

UFZ-Bericht

UFZ-UMWELTFORSCHUNGSZENTRUM LEIPZIG-HALLE GMBH

Nr. 20/2004

Dissertation

**Integrierte Methodik zur ökologischen
und ökonomischen Analyse von Agrar-
systemen unter Berücksichtigung von
Unsicherheiten**

Thomas Schmidt

ISSN 0948-9452

Aus dem Institut für Agrartechnik und Landeskultur

der
Landwirtschaftlichen Fakultät

der
Martin-Luther-Universität
Halle-Wittenberg

**Integrierte Methodik zur ökologischen und ökonomischen
Analyse von Agrarsystemen
unter Berücksichtigung von Unsicherheiten**

Dissertation
zur Erlangung des akademischen Grades
doctor agriculturarum (Dr. agr.)

vorgelegt von:

Dipl.-Ing. agr. Thomas G. Schmidt

geb. am 21. Juni 1966 in Herrenberg

Gutachter: Prof. Dr. habil. R. Meißner
Prof. Dr. V. Petersen
Prof. Dr. B. Huwe

Dekan: Prof. Dr.-Ing. P. Pickel

Verteidigung am: 7. Juni 2004

Dank

Diese Arbeit wurde in der Zeit von Oktober 1999 bis Dezember 2002 am UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH unter der Leitung von Herrn Dr. Franko angefertigt.

Bedanken möchte ich mich bei allen Kollegen am UFZ und an der Bundesanstalt für Landwirtschaft sowie den Mitarbeitern der Landwirtschaftlichen Fakultät der Universität Halle-Wittenberg, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. Meißner für die Überlassung des Themas und die intensive Betreuung der Dissertation.

Bei Herrn Prof. Dr. Petersen und Herrn Prof. Dr. Huwe möchte ich mich für die Übernahme der Gutachten bedanken.

Mein ganz spezieller Dank gilt Herrn Dr. Franko und allen Mitarbeitern der Modellierungsgruppe, insbesondere Herrn Dr. Dreyhaupt, für die gute Zusammenarbeit.

Herrn Dr. Heinrich danke ich für die stete Diskussionsbereitschaft und Unterstützung bei agrarökonomischen Fragestellungen.

Der größte Dank gilt meiner Familie, die mich in jeder Phase der Arbeit tatkräftig unterstützt und mir viel Rückhalt gegeben hat.

INHALTSVERZEICHNIS

Verzeichnis der Abbildungen	III
Tabellenverzeichnis	V
Verzeichnis der Abbildungen	VII
Symbole	IX
Abkürzungen.....	XII
Einheiten	XIV
1 EINLEITUNG.....	1
1.1 PROBLEM.....	2
1.2 ZIEL	2
2 STAND DER FORSCHUNG.....	5
2.1 SKALENBEREICH UND UNSICHERHEIT DER AUSSAGE	5
2.2 LANDSCHAFTS- UND BODENPROZESSMODELLE	7
2.2.1 Meso- und makroskalige Stickstoffmodelle	8
2.2.2 Interdisziplinäre Modelle und Methoden.....	9
2.2.3 Unsicherheitsanalysen.....	9
2.2.4 Integrierte Bewertungsverfahren	9
2.3 FORSCHUNGSANSATZ.....	10
3 MATERIAL UND METHODEN.....	11
3.1 MODELLE.....	11
3.1.1 Das Simulationssystem CANDY.....	11
3.1.2 Die Stickstoff- Bedarfsanalyse	15
3.1.3 Das Betriebsbilanzierungsmodell REPRO	16
3.2 STATISTISCHE METHODEN.....	18
3.2.1 Lineare multiple Regressionsanalyse.....	18
3.2.2 H-Test	18
3.3 DATENMANAGEMENT.....	19
3.4 INDIKATOREN.....	20

4	ERGEBNISSE	21
4.1	MESOSKALIGE AGRARSYSTEMANALYSE	21
4.1.1	Ökologische Bewertung der landwirtschaftlichen Bodennutzung	22
4.1.2	Ökonomische Effekte in der Landwirtschaft des Torgauer Raums	32
4.2	MAKROSKALIGE AGRARSYSTEMANALYSE	43
4.2.1	Schritt 1 - Landschaftsanalyse.....	47
4.2.2	Schritt 2 – Generierung virtueller Betriebseinheiten.....	53
4.2.3	Schritt 3 - Prozesssimulation.....	57
4.2.4	Schritt 4 – Erstellung einer Auswertungsmatrix	57
4.2.5	Schritt 5 - Differenzierung der Raumeinheiten	59
4.2.6	Schritt 6 - Ableitung der Metamodelle.....	62
4.2.7	Schritt 7 - Berechnung der ökologischen Kenngröße	64
4.2.7.1	<i>Heterogenität der Landnutzung</i>	64
4.2.7.2	<i>Berechnung der N-Auswaschung</i>	70
4.2.8	Schritt 8 - Unsicherheiten der ökologischen Analyse (Fehleranalyse)	73
4.2.9	Schritt 9 - Berechnung sozioökonomischer Kenngrößen.....	80
4.2.9.1	<i>Flächennutzung</i>	81
4.2.9.2	<i>Tierhaltung</i>	90
4.2.9.3	<i>Kalkulation</i>	92
4.2.10	Schritt 10 - Unsicherheiten der ökonomischen Analyse	98
4.2.11	Schritt 11 - Plausibilitätskontrolle.....	106
4.2.12	Schritt 12 – Integration.....	109
4.2.12.1	<i>Modellstruktur</i>	109
4.2.12.2	<i>Berechnungsalgorithmen</i>	111
4.2.12.3	<i>Organisation der Simulationsrechnungen</i>	113
5	DISKUSSION	115
6	ZUSAMMENFASSUNG	124
7	SUMMARY	126
8	RESUME	128
9	LITERATUR	130
	Glossar.....	147
10	ANHANG	150

VERZEICHNIS DER ABBILDUNGEN

Abbildung 1: Stickstoffkreislauf im Boden	3
Abbildung 2: Aufbau des Simulationssystems CANDY	12
Abbildung 3: Kumulative N-Aufnahme von Grünland	13
Abbildung 4: Langzeitdynamik der N-Aufnahme von Grünland	14
Abbildung 5: Struktur des Modells REPRO	17
Abbildung 6: Naturräume und Trinkwasserschutzgebiete (TWSG) des Torgauer Raums.....	22
Abbildung 7: Nitrataustrag unter Grünland	24
Abbildung 8: Nitrataustrag unter Forst	24
Abbildung 9: N-Auswaschung unter Ackerland (Intensitätsstufen)	27
Abbildung 10: Nitrat-Auswaschung unter Ackerland (Teilregionen) im Torgauer Raum.....	28
Abbildung 11: Nitrataustrag unter Ackerland (szenariobezogen)	29
Abbildung 12: Nitratkonzentration im Sickerwasser	30
Abbildung 13: Unsicherheiten bei der Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser	31
Abbildung 14: Netto-Umsatz in Abhängigkeit von Bewirtschaftungsformen und Trinkwasserschutzgebiet im Torgauer Raum	40
Abbildung 15: Arbeitskraftstunden	40
Abbildung 16: Netto-Deckungsbeitrag	41
Abbildung 17: Verbundprojekt 'Integriertes Flussgebietsmanagement am Beispiel der Saale'	43
Abbildung 18: Lösungsweg zur ökologischen und ökonomischen Analyse von Agrarsystemen	44
Abbildung 19: Geographische Lage der Projektregion	49
Abbildung 20: Digitale Bodenkarte (Kyffhäuserkreis).....	50
Abbildung 21: Digitale Karte der Landnutzung (Kyffhäuserkreis).....	50
Abbildung 22: Karte des mittleren Jahresniederschlags (Kyffhäuserkreis).....	51
Abbildung 23: Kenngrößen einer Betriebseinheit	54
Abbildung 24: Virtuelle Betriebseinheiten und Standortcharakteristik.....	55
Abbildung 25: NRUs im Kyffhäuserkreis	61
Abbildung 26: Verfahren zur Beschreibung der Heterogenität der Landnutzung.....	65
Abbildung 27: Beispiel - Charakterisierung der Bewirtschaftungsheterogenität durch (a.) georeferenzierte Informationen und (b.) nicht georef. Informationen	68
Abbildung 28: Verteilung der möglichen N-Auswaschung im Kyffhäuserkreis.....	72

Abbildung 29: Lineare Abhängigkeit der N-Auswaschung vom Niederschlag am Beispiel eines Standortes im Kyffhäuserkreis	75
Abbildung 30: Beispiel - Unsicherheit 'Niederschlag': Niederschlagsklassen und N-Auswaschung	76
Abbildung 31: Bodenheterogenität und N-Auswaschung	78
Abbildung 32: Vergleich des Metamodells mit einer Prozesssimulation zur N-Auswaschung im Gebiet 'Querfurter Platte'	108
Abbildung 33: Plausibilitätskontrolle der ökonomischen Kenngrößen	109
Abbildung 34: Datenmodell 'METASA'	110
Abbildung 35: Zeitverlauf der N-Auswaschung nach Reduzierung der Stickstoffdüngung im Jahr 2000 um 20 % bzw. 50 %	122

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Zielgrößen der methodischen Ansätze für die Projektgebiete Torgau und Saale.....	21
Tabelle 2: Identifikation der Einzelobjekte.....	26
Tabelle 3: Anteil der Bodenformen am gesamten Ackerland.....	27
Tabelle 4: Anbauverhältnisse der berücksichtigten Feldfrüchte.....	34
Tabelle 5: Erträge beim konventionellen Landbau außerhalb von TWSG.....	35
Tabelle 6: Erlöse für Feldfrüchte und Heu (inkl. MWST)	36
Tabelle 7: Arbeitskraftstunden auf Flächen außerhalb von TWSG.....	38
Tabelle 8: Prämien im Programm Umweltgerechte Landwirtschaft im Freistaat Sachsen	39
Tabelle 9: Sensitivität der Ergebnisse auf die definierten Unsicherheitsspannen der Eingangsgrößen.....	42
Tabelle 10: Standorttypen im Kyffhäuserkreis	52
Tabelle 11: Agrarstatistische Kennzahlen des Kyffhäuserkreises	53
Tabelle 12: Betriebstypen der Projektregion	54
Tabelle 13: Auswertungsmatrix.....	58
Tabelle 14: NRUs im Kyffhäuserkreis	61
Tabelle 15: Ergebnisse der multiplen linearen Regressionsanalysen	63
Tabelle 16: Parameter der Heterogenitätsrechnung 1	69
Tabelle 17: Parameter der Heterogenitätsrechnung 2.....	71
Tabelle 18: Unsicherheitsgrößen der ökologischen Analyse.....	73
Tabelle 19: Ökonomische Kenngrößen der Pflanzenproduktion.....	81
Tabelle 20: Rüben- und Kornerträge verschiedener Bewirtschaftungsvarianten	82
Tabelle 21: Preise für ökologisch und konventionell erzeugte Lebensmittel (Januar 2001)....	83
Tabelle 22: Funktion für veränderliche Kosten in Abhängigkeit des Produktionswertes	84
Tabelle 23: Flächenzahlungen nach Agenda 2000	85
Tabelle 24: Arbeitszeitbedarf für die Pflanzenproduktion.....	89
Tabelle 25: Ökonomische Kenngrößen der Tierproduktion	90
Tabelle 26: Tierprämien nach EU-Agrarreform und Agenda 2000.....	91
Tabelle 27: Arbeitszeitbedarf in der Tierproduktion	92
Tabelle 28: Ökonomische Kennwerte des Kyffhäuserkreises (Pflanzenproduktion).....	97
Tabelle 29: Kennwerte für die Tierproduktion	98
Tabelle 30: Unsicherheitsgrößen der ökonomischen Analyse.....	99

Tabelle 31: Sensitivität der Ergebnisse auf die definierten Unsicherheitsspannen der Eingangsgroßen (Gegenwartszenario), relative Abweichung vom wahrscheinlichsten Wert [in %]	105
Tabelle 32: Sensitivität der Ergebnisse auf die definierten Unsicherheitsspannen der Eingangsgroßen (Zukunftszenario), relative Abweichung vom wahrscheinlichsten Wert [in %].....	106

VERZEICHNIS DER ABBILDUNGEN

(3. 1)	<i>H</i> -Test	18
(4. 1)	Nitratkonzentration im Sickerwasser	29
(4. 2)	Mathematische Definition einer NRU	60
(4. 3)	Metamodell	62
(4. 4)	Güte des Regressionsansatzes	62
(4. 5)	Bildung von Teilmengen	66
(4. 6)	k-dimensionale Teilmenge	69
(4. 7)	Mittlere N-Auswaschung	72
(4. 8)	Größe des Niederschlagintervalls	75
(4. 9)	Unsicherheit des Niederschlagterms	76
(4. 10)	Gesamtunsicherheit des ökologischen Ansatzes	77
(4. 11)	Minimale und maximale N-Auswaschung	78
(4. 12)	Beispielsrechnung zur Unsicherheit des Niederschlags	79
(4. 13)	Berechnung der unteren und oberen Unsicherheitsgrenzen	79
(4. 14)	Fruchtartspezifischer Faktor zur Berechnung der veränderlichen Kosten in Abhängigkeit der Leistungsklasse	84
(4. 15)	Produktionswert einer Betriebsform als kumulative Größe in einer Projektregion	93
(4. 16)	Gesamt-Produktionswert	93
(4. 17)	Veränderliche Kosten einer Betriebsform als kumulative Größe in einer Projektregion	93
(4. 18)	Fixkosten gesamt	93
(4. 19)	Flächenzahlungen	94
(4. 20)	Ausgleichszahlung für Agrarumweltprogramme	94
(4. 21)	Ausgleichszahlung in Wasserschutzgebieten und benachteiligten Gebieten	94
(4. 22)	Wertschöpfung	95
(4. 23)	Arbeitszeitbedarf	96
(4. 24)	Arbeitskosten	96

(4. 25)	Zinsansatz für Besatzkapital	96
(4. 26)	Grundrente	96
(4. 27)	Mittlere N-Auswaschung im Projektgebiet	112
(4. 28)	Gesamt-N-Fracht eines Jahres im Projektgebiet	112
(4. 29)	Gesamt-Arbeitszeitbedarf	112
(4. 30)	Kumulierte Wertschöpfung im Projektgebiet	112

SYMBOLE

Symbol	Beschreibung	Einheit
γ	Größe eines Niederschlagsintervalls	kg ha ⁻¹ a ⁻¹
ε_c	Unsicherheit aufgrund gewählter Niederschlagsklassen	-
ε_{ges}	Unsicherheit gesamt	-
$\varepsilon_{ges_pos/neg}$	Unsicherheit gesamt (im positiven bzw. negativen Bereich)	-
a_0	Achsenabschnitt	kg ha ⁻¹ a ⁻¹
$AdNK$	Anzahl der Niederschlagsklassen	-
a_i	Regressionskoeffizienten	-
Ako	Arbeitskosten	€
AL_{ges}	Ackerland gesamt	ha
AUM	Flächenbeihilfe für Agrarumweltprogramme gesamt	€
AUM_i	Spezifische Flächenbeihilfe für Agrarumweltprogramme	€ ha ⁻¹
AZ	Spezifische Ausgleichszahlung für TWSG und BG	€ ha ⁻¹
AZB	Arbeitszeitbedarf	h a ⁻¹
AZB_{BE}	Arbeitszeitbedarf für Betriebsführung	h ha ⁻¹
AZB_{FL}	Fruchtartspezifischer Arbeitszeitbedarf	h ha ⁻¹
AZB_{ges}	Arbeitszeitbedarf gesamt	h
AZB_{LK}	Arbeitszeitbedarf in einem Landkreis	h
AZB_{PG}	Arbeitszeitbedarf im Projektgebiet	h
AZB_T	Tierartspezifischer Arbeitszeitbedarf	h St. ⁻¹
AZ_{ges}	Ausgleichszahlung gesamt	€
BK	Betriebskapital	€
C_{ums}	umsetzbarer Kohlenstoff	kg ha ⁻¹ a ⁻¹
d_i	Güte des Regressionsansatzes	-
Er_i	Mittlerer Ertrag	dt ha ⁻¹
Er_j	Jahresproduktion	Einheit St. ⁻¹
F_{an}	Landkreis-Fläche innerhalb EZG	%
F_{FA}	Fruchtartspezifischer Faktor	-
FK	Fixkosten	€ ha ⁻¹ a ⁻¹
$Fläche$	prozentualer Flächenanteil	-
FL_{ant}	Flächenanteil	%
FL_{AUM}	Bewirtschaftete Landfläche nach Agrarumweltprogramm	ha ⁻¹
FL_{BF}	Landwirtschaftliche Nutzfläche nach Betriebsform	€
FL_i	Anbaufläche einer Fruchtart	ha
FL_{NRU_i}	Flächenanteil einer NRU	ha
$FL_{TWSG/BG}$	Bewirtschaftete Landfläche im TWSG und BG	ha
F_{VK}	Faktor für veränderliche Kosten	-
FZ_{BL}	Flächenzahlung nach Fruchtart und Bundesland	€ ha ⁻¹
FZ_{ges}	Flächenzahlung gesamt	€

Symbol	Beschreibung	Einheit
GE	k-dimensionale Teilmenge	-
GEO_{SP}	geospezifische Angaben	-
GR	Grundrente	€
GV_{BF}	Tierbestand einer Betriebsform	GV
GV_{ges}	Tierbestand gesamt	GV
GWB	Grundwasserneubildung	mm a ⁻¹
H	Signifikanzniveau	-
I_i	Antriebsindikatoren	-
Ind	Indikator	-
$In_{11/2}$	Anzahl der Intervalle (Indikator 1 bzw. 2)	-
IW_{SP}	spezifische Indikatorwerte	-
k	Gruppen von Rängen	-
K	Theoretisch mögliche N-Auswaschung einer Projektregion	kg ha ⁻¹ a ⁻¹
K_{anz}	Anzahl möglicher Kombinationen	-
LB	Leitbodenart (z. B. Nr. 36)	-
LF_{BF}	prozentualer Anteil einer Betriebsform	-
LK_{an}	Flächenanteil eines Landkreises innerhalb des Projektgebietes	-
LN_{ges}	Landwirtschaftliche Nutzfläche gesamt	ha
LNT	Landnutzungstyp (GL / AL)	-
m	Anstieg der Funktion	-
N	Stichprobenumfang	-
N_{aus}	Stickstoff-Auswaschung	kg ha ⁻¹ a ⁻¹
$N_{aus_{ges}}$	jährliche Stickstofffracht	kg a ⁻¹
n_i	Beobachtungen aus der Gruppe i	-
$NIED$	Jahresniederschlagsklasse	-
NO_3^-	Nitratkonzentration	mg l ⁻¹
NRU	Nutrient Response Unit	-
NRU_{anz}	Anzahl der NRUs	-
P_i	Erzeugerpreis Pflanzenproduktion	€ dt ⁻¹
P_j	Erzeugerpreis Tierproduktion	€ Einheit ⁻¹
PW_{BF}	Jährlicher Produktionswert einer Betriebsform	€ a ⁻¹
PW_{BF}	Produktionswert nach Betriebsform im Projektgebiet	€
$PW_{kon/int/oeko/ges}$	Produktionswert aus konventioneller, integrierter und ökologischer Landwirtschaft bzw. gesamt	€
$PW_{PP/TP}$	Produktionswert Pflanzenproduktion/ Tierproduktion	€
R	Vergleichswert	-
r_i	Summe der Rangzahlen aus der Gruppe i	-
s	Schätzer für die Standardabweichung	-

Symbol	Beschreibung	Einheit
SL	Stundenlohn	€ h ⁻¹
Sum_{FA}	Anbaufläche der berücksichtigten Fruchtarten	ha
SUM_{FL}	Summe der kalkulierten Fläche	ha
Sum_T	In der Kalkulation berücksichtigte GV	GV
SUM_T	Summe des kalkulierten Tierbestands	GV
T_i	Anzahl je Tierart	St.
T_j	Anzahl der gehaltenen Tiere	St.
T_M	Mittelwert des Tongehalts	%
TP_r	Tierprämie	€ Einheit ⁻¹
U_M	Mittelwert des Schluffgehalts	%
VK_{BF}	Veränderliche Kosten einer Betriebsform pro Jahr	€ a ⁻¹
VK_{BF}	Veränderliche Kosten nach Betriebsform	€ a ⁻¹
VK_T	Veränderliche Kosten je Tier	€ a ⁻¹
$WS_{PP/TP}$	Wertschöpfung Pflanzenproduktion/Tierproduktion	€ a ⁻¹
WS_{LK}	Wertschöpfung in einem Landkreis	€ a ⁻¹
WS_{PG}	Wertschöpfung im Projektgebiet	€ a ⁻¹
x	Leistungsklasse	-
X_a	Mittelwert der N-Auswaschung aller Niederschlagsklassen	kg ha ⁻¹ a ⁻¹
X_g	Mittelwert der N-Auswaschung der größten Niederschlagsklasse	kg ha ⁻¹ a ⁻¹
X_k	Mittelwert der N-Auswaschung der kleinsten Niederschlagsklasse	kg ha ⁻¹ a ⁻¹
y_i	Beobachtungswerte	-
z	Potenz von x	-
Z	Zinssatz	-
ZB	Zinsansatz für das Besatzkapital	€

ABKÜRZUNGEN

ABIMO	Abflussbildungsmodell
AdNK	Anzahl der Niederschlagsklassen
AEI	Agri-Environmental Indicators
AF	Ackerfläche
AfA	Absetzung für Abnutzung
AGZ	Ausgleichszahlung
AK	Arbeitskräfte
AKh	Arbeitskraftstunden
AKmin	Arbeitskraftminuten
AL	Ackerland
AUM	Agrar-Umweltmaßnahmen
AZ	Ausgleichszahlung
AZB	Arbeitszeitbedarf
BEFU	Düngungsberatungsprogramm der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft
BF	Betriebsform
BG	Benachteiligtes Gebiet
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BL	Bundesland
BMVEL	Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft
BT	Betriebstyp
BÜK	Bodenübersichtskarte
C	Kohlenstoff
CANDY	Carbon and Nitrogen Dynamics
CORINE	Coordinated Information on the Environment
DVWK	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.
DWD	Deutscher Wetterdienst
EU	Europäische Union
EUROSTAT	Europäische Statistik
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
EZG	Einzugsgebiet
FF	Fruchtfolge
FGM	Flussgebietsmanagement
GbR	Gesellschaft bürgerlichen Rechts
GF	Grundförderung
GIS	Geographisches Informationssystem
GL	Grünland
GV	Großvieheinheit
GW	Grundwasser
GWB	Grundwasserneubildung
int	integriert
K	Kalium
KA4	Bodenkundliche Kartieranleitung (4. Auflage)
KOM	Kommission der Europäischen Gemeinschaften
kon	konventionell

KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.
KULAP	Kulturlandschaftsprogramm
KWb	Klimatische Wasserbilanz
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LB	Leitboden
LBA	Leitbodenart
LF	Landwirtschaftliche Nutzfläche
LGR	Landwirtschaftliche Gesamtrechnung
LKI	Leistungsklasse
LKo	Lohnkosten
LKr	Landkreis
LLG	Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau (Sachsen-Anhalt)
LN(T)	Landnutzung(s-Typ)
LSA	Land Sachsen-Anhalt
LUFA	Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt
LVZ	Landwirtschaftliche Vergleichszahl
MAGPIE	Modelling Agricultural Pollution and Interactions with the Environment
METASA	Metamodell zur Agrarsystemanalyse
METASAALE	Metamodell zur Agrarsystemanalyse im Einzugsgebiet der Saale
MMK	Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung
MW	Mittelwert
N	Stickstoff
ND	Netto-Deckungsbeitrag
nFK	nutzbare Feldkapazität
NH ₄ ⁺ (-N)	Ammonium (-Stickstoff)
N _{min}	mineralischer Stickstoff
NO ₃ ⁻ (-N)	Nitrat (-Stickstoff)
NPP	Nettoprimärproduktion
NRU	Nitrogen Response Unit
NU	Netto-Umsatz
OECD	Organisation for Economic Co-Operation and Development
öko	ökologisch
OMS	Objekt-orientiertes Modellierungssystem
P	Phosphor
PP	Pflanzenproduktion
RAUMIS	Regionalisiertes Agrar- und Umweltinformationssystem für die Bundesrepublik Deutschland
REPRO	Name des Betriebsbilanzierungsmodells der Universität Halle
RGV	Raufutterfressende GV
SBA	Stickstoff-Bedarfsanalyse
SMUL	Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft
SQL	Structured Query Language
StLF	Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten
StT	Standorttyp
TLL	Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft
TM	Trockenmasse
TMLNU	Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt
TP	Tierproduktion
TWSG	Trinkwasserschutzgebiete
UA	Umweltgerechter Ackerbau
UBA	Umweltbundesamt

UFZ	Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
UL	Umweltgerechte Landwirtschaft
VBA	Visual Basic for Applications
VK	Variable oder veränderliche Kosten
VO	Verordnung
WMZ	wirksame Mineralisierungszeit
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
WS	Wertschöpfung
WTB	Wareterminbörse
ZI/II	Zusatzförderung I/II
ZMP	Zentrale Markt- und Preisberichtsstelle für Erzeugnisse der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft GmbH
ZR	Zuckerrüben

EINHEITEN

Einheit	Beschreibung
€	Euro
a	Jahr
Ct	Euro Cent
d	Tag
DM	Deutsche Mark
h	Stunde
ha	Hektar
kg	Kilogramm
km ²	Quadratkilometer
l	Liter
mg	Milligramm
Mio.	Million
mm	Millimeter
Mon.	Monat
St.	Stück
t	Tonne

1 EINLEITUNG

Innerhalb der Europäischen Union (EU) werden seit dem Jahr 2000 die wasserwirtschaftlichen Maßnahmen der Gemeinschaft durch die Richtlinie 2000/60/EG (Wasserrahmenrichtlinie, WRRL, EU 2000) geregelt. Diese Richtlinie weist als wichtiges Ziel den guten chemischen und ökologischen Zustand für alle Gewässer aus. Zur Umsetzung dieses Zieles ist ein Flusseinzugsgebietsmanagement gefordert, das umfassende Informationen über die Belastung der Gewässer und deren Ursache bereitstellt. Ein elementarer Bestandteil sind die Bewirtschaftungspläne mit einer zusammenfassenden Darstellung *signifikanter Belastungen* und *anthropogener Einwirkungen auf den Zustand von Oberflächengewässer und Grundwasser*. Dabei sind neben punktuellen Eintragsquellen, die relativ exakt zu bestimmen sind, insbesondere diffuse Eintragspfade zu unterscheiden und flächendifferenziert darzustellen (BEHRENDT ET AL. 1999).

Im Rahmen eines integrierten¹ Flussgebietsmanagements und verwandter Landnutzungsanalysen stellen die agrarischen Aktivitäten ein zentrales Element dar (LAWA 2003). Darin ist eine Kombination von ökologischen und ökonomischen Parametern unabdingbar, um Szenarioberechnungen durchführen zu können und gezielte Politikberatung im Sinne von Nachhaltigkeit zu leisten.

Das UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH beteiligt sich intensiv an diesen Forschungsaktivitäten. Besonders hervorzuheben sind die Arbeiten in den bereits abgeschlossenen Verbundprojekten 'Elbe-Ökologie' (KRÖNERT ET AL. 2000) und 'Nachhaltige Wasserwirtschaft und Landnutzung' (HORSCH ET AL. 2001) sowie das aktuelle Forschungsprojekt 'Integriertes Flussgebietsmanagement am Beispiel der Saale' (RODE 2001). Die hier vorgestellte Arbeit ist Teil der zwei zuletzt genannten Projekte für den Bereich landwirtschaftliche Landnutzung. Darin werden exemplarisch die Kenngrößen Nitratauswaschung, Wertschöpfung und Arbeitszeitbedarf berechnet, um den Einfluss der landwirtschaftlichen Aktivitäten (Pflanzen- und Tierproduktion) im Flussgebiet zu quantifizieren. Die Methodenentwicklung steht dabei im Vordergrund. Exemplarische Szenariorechnungen innerhalb dieser Methodenbeschreibung verdeutlichen die Herangehensweise und geben ein Beispiel für die praktische Umsetzung. Der wesentliche Unterschied zwischen beiden Projekträumen liegt in der Flächenausdehnung (Torgauer Raum: 700 km² bzw. Saale-Einzugsgebiet: 23.000 km²) und der damit verbundenen Datenverfügbarkeit. Die Methoden der Landschaftsanalyse sind jedoch vergleichbar, da in beiden Fällen nur unscharfe Daten² vorliegen. Die hier vorgestellten Ansätze dokumentieren den aktuellen Stand eines Modells zur Landnutzungsbewertung, das

¹ Begriffe, die nicht als allgemein verständlich vorausgesetzt werden können, oder einer spezifizierten Definition bedürfen, sind mit einfacher Wellenlinie gekennzeichnet und im Glossar (S. 147) erklärt.

² Unscharfe Daten besitzen keinen genauen Flächen- und/oder Zeitbezug. Im Gegensatz dazu können scharfe Daten einer georeferenzierten Fläche und einem Zeitpunkt zugeordnet werden.

in der Abteilung 'Modellierung und Regionalisierung' (Sektion Bodenforschung) am UFZ erarbeitet wird.

1.1 PROBLEM

Das Stoffstrommanagement in der Landwirtschaft beeinflusst einerseits die Pflanzenproduktion und andererseits die Gewässerqualität. Die Abbildung dieses Zusammenhangs und die Quantifizierung der ökologischen und sozioökonomischen Auswirkungen von Landnutzungsstrategien ist auf der Skalenebene von großen Flusseinzugsgebieten eine sehr komplexe Aufgabe, da die Flächenbewirtschaftung sehr heterogen ist und meist keine punktspezifischen Informationen vorliegen. Daraus folgt die Notwendigkeit einer Unsicherheitsanalyse, die zur Bewertung von Maßnahmen wichtig ist.

1.2 ZIEL

Das Ziel dieser Arbeit ist die **Bereitstellung einer integrierten Methodik** zur Analyse von ökologischen Auswirkungen der agrarischen Landnutzung, am Beispiel der Stickstoff (N)-Auswaschung, für das Flussgebietsmanagement und den damit verbundenen sozioökonomischen Zusammenhängen. Dabei sind drei Hauptkriterien zu erfüllen:

- (1) Berechnung ökologischer- und korrespondierende sozioökonomische Kenngrößen,
- (2) Quantifizierung der Unsicherheiten dieser Kenngrößen und
- (3) ausschließliche Verwendung von allgemein verfügbaren Daten.

Die verwendeten Variablen zu Berechnung der Kenngrößen müssen in Abhängigkeit unterschiedlicher politischer Maßnahmen ermittelt werden können und die Zielgröße signifikant beeinflussen. Dies ist die Grundvoraussetzung für die Entscheidungsfindung zukünftiger Bewirtschaftungsstrategien. Weitere Nebenanforderungen bestehen in der Übertragbarkeit der Methode auf unterschiedlich strukturierte Gebiete und in der Konsistenz makroskaliger Metamodelle³ zu lokal validierten Prozessmodellen.

Aus dem Grundsatz heraus, dass ein Modell die komplexe Wirklichkeit vereinfacht widerspiegelt, kann der Anspruch nur darin bestehen, den zu betrachtenden Gegenstand auf verschiedenen Hierarchieebenen und mit dazu entsprechender Detailschärfe zu behandeln.

Der Anspruch auf eine hohe Genauigkeit ist dabei ebenso wichtig, wie die Komplexität der Systembetrachtung und eine Verknüpfung ökonomischer und ökologischer Fragestellungen.

Die eindimensionale Sichtweise dieser Arbeit, die sich in den Kontext einer nachhaltigen Landbewirtschaftung einordnen lässt, jedoch ausschließlich den Agrar-Umweltindikator

³ Metamodell: auch als 'Effektives Modell' oder 'Ersatzmodell' bezeichnet.

Stickstoffaustrag behandelt, wurde auf den betriebswirtschaftlichen Themenbereich ausgeweitet, da ökonomische Auswirkungen von Umweltmaßnahmen letztendlich über die Durchsetzbarkeit von Umweltprogrammen entscheiden. Der N-Austrag steht beispielhaft für die Analyse aller Agrar-Umweltindikatoren, die sich mithilfe von Metamodellen abbilden lassen.

Ökologische Zielgröße

Die Methode soll einen makroskaligen Berechnungsansatz für die vertikalen Stickstoffverluste aus der ungesättigten Wurzelzone enthalten. Die Zielgröße ist die N-Auswaschung ins Grundwasser, die sich aus der Flächenbilanz inkl. gasförmiger Verluste und unter Berücksichtigung der Umsatz- und Transportprozesse im Boden ergibt (Abbildung 1):

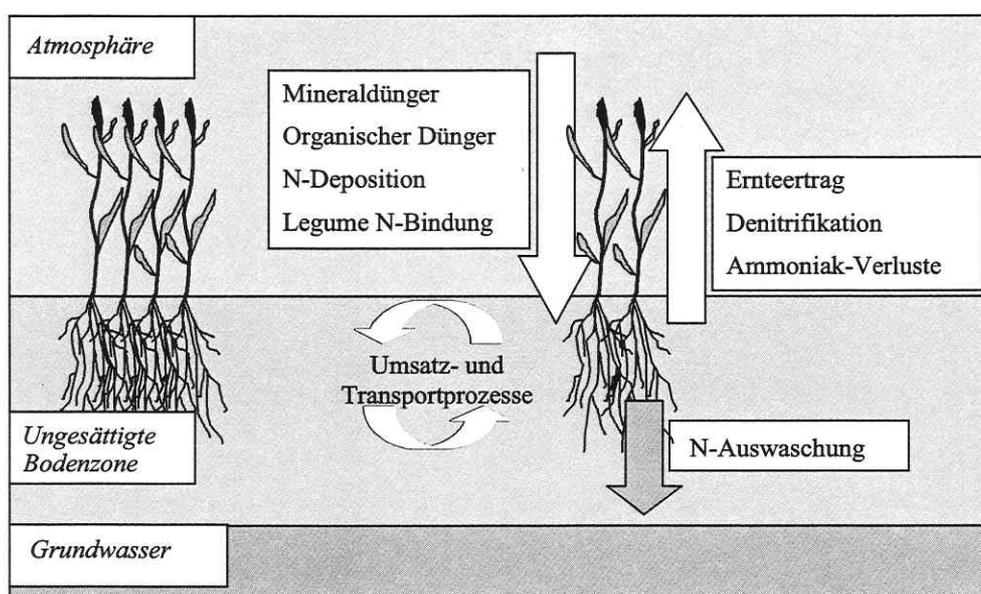


Abbildung 1: Stickstoffkreislauf im Boden

Der Anwendungsbereich beschränkt sich auf die typischen landwirtschaftlichen Bodennutzungsformen Ackerbau und Grünland, die ca. 54 % der bundesdeutschen Flächennutzung repräsentieren (STATISTISCHES BUNDESAMT 2002). Gemüseanbau und Dauerkulturen werden bei dieser Betrachtung nicht berücksichtigt. Die N-Auswaschung unter forstlich genutzten Flächen wird näherungsweise geschätzt.

Sozioökonomische Zielgrößen

Die sozioökonomischen Auswirkungen der agrarischen Landnutzung bilden die Wertschöpfung und der Arbeitszeitbedarf ab. Die monetären Effekte von Landnutzungsänderungen können innerhalb dieser Berechnungen auch auf interne Bilanzgrößen (wie die Flächenzahlung oder variable Kosten) projiziert werden.

2 STAND DER FORSCHUNG

Überhöhte Stickstofffrachten aus dem terrestrischen Bereich in aquatische Systeme verursachen negative Folgeerscheinungen für Flora und Fauna in vielen Gewässern und Probleme bei der Bereitstellung von Trinkwasser für den menschlichen Verzehr (KÜBLER & HÜPPE 1985). Die seit Jahren anhaltende Diskussion zu Minderungsstrategien für die Landwirtschaft hat zu einem sensibleren Umgang mit dem wichtigsten Pflanzennährstoff in der Praxis geführt und zugleich einen hohen Forschungsbedarf aufgezeigt (MEIBNER 2002). Neben der Grundlagenforschung, die z. B. die Dynamik von Bodenprozessen detailliert untersucht, werden mithilfe des daraus gewonnenen Systemverständnisses Aussagen auf größere Skalenebenen abgeleitet (vgl. MEIBNER 2000, FRANKO ET AL. 2001, HANSEN ET AL. 2001, KERSEBAUM & BEBLIK 2001). Diese zielgerichteten Modellansätze beschreiben die mannigfaltigen Einflüsse der ackerbaulichen Landnutzung und Grünlandbewirtschaftung auf angrenzende aquatische Systeme. Zielgerichtet deshalb, weil jedes Projekt und jede Bewertungseinheit einen ganz spezifischen Sachverhalt beschreibt, der sich meist räumlich und stofflich auf einzelne Projektgebiete oder Aufgabenstellungen beschränkt und entweder naturwissenschaftlich oder ökonomisch ausgerichtet ist. Andererseits existieren Modelle, wie z. B. das 'Landschaftsmodell Kraichgau' (DABBERT ET AL. 1999), die Modellkopplung von RAUMIS, GROWA98 und WEKU (GÖMANN ET AL. 2003) oder das 'Integrierte Bewertungsverfahren und seine beispielhafte Anwendung im Torgauer Raum' (HORSCH ET AL. 2001B), die in modularem Aufbau verschiedene Disziplinen und Bewertungsansätze integrieren. Der landwirtschaftliche Forschungsbereich liefert in diese Modelle sowohl ökologische als auch sozioökonomische Komponenten, die auf regionaler Ebene nur sehr grob zu schätzen sind.

In Großbritannien wird mit dem Modellsystem MAGPIE (Modelling Agricultural Pollution and Interactions with the Environment, LORD & ANTHONY 2000) ein Ansatz verfolgt, der großskalige Abschätzungen auf der Basis von Metamodellen realisiert.

In dem Projektverbund 'Elbe-Ökologie' wurden genestete Analysen durchgeführt und die Landnutzungsbewertung ebenfalls mithilfe von Metamodellen simuliert (BECKER ET AL. 1999). DREYHAUPT & FRANKO (2001) untersuchten dazu die Bedeutung der Variabilität der Eingangswerte und quantifizierten die Fehlergröße. Nur relativ wenige Arbeiten fokussieren auf die Unsicherheiten einer Landnutzungsanalyse. Einzelne Lösungsansätze zeigen beispielhaft wie die Genauigkeit einer Aussage vom verfügbaren Dateninput abhängt (vgl. JAWORSKI & LINKER 1990, HENGSDIJK & ITTERSUM 2001, FRANKO ET AL. 2001B, MERTENS & HUWE 2002).

2.1 SKALENBEREICH UND UNSICHERHEIT DER AUSSAGE

Die räumliche und zeitliche Skala einer Betrachtungseinheit entscheiden über die Unsicherheiten der Aussage. Eine Einteilung nach Mikro-, Meso- und Makroskalen definieren DYCK & PESCHKE (1995), wonach der Übergang von der Mikro- zur Mesoskala bei ca. einem Hektar liegt und die Makroskala eine Landfläche > 1.000 km² beschreibt.

Die im Folgenden exemplarisch diskutierten Beispiele beziehen sich auf die Modellierung landwirtschaftlicher Bodennutzungssysteme in der Mikro-, Meso- und Makroskale mithilfe des CANDY-Simulationssystems (FRANKO ET AL. 1995):

Betrachtungsebene 1: Mikroskale

Die kleinste Betrachtungsebene in bezug auf die Stickstoffmodellierung im System Boden-Pflanze bezieht sich auf eine punktgenaue Analyse, die in der praktischen Versuchsanwendung mit Lysimetern und kleinen Versuchsparzellen zu vergleichen ist. Hierzu zählt die 1-dimensionale Prozessmodellierung mit dem Simulationssystem CANDY, die die Umsatz- und Transportprozesse in Tagesschritten beschreibt. Als Eingabeparameter werden hierfür die modellspezifischen Bodenkennwerte (s. Abschnitt: 3.1.1) und die zu Tageswerten aggregierten Wetterdaten zu Niederschlag, Lufttemperatur und Globalstrahlung benötigt. Des Weiteren müssen alle Bewirtschaftungsdaten für Bodenbearbeitung, Aussaat und Ernte sowie die mineralische- und organische Düngung taggenau vorliegen. Die Ergebnisgrößen liegen in Tagesauflösung vor und beschreiben somit einen zeitlichen Verlauf über die Simulationsjahre (vgl. DREYHAUPT 2001).

Betrachtungsebene 2: Mesoskale

Dieselbe Methodik setzt eine Betrachtung auf Betriebsebene voraus, die von FRANKO & SCHENK (2000) mit der Regionalisierungssoftware CANDY+GIS umgesetzt wurde. Alle Boden-, Wetter- und Managementdaten müssen schlaggenau vorliegen. Der Unterschied zu Betrachtungsebene 1 liegt in der Berücksichtigung der kleinräumigen Heterogenität eines Ackerschläges. Das Relief wird hierbei nicht berücksichtigt, jedoch kann es zwischen 1 und 100 ha Schlaggröße zu Unterschieden in der Bodentextur kommen, die mit Untergliederung in Teilschläge und/oder in Sensitivitätsanalysen zu erfassen sind (UTHEMANN 1996).

Betrachtungsebene 3: Makroskale

Auf der Makroskale wird die landwirtschaftliche Bodennutzung einer Region mit 'unscharfen Daten' beschrieben, d. h. die schlaggenauen Informationen über die Bewirtschaftung einzelner Ackerschläge und deren zeitlicher Ablauf liegen nicht vor. Somit muss eine Beschreibung der Flächennutzung auf der Basis allgemein verfügbarer Daten erfolgen, d. h. die sich auf Anbauverhältnisse der Fruchtarten und Viehbestände eines definierten Raumes (z. B. Landkreis) stützt. Ergänzend können stichprobenartig Interviews mit Betriebsleitern und Vertretern der Fachbehörden durchgeführt werden, um Zusatzinformationen bezüglich Fruchtfolgen, Düngung und Verteilung der Tierbestände zu beschaffen. Die Simulation der Bodenprozesse erfolgt ausschließlich auf der Basis von Musterfruchtfolgen, die die reale Bewirtschaftung in ihrer Vielfalt näherungsweise beschreiben.

2.2 LANDSCHAFTS- UND BODENPROZESSMODELLE

Zur Untersuchung und Bewertung des Wasser- und Stickstoffhaushaltes wurden in den letzten Jahren zunehmend Simulationsmodelle eingesetzt. Auf dieser Basis können Landnutzungsvarianten gefunden werden, die unter Ausnutzung des regionalen Regulationspotenzials zu einer Verminderung des Nährstoffaustrages in benachbarte Ökosysteme führen (FRANKO 1996, VOLK & BANNHOLZER 1999). Diese Prozessmodelle können als eigenständige Analyseinstrumente verwandt werden sowie als Teil eines Landschaftsmodells. Ein Landschaftsmodell zeichnet sich durch eine umfassende -meist interdisziplinäre- Analyse einer Projektregion aus (vgl. DABBERT ET AL. 1999).

Alle Modellansätze leiten sich von ihrer speziellen Zieldefinition ab. Dabei ist grundsätzlich zwischen rein statistisch unterlegten Ansätzen und dynamisch basierten Modellen zu unterscheiden.

Stickstoffmodellierung versus -bilanzierung

Bekanntere Verfahren (z. B. WENDLAND ET AL. 1993), die die Landnutzung und den Stoffaustrag charakterisieren, basieren auf statistischen Pauschalansätzen und berücksichtigen nicht die interaktive Wirkung von Bewirtschaftungsformen bzw. Fruchtfolgen. Dies kann zu Fehleinschätzungen aufgrund nicht berücksichtigter Einflussfaktoren führen.

Beispiel: Ein Ackerbaubetrieb kann durch das Fruchtfolgeregime, in Kombination mit Düngereinsatz und Bodenbearbeitung, den Humusgehalt des Oberbodens beeinflussen und somit die Wasser- und Stoffflüsse indirekt steuern. Dabei werden systemische Interaktionen und logische Zusammenhänge deutlich. Im Gegensatz dazu liefern reine Statistikauswertungen nur eine Bilanz zwischen fest definierten und empirisch ermittelten Sachverhalten.

Die geforderten Komplexbetrachtungen leisten detaillierte Simulationsmodelle, die aber aufgrund zu geringer Datendichte auf großer Skalenebene nicht anzuwenden sind.

Im Folgenden werden Modelle zur Beschreibung von Stickstoffflüssen zitiert sowie Landschaftsmodelle, die eine interdisziplinäre Betrachtungsweise enthalten.

Abschnitt 2.2.1 der nachfolgenden Literaturliste beschreibt Prozessmodelle und Bilanzansätze, die Stickstoffflüsse auf der Meso- und Makroskala aufzeigen. Wenige Landschaftsmodelle (Abschnitt 2.2.2) verknüpfen die Stoffströme mit ökonomischen Kennwerten. Wiederum andere betrachten die Unsicherheit solcher Analysen (Abschnitt 2.2.3). Die Auswahl in Abschnitt 2.2.4 umfasst alle drei Ansätze als Teil eines integrierten Flussgebietsmanagements. Anhang 1 listet weitere Simulationsmodelle und Bilanzansätze zur Quantifizierung des diffusen Stoffaustrages auf und gibt die möglichen Anwendungsbereiche Ökonomie / Ökologie / Unsicherheiten an.

2.2.1 Meso- und makroskalige Stickstoffmodelle

Die meisten Stickstoffmodelle erfordern einen sehr detaillierten Dateninput, der auf der Mesoskala oft nur durch Parameterableitung aus groben Kartengrundlagen und standortüblichen Bewirtschaftungsszenarios zu erzeugen ist. JOHANSSON ET AL. (2002) haben dazu Algorithmen für die Verhältnisse in Großbritannien entwickelt. Eine Übersicht der Forschungsaktivitäten in den USA und den Kenntnisstand bis 1987 gibt FAIRCHILD (1987). Darin werden anhand von Fallbeispielen die Zusammenhänge von landwirtschaftlicher Bodennutzung und Grundwasserqualität, insbesondere die Nitratkonzentration, erläutert.

Zu den **Bilanzkalkulationen** zählen das N-Bilanz-Modell von GEBEL (2000), der Nitratatlas von WENDLANDT ET AL. (1993) und der DVWK-Berechnungsansatz in FREDE & DABBERT (1998) sowie das FuN-Balance-Modell von MERTENS & HUWE (2002). Letzteres ist durch eine Fuzzifizierung der Eingangsvariablen zusätzlich mit einer Unsicherheitskomponente ausgestattet. Weitere methodische Instrumente beschreiben WERNER & WODSACK (1994), BACH (1987, 1993), WENDLAND ET AL. (1993), DVWK (1999), BEHRENDT ET AL. (1999) sowie EISELE & LEIBUNDGUT (2002) als räumlich-differenzierte Stoffbilanzmodelle. PRASUHN (1999), FÖHSE & FEHR (1999) geben Fallbeispiele zur Einzugsgebietsbilanzierung. Alle Modelle haben reinen Bilanzcharakter, d.h. sie bilden die reale Landnutzung als statisches Element ohne Wechselwirkungen innerhalb eines Anbausystems ab und behandeln somit jede Fruchtart und jedes Tier als isolierte Einheit, die eine festgelegte Größenordnung an Nährstoffen emittiert.

Metamodelle zur Schätzung des diffusen Stoffaustrages entwickelten BECKER ET AL. (1999) und FORSMAN ET AL. (2001) für das Flussgebietsmanagement sowie LORD & ANTONY (2000), die das Modellsystem MAGPIE für den britannischen Raum validierten. MAGPIE ist eine nationale Agrar-Umwelt-Datenbank mit integrierten Nitrat-Modellierungstools, die zur Unterstützung der Politikberatung entwickelt wurde. Geodaten und Modelle sind über ein Geographisches Informationssystem (GIS) miteinander verknüpft und über eine Nutzeroberfläche zu bedienen. Die Daten über Ackerkulturen und Viehbestand aus der Agrarstatistik wurden entsprechend der Landnutzungskartierung regionalisiert. Boden- und Wetterdaten sowie die Höhe ü. NN. wurden auf ein 1×1 km-Raster interpoliert und zu digitalen Karten zusammengestellt. Die verwendeten Prozessmodelle mussten soweit vereinfacht werden, dass sie mit der geringen Datenverfügbarkeit den entsprechenden Nitrataustrag kalkulieren konnten. Ein dafür konzipiertes Metamodell besteht aus drei Phasen: Modellphase 1 berechnet die Nitratverluste im Ackerbau in Abhängigkeit der Stickstoff-Mineralisierungsrate im Herbst. Ein standorttypisches Bewirtschaftungsverfahren – abgeleitet vom Modell NITCAT (LORD 1992) – wird vorausgesetzt. Für Grünland wird das Verlustpotential anhand der Viehbesatzdichte weidender Tiere (Kuh, Schaf) ermittelt. Der Nitratverlust pro Tier wurde für typische Weidesysteme vom Modell NCYCLE (SCHOLEFIELD ET AL. 1991) abgeleitet. Die zweite Modellphase behandelt die Nitratverluste in Abhängigkeit von Boden und Klimafaktoren. Für jede Rastereinheit wurden zuerst der mittlere jährliche Niederschlag, die potentielle Evapotranspiration, der Bodentyp und das Landnutzungssystem festgelegt. Verschiedene Simulationsszenarios mit dem Modell SLIM (ADDISCOTT & WHITEMORE 1991) dienen zur Ableitung eines vereinfachten 'SLIMMER' Algorithmus (ANTHONY ET AL. 1996). Die dritte

Modellphase kalkuliert mithilfe eines Wasser-Bilanz-Modells (MORECS, THOMPSON ET AL. 1981) und der zuvor ermittelten Stickstoffverluste die Nitratkonzentration im Sickerwasser. Eine Modellverifizierung zeigt eine gute Übereinstimmung der simulierten mit den gemessenen Werten, wobei das Modell keine Aussage über Unsicherheiten zulässt.

2.2.2 Interdisziplinäre Modelle und Methoden

Auf makroskaliger Ebene existieren Analyseninstrumente, die sowohl agrarpolitische als auch ökologische Fragestellungen behandeln. Das 'Regionalisierte Agrar- und Umweltinformationssystem für die Bundesrepublik Deutschland - RAUMIS' (WEINGARTEN 1995) beschreibt die Interdependenzen zwischen dem Agrar- und Umweltbereich unter verschiedenen Rahmenbedingungen. Eine Studie zum 'Agrarlandschaftswandel in Nordostdeutschland' von BORK ET AL. (1995) bewertet die potentiellen Auswirkungen einer Agrarreform auf das Norddeutsche Tiefland.

Das Modell NLEAP (Nitrate Leaching and Economic Analysis Package) von SHAFFERT ET AL. (1991) verfügt über ein ökonomisches Modul, das den Ertrag in Abhängigkeit des N-Einsatzes berechnet. Denselben Ansatz verfolgten SCHLÄPFER & ERICKSON (2001) bei der Kombination von Düngergaben zur Hauptfrucht und Zwischenfruchtanbau, um das Optimum zwischen Pflanzenproduktion und N-Auswaschung zu ermitteln.

2.2.3 Unsicherheitsanalysen

Die Simulationen von HABERLANDT ET AL. (2002) sowie MERTENS & HUWE (2002) weisen mithilfe von Fuzzy-Mengen Unsicherheiten aus. Damit wird der Einfluss der Inputdaten des Simulations- bzw. Bilanzansatzes auf die Genauigkeit der Ergebnisse quantifiziert.

In einer Fallstudie von HANSEN ET AL. (1999) wurden die Unsicherheiten mittels einer MONTE-CARLO-Analyse berechnet. Die Datenbasis beruht hauptsächlich auf offiziellen Statistiken und teilweise auf geschätzten Größen. Der hypothetische Jahresmittelwert in der betrachteten Region betrug 106 kg N je Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche (LF). Die Unsicherheiten drückt der Variationskoeffizient in Abhängigkeit der landwirtschaftlichen Praktiken aus. Er beträgt für Marktfrucht-, Rind- und Schweinebetriebe zwischen 20 und 40 %.

2.2.4 Integrierte Bewertungsverfahren

Das Verbundprojekt 'GLOWA - Elbe' (WECHSUNG 2003) verfolgt einen Ansatz zur hydrologisch-ökonomischen Bewertung von Szenarien (MESSNER 2002). Die hydrologische Modellierung bildet zusätzlich die Auswirkung möglicher Klimaentwicklungen auf den Wasserhaushalt ab (BECKER 2002).

Das 'Landschaftsmodell Kraichgau' beschreibt den Agrarsektor einer Region und verbindet dabei die ökologische Modellierung von Nitrat Auswaschung, Erosion und Biotopqualität mit den Auswirkungen von Agrarlandschaftsplanungen auf die Rentabilität der Betriebe

(DABBERT ET AL. 1999). Offene Fragen und Grenzen des Modells beschreibt SOMMER (1999) in bezug auf die Aussagegenauigkeit, die nicht im Modell integriert ist.

2.3 FORSCHUNGSANSATZ

Die vorgestellten Modelle und Bilanzansätze beschreiben teilweise die im integrierten Flussgebietsmanagement relevanten Bewertungsgrundlagen. Jedoch liefert keine Modellkombination die erforderliche Komplexität für den Agrarbereich, die für eine Anwendung im integrierten Flussgebietsmanagement erforderlich wäre (entsprechend der Zieldefinition, Abschnitt 1.2). Es ist ein Modellsystem gefordert, das die drei Bereiche Ökologie, Ökonomie und Unsicherheiten verbindet. Dieser neue Forschungsansatz bedingt Kompromisse hinsichtlich der Detailschärfe einzelner Disziplinen, da die Integration hier im Vordergrund steht und die Methodenentwicklung mit dieser Arbeit noch nicht abgeschlossen ist.

Aus Mangel an modellspezifischen Eingangsdaten müssen Strategien gefunden werden, um die charakteristischen Wechselbeziehungen einer Landbewirtschaftung zu erfassen und in Form eines neuen Modellansatzes auf größeren Skalen abzubilden. Das Modell muss in der Lage sein, mithilfe geeigneter Indikatoren den interaktiven Zusammenhang zwischen Bewirtschaftungsformen und dem Stoffaustrag aufzuzeigen. Geeignete Indikatoren sind aus amtlich kontinuierlich erhobenen Statistikdaten und flächendeckenden Informationsdatenbanken (z. B. digitalen Bodenkarten) abzuleiten. Das Ergebnis stellt, in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsform und der Intensität der Landnutzung, die regionalisierten Stickstoffflüsse aus der ungesättigten Bodenzone ins Grundwasser dar. Durch eine einfache Modifikation der Eingangsparameter können Szenarioeffekte abgebildet werden.

3 MATERIAL UND METHODEN

Innerhalb der Methodenentwicklung werden mathematische Modelle, statistische Methoden und aufgabenspezifische Softwaretools angewandt.

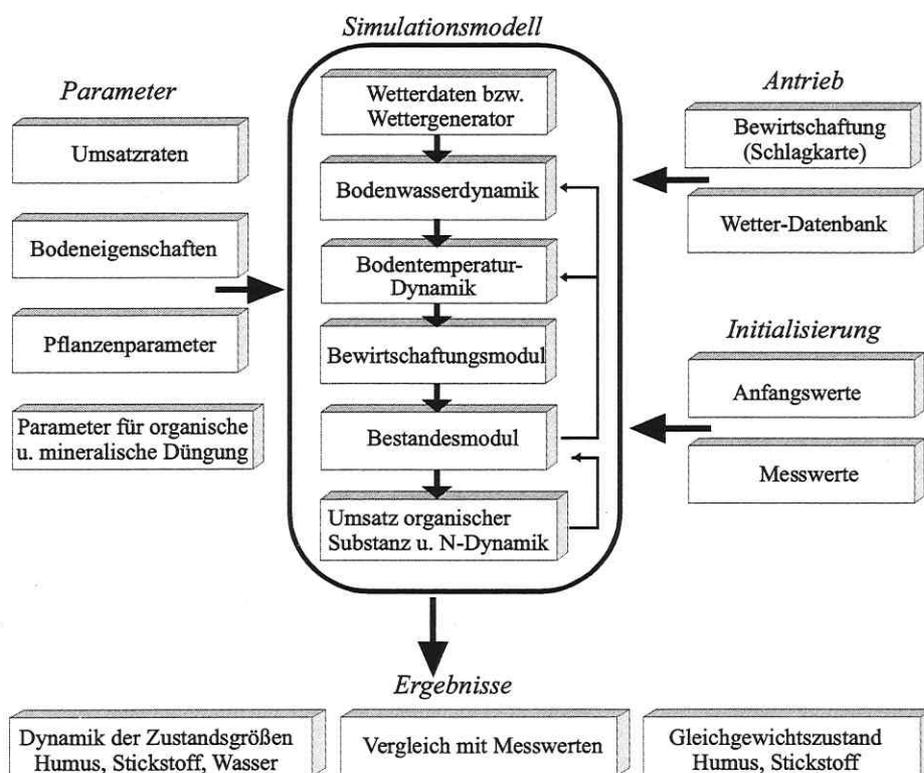
3.1 MODELLE

Dieser Abschnitt beschreibt ein dynamisches Modell zur Simulation des N-Haushaltes im Boden und zwei Bilanzmodelle für die Kalkulation der Stickstoffflüsse in Landwirtschaftsbetrieben.

3.1.1 *Das Simulationssystem CANDY*

CANDY (Carbon and Nitrogen Dynamics) ist ein eindimensionales Prozessmodell, das Wasser-, Temperatur- und Stofftransporte im Ackerboden simuliert und in Tagesschritten rechnet (FRANKO ET AL. 1995). Es benötigt detaillierte Eingangsdaten zu Boden, Klima und Bewirtschaftung und liefert Modelldaten u. a. zum Kohlenstoffgehalt des Bodens und N-Auswaschung.

Die folgende Abbildung 2 zeigt die Modellstruktur mit statischen Eingabeparametern, Systemkomponenten und Antrieben bzw. Anpassungsdaten.



Quelle: FRANKO ET AL. (1995)

Abbildung 2: Aufbau des Simulationssystems CANDY

Das CANDY-System enthielt bisher Simulationsmodule für ackerbauliche Standorte und forstlich genutzte Flächen. Entsprechend der spezifischen Aufgabenstellung der vorliegenden Arbeit musste ein weiteres Modul für Dauergrünland entwickelt werden, das die N-Dynamik bei Weide- und Schnittnutzung beschreibt.

Modellierung von Bodenprozessen unter Dauergrünland

Das Dauergrünlandmodell basiert auf den Algorithmen der ackerbaulichen CANDY-Simulation. Da der Pflanzenbestand des Grünlands mit fortschreitendem Jahresgang von der vegetativen in die generative Wachstumsphase übergeht und dabei weniger Stickstoff aufnimmt, wurde in Abhängigkeit der Temperatursumme das N-Aufnahmepotential reduziert.

SCHILS ET AL. (1999) ermittelten die Ertragsdynamik bei guter N-Versorgung, die in der Modellentwicklung berücksichtigt wurde. Lysimeterstudien von ungedüngten, mit Gräsern bewachsenen Flächen zeigen sehr geringe Austragsraten von $< 5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, wenn der Aufwuchs entfernt wird (LOW 1973). WALTHER (1999) postuliert eine konstante Austragsrate von

6 - 7 kg ha⁻¹ a⁻¹ bis zu einem Düngungsniveau von 200 kg ha⁻¹ a⁻¹. Eine Reduktion dieser Größe tritt dann ein, wenn eine Grundwasserbeeinflussung vorliegt oder hohe Niederschläge zu vermehrter Denitrifikation, infolge wassergesättigter, anaerober Verhältnisse im Boden, führen. Nach BENKE (1992) sind Austragsraten von 100 kg ha⁻¹ a⁻¹ unter beweideten Grünlandflächen bei hoher N-Düngung (480 kg ha⁻¹ a⁻¹) zu erwarten. Ungedüngte Weiden weisen nach dieser Studie eine Austragsrate von ca. 20 kg ha⁻¹ a⁻¹ auf.

Vor diesem Hintergrund wurde das Dauergrünlandmodell des Simulationssystems CANDY parametrisiert und an einem Lysimeterversuch kalibriert, so dass das langjährige Mittel der Messwerte mit den Simulationsdaten übereinstimmt (s. Abbildung 3 und Abbildung 4). Den verwendeten Lysimetertyp und die Bewirtschaftungsmaßnahmen beschreiben MEIBNER ET AL. (2001) und SEEGER ET AL. (1996).

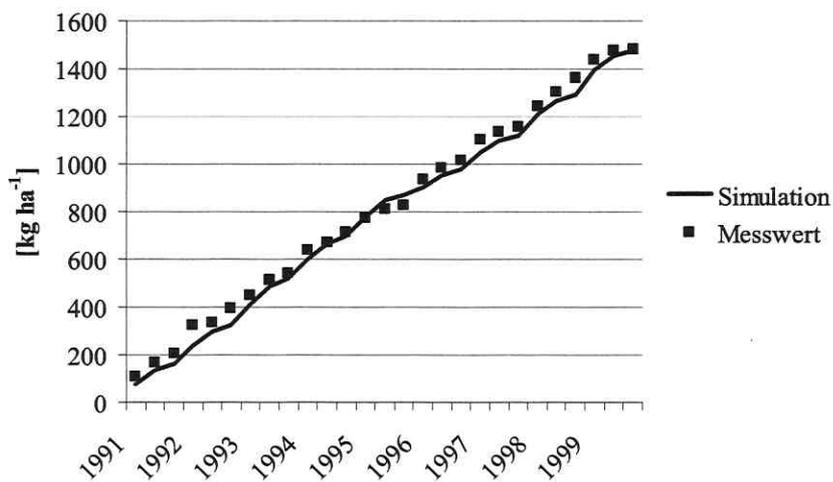


Abbildung 3: Kumulative N-Aufnahme von Grünland

Die simulierte N-Aufnahme als kumulativer Wert der 90er Jahre erreicht im 3. und 7. Jahr das Niveau der Messdaten und liegt in den Zwischenjahren knapp darunter. Die kumulierten Messwerte werden im Simulationsjahr 1999 nahezu erreicht.

Die Abbildung 4 zeigt den jahreszeitlichen N-Gehalt im Bestand bei drei Schnitten im Jahr.

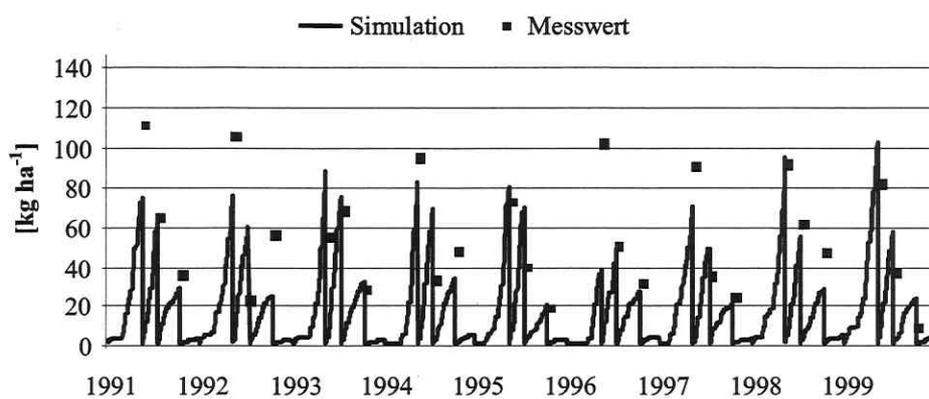


Abbildung 4: Langzeitdynamik der N-Aufnahme von Grünland

Die Messwerte dokumentieren die N-Aufnahme bis zum Schnittzeitpunkt. Die Simulation der Langzeitdynamik bildet die N-Gehalte im Pflanzenbestand des 2. und 3. Schnittes besser ab als die hohen Messwerte zum ersten Schnittzeitpunkt. Im Mittel zeigt das Simulationsergebnis gute Übereinstimmung mit den gemessenen Werten. Der Modellfehler liegt in dieser Bewertung bei 20,4 %.

Bei der Simulation des Dauergrünlands bestehen zwei Alternativen: Beweidung durch Milchkühe oder Wiesenutzung. Letztere Variante berücksichtigt den Düngereinsatz und den Nährstoffentzug durch Biomasse, der in ein oder mehreren Schnitten pro Jahr realisiert wird.

Zur Beweidung mit Milchkühen sind folgende Richtwerte zu beachten: Eine Kuh verzehrt täglich etwa 12 kg Gras (Trockenmasse) (PRIEBE 2002) mit einem N-Gehalt von 2,2 kg dt⁻¹ (HEYN ET AL. 2002). Dies entspricht einer N-Aufnahme von ca. 0,286 kg d⁻¹. Die Nährstoffausscheidung für Milchkühe in Grünlandregionen gibt die LLG - LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT UND GARTENBAU SACHSEN-ANHALT (2002A) mit 115 kg N a⁻¹ bzw. 0,315 kg N d⁻¹ an, wovon ca. 25 % durch Ammoniak-Emissionen entweichen (vgl. DÖHLER ET AL. 2000, TRUNK 1995, JARVIS & PAIN 1997, WHITEHEAD 1995). Anhang 2 enthält die erforderlichen Parameter für eine CANDY-Simulation.

Wettergenerator

Das Modellsystem CANDY ermöglicht mithilfe eines Wettergenerators (OELSCHLÄGEL 1992) die Simulation mit künstlich erzeugten Wetterdaten, die auf einer mindestens 15-jährigen Aufzeichnungsperiode von realen Witterungsdaten beruhen. Die in dieser Arbeit verwendeten Datengrundlagen werden an entsprechender Stelle (s. Abschnitt 4.2.3) dokumentiert.

Simulationsdauer

Um einen Landnutzungstyp zu charakterisieren ist es notwendig, zunächst alle temporären Einflüsse auszublenden und das Simulationsobjekt im stationären Zustand (steady state) zu betrachten. Diese Betrachtungsebene leisten ausschließlich statische Dauerversuche und kalibrierte Simulationssysteme, die sich im 'steady state' befinden. Die erforderliche Zeitdauer eines Feldversuches bzw. der Simulation ist einerseits vom Ausgangszustand des Systems und andererseits von den Einflussfaktoren Boden und Klima sowie von der Bewirtschaftung abhängig. Die Zustandsgrößen (z. B. Humus- und Nährstoffgehalt des Bodens) eines dynamischen Systems sind zu Beginn stark von den Anfangsbedingungen dominiert. Der Bewertungsgegenstand, der hier berücksichtigt werden soll, ist das Bewirtschaftungssystem (vgl. Abbildung 2, S. 12, *Antrieb*). Deshalb ist der Einfluss des Anfangszustands der Bodenparameter durch eine ausreichend lange Versuchs- bzw. Simulationsdauer auszuschließen. Dies führt zu Simulationszeiten von 100 - 600 Jahren. Innerhalb dieses Zeitraumes (z. T. früher) erreichen die Bodenkennwerte ein bewirtschaftungsspezifisches Niveau.

Bindungsform des Stickstoffs

Die berechnete N-Auswaschung bezeichnet den im Sickerwasser gelösten NO_3^- -N. Der Ammonium-Anteil wird bei dieser Betrachtung vernachlässigt, da dieser nur einem sehr geringen Anteil der total ausgewaschenen N-Menge entspricht (AMANN 1988).

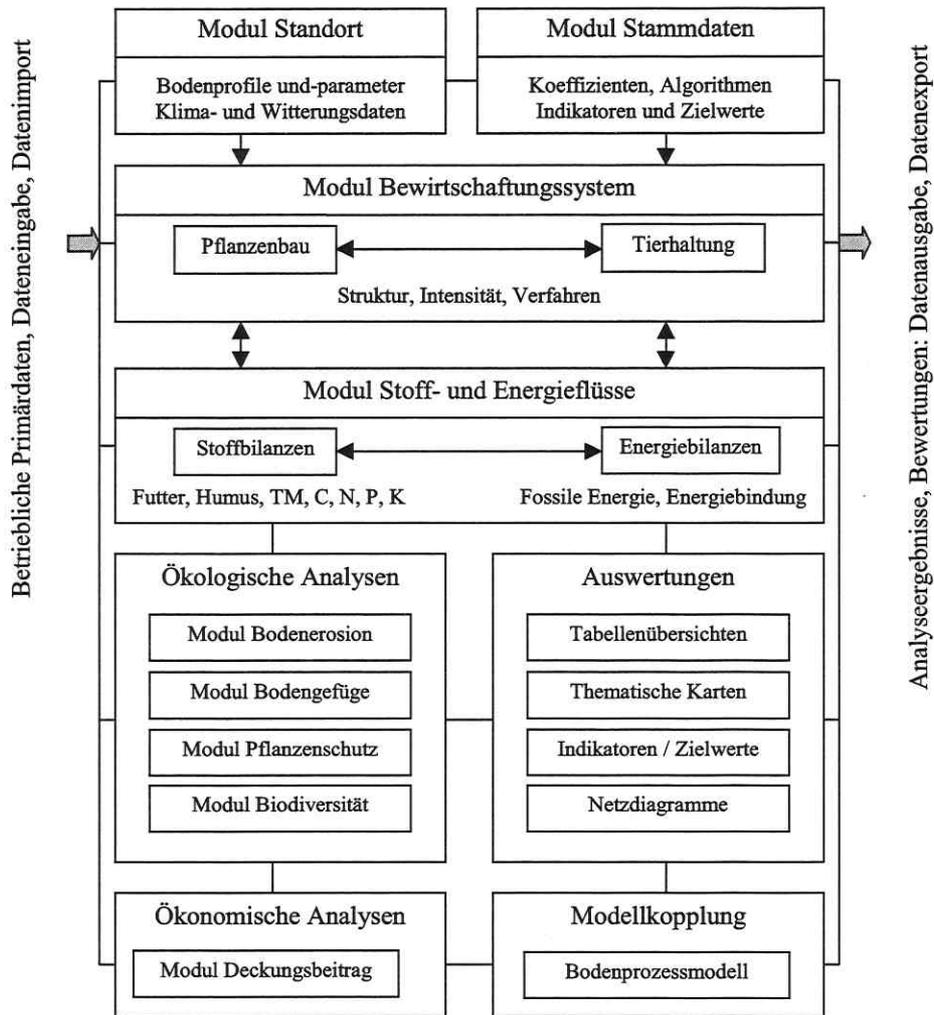
3.1.2 Die Stickstoff- Bedarfsanalyse

Die bedarfsorientierte Stickstoffdüngung ist ein elementarer Bestandteil der Landschaftsanalyse, da die Stoffflüsse und damit der Austrag in benachbarte Ökosysteme wesentlich davon abhängig sind. Zur Ermittlung des Düngerbedarfs verwendet die 'Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau' (LLG) des Landes Sachsen Anhalt das Stickstoff-Bedarfsanalyse-Modell (SBA). Die Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft nutzt das Düngungsberatungsprogramm BEFU, das dem SBA-Modell im Grundsatz entspricht. Beide Modelle benötigen neben dem N_{\min} -Gehalt des Bodens weitere Angaben zum Standort und zur angebauten Fruchtart sowie zur organischen Düngung (LUFÄ 2001, ANONYMUS 2000A). Der mineralische Stickstoff-Gehalt des Bodens wird aus Ergebnissen eines landesweiten Monitoring-Netzes (LLG 2002B) abgeleitet. Alle weiteren Eingabeparameter ergeben sich aus der Bewirtschaftungsweise eines Ackerschlagens.

Sowohl die gasförmigen N-Verluste aus dem Boden, als auch die atmogenen Einträge werden im SBA-System nicht berücksichtigt. Bei der Simulation des Nährstoffflusses im CANDY-System wird die Denitrifikation explizit berechnet und die N-Immission als fester Wert von $60 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, in Anlehnung an die Untersuchungen von RUSSOW ET AL. (2001) und WEIGEL ET AL. (1999), vorgegeben.

3.1.3 Das Betriebsbilanzierungsmodell REPRO

Aus den Informationen der Agrarstatistik und standörtlichen Gegebenheiten (Boden und Klima) können imaginäre Modellbetriebe mit Expertenwissen realitätsnah entwickelt und im Betriebsbilanzierungsmodell REPRO (HÜLSBERGEN ET AL. 2003) abgebildet werden. Das Modell ist modular aufgebaut und ermöglicht sowohl ökologische als auch ökonomische Analysen eines Agrarbetriebs. Die Auswertung wird in Tabellenübersichten, thematischen Karten, mit Indikatoren oder Netzdiagrammen durchgeführt. Eine Besonderheit bietet die Modellkopplung mit dem Bodenprozessmodell CANDY, die in dieser Arbeit zur Anwendung kommt. Abbildung 5 zeigt die Themenbereiche und inhaltlichen Zusammenhänge des Modells REPRO.



Quelle: HÜLSBERGEN 2003

Abbildung 5: Struktur des Modells REPRO

Die Reproduktion von stofflichen und monetären Flüssen eines realen landwirtschaftlichen Betriebes ist der eigentliche Nutzen dieses Computermodells. Eine abstrakte Abbildung aller Ackerbausysteme einer Projektregion erfordert die Aufgliederung komplexer Betriebseinheiten in logische Kompartimente. Abstrakte Einheiten, die in sich einen logischen Zusammenhang beschreiben, bilden die ackerbauliche Landnutzung ab. In der vorliegenden Modellanwendung besteht eine Bewirtschaftungseinheit aus einem 1 ha großen Ackerschlag mit definierter Fruchtfolge und organischem und/oder mineralischem Düngereinsatz, der auf die Standortverhältnisse angepasst ist. Das organische Düngeraufkommen spiegelt den Tierbestand artspezifisch und quantitativ wider. Eine feine Abstufung dieser kleinsten Einheiten

ermöglicht näherungsweise die Beschreibung der tatsächlichen Landnutzung einer Region. Unterschiedliche Kombinationen dieser Betriebseinheiten können denselben agrarstatistischen Daten (bezogen auf die Flächeneinheit Gemeinde oder Kreis) entsprechen, jedoch zu verschiedenen mittleren Austragsraten führen (z. B. durch ungünstige Verteilung der Viehbestände). Diese qualitative Spannweite ist ein Maß für die Unsicherheit der regionalisierten Aussage, die in Abschnitt 4.2.7.1 behandelt wird.

3.2 STATISTISCHE METHODEN

Dieser Abschnitt beschreibt die in der Arbeit angewandten statistischen Verfahren und verweist auf Literaturstellen mit entsprechenden Beispielen und Tabellenwerken.

3.2.1 Lineare multiple Regressionsanalyse

Die Regressionsanalyse dient zur Spezifizierung des funktionalen Zusammenhanges von zwei oder mehr (multiple R.) Merkmalen, die Zufallsgrößen sind (HARTUNG 1991). Besteht zwischen den Merkmalen ein linearer Zusammenhang, kann dieser mit einer linearen Regressionsanalyse untersucht werden. Ausführliche Informationen zur Regressionsanalyse und Beispiele sind in HARTUNG (1991) und SACHS (1992) zu finden.

3.2.2 H-Test

Der Kruskal-Wallis-Test (*H*-Test, KRUSKAL & WALLIS 1952) ist ein varianzanalytisches Verfahren für mehr als zwei Gruppen. Es prüft die Varianz der Stichproben-Rangnummern und gibt an, ob die Mittelwerte als signifikant verschieden angesehen werden können. Ein Beispiel für den *H*-Test findet sich in SACHS (1992, S. 393ff). Die Stichprobenanalyse fordert eine stetige Verteilung, jedoch keine Normalverteilung und keine gleichen Reihenlängen.

Die Simulationsergebnisse $N = \sum_{i=1}^k n_i$ mit den Umfängen n_1 bis n_k werden der Größe nach geordnet und mit Rängen von 1 bis n versehen. Mit der Summe der Ränge r_i der i -ten Stichprobe errechnet sich die Prüfgröße H aus Gleichung (3. 1):

$$H = \left[\frac{12}{N(N+1)} \right] \cdot \left[\sum_{i=1}^k \frac{1}{n_i} r_i^2 \right] - 3(N+1) \quad (3. 1)$$

wobei

H	[-]	=	Signifikanzniveau
N	[-]	=	Stichprobenumfang
k	[-]	=	Gruppen von Rängen
n_i	[-]	=	Beobachtungen aus der Gruppe i
r_i	[-]	=	Summe der Rangzahlen aus der Gruppe i

Auf einem vorgegebenen Niveau γ von z. B. 0,95 wird auf signifikante Unterschiede in den Reihenmittelwerten geschlossen. Hierbei gilt $H > \chi^2_{p^{-1}; 1-\gamma}$; wobei p die Anzahl der Freiheitsgrade beschreibt.

Die Quantile der χ^2 -Verteilung sind in HARTUNG (1991, S. 893) vertafelt.

Im Falle, dass die Stichproben normalverteilt sind und/oder gleiche Reihenlängen besitzen, kann auch die Methode der multiplen Vergleiche (Tests von Scheffé und Tukey oder Steel und Dwass, HARTUNG 1991) angewendet werden.

3.3 DATENMANAGEMENT

Ein wichtiger Bestandteil einer Simulationsstudie ist das Datenmanagement, das im Rahmen dieser Arbeit mithilfe eines Datenbanksystems und adaptierter Softwaretools organisiert wurde.

Relationale Datenbank

Eine relationale Datenbank verwendet eindeutig definierte Einträge, auf die mithilfe von codierten (SQL⁴-) Abfragen zugegriffen werden kann. In dieser Arbeit kam eine SYBASE-Datenbank zur Anwendung, die sowohl Eingangsdaten für die Simulationsrechnungen als auch Ergebnisgrößen enthält.

Software

Das standardisierte Datenbankmanagement führen Softwaretools aus, die speziell für die Anwendung der hier vorgestellten Methodik in der Programmiersoftware 'Borland DELPHI 5' entwickelt wurden.

Das Programm 'Attribute' (Anhang 3) fasst Einzelwerte der Simulation zu jährlichen Mittelwerten zusammen und erzeugt daraus eine dBase-Tabelle zur weiterführenden Analyse.

Zur Untersuchung der Bewirtschaftungsheterogenität wurde das Softwareprogramm 'META' entwickelt (Anhang 4). Es berechnet die Kombinationsmöglichkeiten einer Landbewirtschaftung. Die einzelnen Programmpakete werden in den entsprechenden Abschnitten inhaltlich erläutert.

Informationsbasis

Die Datengrundlage zur Ausführung der Methodik besteht aus digitalen Boden- und Klimakarten sowie Informationen aus der offiziellen Agrarstatistik. Detaillierte Erläuterungen und Quellen finden sich in den Abschnitten 4.1.1, 4.1.2 und 4.2.1.

⁴ SQL - Structured Query Language

3.4 INDIKATOREN

Ein Problem bei der Identifikation von Umweltbelastungen besteht in der flächendeckenden Datenbereitstellung, die in bezug auf den diffusen N-Austrag als ungenügend zu bezeichnen ist (KOM 2002). Daraus leitet sich die Notwendigkeit ab, einen oder mehrere Indikatoren zu verwenden.

Indikatoren sind Parameterbündel, die quantitative und qualitative Informationen über den Zustand und die Entwicklung komplexer Systeme geben. Umweltindikatoren der Agrarlandschaften (Agri-Environmental Indicators – AEI) geben Auskunft über die Nachhaltigkeit der Landnutzungssysteme, deren Einfluss auf benachbarte Ökosysteme sowie deren Veränderungen in ihrer zeitlichen und räumlichen Dimension (OECD 1998, DIEPENBROCK ET AL. 1998). PIORR (1998) stellt Agrarlandschaftsindikatoren als quantifizierte Informationen über Prozesse landwirtschaftlich genutzter Räume in ihrer zeitlichen Dynamik dar.

Ein sinnvoll angewandter Indikator beschreibt und bewertet die Landnutzung ausreichend genau und steht anstelle eines Bündels von Einzelinformationen. Es kann sich dabei immer nur um eine komplexe Systemanalyse handeln und nicht um einfach strukturierte Aussagen.

Mit dem Begriff des Indikators werden in der vorliegenden Arbeit landwirtschaftliche Kennwerte bezeichnet, die die Zielgröße 'N-Auswaschung' signifikant beeinflussen⁵. Beispielsweise steht die organische Düngung, stellvertretend für die gesamte Tierhaltung einer Region.

⁵ Im Gegensatz dazu geben die Agrar-Umweltindikatoren der OECD (1998) einen allgemeinen Überblick über den ökologischen und sozioökonomischen Zustand eines Agrarsystems.

4 ERGEBNISSE

Der erste Ergebnisblock (Abschnitt 4.1) beschreibt eine Methodenentwicklung auf der Mesoskala am Beispiel des 'Torgauer Raumes'. Die Erweiterung dieses Ansatzes wird nachfolgend anhand des Flussgebietsmanagements der Saale und beispielhaft an der Gebietseinheit 'Kyffhäuserkreis' dargestellt (Abschnitt 4.2). Beide Projekte bauen auf ähnlichen methodischen Ansätzen auf, jedoch unterscheiden sie sich in der Flächenausdehnung und den zu berechnenden Zielgrößen. Im Torgauer Raum wird neben Acker- und Grünland auch die forstliche Flächennutzung bewertet. Der ökonomische Ansatz im ersten Ergebnisteil 'Torgau' weist den Netto-Umsatz und den Deckungsbeitrag für die landwirtschaftliche Flächennutzung ohne Tierhaltung aus. Dem gegenüber beschreibt der zweite Teil 'Saale' die Wertschöpfung des gesamten Agrarsektors (Tabelle 1):

Tabelle 1: Zielgrößen der methodischen Ansätze für die Projektgebiete Torgau und Saale

	Torgau	Saale
Fläche des Projektgebietes:	ca. 700 km ²	ca. 23.000 km ²
Flächennutzung:	Ackerland, Grünland, Forst	Ackerland, Grünland
Zielgrößen:		
Ökologie	N-Konzentration im Sickerwasser	N-Auswaschung
Ökonomie	Netto-Umsatz	Wertschöpfung
	Deckungsbeitrag	Arbeitszeitbedarf
	Arbeitszeitbedarf	

Das Ergebnis beider Forschungsansätze ist die **Bereitstellung einer Methode**, die anhand eines Anwendungsbeispiels erläutert wird. Die Zahlenwerte in dieser Arbeit dienen hauptsächlich der Illustration der Methodenbeschreibung und müssen bei späterer Anwendung aktualisiert werden. Dies gilt insbesondere für die ökonomischen Standarddaten, die sich aufgrund agrarpolitischer Entwicklungen verändern.

4.1 MESOSKALIGE AGRARSYSTEMANALYSE

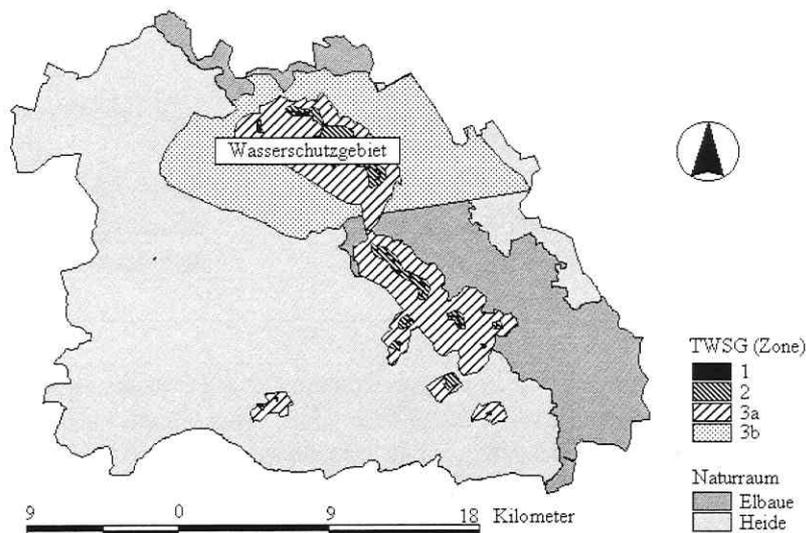
Das Forschungsprojekt 'Torgauer Raum' (HORSCH ET AL. 2001B) besteht aus einem integrierten Bewertungsverfahren, das verschiedene Wirtschaftsbereiche in einen Entscheidungsprozess zusammenfasst (KLAUER ET AL. 2001B).

Die methodischen Ansätze dienen als Grundlage für weitergehende Forschungsaktivitäten und sollen hier für den Bereich Landwirtschaft näher erläutert werden. Dieses Kapitel ist in zwei Teile gegliedert. Der erste Teil beschreibt die ökologische Bewertung mithilfe der Kenngröße

'N-Auswaschung' und im zweiten Teil werden die sozioökonomischen Standarddaten für die Landwirtschaft herausgearbeitet. Die Methode wurde auf den in Sachsen gelegenen Torgauer Raum angewendet.

4.1.1 Ökologische Bewertung der landwirtschaftlichen Bodennutzung

Der Torgauer Raum ist eine ländlich geprägte Region mit ca. 50 % landwirtschaftlicher Nutzfläche. Landnutzungsänderungen im Agrarbereich wirken sich daher besonders stark auf die Grundwasserqualität aus. Auf der Grundlage von Statistikdaten zum Basisjahr 1993 und hypothetischer Nutzungsvarianten für 2030 werden Richtwerte für die ökologische Kenngröße 'Nitratkonzentration im Sickerwasser' ermittelt. Drei Landnutzungsvarianten⁶ werden hinsichtlich der landwirtschaftlichen Landnutzung unterschieden: Der Status quo wie er sich nach Datenrecherche aktuell ergibt und zwei Zukunftsszenarios, wobei eine Ökologisierung der schlechten Standorte und eine intensivere Nutzung guter Standorte prognostiziert wird (KLAUER ET AL. 1999). Szenario 1 beschreibt diesen Zustand mit Beibehaltung der Trinkwasserschutzzone 3b und Szenario 2 bildet die Rücknahme der Schutzgebietsausweisung Zone 3b ab (vgl. Abbildung 6).



Quelle: Staatliches Umweltfachamt Leipzig

Abbildung 6: Naturräume und Trinkwasserschutzgebiete (TWSG) des Torgauer Raums

⁶ Die Landnutzungsszenarios sind in MESSNER ET AL. (2001) detailliert beschrieben.

Bei der Bewertung steht der relative Unterschied zwischen den Landnutzungsformen mehr im Vordergrund als die absolute Höhe des Kennwertes, da aufgrund großer Unsicherheiten keine signifikanten Änderungen innerhalb der Szenarios ausgewiesen werden können.

Methodisches Vorgehen

Zur Ermittlung der Nitratkonzentration im Sickerwasser werden die Grundwasserneubildung und der Nitrataustrag flächengewichtet berechnet. Die Grundwasserneubildungsrate wird flächendeckend für alle Landnutzungsformen mit dem Abflussbildungsmodell ABIMO (GLUGLA & FÜRTIG 1997) simuliert (VOLK ET AL. 2001). Der Nitrataustrag unter Grünland und Forst entspricht einem pauschalen Ansatz, der aus Literaturangaben abgeleitet wird. Die Stickstoff-Dynamik auf ackerbaulich genutzten Standorten berechnet das Simulationssystem CANDY (FRANKO ET AL. 1995). Damit wurde ein Modell gewählt, das für die zu untersuchenden Standorte validiert ist⁷.

Grünland

Bei Grünlandflächen wurde von einem Pauschalansatz ausgegangen, der intensive- und extensive Bewirtschaftungsformen gesondert ausweist. Grünland unterliegt bei entsprechender Mähwiesennutzung einer sehr geringen Auswaschungsrate, bei einem hohen Anteil organischer Substanz im Oberboden. WALTHER ET AL. (1985) beschreiben eine sehr hohe Variabilität des Stickstoffaustrags in Abhängigkeit von Standort und Düngung. Langjährige Lysimeterstudien von MEIBNER & SEEGER (2002) weisen einen mittleren Stoffaustrag von $9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei extensiver Nutzung bzw. $17 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ für die Intensiv-Variante aus⁸. Da sich die Grünlandstandorte im Torgauer Raum hauptsächlich auf grundwassernahen Aueböden bzw. Gleye und Pseudogleye befinden, ist davon auszugehen, dass aufgrund der temporär anaeroben Verhältnisse im Wurzelraum ein Teil des überschüssigen Stickstoffs denitrifiziert.

Für die extensive Bewirtschaftungsweise wurde in dieser Studie eine Auswaschungsrate von $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ angenommen, die intensive Alternative mit $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

HERZOG ET AL. (2001) beschreiben die Annahmen zur Extensivierung der Grünlandbewirtschaftung im Torgauer Raum. Daraus abgeleitet ergibt sich eine flächengewichtete Austragsrate für das Basisjahr 1993 von $8,9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, die den Status quo mit großräumig ausgewiesenen Wasserschutzgebieten beschreibt. Im Jahr 2030 ist bei gleich bleibender Schutzgebietsausweisung und extensiverer Landnutzung (Szenario 1) mit $7,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$

N-Auswaschung zu rechnen. Das Szenario 2 weist bei Rücknahme der Schutzzone 3b eine flächengewichtete Austragsrate von $7,9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ aus (Abbildung 7).

⁷ Ein Grünlandmodell für das Simulationssystem CANDY wurde erst nach Projektabschluss entwickelt (vgl. Kapitel 3.1.1).

⁸ Genauere Angaben über Aufbau und Bewirtschaftung der Lysimeter finden sich in MEIBNER ET AL. (2001).

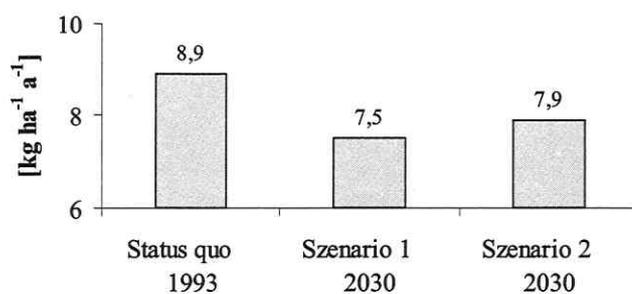


Abbildung 7: Nitrataustrag unter Grünland

Die Schutzgebietsausweisung in Mockritz hat nur eine marginale Wirkung auf die mittlere N-Auswaschung des Torgauer Raums von $0,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Forst

Die N-Auswaschung unter forstlich genutzten Flächen werden nach Literaturangaben geschätzt (SCHMIDT ET AL. 2001B). Dabei wird unterstellt, dass der aktuelle Status den Messungen von ERHARDT (1999) entspricht und eine N-Sättigungssituation bis zum Jahre 2030 eintritt, die zu einer N-Auswaschungsrate von $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ führt.

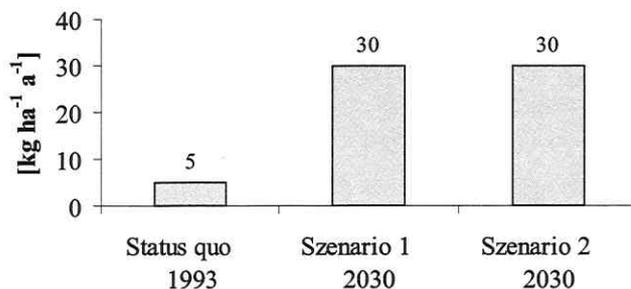


Abbildung 8: Nitrataustrag unter Forst

Die Szenarios 1 und 2 unterscheiden sich bei dieser Betrachtung nicht, da ein geplanter Waldumbau von Nadel- in Mischwald in dieser groben Einschätzung nicht abgebildet werden kann.

Ackerland

Um die ackerbaulichen Aktivitäten zu charakterisieren, wurde die Region in vier Bereiche unterteilt, die sich in der Nutzung grundlegend unterscheiden: Die erste Untergliederung beschreibt den Bereich der Landschaftsformen Elbaue und Heide. Die Elbaue weist grund-

sätzlich ertragreiche Böden des Typs Vega auf. In den Heiden dominieren leichte Böden wie z. B. die Sand-Braunerde mit 60 % Anteil am gesamten Ackerland.

Eine weitere Differenzierung wurde in bezug auf Trinkwasserschutzgebiete (TWSG) getroffen, so dass insgesamt vier Teilregionen zu definieren sind (s. Abbildung 6, S. 22):

Elbaue (a) innerhalb und (b) außerhalb TWSG,

Heide (c) innerhalb und (d) außerhalb TWSG.

Innerhalb dieser Einheiten werden jeweils 10 typische Betriebsformen definiert, die für ökologischen, integrierten (drei Stufen) und konventionellen Landbau je einen Marktfruchtbetrieb und einen Viehbetrieb ausweisen.

Als Datengrundlage werden die Kreisstatistiken des Landkreises Torgau-Oschatz für das Jahr 1993 ausgewertet.

Die Stickstoffgaben entsprechen der Düngungsempfehlung nach BEFU (Sächsisches Düngungsberatungsprogramm) (ANONYMUS 2000A). Zur Berechnung des Düngereinsatzes werden standardisierte Eingangsdaten zu Bodenform, Fruchtfolge, mineralischer Stickstoff im Boden und Bestandesentwicklung verwendet, die den standörtlichen Gegebenheiten des Torgauer Raums entsprechen.

In der statistischen Auswertung werden die Marktfruchtbetriebe gegenüber den Viehbetrieben mit dem Faktor 2 gewichtet, um das relative Verhältnis der Region annäherungsweise abzubilden. Die landwirtschaftliche Nutzfläche des Landkreises Torgau-Oschatz wurde im Jahr 1999 von 196 Marktfruchtbetrieben gegenüber 88 Futterbau- und 11 Veredelungsbetrieben bewirtschaftet (STATISTISCHES BUNDESAMT 2002).

Aus der Kombination aller Einflussfaktoren können 360 Einzelobjekte differenziert werden, die in FRANKO ET AL. (2001) schematisch dargestellt sind. Die einzelnen Kategorien zeigt Tabelle 2.

Tabelle 2: Identifikation der Einzelobjekte

Thema	Faktor	Ausprägung
Naturraum	2	Elbaue – Heide
Schutzgebiet	2	Trinkwasserschutzgebiet - kein Trinkwasserschutzgebiet
Betriebsform	5	Ökologischer Landbau - Integrierter Landbau mit Grundförderung - Integrierter Landbau mit Zusatzförderung 1 - Integrierter Landbau mit Zusatzförderung 2 - Konventioneller Landbau
Betriebstyp	2	Marktfruchtbetrieb – Viehbetrieb
Boden	9	verschiedene Bodenformen

Datengrundlagen*Wetter*

Das Klima im Torgauer Raum ist durch einen mittleren Jahresniederschlag von 530 mm und einer Lufttemperatur im Jahresmittel bei ca. 9°C geprägt. Die Klimadaten wurden von Messwerten der Klimastation des Deutschen Wetterdienstes in Oschatz (DWD 2001) abgeleitet. Es liegen Werte für eine langjährige Messreihe (1984-1997) vor, die mit einem Korrekturfaktor von 1,04 für die Elbaue und 1,08 für Heidegebiete auf die Verhältnisse im Torgauer Raum angepasst wurden. Die Korrektur des Niederschlags berechnet sich aus dem Verhältnis des mittleren Jahresniederschlags der betrachteten Regionen (HERZOG & KUNZE 1999) zur Klimastation Oschatz. Der Wettergenerator des CANDY-Systems (Abschnitt 3.1.1) errechnet daraus ein Zufallswetterablauf für den Simulationszeitraum von 100 Jahren.

Boden

Aus der geologischen Karte gehen überwiegend Bildungen der Saaleeiszeit hervor. Hierbei handelt es sich meist um Sande und kiesige Sande unterschiedlicher Mächtigkeit, die auf tertiären Tonen lagern. Abhängig von der Mächtigkeit der über den Tonen lagernden Schichten haben sich vor allem Braunerden und Pseudogleye herausgebildet.

Die für die Simulation verwendeten Bodenparameter wurden auf der Grundlage der Mittelmaßstäbigen landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK, SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 1981, SCHMIDT & DIEMANN 1991) und Beschreibungen nach KUNDLER (1989) sowie nach Bodenansprachen im Torgauer Raum (ROSCHKE 1999) und eigenen Laboruntersuchungen festgelegt.

Die MMK weist im Torgauer Raum 32 verschiedene Bodenformen auf. Für die CANDY - Simulationsrechnungen wurden daraus die neun häufigsten Bodenformen für Elbaue und Heide ausgewählt, die über 99 % der Landfläche repräsentieren. Die Auswertung berücksichtigt die prozentualen Anteile innerhalb einer Teilregion (Tabelle 3).

Tabelle 3: Anteil der Bodenformen am gesamten Ackerland

Bodenform	Anteil am gesamten Ackerland [%]	
	Elbaue	Heide
Vega	76	1
Braunerde	4	60
Pseudogley	0	5
Braunerde-Podsol	0	0
Löss-Staugley	2	5
Vega-Gley	1	3
Gley-Pseudogley	10	0
Pseudogley-Parabraunerde	3	22
Braunerde-Parabraunerde	4	4

Quelle: BGR 1995, eigene Berechnungen

Auswertung

Die Simulationen der Ackerbausysteme erfolgten über einen fiktiven Zeitraum von 100 Jahren. Zur Auswertung wurden die Jahre 50 – 100 herangezogen, die ein konstantes umsetzbares Kohlenstoffniveau (C_{ums}) im Boden aufwiesen ($C_{\text{ums}} = \pm 20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), d.h. die Umsatzprozesse im Boden befinden sich in einer stationären Phase (steady state) und die Immobilisierung des Stickstoffs ist gleich der Mobilisierung.

Nach der Bodenprozesssimulation mit dem CANDY-System erfolgte die Berechnung der durchschnittlichen N-Auswaschraten. Abbildung 9 zeigt die Ergebnisse nach o. a. Raumeinheiten und Intensitätsstufen getrennt.

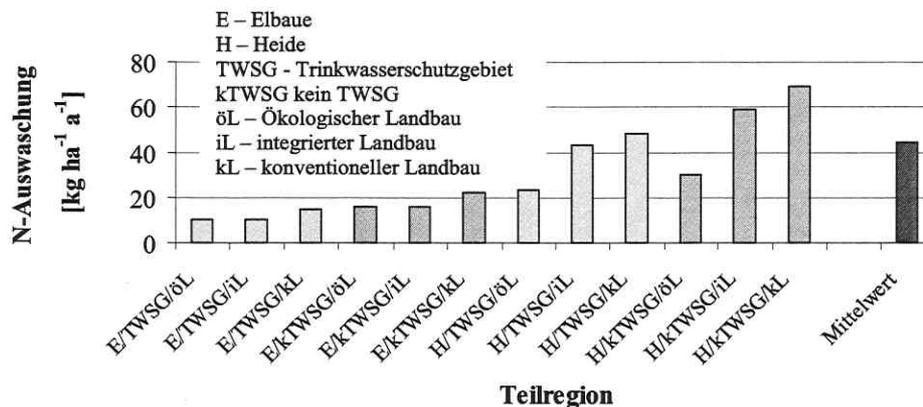


Abbildung 9: N-Auswaschung unter Ackerland (Intensitätsstufen)

Die Auswaschungsverluste sind in der Elbaue mit Werten zwischen 8 und $23 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ relativ gering im Verhältnis zur Heideregion (24 bis $68 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Die Restriktionen im TWSG wirken sich im integrierten und im konventionellen Landbau mit ca. 30 % Niveauunterschied deutlich aus. Der Ökologische Landbau ist von dieser Unterscheidung nur in bezug auf Zwischenfruchtanbau betroffen. Daher ergeben sich auch nur geringe Unterschiede innerhalb der Raumeinheiten. Aus den Flächenanteilen des Basisjahres und den verschiedenen Szenarios für das Jahr 2030 lassen sich gewichtete Austragsraten ableiten (Abbildung 10).

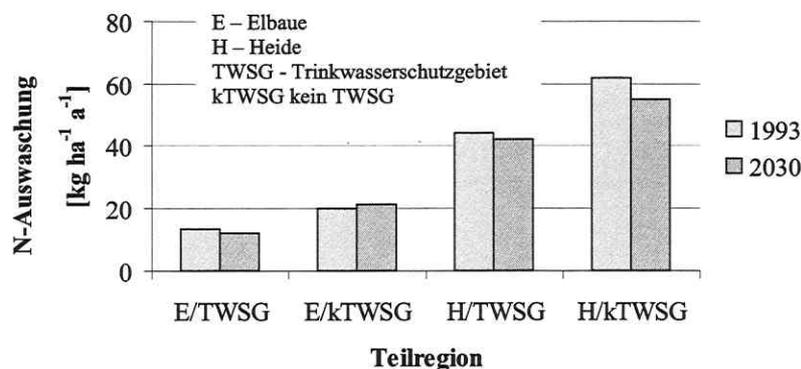


Abbildung 10: Nitrat-Auswaschung unter Ackerland (Teilregionen) im Torgauer Raum

Entsprechend der festgelegten Gewichtungsfaktoren einzelner Ackerbauintensitäten verändern sich die Austragsraten von 1993 bis 2030 überwiegend positiv. Die prognostizierte Tendenz zur Extensivierung wirkt besonders in den Heidegebieten mit einer Reduktion der Austragsrate um $2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im TWSG bzw. $6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ außerhalb des TWSGs.

Das Elbtal wird voraussichtlich außerhalb von Trinkwasserschutzgebieten aufgrund ertragreicher Böden intensiver bewirtschaftet. Dadurch ist eine Verschlechterung von ca. $1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zu erwarten, wohingegen im TWSG die berechnete Austragsrate nahezu gleich bleibt.

Aufgrund unterschiedlicher Landnutzungsintensitäten für den Status quo und die Szenarios ergeben sich folgende Auswaschungsverluste für die Gesamtregion (Abbildung 11):

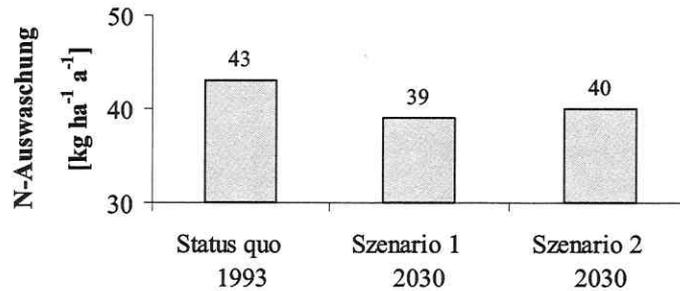


Abbildung 11: Nitrataustrag unter Ackerland (szenariobezogen)

Im Jahr 1993 (Status quo) ist mit $43 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zu rechnen. Die prognostizierte Extensivierung macht sich bei beiden Szenarios bemerkbar. Das Szenario 1 repräsentiert eine Landnutzung, die die Ausweisung der Trinkwasserschutzgebiete wie 1993 beinhaltet (Nitrataustrag: $39 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), Szenario 2 liegt aufgrund der Rücknahme der Schutzzone 3b um ca. $1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ höher.

Regionalisierte Aussagen zur Nitratkonzentration

Die Szenariorechnungen beruhen auf den Nutzungsannahmen für optimistische⁹ und realistische Entwicklungsannahmen (HORSCH ET AL. 2001A). Daraus ergeben sich unterschiedliche Flächenverhältnisse für Landnutzungstypen und unterschiedliche Intensitätsniveaus im Agrarbereich, die sich auf den Gesamtstickstoffaustrag und die Grundwasserneubildung auswirken.

Die Nitratkonzentration ist von der Sickerwassermenge und den N-Frachten abhängig und wird nach Gleichung (4. 1) berechnet:

$$NO_3^- = \frac{N_{aus}}{GWB} \cdot 4,43 \cdot 100 \quad (4. 1)$$

wobei

NO_3^- [mg l ⁻¹]	=	Nitratkonzentration
N_{aus} [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	=	N-Auswaschung
GWB [mm a ⁻¹]	=	Grundwasserneubildung

⁹ 'Realistische und optimistische Annahmen' sind die im Projekt eingeführten Bezeichnungen für 'realistische und nicht realistische' bzw. 'erwarteten und optimistischen' Annahmen.

Abbildung 12 zeigt die mittlere Nitratkonzentration im Bilanzgebiet, die sich aus den hier vorliegenden Ergebnissen und den Daten zur GWB von VOLK ET AL. (2000) ableitet.

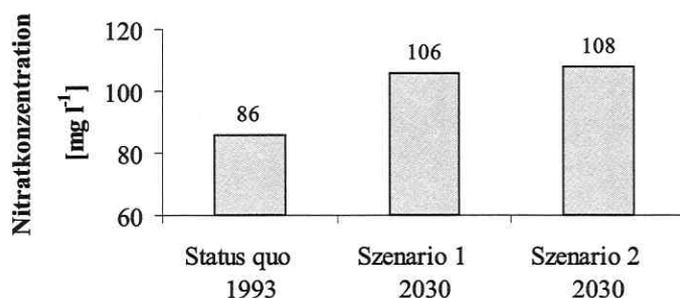


Abbildung 12: Nitratkonzentration im Sickerwasser

Der deutliche Anstieg der Nitratkonzentration von 1993 (86 mg l^{-1}) bis zum Niveau von 2030 ($106\text{-}108 \text{ mg l}^{-1}$) ist auf höhere Austragsraten unter Forst zurückzuführen. Die Differenzen zwischen den Szenarios des Jahres 2030 ergeben sich aus den unterschiedlich ausgewiesenen TWSG (Szenario 1 mit und Szenario 2 ohne Wasserschutzzone 3b). Versiegelungsaktivitäten, Kiesabbau und Aufforstungsmaßnahmen auf landwirtschaftlichen Flächen spielen bei der Betrachtung des Gesamttraumes eine untergeordnete Rolle.

Ein großer negativer Einfluss wirkt über die Auswaschungsrate unter Forst. Diese These wird dabei von europaweit ausgewerteten Untersuchungen gestützt (GUNDERSEN 1995). Als Begründung der zunehmenden N-Sättigung werden die gestiegenen N-Eintragsraten der letzten Jahrzehnte genannt.

Unsicherheiten bei der Berechnung des Stickstoffaustrags und der Grundwasserneubildung

Grünland und Forst

Die pauschal prognostizierten Austragsraten für Grünland und Forst erlauben nur eine grobe Abschätzung der Unsicherheiten. Unter der Annahme, dass es zu einem regionalen Ausgleich zwischen hohen und geringen Werten kommt, werden in dieser Betrachtung $\pm 30 \%$ in Ansatz gebracht.

Ackerland

Die Unsicherheiten werden durch strukturelle Variationsparameter wie Modellgenauigkeit und Kartengrundlage, sowie durch die Eingangsparameter Klima, Boden, N-Düngung und Bedeckungsgrad bestimmt. Alle Variablen sind voneinander unabhängig.

Die Modellgenauigkeit und die Ergebnisse zur Flächenberechnung werden in Anlehnung an BEBLIK ET AL. (2001) auf $\pm 15 \%$ geschätzt. Innerhalb der Projektregion werden zwei Nieder-

schlagsgebiete definiert, die jeweils eine Schwankungsbreite von 6 % aufweisen (DWD 2001).

Die Unsicherheit bei der Bestimmung der Bodenparameter ist im Wesentlichen von der nutzbaren Feldkapazität abhängig, die nach der vorliegenden Datenbasis (Mittelmaßstäbige landwirtschaftliche Standortkartierung, MMK) um ca. $\pm 10\%$ variiert.

Weitere Unsicherheiten bei der Berechnung der N-Auswaschung resultieren aus der N-Bedarfsberechnung, unterschiedlicher Erntezeitpunkte, Ertragsschwankungen und der Genauigkeit der Ausbringtechnik von Düngern.

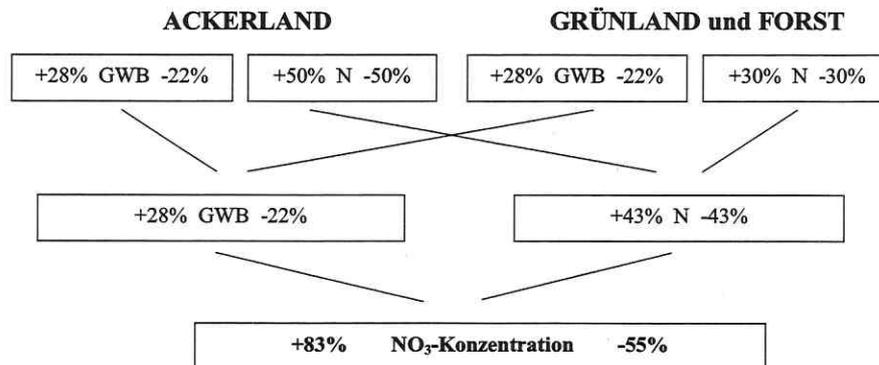
In der Realität treten Kompensationseffekte auf, wodurch eine einfache Summenbildung aller Unsicherheitsgrößen nicht gerechtfertigt wäre. Daher wurde die Unsicherheit bei der Berechnung der N-Auswaschung unter Ackerflächen auf $\pm 50\%$ geschätzt.

Grundwasserneubildung

Die Unsicherheiten bei der Simulation der Grundwasserneubildung beschreiben VOLK ET AL. (2000). In Abhängigkeit der nutzbaren Feldkapazität des Bodens, der Klimadaten und der Ertragsklasse ergibt sich eine maximale Gesamtabweichung von $+28\%$ und -22% .

Kombination der ökologischen Unsicherheiten

Abbildung 13 zeigt eine zusammenfassende Darstellung der Unsicherheiten. Hierbei werden zunächst die Einzelwerte flächengewichtet zusammengefasst, woraus anschließend nach Gleichung (4. 1) die Unsicherheit der Konzentrationsangabe berechnet wird.



GWB = Grundwasserneubildungsrate

N = Stickstoff-Auswaschung

Abbildung 13: Unsicherheiten bei der Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser

Aus der Überlagerung der Unsicherheitsparameter 'Nitrat austrag' und 'Grundwasserbildung' errechnet sich eine Spannweite von -55 bis + 83 %. Dies unterstellt die Koinzidenz von maximal negativer Ausprägung der N-Auswaschung mit maximal positiver Ausprägung der GWB und umgekehrt.

4.1.2 Ökonomische Effekte in der Landwirtschaft des Torgauer Raums

Die ökonomische Analyse basiert auf einem statisch –nicht optimierten- Modellansatz, der fünf verschiedene Bewirtschaftungsformen für die landwirtschaftliche Flächennutzung berücksichtigt: ökologischer, integrierter und konventioneller Landbau sowie extensive- und intensive Grünlandnutzung (SCHMIDT & GEYLER 2001A). Alle Varianten haben in den vier verschiedenen Teilräumen des Torgauer Raums unterschiedliche Aufwand- und Erlösansätze, jeweils innerhalb und außerhalb von Trinkwasserschutzgebieten in Elbaue und Heide. Daraus leiten sich 20 Möglichkeiten ab, die sich in der Bewirtschaftungsform und dem Trinkwasserschutzstatus unterscheiden. Die Ergebnisse beschreiben die betriebswirtschaftlichen Effekte für jeweils einen Hektar durchschnittlicher Bewirtschaftungsfläche.

Folgende Kenngrößen werden innerhalb einer erweiterten Deckungsbeitragsrechnung abgebildet:

- Der Netto-Umsatz (NU) errechnet sich aus dem mittleren Ertrag der Feldfrüchte multipliziert mit dem mittleren Erlös in [€ 100 kg⁻¹] (entspricht dem Produktionswert im Pflanzenbau).
- Die Arbeitskraftstunden (AKh) je Hektar durchschnittlicher Bewirtschaftungsfläche.
- Der Netto-Deckungsbeitrag wird als Bewertungskriterium (vgl. KLAUER ET AL. 2001A) für den 'Nettonutzen' definiert. Hierbei werden die Ausgleichszahlungen und Extensivierungsprämien mit berücksichtigt, da diesen monetären Leistungen praktische Verpflichtungen der Landwirte gegenüberstehen. Die Flächenprämie, als reine Transferleistung an die keine Restriktionen geknüpft sind und die nur von der Anbaustruktur abhängt, wurde dagegen nicht in die Berechnung einbezogen (MESSNER & GEYLER 2001).

Die abgebildeten Bewirtschaftungsformen richten sich nach den entsprechenden Extensivierungsprogrammen, die in Sachsen zur Anwendung kommen. Dies ist insbesondere das Programm 'Umweltgerechte Landwirtschaft im Freistaat Sachsen' (SMUL 1999B). Die ackerbauliche Landnutzung regelt das Teilprogramm A 'Umweltgerechter Ackerbau'. Es unterscheidet im Wesentlichen drei Förderstufen des Integrierten Landbaus:

Der *Integrierte Landbau/Grundförderung* – iL (GF) fordert einen um 5% reduzierten Düngereinsatz – gemessen am Optimum – sowie einen eingeschränkten Pflanzenschutzmitteleinsatz.

Der *Integrierte Landbau/Grundförderung mit Zusatzförderung 1* – iL(GF+ZI) bedingt eine Reduzierung des Düngereinsatzes um 20% gegenüber der Grundförderung und den Verzicht auf Wachstumsregulatoren.

Beim *Integrierten Landbau/Grundförderung mit Zusatzförderung 2 – iL(GF+ZII)* steht der Erosionsschutz im Vordergrund, der durch Zwischenfrüchte und pfluglose Bodenbearbeitung realisiert wird.

Der *Ökologische Landbau* entspricht der 'Richtlinie bei ökologischer Wirtschaftsweise nach den Bestimmungen der Verordnung VO (EWG) Nr. 2092/91' (BMVEL 1991) und den jeweils geltenden Regeln des Anbauverbandes, bei dem der Zuwendungsempfänger Mitglied ist. Wesentliche Merkmale sind der Verzicht auf chemisch-synthetische Dünge- und Pflanzenschutzmittel sowie die möglichst geschlossenen Nährstoffkreisläufe zwischen Pflanzen- und Tierproduktion.

Ein weiteres Teilprogramm ist das 'Kulturlandschaftsprogramm' (KULAP), das insbesondere die Zuwendungen für Grünlandflächen regelt und zur Abgrenzung der Nutzungsintensität '*extensive Grünlandbewirtschaftung*' (mit reduziertem Düngemiteleinsatz) entsprechend berücksichtigt wurde (HERZOG ET AL. 2001).

Die drei Bewirtschaftungsformen des integrierten Landbaus wurden zu einem gewichteten Mittelwert zusammengefasst (HERZOG ET AL. 2001 und HORSCH & GEYLER 2001).

Zur monetären Bewertung der Landnutzung wurde die 'Datensammlung – Deckungsbeiträge für die Pflanzen- und Tierproduktion im Freistaat Sachsen' der SÄCHSISCHEN LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (1999A) herangezogen. Sie enthält die durchschnittlichen Erträge eines Vergleichsgebietes mit Erlösangabe, sowie die veränderlichen Kosten und den Arbeitsaufwand zur Erzeugung der Feldfrüchte. Die Fixkosten für Abschreibung, Steuern, etc. blieben im Rahmen der hier vorgestellten Berechnungen unberücksichtigt. Sie wurden für alle Fruchtarten gleich gesetzt und somit kostenneutral behandelt.

Das Grünland wird im Allgemeinen zur Futtererzeugung genutzt. In der monetären Bewertung der Landnutzung erhielt der Grünlandertrag jedoch eine marktübliche Erlöserwartung, die dem innerbetrieblichen Einsatz näherungsweise entspricht und mit dem relativen Einkaufspreis bewertet wurde.

Berechnungsgrundlagen

Aus unterschiedlichen Informationsquellen wurde ein Datensatz erzeugt, der die zu charakterisierenden Bewirtschaftungssysteme beschreibt. Eine EXCEL-Auswertungsmaske diente zur Berechnung der Einzelwerte und zur graphischen Darstellung.

Fruchtfolge

Die repräsentative Fruchtfolge bzw. das Anbauverhältnis spiegelt die Häufigkeit wieder, mit der eine Fruchtart in der Heideregion oder in der Elbaue angebaut wird. Tabelle 4 zeigt die in der Bewertung berücksichtigten Anbauverhältnisse nach Raumeinheiten getrennt, die nach Auswertung der Gemeindestatistiken festgelegt wurden. Es wurde weiterhin angenommen, dass die Trinkwasserschutzrestriktionen keinen Einfluss auf die Anbauverhältnisse haben. Beim Ökologischen Landbau ist zu berücksichtigen, dass die Fruchtarten Raps und Zuckerrüben im Projektgebiet nicht angebaut werden.

Tabelle 4: Anbauverhältnisse der berücksichtigten Feldfrüchte

Fruchtart	Elbaue [%]		Heide [%]	
	Ökologischer Landbau	Integrierter und konventioneller Landbau	Ökologischer Landbau	Integrierter und konventioneller Landbau
Winterweizen	31	31	10	10
Winterroggen	8	8	22	22
Wintergerste	19	19	18	18
Triticale	8	8	8	8
Mais	7	5	16	14
Erbsen	7	5	6	4
Winterraps	0	11	0	10
Stilllegung	20	8	20	10
Zuckerrüben	0	5	0	4

Quelle: STATISTISCHES LANDESAMT DES FREISTAATES SACHSEN 1999, verändert

Ertrag

Die mittleren Erträge beim konventionellen Landbau außerhalb von TWSG liegen in der Elbaue ca. 20 – 40 % höher als in den Heidegebieten¹⁰ (Tabelle 5). Zur Vermarktung kommen bei dieser Betrachtung nur die Hauptprodukte. Die Nebenprodukte wie z. B. Stroh und Rübenblatt verbleiben auf dem Feld und erreichen keinen Produktionswert.

¹⁰ Bezogen auf die sächsischen Wirtschaftsgebiete Heidelandschaften und Lößgebiet; Quelle: SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (1999A).

Tabelle 5: Erträge beim konventionellen Landbau außerhalb von TWSG

Fruchtart	Elbaue [dt ha ⁻¹]	Heide [dt ha ⁻¹]
Winterweizen	60	36
Winterroggen	59	50
Wintergerste	75	45
Mais	483	387
Zuckerrüben	530	400
Erbsen	45	30
Triticale	80	45
Winterraps	45	28
Stillegung	0	0
Grünland	80	70

Quelle: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR LANDWIRTSCHAFT 1999A

In Anlehnung einer ökonomischen Auswertung einiger Referenzbetriebe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft (Infodienst 10/99, SMUL 1999A) wurden die Erträge im Ökologischen und integrierten Landbau im Vergleich zum konventionellen Landbau wie folgt geschätzt:

- Konventioneller Landbau (außerhalb TWSG) 100 %
- Integrierter Landbau/Grundförderung (außerhalb TWSG) 95 %
- Integrierter Landbau/GF mit Zusatzförderung 1 (in- und außerhalb TWSG) 75 %
- Integrierter Landbau/GF mit Zusatzförderung 2 (außerhalb TWSG) 95 %
- Ökologischer Landbau (in und außerhalb TWSG) 60 %

Die Ertragsdifferenz im konventionellen Landbau in bezug auf Trinkwasserschutzauflagen wurde mit 25 % Reduktion berücksichtigt, da die Restriktionen im TWSG denen des Integrierten Landbaus/Grundförderung mit Zusatzförderung 1 (reduzierter Stickstoffeinsatz, Verbot von Pflanzenschutzmitteln mit W¹¹-Auflage) sehr nahe kommen. Auch beim integrierten Landbau/Grundförderung und dem integrierten Landbau/Grundförderung mit Zusatzförderung 2 wurde in TWSG ein Ertrag von 75 % im Vergleich zu dem des konventionellen Landbaus ohne Schutzrestriktionen angesetzt. Beim Ökologischen Landbau ergeben sich annahmegemäß keine Veränderungen durch Trinkwasserschutzrestriktionen. Die geschätzten

¹¹ W-Auflage bedeutet, dass diese Pflanzenschutzmittel nicht in Wasserschutzgebieten angewendet werden dürfen.

Ertragseinbußen im extensiv bewirtschafteten Grünland liegen bei 20 % gegenüber der intensiven Grünlandbewirtschaftung.

Erlös

Die Erlöse für konventionell erzeugte Feldfrüchte wurden aus der Datensammlung- Dekontaminationsbeiträge der SÄCHSISCHEN LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (1999A) übernommen. Nahrungsmittel aus integriertem Anbau wurden in dieser Studie mit demselben Preisniveau gerechnet wie konventionell erzeugte Produkte. Für den Ökolandbau wurde in Anlehnung an RIPPIN ET AL. (2002) ein Zuschlag von 100 % angenommen. Der Erlös für Heu orientierte sich an der aktuellen Marktsituation (Tabelle 6).

Tabelle 6: Erlöse für Feldfrüchte und Heu (inkl. MWST)

Fruchtart	Konventioneller Landbau [€ dt ⁻¹]	Integrierter Landbau [€ dt ⁻¹]	Ökologischer Landbau [€ dt ⁻¹]
Winterweizen	11,50	11,50	23,00
Winterroggen	10,75	10,75	21,50
Wintergerste	9,00	9,00	18,00
Mais	2,50	2,50	5,00
Zuckerrüben	4,25	4,25	8,50
Erbsen	9,50	9,50	19,00
Triticale	8,75	8,75	17,50
Winterraps	18,00	18,00	36,00
Stilllegung	-	-	-
Heu	7,00	7	14,00

Quelle: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR LANDWIRTSCHAFT 1999A, verändert

Variable Kosten (exklusive Lohnkosten)

Die Variablen Kosten (exklusive Lohnkosten) berücksichtigen folgende Kategorien: Saatgut, Versicherung, Lagerung, Trocknung, Bestandespflege, Düngung, variable Maschinenkosten, Zinsanspruch des Umlaufvermögens und Lohnkosten sofern diese durch Inanspruchnahme eines Lohnunternehmers, z. B. bei Erntekampagnen verursacht wurden. Die Berechnung stützt sich auf Angaben der SÄCHSISCHEN LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (1999B, Datensammlung für betriebswirtschaftliche Planungsunterlagen, Stand 09/99).

Bei der Differenzierung der variablen Kosten zwischen den einzelnen Bewirtschaftungsformen wurden folgende Annahmen getroffen:

Die Düngerreduzierung und der veränderte Pestizideinsatz im TWSG beim konventionellen Landbau, beim integrierten Landbau/Grundförderung sowie beim integrierten Landbau/Grundförderung mit Zusatzförderung 2 im Vergleich zu außerhalb der TWSG liegenden Flächen wurde in Anlehnung an den Infodienst 10/99 der Sächsischen Landesanstalt für

Landwirtschaft (Ergebnisse zur Wirksamkeit des Programms 'Umweltgerechte Landwirtschaft in Sachsen') mit einer Kostenersparnis von $18,50 \text{ € ha}^{-1}$ verrechnet. Die gleiche Kostenersparnis wurde beim integrierten Landbau/Grundförderung mit Zusatzförderung 1 sowohl innerhalb als auch außerhalb von TWSG angesetzt.

- Im TWSG wurde für den konventionellen Landbau, den integrierten Landbau/Grundförderung sowie den integrierten Landbau/Grundförderung mit Zusatzförderung 1 aufgrund der Anforderung zum Zwischenfruchtanbau bei Sommerfrüchten mit 50 € ha^{-1} an Zusatzkosten gerechnet. Beim integrierten Landbau/Grundförderung mit Zusatzförderung 2 erfolgte ein entsprechender Zuschlag unabhängig von Trinkwasserschutzrestriktionen.
- Bei der Grünlandbewirtschaftung ergaben sich folgende Unterschiede hinsichtlich der variablen Kosten: Aufgrund eines reduzierten Düngereinsatzes auf extensiv bewirtschafteten Flächen wurden geringere Kosten von $25, - \text{ € ha}^{-1}$ in Ansatz gebracht. Das Düngungsniveau und der Maschineneinsatz entsprechen den standardisierten Angaben für die Wirtschaftsgebiete Heidelandschaften und das Lößgebiet (Datensammlung für betriebswirtschaftliche Planungsunterlagen der SÄCHSISCHEN LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT 1999B).

Beschäftigte

Der berechnete Arbeitszeitbedarf im konventionellen Landbau entspricht den Angaben aus der Datensammlung für betriebswirtschaftliche Planungsunterlagen, Stand 09/99 der SÄCHSISCHEN LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT 1999B). Anhand der KTBL¹²-DATENSAMMLUNG (2001) wurde der Arbeitsaufwand im Ökologischen Landbau auf 200 % der Standardwerte geschätzt. Es wurde angenommen, dass die Zusatzförderung 2 im Integrierten Landbau einen Mehraufwand von 10 % durch Zwischenfruchtanbau und Untersaaten verursacht. Die reduzierte Düngung von 20 % bei der Zusatzförderung 1 sollte sich positiv auf den Zeitbedarf pro Hektar auswirken und wurde mit einer Arbeitszeitreduzierung um 5 % berücksichtigt. Die Grundförderung im Integrierten Landbau hat keinen bedeutenden Einfluss auf die Arbeitskraftstunden. Der Zeitaufwand für Stilllegungsflächen wird für alle Bewirtschaftungssysteme auf zwei Stunden pro ha und Jahr gesetzt. Tabelle 7 enthält eine Aufstellung des Arbeitskräftebedarfs außerhalb von Trinkwasserschutzgebieten. Die durchschnittlichen Lohnkosten entstammen der 'Datensammlung für betriebswirtschaftliche Planungsunterlagen, Stand 09/99' der SÄCHSISCHEN LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (1999B).

¹² KTBL – Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft

Tabelle 7: Arbeitskraftstunden auf Flächen außerhalb von TWSG

Arbeitskraft-Bedarf AUSSERHALB von Trinkwasserschutzgebieten									
[h ha ⁻¹ a ⁻¹]	W*- Weizen	W- Roggen	W- Gerste	Mais	Zucker- rüben	Erb- sen	Triti- cale	W- Raps	Still- legung
Elbaue									
öL	10,8	9,2	10,0	16,4	15,8	10,2	9,2	11,0	2,0
iL(GF)	5,4	4,6	5,0	8,2	7,9	5,1	4,6	5,5	2,0
iL(GF+ZI)	5,1	4,4	4,8	7,8	7,5	4,8	4,4	5,2	2,0
iL(GF+ZII)	5,9	5,1	5,5	9,0	8,7	5,6	5,1	6,1	2,0
kL	5,4	4,6	5,0	8,2	7,9	5,1	4,6	5,5	2,0
Heide									
öL	10,2	9,4	9,6	15,8	15,4	10,0	8,8	10,8	2,0
iL(GF)	5,1	4,7	4,8	7,9	7,7	5,0	4,4	5,4	2,0
iL(GF+ZI)	4,8	4,5	4,6	7,5	7,3	4,8	4,2	5,1	2,0
iL(GF+ZII)	5,6	5,2	5,3	8,7	8,5	5,5	4,8	5,9	2,0
kL	5,1	4,7	4,8	7,9	7,7	5,0	4,4	5,4	2,0

* W steht für Winter

öL - Ökologischer Landbau

iL(GF) - Integrierter Landbau/Grundförderung

iL(GF+ZI) - Integrierter Landbau/GF mit Zusatzförderung 1

iL(GF+ZII) - Integrierter Landbau/GF mit Zusatzförderung 2

kL - Konventioneller Landbau

Quelle: KTBL 2001A, verändert

Prämien

Prämien sind Flächenzahlungen, die der Landnutzer (in diesem Fall ein landwirtschaftliches Unternehmen) für eine bestimmte Landbewirtschaftung erhält.

Die *Prämien für die umweltgerechte Landwirtschaft (UL - Prämien)* werden durch das Programm 'Umweltgerechte Landwirtschaft im Freistaat Sachsen' (SMUL 1999B) geregelt, das auch die Leistungen bezüglich der Bewirtschaftungsintensität und umweltschonender Anbauverfahren definiert. Einzelheiten für den Ackerbau regelt die Richtlinie 73/91, Teil A 'Umweltgerechter Ackerbau' als Teilprogramm der Umweltgerechten Landwirtschaft. Tabelle 8 beschreibt die für die Extensivierungsstufen gezahlten Prämien, getrennt nach Flächen innerhalb und außerhalb von Trinkwasserschutzgebieten.

Tabelle 8: Prämien im Programm Umweltgerechte Landwirtschaft im Freistaat Sachsen

Extensivierungsstufe		kein TWSG [€ ha ⁻¹ a ⁻¹]	TWSG [€ ha ⁻¹ a ⁻¹]
Integrierter Landbau/Grundförderung – iL(GF)		40	20
Integrierter Landbau/GF mit Zusatzförderung 1 – iL(GF+Z1)		65	30
Integrierter Landbau/GF mit Zusatzförderung 2 iL(GF+Z2)	Zwischenfrucht	65	65
	Untersaaten	50	50
	Mulchsaaten (Herbst)	25	25
	Mulchsaaten (Frühjahr)	25	25
	<i>flächengewichteter Durchschnitt:</i>	<i>37</i>	<i>37</i>
Ökologischer Landbau		225	158

Quelle: SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR LANDWIRTSCHAFT 1999A

Die Prämie für den *Ökologischen Landbau* entspricht der 'Richtlinie bei ökologischer Wirtschaftsweise nach den Bestimmungen der VO (EWG) Nr. 2092/91' (BMVEL 1991) und den jeweils geltenden Regeln des Anbauverbandes, bei dem der Zuwendungsempfänger Mitglied ist. Betriebe in Umstellung werden nicht berücksichtigt.

Das 'Kulturlandschaftsprogramm' (KULAP) definiert die Zuwendungen für Grünlandflächen. Ein gewogenes Mittel für den Torgauer Raum wurde mit 99 € ha⁻¹ a⁻¹ außerhalb und 48 € ha⁻¹ a⁻¹ innerhalb von Trinkwasserschutzgebieten ermittelt und beim Produktionstyp 'extensive Grünlandbewirtschaftung' entsprechend berücksichtigt.

Die *Ausgleichszahlung (AGZ)* für Flächen innerhalb von Trinkwasserschutzgebieten beträgt 110 € ha⁻¹ a⁻¹ entsprechend SMUL (1994).

Ergebnisse der ökonomischen Analyse im Torgauer Raum

Die folgenden drei Abbildungen zeigen in aggregierter Form die Standarddaten für den Torgauer Raum. Abbildung 14 zeigt den Netto-Umsatz in Abhängigkeit von Bewirtschaftungsformen und Naturraum:

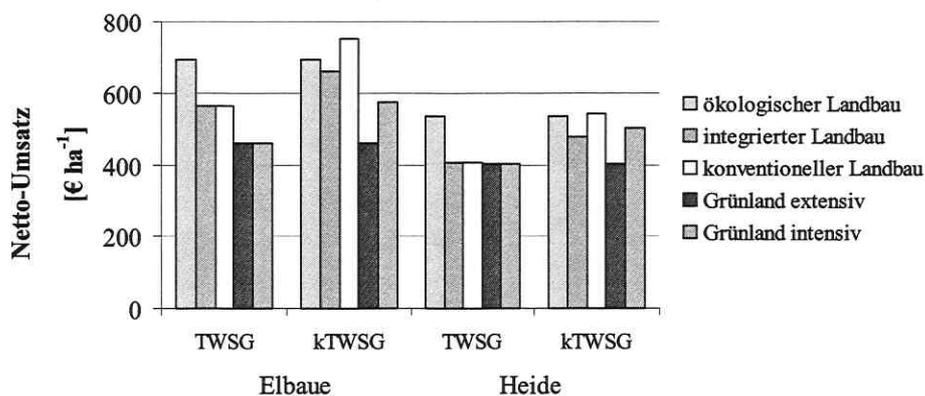


Abbildung 14: Netto-Umsatz in Abhängigkeit von Bewirtschaftungsformen und Trinkwasserschutzgebiet im Torgauer Raum

Alle Bewirtschaftungsformen erreichen aufgrund ertragreicherer Böden in der Elbaue höhere Netto-Umsätze, wobei der konventionelle Landbau von diesem Vorteil am meisten profitiert.

Das Ergebnis zum Arbeitseinsatz ist ebenfalls nach Bewirtschaftungsformen, Naturraum und TWSG geschichtet (Abbildung 15):

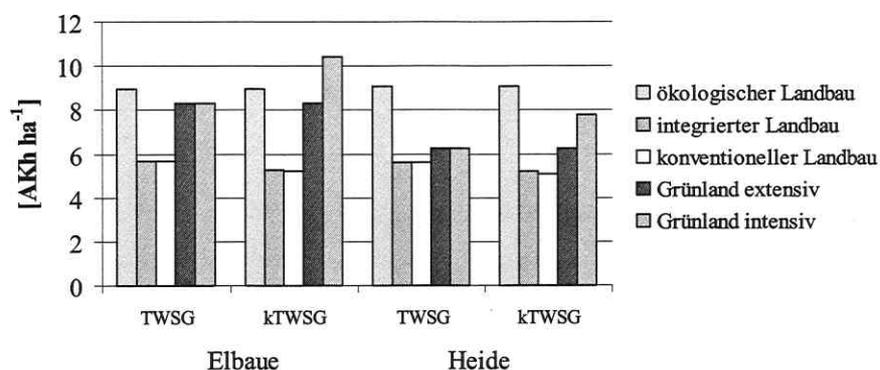


Abbildung 15: Arbeitskraftstunden

Erwartungsgemäß bindet der Ökologische Landbau durchschnittlich mehr Arbeitskräfte pro Flächeneinheit als andere Landbauformen. Intensive Grünlandwirtschaft auf Hohertragsstandorten verursacht ebenfalls hohe Arbeitsaufwendungen durch mehrere Schnitte pro Jahr.

Die folgende Abbildung 16 zeigt den Netto-Deckungsbeitrag, der den durchschnittlichen Erlös inklusive der UL-Prämien und der Ausgleichszahlungen (jedoch ohne Flächenprämien)

nach Abzug der variablen Kosten und der Arbeitsleistung ausweist. Die hohen Erlöse des Ökologischen Landbaus sind zu relativieren, da dieser Betriebstyp ungleich mehr Arbeitszeit und finanzielle Mittel für die Vermarktung seiner Produkte aufwendet.

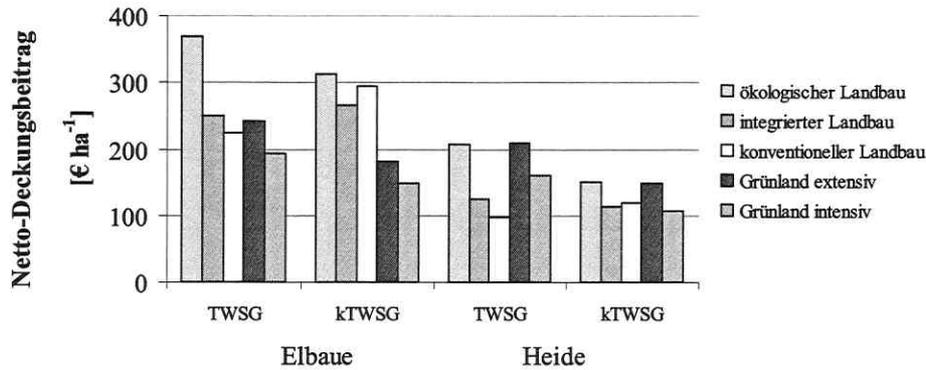


Abbildung 16: Netto-Deckungsbeitrag

Der Ökologische Landbau erzielt trotz hoher Arbeitsleistung den höchsten Deckungsbeitrag, da die variablen Kosten geringer eingeschätzt wurden als bei integrierter und konventioneller Landwirtschaft.

Bei der Auswertung und Interpretation von Deckungsbeiträgen oder anderen vom Deckungsbeitrag abhängigen Werten ist zu berücksichtigen, dass es sich hierbei um eine monetäre Größe in bezug auf die reine Landnutzung handelt und keine sekundären Markteffekte berücksichtigt werden. Beispielsweise wurde keine dynamische Anpassung der Erzeugerpreise bei ausgedehnter ökologischer Wirtschaftsweise realisiert.

Unsicherheiten

Die Aussageschärfe hängt von der Qualität aller Eingangsgrößen ab. Diese Unsicherheiten wurden einzeln auf das Endergebnis projiziert, so dass die Distanz zum wahrscheinlichsten Wert nur in Abhängigkeit jeweils eines Parameters vorliegt. Die Unsicherheiten der einzelnen Eingangsgrößen wirken sich unterschiedlich sensitiv auf die Datenwerte aus, die in die Berechnung der Kriterien 'Netto-Umsatz', 'Beschäftigung' und 'Netto-Deckungsbeitrag' eingehen. In der Tabelle 9 sind die berechneten Unsicherheiten aufgelistet. Während sich die Unsicherheitspannen bei den Datenwerten 'Netto-Umsatz' und 'Arbeitskraftstunden' direkt aus den entsprechenden Eingangsgrößen ergeben, sind die Unsicherheiten des Netto-Deckungsbeitrags wesentlich komplexer.

Tabelle 9: Sensitivität der Ergebnisse auf die definierten Unsicherheitspannen der Eingangsgrößen

Eingangsgröße [%]	wahrscheinlichster Wert der Ausgangsgröße	Minimum		Maximum	
		total	Wirkung auf Ausgangsgröße	total	Wirkung auf Ausgangsgröße
NETTO-UMSATZ:					
<i>Ernteproduktpreise</i>	100	-10	-10	10	10
<i>Fruchtfolgegestaltung</i>	100	-10	-14	20	24
<i>Klimaschwankung</i>	100	-20	-20	12	12
<i>Ertragsentwicklung</i>	100	-10	-10	25	25
ARBEITSKRAFTSTUNDEN:					
<i>Fruchtfolgegestaltung</i>	100	-10	-9	20	20
<i>Schlaggröße</i>	100	-16	-16	16	16
NETTO-DECKUNGSBEITRAG:					
<i>Ernteproduktpreise</i>	100	-10	-29	10	29
<i>Fruchtfolgegestaltung</i>	100	-10	-17	20	34
<i>Klimaschwankung</i>	100	-20	-58	12	35
<i>Ertragsentwicklung</i>	100	-10	-29	25	73
<i>Schlaggröße</i>	100	-16	7	16	-7
<i>Stundenlohn</i>	100	-20	8	20	-8
<i>Variable Kosten</i>	100	-10	-21	10	21
<i>UL-Prämien</i>	100	-100	-1	57	1

Als besonders sensible Einflussgröße auf den Deckungsbeitrag erweist sich die Entwicklung des Klimas, weil dadurch direkt der Ertrag und somit der Produktionswert beeinflusst wird.

Wegen des relativ geringen Anteils der UL-Prämien am Gesamtumsatz haben diese kaum einen Einfluss auf den durchschnittlichen Deckungsbeitrag im Torgauer Raum.

Schlussfolgerungen aus der Analyse des Torgauer Raums für weitere Forschungsaktivitäten

Die Agrarsystemanalyse im 'Torgauer Raum' hat die Grenzen einer flächenscharfen Modellierung und Regionalisierung aufgezeigt. Es mussten Strategien zur Simulation mit unscharfen Daten gefunden werden. Dies wurde durch Abgrenzung von Naturräumen und Ableitung von Musterfruchtfolgen realisiert. Für größere Regionen ist diese Herangehensweise jedoch nicht praktikabel, da die Ableitung und Simulation von Betriebssystemen zu aufwändig wäre.

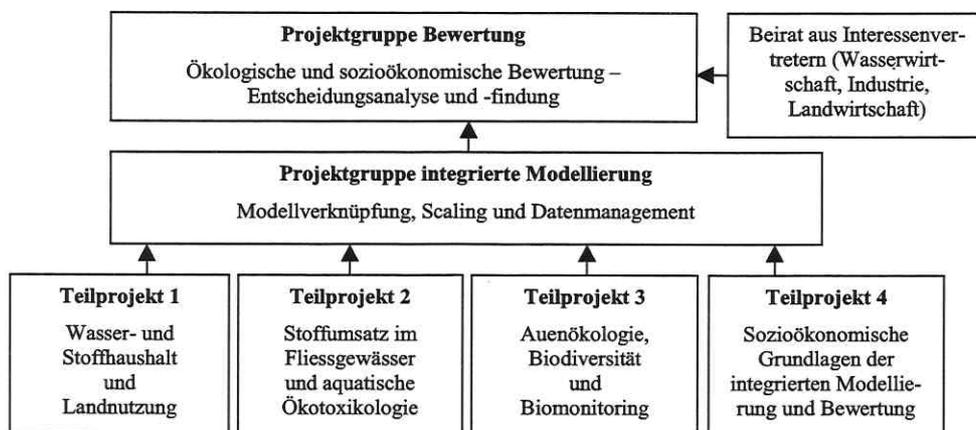
Die Unsicherheiten der ökologischen Analyse sind nur grob geschätzt. Eine Kalkulation in Abhängigkeit der Eingangsdaten wäre sinnvoll.

Für größere Einzugsgebiete sollte ein vereinfachtes Modell abgeleitet werden, das mit flächendeckend verfügbaren Informationen die Zielgrößen berechnet. Die ökonomische Analyse basiert auf einer Deckungsbeitragsrechnung, die den naturräumlichen Gegebenheiten anderer Projektgebiete angepasst und um die Tierproduktionsverfahren erweitert werden muss.

4.2 MAKROSKALIGE AGRARSYSTEMANALYSE

Die Weiterentwicklung der Methode erfolgte im Rahmen des Projektes 'Integriertes Flussgebietsmanagement am Beispiel der Saale' (RODE 2003).

Abbildung 17 zeigt die Struktur des 'Saale - Projektes', worin die vorliegende Arbeit dem Teilprojekt 1 (Wasser- und Stoffhaushalt und Landnutzung) und Teilprojekt 4 (sozioökonomische Grundlagen) sowie der übergeordneten Projektgruppe 'integrierte Modellierung' zuzuordnen ist.



Quelle: RODE 2003

Abbildung 17: Verbundprojekt 'Integriertes Flussgebietsmanagement am Beispiel der Saale'

Die Forschungsaktivitäten im Projektverbund umfassen sowohl naturwissenschaftliche Themenbereiche als auch sozioökonomische Fragestellungen und die rechtliche Umsetzung von Maßnahmen zur Erreichung eines guten ökologischen Zustandes der Gewässer.

Das Lösungsschema für die Analyse der Agrarlandschaft in Flusseinzugsgebieten besteht aus 12 Arbeitsschritten, die von der Datenanalyse über Objektbildung und Simulation bis zur

Erstellung von Metamodellen und deren Anwendung auf das Projektgebiet führen (Abbildung 18):

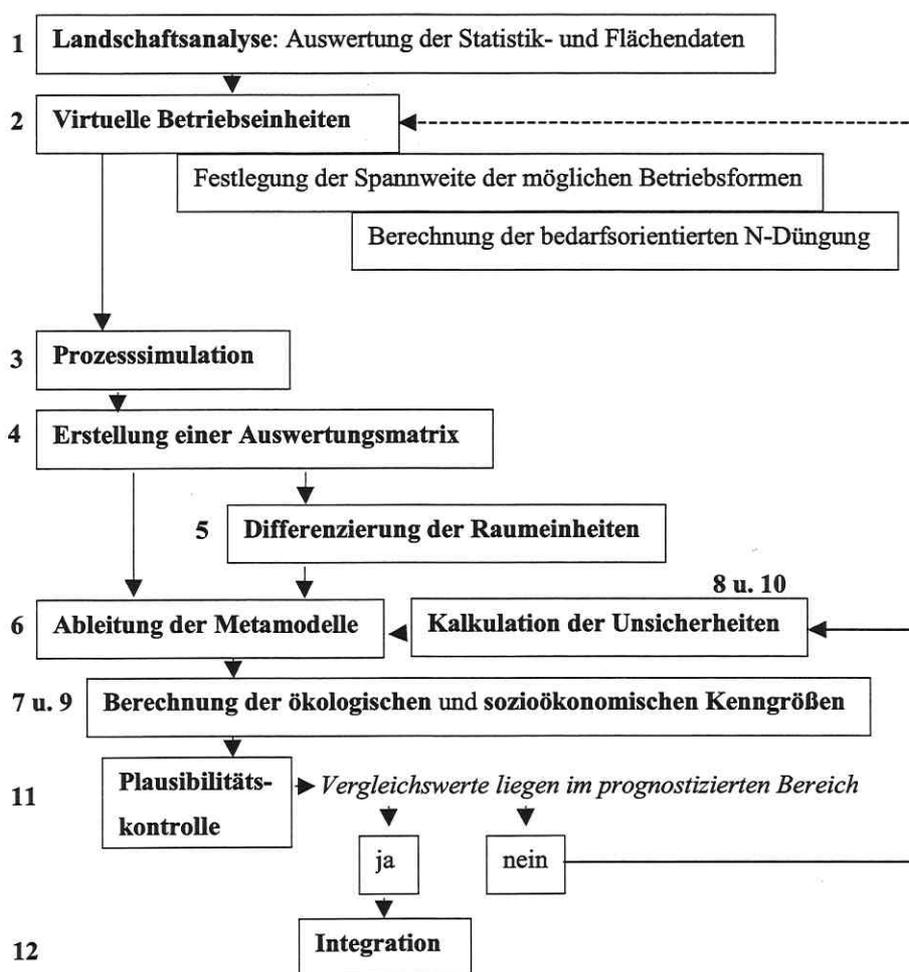


Abbildung 18: Lösungsweg zur ökologischen und ökonomischen Analyse von Agrarsystemen

Nachfolgend werden die Arbeitsschritte 1 bis 12 in Übersichtsform erläutert und in den Abschnitten 4.2.1 bis 4.2.12 ausführlich dargestellt.

Schritt 1 - Landschaftsanalyse

Digitale Karten zu Boden- und Klimaverhältnissen im Projektgebiet liefern spezifische Informationen als Grundlage der Landschaftsanalyse. Diese beschreibt das natürliche Stand-

ortpotential für eine landwirtschaftliche Produktion. In Kombination mit agrarstatistischen Erhebungsdaten und Expertenwissen über Produktionsabläufe lassen sich praxisnahe Landnutzungsszenarios ableiten, ohne die flächendifferenzierte Landnutzung im Einzelnen zu kennen. Weitere Hinweise geben Evaluierungsberichte von Agrar-Umweltmaßnahmen oder der Agenda 2000, die in den Agrarberichten des Bundes und der Länder zu finden sind.

Am Ende dieser Analyse steht eine Matrix, die alle zu behandelnden Standorteinheiten und Betriebsformen miteinander kombiniert.

Schritt 2 – Generierung virtueller Betriebseinheiten

Zur detaillierten Beschreibung der landwirtschaftlichen Bodennutzung werden verschiedene Modelle genutzt. Die Stickstoff-Bedarfsanalyse (SBA, ANONYMUS 2000B) berechnet für jeden Standort und entsprechend der Nutzungsart den erforderlichen Stickstoffbedarf. Das Betriebsbilanzierungsmodell REPRO kalkuliert die Stoffströme einer Betriebseinheit und erzeugt Parameterdateien für die nachfolgende Prozesssimulation.

Die virtuellen Betriebseinheiten sollen die Vielfalt der Landnutzung in einer Region abbilden.

Schritt 3 - Prozesssimulation

Im nächsten Schritt wird mithilfe seines Bodenprozessmodells die Stickstoff-Auswaschung simuliert. Dazu werden die virtuellen Betriebe den real existierenden Leitböden zugeordnet und mit mehreren Niederschlagsklassen kombiniert.

Die Simulationsrechnungen werden so lange fortgeführt, bis das System einen stationären Zustand¹³ erreicht und weitere 100 Jahre, die zur Auswertung kommen.

Schritt 4 – Erstellung einer Auswertungsmatrix

Die Simulationsergebnisse werden aggregiert und mit den Eingangsdaten kombiniert, so dass eine Auswertungsmatrix entsteht, die alle Objekte umfassend beschreibt und eine statistische Bearbeitung ermöglicht.

Schritt 5 - Differenzierung der Raumeinheiten

Aus dem erzeugten Datenpool werden diejenigen Objekte zusammengestellt, die nach Landnutzungsanalyse des Projektgebietes einer Flächeneinheit zuzuordnen sind.

Die Zuordnung erfolgt nach den Merkmalen 'Betriebsform', 'Ertragsniveau', 'Jahresniederschlag' und 'Bodenart'.

¹³ stationärer Zustand: Immobilisierung und Mineralisierung sind im Gleichgewicht

Eine Varianzanalyse (*H*-Test) untersucht die unabhängige Variable 'Bewirtschaftungssystem' mithilfe der abhängigen Variablen 'N-Auswaschung' auf einem Signifikanzniveau von 5 %. Daraus lässt sich ableiten, welche Landnutzungseigenschaften ohne Verlust der Aussage-schärfe zusammengefasst werden können bzw. welche Standorte keine signifikanten Unterschiede aufweisen. Diese vereinten Merkmale besitzen somit diskriminierende Wirkung in bezug auf die flächenspezifische N-Auswaschung und kennzeichnen ähnlich verhaltende Flächeneinheiten, so genannte 'Nitrogen Response Units' (NRU).

Schritt 6 - Ableitung der Metamodelle

Ein Metamodell ist die Abstraktion eines Prozessmodells und soll dessen Systembeschreibung vereinfacht widerspiegeln sowie dasselbe Ergebnis mit geringerem Dateninput und ggf. mit größerer Unsicherheit liefern. Die Metamodelle werden mithilfe einer multiplen Regressions-analyse aus den Simulationsergebnissen (lineare Regressionsmodelle) parametrisiert.

Schritt 7 - Berechnung der ökologischen Kenngröße

Durch eine flächengewichtete Anwendung der Metamodelle erfolgt die Berechnung der mittleren N-Auswaschung einer Flächeneinheit (hier: Landkreis).

Wegen fehlender Kenntnis der realen Bewirtschaftung innerhalb eines Landkreises müssen alle theoretisch möglichen Verteilungsmuster berücksichtigt werden, um das N-Auswaschungs-Intervall zu ermitteln und daraus den wahrscheinlichsten Wert (einfacher Mittelwert) zu berechnen. Die Menge der Möglichkeiten ergibt sich aus den zu differenzierenden Teilregionen und den Indikatoren des Metamodells.

Schritt 8 - Unsicherheiten der ökologischen Analyse (Fehleranalyse)

Die Metamodelle weisen den wahrscheinlichsten Wert aus, der mit einer relativen Unsicherheitsgröße angegeben wird. Abschnitt 4.2.8 beschreibt die Behandlung verschiedener voneinander unabhängiger Fehlereinflüsse und die Berechnung des Gesamtfehlers.

Grundsätzlich ist zwischen zwei Arten (Qualitäten) von Unsicherheiten zu unterscheiden:

- A. Die Unschärfe einer Aussage, die sich daraus ergibt, dass mathematische Modelle die reale Landbewirtschaftung nur näherungsweise beschreiben und
- B. die Unsicherheit zwischen zwei Szenarioergebnissen, wobei die *relative Vorzüglichkeit* interessiert.

Letztere Angabe resultiert aus einer nicht genau vorhersehbaren Reaktion der Landnutzer auf veränderte Rahmenbedingungen. Somit deckt sich die szenariointerne Unsicherheit mit dem ersten Punkt der allgemeinen Unsicherheitsanalyse 'Bewirtschaftung'. Ein zweiter Faktor ist die Unsicherheit der Sensitivität eines Indikators, der die Szenarios differenziert.

Schritt 9 - Berechnung sozioökonomischer Kenngrößen

Anhand der Statistikangaben über Fläche und Ertrag der Ackerfrüchte sowie Tierzahlen erfolgt die Berechnung der Wertschöpfung und des Arbeitszeitbedarfs. Diese Berechnung enthält Angaben zu Flächen- und Tierprämien sowie Ausgleichszahlungen für Agrar-Umweltmaßnahmen.

Die Ergebnisse können den Status quo dokumentieren oder in eine Nutzen-Kosten-Analyse für Landnutzungsänderungen einfließen, um verschiedene Szenarioeffekte zu monetarisieren.

Schritt 10 - Unsicherheiten der ökonomischen Analyse

Die Unsicherheit in ökonomischen Kenngrößen resultiert aus einer Übertragung von Einzeldaten bzw. Mittelwerten auf eine Projektregion, in der regionale Unterschiede sowie zeitliche Schwankungen auftreten können.

Schritt 11 - Plausibilitätskontrolle

Die Überprüfung der Modellergebnisse anhand von Referenzbetrieben und unabhängigen Simulationsstudien verifiziert im positiven Fall die Aussage. Wenn die realen Werte außerhalb des prognostizierten Intervalls liegen, so muss nach weiteren Unsicherheitsgrößen gesucht und die Auswahl der virtuellen Betriebseinheiten kontrolliert werden.

Schritt 12 – Integration

In diesem Abschnitt erfolgt die zusammenfassende Bewertung einer Flächeneinheit. Die Angaben zum Stoffaustragspotential und sozioökonomischer Kenngrößen basieren auf demselben Datensatz, der für eine Flächeneinheit (hier: Landkreis) gültig ist. Antriebsindikatoren des vorliegenden Anwendungsbeispiels sind der Viehbestand und die Anbausstruktur.

Ausführliche Methodenbeschreibung und Anwendungsbeispiel

Die folgende ausführliche Darstellung beschreibt jeweils im ersten Teil jeden Abschnitts eine übertragbare Methodik, die an keine Region oder Kenngröße gebunden ist. Das Anwendungsbeispiel zeigt für jeden Arbeitsschritt, wie diese Methodik auf eine Projektregion projiziert wird und wie ausgewählte Kenngrößen berechnet werden. Als Beispielsvorlage dient der Kyffhäuserkreis, der durch seine heterogene Struktur, sowohl bezüglich des Bodens als auch des Klimas, hierfür besonders geeignet ist. Dieser Landkreis liegt in Thüringen und ist Teil des Saale-Einzugsgebietes.

4.2.1 Schritt 1 - Landschaftsanalyse

Die Sammlung und Aufarbeitung von Daten der Projektregion dienen der detaillierten Beschreibung der Landnutzung. Dazu gehören die Standortfaktoren Boden und Klima sowie

Bewirtschaftungsdaten wie angebaute Fruchtarten und Tierbestände. Auf dieser Informationsbasis können praxisnahe landwirtschaftliche Handlungsmuster abgeleitet werden.

Die **Bodendaten** müssen als digitale Bodenkarte (z. B. BÜK 1000, BGR 1995) mit einer hinterlegten Profilebeschreibung inklusive Horizonte-Parameter vorliegen. Jede Profilbeschreibung liefert ein Standardprofil und bildet über weitere Min- und Max-Profile die räumliche Heterogenität einer Kartiereinheit ab. Die Parameter werden teils direkt der Ursprungskarte entnommen und teils mit Kartierungswerkzeugen (z. B. KA4) oder Pedotransferfunktionen abgeleitet, um alle Merkmale einer Prozessmodellierung bereitzustellen.

Die **Klimaelemente** Niederschlag, Lufttemperatur und Globalstrahlung (bzw. Sonnenscheindauer) werden in Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes gemessen und auf Tageswerte aggregiert (DWD 2001). Durch Interpolation der Messwerte kann eine flächendeckende Klimakarte erstellt werden, die für jeden Standort des Projektgebietes die drei oben genannten Klimaelemente ausweist. Die zeitliche Variabilität berechnet ein Wettergenerator (s. Abschnitt 3.1.1) auf der Basis von mindestens 15-jährigen Wetteraufzeichnungen.

Sowohl die Bodenprofile als auch die Niederschlagsklassen weisen in Wirklichkeit eine Heterogenität und Variabilität auf, die in einer Unsicherheitsanalyse zu berücksichtigen sind. Die Bedeutung der Heterogenität von Boden, Klima und Landnutzung für die Regionalisierung von Modellzustandsgrößen sowie die Abgrenzung der Elemente beschreibt DREYHAUPT (2002).

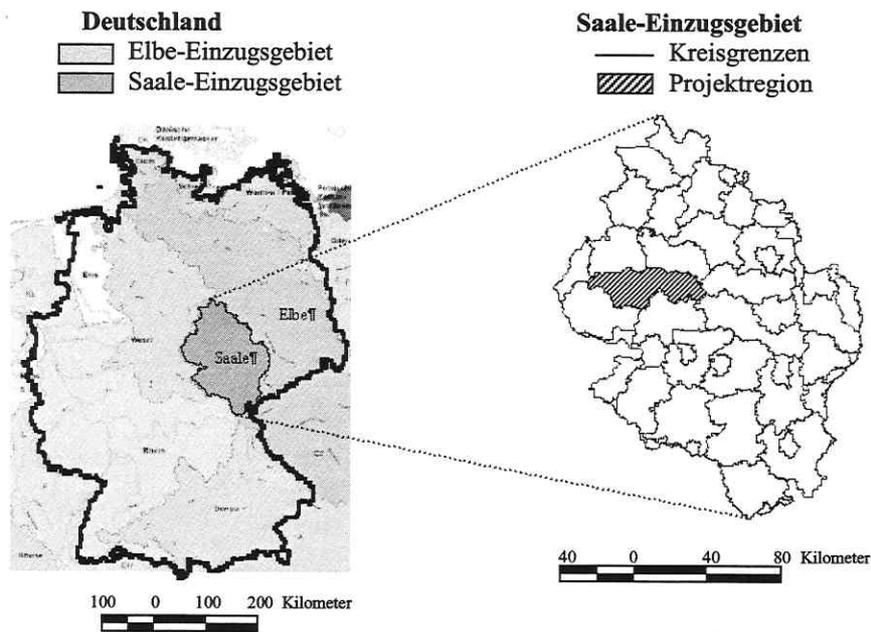
Die **Landnutzungsanalyse** besteht aus zwei Teilbereichen: Teilbereich 1 zeigt in Form von digitalen Karten (z. B. CORINE Land Cover, STATISTISCHES BUNDESAMT 1996A) die Landnutzungseinheiten Ackerland, Grünland, Wald, urbane Flächen und Gewässer. Somit kann jedem Standort eines Projektgebietes ein Landnutzungstyp zugeordnet werden. Weitere Informationen für den Teilbereich 2 der Landnutzungsanalyse erhält man durch den Flächenverschnitt digitaler Karten mit administrativen Grenzen und der Zuordnung von Daten aus der Bodennutzungshaupterhebung und Viehzählung (Agrarstatistik). Die Statistikdaten enthalten Flächenangaben der angebauten Fruchtarten und auf Kreisebene aggregierte Viehbestände (z. B. STATISTISCHES LANDESAMT SACHSEN ANHALT 2002A). Es sind betriebsstanzbezogene Daten, d.h. sie werden dem Landkreis zugeordnet in dem sich der Hauptsitz des landwirtschaftlichen Unternehmens befindet (Betriebsstanzprinzip). Acker- und Grünlandflächen, die außerhalb dieser Verwaltungseinheit 'Landkreis' bewirtschaftet werden, sind somit nicht flächenscharf zugeordnet. Dennoch bildet dies eine geeignete Datenquelle, da sie einheitlich für das gesamte Bundesgebiet vorliegt und öffentlich zugänglich ist. Eine zusammenfassende Darstellung der Agrarstatistik für das bundesdeutsche Gebiet bietet das Statistische Bundesamt als Zeitreihenservice (www-zr.destatis.de) oder als CD-ROM 'Statistik regional' (STATISTISCHES BUNDESAMT 2002) an.

Die Agrarberichte der Länder weisen zudem die Teilnahme an Agrar-Umweltmaßnahmen (Integrierte- und umweltgerechte Landwirtschaft sowie Ökologischer Landbau) aus.

Aus Datenschutzgründen werden im Bundesland Sachsen-Anhalt noch keine Flächennutzungsdaten auf Gemeindebasis veröffentlicht. Daher ist der kleinste gemeinsame Nenner aller Eingangsgrößen, der die Abgrenzung einer Bezugseinheit bestimmt, der Landkreis.

Anwendungsbeispiel – Schritt 1

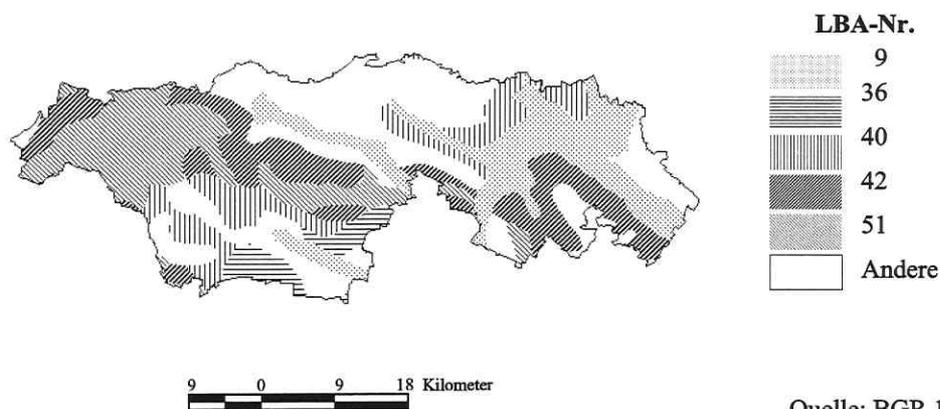
Der Kyffhäuserkreis dient als Anwendungsbeispiel der vorgestellten Methode. Er liegt im thüringischen Teil des Saale- bzw. Elbe-Einzugsgebietes (Abbildung 19):



Quelle: BMU 2003, verändert

Abbildung 19: Geographische Lage der Projektregion

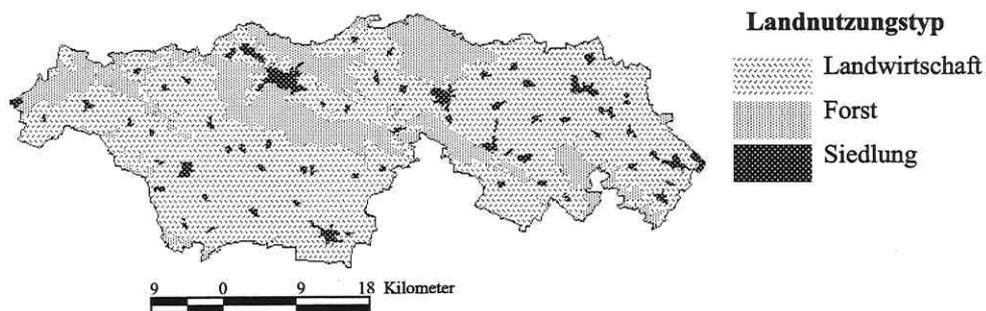
Nach Bodenübersichtskarte 'BÜK 1000' (BGR 1995) kommen im Kyffhäuserkreis 13 Leitbodenarten (LBA) vor, wobei auf Ackerbaustandorten alle und in Grünlandregionen nur 6 verschiedene LBA zu finden sind. Eine Auswahl von 5 LBAs (Abbildung 20) repräsentieren die am weitest verbreiteten Böden der landwirtschaftlichen Nutzfläche.



Quelle: BGR 1995

Abbildung 20: Digitale Bodenkarte (Kyffhäuserkreis)

Die Landnutzung wird dem CORINE Landcover entnommen, das unter Gliederungspunkt 2.1.1 'nicht bewässertes Ackerland' ausweist und unter 2.3.1 'Wiesen und Weiden' (Abbildung 21). Alle weiteren Landnutzungsformen sind außerhalb der Gültigkeitsgrenzen dieses Bewertungsansatzes.



Quelle: STATISTISCHES BUNDESAMT 1996A

Abbildung 21: Digitale Karte der Landnutzung (Kyffhäuserkreis)

Das Klimaraster (1000 m · 1000 m) weist interpolierte, auf 100 mm gerundete Niederschlagswerte aus (Abbildung 22). Der Kyffhäuserkreis liegt in einem Bereich von 400 bis 900 mm Jahresniederschlag.

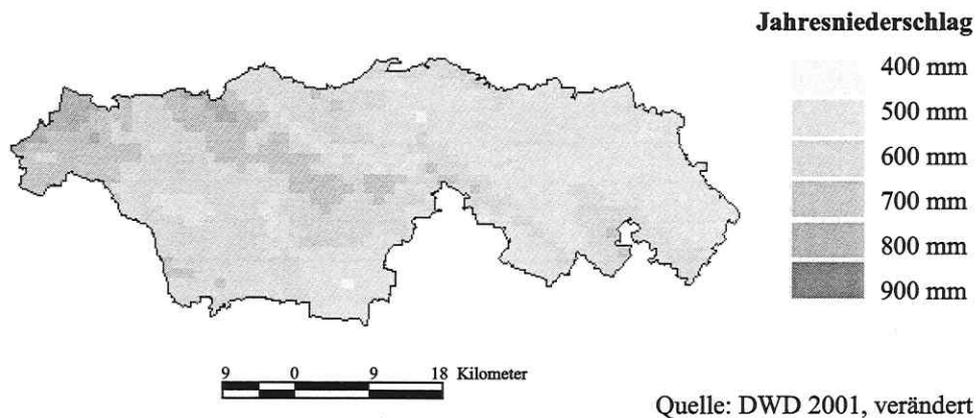


Abbildung 22: Karte des mittleren Jahresniederschlages (Kyffhäuserkreis)

Ein Verschnitt (überlagern digitaler Karten) aller Standortinformationen erzeugt 1.839 Polygone, die zu 47 Einheiten gleicher Definition (Landnutzung/Boden/Niederschlag) zusammengefasst werden können. Daraus werden wiederum diejenigen Einheiten selektiert, die einen Flächenanteil von 1 % überschreiten. Diese Maßnahme gründet sich auf der Annahme, dass sowohl Flächenanteile < 1 % als auch die Summe aller Kleinstflächen keinen signifikanten Einfluss auf das Endergebnis haben. Somit ist der Kyffhäuserkreis durch 13 **Standorttypen** zu beschreiben (Tabelle 10):

Tabelle 10: Standorttypen im Kyffhäuserkreis

Nr.	Fläche		Land- nutzung	Bodenform (LBA-Nr.)	Niederschlag [mm]
	[ha]	[%]*			
1	8.114	21	AL	Auenboden (9)	500
2	1.679	4	AL	Tschernosem (36)	500
3	4.284	11	AL	Tschernosem-Parabraunerde (40)	500
4	2.464	6	AL	Fahlerde (42)	500
5	762	2	AL	Auenboden	600
6	1.127	3	AL	Tschernosem	600
7	4.045	10	AL	Tschernosem-Parabraunerde	600
8	4.243	11	AL	Fahlerde	600
9	657	2	AL	Fahlerde	700
10	757	2	AL	Braunerde-Pelosol (51)	500
11	5.073	13	AL	Braunerde-Pelosol	600
12	4.028	10	AL	Braunerde-Pelosol	700
13	1.089	3	GL	Auenboden	500

* %-Angaben (gerundet) beziehen sich auf die analysierte LF

Das Gebiet des Kyffhäuserkreises ist durch trockene Standorte mit fünf Leitbodenarten und eine überwiegend ackerbauliche Landnutzung geprägt.

Auswertung agrarstatistischer Erhebungsdaten

Die vollständige Bodennutzungshaupterhebung umfasst 44 Ackerfrüchte und 37 Tierkategorien. Tabelle 11 zeigt eine Auswahl dieser agrarstatistischen Kennzahlen auf deren Basis die Wertschöpfung und der Arbeitszeitbedarf berechnet werden. Die aufgeführten Tierbestände repräsentieren 89 % der insgesamt gehaltenen Großvieheinheiten und 91 % der ackerbaulichen Flächennutzung.

Tabelle 11: Agrarstatistische Kennzahlen des Kyffhäuserkreises

Beschreibung	Art	Menge	Ertrag
Viehbestand		[St.]	
	Milchkühe	4.663	s. Anhang 5
	Mastschweine	21.036	dito
	Zuchtsauen	4.290	dito
	Schafe	22.316	dito
	Legehennen	68.318	dito
Landnutzung		[ha]	[dt ha ⁻¹]
	W-Weizen	20.818	77,1
	S-Weizen	1.333	57,6
	Roggen	1.449	70,0
	Wintergerste	6.700	73,2
	Sommergerste	5.616	57,3
	Hafer	401	58,4
	Triticale	1.146	66,1
	Kartoffeln	237	421,4
	Zuckerrüben	1.923	507,3
Winterraps	9.061	39,0	

Quelle: STATISTISCHES BUNDESAMT 2002

Aus Mangel an kreisbezogenen Bewirtschaftungsdaten werden die Relationen zwischen konventioneller, integrierter und ökologischer Landbewirtschaftung der Landesstatistik entnommen. Danach nimmt der konventionelle Anbau mit 92,6 % der nutzbaren Landfläche den weitaus größten Teil ein. Betriebe mit integrierter Betriebsform bewirtschaften 5,2 % der LF und der Ökologische Landbau repräsentiert 2,2 %.

4.2.2 Schritt 2 – Generierung virtueller Betriebseinheiten

Aus den Informationen über die naturräumlichen Gegebenheiten und des Fruchtartenspektrums sowie der gehaltenen Nutztiere können virtuelle Betriebseinheiten generiert werden, die die Variabilität der möglichen Landbewirtschaftung abbilden.

Die Betriebseinheiten werden auf der Grundlage fachlicher Zusammenhänge im Betriebsbilanzierungsmodell REPRO erstellt. Eine Betriebseinheit repräsentiert ein geschlossenes landwirtschaftliches System mit definierten Acker- und Grünlandanteilen, mit einer Fruchtfolge und darauf abgestimmtem Viehbestand, sofern es sich um das Beispiel eines Futterbaubetriebs handelt. Bei Marktfruchtbetrieben entfällt der Dauergrünlandanteil und der Viehbesatz (Abbildung 23).

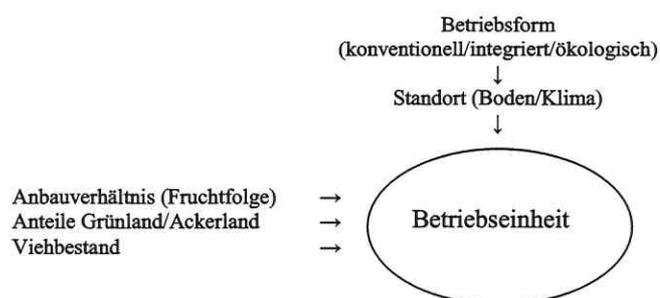


Abbildung 23: Kenngrößen einer Betriebseinheit

Die Betriebseinheiten unterscheiden sich grundsätzlich nach ihrer Betriebsform (konventionell, integriert, ökologisch) und den Standortbedingungen, die von der Leitbodenart und dem Jahresniederschlag abhängen.

Ertragsdifferenzierung

Die Einteilung der Standortgüte orientiert sich an der Ackerzahl einer Projektregion. Der Median beschreibt einen mittleren Standort (2), die prozentuale Abweichung zum oberen (75 %-) und unteren (25 %-) Quantil entscheidet über die geplanten Ertragsdifferenzen zu guten (1) und schlechten (3) Standorttypen.

Daraus lässt sich eine Matrix von 9 Betriebstypen ableiten (Tabelle 12), die die Betriebsform mit dem Ertragspotential (Standort) kombiniert.

Tabelle 12: Betriebstypen der Projektregion

Betriebsform Standort	konventionell (K)	integriert (I)	ökologisch (O)
gut (1)	K/1	I/1	O/1
mittel (2)	K/2	I/2	O/2
schlecht (3)	K/3	I/3	O/3

Düngung

Aus Mangel an Informationen zur tatsächlichen Düngepraxis muss auf eine amtlich anerkannte Methode zur Ermittlung des Stickstoffinputs zurückgegriffen werden. Dies leistet das Stickstoff-Bedarfs-Analyse-Modell (SBA), das auch in der praktischen Düngeberatung eingesetzt wird (s. Abschnitt 3.1.2).

Fruchtfolge

Die Fruchtarten sind entsprechend ihrer vorzufindenden Häufigkeit auf diesen Standorten in den virtuellen Betriebseinheiten zu berücksichtigen. Weitere Freiheitsgrade bilden der Grünlandanteil und das Aufkommen organischen Düngers, der auf Wiesen und Weiden oder auf den Ackerflächen ausgebracht werden kann, sofern er nicht schon als Exkrement auf der Weide verbleibt.

Die praktische Fruchtfolgegestaltung orientiert sich an pflanzenphysiologischen Gegebenheiten und den natürlichen Standortverhältnissen sowie den agrarpolitischen Rahmenbedingungen. Bei der Erstellung virtueller Betriebseinheiten wird dies durch eine Kombination bekannter Standardfruchtfolgen (KUNTZSCH 2003, KÖNNECKE 1967, KAHNT 1986, KOLBE 1998) und des aktuellen Anbauverhältnisses berücksichtigt.

Anwendungsbeispiel – Schritt 2

Aus der Standortbeschreibung werden 125 virtuelle Betriebseinheiten abgeleitet, die sich nach Betriebsart und -typ sowie nach der Tierzahl pro ha unterscheiden (Abbildung 24). Die fünf wichtigsten Leitbodenarten und drei Niederschlagsklassen charakterisieren den Standort.

Bewirtschaftung:

125 virtuelle Betriebseinheiten					
Betriebsart:					
Konventionelle Landwirtschaft (46)		Integrierte Landwirtschaft (42)		Ökologische Landwirtschaft (37)	
Betriebstyp:					
Markt- frucht- betrieb (27)	Futter- bau- betrieb (19)	Markt- frucht- betrieb (23)	Futter- bau- betrieb (19)	Markt- frucht- betrieb (19)	Futter- bau- betrieb (18)
Viehbestand [GV ha⁻¹]:					
0	0,7-2,2	0	0,6-2,1	0	0,6-1,3

Standortcharakteristik:

5 Leitbodenarten
3 Niederschlagsklassen

Abbildung 24: Virtuelle Betriebseinheiten und Standortcharakteristik

Ackerbauliche Flächen

Alle Betriebseinheiten enthalten ein Fruchtfolgeszenario, womit die Vielfalt des Ackerbaus einer Projektregion abgebildet wird (s. Anhang 6). Die Häufigkeit der Fruchtarten orientiert sich an agrarstatistischen Angaben für das Saale - Einzugsgebiet.

Die bedarfsorientierte Düngung für jede Fruchtfolge wird individuell mittels SBA-System ermittelt, wobei die Düngergabe für den integrierten Anbau 80 % des errechneten Wertes entspricht.

Mithilfe des Modells REPRO werden alle zuvor definierten Betriebseinheiten erstellt und auf konsistente Stoffflüsse geprüft, d. h. der Anfall organischen Düngers in der Tierhaltung wird innerhalb einer Betriebseinheit auf die Acker- und Grünlandflächen verteilt. Die Programmmodule 'Maßnahmen generieren' und 'nach CANDY exportieren' ermöglichen die direkte Übergabe von REPRO-Objekten in die Simulationsumgebung des CANDY-Modells (HÜLSBERGEN 2003).

Grünlandbewirtschaftung

Dauergrünland ist neben dem Ackerland und den Forstflächen der weitest verbreitete Landnutzungstyp der mitteleuropäischen Kulturlandschaft (EUROSTAT 2003). Es dient sowohl zur Bereicherung der Landschaftsstruktur im Sinne einer hohen Biodiversität, als auch zur Futtergewinnung für Wiederkäuer. Letzteres lässt sich in die drei Kategorien Wiese, Weide und Mähweide unterteilen, die die möglichen Nutzungsarten charakterisieren. Weitere Einflussgrößen sind die N-Applikation in Form von Mineraldünger oder organischen Düngern, der Pflanzenbestand und Pflegemaßnahmen, der Bodentyp und die Melioration sowie die Niederschlagsverhältnisse am Standort.

Für das Projektgebiet werden zwei Nutzungstypen untersucht:

Die N-Düngung einer *Wiesennutzung* erfolgt nach dem zu erwartenden Pflanzenentzug, der für die extensive Nutzung mit jährlich zwei Schnitten ein Ertrag von 220 dt ha⁻¹ (0,45 kg N dt⁻¹) erwarten lässt und für die intensive Variante mit vier Schnitten ca. 360 dt ha⁻¹ (0,68 kg N dt⁻¹) (LLG 2002A).

Die extensive *Weidenutzung* wird mit einem Viehbesatz von 1 GV ha⁻¹ ohne Zusatzdüngung definiert. Zur Deckung des Futterbedarfs bei intensiver Nutzung mit 3 GV je Hektar¹⁴ wird eine Startdüngung von 60 kg ha⁻¹ a⁻¹ in Ansatz gebracht. Der Weidegang umfasst sechs Monate pro Jahr. Weitere Nutzungsintensitäten werden zwischen den genannten Gruppen interpoliert.

Eine tabellarische Aufstellung aller Simulationsobjekte enthält Anhang 2.

¹⁴ Eine Beweidungsintensität von 3 GV ha⁻¹ liegt über der derzeit gültigen Viehbesatzgrenze. Nach der Düngerverordnung (BMVEL 1996) liegt die Höchstgrenze bei 210 kg N ha⁻¹ aus Wirtschaftsdünger und nach der Nitratrichtlinie (EU 1991A) bei 170 kg N ha⁻¹, umgerechnet ca. 2,4 bzw. 2 GV ha⁻¹. Als theoretische Spannweite zur Untersuchung von Extremszenarios wird als rein akademischer Ansatz eine Spannweite von 0-3 GV ha⁻¹ untersucht.

4.2.3 Schritt 3 - Prozesssimulation

Die Prozesssimulation der virtuellen Betriebseinheiten erzeugt eine umfassende Datenbasis, die neben den Eingangsdaten auch Simulationswerte enthält und somit die Grundlage für eine aus Boden, Klima und Landnutzung spezifizierte Wirkungsanalyse darstellt.

In der Prozessmodellierung werden die Standorte Ackerbau und Grünland getrennt betrachtet, da sie auf verschiedenen Modellansätzen basieren (vgl. Abschnitt 3.1.1). Jede Simulation wird über einen fiktiven Zeitraum von 600 Jahren durchgeführt, wobei sich das System 'Boden' in den letzten 100 Simulationsjahren in einem quasi stationären Zustand befindet. Die Mineralisationsrate von Kohlenstoff und Stickstoff muss im Mittel der Immobilisierung entsprechen. Jahreszeitliche Schwankungen und Differenzen innerhalb einer Fruchtfolge werden durch Mittelwertbildung egalisiert.

Die Simulation der Grünlandbewirtschaftung unterscheidet grundsätzlich zwischen Wiesen- und Weidenutzung. Eine reine Schnittnutzung wird analog zur Ackerbausimulation durch Düngungsereignisse und Nährstoffentzüge gesteuert. Dem gegenüber steht die Beweidung durch Wiederkäuer, die während des Weidegangs tägliche N-Aufnahmen und organische Düngung bewirken.

Anwendungsbeispiel – Schritt 3

Aus der Kombination von 125 Bewirtschaftungsvarianten und fünf Bodenarten mit drei Niederschlagsklassen (Abbildung 24) ergibt sich eine Gesamtanzahl von 1.875 Simulationsobjekten für die ackerbauliche Landnutzung.

Die Grünlandnutzung wird auf acht Nutzungstypen begrenzt, wovon vier eine intensive Nutzung beschreiben und einen Viehbestand zwischen 0 und 3 GV ha⁻¹ aufweisen und die extensive bzw. ökologische Variante mit je 0 oder 1 GV ha⁻¹ simuliert werden. Die Beweidung erfolgt mit Milchkühen durchschnittlicher Ertragsklasse. Jedes Objekt wird mit den in Abschnitt 4.2.1 genannten Bodenarten und Niederschlagsklassen gekoppelt, so dass für Grünlandstandorte insgesamt 120 Simulationsobjekte entstehen.

Die simulierten Witterungsverhältnisse beruhen auf einer 30-jährigen Messreihe (1970 - 1999) des Standorts 'Bad Lauchstädt' in Sachsen-Anhalt. Der Wettergenerator im CANDY - Simulationssystem (vgl. Abschnitt 3.1.1) berechnet daraus ein Zufallswetterverlauf mit einem kumulierten Jahresniederschlag von 500, 600 und 700 mm.

4.2.4 Schritt 4 – Erstellung einer Auswertungsmatrix

Das Ergebnis dieses Arbeitsschrittes ist ein Tabellenwerk, das alle Ein- und Ausgangsparameter der Simulationsobjekte enthält. Jedes Objekt ist durch die Attribute Boden, Klima und Bewirtschaftung eindeutig definiert. Neben der Zielgröße N-Auswaschung enthält diese tabellarische Aufstellung alle weiteren Kennwerte eines Objektes (Tabelle 13):

Tabelle 13: Auswertungsmatrix

Objekt-Nr.	Standort		Bewirtschaftung			korrespondierende Variablen				
	Boden (LBA)	Niederschlag	Betriebsform	Betriebsart	Fruchtfolge	Zielgröße	Parameter 1	Parameter 2	...	
1	Nr. der Leitbudenart	Niederschlagsklasse	kon/int/oeko	Marktf Frucht/Futterbau	Nr. einer def. Fruchtfolge	z. B. N-Auswaschung	z. B. Getreideanteil in der Fruchtfolge	z. B. Viehbesatzdichte		weitere Parameter ...
2										
...										

... weitere Objekte

Anwendungsbeispiel – Schritt 4

Zur Erstellung der Auswertungsmatrix wurde in diesem Anwendungsbeispiel weitestgehend die Simulationssteuerung und das Datenbankmanagement des CANDY+GIS-Simulationssystem (FRANKO & SCHENK 2000) verwendet. Jedoch dient eine georeferenzierte Anordnung der Simulationsobjekte nicht der späteren graphischen Darstellung einer Projektregion, sondern der Organisation von schematisch aufgebauten Standorteinheiten bzw. Bewirtschaftungssystemen. Darüber hinaus wurde CANDY+GIS mit einigen Zusatzmodulen ausgestattet, um spezifische Anforderungen für 'steady state' - Berechnungen zu erfüllen. Die technischen Arbeitsschritte einer Simulationsdurchführung sind in Anhang 3 aufgeführt. Alle Simulationsergebnisse sind in einer SYBASE - Datenbank abgelegt und eindeutig einer Objekttable zugeordnet. D. h. bei jeder Simulation wird eine objektspezifische Ergebnisdatei erzeugt, die die modellierten Einzelwerte im zeitlichen Verlauf auflistet. Ein spezieller Algorithmus (Prozedur) berechnet daraus jährliche Summen und Mittelwerte und erstellt in Kombination mit den Eingangsvariablen eine dBASE-Tabelle zur weiteren statistischen Analyse. Anhang 7 beschreibt das Datenmodell dieser Anwendung und Anhang 8 enthält die Elemente der Auswertungsmatrix.

4.2.5 Schritt 5 - Differenzierung der Raumeinheiten

Ziel dieses Arbeitsschrittes ist die Identifizierung signifikant unterschiedlicher Standorte. Die Diskriminierung erfolgt im Hinblick auf die Zielgröße N-Auswaschung.

Varianzanalyse

Die Varianzanalyse zeigt die signifikant unterschiedliche Wirkung eines Einflussfaktors auf ein interessierendes Merkmal. Der Einflussfaktor ist hier die Kombination aus Standortcharakteristik und Landnutzung, das interessierende Merkmal ist die N-Auswaschung. Idealerweise wird eine einfache Varianzanalyse oder ein *F*-Test durchgeführt. Jedoch setzen beide Methoden eine normal verteilte Grundgesamtheit voraus, die oft nur durch umfangreiche Transformationen der Eingangsdaten zu realisieren sind.

'Multiple Vergleiche', wie sie in ähnlicher Anwendung von PIEHLER (1990) vorgeschlagen werden, benötigen keine Normalverteilung. Dabei sind allerdings gleiche Reihenlängen erforderlich, die in dieser Anwendung auch nicht gegeben sind, da nur Simulationsergebnisse mit positiver Grundwasserneubildungsrate berücksichtigt werden und dadurch ungleiche Reihenlängen entstehen.

Das parameterfreie Verfahren 'H-Test' fordert lediglich eine stetige Verteilung der Stichprobe und prüft, ob die Mittelwerte als signifikant verschieden angesehen werden können. Damit werden die oben beschriebenen Bewirtschaftungssysteme auf signifikante Lokationsunterschiede getestet (Signifikanzniveau = 5 %).

Hieraus ergeben sich Raumeinheiten, die sich in bezug auf die N-Auswaschung ähnlich verhalten (Nitrogen Response Units, NRUs).

Mathematische Definition einer NRU:

Eine NRU ist ein $(k+4)$ -dimensionaler Vektor, wobei 'k' die Anzahl der Indikatoren bedeutet und '4' die Anzahl geospezifischer Angaben. Zur mathematischen Verarbeitung sollte eine NRU durch zwei Teilvektoren (geospezifische Angaben = GEO_{SP} = vierdimensionaler Teilvektor und Indikatorenwerte IW_{SP} = k-dimensionaler Teilvektor) beschrieben werden. Der Teilvektor GEO_{SP} setzt sich aus Niederschlag, Leitbodenart, Landnutzungstyp und prozentualer Anteil einer Nutzungsart zusammen (Gleichung (4. 2)):

$$NRU = \begin{pmatrix} NIED \\ LB \\ LNT \\ Fläche \\ Indikator_1 \\ Indikator_2 \\ \dots \\ Indikator_k \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \begin{pmatrix} NIED \\ LB \\ LNT \\ Fläche \end{pmatrix} \\ \begin{pmatrix} Indikator_1 \\ Indikator_2 \\ \dots \\ Indikator_k \end{pmatrix} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} (GEO_{SP}) \\ (IW_{SP}) \end{pmatrix} \quad (4.2)$$

wobei

<i>NRU</i>	[-]	=	Nitrogen Response Unit
<i>NIED</i>	[-]	=	Jahresniederschlagsklasse
<i>LB</i>	[-]	=	Leitbodenart
<i>LNT</i>	[-]	=	Landnutzungstyp (GL / AL)
<i>Fläche</i>	[-]	=	prozentualer Flächenanteil einer Nutzungsart
<i>GEO_{SP}</i>	[-]	=	geospezifische Angaben
<i>IW_{SP}</i>	[-]	=	spezifische Indikatorwerte

Anwendungsbeispiel – Schritt 5

Die statistische Analyse mittels *H*-Test (Anhang 9) zeigt, dass sich die Teilräume 1 – 4, 5 – 8 und 10 – 12 aus Tabelle 10 ähnlich verhalten, d.h. im Ergebnis des *H*-Tests nicht signifikant zu unterscheiden sind. Für die weitere Analyse werden sie zu NRUs zusammengefasst (Tabelle 14):

Tabelle 14: NRUs im Kyffhäuserkreis

Nr.	NRU	LF [%]		Landnutzung	Boden LBA-Nr.	Niederschlagsklasse
1	A	21	43	AL	9	1
2		4		AL	36	1
3		11		AL	40	1
4		6		AL	42	1
5	B	2	27	AL	9	2
6		3		AL	36	2
7		10		AL	40	2
8		11		AL	42	2
9	C	2	2	AL	42	3
10	D	2	26	AL	51	1
11		13		AL	51	2
12		10		AL	51	3
13	E	3	3	GL	9	1

Fünf signifikant unterschiedliche Flächeneinheiten in bezug auf die N-Auswaschung können definiert werden. Andere landwirtschaftlich genutzte Teilflächen, die nach Kombination von Landnutzung, Leitbodenart und Niederschlagsklasse kleiner als 1 % sind, werden bei der vorliegenden Arbeit nicht berücksichtigt. Abbildung 25 zeigt die Verteilung der NRUs im Raum:

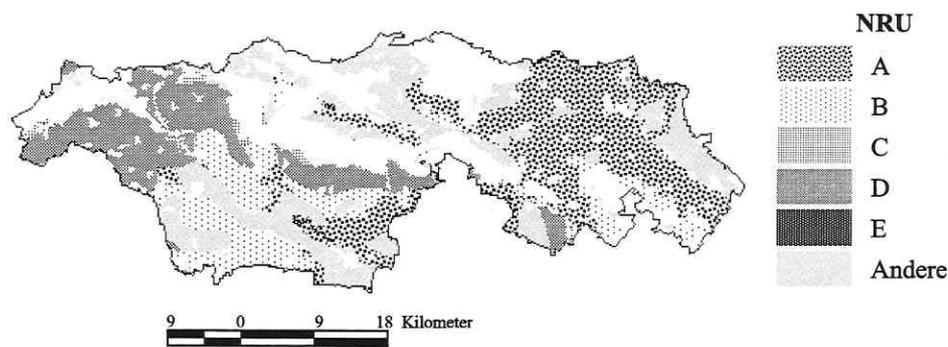


Abbildung 25: NRUs im Kyffhäuserkreis

4.2.6 Schritt 6 - Ableitung der Metamodelle

Die vereinfachten Modellansätze werden auf der Basis der NRUs parametrisiert. Dabei werden lineare multiple Regressionsanalysen genutzt, die die gewählten Antriebsindikatoren enthalten.

Aus der Menge der Simulationsergebnisse, die in ihrer Gesamtheit alle möglichen Betriebs-einheiten der untersuchten Region widerspiegeln, lassen sich geeignete Indikatoren mithilfe der Regressionsanalyse ableiten. Dabei werden korrelierende Kenngrößen der N-Auswaschung geprüft, deren Signifikanz abgebildet sowie der Achsenabschnitt und die Koeffizienten der einzelnen Indikatoren geschätzt.

Die Struktur des Metamodells zeigt Gleichung (4. 3):

$$N_{aus} = a_0 + \sum_{i=1}^n (a_i \cdot I_i) \quad (4.3)$$

wobei

N_{aus}	$[\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$	=	N-Auswaschung
a_0	$[\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$	=	Achsenabschnitt
a_i	$[-]$	=	Regressionskoeffizienten
I_i	$[-]$	=	Antriebsindikatoren

Die Güte eines Regressionsansatzes kann anhand normierter Residuen d_i (HARTUNG 1991, S. 91) festgestellt werden. d_i errechnet sich aus der Differenz von Beobachtungswerten y_i, \dots, y_n und den geschätzten Werten $\hat{y}_1, \dots, \hat{y}_n$, geteilt durch den Schätzer s für die Standardabweichung der Beobachtungen:

$$d_i = \frac{y_i - \hat{y}_i}{s} \quad (4.4)$$

wobei

d_i	$[-]$	=	Güte des Regressionsansatzes
y_i	$[-]$	=	Beobachtungswerte
s	$[-]$	=	Schätzer für die Standardabweichung

Die normierten Residuen sollten dabei normal verteilt sein. Die Normalverteilungshypothese kann mittels Kolmogoroff-Smirnov- oder dem χ^2 -Anpassungstest bestätigt oder verworfen werden.

Anwendungsbeispiel – Schritt 6

Die Datensätze werden nach Betriebsform und NRU gruppiert. Eine NRU unterscheidet drei disjunkte Klassen (kon/int/öko), die faktisch räumlich getrennt auftreten, jedoch als eine georeferenzierte Einheit wirken.

Die Ergebnisse der multiplen linearen Regressionsanalyse enthält Tabelle 15:

Tabelle 15: Ergebnisse der multiplen linearen Regressionsanalysen

NRU	Betriebsform	n	Achsenabschnitt a_0	Regressionskoeffizienten		Bestimmtheitsmaß R^2	Standardfehler der Schätzung s
				a_1^*	a_2^*		
A	kon	14	49,99	-0,50	21,58	0,78	10,92
	int						
	öko						
B	kon	183	-0,98	0,07	26,28	0,59	13,71
	int	167	-5,33	0,10	24,30	0,58	11,56
	öko	144	26,82	-0,34	14,96	0,52	9,44
C	kon	46	4,77	0,10	23,19	0,59	12,56
	int	42	-0,32	0,12	22,26	0,59	10,83
	öko	37	31,15	-0,36	17,41	0,69	7,83
D	kon	135	1,06	0,06	32,50	0,51	20,25
	int	121	-2,62	0,06	30,69	0,48	17,73
	öko	103	27,00	-0,35	16,44	0,53	10,08
E	kon	4	30,93	-	22,89	0,93	9,61
	int	2	1,63	-	41,73	1	0
	öko	2	2,25	-	41,11	1	0
							Ø 10,35

* a_1 = Getreideanteil in %, a_2 = GV ha⁻¹

Quelle: DWD 2001, verändert

Die Zielgröße dieser Regressionsanalysen ist die N-Auswaschung [in kg ha⁻¹ a⁻¹]. Eine Zusammenfassung aller drei Betriebsformen der NRU 'A' ergibt sich aus dem Umstand, dass diesem Cluster nur 14 Simulationsobjekte zugeordnet werden können. Alle anderen Objekte besitzen aufgrund des geringen Niederschlags (500 mm) keine Grundwasserneubildung¹⁵ und können deshalb nicht ausgewertet werden. Die Grünlandstandorte (NRU 'D') sind auf der Basis von nur zwei bzw. von vier simulierten Objekten zu beschreiben. Der Grund dafür ist die unterstellte geringe Variabilität der Flächennutzung.

¹⁵ Diese Bodenarten besitzen eine relativ große Feldkapazität und können dadurch viel Bodenwasser speichern, was dazu führt, dass durch Evapotranspiration und Interzeptionsverluste das gesamte Niederschlagswasser verdunstet. Dies ist ein Simulationsergebnis; in der Realität kommt es in niederschlagsreichen Jahren zu einem Abfluss, der jedoch in der Simulationsstudie nicht abgebildet wird.

4.2.7 Schritt 7 - Berechnung der ökologischen Kenngröße

In Arbeitsschritt 7 erfolgt die Berechnung des wahrscheinlichsten Wertes (Abschnitt 4.2.7.1) und der potentiellen Spannweite der N-Auswaschung für das Projektgebiet (Abschnitt 4.2.7.2).

Nach der Identifikation der NRUs und Qualifikation der Indikatoren sowie deren Gewichtung folgt die Berechnung der mittleren, landkreisspezifischen N-Auswaschung. Die hier angewandte Regionalisierung berücksichtigt den Umstand, dass die Verteilung des Viehbestandes im Raum unbekannt ist und keine georeferenzierte Information zur Anbaustruktur vorliegt (Abbildung 27). Auch die genauen Standorte der Betriebsformen (kon, int, öko) sind unbekannt.

4.2.7.1 Heterogenität der Landnutzung

Das Verfahren zur Beschreibung der Heterogenität der Landnutzung besteht aus fünf *Aktionen*. Abbildung 26 stellt diesen Lösungsweg vereinfacht dar.

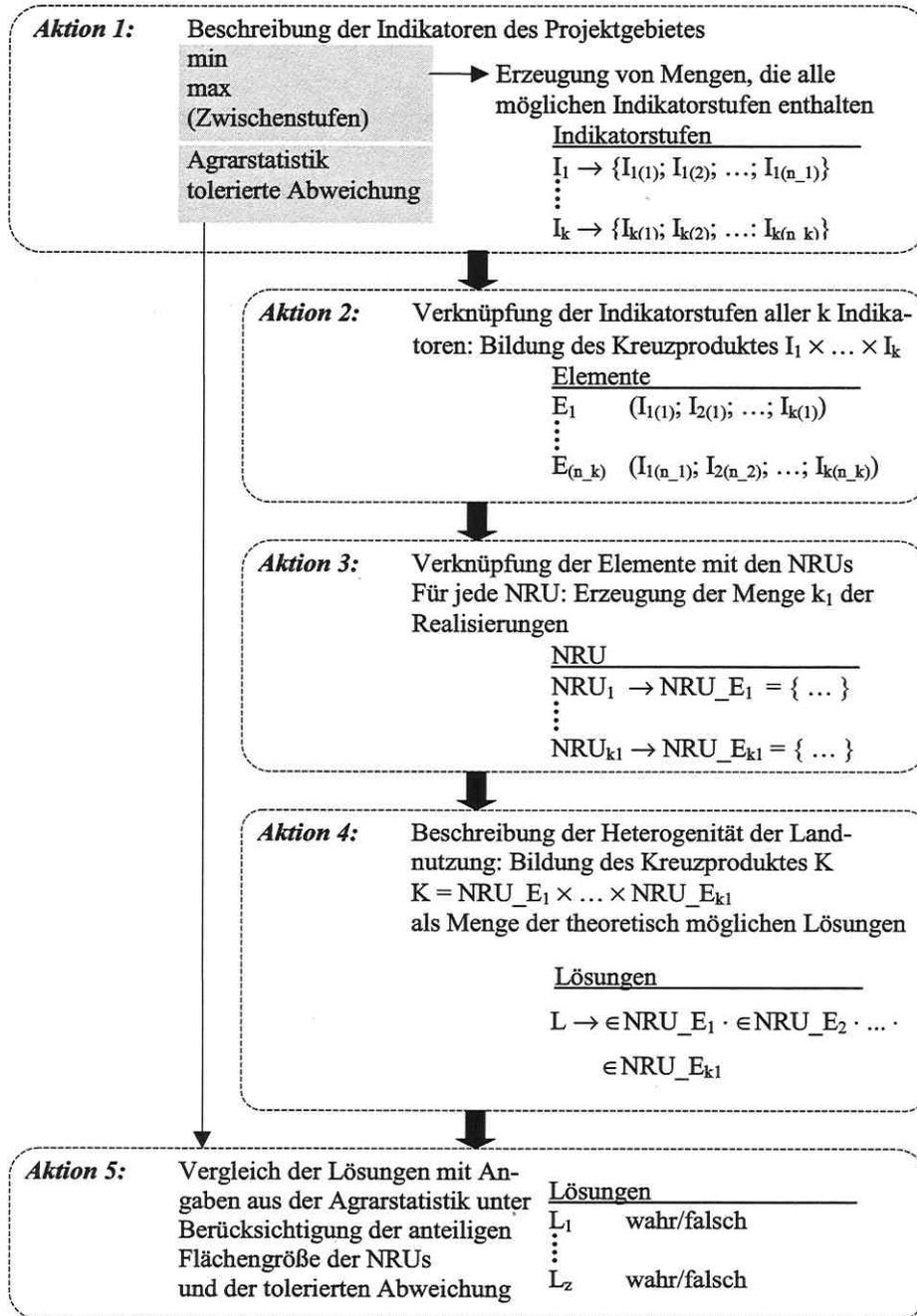


Abbildung 26: Verfahren zur Beschreibung der Heterogenität der Landnutzung

Unter Verwendung von I_{\min} , I_{\max} und In_{ii} wird für jeden der k Indikatoren in **Aktion 1** eine Menge I_i der Werte des Indikators generiert ($i=1, \dots, k$), $I_i = \{I_{\min}, I_{\min} + m, \dots, I_{\min} + In_{ii} \cdot m\}$, wobei In_{ii} die Anzahl der Zwischenstufen+1 (d. h. der Intervalle) darstellt und sich daraus die Schrittweite $m = ((I_{\max} - I_{\min}) / In_{ii})$ erklärt. Im Ergebnis von **Aktion 1** entstehen k Mengen, die als Elemente die jeweils $In_{ii}+1$ Indikatorenwerte enthalten.

In **Aktion 2** wird das Kreuzprodukt¹⁶ der in Schritt 1 erzeugten Mengen gebildet: $I_1 \times I_2 \times \dots \times I_k$. Das Kreuzprodukt enthält $(In_{1_1}+1) \cdot (In_{2_2}+1) \cdot \dots \cdot (In_{k_k}+1)$ Elemente (k -Tupel von Indikatorenwerten der Indikatoren 1, ..., k). Jedes Element aus $I_1 \times \dots \times I_k$ ist eine mögliche Belegung des Vektors IW_{SP} der Indikatorenwerte (s. Gleichung (4. 2)). Da keine georeferenzierten Daten der Landnutzung vorliegen, sind für jede NRU alle Indikatorbelegungen (d. h. Elemente aus $I_1 \times I_2 \times \dots \times I_k$) gleich wahrscheinlich. Für jede NRU wird somit in **Aktion 3** eine Menge NRU_E_i erzeugt, die $(In_{1_1}+1) \cdot (In_{2_2}+1) \cdot \dots \cdot (In_{k_k}+1)$ verschiedene Elemente (d. h. alle möglichen Realisierungen der NRUs im Projektgebiet) enthalten. Insgesamt ergeben sich für einen Landkreis bei k_1 verschiedenen NRUs die k_1 Mengen $NRU_E_1, NRU_E_2, \dots, NRU_E_{k_1}$.

Die Beschreibung der Heterogenität der Landnutzung erfolgt in **Aktion 4**. Hierzu wird das Kreuzprodukt $K = NRU_E_1 \times NRU_E_2 \times \dots \times NRU_E_{k_1}$ gebildet, dessen Kardinalität (= Elementanzahl der Menge) sich aus $((In_{1_1}+1) \cdot (In_{2_2}+1) \cdot \dots \cdot (In_{k_k}+1))^{k_1}$ ergibt. Mit dem Kreuzprodukt K werden alle theoretisch möglichen Realisierungen der NRUs im Projektgebiet erfasst.

In **Aktion 5** erfolgt eine Prüfung der Elemente von K , ob diese der Agrarstatistik entsprechen. Hierzu wird zunächst mit den Kennziffern mw_1, \dots, mw_k (Mittelwerte der k Indikatoren für das Projektgebiet) und $\delta_1, \delta_2, \dots, \delta_k$ (vorgegebene Toleranzgrenze der k Indikatoren für das Projektgebiet) eine k -dimensionale Teilmenge GE des R_k spezifiziert:

$$GE = \left\{ \begin{pmatrix} Ind_1 \\ Ind_2 \\ \dots \\ Ind_k \end{pmatrix}, Ind_i \in R, i = 1, 2, \dots, k \right\} \quad (4. 5)$$

wobei

GE	$[-]$	=	k -dimensionale Teilmenge
Ind	$[-]$	=	Indikator
R	$[-]$	=	Vergleichswert
$mw_1 - \delta_1 \leq ind_1 \leq mw_1 + \delta_1, mw_2 - \delta_2 \leq ind_2 \leq mw_2 + \delta_2, \dots,$			
$mw_k - \delta_k \leq ind_k \leq mw_k + \delta_k.$			

Untersucht wird, welche Linearkombinationen

$$\text{Fläche}_1 \cdot \text{NRU}_{E_1} + \text{Fläche}_2 \cdot \text{NRU}_{E_2} + \dots + \text{Fläche}_{k_1} \cdot \text{NRU}_{E_{k_1}}$$

mit $\text{NRU}_{E_1} \chi_{\text{IW}_{\text{SP}1}}$, $\text{NRU}_{E_2} \chi_{\text{IW}_{\text{SP}2}}$, ..., $\text{NRU}_{E_{k_1}} \chi_{\text{IW}_{\text{SP}k_1}}$ (s. Gleichung (4. 2))

von Elementen aus E zur Teilmenge GE gehören (und damit der zugrunde liegenden Agrarstatistik genügen). Für die Berechnung der N-Auswaschung werden nur diese Elemente berücksichtigt.

Diejenigen Linearkombinationen

$$\text{Fläche}_1 \cdot \text{NRU}_{E_1} + \text{Fläche}_2 \cdot \text{NRU}_{E_2} + \dots + \text{Fläche}_{k_1} \cdot \text{NRU}_{E_{k_1}},$$

die nicht zu GE gehören (d. h. der Agrarstatistik nicht genügen) werden verworfen.

Zur rechentechnischen Realisierung des Verfahrens wurde ein Computerprogramm entwickelt, dessen Anwendung in Anhang 4 beschrieben wird.

Im Folgenden werden die Aktionen 1 bis 5 exemplarisch an einem Beispiel demonstriert:

Ein Projektgebiet besitzt zwei verschiedene NRUs mit einem Flächenanteil von 30 % ($\text{Fläche}_1 = 0,30$) für NRU-A- und 70 % für NRU-B- ($\text{Fläche}_2 = 0,70$). Der Getreideanteil beträgt 62 % der gesamten Ackerfläche ($\text{mw}_1 = 62$) und der Viehbestand 0,8 GV ($\text{mw}_2 = 0,8$) pro Hektar. Für den Getreideanteil wird eine Toleranzgrenze von $\delta_1 = 3$ % angenommen, für den Viehbestand eine Toleranzgrenze von $\delta_2 = 0,2$ GV ha^{-1} (Abbildung 27).

Der Getreideanteil kann auf den verschiedenen NRUs zwischen $I_{1_min} = 0$ % und $I_{1_max} = 80$ % mit einem gewählten Intervall von $I_{n_1} = 20$ % variieren. Die Großvieheinheiten verteilen sich ungleich im Raum, wobei der Anteil zwischen $I_{2_min} = 0$ GV ha^{-1} und $I_{2_max} = 2$ GV ha^{-1} liegt ($I_{n_2} = 1$ GV ha^{-1}). Die Anzahl der Intervalle ist ein Kompromiss zwischen stufenloser Verteilung und benötigter Rechenzeit. Testrechnungen haben gezeigt, dass eine Grobabstufung (wie in diesem Beispiel) für die Abbildung von Minimum, Maximum und Mittelwert ausreicht.

¹⁶ Die Theorie zum Kreuzprodukt (synonyme Begriffe: Kreuzmenge, Produktmenge, kartesisches Produkt) erklären z. B. SIEBER ET AL. (1990, S. 88 ff)

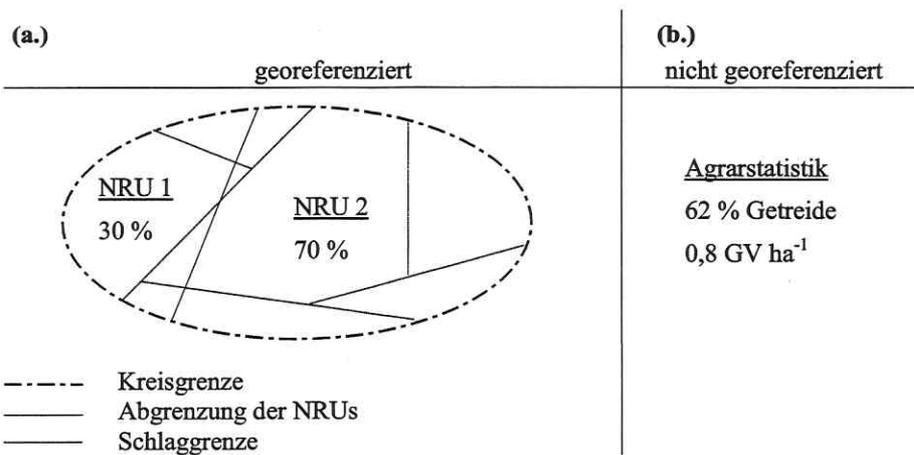


Abbildung 27: Beispiel - Charakterisierung der Bewirtschaftungsheterogenität durch (a.) georeferenzierte Informationen und (b.) nicht georef. Informationen

Die Schlaggrenzen zwischen ackerbaulich genutzten Standorten sind bei dieser Betrachtung irrelevant, da keine Informationen über die spezifische Nutzung einzelner Schläge vorliegen.

Alle Kennwerte dieses theoretischen Beispiels sind in Tabelle 16 zusammengefasst:

Tabelle 16: Parameter der Heterogenitätsrechnung 1

Bezeichnung	Symbol	Einheit	Wert	Bemerkung	
NRU –A-	NRU_A	% Flächenanteil	30		
NRU –B-	NRU_B	% Flächenanteil	70		
Indikator 1 (Getreideanteil)	Mittelwert	mw_1	% Getreideanteil AL	62	Wert aus der Agrarstatistik
	Minimalwert	I_{1_min}	% Getreideanteil AL	0	minimaler und maximaler Getreideanteil innerhalb einer NRU
	Maximalwert	I_{1_max}	% Getreideanteil AL	80	
	Intervallanzahl	In_{11}	-	4	ergibt eine Abstufung von 0, 20, 40, 60, 80 %
	Toleranzgrenze	δ_1	% Getreideanteil AL	3	maximale Abweichung
Indikator 2 (Viehbestand)	Mittelwert	mw_2	GV ha ⁻¹	0,8	Wert aus der Agrarstatistik
	Minimalwert	I_{2_min}	GV ha ⁻¹	0	minimaler und maximaler GV-Bestand innerhalb einer NRU
	Maximalwert	I_{2_max}	GV ha ⁻¹	2	
	Intervallanzahl	In_{22}	-	2	ergibt eine Abstufung von 0, 1, 2 GV ha ⁻¹
	Toleranzgrenze	δ_2	GV ha ⁻¹	0,2	maximale Abweichung

Die Anzahl der theoretisch möglichen Kombinationen erhält man, indem das Produkt aus den Anzahlen der Intervalle + 1 aller Indikatoren mit der Anzahl der NRUs potenziert wird:

$$K_{anz} = [(In_{11} + 1) \cdot (In_{22} + 1)]^{NRU_{anz}} = (5 \cdot 3)^2 = 225 \quad (4.6)$$

wobei

$$\begin{aligned} K_{anz} & [-] = \text{Anzahl möglicher Kombinationen} \\ In_{11/2} & [-] = \text{Anzahl der Intervalle (Indikator 1 bzw. 2)} \\ NRU_{anz} & [-] = \text{Anzahl der NRUs} \end{aligned}$$

Zunächst ist das Kreuzprodukt beider Indikatoren zu ermitteln:

$$I_1 = \{0, 20, 40, 60, 80\}, I_2 = \{0, 1, 2\};$$

Kreuzprodukt aus $I_1 \times I_2$ ergibt 15 Elemente = $\{(0,0), (20,0), (40,0), (60,0), (80,0), (0,1), (20,1), (40,1), (60,1), (80,1), (0,2), (20,2), (40,2), (60,2), (80,2)\}$.

Ein weiteres Kreuzprodukt der 15 Elemente und 2 NRUs ergeben 225 mögliche Kombinationen.

$$\begin{aligned}
 \text{Daraus folgt: } K_1 &= \{NRU_A, (0,0); NRU_B, (0,0)\} \\
 K_2 &= \{NRU_A, (20,0); NRU_B, (0,0)\} \\
 K_3 &= \{NRU_A, (40,0); NRU_B, (0,0)\} \\
 K_4 &= \{NRU_A, (60,0); NRU_B, (0,0)\} \\
 \dots K_{225} &= \{NRU_A, (80,2); NRU_B, (80,2)\}
 \end{aligned}$$

Anschließend werden die Ergebnisse mit den Gewichtungen der NRUs versehen und mit der agrarstatistischen Angabe verglichen:

	Agrarstatistik:	$I_1 \pm \delta_{I1}$ 60 ± 3	$I_2 \pm \delta_{I2}$ $0,8 \pm 0,2$	im Limit
K_1	$= \{0,3 \cdot (0,0) + 0,7 \cdot (0,0)\}$	0	0	falsch
K_2	$= \{0,3 \cdot (20,0) + 0,7 \cdot (0,0)\}$	7	0	falsch
K_3	$= \{0,3 \cdot (40,0) + 0,7 \cdot (0,0)\}$	13	0	falsch
..... K_{25}	$= \{0,3 \cdot (20,0) + 0,7 \cdot (80,1)\}$	62	0,7	wahr
..... K_{53}	$= \{0,3 \cdot (60,0) + 0,7 \cdot (60,1)\}$	62	0,7	wahr
..... K_{98}	$= \{0,3 \cdot (20,1) + 0,7 \cdot (80,1)\}$	62	1	wahr
..... K_{111}	$= \{0,3 \cdot (60,1) + 0,7 \cdot (60,1)\}$	60	1	wahr
..... K_{225}	$= \{0,3 \cdot (80,2) + 0,7 \cdot (80,2)\}$	80	2	falsch

Aus der Menge aller Kombinationen sind diejenigen zu selektieren, die nach der prozentualen Gewichtung der NRUs den agrarstatistischen Angaben entsprechen (**wahr**).

4.2.7.2 Berechnung der N-Auswaschung

Die N-Auswaschung im Projektgebiet wird durch flächengewichtete Anwendung der Metamodelle ermittelt. Dabei werden die prozentuale Verteilung der Betriebsformen innerhalb einer NRU und die Flächenanteile der NRUs innerhalb eines Projektgebietes berücksichtigt. Die Berechnung der N-Auswaschung erfolgt für alle der in **Aktion 5** ermittelten gültigen Lösungen.

Tabelle 17 enthält die Werte der Beispielsrechnung für die prozentualen Anteile der Betriebsformen (kon, int, öko) und die Parameter der Metamodelle. Der Parameter P_0 besitzt im NRU -A- den Wert 5 für die konventionelle Betriebsform (P_{0A_k}) usw.:

Tabelle 17: Parameter der Heterogenitätsrechnung 2

Bezeichnung	Symbol	Einheit	Wert	Bemerkung
kon. BF	BF_{kon}	%	50	Anteil der Betriebsform an der gesamten LF
int. BF	BF_{int}	%	40	
öko. BF	BF_{oeko}	%	10	
Parameter der Metamodelle	$P_{0A_k/i/o}$	-	5/7/9	NRU -A- kon/int/öko
	$P_{1A_k/i/o}$	-	0,3/0,5/0,7	
	$P_{2A_k/i/o}$	-	24/26/28	
	$P_{0B_k/i/o}$	-	17/20/23	NRU -B- kon/int/öko
	$P_{1B_k/i/o}$	-	0,6/0,8/1,0	
	$P_{2B_k/i/o}$	-	56/60/64	

Lösung dieses Beispiels:

$$\begin{aligned}
 K_{25} &= K_{25} \cdot BF_{kon} [= \{0,3 \cdot (P_{0Ak} + 20 \cdot P_{1Ak} + 0 \cdot P_{2Ak}) + 0,7 \cdot (P_{0Bk} + 80 \cdot P_{1Bk} + 1 \cdot P_{2Bk})\} \cdot 0,5] \\
 &+ K_{25} \cdot BF_{int} [= \{0,3 \cdot (P_{0Ai} + 20 \cdot P_{1Ai} + 0 \cdot P_{2Ai}) + 0,7 \cdot (P_{0Bi} + 80 \cdot P_{1Bi} + 1 \cdot P_{2Bi})\} \cdot 0,4] \\
 &+ K_{25} \cdot BF_{oeko} [= \{0,3 \cdot (P_{0Ao} + 20 \cdot P_{1Ao} + 0 \cdot P_{2Ao}) + 0,7 \cdot (P_{0Bo} + 80 \cdot P_{1Bo} + 1 \cdot P_{2Bo})\} \cdot 0,1] \\
 &= [\{0,3 \cdot (5 + 20 \cdot 0,3 + 0 \cdot 24) + 0,7 \cdot (17 + 80 \cdot 0,6 + 1 \cdot 56)\} \cdot 0,5] \\
 &+ [\{0,3 \cdot (7 + 20 \cdot 0,5 + 0 \cdot 26) + 0,7 \cdot (20 + 80 \cdot 0,8 + 1 \cdot 60)\} \cdot 0,4] \\
 &+ [\{0,3 \cdot (9 + 20 \cdot 0,7 + 0 \cdot 28) + 0,7 \cdot (23 + 80 \cdot 1,0 + 1 \cdot 64)\} \cdot 0,1] \\
 &= [\{0,3 \cdot 11 + 0,7 \cdot 121\} \cdot 0,5] + [\{0,3 \cdot 17 + 0,7 \cdot 144\} \cdot 0,4] + [\{0,3 \cdot 23 + 0,7 \cdot 167\} \cdot 0,1] \\
 &= 44 + 42 + 12 \\
 &= \mathbf{98 \text{ kg mittlere N-Auswaschung pro ha und Jahr}}
 \end{aligned}$$

Dieselbe Vorgehensweise gilt auch für die übrigen Lösungskombinationen. Man erhält:

$$K_{53} = 16 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1},$$

$$K_{98} = 67 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ und}$$

$$K_{111} = 71 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}.$$

Die wahrscheinliche N-Auswaschung ergibt sich aus dem Mittelwert aller Lösungen:

$$N_{aus} = \frac{K_{25} + K_{53} + K_{98} + K_{111}}{\text{Anzahl der Lösungen}} = \frac{98 + 116 + 67 + 71}{4} = 88 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \quad (4.7)$$

wobei

$$\begin{array}{ll} N_{aus} & [\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}] = \text{N-Auswaschung} \\ K & [\text{kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}] = \text{theoretisch mögliche N-Auswaschung einer Projektregion} \end{array}$$

Anwendungsbeispiel - Schritt 7

Für den Kyffhäuserkreis gelten folgende Rahmenbedingungen: Fünf NRUs mit einem Flächenanteil zwischen 2 % und 43 % (s. Tabelle 14). Die Viehzahlen entsprechen einem mittleren Bestand (mw_2) von $0,5 \text{ GV ha}^{-1}$ und einer Spannweite von 0 bis 2 GV ha^{-1} ($I_{2_min} = 0$, $I_{2_max} = 2$) bei $\delta_2 = 0,2 \text{ GV ha}^{-1}$ sowie einer Intervallanzahl (In_{22}) von 2. Der Getreideanteil variiert zwischen 0 % (I_{1_min}) und 80 % (I_{1_max}), bei einem Mittelwert (mw_1) von 62 % ($\delta = 5 \%$).

59.049 Kombinationsmöglichkeiten werden getestet (Anhang 4). Eine Auswahl von 408 Lösungen entspricht in der Summe den agrarstatistischen Kennzahlen für dieses Gebiet: ($0,5 \text{ GV ha}^{-1}$ und 62 % Getreide). Abbildung 28 zeigt die Anzahlen der Objektkombinationen nach N-Auswaschungsklassen, die im Kyffhäuserkreis möglich sind.

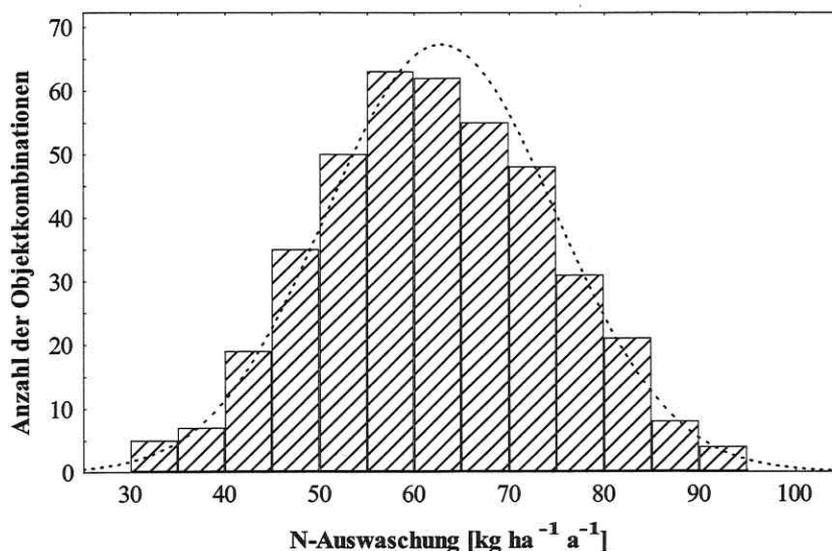


Abbildung 28: Verteilung der möglichen N-Auswaschung im Kyffhäuserkreis

Die Lösungsmenge bewirkt eine N-Auswaschung zwischen 33 und 94 kg ha⁻¹ a⁻¹. Der Mittelwert liegt bei 62,8 kg ha⁻¹ a⁻¹ mit einer Standardabweichung von 12,1 kg ha⁻¹ a⁻¹.

Die nachfolgende Unsicherheitsanalyse verwendet die Minimum- und Maximum-Werte aus dieser normal verteilten Lösungsmenge (s. Abschnitt 'Ökologische Unsicherheit 1: Bewirtschaftung', S. 74).

4.2.8 Schritt 8 - Unsicherheiten der ökologischen Analyse (Fehleranalyse)

Die Stickstoff-Auswaschung aus einer Fläche exakt zu bestimmen, ist nicht möglich. Schon eine punktgenaue Betrachtung unterliegt einer Messungenauigkeit, die –wenn man sie auf die Fläche überträgt- durch unterschiedlichste Heterogenitätseinflüsse zur unscharfen Betrachtung führt. Neben dem wahrscheinlichsten Wert der Zielgröße ist die Aussageunsicherheit zu kalkulieren, die als prozentuale Abweichung angegeben wird.

Das vereinfachte –auf Indikatoren basierende– Metamodell unterscheidet sich gegenüber dem Prozessmodell insbesondere in der Anzahl der erforderlichen Eingangsdaten. Das Metamodell verwendet Parameter, die sensibel auf die Zustandsgröße wirken und flächendeckend verfügbar sind. Das Prozessmodell hingegen benötigt detaillierte Informationen, die nur begrenzt vorliegen; alle nicht bereitgestellten Größen müssen abgeleitet werden. Hinzu kommt, dass nur eine sehr große Anzahl von Szenariorechnungen die tatsächliche Landbewirtschaftung widerspiegelt.

Die Unsicherheit einer Aussage hängt auch von der räumlichen Auflösung der vorliegenden Informationen ab. Eindimensionale Betrachtungen können bei guter Datenverfügbarkeit sehr präzise modelliert werden. Die Unsicherheit erhöht sich bei einer flächenhaften Beschreibung von Umsatz- und Transportprozessen, da die zweite und dritte Dimension Heterogenitäten aufweisen, die mit größer werdendem Betrachtungsrahmen ansteigen.

In der folgenden Unsicherheitsanalyse sollen die Auswirkungen verschiedener Bodeneigenschaften, Wetterbedingungen und Bewirtschaftung untersucht werden (Tabelle 18):

Tabelle 18: Unsicherheitsgrößen der ökologischen Analyse

Unsicherheitsgröße	Beschreibung
Bewirtschaftung	Vielfalt realer Bewirtschaftungsmöglichkeiten
Bodentextur	Heterogenität der Profileigenschaften
Niederschlag	Unterschiede durch Klassifizierung des Jahresniederschlages
Prozessmodell	Abweichung zu Messdaten
Residuen	Fehler durch Ableitung eines vereinfachten Modells vom Prozessmodell

Bei der Auflistung der Unsicherheiten besteht kein Anspruch auf Vollständigkeit. In der vorliegenden Analyse werden wichtige Einflussgrößen behandelt und die Vorgehensweise dargestellt.

Ökologische Unsicherheit 1: Bewirtschaftung (Heterogenität der Landnutzung)

Die landwirtschaftliche Flächennutzung ist sehr vielfältig und kann nur anhand von abstrakten Betriebseinheiten näherungsweise abgebildet werden, wobei alle 'Extremfälle' beinhaltet sein sollten. Diese Einheiten können auf verschiedenste Weise kombiniert bzw. gewichtet werden, um den agrarstatistischen Kennzahlen zu entsprechen.

Die Unsicherheit über das Bewirtschaftungsregime einer Region, d.h. auf welcher Teilfläche die Fruchtarten angebaut werden, die die Agrarstatistik ausweist und wie sich der Viehbestand verteilt, wird bei der Anwendung der Metamodelle ermittelt (s. Abschnitt 4.2.7). Dabei werden alle möglichen Kombinationen getestet, die der aggregierten Summe der Agrarstatistik entsprechen und mittels Histogramm graphisch dargestellt (vgl. Abbildung 28, S. 72).

Ökologische Unsicherheit 2: Bodentextur

Für großräumige Landschaftsanalysen wird die Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland (BÜK 1000) im Maßstab von 1:1.000.000 verwandt, die von der BGR-BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (1995) entsprechend den Vorgaben der 'Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA4)' (AG BODEN 1994) erstellt wurde. Die in der Karte ausgewiesenen Bodenparameter beziehen sich auf standorttypische Bodenprofile. Die KA4 weist überdies Spannweiten der einzelnen Kornfraktionen aus. Mit den darin definierten Intervallen für Ton und Schluff werden weitere Profilbeschreibungen definiert, die näherungsweise die tatsächliche Heterogenität abbilden. Ein Profilgenerator DREYHAUPT ET AL. (2002) berechnete mithilfe von Pedotransferfunktionen (RÜHLMANN 1998) die entsprechenden Bodenparameter (Anhang 10). Es werden diejenigen Bodenprofile zu weitergehenden Simulationen ausgewählt, die eine minimale bzw. eine maximale N-Auswaschung bewirken. Anschließend werden alle Bewirtschaftungsszenarios in Kombination mit den neu erstellten Bodenprofilen nochmals simuliert. Durch einen Vergleich der Werte der Erstsimulation mit den neu berechneten Ergebnissen erhält man die durchschnittliche Unsicherheit für die Bodenheterogenität.

Ökologische Unsicherheit 3: Niederschlag

Der Faktor Jahresniederschlag wird durch Stufen mit äquidistanten Abständen von 100 mm abgebildet (Niederschlagsklassen, s. Abschnitt 4.2.2). Die Prozesssimulationen zur Berechnung der N-Auswaschung wurden für diese diskreten Stufen ausgeführt. Da in der Realität i. a. Werte auftreten, die zwischen den simulierten Jahresniederschlägen liegen, ergeben sich auch für die N-Auswaschung Abweichungen. Um diese zu quantifizieren wird ein Unsicherheitsterm (ε_3) bestimmt. Dieser beschreibt die größtmögliche mittlere prozentuale Änderung

der N-Auswaschung, die durch die Abweichung des realen Jahresniederschlages von einer beliebigen Stufe der Matrix verursacht werden kann. Voraussetzung ist eine annähernd lineare Beziehung zwischen dem Niederschlag und der N-Auswaschung bei sonst gleich bleibenden äußeren Bedingungen. Abbildung 29 zeigt eine Simulationsstudie im Kyffhäuserkreis, wonach die N-Auswaschung nahezu linear vom Jahresniederschlag abhängt.

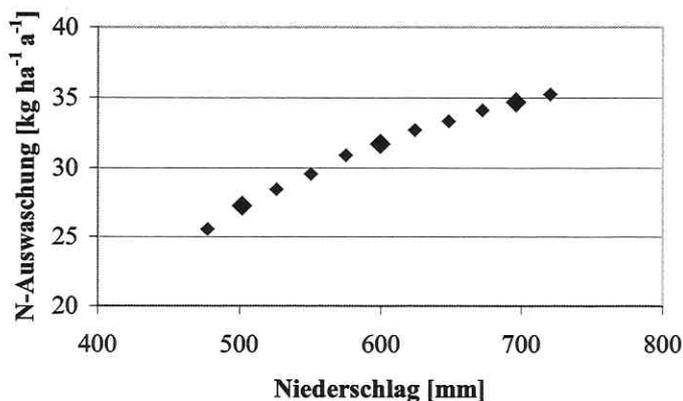


Abbildung 29: Lineare Abhängigkeit der N-Auswaschung vom Niederschlag am Beispiel eines Standortes im Kyffhäuserkreis

Ausgangspunkt für die Bestimmung der Unsicherheit ist die Gesamtanzahl der Intervalle bzw. die Anzahl der Niederschlagsklassen ($AdNK$), die um eins vermindert wird (s. Tabelle 14). Für jede Niederschlagsklasse wird der Mittelwert der N-Auswaschung aller Prozesssimulationen berechnet. Die Differenz der mittleren N-Auswaschung von größter und kleinster Niederschlagsklasse wird geteilt durch $AdNK - 1$:

$$\gamma = \frac{X_g - X_k}{AdNK - 1} \quad (4.8)$$

wobei

γ	[kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	= Größe eines Niederschlagsintervalls
X_g	[kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	= Mittelwert der N-Auswaschung der größten Niederschlagsklasse
X_k	[kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	= Mittelwert der N-Auswaschung der kleinsten Niederschlagsklasse
$AdNK$	[-]	= Anzahl der Niederschlagsklassen (Stufen des Versuchsplanes)

Ausgehend von einer Stufe der Matrix als Repräsentant einer Niederschlagsklasse beschreibt der Wert γ somit die mittlere Breite eines Intervalls der N-Auswaschung. Da der Mittelwert des Intervalls genau einer Stufe des Versuchsplans entspricht, ist $\gamma/2$ eine Abschätzung der größtmöglichen mittleren Änderung der N-Auswaschung. $\gamma/2$ wird nun in Relation zum

Mittelwert X_a der N-Auswaschungen aller CANDY-Prozesssimulationen gesetzt und mit 100 multipliziert. Man erhält damit ε_3 als größtmögliche mittlere prozentuale Änderung der N-Auswaschung, die durch Abweichung des realen Jahresniederschlags von einer beliebigen Stufe des Versuchsplans verursacht werden kann:

$$\varepsilon_3 = \pm \left[\frac{(X_g - X_k)}{X_a \cdot (AdNK - 1)} \cdot \frac{1}{2} \cdot 100 \right] = \pm \left[\frac{(X_g - X_k) \cdot 50}{X_a \cdot (AdNK - 1)} \right] \quad (4.9)$$

wobei

ε_3 [-] = Unsicherheit aufgrund gewählter Niederschlagsklassen
 X_a [kg ha⁻¹ a⁻¹] = Mittelwert der N-Auswaschung aller Niederschlagsklassen

Beispiel:

Für eine Simulationsmatrix mit drei Niederschlagsklassen (500, 600 und 700 mm) sind folgende Mittelwerte der N-Auswaschungen berechnet worden:

$NK_{500} = 15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$; $NK_{600} = 23 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$; $NK_{700} = 35 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

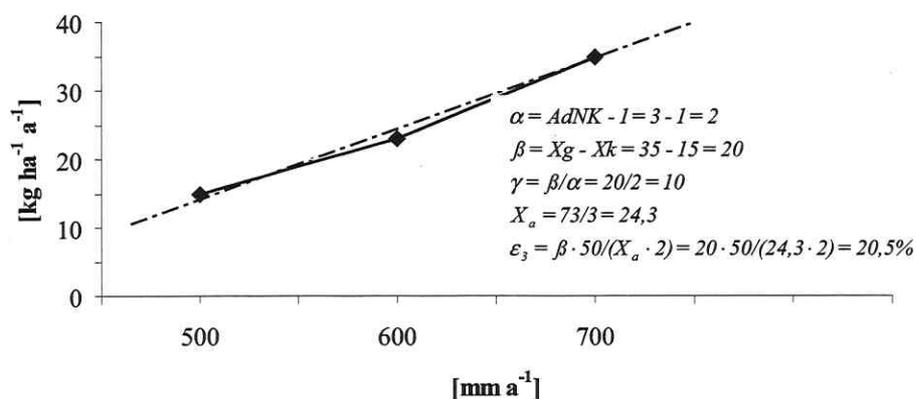


Abbildung 30: Beispiel - Unsicherheit 'Niederschlag': Niederschlagsklassen und N-Auswaschung

Die Unsicherheit, die auf eine Klassenbildung des Niederschlags zurückzuführen ist, beträgt in diesem Beispiel 20,5 %.

Ökologische Unsicherheit 4: Prozessmodell

Jedes Prozessmodell bedingt einen internen Fehler, der durch Vergleiche mit realen Messdaten abgeschätzt werden kann. Für Bodenprozessmodelle bieten sich Lysimeterergebnisse und Messreihen aus Feldversuchen an.

Ökologische Unsicherheit 5: Residuen (Abstraktion des Prozessmodells)

Die multiple Regressionsanalyse liefert neben dem Achsenabschnitt und den Regressionskoeffizienten auch einen Standardschätzfehler, der die Abweichung des Metamodells vom Prozessmodell angibt. Der Mittelwert aus allen Regressionsanalysen dient zur Schätzung dieser Unsicherheitsgröße.

Gesamtbetrachtung: Unsicherheit als Teil des Metamodells

Die Unsicherheitsanalyse umfasst fünf verschiedene -voneinander unabhängige- Einflussfaktoren, die als separate Zufallsgrößen (Zufallsvariablen) interpretiert werden können. Eine Größe ist zufällig, 'wenn sie bei verschiedenen, unter gleichen Bedingungen durchgeführten Versuchen verschiedene Werte annehmen kann, von denen dann jeder Wert ein zufälliges Ergebnis ist' (GELLERT ET AL. 1967, S. 653). Die Varianz (mittlere quadratische Abweichung, Dispersion) charakterisiert eine Zufallsvariable ebenso wie die Standardabweichung (Streuung, Quadratwurzel der Varianz). Überträgt man diesen Ansatz auf die untersuchten Variablen, so gilt für die Varianz folgender Satz: 'Die Varianz der Summe unabhängiger Zufallsgrößen¹⁷ ist gleich der Summe der Varianzen' (BRONSTEIN & SEMENDJAJEW 1981, S.711), d.h. Varianz (ε_1) + Varianz (ε_2) + ... Varianz (ε_n) ist gleich der Varianz ($\varepsilon_1 + \dots + \varepsilon_n$). Somit ist die Varianz des Gesamtfehlers die Summe der Varianzen aller Fehlereinflüsse. Die Quadratwurzel daraus beschreibt die Standardabweichung des gesamten Fehlers bzw. die Unsicherheit des Metamodells.

Die Gesamtunsicherheit (ε_{ges}) errechnet sich nach Gleichung (4. 10):

$$\varepsilon_{ges} = \sqrt{\sum_{i=1}^n (\varepsilon_i)^2} \quad (4. 10)$$

wobei

ε_{ges}	[-]	=	Unsicherheit gesamt
ε_i	[-]	=	Unsicherheit einer Einflussgröße

Die untere und obere Grenze der berechneten N-Auswaschung ergibt sich aus der Summe des wahrscheinlichsten Wertes und der positiv bzw. negativ wirkenden Gesamtunsicherheit:

¹⁷ Die Unsicherheitsanalyse unterstellt von einander unabhängige Variablen, d.h. die Kovarianz ist gleich 0. Eine Unter- oder Überschätzung der Unsicherheiten tritt auf, wenn korrelierende Unsicherheitsgrößen gewählt werden.

$$N_{aus_max} = N_{aus} + \frac{N_{aus} \cdot \varepsilon_{ges_pos}}{100} \quad (4.11)$$

$$N_{aus_min} = N_{aus} - \frac{N_{aus} \cdot \varepsilon_{ges_neg}}{100}$$

wobei $N_{aus_max/min}$ [kg ha⁻¹ a⁻¹] = maximale bzw. minimale N-Auswaschung

Anwendungsbeispiel - Schritt 8

Bewirtschaftung

Aus dem Anwendungsbeispiel - Schritt 7 geht hervor, dass im Kyffhäuserkreis mit einer mittleren N-Auswaschung zwischen 33 kg ha⁻¹ a⁻¹ und 95 kg ha⁻¹ a⁻¹ zu rechnen ist. Bei einem Mittelwert von 62,8 kg ha⁻¹ a⁻¹ entspricht dies einer Unsicherheit von ± 48 % (vgl. Abbildung 28).

Boden

Die mithilfe des Profilgenerators abgeleiteten Minimum- und Maximum-Profile der relevanten Leitböden nach BÜK 1000 (Anhang 10) weisen eine mittlere N-Auswaschung von + 4 % und - 52 % (s. Abbildung 31) aus.

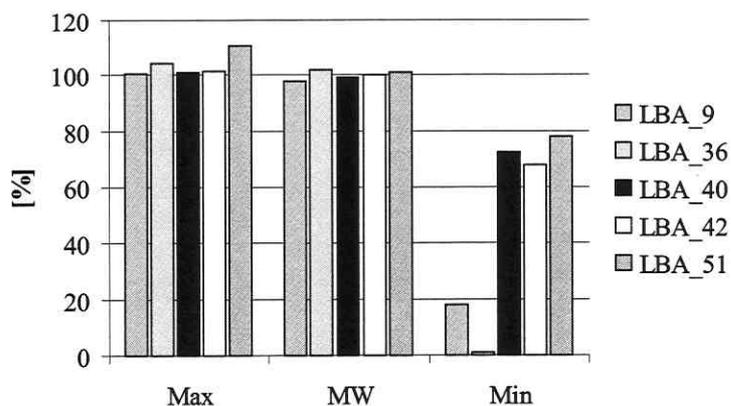


Abbildung 31: Bodenheterogenität und N-Auswaschung

Die Maximum-Werte unterscheiden sich nur gering von der N-Auswaschungsrate der mittleren Profilebeschreibung (MW), da in beiden Fällen ein Großteil des N-Überschusses ausgewaschen wird. Demgegenüber ist die Sickerwasserrate der Minimum-Profile stark eingeschränkt, so dass eine erhöhte Akkumulation des N im Oberboden zu erhöhter Denitrifikation und geringerer N-Auswaschung führt.

Niederschlag

Die realen Simulationswerte werden in Gleichung (4. 9) eingesetzt.

$$\varepsilon_3 = \pm \left[\frac{(21,2-14,3) \cdot 50}{14,0 \cdot (3-1)} \right] = 12,32\% \quad (4. 12)$$

Die Variabilität innerhalb einer Niederschlagsklasse erzeugt eine maximale Abweichung von 12 % gegenüber dem simulierten Wert.

Prozessmodell

Für das hier angewandte CANDY-Simulationssystem wird eine Evaluierung von BEBLIK ET AL. (2001) herangezogen, die das Stickstoffmodell bezüglich der mittleren Abweichung der N-Auswaschung untersuchten. Dabei wurden drei Lysimetergruppen mit dem örtlichen Wetterverlauf der Versuchsstation simuliert und jeweils der Rechenwert vom Messwert abgezogen. Im Mittel weichen die Simulationsergebnisse um $-2,87 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ab, das einer relativen Unsicherheit von 14,3 % entspricht.

Residuen

Der Standardschätzfehler liegt im Mittel bei $18,1 \text{ kg Nitrataustrag ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (vgl. Tabelle 15). Er verursacht bei einer mittleren Austragsrate von $63 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ein Unsicherheitsintervall von $\pm 34 \%$.

Gesamtbetrachtung der Unsicherheiten der ökologischen Analyse

Insgesamt ist mit einem Unsicherheitsintervall von

$$\begin{aligned} \varepsilon_{ges_pos} &= \sqrt{\varepsilon_1^2 + \varepsilon_2^2 + \varepsilon_3^2 + \varepsilon_4^2 + \varepsilon_5^2} = \sqrt{48^2 + 4^2 + 12^2 + 14^2 + 34^2} = 62\% \\ \varepsilon_{ges_neg} &= \sqrt{\varepsilon_1^2 + \varepsilon_2^2 + \varepsilon_3^2 + \varepsilon_4^2 + \varepsilon_5^2} = \sqrt{48^2 + 52^2 + 12^2 + 14^2 + 34^2} = 81\% \end{aligned} \quad (4. 13)$$

zu rechnen.

Die Gesamtunsicherheit der Aussage zur N-Auswaschung variiert von + 62 % bis – 81 % um den wahrscheinlichsten Wert. Die Unkenntnis über die tatsächliche Flächennutzung ($\pm 48 \%$) stellt neben der Ableitung eines Metamodells vom Prozessmodell ($\pm 34 \%$) die größte Unsicherheit dar. Der Bodenparameter 'Feldkapazität' (FK) spielt im negativen Bereich eine herausragende Rolle (52 %), da bei hoher FK die Sickerwasserrate und somit die Auswaschung von Stickstoff abnimmt. Dabei ist zu beachten, dass es sich hier um ein ausgesprochenes Trockengebiet mit schluffigen Böden handelt und dadurch in manchen Jahren eine Grundwasserneubildung und somit ein N-Austrag ausbleibt.

4.2.9 Schritt 9 - Berechnung sozioökonomischer Kenngrößen

Im Kontext des Flusseinzugsgebietsmanagements sind zwei Kenngrößen von vorrangiger Bedeutung: (1) Die Beschäftigungssituation im Agrarsektor bzw. der Arbeitszeitbedarf als stellvertretende Kenngröße, der sich aus dem Arbeitseinsatz in der Pflanzen- und Tierproduktion sowie der Betriebsführung zusammensetzt. (2) Die Nettowertschöpfung zu Faktorkosten (im Folgenden als Wertschöpfung), die das Faktoreinkommen in der Landwirtschaft beschreibt. Sie misst die Entlohnung von Boden, Arbeit und Kapital für einen definierten Raum und errechnet sich aus dem Produktionswert abzüglich der Vorleistungen und der Abschreibungen sowie der sonstigen Produktionsabgaben und zuzüglich aller sonstigen Zahlungen. Projektspezifische Teilergebnisse, wie bspw. ein mittlerer Deckungsbeitrag, lassen sich aus Einzelwerten der Analyse ableiten. Zur Berechnung der Kenngrößen wird ein statisch nicht optimierter Modellcharakter gewählt.

Datenbasis

Zur Bewertung des Status quo muss auf flächendeckende Erhebungsdaten zurückgegriffen werden. Die veröffentlichten Statistiken besitzen -besonders in Sachsen-Anhalt- einen hohen Aggregationsgrad. Sie werden aus Gründen des Datenschutzes (kleine Gemeinden und große landwirtschaftliche Betriebe) auf Kreisebene ausgewiesen, so dass Leistungsdaten auch nur für diesen definierten Raum vorliegen. In Einzelfällen kommt es jedoch auch in Kreisstatistiken zu Fehlwerten, die durch eine zu geringe Anzahl von Einzelbetrieben verursacht werden. Acker- und Grünlandflächen sowie Tierbestände in Kleinstbetrieben (< 2 ha LF) werden statistisch nicht erfasst. Die Größenordnung liegt nach Mitteilung des Statistischen Landesamtes Sachsen-Anhalt bei Schweinen und Rindern unter 1 % (STATISTISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT 2002B).

Zeitraumfremde Leistungen¹⁸ und periphere Betriebszweige

Das Agrarinvestitionsförderprogramm der Bundesregierung wird in dieser Darstellung nicht berücksichtigt, da es sich hierbei oft um zeitraumfremde Leistungen handelt, die nur temporären Charakter haben. Dasselbe gilt für die Förderung von Junglandwirten und von Einkommenskombinationen.

Diese Analyse betrachtet ausschließlich die landwirtschaftliche Primärproduktion. Periphere Betriebszweige wie Direktvermarktung, Pensionstierhaltung oder Tourismus sind nicht enthalten.

¹⁸ Leistungen, die (teilweise) außerhalb des Wirtschaftsjahres erbracht wurden.

4.2.9.1 Flächennutzung

Die agrarstatistischen Erhebungsdaten bilden die Basis für eine grobe Abschätzung der Wertschöpfung. Im Rahmen der Bodennutzungshaupterhebung werden die im Erhebungsjahr angebauten Kulturarten entsprechend der **Flächengröße** und der erzielten **Erträge** unter Einbeziehung des Zwischenfruchtanbaus nach verschiedenen Gruppierungseinheiten ausgewiesen.

Der Arbeitszeitbedarf der 'Pflanzenproduktion' errechnet sich aus dem Anbauverhältnis einzelner Fruchtarten (Datenbasis: Agrarstatistik) und der Bewirtschaftungsart. Hierbei ist zwischen wendender- und Minimalbodenbearbeitung bzw. Ökolandbau zu unterscheiden. Die KTBL - Betriebsplanung Landwirtschaft (KTBL 2001A) weist Richtwerte aus, die für Szenariosimulationen relevant sind. Zur Abbildung der realen Bewirtschaftung kann auf Statistikangaben über den ökologisch bewirtschafteten Flächenanteil zurückgegriffen werden.

Eine zusammenfassende Darstellung aller kalkulatorischen Größen zeigt Tabelle 19. Die Summenbildung erfolgt über alle Frucht- bzw. Tierarten, so dass daraus ein Gesamtwert für den Projektraum resultiert.

Tabelle 19: Ökonomische Kenngrößen der Pflanzenproduktion

Produktionswert (PW _{PP})	=	$\Sigma (\text{Fläche}_i \cdot \text{Ertrag} \cdot \text{Preis})^*$
Fixkosten (FK)	=	$\Sigma (\text{Betriebsform} \cdot \text{Fläche})$
Veränderliche Kosten (VK _{PP})	=	$\Sigma (\text{Ertrag} \cdot \text{Faktor veränderliche Kosten} \cdot \text{Fläche})$
Flächenzahlung (FZ)	=	$\Sigma (\text{Fläche}_i \cdot \text{FZ}_i)$
Agrar-Umweltmaßnahme (AUM)	=	$\Sigma (\text{Ausgleichsbetrag der AUM} \cdot \text{Fläche})$
Ausgleichszahlung (AZ)	=	Ausgleichsbetrag · Fläche im Wasserschutzgebiet
Wertschöpfung (WS _{PP})	=	Σ Betriebseinkommen (Gewinn bzw. Jahresüberschuss zuzüglich Pacht-, Zins- und Personalaufwand)
	=	$\text{PW}_{PP} - \text{FK} - \text{VP}_{PP} + \text{FZ} + \text{AUM} + \text{AZ}$
Arbeitszeitbedarf (AZB _{PP})	=	$\Sigma (\text{AKh}_i \text{ pro ha}) + \text{Betriebsführung} \cdot \text{Fläche}$
Arbeitskosten (AK _{OPP})	=	Arbeitszeitbedarf · Lohn pro Stunde

*Summe aller Fruchtarten

Nachfolgend werden die Berechnungsgrößen im Einzelnen beschrieben:

Ertrag

Mittlere Ertragsdaten der wichtigsten Feldfrüchte, für die auch ein Anbauverhältnis aus der Agrarstatistik zu entnehmen ist, werden hier berücksichtigt: Weizen, Roggen, Wintergerste, Sommergerste, Hafer, Triticale, mittelfrühe und späte Kartoffeln, Zuckerrüben, Winterraps, Mais. Die Statistikangaben werden der konventionellen Landwirtschaft gleichgesetzt. Für

integrierte und ökologische Produktionsweisen führen pauschale Abschläge zu einer Ertragsdifferenzierung zwischen den Betriebsformen. KRATZSCH & ORZESSEK (2002) untersuchten Naturalerträge und Produktqualitäten der Bewirtschaftungsvarianten konventionell, integriert und ökologisch. Die integrierte Variante wird mit einer Rücknahme des Stickstoffdüngers (minus 20 % des konventionellen Landbaus) und reduzierten Pflanzenschutzmaßnahmen beschrieben. Ein Vergleich der Rüben- und der Korn-erträge von ausgewählten Getreidesorten sowie das prozentuale Verhältnis zeigt Tabelle 20 (Durchschnittswerte der Erntejahre 1996-2001).

Tabelle 20: Rüben- und Korn-erträge verschiedener Bewirtschaftungsvarianten

	konventionell		integriert		ökologisch	
	[dt ha ⁻¹]	%	[dt ha ⁻¹]	[%]	[dt ha ⁻¹]	[%]
Zuckerrüben	504	100	518	102	465	92
Sommergerste	65,6	100	65,2	99	50,6	77
Körnermais	84,7	100	83,0	97	72,8	85
Winterweizen	79,8	100	79,7	99	50,4	63
Wintergerste	85,4	100	84,5	98	49,6	58
Durchschnitt		100		99		75

Quelle: KRATZSCH & ORZESSEK (2002), verändert

Die Ertragsdifferenzierung nach KRATZSCH & ORZESSEK (2002) weist die konventionelle Variante mit 100 % aus. Der integrierte Landbau liegt mit 99 % fast auf demselben Niveau. Bei ökologischer Wirtschaftsweise ist mit einem Durchschnittsertrag von 75 % gegenüber konventionellem Anbau zu rechnen.

Ein Vergleich weiterer Literaturstellen von HÄNSEL (1999), BMVEL (2002D), MENGE & WALLBAUM (1999), MENGE & DITTRICH (1997), BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (2000) legt den Schluss nahe, dass die Erträge extensiver Bewirtschaftungsvarianten weit niedriger liegen können als dies von KRATZSCH & ORZESSEK (2002) ermittelt wurde (s. Anhang 11). Die Buchführungsergebnisse von ökologischen Testbetrieben weisen einen durchschnittlichen Getreideertrag von 52 % gegenüber der konventionellen Vergleichsgruppe aus. Für den integrierten Landbau belegen sowohl MENGE & WALLBAUM (1999) als auch MENGE & DITTRICH (1997) ein Ertragsniveau von unter 90 %. Die von PIORR & WERNER (1998) vorgeschlagene Ertragsdifferenzierung zeigt Unterschiede zwischen Hochertragsstandorten und Regionen mit geringem Ertragspotential, die hier vernachlässigt werden.

Im Mittel lässt sich ein Ertragsverhältnis des konventionellen Landbaus (100 %) zum integrierten Landbau von 1:0,9 und zum ökologischen Landbau von 1:0,6 ableiten.

Erzeugerpreis

Die 'Zentrale Markt- und Preisberichtsstelle' (ZMP) liefert Preisstatistiken (STRATMANN 2002, GOESSLER 2002) aller wichtigen landwirtschaftlichen Handelsprodukte, außer Zuckerrüben. Die Preise unterliegen starken regionalen und saisonalen Schwankungen, so dass es hierbei zu großen Unsicherheiten kommen kann. Zur Kalkulation der Wertschöpfung werden die länderspezifischen Mittelwerte aus dem Jahre 2001 verwendet (vgl. INSTITUT FÜR ANGEWANDTE VERBRAUCHERFORSCHUNG 2001).

Der Rübenpreis hängt einerseits von der Qualität der Rüben ab, wobei der Zuckergehalt und die Gehalte an unerwünschten Begleitstoffen wie Amino-Stickstoff, Kalium und Natrium von Bedeutung sind. Andererseits orientiert sich der Erzeugerpreis an dem von der EU jährlich neu festgelegten Marktordnungspreis und den individuell zugewiesenen Quoten für A- und B-Rüben (Qualitätsangabe). Auskünfte über durchschnittlich gezahlte Erzeugerpreise geben die verarbeitenden Betriebe (z. B. Nordzucker und Südzucker). Im Anbaujahr 2001 wurde in den Bundesländern Thüringen, Sachsen-Anhalt und Sachsen ein durchschnittlicher Erzeugerpreis für Zuckerrüben von ca. 53 € t⁻¹ erzielt (CORELL 2002).

Die Preisunterschiede zwischen konventionell- bzw. integriert- und ökologisch erzeugten Produkten zeigt Tabelle 21. Daraus wird eine mittlere Preisdifferenz von 50 % geschätzt.

Tabelle 21: Preise für ökologisch und konventionell erzeugte Lebensmittel (Januar 2001)

Lebensmittel	Einheit	Preis	Preis	Preis	Preis
		konv.	ökol.	Diff.	Diff.
		[€]*	[€]	[€]	[%]
Rinderschmorfleisch	1 kg	8,76	13,21	4,46	51
Kalbsschnitzel	1 kg	16,57	19,66	3,10	19
Eier, Kl. M (Freilandhaltung)	10 St.	2,12	3,00	0,87	41
Äpfel	10 St.	1,56	2,27	0,71	46
Salatgurken, mittlere Größe	1 St.	0,98	1,47	0,50	51
Eissalat	1 St.	1,05	1,27	0,22	21
Zwiebeln	1 kg	0,86	1,46	0,60	70
Speisekartoffeln	1 kg	0,50	1,07	0,58	116
Vollmilch, 3,5 % Fett	1 l	0,58	0,88	0,29	50
Deutsche Markenbutter	250 g	0,99	1,57	0,58	58
Weizenmehl, Type 405	1 kg	0,65	1,13	0,47	72
Roggenvollkornbrot, geschnitten	500 g	1,08	1,42	0,34	32
					Ø 52

* von DM in Euro umgerechnet

Quelle: INSTITUT FÜR ANGEWANDTE VERBRAUCHERFORSCHUNG (2001)

Veränderliche Kosten

Alle veränderlichen Kosten (VK) weisen den spezifischen Produktionsaufwand einer Ackerfrucht bzw. eines Nutztieres aus. Zu den VK der Pflanzenproduktion gehören: Saatgut, Hagelversicherung, Pflanzenschutz, mineralische und organische Düngemittel, spezifische variable Maschinenkosten, Trocknungs- und Konservierungskosten, Kosten für Lohnunternehmer/Maschinenmiete, Zinsen für Umlaufkapital und sonstige variable Kosten. In der Tierproduktion sind dies: Bestandsveränderung, Kraft- und Grundfutter, Tierarzt, Maschinen und Sonstiges.

Die Standarddeckungsbeiträge nach KTBL (2002, S. 34ff) enthalten Wertereihen der veränderlichen Kosten, woraus sich Potenzfunktionen in Abhängigkeit des Produktionswertes ableiten lassen (Anhang 12). Diese Gleichungen werden von einer frucht- bzw. tierartspezifischen Verhältniszahl zwischen Leistung und VK und der Leistungsklasse bestimmt (s. Formel (4. 14)):

$$F_{FA} = mx^z \quad (4. 14)$$

wobei

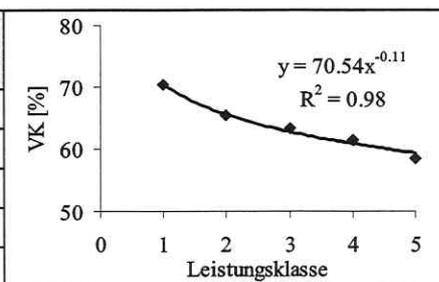
F_{FA}	[-]	=	Fruchtartspezifischer Faktor
m	[-]	=	Anstieg der Funktion
x	[-]	=	Leistungsklasse
z	[-]	=	Potenz von x

Beispiel: Funktion der veränderlichen Kosten für Winterweizen

Das Beispiel zeigt die abgeleitete Funktion der veränderlichen Kosten aus Produktionswert und der Leistungsklasse.

Tabelle 22: Funktion für veränderliche Kosten in Abhängigkeit des Produktionswertes

Leistungsklasse ¹⁹	Veränderliche Kosten in [%] des Produktionswertes
1	70
2	65
3	63
4	62
5	59



¹⁹ Leistungsklassen (LK) nach KTBL (2002), minimaler Ertrag = LK 1, Höchstertrag = LK 5

Fixkosten

Fixe Kosten oder Festkosten fallen unabhängig von Produktionsmengen an und sind hauptsächlich durch den Betriebstyp und die Betriebsform determiniert. Die festen Kosten pro Hektar Landfläche setzen sich aus Absetzung für Abnutzung (AfA) für Gebäude und Technik, Unterhaltung (Gebäude und Maschinen), Betriebsversicherungen (Berufsgenossenschaft, Brandversicherung), Miete/Pachtansatz inkl. Grundsteuer, Strom, Heizstoffe, Wasser und sonstiger Betriebsaufwand zusammen (ohne Zinsanspruch). Eine jährlich erscheinende Zusammenstellung des BMVEL (2002E) bzw. die länderspezifischen Agrarberichte enthalten diese Einzelpositionen. Die ausgewiesenen Fixkosten lagen im Wirtschaftsjahr 2000/01 je nach Betriebstyp und -größe zwischen 284 und 302 € ha⁻¹ (Thüringen).

Flächenzahlungen

Die Direktzahlung, auf die jede landwirtschaftliche Unternehmung in der Europäischen Union Anspruch hat, umfasst eine Pauschale je Flächennutzung (Fruchtart) und Hektar unter der Voraussetzung, dass beihilfefähige Sorten angebaut und die Stilllegungsverpflichtung von mindestens 10 % der LF eingehalten werden. In der Agenda 2000 (BMVEL 2002F) wurden diesbezüglich alle Regelungen bis zum Jahre 2006 festgeschrieben. Tabelle 23 zeigt die Werte für alle Bundesländer des Saale-Einzugsgebietes:

Tabelle 23: Flächenzahlungen nach Agenda 2000

Fruchtart	Bundesland			
	Sachsen-Anhalt [€ ha ⁻¹ a ⁻¹]	Bayern [€ ha ⁻¹ a ⁻¹]	Sachsen [€ ha ⁻¹ a ⁻¹]	Thüringen [€ ha ⁻¹ a ⁻¹]
Getreide	387	348	393	386
Ölsaaten	387	348	418	405
Öllein	387	348	393	386
Eiweißpflanzen	445	407	452	444
Stilllegung	387	353	393	386

Quelle: BMVEL 2002F

In ausgewiesenen Gebieten wird zusätzlich zur Hektarprämie für Getreide die **Sonderbeihilfe für Hartweizen** von 138,90 € h⁻¹ a⁻¹ gewährt. Das BMVEL (2002F) weist in der Agenda 2000 die deutschen Kreise und kreisfreien Städte aus, in denen die Sonderbeihilfe gewährt werden kann.

Einschränkung der Flächenzahlung: Nicht zahlungsfähige Flächen sind diejenige, die am 31. Dezember 1991 als Dauergrünland, Dauerkulturen oder Wälder genutzt wurden oder nicht landwirtschaftlichen Zwecken dienen.

Mais- und andere Ackerfutter-Flächen können als Futterflächen für die Rindfleischerzeugung und die dafür vorgesehene Prämienzahlung oder als Getreideflächen für die Flächenzahlung angemeldet werden. Die vorliegende Arbeit weist -in erster Näherung- Mais als förderfähige Fruchtart aus.

Die Beihilfe für extensive Dauergrünlandbewirtschaftung mit einem Viehbestand zwischen 0,3 und 1,4 RGV ha⁻¹ beträgt 130 € Jahr⁻¹.

Ausgleichszahlungen (Agrar-Umweltmaßnahmen)

Rechtsgrundlage der Agrar-Umweltprogramme der Länder ist die Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raumes. Sie beschreibt die Grundsätze zur 'Förderung einer markt- und standortangepassten Landbewirtschaftung' zur Förderung des Ökologischen Landbaus, extensiver Grünlandnutzung und des Herbizidverzichts im Betriebszweig Dauerkulturen. Die Richtlinien der Länder können jedoch weitergehende Verpflichtungen hinsichtlich extensiver Produktionsverfahren und Landschaftspflege vorsehen und dafür Fördermittel beim Bund bzw. der Europäischen Union beantragen (EU 1992).

Beispielhaft für das Saale - Einzugsgebiet werden die Länder Bayern, Thüringen, Sachsen-Anhalt und Sachsen diesbezüglich berücksichtigt.

Thüringen: Das 'Programm zur Förderung von umweltgerechter Landwirtschaft, Erhaltung der Kulturlandschaft, Naturschutz und Landschaftspflege in Thüringen (KULAP)' (TMLNU 2000) regelt die Agrar-Umweltmaßnahmen in vier Teilprogrammen. Die Programmteile A 'Umweltgerechte Produktionsverfahren im Ackerbau' und B 'Extensive Grünlandbewirtschaftung', die hinsichtlich der Stickstoffauswaschung relevant sind, werden in dieser Auswertung berücksichtigt. Dabei ist der Ökologische Landbau zu nennen, der mit 150 € ha⁻¹ Ackerfläche und mit 175 € ha⁻¹ für Grünland gefördert wird. Der integrierte Ackerbau liegt bei 130 € ha⁻¹.

Sachsen-Anhalt: Für das Land Sachsen-Anhalt existiert eine 'Richtlinie zur Förderung einer markt- und standortangepassten Landbewirtschaftung' (LLG 2002B), die den Ökologischen Landbau mit 123 € ha⁻¹ berücksichtigt. Bei Teilnahme am Kontrollverfahren nach VO (EWG) 2092/91 erhöht sich die Beihilfe um 31 € ha⁻¹, maximal jedoch um 511 € pro Unternehmen. Für Ackerflächen können weiterhin Zuwendungen für den Vertragsnaturschutz erfolgen. Dazu gehören: Schutz und die Entwicklung der Feldhamstervorkommen (304 € ha⁻¹), Schutz und Entwicklung der Großtrappenvorkommen (327 € ha⁻¹), Schutz und Entwicklung von Ackerunkräutern (427 € ha⁻¹) und das Anlegen von Ackerrandstreifen (486 € ha⁻¹).

Sachsen: Das Förderprogramm 'Umweltgerechte Landwirtschaft im Freistaat Sachsen' gliedert sich in sechs Teilprogramme, wobei ausschließlich die Teile A 'Umweltgerechter Ackerbau' (UA) und B 'Kulturlandschaftsprogramm' (KULAP) im Kontext dieser Studie relevant sind. Zwei Bewirtschaftungstypen sind im Teil A zu unterscheiden: Integrierter- und ökologischer Ackerbau. Ökologisch wirtschaftende Betriebe erhalten eine Ausgleichszahlung von 230 € ha⁻¹. Das Integrierte Programm unterscheidet zwischen Grundförderung mit

40 € ha⁻¹, Zusatzförderung 1 mit 66 € ha⁻¹ und Zusatzförderung 2, die für Zwischenfrüchte 66 € ha⁻¹, für Untersaaten 51 € ha⁻¹ und für pfluglose Bodenbearbeitung 25 € ha⁻¹ vorsieht.

Bayern: Die Agrar-Umweltmaßnahmen auf Bayerischer Landesfläche regelt das Kulturlandschaftsprogramm und das Vertragsnaturschutzprogramm. Einen direkten Einfluss auf die Stickstoffdüngung und -auswaschung haben die Maßnahmen Ökolandbau mit 230 € ha⁻¹ und der Verzicht auf Mineraldünger mit 103 € ha⁻¹ sowie der Verzicht auf jegliche Düngung mit 256 € ha⁻¹. Die Umwandlung von Acker in Grünland wird ebenfalls mit 256 € ha⁻¹ vergütet.

Ausgleichszulage (für benachteiligte Gebiete / Ungunststandorte)

Jedes Bundesland kann auf der Grundlage der EU-Richtlinie 86/456/EWG (1986) Zuwendungen an landwirtschaftliche Betriebe als Ausgleich ständiger natürlicher und wirtschaftlicher Nachteile in den von Natur aus benachteiligten Gebieten gewähren.

Zulagefähig sind grundsätzlich alle Grünland- und Ackerland-Standorte, die von landwirtschaftlichen Unternehmungen bewirtschaftet werden. Die Bemessungsgrundlage für den Ausgleich unterscheidet Grünland- und Ackerlandnutzung und differenziert nach der Landwirtschaftlichen Vergleichszahl (LVZ) sowie nach der Höhenlage. Flächen zur Erzeugung von Weizen, Mais, Wein, Zuckerrüben und Intensivkulturen (Gemüse, Obst, Hopfen, Tabak, Blumen und Zierpflanzen, Baumschulflächen) sowie von Äpfeln, Birnen und Pfirsichen in Vollpflanzungen sind von den Zahlungen ausgenommen.

Die Ausgleichszulage beträgt in **Sachsen-Anhalt** bei Grünlandnutzung je nach LVZ zwischen 51 und 128 € ha⁻¹. Bei Ackerland liegt dieser Wert zwischen 26 und 64 € ha⁻¹. In **Sachsen** liegen die Beträge bei Grünland zwischen 51 und 153 € ha⁻¹ und bei Ackerland zwischen 26 und 77 € ha⁻¹. **Bayerisches** Grünland wird mit 51 bis 205 € ha⁻¹, bayerisches Ackerland mit 26 bis 102 € ha⁻¹ vergütet. Die Fördersummen in **Thüringen** liegen zwischen 50 und 200 € ha⁻¹.

Die Gewährung und gegebenenfalls eine Erhöhung der Beträge hängen von den verfügbaren Haushaltsmitteln ab. So zahlte das Landwirtschaftsministerium in Bayern 2001 rund 110 Mio. € Ausgleichszulage, während die niedersächsische Regierung diese Förderung ersatzlos strich (BMVEL 2003).

Trinkwasserschutzgebiete (TWSG)

Seit der bundesweiten Einführung der Düngeverordnung im Januar '96 (BMVEL 1996) ist der sachgerechte Umgang mit Pflanzennährstoffen einheitlich geregelt. Dies bezieht sich auch und vor allem auf sensible Bereiche wie die Wasserschutzzonen. Nach Auskunft der Unteren Wasserbehörde²⁰ können Entschädigungsleistungen nach dem Wassergesetz für das Land

²⁰ Mündliche Mitteilung Fr. Schmidt, Untere Wasserbehörde Weißenfels 19.02.03

Sachsen-Anhalt (§§ 50-52) gezahlt werden. Jedoch unterbleibt der praktische Vollzug unter Verweis auf die vorgeschriebene gute fachliche Praxis nach Düngeverordnung. Somit sind Ausgleichszahlungen für die Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen in TWSG ausschließlich für ex-post-Analysen²¹ relevant, die in der vorliegenden Arbeit keine Anwendung finden.

Trockenfutterbeihilfe

Die EU-Beihilfe für die Erzeugung von thermisch getrocknetem Grünfutter wurde im Wirtschaftsjahr 1999/2000 auf 66,03 € je Tonne festgelegt (BMVEL 2000).

Deutschland hatte 333.899 Tonnen Trockenfutter auf ca. 5,1 Mio. ha Dauergrünland produziert. Dies bedeutet eine durchschnittliche Förderung von 4,3 € pro Hektar, wobei sich die Trockenfutterbeihilfe und die Flächenzahlung gegenseitig ausschließen (außer z. B. Stoppel- und Untersaaten, etc.).

Im Anwendungsbeispiel dieser Arbeit wird die Trockenfutterbeihilfe wegen des relativ geringen Betrags vernachlässigt.

Wertschöpfung

Die Wertschöpfung wird aus dem kumulierten Betriebseinkommen, d. h. 'Gewinn bzw. Jahresüberschuss vor Steuern zuzüglich Pachtaufwand, Zinsaufwand und Personalaufwand' (BMVEL 2002c) berechnet. Dieser Betrag steht zur Entlohnung aller eingesetzten Faktoren zur Verfügung.

Arbeitszeitbedarf

Die KTBL - Betriebsplanung (KTBL 2001A) und der Ergänzungsband 'Bewirtschaftung großer Schläge' von KTBL (2001B) enthalten standardisierte Angaben zur zeitlichen und monetären Bewertung landwirtschaftlicher Betriebsabläufe. Alle wichtigen Anbauverfahren und Arbeitsgänge im Stallbereich sind dokumentiert. Somit lassen sich zu den Statistikangaben einer Region äquivalente Arbeitskraftstunden ermitteln:

Die KTBL - Dokumente weisen für jede Fruchtart einen spezifischen Arbeitszeitbedarf aus, der sich an Schlaggröße und Bewirtschaftungsart (wendende Bodenbearbeitung, Minimalbodenbearbeitung, Ökologischer Landbau) orientiert. Außerdem fallen für allgemeine Betriebsarbeiten und Transporte weitere 2-3 AKh ha⁻¹ (Ø 2,5) an.

Tabelle 24 zeigt den Arbeitszeitbedarf für die wichtigen Fruchtarten und eine mittlere Schlaggröße von 20 ha. Der KTBL-Katalog weist weitere Schlaggrößen von 1-, 2- und 5 ha aus,

²¹ Analysen für die Jahre vor 1996 in denen Ausgleichszahlungen geleistet wurden.

bzw. sind die Größen 10-, 20-, 40- und 80 ha in der Datensammlung 'Bewirtschaftung großer Schläge' des KTBL (2001B) enthalten.

Tabelle 24: Arbeitszeitbedarf für die Pflanzenproduktion

Pflanzenart	Arbeitszeitbedarf [h ha ⁻¹]		
	wendende Bodenbearbeitung	Minimalbodenbearbeitung	Ökologischer Landbau
Wintergetreide	7,48	6,22	11,93
Sommergetreide	6,59	6,25	11,11
Körnermais	8,34	8,11	10,17
Raps	7,50	7,01	- ²²
Sonnenblumen	6,37	6,13	6,69
Öllein	6,95	6,41	-
Ackerbohnen	6,71	6,20	7,26
Erbsen	5,86	5,35	5,65
Kartoffeln	23,34	23,16	21,41
Zuckerrüben	7,53	7,41	-
Mais	20,20	19,95	21,98
Stilllegung	1,7 (1,4-2) ²³		
Grünland:			
Weidepflege + Umtrieb	9,55 (7-12,1) + 8,5 ²⁴ = 18,05		
Futterpflanzen (1 Schnitt)	7,67 (7,32-8,01)	-	8,43

Quelle: KTBL 2001A

Der Personalaufwand für Betriebsführung leitet sich von der Größe der Betriebe und ihrer Rechtsform ab. In dieser Arbeit wird ein Pauschalbetrag von 13,1 AKh ha⁻¹ angenommen.

Arbeitskosten

Als Produkt aus Arbeitszeitbedarf und Bruttolohn sind die Arbeitskosten definiert, die als Zusatzinformation für weitergehende Analysen zur Verfügung stehen.

²² Einige Pflanzenarten werden zurzeit im Projektgebiet noch nicht ökologisch angebaut.

²³ Arbeitszeitbedarf in Abhängigkeit von Ansaat oder Selbstbegrünung (SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT 1999B)

²⁴ Der Umtrieb orientiert sich an einer Ganztagsweide mit 80 Tieren je Arbeitsgang und 150 Tagen Weidegang pro Jahr auf einer Umtriebsweide (0,85 AKmin Kuh⁻¹ Tag⁻¹, 4 Tiere ha⁻¹).

Im KTBL-Taschenbuch Landwirtschaft (KTBL 2000, S. 64) wird der Landarbeiter-Manteltarifvertrag für das Land Hessen zitiert, wonach der Bruttolohn für ständig Beschäftigte und Aushilfskräfte zwischen 5,08 und 10,0 € h⁻¹ liegt, zuzüglich Lohnnebenkosten von insgesamt 59%. Im Hinblick auf eine schrittweise Angleichung der 'Ost-Gehälter' an das Lohnniveau der alten Bundesländer werden vorgenannte Pauschalen angenommen:

Mittlerer Brutto-Lohnanspruch: 7,54 € h⁻¹ + 59 % Lohnnebenkosten = 11,99 € h⁻¹ \cong 12 € h⁻¹.

4.2.9.2 Tierhaltung

Die Wertschöpfung der Tierproduktion resultiert aus der Anzahl gehaltener Tiere und deren spezifischem Deckungsbeitrag inkl. Prämie. Der erzielte Gewinn pro Tier wird auf einen Äquivalentpreis per annum umgerechnet.

Tabelle 25: Ökonomische Kenngrößen der Tierproduktion

Produktionswert (PW _{TP})	=	Σ (Anzahl der Tiere · Preis · jährliche Produktion)*
Veränderliche Kosten (VK _{TP})	=	Σ (Anzahl der Tiere · veränderliche Kosten je Tier)
Tierprämie (TPr)	=	Σ (Anzahl der Tiere · Prämie pro Tier)
Wertschöpfung (WS _{TP})	=	Σ Betriebseinkommen (Gewinn bzw. Jahresüberschuss zuzüglich Pacht-, Zins- und Personalaufwand)
	=	PW _{TP} - VP _{TP} + TPr
Arbeitszeitbedarf AZB _{TP})	=	Σ (Anzahl der Tiere · AKh pro Tier)
Arbeitskosten (LKO _{TP})	=	Arbeitszeitbedarf · Lohn pro Stunde

*Summe aller Tiere bzw. Tierprodukte

Viehbestand

Die Viehzählung wird nach dem Agrarstatistikgesetz im zweijährigen Intervall flächendeckend durchgeführt, wobei die Bestände an Rindern, Schweinen, Schafen, Pferden (in landwirtschaftlicher Nutzung) und Geflügel erhoben werden.

Erzeugerpreise

Der Erlös für Tiererzeugnisse kann den KTBL (2002) –Standarddeckungsbeiträgen entnommen oder bei der 'Zentrale Markt- und Preisberichtsstelle' (ZMP) zeitnah erfragt werden. Die Milchpreise lagen nach ZMP-Angaben im Jahr 2001 zwischen 30 und 35 Ct kg⁻¹. Der Eierpreis lag in der ostdeutschen Eiernotierung 2001 je nach Gewichtsklasse zwischen 6,02 und 9,95 € pro 100 Stück (BÖTTCHER 2002). Die Handelsprodukte Fleisch und Wolle werden den KTBL-Tabellen entnommen (s. Anhang 5).

Jahresproduktion

Alle tierischen Produktionseinheiten (Fleisch, Milch, Eier, ...) werden auf einen jährlichen Umsatz umgerechnet, d.h. Eier in Stück, Milch und Wolle in kg, alle Tiere in Umtriebe pro Jahr.

Veränderliche Kosten

Die mittleren variablen Kosten einer Tierproduktion werden den KTBL-STANDARDDECKUNGSBEITRÄGEN (KTBL 2002) entnommen und enthalten Positionen für Bestandsergänzung, Kraft- und Grundfutter, Tierarzt, veränderliche Maschinenkosten und Sonstige.

Die absolute Höhe der Kosten hängt von der kreisspezifischen Leistungsklasse ab, die im Anhang der KTBL-Unterlagen (2002) zu finden ist.

Tierprämien

Die Agenda 2000 (BMVEL 2002B) enthält Tierprämien für die kommerzielle Nutztierhaltung (vgl. Tabelle 26). Dabei ist zu beachten, dass die ausgewiesenen Beträge in Jahressummen umgerechnet werden müssen:

Tabelle 26: Tierprämien nach EU-Agrarreform und Agenda 2000

Rinder:	
Sonderprämie für Bullen	210 € Tier ⁻¹
Sonderprämie für Ochsen	2 x 150 € Tier ⁻¹
Sonderprämie für Mutterkühe	200 € Tier ⁻¹
Schlachtprämie für Bullen, Ochsen, Milch- und Mutterkühe sowie Färsen (Mindestalter: 8 Monate)	80 € Tier ⁻¹
Ergänzungsprämie für Bullen, Ochsen, Färsen, Kühe	20 € Tier ⁻¹
Schlachtprämie für Kälber (1 – 7 Monate)	50 € Tier ⁻¹
Extensivierungsprämie (0,3 - 1,4 RGV ha ⁻¹)	130 € ha ⁻¹
Schafe:	
Mutterschaf zur Fleischerzeugung	21 € Tier ⁻¹
Mutterschaf zur Milcherzeugung	16,8 € Tier ⁻¹
Zusatzprämie in benachteiligten Gebieten	7 € Tier ⁻¹

Quelle: BMVEL (2002F)

Arbeitszeitbedarf

Die KTBL-BETRIEBSPLANUNG LANDWIRTSCHAFT (2001A) weist für jede Nutztierart einen spezifischen Arbeitszeitbedarf aus, der sich an Stallgröße und -system orientiert. Tabelle 27 zeigt die mögliche Spannweite des AZBs für ausgewählte Tierarten sowie einen berechneten Mittelwert, der für weitere Betrachtungen herangezogen wird.

Tabelle 27: Arbeitszeitbedarf in der Tierproduktion

Tierart	Arbeitszeitbedarf [h Tier ⁻¹ a ⁻¹]		
	min	max	Ø
Milchkühe	23,73	77,26	50,49
Zuchtsauen	7,30	24,33	15,82
Mastschweine (2,7 Umtriebe a ⁻¹)	5,86	11,93	8,88
Schafe	2,62	19,47	11,04
Legehennen	0,02	0,52	0,26

Quelle: KTBL (2001A)

4.2.9.3 Kalkulation

Die gesamte Wertschöpfung einer Projektregion berechnet sich aus der Summe der Wertschöpfungen aller Landkreise. Jeder Kreis ist prozentual seiner im EZG befindlichen Grundfläche zu gewichten ($F_{an}/100$)²⁵. Aus der Summe aller Früchte und Tiere, die mit Ertrag und Preis multipliziert werden, erhält man den Produktionswert. Nicht alle Fruchtarten und Tiere werden in dieser Arbeit separat aufgeführt. Deshalb wird mithilfe einer Verhältniszahl das Zwischenergebnis korrigiert. Diese (Verhältnis-) Zahl ergibt sich aus der Angabe der berücksichtigten und der tatsächlichen Ackerfläche; analog werden die Großvieheinheiten umgerechnet (AL_{ges}/Sum_{Fl} bzw. GV_{ges}/Sum_T).

²⁵ Landkreise, die bspw. nur zur Hälfte im Flusseinzugsgebiet liegen, werden mit dem Faktor 0,5 multipliziert.

$$PW_{BF} = \sum_{an} \left(\frac{F_{an}}{100} \cdot \left(\left[\sum_i (Fl_i \cdot Er_i \cdot P_i) \cdot \frac{AL_{ges}}{Sum_{FA}} \right] + \left[\sum_j (T_j \cdot Er_j \cdot P_j) \cdot \frac{GV_{ges}}{Sum_T} \right] \right) \right) \quad (4.15)$$

wobei

PW_{BF}	[€ a ⁻¹]	=	Jährlicher Produktionswert einer Betriebsform
F_{an}	[%]	=	Landkreis-Fläche innerhalb EZG
Fl_i	[ha]	=	Anbaufläche der jeweiligen Fruchtarten im Kreis
Er_i	[dt ha ⁻¹]	=	Mittlerer Ertrag
P_i	[€ dt ⁻¹]	=	Erzeugerpreis
AL_{ges}	[ha]	=	Ackerland gesamt
Sum_{FA}	[ha]	=	Anbaufläche der berücksichtigten Fruchtarten
T_j	[St.]	=	Anzahl der gehaltenen Tiere
Er_j	[Einheit St. ⁻¹]	=	Jahresproduktion
P_j	[€ Einheit ⁻¹]	=	Erzeugerpreis
GV_{ges}	[GV]	=	Großvieheinheiten im Kreis
Sum_T	[GV]	=	In der Kalkulation berücksichtigte GV

Der Gesamt-Produktionswert (PW_{ges}) errechnet sich aus den Einzelwerten der konventionellen, integrierten und ökologischen Sparte:

$$PW_{ges} = PW_{kon} + PW_{int} + PW_{oko} \quad (4.16)$$

Nach dem gleichen Ansatz werden die veränderlichen Kosten (VK) kalkuliert:

$$VK_{BF} = \sum_{an} \left(\frac{F_{an}}{100} \cdot \left(\left[\sum_i (Fl_i \cdot Er_i \cdot P_i \cdot F_{VK,i}) \cdot \frac{AL_{ges}}{Sum_{Fl}} \right] + \left[\sum_j (T_j \cdot VK_{T,j}) \cdot \frac{GV_{ges}}{Sum_T} \right] \right) \right) \quad (4.17)$$

wobei

VK_{BF}	[€ a ⁻¹]	=	Veränderliche Kosten einer Betriebsform
F_{VK}	[-]	=	Faktor für veränderliche Kosten
VK_T	[€ a ⁻¹]	=	Veränderliche Kosten je Tier

Die Fixkosten sind eine pauschale Größe, die in unmittelbarer Beziehung zur Betriebsform steht. Sie sind bei biologisch bewirtschafteten Betrieben relativ höher als im konventionellen Landbau.

$$FK_{ges} = \sum_i (FK_{BF/BT,i} \cdot \frac{FL_{ant}}{100}) \quad (4.18)$$

wobei

FK_{ges}	[€ ha ⁻¹ a ⁻¹]	=	Fixkosten
FL_{ant}	[%]	=	Flächenanteil

Die Flächenzahlung (FZ) bezieht sich auf die spezifischen Gruppen von Fruchtarten (FA) (Getreide, Ölsaaten, ...) und die Bundesländer (BL) in dem sie angebaut werden:

$$FZ_{ges} = \sum_i (FL_i \cdot FZ_{FA/BL}) \quad (4.19)$$

wobei

FZ_{ges}	[€]	=	Flächenzahlung gesamt
FL_i	[ha]	=	Anbaufläche einer Fruchtart
FZ_{BL}	[€ ha ⁻¹]	=	Flächenzahlung nach Fruchtart und Bundesland

Die Flächenbeihilfe ist von der Höhe der Zahlung für eine Agrar-Umweltmaßnahme und der bewirtschafteten Fläche (Fl_{AUM}) abhängig:

$$AUM_{ges} = \sum_i (AUM_i \cdot Fl_{AUM}) \quad (4.20)$$

wobei

AUM_{ges}	[€]	=	Flächenbeihilfe für Agrarumweltprogramme gesamt
AUM_i	[€ ha ⁻¹]	=	Spezifische Flächenbeihilfe für Agrarumweltprogramme
Fl_{AUM}	[ha]	=	Bewirtschaftete Landfläche nach Agrarumweltprogramm

Die Ausgleichszahlungen (AZ) für TWSG und benachteiligte Gebiete (BG) sind an geographische Objekte gebunden. Die Berechnung erfolgt analog zur AUM:

$$AZ_{ges} = \sum_i (AZ_i \cdot Fl_{TWSG/BG}) \quad (4.21)$$

wobei

AZ_{ges}	[€]	=	Ausgleichszahlung gesamt
AZ	[€ ha ⁻¹]	=	Spezifische Ausgleichszahlung für TWSG und BG
$Fl_{TWSG/BG}$	[ha]	=	Bewirtschaftete Landfläche im TWSG und BG

Daraus errechnet sich die Wertschöpfung (WS) nach Gleichung (4. 22), wobei die in der Berechnung berücksichtigten Frucht- und Tierarten (FL_{BF}/GV_{BF}) auf den Gesamtwert von 100 % hochgerechnet werden müssen:

$$WS_{PP} = \sum_{BF} (PW_{BF} - VK_{BF} - FK + FZ + AUM + AZ) \cdot \frac{100}{FL_{BF}} \quad (4. 22)$$

$$WS_{TP} = \sum_{BF} (PW_{BF} - VK_{BF} + TP) \cdot \frac{100}{GV_{BF}}$$

wobei

$WS_{PP/TP}$	[€]	= Wertschöpfung in der Pflanzen- bzw. Tierproduktion
PW_{BF}	[€]	= Produktionswert nach Betriebsform im Projektgebiet
VK_{BF}	[€]	= Veränderliche Kosten nach Betriebsform
FK	[€]	= Fixkosten
FL_{BF}	[€]	= Landwirtschaftliche Nutzfläche nach Betriebsform
FZ	[€]	= Flächenzahlung
AUM_{ges}	[€]	= Flächenbeihilfe für Agrarumweltprogramme gesamt
AZ	[€]	= Ausgleichszahlungen
TPr	[€]	= Tierprämie
GV_{BF}	[€]	= Großvieheinheiten nach Betriebsform

Die erforderliche Arbeitszeit errechnet sich aus drei Teilbereichen. **Teilbereich 1:** Die Summe aller Fruchtarten und ihres spezifischen AZB wird mit einem Term multipliziert, der die Relation zwischen berücksichtigter AF und tatsächlicher AF aufzeigt. **Teilbereich 2:** Dasselbe gilt für die Tierproduktion in bezug auf Großvieheinheiten. **Teilbereich 3:** Der AZB für die Betriebsführung resultiert aus der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche.

Das Ergebnis aus prozentual gewichteten Betriebsformen ergibt die Summe des AZB eines Landkreises (AZK_{LK}).

$$AZB_{LK} = \sum_{i=BF} \frac{LF_{BF}}{100} \cdot \left(\left[\sum_i (FL_i \cdot AZB_{FL}) \cdot \frac{LN_{ges}}{Sum_{FL}} \right] + \left[\sum_i (T_i \cdot AZB_T) \cdot \frac{GV_{ges}}{Sum_T} \right] + [AZB_{Be} \cdot LN_{ges}] \right) \quad (4.23)$$

wobei

AZB_{ges}	[h]	=	Arbeitszeitbedarf gesamt
LF_{BF}	[-]	=	prozentualer Anteil einer Betriebsform
FL_i	[ha]	=	Fläche je Fruchtart
AZB_{FL}	[h ha ⁻¹]	=	Fruchtartspezifischer Arbeitszeitbedarf
LN_{ges}	[ha]	=	Landwirtschaftliche Nutzfläche gesamt
SUM_{FL}	[ha]	=	Summe der kalkulierten Fläche
T_i	[St.]	=	Anzahl je Tierart
AZB_T	[h St. ⁻¹]	=	Tierartspezifischer Arbeitszeitbedarf
GV_{ges}	[GV]	=	Tierbestand gesamt
SUM_T	[GV]	=	Summe des kalkulierten Tierbestands
AZB_{BE}	[h ha ⁻¹]	=	Arbeitszeitbedarf für Betriebsführung

Grundrente

Aus der Subtraktion der **Arbeitskosten** (Lohn, Gehälter und Lohnansatz) und des **Zinsansatzes für das Besatzkapital** von der Wertschöpfung resultiert die **Grundrente**:

$$AKo = AZB_{ges} \cdot SL \quad (4.24)$$

$$ZB = BK \cdot ZA \quad (4.25)$$

$$GR = WS - AKo - ZB \quad (4.26)$$

wobei

AKo	[€]	=	Arbeitskosten
AZB_{ges}	[h]	=	Arbeitszeitbedarf
SL	[€ h ⁻¹]	=	Stundenlohn
ZB	[€]	=	Zinsansatz für das Besatzkapital
BK	[€]	=	Betriebskapital
Z	[-]	=	Zinssatz
GR	[€]	=	Grundrente
WS	[€]	=	Wertschöpfung

Die Grundrente steht zur Entlohnung des eingesetzten Flächenkapitals zur Verfügung und kann als Vergleichsgröße für alternative Landnutzungen verwendet werden. Diese Kalkulati-

on berücksichtigt jedoch ausschließlich die landwirtschaftliche Primärproduktion und unterstellt den Verkauf der Produkte zum Erzeugerpreis.

Anwendungsbeispiel - Schritt 9

Die wichtigsten Fruchtarten im Kyffhäuserkreis zeigt Tabelle 28 nach Fläche, Ertrag und Preis:

Tabelle 28: Ökonomische Kennwerte des Kyffhäuserkreises (Pflanzenproduktion)

Produkt	Fläche [ha]	Ertrag [dt ha ⁻¹]	Preis [€ dt ⁻¹]
Winterweizen	20.818	77,10	13,10
Sommerweizen	1.333	57,60	13,10
Roggen	1.449	70,00	11,70
Wintergerste	6.700	73,20	11,80
Sommergerste	5.616	57,30	13,70
Hafer	401	58,40	11,40
Triticale	1.146	66,10	11,50
Kartoffeln	237	421,40	11,80
Zuckerrüben	1.923	507,30	5,40
Winterraps	9.061	39,00	22,70
Mais*	2.112	0*	0
Stilllegung	6.797	0	0

* Mais erhält keine monetäre Bewertung, da das Produkt nicht gehandelt, sondern direkt in der Tierproduktion eingesetzt wird.

Quelle: STATISTISCHES BUNDESAMT 2002, STRATMANN 2002

Futterpflanzen sind in dieser Zusammenstellung nicht enthalten, weil diese kostenneutral in die Tierproduktion übernommen werden. Daraus ergibt sich eine Gesamtsumme von jährlich **23,7 Mio. €** in der Pflanzenproduktion (s. Anhang 5).

Aus der Summe aller Tiere, deren jährlicher Produktion und den entsprechenden Preisansätzen (Tabelle 29) entsteht der **Produktionswert für tierische Erzeugnisse**. Anhang 5 zeigt das Zahlenwerk mit allen Einzelwerten. Daraus lässt sich für den Kyffhäuserkreis ein Gesamtbetrag von **11,9 Mio. €** pro Jahr ableiten.

Tabelle 29: Kennwerte für die Tierproduktion

Tierart	Ertrag in kg; Stück pro Jahr	Erzeugerpreis pro kg; Stück [€]	Leistung [€]	veränderliche Kosten [€]
Milchkühe			1.876,00	790,00
Milch	4.355 kg a ⁻¹	0,32		
Kalb	0,93 St. a ⁻¹	192,00		
Altkuh	0,25 St. a ⁻¹	1.217,00		
Zuchtsauen			959,00	269,00
Ferkel	18,00 St. a ⁻¹	43,00		
Altsau	0,50 St. a ⁻¹	370,00		
Mastschweine	267,00 kg a ⁻¹	1,18	314,00	269,00
Schafe			55,52	28,00
Lamm	32,00 kg a ⁻¹	1,54		
Wolle	3,00 kg a ⁻¹	2,08		
Legehennen			18,59	16,00
Eier	260,00 St. a ⁻¹	0,07		
Althenne	0,83 St. a ⁻¹	0,47		

Quelle: STATISTISCHES BUNDESAMT 2002, KTBL 2002A

In der Summe ergibt sich eine Wertschöpfung von ca. **36 Mio. € a⁻¹** bzw. **532 € ha⁻¹ a⁻¹**.

Der **Arbeitszeitbedarf** beträgt ca. **569.000 h a⁻¹** in der Pflanzenproduktion und ca. **879.000 h a⁻¹** in der Tierproduktion (Anhang 5). Dies entspricht etwa **1,6 AK pro 100 ha LF**.

4.2.10 Schritt 10 - Unsicherheiten der ökonomischen Analyse

Alle Eingangsvariablen unterliegen einer Unsicherheit, die quantifiziert und deren Wirkung auf die Zielgrößen ausgewiesen werden. Die Gesamtheit aller Wirkungen beschreibt die mögliche Abweichung vom wahrscheinlichsten Wert.

Unsicherheiten entstehen durch unvollständige Information, natürliche Schwankungsbreiten und Marktentwicklung sowie bei der Übertragung von aggregierten Agrarstatistiken oder empirischen Standardwerten auf eine bestimmte Projektregion. Die verwendeten Daten repräsentieren eine standardisierte Bewirtschaftung, die für das jeweilige Vergleichsgebiet den wahrscheinlichsten Wert liefert.

In Tabelle 30 wird dargelegt, von welchen Unsicherheiten bei den einzelnen Kenngrößen auszugehen ist.

Tabelle 30: Unsicherheitsgrößen der ökonomischen Analyse

Unsicherheitsgröße	Beschreibung
Ertrag	Ertragsdifferenzen innerhalb einer Bezugseinheit (hier: Landkreis)
Erlös	Schwankungsbreite der Erzeugerpreise
Variable Kosten	Unsicherheiten bei der Kalkulation von Betriebsmitteln
Arbeitszeitbedarf Pflanzenproduktion	Bezug auf unterschiedliche Schlaggrößen
Arbeitszeitbedarf Betriebsführung	in Abhängigkeit des Betriebstyps
Unterschiede im Erzeugerpreis	zwischen konventioneller und ökologisch erzeugter Ware
Flächenzahlung	Unterschiede während des vierjährigen Erhebungsintervalls
Fixkosten	in Abhängigkeit der Betriebsgröße
Tierzahl	Unterschiede während des zweijährigen Erhebungsintervalls
Arbeitszeitbedarf für Tiere	in Abhängigkeit der Aufstallungsart und Stallgröße
Arbeitslöhne	durch veränderliche Lohnansätze

Für jeden Unsicherheitsterm wird eine Annahme formuliert und anschließend begründet. Unsicherheitsgrößen, die ausschließlich für Zukunftsszenarios relevant sind, werden mit einem 'Z' gekennzeichnet und separat ausgewertet.

Ökonomische Unsicherheit 1: Ertrag

Agrarstatistik

Annahme: Die Erträge landwirtschaftlicher Produkte variieren um $\pm 2\%$.

Begründung: Die mittlere Ertragsbemessung orientiert sich an Umfrageergebnissen der Bodennutzungshaupterhebung, die im vierjährigen Turnus durchgeführt wird. Innerhalb dieser Zeitspanne kommt es insbesondere durch Witterungseinflüsse zu Ertragsschwankungen, die durch den Vergleich mehrerer Erhebungen näherungsweise abzuschätzen sind. Die Spannweiten der Getreideerträge im Kyffhäuserkreis schwanken zwischen den Jahren 1995 und 1998 um $\pm 1,9\%$ (Berichte des Thüringer Landesamtes für Statistik (versch. Jg.).

Z / Produktivitätsentwicklung

Annahme: Eine optimistische Annahme geht von einer Ertragssteigerung um 25% gegenüber den im Basisjahr erreichten mittleren Erträgen aus. Im pessimistischen Fall wird mit Ertragsrückgängen um 10% gerechnet.

Begründung: Seit 1950 ist der Ertrag aller Feldfrüchte stark angestiegen und hat sich bei der überwiegenden Zahl der Feldfrüchte mindestens verdoppelt. Mit der Annahme einer Ertragssteigerung von 25% würde diese Entwicklung fortgesetzt.

Dagegen ergeben sich auch Argumente für eine Verringerung des Ertrags in der Zukunft: Beispielsweise durch Ertragsdepression infolge von Bodenerosion und vermehrtem Krankheitsbefall.

Z / Klimaänderung

Annahme: Die prognostizierte Klimaänderung könnte sich auf die Ertragsbildung mit + 8 % auswirken.

Begründung: Diese Annahme verweist auf eine positive Tendenz hinsichtlich der klimatischen Entwicklungen und ihrer Folgen für die Landwirtschaft, die im Wesentlichen vom CO₂-Gehalt der Atmosphäre, einer Temperaturerhöhung und Niederschlagsveränderung determiniert sind. Der so genannte CO₂-Düngungseffekt und eine Temperaturerhöhung führen tendenziell zu einer erhöhten Nettoprimärproduktion²⁶ (NPP). Andererseits kann es zu einer Beschleunigung der Wachstumszeit und somit zu einer Verkürzung der Kornfüllungsphase kommen, die neben dem Wasserangebot als limitierender Faktor bei der Ertragsbildung wirkt (ADAMS ET AL. 1998). PARRY ET AL. (1999) berechneten einen Anstieg der Getreideproduktion bis zum Jahre 2050 von 5 bis 10 %.

Differenzierung konventionell - integriert - ökologisch

Annahme: Die Verhältniszahlen zwischen konventionellen, integrierten und ökologischen Naturalerträgen schwankten um ca. ± 10 %.

Begründung: Das prognostizierte Ertragsniveau liegt im integrierten Landbau bei 90 % gegenüber der konventionellen Landwirtschaft. Tatsächlich wurden von MENGE UND WALLBAUM (1999) 74 % bzw. 99 % von KRATZSCH & ORZESSEK (2002) ermittelt. Im Ökologischen Landbau liegen die ermittelten Werte bei 57 % bzw. 75 % gegenüber einem geschätzten Median von 60 %.

Ökonomische Unsicherheit 2: Erlös

Preisentwicklung im Jahresverlauf

Annahme: Durch Aggregationsfehler entstehen Unterschiede von ± 7 %.

Begründung: Der Preis auf den Warenterminbörsen (WTB) für landwirtschaftliche Produkte kommt durch Angebot und Nachfrage zustande. Das Angebot wird neben jahreszeitlichen Schwankungen im Wesentlichen von den zwei Faktoren 'Witterung' und 'Anbaufläche' beeinflusst. Sind die klimatischen Wachstums- und Reifebedingungen für Getreide optimal, folgt daraus ein hoher Hektarertrag. Wenn in einem Jahr beide Faktoren positiv sind (große Anbaufläche und hoher Hektarertrag), so ergibt sich ein verstärktes Angebot auf dem Markt. Die Höhe der Nachfrage hängt vom Konsumverhalten der Nachfrager ab. Im Jahr 2002 lag der Weizenpreis an der WTB Hannover zwischen 118 und 132 € t⁻¹, dies entspricht einer

²⁶ NPP: Aufbau von Biomasse durch Photosynthese minus Verlust durch Atmung

Schwankung von $\pm 6\%$. Preise für Tierprodukte hängen noch stärker vom Verbraucherverhalten ab. Die Schweinepreise lagen im selben Zeitraum zwischen 1,17 und 1,38 € kg⁻¹ mit einer Standardabweichung von $\pm 8\%$ (WTB HANNOVER 2002).

Z / Marktordnungspolitik

Annahme: Die hypothetische Erlöserwartung schwankt um $\pm 10\%$.

Begründung: Der Agrarmarkt ist stark subventioniert. So wird Getreide (Weizen, Gerste, Roggen, Triticale) mithilfe von Interventionspreisen durch staatliche Aufkaufstellen gestützt, ohne dass es Mengenrestriktionen gäbe. Bei Zuckerrüben werden nur bestimmte Kontingente zu einem Garantipreis aufgekauft. Nicht direkt subventioniert werden dagegen beispielsweise Erbsen und Raps.

In der Vergangenheit waren starke Preisschwankungen bei den einzelnen Produkten möglich, jedoch war die Entwicklung uneinheitlich (vgl. APPELT 2000, MANEGOLD 2000, SOMMER 2000, UHLMANN 2000, ZMP 2000). Die zukünftige Entwicklung hängt einerseits von der Weltmarktentwicklung und andererseits entscheidend von der Marktordnungspolitik ab. Zurzeit liegen die Weltmarktpreise für Getreide und Zuckerrüben unterhalb der Marktordnungspreise der EU. Die Agrarpolitik in der EU ist darauf ausgelegt, sich langfristig den Welthandelspreisen anzupassen. So sollen nach der Agenda 2000 die Interventionspreise für Getreide bis zum Jahr 2002 um 15 % gesenkt werden. Dagegen werden bei den Welthandelspreisen für Getreide und Ölfrüchte von der Weltbank und OECD Preissteigerungen prognostiziert (ISERMEYER ET AL. 1999), jedoch sind diese bis 2005 reichenden Prognosen sehr unsicher.

Insgesamt ist zu konstatieren, dass hinsichtlich der zukünftigen Ertragsentwicklungen sowohl steigende Tendenzen (Weltmarktpreise) und auch fallende Entwicklungen (Subventionsabbau in Europa) zu verzeichnen sind, die für die einzelnen Marktfrüchte unterschiedlich ausfallen können. Aus diesem Grunde wurde für die Preisentwicklung eine gleichmäßige Schwankungsbreite von $\pm 10\%$ angesetzt. Diese Preisschwankung ist verhältnismäßig niedrig, da sie in der Berechnung nicht gleichzeitig durch Einkommensausgleichszahlungen relativiert werden kann, die in der Realität aber anzunehmen sind.

Ökonomische Unsicherheit 3: Veränderliche Kosten

Annahme: Änderung der variablen Kosten um $\pm 10\%$.

Begründung: Die Schwankungsbreite der variablen Kosten ist besonders von der Betriebsstruktur (Schlag- und Stallgröße) sowie der allgemeinen Preisentwicklung abhängig. In Anlehnung an die Datensammlung des KTBL (2001A) und das STATISTISCHE BUNDESAMT (1996B, S. 156, 1998, S. 158) wird die Unsicherheit auf $\pm 10\%$ geschätzt.

Hintergrundinformation: Die Entwicklung der Vorleistungen, die in den Deckungsbeiträgen als variable Kosten (exklusive Lohnkosten) ausgedrückt werden, gestaltete sich in den neunziger Jahren differenziert. Während sich Energie verteuerte, verringerten sich die Vorleistungen bei Maschinenkosten, Dünger- und Pflanzenschutzmitteleinsatz sowie Saatgut.

Erhöhung der variablen Kosten bedeutet, dass die Verteuerung des Energieeinsatzes die Senkung der sonstigen Kosten überkompensiert. Eine Verringerung der variablen Kosten impliziert, dass insgesamt die kostensenkenden Effekte dominieren.

Ökonomische Unsicherheit 4: Arbeitszeitbedarf Pflanzenproduktion

Annahme: Veränderung des Arbeitskräfteeinsatzes um $\pm 2\%$ gegenüber dem wahrscheinlichsten Wert.

Begründung: In der Pflanzenproduktion schwankt der Arbeitszeitbedarf je nach Schlaggröße und Entfernung vom Betrieb zum Feld. Die Tabellenwerke des KTBL (2001A, 2001B) enthalten die wichtigsten Produktionsverfahren, woraus eine Spannweite abzulesen ist. Unter Berücksichtigung von Kompensationseffekten, die durch Schlaggröße und Fahrzeiten entstehen, wird die absolute Unsicherheit auf $\pm 2\%$ geschätzt.

Ökonomische Unsicherheit 5: Arbeitszeitbedarf Betriebsführung

Annahme: Unsicherheit von $\pm 15\%$.

Begründung: Der Arbeitszeitbedarf für Betriebsführung und allgemeine Betriebsarbeiten bzw. Leitung der Produktionsprozesse in Betrieben mit Lohnarbeitserfassung und Personengesellschaften hängt von der Betriebsform und -größe ab. KTBL (2000, S. 78) weist 11 Größenklassen aus, deren Werte um 10 bis 20 % differieren.

Ökonomische Unsicherheit 6: Unterschiede im Erzeugerpreis (kon/int - öko)

Annahme: $\pm 25\%$ Variationsbreite der mittleren Differenzen.

Begründung: Das INSTITUT FÜR ANGEWANDTE VERBRAUCHERFORSCHUNG (2001) untersuchte im Januar 2001 die Preise für ausgewählte Lebensmittel. Die Tabelle 21 zeigt eine Auswahl von Lebensmitteln und Preisdifferenzen. Danach liegen die Preise für Ökoprodukte zwischen 19 und 116 % über dem Niveau der konventionell oder integriert erzeugten Lebensmittel. Je nach Gewichtung der ausgewählten Produkte und Marktentwicklung wird sich eine Abweichung vom Mittelwert einstellen, die nur näherungsweise abschätzbar ist.

Ökonomische Unsicherheit 7: Flächenzahlung

Summenbildung

Annahme: Das Anbauverhältnis und die Zahl der Antragsteller verändern sich während des vierjährigen Erhebungsintervalls, woraus eine Änderung der Flächenzahlung von $\pm 2\%$ abzuleiten ist.

Begründung: Ausgewertet wurden die Zahlungen der Jahre 1995-1998 im Bundesland Sachsen, die zwischen 418 Mio. DM und 436 Mio. DM lagen (SMUL 1999D).

Z / Umschichtung von 1. in 2. Säule²⁷

Annahme: Die Flächenzahlung wird zugunsten von umweltrelevanten Leistungen um 10 % gekürzt.

Begründung: Bestrebungen bestehen sowohl seitens der Bundesregierung als auch der Europäischen Kommission, dass die Flächenzahlungen gekürzt und die eingesparten Beträge in die Entwicklung des ländlichen Raums umgeschichtet werden.

Im 'Ernährungs- und agrarpolitischen Bericht 2002 der Bundesregierung' (BMVEL 2002D) heißt es: 'Die Agrarpolitik der Bundesregierung will die Spielräume nutzen, die die Agenda 2000 bietet. Die Bundesregierung strebt dabei eine Umschichtung von Fördermitteln aus der ersten (Markt- und Preispolitik) in die zweite Säule (Politik für ländliche Räume) der Gemeinsamen Agrarpolitik an. Vom Jahr 2003 an sollen durch Anwendung der Modulation weniger Mittel für Direktzahlungen im Marktbereich und dafür mehr Mittel für die Entwicklung der ländlichen Räume, wie z. B. für Agrarumweltmaßnahmen, zur Verfügung gestellt werden.'

Die zurzeit diskutierte Umwidmung der bestehenden differenzierten Flächenprämie in eine einheitliche Flächenprämie oder Betriebsprämie verursacht weitere Unsicherheiten, die bislang noch nicht zu quantifizieren sind.

Ökonomische Unsicherheit 8: Fixkosten

Annahme: Die Fixkosten schwanken um ± 3 %.

Begründung: Die Fixkosten lagen im Wirtschaftsjahr 2000/01 je nach Betriebstyp und -größe zwischen 568 und 603 DM ha⁻¹ (Thüringen) BMVEL (2002c).

Ökonomische Unsicherheit 9: Tierbestand

Annahme: Bei einem zweijährigen Intervall der Viehzählung kommt es zu Abweichungen in den Zwischenjahren von ca. ± 3 %.

Begründung: Die statistischen Angaben weisen im Jahre 1997 insgesamt 29.030 GV für den Kyffhäuserkreis aus und zwei Jahre später 32.960 GV, was eine Abweichung von 1.965 Tieren bzw. 3 % p. a. bedeutet.

Ökonomische Unsicherheit 10: Arbeitszeitbedarf für Tiere

Annahme: In Abhängigkeit von gleich gewichteter Rinder-, Schweine- und Schafhaltung beträgt dieser Wert ± 5 %.

²⁷ Erste Säule: Direktzahlungen, zweite Säule: Mittel für Maßnahmen der ländlichen Entwicklung

Begründung: Der Arbeitszeitbedarf in der Tierproduktion hängt von der Bestandesgröße und dem Stall- bzw. Fütterungssystem ab. Bei Milchkühen kommt der Faktor Milchgewinnung und Weidehaltung hinzu. Nach HYDRO AGRI (1993) variiert der Zeitbedarf für Milchkühe in Boxenlaufställen zwischen 8,5 und 5,0 AKmin pro Kuh und Tag. Die Tieranzahl je Arbeitsgang und eine Unterteilung in Winter- und Sommerfütterung ergibt acht Untergruppen; dies entspricht einer mittleren Abweichung von $\pm 3\%$. In der Schweinehaltung liegt dieser Wert bei $\pm 7\%$ und in der Schafhaltung bei $\pm 4\%$. Daraus ergibt sich ein einfacher Mittelwert von $\pm 5\%$.

Wirkung der Unsicherheiten auf die Kenngrößen

Die Unsicherheiten der einzelnen Eingangsgrößen wirken unterschiedlich sensitiv auf die Gesamtunsicherheit der Aussage. In Tabelle 31 sind die sich ergebenden Unsicherheiten der Standarddaten für ein Gegenwartszenario aufgelistet. Tabelle 32 zeigt dies für Zukunftsszenarios.

Tabelle 31: Sensitivität der Ergebnisse auf die definierten Unsicherheitsspannen der Eingangsgrößen (Gegenwartszenario), relative Abweichung vom wahrscheinlichsten Wert [in %]

Eingangsgröße [%]	Unsicherheit		Wertschöpfung		Arbeitszeitbedarf	
	total		Wirkung		Wirkung	
	min	max	von	bis	von	bis
Ertrag	-2	2	-3	3		
Ertragsdifferenzierung (kon/int/öko)	-10	10	-4	4		
Erlös	-7	7	-2	2		
Veränderliche Kosten	-10	10	2	-2		
Arbeitszeitbedarf PP	-2	2	2	-2	-1	1
Arbeitszeitbedarf Betriebs- führung	-15	15			-6	6
Erzeugerpreisunterschiede (kon/int - öko)	-25	25	-1	1		
Flächenzahlung	-2	2	-4	4		
Fixkosten	-3	3	-4	4		
Tieranzahl	-3	3	1	-1	-1	1
Arbeitszeitbedarf für Tiere	-5	5	4	-4	-2	2
gesamt $\varepsilon = \sqrt{\sum_{i=1}^n (\varepsilon_i)^2}$			9,3	9,3	6,5	6,5

Trotz großer Schwankungsbreiten in den Eingangsdaten weisen die Zielgrößen nur relativ geringe Unsicherheiten von < 10 % aus. Der Ertrag, die Flächenzahlung und die Fixkosten beeinflussen unmittelbar die Wertschöpfung und können als wichtige Eingangsgrößen identifiziert werden.

Tabelle 32: Sensitivität der Ergebnisse auf die definierten Unsicherheitsspannen der Eingangsgrößen (Zukunftszenario), relative Abweichung vom wahrscheinlichsten Wert [in %]

Eingangsgröße [%]	Unsicherheit		Wertschöpfung	
	total		Wirkung	
	min	max	min	max
Produktivitätsentwicklung	25	-10	74	-30
Klimaänderung	12	-20	36	-59
Agenda 2000	10	-10	13	-13

Die zukünftigen Produktionsbedingungen sind aufgrund ihrer Ertragswirkung sensible Kenngrößen und wirken sich daher überproportional auf die Wertschöpfung aus.

Anwendungsbeispiel - Schritt 10

Maßgebend für die Unsicherheiten bei der Analyse des Kyffhäuserkreises sind die wahrscheinlichsten Werte für Wertschöpfung ($532 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und Arbeitszeitbedarf ($1,6 \text{ AK } 100^{-1} \text{ ha}^{-1}$). Die relativen Unsicherheiten liegen bei 9,3 % bzw. 6,5 %, so dass das Intervall für

Wertschöpfung 442 bis 621 € ha⁻¹ a⁻¹

und für den

Arbeitszeitbedarf 1,49 bis 1,70 AK 100⁻¹ ha⁻¹

beträgt.

4.2.11 Schritt 11 - Plausibilitätskontrolle

Die Modellergebnisse werden durch einen Vergleich der Unsicherheitsspanne mit realen Werten auf Plausibilität geprüft. Wenn die realen Vergleichswerte im definierten Unsicherheitsbereich des Modells liegen, ist der Anspruch an das Modell erfüllt. Wenn diese Bedingung nicht erfüllt wird, muss nach weiteren Unsicherheitsgrößen gesucht werden bzw. ist eine Überprüfung der Eingangswerte (Schritt 2 – Generierung virtueller Betriebseinheiten) erforderlich.

Ökologisches Modul

Zur Überprüfung des ökologischen Moduls eignen sich Systeme, die sich im stationären Zustand befinden. Diese Voraussetzung erfüllen entweder Langzeit-Feldversuche oder Simulationsstudien, die eine konstante Landbewirtschaftung über einen längeren Zeitraum

abbilden. Diese Untersuchungen gewährleisten näherungsweise eine Systembeschreibung im Sinne dieser Methodik, d. h. eine Landnutzung im stationären Zustand.

Ökonomisches Modul

Zum Vergleich der berechneten Werte mit Erhebungsdaten werden die Wertschöpfung in Euro pro Hektar LF ausgedrückt und der Arbeitszeitbedarf in Arbeitskräfte pro 100 ha. Die berechneten Arbeitsstunden pro Jahr werden mit einem Faktor der jährlichen Arbeitszeit auf Vollzeitbeschäftigte umgerechnet, wobei ein mittlerer Wert von 2.160 Arbeitsstunden pro Jahr in Ansatz gebracht wird²⁸.

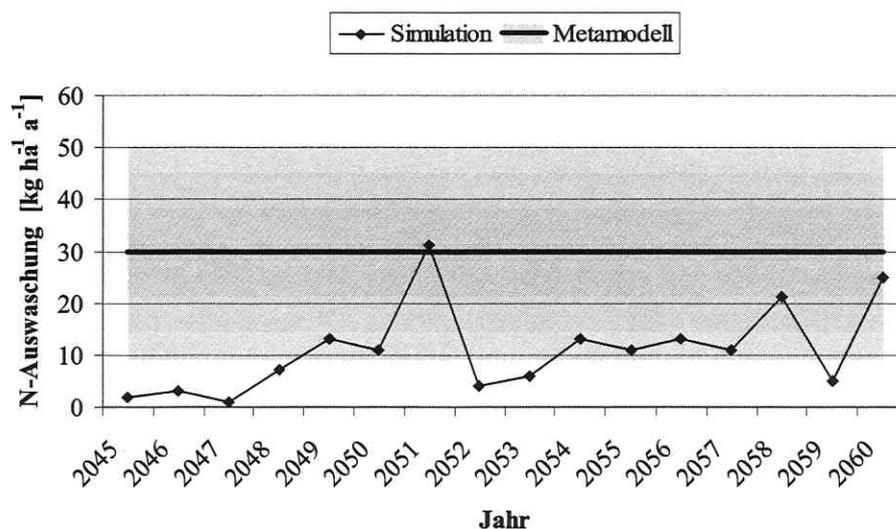
Anwendungsbeispiel - Schritt 11

Ökologie

Eine Studie von FRANKO & SCHENK (2000) untersucht das Kerngebiet der Querfurter Platte²⁹. Diese landwirtschaftlich intensiv genutzte Region liegt im Einzugsgebiet der Saale und innerhalb des hier vorgestellten Projektionsrahmens. Die wichtigen Kenngrößen zur Anwendung des Metamodells sind der Getreideanteil, der bei 61 % der Ackerfläche liegt und der Viehbestand von 0,5 GV ha⁻¹. Abbildung 32 zeigt den Vergleich des Metamodells mit einer Zeitreihe der Prozesssimulation.

²⁸ Nach STATISTISCHES BUNDESAMT (2002) betrug die bezahlte Arbeitszeit im September 2001 zwischen 188 und 197 Stunden. Aufgrund des sehr arbeitsintensiven Septembermonats wird der Jahresdurchschnitt auf 180 h Mon⁻¹ festgelegt.

²⁹ Teilgebiet des Landkreises Merseburg-Querfurt, Sachsen-Anhalt



Quelle: FRANKO UND SCHENK (2000), verändert

Abbildung 32: Vergleich des Metamodells mit einer Prozesssimulation zur N-Auswaschung im Gebiet 'Querfurter Platte'

Die Simulationsergebnisse liegen am unteren Rand der Gültigkeitsgrenze des Metamodells. Jedoch sind auch die Simulationsjahre 2045 bis 2060 nicht völlig trendfrei, so dass zukünftig noch mit einer Erhöhung der Stofffracht gerechnet werden kann, die näher am prognostizierten Limit liegt.

Ökonomie

Zur Berechnung der Wertschöpfung und des Arbeitszeitbedarfs werden die oben beschriebenen Standardwerte herangezogen und mit agrarstatistischen Informationen verglichen (Abbildung 33). Die Angabe 'Arbeitskräfte pro 100 ha' enthält sowohl entlohnte als auch nicht entlohnte Arbeitskräfte.

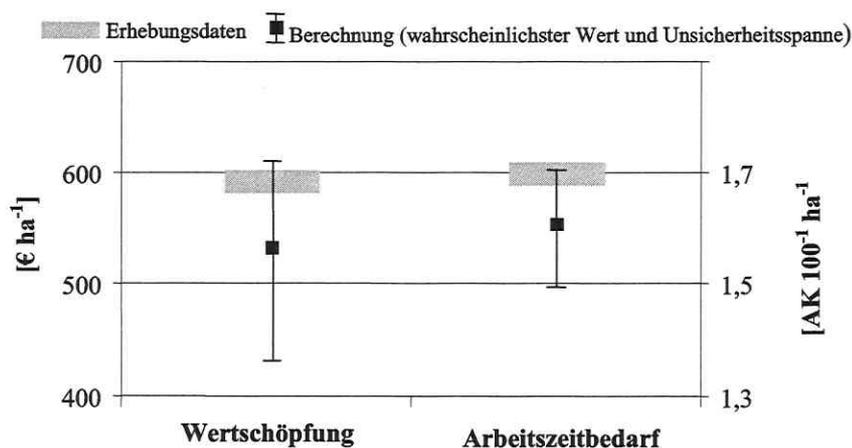


Abbildung 33: Plausibilitätskontrolle der ökonomischen Kenngrößen

Nach BACHMANN ET AL. (2001) liegt der Arbeitskräftebesatz im Kyffhäuserkreis bei $1,7 \text{ AK } 100^{-1} \text{ ha}^{-1}$, dem gegenüber stehen $1,5$ bis $1,7 \text{ AK } 100^{-1} \text{ ha}^{-1}$ aus der theoretischen Kalkulation. Die mittlere Wertschöpfung der Testbetriebe in Thüringen beträgt 583 € ha^{-1} und liegt damit ebenfalls über dem Rechenwert von 532 € ha^{-1} , jedoch innerhalb des Intervalls von 442 bis 621 € ha^{-1} .

Die realen Zielgrößen liegen innerhalb der berechneten Unsicherheitsspanne und sind somit plausibel eingeschätzt.

4.2.12 Schritt 12 – Integration

Der letzte Schritt der vorgestellten Methode führt die ökonomischen und ökologischen Berechnungsgrundlagen zusammen. Das Ziel der Integration ist die Bereitstellung eines kompletten Werkzeuges, das die zu untersuchenden Kenngrößen für verschiedene Szenarios berechnet. Dazu sind einerseits eine Datenbankstruktur erforderlich, die alle projektrelevanten Parameter enthält und andererseits Aggregations- und Auswertungsalgorithmen, die die Zielgrößen berechnen.

1,9

4.2.12.1 Modellstruktur

Die erforderlichen Zahlen- und Ortsangaben lassen sich in die drei Bereiche 'Informationsgrundlage', 'Statische Parameter' und 'Szenario- und Modellgrößen' einteilen (Abbildung 34):

Informationsgrundlage

<u>Polygone</u>
Nr
Land
Kreis_B
Kreis_N
Gem_B
GEM_N
Fläche
Boden
Nied
Landnutz
TWSG
Ungunst
Hartweiz
NRU

<u>Flächennutzung</u>
Szenario
Kreis_N
Produkt
Flaeche
Ertrag

<u>Tiere</u>
Szenario
Kreis_N
Produkt
Anzahl
Ertrag

Statische Parameter

<u>Preise</u>
Szenario
Produkt
Preis

<u>Tierprämie</u>
Szenario
Land
Produkt
Praemie

<u>Flächenzahlung</u>
Szenario
Land
Nutzart
Bereich
Betrag

<u>Arbeitszeitbedarf</u>
Szenario
Produkt
AZB

<u>Verhältnisse</u>
Szenario
Land
Kreis_N
B_form
Preise
V_Kost
Ertrag
Fixkost
F_anteil

<u>Sonstige</u>
Szenario
Lohn
AZB_Bf

Szenario- u. Modellgrößen

<u>Metamodelle</u>
NRU
Landnutz
Boden
Nied_Kl
B_form
a_0
a_1 ... n
R2
s

<u>Integration</u>
Szenario
Sz_Bez
AreaEZG
AreaAL
AreaGL
AreaSo
AreaTWSG
AreaBG
NausD
NausG
WertD
WertG
ArbeitD
ArbeitG
ArbeitAK

<u>Unsicherheiten</u>
Bez_Uns
min
max

<u>Szenarios</u>
Szenario
BF_kon
BF_int
BF_oeko
Praemie
Betrag
Preis
NausDges
NausGges
WertDges
WertGges
ArbDges
ArbGges
ArbAKges

Abbildung 34: Datenmodell 'METASA'

Anhang 13 führt alle Tabellen des Datenmodells mit Parametern, Beschreibung, Typisierung und ggf. mit Einheiten auf.

Bereich 1 'Informationsgrundlage' umfasst alle Flächendaten und korrespondierende agrarstatistische Kennzahlen.

Die georeferenzierten Objekte werden durch einen Verschnitt digitaler Karten (Abschnitt 4.2.1) generiert. Dabei entstehen Polygone, die folgende Informationen enthalten:

- Landnutzung (Acker-, Grünland; weitere Landnutzungsarten werden im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht behandelt)
- Klima (Jahresniederschlag; Temperaturen und evtl. Globalstrahlung sind Zusatzinformationen)
- Boden (Grundlage: Bodenkarte BÜK 1000, Leitböden der Region)
- Administrative Grenzen (Zuordnung von Agrarstatistik-Daten zu den Objekten)

Die Agrarstatistik enthält Angaben über Flächennutzung, Tierbestand und mittlere Erträge.

Bereich 2 enthält 'statische Parameter', die unabhängig von Standort und Produktionsmengen gültig sind. Dazu zählen z. B. Erzeugerpreise, Flächenzahlungen, Arbeitslöhne und Verhältniszahlen, die prozentuale Beziehungen zwischen den Betriebsformen aufzeigen. Diese Parameter sind in Abschnitt 4.2.9 ausführlich dargestellt.

Der *Tabellenbereich 3 'Szenario- und Modellgrößen'* stellt die Berechnungsgrundlage mit Modellparametern und georeferenzierten Flächendaten dar. Die Tabelle 'Integration' enthält für jedes Szenario mehrere Datensätze, die in aggregierter Form die berechneten Kenngrößen ausweisen.

Die Ergebnisse aus Schritt 5 - Differenzierung der Raumeinheiten- und Schritt 6 - Ableitung der Metamodelle- werden in der Tabelle 'Metamodelle' zusammengefasst.

Die Unsicherheitsgrößen werden in Schritt 8 - Unsicherheiten der ökologischen Analyse (Fehleranalyse)- und Schritt 10 - Unsicherheiten der ökonomischen Analyse- festgelegt und enthalten das Intervall einzelner Einflussfaktoren und der Zielgrößen.

Die Tabelle 'Szenarios' beschreibt Instrumente und deren Kenngrößen zur Abbildung von Maßnahmen.

4.2.12.2 Berechnungsalgorithmen

Stickstoff-Auswaschung

Zur Berechnung der flächengewichteten N-Auswaschung muss allen Teilflächen eine NRU zugewiesen und das Metamodell angewandt werden (Abschnitt 4.2.7).

Daraus lässt sich entweder ein mittlerer N-Austrag in Kilogramm Stickstoff pro Hektar und Jahr ableiten oder die Gesamtfracht eines Jahres in Tonnen Stickstoff pro Jahr berechnen.

$$N_{aus} = \frac{\sum_i (N_{aus;i} \cdot FL_NRU_i)}{LN_{ges}} \quad (4.27)$$

$$N_{aus_ges} = N_{aus} \cdot LF_{ges} \quad (4.28)$$

wobei

N_{aus}	[kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	=	Mittlere N-Auswaschung
FL_NRU_i	[ha]	=	Flächenanteil einer NRU
LN_{ges}	[ha]	=	Landwirtschaftliche Nutzfläche
$Naus_ges$	[kg a ⁻¹]	=	N-Auswaschung gesamt

Hierbei ist zu beachten, dass nicht alle landwirtschaftlich genutzten Flächen in die Analyse einfließen (nur Teilflächen > 1 % Flächenanteil) und deshalb die Gesamtfläche (LN_{ges}), die in Arbeitsschritt 1 ermittelt wird, dieser Berechnung zugrunde liegt.

Berechnung des Arbeitszeitbedarfs (AZB) und der Wertschöpfung (WS)

Der AZB und die WS einer Projektregion setzen sich aus der Summe aller Landkreise zusammen, die entsprechend ihrer Flächenanteile im Betrachtungsraum angerechnet werden.

$$AZB_{PG} = \sum_{LK} \left(AZB_{LK} \cdot \frac{LK_{an}}{100} \right) \quad (4.29)$$

$$WS_{PG} = \sum_{LK} \left(WS_{LK} \cdot \frac{LK_{an}}{100} \right) \quad (4.30)$$

wobei

AZB_{PG}	[h]	=	Arbeitszeitbedarf im Projektgebiet
AZB_{LK}	[h]	=	Arbeitszeitbedarf in einem Landkreis
LK_{an}	[-]	=	Fläche eines Landkreises innerhalb des Projektgebietes
WS_{PG}	[€]	=	Wertschöpfung im Projektgebiet
WS_{LK}	[€]	=	Wertschöpfung in einem Landkreis

Bei der Berechnung wird eine gleichmäßige Verteilung aller Produktionswerte und Arbeitskräfte innerhalb eines Landkreises angenommen und somit ein linear prozentualer Anteil vom Gesamtbetrag, sofern der Landkreis nicht zu 100 % im Einzugsgebiet liegt.

4.2.12.3 Organisation der Simulationsrechnungen

In diesem Abschnitt wird die praktische Umsetzung des Modells in einer relationalen Datenbank und einem geographischen Informationssystem erläutert:

Der digitale Kartenverschnitt aus Arbeitsschritt 1 erzeugt eine Übersichtskarte und die Attributtabelle 'Polygone'. Aus dem Ergebnis des Arbeitsschritts 7 wird die entsprechende NRU-Bezeichnung zugewiesen. Damit sind für jeden Standort im Projektgebiet die natürlichen und administrativen Gegebenheiten definiert. In den Tabellen 'Flächennutzung' und 'Tiere' sind agrarstrukturelle Angaben für jedes Szenario hinterlegt. Über das Attribut 'Kreis_N' werden die Informationen aller drei Tabellen miteinander verknüpft. Die Tabelleninhalte zu den statischen Parametern sind selbsterklärend bzw. werden in Anhang 13 spezifiziert. Die in Arbeitsschritt 6 erstellten Metamodelle sind das Kernstück der Anwendung. Für jede NRU existieren hier die Zuordnung zu naturräumlichen Gegebenheiten (Landnutzung, Boden, Niederschlag) und zur Betriebsform (kon, int, öko). Des Weiteren werden hier die Zahlenwerte der Metamodelle aus Tabelle 15 (Ergebnisse der multiplen linearen Regressionsanalysen) eingetragen. Die Ergebnisse aus den Arbeitsschritten 8 und 10 werden in die Tabelle 'Unsicherheiten' im Datenmodell hinterlegt.

Nach dieser Vorarbeit erfolgt die Berechnung des Status quo (Basisszenario) für die Projektregion: Zunächst wird die N-Auswaschungsrate mithilfe der Metamodelle (in Abhängigkeit der gegebenen Indikatoren) für jeden Landkreis berechnet und in der Tabelle 'Integration' gespeichert. Danach folgt die Berechnung ökonomischer Kennwerte und der Flächenanteile für Trinkwasserschutz- und benachteiligte Gebiete je Landkreis sowie der prozentuale Anteil der Landkreise, der innerhalb des Einzugsgebietes liegt. Das Gesamtergebnis (Aggregation aller Landkreise im Einzugsgebiet) wird in die Tabelle 'Szenarios' geschrieben. Hier stehen auch die Spezifika jedes Szenarios. Bsp.: Die Simulation eines neuen Szenarios mit 10 % erhöhtem Viehbestand erfordert zunächst die Neukalkulation der Tabelle 'Tiere' mit einer eindeutigen Szenariobezeichnung. Diese Bezeichnung wird auf alle weiteren Szenario-relevanten Tabellen übertragen und anschließend eine komplette Berechnung nach o.a. Vorgehensweise durchgeführt.

Anwendungsbeispiel - Schritt 12

Das Modell für den Kyffhäuserkreis ist prinzipiell auf das gesamte Saale-Einzugsgebiet übertragbar und trägt deshalb die Bezeichnung 'METASAALE' (Metamodell zur Agrarsystemanalyse im Einzugsgebiet der Saale).

Die Kalkulation der mittleren N-Auswaschung im Kyffhäuserkreis zeigt das Anwendungsbeispiel - Schritt 7 (Abschnitt 4.2.7) auf, woraus hervorgeht, dass durchschnittlich etwa

$$63 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$$

ausgetragen werden.

BACH ET AL. (1999) ermittelten eine N-Bilanz für den Kyffhäuserkreis zwischen 81 und 100 kg ha⁻¹ a⁻¹ für das Bezugsjahr 1995. Angesichts der Tatsache, dass von 1995 bis 2001 (Bezugsjahr dieser Studie) die Viehbestände um ca. 30 % zurückgingen und eine mittlere Denitrifikationsrate von ca. 25 kg ha⁻¹ a⁻¹ in Ansatz gebracht werden muss, stehen die zwei Resultate auf vergleichbarem Niveau. KRYSANOVA & HABERLANDT (2002) ermittelten auf landwirtschaftlichen Standorten des Saale-Einzugsgebietes eine N-Auswaschung zwischen 1 und 72 kg ha⁻¹ a⁻¹.

Der Gesamt-N-Austrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen des Kyffhäuserkreises errechnet sich nach Gleichung (4. 28); mit LF = 65.525 ha und N_{aus} = 63 kg ha⁻¹ a⁻¹:

4.128 Tonnen Stickstoff pro Jahr

Dieses Ergebnis resultiert aus agrarstatistischen Angaben für das Jahr 2001 (STATISTISCHES BUNDESAMT 2002) und stellt somit das Szenario 'Status quo' dar. Weitere Szenariorechnungen im Hinblick auf Extensivierungsmaßnahmen können mit veränderten Antriebsindikatoren (Tierbesatz/Getreideanteil) durchgeführt werden.

Die theoretisch mögliche Spannweite dieser Werte weist Abschnitt 4.2.8 (Schritt 8 - Unsicherheiten der ökologischen Analyse (Fehleranalyse)) aus. Sie liegt bei (vgl. Gleichung (4. 13)):

$$\pm 64 \text{ \%}.$$

Die landwirtschaftliche Wertschöpfung des Kyffhäuserkreises beträgt

$$36,1 \text{ Mio. € a}^{-1} \text{ oder } 532 \text{ € ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ bei einer Unsicherheit von } \pm 9,3 \text{ \%}.$$

Der Arbeitszeitbedarf liegt bei etwa 2,34 Mio. h a⁻¹ oder 1,6 Arbeitskräfte pro 100 ha.

(bei einer Jahresarbeitszeit von 2,160 h) und hat eine wirksame Unsicherheit von $\pm 7 \text{ \%}$.

Das Anwendungsbeispiel für den Kyffhäuserkreis wurde mithilfe einer EXCEL-Arbeitsmappe (Anhang 5) berechnet. Bei entsprechenden Analysen für ein Flussgebietsmanagement, das sich über viele Landkreise erstreckt, ist mit einem Vielfachen des hier verwendeten Datenaufwandes zu rechnen, wofür relationale Datenbanken prädestiniert sind.

5 DISKUSSION

In der vorliegenden Arbeit wurde eine übertragbare Methodik zur Analyse des Agrarsektors im Flussgebietsmanagement entwickelt, wobei der Agrar-Umweltindikator 'N-Auswaschung' beispielhaft für die ökologische Wirkung einer Handlungsstrategie steht und korrespondierende sozioökonomische Indikatoren die Beschäftigungssituation und den Nettonutzen der Landwirtschaft darstellen. Die Spezifikation des beschriebenen Ansatzes besteht darin, ein Maß für die Aussageunsicherheit auszuweisen, das direkt von den Modellgrößen abhängt.

N-Auswaschung

Die Schätzung der N-Auswaschung, als ein wesentliches Element im Flussgebietsmanagement, entspricht der Stickstoff-Fracht in das angrenzende Grundwasser und kann in Kombination mit der Grundwasserneubildung als Nitrat-Konzentration im Sickerwasser ausgewiesen werden. Beide Größen haben bei unterschiedlicher Betrachtungsweise ihre Berechtigung. Die Stickstofffracht (in $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) ist im globalen Kontext, z. B. bei der Diskussion um die Stoffzufuhr in Meere relevant. Die N-Auswaschung im Kyffhäuserkreis liegt nach Berechnungen des Status quo mit $63 \text{ kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ über dem Bundesdurchschnitt von ca. $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (WENDLAND ET AL. 1993, BEHRENDT ET AL. 1999). KOLBE (2001) weist für sächsische Standorte ebenfalls eine mittlere Auswaschung von ca. $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ aus. Eine direkte Vergleichsgröße zu den berechneten Werten gibt es nicht. Durch eine Anwendung der Methode auf das gesamte bundesdeutsche Gebiet könnten Korrekturen hinsichtlich einzelner Bilanzgrößen, z. B. des Mineraldüngereinsatzes, durchgeführt werden.

Die Konzentrationsangabe (in mg l^{-1}) ist bei der Bereitstellung des Rohwassers für den menschlichen Verzehr und für aquatische Lebewesen von Bedeutung. Hierzu müssen die flächengewichtete N-Auswaschungsrate und die Grundwasserneubildung (GWB) zusammengeführt und entsprechend des Molgewichts von Nitrat in eine Konzentrationsangabe umgerechnet werden (s. Formel (4. 1), S. 29). Die Simulationen für das Projektgebiet 'Torgauer Raum' zeigten den Einfluss von Wasserschutzgebieten auf die N-Konzentration im Sickerwasser. Eine marginale Änderung der mittleren Nitratkonzentration bei veränderter Schutzgebietsausweisung konnte dargestellt werden. Die Effekte waren gering, da die Schutzgebiete nur einen relativ kleinen Anteil an der Gesamtfläche des Torgauer Raums ausmachen und die mittlere Nitratkonzentration des Gesamtgebiets ausgewiesen wurde. Weitere Analysen sollten sich ausschließlich auf das Gebiet der Schutzzonen konzentrieren, um den Nettoeffekt einer Landnutzungsänderung zu erkennen.

Die Bildung von NRUs durch statistische Verfahren (Abschnitt 4.2.5) vereinfacht die makroskalige Landnutzungsanalyse auf ein praktikables Niveau und ermöglicht einen reduzierten Auswertungsaufwand ohne die Aussageunsicherheit zu vergrößern. Die nachfolgende Berechnung der theoretisch möglichen Landnutzungskombinationen (vgl. Abschnitt 4.2.7.1 und

Anhang 4) konnte in dieser Auswertung von $2,5 \cdot 10^{12}$ auf 59.049 Möglichkeiten reduziert werden.

Makroskalige Berechnungen sind mit großen Unsicherheiten behaftet (Abschnitte 4.2.8 und 4.2.10). Deshalb sind die Simulationsergebnisse nur als Intervall gültig. Trotzdem erscheint es sinnvoll zu untersuchen, wo der theoretische Mittelwert (**wahrscheinlichster Wert**) liegt. Dies ermöglicht eine Aussage zur relativen Vorzüglichkeit von Landnutzungsoptionen (unter der Voraussetzung, dass szenariobedingte Fehler vernachlässigt werden). Zunächst geht man von einer Gleichverteilung der Bewirtschaftungspraxis aus, die die Statistikinformationen auf alle Standorte gleich verteilt. Dies hat zur Folge, dass auswaschungsgefährdete Standorte mathematisch-statistisch dieselbe Gewichtung erfahren wie andere. Das Problem besteht hierbei in der Tatsache, dass die Funktion der N-Auswaschung nicht linear ist (ADDISCOTT ET AL. 1991), woraus eine falsche Schlussfolgerung hinsichtlich der N-Belastung der Wasserressourcen resultieren kann. Denn, wenn große Ungleichheiten in der N-Versorgung auftreten, kann es zu überproportional hohen Auswaschungsraten kommen (PRINS ET AL. 1988). Dies führt zu abweichenden Ergebnissen zwischen dem gewichteten Mittelwert und der Annahme von Gleichverteilung aller Produktionsfaktoren.

Für die vorgestellte Methodik gibt es keine generellen **Gültigkeitsgrenzen**, jedoch ist sie aufgrund ihrer Aussageunschärfe für genauere Analysen auf kleiner Skalenebene ungeeignet. Im Skalenbereich von mehreren Hektar liegen oftmals genauere Informationen vor oder sind durch Datenerhebungen arbeitstechnisch realisierbar, wodurch detaillierte Prozesssimulationen möglich sind. Die Gültigkeitsgrenzen der mit dieser Methode entwickelten Metamodelle sind prinzipiell nur von dem eingesetzten Prozessmodell abhängig und mit dessen Gültigkeitsgrenzen (entweder inhaltlich bezüglich der Modellparameter oder regional gemäß dem validierten Anwendungsgebiet) gleichzusetzen, d. h. es ist vor der Entscheidung für ein Prozessmodell zu prüfen, ob das Modell für die Zielgröße (z. B. N-Auswaschung) im zu untersuchenden Projektgebiet kalibriert ist.

Metamodelle

Das Metamodell basiert auf einer linearen multiplen Regressionsanalyse. Für einen Regressionsansatz ist grundsätzlich eine Normalverteilung der Residualgrößen gefordert. Wenn die standardisierten Residuen nicht normal verteilt sind, so könnte ein nicht linearer Ansatz gesucht oder eine Varianzstabilisierende Transformation durchgeführt werden (HARTUNG 1991, S. 585ff).

Unsicherheiten der ökologischen Analyse

1. Neben der Berechnung des wahrscheinlichsten Wertes nimmt die Unsicherheitsanalyse einen bedeutenden Teil der hier vorgestellten Modellentwicklung ein. Sie soll einerseits die

Spannweite der Aussage darstellen und andererseits auch die Relevanz einer Einflussgröße aufzeigen. Im Nachgang ist zu entscheiden, ob mit entsprechendem Mehraufwand in bezug auf die Datenrecherche oder Modellentwicklung eine höhere Detailschärfe zu erreichen ist. Besonders empfehlenswert erscheint sie bei der Abbildung möglicher Bewirtschaftungsvarianten, die ohne spezifische Standortkenntnis ermittelt wurde. Das vorgestellte Verfahren basiert auf der Annahme, dass jede Eingangsgröße (hier: Getreideanteil und Viehbestand bzw. organische Düngung) auf jeder Teilfläche (NRU) auftreten kann, aber nicht muss. Eine Ausnahme bildet in dem vorliegenden Beispiel das Grünland, das einen Getreideanteil ausschließt. In diesem Sinne sind weitere Ausschluss- und Vorzugsflächen denkbar. Beispielsweise könnten gute Standorte vorzugsweise für den Weizen und Zuckerrübenanbau einer Region genutzt und auf schlechteren Standorten weniger anspruchsvolle Fruchtarten angebaut werden.

2. Eine mathematische Modellierung von natürlichen Vorgängen bedingt einen entscheidenden Kompromiss: Die Datenrecherche ins Verhältnis zur Skalenebene zu setzen. Die Entscheidung fällt meist aus pragmatischen Gründen, da in großen Einzugsgebieten der Aufwand für eine flächendeckende Erhebung von detaillierten Boden- und Bewirtschaftungsparametern zu groß ist. Darüber hinaus stellt sich die Frage, welches kleinste gemeinsame Vielfache bei der Datenerhebung gewählt wird. Entweder administrative Einheiten oder natürliche Grenzen, die aufgrund verschiedener Bodenformationen oder Niederschlagsregionen entstehen. Die vorliegende Arbeit baut auf administrativen Grenzen auf, da die wichtigsten Informationen zur Landnutzung aus den Agrarstrukturdaten stammen, die auf Landkreisebene aggregiert sind.

Auswahl von Bewirtschaftungseinheiten

Bei der Ermittlung aller möglichen Bewirtschaftungsvarianten und Berechnung ihrer spezifischen N-Auswaschung können die Kombinationen mit minimalem bzw. maximalem Betrag identifiziert werden (Abschnitt 4.2.7.2), d. h. es kann eine optimale und eine ungünstige Verteilung des Viehbestands und des Getreideanbaus (Antriebsindikatoren der Metamodelle) aufgezeigt werden.

Sozioökonomische Analyse (Wertschöpfung und Arbeitszeitbedarf)

Für die sozioökonomische Analyse wurden zwei Kenngrößen gewählt, die einerseits den methodischen Ansatz beispielhaft beschreiben und andererseits die agrarische Landnutzung möglichst umfassend charakterisiert. Die Wertschöpfung ist der Betrag, der zur Entlohnung aller eingesetzten Faktoren (Arbeit, Kapital) zur Verfügung steht. Um einen direkten Vergleich zu einer alternativen Landnutzung herzustellen, eignen sich die Grundrente und die Wertschöpfungsrentabilität, da hierbei die Faktorentlohnung berücksichtigt wird.

Die sozioökonomischen Parameter errechnen sich aus derselben statistischen Datenbasis wie die N-Auswaschung (Agrarstatistik), jedoch mit differenzierterer Betrachtungsweise bezüglich Frucht- und Tierarten. Die wichtigsten Frucht- und Tierarten stehen stellvertretend für

alle direkten Einkommens- und Beschäftigungseffekte. Die praktische Umsetzung der Methodik am Beispiel des Kyffhäuserkreises zeigt tendenziell unterschätzte Werte (vgl. Abbildung 33: Plausibilitätskontrolle der ökonomischen Kenngrößen). Ein Grund hierfür liegt in der ausschließlichen Betrachtung der Primärproduktion von Nahrungsmitteln und die Zugrundelegung von Erzeugerpreisen. Effekte sind im Bereich Direktvermarktung, Weiterverarbeitung der Produkte und in peripheren Dienstleistungen, wie z. B. Tourismus, zu erwarten. Somit ist der ermittelte Wert als Sockelbetrag zu betrachten, der vom landwirtschaftlichen Sektor mindestens erwirtschaftet wird. Ein Schwachpunkt des Beispiels 'Kyffhäuserkreis' liegt in der Vergleichsgröße 'Wertschöpfung'. Ein Vergleichswert liegt in veröffentlichten Statistikangaben nur als aggregierte Größe für die Bundesländer vor, wodurch es zu großen Abweichungen kommen kann. Abhilfe schafft entweder eine Ausweitung des Betrachtungsraumes auf ein ganzes Bundesland oder eine Sonderauswertung der Testbetriebsdaten (BMVEL 2002c) in der entsprechenden Region.

Die Arbeitszeitkalkulation berücksichtigt keinen jahreszeitlich schwankenden Arbeitskräftebedarf. Dies führt zu geringeren Rechenwerten im Vergleich zu Statistikangaben, weil die Arbeitsspitzen in den Sommer- und Herbstmonaten einen sehr hohen Arbeitskräftebedarf erfordern, der außerhalb dieser Zeit nicht ausgeglichen wird.

Wertschöpfung des Ökologischen Landbaus

Während in dieser Arbeit der Ökologische Landbau mit einer geringeren Wertschöpfung gegenüber dem konventionellen Landbau ausgewiesen wird, leitet PETERSEN (2001) unter guten Standortbedingungen einen vergleichbaren Reinertrag ab. Diese Diskrepanz ist weniger auf die Definition der Kenngrößen zurückzuführen, als vielmehr auf die unterschiedlichen Annahmen zu Naturalerträgen. Daraus lässt sich eine hohe Sensitivität des Naturalertrags schließen, der einen entsprechenden Rechercheaufwand für die zu bewertende Region rechtfertigt.

Grundrente

Die Grundrente wurde hier zum Zwecke der Vergleichbarkeit mit alternativer Bodennutzung eingeführt. Für einen direkten Vergleich, mit z. B. forstlicher Nutzung, sollte der nachgelagerte Bereich (Verarbeitung, Dienstleistungen) berücksichtigt werden, wenn regionale Betrachtungen im Vordergrund stehen und weniger die sektorale Abgrenzung.

Die **Unsicherheiten der ökonomischen Analysen** ergeben sich aus den Schwankungsbreiten aller Eingangsgrößen, deren Wirkung auf die Zielgröße untersucht und als Summe aller Varianzen ausgewiesen wird. Dies kann nur erfolgen, wenn alle Parameter voneinander unabhängig sind und keine additiven bzw. subtraktiven Effekte vorliegen. Beispielsweise könnte theoretisch der Arbeitszeitbedarf, die veränderlichen Kosten und der Naturalertrag gegenseitig beeinflussen. Jedoch spielt hierbei die eindeutige Definition der Betriebssysteme eine entscheidende Rolle, weil dadurch die Kenngrößen auf einem einheitlichen Niveau fixiert sind.

Gesamtbeurteilung

Durch den integrierten Ansatz werden ökologische und korrespondierende ökonomische Effekte ermittelt, die als ein Baustein für Politikentscheidungen dienen können. Ein Unsicherheitsintervall verweist auf die mögliche Unter- bzw. Überschreitung des wahrscheinlichsten Wertes. Unter Verwendung des Minimum- bzw. Maximum-Wertes können relativ sichere Aussagen gemacht werden.

Im Kontext des integrierten Flussgebietsmanagements können die Effekte der landwirtschaftlichen Flächennutzung in Beziehung zu anderen Landnutzungsformen gesetzt werden.

SCHLUSSFOLGERUNGEN und FORSCHUNGSBEDARF

Modellkopplung

Die Ergebnisse dieser Arbeit sind Teil eines Modellsystems woraus Entscheidungshilfen für das Flussgebietsmanagement abgeleitet werden. Hierzu ist die Kopplung verschiedener Methoden und Modelle notwendig, die im 'Objekt - orientierten Modellierungssystem (OMS, DAVID 1997) technisch umgesetzt wird. Dies macht einen inhaltlichen Abgleich, der hier berechneten Stickstoffwerte, mit dem hydrologischen Modell notwendig. Nur bei übereinstimmenden Feuchtegehalten des Bodens und Grundwasserneubildungsraten, die bei der Simulation des Stofftransports ebenfalls berechnet werden müssen, kann das Gesamtmodell konsistente Werte liefern.

Modellentwicklung

Die Entwicklung von Stofftransport-Modellen basiert auf Messergebnissen von Lysimeter-Feld- und Einzugsgebietsuntersuchungen. Speziell im Falle der Modellentwicklung von landwirtschaftlich genutzten Böden sind Messergebnisse von Lysimetern und Feldversuchen unerlässlich, da nur mithilfe dieser Versuchsobjekte die nötige Detailliertheit von Boden-, Klima- und Bewirtschaftungsparametern zur Verfügung steht. Sie dienen sowohl zur Entwicklung eines Modellverständnisses als auch zur Validierung der Ergebnisse.

Bei der Ableitung von Regressionsmodellen ist stets zu untersuchen, ob lineare oder nichtlineare Ansatzfunktionen bzw. Klassifikations- oder Regressionsbäume zu bestmöglichen Ergebnissen führen.

Regionalisierung der Standortgüte

Der derzeitige Stand der Entwicklung weist einen Landkreis als homogene Landschaftseinheit mit einer mittleren Ertragserswartung aus. Dies beinhaltet ein hohes Maß an Unsicherheit, die durch bessere Kenntnis der Pflanzenproduktion reduziert werden könnte.

1. Lösungsweg: In Abhängigkeit von der Ackerzahl könnten Zu- und Abschläge des Kreis-Mittelwertes zu einer besseren Ertragsschätzung der einzelnen Standorte führen. Dies setzt

einerseits Expertenwissen über die mögliche Verteilung voraus und andererseits eine Angabe zu Spannweiten innerhalb eines Kreises.

2. Lösungsweg: Das Ertragspotential eines Standortes errechnet sich anhand der **Schätzformel nach KINDLER** (1992). Die wichtigste Erkenntnis aus Testrechnungen von KINDLER (1992, S. 26) ist '..., dass den klimatischen Faktoren ein vorrangiger Platz eingeräumt und die Kombination verschiedener Standortmerkmale beachtet werden muss'. Diese Aussage trifft eingeschränkt auch auf die N-Auswaschung zu. Eine Ertragsschätzung für die neuen Bundesländer hat KINDLER (1992) auf der Grundlage der 'Mittelmaßstäbigen landwirtschaftlichen Standortkartierung' standortbezogen durchgeführt. Dabei ist zu erwähnen, '... dass bei der Auswertung weniger das Niveau, sondern mehr die Relationen der Naturerträge im Mittelpunkt stehen' (KINDLER 1992, S. 5). Das aktuelle Niveau als flächengewichteten Mittelwert beschreibt die Agrarstatistik auf Gemeinde- bzw. Kreisebene. Je nach mittlerem Standorttyp und mittlerem Naturalertrag können die spezifischen Ertragsunterschiede regionalisiert werden.

3. Lösungsweg: Eine Simulation der Ertragsentwicklung in Abhängigkeit vom Feuchtgehalt des Bodens und der verfügbaren Nährstoffe differenziert die Standorte nach ihrer Auswaschungsgefährdung, wohingegen die hier skizzierte Lösung nur auf dem N-Überschuss und dem Denitrifikationspotenzial des Bodens aufbaut. Erste Testrechnungen zur Ertragssimulation mit dem Modell CANDY (FRANKO ET AL. 1995) in Verbindung mit dem Modell AGROSIM (MIRSCHER & FÖRKEL 1995) wurden bereits durchgeführt (FRANKO & MIRSCHER 2001). RICHTER ET AL. (2003) simulierten das Zuckerrübenwachstum unter Trockenstressbedingungen, wobei die Modellergebnisse gut mit den Versuchsergebnissen übereinstimmten.

Unsicherheiten

In dieser Arbeit sind einige Unsicherheitsgrößen beschrieben, die als die wichtigsten Parameter eingeschätzt wurden. Die Methode baut jedoch auf weitere Eingangsgrößen auf, die das Endergebnis beeinflussen können und berücksichtigt werden müssen, wenn davon auszugehen ist, dass sie einen bedeutenden Einfluss auf das Endergebnis haben. Diese Prüfung erhöht die Qualität der Aussage und vervollständigt die Unsicherheitsspanne. Nachfolgend werden vier Einflussgrößen aufgeführt, die in weiterführenden Arbeiten einfließen könnten:

1 - Datenerhebung: Die Agrarstatistik basiert auf betriebssitzbezogenen Erhebungsdaten, d.h. die gesamte Betriebsfläche wird dem Landkreis zugeschrieben, in dem sich der Hauptsitz des Unternehmens befindet, unabhängig von der geographischen Lage der Flächen. Dadurch kann es zu einer Abweichung zwischen statistisch erhobener Agrarstruktur (die der vorliegenden Methode zugrunde liegt) und der tatsächlichen Flächennutzung kommen.

2 - *Kartengrundlage*: Neben Unstimmigkeiten zwischen dem hier verwendeten CORINE Landcover und genaueren Karten (z. B. ATKIS-Daten³⁰) ergeben sich Unsicherheiten durch das Ignorieren kleiner Flächen (< 1 % Flächenanteil). Dies ist eine Maßnahme zur vereinfachten Durchführung der Modellerstellung. Durch die Ergänzung aller bisher nicht berücksichtigten Kleinstflächen könnte diese Unsicherheit ausgeräumt werden.

3 - *Interpolierte Niederschlagsraster*: Die Klima- und Niederschlagsstationen des DWD bilden ein relativ enges Messnetz. Trotzdem müssen die gemessenen Werte zwischen den Stationen interpoliert werden, um eine flächendeckende Simulation durchführen zu können. Regionale Unterschiede -insbesondere in Gebirgslagen- verursachen Unsicherheiten, die geschätzt und berücksichtigt werden können.

4 - *Betriebsfremde organische Dünger*: In der landwirtschaftlichen Praxis werden Klärschlamm und Kompost als Dünger im Pflanzenbau eingesetzt. Hierzu liegen keine regional differenzierten Informationen vor, so dass sie nicht berücksichtigt werden und eine Unschärfe in der Düngeberechnung verursachen.

Eine optimale Verknüpfung zwischen den Antriebsindikatoren für ein Metamodell und Unsicherheiten könnte in der Anwendung von unscharfen Mengen (Fuzzy sets) liegen. Im Gegensatz zu scharfen Mengen gehören bei der unscharfen Mengenlehre die Elemente nicht mehr eindeutig vollständig zu einer Menge oder nicht (BOTHE 1995). Damit lässt sich jedem Element ein Zugehörigkeitsgrad zuordnen, so dass die Menge U , die als Grundmenge bezeichnet wird und aus den Elementen u besteht, die Indikatoren beschreibt und nicht eine diskrete Zahl mit pauschaler Unsicherheitsangabe. HABERLANDT ET AL. (2002) sowie MERTENS & HUWE (2002) verfolgten bereits diesen Ansatz bei der Quantifizierung des diffusen Stoffaustrags. Die hier vorgestellte Methodik könnte insbesondere durch die Einbindung von Fuzzy Sets in die abzubildende Bewirtschaftungsvariabilität erweitert werden.

Ökonomie

Der ökonomische Berechnungsansatz bildet den Agrarsektor umfassend ab, jedoch nicht sehr differenziert und nicht konsistent zu Durchschnittswerten von Testbetrieben oder zur landwirtschaftlichen Gesamtrechnung (LGR)³¹. Ein Lösungsansatz beschreibt WEINGARTEN (1995) und weiterführend HENRICHSMEYER ET AL. (1996) mit dem Agrarsektormodell RAUMIS, das die Simulationsergebnisse mit Eckdaten der LGR korrigiert.

³⁰ ATKIS - Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem (SCHLEYER 1995)

³¹ Die veröffentlichten Daten aus dem Testbetriebsnetz des BMVEL (2002C) und der LGR (BMVEL 2002E) besitzen einen hohen Aggregationsgrad (Länder- oder Bundesebene); d. h. die Ergebnisse der Rechenmodelle müssen diesen Kategorien entsprechen.

Temporäre Einflüsse

Die Auswertung von Landnutzungsszenarios findet ohne Berücksichtigung von zeitlich begrenzten Einwirkungen statt, die bei der Anwendung der vorgestellten Methode zu berücksichtigen ist:

1 – Ökonomischer Aspekt einer Umstellungsphase: Die Umstellung der landwirtschaftlichen Produktion bedingt im Regelfall temporär höhere finanzielle Belastungen für den Betrieb. Dies können Kosten aus Maschinen- und Gebäudeinvestitionen, Aufbau von neuen Vermarktungswegen oder Fortbildung der Mitarbeiter sein.

2 – Dynamische Änderung physischer Parameter: Die Systembeschreibung erfolgte anhand von ökologischen Zustandsgrößen zunächst im stationären Gleichgewichtszustand; d.h. temporäre Einflüsse blieben unberücksichtigt. Eine bisher nicht gelöste Aufgabe wird darin gesehen, die mannigfaltigen Landnutzungsänderungen über eine Zeitskala zu definieren und zu bewerten. Ein erster Lösungsansatz zeigt Abbildung 35, die das dynamische Verhalten von Böden aufzeigt und mithilfe einer Funktion über die Zeit den Verlauf beschreibt. Davon ist abzuleiten, in welcher Zeitspanne nach Umstellung der Bewirtschaftung 50 %, 90 % oder 99 % des Effektes zu erwarten sind.

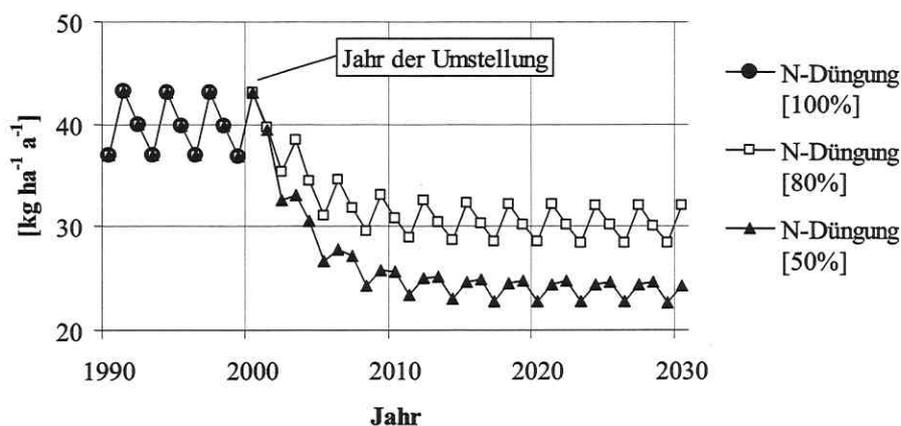


Abbildung 35: Zeitverlauf der N-Auswaschung nach Reduzierung der Stickstoffdüngung im Jahr 2000 um 20 % bzw. 50 %

Diese Simulation mit dem Bodenprozessmodell CANDY zeigt, dass die Anpassung auf ein neues bewirtschaftungsspezifisches N-Niveau dynamisch erfolgt und der größte Effekt in den ersten zehn Jahren zu erwarten ist.

Die dynamische Prozessanalyse kann für repräsentative Standorte einer Projektregion eingesetzt werden, um den flächendeckenden statischen Ansatz der Metamodelle zu ergänzen.

Detailliertheitsgrad

Insgesamt kann der Agrarsektor ökologisch und ökonomisch noch differenzierter abgebildet werden. Jedoch ist für jede Erweiterung der Methode zu prüfen, ob sie angesichts der weiterhin bestehenden Unsicherheiten einen Zugewinn an Entscheidungshilfen bringt. Letztlich ist die Qualität einer Analyse vom Gesamtmodell abhängig und nicht von der Detailschärfe einzelner Kompartimente.

6 ZUSAMMENFASSUNG

Stichworte: Agrarlandschaft, Landnutzung, diffuser Stoffaustag, Wertschöpfung, Arbeitskraftbedarf, Unsicherheiten

Die vorliegende Arbeit enthält einen methodischen Ansatz zur Analyse von Agrarlandschaften in bezug auf die N-Auswaschung und korrespondierende ökonomische Kennwerte. Einen ebenso hohen Stellenwert wie die Berechnung des wahrscheinlichsten Wertes hat die Unsicherheitsanalyse.

Zur Charakterisierung der landwirtschaftlichen Bodennutzung werden Statistikdaten aus der Bodennutzungshaupterhebung und Viehzählung genutzt. Digitale Karten von Boden und Klima beschreiben die standörtlichen Gegebenheiten. Unter Nutzung dieser relativ groben Informationsbasis werden im Betriebsbilanzierungsmodell REPRO Musterbetriebe erstellt, die die Vielfalt der agrarischen Landnutzung abbilden. Danach folgt eine Simulation der Stoffdynamik mithilfe des Bodenprozessmodells CANDY zur Identifikation der spezifischen N-Auswaschungen. Eine Varianzanalyse der N-Auswaschungsraten mittels *H*-Test weist signifikant unterschiedliche Standorte aus, d. h. dass die Streuung der Ergebnisse teilweise keine Diskriminierung zweier oder mehrerer Standorte zulässt. Diese in ihrem Verhalten auf die N-Auswaschung ähnlichen Standorte werden zu so genannten NRUs (Nitrogen Response Units) zusammengefasst. Innerhalb dieser NRUs zeigt eine multiple Regressionsanalyse mit der abhängigen Variablen 'N-Auswaschung' und unabhängigen Eingangsvariablen, dass der Getreideanteil und der Viehbestand bzw. der Einsatz des organischen Düngers die Zielgröße signifikant beeinflussen und weist Regressionskoeffizienten für diese Merkmale aus. Die Identifikation der sogenannten Antriebsindikatoren ist keine allgemeingültige Aussage, sondern das Ergebnis dieser Projektstudie, d. h. für jede Projektregion müssen diese Arbeitsschritte vollzogen werden. Es folgt die Berechnung der mittleren bzw. theoretisch wahrscheinlichsten N-Auswaschung: Alle Verteilmuster des Viehbestandes und des Getreideanteils in einem Landkreis werden kombiniert und die Regressionsgleichungen für jede NRU angewandt. Dies erzeugt die Spannweite der möglichen N-Auswaschungen im Raum. Der Median aus dieser Verteilung ist der wahrscheinlichste Zielwert, der für eine Bewertung herangezogen wird. Die Minimal- und Maximalwerte sind Teil der nachfolgenden Unsicherheitsanalyse. Die Unsicherheit der Ergebnisse wird durch die Summe der Varianzen bestimmt, die durch eine Sensitivitätsanalyse der Eingangsgrößen ermittelt wird.

Die ökonomischen Kenngrößen 'Wertschöpfung' und 'Arbeitszeitbedarf' werden mithilfe der Statistikdaten zur Agrarstruktur berechnet. Standarddaten aus der landwirtschaftlichen Betriebsführung und Flächen- bzw. Ausgleichszahlungen vervollständigen die Kalkulation. Die Unsicherheiten ergeben sich nach der oben genannten Vorgehensweise.

Die erzielten Ergebnisse inklusive Unsicherheitsintervall müssen anschließend mit Rahmen-
daten aus unabhängigen Quellen validiert werden. Wenn keine Übereinstimmung festzustel-

len ist, müssen weitere Unsicherheitsgrößen gesucht werden bzw. ist eine Überprüfung der gewählten Musterbetriebseinheiten notwendig.

Es wurden folgende Ergebnisse erzielt:

- A. **Integrativer Ansatz:** Diese Methode ermöglicht ökologische und ökonomische Aussagen über die landwirtschaftliche Flächennutzung sowie die Quantifizierung eines Unsicherheitsintervalls.
- B. **Bildung von NRUs:** Eine Prozessmodellierung von fiktiven Bewirtschaftungsvarianten auf allen Standorten eines Projektgebietes mit anschließender statistischer Auswertung der Ergebnisse ermöglicht die Diskriminierung von Standorttypen, die sich in bezug auf die Stickstoffauswaschung ähnlich verhalten.
- C. **Bewertung der Bewirtschaftungsheterogenität** auf der Basis von unscharfen Daten: Aus Mangel an Informationen zur tatsächlichen Flächennutzung (Statistikdaten liegen meist nur aggregiert auf Gemeinde- oder Kreisebene vor) werden alle theoretischen Möglichkeiten der Landbewirtschaftung getestet und die interessierende Zielgröße berechnet. Die Spannweite der Ergebnisse zeigt die Wirkungen der möglichen Vielfalt agrarischer Aktivitäten.
- D. **Methode der Unsicherheitsanalyse:** Die Wirkung aller wichtigen Eingangsgrößen auf die Zielgröße wird getestet. Die Summe der einzelnen Varianzen gibt das Unsicherheitsintervall an. In dieser Arbeit hat die Bewirtschaftungsheterogenität den größten Einfluss auf das Endergebnis.

Die praktische Umsetzung erfolgt mithilfe einer relationalen Datenbank, die alle festen und szenariobezogenen Variablen enthält. Das Analyseergebnis weist die Zielgrößen als kumulierte Einheiten für jeweils ein Kalenderjahr aus. Trotz der postulierten Unsicherheiten kann ein wahrscheinlichster Wert für jedes Landnutzungsszenario ausgewiesen werden, der die relative Vorzüglichkeit angibt.

Die Methodenbeschreibung wird durch ein praktisches Anwendungsbeispiel ergänzt. Eine Bewertung der mit dieser Methode erzielten Ergebnisse wird vorgenommen und es werden Ansätze für weiteren Forschungsbedarf abgeleitet.

7 SUMMARY

Keywords: nitrogen leaching, macro-scale, uncertainties, agro-economics, net value added, working hour requirements.

The ecological and economic evaluation of the use of agricultural land can be made with mathematical models requiring many input parameters. This highly variable temporal and spatial information on soil, climate and land management conditions does not exist on a macro scale (> 1,000 km²). For this reason, the calculation of the most probable values and the factors of uncertainty are extremely important. This study contains a methodological approach for an ecological and economic analysis with regard to nitrogen leaching and corresponding economical values. Common statistics of crops and livestock are used to characterise agricultural land use. Digital maps of soil and climate describe the natural circumstances of the locations considered. This common information is the basis for patterns of farming systems generated with the aid of the farm balance model REPRO. This procedure shows the range of agrarian activities possible.

A simulation of the soil processes with the model CANDY follows. It identifies the specific N-leaching of each farming system, which is a combination of cultivation, soil and climate. A variance analysis of the N-leaching-rate by means of the H-test shows significant differences between locations, meaning that the distribution of results often allow no discrimination between two or several locations. These locations, similar in N-leaching behaviour, are summarized to so-called NRUs (Nitrogen Response Units). Within these NRUs, a multiple regression analysis, with the dependent variable 'N-leaching-rate' and the independent variables 'percentage of cereals in the crop rotation' and 'livestock', shows the regression coefficients of the units.

The so-called driving indicators identified are not generally valid principles, but rather, are the result of this study, meaning this process must be performed for each project region.

A calculation of the mean or theoretically most probable N-leaching-rate follows: all distribution patterns of livestock and the cereals are combined and the regression equations are applied for each NRU. This reveals the range of the possible N-leaching-rates in the area. The median of this distribution is the most probable value. The minimum and maximum values are part of the following uncertainty analysis. The uncertainty of the results is determined by the sum of the variances that is calculated by a sensitivity analysis of the input data. The economical parameters 'net value added' and 'working hour requirements' are calculated with agricultural statistic data. Standard agricultural management data and additional payments by the government complete the calculation. The uncertainties are calculated in the manner described above.

Targeted results with specific uncertainty intervals must then be validated with data from independent sources. If no agreement is found, further uncertainties must be considered, or an examination of the selected patterns of farming systems becomes necessary.

The most important results:

- A. Integrative approach: this method enables ecological and economical statements on the agricultural land use in large catchments as well as the quantification of the interval of uncertainty.
- B. Development of NRUs: Process modelling with a statistical analysis of the results enables a discrimination of types of locations.
- C. Evaluation of the heterogeneity of farm management on the basis of fuzzy data: Because of insufficient geo-referenced information (agricultural statistics are usually summarised in terms of rural districts) all possibilities for land use are tested and each specific N-leaching-rate calculated. The range of results shows the theoretical variety of the agrarian activities.
- D. Method of the uncertainty analysis: The effect of all important input data on the N-leaching-rate is tested. The sum of the single variances indicates the uncertainty interval. In this study, the heterogeneity of farm management has the largest influence on the final result.

A practical application to a project area requires a relational database containing all permanent factors and individual scenario variables. The results of the analysis show the target variables and cumulative units for one calendar year. Despite the postulated uncertainties, probable values for each land use scenario can be shown, which show relative preferences. The description of methods is complemented with an example of a practical approach.

Despite the great uncertainties, the most probable value can be expounded for each land use scenario, indicating the relative preference between alternative land use managements.

8 RESUME

Mots clefs: paysage agricole, utilisation du territoire, création de richesses, lessivage des éléments minéraux, besoins en mains d'œuvre, incertitudes

L'utilisation des terres agricoles demeure difficile à décrire théoriquement du faite de sa variété et de sa dynamique. Avec des d'études de simulation détaillées soutenues par des modèles mathématiques on peut retracer approximativement le transport des éléments minéraux au sein du système biosphère/sol. Pour cela il faudrait disposer d'informations très précises, aussi bien temporelles que spatiales concernant le sol, le climat et l'utilisation des terres agricoles. Or, ces données ne sont pas disponibles à l'échelle macroscopique (> 1.000 km²) nécessaire à cette procédure.

Cette étude comprend une approche méthodique servant à l'analyse de paysages agricoles corrélé au lessivage des éléments minéraux ainsi qu'aux valeurs économiques correspondantes. L'analyse de l'incertitude à une valeur tout aussi élevée que le calcul de la probabilité (le calcul de la valeur la plus probable).

L'utilisation des terres agricoles a été caractérisée par des données statistiques générales concernant l'exploitation des sols et le cheptel animal.

Des cartes digitales pédologiques et climatiques décrivent les conditions locales. Avec ces informations de base relativement approximatives le modèle informatique REPRO établie des bilans d'exploitation et génère ainsi créer des exploitations fictives typiques. Cette procédure permet de représenter la diversité des possibilités d'utilisation des terres agraires.

Ensuite, dans une seconde étape la dynamique des éléments minéraux dans le sol est simulée avec l'aide du modèle informatique décrivant les procédés du sol CANDY ce qui permet d'identifier le lessivage spécifique de l'azote. Une analyse de la variance du grade de lessivage de l'azote, effectuée à l'aide du dénommé test-*H*, démontre qu'il existe des différences significatives selon les localités. Ce qui signifie que parfois les écarts des résultats ne permettent pas de discrimination entre deux ou plusieurs localités. Les localités similaires quant à leur comportement au niveau du lessivage de l'azote sont regroupées en NRUs (Nitrogen Response Units / unité de réponse d'azote). Une analyse de régression multiple, effectuée à l'intérieur de ces NRUs, avec la variable dépendante 'lessivage d'azote' et des variables d'entrée d'azote indépendantes, montre que le pourcentage en céréales et le nombre d'animaux - autrement dit, l'intrant d'engrais organiques - influence de manière significative les paramètres et révèle les coefficients de régression de ces unités. L'identification des indicateurs moteurs ne peut pas être généralisée, mais demeure plutôt un résultat propre à cette étude; en clair, pour chaque région analysée, il est nécessaire de remettre en oeuvre toutes les étapes du travail.

Il est ensuite question du calcul du lessivage d'azote moyen c'est à dire théoriquement le plus probable: Toutes les possibilités de combinaisons entre le cheptel animal et le pourcentage de céréales sont étudiées et les équations de régression sont appliquées à chaque NRU.

Ceci révèle l'envergure possible du lessivage d'azote dans l'espace. La médiane de cette répartition représente la valeur la plus probable, qui sera alors prise en compte pour une évaluation. Les valeurs minimales et maximales font partie de l'analyse d'incertitude qui suit. L'incertitude des résultats est déterminée par la somme des variances, qui sont calculées grâce à une analyse sensitive des données d'entrée.

Les paramètres économiques 'création de richesse' et 'temps de travail' sont calculés d'après les mêmes données de base que pour la structure agraire. Les données standards provenant de la gestion des exploitations et les aides à la surface ou compensatoires complètent le calcul. Les incertitudes sont déterminées grâce à la méthode indiquée ci-dessus.

Les résultats obtenus, y compris les intervalles au niveau des incertitudes, doivent être ensuite validés par des données cadres provenant de sources indépendantes. Si aucune similitude n'est constatée, il sera nécessaire de rechercher d'autres sources d'incertitudes ou bien de réviser les exploitations de référence choisies.

Les résultats les plus importants:

- A. Approche intégrative: cette méthode permet de tirer des conclusions écologiques et économiques sur l'utilisation des terrains agricoles et de quantifier une intervalle d'incertitude.
- B. La formation de NRUs: une modélisation informatique de toutes les zones d'un secteur d'étude suivie d'une évaluation statistique des résultats permet ainsi la discrimination entre différents types de localités.
- C. Evaluation de l'hétérogénéité de l'utilisation des terres agricoles: sur la base de données floues: par manque d'informations sur l'utilisation réelle des terrains (les données statistiques sont souvent agrégées à l'échelle communal ou cantonal) toutes les possibilités théoriques d'utilisation des terres sont testées. Les paramètres les plus intéressants qui en résultent sont alors calculés. L'envergure des résultats montre la variété possible des activités agraires.
- D. Méthode d'analyse d'incertitude: elle a pour but de vérifier l'effet de toutes les données importantes d'entrée sur les paramètres de référence. La somme de chaque variance donne l'intervalle d'incertitude. C'est l'hétérogénéité au niveau de l'utilisation des terrains qui influe le plus les résultats finaux de ce travail.

La mise en pratique s'effectue à l'aide d'une banque de données combinatoire, qui contiennent toutes les variables stables et de référence du scénario. Le résultat de l'analyse met à jour les paramètres sous forme d'unités cumulées pour l'année civile étudiée.

9 LITERATUR

- ADAMS, R. M., HURD, B. H., LENHART, S. & LEARY, N. (1998): Effects of global change on agriculture: an interpretative review. *Climate Research* 11 [1], S. 19-30 Inter-Research, Oldenburg/Luhe.
- ADDISCOTT, T., WHITMORE, A. P. & POWLSON, D. S. (1991a): *Farming, Fertilizers and the Nitrate Problem*. CAB International, Wallingford.
- ADDISCOTT, T. & WHITMORE, A. P. (1991b): Simulation of solute leaching in soils of differing permeabilities. *Soil Use and Management* 7, S. 94-102
- AG BODEN - BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE UND GEOLOGISCHE LANDESÄMTER DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND [HRSG.] (1994): *Bodenkundliche Kartieranleitung*, 4. Auflage (KA4). Hannover.
- AMANN, W. (1988): Gefährdung und Schutz des Grundwassers. In: KOHLER, A. & RAHMANN, H. [HRSG.]: *Gefährdung und Schutz von Gewässern*. S. 49-77 Ulmer, Stuttgart.
- ANONYMUS (1999): *CANDY IV - Anwenderdokumentation*. Halle (unveröffentlicht).
- ANONYMUS (2000a): *Düngungsmodell BEFU*. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden.
- ANONYMUS (2000b): *Stickstoff-Bedarfs-Analyse (SBA)*. Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen-Anhalt, Bernburg.
- ANONYMUS (2002): *Langenscheidts Fremdwörterbuch* (online: www.fremdwörter.de, Zugriff 12.09.2002). Langenscheidt, München.
- ANTHONY, S. G., LORD, E. I. & LORD, E. I. (1996): Catchment scale modelling of nitrate leaching. *Aspects of Applied Biology* 46, S. 23-32.
- APPELT, L. (2000): *Bisherige und zukünftige Preisentwicklungen für ausgewählte Agrarprodukte und Betriebsmittel für die Landwirtschaft in Deutschland*.
- BACH, M. (1987): Die potentielle Nitrat-Belastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland : eine regional differenzierende Abschätzung. 93 Göttinger bodenkundliche Berichte. Selbstverlag d. Anstalten f. Bodenkunde d. Universität, Göttingen.
- BACH, M. (1993): Regional differenzierte Stickstoffbilanzen für die alten und neuen Bundesländer. In: WENDLAND, F., ALBERT, H., BACH, M. & SCHMIDT, R. [HRSG.]: *Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland*. Springer, Berlin.

- BACH, M., FREDE, H.-G., SCHWEIKART, U. & HUBER, A. (1999): Regional differenzierte Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft in den Gemeinden/Kreisen in Deutschland. In: BEHRENDT, H., HUBER, H., OPITZ, D., SCHMOLL, O., SCHOLZ, G. & UEBE, R. [HRSG.]: Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA-Texte 75/99 Umweltbundesamt, Berlin.
- BACHMANN, D., HEROLD, M., HUBOLD, B. & DÜRSELEN, E. (2001): Kennzahlen zum Betriebsvergleich 1999/2000. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Jena.
- BANTON, O., LAROCQUE, M. & CORMIER, M. (1995): Modélisation du transport des nitrates dans la zone non saturée pour l'évaluation de la contamination des eaux souterraines. Hydrogéologie 4, S. 23-30.
- BEBLIK, A., CEPUDER, P., DREYHAUPT, J., FRANK, J., FEICHTINGER, F., FRANKO, U., KERSEBAUM, K. C., KRYSANOVA, V. & STEINHARDT, U. (2001a): Modellanwendungen - Konzepte und Simulationsergebnisse. Stickstoffmodellierung für Lysimeter des Parthegebietes. 17 [2], S. 25-57, UFZ-Bericht. Umweltforschungszentrum, Leipzig.
- BEBLIK, A. (2001b): Minerva / Meso-N - Das N-Haushaltsmodell aus dem iBUG, Modelldokumentation, Anwendungsbeispiele, Manual und Referenz. Institut für Boden- und Gewässerschutz, Braunschweig.
- BECKER, A., BEHRENDT, H. & HABERLANDT, U. (1999b): Genestete Analysen zu den Auswirkungen der Landnutzung auf den Wasser- und Stoffhaushalt im Elbe-Einzugsgebiet. S. 69-81 Statusseminar Elbe-Ökologie vom 02.-05. November 1999. Berlin.
- BECKER, A. (2002): Zusammenfassung der erzielten Ergebnisse aus den integrativen Forschungen. GLOWA-Elbe-Statuskonferenz, 05. Dezember 2002. Potsdam.
- BEHRENDT, H., HUBER, H., OPITZ, D., SCHMOLL, O., SCHOLZ, G. & UEBE, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA-Texte 75/99 Umweltbundesamt, Berlin.
- BENKE, M. (1992): Untersuchungen zur Nitratauswaschung unter Grünland mittels Saugkerzenmethode. Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Universität Kiel, Kiel.
- BGR - BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE [HRSG.] (1995): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1000000 (BÜK 1000). Hannover.
- BMU - BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2003): Hydrologischer Atlas von Deutschland (HAD). Berlin.

- BMVEL (1991): EG-ÖKO-Verordnung, Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 des Rates vom 24. Juni 1991 über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel. Bonn.
- BMVEL (1996): Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (DüngeVO i.d.F. vom 36. Januar 1996 BGBl I S. 2141). Bonn.
- BMVEL (1997): Buchführungsergebnisse der Testbetriebe 1995/96. Bonn.
- BMVEL (1998): Buchführungsergebnisse der Testbetriebe 1996/97. Bonn.
- BMVEL (1999): Buchführungsergebnisse der Testbetriebe 1997/98. Bonn.
- BMVEL (2000): Trockenfutterbeihilfe wird gekürzt - EU-Garantiehöchstmenge bei Trockenfutter 1999/2000 überschritten. BMELF-Informationen, 26. Woche vom 26. Juni 2000. Bonn.
- BMVEL (2001): Buchführungsergebnisse der Testbetriebe 1999/2000. Bonn.
- BMVEL (2002a): Förderung Landwirtschaftlicher Unternehmen. Berlin.
- BMVEL (2002b): Agenda 2000, Pflanzlicher Bereich Agrarumweltmaßnahmen. Bonn.
- BMVEL (2002c): Buchführungsergebnisse der Testbetriebe 2000/01. Bonn.
- BMVEL (2002d): Ernährungs- und agrarpolitischem Bericht 2002 der Bundesregierung (Agrarberichte 1997-2002). Bonn.
- BMVEL (2002e): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2002. 45 Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup.
- BMVEL (2002f): Agenda 2000, Tierprämien. Bonn.
- BMVEL (2003): Ernährungs- und agrarpolitischem Bericht 2003 der Bundesregierung. Bonn.
- BORK, H.-R., DALCHOW, C., KÄCHELE, H., PIORR, H.-P. & WENKEL, K.-O. HRSG. (1995): Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland unter veränderten Rahmenbedingungen: ökologische und ökonomische Konsequenzen. Berlin.
- BOSENTIUS, U (2001): Die Wasserrahmenrichtlinie. Wasser & Boden 53 [1+2], S. 27-32 Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin.
- BOTHE, H.-H. (1995): Fuzzy Logic - Einführung in Theorie und Anwendung. 2 Springer-Lehrbücher. Springer, Berlin.
- BÖTTCHER, W. (2002): ZMP-Marktbilanz Eier und Geflügel 2002; Deutschland, Europäische Union, Weltmarkt. ZMP Zentrale Markt- und Preisberichtsstelle GmbH, Bonn.
- BRONSTEIN, I. N. & SEMENDJAJEW, K. A. (1981): Taschenbuch der Mathematik. In: GROSCHKE, G. & ZIEGLER, V. [HRSG.]: 20 Verlag Nauka, Moskau.

- CORELL, G. (2002): Mündliche Mitteilung, 07.05.2002. Südzucker AG, Mannheim.
- DABBERT, S., HERRMANN, S., KAULE, G. & SOMMER, M. [HRSG.] (1999): Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung. Springer, Berlin.
- DANNOWSKI, R., STEIDL, J., DEUMLICH, D., MIODUSZEWSKI, W. & KAJEWSKI, I. (2000): Nutrient entries into the Odra river via Groundwater and erosion: Quantifizierung diffuser Stoffeinträge in die Gewässer im Einzugsgebiet der Oder und der Pommerschen Bucht mit dem Ziel der Erarbeitung von Entscheidungshilfen für den integrierten Gewässerschutz: Diffuse entries in rivers of the Odra basin, Phase II. In: HERATA, H. [HRSG.]: Nitrogen and phosphorus discharges / losses into surface waters: a workshop of the German Federal Environmental Agency 29 and 30 November 1999: 84-94; Berlin (UBA) (Texte / Umweltbundesamt; 2000.30). Berlin.
- DAVID, O. (1997): A Java-based Object-Oriented Modeling System Architecture. S. 198-202 IASTED/ISMM International Conference on Modelling and Simulation. M. H. Hamza, Pittsburgh.
- DIEPENBROCK, W., HÜLSBERGEN, K.-J. & ROST, D. (1998): Forschungsbericht zu den Projekten Informationssystem 'Agrar-Umweltindikatoren' und Betriebs-Bilanzierungsmodell 'REPRO'. Halle.
- DÖHLER, H., EURICH-MENDEN, B., DÄMMGEN, U., OSTERBURG, B., LÜTTICH, M., BERGSCHMIDT, A., BERG, W. & BRUNSCH, R. (2002): BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahre 2010. Texte Bundesumweltamt 05/02 Berlin.
- DREYHAUPT, J. (2001): Stickstoffmodellierung für Lysimeter des Parthegebietes. 17/2001 UFZ-Bericht. Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Leipzig.
- DREYHAUPT, J. & FRANKO, U. (2001): Bedeutung der Variabilität von Boden und Klima bei der Regionalisierung von Stickstoffausträgen. Bericht über die 9. Lysimetertagung 'Gebietsbilanzen bei unterschiedlicher Landnutzung'. Gumpenstein.
- DREYHAUPT, J. (2002): Die Bedeutung der Heterogenität von Boden, Klima und Landnutzung für die Regionalisierung von Modellzustandsgrößen. 23/2002 UFZ, Leipzig.
- DVWK [HRSG.] (1999): Diffuse Entries in Rivers of the Oder Basin. Bonn.
- DWD - DEUTSCHER WETTERDIENST (2001): Tägliche Wetteraufzeichnungen (Datentabelle, unveröffentlicht). Offenbach.
- DYCK, S. & PESCHKE, G. (1995): Grundlagen der Hydrologie, 3. Verlag für Bauwesen, Berlin.
- EISELE, M. & LEIBUNDGUT, C. (2002): Modelling nitrogen dynamics for a mesoscale catchment using a minimum information requirement (MIR) concept. Hydrological Sciences Journal 47 [5], S. 753-768.

- ENGEL, T. & PRIESACH, E. (1993): Expert-N, a building-block system of nitrogen models as resource for advice, research, water management and policy. In: EIJSACKERS, H. J. P. & HAMERS, T. [HRSG.]: Integrated Soil and Sediment Research: A Basis for Proper Protection. S. 503-507 Kluwer Academic Publishers, Dodrecht, Netherlands.
- ERHARD, M. (1999): Wachstum von Kiefern-Ökosystemen in Abhängigkeit von Klima und Stoffeintrag - Eine regionale Fallstudie auf Landschaftsebene. Universität Potsdam.
- EU - EUROPEAN UNION (1986): Richtlinie 86/278/EWG des Rates über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft. Brüssel.
- EU - EUROPEAN UNION (1991a): Richtlinie des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (91/676/EWG). Brüssel.
- EU - EUROPEAN UNION (1991b): Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 des Rates vom 24. Juni 1991 über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel. Brüssel.
- EU - EUROPEAN UNION (1992): EU-Verordnung 2078/92 für umweltgerechte und den natürlichen Lebensraum schützende landwirtschaftliche Produktionsverfahren. Brüssel.
- EU - EUROPEAN UNION (2000): Directive 2000/60/EU of the European Parliament and the Council of establishing a Framework for Community action in the field of water policy. Brussels.
- EUROSTAT (1987): Handbuch zur landwirtschaftlichen und forstwirtschaftlichen Gesamtrechnung. Luxemburg.
- EUROSTAT (2003): New Cronos (Datenbank). Luxemburg.
- FAIRCHILD, D. HRSG. (1987): Ground water quality and agricultural practices. Lewis Publishers, Chelsea, USA.
- FORSMAN, A., GROMVALL, A., SCHOLTES, J. & WITGREN, H. B. (2001): Generic structures of decision support systems for evaluation of policies to reduce nitrogen inputs to water. Physics and Chemistry of the Earth.
- FÖHSE, D. & FEHR, G. (1999): Bilanzierung von Nährstoffeinträgen in Fließgewässer für Bewirtschaftungspläne gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Wasser und Abwasser, S. 14-20.
- FRANKO, U., OELSCHLÄGEL, B. & SCHENK, S. (1995): Simulation of temperature-, water- and nitrogen dynamics using the model CANDY. Ecological Modelling 81, S. 213-222.

- FRANKO, U. (1996): Simulation of carbon and nitrogen dynamics in rural areas. *Landbauforschung Völkenrode* 46 [3], S. 114-120.
- FRANKO, U. & SCHENK, S. (2000): Einfluss der Bewirtschaftung auf den C-N-Kreislauf im Boden und den N-Austrag in die Umwelt. *UFZ-Bericht* 28/2000, Leipzig.
- FRANKO, U. & MIRSCHEL, W. (2001): Integration of a crop growth model with a model of soil dynamics. *Agronomy Journal* 93 [3], S. 666-670.
- FRANKO, U., SCHMIDT, T. & VOLK, M. (2001): Modellierung des Einflusses von Landnutzungsänderungen auf die Nitratkonzentration im Sickerwasser. In: HORSCH, H., RING, I. & HERZOG, F. [HRSG.]: Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung - Methoden und Instrumente der Entscheidungsfindung und Umsetzung. S. 165-186 Metropolis-Verlag, Marburg.
- FREDE, H.-G. & DABBERT, S. (1998): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. ecomed Verlag, Landsberg.
- GEBEL, M. (2000): Entwicklung und Anwendung des Modells N-BILANZ zur Quantifizierung von Stickstoffeinträgen in mesoskaligen Flusseinzugsgebieten. [6] *Dresdener Geographische Beiträge*. Dresden.
- GELLERT, W., KÜSTNER, H., HELLWICH, M. & KÄSTNER, H. (1967): *Mathematik - Kleine Enzyklopädie*. 2 VEB Bibliographisches Institut, Leipzig.
- GLUGLA, G. & FÜRTIG, G. (1997): Dokumentation zur Anwendung des Rechenprogramms ABIMO, unveröffentlichtes Manuskript. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Berlin.
- GOESSLER, R. (2002): *Ökomarkt Jahrbuch 2002, Verkaufspreise im Ökologischen Landbau*. ZMP Zentrale Markt- und Preisberichtsstelle GmbH, Bonn.
- GÖMANN, H., KREINS, P., KUNKEL, R. & WENDLAND, F. (2003): Kopplung agrarökonomischer und hydrologischer Modelle. *Agrarwirtschaft* 52 [4], S. 195-203.
- GUNDERSEN, P. (1995): Nitrogen deposition and leaching in European forests - Preliminary results from a data compilation. *Water, Air and Soil Pollution* 85, S. 1179-1184.
- HABERLANDT, U., KRYSANOVA, V. & BARDOSSY, A. (2002): Assessment of nitrogen leaching from arable land in large river basins Part II: regionalisation using fuzzy rule based modelling. *Ecological Modelling* 150 [3], S. 277-294.
- HANSEN, S., THORSEN, M., PEBESMA, E. J., KLEESCHULTE, S. & SVENDSEN, H. (1999): Uncertainty in simulated nitrate leaching due to uncertainty in input data. A case study. *Soil Use and Management* 15 [3], S. 167-175.

- HANSEN, S., THIRUP, C., REFSGAARD, J. C. & JENSEN, L. S. (2001): Modelling Nitrate Leaching at Different Scales - Application of the DAISY Model. In: SHAFFER, M. J., MA, L. & HANSEN, S. [HRSG.]: Modelling Carbon and Nitrogen Dynamics for Soil Management. S. 511-548 Lewis Publishers, Boca Raton.
- HARTUNG, J. (1991): Statistik. Oldenburg Verlag, München.
- HARTUNG, J., ELPELT, B. & KLÖSENER, K.-H. (2002): Lehr- und Handbuch der angewandten Statistik. 13, Oldenbourg, München.
- HÄNSEL, M. (1999): Bericht zum Stand und zur Entwicklung des ökologischen Landbaus in Sachsen 1998. Leipzig.
- HENGSDIJK, H. & VAN ITTERSUM, M. K. (2001): A goal-oriented approach to identify and engineer land use systems for future-oriented studies. Agricultural Systems.
- HENRICHSMEYER, W., ISERMEYER, F., CYPRIS, C., LÖHE, W., MEUDT, M., SANDER, R., V.SOTHEN, F., SCHEFSKI, A. & SCHLEEF, K.-H. (1996): Entwicklung des Gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS96. Bonn und Braunschweig-Völkenrode.
- HERZOG, F. & KUNZE, J. (1999): Erfassung von Parametern des Landschaftswasserhaushaltes. In: HORSCH, H. & RING, I. [HRSG.]: Naturressourcenschutz und wirtschaftliche Entwicklung, Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Elbeeinzugsgebiet. S. 89-108 UFZ-Bericht. Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Leipzig.
- HERZOG, F., HORSCH, H. & SCHMIDT, T. (2001): Flächenanteile der Landbewirtschaftungsformen. In: HORSCH, H. & RING, I. [HRSG.]: Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung - Methoden und Instrumente der Entscheidungsfindung und Umsetzung. S. 165-186 Metropolis-Verlag für Ökonomie, Gesellschaft und Politik GmbH, Marburg.
- HEYN, J., SCHAUMBERG, G. & DEISENROTH, G. (2002): Leitfaden zur Umsetzung der Düngeverordnung in Hessen. Hessisches Dienstleistungszentrum für Landwirtschaft, Gartenbau und Naturschutz, Kassel.
- HORSCH, H., HERZOG, F. & SCHMIDT, T. (2001a): Intensitätsgrad der Landbewirtschaftung. In: HORSCH, H., MESSNER, F. & VOLK, M. [HRSG.]: Integriertes Bewertungsverfahren und seine beispielhafte Anwendung im Torgauer Raum. 24, S. 36-43 UFZ-Bericht. Leipzig.
- HORSCH, H., RING, I. & HERZOG, F. (2001b): Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung. Methoden und Instrumente der Entscheidungsfindung und -umsetzung. Metropolis, Marburg.

- HORSCH, H. & RING, I. (2001c): Naturressourcenschutz und wirtschaftliche Entwicklung. Nutzungskonflikte und Lösungskonzepte. In: HORSCH, H., RING, I. & HERZOG, F. [HRSG.]: Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung. Methoden und Instrumente der Entscheidungsfindung und -umsetzung. S. 13-30 Metropolis, Marburg.
- HORSCH, H., MESSNER, F. & VOLK, M. (2001d): Integriertes Bewertungsverfahren und seine beispielhafte Anwendung im Torgauer Raum. 24/2001 UFZ Leipzig-Halle GmbH, Leipzig.
- HORSCH, H. & GEYLER, S. (2001e): Umsatz- und Beschäftigungseffekte in der Landwirtschaft. In: HORSCH, H., MESSNER, F. & VOLK, M. [HRSG.]: Integriertes Bewertungsverfahren und seine beispielhafte Anwendung im Torgauer Raum. 24, S. 197-206 UFZ-Bericht. Leipzig.
- HÜLSBERGEN, K.-J., ABRAHAM, J., WERNER, S. & GENSEL, G. (2001): Das Modell REPRO, Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebssysteme.
- HÜLSBERGEN, K.-J. (2003): Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Berichte aus der Agrarwissenschaft. Shaker, Aachen.
- HYDRO AGRI (1993): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. 12, Landwirtschaftsverlag, Dülmen.
- INSTITUT FÜR ANGEWANDTE VERBRAUCHERFORSCHUNG (2001): Verbraucherverhalten beim Lebensmittelkauf. Köln.
- ISERMEYER, F., KLEINHANß, W., MANEGOLD, D., MEHL, P., NIEBERG, H., OFFERMANN, F., OSTERBURG, B., SCHRADER, H. & SEIFERT, K. (1999): Auswirkungen der Beschlüsse zur Agenda 2000 auf die deutsche Land- und Forstwirtschaft. Antworten auf den Fragenkatalog anlässlich der öffentlichen Anhörung des Ernährungsausschusses des Deutschen Bundestages am 16.06.1999. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig.
- JARVIS, S. C. & PAIN, B. F. (1997): Gasous nitrogen emissions from grassland. CAB International, Wallingford.
- JAWORSKI, A. & LINKER, L. C. (1990): Uncertainties in Nitrogen Mass Loadings in Coastal Watersheds. A new perspective in the Chesapeake System: A Research and Management Partnership. Proceedings of a Conference, 4-6 December 1990. Baltimore, MD.
- JÄNICKE, H. (2001): N-Düngung auf dem Grünland - viele Möglichkeiten gezielt zu düngen. Institut für Tierproduktion, Dummerstorf.
- JOHANSSON, H., LARSSON, M., MARTENSSON, K. & HOFFMANN, M. (2002): SoilNDB: a decision support tool for assessing nitrogen leaching losses from arable land. Environmental Modelling & Software 17, S. 505-517.

- KAHNT, G. (1986): Biologischer Pflanzenbau - Möglichkeiten und Grenzen biologischer Anbausysteme. Ulmer, Stuttgart.
- KÄCHELE, H. & ZANDER, P. (1998): MODAM – Ein Entscheidungshilfesystem im Konfliktfeld zwischen Landwirtschaft und Naturschutz. In: FORSCHUNGSGESELLSCHAFT FÜR AGRARPOLITIK UND AGRARSOZIOLOGIE [HRSG.]: Landnutzung und Umwelt unter den Bedingungen einer reformierten EU-Agrarpolitik – Instrumente zu einer verbesserten Wirkungsanalyse. S. 93-112 Bonn.
- KERSEBAUM, K. C. & BEBLIK, A. (2001): Performance of a nitrogen dynamics model applied to evaluate agricultural management practices. In: SHAFFER, M. J., MA, L. & HANSEN, S. [HRSG.]: Modeling carbon and nitrogen dynamics for soil management. Lewis Publishers Press, Boca Raton, FL, USA.
- KINDLER, R. (1992): Ertragsschätzung in den neuen Bundesländern. [1] Verlag Pflug und Feder, Berlin.
- KLAUER, B., MESSNER, F. & HERZOG, F. (1999): Szenarien für Landnutzungsänderungen im Torgauer Raum. In: HORSCH, H. & RING, I. [HRSG.]: 16/1999, S. 77-88 UFZ-Bericht. UFZ Leipzig-Halle GmbH, Leipzig.
- KLAUER, B., MESSNER, F. & HERZOG, F. (2001a): Die Ableitung von Bewertungskriterien. In: HORSCH, H., RING, I. & HERZOG, F. [HRSG.]: Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung. Methoden und Instrumente der Entscheidungsfindung und -umsetzung. S. 131-144 Metropolis, Marburg.
- KLAUER, B., MESSNER, F., DRECHSLER, M. & HORSCH, H. (2001b): Das Konzept des integrierten Bewertungsverfahrens. In: HORSCH, H., RING, I. & HERZOG, F. [HRSG.]: Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung. Methoden und Instrumente der Entscheidungsfindung und -umsetzung. S. 75-96 Metropolis, Marburg.
- KOEPKE, V. (1989): Bodenwasserregulierung. FZB, Münchenberg.
- KOLBE, H. (1998): Vorfruchteignung der Kulturarten im ökologischen Landbau (Informationsschrift). Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Leipzig.
- KOLBE, H. (2001): Stickstoff und Landnutzung. Landesanstalt für Landwirtschaft Sachsen, Leipzig.
- KOM - KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (1999): Landwirtschaft, Umwelt, ländliche Entwicklung: Zahlen und Fakten - Herausforderungen für die Landwirtschaft. Brüssel.
- KOM - KOMMISSION DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (2002): Bericht der Kommission an den Rat - Analyse der 'offenen Liste' umweltspezifischer Leitindikatoren. 524 (endgültig) Brüssel.
- KÖNNECKE, G. (1967): Fruchtfolgen. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin.

- KRATZSCH, G. & ORZESSEK, D. (2002): Anbausysteme im Vergleich. Neue Landwirtschaft 4, S. 34-36.
- KRÖNERT, R., FRANKO, U., HAFERKORN, U. & HÜLSBERGEN, K.-J. (2000): Gebietswasser- und Stoffhaushalt in der Lößregion des Elbegebiets als Grundlage für die Durchsetzung einer nachhaltigen Landnutzung. S. 91-95 Statusseminar Elbe-Ökologie, Berlin, 2.-5.11.1999. Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, Berlin.
- KRUSKAL, W. H. & WALLIS, W. A. (1952): Use of ranks in one-criterion variance analysis. J. Amer. Stat. Ass. [47], S. 583-621, Alexandria, USA.
- KRYSANOVA, V., MEINER, A., ROOSAARE, J. & VASILYEV, A. (1989): Simulation modelling of the coastal waters pollution from agricultural watershed. Ecological Modelling 49, S. 7-29.
- KRYSANOVA, V. & HABERLANDT, U. (2002): Assessment of nitrogen leaching from arable land in large river basins Part I. Simulation experiments using a process-based model. Ecological Modelling 150 [3], S. 255-275.
- KTBL (2000): Taschenbuch Landwirtschaft 2000/01. Darmstadt.
- KTBL (2001a): Betriebsplanung Landwirtschaft 2001/2002. Darmstadt.
- KTBL (2001b): Bewirtschaftung großer Schläge. Darmstadt.
- KTBL (2002): Standarddeckungsbeiträge 2001/2002. Darmstadt.
- KUNDLER, P. (1989): Erhöhung der Bodenfruchtbarkeit. 1 Dt. Landwirtschaftsverlag, Berlin.
- KUNTZSCH, E. (2003): Lehrmaterial zur Fruchtfolge (Internet: <http://www.landw.uni-halle.de/lfak/inst/iap/fruchtf.html>). Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg - Landwirtschaftliche Fakultät - Institut für Acker- und Pflanzenbau, Halle.
- KÜBLER, W. & HÜPPE, R. (1985): What level of nitrates intakes is tolerable in man?
- LAWA - LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (2003): Handlungskonzept zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie.
- LEWIS, K. A. & BARDON, K. S. (1998): A computer-based informal environmental management system for agriculture. Environmental Modelling & Software 13, S. 123-137.
- LGG - LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT UND GARTENBAU SACHSEN-ANHALT (2002): Richtwerte für eine gute fachliche Praxis beim Düngen im Rahmen einer ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung. Bernburg.
- LIEBEROTH, I. (1982): Bodenkunde. Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin.

- LLG - LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT UND GARTENBAU SACHSEN-ANHALT (2002a): Richtlinie zur Förderung einer markt- und standortangepassten Landbewirtschaftung vom 11.04.2002. S. 722, MBI.LSA.
- LLG - LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT UND GARTENBAU SACHSEN-ANHALT (2002b): Nährstoffanfall aus tierischer Produktion. Bernburg.
- LORD, E. I. (1992): Modelling of nitrate leaching: Nitrate Sensitive Areas. *Aspects of Applied Biology* 30, S. 19-28.
- LORD, E. I. & ANTHONY, S. G. (2000): MAGPIE: A modelling framework for evaluating nitrate losses at national and catchment scales. *Soil Use and Management* 16, S. 167-174.
- LUFA (2001): Allgemeine Hinweise zur Interpretation der Düngungsempfehlungen nach dem SBA-System. In: LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT UND GARTENBAU SACHSEN-ANHALT [HRSG.]: 4/01 Bernburg.
- MANEGOLD, D. (2000): Aspekte gemeinsamer Agrarpolitik. *Agrarwirtschaft* 49 [1], S. 2-14 Deutscher Fachverlag, Frankfurt am Main.
- MEIßNER, R., SEEGER, J. & RUPP, H. (1998): Lysimeter studies in East Germany concerning the influence of set aside of intensively farmed land on the seepage water quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 67, S. 161-173.
- MEIßNER, R., RUPP, H. & SEEGER, J. (2001): Sickerwassermonitoring mit Hilfe von Lysimetern unterschiedlicher Bauart. *Zbl. Geol. Paläont.* 1 [1/2], S. 33-50.
- MEIßNER, R. (2002): Diffuse Stoffeinträge in die Gewässer. Vortragsmanuskript, 3. Bodentage am 10./11. Juni 2002, in Hannover-Lehrte. Gemeinschaftstagung ATV-DVWK, Bundesverband Boden (BVB) und Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft (DBG), Hannover.
- MEIßNER, R. & SEEGER, J. (2002): Ergebnisse eines 10-jährigen Grünland-Lysimeterversuch in Falkenberg (unveröffentlicht).
- MEIßNER, R. HRSG. (2000): Quantifizierung von diffusen Stoffausträgen aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung in den Einzugsgebieten von Oka und Elbe. *UFZ-Bericht* 13/2000. Leipzig.
- MENGE, M. & DITTRICH, J. (1997): Ergebnisse zur Wirksamkeit des Programms 'Umweltgerechte Landwirtschaft' in Sachsen. *Infodienst* 8, S. 50-56 Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Leipzig.
- MENGE, M. & WALLBAUM, C. (1999): Ergebnisse zur Wirksamkeit des Programms 'Umweltgerechte Landwirtschaft' in Sachsen. *Infodienst* 10, S. 33-39, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Leipzig.

- MERTENS, M. & HUWE, B. (2002): FuN-Balance: a fuzzy balance approach for the calculation of nitrate leaching with incorporation of data imprecision. *Geoderma* 109 [3-4], S. 269-287.
- MESSNER, F., KLAUER, B., HORSCH, H., GEYLER, S., VOLK, M. & HERZOG, F. (2001): Ableitung von Szenarien für Entscheidungsanalysen: Methodik und beispielhafte Anwendung. In: HORSCH, H., RING, I. & HERZOG, F. [HRSG.]: Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung. Methoden und Instrumente der Entscheidungsfindung und -umsetzung. S. 99-130 Metropolis, Marburg.
- MESSNER, F. & GEYLER, S. (2001): Die Nutzen-Kosten-Analyse von Landnutzungsänderungen im Torgauer Raum: Ergebnisse und Interpretation. In: HORSCH, H., RING, I. & HERZOG, F. [HRSG.]: Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung. Methoden und Instrumente der Entscheidungsfindung und -umsetzung. S. 235-268 Metropolis, Marburg.
- MESSNER, F. (2002): Integrierte hydrologisch-ökonomische Bewertung der Szenarien. GLOWA-Elbe-Statuskonferenz, 05. Dezember 2002. Potsdam.
- MIRSCHER, W. & FÖRKEL, H. (1995): Wachstumsmodell für Zuckerrüben unter Berücksichtigung von Wasserstress (AGROSIM-ZR). 24, S. 133-154 Zalf-Bericht. Münchenberg.
- MOLNAR, T., KLEEBERG, H.-B. & JASPER, K. (1996): ASGi - ein GIS-gestütztes hydrologisches Modellsystem. In: MANDL, P. [HRSG.]: Modellierung und Simulation räumlicher Systeme mit Geographischen Informationssystemen. Klagenfurt.
- OECD (1998): Report of the OECD Workshop on Agri-Environmental Indicators, York, September 1998. Paris.
- OELSCHLÄGEL, B. (1992): Zur Anwendung eines Wettergenerators bei der Modellierung von Bodenprozessen. Tagungsbericht zum Symposium Dauerversuche und Nährstoffdynamik, S. 131-140 Leipzig.
- PARRY, M., ROSENZWEIG, C., IGLESIAS, A., FISCHER, G. & LIVERMORE, M. (1999): Climate change and world food security: a new assessment. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 9, S. 51-67
- PARTON, W. J., STEWART, W. B. & COLE, C. V. (1988): Dynamics of C, N, P and S in grassland soils: a model. *Biogeochemistry*, S. 109-131.
- PETERSEN, V. (2001): Standorte, Rahmendaten und Strukturen. Sonderdruck aus der Kartei des RKL 4,0. Rendsburg.
- PIEHLER, H. (1990): Modellkonzept zur Gefährdungsabschätzung der Trinkwassergewinnung in Wasserschutzgebieten durch Nitrat : eine Fallstudie am Beispiel des Wasserwerks Holdorf. Schriften zur angewandten Systemforschung. Münster.

- PIORR, A. & WERNER, W. (1998): Nachhaltige landwirtschaftliche Produktionssysteme im Vergleich. Bewertung anhand von Umweltindikatoren. [28] agrarspectrum. Dachverband Agrarforschung, Frankfurt am Main.
- PIORR, H.-P. (1998): Zur Entwicklung eines Rahmenwerkes von Indikatoren zur Analyse von Agrarlandschaften. Bornimer Agrartechnische Berichte 21, S. 70-76.
- PRASUHN, V. (1999): Phosphor- und Stickstoff aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet des Bodensees 1996/97. 51 Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Reichenau.
- PRIEBE, R. (2002): Wie aktuell sind Milchviehweiden? In: LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT BRANDENBURG [HRSG.]: Paulinenaue.
- PRINS, W. H., DILZ, K. & NEETESON, J. J. (1988): Current recommendations for nitrogen fertilization within the EEC in relation to nitrate leaching. Proceedings of the Fertilizer Society 276, S. 27ff.
- RAWLS, W. J., BRAKENSIEK, D. L. & SAXTON, K. E. (1982): Estimation of soil water properties. Trans.ASAE 108, S. 1316-1320.
- REICHE, E.-W. (1994): Modelling water and nitrogen dynamics on catchment scale. Ecological Modelling 75/76, S. 371-384.
- RICHTER, G. M., SCHMIDT, T. G. & FRANKO, U. (2003): Using long-term experiments to evaluate models for assessing climatic impacts on future crop production. [(in Vorbereitung)]
- RIPPIN, M., KASBOHM, A., BEHR, H.-C. & ELLINGER, W. (2002): Verkaufspreise im ökologischen Landbau Ökomarkt Jahrbuch 2002. 1 [40] ZMP, Bonn.
- RODE, M. (2001): Neue Ansätze für das integrierte Flussgebietsmanagement – Das UFZ Verbundprojekt am Beispiel des Saale-Einzugsgebietes. Forum Geoökologie 12 [3].
- RODE, M. (2003): Integriertes Flussgebietsmanagement am Beispiel der Saale - Projekt-Homepage (<http://www.ufz.de/spb/fluss/index.html>). Leipzig.
- ROSCHE, O. (1999): Feldebodenkundliche Untersuchungen von Böden ackerbaulich genutzter Flächen bei Torgau. (unveröffentlicht), Halle.
- ROST, D. & HEINRICH, J. (2002): Einfluss der Bewirtschaftungsszenarien auf das Einkommen der Landwirte. In: MÜHLE, H. [HRSG.]: Dauerhaft umweltgerechte Landwirtschaft - Kenntnisstand, Instrumente, Forschungsbedarf. Leipzig.
- RUSSOW, R. W. B., BÖHME, F. & NEUE, H.-U (2001): A New Approach to Determine the Total Airborne N Input into the Soil/Plant System Using ¹⁵N Isotope Dilution (ITNI): Results for Agricultural Areas in Central Germany. The Scientific World Journal 1 (s2), S. 255-260.

- RÜHLMANN, J. (1998): Calculation of particle density of soils based on the mixture relation of organic and mineral soil components. (unveröffentlicht).
- SACHS, L. (1992): *Angewandte Statistik, Anwendung statistischer Methoden*. 7 Springer-Verlag, Berlin.
- SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (1999a): *Datensammlung - Deckungsbeiträge Pflanzen- und Tierproduktion im Freistaat Sachsen*. Leipzig.
- SÄCHSISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (1999b): *Datensammlung für betriebswirtschaftliche Planungsunterlagen*. Leipzig.
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (1981): *Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung 1:25.000 (MMK 25)*. Dresden.
- SCHILS, R. L. M., VELLINGA, TH. V. & KRAAK, T. (1999): Dry-matter yield and herbage quality of a perennial ryegrass/white clover sward in a rotational grazing and cutting system. *Grass & Forage Science* 54 [1], S. 19-29.
- SCHLÄPFER, F. & ERICKSON, J. D. (2001): A biotic control perspective on nitrate contamination of groundwater from agricultural production. *Agricultural and Resource Economics Review* 30, S. 113-126.
- SCHLEYER, A. (1995): ATKIS-Konzeption, Situation, Perspektiven. *Mitteilungen des DVW Landesvereins Baden-Württemberg* 42 [2], S. 5-23.
- SCHMIDT, R. & DIEMANN, R. HRSG. (1991): *Erläuterungen zur Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK)*. Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit, Müncheberg.
- SCHMIDT, T. & GEYLER, S. (2001a): Abschätzung ökonomischer Standarddaten für die Landbewirtschaftung. In: HORSCH, H., MESSNER, F. & VOLK, M. [HRSG.]: *Integriertes Bewertungsverfahren und seine beispielhafte Anwendung im Torgauer Raum*. 24, S. 173-196 UFZ-Bericht. Leipzig.
- SCHMIDT, T., VOLK, M. & NEUBERT, M. (2001b): Nitratkonzentration im Sickerwasser. In: HORSCH, H., MESSNER, F. & VOLK, M. [HRSG.]: *Integriertes Bewertungsverfahren und seine beispielhafte Anwendung im Torgauer Raum*. 24, S. 130-142 UFZ-Bericht. Leipzig.
- SCHOLEFIELD, D., LOCKYER, D. R., WHITEHEAD, D. C. & TYSON, K. C. (1991): A model to predict transformation and losses of nitrogen in UK pastures grazed by beef cattle. *Plant and Soil* 132, S. 165-177.
- SEEGER, J., MEIßNER, R., RUPP, H. & SCHONERT, P. (1996): *Auswirkungen von Nutzungsänderungen ehemaliger Verwertungsflächen für landwirtschaftliche Abwässer auf den sickerwassergebundenen Stoffaustrag*. S. 121-127 Bericht über die 6. Gumpensteiner Lysimetertagung. Gumpenstein.

- SHAFFER, M. J., HALVORSON, A. D. & PIERCE, F. J. (1991): Nitrate leaching and economic package (NLEAP): Model description and application. In: FOLLETT, R. F., KEENEY, D. R. & CRUSE, R. M. [HRSG.]: Managing Nitrogen for Groundwater Quality and Farm Profitability. S. 285-322, Madison, USA.
- SIEBER, N., SEBASTIAN, H.-J. & ZEIDLER, G. (1990): Grundlagen der Mathematik, Abbildungen, Funktionen, Folgen. 9 [1] Teubner, Leipzig.
- SMUL - SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (1994): Sächsische Schutz- und Ausgleichsverordnung (Sächs-SchAVO) vom 30. Juni 1994. Dresden.
- SMUL - SÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (1999a): Infodienst 10/99. Dresden.
- SMUL - SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (1999b): Richtlinie - Umweltgerechte Landwirtschaft im Freistaat Sachsen.
- SMUL - SÄCHSISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND LANDWIRTSCHAFT (1999): Sächsischer Agrarbericht 1998. Dresden.
- SOMMER, M. (1999): Aussagegenauigkeit und Auflösung des Modells. In: DABBERT, S., HERRMANN, S., KAULE, G. & SOMMER, M. [HRSG.]: Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung · Methodik, Anwendung und Übertragbarkeit am Beispiel von Agrarlandschaften. [7.3.1], S. 209-211 Springer Verlag, Stuttgart.
- SOMMER, U. (2000): Markt für Zucker. Agrarwirtschaft 49 [1], S. 30-35 Deutscher Fachverlag, Frankfurt am Main.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (1996a): Daten zur Bodenbedeckung, CORINE Land Cover. Wiesbaden.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (1996b): Statistisches Jahrbuch für die Bundesrepublik Deutschland. Wiesbaden.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (1998): Statistisches Jahrbuch für die Bundesrepublik Deutschland. Wiesbaden.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2002): Statistik regional 2002 - CD-ROM. Wiesbaden.
- STATISTISCHES LANDESAMT DES FREISTAATES SACHSEN (1999): Statistische Berichte - Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Dresden.
- STATISTISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT (2002a): Statistische Berichte: Land- und Forstwirtschaft. Halle.
- STATISTISCHES LANDESAMT SACHSEN-ANHALT (2002b): Agrarstatistik LSA, mündliche Mitteilung, Fr. Furth, 05.04.2002.

- STRATMANN, R. (2002): ZMP-Marktbilanz Getreide Ölsaaten Futtermittel 2002; Deutschland, Europäische Union, Weltmarkt. ZMP Zentrale Markt- und Preisberichtsstelle GmbH, Bonn.
- THOMPSON, N., BARRIE, I. A. & AYLES, M. (1981): The Meteorological Office Rainfall and Evaporation Calculation System: MORECS. Hydrological Memorandum 45, S. 66-70.
- TMLNU - THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, NATURSCHUTZ UND UMWELT (2000): Programm zur Förderung von umweltgerechter Landwirtschaft, Erhaltung der Kulturlandschaft, Naturschutz und Landschaftspflege in Thüringen (KULAP). Jena.
- TRUNK, W. (1995): Ökonomische Beurteilung von Strategien zur Vermeidung von Schadgasemissionen bei der Milcherzeugung. Schriftenreihe Studien zur Agrarökologie 15 Kovac, Hamburg.
- UHLMANN, F. (2000): Die Märkte für Getreide, Ölsaaten und Kartoffeln. Agrarwirtschaft 49 [1], S. 14-30 Deutscher Fachverlag, Frankfurt am Main.
- UTHEMANN, H. (1996): Möglichkeiten der Einbeziehung des Simulationsmodells CANDY in Betriebliche Entscheidungsprozesse des Düngungsmanagements. (Diplomarbeit).
- VOLK, M. & BANNHOLZER, M. (1999): Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf den Gebietswasserhaushalt: Anwendungsmöglichkeiten des Modells „ABIMO“ für regionale Szenarien. Geoökodynamik 20 [3], S. 193-210.
- VOLK, M., FRANKO, U., HERZOG, F., SCHMIDT, T. & NEUBERT, M. (2000): Modellierung des Einflusses von Landnutzungsänderungen auf die Grundwasserquantität und -qualität am Beispiel des Torgauer Raumes. Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung: Methoden und Instrumente der Entscheidungsfindung und -umsetzung, Interdisziplinäre Tagung, Leipzig, 27.-29.9.2000. 24, S. 36-38 UFZ-Bericht. Horsch, H., Klauer, B., and Ring, I. UFZ Leipzig-Halle GmbH, Leipzig.
- VOLK, M., FRANKO, U., SCHMIDT, T., NEUBERT, M & HERZOG, F. (2001): Modelling the impact of land use changes on the groundwater quantity and quality as a base for multicriteria assessment in a mesoscale watershed. In: MUNZAR, J. [HRSG.]: The 4th Moravian Geographical Conference CONGEO '01, Tisnov (Czech Republik), 10.-14.09.2001. S. 160-168 Nature and society in regional context.
- WALTHER, W., SCHEFFER, B. & TEICHGRÄBER, B. (1985): Ergebnisse langjähriger Lysimeter-, Drän- und Saugkerzenversuche zur Stickstoffauswaschung bei Landbaulich genutzten Böden und Bedeutung für die Belastung des Grundwassers. 40 Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen, TU Braunschweig. Braunschweig.
- WALTHER, W. (1999): Diffuser Stoffeintrag in Böden und Gewässer. B.G.Teubner, Stuttgart.

- WECHSUNG, F. (2003): GLOWA-Elbe - Integrierte Analyse der Auswirkungen des Globalen Wandels auf die Umwelt und die Gesellschaft im Elbegebiet (Informationsbroschüre). Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung e.V., Potsdam.
- WEIGEL, A., RUSSOW, R. W. B., KÖRSCHENS, M. & SCHAECKE, W. (1999): Ermittlung des atmosphärischen N-Eintrages aus Bilanzen von Dauerversuchen und dessen Validierung durch direkte Messungen mit dem ITNI-System am Beispiel des Standortes Bad Lauchstädt. In: MERBACH, W. & KÖRSCHENS, M. [HRSG.]: Internationales Symposium 'Dauerdüngungsversuche als Grundlage für nachhaltige Landnutzung und Quantifizierung von Stickstoffkreisläufen'. [24/99], S. 111-114 UFZ-Bericht. UFZ, Leipzig.
- WEINGARTEN, P. (1995): Das "Regionalisierte Agrar- und Umweltinformationssystem für die Bundesrepublik Deutschland" (RAUMIS). Berichte über Landwirtschaft 73, S. 272-303.
- WENDLAND, F., ALBERT, H., BACH, M. & SCHMIDT, R. (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Springer, Berlin.
- WERNER, W. & WODSACK, H.-P. (1994): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockergesteinsbereich der DDR. Agrarspectrum 22 22.
- WHITEHEAD, D. C. (1995): Grassland Nitrogen. CAB International, Wallingford.
- WTB HANNOVER (2002): Produktinformationen.
- ZMP - ZENTRALE MARKT UND PREISBERICHTSTELLE (2000): Agrarmärkte in Zahlen: Europäische Union. Bonn.

GLOSSAR

Ackerschlag	→ Schlag.
Ackerzahl	Die Ackerzahl ist ein Bewertungsmaßstab für die Qualität eines Ackers. Sie liegt zwischen 10 (schlecht) und 100 (sehr gut), wobei die Ackerzahl 50 etwa halb so viel Ertrag erwarten lässt, wie ein Standort mit der Ackerzahl 100.
Anbauverhältnis	Flächenanteile in Prozent der angebauten Fruchtarten.
Antriebsindikatoren	(driving force indicators) Es handelt sich im weiteren Sinne um Nachhaltigkeits- oder Umweltindikatoren, die ökonomische, soziale, institutionelle oder umweltbezogene Sachverhalte abbilden und die einen bedeutenden Einfluss auf den Stand der Nachhaltigkeit des Entwicklungsprozesses bzw. für die Umwelt haben. Im engeren Sinne sind es signifikante Kenngrößen, die das Ergebnis eines Metamodells beeinflussen.
Arbeitszeitbedarf	Arbeitskraftstunden, die zur Erzeugung tierischer und pflanzlicher Produkte aufgewandt werden müssen.
Betriebsart	unterscheidet zwischen Einzelunternehmen, GbR und juristische Person.
Betriebseinheit	Teilmenge eines landwirtschaftlichen Betriebes, die ein in sich geschlossenes Stoffstrommanagement beschreibt (auf der Ebene eines 1 Hektar großen Ackerschlags).
Betriebsform	ökologisch, integriert, konventionell.
Betriebssystem/-typ	unterscheidet zwischen Marktfrucht- und Futterbaubetrieb.
Einflussgröße	Merkmale, die einen Einfluss auf die Zielgröße einer Untersuchung haben.
Indikator	Der Indikator beschreibt den 'Umstand oder ein Merkmal, das als (beweiskräftiges) Anzeichen oder als Hinweis auf etwas anderes dient' (DUDEN 1982). Der Begriff 'Indikator' stammt von dem lateinischen Wort 'indicare' ab, das übersetzt 'anzeigen' bedeutet. Ein Indikator ist also ein Hilfsmittel, das dem Menschen gewisse Informationen übermittelt (bzw. anzeigt). Im Lexikon wird dies wie folgt beschrieben: Im weitesten Sinne Sammelbezeichnung für Stoffe oder Geräte, die Prozesse irgendetwelcher Art zu verfolgen gestatten, indem sie das Erreichen oder Verlassen eines bestimmten Zustandes signalisieren (Indikation)
integriert	(EDV, ökon.) alle anfallenden Datenverarbeitungsvorgänge eines Unternehmens in einem Arbeitsgang zusammenfassend (ANONYMUS 2002).
Integrierter Landbau	Der integrierte Landbau ist eine Form des konventionellen Landbaus, bei dem die Beeinträchtigung von Boden, Wasser und Luft sowie Flora und Fauna auf ein unvermeidbares Minimum reduziert wird. In diesem Landbausystem steht nicht nur die Erzeugung landwirtschaftli-

cher Produkte im Vordergrund aller Bemühungen, auch die Belange des Natur- und Umweltschutzes und damit des Arten-, Boden- und Gewässerschutzes sowie der Landschaftsgestaltung haben große Bedeutung. Von einer integrierten Produktion kann dann gesprochen werden, wenn möglichst in allen Zweigen der gesamten Betriebsplanung die ökonomischen Ziele mit den jeweiligen standortspezifischen ökologischen Erfordernissen in Einklang gebracht werden können. Im integrierten Landbau nutzt man deshalb alle geeigneten und üblichen standort-, umwelt- und tiergerechten Anbauverfahren bzw. Haltungssysteme, um langfristig sichere Erträge und Leistungen und damit den betriebswirtschaftlichen Erfolg gewährleisten zu können.

Die Erzeugungsregeln im integrierten Landbau orientieren sich an den fachlichen Grundsätzen des integrierten Pflanzenbaus bzw. der artgerechten Tierhaltung.

- Konventioneller Landbau** In der Literatur wird der Begriff konventioneller Landbau recht übereinstimmend wie folgt beschrieben: konventionell = üblich, geläufig, normal. Der konventionelle Landbau umfasst eine breite Spanne von Intensitätsstufen und ist durch den Einsatz ertragssteigernder Produktionsmittel, insbesondere von chemisch-synthetischen Betriebsmitteln als Garanten für den Betriebserfolg, z. B. für Pflanzenschutz und Düngung im Ackerbau und auf dem Grünland, aber auch für die Erhaltung der Gesundheit und Leistungsfähigkeit in der Tierhaltung gekennzeichnet.
- Landbewirtschaftung** Landbewirtschaftung im engeren Sinne umfasst alle Formen einer zielgerichteten Flächenbewirtschaftung unter Beachtung ökonomischer Grundsätze und ökologischer Wirkungen. Hierzu gehören die Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft, der Garten- und Weinbau sowie die vielschichtigen Maßnahmen zur Kulturlandschaftspflege einschließlich der bodengebundenen Tierhaltung.
- Landnutzungsart** Ackerland, Grünland.
- Landwirtschaftliche Bodennutzung** Alle ackerbauliche Standorte und Dauergrünland.
- Lysimeter** Ein mit Boden gefüllter Behälter, der zur Erfassung verschiedener Größen des Wasser- und Stoffflusses (z. B. Infiltration, Abfluss, Evapotranspiration, Stoffaustrag) dient.
- Metamodell** Abstraktion eines Prozessmodells. Es soll dessen Systembeschreibung vereinfacht widerspiegeln bzw. dasselbe Ergebnis mit geringerem Dateninput und ggf. mit größerer Unsicherheit liefern.
- Nettowertschöpfung zu Faktorkosten** (definiert als Nettowertschöpfung zu Herstellungspreisen abzüglich der sonstigen Produktionsabgaben und zuzüglich der sonstigen Subventionen) misst die Entlohnung aller Produktionsfaktoren (Grund und Boden, Kapital und Arbeit) und kann als "Faktoreinkommen in der Landwirtschaft" bezeichnet werden, da sie die Gesamtheit des Wertes darstellt, den eine Einheit durch ihre Produktionstätigkeit erwirtschaftet (EUROSTAT 1987).
- Ökologischer Landbau** Zum Ökologischen Landbau, der als einziges Landbausystem durch die VO (EWG) Nr. 2092/91 (EU 1991B) gesetzlich definiert ist und oft auch als biologischer, organischer oder alternativer Landbau be-

zeichnet wird, gehören alle Formen der Landwirtschaft und Tierhaltung, die folgende gemeinsamen Hauptmerkmale haben: Die maximale Nutzung des betriebseigenen Stoffkreislaufes und der prinzipielle Verzicht auf leicht lösliche und chemisch-synthetische Produktionsmittel.
In der Tierproduktion werden besondere Haltungssysteme vorgeschrieben. Grundphilosophie des Ökologischen Landbaus ist die Betrachtungsweise des Gesamtbetriebes als biologisches System und die besondere Rolle des Kreislaufgedankens.

Orte	sind eindeutig definierte Standorte, bezüglich Boden, Klima und Landnutzungsart.
Rechtsform	generell wird zwischen Einzelunternehmen, d.h. privaten Betrieben mit einem Betriebsleiter, GbR und juristischer Person unterschieden.
Regionalisierung	Übertragung von Einzeldaten oder räumlich begrenzten Informationen auf größere Gebiete.
Relationale Datenbank	Datenbank, die Verknüpfungen zwischen den Datenbeständen ermöglicht.
Schlag	(Synonym: Ackerschlag) beschreibt eine zusammenhängende landwirtschaftlich genutzte Fläche, die mit einer Fruchtart bestellt oder stillgelegt ist und sich aus einem oder mehreren Flurstücke oder Flurstücksteilen zusammensetzt.
Szenario	Eine Kombination von Handlungsoptionen innerhalb eines Entscheidungsrahmens.
Umweltgerechte Landwirtschaft	Der Begriff 'umweltgerechte Landwirtschaft' ist eine politische Aussage zur Programmbestimmung, die inhaltlich die Grundsätze des integrierten Landbaus und/oder des Ökologischen Landbaus zum Ziel hat. Das Förderprogramm 'Umweltgerechte Landwirtschaft' im Freistaat Sachsen (UL) auf Grundlage der VO (EWG) Nr. 2078/92 dient der Umsetzung dieser Zielvorstellung. Quelle: SMUL (1999): Hinweise für eine ordnungsgemäße Landwirtschaft im Freistaat Sachsen. Dresden 1999 (Beratungsunterlage des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft).
Urbane Flächen	Siedlungen, Strassen, baulich beeinflusste Gebiete.

10 ANHANG

Anhang 1: Simulationsmodelle und Bilanzansätze zur Quantifizierung des diffusen Stoffaustrages	151
Anhang 2: Grünlandbewirtschaftung	153
Anhang 3: Modellrechnungen	154
Anhang 4: Unsicherheitsterm 'Bewirtschaftung'	155
Anhang 5: Basistabellen zur Berechnung der Wertschöpfung und des Arbeitszeitbedarfs ...	157
Anhang 6: Fruchtfolgen der virtuellen Betriebseinheiten	171
Anhang 7: Das Datenmodell CANDY-SAALE	175
Anhang 8: Auswertungsmatrix	178
Anhang 9: Ergebnisse des <i>H</i> -Tests	179
Anhang 10: Heterogenität der Bodenparameter	180
Anhang 11: Erträge im konventionellen, integrierten und Ökologischen Landbau (Literaturauswahl)	187
Anhang 12: Veränderliche Kosten	188
Anhang 13: Tabellenbeschreibung des Datenmodells METASAALE	189

Anhang 1: Simulationsmodelle und Bilanzansätze zur Quantifizierung des diffusen Stoffaustrages

MODELL	Bilanz-Modell	Prozess-Modell	Ökonomie	Unsicherheiten	LITERATUR
Agrarlandschaftswandel in Nordostdeutschland		X	X		BORK ET AL. (1995)
AgriFlux		X			BANTON ET AL. (1995)
ASGi		X			MOLNAR ET AL. (1996)
CANDY+GIS		X			FRANKO UND SCHENK (2000)
CENTURY		X			PARTON ET AL. (1988)
ELBE-Ökologie-Verbundprojekt		X		X	KRÖNERT ET AL. (2000)
EMA		X			LEWIS & BARDON (1998)
ExpertN		X			ENGEL & PRIESACK (1993)
DAISY		X			HANSEN ET AL. (2001)
FuN-Balance	X			X	MERTENS & HUWE (2002)
HERMES		X			PC-AGRAR (1994)
Landschaftsmodell Kraichgau	X		X		DABBERT ET AL. (1999)
MAGPIE		X			LORD & ANTONY (2000)
MINERVA / MESO-N		X			BEBLIK (2001)
MODAM		X	X		KÄCHELE & ZANDER (1998)
Modellkonzept zur Gefährdungsabschätzung	X				PHIELER (1990)
MONERIS		X			BEHRENDT ET AL. (1999)
N-BILANZ	X				GEBEL (2000)
Nitratatlas	X				WENDLAND ET AL. (1993)

Fortsetzung:

MODELL	Bilanz- Modell	Prozess- Modell	Ökono- mie	Unsicher- heiten	LITERATUR
NLEAP		X	X		SHAFFER ET AL. (1991)
RAUMIS	X		X		WEINGARTEN (1995)
SOILNDB		X			JOHNSON ET AL. (2002)
Stickstoff- und Phosphoreintrag in die Fließgewässer Deutsch- lands	X				WERNER & WODSACK (1994)
SWAT		X			ARNOLD & ELLEN (1992)
SWIM		X		X	KRYANOVA ET AL. (1989), HABERLAND ET AL. (2002)
MODEST / Diffuse Entries in Rivers of the Odra Basin		X			DANNOWSKI ET AL. (2000)
WASMOD/STOMOD		X			REICHE (1994)

Die Modelldatenbank REM (*Register of Ecological Models*) listet weitere Prozessmodelle für die Simulation ökologischer Systeme (<http://eco.wiz.uni-kassel.de/ecobas.html>).

Anhang 2: Grünlandbewirtschaftung

Tabelle A10.1: Acht verschiedene Nutzungsarten beschreiben das Dauergrünland, wovon je zwei Varianten auf integrierte und ökologische Betriebsformen zutreffen und weitere vier Intensitätsstufen auf die konventionelle Bewirtschaftung, die eine Spanne von 0 bis 3 GV ha⁻¹ aufweist:

Nr.	Bezeichnung	Nutzungsart	Schnitte (S)	Viehbesatz	Weidegang	Düngung*
			[S a ⁻¹]	[GV ha ⁻¹]	[Mon.]	[kg ha ⁻¹ a ⁻¹]
1	Int_0GV	Wiese	4	-	-	min. 180
2	Int_1GV	Weide	1	1	6	min. 40
3	Int_3GV	Weide	1	2	6	min. 40
4	Int_5GV	Weide	1	3	6	min. 40
5	Ext_0GV	Wiese	2	-	-	min. 80
6	Ext_1GV	Weide	-	1	6	min. 40
7	Öko_0GV	Wiese	2	-	-	org. 80
8	Öko_1GV	Weide	-	1	6	org. 40

* Die Düngergaben erfolgten in Anlehnung an Empfehlungen der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern (JÄNICKE 2001).
(min.) steht für mineralische Düngerart und (org.) für organischen Dünger.

Tabelle A10.2: Die Parameter des CANDY-Simulationssystems (vgl. ANONYMUS 1999)

a.) CNDPFLAN

NAME	ART	MODELL	TRNSK	ALGO	STEIL	VEGDAU	NBOK	LNUB	WTMAX	WWG	DBHMAX	BHMAX	MATANF	TEMPANF	BGMAX	DBGMAX	CEWR	FEWR	N_GEHALT	CZEP	ZETB
Gras	5	CANDY_S	1	3	1,5	120	1	0	8	6	65	40	0	30	1	54	80	0	0,45	0,025	0

b.) CNDOPSPA

NAME	OD	K	ETA	CNR	CNR_ALT	TS_GEHALT	C_GEH_TS	MOR
Gras	0	0,2	0,55	35	35	1	0	0

c.) CDYLIVES

ITEM_IX	NAME	C_INP	OD_ID	N_UPT
1	Milchkühe	7,2	47	0,18

Anhang 3: Modellrechnungen

Die Vorgehensweise bei der technischen Umsetzung der Methode wird hier erklärt.

	Software	Anwendung
1	REPRO	Virtuelle Betriebseinheiten erstellen und die Dateien CNDPFLAN, CNDOPSPA, CNDMAS und Betriebscode exportieren.
2	CANDY-SAALE	CDYPFLAN und CDY OPS_PARM von der Datenbank auf ein lokales Laufwerk kopieren
3	COMPARE*	die Dateien erweitern bzw. verändern und wieder in die Datenbank kopieren
4	ARCVIEW	Korrespondierende Geowerte-Dateien erzeugen
5	CANDY-SAALE	Region und Szenario definieren und Simulation auf Netzlaufwerk S:\c_saale vorbereiten
6		Verzeichnis C:\testgis-Verzeichnis erstellen
7		Auf Netzlaufwerk S:\c_saale\ Befehl 'rungis new' ausführen
8	FOXPRO	In der Datei 'gis_lst.dbf' in Spalte 'simend' die Fruchtfolge-Länge anpassen (z. B.: 31.12.2000 >>> 31.12.2003)
9	SIMCONTROL*	gis_list im Netzlaufwerk-Verzeichnis auswählen und starten
10		S:\c_saale\ > gis_lst- und result\erg\res-files kontrollieren
11	RES2SYB*	Ergebnisse in die Datenbank importieren
12	ATTRIBUTE*	Datei 'gis-list' auswählen und Mittelwerte bzw. Summen kalkulieren und eine Auswahl an Ergebnissen als dbase-Datei auf lokales Laufwerk exportieren
13	Statistik-Programm	H-Test und multiple Regressionsanalyse durchführen
14	META	N-Auswaschung kalkulieren (s. Abschnitt 4.2.7.2 und Anhang 4)

* Teilprogramme von CANDY-SAALE.

Anhang 4: Unsicherheitsterm 'Bewirtschaftung'

Das Programm 'META' berechnet alle möglichen (Bewirtschaftungs-) Kombinationen, die aufgrund von unscharfen Daten in einer Region auftreten können. Dabei werden zuerst alle theoretischen Möglichkeiten erzeugt und anschließend mit Angaben aus der Agrarstatistik verglichen.

The screenshot shows the META software interface with several panels:

- Merkmale:** A table with columns 'Merkmal', 'von', 'bis', 'Intervall', 'Mittelwert', and 'delta'. It contains data for 'Vieh' and 'Getreide'.
- Kombinationen:** A table with columns 'Kombi', 'Vieh', and 'Getreide' showing 9 different combinations.
- Orte:** A table with columns 'Ort', 'Bezeichner', 'Gewicht*', and 'Typ (AL/GL)'. It lists 5 locations.
- Loesung:** A table showing results for 'hits' and 'nieten' across 9 locations, with columns for 'M1' and 'M2'.

Buttons for '0_test_bsp', '1_createKtab', '2_Möglichkeiten', '3_createERGtab', '4_export_hits', '5_export_kombib', '6_export_orte', and 'close' are visible.

Die Tabelle *Merkmale* enthält eine Beschreibung der Indikatoren (hier: Viehbestand und Getreideanteil in der Fruchtfolge), die signifikant auf die Zielgröße N-Auswaschung wirken. Dabei wird die mögliche Spannweite der Werte, ein Intervall für die Abstufung der Spannweite und ein Mittelwert (Angabe aus Agrarstatistik) sowie die tolerierte Abweichung zu diesem Mittelwert festgelegt.

Mit dem Button *0_test_bsp* können Beispiele für Zahlenwerte in die Tabellen *Merkmale* und *Orte* eingefügt werden.

1_createKtab erzeugt alle Kombinationen, die aus der Spannweite, dem Intervall und der Anzahl der Indikatoren möglich sind.

Die Auflistung aller *Orte* beschreibt die NRUs mit Flächenanteil und Nutzungstyp.

Der Klick auf Button *2_Möglichkeiten* gibt eine Vorab-Information, wie viele theoretische Möglichkeiten getestet werden.

3_createERGtab berechnet die Lösungen, die in zwei Tabellen (*hits* und *nieten*) hinterlegt werden. Die Nieten sind Rechenergebnisse, die nicht der Agrarstatistik entsprechen. Hits entsprechen den Statistikangaben und werden in die Tabelle *tabhits* übertragen.

Die Buttons *4_export_hits*, *5_expot_komtab* und *6_export_orte* kopieren die entsprechenden Tabellen in eine Datenbank. Dort befindet sich ebenfalls die Parametertabelle der Metamodell. Auf dieser Datenbasis lassen sich mithilfe von Algorithmen (Prozeduren) die entsprechenden N-Auswaschungsraten berechnen.

Anhang 5: Basistabellen zur Berechnung der Wertschöpfung und des Arbeitszeitbedarfs

Das Anwendungsbeispiel 'Kyffhäuserkreis' wurde mithilfe einer EXCEL-Arbeitsmappe erstellt. Die folgenden Tabellen enthalten sämtliche Einzelwerte dieser Berechnung.

Tabelle A5.1: Ergebnis

KYFFHÄUSER- KREIS	Arbeitszeitbedarf			Wertschöpfung		
	[h a ⁻¹]			[€ a ⁻¹]		
Bewirtschaftungsform	konventionell	integriert	ökologisch	konventionell	integriert	ökologisch
Flächenanteil	92,60%	5,20%	2,20%	92,60%	5,20%	2,20%
Tierproduktion	810.677	45.524	23.112	11.363.067	574.289	84.459
Pflanzenproduktion	524.871	26.338	17.466	22.163.326	1.560.339	390.346
gesamt	2.338.421			36.135.825		
	entspricht	34	h ha ⁻¹			
	bei	67.972	ha Gesamtfläche			
	entspricht	1.083	Arbeitskräften			
	bei	2.160	h a ⁻¹			
	entspricht	1,6 AK 100⁻¹ ha⁻¹ LF⁻¹		entspricht	532	€ ha⁻¹
Unsicherheit	von	1,49			442	
	bis	1,70			621	
BACHMANN ET AL. (2001)						
Kyffhäuserkreis		1,7	AK 100 ⁻¹ ha ⁻¹			
BMVEL (2002c)						
Thüringen					583	€ ha ⁻¹

Tabelle A5.2: Erzeugerpreise tierischer Produkte

	konventionell 100 % Erzeugerpreis [€ kg⁻¹]	integriert 100 % Erzeugerpreis [€ kg⁻¹]	ökologisch 150 % Erzeugerpreis [€ kg⁻¹]
Milchkühe			
Milch	0,32	0,32	0,48
Kalb	192,00	192	288
Altkuh	1.217,00	1217	1825,5
Zuchtsauen			
Ferkel	43,00	43	64,5
Altsau	370,00	370	555
Mastschweine			
	1,18	1,18	1,77
Schafe			
Lamm	1,54	1,54	2,31
Wolle	2,08	2,08	3,12
Legehennen			
Eier	0,07	0,07	0,105
Althenne	0,47	0,47	0,705

Tabelle A5.3: Ertrag tierischer Produkte

	konventionell 100 % Ertrag [kg; St. a⁻¹]	integriert 90 % Ertrag [kg; St. a⁻¹]	ökologisch 60 % Ertrag [kg; St. a⁻¹]
Milchkühe			
Milch	4.355,00	3919,50	2351,70
Kalb	0,93	0,84	0,50
Altkuh	0,25	0,23	0,14
Zuchtsauen			
Ferkel	18,00	16,20	9,72
Altsau	0,50	0,45	0,27
Mastschweine			
	267,00	240,30	144,18
Schafe			
Lamm	2,00	1,80	1,08
Lamm	32,00	28,80	17,28
Wolle	3,00	2,70	1,62
Legehennen			
Eier	260,00	234,00	140,40
Althenne	0,83	0,75	0,45

Tabelle A5.4: Variable Kosten TP

	konventionell	integriert	ökologisch
	100 % veränderliche Kosten [€ St⁻¹]	90 % veränderliche Kosten [€ St⁻¹]	120 % veränderliche Kosten [€ St⁻¹]
Milchkühe	790	711	948
Milch			
Kalb			
Altkuh			
Zuchtsauen	269	242,1	322,8
Ferkel			
Altsau			
Mastschweine	269	242,1	322,8
Schafe	28	25,2	33,6
Lamm			
Wolle			
Legehennen	16	14,4	19,2
Eier			
Althenne			

Tabelle A5.5: Arbeitszeitbedarf TP

	konventionell	integriert	ökologisch
	100 % Arbeitszeitbedarf [h Tier⁻¹ a⁻¹]	100 % Arbeitszeitbedarf [h Tier⁻¹ a⁻¹]	120 % Arbeitszeitbedarf [h Tier⁻¹ a⁻¹]
Milchkühe	50,49	50,49	60,59
Milch			
Kalb			
Altkuh			
Zuchtsauen	15,82	15,82	18,98
Ferkel			
Altsau			
Mastschweine	8,88	8,88	10,66
Schafe	11,04	11,04	13,25
Lamm			
Wolle			
Legehennen	0,26	0,26	0,31
Eier			
Althenne			

Tabelle A5.6: Erzeugerpreise pflanzlicher Produkte

	konventionell	konventionell	ökologisch
	100 %	100 %	150 %
	Erzeugerpreis	Erzeugerpreis	Erzeugerpreis
	[€ dt ⁻¹]	[€dt ⁻¹]	[€dt ⁻¹]
W-Weizen	13,10	13,10	19,65
S-Weizen	13,10	13,10	19,65
Roggen	11,70	11,70	17,55
Wintergerste	11,80	11,80	17,7
Sommergerste	13,70	13,70	20,55
Hafer	11,40	11,40	17,1
Triticale	11,50	11,50	17,25
Kartoffeln	11,80	11,80	17,7
Zuckerrüben	5,40	5,40	0
Winterraps	22,70	22,70	0

Tabelle A5.7: Ertrag pflanzlicher Produkte

	konventionell	integriert	ökologisch
	100 %	90 %	60 %
	Ertrag	Ertrag	Ertrag
	[dt ha ⁻¹]	[dt ha ⁻¹]	[dt ha ⁻¹]
W-Weizen	77,10	69,39	46,26
S-Weizen	57,60	51,84	34,56
Roggen	70,00	63	42
Wintergerste	73,20	65,88	43,92
Sommergerste	57,30	51,57	34,38
Hafer	58,40	52,56	35,04
Triticale	66,10	59,49	39,66
Kartoffeln	421,40	379,26	252,84
Zuckerrüben	507,30	456,57	
Winterraps	39,00	35,1	

Tabelle A5.8: Variable Kosten PP

	konventionell 100,00% veränderliche Kosten [€ ha⁻¹]	integriert 90,00% veränderliche Kosten [€ ha⁻¹]	ökologisch 120,00% veränderliche Kosten [€ ha⁻¹]
W-Weizen	616	554	739
S-Weizen	568	511	682
Roggen	714	643	857
Wintergerste	642	577	770
Sommergerste	570	513	684
Hafer	497	447	596
Triticale	607	546	728
Kartoffeln	2.301	2.071	2.762
Zuckerrüben	1.037	933	
Winterraps	785	706	

Tabelle A5.9: Arbeitszeitbedarf PP

	konventionell Arbeitszeitbedarf [h ha⁻¹ a⁻¹]	integriert Arbeitszeitbedarf [h ha⁻¹ a⁻¹]	ökologisch Arbeitszeitbedarf [h ha⁻¹ a⁻¹]
W-Weizen	7,48	6,22	11,93
S-Weizen	6,59	6,25	11,11
Roggen	7,48	6,22	11,93
Wintergerste	7,48	6,22	11,93
Sommergerste	6,59	6,25	11,11
Hafer	6,59	6,25	11,11
Triticale	7,48	6,22	11,93
Kartoffeln	23,34	23,16	21,41
Zuckerrüben	7,53	7,41	
Winterraps	7,50	7,01	
Mais	20,20	19,95	21,98
GL (Weide)	18,05	18,05	18,05
GL (Wiese, 2-3 Schnitte)	23,01	15,40	15,40
GL (Mähweide, 1 Schnitt)	25,72	25,27	25,27
Stillegung (10% des AL)	1,70	1,70	1,70

Tabelle A5.10: Standardwerte und Verhältniszahlen

Lohnkosten	12	[€ h ⁻¹]
Fixkosten		
konventionell	100	[%]
integriert	100	[%]
ökologisch	120	[%]
Ausgleichszahlung		
Thüringen (Flächenanteil-TWSG 30 %)	110	[€ ha ⁻¹]
Flächenanteile je Betriebsform		
konventionell	92,60	[%]
integriert	5,20	[%]
ökologisch	2,20	[%]
Erzeugerpreise		
konventionell	100	[%]
integriert	100	[%]
ökologisch	150	[%]
Veränderliche Kosten		
konventionell	100	[%]
integriert	90	[%]
ökologisch	120	[%]
Arbeitszeitbedarf TP		
konventionell	100	[%]
integriert	100	[%]
ökologisch	120	[%]
AZB für Betriebsführung	13,1	[AKh ha ⁻¹]
Ertrag		
konventionell	100	[%]
integriert	90	[%]
ökologisch	60	[%]

Tabelle A5.11: Ergebnis Tierproduktion (konventionell)

Tierart	Anzahl	Ertrag	Erzeugerpreis	Leistung pro Tier	Leistung gesamt	Veränderliche Kosten je Einheit	Veränderliche Kosten gesamt	Prämienbetrag	Tierprämien	Betriebsergebnis
	[St.]	[kg; St. a ⁻¹]	[€ kg ⁻¹]	[€]	[€]	[€ St ⁻¹]	[€]	[€ St ⁻¹]	[€]	[€]
Milchkühe	4.318			1.876	8.102.222	790	3.411.171		86.359	4.777.410
Milch		4.355	0					0		
Kalb		1	192							
Altkuh		0	1.217					80		
Zuchtsauen	3.973			959	3.809.666	269	1.068.613			2.741.053
Ferkel		18	43							
Altsau		1	370							
Mastschweine	22.111	267	1	315	6.966.300	269	5.947.867			1.018.434
Schafe	20.665	2		56	1.147.299	28	578.609	21	867.914	1.436.604
Lamm		32	2							
Wolle		3	2							
Legehennen	82.429			19	1.532.360	16	1.318.861			213.499
Eier		260	0							
Althenne		1	0							
gesamt	90 %				21.557.848		12.325.121		954.273	10.186.999
GV (nach Agrarstatistik)	100 %				24.046.656		13.748.030		1.064.441	11.363.067

Tabelle A5.12: Ergebnis Tierproduktion (integriert)

Tierart	Anzahl	Ertrag	Erzeugerpreis	Leistung pro Tier	Leistung gesamt	Veränderliche Kosten je Einheit	Veränderliche Kosten gesamt	Prämienbetrag	Tierprämien	Betriebsergebnis
	[St.]	[kg; St. a ⁻¹]	[€ kg ⁻¹]	[€]	[€]	[€ St ⁻¹]	[€]	[€ St ⁻¹]	[€]	[€]
Milchkühe	242			1.689	409.486	711	172.400		4.365	241.450
Milch		3.920	0					0		
Kalb	1	192								
Altkuh	0	1.217						80		
Zuchtsauen	223			863	192.540	242	54.008			138.533
Ferkel		16	43							
Altsau	0	370								
Mastschweine	1.242	240	1	284	352.077	242	300.605			51.472
Schafe	1.160	2	2	50	57.984	25	29.243	21	43.864	72.606
Lamm		29	2							
Wolle		3	2							
Legehennen	4.629			17	77.445	14	66.655			10.790
Eier		234	0							
Althenne		1	0							
gesamt	90 %				1.089.533		622.911		48.229	514.851
GV (nach Agrarstatistik)	100 %				1.215.317		694.825		53.797	574.289

Tabelle A5.13: Ergebnis Tierproduktion (ökologisch)

Tierart	Anzahl	Ertrag	Erzeugerpreis	Leistung pro Tier	Leistung gesamt	Veränderliche Kosten je Einheit	Veränderliche Kosten gesamt	Prämienbetrag	Tierprämien	Betriebsergebnis
	[St.]	[kg; St. a ⁻¹]	[€ kg ⁻¹]	[€]	[€]	[€ St ⁻¹]	[€]	[€ St ⁻¹]	[€]	[€]
Milchkühe	103			1.520	155.920	948	97.252		1.108	59.776
Milch		2.352	0					0		
Kalb		1	288							
Altkuh		0	1.826					80		
Zuchtsauen	94			777	73.313	323	30.466			42.848
Ferkel		10	65							
Altsau		0	555							
Mastschweine	525	144	2	255	134.060	323	169.572			-35.512
Schafe	491	1		45	22.079	34	16.496	21	11.135	16.718
Lamm		17	2							
Wolle		2	3							
Legehennen	1.958			15	29.489	19	37.600			-8.112
Eier		140	0							
Althenne		0	1							
gesamt	90 %				414.861		351.386		12.243	75.718
GV (nach Agrarstatistik)	100 %				462.755		391.952		13.656	84.459

Tabelle A5.14: Ergebnis Pflanzenproduktion (konventionell)

Pflanzenart	Fläche [ha]	Ertrag [dt ha ⁻¹]	Erzeugerpreis [€ dt ⁻¹]	Leistung pro ha [€]	Leistung gesamt [€]	Veränderte Kosten [€ ha ⁻¹]	Veränderte Kosten gesamt [€]	Fixkosten [€]	Flächenzahlung [€ ha ⁻¹]	AUM [€ ha ⁻¹]	Ausgleichszahlung	Flächenprämie [€]	Betriebsergebnis [€]
W-Weizen	19.277	77	13	1.010	19.470.435	616	11.868.816	5.648.298	386	0	33	8.077.259	10.030.580
S-Weizen	1.234	58	13	755	931.397	568	701.216	361.667	386	0	33	517.196	385.710
Roggen	1.342	70	12	819	1.098.913	714	958.673	393.140	386	0	33	562.203	309.303
W-Gerste	6.204	73	12	864	5.358.940	642	3.981.000	1.817.831	386	0	33	2.599.560	2.159.669
S-Gerste	5.200	57	14	785	4.082.379	570	2.962.690	1.523.722	386	0	33	2.178.974	1.774.941
Hafer	371	58	11	666	247.214	497	184.504	108.799	386	0	33	155.586	109.497
Triticale	1.061	66	12	760	806.668	607	643.674	310.930	386	0	33	444.641	296.705
Kartoffeln	219	421	12	4.973	1.091.279	2.301	505.082	64.302	0	0	33	7.242	529.137
Zuckerrüben	1.781	507	5	2.739	4.878.080	1.037	1.846.476	521.745	0	0	33	58.763	2.568.622
Winterraps	8.390	39	23	885	7.428.097	785	6.582.551	2.458.412	405	0	33	3.675.033	2.062.167
Silomais	1.956							573.024	386	0	33	819.443	246.420
Weide	1.071							313.915	0	0	33	35.356	-278.559
Wiese	1.018							298.178	0	0	33	33.583	-264.595
Mähweide	1.973							578.179	0	0	33	65.119	-513.060
Stillegung	6.294							1.844.203	386	0	33	2.637.273	793.070
Gesamt 90 %	57.394				45.393.402		30.234.683					21.867.231	20.209.607
LF 100 %	62.942				49.781.710		33.157.555					23.981.198	22.163.326

Tabelle A5.15: Ergebnis Pflanzenproduktion (integriert)

Pflanzenart	Fläche [ha]	Ertrag [dt ha ⁻¹]	Erzeugerpreis [€ dt ⁻¹]	Leistung pro ha [€]	Leistung gesamt [€]	Veränderliche Kosten [€ ha ⁻¹]	Veränderliche Kosten gesamt [€]	Fixkosten [€]	Flächenzahlung [€ ha ⁻¹]	AUM [€ ha ⁻¹]	Ausgleichszahlung	Flächenprämie [€]	Betriebsergebnis [€]
W.-Weizen	1.083	69	13	909	984.035	554	599.849	317.183	386	130	33	594.312	661.315
S.-Weizen	69	52	13	679	47.073	511	35.439	20.310	386	130	33	38.054	29.378
Roggen	75	63	12	737	55.539	643	48.451	22.077	386	130	33	41.366	26.377
W.-Gerste	348	66	12	777	270.841	577	201.200	102.081	386	130	33	191.272	158.831
S.-Gerste	292	52	14	707	206.323	513	149.734	85.565	386	130	33	160.326	131.349
Hafer	21	53	11	599	12.494	447	9.325	6.110	386	130	33	11.448	8.507
Triticale	60	59	12	684	40.769	546	32.531	17.460	386	130	33	32.716	23.493
Kartoffeln	12	379	12	4.475	55.153	2.071	25.527	3.611	0	130	33	2.009	28.024
Zuckerrüben	100	457	5	2.465	246.538	933	93.321	29.299	0	130	33	16.299	140.218
Winterraps	471	35	23	797	375.416	706	332.682	138.053	405	130	33	267.626	172.306
Silomais	110							32.178	386	130	33	60.293	28.115
Weide	60							17.628	0	130	33	9.807	-7.821
Wiese	57							16.744	0	130	33	9.315	-7.429
Mähweide	111							32.468	0	130	33	18.062	-14.406
Stillegung	353							103.562	386	0	33	148.097	44.535
gesamt 90 %	57,39				2.294.181		1.528.060					1.601.003	1.422.793
LF 100%	62,94				2.515.965		1.675.781					1.755.776	1.560.339

Tabelle A5.16: Ergebnis Pflanzenproduktion (ökologisch)

Pflanzenart	Fläche	Ertrag	Erzeugerpreis	Leistung pro ha	Leistung gesamt	Veränderliche Kosten	Veränderliche Kosten gesamt	Fixkosten	Flächenzahl	AUM	Ausgleichszahlung	Flächenprämie	Betriebsergebnis
	[ha]	[dt ha ⁻¹]	[€ dt ⁻¹]	[€]	[€]	[€ ha ⁻¹]	[€]	[€]	[€ ha ⁻¹]	[€ ha ⁻¹]	[€ ha ⁻¹]	[€]	[€]
W-Weizen	557	46	20	909	505.994	739	411.259	195.716	386	150	33	316.730	215.749
S-Weizen	36	35	20	679	24.205	682	24.297	12.532	386	150	33	20.281	7.656
Roggen	39	42	18	737	28.558	857	33.218	13.622	386	150	33	22.045	3.763
W-Gerste	179	44	18	777	139.267	770	137.943	62.989	386	150	33	101.935	40.271
S-Gerste	150	34	21	707	106.092	684	102.658	52.798	386	150	33	85.443	36.079
Hafer	11	35	17	599	6.425	596	6.393	3.770	386	150	33	6.101	2.362
Triticale	31	40	17	684	20.964	728	22.304	10.774	386	150	33	17.436	5.322
Kartoffeln	6	253	18	4.475	28.360	2.762	17.501	2.228	0	150	33	1.160	9.790
Zuckerrüben	0	0	0	0	0	0	0	0	0	150	33	0	0
Winterraps	0	0	0	0	0	0	0	0	405	150	33	0	0
Silomais	56							19.855	386	150	33	32.132	12.277
Weide	31							10.877	0	175	33	6.435	-4.442
Wiese	29							10.332	0	175	33	6.112	-4.220
Mähweide	57							20.034	0	175	33	11.852	-8.182
Stillegung	182							63.902	386	150	33	103.414	39.512
gesamt 90 %	57.394				859.864		755.574					731.076	355.936
LF 100%	62.942				942.989		828.618					801.751	390.346

Tabelle A5.17: Arbeitszeitbedarf (Pflanzenproduktion)

Pflanzenart	Fläche [ha]	konventionell		integriert		ökologisch	
		Arbeitszeit- bedarf [h ha ⁻¹ a ⁻¹]	Arbeitszeit- bedarf [h a ⁻¹]	Arbeitszeit- bedarf [h ha ⁻¹ a ⁻¹]	Arbeitszeit- bedarf [h a ⁻¹]	Arbeitszeit- bedarf [h ha ⁻¹ a ⁻¹]	Arbeitszeit- bedarf [h a ⁻¹]
W-Weizen	557	7	144.195	6	6.733	12	6.641
S-Weizen	36	7	8.134	6	433	11	396
Roggen	39	7	10.036	6	469	12	462
Wintergerste	179	7	46.407	6	2.167	12	2.137
Sommergerste	150	7	34.271	6	1.825	11	1.668
Hafer	11	7	2.447	6	130	11	119
Triticale	31	7	7.938	6	371	12	366
Kartoffeln	6	23	5.122	23	285	21	136
Zuckerrüben	0	8	13.409	7	741	0	0
Winterraps	0	8	62.929	7	3.303	0	0
Silomais	56	20	39.505	20	2.191	22	1.241
Weide	31	18	19.338	18	1.086	18	558
Wiese	29	23	23.417	15	880	15	453
Mähweide	57	26	50.753	25	2.800	25	1.440
Stillegung	182	2	10.700	2	601	2	309
gesamt	90 %	57.394	478.603		24.016		15.926
LF	100 %	62.942	524.871		26.338		17.466

Tabelle A5.18: Arbeitszeitbedarf (Tierproduktion)

Pflanzenart	konventionell			integriert		ökologisch	
	Arbeitszeit-be- darf [h Tier ⁻¹ a ⁻¹]	Arbeitszeit-be- bedarf [h a ⁻¹]	Arbeitszeit-be- darf [h Tier ⁻¹ a ⁻¹]	Arbeitszeit-be- darf [h a ⁻¹]	Arbeitszeit-be- darf [h Tier ⁻¹ a ⁻¹]	Arbeitszeit-be- darf [h a ⁻¹]	Arbeitszeit-be- darf [h Tier ⁻¹ a ⁻¹]
Milchkühe	4.318	61	6.215	50	12.243	50	218.013
Milch							
Kalb							
Altkuh							
Zuchtsauen	3.973	19	1.792	16	3.529	16	62.846
Ferkel							
Altsau							
Mastschwei-	22.111	11	5.598	9	11.026	9	196.346
Schafe	20.665	13	6.504	11	12.811	11	228.137
Lamm							
Wolle							
Legehennen	82.429	0,26	611	0,26	1.203	0,31	21.431
Eier							
Althehenne							
gesamt	90 %		20.720		40.812		726.773
GV (nachAgrar-sta- tistik)	100 %		23.112		45.524		810.677

Anhang 6: Fruchtfolgen der virtuellen Betriebseinheiten**Spaltenbeschreibung**

Nr	- lfd. Nummer
intern	- Interne Bezeichnung
1 - 9	- Abfolge der angebauten Kulturen (Zwischenfrüchte sind mit * gekennzeichnet)
agras	- Ackergras
erbsen	- Erbsen
furo	- Futterroggen*
hafer	- Hafer
kart	- Kartoffeln
klee	- Klee
kleegras	- Klee gras
kleezwf	- Klee als Zwischenfrucht*
luz	- Luzerne
wzwfleg	- Winterzwischenfrucht Leguminosen*
luzgras	- Luzernegras
maisk	- Körnermais
maiss_k	- Mais f. Silage konventionell
maiss_o	- Mais f. Silage ökologisch
zwfraps	- Zwischenfrucht Raps*
stpraps	- Stoppelfrucht Raps*
soblu	- Sonnenblumen
sg	- Sommergerste
wg_k	- Wintergerste konventionell
wg_o	- Wintergerste ökologisch
wraps	- Winterraps
wro_k	- Winterroggen konventionell
wro_o	- Winterroggen ökologisch
ww_k	- Winterweizen konventionell
ww_o	- Winterweizen ökologisch
zr	- Zuckerrüben

Tabelle A6.1: Marktfrucht konventionell

Nr	intern	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1	KM100	zr	ww k	furo						
2	KM101	zr	ww k	hafer	furo					
3	KM131	furo	wraps	ww k						
4	KM132	furo	wraps	ww k						
5	KM133	zr	ww k	kmais	ww k					
6	KM140	kart	ww k	furo	wraps	kmais	ww k	furo		
7	KM141	wraps	wro k	agras	ww k	agras				
8	KM142	zr	ww k	maiss k	ww k					
9	KM143	agras	wraps	ww k	maiss k					
10	KM144	hafer	kleegras	kleee	ww k					
11	KM145	maiss k	ww k	furo	wraps					
12	KM146	kart	wro k	wraps	ww k	maiss k				
13	KM147	luz	ww k	furo	wraps	wro k				
14	KM148	agras	wro k	agras	agras	ww k				
15	KM149	zr	hafer	ww k	furo	furo	kmais	ww k		
16	KM150	zr	ww k	erbsen	ww k	furo	kmais	hafer	ww k	kleee
17	KM151	ww k	ww k	kart	ww k	hafer	wraps			
18	KM152	kart	ww k	furo	furo	kmais	ww k	hafer		
19	KM153	kmais	wro k	hafer	furo	kart	ww k	kleee	furo	
20	KM200	zr	erbsen	kart	ww k					
21	KM201	zr	furo	furo	furo	kart	ww k	furo		
22	KM400	kmais	ww k	furo	wraps					
23	KM500	kart	ww k	maiss k	ww k					
24	KM600	hafer	ww k	furo	wraps	wro k				
25	KM700	zr	ww k	furo	erbsen	hafer				
26	KM800	zr	ww k	furo	wro k					
27	KM880	zr	ww k	furo	wro k					

Tabelle A6.2: Futterbau konventionell

Nr	intern	1	2	3	4	5	6	7	8	9
28	KF101	zr	ww k	hafer	furo					
29	KF139	agras	kleegras	ww k	maiss k					
30	KF140	ww k	furo	wraps	furo	maiss k	ww k	furo	agras	
31	KF141	wraps	wro k	agras	ww k	agras				
32	KF142	zr	ww k	furo	maiss k	ww k	furo			
33	KF143	agras	wraps	ww k	furo	maiss k	furo			
34	KF144	hafer	kleegras	kleee	ww k	furo				
35	KF145	maiss k	ww k	hafer	wraps	furo				
36	KF146	kart	wro k	wraps	ww k	furo	maiss k	furo		
37	KF147	ww k	hafer	wraps	wro k	luz				
38	KF148	agras	wro k	furo	agras	agras	ww k	furo		
39	KF149	zr	furo	hafer	ww k	hafer	furo	kmais	ww k	furo
40	KF150	zr	ww k	furo	erbsen	ww k	furo	kmais	furo	hafer
41	KF152	kart	ww k	hafer	furo	kmais	ww k	furo	hafer	furo
42	KF153	kmais	wro k	furo	hafer	furo	kart	ww k	kleee	furo
43	KF201	zr	furo	furo	furo	kart	ww k	furo		
44	KF239	agras	kleegras	ww k	maiss k	furo				
45	KF500	kart	ww k	furo	maiss k	ww k	wzwfleg			
46	KF700	zr	ww k	furo	hafer	agras	kleee	furo		

Tabelle A6.3: Marktfrucht integriert

Nr	intern	1	2	3	4	5	6	7	8	9
47	IM100	zr	ww k	furo						
48	IM101	zr	ww k	hafer	furo					
49	IM131	furo	wraps	ww k						
50	IM133	zr	ww k	kmais	ww k					
51	IM140	kart	ww k	furo	wraps	kmais	ww k	furo		
52	IM141	wraps	wro k	agras	ww k	agras				
53	IM142	zr	ww k	maiss k	ww k					
54	IM143	agras	wraps	ww k	maiss k					
55	IM144	hafer	kleegras	kleee	ww k					
56	IM145	maiss k	ww k	furo	wraps					
57	IM146	kart	wro k	wraps	ww k	maiss k				
58	IM147	ww k	furo	wraps	wro k	luz				
59	IM148	agras	wro k	agras	agras	ww k				
60	IM149	zr	sg	ww k	wg k	furo	kmais	ww k		
61	IM150	zr	ww k	erbsen	ww k	furo	kmais	hafer	ww k	kleee
62	IM151	ww k	ww k	kart	ww k	hafer	wraps			
63	IM152	kart	ww k	furo	furo	kmais	ww k	hafer		
64	IM153	kmais	wro k	hafer	furo	kart	ww k	kleee	furo	
65	IM200	zr	erbsen	kart	ww k					
66	IM400	kmais	ww k	furo	wraps					
67	IM500	kart	ww k	maiss k	ww k					
68	IM600	hafer	ww k	furo	wraps	wro k				
69	IM700	zr	ww k	furo	erbsen	furo				
70	IM800	zr	ww k	furo	wro k					

Tabelle A6.4: Futterbau integriert

Nr	intern	1	2	3	4	5	6	7	8	9
71	IF101	zr	ww k	hafer	furo					
72	IF140	ww k	ww k	wraps	furo	maiss k	ww k	furo	agras	
73	IF141	wraps	wro k	agras	ww k	agras				
74	IF142	zr	ww k	furo	maiss k	ww k	furo			
75	IF143	agras	wraps	ww k	furo	maiss k	furo			
76	IF144	hafer	kleegras	kleegras	ww k	furo				
77	IF145	maiss k	ww k	hafer	wraps	furo				
78	IF146	kart	wro k	wraps	ww k	furo	maiss k	furo		
79	IF147	ww k	hafer	wraps	wro k	luz				
80	IF148	agras	wro k	furo	agras	agras	ww k	furo		
81	IF149	zr	furo	hafer	ww k	furo	furo	kmais	ww k	furo
82	IF150	zr	ww k	furo	erbsen	ww k	furo	kmais	furo	hafer
83	IF152	kart	ww k	hafer	furo	kmais	ww k	furo	hafer	furo
84	IF153	kmais	wro k	furo	hafer	furo	kart	ww k	kleegras	furo
85	IF201	zr	furo	furo	furo	kart	ww k	furo		
86	IF239	agras	kleegras	ww k	furo	maiss k	furo			
87	IF500	kart	ww k	furo	maiss k	ww k	furo			
88	IF700	zr	ww k	furo	hafer	agras	kleee	furo		

Tabelle A6.5: Marktfrucht ökologisch

Nr	intern	1	2	3	4	5	6	7	8	9
89	OM100	kart	ww o	wg o	zwfraps					
90	OM139	sg	kleegras	ww o	zwfraps	maiss o	zwfraps			
91	OM140	kart	ww o	wg o	wraps	zwfraps	maiss o	ww o	wg o	zwfraps
92	OM144	hafer	kleegras	kleegras	ww o	zwfraps				
93	OM146	kart	wro o	wraps	ww o	zwfraps	maiss o	zwfraps		
94	OM147	ww o	wg o	wraps	wro o	luz				
95	OM148	sg	wro o	zwfraps	sg	agras	ww o	zwfraps		
96	OM149	kart	zwfraps	hafer	ww o	wg o	zwfraps	maiss o	ww o	zwfraps
97	OM150	kart	ww o	zwfraps	erbsen	ww o	zwfraps	maiss o	zwfraps	hafer
98	OM151	soblu	ww o	ww o	zwfraps	kart	ww o	wg o	zwfraps	
99	OM152	kart	ww o	wg o	zwfraps	maiss o	ww o	zwfraps	hafer	zwfraps
100	OM153	maiss o	wro o	zwfraps	hafer	zwfraps	kart	ww o	wg o	zwfraps
101	OM200	kart	zwfraps	sg	zwfraps	kart	ww o	zwfraps		
102	OM300	erbsen	kleezwf	sg	kleezwf	kart	ww o	kleezwf		
103	OM302	erbsen	zwfraps	sg	zwfraps	kart	ww o	zwfraps		
104	OM400	maiss o	ww o	wg o	soblu	zwfraps				
105	OM500	kart	ww o	zwfraps	maiss o	ww o	zwfraps			
106	OM600	hafer	ww o	wg o	zwfraps	kart	wro o	zwfraps		
107	OM700	kart	ww o	zwfraps	sg	zwfraps	erbsen	wg o	zwfraps	
108	OM800	kart	ww o	zwfraps	sg	wro o				

Tabelle A6.6: Futterbau ökologisch

Nr	intern	1	2	3	4	5	6	7	8	9
109	OF140	ww o	wg o	wraps	zwfraps	maiss o	ww o	wg o	agras	
110	OF141	zwfraps	soblu	wro o	kleegras	ww o	wg o			
111	OF142	kart	ww o	furo	maiss o	ww o	erbsen			
112	OF143	sg	furo	soblu	ww o	furo	maiss o	furo		
113	OF144	hafer	kleegras	kleegras	ww o	furo				
114	OF145	maiss o	ww o	wg o	furo	soblu	furo			
115	OF146	kart	wro o	wraps	ww o	furo	maiss o	furo		
116	OF147	ww o	wg o	kleegras	soblu	wro o	luz			
117	OF148	sg	wro o	furo	sg	agras	ww o	furo		
118	OF149	kart	zwfraps	hafer	ww o	wg o	furo	maiss o	ww o	furo
119	OF150	kart	ww o	wraps	erbsen	ww o	furo	maiss o	zwfraps	hafer
120	OF152	kart	ww o	wg o	furo	maiss o	ww o	furo	hafer	furo
121	OF153	maiss o	wro o	furo	hafer	furo	kart	ww o	wg o	furo
122	OF239	sg	luzgras	ww o	furo	maiss o				
123	OF300	erbsen	kleee	sg	kleee	kart	ww o	kleee		
124	OF500	kart	ww o	furo	maiss o	ww o	furo			
125	OF700	kart	ww o	furo	sg	agras	wg o	furo		

Anhang 7: Das Datenmodell CANDY-SAALE

Datenmodell

Ein relationales Datenmodell (auch 'Datenbankmodell' genannt) organisiert und verarbeitet sämtliche objektspezifischen Informationen und Simulationsdaten.

Im Folgenden werden alle verwendeten Tabellen kurz beschrieben und deren interne Verweise in einer graphischen Gesamtdarstellung aufgezeigt.

Regionen

Die Tabelle REGIONEN aggregiert alle Simulationsobjekte einer zu definierenden natürlichen Standorteinheit mit einer eindeutigen 'region_id' und weiteren Attributen.

GeoWerte

Den Regionen muss die geographische Lage der Objekte zugeordnet werden. Ein Datensatz für jedes Objekt beschreibt die Standortcharakteristiken.

SZENARIO

Verschiedene Szenarios können einem Standort zugeordnet werden.

CDYDABA

Mit der SZENARIO-Tabelle ist die Datenbanktabelle CDYDABA verknüpft, um auf dazugehörige Maßnahmen- und Festdatendateien zu verweisen.

Objekt_Gew

bietet die Möglichkeit den Simulationsobjekten verschiedene Profile mit Wichtungsfaktoren zuzuordnen.

Attribute

Sowohl aggregierte Merkmale aus den Simulationsrechnungen als auch berechnete Kennzahlen aus verschiedenen Tabellenwerken enthält diese Tabelle, die ein Betriebssystem je Datensatz beschreibt. Die Berechnung wird über das DELPHI®-Projekt 'Attribute' gesteuert, das Prozeduren aus der Datenbank verwendet.

BOFEU

Hier werden die Bodenfeuchtegehalte in Abhängigkeit des Kalendermonats definiert. Zu jedem ersten Tag des Monats korrespondiert eine prozentuale Einschätzung, die zwischen 50 % und 100 % Wasserspeicherkapazität liegt. Genutzt wird diese Annahme, um den Simulationsstartwert in die Festdatendatei zu übertragen.

CDYFDA

Diese Tabelle enthält alle Festdaten der Standorte, wie z. B. Bezeichnung des Bodens, Standorts oder N-Deposition.

CDYMAS

Codierte Maßnahmenabfolge für Bodenbearbeitung, Aussaat, organische und mineralische Düngung, Ernte.

Aktionen

beschreiben die Maßnahmcodes.

Umgebung

speichert Dateien und Programme, die zur Simulation gebraucht werden.

Ergebnis

enthält alle aufgezeichneten Einzelwerte der Simulation, nachdem sie vom Simulationslaufwerk in die Datenbank übertragen wurden.

Merkmal

Parameter (Bodenzustandsgrößen), die während der Simulation aufgezeichnet und in eine Resultat-Datei geschrieben werden können.

SZExMKL

ordnet den Szenarien die ausgewählten Bodenzustandsgrößen zu.

CDYxGIS

ist Schnittstelle zwischen den Simulationsobjekten und der georeferenzierten Werten auf der GIS-Oberfläche.

STRProfile

kann einem Standorttyp Bodenprofile und deren spezifische Wichtung zuordnen (diese Option wurde in der hier vorliegenden Arbeit nicht angewendet).

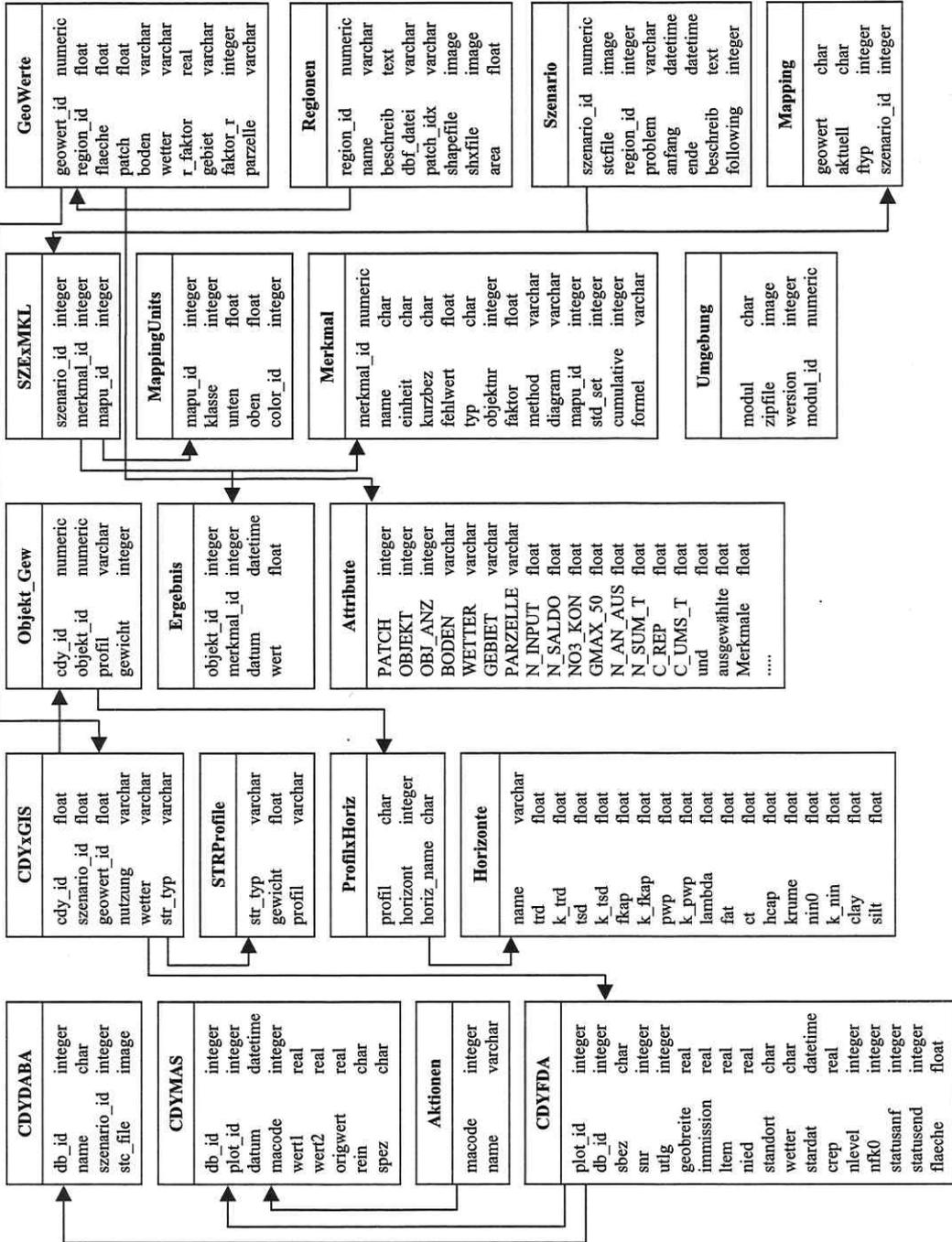
PROFILxHORIZ

verbindet die Profilbezeichnung mit Bodenparametern der einzelnen Horizonte.

Horizonte

enthält die Bodentexturparameter Trockenrohichte, Trockensubstanzdichte, Feldkapazität, permanenter Welkepunkt, den Sickerungsparameter Lambda, Feinanteil und den Kohlenstoffgehalt.

Physisches Datenmodell - CANDYSAALE



Anhang 8: Auswertungsmatrix

Nr	BE_FORM	BE_ART	BO-DEN	NIED	FF	NAUS	GETR	GV_HA	GWB	N_INPUT	NINP_M	weitere Parameter ...
1	I	F	36	700	IF101	4,67	66	1,1	95,07	237,42	159,46	
2	I	F	36	600	IF101	2,35	66	1,1	26,99	238,22	159,46	
3	I	F	9	700	IF101	7,59	66	1,1	92,65	237,91	159,46	
4	I	F	40	700	IF101	5,57	66	1,1	96,32	236,97	159,46	
5	I	F	51	700	IF101	2,25	66	1,1	126,86	238,38	159,46	
6	I	F	42	700	IF101	9,11	66	1,1	89,83	237,12	159,46	
7	I	F	51	500	IF101	4,41	66	1,1	15,01	238,46	159,46	
8	I	F	9	600	IF101	5,21	66	1,1	24,94	238,35	159,46	
9	I	F	40	600	IF101	2,63	66	1,1	29,5	238,01	159,46	
10	I	F	51	600	IF101	1,31	66	1,1	60	238,46	159,46	
11	I	F	42	600	IF101	5,54	66	1,1	28,94	238,12	159,46	
12	I	F	36	700	IF140	2,85	75,5	0,7	92,85	222,71	125,78	
... weitere Objekte												

Die Auswertungsmatrix enthält insgesamt 1.950 Simulationsobjekte. Zur weiteren statistischen Analyse werden 1.368 Objekte ausgewählt, die eine Grundwasserneubildungsrate von > 5 mm pro Jahr aufweisen. Diese Objekte befinden sich nach der Simulationszeit von 500 Jahren in einem stationären Zustand. Gekennzeichnet sind alle Objekte mit der Angabe zur Betriebsform [BE_FORM - konventionell (k), integriert (i), ökologisch (o)], zur Betriebsart [BE_ART – Futterbau (F), Marktfrucht (M)] und zu den Standortfaktoren BODEN und Jahresniederschlag [NIED]. Die Spalte FF verweist auf die Fruchtfolgen, die in Anhang 6 aufgeführt sind. Alle weiteren Angaben in der Tabelle sind objektspezifische Parameter zu N-Auswaschung, Getreideanteil in der Fruchtfolge etc.

Anhang 9: Ergebnisse des *H*-Tests

p												Nr.		
	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1		
	0,0962	0,0963	0,1341	0,0962	0,0962	0,0962	0,0963	0,0968	0,1266	0,1797	0,1797		1	
	0,0355	0,0610	0,1479	0,1586	0,0642	0,0328	0,0334	0,0551	0,9093	0,2752		1,8000	2	
	0,1366	0,1160	0,2530	0,5236	0,1938	0,0665	0,0610	0,1193	0,5688		1,905	1,8000	3	
	0,0044	0,0073	0,0481	0,0639	0,0116	0,0027	0,0022	0,0078		0,3247	0,0130	2,3333	4	
	0,5410	0,2176	0,6241	<0,0001	0,5203	0,1238	0,0218		7,0875	2,4261	3,6799	2,7574	5	
	0,0023	0,3979	0,5662	<0,0001	0,0052	0,4157		5,2591	9,3637	3,5092	4,5254	2,7651	6	χ^2
	0,0264	0,8569	0,7759	<0,0001	0,0362		0,6624	2,3690	9,0041	3,3668	4,5545	2,7668	7	
	0,0892	0,0901	0,3728	<0,0001		4,5654	7,8094	0,4133	6,3677	1,6884	3,4249	2,7668	8	
	<0,0001	<0,0001	0,0025		15,1887	36,2293	42,2122	21,5464	3,4344	0,4069	1,9871	2,7668	9	
	0,5850	0,9045		9,1154	0,7945	0,0810	0,3291	0,2401	3,9080	1,3068	2,0933	2,2447	10	
	0,0718		0,0144	26,7948	2,8719	0,0325	0,7147	1,5198	7,1896	2,4701	3,5092	2,7651	11	
		3,2409	0,2983	22,2893	0,0184	4,9313	9,3275	0,3737	8,1133	2,2153	4,4212	2,7669	12	

Anhang 10: Heterogenität der Bodenparameter

Die Texturheterogenität des Bodens nach BÜK 1000 wurde bei jeder der fünf berücksichtigten Bodenformen mit der Variationsbreite des Ton- und Schluffgehaltes nach KA4 in den Horizonten beschrieben³².

Die Mittelwerte für Ton- und Schluffgehalt sind anhand der Intervallmittelpunkte der Bodenart aus der KA4 bestimmt worden. Die Variationsbreiten sind aus den entsprechenden Intervallbreiten bestimmt worden, siehe Tabellen A10.2, 4, 6, 8 und 10. Angegeben sind die Texturgitter $[T_M - \Delta T, T_M + \Delta T]$ % $[U_M - \Delta U, U_M + \Delta U]$ für die Horizonte der Bodenformen, wobei T_M , ΔT : Mittelwert, Variationsbreite für Tongehalt und U_M , ΔU : Mittelwert, Variationsbreite für Schluffgehalt des Horizontes bezeichnen.

1 Bodenform LBA=36 (Tschernosem aus Löß).

Zur Ableitung der abschlämmbaren Teilchen (Äquivalentdurchmesser < 20 μm) wurde für alle Horizonte der Bodenform die Pedotransferfunktion für Feldkapazität nach LIEBEROTH (1982) verwendet. Ergebnisse: Horizont Ap₃₆: 59 Masseprozent; Horizont Ah₃₆: 56 Masseprozent; Horizont Ah-C₃₆: 54 Masseprozent; Horizont eC₃₆: 48 Masseprozent. Für die Modellierung der Texturheterogenität nach KA4 (AG BODEN 1994) mit dem Profilgenerator wurden die Mittelwerte von Ton- und Schluffgehalt als Intervallmittelpunkte anhand der Variationsbreite der Kornklasse der Bodenart in der KA4 festgelegt (Tabelle A10.1).

Tabelle A10.1: Bodenform Tschernosem aus Löß: Mittelwerte für Ton- und Schluffgehalt der Horizonte aus BÜK1000 und nach KA4 sowie Variationsbreite von Ton- und Schluffgehalt nach KA4 (Alle Angaben in Masseprozent des Feinbodens [M%])

Horizont	Bodenart nach KA4	BÜK1000		KA4			
		Mittelwerte (M%)		Mittelwerte (M%)		Variationsbreite (M%)	
		Ton	Schluff	Ton	Schluff	Ton	Schluff
Ap ₃₆	Ut3	15	75	15	77	2	12
Ah ₃₆	Ut3	15	75	15	77	2	12
Ah-C ₃₆	Lu	25	60	24	58	7	8
eC ₃₆	Ut3	15	75	15	77	2	12

Die Anwendung von Pedotransferfunktionen ist Tabelle A10.2 zu entnehmen, einschließlich des sich ergebenden Texturgitters (abgeleitet aus Tabelle A10.1).

³² Die Simulation der Bodenprofile mithilfe des Profilgenerators wurde vom Softwareentwickler durchgeführt.

Tabelle A10.2: Bodenform Tschernosem aus Löß: Gitter zur Beschreibung der Texturheterogenität und Formelverweise zur Modellierung von inertem Kohlenstoff und Feldkapazität / Permanentwelkepunkt

Horizont	Texturgitter	inertter Kohlenstoffanteil	Feldkapazität/ Permanentwelkepunkt
Ap_36	[13; 17]x[65; 89]	(3)	(6)
Ah_36	[13; 17]x[65; 89]	(3)	(6)
Ah-C_36	[17; 31]x[50; 66]		(6)
eC_36	[13; 17]x[65; 89]		(6)

Bemerkung:

in den Horizonten Ap_36, Ah_36 und eC_36 konnten nicht alle Gitterpunkte {Ton, Schluff} realisiert werden. Für einige von ihnen wäre die Summe größer als 100 Masseprozent gewesen.

2 Bodenform LBA=9 (Auenboden (Auengley-Vega) aus kalkhaltigen, tonig-schluffigen Ablagerungen in Flusstälern der Schwarzerdegebiete).

Zur Ableitung der abschlämbaren Teilchen (Äquivalentdurchmesser < 20 µm) als Eintrag in Tabelle A10.3 wurde für die ersten drei Horizonte der Bodenform die Pedotransferfunktion für Feldkapazität nach LIEBEROTH (1982) verwendet. Ergebnisse: Horizont aAh_9: 69 Masseprozent, Horizont aM_9: 55 Masseprozent, Horizont aM-Go_9: 48 Masseprozent. Die abschlämbaren Teilchen wurden nach Einteilung der Körnungsart (TGL 24300/05) nach KOEPKE (1989) geschätzt: Bodenart nach KA4 ist Su2, Bodenart nach TGL ist Sand (S, Sl). Nach KOEPKE (1989), beträgt die Summe der abschlämbaren Teilchen etwa vier Masseprozent als gerundeter Wert für C- und G-Horizonte.

Zur Modellierung der Texturheterogenität nach KA4 (AG BODEN 1994) mit dem Profilgenerator wurden die Mittelwerte von Ton- und Schluffgehalt als Intervallmittelpunkte anhand der Variationsbreite der Kornklasse der Bodenart in der KA4 festgelegt (Tabelle A10.3).

Tabelle A10.3: Bodenform Auenlehm (Auengley-Vega): Mittelwerte für Ton- und Schluffgehalt der Horizonte aus BÜK1000 und nach KA4 sowie Variationsbreite von Ton- und Schluffgehalt nach KA4 (Alle Angaben in Masseprozent des Feinbodens [M%])

Horizont	Bodenart nach KA4	BÜK1000		KA4			
		Mittelwerte (M%)		Mittelwerte (M%)		Variationsbreite (M%)	
		Ton	Schluff	Ton	Schluff	Ton	Schluff
aAh_9	Ut3	15	75	15	77	2	12
aM_9	Ut3	15	75	15	77	2	12
aM-Go_9	Ut3	15	75	15	77	2	12
IaGr_9	Su2	1	15	3	17	3	8

Die Anwendung von Pedotransferfunktionen ist Tabelle A10.4 zu entnehmen, einschließlich des sich ergebenden Texturgitters (abgeleitet aus Tabelle A10.3).

Tabelle A10.4: Bodenform Auenlehm (Auengley-Vega): Gitter zur Beschreibung der Texturheterogenität und Formelverweise zur Modellierung von inertem Kohlenstoff und Feldkapazität / Permanentwelkepunkt.

Horizont	Texturgitter	inertter Kohlenstoffanteil	Feldkapazität/ Permanentwelkepunkt
aAh_9	[13; 17]x[65; 89]	(3)	(7)
aM_9	[13; 17]x[65; 89]	(2)	(7)
aM-Go_9	[13; 17]x[65; 89]		(6)
IaGr_9	[0; 6]x[0; 10]		(7)

Bemerkung:

In den Horizonten aAh_9, aM_9 und aM-Go_9 konnten nicht alle Gitterpunkte {Ton, Schluff} realisiert werden. Für einige von ihnen wäre die Summe größer als 100 Masseprozent gewesen.

3 Bodenform LBA=40 (Tschernosem-Parabraunerde aus Löß).

Zur Ableitung der abschlämmbaren Teilchen (Äquivalentdurchmesser 20 µm) als Eintrag in Tabelle A10.5 wurde für alle Horizonte der Bodenform die Pedotransferfunktion für Feldkapazität nach LIEBEROTH (1982) verwendet. Ergebnisse: Horizont Ap_40: 55 Masseprozent, Horizont Ah1_40: 57 Masseprozent, Horizont Ah-Bt_40: 45 Masseprozent, Ergebnisse: Horizont Bt_40: 42 Masseprozent, Horizont eCv_40: 48 Masseprozent, eC_40: 48 Masseprozent.

Zur Modellierung der Texturheterogenität mit dem Profilgenerator wurden die Mittelwerte von Ton- und Schluffgehalt als Intervallmittelpunkte anhand der Variationsbreite der Kornklasse der Bodenart in der KA4 festgelegt (Tabelle A10.5).

Tabelle A10.5: Bodenform Tschernosem-Parabraunerde aus Löß: Mittelwerte für Ton- und Schluffgehalt der Horizonte aus BÜK1000 und nach KA4 sowie Variationsbreite von Ton- und Schluffgehalt nach KA4 (Alle Angaben in Masseprozent des Feinbodens [M%])

Horizont	Bodenart nach KA4	BÜK1000		KA4			
		Mittelwerte (M%)		Mittelwerte (M%)		Variationsbreite (M%)	
		Ton	Schluff	Ton	Schluff	Ton	Schluff
Ap 40	Ut3	15	75	15	77	2	12
Ahl 40	Ut4	20	70	21	74	4	9
Ah-Bt 40	Ut4	24	70	21	74	4	9
Bt 40	Ut4	24	70	21	74	4	9
eCv 40	Ut3	15	75	15	77	2	12
eC 40	Ut4	18	70	21	74	4	9

Die Anwendung von Pedotransferfunktionen ist Tabelle A10.6 zu entnehmen, einschließlich des sich ergebenden Texturgitters (aus Tabelle A10.5).

Tabelle A10.6: Bodenform Tschernosem-Parabraunerde aus Löß: Gitter zur Beschreibung der Texturheterogenität und Formelverweise zur Modellierung von inertem Kohlenstoff und Feldkapazität /Permanentwelkepunkt.

Horizont	Texturgitter	inertter Kohlenstoffanteil	Feldkapazität/ Permanentwelkepunkt
Ap 40	[13; 17]x[65; 89]	(2)	(7)
Ahl 40	[17; 25]x[65; 83]	(2)	(7)
Ah-Bt 40	[17; 25]x[65; 83]		(6)
Bt 40	[17; 25]x[65; 83]		(7)
eCv 40	[13; 17]x[65; 89]		(6)
eC 40	[17; 25]x[65; 83]		(6)

Bemerkung:

In sämtlichen Horizonten der Bodenform konnten nicht alle Gitterpunkte {Ton, Schluff} realisiert werden. Für einige von ihnen wäre die Summe größer als 100 Masseprozent gewesen.

4 Bodenform LBA=51 (Braunerde-Pelosol aus Verwitterungsprodukten von Mergel- und Tongesteinen).

Ableitung der abschlämbaren Teilchen (Äquivalentdurchmesser $< 20 \mu\text{m}$) für die Horizonte: durch Schätzung: Tongehalt + $0,5 \cdot$ Schluffgehalt. Die Anwendung der Pedotransferfunktion nach LIEBEROTH (1982) war nicht möglich, da schon der Tongehalt in allen Horizonten ≥ 60 Masseprozent ist (Anwendungsbereich ist überschritten). In KOEPKE (1989) war ebenfalls keine Angabe zu abschlämbaren Teilchen dieser Körnungsarten enthalten. Da der Schluffgehalt mit 10 bzw. 20 Masseprozent im Vergleich zum Tongehalt relativ gering ist, wurden folgende Werte für die Horizonte der Bodenform geschätzt: Horizont Ah_51: 70 Masseprozent, Horizont Ach_51: 70 Masseprozent, Horizont Bv-P_51: 80 Masseprozent, Horizont Cv-P_51: 75 Masseprozent.

Zur Modellierung der Texturheterogenität nach KA4 mit dem Profilgenerator wurden die Mittelwerte von Ton- und Schluffgehalt als Intervallmittelpunkte anhand der Variationsbreite der Kornklasse der Bodenart in der KA4 festgelegt (Tabelle A10.7).

Tabelle A10.7: Bodenform Braunerde-Pelosol aus Verwitterungsprodukten von Mergel- und Tongesteinen: Mittelwerte für Ton- und Schluffgehalt der Horizonte aus BÜK1000 und nach KA4 sowie Variationsbreite von Ton- und Schluffgehalt nach KA4 (Alle Angaben in Masseprozent des Feinbodens [M%])

Horizont	Bodenart nach KA4	BÜK1000		KA4			
		Mittelwerte (M%)		Mittelwerte (M%)		Variationsbreite (M%)	
		Ton	Schluff	Ton	Schluff	Ton	Schluff
Ah_51	Tl	60	20	55	23	10	8
Ach_51	Tl	60	20	55	23	10	8
Bv-P_51	Tt	75	10	82	18	18	18
Cv-P_51	Tt	70	10	82	18	18	18

Die Verwendung der Pedotransferfunktionen ist Tabelle A10.8 zu entnehmen.

Tabelle A10.8: Bodenform Braunerde-Pelosol aus Verwitterungsprodukten von Mergel- und Tongesteinen: Gitter zur Beschreibung der Texturheterogenität und Formelverweise zur Modellierung von inertem Kohlenstoff und Feldkapazität /Permanentwelkepunkt.

Horizont	Texturgitter	inertes Kohlenstoffanteil	Feldkapazität/ Permanentwelkepunkt
Ah_51	[45; 65]x[15; 31]	(3)	(7)
Ach_51	[45; 65]x[15; 31]	(3)	(7)
Bv-P_51	[64; 100]x[0; 36]		(6)
Cv-P_51	[64; 100]x[0; 36]		(6)

Bemerkungen:

In den Horizonten Bv und Cv konnten nicht alle Gitterpunkte {Ton, Schluff} realisiert werden. Für einige von ihnen wäre die Summe größer als 100 Masseprozent gewesen. Der Anwendungsbereich der Pedotransferfunktionen ist in allen vier Horizonten überschritten. Entsprechend sind die Werte für Feldkapazität, Permanentwelkepunkt, Trockenrohddichte und Trockensubstanzdichte zum Teil extrem. Ob die Anwendung von Punktregressionsverfahren nach RAWLS ET AL. (1982) bessere Ergebnisse geliefert hätte, ist nicht bekannt.

5 Bodenform LBA=42 (Fahlerde aus Löß).

Zur Ableitung der abschlämmbaren Teilchen (Äquivalentdurchmesser < 20 µm) als Eintrag in Tabelle A10.9 wurde für alle Horizonte der Bodenform die Pedotransferfunktion für Feldkapazität nach LIEBEROTH (1982) verwendet. Ergebnisse: Horizont Ap_42: 59 Masseprozent, Horizont Ael_42: 53 Masseprozent, Horizont Bvt_42: 42 Masseprozent, Horizont eCv_42: 48 Masseprozent.

Zur Modellierung der Texturheterogenität nach KA4 mit dem Profilgenerator wurden die Mittelwerte von Ton- und Schluffgehalt als Intervallmittelpunkte anhand der Variationsbreite der Kornklasse der Bodenart in der KA4 festgelegt (Tabelle A10.9).

Tabelle A10.9: Bodenform Fahlerde aus Löß: Mittelwerte für Ton- und Schluffgehalt der Horizonte aus BÜK1000 und nach KA4 sowie Variationsbreite von Ton- und Schluffgehalt nach KA4 (Alle Angaben in Masseprozent des Feinbodens [M%])

Horizont	Bodenart nach KA4	BÜK1000		KA4			
		Mittelwerte (M%)		Mittelwerte (M%)		Variationsbreite (M%)	
		Ton	Schluff	Ton	Schluff	Ton	Schluff
Ap_42	Ut3	15	75	15	77	2	12
Ael_42	Ut4	20	70	21	74	4	9
Bvt_42	Ut4	24	70	21	74	4	9
eCv_42	Ut4	24	70	21	74	4	9

Die Anwendung von Pedotransferfunktionen ist Tabelle A10.10 zu entnehmen, einschließlich des sich ergebenden Texturgitters (aus Tabelle A10.9).

Tabelle A10.10: Bodenform Fahlerde aus Löß: Gitter zur Beschreibung der Texturheterogenität und Formelverweise zur Modellierung von inertem Kohlenstoff und Feldkapazität /Permanentwelkepunkt.

Horizont	Texturgitter	inert Kohlenstoffanteil	Feldkapazität/ Permanentwelkepunkt
Ap_42	[13; 17]x[65; 89]	(2)	(7)
Ael_42	[17; 25]x[65; 83]	(1)	(7)
Bvt_42	[17; 25]x[65; 83]		(7)
eCv_42	[17; 25]x[65; 83]		(6)

Bemerkung:

In sämtlichen Horizonten der Bodenform konnten nicht alle Gitterpunkte {Ton, Schluff} realisiert werden. Für einige von ihnen wäre die Summe größer als 100 Masseprozent gewesen.

**Anhang 11: Erträge im konventionellen, integrierten und Ökologischen Landbau
(Literaturauswahl)**

	konventionell		integriert		ökologisch		Literatur
	dt ha ⁻¹	%	dt ha ⁻¹	%	dt ha ⁻¹	%	
Zuckerrüben	504,0	100	518,0	102	465,0	92	KRATZSCH & ORZESSEK (2002)
Sommergerste	65,6	100	65,2	99	50,6	77	
Körnermais	84,7	100	83,0	97	72,8	85	
Winterweizen	79,8	100	79,7	99	50,4	63	
Wintergerste	85,4	100	84,5	98	49,6	58	
Weizen		100				60	ROST & HEINRICH (2002)
WW	61,6				36,5	59	BMVEL (1997)
Weizen	68,1	100			42,3	62	BMVEL (1998)
Roggen	55,1	100			36,0	65	
Gerste	56,0	100			34,0	61	
Raps	29,5	100					
Kartoffeln	288,5	100			158,8	55	
Zuckerrüben		100					
Weizen	66,1	100			43,4	66	
Roggen	54,7	100			31,3	57	
Gerste	56,4	100			36,1	64	
Raps	31,0	100			5,9	19	
Kartoffeln	318,6	100			156,3	49	
Zuckerrüben	529,5	100			370,0	70	
Weizen	64,3	100			38,0	59	BMVEL (2001)
Roggen	51,0	100			33,5	66	
Gerste	54,6	100			32,7	60	
Raps	34,0	100			13,4	40	
Kartoffeln	333,8	100			155,1	46	
Weizen	67,1	100			36,6	55	BMVEL (2002c)
Roggen	52,3	100			27,2	52	
Gerste	57,2	100			28,6	50	
Raps	31,8	100			19,7	62	
Kartoffeln	357,9	100			206,4	58	
Zuckerrüben	595,7	100			443,4	74	STMLF (2000)
Getreide	62,4	100			40,7	65	
Kartoffeln	352,3	100			194,6	55	MENGE & DITTRICH (1997)
WW	64,6	100		87		56	
WG	61,5	100		87		68	
WR	59,6	100		77		53	
Winterraps	32,5	100		97			
Mais	403,3	100		81		109*	*Ergebnis ohne weitere Erläuterungen
WW	72,9	100		82		49	MENGE & WALLBAUM (1999)
WG	67,5	100		71		41	
WR	64,5	100		53		49	
Winterraps	36,8	100		78			
Mais	473,3	100		85		89	
Getreide		100				77	HÄNSEL (1999)
Ø		100		86		61	

Anhang 12: Veränderliche Kosten

Zunächst wird ein Faktor aus den Einzelwerten 'Veränderliche Kosten' und 'Leistung' ermittelt (Tabelle A12.2). Das 100-fache dieses Faktors wird in Tabelle A12.1 übertragen woraus sich ein Mittelwert (MW) über alle Fruchtarten berechnet.

Tabelle A12.1: Veränderlichen Kosten nach Fruchtarten und LK in [%] des Produktionswertes

LK	Winterweizen	Sommerweizen	Zuckerrüben	Triticale	Roggen	Wintergerste	Sommergerste	Hafer	Körnermais	Winterraps	Frühkartoffeln
1	70,38	102,62	41,09	102,17	116,82	82,17	83,35	97,85	89,56	100,63	51,70
2	65,31	79,04	38,15	88,50	105,93	78,42	72,76	75,92	86,89	91,74	44,62
3	63,26	72,35	36,58	82,76	94,77	76,80	71,49	72,57	85,70	89,20	44,20
4	61,53	70,77	34,16	80,46	87,95	74,94	71,60	70,60	83,70	86,70	42,95
5	58,63	70,19	31,82	76,62	79,98	71,44	70,16	69,01	82,61	83,79	40,06

Tabelle A12.2: Einzelwerte aus KTBL – Standarddeckungsbeiträge (KTBL 2002c)

Fruchtart	Faktor	Leistung	VK
Winterweizen	0,704	1405	989
	0,653	1641	1072
	0,633	1814	1147
	0,615	2006	1234
	0,586	2276	1335
Sommerweizen	1,026	892	915
	0,790	1257	994
	0,723	1460	1057
	0,708	1600	1132
	0,702	1737	1219
Triticale	1,022	884	903
	0,885	1092	966
	0,828	1229	1017
	0,805	1344	1082
	0,766	1513	1160
Roggen	1,168	720	841
	1,059	879	931
	0,948	1068	1012
	0,880	1270	1117
	0,800	1546	1236
Frühkartoffeln	0,517	6872	3553
	0,446	8251	3682
	0,442	8764	3874
	0,429	9247	3971
	0,401	10254	4107
Spätkartoffeln	0,715	3471	2484
	0,594	4489	2666
	0,561	4970	2790
	0,548	5294	2899
	0,530	5754	3050

Fruchtart	Faktor	Leistung	VK
Sommergerste	0,833	905	755
	0,728	1125	818
	0,715	1214	868
	0,716	1301	932
	0,702	1429	1002
Hafer	0,979	700	685
	0,759	988	750
	0,726	1104	801
	0,706	1206	851
	0,690	1319	910
Körnermais	0,896	1903	1704
	0,869	2085	1812
	0,857	2212	1896
	0,837	2385	1996
	0,826	2539	2097
Wintergerste	0,822	1107	909
	0,784	1252	982
	0,768	1370	1052
	0,749	1504	1127
	0,714	1707	1219
Zuckerrüben	0,411	4646	1909
	0,381	5259	2006
	0,366	5701	2086
	0,342	6369	2176
	0,318	7125	2267
Winterraps	1,006	931	937
	0,917	1137	1043
	0,892	1264	1127
	0,867	1399	1213
	0,838	1560	1307

Anhang 13: Tabellenbeschreibung des Datenmodells METASAALE

Die Datenbankstruktur ist in drei Kompartimente unterteilt:

Teil 1: Informationsgrundlage charakterisiert die Standorte im Projektgebiet und enthält Agrarstatistikdaten über Flächennutzung und Viehbestand.

Teil 2: Statische Parameter enthält Standarddaten für jedes Szenario.

Teil 3: Beschreibt spezifische **Szenario- und Modellgrößen**.

Jedes Kompartiment enthält Tabellen, bestehend aus dem Namen des Parameters, einer Beschreibung, der Einheit und dem Datentyp (**integer**, **float**, **character** oder **string**).

Teil 1 - Informationsgrundlage

Die Tabelle **Polygone** enthält alle Informationen, die beim Verschnitt digitaler Karten entstehen.

Tabelle A13.1: Polygone

Information	Beschreibung	Einheit	Format
Nr	lfd. Nummer	-	float
Land	Bundesland	-	string
Kreis B	Bezeichnung des Landkreises	-	string
Kreis N	Landkreis-Nr.	-	int
Gem B	Bezeichnung der Gemeinde		string
Gem N	Gemeinde-Nr.		int
Fläche	Gesamtfläche des Polygons	m ²	float
Boden	Leitboden nach BÜK 1000	-	int
Nied	Mittlerer Jahresniederschlag	mm	float
Landnutz	Landnutzung nach CORINE-Klassifikation (Hauptklassen: Ackerland, Grünland, Sonstige)	-	float
TWSG	Trinkwasserschutzgebiet (ja-1, nein-0)	-	int
Ungunst	Ungunststandort oder benachteiligtes Gebiet (ja-1, nein-0)	-	int
Hartweiz	Sonderbeihilfe für Hartweizen (ja-1, nein-0)	-	int
NRU	Nummer der NRU	-	int

Tabelle A13.2: Flächennutzung nach Bodennutzungshaupterhebung

Information	Beschreibung	Einheit	Format
Szenario	Nummer des Szenarios	-	int
Kreis_N	Landkreis-Nr.	-	int
Produkt	Fruchtart	-	string
Flaeche	Anbaufläche innerhalb des Landkreises	m ²	float
Ertrag	Mittlerer Ertrag	dt ha ⁻¹	float

Tabelle A13.3: Tiere (Nutztierbestände je Landkreis nach Viehzählung)

Information	Beschreibung	Einheit	Format
Szenario	Nummer des Szenarios	-	int
Kreis_N	Landkreis-Nr.	-	int
Produkt	Tierart oder Tierprodukt	-	string
Anzahl	Anzahl der Tiere	Stück	float
Produkt	Tierprodukt	-	string
Menge	Menge des Tierproduktes im Kreisdurchschnitt	kg Tier ⁻¹	float

Teil 2 – Statische Parameter

Tabelle A13.4: Preise (Alle Modellparameter, denen ein monetärer Betrag pro Einheit zugeordnet werden kann)

Information	Beschreibung	Einheit	Format
Szenario	Nummer des Szenarios	-	int
Produkt	Produktname aus Pflanzen- oder Tierproduktion und Stundenlohnansatz sowie Fixkosten und variable Kosten	-	string
Preis	Erzeugerpreis bzw. Lohn und andere Kostenansätze pro Einheit	€ Einheit ⁻¹	float

Tabelle A13.5: Tierprämie nach Agenda 2000

Information	Beschreibung	Einheit	Format
Szenario	Nummer des Szenarios	-	int
Land	Bundesland	-	string
Produkt	Produkt aus der Tierproduktion	-	string
Praemie	Prämienbetrag nach Agenda 2000	€ Einheit ⁻¹	float

Tabelle A13.6: Flächenzahlung nach Agenda 2000

Information	Beschreibung	Einheit	Format
Szenario	Nummer des Szenarios	-	int
Land	Bundesland	-	string
Nutzart	Nutzungsart	-	string
Bereich	Flächen- oder Ausgleichszahlung, Förderprogramm AUM	-	string
Betrag	Zahlungsbetrag	€ ha ⁻¹	float

Tabelle A13.7: Arbeitszeitbedarf

Information	Beschreibung	Einheit	Format
Szenario	Nummer des Szenarios	-	int
Produkt	Tier- bzw. Fruchtart	-	string
AZB	Arbeitszeitbedarf	€ Einheit ⁻¹	float

Tabelle A13.8: Verhältnisse (Verhältniszahlen zwischen den Betriebsformen konventionell, integriert und ökologisch)

Information	Beschreibung	Einheit	Format
Szenario	Nummer des Szenarios	-	int
Land	Bundesland	-	string
Kreis_N	Landkreis-Nr. (wenn alle Verhältniszahlen nur auf Länderebene vorliegen, kann diese Spalte ignoriert werden)	-	int
B_form	Betriebsform (kon, int, oeko)	-	string
Preis	Erzeugerpreise	%	int
V_Kost	Veränderliche Kosten	%	int
Ertrag	Erträge	%	int
Fixkost	Fixkosten	%	int
F_anteil	Flächenanteil	%	int

Tabelle A13.9: Sonstige

Information	Beschreibung	Einheit	Format
Szenario	Nummer des Szenarios	-	int
Lohn	Durchschnittlicher Stundenlohn	€ ha ⁻¹	float
AZB_Bf	Arbeitszeitbedarf für Betriebsführung	h a ⁻¹	float

Teil 3 - Szenario- und Modellgrößen

Tabelle A13.10: Metamodelle (Parameter der NRU-spezifischen Metamodelle)

Information	Beschreibung	Einheit	Format
NRU	Nr. der Nutrient Response Unit	-	int
Landnutz	Landnutzung(AL/GL)	-	string
Boden	Leitbodenart	-	string
Nied_Kl	Jahresniederschlagsklasse	mm	int
B_form	Betriebsform (kon/int(öko)	-	string
a_0	Parameter 1 (Achsenabschnitt)	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	float
a_1 ... n	Regressionskoeffizientn 1 bis n	-	float
R2	Bestimmtheitsmaß (R ²) der Regressionsgleichung	-	float
s	Standardfehler der Schätzung	-	float

Tabelle A13.11: Integration (Hier werden die Ergebnisse der Szenariosimulationen abgelegt)

Information	Beschreibung	Einheit	Format
Szenario	Nummer des Szenarios	-	int
Sz_Bez	Bezeichnung des Szenarios	-	string
Kreis_N	Landkreis-Nr.	-	int
AreaEZG	Fläche des Einzugsgebietes	ha	float
AreaAL	Fläche des Ackerlands	ha	float
AreaGL	Fläche des Grünlands	ha	float
AreaSo	Sonstige Fläche	ha	float
AreaTWSG	Fläche des Trinkwasserschutzgebiets	ha	float
AreaBG	Fläche der benachteiligten Gebiete	ha	float
NausD	Durchschnittliche N-Auswaschung	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	float
NausG	N-Auswaschung gesamt	kg a ⁻¹	float
WertD	Durchschnittliche Wertschöpfung	€ ha ⁻¹ a ⁻¹	float
WertG	Wertschöpfung gesamt	€ a ⁻¹	float
ArbeitD	Durchschnittlicher Arbeitszeitbedarf	h ha ⁻¹ a ⁻¹	float
ArbeitG	Arbeitszeitbedarf gesamt	h a ⁻¹	float
ArbeitAK	Arbeitskräfte pro 100 ha	AK 100ha ⁻¹	float

Tabelle A13.12: Unsicherheiten der einzelnen Kenngrößen

Information	Beschreibung	Einheit	Format
Bez_Uns	Bezeichnung der Unsicherheit (N-Auswaschung, Wertschöpfung, Arbeitszeitbedarf)	-	string
min	maximale negative Abweichung vom wahrscheinlichsten Wert	%	int
max	maximale positive Abweichung vom wahrscheinlichsten Wert	%	int

Tabelle A13.13: Szenarios (Szenariodefinitionen: hier werden Parameterwerte definiert, die zwischen Szenarios variieren)

Information	Beschreibung	Einheit	Format
Szenario	Nummer des Szenarios	-	int
BF_kon	Prozentuale Änderung des Flächenanteils 'konventioneller Landbau'	%	int
BF_int	Prozentuale Änderung des Flächenanteils 'integrierter Landbau'	%	int
BF_oeko	Prozentuale Änderung des Flächenanteils 'Ökologischer Landbau'	%	int
Praemie	Prozentuale Änderung der Tierprämie	%	int
Betrag	Prozentuale Änderung der Flächenzahlung	%	int
Preis	Prozentuale Änderung der Preisannahmen	%	int
NausDges	Durchschnittliche N-Auswaschung im Projektgebiet	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	float
NausGges	N-Auswaschung gesamt im Projektgebiet	kg a ⁻¹	float
WertDges	Durchschnittliche Wertschöpfung im Projektgebiet	€ ha ⁻¹ a ⁻¹	float
WertGges	Wertschöpfung gesamt im Projektgebiet	€ a ⁻¹	float
ArbDges	Durchschnittlicher Arbeitszeitbedarf im Projektgebiet	h ha ⁻¹ a ⁻¹	float
ArbGges	Arbeitszeitbedarf gesamt im Projektgebiet	h a ⁻¹	float
ArbAKges	Arbeitskräfte pro 100 ha im Projektgebiet	AK 100ha ⁻¹	float

Die Angaben in Prozent verändern zu Anfang jedes Simulationslaufes die Parameter in den entsprechenden Tabellen. Bei Bedarf können weitere Parameter definiert werden.

Lebenslauf

Bildungsweg

1977 - 1983	Besuch der Realschule
1983 - 1987	Berufsausbildung
1989 - 1990	Berufskolleg zum Erwerb der Fachhochschulreife
1991-1995	Studium der Internationalen Agrarwirtschaft
1996-1997	Studium der Ökologischen Umweltsicherung

Berufstätigkeiten

1987	Angestellter bei IBM Deutschland GmbH
1988-1989	Zivildienst
1994-1999	Angestellter eines Ingenieurbüros für Siedlungswasserwirtschaft
1997-1999	Referententätigkeit im Bereich 'Abwasserbehandlung' und 'Kostenvergleichsrechnungen'
1999-2002	Doktorand am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Arbeitsgruppe Modellierung und Regionalisierung
seit 2003	Angestellter der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Bereich Agrarökonomie, Institut für ländliche Räume

Publikationen

- FRANKO, U., SCHMIDT, T. & VOLK, M. (2001): Modellierung des Einflusses von Landnutzungsänderungen auf die Nitratkonzentration im Sickerwasser. In: HORSCH, H., RING, I., HERZOG, F.: Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung – Methoden und Instrumente der Entscheidungsfindung und Umsetzung.
- FRANKO, U., SEEGER, J., SCHMIDT, T. & DREYHAUPT, J. (2001): Einfluss von Standort und Nutzungsintensität auf den N-Haushalt von Ackerböden. Bericht über die 9. Lysimetertagung "Gebietsbilanzen bei unterschiedlicher Landnutzung", Gumpenstein, 24.-25.04.2001, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft, Irnding, S. 33-36.
- RICHTER, G.M., SCHMIDT, T. & FRANKO, U.: Using long-term experiments to evaluate models for assessing climatic impacts on future crop production. Archives of Agronomy and Soil Science. (submitted)
- SCHMIDT, T. & FRANKO, U. (2000): Nitrate leaching and groundwater protection: methodical basis for an ecological valuation of land use systems. In: Eurosoil 2000 Conference, Reading, UK.
- SCHMIDT, T. & FRANKO, U. (2001): Einfluss der Landnutzung auf die Nitratkonzentration im Sickerwasser. In: 9. Gumpensteiner Lysimetertagung - Gebietsbilanzen bei unterschiedlicher Landnutzung, Irnding 24.04 und 25.04. 2001, Gumpenstein, Austria.
- SCHMIDT, T. & FRANKO, U. (2002): Modelling N-dynamics at large scale / Modelování dynamiky Dusíku ve velkém Měřízku. In: Conference on Nitrate Directive 19.-20.02.2002, Ministry of Agriculture and Ministry of Environment of the Czech Republic, Prague, Czech Republic.
- SCHMIDT, T. & FRANKO, U. (2002): Modelling the loss of nitrogen into the groundwater at large scales- a method for agro ecosystems, In: International Conference on Water and Environmental Research, Dresden.
- SCHMIDT, T. & GEYLER, S. (2002): Abschätzung ökonomischer Standarddaten für die Landwirtschaft, UFZ-Bericht 24/2001, Leipzig.
- SCHMIDT, T., VOLK, M. & NEUBERT, M. (2001): Nitratkonzentration im Sickerwasser. In: HORSCH, H., MESSNER, F. & M. VOLK: Integriertes Bewertungsverfahren und seine beispielhafte Anwendung im Torgauer Raum, UFZ-Bericht 24/2001, Leipzig.
- SCHMIDT, T.: Integration of Agro-Economic Analysis and Ecological Modelling. In: ERICKSON, J., MESSNER, F. & RING, I. [EDS.]: Sustainable Water Management in Theory and Practice, Elsevier. (submitted)

- VOLK, M., FRANKO, U., HERZOG, F., SCHMIDT, T. & NEUBERT, M. (2000): Modellierung des Einflusses von Landnutzungsänderungen auf die Grundwasserquantität und –qualität am Beispiel des Torgauer Raumes. In: HORSCH, H., KLAUER, B., RING, I., GERICKE, H.-J. & HERZOG, F. [HRSG.]: Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung: Methoden und Instrumente der Entscheidungsfindung und –umsetzung, Interdisziplinäre Tagung, Leipzig, 27.-29.9.2000, UFZ-Bericht 24/2000, S. 36-38.
- VOLK, M., FRANKO, U., SCHMIDT, T., HERZOG, F. & NEUBERT, M. (2001): Modelling the impact of land use changes on the groundwater quantity and quality as a base for multicriteria ecological-socioeconomic assessment in a mesoscale watershed. In: HLAVINKOVA, P. & MUNZAR, J. [EDS.] (2001): The 4th Moravian Geographical Conference CONGEO '01: Nature and society in regional context, 10.-14. September 2001: 160-168, Tisnov, Czech Republic.
- VOLK, M., HERZOG, F. & SCHMIDT, T. (2001): Modellierung des Einflusses von Landnutzungsänderungen auf die Grundwasserneubildung. In: HORSCH, H., RING, I., HERZOG, F.: Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung – Methoden und Instrumente der Entscheidungsfindung und Umsetzung, UFZ-Bericht 24/2000, Leipzig.

Ich versichere, dass ich die von mir vorgelegte Dissertation selbständig angefertigt, die benutzten Quellen und Hilfsmittel vollständig angegeben und die Stellen der Arbeit -einschließlich Tabellen, Karten und Abbildungen-, die anderen Werken im Wortlaut oder dem Sinn nach entnommen sind, in jedem Einzelfall als Entlehnung kenntlich gemacht habe; dass diese Dissertation noch keiner anderen Fakultät oder Universität vorgelegen hat; dass sie abgesehen von den oben angegebenen Teilpublikationen noch nicht veröffentlicht worden ist sowie, dass ich eine solche Veröffentlichung vor Abschluss des Promotionsverfahrens nicht vornehmen werde. Die Bestimmungen der Promotionsordnung sind mir bekannt. Des Weiteren erkläre ich, dass keine Strafverfahren gegen mich anhängig sind.

Halle/Saale, den 7. Juni 2004

Th. Seifert