst und eingesetzt werden. So können Agrarumweltpolitiken im Hinblick auf deren Wirkung auf die ökonomische Situation der Betriebe analysiert werden. Daneben können auch nicht intendierte Auswirkungen von z. B. einkommenspolitischen Maßnahmen auf die Umweltindikatoren analysiert werden.
- Durch die verwendete PMP-Kalibrierung kann die Ausdehnung der Produktionsverfahren im Basisjahrzeitraum exakt repräsentiert werden. Außerdem werden durch die Berücksichtigung des PMP-Terms sonstige, in den technischen Koeffizienten nicht enthaltene Einflüsse (z. B. versteckte Kosten, Betriebsleiterpräferenzen, natürliche Standortbedingungen), in der Zielfunktion näherungsweise berücksichtigt.

Den genannten Vorzügen stehen jedoch auch Nachteile gegenüber, die bei der Analyse, der Auswertung der Ergebnisse und den Schlussfolgerungen zu politischen Handlungsoptionen berücksichtigt werden müssen:

- Die Analyse von Szenarien, bei denen neue Produktionsverfahren berücksichtigt werden müssen, ist nur schwer möglich (Bertelsmeier, 2005). Dies gilt für alle ökonomischen Analysemethoden, die auf beobachteten Werten basieren (Gay et al., 2004). In FARMIS werden bei der Fortschreibung in das Zieljahr Annahmen zu verschiedenen Entwicklungen getroffen (z. B. Produktpreise). Im Rahmen der Kalibrierung wird der PMP-Term berechnet, der z. B. die versteckten Kosten enthält. Dieser PMP-Term wird nicht fortgeschrieben, da keine Informationen darüber vorliegen, wie bzw. ob sich diese versteckten Kosten etc. im Zeitablauf verändern.
- Die Politikmaßnahmen der zweiten Säule sind aufgrund der begrenzten Verfügbarkeit der diesbezüglichen Informationen im Testbetriebsnetz nicht hinreichend differenziert abgebildet. Bei der Analyse von Agrarumweltpolitiken können die Maßnahmen der zweiten Säule jedoch eine wichtige Rolle spielen.
- Das Modell bildet den landwirtschaftlichen Betrieb ab. Nebenbetriebe oder Betriebsverflechtungen (z. B. gewerblich betriebene Biogasanlage) werden nicht berücksichtigt.

**Optimale spezielle Intensität und Verfahrensalternativen**

Um die optimale spezielle Intensität zu berücksichtigen, wird die in Henrichsmeyer et al. (1992) vorgestellte Methode aus dem Regionalmodell RAUMIS auf das Betriebsgruppenmodell FARMIS übertragen und angepasst. Die dabei zugrunde gelegten Ertragsfunktionen haben maßgeblichen Einfluss auf die Ergebnisse. Die Versuchsergebnisse, die für die Berechnung der Ertragsfunktionen verwendet werden, sind schon relativ alt. Aufgrund des technischen Fortschritts liegt die Vermutung nahe, dass sich die Ertragsfunktionen im Zeitablauf ändern.

In dieser Arbeit werden für die pflanzlichen Produktionsverfahren drei Verfahrensalternativen definiert. Die entwickelte Methode ermöglicht es, Verfahrensalternativen auf Basis von Informationen der einzelnen Testbetriebe zu definieren. Im Gegensatz zu anderen Modellansätzen basieren die Verfahrensalternativen in dieser Arbeit stärker auf der empirisch beobachteten Heterogenität der Produktionsverfahren der Ausgangsbetriebe.

Dadurch können die Vorteile der Analyse auf Basis von Betriebsgruppen mit den weitreichenderen Informationen über die Streuung innerhalb der Gruppe genutzt werden. Die Verfahrensalternativen können nach verschiedenen Kriterien, je nach Forschungsfrage definiert werden. Zur Veranschaulichung der Methode werden die Verfahrensalternativen in dieser Arbeit auf Basis der effizienten Stickstoffausnutzung (N-Effizienz*) berechnet.

Ein wesentlicher Nachteil der auf Basis der empirisch beobachteten Daten definierten Verfahrensalternativen besteht darin, dass unbekannt bleibt, welche Techniken zu den unterschiedlichen Ergebnissen führen. Falls Informationen zur verwendeten Technik zur Verfügung stehen würden, könnten diese für die Definition der Verfahrensalternativen herangezogen werden (z. B. Anteile an bodennaher Ausbringung von Wirtschaftsdünger). Dadurch könnten inhaltlich differenziertere Schlussfolgerungen abgeleitet werden. Ohne die implementierten Verfahrensalternativen im Modell wäre für einen Teil der Betriebsgruppen das Szenario REDNS10 kaum lösbar. Neben den Anpassungen, die im Modell zu beobachten sind, wäre zu erwarten, dass die Betriebe ihren Wirtschaftsdünger abgeben oder effizienter einsetzen (z. B. durch die Investition in bessere Ausbringungstechnik, N-reduzierte Fütterung oder zusätzlichen Wirtschaftsdüngerlagerraum). Bei der N-Effizienz* wird nur der pflanzenverfügbare Teil des Wirtschaftsdüngers berücksichtigt. Die modellendogene Anpassung des Mineraldüngeräquivalents von Wirtschaftsdünger und der Wirtschaftsdüngerhandel sind im Modell aufgrund fehlender Informationen derzeit nicht möglich.

**Validierung des Modellsystems**

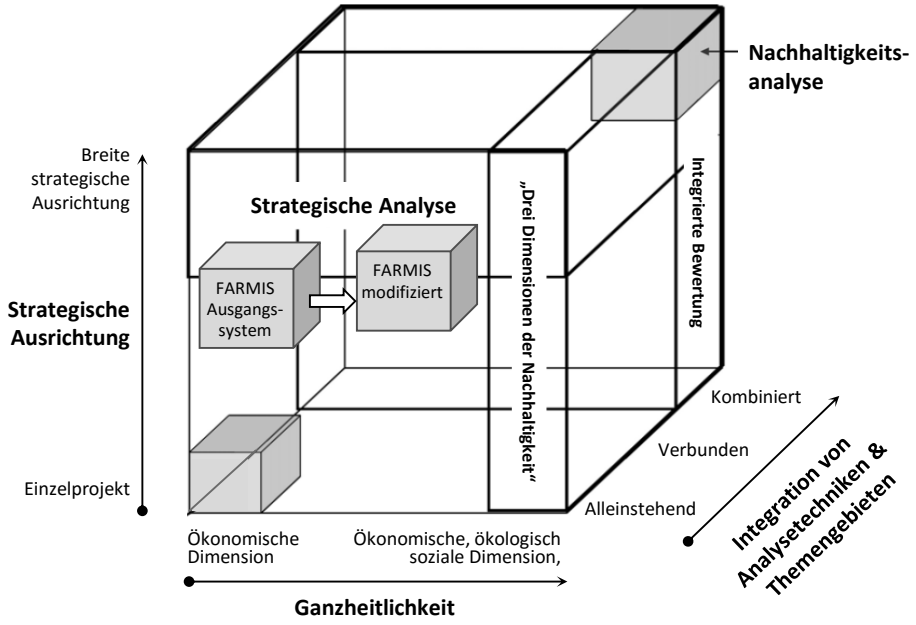
Die Validierung und Evaluation der Modellergebnisse ist schwierig, da sich die Analyse auf das Zieljahr 2021 bezieht und größtenteils auf simulierten Daten beruht (z. B. Preise, technischer Fortschritt). Die Modellvalidierung stellt deshalb eine der größten Herausforderungen für bioökonomische Modelle dar (Janssen et al., 2007). Um die Prognosegüte bei der Fortschreibung in das Zieljahr zu überprüfen, gibt es Möglichkeiten für die Validierung, wie z. B. Ex-post-Experimente. Dafür wird ein länger zurückliegendes Basisjahr gewählt und ein Zieljahr, für das bereits beobachtete Daten vorliegen. Die simulierten Ergebnisse des Modells werden dann mit

den tatsächlichen Daten verglichen (Kanellopoulos et al., 2010; Gocht, 2010). Das Hauptziel dieser Arbeit besteht nicht in der grundsätzlichen Validierung des Modellsystems FARMIS, sondern in der Implementierung von Agrarumweltindikatoren. Entsprechend konzentriert sich die Validierung auf die berechneten Indikatoren.

### Einordnung des Modellansatzes und weiterer Forschungsbedarf

In Bezug auf das in Kapitel 3.1.4 dargestellte Schema integrierter Bewertungsansätze nach Hacking et al. (2008) lässt sich FARMIS in der Ausgangssituation „links in der Mitte“ einordnen, weil der Schwerpunkt des Modells im ökonomischen Bereich angesiedelt ist (Abbildung 8.1). Durch die implementierten Umweltindikatoren in dieser Arbeit verschiebt sich FARMIS nach „rechts“ in Richtung Ganzheitlichkeit. Dadurch ist eine umfassendere Politikfolgenabschätzung möglich.

**Abbildung 8.1:** Einordnung des Modells FARMIS in Bezug auf integrierte Bewertungsansätze




Quelle: Eigene Darstellung, verändert nach Hacking et al. (2008).

Von einer vollständig integrierten Nachhaltigkeitsbewertung kann zum derzeitigen Entwicklungsstand des Modellsystems nicht gesprochen werden. Um nach der in Abbildung 8.1 dargestellten Grafik weiter in Richtung Nachhaltigkeitsanalyse zu gelangen, besteht weiterer Forschungsbedarf in den Bereichen „Ganzheitlichkeit“, „Integration von Analysetechniken und Themengebieten“ sowie der „strategischen Ausrichtung“:

Um eine **ganzheitlichere Betrachtung** zu ermöglichen, sollten weitere Umweltindikatoren und ggf. soziale Indikatoren in das Modellsystem aufgenommen werden. Allerdings sollte bei zukünftigen Forschungsarbeiten das Hauptaugenmerk neben der methodischen Weiterentwicklung der Indikatoren, auf einer Verbesserung der Datengrundlage liegen. Die Qualität der Ergebnisse ließe sich durch zusätzliche Daten verbessern:

- Im Rahmen der Testbetriebsbuchführung sollten zusätzliche Daten zur verwendeten Technologie (z. B. Stallhaltungssysteme), den natürliche Gegebenheiten und den verwendeten Produktionsmittel erhoben werden. Außerdem sollten weitere Informationen über Nebenbetriebe, die mit der Landwirtschaft verbunden sind, abgefragt werden. Diese Informationen könnten dann bei der Berechnung der ökonomischen Performance auf Unternehmensebene berücksichtigt werden.
- Neben dem Testbetriebsnetz existieren weitere umfangreiche betriebliche Datensätze, deren Verknüpfung die Abbildung umweltrelevanter Aspekte verbessern könnte. So enthalten beispielsweise die Verwaltungsdaten des InVeKoS flächenscharfe Angaben zur Landnutzung sowie Informationen zur Teilnahme an einzelnen Maßnahmen der zweiten Säule. Außerdem werden im Rahmen der Agrarstrukturerhebungen betriebliche Daten zum Einsatz umweltrelevanter Techniken und Einflussfaktoren (z. B. Bodenbearbeitungsverfahren; Gülleausbringungstechnik; Lagerkapazität) gesammelt.
- Um die Ausprägung der Agrarumweltindikatoren in der Baseline besser abzuschätzen, sind zuverlässigere Annahmen über die Entwicklung wichtiger modellexogener Einflussfaktoren notwendig z. B. Entwicklung der Stallhaltungssysteme oder den Ausbringungstechniken von Wirtschaftsdünger. Derartige Informationen könnten in Expertengesprächen oder Umfragen unter Landwirten generiert werden.
- Für die methodische Entwicklung der Indikatoren und der optimalen speziellen Intensität wird teilweise auf relativ alte Daten zurückgegriffen. Dies hat zwei Gründe:

  (1) Zum Zeitpunkt der Modellentwicklung und -anwendung waren keine neueren Daten verfügbar.

  (2) FARMIS wird normalerweise im Rahmen des Thünen-Modellverbunds angewendet. Aus diesem Grund stand bei der Modellentwicklung und der Wahl der Koeffizienten immer die Konsistenz mit den anderen Modellen im Vordergrund. In Zusammenarbeit mit den anderen Modellen des Thünen-Modellverbundes sollten die Ertragsfunktionen und die Düngebedarfsfunktionen aktualisiert werden. Darüber hinaus sollten die Bewertungsfunktionen des Biodiversitätsindikators verifiziert werden. In Fallstudien könnte der Biodiversitätsindikator berechnet und parallel die Artenvielfalt auf den entsprechenden Flächen bonitiert werden.

Um die **strategische Ausrichtung** des Modellsystems zu erweitern, sollten die in dieser Arbeit für Deutschland implementierten Indikatoren für andere europäische Länder, für die es eine FARMIS-Version gibt, implementiert werden.

Mit dem weiterentwickelten Modell können mit den Testbetriebsdaten weitreichende Szenarien, wie die geforderte Reduktion des Stickstoffeinsatzes, grundsätzlich modelliert werden. Für eine noch realitätsnähere Abbildung sollte der Handel mit Wirtschaftsdünger, insbesondere für Betriebe mit hohem Viehbesatz, modellendogen abgebildet werden. Im Rahmen dieser Arbeit werden Verfahrensalternativen für die pflanzlichen Produktionsverfahren implementiert. Auch die

tierischen Produktionsverfahren sollten Verfahrensalternativen z. B. im Hinblick auf die Haltungsform differenziert werden, um eine modellendogene Anpassung zu ermöglichen.

Aufgrund der vielschichtigen Wechselwirkungen bei der simultanen Analyse ökologischer und ökonomischer Kriterien ist es notwendig, **verschiedene Analysetechniken integriert** anzuwenden:

- Die Notwendigkeit, FARMIS im Rahmen des Thünen-Modellverbunds zusammen mit anderen Modellen anzuwenden, verdeutlicht das Szenario GAP2014. Indirekte Landnutzungseffekte in anderen Ländern können mit dem Modell FARMIS nicht abgeschätzt werden. In weiteren Forschungsarbeiten könnten die Ergebnisse des Betriebsgruppenmodells FARMIS mit einem globalen Marktmodell iterativ ausgetauscht werden. Dies ist insbesondere für die Bewertung überregionaler Umweltwirkungen relevant.
- Neben der Anwendung von FARMIS in Verbindung mit anderen Modellen sollte FARMIS zusammen mit detaillierten Betriebsmodellen und qualitativen Ansätzen angewendet werden. Zum einen könnten so die Vorteile des sektoralen Betriebsmodells FARMIS genutzt werden, zum anderen könnten in Fallstudien oder Fokusgruppendiskussionen einzelne Teilbereiche detailliert analysiert werden. Bei der Analyse von Preis- und Politikszenarien könnten die Szenarien einerseits mit dem Modellsystem FARMIS berechnet werden. Andererseits könnten Landwirte und Berater z. B. im Rahmen von Fokusgruppendiskussionen in verschiedenen Regionen mit denselben Preis- und Politikszenarien konfrontiert werden. Die integrierte Auswertung und der Vergleich der Ergebnisse beider Methoden könnten zu einem weiteren Erkenntnisgewinn beitragen und gleichzeitig eine Validierung beider Methoden ermöglichen.

# 9 Zusammenfassung

Im agrarpolitischen Diskurs nehmen neben den einkommenspolitischen Zielen umweltpolitische Themen zunehmend eine zentrale Rolle ein. Dementsprechend müssen die Auswirkungen neuer Politikmaßnahmen sowohl auf die ökonomische als auch auf die ökologische Situation der Betriebe vor der Implementierung abgeschätzt werden.

Es existieren verschiedene Regionalmodelle, die die simultane Analyse von ökologischen und ökonomischen Indikatoren ermöglichen. Eine Analyse nach verschiedenen Betriebscharakteristika lassen diese Modelle jedoch nicht zu. Für die Analyse auf betrieblicher Ebene steht zwar eine Reihe von Modellen zur Verfügung, jedoch können diese Modelle meist nur in Fallstudien für eine geringe Anzahl von Betrieben eingesetzt werden. Für repräsentative Analysen auf betrieblicher Ebene in Deutschland eignet sich das Modell FARMIS (Farm Modelling and Information System). FARMIS basiert auf dem deutschen Testbetriebsnetz (TBN). Diese Datenbasis bildet den gesamten deutschen Agrarsektor ab. Mit dem Testbetriebsnetz (und somit auch FARMIS) lässt sich die ökonomische Situation der Betriebe detailliert abbilden, allerdings sind im Testbetriebsnetz nur wenige Informationen enthalten, die für die Berechnung der ökologischen Indikatoren notwendig sind.

Die Zielsetzung der vorliegenden Arbeit besteht darin, das bestehende Betriebsgruppenmodell FARMIS weiterzuentwickeln, um die simultane Analyse von ausgewählten ökonomischen und ökologischen Auswirkungen verschiedener Politikoptionen zu ermöglichen. Um dieses Ziel zu erreichen, werden Agrarumweltindikatoren berechnet und das Modell um Verfahrensalternativen erweitert.

Das Modell FARMIS ist ein komparativ-statisches nicht-lineares Programmierungsmodell, das landwirtschaftliche Aktivitäten auf Betriebsgruppenebene detailliert abbildet. Es basiert auf Daten aus dem deutschen Testbetriebsnetz (TBN), das einen Großteil der landwirtschaftlichen Betriebe in Deutschland repräsentiert. In FARMIS werden die einzelnen Testbetriebe nach Homogenitätskriterien zu Betriebsgruppen zusammengefasst. In den generierten Betriebsgruppen sind alle pflanzlichen und tierischen Produktionsverfahren der Ausgangsbetriebe enthalten. Der gesamte Paneldatensatz in dieser Arbeit umfasst 8.626 identische Einzelbetriebe der Wirtschaftsjahre 2005/06 bis 2007/08, die zu 603 Betriebsgruppen zusammengefasst werden. Diese generierten Betriebsgruppen werden für die Entwicklung der ökologischen und ökonomischen Indikatoren sowie für das Anwendungsbeispiel verwendet.

In dieser Arbeit werden neben ökonomischen Indikatoren auch ökologische Indikatoren in FARMIS implementiert. In der Literatur findet sich eine Vielzahl an Forschungsarbeiten zu ökonomischen und ökologischen Indikatoren. Auf diese Indikatorenlisten kann in dieser Arbeit zurückgegriffen werden, weshalb ein kurzer Überblick über bestehende Indikatorensysteme gegeben wird. Außerdem wird auf die Besonderheiten, die bei einer integrierten Analyse zu berücksichtigen sind, eingegangen. Es existieren bereits verschiedene prozessanalytische Modelle, die eine simultane Analyse von ökologischen und ökonomischen Indikatoren ermöglichen. Da auf die methodi-

sche Vorgehensweise dieser Modelle teilweise zurückgegriffen wird, werden ausgewählte prozessanalytische Modelle vorgestellt.

Die zur Abbildung der **ökonomischen Situation** der Betriebe gebräuchlichen Indikatoren können weitgehend auf Basis der Testbetriebsdaten berechnet werden. Für die Berechnung der **Agrarumweltindikatoren** stehen in den Testbetriebsdaten jedoch nur begrenzte Informationen zur Verfügung. Um die Umweltindikatoren trotz der begrenzten Informationen in den Testbetriebsdaten zu berechnen, werden verschiedene Algorithmen entwickelt und angewendet. Bei der Berechnung der Indikatoren müssen folgende Aspekte beachtet werden:

- Um die Indikatoren im Rahmen der Modellanwendungen in Ex-ante-Szenarienanalysen einzusetzen, muss ein funktioneller Zusammenhang zwischen Indikatoren und den Modellvariablen bestehen. Die für die Berechnung der Umweltindikatoren relevanten Modellkoeffizienten variieren deshalb in Abhängigkeit von Produktionsverfahren und Verfahrensalternativen. Da die Informationen in den Buchführungsdaten teilweise nur monetär als Aggregat mehrerer Inputs oder gesamtbetrieblich vorliegen, müssen für die Generierung der Modellkoeffizienten weitere Datenquellen herangezogen werden. Die Verknüpfung dieser Daten erfolgt unter Berücksichtigung biophysikalischer Zusammenhänge und konsistent zu den Informationen aus den Buchführungsabschlüssen mithilfe von mathematisch-statistischen Verfahren.
- Viele Umweltindikatoren sind von den natürlichen Gegebenheiten abhängig. Allerdings ist der Standort der Betriebe aufgrund der Anonymität der Testbetriebsdaten nicht genau bekannt. Um die natürlichen Gegebenheiten möglichst realitätsnah einzubeziehen, wird ein indirekter Flächenbezug über regionale oder betriebsformtypische Durchschnittswerte hergestellt.

Im Rahmen dieser Arbeit werden folgende Agrarumweltindikatoren in das Modell implementiert:

- Die **Stickstoff- und Phosphatbilanzen** werden nach der Flächenbilanzmethode berechnet. Das Problem bei der Berechnung der Flächenbilanzen besteht vor allem darin, dass keine physischen Mengen z. B. an zugekauftem Mineraldünger im TBN enthalten sind. Um die relevanten Koeffizienten zu erhalten, wird auf Schätzverfahren (z. B. Maximum-Entropie) zurückgegriffen.
- Die **Ammoniakemissionen** werden in Anlehnung an das Nationale Emissionsinventar berechnet. Dabei werden die Emissionen, differenziert nach den verschiedenen Entstehungsquellen, abgeleitet (Stall, Weide, Wirtschaftsdüngerlager, Wirtschaftsdüngerausbringung). Die Ammoniakemissionen sind in hohem Maße von der verwendeten Technologie abhängig. Die Buchführungsdaten enthalten darüber nahezu keine Informationen (z. B. zum Stallhaltungssystem). Um die Ammoniakemissionen dennoch möglichst realitätsnah zu berechnen, werden regionale Informationen aus dem Modell RAUMIS genutzt und den entsprechenden Betriebsgruppen zugeordnet.
- Die **Humusbilanz** wird auf Basis der VDLUFA-Methode berechnet. Den einzelnen Produktionsverfahren und Stoffflüssen werden dabei Humusäquivalente zugeordnet, die den Verlust oder die Lieferung an Kilogramm C $ha^{-1}$ $a^{-1}$ ausdrücken.
- Für die **Agrobiodiversität** wird ein aggregierter Indikator berechnet, der sich aus dem Shannon-Weaver-Index sowie der Bewirtschaftungsintensität von Acker und Grünland zu-

sammensetzt. Da in dieser Arbeit teilweise noch keine gesicherten Bewertungsfunktionen (v. a. für die Bewirtschaftungsintensität von Grünland) vorlagen, sind die Ergebnisse nur eingeschränkt interpretierbar.

- Der **Energieeinsatz** wird als kumulierter Energieaufwand berechnet. Dafür werden alle energetischen Aufwendungen, die für die Herstellung, die Nutzung und die Entsorgung eines Produktes benötigt werden, berücksichtigt. In der vorliegenden Arbeit werden neben den direkten Energieflüssen (Diesel, Strom, Heizmaterial und sonstige Treib- und Schmierstoffe) die indirekten Energieaufwendungen für Düngemittel, Saatgut, Pflanzenschutzmittel und Futtermittel mit einbezogen.

Für die Berechnung der Indikatoren sind teilweise weitreichende Annahmen notwendig. Um die Qualität der Ergebnisse zu überprüfen, werden die Indikatoren einem **Validierungsprozess** unterworfen. Das Problem bei der Validierung besteht darin, dass aufgrund der Anonymität der Testbetriebsdaten weder Zusatzerhebungen noch ein direkter Vergleich mit anderen Datenquellen (z. B. INVEKOS) möglich sind. Um trotz dieser Einschränkung eine Validierung zu ermöglichen, werden die FARMIS-Ergebnisse in einer Vergleichsrechnung den Indikatorwerten von Betrieben aus dem Kriteriensystem „Umweltverträgliche Landwirtschaft (KUL)“ gegenübergestellt. Der Vorteil von KUL liegt darin, dass die Daten für die Berechnung der Indikatoren direkt auf den landwirtschaftlichen Betrieben erhoben werden. Entsprechend müssen weniger Annahmen getroffen werden als bei den Berechnungen auf Basis der Testbetriebsdaten. Bei den Vergleichsrechnungen wird jedem KUL-Betrieb eine vergleichbare Gruppe von Betrieben aus dem Testbetriebsnetz nach den Zuordnungskriterien Region, Ertragsklasse, Betriebsform und Ausstattung mit Produktionsfaktoren zugeordnet. Insgesamt konnten für 132 KUL-Betriebe je eine TBN-Vergleichsgruppe gebildet werden.

Beim Vergleich der Indikatoren zwischen KUL und FARMIS fällt auf, dass die durchschnittlichen Ergebnisse der TBN-Vergleichsgruppen und der KUL-Betriebe für die N-Bilanz, die Humusbilanz, den Energieeinsatz je Hektar sowie den Shannon-Weaver-Index relativ ähnlich sind. Bei der Phosphatbilanz kommt es hingegen zu größeren Abweichungen zwischen den Ergebnissen von KUL und FARMIS. Um mit FARMIS realistischere Ergebnisse zu erzielen, wurden, aufgrund der Vergleichsrechnungen, die sektoralen Verkaufsmengen von Düngemitteln bei der Berechnung der Koeffizienten für die Düngebilanzen einbezogen.

Außerdem zeigen die Vergleichsrechnungen, dass bei einigen Betrieben große Abweichungen zwischen den Ergebnissen von KUL und FARMIS auftreten. So wird die Stickstoff- und Phosphatbilanz von viehintensiven Betrieben in FARMIS tendenziell überschätzt, da der Wirtschaftsdüngerhandel zwischen Betriebsgruppen nicht berücksichtigt wird. Das bedeutet, dass mit FARMIS derzeit keine ausreichend fundierten Aussagen für die Nährstoffbilanzen dieser Betriebe im Hinblick auf die Umweltwirkung möglich sind. Deren im Modell ausgewiesener N-Überschuss kann jedoch als Indikator für den Bedarf der Wirtschaftsdüngerabgabe interpretiert werden.

Insgesamt verdeutlicht die Validierung, dass mit FARMIS repräsentative Aussagen zur Ausprägung von Agrarumweltindikatoren für unterschiedliche Gruppen von Betrieben möglich sind. Einzelbe-

triebliche Besonderheiten können hingegen nicht hinreichend berücksichtigt werden, sodass keine Aussagen für Einzelbetriebe oder sehr kleine Gruppen von Betrieben abgeleitet werden können.

Das Hauptziel der betrieblichen Modellanalysen mit FARMIS besteht darin, die Reaktionen der Landwirte auf geänderte Rahmenbedingungen in einer Ex-ante-Analyse abzuschätzen. In der Ausgangsversion von FARMIS können sich die Modellbetriebe bei einer Szenarienanalyse nahezu ausschließlich durch ein geändertes Produktionsprogramm an geänderte Rahmenbedingungen anpassen. In der Realität wird die ökologische Situation der Betriebe neben dem realisierten Produktionsprogramm von vielen anderen Einflussgrößen determiniert z. B. von der verwendeten Technologie oder der Intensität der Produktion. In einem repräsentativen Modell wie FARMIS ist es nahezu unmöglich, alle relevanten Einflussgrößen zu berücksichtigen. Um dennoch ein verbessertes Anpassungsverhalten der Modellbetriebe bei der simultanen Szenarienanalyse von ökologischen und ökonomischen Kriterien zu ermöglichen, erfolgen verschiedene Modellerweiterungen, die im Folgenden kurz vorgestellt werden:

- Die **Anpassung der optimalen speziellen Intensität** erfolgt vor dem jeweiligen Szenariolauf. Ändert sich das Preisverhältnis von Stickstoffdünger und Ernteprodukt, ändert sich der aus ökonomischer Sicht optimale Ertrag. Die N-Düngung sowie die weiteren Inputs werden entsprechend angepasst. Die verwendete Vorgehensweise basiert auf der im Modellsystem RAUMIS verwendeten Methode und wird auf die Gegebenheiten des Betriebsmodells übertragen und angepasst.
- Bei der Implementierung verschiedener **Verfahrensalternativen** ergeben sich folgende Herausforderungen:

  (3) **Abbildung in einem nicht linearen Modell:** Für die Abbildung von Verfahrensalternativen in einem nicht linearen Modell kann auf Methoden aus der Literatur zurückgegriffen werden. Bei der in FARMIS verwendeten Methode (Röhm-Dabbert Ansatz) werden die Verfahrensalternativen als Varianten eines Produktionsverfahrens betrachtet, die leichter substituierbar sind als unterschiedliche Produktionsverfahren.

  (4) **Abgrenzung der Verfahrensalternativen:** Verfahrensalternativen können nach unterschiedlichen Kriterien definiert werden (z. B. Ertragshöhe, Inputeinsatz, Ertragsfunktionen). Für die Differenzierung von Verfahrensalternativen in der vorliegenden Arbeit kann das Kriterium flexibel gewählt werden. Im Rahmen des Anwendungsbeispiels der vorliegenden Arbeit werden zwei Szenarien analysiert, die auf die Reduzierung des Stickstoffüberschusses abzielen. Aus diesem Grund werden die einzelnen Verfahrensalternativen auf Basis der effizienten Stickstoffdüngerausnutzung differenziert.

  (5) **Empirisch basierte Ableitung von Input-Output-Koeffizienten und Anbauausdehnung der einzelnen Verfahrensalternativen im Basisjahrzeitraum**: Um die Koeffizienten der Produktionsverfahren abzuleiten, wird in dieser Arbeit ein Ansatz entwickelt, der die Vorteile der Analyse mit Betriebsgruppen nutzt und gleichzeitig die Streuung der Produktionsverfahren der Einzelbetriebe innerhalb der Betriebsgruppen als verschiedene Verfahrensalternativen einbezieht. In FARMIS werden die einzelnen Testbetriebe zu

Betriebsgruppen zusammengefasst. Dabei wird der Mittelwert über alle enthalten Einzelbetriebe gebildet (z. B. für den Düngereinsatz). Durch die Mittelwertbildung kommt es zu einem Verlust an Informationen über individuelle Besonderheiten der einzelnen Betriebe. Es kann davon ausgegangen werden, dass die in einer Betriebsgruppe enthaltenen Einzelbetriebe verschiedene Technologien einsetzen und über unterschiedliche Managementfähigkeiten verfügen. Die Informationen der Einzelbetriebe werden für die Definition der I/O-Koeffizienten der Verfahrensalternativen und deren Ausdehnung im Basisjahrzeitraum genutzt.

Um die Möglichkeiten und Grenzen des Modellsystems und der implementierten Indikatoren aufzuzeigen, erfolgt eine **beispielhafte Modellanwendung**. Zunächst werden die Indikatoren in einer Ex-post Analyse für den Basisjahrzeitraum ausgewertet. Um die Möglichkeiten des betrieblichen Ansatzes darzustellen, erfolgen die Auswertungen differenziert nach Betriebsform, Regionen und Bewirtschaftungssystem. Im Basisjahrzeitraum 2005/06 bis 2007/08 sind bei allen Indikatoren große Schwankungsbreiten der Ergebnisse zwischen den Betriebsformen zu beobachten. Bei den Nährstoffbilanzen weisen Ökobetriebe und Ackerbaubetriebe die geringsten N-Überschüsse auf. Diese Betriebe bewirtschaften ca. ein Drittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LF) in Deutschland. Veredlungsbetriebe weisen die höchsten N-Überschüsse aus, allerdings ist mangels Datenverfügbarkeit der Export von Wirtschaftsdünger nicht im Modell berücksichtigt. Die Betriebe dieser Gruppe repräsentieren insgesamt lediglich 3 % der LF. Die Ammoniakemissionen liegen im Basisjahrzeitraum durchschnittlich bei 27 kg $NH_3N$/ha. Die Humusbilanz ist im Durchschnitt mit 177 kg C $ha^{-1}$ $a^{-1}$ deutlich im positiven Bereich. Ackerbaubetriebe weisen teilweise negative Humusbilanzen auf, Veredlungs- und Milchviehbetriebe haben die höchsten Humusbilanzen. Der Biodiversitätsindex liegt durchschnittlich bei 4,8 von 10 Indexpunkten. In den Futterbaubetrieben sind die Betriebe mit den höchsten Indexpunkten zu finden. Eine große Schwankungsbreite im Hinblick auf die Ausprägung des Biodiversitätsindexes ist vor allem bei Milchviehbetrieben vorzufinden. Da in dieser Arbeit vorläufige Bewertungsfunktionen verwendet werden, wird eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Die Sensitivitätsanalyse zeigt, dass eine veränderte Bewertungsfunktion für Grünland vor allem für Milchviehbetriebe mit mittlerem RGV-Besatz zu einem niedrigeren Biodiversitätsindex führt. Der Energieeinsatz liegt im Basisjahrzeitraum bei konventionellen Betrieben mit ca. 13 GJ/ha etwa doppelt so hoch wie bei Ökobetrieben, Allerdings weisen konventionelle Betriebe einen nahezu doppelt so hohen Energieüberschuss pro Hektar aus.

Um die Möglichkeiten und Grenzen von FARMIS bei der Szenarienanalyse aufzuzeigen, werden Szenarien definiert, mit denen verschiedene Wirkungsweisen des Modells veranschaulicht werden können: 1. ausgewählte Veränderungen (v. a. Einführung von ökologischen Vorrangflächen) im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU (GAP2014), 2. veränderte Faktor- und Produktpreise (HighP), 3. eine Reduktion des N-Bilanzüberschusses um 10 % (REDNS10) sowie 4. eine Abgabe auf mineralischen Stickstoffdünger (NTMIN_05).

Die Auswirkungen neuer Politikmaßnahmen sind erst mit einigen Jahren Verzögerung vollständig zu beobachten. Deshalb erfolgt die Analyse verschiedener Politikoptionen mit FARMIS für einen

Zeitpunkt in der Zukunft (Zieljahr). Zunächst muss das Referenzszenario, die Baseline, berechnet werden. Dafür werden die Input- und Outputpreise sowie die Erträge etc. in das Zieljahr 2021 fortgeschrieben. Dies gilt auch für die relevanten Einflussfaktoren auf die Agrarumweltindikatoren. Die Auswirkungen der verschiedenen Szenarien im Vergleich zur Baseline lassen sich folgendermaßen skizzieren:

Die Einführung von ökologischen Vorrangflächen von 7 % der Ackerfläche (modelliert als Flächenstilllegung) im Rahmen des Direktzahlungssystems führt im Szenario **GAP2014** dazu, dass die Betriebe durchschnittlich 4,6 ha aus der Produktion nehmen. Für ganz Deutschland summiert sich dies auf ca. 0,8 Mio. ha. Dies wirkt sich negativ auf den Gewinn plus Personalaufwand je Arbeitskraft aus, der im Vergleich zur Baseline durchschnittlich um 1,9 % sinkt. Der Gewinnrückgang ist neben dem Rückgang der Erlöse auch auf höhere Pachtaufwendungen aufgrund der steigenden Flächenknappheit zurückzuführen. Am deutlichsten sinkt der Gewinn in großen Ackerbaubetrieben. Das geänderte Prämiensystem wirkt sich jedoch auch positiv für einige Betriebe aus. So steigt aufgrund der geringen Flächenausstattung der Gewinn inkl. Personalaufwand von Veredlungsbetrieben sowie kleinen und mittelgroßen sonstigen Futterbaubetrieben leicht an. In Bezug auf die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche verändern sich die ökologischen Indikatoren weitestgehend positiv. Im Hinblick auf die bewirtschaftete Fläche steigt jedoch die Netto-N-Bilanz um 3,8 % an. Da die für die Ausbringung von Gülle zur Verfügung stehende Fläche durch die Ausweisung ökologischer Vorrangflächen zurückgeht, kommt es vor allem bei Veredlungsbetrieben zu einer erhöhten N-Bilanz auf der restlichen LF.

Die Auswirkungen eines veränderten Agrarpreisniveaus im Szenario **HighP** hängen von der relativen Veränderung der einzelnen Preise ab. In diesem Anwendungsbeispiel haben veränderte Produktpreise einen stärkeren Einfluss auf die Einkommen und Produktionsausrichtung als die Veränderungen in den anderen Szenarien. Vor allem für Ackerbaubetriebe wirken sich die unterstellten Preisänderungen positiv auf die Einkommenskennzahlen aus. Im Szenario **HighP** kommt es aufgrund der unterstellten höheren Produktpreise zu einer Intensivierung der Produktion, vor allem bedingt durch die Anpassung der optimalen speziellen Intensität. Insbesondere bei Ackerbau- und Gemischtbetrieben wirkt sich das Hochpreisszenario negativ auf die meisten Umweltindikatoren aus.

Im Szenario **REDNS10** müssen die Betriebe ihren Netto-N-Bilanzüberschuss um 10 % im Vergleich zur Baseline reduzieren, wenn der N-Bilanzüberschuss in der Baseline 50 kg/ha übersteigt. Durch die Restriktionen auf den N-Überschuss sinken die landwirtschaftlichen Erlöse um 2,5 %. Um den Bilanzüberschuss je Hektar zu reduzieren, pachten vor allem tierhaltende Betriebe zusätzliche Fläche für die Gülleausbringung. Dies hat zur Folge, dass die durchschnittlichen Pachtaufwendungen um 19,7 % ansteigen. Dadurch sinkt der durchschnittliche Gewinn inkl. Personalaufwand mit 5,1 % wesentlich stärker als das Betriebseinkommen. Um die Politikrestriktion zu erfüllen, reagieren die Betriebe in diesem Szenario vor allem mit einer Ausdehnung der jeweiligen Verfahrensalternativen mit der höchsten Stickstoffeffizienz, während solche mit niedriger Stickstoffeffizienz deutlich eingeschränkt werden. Am stärksten sinkt die Netto-N-Bilanz mit 9,3 % bei Veredlungs- und 7,6 % bei Gemischtbetrieben. Bei den anderen Betriebsformen sinkt die N-Bilanz weniger stark, da bei diesen Betriebsformen schon in der Baseline einige Betriebe eine Netto-N-Bilanz von

weniger als 50 kg N/ha erreichen. Die Verringerung des Viehbestands der Veredlungs- und Milchviehbetriebe führt zu sinkenden $NH_3$-Emissionen dieser Betriebe. Die Einkommenseinbußen werden in diesem Szenario tendenziell überschätzt, da der Wirtschaftsdüngerhandel eine Anpassung des Mineraldüngeräquivalents und eine Anpassung der Stallhaltungstechnologie aufgrund fehlender Informationen nicht im Modell berücksichtigt werden können.

Im Szenario **NTMIN_05** werden die Auswirkungen einer Abgabe auf den mineralischen Stickstoffdünger von 500 €/t N analysiert. Von dieser Maßnahme sind vor allem Ackerbaubetriebe und Gemischtbetriebe betroffen. Der Gewinn plus Personalaufwand sinkt bei diesen Betrieben um 4,5 bzw. 0,8 %. Aufgrund der Anpassung der optimalen speziellen Intensität geht vor allem die Netto-N-Bilanz von Ackerbaubetrieben um 31,7 % und die der Gemischtbetriebe um 19,0 % zurück. Die Netto-N-Bilanzen der anderen Betriebsformen nehmen mit 4,0 bis 7,6 % weniger stark ab. Durch den geringeren Mineraldüngereinsatz der Ackerbau- und Gemischtbetriebe sinkt auch deren Energieeinsatz pro Hektar um ca. 7 % stärker ab als bei den anderen Betriebsformen.

Die Ergebnisse der Szenarienanalyse illustrieren, dass mithilfe des um Umweltindikatoren erweiterten Betriebsgruppenmodells FARMIS simultane ökonomische und ökologische Politikfolgenabschätzungen sowohl für den gesamten Agrarsektor als auch differenziert nach regionalen und betriebsspezifischen Merkmalen möglich sind. Die Modellerweiterungen um die optimale spezielle Intensität und die Verfahrensalternativen ermöglichen es, auch weitreichendere Szenarien zu modellieren, die beispielsweise auf eine Reduktion des Stickstoffüberschusses abzielen.

Eine wesentliche Einschränkung stellt allerdings die begrenzte Datenverfügbarkeit dar, da für viele Indikatoren weiterführende Informationen z. B. im Hinblick auf die natürlichen Gegebenheiten notwendig wären. Dies schränkt die Auswahl möglicher Indikatoren ein bzw. beeinträchtigt die Qualität einiger Indikatoren. Außerdem können aufgrund fehlender Daten relevante Anpassungsoptionen, wie der Wirtschaftsdüngerhandel oder eine verbesserte Ausnutzung des organischen Düngers, nicht bei der Szenarienanalyse berücksichtigt werden.

Im Rahmen zukünftiger Forschungsarbeiten sollten:

- weitere Indikatoren in das Modellsystem implementiert werden;
- der Handel mit Wirtschaftsdünger und die Anpassung des Mineraldüngeräquivalents, insbesondere für Betriebe mit hohem Viehbesatz, modellendogen abgebildet werden;
- Verfahrensalternativen für die tierischen Produktionsverfahren, z. B. im Hinblick auf deren Haltungsform, in das Modellsystem implementiert werden.

Außerdem sollte ein Schwerpunkt auf der Aktualisierung und Verbesserung der Datengrundlage liegen. Für die Analysen von Politikoptionen sollte das FARMIS-Modell im Zusammenspiel mit anderen Modellen und Methoden angewendet werden. So sollten die quantitativen und sektoralen Abschätzungen durch qualitative Ansätze im Rahmen von Fallstudien ergänzt werden.

# 10 Literaturverzeichnis

Alkan Olsson J, Bockstaller C, Stapleton LM, Ewert F, Knapen R, Therond O, Geniaux G, Bellon S, Correira TP, Turpin N, Bezlepkina I (2009) A goal oriented indicator framework to support integrated assessment of new policies for agri-environmental systems. Environmental Science & Policy 12(5):562-572

Andersen E, Baldock D, Bennett H, Beaufoy G, Bignal E, Brouwer F, Elbersen B, Eiden G, Godeschalk F, Jones G, McCracken D, Nieuwenhuizen W, van Eupen M, Hennekens S, Zervas G (2003) Developing a High Nature Value Farming area indicator. Internal report for the European Environment Agency. IEEP, 2007

Andersen E, Elbersen B, Godeschalk F, Verhoog D (2007) Farm management indicators and farm typologies as a basis for assessments in a changing policy environment. Journal of Environmental Management 82(3):353-362

Arbeitsgemeinschaft der norddeutschen Landwirtschaftskammern (2006) Zwischenfrüchte für Futternutzung und Gründüngung – Hinweise zur Artenwahl, Nutzungsmöglichkeiten und Anbauverfahren. Verband der Landwirtschaftskammern. Abrufbar unter: <https://www.landwirtschaftskammer.de/riswick/pdf/fb-zwischenfruechte-2012.pdf (Abrufdatum 12.10.2015)>

Auerswald K, Claasen N, Römer W, Werner A (2001) Mögliche ökologische Folgen hoher Phosphatgehalte im Boden und Wege zu ihrer Verminderung. Darmstadt: Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA)

Bach M, Frede HG (2005) Methodische Aspekte und Aussagemöglichkeiten von Stickstoff-Bilanzen. Bonn: FIL Gesellschaft zur Förderung des Integrierten Landbaus, Schriftenreihe des Instituts für Landwirtschaft und Umwelt. Bonn

Bach M, Godlinski F, Greef J-M (2011) Handbuch Berechnung der Stickstoff-Bilanz für die Landwirtschaft in Deutschland; Jahre 1990-2008. Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen (ed). Braunschweig, Deutschland, Berichte aus dem Julius Kühn-Institut 159

Bachinger J, Zander P (2007) ROTOR, a tool for generating and evaluating crop rotations for organic farming systems. European Journal of Agronomy 26(2):130-143

Baranger E, Clodic M, Galko E, Jayet P-A, Zakharov P (2008) Improvement of the AROPAj model covering a large range of agricultural activities at wide (UE) and high resolution (mapping of farm types) scales. In: European Association of Agricultural Economists (ed) 107th Seminar, January 30-February 1, 2008, Sevilla, Spain

Baumgärtel G, Scharpf HC (2002) Gute fachliche Praxis der Stickstoffdüngung. Bonn: AID 1017. AID Infodienst Verbraucherschutz, Ernährung, Landwirtschaft

Beerbaum B (2008) Ressourcen schonender Einsatz von Phosphor in der Landwirtschaft. Julius Kühn Institut (ed). Braunschweiger Nährstofftage November 2008

Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen (2008) Agrobiodiversität in der Agrarpolitik – Chancen erkennen und neue Optionen entwickeln – Positionspapier des Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz zur Reform der europäischen Agrarpolitik 2013. Bonn

Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen (2008) Agrobiodiversität in der Agrarpolitik – Positionspapier des Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz zur Reform der europäischen Agrarpolitik 2013. Abrufbar unter: <http://www.bmelv.de/SharedDocs/Downloads/Ministerium/Beiraete/Biodiversitaet/AgrobiodiversitaetAgrarpolitik.pdf;jsessionid=81ED32BB25439C691F0387F26F55A687?_blob=publicationFile (Abrufdatum: 15.01.2011)>

Bergschmidt A (2004) Indikatoren für die internationale und nationale Umweltberichterstattung im Agrarbereich. Braunschweig: FAL, V, 193 p, Landbauforsch Völkenrode SH 269

Bertelsmeier M (2005) Analyse der Wirkungen unterschiedlicher Systeme von direkten Transferzahlungen unter besonderer Berücksichtigung von Bodenpacht- und Quotenmärkten. Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten: Angewandte Wissenschaft 510. Dissertation

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

Billeter R, Liira J, Bailey D, Bugter R, Arens P, Augenstein I, Aviron S, Baudry J, Bukacek R, Burel F, Cerny M, De Blust G, De Cock R, Diekotter T, Dietz H, Dirksen J, Dormann C, Durka W, Frenzel M, Hamersky R, Hendrickx F, Herzog F, Klotz S, Koolstra B, Lausch A, Le Coeur D, Maelfait JP, Opdam P, Roubalova M, Schermann A, Schermann N, Schmidt T, Schweiger O, Smulders MJM, Speelmans M, Simova P, Verboom J, van Wingerden WKRE, Zobel M, Edwards PJ (2008) Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: A pan-European study. Journal of Applied Ecology 45(1):141-150

BLE (2013) Glossar der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE). Abrufbar unter: <http://www.ble.de/nn_1734832/DE/09_Glossar/glossar_node.html?_nnn=true (Abrufdatum 15.01.2011)>

BMEL (2014) Buchführung der Testbetriebe – Ausführungsanweisungen zum BMEL-Jahresabschluss. Abrufbar unter: <http://berichte.bmelv-statistik.de/BFB-0113004-2014.pdf (Abrufdatum: 15.10.2015)>

BMEL (2015) Umsetzung der EU-Agrarreform in Deutschland – Ausgabe 2015. Herausgeber: Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL). Berlin. Abrufbar unter: <http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/UmsetzungGAPinD.pdf?_blob=publicationFile (Abrufdatum 12.01.2016)>

BMELV (2007) Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (DüV – Düngeverordnung). Bundesgesetzblatt Jg. 2007 Teil 1 Nr. 7, Bonn

BMELV (2009a) Statistik und Berichte des Ministeriums für Ernährung und Landwirtschaft. Begriffsdefinitionen. Abrufbar unter: <http://www.bmelv-statistik.de/de/daten-tabellen-suche/begriffsdefinitionen/begriffsdefinitionen-g/ (Abrufdatum 12.12.2014)>

BMELV (2009b) Nachhaltigkeit konkret – Nachhaltigkeitskonzept des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Berlin: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV)

BMELV (2010) Die wirtschaftliche Lage der landwirtschaftlichen Betriebe – Buchführungsergebnisse der Testbetriebe – Wirtschaftsjahr 2008/09. Berlin

BMELV (2011) Buchführung der Testbetriebe – Grundlagen zur BMELV-Testbetriebsbuchführung. Abrufbar unter: <http://berichte.bmelv-statistik.de/BFB-0114001-2011.pdf (Abrufdatum: 15.10.2015)>

BMELV (versch. Jgg.) Statistisches Jahrbuch für Ernährung Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Münster

BMU (2010) Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt vom Bundeskabinett am 7. November 2007 beschlossen. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU). Berlin

BMU, BMELV (2008) Nitratbericht 2008, Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Berlin

BMU, BMELV (2012) Nitratbericht 2012, Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Berlin

Brandes W, Berger T, Recke G (1997) Produktions- und Umweltökonomik. Band 1: Traditionelle und moderne Konzepte. Ulmer, Stuttgart

Breitschuh G, Eckert H, Matthes I, Strümpfel J (2008) Kriteriensystem nachhaltige Landwirtschaft (KSNL): Ein Verfahren zur Nachhaltigkeitsanalyse und Bewertung von Landwirtschaftsbetrieben. Darmstadt: KTBL, KTBL-Schrift; 466

Brentrup F, Küsters J (2008) Energiebilanz der Erzeugung und Verwendung von mineralischen Düngemitteln – Stand und Perspektiven. In: KTBL (ed) Energieeffiziente Landwirtschaft; KTBL-Schrift 463. Darmstadt: S. 57-64

Britz W, Dominguez IP, Heckelei T (2010) A Comparison of CAPRI and SEAMLESS-IF as Integrated Modelling Systems Environmental and Agricultural Modelling. In: Brouwer FM, Ittersum MK (eds). Springer Netherlands, S. 257-274

Britz W, Heckelei T, Kempen M (2007) Description of the CAPRI Modeling System, Final report of the CAPRI-Dynaspat Project. Institute for Food and Resource Economics UoB (ed)

Brosius F (2011) Kapitel 27 Distanz- und Ähnlichkeitsmaße. In: SPSS 8. International Thomson Publishing, S. 671-690

Brown DR (2000) A Review of Bio-Economic Models. Paper prepared for the Cornell African Food Security and Natural Resource Management (CAFSNRM) Program. Abrufbar unter: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.200.8771&rep=rep1&type=pdf (Abrufdatum 20.11.2015)>

Brundtland Kommission (1987) Unsere gemeinsame Zukunft. Greven: Eggenkamp Verlag

Bundesamt für Ernährung und Forstwirtschaft (1989) Emissionen von Ammoniak: Quellen, Verbleib, Wirkungen, Schutzmaßnahmen. Frankfurt/Main

Bundesrat (1996) Muster-Verwaltungsvorschrift für den Vollzug der Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung) vom 23.07.1996. In: Bund-/Länderarbeitsgruppe zum Vollzug der Düngeverordnung

Charles R, Jolliet O, Gaillard G, Pellet D (2006) Environmental analysis of intensity level in wheat crop production using life cycle assessment. In: Agriculture, Ecosystems & Environment, Volume 113, Issues 1-4, pp 216-225

Christen O (2009) Indikatoren nachhaltiger Landwirtschaft – Konzepte und Anwendungsgebiete. In: Initiativen zum Umweltschutz 74 (Nachhaltige Landwirtschaft – Indikatoren, Bilanzierungsansätze, Modelle):5-12

Clergue B, Amiaud B, Pervanchon F, Lasserre-Joulin F, Plantureux S (2005) Biodiversity: function and assessment in agricultural areas. A review. Agronomy for Sustainable Development 25(1):1-15

Cypris C (2000) Positive Mathematische Programmierung (PMP) im Agrarsektormodell RAUMIS. Dissertation, Universität Bonn, Bonn

de Cara S, Houze M, Jayet P-A (2004) Greenhouse gas emissions from agriculture in the EU: A spatial assessment of sources and abatement costs. Working Papers 2004/04, INRA, Economie Publique

de Haen H (1979) Abgrenzung landwirtschaftlicher Wirtschaftsgebiete. Beiträge zur quantitativen Sektor- und Regionalanalyse im Agrarbereich, Bd. 1, Agrarwirtschaft, SH 80:113-131

Deppermann A, Grethe H, Offermann F (2014) Distributional effects of CAP liberalisation on western German farm incomes: an ex-ante analysis. Eur Rev Agric Econ 41(4):605-626. Abrufbar unter: <http://erae.oxfordjournals.org/content/early/2013/11/20/erae.jbt034.full.pdf+html (Abrufdatum 10.01.2016)>

Deutsche Bundesregierung (2012) Nationale Nachhaltigkeitsstrategie – Fortschrittsbericht 2012. Deutschland. Berlin. Abrufbar unter: <http://www.bundesregierung.de/Content/DE/Publikation/Bestellservice/2012-05-08-fortschrittsbericht-2012.pdf?_blob=publicationFile (Abrufdatum 10.10.2015)>

DirektZahlVerpfl (2004) Verordnung über die Grundsätze der Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand (Direktzahlungen-Verpflichtungsverordnung-DirektZahlVerpfl). Bonn

DLG (2005) Bilanzierung der Nährstoffausscheidungen landwirtschaftlicher Nutztiere. Bohnenkemper O (ed). Frankfurt am Main: DLG-Verl., Arbeiten der DLG; N.F., 199

DLG (2006) Effiziente Jahresabschlussanalyse: Einheitliche Erfolgskennzahlen für landwirtschaftliche Betriebe aller Rechtsformen. 2., vollständig überarbeitete Neuauflage. Arbeiten der DLG, Band 194. Frankfurt am Main: DLG-Verlag

DLG (2009) Anbausysteme für Energiepflanzen: optimierte Fruchtfolgen + effiziente Lösungen. Vetter A (ed). Frankfurt am Main: DLG

Dodgson JS, Spackman M, Pearman APLD (2009) Multi-criteria analysis: a manual. London, UK: Department for Communities and Local Government

Döhler H (2008) Energiebilanzen und Energieeffizienz von organischer und mineralischer Düngung im Ackerbau. In: KTBL (ed) Energieeffiziente Landwirtschaft. Darmstadt: KTBL, S. 72-86

Döhler H., Eurich-Menden B, Dämmgen U, Osterburg B, Lüttich M, Bergschmidt A, Berg W, Brunsch R (2002) Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL) und Umweltbundesamt (UBA) – Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahre 2010. Texte 05/02. Berlin

Doluschitz R (1992) Potentialabschätzung in der Pflanzenproduktion und dessen Ausschöpfung bei stärker ökonomisch oder ökologisch ausgerichteter Agrarpolitik. Agrarwirtschaft 187-197

Donatelli M, van Evert FK, Rutgers B, Trevisan M, Ewert F et al. (2007) Agricultural Production and Externalities Simulator (APES) prototype to be used in Prototype 1 of SEAMLESS-IF, SEAMLESS Report No.28, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme, contract no. 010036-2, www.SEAMLESS-IP.org, 29 pp., ISBN no. 90-8585-116-5 and 978-90-8585-116-5

Ecoinvent (2003) Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems. Zürich: Swiss Centre for Life Cycle Inventories 2003

ECOTEC (2001) Study on the Economic and Environmental Implications of the Use of Environmental Taxes and Charges in the European Union and its Member States. Final Report in association with CESAM, CLM, University of Gothenburg, UCD and IEEP

EEA (2006) Integration of environment into EU agriculture policy – the IRENA indicator-based assessment report. EEA Report No 2/2006 (ed). Copenhagen

EEA (2007) Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe. EEA Technical Report (11)

Effizient Düngen (2013) Düngefibel – effizient Düngen. 2., erweiterte Ausgabe. Yara (Hrsg.). Abrufbar unter: <http://www.effizientduengen.de/download/duengefibel_web15.pdf (Abrufdatum: 10.12.2015)>

Ellenberger H, Leuschner C (2010) Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. Auflage. Stuttgart: Eugen Ulmer Verlag (UTB)

EMEP/CORINAIR (2007) EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook. European Environment Agency (EEA). Copenhagen

Engels C, Reinhold J, Ebertseder T, Heyn J (2010) Schlussbericht zum F&E-Vorhaben „Humusbilanzierung landwirtschaftlicher Böden – Einflussfaktoren und deren Auswirkungen“. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten e. V. (VDLUFA)

Europäisches Parlament, Der Europäische Rat (2001) Richtlinie 2001/81/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2001 über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe. Brüssel

Ewert F, van Ittersum M, Bezlepkina I, Oude Lansink A, Andersen (2006) Methodological concepts for integrated assessment of agricultural and environmental policies in SEAMLESS-IF, SEAMLESS Report No.18, SEAMLESS integrated project, EU 6th Framework Programme, contract no. 010036-2, www.SEAMLESS-IP.org, 50 pp, ISBN no. 90-8585-045-2

FAOSTAT (2011) Pesticides use in selected countries. FAO (Food and Agricultural Organization of the United Nations). Abrufbar unter: <http://faostat.fao.org/site/424/default.aspx#ancor (Abrufdatum: 29.01.2011)>

Fenneker A (2002) Tiergerechte Schweinehaltung unter ethischen, rechtlichen und ökonomischen Aspekten: untersucht anhand von Betrieben des Ökologischen Landbaus und des Markenfleischprogramms Neuland. Aachen: Shaker Verl., 3-8322-1034-2. Dissertation

Forstner B, Deblitz C, Kleinhanss W, Nieberg H, Offermann F, Röder N, Salamon P, Sanders J, Weingarten P (2012) Analyse der Vorschläge der EU-Kommission vom 12. Oktober 2011 zur künftigen Gestaltung der Direktzahlungen im Rahmen der GAP nach 2013. vTI, Braunschweig

Fritsch F (2007) Die neue Düngeverordnung: Hinweise für den Landwirt. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, KTBL-Heft; 64

Gallopín G (1997) Indicators and their use: information for decision making. In: Moldan B, Billharz S (Eds.) Sustainability Indicators. Report on the Project on Indicators of Sustainable Development. pp 13-27. Wiley, Chichester

Gamer W, Zeddies J (2006) Bilanzen von potenziell umweltbelastenden Nährstoffen (N, P, K und S) der Landwirtschaft in Baden-Württemberg. Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre der Universität Hohenheim, Stuttgart

Gauger T (2002) Flächendeckende Kartierung der Gesamtdeposition von Stickstoff in Deutschland. In: Franko U [Hrsg.]: 16/2002, S. 72-89. UFZ-Berichte. Leipzig: Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Gay SH, Osterburg B, Schmidt T (2004) Szenarien der Agrarpolitik – Untersuchung möglicher agrarstruktureller und ökonomischer Effekte unter Berücksichtigung umweltpolitischer Zielsetzungen: Endbericht für ein Forschungsvorhaben im Auftrag des SRU. Berlin: Rat der Sachverständigen für Umweltfragen, Materialien zur Umweltforschung:37

Geniaux G, Bellon S, Deverre C, Powell B (2009) Sustainable Development Indicator Frameworks and Initiatives. SEAMLESS: System for Environmental and Agricultural Modelling; Linking European Science and Society. SEAMLESS reports 49

Gericke D, Bornemann L, Kage H, Pacholski A (2012) Modelling Ammonia Losses After Field Application of Biogas Slurry in Energy Crop Rotations. Water, Air, & Soil Pollution:1-19

Giltrap DL, Li C, Saggar S (2010) DNDC: A process-based model of greenhouse gas fluxes from agricultural soils. Agriculture, Ecosystems and Environment 136(3-4):292-300

Gocht A (2010) Methods in economic farm modelling. Bonn, Universität, Landwirtschaftliche Fakultät. Dissertation

Gocht A, Albrecht R, Gömann H, Ledebur O von, Kleinhanss W, Offermann F, Osterburg B, Rothe A, Wendt H, Klepper R, Ehrmann M, Schroeder LA (2012) Analyse des Vorschlags zur Reform der Zuckermarktordnung. Braunschweig: vTI, VII, 67, 7, Landbauforsch SH 360

Gocht A, Britz W (2011) EU-wide farm type supply models in CAPRI – How to consistently disaggregate sector models into farm type models. Journal of Policy Modeling 33(1):146-167

Godard C, Bamiere L, Debove E, De Cara S, Jayet P A, Niang B (2005) Interface between agriculture and the environment: Integrating yield response functions in an economic model of EU Agriculture. In: Arfini F (eds.) Modelling Agricultural Policies: State of the Art and New Challenges, 89th European Seminar of the EAAE, Parma, 3-5 February 2005. Parma, Italy. S. 475-494

Godlinski F, Osterburg B (2012) Stickstoffbilanzen der deutschen Landwirtschaft. Anhang 2.2.1 in Evaluierung der Düngeverordnung – Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung. Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung. Braunschweig. S. 80 bis 85 < http://literatur.vti.bund.de/digbib_extern/dn051542.pdf (Abrufdatum 10.10.2015)>

Golan A, Judge G, Miller D (1996) Maximum Entropy Econometrics. Robust estimation with limited data. John Wiley, New York

Gömann H, Kreins P, Richmann A (2009a) Beschreibung des Regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystems RAUMIS im Rahmen des Projektes „Nachwachsende Rohstoffe und Landnutzung NaRoLa)". Integration der Bioenergie in ein nachhaltiges Energiekonzept. Abrufbar unter: <http://www.narola.ifw-kiel.de/narola-modelle/raumis/raumis_description_ (Abrufdatum: 10.12.2009)>

Gömann H, Kleinhanss W, Kreins P, Ledebur Ov, Offermann F, Osterburg B, Salamon P (2009b) Health Check der EU-Agrarpolitik: Auswirkungen der Beschlüsse. Braunschweig: Institut für Ländliche Räume, Arbeitsberichte aus der VTI-Agrarökonomie; 2009, 1

Haas G, Bach M, Zerger C (2010) Landwirtschaftsbürtige Stickstoff- und Phosphorbilanzsalden – Nährstoffsalden der Landkreise Nordrhein-Westfalens. Abrufbar unter: <http://www.agrarhaas.de/resources/LOEBF_NP_BilanzNRW.pdf (Abrufdatum: 09.12.2010)>

Hacking T, Guthrie P (2008) A framework for clarifying the meaning of Triple Bottom-Line, Integrated, and Sustainability Assessment. Environmental Impact Assessment Review 28(2-3):73-89

Häni F, Studer C, Thalmann C, Porsche H, Stämpfli A (2008) RISE: Maßnahmenorientierte Nachhaltigkeitsanalyse landwirtschaftlicher Betriebe. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, KTBL-Schrift 467

Heckelei T (1998) Quantitative Modelle als Grundlage des Politikdialogs. In: Agrarwirtschaft in der Informationsgesellschaft. Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V., Band 35, S. 39-47, Münster-Hiltrup

Heckelei T (2005) Shadow Prices in PMP and Consequences for Calibration and Estimation of Programming Models. European Association of Agricultural Economists, 2005 International Congress, Au-

gust 23-27, 2005, Copenhagen, Denmark: Abrufbar unter: <https://www.uclouvain.be/cps/ucl/doc/ecru/documents/heckelei.pdf (Abrufdatum 2.3.2016)>

Heißenhuber A (2000) Nachhaltige Landbewirtschaftung – Anforderungen und Kriterien aus wirtschaftlicher Sicht. VDLUFA-Schriftenreihe 55 (Kongressband Stuttgart-Hohenheim), S. 72-82

Heißenhuber A (2008) Ökonomische Aspekte einer energieeffizienten Landwirtschaft. In: KTBL (ed) Energieeffiziente Landwirtschaft; KTBL-Schrift 463. Darmstadt: S. 42-55

Henrichsmeyer W, Dehio J, van Kampen R, Kreins P, Strotmann B (1992) Aufbau eines computergestützten regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystems für die Bundesrepublik Deutschland, Endbericht (Modellbeschreibung). Bonn

Herrmann A, Taube F (2006) Die energetische Nutzung von Mais in Biogasanlagen – Hinkt die Forschung der Praxis hinterher. In: Berichte über Landwirtschaft 84(2). 165-197

Hill B (1991) The calculation of economic indicators- Making use of RICA (FADN) accountancy data. Commission of the European Communities. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities

Hochfeld C, Jenseit W (1998) Allokation in Ökobilanzen und bei der Berechnung des Kumulierten Energieaufwandes (KEA). Arbeitspapier im Rahmen des UBA-F&E-Vorhabens Nr. 104 01 123: Erarbeitung von Basisdaten zum Energieaufwand und der Umweltbelastung von energieintensiven Produkten und Dienstleistungen für Ökobilanzen und Öko-Audits. Öko-Institut (Institut für angewandte Ökologie e. V. Darmstadt)

Howitt RE (1995) Positive Mathematical-Programming. American Journal of Agricultural Economics 77(2):329-342

Hülsbergen KJ (2003) Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Shaker Verlag Aachen. Habilitationsschrift

Huylenbroeck G, Vandermeulen V, Mettepenningen E, Verspecht A (2007) Multifunctionality of agriculture: a review of definitions, evidence and instruments. Living Reviews in Landscape Research 1(3) pp. 5-43

IRENA (2009) IRENA Indicator Fact Sheet - IRENA 15- Intensification/extensification. Abrufbar unter: <http://eea.eionet.europa.eu/Public/irc/eionet-circle/irena/library?l=/final_delivery/indicator_sheets/intensification-extensif/_EN_1.0_&a=d>

Isermeyer F, Gocht A, Kleinhanss W, Küpker B, Offermann F, Osterburg B, Riedel J, Sommer U (2005) Vergleichende Analyse verschiedener Vorschläge zur Reform der Zuckermarktordnung: eine Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft. Braunschweig: FAL, 116 p, Landbauforsch Völkenrode SH 282

Isermeyer F, Nieberg H (2003) Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes von Umweltindikatoren. KTBL Schrift 415:70-81

Jacobs A (1998) Paralleler Einsatz von Regionen- und Betriebsgruppenmodellen in der Agrarsektoranalyse. Schriftenreihe des BML, Reihe A: Angewandte Wissenschaft. Bonn Heft 470. Dissertation

Jaenichen U (2002) Mikroevaluationen: Bildung von Vergleichsgruppen zur Schätzung individueller Förderwirkungen. In: Kleinhenz G (ed) IAB-Kompendium Arbeitsmarkt- und Berufsforschung. Beiträge zur Arbeitsmarkt- und Berufsforschung, S. 387-397

Janssen S, van Ittersum MK (2007) Assessing farm innovations and responses to policies: A review of bio-economic farm models. Agricultural Systems 94(3):622-636

Jarosch J (1990) Methodik, Einsatzmöglichkeiten und Anwendung ökologisch – ökonomischer Planungsmodelle. Landwirtschaft und Umwelt. Schriften zur Umweltökonomik, Bd. 6. Kiel: Wissenschaftsverlag Vauk. Dissertation

Jenssen TK, Konkshaug G (2003) Energy consumption and greenhouse gas emissions in fertiliser production IFS Proceedings. No: 509 (ed). York, UK

Judez L, de Andres R, Ibanez M, Urzainqui E (2008) A method for including in PMP models activities nonexistent in the Baseline situation. International Congress, August 26-29, 2008, Ghent, European Association of Agricultural Economists. Abrufbar unter: <http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/44243/2/529.pdf (Abrufdatum 10.02.16)>

Julius C (2005) Ansatz zur regionalisierten Bewertung des Umwelteinflusses landwirtschaftlicher Produktion anhand des Agrarsektormodells RAUMIS. Göttingen: Cuvillier (3-86537-707-6). Dissertation

Julius C, Moeller C, Osterburg B, Sieber S (2003) Indikatoren einer nachhaltigen Landwirtschaft im Regionalisierten Agrar- und Umweltinformationssystem für die Bundesrepublik Deutschland (RAUMIS). Agrarwirtschaft 52(4):185-194

Kächele H (1999) Auswirkungen großflächiger Naturschutzprojekte auf die Landwirtschaft: Ökonomische Bewertung der einzelbetrieblichen Konsequenzen am Beispiel des Nationalparks "Unteres Odertal". Agrarwirtschaft: Sonderheft 163. Dissertation

Kalk W-D, Hülsbergen K-J (1996) Methodik zur Einbeziehung des indirekten Energieverbrauchs mit Investitionsgütern in Energiebilanzen von Landwirtschaftsbetrieben. In: Kühn-Archiv 90 (1996). Hamburg und Berlin: Verlag Paul Parey, S. 41-56

Kanellopoulos A, Berentsen P, Heckelei T, Van Ittersum MK, Lansink AO (2010) Assessing the Forecasting Performance of a Generic Bio-Economic Farm Model Calibrated With Two Different PMP Variants. Journal of Agricultural Economics 61(2):274-294

Kantelhardt J, Meyer-Aurich M, Krämer C, Schaller L, Heißenhuber A (2009) Ökonomische und soziale Indikatoren zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe. Initiativen zum Umweltschutz 74 (Nachhaltige Landwirtschaft- Indikatoren, Bilanzierungsansätze, Modelle):189-197

Kellermann K, Happe K, Sahrbacher C, Balmann A, Brady M, Schnicke H, Osuch A (2008) AgriPoliS 2.1 – Model Documentation. Technical Report Halle: IAMO, 2008

Kleijn D, Kohler F, Báldi A, Batáry P, Concepción ED, Clough Y, Díaz M, Gabriel D, Holzschuh A, Knop E, Kovács A, Marshall EJP, Tscharntke T, Verhulst J (2009) On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. In: Proceedings of the Royal Society, Series B 276 (1658), S. 903-909

Kleijnen JPC (1995) Verification and validation of simulation models. European Journal of Operational Research 82(1):145-162

Kleinhanss W (1986) Auswirkungen steigender Energiepreise in der Landwirtschaft: Auswirkungen steigender Energiepreise auf Energieeinsatz und Einkommen in der Landwirtschaft; eine Modellanalyse am Beispiel ausgewählter Betriebsgruppen im Gebiet der Landwirtschaftskammer Hannover unter besonderer Berücksichtigung verschiedener Anpassungsmöglichkeiten des Energieeinsatzes. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverl., Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten: Reihe A, Angewandte Wissenschaft 323. Dissertation

KOM (1998) 0042 endg. Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament über eine Gemeinschaftsstrategie zur Erhaltung der Artenvielfalt (KOM/98/0042 endg.). Brüssel

KOM (2001a) Ein Konzept für Indikatoren der wirtschaftlichen und sozialen Dimensionen einer nachhaltigen Landwirtschaft und Entwicklung des ländlichen Raums. Europäische Kommission. Brüssel

KOM (2001b) 144 endg (2001) Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament: Statistischer Informationsbedarf für Indikatoren zur Überwachung der Integration von Umweltbelangen in die Gemeinsame Agrarpolitik. Brüssel: Kommission der Europäischen Gemeinschaften

KOM (2011a) 625 endg/2 (2011) Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates mit Vorschriften über Direktzahlungen an Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe im Rahmen von Stützungsregelungen der Gemeinsamen Agrarpolitik. Brüssel: Europäische Kommission

KOM (2011b) 244 endg. (2011) Lebensversicherung und Naturkapital: Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020. Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen über eine Gemeinschaftsstrategie zur Erhaltung der Artenvielfalt. Brüssel

KOM (2012) Commission Implementing Regulation (EU) No 385/2012 of 30 April 2012 on the farm return to be used for determining the incomes of agricultural holdings and analysing the business operation of such holdings. Europäische Kommission (KOM)

Körschens M, Rogasik J, Schulz E (2005) Bilanzierung und Richtwerte organischer Bodensubstanz. Landbauforsch Völkenrode. 55:1-10

Kränzlein T (2008) Economic monitoring of fossil energy use in EU agriculture. ETH Zürich. Dissertation

Kränzlein T (2011) Forecasting energy use in agriculture-CAPRI (Working paper 04-04). Tänikon, Switzerland: Agroscope FAT

KTBL (2008) Betriebsplanung Landwirtschaft 2008/09: Daten für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft

Kuepker B, Offermann F, Gocht A, Kleinhanss W (2006) Overview of the Farm Group Model FARMIS. In: Rehman T (eds): Test and improve farm level models and tools for quantitative assessments of shadow prices of land, quotas and trade of entitlements. Delivery 2 of “GENEDEC”. S. 46-56

Küpker B (2007) Assessing the impact of decoupling on farmers’ acceptance of environmental measures to reduce nitrogen input in cotton production: a case study for the region Thessaly, Greece. In: Jayet P A, Kleinhanss W (eds.) Possible options and impacts of decoupling within Pillar–II of CAP Delivery 8.1 of “GENEDEC”. S. 43-62.
Abrufbar unter: <http://www.grignon.inra.fr/economie-publique/genedec/publi/deliv/WP5_D8.pdf (Abrufdatum 10.02.2016)>

Lassen B, Nieberg H, Kuhnert H, Sanders J, Schleenbecker R (2015) Status quo-Analyse ausgewählter Nachhaltigkeitsaspekte der Milcherzeugung in Schleswig-Holstein. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 114 p, Thünen Working Paper 43

Lauwers L, Mondelaers K, Vander VB, Huylenbroeck G, Passels vP (2010) Concepts´ reviews, illustrations and improvements of single-index value-based sustainability indicators. International Society for Ecological Economics- Advancing Sustainability in a time of crisis 11th conference. Oldenburg and Bremen

Ledebur O v, Ehrmann M, Offermann F, Kleinhanss W (2008) Analyse von Handlungsoptionen in der EU-Getreidemarktpolitik. vTI. Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie 13/2008. Braunschweig

Leip A, Marchi G, Koeble R, Kempen M, Britz W, Li C (2008) Linking an economic model for European agriculture with a mechanistic model to estimate nitrogen losses from cropland soil. Europe. Biogeosciences 5(1):73-94

Leip A, Weiss F, Britz W (2009) Agri-environmental nitrogen indicators for EU27. In: Van Ittersum MK, Wolf J, Van Laar HH (Eds.), Proceedings of the Conference on Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development: Setting the Agenda for Science and Policy (AgSAP 2009), Egmond Aan Zee, the Netherlands, 10-12 March 2009. Wageningen University and Research Centre, Wageningen, the Netherlands, S. 184-85.

Leithold G, Hülsbergen K-J, Michel D, Schönmeier H (1997) Humusbilanz – Methoden und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. Osnabrück:43-54: Initiativen zum Umweltschutz 5, Zeller Verlag

Leontief W (1986) Input- output Economics. New York: Oxford University Press

LfL (2007) Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland – Gelbes Heft. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL). Freising-Weihenstephan

LfL (2011a) Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland – Gelbes Heft. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) Freising-Weihenstephan

LfL (2011b) Integrierter Pflanzenbau Zwischenfruchtbau. Lfl Informationen 8. Auflage. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL). Freising-Weihenstephan. Abrufbar unter: <http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/informationen/p_28819.pdf (Abrufdatum 20.10.2009)>

Löhe W (1998) Extensivierungspotentiale in der Landwirtschaft: Regional differenzierte Simulationsanalysen unter alternativen agrar- und umweltpolitischen Rahmenbedingungen für die Landwirtschaft in Nordrhein-Westfalen. Aachen: Shaker, Studien zur Agrar- und Umweltpolitik. Dissertation

Louhichi K, Blanco Fonseca M, Flichman G, Janssen S, Hengsdijk H (2005) A Generic Template for FSSIM. SEAMLESS Report No.4, SEAMLESS integrated project, EU 6thFramework Programme, contract no. 010036-2, www.SEAMLESS-IP.org, 39 pp, ISBN no.90-8585-032-0

Louhichi K, Kanellopoulos A, Janssen S, Flichman G, Blanco M, Hengsdijk H, Heckelei T, Berentsen P, Lansink AO, Ittersum MK (2010) FSSIM, a bio-economic farm model for simulating the response of EU farming systems to agricultural and environmental policies. Agricultural Systems 103(8):585-597

Lowe P, Ward N, Potter C (1998) Attitudinal and institutional indicators, for sustainable agriculture. In: Brouwer F, Crabtree B (ed) Agriculture and Environment in Europe: The Role of Indicators in Agricultural Policy Development. CAB International, Wallingford, U.K. (1998)

LTZ (2008) Inhaltsstoffe von Gärprodukten sowie Möglichkeiten zu ihrer geordneten pflanzenbaulichen Verwertung. Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg (LTZ Augustenberg) (ed). Karlsruhe: Ministerium Ländlicher Raum Baden-Württemberg

Mack G, Flury C (2006) Auswirkungen der AP2011. Modellrechnungen für den Agrarsektor mit Hilfe des Prognosesystems SILAS. Im Auftrag des Bundesamts für Landwirtschaft. Abrufbar unter: http://www.google.de/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=2&cad=rja&uact=8&ved=0ahUKEwjAis7OsY7LAhVDGZoKHZJtBe0QFggkMAE&url=http%3A%2F%2Fwww.blw.admin.ch%2Fdokumentation%2F00018%2F00112%2F00503%2Findex.html%3Flang%3Dfr%26download%3DNHzLpZig7t%2Clnp6I0NTU042l2Z6ln1ae2IZn4Z2qZpnO2Yuq2Z6gpJCDfHt7fGym162dpYbUzd%2CGpd6emK2Oz9aGodetmqaN19XI2IdvoaCUZ%2Cs-&usg=AFQjCNHnrz-5F8pHwmdZUXeOKkchdXajkQ (Abrufdatum 10.01.2016)

McCarl B (1984) Model validation: An overview with some emphasis on risk models. Rev Market Agri Econ 52:153-173

Meul M (2008) Concretisation and operationalisation of ecological sustainability of Flemish farms. Ghent University, Ghent, Belgium. Dissertation

Meyer-Aurich A (2001) Entwicklung von umwelt- und naturschutzgerechten Verfahren der landwirtschaftlichen Landnutzung für das Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin. Agrarökologie 41. Universität Potsdam. Dissertation

MLR (Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz)(2015) FAKT – Förderprogramm für Agrarumwelt, Klimaschutz und Tierwohl. Baden Württemberg. Abrufbar unter: <http://www.zollernalbkreis.de/site/LRA-ZAK-ROOT/get/10794827/FAKT%20Brosch%C3%BCre_22.09.%202014_bearbeitet.pdf (Abrufdatum 10.10.2015)>

Moerschner J (2000) Stoff- und Energiebilanzen von Ackerbausystemen unterschiedlicher Intensität - eine Untersuchung an den Rapsfruchtfolgen des Göttinger INTEX-Systemversuchs. Göttingen, Univ. Dissertation. Zugleich VDI-MEG-Forschungsbericht Agrartechnik 389, Verlag Dissertation.de, Berlin, 2002

Münchhausen H v, Nieberg H (1997) Agrar-Umweltindikatoren: Grundlagen, Verwendungsmöglichkeiten und Ergebnisse einer Expertenbefragung. In: Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Zeller Verlag Osnabrück, S. 13-29

Mußhoff O, Hirschauer N (2013) Modernes Agrarmanagement Betriebswirtschaftliche Analyse- und Planungsverfahren. München: Vahlen-Verlag (3., überarbeitete und erweiterte Auflage)

NEC-Richtlinie 2001/81/EG: Richtlinie 2001/81/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2001 über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe.

Nieberg H (1994) Umweltwirkungen der Agrarproduktion unter dem Einfluß von Betriebsgröße und Erwerbsform: Werden die Umweltwirkungen der Agrarproduktion durch die Betriebsgröße und Erwerbsform landwirtschaftlicher Betriebe beeinflußt? Münster:, Landwirtschaftsverlag, Angew Wiss 428. Dissertation

Nieberg H, Isermeyer F (1994) The use of agri-environmental indicators in agricultural policy: country report on agri-environmental indicators; submitted for discussions to the meeting of experts on agri-environmental indicators of the joint working party of the Committee for Agriculture and the Environment Policy Committee (8-9 December 1994). Paris: OECD

Nieberg H, Offermann F, Zander K (2007) Organic farms in a changing policy environment: impacts of support payments, EU-enlargement and Luxembourg reform. Stuttgart: Univ. Hohenheim, Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre. Organic farming in Europe 13

NIR (2007) Calculations of emissions from German agriculture − National Emission Inventory Report (NIR): 2007 for 2005: introduction, methods and data (GAS-EM). Dämmgen U (ed) Braunschweig: FAL, 243 p, Landbauforsch Völkenrode SH 304

NIR (2010) Calculations of emission from German agriculture − National Emission Inventory Report (NIR): 2010 for 2008. Haenel H-D (ed.) Braunschweig: vTI, 436 p, Landbauforsch SH 334

OECD (1997) Environmental indicators for agriculture. Paris

OECD (2001) Multifunctionality -towards an analytical framework. Paris

OECD (2003) OECD Environmental Indicators, Development, Measurement and Use. OECD, Paris

OECD (2008) Environmental performance of agriculture in OECD countries since 1990. Paris: OECD, Environmental indicators for agriculture; Vol. 4

OECD, EUROSTAT (2007) Gross Nitrogen Balances- Handbook. Abrufbar unter: <http://www.oecd.org/dataoecd/2/37/40820234.pdf (Abrufdatum: 11.4.2012)>

Offermann F (2006) EU-FARMIS Structure and Concepts. Institut für Betriebswirtschaft, FAL Braunschweig (unveröffentlicht)

Offermann F, Banse M, Ehrmann M, Gocht A, Gömann H, Kleinhanss W, Kreins P, von Ledebur O, Osterburg B, Pelikan J, Salamon P, Sanders J (2012) vTI-Baseline 2011 – 2021: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland. Braunschweig, Landbauforschung Völkenrode, SH 355

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, Deblitz C, Golla B, Gömann H, Haenel H-D, Kleinhanss W, Kreins P, Ledebur O von, Osterburg B, Pelikan J, Röder N, Rösemann C, Salamon P, Sanders J, Witte T de (2014) Thünen-Baseline 2013 – 2023: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 112 p, Thünen Rep 19

Offermann F, Gömann H, Kleinhanss W, Kreins P, Ledebur O von, Osterburg B, Pelikan J, Salamon P, Sanders J (2010) vTI-Baseline 2009 – 2019: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland. Braunschweig: vTI, 88 p, Landbauforsch SH 333

Offermann F, Kleinhanss W, Huettel S, Kuepker B (2005) Assessing the 2003 CAP reform impacts on German Agriculture using the farm group model FARMIS. In: Modelling Agricultural Policies: State of the art and new challenges. Proceedings of 89th European Seminar of European Association of Agricultural Economists (EAAE). Braunschweig: Federal Agricultural Research Centre

Oppermann R (2009) Grünland und Schutz von Biodiversität und Gewässern. Vortrag bei der Tagung „Naturschutz und Landwirtschaft im Dialog – Grünland im Umbruch" am 29.04.2009 auf Vilm, Abrufbar unter: <http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/ina/vortraege/2009-Gruenland-Oppermann.pdf (Abrufdatum 17.01.2011)>

Osterburg B, Bergschmidt A (2002) Politische Maßnahmen zur Reduzierung der Ammoniakemissionen aus der deutschen Landwirtschaft – Rahmenbedingungen, Berechnungsmethoden und politische Handlungsoptionen. Agrarspectrum SchrR 34:132-135

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. Verlag Vauk Kiel:152-160

Osterburg B, Runge T (2007) Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer: eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Osterburg B (ed). Braunschweig: Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Landbauforschung Völkenrode: SH; 307

Osterburg B, Schmidt TG (2008) Weiterentwicklung der Berechnung regionaler Stickstoffbilanzen am Beispiel Niedersachsen. Landbauforschung. 58:45-58

Osterburg B, Techen A-K (2012) Evaluierung der Düngeverordnung – Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung: Abschlussbericht; Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung; Bericht im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut

Pacini C (2003) An environmental-economic framework to support multi-objective policy-making. A farming systems approach implemented for Tuscany. Wageningen, The Netherlands: PhD Thesis. Wageningen University

Panten K, Rogasik J, Godlinski F, Funder U, Greef J-M, Schnug E (2009) Gross soil surface nutrient balances: The OECD approach implemented under German conditions. Landbauforschung 59(1):19-28

Paracchini M-L, Britz W (2010) Quantifying effects of changed farm practices on biodiversity - an application of CAPRI-Spat. OECD. Abrufbar unter: <http://www.oecd.org/dataoecd/51/58/44802327.pdf (Abrufdatum 10.01.2011)>

Paracchini ML, Petersen J-E, Hoogeveen Y, Bamps C, Burfield I, van Swaay C (2008) High Nature Value Farmland in Europe - An estimate of the distribution patterns on the basis of land cover and biodiversity data. EEA (European Environmental Agency), JRC (European Commission), IES (Institute for Environment and Sustainability). Abrufbar unter: <http://agrienv.jrc.ec.europa.eu/publications/pdfs/HNV_Final_Report.pdf (Abrufdatum 15.01.2011)>

Patyk A, Reinhardt GA (1997) Düngemittel – Energie- und Stoffstrombilanzen. Braunschweig, Wiesbaden

Pötsch EM (1998) Über den Einfluss der Düngungsintensität auf den N Kreislauf im alpenländischen Grünland. Die Bodenkultur (49 (1)):19-27

Reidsma P, Tekelenburg T, van den Berg M, Alkemade R (2006) Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. Agriculture, Ecosystems & Environment 114(1):86-102

Reinhold G, Peyker W (2011) Biogasgülle- Rechner- Anfall, Inhaltsstoffe, Kosten und Wert der Biogasgülle. Abrufbar unter: <http://www.tll.de/ainfo/betr0962.htm (Abrufdatum: 10.10.2011)>

Roedenbeck, IAE (2004): Bewertungskonzepte für eine nachhaltige und umweltverträgliche Landwirtschaft - Fünf Verfahren im Vergleich. [8], BIOGUM-Forschungsbericht/BIOGUM-Research Paper. FG Landwirtschaft, Universität Hamburg. Abrufbar unter: <https://www2.uni-hamburg.de/onTEAM/grafik/1107511876/biogum_fb_2004_08.pdf (Abrufdatum 13.12.2014)>

Röhm O, Dabbert S (2003) Integrating agri-environmental programs into regional production models: An extension of positive mathematical programming. American Journal of Agricultural Economics 85(1):254-265

Rossing WAH, Zander P, Josien E, Groot JCJ, Meyer BC, Knierim A (2007) Integrative modelling approaches for analysis of impact of multifunctional agriculture: A review for France, Germany and The Netherlands. Agriculture, Ecosystems and Environment 120(1):41-57

Rotmans J, Dowlatabadi H (1997) Integrated Assessment Modeling. In: Rayner S, Malone EL (eds) Human choice and climate change. Vol 3. The Tools for Policy Analysis. Battle Press, Columbus, S. 291-377

Rotmans J, van Asselt M (2003) Integrated Assessment Modelling. In: Climate Change: An Integrated Perspective. Springer Niederlande, S. 239-275

Ruben R, Moll H, Kuyvenhoven A (1998) Integrating agricultural research and policy analysis: Analytical framework and policy applications for bio-economic modelling. Agricultural Systems 58(3):331-349

Rykiel EJ (1996) Testing ecological models: The meaning of validation. Ecological Modelling 90(3):229-244

Salamon P, Ledebur O von (2005) The impact of the mid-term review on the German agricultural sector. Arbeitsberichte des Bereichs Agrarökonomie; 2005/04. Braunschweig

Saling P, Kölsch D (2008) Ökobilanzierung: Energieverbrauch und CO2-Emissionen von Pflanzenschutzmitteln. In: KTBL (ed) Energieeffiziente Landwirtschaft. Darmstadt: KTBL, S. 56-64

Sanders J (2007) Economic impact of agricultural liberalisation policies on organic farming in Switzerland. Institute of Rural Sciences. University of Wales, Aberystwyth. Dissertation

Sattler C (2008) Ökologische Bewertung und Akzeptanzanalyse pflanzenbaulicher Produktionsverfahren: 319 S. Berlin. Dissertation

Schader C (2009) Cost-effectiveness of organic farming for achieving environmental policy targets in Switzerland. Frick: Research Institute of Organic Agriculture, Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL, 978-3-03-736184-9). Dissertation

Schaffner A, Hövelmann L (2009) Der DLG-Nachhaltigkeitsstandard „Nachhaltige Landwirtschaft-zukunftsfähig". In: Grimm C, Hülsbergen K-J (eds) Nachhaltige Landwirtschaft- Indikatoren, Bilanzierungsansätze, Modelle. Erich Schmidt Verlag, S. 161-170, Initiativen zum Umweltschutz, Band 74

Scheele M, Isermeyer F, Schmitt G (1993) Bewertung umweltpolitischer Instrumente: Dargestellt am Beispiel der Stickstoffproblematik. Agrarspectrum, Band 21

Schellberg J, Hüging H 1997. Die Entwicklung der Erträge von Getreide, Hackfrüchten und Klee im Dauerdüngungsversuch Dikopshof von 1906 bis 1996. Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 42, 303-318. S. 309

Schleef K-H (1999) Auswirkungen von Stickstoffminderungspolitiken: Modellgestützte Abschätzung von Politiken der betrieblichen Auswirkungen von Stickstoffüberschüssen aus der Landwirtschaft. Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten., Reihe A, Angewandte Wissenschaft, Heft 482. Bonn. Dissertation

Schleef K-H, v Sothen F (1996) Nährstoffbilanzierung im Modellsystem RAUMIS. In: Henrichsmeyer W et al. (Hrsg.) Entwicklung eines gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS96; Endbericht zum Kooperationsprojekt. Forschungsbericht für das BML (94 HS 021), vervielfältigtes Manuskript. Bonn/Braunschweig: S. 115-137

Schlomann B, Gruber E, Eichhammer W, Diekmann J, Ziesing H-J, Rieke H, Wittke F, Herzog T, Barbosa M, Lutz S, Broeske U, Merten D, Falkenberg D, Nill M, Kaltschmitt M, Geiger B, Kleeberger H, Eckl R (2004) Energieverbrauch der privaten Haushalte und des Sektors Gewerbe, Handel, Dienstleistungen (GHD). Abschlussbericht an das Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit. In Zusammenarbeit mit dem Deutschen Institut für Wirtschaftsforschung (DIW), Berlin, GfK Marketing Services GmbH & Co KG, Nürnberg, GfK Panel Services Consumer Research GmbH, Nürnberg, Institut für Energetik und Umwelt GmbH, Leipzig, Lehrstuhl für Energiewirtschaft und Anwendungstechnik an der Technischen Universität München (TUM). Karlsruhe: Fraunhofer ISI, 2004, 268 S. (Bericht), 105 S.

Schmidt TG, Osterburg B (2009) Aufbau des Berichtsmoduls "Landwirtschaft und Umwelt" in den umweltökonomischen Gesamtrechnungen: Projekt II: Ergänzungen und Anwendung der Ergebnisse aus Projekt I ; Endbericht. Braunschweig

Schmidt TG, Osterburg B, Hoffmann-Müller R, Seibel S (2005) Aufbau des Berichtmoduls "Landwirtschaft und Umwelt" in den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. Braunschweig: FAL, VIII, 224 p, Arbeitsberichte des Bereichs Agrarökonomie 2005/06

Schmidt TG, Osterburg B, Laggner A (2007) Datenauswertung zur Quantifizierung diffuser Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft im Rahmen des Projekts "Integriertes Monitoring des chemischen Zustandes des Grundwassers" in Niedersachsen: Top-Down-Ansatz mit Daten der Agrarstrukturerhebungen 1999 und 2003 und Analyse des Landnutzungswandels. Braunschweig: FAL, Arbeitsberichte des Bereichs Agrarökonomie; 2007, 02

Schuler J, Sattler C (2010) The estimation of agricultural policy effects on soil erosion – An application for the bio-economic model MODAM. Land Use Policy 27(1):61-69

Schulze Pals L (1994) Ökonomische Analyse der Umstellung auf Ökologischen Landbau: Eine empirische Untersuchung des Umstellungsverlaufes im Rahmen des EG-Extensivierungsprogrammes. Landwirtschaftsverl., 3-7843-0436-2. Münster

Seamless (2011) Indicator fact sheet. Crop Diversity. Abrufbar unter: <http://www.seamlessassociation.org/index.php?option=com_docman&task=cat_view&gid=58&Itemid=84 (Abrufdatum: 21.12.2011)>

Severini S, Cortignani R (2008) Introducing deficit irrigation crop techniques derived by crop growth models into a Positive Mathematical Programming model. International Congress, August 26-29, 2008, Ghent, Belgium, European Association of Agricultural Economists. Abrufbar unter: http://econpapers.repec.org/RePEc:ags:eaae08:44010 (Abrufdatum 10.12.2012)>

Shannon CE, Weaver W (1949) The mathematical theory of communication. The University of Illinois Press, Urbana, 1

Shriar AJ (2000) Agricultural intensity and its measurement in frontier regions. Agroforestry Systems 49(3):301-318

Sinabell F, Schmid E, Zulka P, Heumesser C, Wick K (2010) Agri-environmental indicators in sector models: The case of nutrient balances and biodiversity. Austrian Institute of Economic Research. Wien. in OECD Agri-environmental Indicators: Lessons Learned and Future Directions, OECD. Abrufbar unter: <http://www.oecd.org/dataoecd/30/48/44808370.pdf (Abrufdatum: 15.01.2011)>

Smeets E, Weterings R, (1999) Environmental Indicators: Typology and Overview. European Environment Agency. Copenhagen. Technical Report No. 25, 19 pp.

Spellerberg IF, Fedor PJ (2003) A tribute to Claude Shannon (1916-2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the 'Shannon-Weuver' Index. Global Ecology and Biogeography. 12:177-179

Statistisches Bundesamt (2010) Verordnung zur Erhebung agrarstatistischer Daten für die Emissionsberichterstattung (Agrarstatistik- Emissionsberichterstattungsverordnung 2011 – AgrStatEBV 2011). Statistisches Bundesamt Wiesbaden. Abrufbar unter: <http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/SharedContent/Oeffentlich/A2/Rechtsgrundlagen/Statistikbereiche/LandForstwirtschaft/118_AgrStatEBV_2011,property=file.pdf (Abrufdatum: 04.05.2011)>

Statistisches Bundesamt (2011) Fachserie 3 Reihe 2.2.2: Land- und Forstwirtschaft, Fischerei, Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft in landwirtschaftlichen Betrieben – Erhebung zur Wirtschaftsdüngerausbringung. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt

Statistisches Bundesamt (2012) Nachhaltige Entwicklung in Deutschland – Indikatorenbericht 2012. Wiesbaden: Hrsg. Statistisches Bundesamt

Statistisches Bundesamt (versch. Jgg.) Fachserie 4, Reihe 8.2, Düngemittelversorgung (versch. Jgg.). Wiesbaden

StMELF (2010) Cross Compliance 2010 – Einhaltung der anderweitigen Verpflichtungen, Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF). München

Temme AJAM, Verburg PH (2011) Mapping and modelling of changes in agricultural intensity in Europe. Agriculture, Ecosystems & Environment, Volume 140, Issues 1–2, 30 January 2011, Seiten 46-56. Abrufbar unter: <https://www.uni-hohenheim.de/fileadmin/einrichtungen/klimawandel/Literatur/Temme-Verburg-AEE2011.pdf (Abrufdatum 10.12.15)>

Thobe P (2008) Kombination von FADN- und IFCN-Datensätzen in der Politikfolgenanalyse: untersucht am Beispiel der EU-Milchmarktpolitik. Göttingen, Univ, Fakultät für Agrarwissenschaften, Dissertation

UBA (2009) Hintergrundpapier zu einer multimedialen Stickstoffemissionsminderungsstrategie. UBA (Umweltbundesamt) (ed). Dessau-Roßlau. Abrufbar unter: <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3982.pdf (Abrufdatum: 10.11.2015)>

Umstätter J (1999) Calibrating regional production models using positive mathematical programming: An agro environmental policy analysis in Southwest Germany. Aachen: Shaker, Studien zur Agrar- und Umweltpolitik. Dissertation

Uthes S, Fricke K, Konig H, Zander P, van Ittersum MK, Sieber S, Helming K, Piorr A, Muller K (2010) Policy relevance of three integrated assessment tools-A comparison with specific reference to agricultural policies. Ecological Modelling 221(18): 2136-2152

Vabitsch A (2006) Qualitativer Vergleich von Modellen zur Bewertung von Klimaschutzmaßnahmen in Europa unter besonderer Berücksichtigung der Landwirtschaft. Universität Hohenheim. Dissertation

van Calker KJ (2005) Sustainability of Dutch dairy farming systems: A modelling approach. PhD Thesis. Wageningen Universiteit

van Ittersum MK, Brouwer F (2009) Integrated assessment of agricultural and environmental policies-concepts and tools. In: Environmental Science & Policy 12(5): 543-545

van Ittersum MK, Ewert F, Heckelei T, Wery J, Alkan Olsson J, Andersen E, Bezlepkina I, Brouwer F, Donatelli M, Flichman G, Olsson L, Rizzoli AE, van der Wal T, Wien JE, Wolf J (2008) Integrated assessment of agricultural systems – A component-based framework for the European Union (SEAMLESS). Agricultural Systems 96(1-3): 150-165

VDI (1997) Kumulierter Energieaufwand – Begriffe, Definitionen, Berechnungsmethoden. VDI Handbuch Energietechnik, VDI 4600. Berlin: Beuth-Verlag

VDLUFA (2004) Standpunkte Humusbilanzierung, Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA), Bonn

VDLUFA (2007) Nährstoffbilanzierung im landwirtschaftlichen Betrieb. VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) (ed). Speyer

VDLUFA (2014) Humusbilanzierung – Eine Methode zur Analyse und Bewertung der Humusversorgung von Ackerland. Speyer

Verordnung (EG) Nr. 834/ 2007 des Rates. EG-Öko-Basisverordnung über die ökologische/biologische Produktion und Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen und zur Aufbereitung der Verordnung (EWG) Nr. 2092/91. Abrufbar unter: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2007:189:0001:0023:DE:PDF (Abrufdatum 10.01.2016)>

Wagner P (1992) Methodische Grundlagen und praktische Entwicklung eines Expertensystems für die Wirtschaftlichkeitsanalyse landwirtschaftlicher Betriebe: Arbeit aus dem Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre der Justus-Liebig-Universität, Gießen. Hamburg: Buched. Agrimedia, 1992.

WDüngV (2010) Verordnung über das Inverkehrbringen und Befördern von Wirtschaftsdünger vom 21. Juli 2010. In: Bundesgesetzblatt (BGBl), 1062 p

Wegener J, Theuvsen L (2010) Handlungsempfehlungen zur Minderung von stickstoffbedingten Treibhausgasemissionen in der Landwirtschaft. Studie im Auftrag des WWF. Berlin 2010

Weingarten P (1995) Das "Regionalisierte Agrar- und Umweltinformationssystem für die Bundesrepublik Deutschland" (RAUMIS). Berichte über Landwirtschaft 73, 272-302

Wetterich F, Köpke U (2003) Indikatoren für ein nationales Monitoring der Umwelteffekte landwirtschaftlicher Produktion - Testphase. Band 2: Biologische Vielfalt der Landschaftsästhetik. Abrufbar unter: <http://www.iol.uni-bonn.de/pdf/indikatoren.pdf (Abrufdatum 15.01.2011)>

Winter T (2005) Ein nichtlineares prozessanalytisches Agrarsektormodell für das Einzugsgebiet der Oberen Donau: ein Beitrag zum Decision-Support-System Glowa-Danubia: Universität Hohenheim. Dissertation

Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik (1993) Reduzierung der Stickstoffemissionen der Landwirtschaft: Gutachten des Wissenschaftlichen Beirats beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag, Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten: Reihe A, Angewandte Wissenschaft; 423

Wissenschaftlicher Beirat für Düngungsfragen, (2009) Minderung der Stickstoff-Überschüsse in der. Landwirtschaft durch Verbesserung der Stickstoff-Effizienz der Düngung. Abrufbar unter: <http://www.bmelv.de/SharedDocs/Downloads/Ministerium/Beiraete/Duengungsfragen/Stickstoff.pdf?_blob=publicationFile (Abrufdatum 12.11.2014)>

Yli-Viikari A (1999) Indicators for sustainable agriculture- a theoretical framework for classifying and assessing indicators. Agricultural and Food Science in Finnland 8:265-283

Yli-Viikari A, Hietala-Koivu R, Huusela-Veistola E, Hyvönen T, Perälä P, Turtola E (2007) Evaluating agri-environmental indicators (AEIs) – Use and limitations of international indicators at national level. Ecological Indicators 7(1):150-163

Zander P (2003) Agricultural Land Use and Conservation Options – a Modelling Approach. Niederlande: Universität Wageningen. Dissertation

Zander P, Borkowski N, Hecker M, Uthes S, Stokstad G, Rorstad PKr, Bellocchi G (2010) Procedure to Identify and Assess Current Activities. In: Reports 57938, SEAMLESS: System for Environmental and Agricultural Modelling, Linking European Science and Society

Zander P, Groot JCJ, Josien E, Karpinski I, Knierim A, Meyer BC, Madureira L, Rambonilaza M, Rossing WAH (2008) Farm models and economic valuation in the context of multifunctionality: A review of approaches from France, Germany, The Netherlands and Portugal. International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology 7 (4/5):339-360

Zander P, Kächele H (1999) Modelling multiple objectives of land use for sustainable development. Agricultural Systems 59(3):311-325

Zapf R, Schultheiß U, Oppermann R, Herman vd W, Döhler H, Doluschitz R (2009) Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe. Darmstadt: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, KTBL-Schrift 473

Zimmermann A (2004) Vorschlag für die Abbildung des Energieverbrauchs im FAL-Modell FARMIS. FAL Braunschweig

Zschocke D (1995) Modellbildung in der Ökonomie. Modell – Information – Sprache. München: Vahlen

# Anhang


| | |
|---|---|
| Anhang 1 | Ergänzende Angaben zum Modellsystem |
| Anhang 2 | Ergänzende Berechnungen und Sensitivitätsanalysen |
| Anhang 2.1 | Kalibrierung des Basisjahrs im Modellsystem FARMIS |
| Anhang 2.2 | Sensitivitätsrechnungen für die Bewertungsfunktion des Agrobiodiversitätsindikators |
| Anhang 2.3 | Sensitivitätsanalysen zum Energieeinsatz |
| Anhang 2.4 | Vergleich der Ammoniakemissionen zwischen FARMIS und dem Nationalen Emissionsinventar (NIR) |
| Anhang 3 | Ergänzende Ergebnisse zur Ex-post-Analyse |
| Anhang 4 | Ergänzende Ergebnisse der Ex-ante-Analysen |

# Anhang 1

## Ergänzende Angaben zum Modellsystem

**Tabelle A.5:** Übersicht über die Produktionsverfahren im Modellsystem FARMIS

| FARMIS Code | Deutscher Name | FARMIS Code | Deutscher Name |
|---|---|---|---|
| WINWHEAT | Winterweizen, Dinkel | DAIRYCOW | Milchkühe |
| SUMWHEAT | Sommerweizen | CULLDCOW | Schlachtkühe |
| DURWHEAT | Hartweizen, Durum | SUCKLCOW | Mutterkühe |
| RYE_____ | Roggen | FFDAICAL | Weibliche Mastrinder bis zu sechs Monaten |
| WINBARLY | Wintergerste | FMDAICAL | Männliche Mastrinder bis zu sechs Monaten |
| SUMBARLY | Sommergerste | FDAIBUL1 | Mastbullen bis zu zwei Jahren |
| OATS____ | Hafer | FDAIBUL2 | Mastbullen, älter als zwei Jahre |
| MAIZE___ | Körnermais, CCM | RFDCALF_ | Weibliche Zuchtkälber bis zu einem Jahr |
| TRITICAL | Triticale | BDAIHEIF | Zuchtfärsen zwischen einem und zwei Jahren |
| OCEREALS | Sonstiges Getreide | FDAIHEIF | Mastfärsen zwischen einem und zwei Jahren |
| PULSES__ | Körnerleguminosen | BSUCHEIF | Zuchtfärsen von Mutterkühen zwischen einem und zwei Jahren |
| RAPE____ | Winterraps, Sommerraps | FSUCHEIF | Mastfärsen von Mutterkühen zwischen einem und zwei Jahren |
| SUNFLOWE | Sonnenblumen | FSUCBUL1 | Mastbullen von Mutterkühen bis zu zwei Jahren |
| NONFOOD_ | Nachwachsende Rohstoffe auf stillgelegten Flächen | FSUCBUL2 | Mastbullen von Mutterkühen, älter als zwei Jahren |
| OTHOILS_ | Sonstige Ölfrüchte | PORK____ | Mastschweine |
| POTATOES | Kartoffeln | SOWS____ | Zuchtsauen |
| SUGABEET | Zuckerrüben | SHGDAIRY | Milchschafe und Milchziegen |
| VEGETABL | Gemüse | SHGFATT_ | Mastschafe und Mastziegen |
| FRUITS__ | Obstanbau | YOUNGHEN | Junghennen |
| VINEYARD | Rebflächen | LAYHENS_ | Legehennen |
| OTHINDUS | Sonstige Industriepflanzen | BROILER_ | Broiler |
| OTHCROPS | Sonstige Pflanzenproduktion | OPOULTRY | Sonstiges Geflügel |
| EN_MAIZE | Energiemais | OANIMALS | Sonstige Tiere |
| EN_OILS_ | Energieölsaaten | | |
| EN_OTHE_ | Sonstige Energiepflanzen | | |
| NONF_OTH | Sonstige nachwachsende Rohstoffe | | |
| GRASARAB | Feldgras | | |
| FODMAIZE | Silomais | | |
| GRASLAND | Wiesen | | |
| ROUGHGRA | Almen und Hutungen | | |
| COMPSETA | Obligatorische Flächenstilllegung | | |
| VOLUSETA | Freiwillige Flächenstilllegung | | |
| FALLOW__ | Brachflächen | | |
| IT_CROPS | Zwischenfrüchte | | |

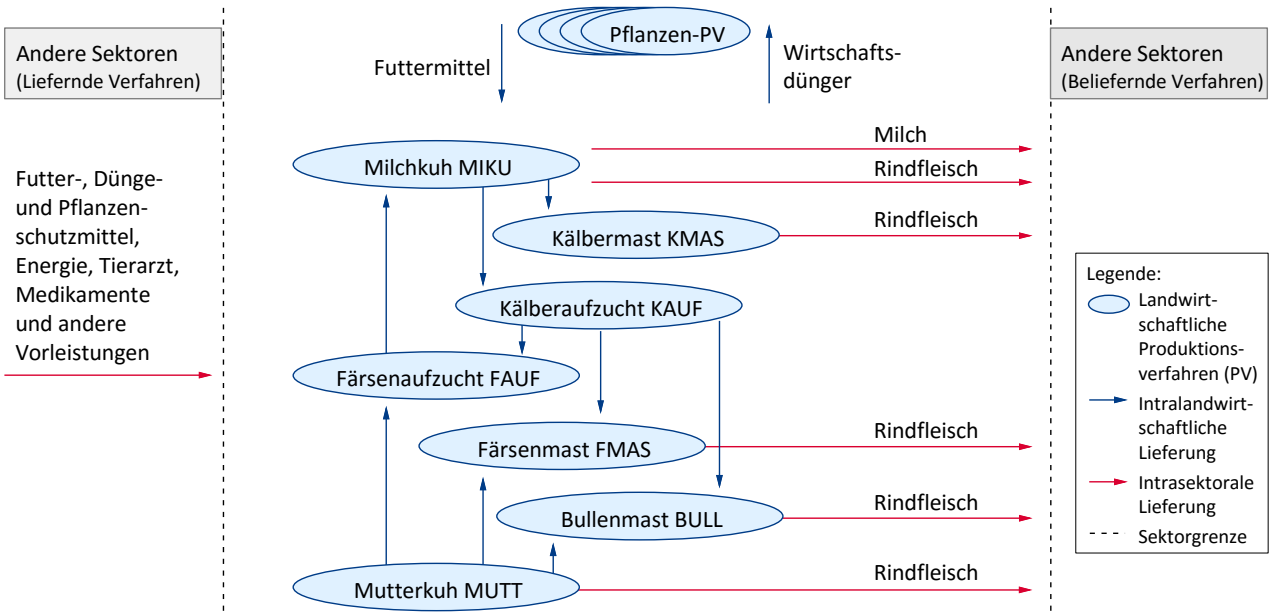
Quelle: Eigene Darstellung.

**Tabelle A.6:** Verwendete Koeffizienten für die Berechnung der Humusbilanz in FARMIS

| | | |
|---|---|---|
| **Anbauspezifische Veränderung der Humusvorräte im Boden** | | |
| Getreide | kg C/ha/a | -340 |
| Körnermais | kg C/ha/a | -680 |
| Körnerleguminosen | kg C/ha/a | 200 |
| Kartoffel | kg C/ha/a | -880 |
| Zuckerrüben | kg C/ha/a | -1.030 |
| Raps | kg C/ha/a | -340 |
| Gemüse | kg C/ha/a | -680 |
| Feldfutterbau | kg C/ha/a | 700 |
| Silomais | kg C/ha/a | -680 |
| Stilllegungsflächen | kg C/ha/a | 400 |
| Zwischenfrüchte | kg C/ha/a | 388 |
| **Humusreproduktionsleistung der Ernterückstände und organischer Dünger** | | |
| Rübenblatt | kg C/t Substrat | 8 |
| Stroh | kg C/t Substrat | 95 |
| Rindergülle | kg C/t Substrat | 9,5 |
| Schweinegülle | kg C/t Substrat | 7,5 |
| Geflügelmist | kg C/t Substrat | 38 |
| Gärreste | kg C/t Substrat | 5,8 |

Quelle: Eigene Darstellung verändert nach VDLUFA 2004, Reinhold et al. (2011), Herrmann et al. (2006).

**Abbildung A.1:** Übersicht der Vorleistungsbeziehungen zwischen den Produktionsverfahren im RAUMIS-Modell




Quelle: Schmidt et al. (2009).

# Anhang 2

## Ergänzende Berechnungen und Sensitivitätsanalysen

# Anhang 2.1

## Kalibrierung des Basisjahrs im Modellsystem FARMIS

Im folgenden Kapitel wird die Kalibrierung der Verfahrensumfänge auf die im Basisjahrzeitraum beobachteten Werte beschrieben. Die Beschreibung basiert im Wesentlichen auf Bertelsmeier (2005). In FARMIS erfolgt die Kalibrierung mithilfe der Positiven Mathematischen Programmierung (PMP) (Umstätter, 1999; Howitt, 1995). Diese Methode wurde entwickelt, weil in das tatsächlich beobachtete Verhalten der Entscheidungsträger z. B. Transaktionskosten und Pfadabhängigkeiten der realisierten Produktionsverfahren einfließen, die im linearen Programmierungsmodell (LP) nicht hinreichend berücksichtigt werden (Heckelei, 2005). Im Vergleich zu einem LP-Modell wird so das Problem der Überspezialisierung umgangen. Außerdem kann durch den nichtlinearen Verlauf der Kostenfunktion eine kontinuierliche Anpassung erfolgen. Ein wesentlicher Nachteil besteht darin, dass Produktionsverfahren, die im Basisjahrzeitraum nicht beobachtet werden, schwierig zu integrieren sind.

Die Kalibrierung erfolgt zweistufig. Für die Beschreibung der Kalibrierung werden die in Kapitel 2.2.3 dargestellte Zielfunktion und Restriktionen vereinfacht dargestellt (Formel A-1 bis A-4).

**1. Schritt:**

Im ersten Schritt wird das lineare Modell (Formel A-1 und A-2) um die Kalibrierungsgleichung (Formel A-3) erweitert. In der Kalibrierungsgleichung wird sichergestellt, dass die Umfänge der einzelnen Produktionsverfahren ($x_i$) maximal um eine sehr kleine Perturbationszahl[90] ($\varepsilon$) von den beobachteten Umfängen des Basisjahrzeitraums ($x_i^*$) abweichen.

$$\max Z = \sum_i (p_i y_i + sub_i) x_i - c_i x_i \qquad \textbf{(A-1)}$$

mit

$$\sum_i a_{ik} x_i \leq b_k \quad \forall\, k \quad [\pi_k] \qquad \textbf{(A-2)}$$

$$\chi_i \leq \chi_i^* + \varepsilon \;\; \forall i \;\; [\lambda_i] \qquad \textbf{(A-3)}$$

$$\chi_i \geq 0 \;\; \forall i \qquad \textbf{(A-4)}$$

| | |
|---|---|
| $Z$ | Zielfunktion |
| $i$ | Index für die verschiedenen Produktionsverfahren |
| $k$ | Index für die Ressourcen des Betriebes |

[90] Um redundante Duallösungen bei mehr als einer Restriktion pro Produktionsverfahren zu vermeiden, erfolgt die Erhöhung der Kalibrierungsbeschränkung um die Perturbationszahl (vgl. Cypris, 2000).

| | |
|---|---|
| $x_i$ | Ausdehnung der verschiedenen Produktionsverfahren |
| $b_k$ | Verfügbare Ressourcen |
| $p_i$ | Produktpreise |
| $y_i$ | Erträge |
| $sub_i$ | Subventionen |
| $c_i$ | Verfahrensspezifische Kosten |
| $a_{ik}$ | Inputs für die verschiedenen Produktionsverfahren |
| $x_i^*$ | Beobachtete Umfänge der Produktionsverfahren im Basisjahrzeitraum |
| $\varepsilon$ | Perturbationszahl |
| $\pi_l$ | Dualwerte der Ressourcen |
| $\lambda_i$ | Dualwerte der Kalibrierungsbedingungen |

**2. Schritt**

Im zweiten Schritt wird mithilfe der Dualwerte aus der Kalibrierungsbeschränkung $\lambda_i$ der nichtlineare Kostenterm berechnet. Im Kostenterm $C_i$ werden zu den variablen Kosten zusätzliche Kosten hinzugefügt (Formenl A-5 und A-6) und in der Zielfunktion ergänzt (Formel A-7). In FARMIS wird ein quadratischer Verlauf unterstellt, dies erleichtert und beschleunigt das Optimierungsproblem für den Solver. Prinzipiell könnte jede nichtlineare Funktion verwendet werden. Nach Heckelei (2005) ist aber die in Formel A-6 dargestellte Form die meist verbreitete, da für andere Formen bislang überzeugende Begründungen fehlen.

$$C_i = c_i x_i + \delta_i x_i + \frac{1}{2}\omega_i x_i^2 \quad \forall\, i \qquad \textbf{(A-5)}$$

$$C_i = c_i (x_i + \delta_i + \frac{1}{2}\omega_i x_i) \quad \forall\, i \qquad \textbf{(A-6)}$$

$$\max Z = \sum_i (p_i y_i + sub_i) x_i - C_i \qquad \textbf{(A-7)}$$

| | |
|---|---|
| $C_i$ | Kompletter Kostenterm der einzelnen Verfahren |

Die Koeffizienten $\delta_i$ und $\omega_i$ des Kostenterms $C_i$ müssen geschätzt werden. Deren Ausprägung ist entscheidend für das Anpassungsverhalten in den Szenarioläufen, da diese die Steigung der Kostenkurve mitbestimmen. Für die Berechnung der Koeffizienten $\delta_i$ und $\omega_i$ existieren unendlich viele Möglichkeiten. Um ein möglichst realistisches Anpassungsverhalten abzubilden, wird die Angebotselastizität des Erlöses für deren Berechnung einbezogen (Formel A-8). Eine detaillierte Beschreibung der Implementierung in FARMIS kann aus der Arbeit von Bertelsmeier (2005) entnommen werden.

$$\omega_i = \frac{p_i y_i + sub_i}{E_i^{x,GE} x_i^*} \quad \textbf{(A-8)}$$

| | |
|---|---|
| $\omega_i$ | Steigung der Grenzkostenfunktion |
| $\delta_i$ | Linearer Teil der Zusatzkostenfunktion |
| $E_i^{x,GE}$ | Angebotselastizität |

Der Kostenterm $C_i$ besteht aus einem linearen und einem nichtlinearen Summanden. Beide zusammen müssen an der Stelle $x_i^*$ genau dem Dualwert $\lambda_i$ des jeweiligen Verfahrens entsprechen. Daraus ergibt sich $\delta_i$ (Formel A-9).

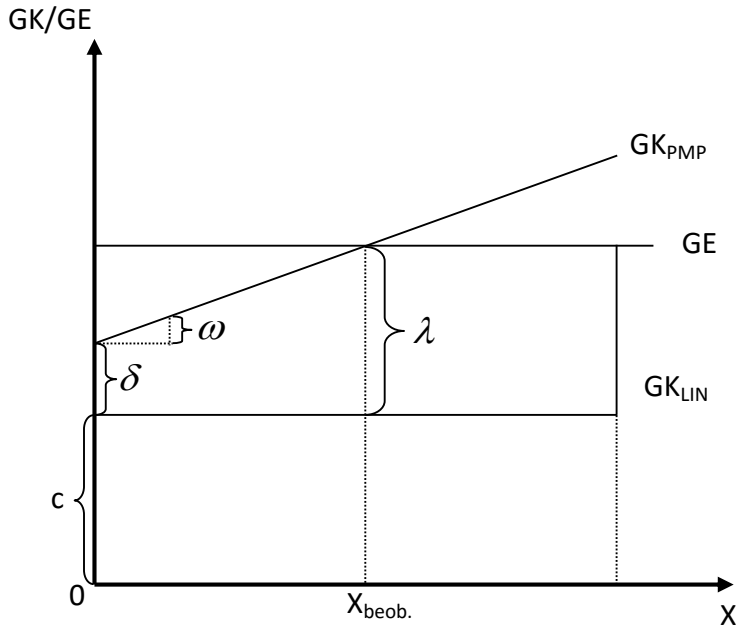
$$\delta_i = \lambda_i - \omega_i x_i^* \quad \textbf{(A-9)}$$

In Abbildung A.2 ist der schematische Verlauf der Grenzkosten- und Grenzerlöskurven dargestellt. Der Grenzerlös sowie die Grenzkosten der variablen Kosten *c* bleiben konstant, da von gleichbleibenden Produktpreisen und Erträgen bei unterschiedlicher Ausdehnung ausgegangen wird. Die Grenzkosten des quadratischen Terms nehmen mit steigender Ausdehnung zu. Der Schnittpunkt der beiden Funktionen liegt im Basisjahrzeitraum jeweils genau am beobachteten Umfang der Produktionsverfahren. An dieser Stelle entspricht die Summe aus Dualwert $\lambda$ und variablen Kosten $c$ genau dem Grenzerlös.[91] Die Ausdehnung eines Produktionsverfahrens zulasten der anderen würde einen Rückgang der gesamten Zielfunktion bewirken (vgl. Bertelsmeier, 2005).

In FARMIS wird der Pachtmarkt für Fläche endogen abgebildet. Der Pachtpreis wird auf den durchschnittlichen Preis einer Region kalibriert. Dieser kann aus den Buchführungsdaten entnommen werden. Dies hat den Vorteil, dass die tatsächlich beobachten Werte verwendet werden. Alternativ könnte der Dualwert der Fläche für die Kalibrierung des Pachtpreises herangezogen werden. Dies hätte jedoch den Nachteil, dass die Grenzproduktivität der Fläche von relativ unbedeutenden Verfahren, wie z. B. Ackerfutter, determiniert würde (vgl. Bertelsmeier, 2005).

[91] Für Verfahren, die innerbetrieblich verwertet werden, liegt kein Verkaufserlös vor. Bei diesen Verfahren verläuft die Grenzkostenfunktion durch den Ursprung (vgl. Bertelsmeier, 2005).

**Abbildung A.2:** Schematischer Verlauf der Grenzkosten und Grenzerlösfunktion




GK = Grenzkosten
GE = Grenzerlöse

Quelle: Verändert nach Bertelsmeier (2005).

# Anhang 2.2

## Sensitivitätsrechnungen für die Bewertungsfunktion des Agrobiodiversitätsindikators

Für die Berechnung des Agrobiodiversitätsindikators im Rahmen dieser Arbeit konnten für Grünland nur vorläufige Bewertungsfunktionen verwendet werden. Für den Teilbereich Grünland wird der Biodiversitätsindex auf Basis des RGV-Besatzes je Hektar Futterfläche bestimmt. Nach der Bewertungsfunktion in dieser Arbeit liegt der optimale RGV-Besatz pro Hektar Futterfläche bei einer RGV. Der als optimal angesehene RGV-Besatz scheint relativ hoch. In anderen Studien finden sich Angaben zwischen 0,1 und 1,6 RGV/ha (Anderson et al., 2003). Die verwendet Methode variiert dabei zwischen den Studien. Es fällt jedoch auf, dass die optimale RGV-Besatzdichte stark zwischen verschiedenen Regionen schwankt. Um die Auswirkungen von abweichenden Bewertungsfunktionen für Grünland auf den Biodiversitätsindikator abzuschätzen, erfolgt im Folgenden eine Sensitivitätsrechnung mit folgenden Varianten:

1) BAS: Die Bewertungsfunktion entspricht der in dieser Arbeit verwendete Funktion. Der optimale RGV-Besatz liegt bei 1 RGV/ha Futterfläche.

In den beiden Variationsrechnungen wird die in Kapitel 4.4.2 dargestellte Bewertungsfunktion auf der Abszisse verschoben:

2) BD_08: Die in Kapitel 4.4.2 dargestellte Bewertungsfunktion wird auf der Abszisse verschoben. Der optimale RGV-Besatz liegt bei 0,8 RGV/ha Futterfläche.

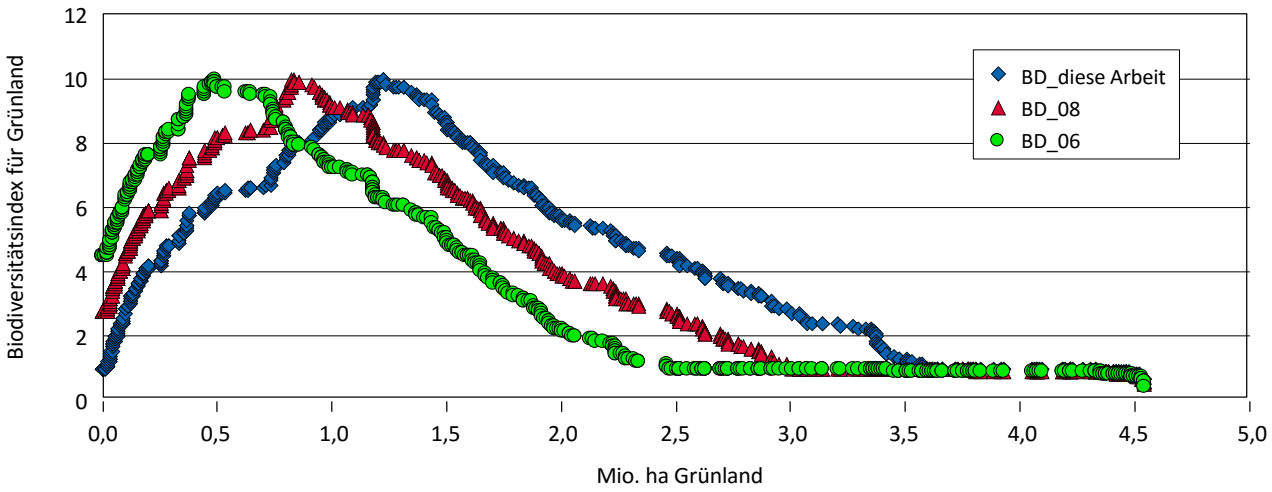
3) BD_06: Die in Kapitel 4.4.2 dargestellte Bewertungsfunktion wird auf der Abszisse verschoben. Der optimale RGV-Besatz liegt bei 0,6 RGV/ha Futterfläche

**Ergebnisse der Variationsrechnungen**

In Tabelle A.3 ist der aggregierte Biodiversitätsindex sowie die beiden Teilindizes für Acker und Grünland, differenziert nach Betriebsformen, dargestellt. Der Biodiversitätsindex für den Teilbereich Ackerland ist in der BAS-Variante mit 4,5 circa einen Indexpunkt niedriger als der Index für Grünland. Der Index für Ackerland bleibt in allen Varianten konstant, da in den Sensitivitätsrechnungen die Bewertungsfunktionen für Ackerland nicht abgeändert werden.

In Abbildung A.3 ist die Verteilung des partiellen Biodiversitätsindexes für Grünland dargestellt. Durch die Verschiebung der Bewertungsfunktion sinkt die Fläche unterhalb der Verteilung. Entsprechend sinkt der durchschnittliche Biodiversitätsindex von 5,3 in der BAS-Variante um 2,5 % in der Variante BD_08 und um 5,3 % in der Variante BD_06 ab. Der Indexwert für den Teilbereich Grünland sinkt mit durchschnittlich 10,6 % in der Variante BD_08 und 22,0 % in der Variante BD_06 wesentlich stärker (Tabelle A.3).

**Abbildung A.3:** Verteilung des partiellen Biodiversitätsindexes für Grünland bei drei verschiedenen Bewertungsfunktionen




Quelle: Eigene Berechnungen mit FARMIS (2013).

Eine veränderte Bewertungsfunktion wirkt sich vor allem negativ auf die Werte des Biodiversitätsindex in Milchvieh- und Gemischtbetrieben aus. Ihr aggregierter Biodiversitätsindex sinkt um bis zu 25 %. Der partielle Biodiversitätsindex für Grünland sinkt in diesen Betriebsgruppen sogar um mehr als 50 %. Bei sonstigen Futterbaubetrieben ist nahezu keine Veränderung des Ergebnisses zu beobachten. Einige Futterbaubetriebe wirtschaften sehr extensiv. Für diese Betriebe wirken sich beide alternativen Varianten der Bewertung positiv auf den Wert des Biodiversitätsindexes aus. In der Gruppe der Futterbaubetriebe sind aber auch einige sehr intensiv geführte Bullenmastbetriebe enthalten. Für diese Betriebe bewirkt eine Verschiebung der Bewertungsfunktion einen schlechteren Indikatorwert.

Ackerbau und Veredlungsbetriebe weisen bei beiden Variationsrechnungen durchschnittlich einen steigenden Indexwert auf. Diese Betriebe bewirtschaften sehr wenig Grünland und halten nahezu keine RGV. So steigt der Biodiversitätswert für Grünland bei Veredlungsbetrieben in der Variante BD_06 um mehr als 100 % an. Auf den aggregierten Biodiversitätsindex wirkt sich dies jedoch nur geringfügig aus, er steigt in der Variante BD_06 bei Ackerbaubetrieben um 2,1 % und bei den Veredlungsbetrieben um 5,5 % an.

Abweichende Bewertungsfunktionen wirken sich deutlich auf den Biodiversitätsindex aus. Es kommt zu Verschiebungen zwischen den Betriebsformen. Um zu validen Ergebnissen zu gelangen, muss die Bewertungsfunktion für einzelne Regionen differenziert ermittelt werden. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf. In zukünftigen Studien sollte zudem für Veredlungs- und Gemischtbetriebe der gesamte GV-Besatz einbezogen werden.

**Tabelle A.7:** Teilbereiche des Biodiversitätsindexes in den verschiedenen Variationsrechnungen

| | | | **BAS** (Verwendete Bewertungs-funktion in Kapitel 7) | **Variante BD_08** | **Variante BD_06** |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | Veränderung in % zu BAS | |
| **Aggregierter Biodiversitäts-indikator gewichtet mit gesamter Fläche** | Ackerbau | Index | 5,9 | 1,3 | 2,1 |
| | Milchvieh | Index | 3,8 | -15,3 | -25,1 |
| | Sonstiger Futterbau | Index | 5,5 | 2,8 | -0,5 |
| | Gemischt | Index | 5,7 | -2,6 | -5,9 |
| | Veredlung | Index | 4,4 | 2,9 | 5,5 |
| | Insgesamt | Index | 5,3 | -2,5 | -5,3 |
| **Biodiversität Grünland gewichtet mit Grünlandfläche** | Ackerbau | Index | 5,0 | 23,9 | 37,0 |
| | Milchvieh | Index | 3,1 | -32,6 | -53,3 |
| | Sonstiger Futterbau | Index | 5,8 | 4,0 | -0,8 |
| | Gemischt | Index | 5,9 | -13,1 | -30,3 |
| | Veredlung | Index | 2,9 | 57,9 | 108,4 |
| | Insgesamt | Index | 4,5 | -10,6 | -22,0 |
| **Biodiversität Ackerland gewichtet mit Ackerfläche** | Ackerbau | Index | 6,0 | 0,0 | 0,0 |
| | Milchvieh | Index | 4,7 | 0,0 | 0,0 |
| | Sonstiger Futterbau | Index | 5,0 | 0,0 | 0,0 |
| | Gemischt | Index | 5,6 | 0,0 | 0,0 |
| | Veredlung | Index | 4,6 | 0,0 | 0,0 |
| | Insgesamt | Index | 5,6 | 0,0 | 0,0 |

Quelle: Eigene Berechnungen mit FARMIS (2013).

# Anhang 2.3

## Sensitivitätsanalysen zum Energieeinsatz

In der Literatur finden sich für die einzelnen Koeffizienten, die für die Berechnung des Energieeinsatzes notwendig sind, unterschiedliche Angaben. Dies ist u. a. auf unterschiedliche Berechnungsweisen, unterschiedliche Annahmen der zugrunde liegenden Produktionstechnologie oder unterschiedliche Annahmen über die Anteile verschiedener Produkte in einem Aggregat (z. B. Anteile verschiedener Düngerarten) zurückzuführen.

Um die Auswirkungen unterschiedlicher Koeffizienten auf die Ergebnisse des Energieeinsatzes zu überprüfen, wird im Folgenden eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Für die Variation der Koeffizienten wird auf die von Moerschner (2000) erstelle Zusammenstellung verschiedener Studien zurückgegriffen. Zusätzlich werden die von Kränzlein (2008) und Hülsbergen (2003) verwendeten Koeffizienten in die Sensitivitätsrechnung einbezogen. In Tabelle A.4 sind die Koeffizienten der verschiedenen Studien dargestellt. Bei der Sensitivitätsanalyse werden die in Tabelle A.4 dargestellten Koeffizienten variiert. Die methodische Vorgehensweise bei der Berechnung, sowie die weiteren Koeffizienten werden nicht verändert.

**Tabelle A.8:** Koeffizienten über den Energieeinsatz verschiedener Studien für die Sensitivitätsanalysen

| | | Eigene Arbeit | Hülsbergen | Kränzlein | Moerschner | ATB | Hartmann | IOL | KTBL |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Endenergieträger** | | | | | | | | | |
| Diesel | MJ/l | 45,7 | 39,6 | 45,7 | 47,8 | 53,0 | 48,2 | 47,1 | 47,3 |
| Strom | MJ/kWh | 11,7 | *11,7* [2)] | 11,7 | 11,4 | 11,0 | 10,9 | 10,8 | 10,8 |
| **Dünger** | | | | | | | | | |
| Stickstoff | MJ/kg | 46,9 | 35,3 | 59,0 | 49,7 | 38,9 | 65,0 | 55,5 | 49,1 |
| Phosphat | MJ/kg | 17,7 | 36,2 | 40,1 | 17,6 | 9,8 | 21,6 | 17,4 | 17,8 |
| Kalium | MJ/kg | 8,9 | 11,2 | 9,3 | 10,5 | 3,1 | 13,8 | 10,5 | 9,1 |
| **Pflanzenschutzmittel**[1)] | | | | | | | | | |
| Herbizide | MJ/kg | 218,6 | 288,0 | 218,6 | 275,0 | 111,0 | 552,1 | 114,1 | 238,7 |
| Fungizide | MJ/kg | 124,4 | 196,0 | 124,4 | 275,0 | 111,0 | 552,1 | 114,1 | 92,2 |
| Insektizide | MJ/kg | 299,0 | 237,0 | 299,0 | 275,0 | 111,0 | 552,1 | 114,1 | 184,4 |
| Wachstumsregler | MJ/kg | 124,4 | *124,4* [2)] | 124,4 | 275,0 | 111,0 | 552,1 | 114,1 | *124,4* [2)] |

1) Teilweise sind die Werte nicht zwischen Wirkstoffgruppen differenziert.
2) Kursive Werte zeigen an, dass für diesen Koeffizient die Werte der eigenen Arbeit verwendet werden.

Quelle: Hülsbergen (2003), Kränzlein (2008), Moerschner (2000), Eckert (1997), Hartmann et al. (1995), Haas et al. (1994), Diepenbrock et al. (1995).

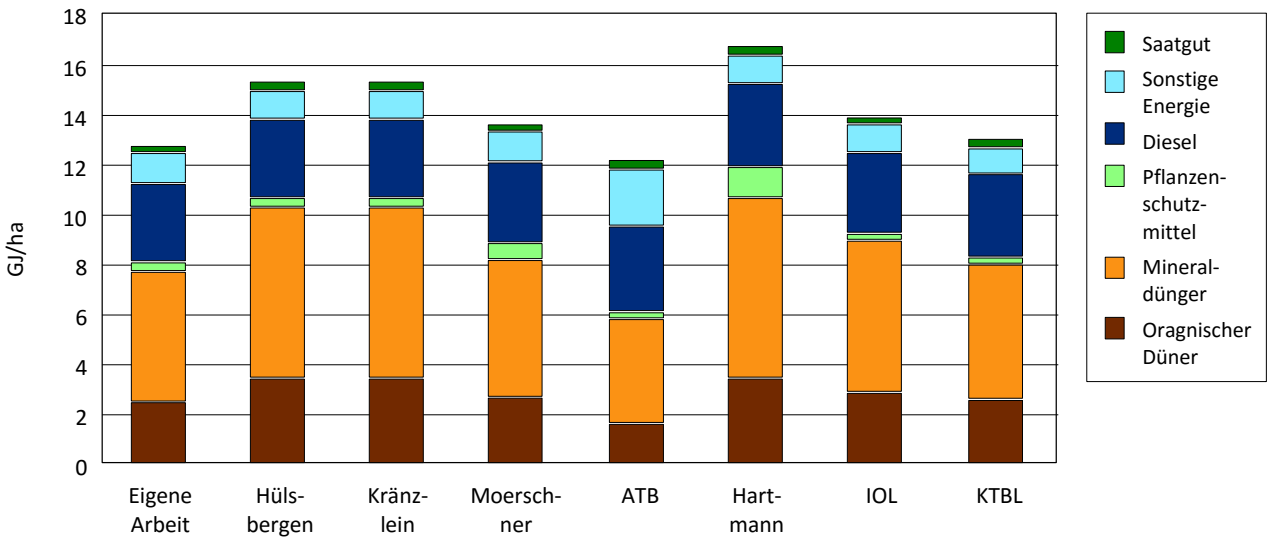
**Ergebnisse der Sensitivitätsrechnungen**

Der durchschnittliche Energieeinsatz liegt in dieser Arbeit bei 12,8 GJ/ha und damit in etwa so hoch wie in der Varianten KTBL. Die Ergebnisse der Varianten ATB, IOL und Moerscher sind etwas niedriger, bzw. höher als die Ergebnisse dieser Arbeit. Werden für die Berechnungen die Koeffizienten von Hülsbergen, Hartmann oder Kränzlein verwendet, ergeben sich deutlich höhere Werte. Die unterschiedlichen Ergebnisse sind vor allem auf die unterschiedlichen Annahmen zum Energieverbrauch bei der Herstellung von Mineraldünger zurückzuführen. Der unterstellte Energieverbrauch für Produktion von Stickstoffdünger ist maßgeblich abhängig von der verwendeten Produktionstechnologie. Die Ergebnisse werden also maßgeblich davon bestimmt, welche Anteile der einzelnen Produktionstechnologien zugrunde gelegt werden. Auch für den Energiebedarf zur Herstellung von Phosphatdünger werden unterschiedliche Werte verwendet. In der Literatur finden sich sogar Werte, nach denen die Phosphatproduktion in den neuesten Produktionsanlagen aufgrund von exothermen Reaktionen einen Energieüberschuss aufweist (Brentrup et al., 2008).

Beim Diesel- und Stromeinsatz unterscheiden sich die einzelnen Studien kaum, lediglich in der Variante ATB wird für Diesel mit 54 MJ/l ein wesentlich höherer Wert verwendet. Der Energieeinsatz für Saatgut und Pflanzenschutz ist in den Varianten nahezu identisch. Lediglich bei der Variante Hartmann wird von wesentlich mehr Energie für Pflanzenschutzmittel ausgegangen (vgl. Abbildung A.4).

Die verwendeten Koeffizienten führen zu variierenden Ergebnissen. Dies ist bei der Analyse des Energieeinsatzes, dem Vergleich unterschiedlicher Studien und möglichen Schlussfolgerungen zu berücksichtigen. Die Unterschiede deuten außerdem an, dass die Koeffizienten relativ unsicher sind und weiterer Forschungsbedarf in diesem Bereich besteht.

**Abbildung A.4:** Energieeinsatz pro Hektar, berechnet mit Koeffizienten aus unterschiedlichen Studien




Quelle: Eigene Berechnungen mit FARMIS (2013).

## Quellen der Sensitivitätsrechnung zum Energieeinsatz (entnommen aus Moerscher, 2000)

**ATB:** Eckert H (1997) Rechenwerte für die Energiebilanz in KUL. Schr. Mittteilung vom 22.09.1997. Jena 1997

**Hartmann**: Hartmann H, Strehler A (1995) Die Stellung der Biomasse im Vergleich zu anderen Energieträgern aus ökonomischer, ökologischer und technischer Sicht. Abschlussbericht für das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML) Münster, Landwirtschaftsverlag

**Hülsbergen:** Hülsbergen KJ (2003) Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Shaker Verlag Aachen. Habilitationsschrift

**IOL:** Haas G, Köpke U (1994) Vergleich der Klimarelevanz ökologischer und konventioneller Landwirtschaft. Aus Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages (Hrsg.). Studienprogramm Band 1 Landwirtschaft, Teilband 2. Bonn (Economica) 1994

**KTBL:** Diepenbrock W, Pelzer B, Radtke J (1995) Energiebilanz im Ackerbaubetrieb. KTBL-Arbeitspapier 211. Münster-Hiltrup (Landwirtschaftsverlag GmbH)

**Kränzlein**: Kränzlein T (2008) Economic monitoring of fossil energy use in EU agriculture. ETH Zürich. Dissertation

**Moerscher:** Moerscher J (2000) Stoff- und Energiebilanzen von Ackerbausystemen unterschiedlicher Intensität. Göttingen. Dissertation

# Anhang 2.4

## Vergleich der berechneten Ammoniakemissionen zwischen FARMIS und dem Nationalen Emissionsinventar (NIR)

Für Ammoniakemissionen liegen im NIR auf sektoraler Ebene relativ detaillierte Ergebnisse vor, die im Folgenden mit den FARMIS-Ergebnissen verglichen werden. Die absoluten $NH_3$-Emissionen der einzelnen Tierhaltungsverfahren unterschieden sich auf den ersten Blick teilweise deutlich zwischen FARMIS und dem NIR (2010). Allerdings sind die unterschiedlichen $NH_3$-Emissionen je Tierplatz vor allem auf unterschiedliche Abgrenzungen der einzelnen Tierhaltungsverfahren zurückzuführen (z. B. in FARMIS zählt das Kalb bis zu einem Jahr zum Verfahren Mutterkühe). Die $NH_3$-Emissionen im Hinblick auf die relativen Emissionen je Kilogramm ausgeschiedenem Stickstoff sind bei den meisten Tierhaltungsverfahren relativ ähnlich (Tabelle A.5). Unterschiede sind vor allem auf unterschiedliche Annahmen bei den Haltungsverfahren und dem Wirtschaftsdüngermanagement zurückzuführen. Da in dieser Arbeit noch etwas ältere Daten zu den Stallhaltungssystemen verwendet werden, wird vor allem bei den Milchkühen der Anteil der Anbindehaltung überschätzt, was zu wesentlich niedrigeren $NH_3$-Emissionen führt als in Laufställen. Ursachen für weitere Abweichungen sind in Tabelle A.5 dargestellt.

**Tabelle A.5:** Vergleich der Emissionen verschiedener Tierhaltungsverfahren mit dem NIR 2010

| | FARMIS | NIR 2010 | FARMIS | NIR 2010 | FARMIS | NIR 2010 | Gründe für Unterschiede |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | $NH_3$-Emissionen kg/Jahr | | $NH_3$-Emissionen in % des gesamten Stickstoffanfalls | | Stickstoff-ausscheidungen kg N/Tier/Jahr | | |
| Milchkühe | 34,3 | 42,1 | 28,8 | 31,8 | 119,0 | 132,5 | In FARMIS niedrigere N-Ausscheidung; höherer Anteil an Anbindehaltung |
| Kälber | 5,7 | 6,0 | 36,6 | 28,7 | 15,7 | 20,9 | In FARMIS etwas höhere Inputs durch Stroh |
| Färsen | 12,6-16,3 | 12,2 | ca. 22 | 29,4 | 57-73 | 41,5 | In FARMIS höhere N-Ausscheidungen aufgrund anderer Tierkategorien |
| Bullen | 10,3-16,3 | 9,7 | 26-28 | 29,6 | 40,0 | 32,8 | In FARMIS niedrigere Werte aufgrund von höherem Anteil an Anbindehaltung |
| Mutterkühe | 21,1 | 10,1 | 18,8 | 12,3 | 112,0 | 82,0 | In FARMIS sind Kälber bis 1 Jahr bei diesem Verfahren enthalten |
| Muttersauen | 14,1 | 12,2 | 45,5 | 46,7 | 31,0 | 26,0 | Höhere N-Ausscheidungen, da Ferkelaufzucht zu diesem Verfahren zählt |
| Mastschweine | 4,6 | 5,7 | 37,2 | 41,5 | 12,4 | 13,6 | In FARMIS etwas niedrigere N-Ausscheidungen aufgrund der unterstellten Futterration |

Quelle: NIR (2010) und eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013)..

# Anhang 3

## Ergänzende Ergebnisse zur Ex-post-Analyse

**Tabelle A.6:** Ausprägung der Agrarumweltindikatoren im Basisjahrzeitraum differenziert nach Betriebsform und Bewirtschaftungssystem

| | | Insgesamt | Insgesamt | | Ackerbau | | Milchvieh | | Sonstiger Futterbau | | Gemischt | | Veredlung |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Ökologisch | Konventionell | Ökologisch | Konventionell | Ökologisch | Konventionell | Ökologisch | Konventionell | Ökologisch | Konventionell | Konventionell |
| Brutto-N Bilanz | kg/ha | 95,2 | 20,0 | 97,5 | -1,4 | 62,1 | 36,5 | 126,0 | 40,1 | 84,6 | 22,2 | 106,1 | 225,7 |
| Netto-N Bilanz | kg/ha | 68,3 | 8,0 | 70,1 | -3,8 | 53,1 | 4,5 | 81,2 | 26,0 | 60,0 | 12,5 | 76,2 | 146,5 |
| Phosphatbilanz | kg/ha | -3,5 | -12,5 | -3,2 | -14,4 | -12,4 | -9,5 | 3,8 | -13,2 | -0,9 | -11,4 | -2,8 | 30,3 |
| $NH_3$-Emissionen (gesamt) | kg/ha | 26,9 | 12,1 | 27,4 | 2,4 | 9,0 | 32,0 | 44,7 | 14,2 | 24,6 | 9,7 | 29,9 | 79,2 |
| Humusbilanz | kg C/ha | 177,2 | 208,2 | 176,4 | 123,6 | 73,3 | 451,3 | 295,2 | 513,4 | 290,5 | 212,0 | 215,8 | 418,0 |
| Energieeinsatz pro Getreideeinheit | GJ/t GE | 2,3 | 2,5 | 2,3 | 1,9 | 1,9 | 3,4 | 3,3 | 2,9 | 2,9 | 2,3 | 2,1 | 1,9 |
| Energieverbrauch Feldfrüchte (Durchschnitt) | GJ/ha | 12,8 | 6,5 | 13,0 | 5,3 | 13,5 | 10,2 | 13,9 | 6,1 | 9,4 | 6,0 | 12,8 | 13,6 |
| Aggregierter Biodiversitätsindikator gew. mit LF | Index | 5,3 | 7,2 | 5,2 | 7,9 | 5,9 | 6,2 | 3,8 | 6,8 | 5,5 | 7,3 | 5,7 | 4,4 |

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

**Tabelle A.7:** Energieeinsatz ökologisch und konventionell wirtschaftender Betriebe

| | | Insgesamt | Ackerbau | Milchvieh | Sonstiger Futterbau | Gemischt | Veredlung |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Ökologisch** | | | | | | | |
| Energieeinsatz Feldfrüchte (Durchschnitt) | GJ/ha | 6,5 | 5,3 | 10,2 | 6,1 | 6,0 | |
| davon: | | | | | | | |
| Diesel | GJ/ha | 2,3 | 2,6 | 2,5 | 1,8 | 2,1 | |
| Saatgut | GJ/ha | 0,3 | 0,5 | 0,2 | 0,1 | 0,3 | |
| Organischer Dünger | GJ/ha | 2,7 | 1,0 | 5,7 | 3,4 | 2,4 | |
| Pflanzenschutzmittel | GJ/ha | - | - | - | - | - | |
| Sonstige Energie | GJ/ha | 1,2 | 1,1 | 1,8 | 0,8 | 1,3 | |
| **Konventionell** | | | | | | | |
| Energieeinsatz Feldfrüchte (Durchschnitt) | GJ/ha | 13,0 | 13,5 | 13,8 | 9,4 | 12,8 | 13,5 |
| davon: | | | | | | | |
| Diesel | GJ/ha | 3,2 | 3,6 | 3,1 | 2,2 | 3,2 | 2,9 |
| Saatgut | GJ/ha | 0,3 | 0,5 | 0,2 | 0,1 | 0,4 | 0,5 |
| Mineraldünger | GJ/ha | 5,4 | 7,3 | 4,1 | 2,2 | 5,3 | 5,3 |
| Organischer Dünger | GJ/ha | 2,5 | 0,4 | 4,8 | 3,9 | 2,5 | 3,3 |
| Pflanzenschutzmittel | GJ/ha | 0,4 | 0,6 | 0,2 | 0,1 | 0,4 | 0,5 |
| Sonstige Energie | GJ/ha | 1,2 | 1,1 | 1,6 | 0,9 | 1,0 | 1,0 |

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

**Tabelle A.8:** Energieeinsatz je Produkteinheit ökologisch und konventionell wirtschaftender Betriebe

| | Weizen | Körner-mais | Raps | Kartoffel | Ackerfrüchte | Milch | Rind-fleisch | Schweine-fleisch |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Energieeinsatz pro Tonne | | | | pro Tonne Getreideeinheit | Energieeinsatz pro Tonne | | |
| **Insgesamt** | | | | | | | | |
| Insgesamt | 2,11 | 1,78 | 4,43 | 0,54 | 2,26 | 2,70 | 37,79 | 18,32 |
| Ökologisch | 1,89 | 1,44 | 3,01 | 0,71 | 2,46 | 1,57 | 27,91 | 12,73 |
| Konventionell | 2,12 | 1,78 | 4,43 | 0,53 | 2,26 | 2,71 | 37,90 | 18,34 |
| **Ackerbaubetriebe** | | | | | | | | |
| Ökologisch | 1,70 | 1,36 | 2,70 | 0,70 | 1,88 | 2,49 | | |
| Konventionell | 2,06 | 1,87 | 4,31 | 0,53 | 1,86 | 2,41 | | |
| **Milchviehbetriebe** | | | | | | | | |
| Ökologisch | 2,78 | 2,90 | 3,27 | 0,86 | 3,36 | 1,52 | | |
| Konventionell | 2,42 | 2,03 | 5,02 | 0,67 | 3,28 | 2,81 | | |
| **Sonstige Futterbaubetriebe** | | | | | | | | |
| Ökologisch | 2,30 | 2,92 | 3,48 | 0,70 | 2,91 | 2,34 | 21,54 | |
| Konventionell | 2,20 | 1,88 | 4,60 | 0,52 | 2,87 | 2,16 | 33,34 | |
| **Gemischtbetriebe** | | | | | | | | |
| Ökologisch | 2,00 | 1,47 | 3,27 | 0,74 | 2,30 | 1,67 | 25,96 | 11,44 |
| Konventionell | 2,14 | 1,76 | 4,53 | 0,54 | 2,15 | 2,58 | 35,71 | 16,77 |
| **Veredlungsbetriebe** | | | | | | | | |
| Konventionell | 2,07 | 1,68 | 4,42 | 0,51 | 1,94 | | | 23,23 |

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

# Anhang 4

## Ergänzende Ergebnisse der Ex-ante-Analysen

**Tabelle A.9:** Elemente der Stickstoff- und Phosphatbilanz sowie der Ammoniakemissionen im Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008 und der Baseline 2021

| | | Basisjahr-zeitraum | Baseline | Relative Änderung (%) |
|---|---|---|---|---|
| $NH_3$-Emissionen (gesamt) | kg/ha | 26,9 | 28,6 | *6,1* |
| $NH_3$-Emissionen der Tierhaltung | kg/ha | 22,5 | 21,9 | *-2,7* |
| $NH_3$-Emissionen durch Gärreste | kg/ha | 0,3 | 2,7 | |
| Stickstoffeinsatz | kg/ha | 216,9 | 231,4 | *6,7* |
| davon: | | | | |
| Mineralisch | kg/ha | 98,5 | 97,0 | *-1,6* |
| Wirtschaftsdünger (Tierhaltung) | kg/ha | 75,2 | 79,1 | *5,2* |
| Stickstoffzufuhr mit Gärrest | kg/ha | 1,9 | 14,3 | |
| Stickstoffzufuhr mit dem Saatgut | kg/ha | 1,0 | 0,9 | *-3,9* |
| Stickstoffbindung durch Leguminosen | kg/ha | 16,0 | 15,7 | *-1,8* |
| Atmosphärische Deposition | kg/ha | 24,4 | 24,4 | *0,0* |
| Stickstoffentzug | kg/ha | 121,7 | 143,0 | *17,6* |
| Stickstoffempfehlung des Modells | kg/ha | 132,3 | 145,7 | *10,1* |
| Brutto-N-Bilanz | kg/ha | 95,2 | 88,3 | *-7,2* |
| Netto-N-Bilanz | kg/ha | 68,3 | 59,7 | *-12,5* |
| Phosphateinsatz | kg/ha | 45,3 | 53,0 | *17,0* |
| davon: | | | | |
| Mineralisch | kg/ha | 17,0 | 18,2 | *6,8* |
| Wirtschaftsdünger (Tierhaltung) | kg/ha | 27,6 | 29,2 | *5,8* |
| Aus Gärresten | kg/ha | 0,7 | 5,7 | |
| Saatgut | kg/ha | 0,4 | 0,4 | *-5,0* |
| Phosphatentzug | kg/ha | 49,3 | 57,8 | *17,3* |
| Phosphatbilanz | kg/ha | -3,5 | -4,3 | *-23,7* |

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

**Tabelle A.10:** Durchschnittliche Ausprägung der Elemente der Humusbilanz im Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008 und der Baseline 2021

| | | Basisjahr-zeitraum | Baseline | Relative Änderung |
|---|---|---|---|---|
| Humusbilanz | kg C/ha | 177,2 | 151,5 | *-14,5* |
| Humusäquivalent der pflanzlichen Produktionsverfahren | kg C/ha | -235,7 | -308,4 | *-30,9* |
| Wirtschaftsdünger | kg C/ha | 132,2 | 140,3 | *6,1* |
| Gärreste | kg C/ha | 3,1 | 23,7 | *671,4* |
| Zwischenfrüchte | kg C/ha | 0,2 | 1,0 | *316,2* |
| Stroh | kg C/ha | 265,8 | 286,8 | *7,9* |
| Zuckerrübenblatt | kg C/ha | 11,4 | 8,2 | *-28,6* |

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

**Tabelle A.11:** Komponenten des Biodiversitätsindikators nach Betriebsformen im Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008 und der Baseline 2021

| | Basisjahr-zeitraum | Baseline | Relative Änderung (%) |
|---|---|---|---|
| **Insgesamt** | | | |
| Aggregierter Biodiversitätsindikator | 5,3 | 4,9 | *-8,0* |
| Biodiversität Ackerland | 5,6 | 5,1 | *-8,9* |
| Biodiversität Grünland | 4,5 | 4,2 | *-5,3* |
| Shannon Index (Mittelwert) | 1,9 | 1,7 | *-9,3* |
| **Ackerbaubetriebe** | | | |
| Aggregierter Biodiversitätsindikator | 5,9 | 5,5 | *-7,2* |
| Biodiversität Ackerland | 6,0 | 5,5 | *-8,2* |
| Biodiversität Grünland | 5,0 | 5,5 | *8,8* |
| Shannon Index (Mittelwert) | 2,0 | 1,9 | *-7,9* |
| **Milchviehbetriebe** | | | |
| Aggregierter Biodiversitätsindikator | 3,8 | 3,5 | *-8,1* |
| Biodiversität Ackerland | 4,7 | 4,0 | *-14,9* |
| Biodiversität Grünland | 3,1 | 3,1 | *-0,4* |
| Shannon Index (Mittelwert) | 1,7 | 1,5 | *-13,3* |
| **Sonstige Futterbaubetriebe** | | | |
| Aggregierter Biodiversitätsindikator | 5,5 | 5,3 | *-4,9* |
| Biodiversität Ackerland | 5,0 | 4,6 | *-8,7* |
| Biodiversität Grünland | 5,8 | 5,6 | *-2,9* |
| Shannon Index (Mittelwert) | 1,7 | 1,6 | *-7,2* |
| **Gemischtbetriebe** | | | |
| Aggregierter Biodiversitätsindikator | 5,7 | 5,1 | *-9,6* |
| Biodiversität Ackerland | 5,6 | 5,2 | *-7,4* |
| Biodiversität Grünland | 5,9 | 4,8 | *-18,7* |
| Shannon Index (Mittelwert) | 2,1 | 1,9 | *-7,5* |
| **Veredlungsbetriebe** | | | |
| Aggregierter Biodiversitätsindikator | 4,4 | 4,1 | *-7,1* |
| Biodiversität Ackerland | 4,6 | 4,1 | *-10,0* |
| Biodiversität Grünland | 2,9 | 4,3 | *48,3* |
| Shannon Index (Mittelwert) | 1,9 | 1,7 | *-9,4* |

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

**Tabelle A.12:** Elemente des Energieeinsatzes im Basisjahrzeitraum 2006 bis 2008 und der Baseline 2021

| | | Basisjahr-zeitraum | Baseline | Relative Änderung (%) |
|---|---|---|---|---|
| Energieeinsatz Feldfrüchte (Durchschnitt) | GJ/ha | 12,8 | 12,0 | *-6,3* |
| davon: | | | | |
| Diesel | GJ/ha | 3,2 | 3,4 | *6,8* |
| Saatgut | GJ/ha | 0,3 | 0,3 | *-2,1* |
| Mineraldünger | GJ/ha | 5,2 | 4,2 | *-19,0* |
| Organischer Dünger | GJ/ha | 2,5 | 2,5 | *-0,6* |
| Pflanzenschutzmittel | GJ/ha | 0,4 | 0,4 | *-2,3* |
| Sonstige Energie | GJ/ha | 1,2 | 1,2 | *0,4* |

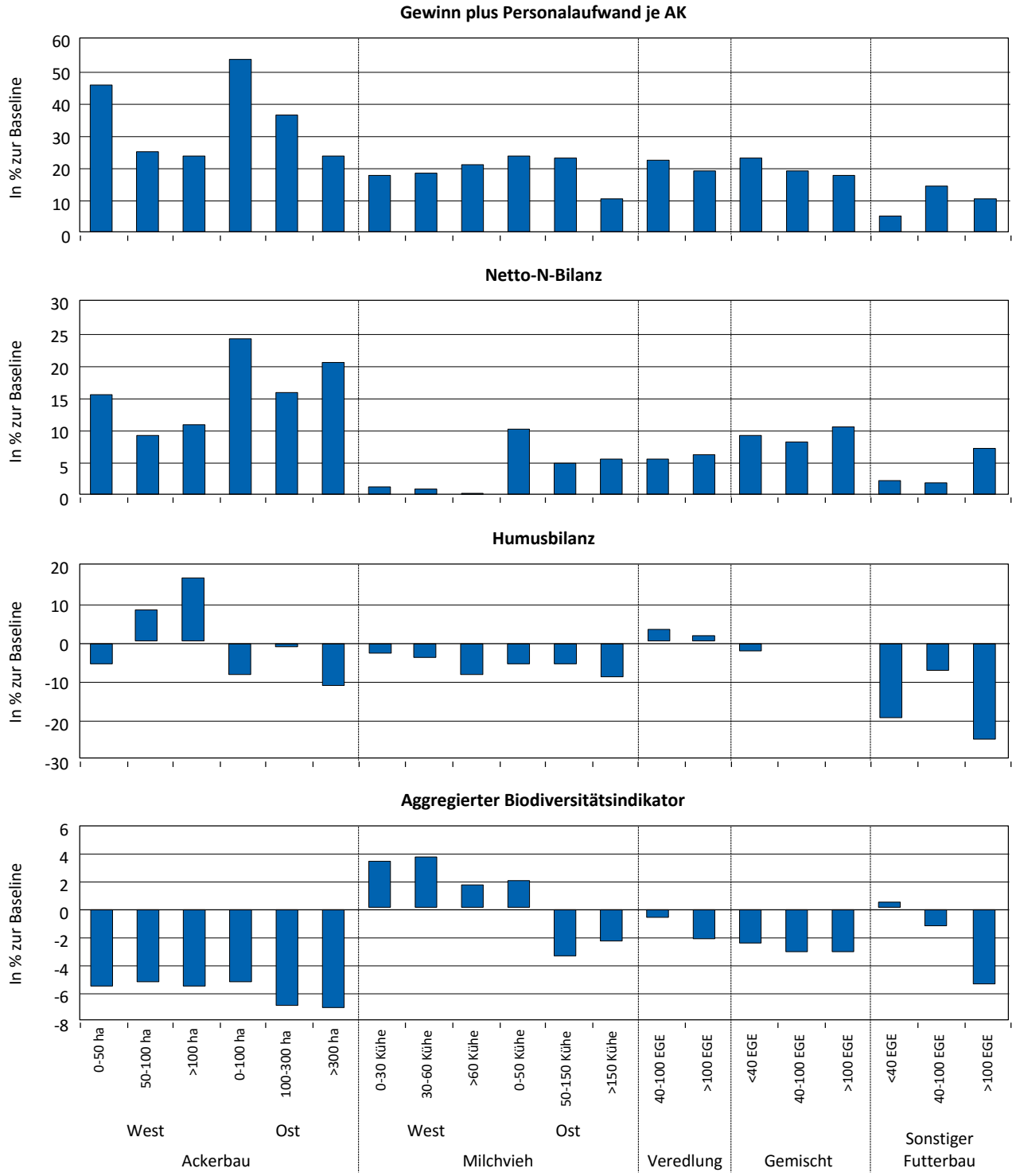
Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

**Tabelle A.13:** Auswirkungen verschiedener Szenarien auf Produktion und sozioökonomische Kenngrößen (aggregiert zu sektoralen Werten)

| | | Basisjahr-zeitraum | Base-line | GAP2014 | NTMIN_05 | REDNS10 | Baseline zu Basisjahr in % |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF) | Tsd. ha | 16.002 | 16.002 | 16.002 | 16.002 | 16.002 | *0,0* |
| Ackerland | Tsd. ha | 11.450 | 11.450 | 11.450 | 11.450 | 11.450 | *0,0* |
| Grünland | Tsd. ha | 4.552 | 4.552 | 4.552 | 4.552 | 4.552 | *0,0* |
| davon: | | | | | | | |
| Intensives Grünland | Tsd. ha | 3.182 | 3.611 | 3.662 | 3.479 | 3.608 | *13,5* |
| Extensives Grünland | Tsd. ha | 1.365 | 938 | 887 | 1.070 | 941 | *-31,3* |
| Getreidefläche | Tsd. ha | 6.385 | 5.983 | 5.715 | 6.005 | 6.161 | *-6,3* |
| Ölsaaten | Tsd. ha | 1.547 | 1.642 | 1.469 | 1.564 | 1.516 | *6,1* |
| Ackerfutterbau | Tsd. ha | 1.538 | 1.535 | 1.447 | 1.556 | 1.441 | *-0,2* |
| Stilllegungsfläche | Tsd. ha | 811 | 107 | 725 | 156 | 156 | *-86,9* |
| Andere Ackerflächen | Tsd. ha | 116 | 109 | 109 | 109 | 109 | *-6,2* |
| Kartoffeln | Tsd. ha | 246 | 241 | 239 | 241 | 242 | *-1,9* |
| Milchkühe | Tsd. Stück | 3.996 | 3.995 | 3.979 | 3.996 | 3.895 | *0,0* |
| Mutterkühe | Tsd. Stück | 587 | 547 | 535 | 546 | 513 | *-6,8* |
| Schweine | Tsd. Stück | 18.013 | 18.596 | 18.587 | 18.719 | 17.684 | *3,2* |
| Vieheinheiten | Tsd. VE | 16.136 | 16.603 | 16.519 | 16.675 | 15.686 | *2,9* |
| davon: | | | | | | | |
| Milchvieh | Tsd. VE | 3.996 | 3.995 | 3.979 | 3.996 | 3.895 | *0,0* |
| Mutterkühe | Tsd. VE | 587 | 547 | 535 | 546 | 513 | *-6,8* |
| Andere Rinder | Tsd. VE | 3.164 | 3.374 | 3.323 | 3.388 | 3.018 | *6,6* |
| Schweine | Tsd. VE | 7.797 | 8.056 | 8.052 | 8.108 | 7.657 | *3,3* |
| Sonstige Tiere | Tsd. VE | 592 | 632 | 630 | 637 | 604 | *6,8* |
| Getreide | Tsd. t | 40.104 | 43.048 | 41.471 | 40.980 | 44.446 | *7,3* |
| Milch | Tsd. t | 27.997 | 32.237 | 32.100 | 32.239 | 31.432 | *15,1* |
| Fleisch | Tsd. t | 1.177 | 1.219 | 1.207 | 1.224 | 1.152 | *3,6* |
| Arbeitskräfte | Tsd. AK | 352 | 282 | 277 | 281 | 274 | *-20,0* |
| davon: | | | | | | | |
| Familien-AK | Tsd. AK | 257 | 193 | 191 | 193 | 190 | *-25,0* |
| Variable Kosten | Mio. € | 18.939 | 23.533 | 23.015 | 23.714 | 22.988 | *24,3* |
| Landwirtschaftliche Erlöse | Mio. € | 29.719 | 37.269 | 36.804 | 36.744 | 36.286 | *25,4* |
| davon: | | | | | | | |
| Pflanzenbau | Mio. € | 9.697 | 14.223 | 13.853 | 13.623 | 14.196 | *46,7* |
| Milchvieh | Mio. € | 10.271 | 11.813 | 11.748 | 11.813 | 11.449 | *15,0* |
| Mastrinder | Mio. € | 2.297 | 2.490 | 2.463 | 2.510 | 2.308 | *8,4* |
| Schweine | Mio. € | 6.599 | 7.600 | 7.600 | 7.648 | 7.236 | *15,2* |
| Direktzahlungen und Zuschüsse | Mio. € | 6.631 | 6.499 | 6.321 | 6.501 | 6.486 | *-2,0* |
| davon: | | | | | | | |
| Direktzahlungen | Mio. € | 5.067 | 5.020 | 4.864 | 5.020 | 5.020 | *-0,9* |
| Agrarumwelt | Mio. € | 719 | 687 | 674 | 689 | 681 | *-4,5* |
| Betriebseinkommen je Betrieb | Mio. € | 13.666 | 14.815 | 14.800 | 14.112 | 14.552 | *8,4* |
| Betriebseinkommen je AK | Tsd. €/AK | 39 | 53 | 53 | 50 | 53 | *35,5* |
| Gewinn je Betrieb | Mio. € | 8.390 | 7.812 | 7.540 | 7.636 | 7.028 | *-6,9* |
| Gewinn plus Personalaufwand je AK | Tsd. €/AK | 30 | 36 | 36 | 36 | 34 | *22,7* |

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

**Abbildung A.5:** Relative Veränderung von ausgewählter Indikatoren im Szenario HighP Vergleich zur Baseline 2021




Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

**Tabelle A.149:** Auswirkungen der einzelnen Szenarien auf die Einkommensindikatoren, differenziert nach Betriebsformen

| | | Baseline | GAP2014 | NTMIN_05 | REDNS10 | HighP |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | rel. Änderung in % zur Baseline | | | |
| **Landwirtschaftliche Erlöse** | | | | | | |
| Ackerbau | Tsd. € | 230,3 | *-2,2* | *-3,1* | *-1,6* | *24,0* |
| Milchvieh | Tsd. € | 200,1 | *-0,8* | *-0,6* | *-2,9* | *12,8* |
| Sonstiger Futterbau | Tsd. € | 114,6 | *-1,4* | *-0,1* | *-4,1* | *9,3* |
| Gemischt | Tsd. € | 323,6 | *-1,1* | *-1,4* | *-2,3* | *19,1* |
| Veredlung | Tsd. € | 354,5 | *-0,7* | *-0,3* | *-2,9* | *22,2* |
| **Landwirtschaftliche Erlöse Pflanzenbau** | | | | | | |
| Ackerbau | Tsd. € | 197,5 | *-2,5* | *-3,8* | *-1,4* | *26,1* |
| Milchvieh | Tsd. € | 23,4 | *-2,6* | *-4,2* | *1,8* | *32,7* |
| Sonstiger Futterbau | Tsd. € | 21,0 | *-3,0* | *-3,0* | *-1,4* | *31,7* |
| Gemischt | Tsd. € | 113,8 | *-2,6* | *-5,3* | *0,6* | *29,9* |
| Veredlung | Tsd. € | 63,8 | *-2,8* | *-3,1* | *3,8* | *34,6* |
| **Landwirtschaftliche Erlöse Tierproduktion** | | | | | | |
| Ackerbau | Tsd. € | 32,8 | *-0,3* | *1,2* | *-2,8* | *11,3* |
| Milchvieh | Tsd. € | 176,7 | *-0,5* | *-0,1* | *-3,6* | *10,2* |
| Sonstiger Futterbau | Tsd. € | 93,6 | *-1,0* | *0,5* | *-4,7* | *4,3* |
| Gemischt | Tsd. € | 209,7 | *-0,2* | *0,6* | *-3,8* | *13,2* |
| Veredlung | Tsd. € | 290,7 | *-0,2* | *0,3* | *-4,4* | *19,5* |
| **Betriebseinkommen je Betrieb** | | | | | | |
| Ackerbau | Tsd. € | 101,9 | *-0,3* | *-9,1* | *-0,4* | *36,1* |
| Milchvieh | Tsd. € | 82,5 | *0,1* | *-2,6* | *-1,3* | *16,0* |
| Sonstiger Futterbau | Tsd. € | 58,3 | *-1,0* | *-1,7* | *-3,6* | *7,7* |
| Gemischt | Tsd. € | 117,4 | *-0,3* | *-4,3* | *-0,5* | *24,4* |
| Veredlung | Tsd. € | 103,3 | *2,3* | *-1,8* | *-2,5* | *26,4* |
| **Gewinn je Betrieb** | | | | | | |
| Ackerbau | Tsd. € | 47,2 | *-8,1* | *-6,8* | *-3,4* | *36,5* |
| Milchvieh | Tsd. € | 50,2 | *-1,0* | *-0,9* | *-9,1* | *21,9* |
| Sonstiger Futterbau | Tsd. € | 24,3 | *-0,6* | *0,8* | *-15,4* | *14,8* |
| Gemischt | Tsd. € | 58,8 | *-4,2* | *-1,4* | *-8,6* | *27,3* |
| Veredlung | Tsd. € | 69,3 | *-0,4* | *0,0* | *-13,9* | *26,8* |
| **Gewinn plus Personalaufwand je AK** | | | | | | |
| Ackerbau | Tsd. €/AK | 38,7 | *-4,9* | *-4,5* | *-1,8* | *26,7* |
| Milchvieh | Tsd. €/AK | 35,2 | *-0,4* | *-0,6* | *-6,3* | *19,5* |
| Sonstiger Futterbau | Tsd. €/AK | 23,7 | *0,2* | *0,3* | *-8,4* | *11,5* |
| Gemischt | Tsd. €/AK | 38,9 | *-2,1* | *-0,8* | *-4,8* | *18,9* |
| Veredlung | Tsd. €/AK | 44,7 | *0,4* | *0,0* | *-11,0* | *21,3* |
| **Cashflow 1** | | | | | | |
| Ackerbau | Tsd. € | 83,2 | *-6,0* | *-4,0* | *-2,8* | *21,0* |
| Milchvieh | Tsd. € | 89,9 | *-1,0* | *-0,6* | *-7,0* | *11,2* |
| Sonstiger Futterbau | Tsd. € | 48,0 | *-1,2* | *0,7* | *-9,9* | *5,0* |
| Gemischt | Tsd. € | 101,6 | *-3,2* | *-0,7* | *-5,9* | *15,8* |
| Veredlung | Tsd. € | 109,8 | *-0,6* | *0,1* | *-9,6* | *17,8* |
| **Gewinnrate** | | | | | | |
| Ackerbau | % | 17,7 | *-5,6* | *-4,1* | *-1,9* | *14,0* |
| Milchvieh | % | 25,0 | *-0,1* | *-0,4* | *-6,9* | *12,4* |
| Sonstiger Futterbau | % | 18,0 | *1,2* | *0,8* | *-11,9* | *11,0* |
| Gemischt | % | 20,6 | *-2,5* | *0,4* | *-7,7* | *10,9* |
| Veredlung | % | 27,9 | *-0,3* | *0,6* | *-12,7* | *9,2* |
| **Pachtaufwendungen** | | | | | | |
| Ackerbau | Tsd. € | -32,1 | *14,1* | *-17,7* | *5,6* | *59,3* |
| Milchvieh | Tsd. € | -16,3 | *6,1* | *-9,7* | *33,0* | *21,3* |
| Sonstiger Futterbau | Tsd. € | -15,4 | *0,0* | *-7,9* | *17,1* | *13,9* |
| Gemischt | Tsd. € | -24,8 | *12,0* | *-16,0* | *22,3* | *50,8* |
| Veredlung | Tsd. € | -15,6 | *20,2* | *-11,7* | *49,6* | *42,4* |

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

**Tabelle A.15:** Auswirkungen der Szenarien auf die Landnutzung und Produktion, differenziert nach Betriebsform

| | | Baseline | GAP2014 | NTMIN_05 | REDNS10 | HighP |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | rel. Änderung in % zur Baseline | | | |
| **Landwirtschaftlich genutzte Fläche (LF)** | | | | | | |
| Ackerbau | ha | 139,5 | *0,0* | *-0,2* | *-1,8* | *1,5* |
| Milchvieh | ha | 74,8 | *0,1* | *-0,1* | *1,6* | *-1,2* |
| Sonstiger Futterbau | ha | 87,4 | *-1,4* | *1,1* | *-5,0* | *-4,2* |
| Gemischt | ha | 119,0 | *0,4* | *-0,1* | *1,8* | *0,6* |
| Veredlung | ha | 52,1 | *0,5* | *0,4* | *7,0* | *2,1* |
| **Ackerland** | | | | | | |
| Ackerbau | ha | 130,8 | *0,0* | *-0,3* | *-1,5* | *1,6* |
| Milchvieh | ha | 32,0 | *0,1* | *0,5* | *0,9* | *-3,9* |
| Sonstiger Futterbau | ha | 30,3 | *-2,8* | *1,9* | *-1,5* | *-8,7* |
| Gemischt | ha | 96,0 | *0,3* | *-0,2* | *1,1* | *0,5* |
| Veredlung | ha | 48,6 | *0,4* | *0,2* | *6,1* | *2,8* |
| **Grünland** | | | | | | |
| Ackerbau | ha | 8,7 | *-0,3* | *1,3* | *-6,3* | *-1,1* |
| Milchvieh | ha | 42,8 | *0,1* | *-0,6* | *2,1* | *0,8* |
| Sonstiger Futterbau | ha | 57,1 | *-0,7* | *0,7* | *-6,9* | *-1,8* |
| Gemischt | ha | 23,0 | *0,6* | *-0,1* | *4,6* | *1,0* |
| Veredlung | ha | 3,5 | *1,8* | *2,6* | *18,6* | *-7,7* |
| **Getreidefläche** | | | | | | |
| Ackerbau | ha | 73,1 | *-4,3* | *0,1* | *0,1* | *4,0* |
| Milchvieh | ha | 11,2 | *-5,3* | *0,9* | *6,5* | *3,4* |
| Sonstiger Futterbau | ha | 11,9 | *-6,3* | *1,2* | *0,8* | *0,9* |
| Gemischt | ha | 53,2 | *-4,7* | *0,4* | *4,4* | *2,9* |
| Veredlung | ha | 32,2 | *-6,5* | *0,4* | *8,4* | *3,6* |
| **Ölsaaten** | | | | | | |
| Ackerbau | ha | 23,7 | *-9,9* | *-4,5* | *-6,2* | *12,9* |
| Milchvieh | ha | 1,6 | *-10,3* | *-5,3* | *-8,1* | *12,4* |
| Sonstiger Futterbau | ha | 1,9 | *-9,8* | *-4,6* | *-7,7* | *8,6* |
| Gemischt | ha | 14,5 | *-9,2* | *-5,4* | *-8,8* | *12,6* |
| Veredlung | ha | 4,6 | *-8,5* | *-2,7* | *-3,9* | *14,1* |
| **Arbeitskräfte** | | | | | | |
| Ackerbau | AK | 1,6 | *-2,7* | *-1,2* | *-1,6* | *1,2* |
| Milchvieh | AK | 1,7 | *-1,0* | *-0,3* | *-4,2* | *-2,6* |
| Sonstiger Futterbau | AK | 1,6 | *-1,5* | *0,3* | *-4,1* | *-3,9* |
| Gemischt | AK | 2,2 | *-1,7* | *-0,5* | *-2,3* | *0,0* |
| Veredlung | AK | 1,8 | *-1,3* | *-0,1* | *-2,1* | *3,6* |
| **Vieheinheiten** | | | | | | |
| Ackerbau | VE/ha | 0,20 | *-0,4* | *1,5* | *-1,8* | *-4,2* |
| Milchvieh | VE/ha | 1,24 | *-0,9* | *0,0* | *-7,6* | *-2,4* |
| Sonstiger Futterbau | VE/ha | 0,88 | *0,2* | *-0,7* | *-1,1* | *-0,9* |
| Gemischt | VE/ha | 1,48 | *-0,6* | *0,9* | *-6,3* | *-2,5* |
| Veredlung | VE/ha | 4,85 | *-0,7* | *0,0* | *-10,7* | *-4,8* |
| **davon Milchvieh** | | | | | | |
| Ackerbau | VE/ha | 0,02 | *-0,5* | *0,8* | *0,1* | *1,1* |
| Milchvieh | VE/ha | 0,73 | *-0,5* | *0,0* | *-4,2* | *4,7* |
| Sonstiger Futterbau | VE/ha | 0,14 | *1,0* | *-1,0* | *3,0* | *8,5* |
| Gemischt | VE/ha | 0,18 | *-0,9* | *0,4* | *-3,5* | *2,5* |
| Veredlung | VE/ha | 0,01 | *-1,0* | *-0,4* | *-9,8* | *-0,2* |
| **davon Schweine** | | | | | | |
| Ackerbau | VE/ha | 0,13 | *0,2* | *1,4* | *-1,1* | *-3,0* |
| Milchvieh | VE/ha | 0,03 | *-0,3* | *0,8* | *-6,1* | *-1,5* |
| Sonstiger Futterbau | VE/ha | 0,09 | *1,5* | *0,0* | *1,2* | *0,1* |
| Gemischt | VE/ha | 1,05 | *-0,3* | *1,0* | *-6,3* | *-1,6* |
| Veredlung | VE/ha | 4,62 | *-0,7* | *0,0* | *-10,8* | *-4,8* |

Quelle: Eigene Berechnungen auf Basis des Deutschen Testbetriebsnetzes mit FARMIS (2013).

# Thünen Report

Bereits in dieser Reihe erschienene Hefte – *Volumes already published in this series*

| | |
|---|---|
| **1 - 29** | siehe http://www.thuenen.de/de/infothek/publikationen/thuenen-report/ |
| **30** | Horst Gömann, Andrea Bender, Andreas Bolte, Walter Dirksmeyer, Hermann Englert, Jan-Henning Feil, Cathleen Frühauf, Marlen Hauschild, Sandra Krengel, Holger Lilienthal, Franz-Josef Löpmeier, Jürgen Müller, Oliver Mußhoff, Marco Natkhin, Frank Offermann, Petra Seidel, Matthias Schmidt, Björn Seintsch, Jörg Steidl, Kathrin Strohm, Yelto Zimmer<br>**Agrarrelevante Extremwetterlagen und Möglichkeiten von Risikomanagementsystemen,** Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) |
| **31** | Jan L. Wenker und Sebastian Rüter<br>**Ökobilanz-Daten für holzbasierte Möbel** |
| **32** | **Ländliche Lebensverhältnisse im Wandel 1952, 1972, 1993, 2012**<br>Luisa Vogt, Ralf Biernatzki, Michael Kriszan und Wolf Lorleberg<br>**Volume 1 – Dörfer als Wohnstandorte**<br>Simone Helmle und Carmen Kuczera<br>**Volume 2 – Typisch ist das vermeintlich Untypische: Alltag von Dorfbewohnern**<br>Andreas Keil, Charlotte Röhner, Ina Jeske, Michael Godau, Stefan Padberg, Jennifer Müller, Nur Seyfi und Mira Schraven<br>**Volume 3 – Kindheit im Wandel**<br>Stephan Beetz unter Mitarbeit von Alexander Voigt, Anna-Clara Gasch und Sarah Rodriguez-Abello<br>**Volume 4 – Soziale Unterstützungsstrukturen im Wandel**<br>Michaela Evers-Wölk, Britta Oertel, Sie Liong Thio, Carolin Kahlisch und Matthias Sonk<br>**Volume 5 – Neue Medien und dörflicher Wandel**<br>Gesine Tuitjer<br>**Volume 6 – Ländliche Arbeitsmärkte: Chancen für Frauen – Frauen als Chance** |
| **33** | Anja-Kristina Techen, Elke Ries, Annett Steinführer<br>**Evaluierung der Gewässerschutzberatung in Hessen im Kontext der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Auswirkungen auf Wissen und Handeln von Landwirten** |
| **34** | Jan T. Benthien, Sabrina Heldner, Martin Ohlmeyer, Christian Bähnisch, Jörg Hasener, Clemens Seidl, Alfred Pfemeter, Christian Kathmann<br>**Untersuchung der Faserqualität von TMP für die MDF-Produktion –** Abschlussbericht zum FNR-Vorhaben „Fiber-Impact“ (FKZ: 22013211) |
| **35** | Andreas Tietz<br>**Überregional aktive Kapitaleigentümer in ostdeutschen Agrarunternehmen: Bestandsaufnahme und Entwicklung** |
| **36** | Nicole Wellbrock, Erik Grüneberg, Daniel Ziche, Nadine Eickenscheidt, Marieanna Holzhausen, Juliane Höhle, Rainer Gemballa, Henning Andreae<br>**Entwicklung einer Methodik zur stichprobengestützten Erfassung und Regionalisierung von Zustandseigenschaften der Waldstandorte** |
| **37** | Andrea Ackermann, Claudia Heidecke, Ulrike Hirt, Peter Kreins, Petra Kuhr, Ralf Kunkel, Judith Mahnkopf, Michael Schott, Björn Tetzlaff, Markus Venohr und Frank Wendland<br>**Der Modellverbund AGRUM als Instrument zum landesweiten Nährstoffmanagement in Niedersachsen** |

| | |
|---|---|
| **38** | Hermann Achenbach und Sebastian Rüter<br>**Ökobilanz-Daten für die Erstellung von Fertighäusern in Holzbauweise** |
| **39** | Hans-Dieter Haenel, Claus Rösemann, Ulrich Dämmgen, Annette Freibauer, Ulrike Döring, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Helmut Döhler, Carsten Schreiner, Bernhard Osterburg<br>**Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2014**<br>**Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2014** |
| **40** | Frank Offermann, Martin Banse, Claus Deblitz, Alexander Gocht, Aida Gonzalez-Mellado, Peter Kreins, Sandra Marquardt, Bernhard Osterburg, Janine Pelikan, Claus Rösemann, Petra Salamon, Jürn Sanders<br>**Thünen-Baseline 2015 – 2025: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland** |
| **41** | Stefan Kundolf, Patrick Küpper, Anne Margarian und Christian Wandinger<br>**Koordination, Lernen und Innovation zur Entwicklung peripherer ländlicher Regionen**<br>**Phase II der Begleitforschung zum Modellvorhaben *LandZukunft*** |
| **42** | Sebastian Rüter, Frank Werner, Nicklas Forsell, Christopher Prins, Estelle Vial, Anne-Laure Levet<br>**ClimWood2030 'Climate benefits of material substitution by forest biomass and harvested wood products: Perspective 2030' Final Report** |
| **43** | Nicole Wellbrock, Andreas Bolte, Heinz Flessa (eds)<br>**Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland – Ergebnisse der Boden-zustandserhebung im Wald 2006 bis 2008** |
| **44** | Walter Dirksmeyer, Michael Schulte und Ludwig Theuvsen (eds)<br>**Aktuelle Forschung in der Gartenbauökonomie – Nachhaltigkeit und Regionalität – Chancen und Heraus-forderungen für den Gartenbau** – Tagungsband zum 2. Symposium für Ökonomie im Gartenbau |
| **45** | Mirko Liesebach (ed)<br>**Forstgenetik und Naturschutz – 5. Tagung der Sektion Forstgenetik/Forstpflanzenzüchtung am 15./16. Juni 2016 in Chorin – Tagungsband** |
| **46** | Claus Rösemann, Hans-Dieter Haenel, Ulrich Dämmgen, Annette Freibauer, Ulrike Döring, Sebastian Wulf, Brigitte Eurich-Menden, Helmut Döhler, Carsten Schreiner, Bernhard Osterburg<br>**Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2015**<br>**Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2015** |
| **47** | Niko Sähn, Stefan Reiser, Reinhold Hanel und Ulfert Focken<br>**Verfügbarkeit umweltrelevanter Daten zur deutschen Süßwasseraquakultur** |
| **48** | Markus Ehrmann<br>**Modellgestützte Analyse von Einkommens- und Umweltwirkungen auf Basis von Testbetriebsdaten** |

THÜNEN

**Thünen Report 48**

Herausgeber/Redaktionsanschrift

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

www.thuenen.de

ISBN 978-3-86576-168-2