

Peter Zander

Agricultural Land Use and Conservation Options

A Modelling Approach



Agricultural land use and conservation options

- a modelling approach -

Promotor: prof. dr. ir. H. van Keulen
Hoogleraar bij de Leerstoelgroep Plantaardige Productiesystemen
Wageningen Universiteit

Co-promotoren: prof. dr. rer. pol. Diplomvolkswirt K. Müller
Professorship for rural development at Humboldt-University, Berlin
Head of the Institut for Socioeconomics, ZALF, Müncheberg

Promotiecommissie: prof. dr. ir. R. Rabbinge (Wageningen Universiteit)

dr. ir. W.A.H. Rossing (Wageningen Universiteit)

dr. ir. W.G.M. van der Knaap (Wageningen Universiteit)

dr. dipl. ing. agr. A. Werner (ZALF, Müncheberg)

P.M. Zander

Proefschrift

ter verkrijging van de graad van doctor

op gezag van de rector magnificus

van Wageningen Universiteit,

prof. dr. ir. L. Speelman

in het openbaar te verdedigen

op vrijdag 25 april 2003

des namiddage te vier uur in de Aula.

Zander, P.M., 2003

Agricultural land use and conservation options

- a modelling approach / P.M. Zander

Thesis Landbouwniversiteit Wageningen.

Summaries in Dutch and English.

Language: German and English

ISBN 90-5808-807-3

Abstract

The thesis presents the modelling system MODAM (Multi-Objective Decision support tool for Agroecosystem Management) which was developed at the Centre for Agricultural Landscape and Land Use Research (ZALF) Müncheberg. The aim of the development of MODAM is to foster sustainable development of agricultural landscapes by decision support at farm and at policy level. Therefore, indicators assessing the environmental performance of agricultural activities are included in an economic farm decision model. The hierarchical modeling approach of MODAM is based on relational databases combined with Basic-modules, fuzzy tools and a solver for linear programming problems. A three level approach is performed, in which at the first level a catalogue of production practices is described. The second level consists of economic and environmental evaluation tools, delivering technical, economic and ecological coefficients like potential water erosion risk for each production practice. In the third level, an integrated analyses of all available data is performed by generating a linear programming farm model. MODAM has been applied in several research projects at farm and at regional level, delivering trade-off's and scenario specific land use patterns.

Inhaltsverzeichnis / Table of contents

1	Einleitung	1
1.1	Kontext	1
1.2	Problemstellung und Zielsetzung	5
2	Methodische Grundlagen	9
2.1	Kontext der Modellierung landwirtschaftlicher Landnutzung	9
2.2	Systemanalyse und Modellbildung	13
2.2.1	Dynamik und Flächenbezug	13
2.2.2	Teilsysteme	16
2.2.3	Verknüpfung der Teilsysteme und Modellbildung	23
2.2.4	Modellbildung und Analyse multipler Zielstellungen	26
3	Modelling multiple objectives of land use for sustainable development	31
3.1	Introduction	32
3.2	Multiple objectives of sustainable land use	34
3.2.1	A reference system for sustainability	34
3.2.2	Economic and ecological analyses	35
3.3	Description of the model	41
3.3.1	Boundaries and assumptions	41
3.3.2	The structure of the model.....	42
3.3.3	The spatial dimension of the model	45
3.4	Application of the model	47
3.5	Conclusion	48
4	MODAM – Multi-Objective Decision support system for Agroecosystem Management	51
4.1	Die Modellstruktur und die Datenbanken	51
4.2	Anbauverfahren	55
4.2.1	Bewirtschaftungsvarianten	57
4.2.1(1)	Produktionssysteme und -ziele	59
4.2.1(2)	Fruchtarten	59
4.2.1(3)	Vorfruchtgruppen.....	60
4.2.1(4)	Anbauweise.....	61
4.2.1(5)	Naturraum	63
4.2.1(6)	Verfahrenstechnologie	65
4.2.2	Generierung von Anbauverfahren	65

4.2.2(1)	Vorgehensweise und Datenbankstruktur der Verfahrensgenerierung	67
4.2.2(2)	Maßnahmenkataloge	68
4.2.2(3)	Zuordnung der Verfahrenstechnologie	70
4.2.3	Standortspezifische Parametrisierung der Verfahren	74
4.2.3(1)	Arbeitszeitspannen	74
4.2.3(2)	Düngung	75
4.2.3(3)	Maßnahmenhäufigkeit	76
4.2.3(4)	Ertrag	76
4.3	Fruchtfolgen	78
4.3.1	Kombinationskriterien	78
4.3.2	Ausschlusskriterien	79
4.3.2(1)	Phytopsanitäre Fruchtfolgerestriktionen	79
4.3.2(2)	Chronologische Passfähigkeit	80
4.3.2(3)	Unkraut in der Fruchtfolge	80
4.3.2(4)	Nährstoffbilanz: Berechnung des N-Saldos	82
4.4	Tierhaltungsverfahren.....	86
4.5	Ökologische Bewertung.....	88
4.5.1	Methodische Aspekte der ökologischen Bewertung.....	88
4.5.2	Die ökologische Bewertung der Anbauverfahren.....	91
4.6	Betriebsmodell.....	93
5	Results / Ergebnisse.....	98
5.1	Crop rotation planning tool for organic farms	99
5.1.1	Introduction.....	99
5.1.2	Methods.....	100
5.1.3	Results and discussion	103
5.1.4	Perspectives.....	106
5.2	Developing agricultural land use strategies appropriate to nature conservation goals and environmental protection	107
5.2.1	Introduction.....	108
5.2.2	General procedure of land evaluation and land use planning.....	108
5.2.3	Modelling of land use practices	109
5.2.4	Evaluation tools	111
5.2.4(1)	Gross margin	111
5.2.4(2)	Nitrate leaching	111
5.2.4(3)	Impact of land use on amphibians.....	112
5.2.5	Modifications of cropping practices	113
5.2.6	First results of the site-specific evaluation of cropping systems	115
5.2.7	Discussion	117
5.2.8	Conclusion	118

5.3 Modelling for a participatory development of sustainable land use systems	119
5.3.1 Introduction to an actor-oriented approach for integrating conservation objectives into agricultural land use practices	119
5.3.1(1) Sustainability	120
5.3.1(2) Indicators.....	121
5.3.1(3) Participation	125
5.3.1(4) Scenario techniques	128
5.3.1(5) Conclusions.....	129
5.3.2 The modelling approach.....	130
5.3.2(1) Introduction to concepts and elements of the modelling approach.....	130
5.3.2(2) Elements of the model	134
5.3.3 Results of the modelling approach	139
5.3.3(1) Standard and conservation-oriented cropping technologies	140
5.3.3(2) Analysis of possible goal attainment, trade-offs and priorities	148
5.3.3(3) Agricultural policy scenarios	158
5.3.4 Conclusions and perspectives.....	165
5.4 Weitere Anwendungen von MODAM	169
5.4.1 Naturpark Unteres Odertal	169
5.4.2 Bodenschutz und Transaktionskosten	170
5.4.3 Evaluierung eines Landschaftsplans	171
5.4.4 Versuchsbetrieb Klostergut Scheyern	171
5.4.5 ‚Grand River‘ Wassereinzugsgebiet in Ontario	172
5.4.6 Der Naturschutzhof Brodowin	173
5.4.7 Beurteilung der Habitatqualitäten von Äckern.....	174
5.4.8 Das Ücker-Einzugsgebiet.....	174
5.4.9 Schlussfolgerungen.....	174
6 Diskussion und Ausblick	177
6.1 Modell und Ergebnisse	177
6.2 Übertragbarkeit des Modellansatzes	182
6.3 Gesellschaftlicher Kontext	183
6.4 Ausblick	186
Literaturverzeichnis	189
Summary	205
Samenvatting	211
Danksagung	219
Curriculum Vitae	221

Figures / Abbildungen

Fig. 3.1	Market equilibrium, found at the tangential intersection of the transformation curve and the indifference curve.....	36
Fig. 3.2	Different interest groups presented by different indifference curves	38
Fig. 3.3	Compromise-finding procedures result in a unique indifference curve of society.....	38
Fig. 3.4	Iterative definition of goals in the modules of MODAM	43
Fig. 3.5	From site and farm typology to a regional evaluation of land use scenarios.....	46
Fig. 5.1	Simulated annual nitrogen removal, N ₂ -fixation, leaching and nitrogen balance (limit: = -10 % Σ removal, leaching, volatilisation) and mean annual gross margins versus soil quality index of crop rotation one and three from Tab. 5.2.	105
Fig. 5.2	Model structure for the design of new land use strategies.....	109
Fig. 5.3	From crops to site-specific cropping systems.....	110
Fig. 5.4	Disturbance frequency index for standard cropping practices.....	114
Fig. 5.5	Opportunity costs of the implementation of cropping practices appropriate to amphibians for high and low yield potential.....	115
Fig. 5.6	Site-specific variation of target values for winter rye (<i>Secale cereale</i>) cultivation in the study area of 1800 ha (see section 5.3.2).....	116
Fig. 5.7	Areas of application of indicators for conservation objectives.....	123
Fig. 5.8	Levels of sustainability	124
Fig. 5.9	Participatory, iterative development of local conservation priorities (1), innovative production technologies (2) and adapted agricultural policy (3)	127
Fig. 5.10	Spread in level of goal attainment values of different crops. The spread is the result of the ecological evaluation of n cropping practices (including 4 soil fertility classes)	145
Fig. 5.11	Spread in goal attainment for nitrogen leaching and amphibian protection for 8 different crops. The spread is the result of the ecological evaluation of n cropping practices (including 4 soil fertility classes). High goal attainment means a small number of disturbances during migration of amphibians and low risk of nitrogen leaching	146
Fig. 5.12	Trade-off between the risk of nitrogen leaching and total gross margin of the arable farm "Study Area 3". In addition, goal attainment for risk of disturbance of amphibians is shown.....	149
Fig. 5.13	Site-specific level of goal attainment of nitrogen leaching risk and amphibian disturbance risk on the fields of the arable farm „Study Area 3“. 'Dark' fields represent areas with a high field susceptibility combined with high-risk production technologies for the goal under consideration. Fields with no relevance for the corresponding goal.....	151

Fig. 5.14	Trade-off between nitrogen leaching risk and total gross margin in the arable farm “Study Area 3”. In addition, level of goal attainment for eight other targets of environmental quality is shown	153
Fig. 5.15	Trade-off between nitrogen leaching risk and total gross margin in the mixed farm “Study Area 3”. In addition, level of goal attainment for eight other targets of environmental quality is shown	154
Fig. 5.16	Trade-off between risk of disturbance of amphibians and total gross margin of the arable farm “Study Area 3”. In addition, level of goal attainment for eight other targets of environmental quality is shown	155
Fig. 5.17	Level of goal attainment for two priority sets (i) abiotic and (ii) biotic resource protection for a) arable farm and b) mixed farm	156
Fig. 5.18	Level of goal attainment in the scenarios “Protection of abiotic resources” (ii) and “No subsidies” (v)	161
Fig. 5.19	Total gross margin attained by proceeds and premiums of the plant production unit.....	163
Abb. 2.1	Hierarchischer Aufbau von Teilsystemen eines Agrarlandschafts-Modells. Die gestörten Rückkopplungspfeile deuten an, dass bei starken Rückkopplungen von ‚unten nach oben‘ der Modellansatz neu definiert werden muss	17
Abb. 4.1	Dreistufige, integrierte ökonomische und ökologische Analyse der Nachhaltigkeit von Landnutzungssystemen mit Hilfe von MODAM	52
Abb. 4.2	Aufbau der Datenbank im Bereich der Pflanzenproduktion	66
Abb. 4.3	Ertragsdifferenzierende Funktionen (EDFkt).....	77
Abb. 4.4	Aufbau der Datenbank im Bereich Tierhaltung	87
Abb. 5.1	Anbaustruktur für den Gemischtbetrieb „Untersuchungsgebiet Wilmersdorf“ im Referenzszenario	175
Abb. 6.1	Diagramm eines typischen Entwicklungsprozesses.....	185

Tables / Tabellen

Tab. 2.1	Varianten der Integration von Fruchtfolgeplanung in das betriebliche Optimierungsmodell.....	24
Tab. 3.1	Data bases containing the modules of MODAM.....	43
Tab. 4.1	Datenbankaufbau von MODAM (Stand 2002).....	54
Tab. 4.2	Anbauverfahren mit Arbeitsverfahren am Beispiel eines Winterweizenverfahrens (Auszug aus der Datenbank).....	57
Tab. 4.3	Übersicht der abgebildeten Heterogenität der Anbauverfahren.....	58
Tab. 4.4	Bundesweite Anbauanteile im konventionellen und ökologischen Landbau	60
Tab. 4.5	Gruppierung der Anbauverfahren nach Vorfruchtgruppe und ihrer ertragswirksamen Stickstoff-Nachlieferung	61
Tab. 4.6	In der Datenbank kodierte Anbauweisen (Auszug)	62
Tab. 4.7	Ertragsvermögen und Bestandesdichten je Anbausituation für Winterweizen und Winterroggen im konventionellen und ökologischen Landbau	64
Tab. 4.8	Generierung regional differenzierter Anbauverfahren.....	68
Tab. 4.9	Maßnahmenkatalog mit Teilverfahren und Maßnahmenhäufigkeiten für Winterroggen im konventionellen Landbau. Die Zuordnung der Dekaden gilt für die Ostbrandenburgische Platte	69
Tab. 4.10	Datenmodell und Übersicht der Verfahrenstechnik der Anbauverfahren.....	72
Tab. 4.11	Teilverfahren und zugeordnete Komplexverfahren (Auszug der Datenbank).....	72
Tab. 4.12	Komplexverfahren (KVNr) und zugeordnete Arbeitsverfahren (ArbVerNr; siehe Tab. 4.13) für 5 Technikklassen (TK) (Auszug der Datenbank).....	73
Tab. 4.13	Arbeitsverfahren (ArbVerNr) und zugeordnete Geräte (Ger) und Schlepper (Leistungsbedarf (Leist.Bed) in kW) sowie Arbeitszeitbedarf je Parzellengrößenklasse (ParzGrKl) und Arbeitszeitzuschlag für zusätzliche Transportkilometer (Auszug der Datenbank)	73
Tab. 4.14	Beispiel der Umwandlung einer Periode auf der Basis der JTZ in Dekaden.....	74
Tab. 4.15	Beispiel für die Auswahl (◀) einer fiktiven Arbeitszeitspanne (AZS) XX auf der Basis der höchsten Übereinstimmung.....	75
Tab. 4.16	Bewertung von Fruchtarten, Bodenbearbeitung, Anbau von Zwischenfrüchten und Untersaaten im ökologischen Landbau in ihrem relativen Einfluss auf den Verunkrautungsdruck durch Quecke	81
Tab. 4.17	Anbauverfahren mit einer N ₂ -Fixierungsleistung durch die Hauptfrucht bzw. die Untersaat und deren anteilige N ₂ -Fixierungsleistung	83
Tab. 4.18	Eigenschaften von einigen typischen Betriebszweigen der Tierhaltung	88

Tab. 4.19	Teilmatrizen für die LP-Ausgangstabelle von MODAM.....	97
Tab. 5.1	Categories for preceding crops and coding rules for the linking of standardised cropping methods by the crop rotation generator.....	101
Tab. 5.2	Rotations for organic cash crop farms, generated by the model and selected by on the basis of highest gross margin	104
Tab. 5.3	Cropping practices, example for winter rye (<i>Secale cereale</i>) adapted to the site conditions of the Biosphere Reserve Schorfheide-Chorin	112
Tab. 5.4	Average characteristics of the farms in “Study Area 3” compared to typical large scale farms in Brandenburg and the constructed model farms.....	132
Tab. 5.5	Exemplary indicators of conservation quality targets for the biosphere reserve Schorfheide-Chorin	133
Tab. 5.6	Number of standardised cropping technologies of an integrated production system used to analyse the impact of agriculture on environmental goals	135
Tab. 5.7	Number of adapted cropping technologies of an integrated production system used to analyse the impact of agriculture on environmental quality targets	135
Tab. 5.8	Assessments for the exemplary indicators of conservation quality targets.....	137
Tab. 5.9	Combination of the evaluation indices of fields and production technologies with respect to conservation quality targets	138
Tab. 5.10	Conservation-oriented cropping technologies with intermediate crops.....	140
Tab. 5.11	Conservation-oriented cropping technologies for field birds.....	141
Tab. 5.12	Conservation-oriented cropping technologies for amphibians.....	142
Tab. 5.13	Gross margins* per ha, based on typical north-east German large scale technologies for selected standard and conservation-oriented cropping technologies.....	143
Tab. 5.14	Composition of farm cropping plan (%) for selected points of the trade-off curve indicated by the average percentage of reduction in potential nitrogen leaching (run 0 % - run 70 %).....	150
Tab. 5.15	Cropping technologies as allocated to one field (no. 32 – the field with the highest risk for amphibian disturbance in run “70 %”) in the reference situation and at 30 % respectively 70 % reduction in nitrogen leaching	152
Tab. 5.16	Definition of agricultural policy scenarios (all prices in DM).....	159
Tab. 5.17	Total gross margin (DM), profit (DM) and share (%) in direct subsidy payments of the scenarios in the arable farm and mixed farm	162
Tab. 5.18	Fixed and overhead costs (DM) of the model farms “Study Area 3”	164
Tab. 5.19	Crop production (t) for the model farms of “Study Area 3” for five scenarios	164
Tab. 6.1	Charakterisierung des Arbeitsaufwands von Modellanpassungen.....	183

Acronyms / Abkürzungen

ABAG	Allgemeine Bodenabtragungsgleichung
Abb.	Abbildung
AGENDA	EU-Agrarreform 2000
AGILNP	Arbeitsgruppe Integrierte Landnutzungsplanung
AGÖL	Arbeitsgemeinschaft Ökologischer Landbau
AZ	Ackerzahl
AZS	Arbeitszeitspannen
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMVEL	Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft
BNatschG	Bundesnaturschutzgesetz
bzgl.	bezüglich
bzw.	beziehungsweise
ca.	circa
CQT	conservation quality targets
d.h.	das heißt
DBG	Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft
DBU	Deutsche Bundesstiftung Umwelt
DM	Deutsche Mark
EG	Europäische Gemeinschaft
etc.	et cetera
EU	Europäische Union
evtl.	eventuell
FAA.	Forschungsgesellschaft für Agrarpolitik und Agrarsoziologie
FAM	Forschungsverbund Agrarökosysteme München
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
GATT	General Agreement on Tariffs and Trade (= Allgemeines Zoll- und Handelsabkommen)
GIS	Geographisches Informationssystem
GRANO	Ansätze für eine dauerhaft-umweltgerechte Produktion, Modellgebiet Nordost-Deutschland
GTZ	Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit
GV	Großvieheinheit
i.A.	im Allgemeinen

inkl.	inklusive
ISOE	Institut für sozial-ökologische Forschung
IUCN	ehemals: International Union for the Conservation of Nature and Nature Resources; jetzt: World Conservation Union (= internationale Naturschutzorganisation)
JTZ	Jahrestageszahlen
KFA	Kernforschungsanlage
KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft
KULAP	Kulturlandschaftsprogramm des Landes Brandenburg
LP	Lineares Programmierungsmodell
MCA	Multikriterielle Analyse
Mio.	Millionen
MLUR	Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Raumordnung
N	Stickstoff
OECD	Organisation for Economic Cooperation and Development (= Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung)
s.	siehe
SFI	soil fertility index
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
u.ä.	und ähnliches
u.a.	unter anderem
UNCED	United Nations Conference on Environment and Development (= Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung)
UQZ	Umweltqualitätsziele
vgl.	vergleiche
WCED	World Commission for Environment and Development (= Weltkommission für Umwelt und Entwicklung)
WHO	World Health Organisation (= Weltgesundheitsorganisation)
WTO	World Trade Organisation
z.B.	zum Beispiel
z.T.	zum Teil
ZALF	Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V. Müncheberg

1 Einleitung

1.1 Kontext

Zwei zunächst in ihrer Wirkung oft gegensätzliche Leitlinien der Politik: die „Agenda 21“ und der „Neoliberalismus“ führen letztlich zu der Schlussfolgerung, dass es einen Bedarf an integrierten modellhaften Betrachtungen gibt. Zum einen führten die Erkenntnisse der Systemwissenschaften weltweit zu einem Bewusstsein, dass dem Wachstum des Ressourcenverbrauchs durch die Systemgrenze „Erde“ Grenzen gesetzt sind (Meadows et al. 1973) und Emissionen einerseits und das Artensterben andererseits irreversible Schäden verursachen, die zu einer Bedrohung für die Existenz der Menschheit werden können (Kruseman et al. 1996; Goodland et al. 1992). Das Konzept der Nachhaltigen Entwicklung (WCED 1987) entstand und gipfelte vorläufig in dem multilateralen Abkommen der „Agenda 21“ von Rio de Janeiro (UNCED 1993), das von 178 Staaten ratifiziert wurde. Die Umsetzung der dort festgelegten Prinzipien erfordert eine regionale Konkretisierung der im globalen Konsens festgelegten Ziele sowie die Entwicklung eines ganzen Methodenkanons, der von der Zielfindung über technische Innovationen, über politische Instrumente und gesellschaftliche Beteiligungsmodelle bis hin zu Monitoring-Konzepten geht.

Seit dem Zweiten Weltkrieg nimmt der Welthandel an Bedeutung zu. Der Neoliberalismus wurde zur ökonomischen ‚mainstream‘ Theorie und Ricardo’s Theorie der komparativen Standortvorteile, wonach ein Maximum an Freihandel zum weltweiten Wirtschaftswachstum beitrage, scheint sich in vielen Fällen zu bestätigen. Dies führte Mitte der 80er Jahre zu den multilateralen Verhandlungen der sogenannten Uruguay-Runde, die mit der Unterzeichnung der ‚Uruguay Round Agreements‘ 1994 in Marrakesch endeten (WTO 1994). In der Folge zeigte sich, dass die weltweite Staatengemeinschaft und vor allem die USA die europäische Subventionierungspolitik in der Landwirtschaft als nicht tolerierbaren Protektionismus wahrnimmt. Die weitere Liberalisierung des Agrarhandels wurde bereits vertraglich gesichert und so wird sich ein weiterer Abbau der Subventionen für die Landwirtschaft in den nächsten Jahren durchsetzen. Daher werden die bisherigen, historisch bedingten Transferzahlungen an die Landwirtschaft in Zukunft in immer stärkerem Umfang an die Umwelt-Leistungen der landwirtschaftlichen Praxis gebunden werden (Buckwell et al. 1997; EU-Kommission 2000). Dies erfordert eine Konkretisierung der Ziele, Techniken und Instrumente auf regionaler Ebene, um die Transferzahlungen den regionalen naturräumlichen Gegebenheiten anzupassen und übermäßige Renten für einige Landwirte und übermäßig verringerte Einkommen für andere zu vermeiden.

Die Regionalisierung der Transferzahlungen ist auch aufgrund des Subsidiaritätsprinzips geboten, das wegen der potenziell höheren Effizienz eine „differenzierte Zuweisung der Zielfindungs- und Entscheidungskompetenz, der Durchführungs- und der Finanzierungs-

kompetenz an die jeweilig Ebene“ vorsieht (Ewers & Henrichsmeyer 2000:15). Dazu gehört es, Kompetenzen auf regionaler Ebene zu entwickeln und die regionale Problemsicht u.a. mit informativen Modellansätzen zu unterstützen. Die aktuelle politische Diskussion der letzten und 2002 wieder gewählten Bundesregierung, die nach diversen Lebensmittelskandalen den ökologischen Landbau in verstärktem Maße fördert, setzt weitere Anreize, nach neuen Wegen zur Realisierung nachhaltiger Landnutzungsformen zu suchen. Vor allem die von der Bundesregierung geförderte Vermarktungsoffensive für den ökologischen Landbau bleibt nicht ohne Konsequenzen für den konventionellen Landbau, der eigene Vorzüge bei der Realisierung ökologischer Leistungen hervorzuheben sucht. So wurde in der BRD auch auf Seiten der Produzenten ein Bedarf kreiert, die eigenen ökologischen Leistungen zu dokumentieren. Die erwartete Liberalisierung der Agrarmärkte führt daher innerhalb der EU – im Gegensatz zu anderen Ländern und anderen Sektoren – zu einer Förderpolitik, die potenziell ökologische Ziele im Sinne der Agenda 21 in den Vordergrund rückt.

Nachhaltige Entwicklung

Das erstmals von der Brundtland-Kommission (WCED 1987) vorgelegte Konzept der nachhaltigen Entwicklung beinhaltet eine ökonomisch, ökologisch und sozial ausgewogene Nutzung natürlicher Ressourcen vor dem Hintergrund intergenerativer Gerechtigkeit. Diese noch allgemein gehaltene und einen praktisch weltweiten Konsens darstellende Idee wurde entsprechend den Forderungen der Agenda 21 in vielen Ländern weiter konkretisiert. So wurden von der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des 13. Deutschen Bundestages (Enquete-Kommission 1998) Leitlinien einer nachhaltigen Entwicklung vorgeschlagen, die sich vor allem auf die Nutzung natürlicher Ressourcen beziehen (vgl. Turner & Pearce 1993): Die Abbaurate erneuerbarer Ressourcen soll unter deren Regenerationsrate liegen und die Nutzung nicht erneuerbarer Ressourcen soll nur im Rahmen ihrer Substitutionsmöglichkeiten erfolgen. Des Weiteren sollen sich Stoffeinträge in die Umwelt sowie strukturelle Eingriffe an der Belastbarkeit der Umweltmedien orientieren (inkl. Beachtung der Regulationsfunktionen der Umweltmedien) und das Zeitmaß anthropogener Einträge/Eingriffe soll sich im Rahmen des Reaktionsvermögens der Umwelt bewegen. Letztlich sollen Gesundheitsrisiken durch Umweltbelastungen vermieden werden.

Diese Leitlinien stellen zwar weitere Konkretisierungen der Nachhaltigkeitsprinzipien dar, benötigen jedoch eine normative, regional angepasste Präzisierung und Prioritätensetzung in dem jeweiligen soziokulturellen Kontext, da weder der zukünftige Ressourcenbedarf bekannt ist, noch der gegenwärtig optimale Ressourcenverbrauch wissenschaftlich definiert werden kann. In einer Reihe von OECD-Ländern wurde eine institutionalisierte Umweltplanung mit dem Ziel der Umsetzung des Ansatzes vorgenommen. Doch lediglich in den Niederlanden, Schweden, Südkorea und Japan basiert diese auf gesetzlichen Vorgaben (SRU 2000). In der BRD erfolgte eine Umsetzung der Agenda 21 Leitlinien in einem integrierten nationalen Planungsverfahren bisher nicht.

Neben den bisher noch unzureichenden Planungsansätzen und der Unkenntnis über zukünftige Ansprüche, kommen im wissenschaftlichen Kontext die stochastische Unsicherheit sowie unser unvollkommenes Wissen über die Systemzusammenhänge (epistemische Unsicherheit) als weitere Herausforderungen hinzu (Barkmann 2001). Der SRU (2000) kommt zu dem Schluss, dass die Wechselwirkungen, insbesondere im Bereich von Naturschutz und Landwirtschaft, derart komplex sind, dass Modellansätze benötigt werden, um Entscheidungsgrundlagen für die Förderung nachhaltiger Landnutzungssysteme zu liefern. Aufgrund der genannten Unsicherheit und der sozialen Komponente ist die Definition von Nachhaltigkeit immer mit einer normativen Ladung belegt, so dass sie erfolgreich nur unter Beteiligung der relevanten Akteure für einen konkreten Naturraum operationalisiert werden kann (Bosshard 2000; Roetter et al. 2000a).

Die Operationalisierung des Nachhaltigkeitskonzeptes erfordert die Entwicklung eines ganzen Methodenkanons, der die Zielfindung, Prioritätensetzung und Entwicklung entsprechender Maßnahmen in einem demokratischen System und auf Basis wissenschaftlicher Erkenntnisse mittels einer angemessenen Beteiligung lokaler Akteure unterstützt. Die Wissenschaft muss dabei informieren und auf Problemlagen aufmerksam machen. Sie sollte darüber hinaus Informationen zur Verfügung stellen, die den Akteuren eine Einsicht in die komplexen Wechselwirkungen ökologischer, ökonomischer und sozialer Systeme ermöglicht. Damit obliegt der Wissenschaft eine den Prozess unterstützende Funktion, während es die Aufgabe der Politik ist, den Prozess einer nachhaltigen Entwicklung voranzutreiben und zu strukturieren.

Von der Agrarproduktion zur Multifunktionalität

Die landwirtschaftliche Landnutzung hat in den vergangenen Jahrzehnten einen starken Wandel erlebt. Der technologische Fortschritt sowie die veränderten sozioökonomischen Bedingungen, wie die marktstabilisierenden Maßnahmen der EU, bewirkten eine bis dahin ungekannte Produktivitätssteigerung. Die Landschaft wurde an den Bedarf der Maschinen angepasst, die Betriebe spezialisierten sich auf einige wenige Produkte (Weinschenk & Werner 1989) und der Einsatz an produktionsfördernden und produktionsstärkenden Mitteln nahm gerade in Deutschland Spitzenwerte an (siehe z.B. Isermann & Isermann 1996, zu N-Bilanzen). Die Erkenntnis des Markt- und Politikversagens in der Produktion öffentlicher Güter (Pearce & Moran 1994:17) hatte eine Verlagerung der Schwerpunkte in der Agrarpolitik und der Agrarforschung zur Folge. Angesichts der gestiegenen Produktivität steht heute nicht mehr die Sicherung der Nahrungsmittelproduktion im Vordergrund der Agrarpolitik, sondern die Sicherung von Arbeitsplätzen und die Minimierung der Subventionen bei steigender Umwelt- und Nahrungsmittelqualität. Neben der Produktivitätssteigerung rückt daher die Qualität der Produkte, aber auch die Qualität der von der Landwirtschaft ‚produzierten‘ Landschaften in den Vordergrund der Agrarforschung (Crissman et al. 1998). Der Begriff der Multifunktionalität prägt heute die Diskussion. Er beinhaltet die Existenz von an die landwirtschaftliche Produktion gekoppelten Externalitäten oder öffentlichen Gütern, für die keine Märkte existieren bzw.

für die die Märkte nur unbefriedigend funktionieren. Das Konzept der Multifunktionalität legt nahe, die Landwirtschaft nicht nur für die landwirtschaftliche Produktion, sondern auch für ihre ökologischen Leistungen und das erzeugte Landschaftsbild zu honorieren (EU-Kommission 2000; Müller et al. 2002; SRU 2000).

Der notwendige Umfang von Umweltgütern sowie ihre Auswahlkriterien bei beschränkten Ressourcen können jedoch nicht wissenschaftlich abgeleitet werden. Daher stellen die Interessenverbände unterschiedlichste Forderungen an die Landwirtschaftspolitik. So wird gerade der ökologische Landbau immer wieder mit positiven Umweltwirkungen in Verbindung gebracht (Dabbert et al. 2000). Gleichzeitig beansprucht der konventionelle Landbau für sich, umweltfreundlich (geworden) zu sein und naturschutzfachlich interessante Leistungen kostengünstiger als der ökologische Landbau erbringen zu können (van Alvensleben 2001). In beiden Nutzungssystemen können Ertrags- und Umweltleistungen regional und standörtlich stark schwanken. Die im Rahmen der EU- und Bundesgesetzgebung durchgesetzten Einschränkungen der Landwirtschaft müssen, wenn sie nicht in die Sozialpflichtigkeit des Eigentums fallen, auf Basis der privaten Nutzungskosten entschädigt werden. Die dabei erbrachten ökologischen Leistungen sind jedoch nur begrenzt quantifizierbar. Diese Beispiele belegen die Erkenntnisdefizite bezüglich der Zusammenhänge zwischen der Produktionstechnik und ihren externen Effekten, die nur mit Hilfe aufwendiger empirischer Experimente oder mittels integrierter ökonomischer und ökologischer Modellierungsansätze geklärt werden können.

Akteursbezug

Aufgrund vielfältiger Interessen der Bevölkerung an der Landschaftsnutzung im dichtbevölkerten Europa kann grundsätzlich davon ausgegangen werden, dass zumindest potenziell Probleme und Konflikte vorliegen. Die Frage wie ökologische Ziele von der Bevölkerung aufgenommen und mitgetragen werden, kann nur geklärt werden, wenn die Akteure der Landnutzung in den Entscheidungsprozess eingebunden werden (FAA 1998; SRU 2000). Eine wichtige Voraussetzung dafür, dass Zielsetzungen und Strategien der Landnutzung an die jeweilige (Problem-) Situation angepasst sind, ist daher die Partizipation von Betroffenen an den Problemlösungs- und Entscheidungsprozessen (Albrecht et al. 1987). Partizipation beinhaltet dabei die Kommunikation über Ziel und Prioritäten, relevante Konzepte zu ihrer Realisierung, die Erläuterung von Maßnahmen und gemeinsames Lernen. Zu den Strategien, Methoden und Instrumenten, die eine solche Partizipation ermöglichen, liegen zahlreiche Ergebnisse vor (z.B. AGILNP 1995 für die Bundesrepublik Deutschland; Müller et al. 2002), dies schließt auch ausdrücklich Konfliktkonstellationen ein (Röling 1994; Knierim 2001).

Neben diesen methodischen Anforderungen an den gemeinsamen Entscheidungsprozess besteht aber auch der Bedarf, zielgruppengerecht Informationen und Wissen zu den Implikationen und Konsequenzen von Landnutzungsverfahren auf Schutzziele und umgekehrt zu erstellen und aufzubereiten. Ist die Bereitschaft zur gemeinsamen Problem-

lösung vorhanden, besteht in der Regel ein großer Wissens- und Verständigungsbedarf über die konkrete Festlegung von Zielen und den geeigneten Weg zu deren Realisierung. Hier bieten Szenario-Techniken, die auf Simulationsmodellen basieren und Auskunft geben über Wechselwirkungen und Trade-offs (Austauschraten) zwischen Einzelzielen, ein wirkungsvolles Instrument für die Informationsgewinnung (vgl. Yiridoe et al. 1997). Die für eine partizipative Landnutzungsplanung spezifische Herausforderung an dieses Instrument liegt in der gezielten Reduktion der Komplexität auf wesentliche Zusammenhänge und in der transparenten und leicht verständlichen Art der Ergebnispräsentation, so dass auch Akteure unterschiedlicher fachlicher und gesellschaftlicher Herkunft am Diskussionsprozess teilnehmen können (Laborte et al. 2000; Roetter et al. 2000b).

Kommunikationsprobleme

Naturschutz und Landwirtschaft sind nicht miteinander zu vereinen, dies ist jedenfalls eine häufig vertretene Meinung und Beispiel für den Bedarf an Informationen zu beiden Aspekten der Landnutzung. Der Landwirt/die Landwirtin ist zwar vom Gesetzgeber in Deutschland zu einer guten fachlichen Praxis verpflichtet, doch viele Forderungen des Naturschutzes gehen weit darüber hinaus (Plachter & Werner 1998). Aus Sicht der Landwirte stellen sich diese Anforderungen des Naturschutzes als überzogen und unverständlich dar, worauf die Landwirte von Naturschutzseite als unwillig oder gar blockierend erlebt werden. Hier kann ein Teufelskreislauf entstehen, der unter anderem auf unzureichenden oder missverständlichen Informationen beruht (Siebert & Knierim 1999). Der Informationsbedarf betrifft einerseits die tatsächlichen Auswirkungen der Landwirtschaft auf den Naturhaushalt, andererseits muss bei der Formulierung von Naturschutzzielen immer auch die Auswirkung auf die Wirtschaftlichkeit des landwirtschaftlichen Betriebes geprüft werden. Es ist daher wichtig, die wechselseitige Beeinflussung von Landwirtschaft und Naturhaushalt transparent zu machen. Dies kann Vertrauen und Verständnis zwischen den Beteiligten herstellen und erleichtert die Gestaltung adäquater Agrar-Umweltprogramme. Mit Hilfe eines Modells, welches quantitative Aussagen über die Wechselwirkungen zwischen Naturschutz und Landwirtschaft ermöglicht, können potenzielle Konflikte zwischen Landwirtschaft und Naturschutz bereits im Vorfeld transparenter gemacht und eventuell entschärft werden.

1.2 Problemstellung und Zielsetzung

Die genannten Probleme der Entwicklung nachhaltiger Landnutzungssysteme sowie die oben angeführten Beispiele lassen den Bedarf an standortspezifischen Modellansätzen erkennen, welche die Abbildung der Wechselwirkungen zwischen den ökonomischen Triebkräften der landwirtschaftlichen Produktion und den Wirkungen der Landwirtschaft auf die Umwelt und insbesondere auf Naturschutzziele erlauben. Im Rahmen dieser Problemstellung sind diverse disziplinäre Fragestellungen zu unterscheiden, die jedoch in einen gemeinsamen methodischen Bezugsrahmen (Modellansatz) zu setzen sind. Dazu

gehören Fragen nach: (1) verbesserten, nachhaltigen Anbauverfahren, (2) der optimalen betrieblichen Organisation unter Berücksichtigung von ökologischen Zielen der nachhaltigen Entwicklung, (3) der Abschätzung von ökologischen Zustandsgrößen und (4) deren normativen Bewertung. Hinzu kommt die Frage nach (5) den optimalen politischen Instrumenten, die zwar einzelbetriebliche, landwirtschaftliche Komponenten aufweist, aber auch stark von anderen Sektoren und den Transaktionskosten abhängig ist. Dieser Modellansatz muss Untersuchungen nach der Zielstellung einer nachhaltigen, multifunktionalen Nutzung von Landschaften, bis hin zu der Frage wie mit einem Minimum von Transferleistungen an die Landwirtschaft ein Maximum an ökologischen Leistungen erzielt werden kann, unterstützen. Kern der angeschnittenen Fragestellung ist jeweils ein Optimierungsproblem, das Natur- und Umweltschutzziele in Form zusätzlicher Restriktionen auf die übliche Optimierungsfrage des landwirtschaftlichen Betriebes „der Gewinnmaximierung bei beschränkten Ressourcen“ aufsetzt. Naturschutzforderung und die entsprechenden Budgets bilden Restriktionen für den Betrieb wie für die entsprechenden administrativen Einheiten. Darüber hinaus müssen innovative Aktivitäten im Sinne des Naturschutzes ebenso wie geeignete Indikatoren entwickelt und geprüft werden können.

Modellbildung

Aufgrund der bisher nicht abgeschlossenen Diskussion um Indikatoren empfiehlt es sich, möglichst offene Modellansätze zu entwickeln, die nicht nur die Auswahl von politischen Instrumenten und technischen Innovationen unterstützen, sondern auch die Auswahl geeigneter Indikatoren. Disziplinär bedingt können zwei Modell-Traditionen unterschieden werden. Zum einen werden prozess-basierte (strukturelle) Modelle eingesetzt und zum anderen statistische (oder „reduced form“) Modelle (Veldkamp & Lambin 2001). Beide Modelltypen können komplementär eingesetzt werden, indem strukturelle Modelle bei der Formulierung von Hypothesen und zur Identifizierung der Variablen eingesetzt werden, die in „reduced form“-Modelle eingehen. Statistische Modelle können bei eingeschränkter Datenverfügbarkeit eingesetzt werden, gehen aber implizit von statischen Beziehungen aus. Prozess-Modelle sind im Allgemeinen zu genaueren Aussagen in der Lage, haben aber auch einen entsprechend höheren Datenbedarf, der auf regionaler Ebene meist nicht zur Verfügung steht. Vor allem im Hinblick auf die Vollständigkeit der Abbildung der Effekte landwirtschaftlicher Landnutzung auf Arten und Habitate, Prozesse und Funktionen der Agrarökosysteme muss auf statistische oder Experten-Modelle zurückgegriffen werden, damit die entsprechenden Schätzverfahren relativ schnell für eine Vielzahl von Indikatoren generiert werden können (Meyer-Aurich et al. 2001).

Die Modellierung von Landnutzungsänderungen muss auch subtile Veränderungen, die Fruchtfolgen und die Intensität des Anbaus betreffend, berücksichtigen können (Veldkamp & Lambin 2001). Da systematische Datensammlungen zur Ableitung von Wirkfunktionen der Anbauverfahren auf verschiedene Umweltqualitätsziele jedoch fehlen, müssen mit Hilfe von Expertenwissen einfache Schätzmodelle erstellt werden, die

vor allem die Relation der Wirkungen unterschiedlicher Verfahren richtig wiedergeben können. Aufgrund der sozialen (Bedürfnisse zukünftiger Generationen), der epistemischen (Systemwissen) und der stochastischen (Trends) Unwissenheit sind für keines der aus der Nachhaltigkeits-Perspektive gewünschten Ergebnisse ‚objektive‘ Zielgrößen definierbar (Bastian & Schreiber 1999). Daher müssen die Modelle auch die Berücksichtigung von Prioritäten oder normativen Zielvorgaben erlauben bzw. die Analyse der Korrelationen unterschiedlicher Indikatoren ermöglichen.

Zielsetzung

Ziel dieser Arbeit ist es, ein Modell zu präsentieren, dessen Ansatz sich aus rezenten Entwicklungen der Politik ableitet, das ökonomische Optimierungsstrategien mit ökologischen Bewertungen kombiniert und mit ersten Ergebnissen seinen Beitrag zur nachhaltigen Entwicklung demonstriert. Es soll ein flexibles Modell zur Verfügung stehen, das auf regionaler Ebene für Maßnahmen und Ziele des Natur- und Umweltschutzes in landwirtschaftlichen Betrieben in Deutschland die Quantifizierung der Nutzungskosten, kostenminimaler Maßnahmen und der Austauschraten (Trade-offs) konkurrierender Ziele erlaubt. Das Modell muss somit für die Ermittlung von Entschädigungsleistungen für den Einzelbetrieb geeignet und gleichzeitig auf regionaler Ebene einsetzbar sein. Es sollen innovative Produktionstechniken ebenso wie innovative Förderinstrumente im Hinblick auf eine Vielzahl ökologischer Wirkungen untersucht werden. Dazu müssen sowohl betriebswirtschaftliche wie auch ökologische Aspekte in einem Modellansatz vereint werden.

Annahmen

Die wichtigsten Annahmen der Arbeit sind:

1. Die landwirtschaftliche Landnutzung wird weitgehend bestimmt von den standörtlichen und sozioökonomischen Rahmenbedingungen (z.B.: Förderprogramme der EU, des Bundes und des Bundeslandes Brandenburg; (Interventions-)Preise; BNatschG¹).
2. Die nachhaltige Entwicklung der Landwirtschaft erfordert neue Förderprogramme und innovative Produktionsverfahren.
3. Landwirte verhalten sich in ihren Entscheidungen ökonomisch rational.
4. Die ökologischen Wirkungen der Landnutzung können mit Hilfe von messbaren und modellierbaren Indikatoren erfasst werden.

Auf dieser Grundlage kann das betriebliche Entscheidungsverhalten in der Landwirtschaft simuliert werden. Bei diesem Ansatz bleiben Faktoren wie die besonderen Fähigkeiten und Neigungen des Betriebsleiters als Landwirt, sein Umweltbewusstsein oder

¹ BNatschG - Bundesnaturschutzgesetz

soziale Wechselwirkungen unberücksichtigt. Dennoch wird unterstellt, so zu einer hinreichend genauen Voraussage der durchschnittlichen, langfristigen Reaktionsmuster auf sich verändernde ökonomische Rahmenbedingungen zu gelangen. Gleichzeitig erlaubt die ökologische Wirkungsanalyse der Anbauverfahren einerseits eine naturschutzfachliche Bewertung der Landnutzungsmuster, die unter unterschiedlichen Rahmenbedingungen entstehen. Es ist andererseits aber auch möglich, die Ergebnisse der ökologischen Bewertung in das Betriebsmodell zu integrieren. Damit kann das betriebliche Entscheidungsverhalten bei bestimmten ökologischen Vorgaben simuliert werden. So können hypothetische Standards für den Umwelt- und Naturschutz definiert und deren Wirkung auf den Betrieb untersucht werden.

Aufbau der Arbeit

Die folgenden Kapitel sind zum Teil auf deutsch und zum Teil auf englisch geschrieben. Die englischsprachigen Texte sind oder basieren auf Publikationen in internationalen Zeitschriften. Die übrigen Texte wurden zur Komplettierung der Promotion in deutscher Sprache verfasst, da die Arbeiten in Deutschland durchgeführt wurden und um den Modellansatz auch rein deutschsprachigen Lesern nahe zu bringen. Die Texte sind im Laufe der letzten Jahre im Rahmen verschiedener Projekte am ZALF entstanden. Da in dieser Zeit die Modellansätze und -annahmen präzisiert und verfeinert wurden, sind die Texte nicht immer in allen Details konsistent und zeigen den aufmerksamen Lesern und Leserinnen an manchen Stellen die Entwicklung meines Denkens und der Modelle auf. Da die Arbeit Ergebnis intensiver interdisziplinärer Zusammenarbeit ist, sind Teile des hier präsentierten Modellansatzes bereits im Rahmen anderer Dissertationen veröffentlicht worden (Kächele 1999; Meyer-Aurich 2001; Runge 2003). Bei Bedarf werden diese hier nochmals zusammenfassend dargestellt bzw. wird auf die entsprechenden Texte verwiesen. Im Rahmen dieser Arbeit werden, neben einigen allgemeinen Überlegungen zum Modellansatz, der Aufbau des betriebswirtschaftlichen Tools, die Generierung von Anbauverfahren und einige Beispiele der ökologischen Bewertung sowie Anwendungsergebnisse vorgestellt.

Nach der Einleitung folgen mit Kapitel 2 einige theoretische Überlegungen zur Ableitung und Begründung des Modellansatzes. Kapitel 3 (Zander & Kächele 1999) greift einige dieser Gedanken auf und gibt einen ersten Überblick über das Modellsystem MODAM, welches im folgenden Kapitel (4) ausführlich dargestellt wird. Im Rahmen von Kapitel 5 werden verschiedene Anwendungen und Ergebnisse des Modellsystems präsentiert. Das letzte Kapitel (6) gibt einen Überblick über andere Modellanwendungen, Ergebnisse der Arbeit mit dem Modell und weiteren Forschungsbedarf.

2 Methodische Grundlagen

“Ecosystem management defines a paradigm that weaves biophysical and social threads into a tapestry of beauty, health, and sustainability. It embraces both social and ecological dynamics in a flexible and adaptive process. Ecosystem management celebrates the wisdom of both our minds and hearts, and lights our path to the future.”

(Cornett, 1994 In: Lackey 1998:22)

Mit der Entwicklung des Modellsystems MODAM wurde ein Werkzeug zur Unterstützung der Entwicklung, Erprobung und Förderung nachhaltiger Landnutzungssysteme geschaffen, das flexibel und anpassungsfähig einsetzbar ist. Der Name “MODAM” steht für ‚Multi-Objective Decision Support Tool for Agro-ecosystem Management‘. Der verwendete Begriff des Agrarökosystem-Managements ist ein wissenschaftliches Konstrukt, das bereits eine multiple Zielstellung impliziert und den Nachhaltigkeitsgedanken intergenerativer Gerechtigkeit beinhaltet. Neben wirtschaftlichen Zielen der Landwirtschaft müssen auch soziale und ökologische Ziele berücksichtigt werden. Dabei sind letztere ebenso sehr anthropogen geprägt wie die Ziele eines landwirtschaftlichen Betriebes.

Wie muss ein Werkzeug zur Unterstützung der Entwicklung nachhaltiger Landnutzungssysteme aussehen? Welche Möglichkeiten und Grenzen hat ein solches Werkzeug und an welchen Stellen der Entwicklung sollte es zum Einsatz kommen? Die Frage nach einem angemessenen Modellansatz soll im Laufe dieses Kapitels diskutiert werden. Zunächst wird der Kontext der Modellierung von Landnutzungsänderungen diskutiert, dann die Modellierungsproblematik aus systemanalytischer Sicht beleuchtet und anschließend Anforderungen an den Modellansatz von MODAM konkretisiert. Erst im Kapitel 4 wird der Modellansatz weiter ausgearbeitet und die Konzeption einzelner Modellbausteine erläutert.

2.1 Kontext der Modellierung landwirtschaftlicher Landnutzung

Die rechnergestützte Modellbildung hat sich mit der zunehmenden Computerisierung der Lebenswelt zu einem gängigen Instrument in allen wissenschaftlichen Disziplinen und Lebensbereichen entwickelt. Dabei können gleiche oder ähnliche Ansätze in ganz unterschiedlichen Bereichen zum Einsatz kommen, so dass der Kontext über die konkrete Ausrichtung, Skalierung, Zusammenstellung und Nutzung dieser Ansätze entscheidet. Die Modellierung der landwirtschaftlichen Landnutzung kann wissenschaftstheoretisch im Rahmen des Entdeckungs-, Begründungs- und/oder Verwertungszusammenhangs eingesetzt werden (Friedrichs 1990). Der Entdeckungszusammenhang basiert auf einer Problemstellung für die eine neue Lösung, eine neue Theorie entwickelt werden soll. Er beinhaltet die Suche nach neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen, dem Verständnis

unserer Gesellschaft oder der Ökosysteme. Der Begründungszusammenhang beschäftigt sich mit der Methodik zur Untersuchung eines Gegenstandes oder Überprüfung einer Theorie. Der Verwertungszusammenhang bezeichnet den gesellschaftlichen Kontext der Anwendung einer Methode oder Problemlösung und wird durch Fragen nach der Angemessenheit, Akzeptanz und Effektivität gekennzeichnet.

Planung versus explorative Studien

„Landnutzungsplanung ist ein iterativer, auf Dialog zwischen allen Beteiligten basierender Prozess zur Festlegung von Entscheidungen für eine nachhaltige Form der Flächeninanspruchnahme im ländlichen Raum und zur Initiierung und Begleitung von deren Umsetzung“ (GTZ 1995:1). Für die Modellierung der Landnutzung bedeutet diese normative Definition einer guten Landnutzungsplanung, dass die beste Nutzung bei bekannten Zielen (und Prioritäten) gesucht wird: „It is directed at the ‚best‘ use of land, in view of accepted objectives and of environmental and societal opportunities and constraints.“ (Fresco et al. 1989). Die Landnutzungsplanung reicht von der Situations- und Problemanalyse über (explorative) Modell-Studien bis zur Entwicklung, Umsetzung und dem Monitoring der Umsetzung eines Plans (GTZ 1995; Fresco et al. 1989:10).

Wenn Modelle für konkrete, handlungsorientierte Planungen eingesetzt werden, steht im Allgemeinen der Verwertungszusammenhang im Vordergrund, da die Planung nur auf Modelle zurückgreifen kann, für die der Entdeckungszusammenhang und der Begründungszusammenhang geklärt sind. Das heißt, dass die Modellvalidierung abgeschlossen ist und Erfahrungen vorliegen, dass der Einsatz des Modells in dem entsprechenden Verwertungszusammenhang zielführend ist. Das gleiche Modell kann aber auch für explorative Studien eingesetzt werden, wenn zuvor fixe Parameter zu Variablen werden (Bessembinder 1997). Bessembinder unterscheidet hier zwischen kurz- und langfristigen explorativen Studien zu Landnutzungsänderungen. Kurzfristige explorative Studien untersuchen das Agrarökosystem bei gegebenen oder nur leicht geänderten sozioökonomischen Rahmenbedingungen. In langfristigen explorativen Studien werden soziale, rechtliche, ökonomische oder politikabhängige Parameter, die in Planungsmodellen als feste Größen galten, zu Veränderlichen. Dabei rückt der Verwertungszusammenhang in den Hintergrund. Stattdessen werden mögliche zukünftige Entwicklungen exploriert und auf diese Weise nach alternativen Politiken oder auch Zielstellungen für die Akteure der Landnutzung gesucht. Die Modellierung der Wechselwirkungen zwischen den Teilsystemen des Agrarökosystems kann darüber hinaus zu neuen Erkenntnissen über das Gesamtsystem führen oder Erkenntnislücken aufzeigen. Van Keulen et al. (2002) unterscheiden neben solchen explorativen Studien und den modellbasierten Planungsansätzen („predictive modelling“) noch das sogenannte ‚prototyping‘, bei dem die Technologieentwicklung im Vordergrund des Modellansatzes steht. Dabei werden mit Hilfe der Landnutzungsmodelle, Prototypen neuer Technologien im Hinblick auf ihre ökologischen, organisatorischen und wirtschaftlichen Aspekte untersucht. Als integrierter Be-

standteil der Technologieentwicklung kann diese durch Modell-Experimente unterstützt und die gezielte Auswahl umsetzungsrelevanter Technologien vorbereitet werden.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird ein neues Modellsystem entwickelt und seine Anwendung demonstriert. Bei der Quantifizierung der einzelbetrieblichen Auswirkungen großflächiger Naturschutzgebiete im ‚Unteren Odertal‘ wurde das Modell bereits im Verwertungszusammenhang eingesetzt, um die Diskussion zur Ausweisung von Totalreservaten mit sachlichen Informationen zu begleiten. Der Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit liegt auf dem Entdeckungs- und Begründungszusammenhang. Mit dieser explorativen Studie werden Methoden entwickelt und Zielstellungen der Landnutzung überprüft. Dies bezieht sich auf die Ebene der Modellentwicklung einerseits und andererseits inhaltlich auf die Untersuchung der komplexen Wechselwirkungen zwischen ökologischen und ökonomischen Zielen der Landnutzung. Die in dieser Arbeit dargestellten Anwendungsbeispiele sind im Wesentlichen Beispiele für kurzfristige, explorative Studien.

Weiterführende langfristige Studien auf der Basis des hier diskutierten Modellansatzes sind im Rahmen der Haushaltsforschung des ZALF vorgesehen.

Forschungspolitischer Kontext

Der Modellansatz ist in die langfristige, haushaltsfinanzierte Forschungsplanung des ZALF, Müncheberg, eingebettet und wird darüber hinaus in der Einwerbung von Drittmitteln genutzt. Aus forschungspolitischer Sicht werden mit dem hier präsentierten Modellansatz im ZALF weitere Ziele verfolgt (siehe auch Kächele 1999).

Effiziente Methodenentwicklung: Ein Problem der Modellierung – insbesondere bei einzelbetrieblichen Modellansätzen – ist die Entwicklung und Verwendung von Modellen für eine einzige Studie. Mit jeder neuen Studie werden im Wesentlichen identische Modellbausteine neu entwickelt. Dabei sind es oft nur kleinere Datenbestände oder Module, die von einer Modellversion zur nächsten aktualisiert werden müssen. Mit MODAM wird eine langfristige, kumulative Modellentwicklung für ökonomische Betriebsmodelle angestrebt, um eine kontinuierliche Entwicklung an demselben Modell zu erreichen, so dass neue Module auf das bestehende, bereits verifizierte Modell aufsetzen können. Obwohl dadurch höhere Forderungen an Dokumentation und Nachvollziehbarkeit des Modells gestellt werden, ist so eine effizientere Modellentwicklung möglich, u.a. dadurch, dass Fehlersuche und Verifizierung sich auf die neu entwickelten Module beschränken können. Langfristig muss bei dieser Vorgehensweise darauf geachtet werden, dass nicht mehr genutzte Bausteine rechtzeitig entfernt werden.

Expertenwissen sichern: Mit Hilfe von langfristig angelegten Expertenmodellen und Datenbanken lässt sich auch intuitives Wissen sichern und damit für zukünftige Wissenschaftlergenerationen verfügbar machen.

Fokus und Integration: Der Zwang zur Kooperation bei der Lösung einer konkreten Problemstellung führt zu einer Fokussierung der interdisziplinären Zusammenarbeit.

Dabei werden unterschiedliche disziplinäre Aspekte auf der Basis einer gemeinsamen Problemstellung in den zeitlichen und räumlichen Bezügen ihrer Aussagen angeglichen und so eine umfassende Betrachtung der Problemstellung ermöglicht.

Innovation fördern: Durch die Arbeit am gemeinsamen Modell werden Wissenschaftler aus unterschiedlichen Disziplinen mit anderen Sichtweisen der gleichen Problematik konfrontiert. Gleichzeitig werden durch die interdisziplinäre Bearbeitung einer Problemstellung auch methodische Ansätze anderer Disziplinen erlernt und wenn möglich auf eigene Fragestellungen übertragen. Dadurch wird eine kreative Methodenentwicklung gefördert und werden neue Einsichten ermöglicht (Likens 1992 in: Prato et al. 1996).

Inhaltlicher Rahmen

Die nachhaltige Entwicklung der Landwirtschaft erfordert neue Förderprogramme und innovative Produktionsverfahren. Dies sind zwei Grundannahmen des Forschungsansatzes, die sich als teils gegensätzliche, teils komplementäre Strategien entpuppen. Die erste unterstellt, dass eine nachhaltige Entwicklung meist mit ökonomischen Einbußen einhergeht und die zweite, dass gegenwärtige Produktionstechniken verbesserungswürdig sind und sogar eine höhere Nachhaltigkeit bei gleicher oder ebenfalls verbesserter ökonomischer Leistung erreichbar ist (Vereijken 1992). Für beide Strategien gilt: Förderprogramme und Innovationen müssen bereits im Vorfeld einer experimentellen Untersuchung oder Praxiseinführung im Hinblick auf ihre Angemessenheit, Effektivität und Effizienz untersucht werden (Henrichsmeyer 1998, in: FAA 1998; Vereijken 1997). Aufgrund der komplexen, ökosystemaren, ökonomischen und gesellschaftlichen Wechselwirkungen sind jedoch auf beiden Feldern keine schnellen und einfachen Lösungen zu erwarten. Die vorliegende Arbeit untersucht daher in erster Linie explorativ die Zielstellungen, Risiken und Möglichkeiten von Landnutzungsänderungen.

Die Bewertung von Landnutzungsänderungen erfolgt anhand ökologischer Indikatoren, die damit einen weiteren Schwerpunkt der Modellbildung darstellen müssen. Das Bindeglied zwischen den agrarökonomischen Rahmenbedingungen und den ökologischen Wirkungen der Landwirtschaft sind die standortspezifischen Anbauverfahren. Sie werden einerseits für die Reaktion auf landwirtschaftliche und ökologische Standortvor- und nachteile in der betrieblichen Ressourcenallokation benötigt. Andererseits sind sie die Basis für eine ökologische Bewertung der sozioökonomischen Rahmenbedingungen der Landwirtschaft.

Kompromissfindung

Eine neue, stärker ökologisch orientierte Agrarpolitik sollte die Entwicklung von Landnutzungssystemen verfolgen, die nicht nur ökologische Ziele erfüllen, sondern auch mit angemessenem ökonomischen Aufwand zu verwirklichen sind. Es müssen also Kompromisslösungen gesucht werden, die unterschiedliche Ansprüche ökonomischer und ökologischer Art in einem gesellschaftlich tragfähigen Kompromiss vereinen. Daher

müssen die Bereiche Betriebsorganisation, Produktionstechnik und ökologische Bewertung in einer Weise verknüpft werden, welche die Suche nach Kompromissen in entscheidungsrelevanten Zusammenhängen erlaubt.

2.2 Systemanalyse und Modellbildung

Systemanalyse, mathematische Modellbildung und Simulationen sind wichtige innovative Bausteine zur Entwicklung nachhaltiger Landnutzungssysteme (Seppelt 1997). Die Komplexität der Zusammenhänge gesellschaftlicher Rahmenbedingungen, landwirtschaftlicher Produktion und der Umweltwirkungen erfordert Modelle, mit deren Hilfe in der Realität nicht realisierbare Experimente durchgeführt werden können. „Modellbildung ist der Prozess der formalisierten Abbildung eines als System erfassten Objektes“ (Herzog 2002:51). Dabei wird durch die Reduktion auf als essenziell erachtete Elemente ein Modell der Wirklichkeit konstruiert (Kampis 1991; Perman & et al. 1996:86). Entscheidend für die Abgrenzung eines Systems in zeitlicher, räumlicher oder funktionaler Hinsicht sind Standort und Zielstellung des Betrachters. Er definiert Ziel und Zweck der Systemanalyse und darüber auch den Betrachtungszeitraum, der zusammen mit der Dynamik, welche den untersuchten Prozessen innewohnt, darüber entscheidet, ob ein System statisch oder dynamisch beschrieben werden muss. In der Realität gibt es – wählt man den Zeitraum nur groß genug – keine isolierten Systeme. Es treten immer Wechselwirkungen mit der Umgebung auf. Um nun Verhalten und Zustand eines Systems für den Zweck der Analyse hinreichend genau beschreiben zu können, müssen die „essenziellen, den tatsächlichen Systemzustand vollständig beschreibenden Zustandsgrößen“ (Bossel 1992:17) identifiziert und ihre system-endogenen Beziehungen sowie ihre Beeinflussung durch system-exogene, d.h. nicht zum System sondern zur Systemumgebung gehörende Zustandsgrößen beschrieben werden. Die Grenze zwischen dem System und seiner Umgebung ist so zu ziehen, dass keine oder nur vernachlässigbare Rückkopplungen vom System zu seiner Umwelt bestehen. Dies gilt, wie wir noch sehen werden, ebenfalls für die Beziehung von Teilsystemen innerhalb von hierarchisch verkoppelten Modellansätzen.

Im Folgenden werden raum- und zeitbezogene Aspekte der Modellierung von Landnutzungsänderungen diskutiert. Teilsysteme werden ausgewiesen und ihre Skalierung und Kopplung erörtert. Anschließend werden Analysemethoden und schließlich die mit dem Ansatz verbundenen Probleme der Parametrisierung der Modelle beleuchtet.

2.2.1 Dynamik und Flächenbezug

Mathematische Modelle können hinsichtlich ihrer zeitlichen Betrachtung dynamisch oder statisch sein. Bei Untersuchungen zu Landnutzungsänderungen spielt die Dynamik der verschiedenen Prozesse eine wichtige Rolle. Aufgrund der großen Bandbreite der dynamischen Prozesse und der sich daraus ergebenden raumzeitlichen Muster, müssen ver-

schiedene Prozesse auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Skalierungsebenen modelliert werden. Beide Skalenebenen sind eng miteinander verbunden. Großräumige Muster verändern sich meist nur in langen Zeiträumen, während viele Prozesse auf lokaler Ebene kurzfristige Reaktionen aufweisen (Herzog 2002:53). Im Management wirtschaftlicher Prozesse unterscheidet man grundsätzlich zwischen der operativen und der strategischen Planungsebene. Damit sind im landwirtschaftlichen Betrieb zeitliche Skalen von Tagen oder Wochen für die operative und von Jahren für die strategische Ebene impliziert.

Räumlicher Bezug und Skalierung

Da sich eine nachhaltige Entwicklung immer nur im räumlichen Kontext konkretisieren lässt, müssen auch die den Prozess unterstützenden Modelle einen räumlichen Bezug herstellen können (Costanza & Maxwell 1991). Zudem ist eine angemessene Analyse der ökologischen Effekte der Landwirtschaft aus wissenschaftlicher Sicht nur möglich, wenn konkrete Standortunterschiede berücksichtigt werden können. Abiotische Prozesse, Habitats und damit auch Arten sind an bestimmte Standorte gebunden und können nicht beliebig eingerichtet werden. Die Bewertungsmodelle der Landnutzung müssen daher einen konkreten Flächenbezug herstellen können. Landschaften werden dabei meist aus polygonalen Einheiten mit homogenen Eigenschaften konstruiert oder aus Rasterzellen gleicher Größe zusammengesetzt (Bierkens et al. 2000). Laterale und zweidimensionale räumliche Beziehungen der natürlichen und Wirtschaftssysteme mit unterschiedlichsten Skalierungen schaffen eine sehr heterogene Landschaft von mathematischen Methoden und Modellansätzen, die nur mit sehr hohem organisatorischen und wissenschaftlichen Aufwand in integrierten Modellen zu vereinen sind (vgl. Likens 1998).

Da die ökologische Bewertung der Landnutzung einen konkreten Flächenbezug erfordert, ist auch auf dieser Ebene eine gemeinsame Skala für die ökologischen und die ökonomischen Modellansätze notwendig. Dabei kann zwischen einem direkten und einem indirekten Flächenbezug unterschieden werden (siehe auch Bierkens et al. 2000). Im Rahmen der bisher mit Hilfe von MODAM durchgeführten Studien konnte ein **direkter Flächenbezug** hergestellt werden. Bei der Übertragung auf größere Regionen oder Regionen mit einer geringeren Datendichte muss jedoch auf einen indirekten Flächenbezug zurückgegriffen werden. Dabei werden zunächst Flächeninformationen zu Flächentypen aggregiert. Für diese Flächentypen werden Landnutzungsänderungen errechnet und diese dann wieder in die gesamte Fläche projiziert (z.B.: Herrmann & Mövius 1997; Mövius 1999).

Landnutzungsänderungen beinhalten Änderungen der Bewirtschaftung, die im Allgemeinen in einheitlicher Weise für einen Schlag erfolgt. Ökologische Prozesse halten sich nicht an diese räumliche und auch zeitliche Grenze und sind oftmals sogar auf die schlaginterne Heterogenität angewiesen. Wenn die wissenschaftlichen Analysen zielrelevante Prozesse finden, die schlaginterne Betrachtungen erfordern, dann sollte dies auch Konsequenzen für die Abgrenzung der Teilsysteme haben und zu einem neuen Modellansatz

führen. Für den Modellansatz von MODAM wird **der Schlag als kleinste Einheit** der räumlichen Betrachtung angenommen.

Zeitliche Skalierung

Ökonomische Rahmenbedingungen sind nur für wenige Jahre prognostizierbar, während viele Veränderungen des Ökosystems sich erst langfristig manifestieren, aber gleichzeitig mit großen kurzfristigen Schwankungen der Zustandsgrößen reagieren können (Conway 1994). Da das Ökosystem Witterungsschwankungen ausgesetzt ist und die dynamischen Prozesse innerhalb des Ökosystems wie z.B. die Populationsentwicklung in Räuber- und Beutebeziehungen mit diesen Witterungsschwankungen ebenso wie mit menschlichen Aktionen interagieren, entstehen Schwankungen in den Zustandsvariablen eines Ökosystems, die erst nach langjähriger Beobachtung Aussagen über Stabilität oder Nachhaltigkeit zulassen (Conway 1994). Dies hat Konsequenzen für die Abbildung der flächengebundenen Produktion sowie für die Analyse ihrer ökologischen Wirkungen. So können Änderungen der Landnutzung zum Teil erst nach Jahren auf diese zurückwirken (z.B. Verunkrautung im ökologischen Landbau). Daher müssen in der betriebswirtschaftlichen Planung der Flächennutzung nicht nur Flächenanteile, sondern konkrete Fruchtfolgen ermittelt werden. Dies beinhaltet gleichzeitig, dass Anbauverfahren sich auf ihre Position innerhalb der Fruchtfolge eines Schlages beziehen müssen. Für die Analyse der Wirkung der Anbauverfahren auf das Ökosystem müssen Indikatoren gefunden werden, die innerhalb von wenigen Jahren stabil reagieren und gleichzeitig mit vertretbarem Aufwand messbar und für regionale Studien auch modellierbar sind.

Der kleinste zeitliche Rahmen für die Beurteilung von Politikinstrumenten ist das **Wirtschaftsjahr**, da sich zum einen die ökonomischen Rahmenbedingungen von Jahr zu Jahr ändern können und andererseits Landwirte wichtige Entscheidungen, wie die Wahl eines Anbauverfahrens für einen Schlag i.A. nur einmal im Jahr vornehmen. Da der Fokus von MODAM auf der Bewertung von Managementänderungen liegt, soll das Wirtschaftsjahr als zeitliche Bezugsgröße der Bewertungen dienen. Damit ist die dynamische Qualität der ökologischen Analysen noch nicht bestimmt. Inwiefern ökologische Analysen sich mit der Dynamik der entsprechenden Prozesse innerhalb der Jahresscheibe bis auf Tagesebene oder darunter beschäftigen oder mit statischen, evtl. stochastischen Ansätzen begnügen, ist nur im Zusammenhang mit der inhaltlichen Zielstellung, dem Bezugsraum der Datenlage und der notwendigen Genauigkeit der gewünschten Aussagen zu entscheiden.

Komplexität

Die Komplexität und Unsichtbarkeit vieler Interaktionen zwischen abiotischen Prozessen und Arten und Habitaten führt zum einen zu einer unzureichenden Wahrnehmung der Zusammenhänge und damit auch zu mangelhaften oder inkonsistenten Politikinstrumenten (z.B. Turner et al. 2000). Modelle der verschiedenen abiotischen Prozesse, Modelle zur Abbildung von Arten und Habitaten sowie ökonomische Modelle unterscheiden sich stark in ihrer Komplexität, in ihren methodischen und mathematischen Ansätzen und in

der zeitlichen und räumlichen Skalierung sowie im Umgang mit der Dynamik der untersuchten Prozesse (Costanza et al. 1993; Likens 1998). Die integrierte Modellierung von Landnutzungsänderungen muss daher Wege finden, unterschiedliche räumliche oder zeitliche Skalierungen zu transformieren und evtl. statische und dynamische Ansätze zu kombinieren. Nach Zadeh (1973) soll bei der Abbildung komplexer Systeme die Komplexität der Modelle reduziert werden, soweit das im Rahmen der Gesamtzielstellung möglich ist, da mit zunehmender Komplexität präzise Aussagen an Sinn und sinnvolle Aussagen an Präzision verlieren (vgl. Grunwald 1997). Um eine einfache Struktur eines integrierten Modellsystems zu ermöglichen, müssen die Module im Idealfall eine einheitliche räumliche und zeitliche Skalierung und eine abgestimmte Dynamik besitzen.

Die Abbildung der Komplexität von Landnutzungsänderungen kann zum einen in der Genauigkeit der Beurteilung einzelner ökologischer Prozesse oder in der Betrachtung der Wechselwirkungen zwischen unterschiedlichen Teilsystemen an Tiefe gewinnen (Eltun 1994). Sogenannte integrierte Modelle auf der Basis systemanalytischer Ansätze, bestehend aus ökologischen, ökonomischen und z.T. sozialen Komponenten, haben sich bei der Untersuchung, bei der Prognose und beim Management komplexer Systeme etabliert. „Sie scheinen damit potenziell in der Lage, Handlungs- und Orientierungswissen für eine langfristige Zukunftsgestaltung bereitzustellen“ (Haag & Matschonat 2001; siehe auch ISOE 1999). Die Modellbildung für die Entwicklung nachhaltiger Landnutzungssysteme hat die Entwicklung angepasster Managementstrategien zum Ziel, die auf neu definierten agrar- und umweltpolitischen Instrumenten oder auf verbesserten Produktionstechniken beruhen. Mit MODAM wird die **Integration ökologischer Bewertungen** in die betriebliche Planungsebene in den Vordergrund der Modellentwicklung gestellt, um Möglichkeiten und Risiken der Integration ökologischer Ziele in die betriebliche Organisation möglichst umfassend analysieren zu können. Daher erhält die simultane Berücksichtigung einer angemessenen Anzahl von Indikatoren der ökologischen Nachhaltigkeit innerhalb des Managementmodells Vorrang vor der Prozessbetrachtung bei der Beurteilung der ökologischen Ziele.

2.2.2 Teilsysteme

Die systemanalytische Betrachtung der Entwicklung nachhaltiger Landnutzungssysteme erlaubt, unter dem Vorbehalt begrenzter Rückkopplungen, die Ausgrenzung von mehreren Teilsystemen. Komplexe Systeme, wie die Interaktion zwischen Agrarpolitik, Landwirtschaft und Umwelt, müssen in Teilsysteme und im Idealfall in Hierarchien von Teilsystemen gegliedert werden, um realisierbare Modellstrukturen zu erhalten. In unserem Fall können folgende systemanalytisch abgrenzbare Teilsysteme identifiziert werden:

- Stoff- und Energieflüsse (Boden, Wasser, Luft – Abiotisches System)
- Habitate und Arten (Teil des Ökosystems)

- Produktionsverfahren (Technologisches System)
- Betriebliche Organisation (Mikro-Ökonomisches System)
- Agrarökonomische Rahmenbedingungen (Makro-Ökonomisches System)
- Aktionen von Verbänden, politischen Parteien und Administrationen (Gesellschafts-politisches System)

Die Abgrenzung und die Verknüpfung dieser Bereiche wird schematisch in Abb. 2.1 dargestellt. Im Folgenden soll jeder Bereiche zunächst abgegrenzt und dann die Verknüpfungsmöglichkeiten diskutiert werden. Dies geschieht vor dem Hintergrund der Zielstellung dieser Arbeit, ein Modell zur Unterstützung nachhaltiger Entwicklung zu erstellen.

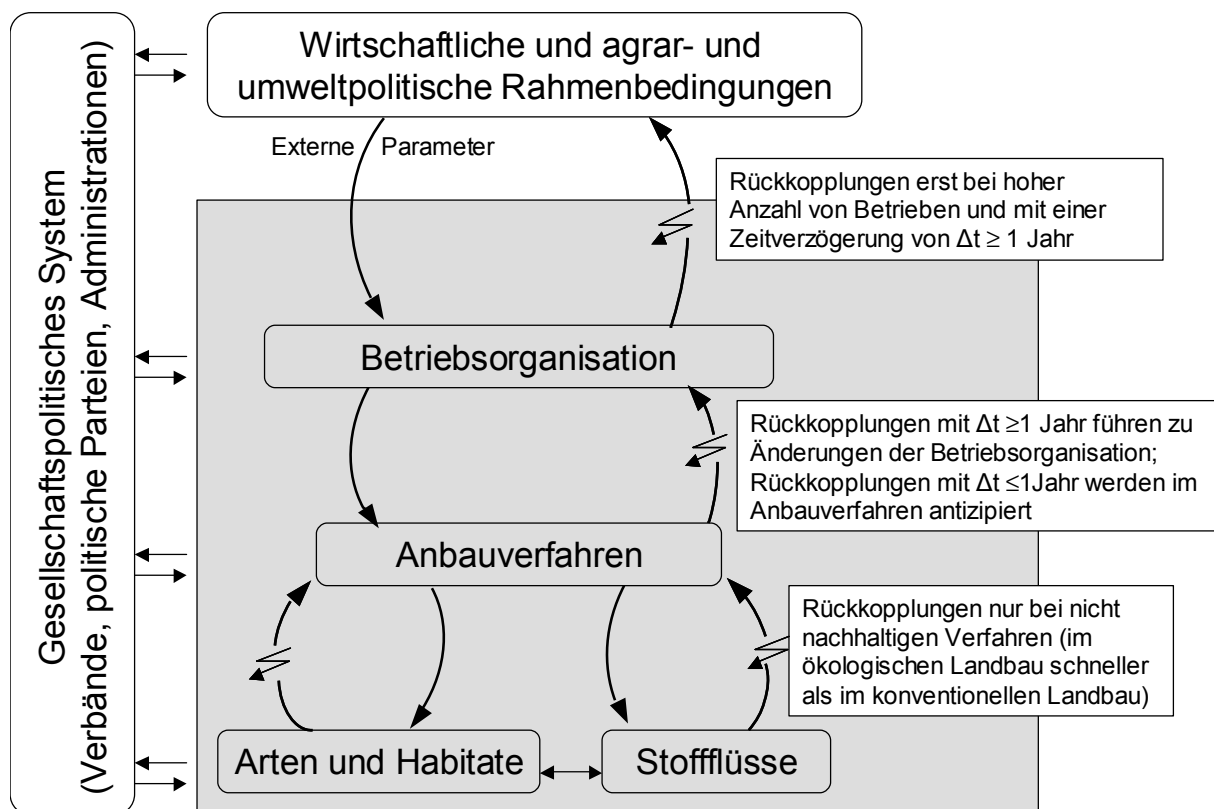



Abb. 2.1 Hierarchischer Aufbau von Teilsystemen eines Agrarlandschafts-Modells. Die gestörten Rückkopplungspfeile deuten an, dass bei starken Rückkopplungen von ‚unten nach oben‘ der Modellansatz neu definiert werden muss.

 = Der von MODAM abgebildete Teil des Systems zur Entwicklung nachhaltiger Landnutzungssysteme

Stoff- und Energieflüsse

Bei den abiotischen Stoff- und Energieflüssen konzentriert sich MODAM aufgrund der vorhandenen Expertise auf die im und auf dem Boden stattfindenden, durch Wasser verursachten Verlagerungsprozesse in der ungesättigten Zone. Die Modellierung dieser Prozesse ist im Grundsatz erforscht und von den natürlichen Standortverhältnissen wie Bodentextur verschiedener Schichten, Grundwassernähe, Relief etc. abhängig (Kersebaum & Beblík 2001). Die Maßnahmen der Landnutzung wie Bodenbearbeitung oder Düngung können als exogene Parameter betrachtet werden, die von anderen Modellen oder Erhebungen geliefert werden. Der Zeitschritt, mit dem diese Prozesse meist simuliert werden, liegt bei Sekunden, Tagen oder Jahren, während relevante Rückkopplungen zur Landnutzung erst nach Zeiträumen auftauchen, die ein 10- bis millionenfaches des simulierten Zeitschrittes betragen. Daher ist es für Fragestellungen, die deutlich unter dem Rückkopplungszeitraum bleiben, zulässig, Stoff- und Energieflüsse als ein hierarchisch der Landnutzung nachgelagertes System zu modellieren (vgl. KFA 1991). Es muss jedoch bei jeder Fragestellung neu geklärt werden, ob diese Bedingung zutrifft bzw. ob die Nutzung die Stoff- und Energieflüsse langfristig so verändert, dass dadurch die Nutzung selbst angepasst werden muss (z.B. Erosion). Davon noch unberührt ist die Frage, inwieweit statische oder dynamische Modelle angewendet werden sollten.

Grundsätzlich liefern dynamische Modellansätze genauere Aussagen, benötigen aber größere Dateninputs. Viele dynamische Stoffhaushaltsmodelle benötigen z.B. Fruchtfolgen, da dynamische Systeme von ihrer Historie beeinflusst werden (Lentz 1993:25) und daher bzgl. der Zeitskala über ein Jahr hinausgehen müssen, um den Einfluss eines unter Umständen angenommenen Anfangszustands zu verringern. Zudem können einzelne Kulturen nicht isoliert betrachtet werden, da Vor- und Nachfrucht einen erheblichen Einfluss auf den Ertrag und andere ökologische Merkmale haben können. (Kersebaum et al. 1995). Die Simulation größerer Zeiträume verringert außerdem den Einfluss extremer Jahresbedingungen und singulärer Ereigniskombinationen und führt somit zu stabileren und belastbareren Ergebnissen (Wurbs et al. 2000). Statische Ansätze dagegen können relativ einfach auf der Basis von Expertenwissen etabliert werden und benötigen i.A. nur wenige Standortparameter (vgl. Kapitel 5.1).

Wenn die Zeitschritte der modellierten Teilsysteme nicht übereinstimmen, muss die chronologische Abfolge der Module so sein, dass das jeweils folgende Modul mit dem gleichen oder einem größeren Zeitschritt als das vorherige Modul arbeitet. Wenn dieser Idealvorstellung jedoch nicht entsprochen werden kann, dann müssen Transferlösungen gefunden werden, welche die Ergebnisse des ersten Moduls so disaggregieren, dass das folgende Modul einen angemessenen Input erhält (Witte 1985; Kersebaum et al. 1995). Ein Beispiel für diese Vorgehensweise findet sich im „Osnabrücker Agrarökosystemmodell“ (KFA 1991). Dort wird zunächst für Jahresscheiben eine Planung der Betriebsorganisation mit Hilfe eines LP-Modells durchgeführt. Da die Ergebnisse jedoch von prozessbasierten Boden- und Wasserhaushaltsmodellen bewertet werden sollen, die mit

sehr kleinen Zeitschritten arbeiten, wurde ein „Realisierungsmodul“ zwischengeschaltet, welches die geplanten Produktionsverfahren witterungsabhängig in einzelne praxisnahe Arbeitsschritte aufteilt, um mit dieser Information die darauf aufbauenden Prozessmodelle zu bedienen.

Die Wahl der Bewertungsalgorithmen hängt darüber hinaus von der Definition der Anbauverfahren, den betrieblichen Planungs- und evtl. Realisierungsmodellen sowie dem Bezugsraum und der verfügbaren Datenbasis ab und wird im Absatz zur Verknüpfung der Teilsysteme noch einmal diskutiert.

Arten und Habitate

Die landwirtschaftliche Landnutzung greift massiv in die Lebensbedingungen aller auf der Landnutzungsfläche lebenden Arten ein. Sie schafft und zerstört Habitate und verursacht dabei vielfältige Wechselwirkungen mit dem nicht von der Landwirtschaft genutzten Naturraum (Tischler 1980; Mühlenberg & Slowik 1997). Diese Wechselwirkungen zeichnen sich durch komplexe Reaktionsmuster der dynamischen (biotische und abiotische) Systeme aus, die im Allgemeinen nicht linear sind und darüber hinaus mit internen positiven und negativen Rückkopplungen und Zeitverzögerungen reagieren. Bisher stehen nur wenige Modelle zur Verfügung, welche die Auswirkungen der Landnutzung auf Arten und Habitate abbilden können (Lutze et al. 1999; Schultz & Wieland 1995). Dabei können dynamische Populationsmodelle und statische Modelle, die auf statistischen Analysen oder Expertenwissen basieren, unterschieden werden (Meyer-Aurich 2001).

Rückkopplungen aus dem Bereich der Arten und Habitate auf die Landwirtschaft finden statt, werden aber weitgehend steuernd von der Landwirtschaft antizipiert. Dies betrifft zum Beispiel das Auftreten von Schädlingen oder Unkräutern im Ackerbau, deren Bekämpfung zum üblichen Produktionsablauf zählt. Bei statischen Analysen der Wirkung der Maßnahmen der Produktionsverfahren können die Maßnahmen selbst als Konstanten betrachtet werden. Bei dynamischen Modellansätzen mit Zeitschritten in der Größenordnung von Tagen bis zu 10-tägigen Perioden kann Auftreten und Bekämpfung dieser Arten in Abhängigkeit von Witterung und Standortfaktoren simuliert werden und dürfen Arten und Habitate nicht als von den Produktionsverfahren getrennte Systeme betrachtet werden. Entsprechende Module müssen dann, wie bereits im Absatz „Stoff- und Energieflüsse“ diskutiert wurde, eng verzahnt werden.

Für die integrierte Analyse der Wechselwirkungen zwischen Agrar- und Umweltpolitik, Landwirtschaft und Umwelt sowie im Rahmen von explorativen Studien auf regionaler Ebene müssen statische Betrachtungen genügen, da i.A. die für dynamische Modelle notwendigen Dateninputs nicht verfügbar sind und nur für wenige Arten entsprechende Modelle existieren (Schultz & Wieland 1995).

Die Produktionsverfahren

Produktionsverfahren beinhalten das Management natürlicher Systeme. Sie können aus der planerischen Perspektive der Betriebsorganisation als operative Systeme im praktischen Betriebsablauf oder als Störfaktoren aus der „Perspektive“ der Ökosysteme betrachtet werden. Agrarwissenschaftliche Disziplinen befassen sich mit der Optimierung der speziellen Intensität von Ackerbau-, Grünland- oder Tierhaltungsverfahren. Da die Optimierung der Produktionsverfahren der Landwirtschaft ausdrücklich nicht Ziel des Modellvorhabens ist, können die Produktionsverfahren als eigenständige Technologiepakete betrachtet werden, die allgemeingültig, aber differenziert nach den betrachteten Standorttypen, vordefiniert werden. Unterschiedliche Intensitäten werden in diskreten Schritten als jeweils neue Technologiepakete abgebildet (de Wit 1994). Eine Rückkopplung, d.h. Änderung der Betriebsorganisation aufgrund der Verfahren, muss nicht berücksichtigt werden, da die betriebliche Planung lediglich aus der richtigen Auswahl optimierter Technologiepakete bei minimaler Kostenkombination und optimaler Produktionsrichtung besteht.

Die Verfahren des Pflanzenbaus und der Tierhaltung können grundsätzlich auch unabhängig von der betrieblichen Organisation analysiert und optimiert werden. Vor allem die pflanzenbaulichen Anbauverfahren sind stark von den natürlichen Standortbedingungen wie physische und chemische Bodenfruchtbarkeit sowie der Witterung geprägt. Der Ertrag einer Frucht ist z.B. von den phytosanitären, bodenchemischen und physikalischen Effekten der vorangegangenen Kulturen abhängig. Die Frage der Rückkopplung von der Abiotik und der Biotik zur landwirtschaftlichen Produktion ist vor allem für den ökologischen Landbau von Belang, da der konventionelle Landbau im Laufe der Vegetationsperiode eine Reihe von Regulationsmechanismen nutzen kann, die der ökologische Landbau aufgrund selbstauferlegter Beschränkungen nicht nutzt. Im konventionellen Landbau werden ertragsreduzierende Effekte durch den Einsatz chemischer Hilfsmittel weitgehend eliminiert. Der ökologische Landbau jedoch kann vielen phytosanitären, Verunkrautungs- und Schaderregerproblemen nur durch eine intelligente Fruchtfolge begegnen. Dies schlägt sich in einer höheren Komplexität der Modellbildung im ökologischen Landbau nieder, da den zeitlich versetzten Reaktionen in den Bereichen Biotik und Abiotik Rechnung zu tragen ist. Die Fruchtfolge bringt eine dynamische Komponente in das Planungsproblem der betrieblichen Organisation. Die Generierung von Fruchtfolgen ist außerdem eng mit der ökologischen Bewertung verknüpft und wird daher zum Abschluss des Kapitels in Relation zum gesamten Modellansatz diskutiert.

Die betriebliche Organisation

Die Betriebssysteme zeichnen sich durch eine typische betriebliche Organisation aus, die wesentlich von den naturräumlichen und sozioökonomischen Standortfaktoren bestimmt wird (Weinschenk & Henrichsmeyer 1966). Die für Gewinnmaximierer optimale Betriebsorganisation ist erreicht, wenn (1) die optimale spezielle Intensität, (2) Minimalkostenkombinationen und (3) die optimale Produktionsrichtung gegeben sind (Hofmann et

al. 1994). Vor allem die optimale spezielle Intensität ist stark von den naturräumlichen Voraussetzungen abhängig. Da Anbauverfahren hier jedoch als Technologiepakete verstanden werden, die auf eine spezielle Situation hin optimiert sind (vgl. Kapitel 4.2), wird impliziert, dass die Betriebsplanung sich auf intensitätsoptimale Verfahren stützen und Rückkopplungen von den Verfahren zur Betriebsorganisation ausgeschlossen werden können.

Die betriebliche Organisation kann auf verschiedenen Planungsebenen betrachtet werden. Dies sind die operative, taktische und die strategische Ebene mit jeweils anderen Zeithorizonten. Die operative Ebene betrifft Entscheidungen über den konkreten Handlungsablauf im Betrieb, die taktische Ebene beinhaltet die auf aktuelle, natürliche und ökonomische Ereignisse abgestimmte Reaktion der Landwirte innerhalb der geplanten Produktion. Die strategische Entscheidungsfindung betrifft die Planung zukünftiger Aktivitäten auf der Basis des aktuellen Wissenstandes. Solange die Liquidität der Betriebe nicht unmittelbar durch Produktionseinbrüche gefährdet ist, genügen die langjährigen, mittleren Aufwendungen und Leistungen als Basis für die strategische Planung. Die ökonomischen und rechtlichen Rahmenbedingungen beeinflussen im Allgemeinen nur die strategische Planungsebene. Daher können die Auswirkungen von Änderungen der Rahmenbedingungen im Allgemeinen auf der Basis strategischer Planungsmodelle mit hinreichender Genauigkeit abgebildet werden.

Die Frage inwieweit dynamische Prozesse bei der Betriebsplanung zu berücksichtigen sind, betrifft ökologische Prozesse, die Produktion und evtl. die betriebliche Entwicklung aufgrund von Investition oder sich ändernden Rahmenbedingungen. Eine prozessorientierte, dynamische Modellierung ökologischer Prozesse benötigt auch die Modellierung der operativen Entscheidungsebene im Betrieb, da nur so eine angemessene Abstimmung von Witterungsereignissen und landwirtschaftlichen Maßnahmen als Basis der Prozessmodellierung möglich ist (siehe auch KFA 1991). Ein entsprechendes Realisierungsmodul könnte hierarchisch nach der strategischen Planung die operative Umsetzung des Plans simulieren und ökologische Prozessmodelle mit den erforderlichen Informationen versorgen. Wenn der ökologischen Bewertung allerdings statische Modellansätze genügen, dann kann die Simulation des Betriebssystems ebenfalls auf statische Ansätze für die Planung reduziert werden.

Die bereits andiskutierte Frage der Fruchtfolgeplanung kann mit statischen wie mit dynamischen Betriebsmodellen gelöst werden. In statischen Modellen wird die Fruchtfolgeproblematik jedoch nur indirekt mit der Ermittlung von Anbauverhältnissen gelöst, während dynamische Betriebsmodelle die explizite Bestimmung von Fruchtfolgen erlauben.

Die Reaktionsmuster der landwirtschaftlichen Betriebe sind komplex, beeinflussen aber kurzfristig und bei regional begrenzter Zahl der untersuchten Betriebe weder den natürlichen Standort, noch andere Betriebe, noch die ökonomischen Rahmenbedingungen.

Sobald jedoch folgende Bedingungen eintreten, werden exogene Variablen zu endogenen und müssen Rückkopplungen von der Betriebsebene zu den sozioökonomischen Standortfaktoren berücksichtigt werden:

- Die Zahl der reagierenden Betriebe ist so hoch und der Zeithorizont der Simulationen so lang, dass die Betriebe über rechtliche Mittel oder mittels Lobbyarbeit die Agrarpolitik beeinflussen können.
- Die ökonomischen oder rechtlichen Rahmenbedingungen verändern sich derart, dass sich dadurch die Konkurrenzsituation der Betriebe untereinander ändert und mit Betriebsaufgaben und -übernahmen zu rechnen ist.
- Die ökonomischen Rahmenbedingungen ändern sich, so dass nicht nachhaltige Produktionsverfahren favorisiert werden (z.B. durch hohe Preise für stark erosive oder mit hohem Pflanzenschutzmittelaufwand verbundene Verfahren). Daraufhin reagieren Institutionen des Umwelt- und Naturschutzes mit einer Beeinflussung der Umwelt- und Agrarpolitik.

Wirtschaftliche, agrar- und umweltpolitische Rahmenbedingungen

Die Rahmenbedingungen wie Subventionen, Marktpreise und rechtliche Regelungen sind auf der betrieblichen Ebene ausschlaggebend für viele Entscheidungen. Rückkopplungen von der Landwirtschaft und darüber hinaus auch von den Verbänden des Natur- und Umweltschutzes zu politischen Entscheidungsebenen sind wie oben geschildert durchaus möglich, nehmen jedoch zumeist lange Zeiträume in Anspruch bis sie in veränderten Rahmenbedingungen resultieren. Die Umwelt- und Naturschutzverbände nehmen die ökologischen Leistungen oder Belastungen der Landwirtschaft zum Ausgangspunkt ihrer Arbeit und bilden damit eine Brücke zwischen den Auswirkungen der Landwirtschaft auf den Naturraum und den Rahmenbedingungen der Landwirtschaft. Die **Instrumente der Agrarumweltpolitik** gehen im Rahmen dieses Modellansatzes als **exogene Parameter** in die Ermittlung der optimalen Betriebsorganisation ein.

Gesellschaftlicher Rahmen

Der gesellschaftliche Rahmen der nachhaltigen Entwicklung der Landnutzung wird von den verschiedenen Interessengruppen und Verbänden gebildet, die als treibende Kräfte für Veränderungen wirksam sind. Fehlentwicklungen der Landnutzung werden antizipiert, analysiert (Rolle der Wissenschaft) und über den Einfluss von Nichtregierungs- und Regierungsorganisationen zu korrigieren versucht. Regionale (u.a. Landwirte, Tourismusverbände und Umwelt- und Naturschutzverbände) und überregionale Akteure (z.B. die EU) spielen eine Rolle bei der Konkretisierung der Zielstellungen einer nachhaltigen Entwicklung (Müller et al. 2002). Die am partizipativen Diskurs beteiligten Akteure der Landnutzung sind letztlich die Zielgruppe der Modellierung (Ewers & Henrichsmeyer 2000; vgl. Kapitel 5.3). Die Wechselwirkungen der verschiedenen Akteure der Landnutzung (inkl. der Wissenschaftler) werden in MODAM nicht modellhaft abgebildet.

2.2.3 Verknüpfung der Teilsysteme und Modellbildung

Die Abgrenzung der Teilsysteme ermöglicht die Entwicklung von einzelnen, hierarchisch gekoppelten Modulen mit fest definierten Schnittstellen. Dennoch sind noch einige Fragen der Modellkonzeption offen. Dies betrifft die Wahl des Betriebsmodells und die Auswahl der Bewertungsmodule sowie die Art der Abbildung von Fruchtfolgen. Diese Fragen können nur im Zusammenhang diskutiert werden. Die Fruchtfolgeplanung verbindet aufgrund ihres dynamischen Charakters methodische Aspekte aller Modellebenen. Im Folgenden wird anhand der Fruchtfolgeplanung der methodische Ansatz von MODAM weiter konkretisiert. Anschließend werden ökologische Bewertungsansätze diskutiert und abschließend Schlussfolgerungen bezüglich des in dieser Arbeit zur Anwendung kommenden Modellansatzes gezogen.

Integration von Fruchtfolgeplanung und ökologischer Bewertung

Die ökologische Bewertung benötigt standortspezifische Fruchtfolgen, um konkrete Landnutzungsvarianten bewerten zu können. Daher stellt sich die Frage nach der Einbindung von Fruchtfolgen sowie der ökologischen Bewertung von Fruchtfolgen in die betrieblichen Planungsmodelle. Hier stehen im statischen Betriebsmodell prinzipiell drei Möglichkeiten zur Verfügung (Tab. 2.1):

- 1) Dem Planungsmodell werden bewertete Fruchtfolgen zur Verfügung gestellt (evaluation of rotation first).
- 2) Dem Planungsmodell werden Anbauverfahren als potenzielle Fruchtfolgeglieder zur Verfügung gestellt. Das Planungsmodell erstellt Fruchtfolgen, die nach Abschluss der Planung bewertet werden (evaluation of rotation last).
- 3) Dem Planungsmodell werden bewertete Anbauverfahren zur Verfügung gestellt, die dort zu Fruchtfolgen kombiniert werden können (evaluation of crops first).

Variante 1 kennzeichnet den organisatorisch einfachsten Ansatz, da eine begrenzte Zahl von Fruchtfolgen zunächst mit beliebigen ökologischen Bewertungsansätzen analysiert und dann an das Planungsmodell übergeben werden kann, wobei die Bewertungsergebnisse bei der Analyse möglicher Handlungsoptionen berücksichtigt werden können. Nachteile ergeben sich aus der vorgelagerten Definition von Fruchtfolgen. Aufgrund der kombinatorisch hohen Anzahl möglicher Fruchtfolgen können nicht alle möglichen Fruchtfolgen vordefiniert werden (Bessembinder 1997:116) und es werden im Allgemeinen nur in der Praxis etablierte Folgen untersucht. Dies erschwert die Integration von innovativen Verfahren und schränkt das Planungsmodell auf die ihm zur Verfügung stehenden Fruchtfolgen ein. Bei diesem Ansatz ist, ebenso wie bei allen anderen, eine räumliche Analyse lateraler ökologischer Effekte erst im Anschluss an die Betriebsplanung möglich.

Tab. 2.1 Varianten der Integration von Fruchtfolgeplanung in das betriebliche Optimierungsmodell

Variante	1	2	3
Aspekte	evaluation of rotation first	evaluation of rotation last	evaluation of crops first
Generierung von Fruchtfolgen	Vor dem LP	Im LP	Im LP
Regeln für die Verknüpfung von Fruchtfolgegliedern	Praxisbasiert, intuitiv	Regelbasiert, explizit	Regelbasiert, explizit, zusätzlich ökologische Regeln
Flexibilität der Generierung von Fruchtfolgen	Gering	Hoch	Hoch, eingeschränkt durch ökologische Restriktionen
Ökologische Restriktionen können im LP berücksichtigt werden	Ja	Nein, erst iterativ nach der ökologischen Bewertung des ersten Szenarios	Ja
Ökologische Bewertungsmodelle basieren auf	Fruchtfolgen	Fruchtfolgen	Anbauverfahren
Laterale Effekte	Im Anschluss an die Szenarienrechnung	Im Anschluss an die Szenarienrechnung	Im Anschluss an die Szenarienrechnung
Trade-offs	Im LP	Iterativ	Im LP

In **Variante 2** können die Trade-off's zwischen ökologischen und ökonomischen Zielen nur mit Hilfe eines iterativen Modellierungsansatzes bestimmt werden. Dies ist bei der Verwendung dynamischer Ökosystemmodelle sehr zeitaufwendig und hat den höchsten Anspruch an die Verknüpfung der verschiedenen Komponenten, da ökologische Restriktionen erst aus der Bewertung folgen und in einem folgenden Modellauf berücksichtigt werden können. Wenn jedoch die Datengrundlagen für die Prozessmodelle gegeben sind, beinhaltet dieser Ansatz die höchste Freiheit in der Fruchtfolgeplanung bei einer hohen Genauigkeit der ökologischen Bewertung.

Variante 3 stellt den höchsten Anspruch an das betriebliche Planungsmodell, da hier die Fruchtfolgeplanung und Restriktionen aus der ökologischen Bewertung integriert modelliert werden. Der Nachteil dieses Ansatzes liegt in der verminderten Genauigkeit der ökologischen Bewertung, die jeweils nur ein Fruchtfolgeglied zur Verfügung hat, ohne Vor- oder Folgefrucht zu kennen. Dies kann in beschränktem Maße dadurch aufgefangen werden, dass die Verfahren spezifisch für Vor- und Folgefruchtgruppen definiert werden. Nur in Variante 3 werden die Möglichkeiten des betrieblichen Optimierungsmodells voll

ausgeschöpft, denn hier ist es möglich, Fruchtfolgen im Planungsprozess auch nach ökologischen Restriktionen zu optimieren, und dabei sehr schnell die Bedeutung unterschiedlicher Niveaus der ökologischen Restriktionen zu eruieren. Dieser Ansatz bietet sich für explorative Studien an und ist obligatorisch, wenn der Datenbedarf der ökologischen Prozessmodelle nicht befriedigt werden kann.

Statische Betriebsmodelle haben im Hinblick auf die Fruchtfolgeplanung den bereits benannten Nachteil, nur Fruchtartenanteile – wenn auch als realistische Anteile von Fruchtfolgegliedern – liefern zu können. Diese Unschärfe erweist sich vor allem bei der Betrachtung lateraler Beziehungen im zeitlichen Kontext im Ökosystem als problematisch für die ökologische Bewertung. Diese Problematik kann nur mit Hilfe eines dynamischen Betriebsmodells gelöst werden, das rekursiv oder simultan mehrere Wirtschaftsperioden abbildet und dabei aus betrieblicher Sicht optimale Fruchtfolgen generiert². Im dynamischen Betriebsmodell stehen jedoch nur Variante 2 und 3 zur Verfügung.

Schlussfolgerung

Im Rahmen dieser Arbeit wird die dritte (evaluation of crops first) der oben genannten Varianten der Modellintegration bevorzugt. Die betriebliche Entscheidungsfindung wird auf der Basis eines **statischen** und im Bedarfsfall mit Hilfe eines **dynamischen Betriebsmodells** abgebildet. Angesichts der Problematik einer Vielzahl von ökologischen Indikatoren und der bestehenden Wissenslücken werden für die ökologische Bewertung **deterministisch statische Bewertungsmodelle** auf der Basis von Expertenwissen genutzt. Dies ist für den explorativen Charakter der Modellstudie legitim und erscheint für entscheidungsunterstützende Ansätze auf regionaler Ebene hinreichend. Aufgrund des zunächst explorativen Charakters dieser Arbeit und der Zielstellung, mit Hilfe regionalisierter Bewertungsansätze, die nur einen begrenzten Dateninput zur Verfügung haben, Entscheidungshilfen bei der Formulierung von Förderprogrammen zu liefern, werden evtl. Ungenauigkeiten statischer, auf Expertenwissen basierender Bewertungsansätze in Kauf genommen. Auch mit statischen Bewertungsansätzen können nur noch schwer überschaubare Datenmengen generiert werden. Im Folgenden werden daher methodische Ansätze zur Analyse des Lösungsraums bei multiplen Zielstellungen diskutiert.

² Der gesamte Modellansatz kann komparativ statisch oder dynamisch sein. Wenn im Folgenden von einem rekursiv-dynamischen Modellansatz die Rede ist, so bezieht sich dies lediglich auf die Fruchtfolgeplanung und die Bereitstellung eines mehrjährigen Nutzungsplans für die ökologische Bewertung, die auf dieser Basis dynamische Modellansätze nutzen kann, aber nicht muss. In der hier verwendeten Form stellen jedoch der rekursiv-dynamische und der statische Ansatz des Betriebsmodells aus ökonomischer Sicht beide einen komparativ statischen Szenarienansatz dar. In beiden Fällen wird von der Ermittlung eines optimalen Gleichgewichtszustandes ausgegangen (auch wenn im Fall des rekursiv-dynamischen Ansatzes ein mehrjähriges Gleichgewicht gesucht wird) und werden exogene, ökonomische Parameter nicht parametrisiert.

2.2.4 Modellbildung und Analyse multipler Zielstellungen

Die Planung und Bewertung ökologisch-ökonomischer Systeme muss Ziele naturaler und monetärer Art berücksichtigen. Da erstere keinen direkt messbaren ökonomischen Wert haben, wird im Rahmen der landwirtschaftlichen Betriebsplanung meist eine der folgenden Analysemethoden angewandt (Assfalg & Werner 1992; Rauschmayer 1998):

- Nutzwertanalysen: Berechnung des aggregierten Erreichungsgrades ökologischer und ökonomischer Zielwerte für verschiedene Szenarien.
 - z.B.: Multiobjektives, lineares Programmierungsmodell: Optimierung einer Zielfunktion, die sich aus den unterschiedlich gewichteten Teilzielen ökologischer und ökonomischer Art zusammensetzt (Kruseman 2000).
- Multikriterielle Analysen:
 - z.B.: Lineare Optimierung: Einkommensmaximierung mit den ökologischen Teilzielen in den Nebenbedingungen. Wenn die ökologischen Teilziele variabel sind, entsteht ein Lösungsraum, der eine umfangreiche und schwer überschaubare Menge von mehr oder weniger stark variierenden Lösungen enthält. Die Gesamtheit aller möglichen Entscheidungsalternativen, z.B. für die Flächennutzung in einer Landschaft, kann mit Hilfe einer Reihe mathematischer Methoden erfasst oder auf relevante Alternativen reduziert werden:
 - Analyse der Austauschraten (Trade-off's) zwischen Teilzielen. Die paarweise Abbildung der in mehreren Szenarien errechneten Zielwerte zeigt, welche Anteile eines Zieles aufgegeben werden müssen, um ein anderes Ziel zu erreichen (van de Ven 1996),
 - Analyse von Szenarien mit festen Kombinationen ökologischer Ziele in den Nebenbedingungen (Restriktionen),
 - Suchalgorithmen wie die Pareto-Optimierung, die Modelle auf ihr Verhalten bei Änderungen einzelner Parameter oder Sets von Parametern untersuchen (Alocilja & Ritchie 1993),
 - Fuzzy cognitive mapping (Hobbs et al. 2002),
 - Aspiration-Reservation Based Decision Support (ARBDS) (Antoine et al. 1997),
 - Conflict Analysis Model (CAM) (van Huylenbroeck & Lippens 1992).

Der Nachteil klassischer Nutzwertanalysen liegt darin, dass normative Bewertungen sich meist in dem Gesamtergebnis verstecken. Dem potenziellen Nutzer wird dabei suggeriert, dass jedes Ziel einen Nutzen hat und jede Nutzenart ökonomisch bewertbar ist. Die Diskussion der Zahlungsbereitschaftsanalyse durch Rauschmayer (1998) zeigt jedoch, dass Akteure neben privaten auch gesellschaftlichen Nutzen honorieren und dass eine ökonomische Betrachtung zum Beispiel dem Problem intergenerativer Gerechtigkeit nicht

gerecht wird (Pearce 1993:55). Rauschmayer (1998) plädiert daher für eine ethisch neutrale Multikriterielle Analyse (MCA), bei der alle Teilziele in einem interaktiven Diskurs gleichberechtigt berücksichtigt werden können (vgl. Munda 2000). Die Auswahl aus den skizzierten Methoden zur Analyse des Lösungsraums ist wiederum von dem Verwertungszusammenhang abhängig. Bei explorativen Studien im wissenschaftlichen Kontext ist die visuelle Darstellung weniger relevant und genügen die beiden erst genannten Varianten.

Szenarien

Szenarien evaluieren mögliche Entwicklungspfade, ohne den Anspruch, die Zukunft prognostizieren zu können (Hirschauer 1997; Kreilkamp 1987). Sie dienen der Abschätzung der Folgen denkbarer Entwicklungen in Bezug auf den Untersuchungsgegenstand. Szenarien sind ein wichtiger Bestandteil der Vermittlung von Modellergebnissen zu den Akteuren und sollen entscheidungsrelevante Informationen liefern (z.B. Kahn & Wiener 1967). Sie dienen dazu, die Arbeiten zu fokussieren, ermöglichen den Umgang mit unsicheren Parametern und erlauben es gleichzeitig, Probleme unter verschiedenen disziplinären Gesichtspunkten zu betrachten. Die konkrete Definition von Szenarien kann bei nicht eindeutiger Setzung der Systemgrenzen (hier: Ökosystem plus Managementsystem) zu Missverständnissen führen³.

Wie in Kapitel 3 und in Kapitel 5.3 dargestellt, können Szenarien in drei Kategorien eingeteilt werden, die entweder den Modellinput, das Modellsystem oder den Modelloutput in den Mittelpunkt der Betrachtung stellen. Demnach kann auch von (1) ‚Goal-driven‘ Szenarien, (2) Sensitivitätsanalysen und (3) ‚Policy-driven‘ Szenarien gesprochen werden (Zander 2001). ‚Goal-driven‘ Szenarien untersuchen das System im Hinblick auf ein bestimmtes Ziel oder Zielkonstellationen bei multiplen Zielen. Die Ziele werden dabei vorgegeben (Input-orientiert), d.h. im Falle von MODAM als Restriktionen formuliert. Sensitivitätsanalysen untersuchen die Systemreaktionen auf Änderungen der technischen, ökonomischen und ökologischen Koeffizienten, um besonders sensible Parameter zu ermitteln, die mit besonderer Sorgfalt erhoben werden müssen (System-orientiert). ‚Policy-driven‘ Szenarien untersuchen wie das System auf geänderte Rahmenbedingungen reagiert. Wie verändert sich die Zielerreichung bei den neuen Rahmen-

³ Der Begriff „Szenario“ führt zwischen den Disziplinen und im Kontakt mit Akteuren häufig zu Missverständnissen. Für Laien ist es nur schwer nachzuvollziehen, dass Szenarien von Wissenschaftlern nur zur Abgrenzung eines potenziellen Lösungsraums genutzt werden, dass aber ein Szenario keine Voraussage darstellt. Bei den planerisch orientierten Disziplinen erhält der Begriff oft eine etwas andere Bedeutung als im ökonomischen Kontext: In der Landnutzungsplanung wird die Vorgabe eines Nutzungsmusters aufgrund standörtlicher und ökologischer Prioritäten schon als Szenario verstanden, während aus ökonomischer Sicht ein Szenario aus agrarökonomischen, rechtlichen und sozialen Rahmenbedingungen gebildet wird und das zugehörige Landnutzungsmuster erst als ein Resultat der Simulation des betrachteten Systems unter diesen Rahmenbedingungen (Szenario) entsteht. Die Klärung dieses häufigen Missverständnisses ist nur durch eine präzise Festlegung der Systemgrenzen des Modells zu lösen.

bedingungen (Output-orientiert). Beispiele für Trade-offs (goal-driven) und Szenario-Rechnungen für verschiedene agrarpolitische Instrumente (policy-driven) werden im Ergebnisteil diskutiert (Kapitel 5.3).

Trade-off

“First, the tradeoffs method is a key to the design of successful interdisciplinary research projects for assessing sustainability of production systems. Second, the tradeoffs method provides a successful means of communicating research findings to policy makers and the public.“ (Crissman et al. 1998).

Die Trade-off Analyse ermöglicht es, mit Hilfe von Serien von Simulationsläufen jeweils ein Zielpaar zu untersuchen. Dabei werden Trade-off Funktionen entwickelt, die den Nutzen eines Zieles in Einheiten eines anderen Zieles darstellen. Die Ableitung und Darstellung von Trade-off Funktionen mit MODAM werden in Kapitel 5.3 ausführlich behandelt. Dabei werden neben dem Zielpaar aus der Trade-off Funktion immer auch die übrigen Ziele dargestellt. Da bei dieser Methode die Ziele immer paarweise untersucht werden, müssen bei n Zielen auch $\frac{1}{2} n * (n-1)$ Zielpaare betrachtet werden. Diese für das Systemverständnis zwar hilfreiche, aber auch zeitraubende Vorgehensweise wird darum vielfach durch Szenariobetrachtungen ersetzt, bei denen die ökologischen Teilziele auf jeweils ein bestimmtes Niveau angehoben werden (\Rightarrow , Goal-driven' Szenarien). Auf diese Weise kann der Lösungsraum relativ anschaulich strukturiert werden (z.B. wenig Erosion plus hohe Habitatgüte versus wenig Erosion plus geringe Habitatgüte).

Parametrisierung der Modelle

Eine Konkretisierung der obigen Systemanalyse zu einem konsistenten Modellansatz bedarf einer genaueren Betrachtung der Datenverfügbarkeit sowie bestehender Modellansätze und Analysemethoden. Insbesondere für die naturwissenschaftlichen Module gilt, dass die prozessorientierte, dynamische Modellierung umfangreiche lokale Datensätze benötigt. Darüber hinaus liegt zu vielen der Teilprozesse und Parametern nur ein unzureichendes bzw. für regionale Ansätze schwer übertragbares Wissen vor. Andererseits erfordert die Beurteilung der ökologischen Effekte geänderter ökonomischer Rahmenbedingungen Modellansätze, die Schlussfolgerungen für die regionale, mesoskalige Ebene erlauben. Diese Fragestellung mit prozessorientierten Modellen zu bearbeiten, würde feinauflösende, räumlich explizite Datenerhebungen in großem Umfang erfordern (Costanza & Maxwell 1991). Dies ist einerseits aufgrund des Datenschutzes und andererseits aufgrund der Masse der zu erhebenden Daten nicht in dem notwendigen Umfang möglich. Experimentelle Arbeiten zum Vergleich und Bewertung, z.B. von unterschiedlichen Fruchtfolgen, müssten unter Praxisbedingungen und für unterschiedliche Standorte erfolgen, was aus Kosten- und Zeitgründen ausscheidet. Daher werden auf der Basis des heutigen Wissenstandes Modelle konzipiert, die es erlauben, Expertenwissen in einem regionalen, standörtlichen Kontext und auf der Basis vorhandener Daten anzuwenden. Das Manko regionalisierbaren Wissens gilt insbesondere für den ökologischen Landbau,

für den kaum fruchtfolgerelevante, experimentelle und Erhebungsuntersuchungen in der Literatur beschrieben sind. MODAM beinhaltet im Hinblick auf die Ermittlung regionaler, technologischer und ökologischer Koeffizienten daher **regelbasierte Ansätze**, die eine Verknüpfung von aus experimentellen und Erhebungsdaten abgeleiteten Prozesswissen mit seinem Charakter nach zwar sinnvollem, aber oft unscharfem Expertenwissen ermöglichen.

Validierung

Eine Validierung komplexer Modelle der Agrarlandschaftsnutzung ist auf der regionalen Ebene praktisch nicht möglich, da empirische Experimente in dieser Größenordnung zu kostenintensiv wären. Eine Validierung komplexer Modellsysteme ist nur bei einer Verkleinerung des Maßstabs bis auf die Ebene eines Versuchsfeldes bis zum Wassereinzugsgebiet möglich. Einzelne Modellbausteine können zudem außerhalb des Systemzusammenhangs validiert werden. Darüber hinaus können nur Plausibilität und Konsistenz der Ergebnisse überprüft werden (Bossel 1992). Dabei ist mit Hilfe von Sensitivitätsanalysen zu untersuchen, inwiefern die endogenen Wechselwirkungen hinreichend genau abgebildet wurden, um die Auswirkungen von Änderungen (im vordefinierten Rahmen) der exogenen Variablen zu erfassen und stabile Ergebnisse mit hoher Wahrscheinlichkeit zu erzeugen. Im Rahmen dieser Arbeit wurden die Modellergebnisse anhand realer Landnutzungsdaten und mit Hilfe von Plausibilitätsüberlegungen überprüft.

3 Modelling multiple objectives of land use for sustainable development

This was published as:

Zander, P.^a and H. Kächele^b. 1999. Modelling multiple objectives of land use for sustainable development. *Agricultural Systems*. 59(3): p. 311-325

^a Department of Land Use Systems and Landscape Ecology, Centre for Agricultural Landscape and Land Use Research (ZALF), Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg, Germany

^b Department of Socioeconomics, Centre for Agricultural Landscape and Land Use Research (ZALF), Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg, Germany

Abstract

Sustainability is a human centered-concept, that comprises multiple aspects and objectives of different interest groups. Sustainable development is not readily measurable, except as a compromise between different parts of society, of which some may try to represent future generations of mankind. To determine a sustainable development path in the relationship between agriculture and its natural environment, a profound knowledge of this complex system and its behaviour under different socioeconomic conditions is necessary. We present a modelling system which consists of a set of hierarchically linked modules. These modules describe production activities in a way that allows an economic and ecological analysis of these techniques. The heart of the modelling system is a multiple goal linear programming model, which is generated by data base modules. Simulation of single farm models as well as regional models based on simultaneously optimised farm types is possible. The modelling system appears to be a highly flexible tool with respect to the number and type of farms, sites and production techniques. Environmental objectives can easily be included and different levels of goal achievement can be simulated. It is well suited for single farm analysis as well as for regional models, for static as well as dynamic approaches. It allows rapid adoption of the model and rapid calculation of scenarios. Therefore, it is suited for use in interactive environments with users which are interested in repeated runs with little changes in the goal function, prices, subsidies or technical coefficients. The results can be used for policy decisions as well as the strategic planning of individual farmers. Applications of the modelling system will be presented in following papers. In this paper the kind of information the model can generate and the circumstances of their usage are shown.

Keywords: Interdisciplinary research; Sustainable development; Agroecosystem management; Multiple goal linear programming

3.1 Introduction

Research issue

Since the last reform of the agricultural policy of the European Union the objectives of agricultural land use have been extended beyond providing income by producing food and fibre, because of increasing concern for the environment. That has been expressed in the concept of sustainability, comprising a mixture of multiple long and short term goals, such as the objectives of the farmers and social, economic, and ecological objectives of society at the national and international level (Neher 1992; Christen 1996). Many efforts have been made to integrate nature conservation and environmental protection into agriculture. These, mostly regional, activities have resulted in regulations that are often costly because they are in contradiction to EU-wide regulations (Weinschenck 1994; Bauer 1995). A number of studies have been carried out to examine the possibilities to realise single environmental goals, but most of these have not resulted in a sustainability oriented agricultural policy (Ganzert 1995). What is lacking is a concise operational concept of sustainability, possibly because:

- i) the concept of sustainability comprises multiple, often conflicting goals that are not clearly defined in terms of measurable parameters;
- ii) there is no consensus on the parameters that could serve for evaluation of the degree of sustainability of land use, and how the necessary trade-off between these parameters is to be valued; and
- iii) the complexities of interactions between social, economic, and ecological systems make it difficult to predict how land use should be changed to achieve a desired level of sustainability.

A society decision

As land use is a dynamic process governed by social and economic conditions, it is important to understand the relationship between socioeconomic conditions and land use. Then adjust the socioeconomic conditions in a way that allows land users to make the right strategic, tactical and operational decisions at every point in time (Ganzert 1995). An appropriate economic frame may be seen as a necessary but not sufficient precondition for sustainable development. To identify such an economic frame, different decision makers at different governmental and non-governmental levels have to make a common effort to formulate solutions, e.g. agricultural policies or market mechanisms. We agree with Röling (1994) that this requires communication and is only attainable if some kind of institutionalised driving force for sustainable development can be established. An organising and controlling institution should therefore co-ordinate the following procedures:

- i) consent- or compromise-finding procedures about criteria (e.g. indicators, threshold values) of sustainability;
- ii) consent or compromise on procedures and instruments to achieve sustainability;
- iii) applied scientific research to identify criteria for sustainability that generate relevant information for decision procedures; and
- iv) applied scientific research on the interactions between economic and ecological aspects of the system; the results should show how different economic frames affect the decision making of farmers which in turn affects ecological values.

Within this process the task of social scientists, economists, agronomists, and ecologists is to provide appropriate methods and to identify the possible range of choices and consequences. We will show in this paper how our modelling system can be used in the process of the development of sustainable land use options. Following Grant & Thompson (1997) who stated "...that the most reliable way to modify human behaviour for effective natural resource management is to bring key decision-makers through a process of discovery...", we want to contribute to that process by providing appropriate information about land use options (Yiridoe & Weersink 1997). According to Brandes & Woermann (1982) it is possible to model these complex systems to examine the decision behaviour of the farmers and its most important effects. The model should aggregate the results in such a way that possibilities and limitations, relationships, and interdependencies become explicit. Especially important are conflicting goals to show the trade-offs among the multiple goals that contribute to sustainable agriculture (Romero & Rehman 1989; van Kooten 1993). This paper deals with our modelling system, its assumptions, applicability and its shortcomings.

The modelling approach

There is a need for a modelling tool to analyse agricultural sustainability as a combination of economic and ecological objectives. This model should be able to:

- i) simulate effects of political and economic conditions on decisions about agricultural land use at farm level;
- ii) screen current and new production technologies in a standardised form and show their effects on defined indicators of sustainability; and
- iii) allow economic and ecological evaluation of production techniques at regional scale, including trade-offs among ecological and economic goals with respect to one farm or to a group of several farm types (regional approach).

Development of this tool still continues and it will become a family of different modules, which together we call Multi-Objective Decision support tool for Agroecosystem Management (MODAM). The model presented in this paper simulates agricultural decision making as economically motivated, and some consequences for the environment.

Research areas

As this approach tries to unify different aspects and scales we developed the modelling system concurrently for three research regions and projects at three different levels of aggregation:

- i) Parts of the Man-And-Biosphere reserve 'Schorfheide-Chorin' (Erdmann & Nauber 1995), with about 40 farms and 20 km² of the research area serving in the first place as verification of the ecological modules of the model system. Several farms are aggregated to regional model farms to evaluate the effects of different protection strategies and to evaluate the methodology of developing region-farms.
- ii) In the National Park 'Unteres Odertal', about 32 farms with a total area of 200 km² are modelled. The farm models developed are highly detailed and used for verification of the economic parts of the model system. Here, a regional model is used that allows individual farms to interchange their fields and determination of the most economic placement of the total reserve of the park.
- iii) The third region - the 'Bundesland Brandenburg' - which contains the other two regions mentioned, stretches over 52,000 km², serving as basis for the development of the regional model. The agricultural production activities are defined in terms of representative farm models. Different scenarios of agronomic and ecological political decision making will be developed.

3.2 Multiple objectives of sustainable land use

First we define a suitable reference system for the assessment of sustainable development. This reference system is based on measurable indicators for each of the objectives pursued. The second part contains some theoretical reflections on possible linkages of multiple ecological and economic objectives with the help of models generating trade-off functions.

3.2.1 A reference system for sustainability

A necessary precondition for any evaluation is the definition of criteria. For evaluation of actual or proposed land use, various criteria or indicators constitute a reference system, reflecting the different objectives of sustainable land use (Bork et al. 1995; Jansen et al. 1995). For each indicator a minimum level has been defined, following the save-minimum-standard approach of Ciriacy-Wantrup (1952). Obviously, a land use system can be called sustainable only if all criteria are satisfied. Since these indicators represent all criteria for sustainable development they should cover a whole range of single goal parameters in one value, and should be easy to model so that their values can be evaluated for different scenarios. To allow evaluation of goal achievement the indicators have to be measurable at low cost (Ciriacy-Wantrup 1952).

Indicators of sustainability

Since sustainability refers to both the abiotic environment and the biota, a distinction can be made between abiotic and biotic indicators. Abiotic indicators include nitrogen leaching, soil erosion, etc. For some of these indicators, as nitrogen leaching, statutory fixed minimum standards have been developed for some areas. For others, like soil erosion, normative levels can be identified. However, standards for biotic indicators that reflect the quality of the living resource base in agriculturally used areas hardly exist (Bastian & Schreiber 1994). As it is not easy to identify generally valid indicators with respect to the type and/or number of species or the number of individuals of one species that should be present in a certain landscape, some ecologists argue that it is sufficient to create suitable physical conditions for the required biological diversity (Roweck 1995). If the need for the presence of certain species has been accepted, scientists can define the minimum size of adequate habitats or the acceptable level of land use intensity for these species (Bishop 1978).

However, the extent and type of space for nature protection and development is a societal decision that also depends on what can be afforded. So far, no consistent quantitative system has been defined for sustainability that reflects in a coherent way all economic and ecological aspects. In each of the research projects in which the authors are involved, indicators of sustainability have been identified, but up to now no consistent set has been established. Further research is necessary to develop a flexible reference system, that allows easy adoption to different regions and different demands of society. In this paper we will not elaborate on the development of indicators but focus on the methodology of analysis of a set of indicators of economic and ecological sustainability.

3.2.2 Economic and ecological analyses

Sustainable development aims at preserving private and public goods to secure future survival of mankind with high probability. It is assumed that the natural environment as a future means of production has to be preserved as healthy as possible. Sustainability is by definition a compromise aiming at concurrent realisation of various objectives. Here, we show how economic and ecological analyses of land use systems can be linked. In our opinion this requires integration of ecological objectives into economic activities (Ciriacy-Wantrup 1952; Pearce & Moran 1994). We first discuss the basic economic considerations of finding an approximate equilibrium of demand and supply for natural public goods. Subsequently, we show how this process can be supported by means of trade-off functions.

Economic analyses of market equilibrium for private goods

Assuming a perfect market for private goods, the tangential intersection of the transformation curve and the indifference curve represents the market equilibrium (Fig. 3.1). In theory, the market determines the production level through the equilibrium between

demand and supply. This equilibrium reflects the optimum combination of different goods produced and the optimum allocation of scarce resources for society (Henrichsmeyer et al. 1991).

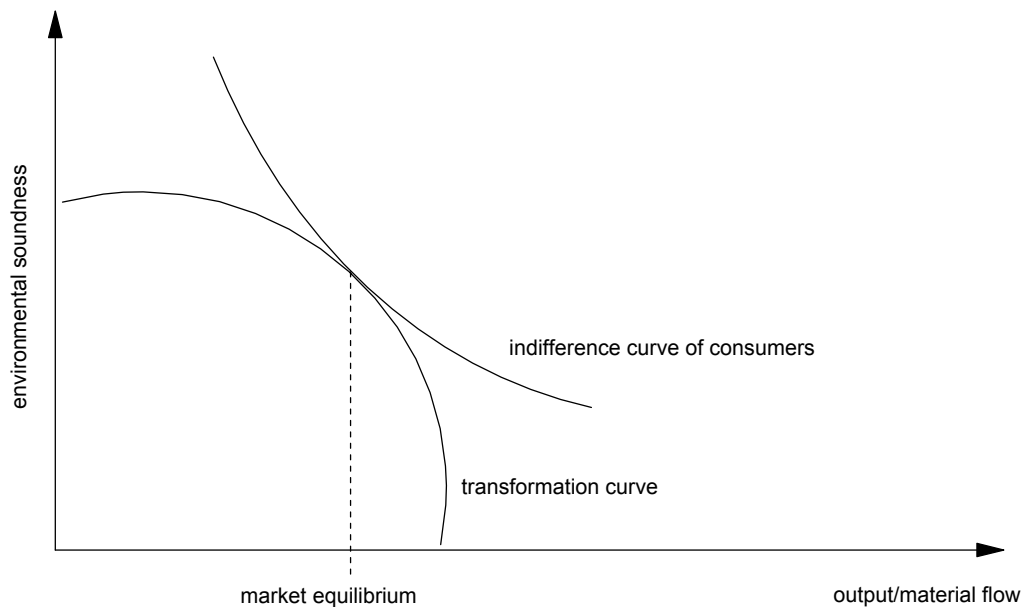


Fig. 3.1 Market equilibrium, found at the tangential intersection of the transformation curve and the indifference curve

Non-market products

The goods dealt within environmental and nature protection are often public goods which in the short term are available without any restrictions and any costs for the private users. Nevertheless, use of these goods causes costs and benefits for human society (Tisdell 1993a), and the social benefit-cost ratio is different from the private one (Gowdy 1993). This situation results in positive or negative external effects known as a type of market failure (Baumol & Oates 1988; Bromley 1991). Market failure always leads to imperfect resource allocations and loss of benefits to society as a whole. Economic activities have to integrate costs and benefits that originate in natural or environmental non-marketable goods (Pearce & Turner 1990). Internalisation of external effects can only cover those aspects of sustainability that are related to external costs.

The consequences of incomplete information in this process have to be taken into account (Weimann 1991). For ecological goods the demand side often only has vague ideas about the net benefits achieved from pursuing ecological objectives. Our modelling system does supply information on ecological and economic costs, and benefits of adapted agricultural practices under different scenarios with respect to socioeconomic conditions.

A market for non-market products

In the process of sustainable development, government as well as private activity should first try to create a situation of nearly perfect information, not only about the private, but also about the social transformation curves (Tisdell 1993a). This means that the private and social costs and benefits of the use of these common, non-market goods are known. This information would support a bargaining process among interest groups (Röling 1994). The bargaining process can be regarded as the market for non-market products, which results in decisions about the extent to which the use of common goods is tolerable for society and whether and what instruments should be used to achieve that extent (Buttgereit 1991).

Trade-off and indifference curve

A well-established method to provide adequate information for multiple objective problems is the multiple goal linear programming analysis (van Keulen & Veeneklaas 1992). The trade-off between two conflicting goals shows how much of one objective has to be sacrificed to more fully realise the other objective. Modifications in technical coefficients due to research or in economic coefficients due to changes in markets, etc., can be taken into account by recalculating the trade-offs among objectives. According to Assfalg and Werner (1992) the trade-off function between two objectives, generated by maximising the use of limited resources, can be assumed to be identical to the production-possibility or transformation function and to the supply function. Given consumer preferences for the two objectives, the indifference curve can be added. In this way, the market equilibrium for non-marketable products can be found analogous to that for marketable products (Fig. 3.1).

As different interest groups or stakeholders have different preferences, they also have different indifference curves (Fig. 3.2). The above mentioned bargaining process should result in a compromise represented by the intersect of the trade-off or supply function with the indifference function of society (Fig. 3.3), which can be considered as the market equilibrium for non-marketable products. As the regional stakeholders are presented by a limited number of organisations, they can be interviewed with respect to their demand for ecological functions. Confronted with the trade-off function (production function) the intersection of their demand functions (indifference curves) with the trade-off function can be determined.

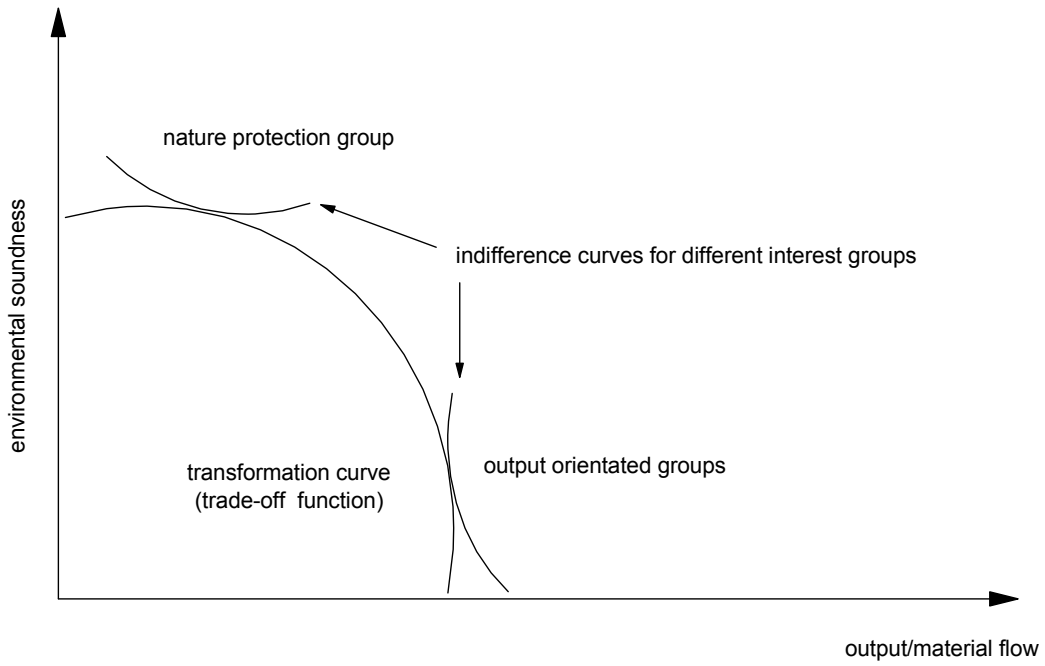


Fig. 3.2 Different interest groups presented by different indifference curves

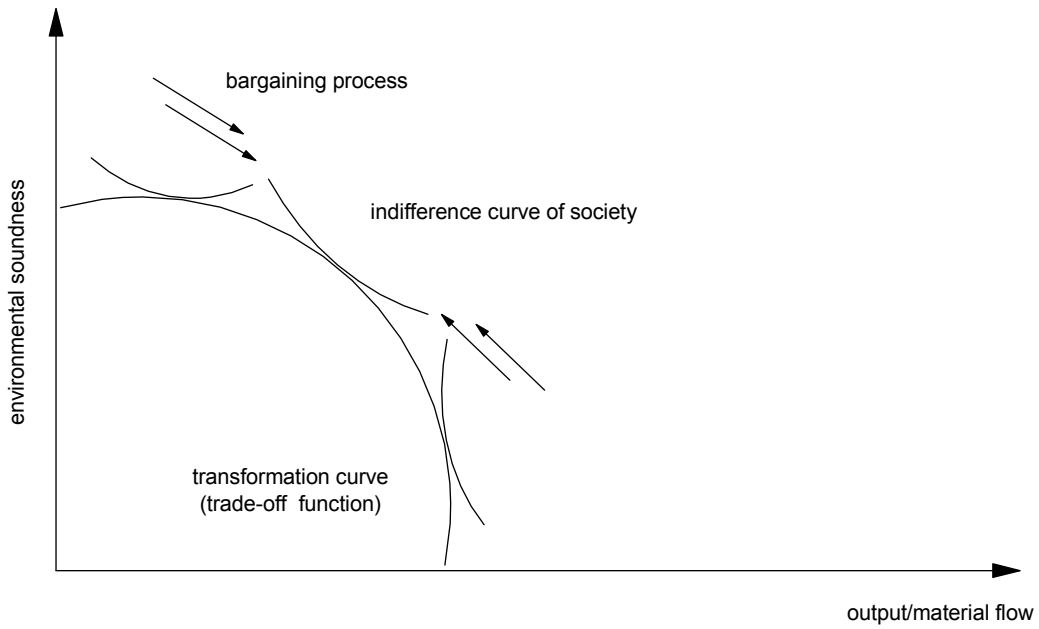


Fig. 3.3 Compromise-finding procedures result in a unique indifference curve of society

Bargaining on the basis of trade-off functions

On the basis of an explicit trade-off function it is easy to imagine how a bargaining process can take place among the different stakeholders involved in the ecological functions represented by the private and public interest groups. If a consensus is found about a common indifference curve, its intersection with the trade-off function can be assumed to represent the theoretical equilibrium between supply of and demand for ecological functions. This process becomes more complicated and leaves less space for bargaining if multiple objectives are involved. The methodological approach however still remains the same.

Multiple objectives

As sustainability by definition deals with multiple objectives, the intersection of the indifference curve with the trade-off function of each pair of objectives has to be determined. Trade-off functions for alternative land uses can be competitive, complementary, supplementary, and antagonistic (van Kooten 1993). Mathematically, it is no problem to develop multidimensional trade-off functions. In contrast, for visual presentations only pairs of goal values are practicable. The number of pairs of objectives is equal to $0.5n*(n-1)$, with n the total number of objectives. If the number of objectives is high, as for example in Bork et al. (1995), it may be better to present the solutions by means of a limited number of scenarios, generated by combining a number of objectives in each scenario.

Sensitivity analysis

As trade-off lines are the result of a mathematically exact, but very simplified, model of a complex reality which relies heavily on expert knowledge, errors of different kind may occur during input data collection. Hence, it is necessary to investigate the effects of such errors on the trade-off functions by extensive sensitivity analysis of the technical and economic coefficients (Paris 1991). The results indicate which coefficients most strongly affect the behaviour of the whole system and should therefore be estimated with special care. It will also lead to recommendations for further research.

Scenarios based on different goal achievements

Each point on the trade-off function refers to the same frame conditions with respect to the goal function. At the starting point, the demands on all goals are set to the save-minimum-standards according to the reference system. Then the restriction on one of the goals is tightened step by step. These different runs can be considered as one set of scenarios. Together with other sets of scenarios that illustrate model behaviour if other goals are restricted gradually, a scenario family is formed, calculated under the same socioeconomic and technical conditions. The results can be shown in pair-wise trade-off functions that can be considered as transformation functions given certain technical and

economic coefficients. The procedure has to be repeated for modified technical or economic coefficients (Bishop 1980).

Scenarios based on different conditions

An alternative way to use scenarios is to identify different sets of conditions and to evaluate the values of all objectives for each set of conditions. Thus, scenarios of land use can be used to show the consequences of different strategies which respect to political instruments and technologies for environmental protection and nature conservation. But, as the model does not simulate the dynamic development of the corresponding markets, results of these investigations of different agricultural policy instruments should be interpreted with care (Tisdell 1993a).

Interactive evaluation of objectives

It is possible to establish an interactive procedure with the help of the modelling system, which allows the user to formulate his own scenario, characterised by different indicator values and reformulating his scenario by "playing" with the model (Romero & Rehman 1989; Pitel 1990). This will give the user a better understanding of the behaviour of the real system and, consequently, also some understanding for the positions of other interest groups in the bargaining process.

Conclusions

In summary, we can conclude that an interactive modelling system, generating trade-off functions between ecological and economic objectives is helpful from five points of view:

- i) interactive experimentation with the model increases knowledge and understanding of the behaviour of the real system, but also the understanding of conflicting positions of interest groups in land use;
- ii) it allows analysis of the maximum goal achievement possible under given conditions and, hence, defines the boundaries of the multidimensional solution space;
- iii) trade-off functions will show areas of complementarity between goals and areas where a small decrease in achievement of one goal leads to much larger realisation for another goal; this will allow to simplification of the bargaining procedures by showing the consequences of changing preferences: movement of indifference curve and new transaction;
- iv) sensitivity analysis of the model will show where further research is necessary; and
- v) scenarios of different conditions will help political decision makers to identify the most efficient instruments to realise the desired goal achievement in practise.

The model, therefore, is a useful tool in an interactive procedure for the definition of sustainability criteria.

3.3 Description of the model

Here, we describe the theoretical assumptions and the practical implementation of our decision support model. We show hierarchical linkage between the economic and ecological parts of the model (Jarosch 1990). Where maps in geographical information systems (GIS) are available, the results of the model in the form of crop rotations and their technical, economic, and ecological coefficients can be transferred to the GIS for graphical presentations.

3.3.1 Boundaries and assumptions

It is important to distinguish between the image of reality in our minds and the mathematical model we construct as an abstract of the perceived reality. On the one hand there are all the elements of reality. However, only a limited number of these elements is selected to describe the relevant aspects of reality for a given purpose within our mathematical model (Bossel 1992). We assume that the selected elements comprise all essentials to describe the behaviour of the system for the given purpose.

Assumptions

It is assumed that the managers of agricultural enterprises behave fully rational and that their decisions on the selected production techniques are based on economically optimal solutions of the allocation of their resources under given economic conditions (Henrichsmeyer et al. 1991). The optimal organisation of a farm is, therefore, determined by the given natural, economic, and legal conditions. At the same time, these basic conditions determine the degree of sustainability of a certain land use. Hence, a deterministic relation between economic conditions and sustainability is assumed. The decision on the extent to which sustainability criteria are taken into account is for this reason exclusively determined by the demand side. We are aware that this approach does not fully reflect the real situation, and that environmental knowledge and awareness of farmers can have a great impact on the sustainability of agricultural practices (Weimann 1991; Leeuwis 1993). It is further assumed that it is possible to characterise the ecological soundness of agricultural practices on the basis of some indicators. The selection of indicators is, therefore, decisive for the final selection of sustainable land use systems (Plachter 1992).

What the model does and does not

We try to simulate the influence of prices and policy regulations on the decision behaviour of farmers and the effect of the resulting agricultural practices on the indicators of sustainability. Prices and policy regulations are the driving forces of the model. The model is static and refers to a partial equilibrium situation which means that neither the year-to-year variability of the weather nor the influence of farmers' behaviour on other farmers or the market are taken into account. The model simulates decision making only on the basis of purely economic reasoning. Therefore, the different skills or the aware-

ness of farmers with respect to environmental risks are not considered. The effects of practical measures on the environment are estimated on the basis of some selected indicators for sustainability described by knowledge-based models. The essential aspects of these indicators are how they are chosen and how their threshold values are defined which should be done in consultation with the relevant interest groups.

3.3.2 The structure of the model

Theoretical reasoning leads to the conclusion that the best model structure should completely integrate ecological and economic modules (Krayl 1993). However, the complexity of the selected system leads to a hierarchical structure of economic and ecological modules that can also be applied to derive optimal solutions, if all possibilities are taken into account (Wossink et al. 1992). The modular concept offers further advantages like separate validation and improvement of modules. Our model is based on a multiple goal linear programming approach. It consists of five levels of hierarchically linked modules. The first level of modules generates the technical coefficients. The second level calculates the economic coefficients of site-specific production techniques. The third evaluates the ecological effects of these production techniques, and the fourth generates the linear programming model. The fifth level of modules starts the subprogramme which solves the equation system, analyses the results and prepares the transfer of data to the Geographical Information System (Fig. 3.4). Fig. 3.4 also indicates the interaction between model development and the definition of ecological objectives with respect to the modules: (1) the definition of goal adapted production practices, (2) the formulation of appropriate evaluation tools and (3) the programming of restrictions or goal functions in the linear programming module.

The data bases

The modules were programmed on the basis of a relational data base system which feeds a linear programme-solver. It is divided in six different data bases to secure retention of relevant data of individual farms. The modular approach allows different researchers to work on different parts of the model at the same time. Tab. 3.1 lists the different data bases developed by different authors (see Acknowledgements section).

The data base CROP generates site-specific production systems based on expert knowledge. The data base ECOL uses the generated data sets from CROP to evaluate some site-specific ecological effects. LIVE contains different sets of livestock production practises, derived from standard data tables. ECON uses the data from CROP, LIVE and from FARM for a partial economic evaluation. The LPGE data base uses information from all other data bases to build a linear programming matrix which is solved by an external solver. The results are returned to LPGE for further ecological analysis and also to prepare the GIS monothematic maps, showing the distribution of single parameters in space for a given scenario.

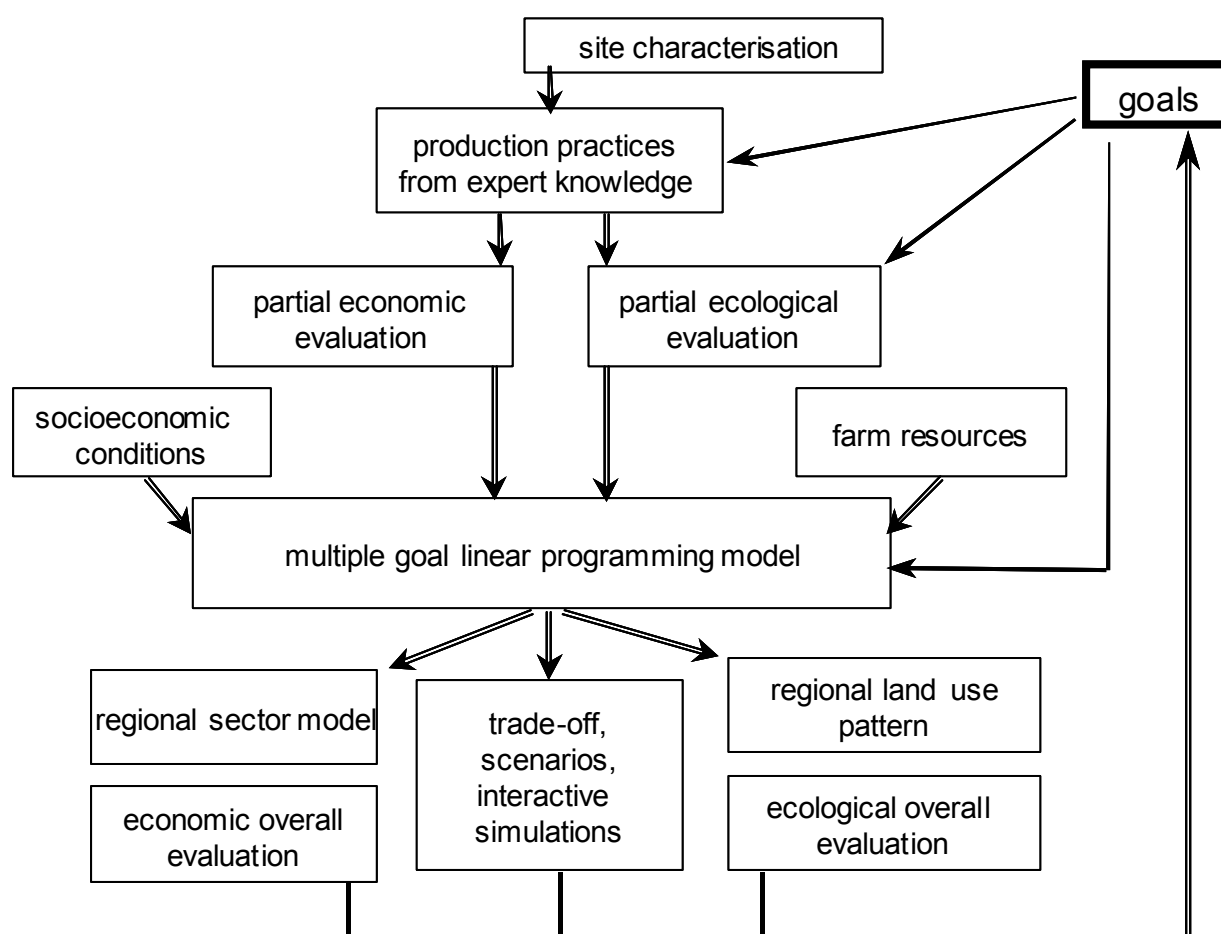


Fig. 3.4 Iterative definition of goals in the modules of MODAM

Tab. 3.1 Data bases containing the modules of MODAM

Acronym	Data base
CROP	Crop production practices
LIVE	Livestock production practices
FARM	Individual/model farm data
ECOL	Partial ecological evaluation of cropping techniques
ECON	Standard data ^a and partial economic evaluation of production practices
LPGE	Generator for linear programming models

^a Standard data are derived from KTBL tables (KTBL 1997)

Modelling production practices

Modelling production practices has to simulate adequately the operational and tactical decisions with respect to growth of a specific crop at a specific site, to allow conclusions on its environmental effects. In the context of our research project it seems redundant to model these decisions at the level of detailed seasonal climatic conditions. Since the project approach is to develop transferable models for the design of new land use strategies the required data would not always be available. Our approach, therefore, makes extensive use of expert knowledge to generate a set of cropping activities representing long-term averages and can be adapted to site-specific techniques with limited data requirements. The resulting standard site-specific cropping techniques are sufficiently accurate for evaluation of environmental goals and not too detailed to make modelling applications for larger areas not feasible. It is possible to design and evaluate prototypes of cropping techniques adapted for more complete realisation of environmental goals.

Crop production techniques

The crop production techniques comprise a number of coefficients each describing the required farming machinery material, inputs and the timing of the activity (Fig. 3.4). Since this information is implemented in a relational data base, it is possible to link names or numbers of machinery and implements to tables in which working times and costs are specified for each machine or implement. Site-specific amounts of seeds, fertilisers and products are calculated. The expected yield is calculated through equations derived from expert knowledge as a function of site characteristics (Roth 1995). The fertiliser requirements are estimated as a function of the yield, using the contents of the corresponding nutrient in the harvested components. A large set of possible crop production techniques is defined according to the site-specific potentials. In the farm model rotations are generated comprising these techniques, and that meet phytosanitary and technical restrictions.

Ecological evaluation of crop production techniques

The standard crop production techniques have to be evaluated with respect to each indicator of sustainability. Up to now six evaluation tools have been developed which can be linked to the modelling system. Currently identified indicators are: (1) the potential for nitrogen leaching; (2) potential wind; (3) water erosion; (4) protection of wild flora; (5) a disturbance index for amphibians; and (vi) an index for partridges. These evaluation tools are described in detail by Meyer-Aurich et al. (1998). Because of the modular structure of the data base it is also easy to link other evaluation tools.

Multiple goal linear programming farm model

The multiple goal linear programming farm model resembles a common linear programming model with the well-known matrix structure solved by the Simplex method. To handle multiple goals this technique is used with different goal functions. Various series

of runs are executed, each time with another objective defined as goal function and the other objectives formulated as restrictions. In the first run, the restrictions are all held at a minimum level defined as sustainable. This solution yields the maximum attainable value for each objective. By repeating these runs with gradually tightened restrictions, the data for the already-discussed trade-off functions are generated (de Wit et al. 1988).

Demand for ecological goals

The production of food and raw materials takes place in EU-wide organised markets and is (co-)determined by EU regulations. Ecological objectives are often regulated at national, regional or local scale. The demand for 'goods' as natural habitats can be formulated by new regulations or by appropriate subsidies restricted to the appropriate spatial scale. In the model, all regulations and prices are exogenous. Therefore, exhaustive sensitivity analyses have to be executed. It is envisaged to optimise these exogenous conditions in an interactive process with decision makers at regional level. The farm model will show where comparative advantages of sites can be used within the farm. The regional model will show the same type of interactions between farms with respect to regional ecological goals.

3.3.3 The spatial dimension of the model

Regulation area and landscape

Different socioeconomic, as well as ecological, aspects of the model are strongly related to defined areas. Farms mostly consist of a number of fields characterised by specific hydrological, soil, and weather conditions. With respect to agricultural production, the fields are the lowest spatial scale within the model. With respect to the ecological evaluation of agriculture, other spatial elements as biotopes and borders to adjacent fields can be added. Fig. 3.5 shows the spatial dimensions corresponding to the elements of the modelled system. The model will be used for both individual farms and for 'typical' farms in the context of regional modelling. Hence, the relationships in Fig. 3.5 may refer to individual as well as to types or classes of sites. Subsidies and regulations are designed within the context of definitive spatial boundaries (Scheele et al. 1992). This generalisation refers to subsidies and regulations of the European Union, but also at national scale, regulations by the "Bundesländer" and other locally specific regulations, i.e. the possibilities for subsidies can differ from one farm to another. Farms are characterised by their site-specific access to markets, and their access to the production factors land, labour and capital, which are inter alia depending on the location of the farm (Reisch & Zeddies 1992). Moreover, biological indicators of sustainable land use may differ from one landscape to another; e.g. they vary with the potential for rare plants and animals in different types of landscapes. Therefore, land use systems have to be evaluated in relation to the corresponding landscape (Buys 1995).

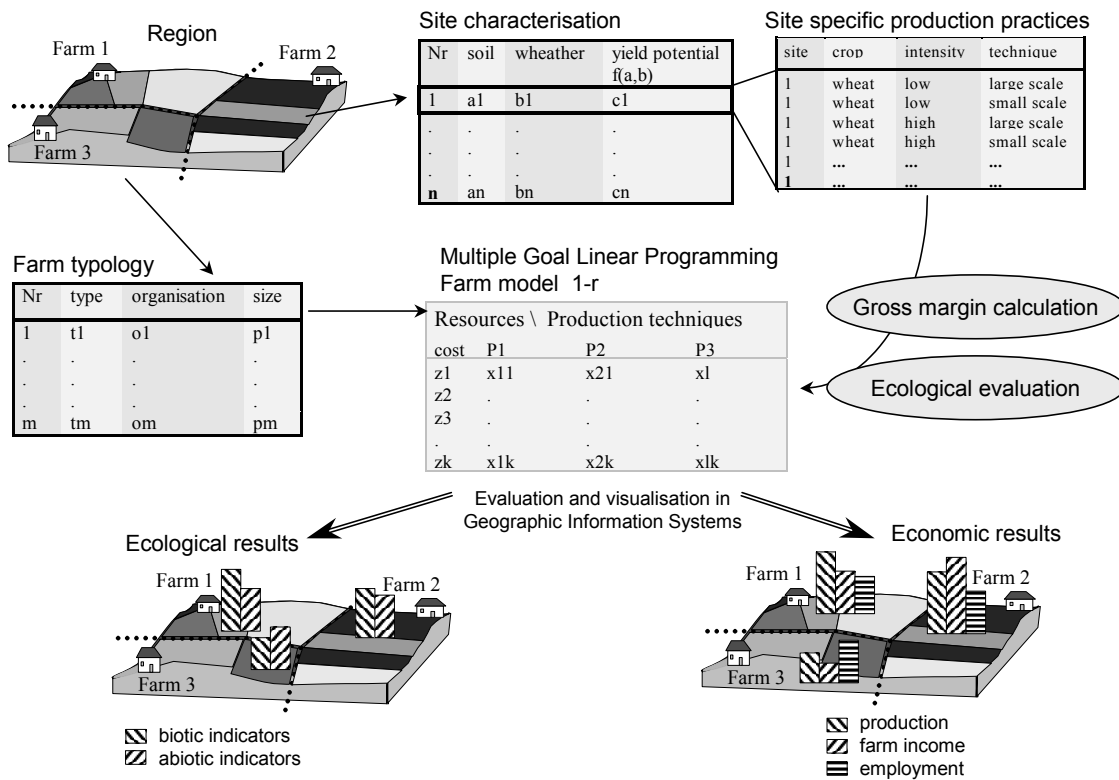


Fig. 3.5 From site and farm typology to a regional evaluation of land use scenarios

Farm typology

At the scale of a “Bundesland”, modelling individual farms is not feasible. However, individual farm models should be used for validation of the modelling approach. A typology is necessary to identify classes of farms that can be simulated with the same farm model. The typical parameters of this typology are legal form of the farming enterprise, production orientation and size class. These farm types are differentiated on the basis of the ecological characteristics and the production potential of their sites, which are based on a site classification, necessary to handle the data needed for large scale models.

Site classification

The classification of soil types forms the basis for all other typologies. For characterisation of sites in former Eastern Germany, two types of soil maps at two levels of aggregation are available. First the “Reichsbodenschätzung” (National Soil Quality Estimation) that was conducted in the thirties for reasons of tax estimation and resulted in a very detailed picture of the soils in all of Germany before World War II. The data for each polygon of a few hectares were transformed in a soil fertility index, indicating the production potential of the soils. After World War II in Eastern Germany the “Reichsbodenschätzung” was transformed into a more aggregated map (scale 1:25 000) with polygons

of some 10-100 ha classified according to soil quality, hydrology and relief. This so-called MMK (Mittelmaßstäbige Kartierung = medium-scale cartography) is available in digital form and constitutes the second source of soil data (Schmidt 1978; Gunia 1982).

Site classification for estimating environmental effects

A first level classification of the environmental effects of agricultural production has to be based on soil classification, which indicates the type of 'vertical' problems to be expected; e.g. nitrate leaching potential. The second level of classification should take into account lateral relationships caused by the production on fields. This includes possible impacts of all kinds of emissions from fields to neighbouring structures such as open water, hedges, or woods, as well as disturbances of special habitats; e.g. runoff contaminated with pesticides and fertilisers should be avoided as far as possible. A third type of lateral relationships is given by the landscape in which the site is embedded. Within the Schorfheide-Chorin project, for example, amphibians were chosen as a group of animals that should be protected. Hence, fields in the neighbourhood of certain types of surface water have to be cultivated using special cropping techniques developed for this objective (Meyer-Aurich et al. 1998).

3.4 Application of the model

The model will be used in different research programmes executed at the Centre for Agricultural Landscape and Land Use Research (ZALF), Müncheberg in Germany. Currently, the model system is developed in the context of three research projects:

- i) in the biosphere reserve 'Schorfheide-Chorin' within the framework of the combined BMBF-DBU⁴ project for the design of land use systems especially aiming at integration of nature protection objectives;
- ii) in the National Park 'Unteres Odertal' for the analysis of the economic effects of the return of agricultural land to reserve area; and
- iii) in the 'Bundesland Brandenburg' to investigate the impacts of large scale transformation from conventional to organic farming.

Research project 'Schorfheide-Chorin'

The project in the biosphere reserve 'Schorfheide-Chorin' aims at developing an agrarian landscape management by mixing agricultural and nature protection objectives. This includes some segregating measures, like letting fields lie fallow, but the main focus is on integrative measures, like the development of adapted cropping practices that take into

⁴ BMBF: Bundesministerium für Bildung und Forschung (Federal Ministry of Education and Research).
DBU: Deutsche Bundesstiftung Umwelt (German Federal Foundation for the Environment).

account the special requirements of naturally occurring species. Both strategies will be evaluated with the help of MODAM. Trade-offs will be calculated between the different nature protection and farmers' goals for model farms. The results should support decision making within the reserve authority, which has to establish efficient nature protection strategies with limited resources.

Research project 'Nationalpark Unteres Odertal'

The national park was established in 1995. Until 1989 this region was one of the most important grassland areas in the former German Democratic Republic (GDR), used at a high level of input intensity. The major part of the park is still in agricultural use. Objectives of the national park, such as reducing intensity and abandonment of production are competing with the agricultural activities. The national park authority manages subsidies from the EU life programme, the riparian zone programme of the Federal Republic of Germany (FRG), subsidies of the Land Brandenburg and funds of Non Governmental Organisations. The demand for ecological 'goods' is thus concentrated in the hands of the national park authority. With the help of MODAM, a model for this region is being generated that simulates each farm on the basis of a specific farm model. Compensatory reactions in and among farms (exchange of fields), as well as different scenarios with regard to the location of total reserves without any agricultural use will be investigated.

Research on large scale transformation of land use to ecological farming

The objective of this research project is to analyse some ecological and economic effects of large scaled transformation of conventional to ecological farming. The research area consists of the 'Bundesland Brandenburg'. In total, eight indicators for this evaluation were identified. The socioeconomic goal system is represented by production, income and employment in agriculture. Ecological indicators are leaching of nitrogen and phosphate, C/N balance of the soil, use of fossil energy and area and quality of natural habitats. Since the research area consists of one Bundesland the relevant decision makers to interact with are not only at local level, but also at the level of the Bundesland. Furthermore, non-governmental organisations were included in the interactive process of defining adequate indicators and their goal values.

3.5 Conclusion

The modelling system, MODAM, is suitable for interactive research on multi-objective land use issues. MODAM is an instrument that can serve to mediate in conflicts among competing groups of land users, by generating information about economic and ecological effects of particular decisions. It is suitable for ex post analysis as well as for ex ante planning problems. MODAM allows depiction of economic and ecological spatial problems at variable scales. The modular structure permits linkage of additional economic and ecological modules and facilitates inclusion of new scientific knowledge. The linkages

between the various modules are organised by means of a relational data base and automated to a large extent. Hence, a large number of scenarios can be analysed in a short time. Finally, MODAM did serve during its development as interface and focus in interdisciplinary research.

Acknowledgements

The authors gratefully acknowledge the encouragement and valuable comments of Professor Dr. Stephan Dabbert, Professor Dr. Herman van Keulen, Dr. Armin Werner. We are also grateful to Dr. Andreas Meyer-Aurich for developing the data base ECOL, Mrs. Kerstin Franke, Mr. Klaus Rathsmann and Mr. Ralf Wysujack for valuable assistance in model development. The study was supported by funds of the German Federal Foundation for the Environment (Deutsche Bundesstiftung Umwelt), and the Federal and State Ministries of Food, Agriculture and Forestry (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Brandenburg).

4 MODAM – Multi-Objective Decision support system for Agroecosystem Management

Die Zielsetzung dieser Arbeit ist es, ein Modell zur Verfügung zu stellen, das die Wechselwirkungen ökonomischer und ökologischer Ziele der Landwirtschaft auf regionaler Ebene abbilden kann. Drei wesentliche Einsatzbereiche des Modells sind denkbar: die Quantifizierung der Nutzungskosten bei Entschädigung, die Ermittlung kostenminimaler Maßnahmen bei gegebener Zielstellung und die Ermittlung der Austauschraten konkurrierender Ziele. Die potentiellen Nutzergruppen dieser Analysen sind auf verschiedenen wirtschaftlichen, administrativen und politischen Ebenen der Landwirtschaft und des Umwelt- und Naturschutzes zu finden. Das Modellsystem soll die Wechselwirkungen zwischen verschiedenen ökonomischen und ökologischen Zielen transparent machen und damit einen Beitrag zur nachhaltigen Entwicklung der landwirtschaftlichen Landnutzungssysteme leisten. Die Modellstruktur wurde in einem interdisziplinären Team am ZALF entwickelt und mit Unterstützung technischer Hilfskräfte umgesetzt. Die ackerbaulichen Anbauverfahren und ihre Verknüpfung zu Fruchtfolgen bilden im Rahmen dieser Arbeit einen Schwerpunkt. Der allgemeine Datenbankaufbau und das Betriebsmodell sowie die ökologische Partialanalyse werden nur zusammenfassend und ergänzend beschrieben, da sie bereits in früheren Veröffentlichungen diskutiert wurden (Kächele 1999; Meyer-Aurich 2001; Runge 2003). Im Folgenden wird zunächst die Struktur des Modellsystems hergeleitet und der Aufbau der Datenbanken dargestellt (4.1). In den daran anschließenden Kapiteln werden die wesentlichen Modellbausteine beschrieben, wobei die Anbauverfahren (4.2) hier einen Schwerpunkt darstellen und die Generierung von Fruchtfolgen (4.3), Tierhaltungsverfahren (4.4), die ökologischen Bewertungsverfahren (4.5) und das Betriebsmodell (4.6) nur summarisch behandelt werden.

4.1 Die Modellstruktur und die Datenbanken

Auf der Basis des diskutierten Kontextes (Kapitel 2.1), der systemanalytischen Betrachtung zur Modellbildung (Kapitel 2.2) und den Anforderungen an multikriterielle Analysemethoden von Landnutzungsänderungen wurde ein hierarchischer Modellaufbau gewählt, der auf bewerteten Anbauverfahren aufbaut, die im Betriebsmodell zu Fruchtfolgen verknüpft werden können (Variante 3, Kapitel 2.1). Die Umsetzung dieses Ansatzes erfordert umfangreiche Datensammlungen, die in einer konsistenten Modellstruktur zusammengeführt, mit Hilfe verschiedener Modellbausteine bewertet und schließlich zu einem betrieblichen Planungsmodell verarbeitet werden können.

Modellstruktur

Das Modellsystem lässt sich in drei hierarchisch verknüpfte Ebenen (Abb. 4.1) gliedern. Auf der ersten, deskriptiven Ebene werden die Produktionsaktivitäten, Standorte und die Ziele der Optimierung beschrieben. Standortsspezifische Anbauverfahren werden in einer Form zusammengestellt oder generiert, welche die ökonomischen und ökologischen Partialanalysen der zweiten Ebene ermöglicht. Die zweite Ebene liefert mittels einer Reihe statisch deterministischer Analysemodule die ökonomischen Kosten und Nutzen und die ökologischen Potenziale und Risiken der Anbauverfahren. Letztere bilden die Basis der ökologischen Nebenziele im Betriebsmodell der dritten Ebene. Auf der dritten Ebene, der integrierten Analyse, werden die technischen, ökonomischen und ökologischen Koeffizienten zusammen mit den betrieblichen Kapazitäten an den LP-Generator übergeben, der ein statisches, bzw. ein rekursiv dynamisches, gemischt ganzzahliges, lineares Programmierungsmodell erstellt, das ökologische Ziele als Nebenbedingungen beinhaltet. Das statische oder dynamische Betriebsmodell kann daher ökologische und ökonomische Ziele simultan optimieren. Der Modellansatz wurde mit Hilfe von MS-Access⁵ Datenbanken realisiert, die im Folgenden beschrieben werden.

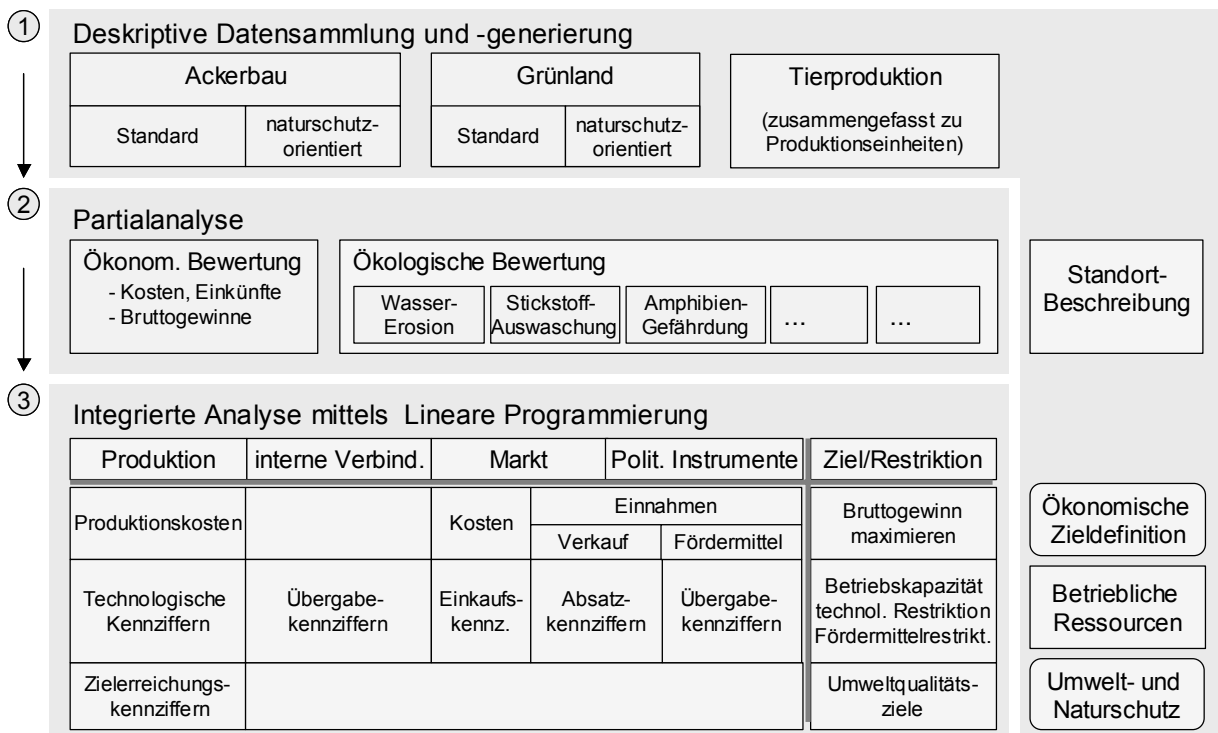


Abb. 4.1 Dreistufige, integrierte ökonomische und ökologische Analyse der Nachhaltigkeit von Landnutzungssystemen mit Hilfe von MODAM

⁵ MS-Access ist eingetragenes Warenzeichen der Microsoft Corporation

Datenbankverbund

Der oben skizzierte, hierarchische Aufbau des Modellsystems besteht in der Praxis aus einem Datenbankverbund (Tab. 4.1). Diese relationalen Datenbanken beschreiben auf der ersten Ebene mit Hilfe ebenfalls hierarchisch angeordneter Master- und Detailtabellen die Produktionsverfahren aus dem Acker- und Futterbau und der Tierhaltung mit den entsprechenden natürlichen und technologischen Kennziffern. In Kapitel 4.2 werden entsprechende Beispiele gegeben. Des Weiteren finden sich auf der ersten Ebene die Datenbanken zur Beschreibung der einzelbetrieblichen Kapazitäten und der naturräumlichen Daten.

Die zweite Ebene von Datenbanken, die auf den Tabellen der ersten Ebene aufbauen, umfassen die ökologische und die ökonomische Partialanalyse. Die ökologische Partialanalyse beinhaltet Module zur Bewertung der Auswirkungen von Ackerbauverfahren auf eine Reihe biotischer und abiotischer Indikatoren ökologischer Nachhaltigkeit. Zu dieser Reihe von Bewertungsverfahren sind auch die Module zur Analyse der Fruchtfolgeeffekte der Anbauverfahren zu zählen. Die ökonomische Partialanalyse (KoLe) berechnet auf der Basis der Verfahrensbeschreibungen die Kosten und internen und marktfähigen Leistungen der Verfahren, die in einer eigenen Datenbank (Bericht) in verschiedenen, formatierten Berichten ausgegeben werden.

Die dritte Ebene umfasst die Generierung eines Linearen Programmierungsmodells für den jeweils untersuchten Betrieb oder die Betriebe, die Module zum Export der Matrixdaten an den externen ‚solver‘ und zum Import und zur Ergebnisdarstellung der Lösung.

Die in Tab. 4.1 genannten Datenbanken bilden eine Reihe zunehmender Datenverdichtung, die letztlich in dem Betriebsmodell mündet. Lediglich die Datenbanken *FFGen* und *Bericht* haben nur eine partialanalytische Bedeutung. Die Matrix des Linearen Programmierungsmodells wird spezifisch für die konkrete Situation (Betrieb, Schläge, Verfahren und Rahmenbedingungen) erstellt und an einen externen ‚solver‘ weitergereicht, der die Lösung des linearen, gemischt ganzzahligen Ungleichungssystems für die weitere Auswertung an die Datenbank zurückgibt. Der LP-Generator erlaubt die Konstruktion individueller Betriebsmodelle, ebenso wie regionaler Modelle, die aus einer beliebigen Anzahl von Betrieben oder Betriebstypen bestehen. Dabei ist die Anzahl der Schläge oder Anbauverfahren ebenso wie die Anzahl der Betriebe nur dann begrenzt, wenn die Gesamtgröße des Modells die Speicherkapazität des jeweiligen Rechners übersteigt. Ökologische Ziele werden als Restriktionen oder Nebenbedingungen in das Modell aufgenommen. Neue ökologische Ziele können relativ einfach über vorhandene Strukturen eingebunden werden.

Die Modellbetriebe werden mit ihren konkreten Flächen oder mit Flächentypen abgebildet, so dass spezifische Forderungen an einzelne Flächen bei der betrieblichen Organisation berücksichtigt werden können. Dazu wird im LP jede einzelne Fläche bzw. jeder Flächentyp mit den spezifischen, betrieblichen Kosten und Leistungen dargestellt. Bei

direktem Flächenbezug können die Ergebnisse der Szenariorechnungen direkt über die Anbindung an ein Geografisches Informationssystem in Kartenform visualisiert werden. Bei indirektem Flächenbezug wird über die Disaggregation der für repräsentative Betriebe errechneten Landnutzung ein Flächenbezug hergestellt (z.B. Kärcher & Dabbert 2001). Die Anwendung eines Datenbanksystems erlaubt es dabei, sehr schnell Szenariorechnungen für verschiedene Parameter (z.B. Betriebsmittel- und Produktpreise oder Eigentumsverhältnisse, etc.) vorzunehmen.

Tab. 4.1 Datenbankaufbau von MODAM (Stand 2002)

Ebene	Datenbank	Beschreibung
(1) Deskriptive Datensammlung und -generierung		
	Betrieb	Einzelbetriebliche Ressourcen und Standortbeschreibungen
	Norm	normative Basisdaten zu natürlichen und technischen Komponenten von Ackerbau, Grünland und Tierhaltung (siehe Kächele 1999)
	Ackerbau	Generierung von Anbauverfahren auf der Basis von Expertenwissen für konventionellen und ökologischen Landbau.
	Grünland	Generierung von Grünlandverfahren (z.B. überflutungsgefährdetes Grünland im Unteren Odertal (Kächele 1999); Friedländer Große Wiese (Kächele & Rösler 1999))
	Tierhaltung	Generierung von Tierhaltungsverfahren auf der Basis von KTBL-Daten (KTBL 1998; KTBL 2000)
(2) Partialanalyse		
	FFVal	Pflanzenbauliche Bewertung der Anbauverfahren hinsichtlich N-Saldo und Verunkrautungspotenzial durch perennierende Unkrautarten und Winter- und Sommeranuelle
	FFGen*	Generierung von betriebsunabhängigen Fruchtfolgen für stand-alone Version (Kap. 5.1)
	EcoVal	Partielle ökologische Bewertung von Anbauverfahren
	EcoVal1	- Fuzzy-Bewertung für 8 biotische und abiotische Indikatoren (Meyer-Aurich 2001)
	EcoVal2	- Bewertung von Ackerhabitaten für 3 Arten bzw. Artengruppen (Stachow et al. 2002)
	EcoVal3	- Bewertung der Wassererosionsgefährdung durch Anbauverfahren (Sattler 2003)
	EcoPro*	Schnittstelle für den Transfer von Landnutzungsszenarien zu dynamischen Prozessmodellen (in Bearbeitung)
	KoLe	Partielle ökonomische Bewertung, Berechnung von Kosten und Leistungen
	Bericht*	Darstellung der Ergebnisse der „KoLe“ als Deckungsbeiträge auf Formblättern
(3) Integrierte Analyse mittels Linearer Programmierung		
	LP	Generierung einer LP-Matrix auf der Basis der technischen, ökonomischen und ökologischen Koeffizienten der vorangegangenen Datenbanken. Transfer der Daten zu dem ‚solver‘ XA ⁶ und Übernahme und Darstellung der Ergebnisse.

* Datenbanken die ausschließlich der Partialanalyse dienen

⁶ XA ist ein kommerzieller ‚solver‘ der Firma Sunset, California

4.2 Anbauverfahren

Die Anbauverfahren der Pflanzenproduktion bestimmen einerseits die Wirtschaftlichkeit eines landwirtschaftlichen Betriebes und andererseits seine ökologischen Effekte. Sie besetzen eine Schlüsselposition bei der Bestimmung der Wirkungen der Landwirtschaft auf den Naturhaushalt und werden daher im Modellsystem mit besonderer Detailtreue abgebildet. Im Ergebnisteil der vorliegenden Arbeit werden Verfahren aus der ersten Entwicklungsphase des Modells genutzt (vgl. Kapitel 5). Die hier dargestellte Vorgehensweise zur Generierung regionaler, normativer Anbauverfahren geht bezüglich der Regionalisierung jedoch weit über die in Kapitel 5 genutzten Verfahren hinaus. Sie basiert auf den im Rahmen des Projektes „Beurteilung der Lebensraumeignung von Ackerhabitaten für wildlebende Arten“ erstellten Arbeiten (Bachinger et al. 2003). Beide Vorgehensweisen resultieren aber in ähnlichen Verfahren und in der gleichen Tabellenstruktur, die im chronologischen Modellablauf von den partiellen Bewertungsmodulen vorausgesetzt wird.

Unter einem Anbauverfahren wird die Summe sämtlicher Einzelmaßnahmen beim Anbau einer Fruchtart mit einem gegebenen Produktionsziel verstanden. Anbauverfahren sind in der Praxis immer ‚individuelle Erscheinungen‘, die ihre Identität den natürlichen, sozio-ökonomischen und rechtlichen Rahmenbedingungen, der alljährlichen wechselnden Witterung, sowie den Vorlieben und Fähigkeiten des Betriebsleiters verdanken. Die Beschreibung eines Anbauverfahrens kann sich auf die Erhebung eines solchen individuellen Verfahrens stützen und wird dann empirisch genannt. Normative Anbauverfahren stützen sich im Gegensatz dazu auf Experten- und Lehrbuchwissen sowie gesetzgeberische Vorgaben. Ein solches normatives Verfahren kann in der Praxis als Leitfaden dienen, für die strategische Betriebsplanung genutzt werden oder zur Bewertung von Landnutzungsszenarien herangezogen werden; es bildet jedoch nicht die Realität eines konkreten raum-zeitlichen Zusammenhangs ab.

Dieses Kapitel beschreibt zunächst die Zielstellung, das Prinzip der Technologiepakete und, zum besseren Verständnis, kurz die Tabellenstruktur der Anbauverfahren und ihre Generierung. In den darauf folgenden Unterkapiteln wird die Bandbreite der Bewirtschaftungsvarianten, die Generierung der Anbauverfahren und die entsprechende Datenbankstruktur sowie die Ermittlung der technischen Koeffizienten bzgl. Aufwand, Ertrag und der Bewertung von Fruchtfolgen dargestellt. Das letzte Unterkapitel beschäftigt sich mit der Generierung von Fruchtfolgen.

Zielstellung

Ziele der Abbildung von Anbauverfahren sind die strategische Planung der Betriebsorganisation und die Modellierung ökologischer Effekte der Anbauverfahren. Dazu muss die Darstellung der einzelnen Verfahrensschritte zum einen hinreichend detailliert sein und

zum anderen die für eine strategische Planung notwendige Abstraktion aufweisen; d.h. auf mittleren technischen Koeffizienten beruhen. Ertrag und Aufwendungen sollen dabei weitgehend standortspezifisch definiert sein, um eine standortspezifische ökologische Bewertung zu unterstützen.

Die Umsetzung der oben genannten Anforderungen bedeutet in der Praxis ein Abwägen von Genauigkeit gegen Undifferenziertheit und von Überschaubarkeit der Dateneingabe und des Datenmanagements gegen Verarbeitung einer Vielzahl von statistischen Daten, Expertenmeinungen und Differenzierungsmöglichkeiten. Die Abbildung der landwirtschaftlichen Produktion wird auf der Basis von Expertenwissen konstruiert (Bachinger et al. 2003; Hufnagel et al. 2002), wobei normatives Expertenwissen durch statistisches Datenmaterial untersetzt wird. Im Folgenden werden das Prinzip der Technologiepakete und die Tabellenstruktur der Anbauverfahren skizziert und danach die Bandbreite der Anbauverfahren im Einzelnen dargestellt.

Technologiepakete

Die üblicherweise als stetige Funktion dargestellte Produktionsfunktion zwischen Ertrag und Betriebsmitteleinsatz setzt sich in der Praxis aus diskreten Punkten zusammen. Jeder dieser Punkte stellt ein im Hinblick auf das Verhältnis von Ertrag und Aufwand optimiertes Technologiepaket dar. Dies erklärt sich aus Liebschers Gesetz des Optimums, das einen synergistischen Effekt zwischen den einzelnen Produktionsfaktoren unterstellt (de Wit 1994). Da viele Maßnahmen in der Praxis nicht teilbar sind und nur in ganzen Einheiten verwendet werden, entsteht eine diskontinuierliche Produktionsfunktion, die sich aus einer Serie von Technologiepaketen konstituiert.

Dies entspricht der landwirtschaftlichen Praxis, die im Allgemeinen Technologiepakete mit gut aufeinander abgestimmten Maßnahmen einsetzt. Unterschiedliche Intensitäten in z.B. dem Stickstoffeinsatz haben jeweils spezifische Faktorkombinationen zur Folge. Für die Bestimmung der optimalen Intensität des Faktoreinsatzes in der betrieblichen Planung genügt es, abgestimmte Technologiepakete mit unterschiedlicher Intensität des Einsatzes von Pflanzenschutz- und Düngemitteln in das Optimierungsverfahren aufzunehmen. Die im Folgenden dargestellten Anbauverfahren je Kultur beschreiben jeweils ein Technologiepaket. Der folgende Absatz gibt einen ersten Einblick in den Aufbau von Anbauverfahren in der Datenbank, was im folgenden Kapitel weiter vertieft wird.

Tabellenaufbau der Anbauverfahren

Zum besseren Verständnis der folgenden Kapitel werden die Begriffe Arbeitsgang und Arbeitsverfahren eingeführt. Ein Anbauverfahren setzt sich in der Praxis aus einer Reihe von Maßnahmen oder ‚Arbeitsgängen‘ vom Pflug bis zur Ernte zusammen. Die einzelnen Arbeitsgänge können i.A. mit verschiedenen Kombinationen von Geräten und Schleppern durchgeführt werden (z.B. Pflügen: 1 Arbeitskraft + 1 Schlepper + 1 Pflug). Die technische Konkretisierung eines Arbeitsgangs wird hier als **Arbeitsverfahren** bezeichnet,

dem entsprechende Eigenschaften zugeordnet werden (z.B. Arbeitszeitbedarf und Kraftstoffverbrauch einer bestimmter Schlepper-Pflug Kombination). Weitere Merkmale eines Arbeitsverfahrens innerhalb eines Anbauverfahrens sind der Zeitpunkt der Ausführung und evtl. ausgebrachte Betriebsmittel oder eingeholte Ernteprodukte (siehe Tab. 4.2). Jedes Anbauverfahren in dem Modellsystem MODAM wird durch einen solchen Satz von Arbeitsverfahren beschrieben. Anhand der Merkmale der Arbeitsverfahren und der daran gekoppelten Schlepper und Geräte können die Verfahren ökonomisch und ökologisch bewertet werden. Die Abbildung der Verfahrenstechnologie wird in den Abschnitten 4.2.2(6) und 4.2.3 weiter ausgeführt.

Tab. 4.2 Anbauverfahren mit Arbeitsverfahren am Beispiel eines Winterweizenverfahrens (Auszug aus der Datenbank)

Arbeitsgang	Arbeitsverfahren	Arbeitsperiode	Betriebsmittel	Menge
1) Pflügen	Aufsattelbeetpflug, 8-furchig, 2,8m + Nachläufer, 185 kW	01.09.-20.10.2000	0	0
2) Saatbettbereitung	Federzinkenegge mit Nachläufer, 6,0m, 80 kW	01.09.-20.10.2000	0	
3) Aussaat	Drillmaschine pneumatisch, 6 m, Getreide, 54 kW	01.09.-20.10.2000	Saatgut	190 kg ha ⁻¹
...				
n) Ernte	Mähdrusch 160-200 kW (218-273 PS), 6m, Getreide	21.07.-31.08.2001	Ernteprodukt	80 dt ha ⁻¹

Generierung von Anbauverfahren

Die Generierung der entsprechenden Verfahren erfordert einen Modellansatz der mit möglichst allgemeingültig formulierten Verfahren beginnt, die regelbasiert an Standorte mit unterschiedlichen Bodenverhältnissen, an Regionen unterschiedlicher klimatischer Verhältnisse, Schaderregerdruck und Betriebstypen mit einer spezifischen Ausstattung an Maschinen angepasst werden können. Dabei müssen unterschiedliche Produktionssysteme und -ziele, Intensitäten, Anbauweisen und Technologien abgebildet werden, um ein praxisrelevantes Spektrum von Anbauverfahren zu erhalten.

Die Verfahren müssen zu Fruchtfolgen kombiniert werden können, deren technischer Ablauf realitätsnah ist (z.B. Erntezeit der Vorfrucht vor Aussaat der Folgefrucht) und die im Hinblick auf phytosanitäre Aspekte, Pflanzenernährung und Unkrautbekämpfung einer guten fachlichen Praxis entsprechen. Im folgenden Kapitel wird die Bandbreite der Bewirtschaftungsvarianten ausführlicher dargestellt.

4.2.1 Bewirtschaftungsvarianten

In der Praxis wird der Anbau der Fruchtarten in einer ganzen Bandbreite verschiedener Anbauverfahren durchgeführt. Die Verfahren werden dabei nicht nur durch den Standort

und seine Historie, sondern auch durch die Präferenzen der Betriebsleiter bestimmt. Entscheidungen zur Verfahrenstechnik in der Landwirtschaft werden durch das sozio-ökonomische System, zu dem der Betrieb gehört, durch das Ökosystem, in dem produziert wird und durch Interessen und Ziele des Landwirts beeinflusst (Giampietro 1997). Um die Bandbreite unterschiedlicher Varianten des Ackerbaus besser charakterisieren zu können, werden eine Reihe von Unterscheidungsmerkmalen beschrieben und entsprechende Verfahren erstellt (vgl. Tab. 4.3).

Tab. 4.3 Übersicht der abgebildeten Heterogenität der Anbauverfahren

Differenzierungsmerkmal	Typen / Anzahl	
	(1) Produktionssysteme	Konventionell
(2) Fruchtarten	14	14
(3) Vorfruchtgruppen	4	8
(4) Anbauweisen	108	
(5) Standorte: Brandenburg	4 Ackerzahlklassen	
bundesweit	3 Anbausituationen und 89 Naturräume	
(6) Technologie	5 Technologieklassen	

Diese Unterscheidungsmerkmale sind:

- (1) Produktionssysteme und -ziele, die hier nach konventionellem und ökologischem Landbau unterschieden werden. Beide Produktionssysteme werden durch die Berücksichtigung von Natur- und Umweltschutzzielen modifiziert;
- (2) die Fruchtart, wobei hier das abgebildete Spektrum einen hohen Flächenanteil der in der Praxis vorgefundenen Landnutzung repräsentieren sollte;
- (3) die Vorfrucht, die hier nur in Gruppen abgebildet werden kann;
- (4) die Anbauweisen, die sich zum Teil aus dem betrieblichen Kontext und dem Produktionssystem ergeben und sich z.B. nach Ernte, Nebenprodukt oder Pflug bzw. pflugloser Bewirtschaftung unterscheiden;
- (5) der naturräumliche Kontext, aufgrund der Witterung und der Bodenverhältnisse;
- (6) die betriebspezifische Technologie, die in Form der technischen Kennziffern der KTBL (1997) für verschiedene Technikklassen abgebildet werden.

Jedes der genannten Merkmale trägt in der Praxis zur Ausbildung individueller Verfahren bei. Die Modellierung der Anbauverfahren versucht dem weitgehend Rechnung zu tragen, indem die genannten Bereiche gruppierend und klassifizierend erfasst werden (s. Abschnitte 4.2.1(1)-(6)).

4.2.1(1) Produktionssysteme und -ziele

Im Rahmen dieser Arbeit wird zwischen den Produktionssystemen konventioneller und ökologischer Landbau unterschieden. Neben den damit verbundenen betriebswirtschaftlichen Zielen, wie Qualität und Quantität können auch Ziele des Umwelt- und Naturschutzes eine Rolle spielen. Um diese zu berücksichtigen, wurden im Rahmen des ‚Prototyping‘ von neuen Anbauverfahren, spezielle, an die Anforderungen dieser Ziele angepasste Verfahren entwickelt (siehe dazu ausführlicher die Abschnitte 5.2 und 5.3).

Konventioneller Landbau

Unter konventionellen Anbauverfahren (KL) werden Anbauverfahren verstanden, die sich an der „Guten fachlichen Praxis“ orientieren. Die entsprechenden Aufwendungen und Leistungen wurden von Experten geschätzt. Die Düngung orientiert sich an dem Entzug durch das Erntegut und wird lediglich bei einigen Fruchtarten durch eine qualitätsbedingte Begrenzung der N-Düngung eingeschränkt. Der Pflanzenschutz orientiert sich an praxisüblichen Aufwandmengen und Ausbringungshäufigkeiten.

Ökologischer Landbau

Die Anbauverfahren des „Ökologischen Landbaus“ (ÖL) orientieren sich an den seit 1999 geltenden Richtlinien der Arbeitsgemeinschaft Ökologischer Landbau (AGÖL 2001). Diese beinhalten den vollständigen Verzicht auf synthetische Pflanzenschutz- und Stickstoff-Düngemittel sowie starke Einschränkungen des Zukaufs an organischen Düngern und an Futtermitteln. Damit werden Anbauverfahren mit relevanten Zukaufsmengen an organischen Düngern, die gemäß der EG Richtlinie 2092/91 möglich sind, nicht berücksichtigt (EU 1991). Dies führt zu weitreichenden Restriktionen für den ökologisch wirtschaftenden Landwirt, der auf gesamtbetrieblicher Ebene und in der Fruchtfolgeplanung nur relativ geringere Gestaltungsspielräume zur Verfügung hat (Bachinger & Stein-Bachinger 2000).

4.2.1(2) Fruchtarten

Die Bandbreite der dargestellten Anbauverfahren in Deutschland soll die ackerbauliche Nutzung der landwirtschaftlichen Nutzfläche möglichst flächendeckend repräsentieren. Als Referenzjahr wurde 1999 gewählt, da nur für dieses Jahr Anbaudaten zum ökologischen Landbau auf Länderebene verfügbar sind (Statistisches Bundesamt 2001) und gleichzeitig allgemeine Anbaudaten auf Kreisebene vorliegen (Tab. 4.4).

Auf Grundlage der bundesweiten Anbauanteile im Referenzjahr 1999 (Statistisches Bundesamt 2001) wurden sowohl im konventionellen als auch im ökologischen Anbau jeweils die Fruchtarten mit dem höchsten Flächenanteil als Basis für das abzubildende Fruchtartenspektrum ausgewählt. Mit den ausgewählten Fruchtarten werden im konventionellen Landbau ca. 90 % und im ökologischen 84 % der Ackerfläche abgedeckt.

Tab. 4.4 Bundesweite Anbauanteile im konventionellen und ökologischen Landbau

Fruchtart	konv. (%)	ökol. (%)
Weizen ¹⁾	20,7	16,1
Wintergerste	11,8	3,1
Silomais	10,3	3,5
Winterraps	9,9	2,3
Sommergerste	7,1	5,4
Winterroggen	6,2	12,7
Zuckerrüben	4,1	-
Triticale ²⁾	3,3	-
Körnermais / CCM	3,1	-
Kartoffel	2,6	2,3
Hafer	2,2	5,2
Hülsenfrüchte ³⁾	1,7	7,6
übrige Futterpflanzen ⁴⁾	-	15,5
Brache ^{5) 4)}	7,1	10,5
Σ	89,9	84,2

¹⁾ Im ÖL Sommer- und Winterweizen nicht getrennt erfasst; die Saatgut-Bedarfsanalyse von 1998 ergibt jedoch 78 % Winter- u. 22 % Sommerweizen);

²⁾ im ÖL nicht erfasst;

³⁾ davon 1,4 % Futtererbsen im KL; im ÖL nicht erfasst, dort dominieren Futtererbsen auf besseren und Lupinen auf leichteren Standorten;

⁴⁾ im ÖL meist Futterleguminosen/Grasgemenge;

⁵⁾ im KL davon 3,1 % nachwachsende Rohstoffe mit einem hohen Anteil von Winterraps.

Quelle: Bachinger et al. (2003) unter Verwendung von Statistisches Bundesamt (2001)

4.2.1(3) Vorfruchtgruppen

Eine Differenzierung der Anbauverfahren für alle Vorfrüchte ist nicht möglich. Daher wurden nach phytosanitären und arbeitstechnischen Aspekten Vorfruchtgruppen gebildet. Für jede Fruchtart wird mindestens ein Standardanbauverfahren je Vorfruchtgruppe definiert. Die Kombination einzelner Anbauverfahren zu Fruchtfolgen im LP muss die Passfähigkeit dieser Vorfruchtgruppen berücksichtigen. Umgekehrt muss aber bereits bei der Gestaltung der Anbauverfahren die beabsichtigte Fruchtfolge antizipiert werden, d.h. es müssen alle für typische bzw. denkbare Fruchtfolgen notwendigen Elemente zur Verfügung gestellt werden.

In beiden Produktionssystemen werden hinsichtlich der Intensität der Bodenbearbeitung und phytosanitärer Aspekte die vier Vorfruchtgruppen Getreide und ähnliche, Blatt- und Hackfrüchte, Körnerleguminosen (großkörnige Leguminosen) und Futterleguminosen (kleinkörnige Leguminosen) unterschieden. Diese Einteilung wurde für den ökologischen

Landbau noch einmal untersetzt je nachdem, ob die Vorfrucht keine Untersaat, eine Grasuntersaat, eine Leguminosen-Gras-Gemenge-Untersaat als Zwischenfruchtnutzung oder als Ansaat einer Hauptfutterfrucht enthält. In Abhängigkeit von diesen Klassifizierungsmerkmalen wurde eine weitere Untersetzung der Vorfruchtgruppen bezüglich des ertragswirksamen Stickstoffniveaus eingeführt, welches die Vorfrucht im Boden hinterlässt (Tab. 4.5).

Die Beurteilung der Stickstoff-Nachlieferung folgt expertenbasierten Regeln, die unter anderem folgende Faktoren berücksichtigen: N-Residuen aus intensiver Bodenbearbeitung bei Hackfruchtpflege bzw. Ernte, N₂-Fixierung, organische Düngung und Reduktion der N-Auswaschungsverluste durch Zwischenfruchtanbau. Die Fruchtarten wurden darauf aufbauend in drei Stickstoffnachlieferungsgruppen bzgl. ihrer ertragswirksamen Stickstoff-Nachlieferung unterteilt (Tab. 4.5).

Tab. 4.5 Gruppierung der Anbauverfahren nach Vorfruchtgruppe und ihrer ertragswirksamen Stickstoff-Nachlieferung

Vorfruchtgruppe	Anbauweise der Vorfrucht	Stickstoff-Nachlieferung	Fruchtart des Anbauverfahrens
Futterleguminosen	alle	hoch	alle
Hack- und Blattfrüchte	mit organischer Düngung	hoch	alle
Hack- und Blattfrüchte	alle übrigen	mittel	alle Verfahren
Körnerleguminosen	mit Gras-Untersaat oder Zwischenfrucht	hoch	für Sommerungen
Körnerleguminosen	alle übrigen	hoch	für Winterungen
Körnerleguminosen	alle übrigen	mittel	für Sommerungen
Getreide	mit organischer Düngung, nach Leguminosen	mittel	alle
Getreide	alle	niedrig	alle

4.2.1(4) Anbauweise

Die Anbauweise wird im Rahmen dieser Arbeit als Summe der wichtigsten Verfahrensmerkmale definiert. Sie beinhaltet Entscheidungen zum Anbau einer Fruchtart, die sich in der Anzahl und Ausprägung der einzelnen Arbeitsverfahren niederschlagen. Tab. 4.6 zeigt einen Ausschnitt aus der Kodierung der Anbauweise.

Tab. 4.6 In der Datenbank kodierte Anbauweisen (Auszug)

Anbauweise	Typ	Bodenbearbeitung	organische Düngung	Ernte Nebenprodukt	Zwischenfrucht	Untersaat
00	AL	Pflug	ohne	Nein	Nein	keine
01	AL	Pflug	ohne	Ja	Nein	keine
02	AL	Pflug	Flüssigmist	Nein	Nein	keine
03	AL	Pflug	Flüssigmist	Ja	Nein	keine
04	AL	Pflug	Festmist	Nein	Nein	keine
05	AL	Pflug	Festmist	Ja	Nein	keine
06	AL	pfluglos	ohne	Nein	Nein	keine
07	AL	pfluglos	ohne	Ja	Nein	keine
08	AL	pfluglos	Flüssigmist	Nein	Nein	keine
09	AL	pfluglos	Flüssigmist	Ja	Nein	keine
10	AL	pfluglos	Festmist	Nein	Nein	keine
11	AL	pfluglos	Festmist	Ja	Nein	keine
12	AL	Pflug	ohne	Nein	Nein	Ja
13	AL	Pflug	ohne	Ja	Nein	Ja
14	AL	Pflug	Flüssigmist	Nein	Nein	Ja
15	AL	Pflug	Flüssigmist	Ja	Nein	Ja
16	AL	Pflug	Festmist	Nein	Nein	Ja
17	AL	Pflug	Festmist	Ja	Nein	Ja
...						

Folgende Merkmale werden dabei explizit der Definition jeder Anbauweise zugrunde gelegt:

Untersaat (Zwischenfrucht / Etablierung Futterleguminosen-Gras-Gemenge)

Generell erscheinen im ökologischen Landbau bei den meisten Getreidearten Leguminosen-Gras-Gemenge als Untersaaten. Diese dienen als Zwischenfrucht oder zur Etablierung der folgenden Hauptfrucht eines Futterleguminosen-Gras-Gemenges. Des Weiteren wurden Grasmengemenge als Untersaaten bei Körnerleguminosen vorgesehen.

Zwischenfrucht (abfrierend/Futternutzung)

Reine Zwischenfrüchte können mit abfrierenden oder nicht abfrierenden Fruchtarten etabliert werden. Sie dienen in erster Linie zur Aufnahme des im Winterhalbjahr mineralisierenden Stickstoffs und zur Minimierung oberflächlicher Wasser- und Winderosion.

Bodenbearbeitung (wendend/nicht wendend)

Die Grundbodenbearbeitung kann mit Hilfe eines Pfluges, also wendend oder pfluglos (nicht wendend) erfolgen. Der relativ kostenintensive Arbeitsschritt der wendenden Bodenbearbeitung kann vor allem im konventionellen Landbau Gewinn bringend durch

spezielle Saatbettbereitungs- und Aussaattechniken ersetzt werden. Ein evtl. damit verbundenes erhöhtes Verunkrautungspotenzial kann hier durch den Einsatz entsprechender Herbizide aufgefangen werden. Im ökologischen Landbau kann jedoch aufgrund der Verunkrautungsgefahr nur in Einzelfällen bei entsprechenden Vorfrüchten z.B. im schnellen Übergang von Körnerleguminosen zu Wintergetreide auf den Pflug verzichtet werden.

Mechanische Bekämpfung perennierender Unkräuter

Die mechanische Bekämpfung von *Elytrigia repens* (Quecke) und anderen perennierenden Unkräutern wird nur im ökologischen Landbau in einem relevanten Umfang eingesetzt und ist dort ein Entscheidungskriterium für die Gestaltung von Fruchtfolgen (siehe Abschnitt 4.2.5).

Düngung (mineralisch/organisch flüssig/organisch fest)

Bei der Düngung wird danach unterschieden, ob und welche Art des Wirtschaftsdüngers ausgebracht wird, bzw. ob nur mineralisch gedüngt wird. Auf diese Weise können zum einen Verfahren, die sich für den Einsatz in einem bestimmten Betriebstyp (z.B. Tierhaltung mit Gülle und ohne Stallmist) eignen, schnell herausgefiltert werden. Zum anderen können ökologische Effekte dieser Düngungsvarianten abgebildet werden.

Ernte Nebenprodukt (ja/nein)

Die Ernte des Nebenprodukts betrifft bei den hier generierten Verfahren vor allem die Strohernte im Getreideanbau und die – in der Praxis in Nord-Ost-Deutschland inzwischen relativ seltene – Ernte des Zuckerrübenblattes. Auch hier wird in der Umschreibung der Anbauweise nur zwischen Verfahren mit und ohne Ernte des Nebenproduktes unterschieden, um so geeignete Verfahren schnell selektieren zu können.

4.2.1(5) Naturraum

Eine weitere Modifizierung eines allgemein formulierten Anbauverfahrens erfolgt durch die Anpassung an den Naturraum. Da eine bundesweit, methodisch konsistente Darstellung und Bewertung der Ackernutzung angestrebt wird, muss mit bundesweit verfügbaren Daten eine Anpassung der mittleren Verfahrensparameter an Klima, Bodenverhältnissen und Schaderregerdruck einer Region erfolgen. Als Datenbasis stehen bundesweit die pflanzen-phänologischen Phasen zur Beschreibung von Wachstumsstadien des Deutschen Wetterdienstes für die Naturräume Deutschlands (DWD 1962) mit aktuellen Daten aus einem über 30-jährigen Beobachtungszeitraum und die Bodenübersichtskarte (BGR 2000) zur Verfügung (Hufnagel et al. 2002).

Innerhalb der Naturräume werden drei Anbausituationen (AS) unterschieden, die sich in Art und Häufigkeit der zugehörigen Arbeitsverfahren deutlich voneinander unterscheiden. Eine räumliche Zuordnung der Anbausituationen in den einzelnen Regionen erfolgt

über die Standortqualität, die aus der Bodenzahl abgeleitet wird. Die 3 Anbausituationen lassen sich unabhängig von Fruchtart und Anbausystem wie folgt charakterisieren:

- AS I: niedriges Ertragsvermögen, niedrige Bestandesdichte, niedrige Intensität hinsichtlich Anzahl und Menge der durchgeführten Maßnahmen
- AS II: mittleres Ertragsvermögen, mittlere Bestandesdichte, mittlere Intensität hinsichtlich Anzahl und Menge der durchgeführten Maßnahmen
- AS III: hohes Ertragsvermögen, hohe Bestandesdichte, hohe Intensität hinsichtlich Anzahl und Menge der durchgeführten Maßnahmen

Die Anbausituationen werden fruchtartenspezifisch und getrennt für den konventionellen und ökologischen Landbau zusammengestellt. Den Zusammenhang zwischen den Anbausituationen und dem Ertragsvermögen sowie den Bestandesdichten zeigt Tab. 4.7 beispielhaft für Winterweizen und Winterroggen für den konventionellen und ökologischen Landbau. Die in Kapitel 5 genutzten Verfahren basieren auf einer Standortklassifizierung mit vier Ertragsklassen, die sich vor allem durch eine zusätzliche auf marginale Standorte ($AZ < 25$) zugeschnittene vierte Klasse unterscheiden.

Im Hinblick auf viele biotische Indikatoren genügt diese relativ geringe Differenzierung bereits, um Aussagen zur Qualität der Ackerhabitate zu treffen (Stachow et al. 2002). Für die ökonomische Bewertung können innerhalb der Anbausituation auf Basis der physischen Bodenfruchtbarkeit weitere Unterscheidungen angebracht werden, da die Anbausituation im Wesentlichen durch das Ertragsvermögen charakterisiert wird.

Tab. 4.7 Ertragsvermögen und Bestandesdichten je Anbausituation für Winterweizen und Winterroggen im konventionellen und ökologischen Landbau

Fruchtart	Anbau-situation	Ertragsvermögen (dt ha ⁻¹)		Bestandesdichte (Halme m ²)	
		KL	ÖL	KL	ÖL
Winterweizen	I	30-40 (35)	15-25 (20)	200-300 (250)	200
	II	41-60 (50)	26-40 (35)	350-450 (400)	350
	III	> 61 (75)	> 41 (45)	450-650 (550)	450
Winterroggen	I	30-40 (35)	15-25 (20)	200-300 (250)	200
	II	41-60 (50)	26-35 (30)	300-425 (375)	300
	III	> 61 (75)	> 36 (40)	425-550 (500)	400

KL = Konventioneller Landbau; ÖL = Ökologischer Landbau

Quelle: Bachinger et al. (2003), leicht verändert

4.2.1(6) Verfahrenstechnologie

Die technische Ausführung der Arbeitsgänge kann in der Praxis mit unterschiedlichen Arbeitsverfahren (Schleppern und Geräten) erfolgen. Die damit verknüpfte Varianz in den benötigten Arbeitszeiten und festen und variablen Maschinenkosten ist für die ökologische Bewertung i.A. nicht relevant, muss jedoch in der ökonomischen Partialanalyse, aufgrund der Unterschiede in der Skalierung der Technik und der Schläge, berücksichtigt werden. Daher wurden in Anlehnung an das KTBL (1997) 4 Parzellengrößenklassen und 5 Technikklassen unterschieden. Diese werden den Verfahren in Abhängigkeit von Betriebs- und Schlaggröße zugeordnet. Die Arbeitsverfahren setzen sich aus einer Zugmaschine und bis zu drei Geräten zusammen. Jedes Arbeitsverfahren verursacht spezifische Arbeitszeitansprüche, die im Modell nach den Parzellengrößenklassen differenziert abgebildet werden. Zusätzlich wird ein Korrekturfaktor für den Arbeitskraft-Bedarf in Abhängigkeit von der Feld-Hof-Entfernung ermittelt. Die Kosten für Geräte und Zugmaschinen sowie die Produkt- und Betriebsmittelpreise werden in gesonderten Tabellen abgelegt. Abb. 4.2 zeigt den strukturellen Aufbau der Datenbank im Bereich der pflanzlichen Produktion.

4.2.2 Generierung von Anbauverfahren

Die oben dargestellte, mögliche Bandbreite von unterschiedlichen Anbauverfahren hat sozioökonomische, räumliche und zeitliche Dimensionen, die zwar miteinander verwoben sind, vereinfachend jedoch diese Bandbreite wie folgt bedingen:

- Der sozioökonomische Kontext, d.h. der Betrieb, seine Ressourcen und seine agrarökonomischen Rahmenbedingungen, d.h. die Institutionen und Instrumente des Staates und des Marktes, führen zur Selektion einer bestimmten Technologie für ein bestimmtes Produktionssystem.
- Der Naturraum mit seinem Boden und Klima bestimmt die Palette der geeigneten Fruchtarten sowie deren potenzielles Ertragsniveau und gemeinsam mit dem sozioökonomischen Kontext die spezielle Intensität der Produktionsfaktoren.
- Der zeitliche Kontext variiert die oben genannten Bedingungen für einen bestimmten Naturraum oder Wirtschaftsraum mit einer typischen Varianz und Standardabweichung. Daher müssen auch Maßnahmen, die von den jahreszeitlichen Witterungsschwankungen und Preisniveaus abhängen, mit entsprechenden Wahrscheinlichkeiten belegt werden.

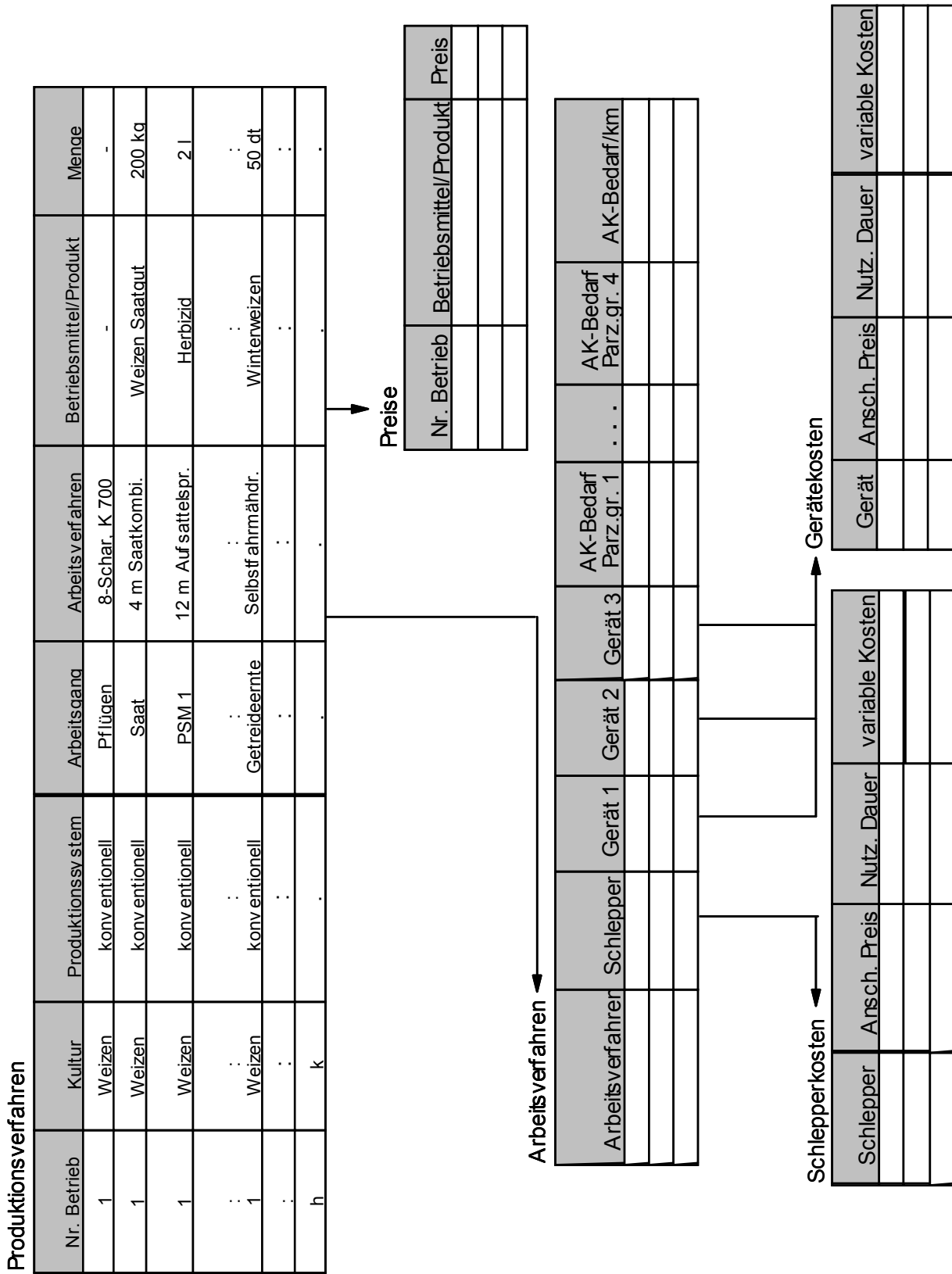


Abb. 4.2 Aufbau der Datenbank im Bereich der Pflanzenproduktion
Quelle: Kächele (1999)

Der Zweck der modellhaften Abbildung von Anbauverfahren liegt, wie einleitend bereits dargestellt, in der Nutzung der Verfahren im Rahmen von betrieblichen Planungsmodellen. Aus dem Umsetzungsprozess ergeben sich neue Fragen zur konkreten Vorgehensweise: Wie kann die oben dargestellte regional differenzierte Bandbreite unterschiedlicher Verfahren konsistent im Sinne der Aufwendungen, Erträge und der Kosten gehalten werden? Wie können die entstehenden Datenmengen mit vertretbarem Aufwand bearbeitet werden? Wie kann eine weitgehende automatisierte Erstellung von Anbauverfahren erreicht werden, welche die Experten bei der Parametrisierung der Verfahren unterstützt und die Zuordnung geeigneter technologischer Verfahren automatisiert?

Mit der im Folgenden beschriebenen Vorgehensweise zur Generierung von Anbauverfahren wurde eine Datenbankstruktur entwickelt, die es dem Nutzer erlaubt, relativ schnell eine große Bandbreite von Verfahren zu generieren. Die Parametrisierung, insbesondere für bundesweit gültige Verfahren, ist zwar noch nicht vollständig abgeschlossen, dennoch gibt die Darstellung einen Einblick in die Möglichkeiten zur Erstellung einer regionalisierten Datenbasis für betriebliche Planungsmodelle.

4.2.2(1) Vorgehensweise und Datenbankstruktur der Verfahrensgenerierung

Bei der Generierung regionalisierter Anbauverfahren muss zwischen einer räumlichen, durch Standort und Betrieb bedingten Varianz, und einer zeitlichen, durch Witterung und ökonomische Rahmenbedingungen bedingten Varianz, unterschieden werden. Die räumliche Varianz in der Gestaltung der Verfahren in der Praxis führt zu individuellen, sich gegenseitig bedingenden Maßnahmenkombinationen (z.B. pfluglose Stoppelbearbeitung, Totalherbizid und Direktsaat als Alternative zu einer wendenden Bodenbearbeitung mit Saatbettbereitung und Aussaat in einem absätzigen Verfahren). Die zeitliche Varianz bezieht sich auf die Wahrscheinlichkeit, dass die Ausführung einer Maßnahme innerhalb eines Verfahrens tatsächlich stattfindet. So kann z.B. eine Fungizidbehandlung aufgrund der Witterungsverhältnisse nur jedes zweite Jahr notwendig sein und muss dann im Modell mit der Maßnahmenhäufigkeit von 0,5 belegt werden.

Diese Überlegungen führen zur folgenden technischen Dreiteilung der Generierung der Anbauverfahren (siehe Tab. 4.8): (1) Erstellung eines Maßnahmenkatalogs für jede Fruchtart und jedes Produktionssystem, der aus allen für die Fruchtart relevanten Teilverfahren besteht (Tab. 4.8): (2) Erstellung von Anbauverfahren durch die Auswahl konsistenter Teilverfahren aus dem entsprechenden Katalog. Dabei wird eine Reihe von Verfahrensvarianten generiert, die jeweils andere Anbausituationen, Vorfruchtgruppen und Anbauweisen berücksichtigen, aber noch nicht definitiv parametrisiert sind, d.h. Aufwendungen und Ertrag sind noch nicht eingetragen bzw. müssen noch an den konkreten Standort angepasst werden. Im letzten Schritt (3) erfolgt die Parametrisierung der Verfahren nach Region und Standort auf der Basis von Tabellen und Funktionen.

Tab. 4.8 Generierung regional differenzierter Anbauverfahren

(1) Maßnahmenkataloge je:	- Fruchtart - Produktionssystem
bestehend aus Teilverfahren mit:	- Arbeitszeitspannen auf der Basis der phänologischen Phasen des DWD - Maßnahmenhäufigkeit für 3 Anbausituationen mit räumlicher Varianz - Betriebsmittel / Ernteprodukte
(2) Muster-Anbauverfahren je:	- Anbauweise - Vorfruchtgruppe - Anbausituation
bestehend aus technisch aufeinander abgestimmten Teilverfahren mit:	- Arbeitszeitspannen auf der Basis der phänologischen Phasen des DWD - Maßnahmenhäufigkeit für 3 Anbausituationen mit zeitlicher Varianz - Betriebsmittel / Ernteprodukte
(3) Anbauverfahren je:	- Anbauweise - Vorfruchtgruppe - Anbausituationen - Region und Betriebstyp
bestehend aus parametrisierten Teilverfahren mit:	- Arbeitszeitspannen auf der Basis der phänologischen Phasen des DWD - an den regionalen Schaderregerdruck angepasste Maßnahmenhäufigkeiten für 3 Anbausituationen z.B. zeitlicher Varianz - geschätzte Aufwandmengen der Betriebsmittel und Erträge der Ernteprodukte auf der Basis von Boden und Klima

4.2.2(2) Maßnahmenkataloge

Die Maßnahmenkataloge (siehe Tab. 4.9 mit einem Beispiel) enthalten anteilig alle Maßnahmen, die in einer Region nebeneinander praktiziert werden. Sie können bereits für eine ökologische Bewertung genutzt werden, wenn die durchschnittliche Situation in einer Region ermittelt werden soll. Diese normativen, die räumliche Varianz berücksichtigenden fruchtartenspezifischen Maßnahmenkataloge bilden die Basis für die eigentlichen Anbauverfahren.

Aufbauend auf den Maßnahmenkatalogen werden die Anbauverfahren beschrieben, wie sie im langjährigen Mittel auf konkreten Betrieben oder Betriebstypen gefunden werden können. Sie beinhalten aufeinander abgestimmte Maßnahmenkombinationen, mit standortspezifischen mittleren Maßnahmenhäufigkeiten und bilden damit nur noch die zeitliche Varianz ab. Die Verfahrenstechnik wird den Teilverfahren automatisch, fruchtartenspezifisch in Abhängigkeit von der Betriebsgröße zugeordnet (siehe Abschnitt 4.2.2(3)).

Tab. 4.9 Maßnahmenkatalog mit Teilverfahren und Maßnahmenhäufigkeiten für Winterroggen im konventionellen Landbau. Die Zuordnung der Dekaden gilt für die Ostbrandenburgische Platte

TV_Nr	Beschreibung	Nur BetrMt	Dek Beg	Dek Ende	MH AS1	MH AS2	MH AS3
911	Kalken: Großdüngerstreuer		Aug2	Sep1	0,33	0,33	0,33
921	Grunddüngung Phosphor: Großdüngerstreuer	921	Aug2	Sep1	1	1	1
931	Grunddüngung Kalium: Großdüngerstreuer	921	Jul3	Sep2	1	1	1
941	Grunddüngung Magnesium: Großdüngerstreuer	921	Aug2	Sep1	1	1	1
1002	BB: Stoppel: Lockernd		Jul2	Jul3	0,9	0,9	0,9
1003	BB: Stoppel: Wendend		Jul2	Jul3	0,2	0,2	0,2
1501	Queckenbekämpfung: chemisch 1		Jul3	Sep2	0,2	0,2	0,2
1702	Bodenbearbeitung Herbst: Lockernde		Sep1	Okt1	0,3	0,3	0,3
1703	Bodenbearbeitung Herbst: Wendend		Sep1	Okt1	0,7	0,6	0,6
1751	Saatbettbereitung: Standard		Sep2	Okt1	1	0,9	0,9
1801	Saat oder Legen: Direktsaat		Sep3	Okt1	0	0,1	0,1
1802	Saat oder Legen: Drille und BB		Sep3	Okt1	0,7	0,7	0,7
1803	Saat oder Legen: Drille ohne BB		Sep3	Okt1	0,3	0,2	0,2
3211	Stickstoff: Vegbeginn: Standard		Feb2	Mrz1	1	1	1
3221	Stickstoff: Schossen 1: Standard		Apr3	Mai1	1	0,5	1
3231	Stickstoff: Schossen 2: Standard		Mai1	Mai1	0	0,5	1
3301	Stickstoff: spät: Standard		Mai1	Mai2	0	0	1
3601	Herbizid Voraufbau: Standard		Sep3	Okt2	0,5	0,5	0,5
3801	Herbizid 1 Nachaufbau: Standard		Okt1	Okt3	0,5	0,5	0,5
3901	Herbizid 2 Nachaufbau (spät): Standard		Apr3	Mai1	0,2	0,2	0,2
4101	Fungizid 1: Standard		Apr3	Mai1	1	1	1
4501	Wachstumsregulator 1: Standard		Apr2	Mai1	0,3	0,7	1
4601	Wachstumsregulator 2: Standard		Apr3	Mai1	0,3	0,5	0,7
4701	Wachstumsregulator 3: Standard		Mai2	Mai3	0	0,5	0,5
4801	Insektizid Herbst: Standard		Okt2	Nov1	0	0,3	0,5
4851	Insektizid Frühjahr 1: Standard		Mai2	Jun1	0	0,5	0,7
9001	ErnteHP: Standard		Aug1	Aug2	1	1	1
9101	ErnteNP: Standard		Aug1	Aug2	0,1	0,1	0,1

MH	–	Maßnahmenhäufigkeit
AS	–	Anbausituation (I – geringe, II – mittlere, III – hohe Ertragserwartung)
Dek	–	Dekade (Beginn – Ende)
Nur BetrMt	–	Dieses Teilverfahren dient lediglich der Definition eines Betriebsmittels, das mit der vorherigen Maßnahme ausgebracht wird.
BB	–	Bodenbearbeitung
HP/NP	–	Haupt- bzw. Nebenprodukt

Die Maßnahmenhäufigkeit ist auf dieser Ebene der Anbauverfahren im allgemeinen „1“ und wird, wenn die Ausführung der Teilverfahren von der Bestandentwicklung abhängig ist, mit der entsprechenden Wahrscheinlichkeit belegt. Im dritten Schritt der Verfahrensgenerierung (siehe Tab. 4.8) werden die zuvor erstellten, allgemein formulierten Anbauverfahren einer konkreten Region zugeordnet und die standortspezifischen Parameter der Verfahren erstellt. Bei dieser Vorgehensweise können mit wenigen Eingriffen in den Maßnahmenkatalog grundlegende Veränderungen in einer Vielzahl von Verfahren erreicht werden.

4.2.2(3) Zuordnung der Verfahrenstechnologie

Die Verfahrenstechnologie wird mit Hilfe von Arbeitsverfahren auf der Basis von Schleppern und Geräten beschrieben. Die Kopplung an die Teilverfahren erfolgt mit Hilfe von sogenannten Komplexverfahren (oder Verfahrensketten). Die Komplexverfahren und die Kopplung, die als Standard eingerichtet wird und für die meisten Bearbeiter unsichtbar bleibt, wird im Folgenden erörtert.

Komplexverfahren

Die Zusammenstellung von Arbeitsverfahren für eine hohe Zahl z.T. sehr ähnlicher Anbauverfahren birgt die Gefahr einerseits inkonsistent und andererseits sehr arbeitsintensiv zu werden. Eine sachgerechte Zusammenstellung berücksichtigt das konkrete Zusammenwirken verschiedener Gerätekombinationen. Die Datenbank erfasst z.B. Mähen von Gras, Wenden, Schwaden, Transport zum Silo und das Festfahren im Silo als getrennte Arbeitsverfahren, da unterschiedliche Geräte beteiligt sind, für die unterschiedliche Wegstrecken und damit Transportkosten gelten. Hinzu kommt, dass viele Techniken von den Betrieben in unterschiedlicher Skalierung genutzt werden und daher vom Modell in Form der 5 Technikklassen bereitgestellt werden müssen. Um die Problematik der Kombination unterschiedlicher Geräte z.B. bei komplexen Ernteverfahren für den Nutzer der Datenbank zu umgehen bzw. zu vereinfachen, wurden sogenannte Komplexverfahren oder auch Arbeitsketten zusammengestellt. Die Komplexverfahren bestehen aus sachkundig zusammengestellten Verfahrensketten z.B. „Vollautomatisches Kartoffeln legen mit Kippbunker“ in Kombination mit dem passenden Transportverfahren: „Pflanzkartoffeln transportieren und übergeben“. Die Komplexverfahren bilden die Basis für einen einfachen Übergang zwischen verschiedenen Technikklassen, die vom Betriebstyp abhängig sind. Die Komplexverfahren werden den Teilverfahren je nach zugrunde liegender Kultur zugeordnet. Diese Zuordnung muss lediglich bei neuen technologischen Verfahren geändert werden, wird ansonsten jedoch für alle abgebildeten Regionen unverändert übernommen.

Teilverfahren

Die Gestaltung der Maßnahmenkataloge konzentriert sich auf die Parametrisierung und Zusammenstellung unterschiedlicher Anbauverfahren. Die dort genutzten Teilverfahren orientieren sich nicht an den technischen Komponenten der Maßnahmen sondern stellen abgeschlossene Teilbereiche eines Anbauverfahrens dar. Deshalb bezeichnen die Teilverfahren die Maßnahmen innerhalb eines Verfahrens mit allgemeinen, von der Fruchtart unabhängigen Begriffen wie z.B.: „Saatbettbereitung“, „Aussaat“, „Ausbringung von Flüssigmist“ oder „Ernte“ (siehe Tab. 4.9). Jedem Teilverfahren wird in dem Maßnahmenkatalog eine begrenzte, einheitliche Zeitspanne sowie ein Produktionsmittel bzw. Ernteprodukt zugeordnet. Die zugehörigen Mengenangaben werden automatisch in der Berechnung mengenabhängiger Arbeitszeiten berücksichtigt bzw. als Aufwand bzw. Leistung des Verfahrens erkannt. So wird bei Pflanzenschutzmitteln der betriebspezifisch festgelegte Wasserverbrauch den Transportmengen zugrunde gelegt. Bei den Ernteverfahren wird der kalkulatorisch bestimmte Ertrag des Haupt- bzw. Nebenproduktes entsprechend zugeordnet. Den Teilverfahren können spezifisch für die Kulturen mehrere Komplexverfahren zugeordnet werden. Dadurch wird eine regelbasierte Generierung der zuvor beschriebenen Bandbreite von Anbauverfahren ermöglicht.

Datenmodell

Tab. 4.10 gibt eine Übersicht über den hierarchischen Aufbau der Datenbank im Bereich der Verfahrenstechnologie. Die Tabelle gibt in der ersten Zeile die Beziehung zwischen den einzelnen Elementen wieder. So kann ein Teilverfahren wie die Ernte von Winterweizen je nach Technikklasse durch verschiedene Komplexverfahren bewältigt werden. Jedes einzelne Komplexverfahren für eine Technikklasse besteht aus einem oder mehreren Arbeitsverfahren und jedes Arbeitsverfahren besteht aus maximal einem Schlepper sowie maximal drei Arbeitsgeräten. Gleichzeitig gehören aber mehrere Arbeitsverfahren zu einem Typus von Maßnahmen – zu einem Arbeitsgang, der in vielen Fällen genügt, um die ökologischen Effekte eines Verfahrens zu erfassen. Die letzte Zeile der Tabelle zeigt die Anzahl der Datensätze in der entsprechenden Tabelle in der aktuellen Version der Datenbank. So liegen zur Zeit 171 Komplexverfahren für jede Technikklasse, d.h. in jeweils 5 Varianten vor. Die hohe Anzahl der Arbeitsverfahren ergibt sich vor allem aus der Notwendigkeit, die unterschiedliche Skalierung der Technik abzubilden. Die Basis dafür sind 31 Schlepper und 980 Geräte mit ihren definierten fixen und variablen Kosten. Da für die ökologische Bewertung i.A. die genaue technologische Gestaltung nicht relevant ist bzw. nicht genau ermittelt werden kann, werden die ökologischen Indices nicht den Arbeitsverfahren, sondern den Arbeitsgängen zugeordnet, die jeweils einen Typus von Arbeitsverfahren charakterisieren (siehe Kapitel 4.4).

Tab. 4.10 Datenmodell und Übersicht der Verfahrenstechnik der Anbauverfahren

Definition der Verfahrenstechnik	Teilverfahren	Komplexverfahren	Arbeitsverfahren	Schlepper / Geräte	Arbeitsgang
Beziehung*	1 : n	1 : n	1 : n	1 / 1-3	1
Beschreibung	Fruchtartenspezifische Beschreibung der Verfahrenstechnik	Betriebstypenspezifische Verfahrenskette	Gerätespezifischer Arbeitsgang	Maschinen nach KTBL oder betrieblichen Angaben	Typ des Arbeitsverfahrens
Koeffizienten	Maßnahmenhäufigkeit, Mengen, Arbeitszeitspanne, Betriebsmittel	Betriebstyp / Technikklasse	Arbeitszeit	Fixe und variable Kosten	Indices der ökologischen Bewertung
Anzahl Datensätze	112	171	1155	31 / 980	219

* Eine Beziehung von 1: n bedeutet, dass 1 Datensatz in der ersten Tabelle mit n Datensätzen in der zweiten Tabelle verknüpft werden kann, d.h. z.B. dass dem Teilverfahren „Ernte Zuckerrüben“ mehrere technische Varianten der Ernte von Zuckerrüben zugeordnet werden können. Jede Variante – hier „Komplexverfahren“ kann wiederum aus mehreren Arbeitsverfahren bestehen, wobei jedem Arbeitsverfahren höchstens ein Schlepper aber bis zu 3 Geräte zugeordnet werden können. Die Arbeitsverfahren werden darüber hinaus durch die eindeutige Zuordnung zu Arbeitsgängen typisiert, wodurch die ökologische Bewertung vereinfacht wird.

Tab. 4.11 Teilverfahren und zugeordnete Komplexverfahren (Auszug der Datenbank)

Teilverfahren (Nr., Bezeichnung)	Fruchtart	Komplexverfahren (Nr., Bezeichnung) siehe Tab. 4.12
1801 Saat oder Legen - Direktsaat	Zuckerrüben	60801 - Einzelkorndrillen Rüben mit Bandspritzen
1801 Saat oder Legen - Direktsaat	Stilllegung	60602 - Pneumatikdrille, Feinsämereien
1801 Saat oder Legen - Direktsaat	Körnermais	63102 - Einzelkorndrille, Mais/Sonnenbl. o. Reihendüng.
1801 Saat oder Legen - Direktsaat	Triticale	61103 - Frässaatkombination, Getreide
1801 Saat oder Legen - Direktsaat	Sommergerste	61103 - Frässaatkombination, Getreide

Die beschriebene Datenstruktur wurde in einer relationalen Datenbank umgesetzt, so dass dem Nutzer die Verfahrenstechnologie in eindeutig kodierter und aggregierter Form zur Verfügung steht (siehe Tab. 4.11, Tab. 4.12 und Tab. 4.13). Die festen und variablen Kosten der Zugmaschinen und Geräte werden in den entsprechenden Tabellen beschrieben (siehe Kächele 1999). Die Arbeitszeiten zur Ausführung eines konkreten Arbeitsverfahrens auf einem bestimmten Schlag mit konkreten Aufwands- und Ertragsmengen werden auf der Basis der entfernungs-, flächen- und mengenabhängigen, technischen Koeffizienten der Arbeitsverfahren im Rahmen der ökonomischen Partialanalyse durch die Datenbank berechnet.

Tab. 4.12 Komplexverfahren (KVNr) und zugeordnete Arbeitsverfahren (ArbVerNr; siehe Tab. 4.13) für 5 Technikklassen (TK) (Auszug der Datenbank)

KVNr	KVTyp Nr	Bezeichnung	ArbVerNr. TK1	ArbVerNr TK2	ArbVerNr TK3	ArbVerNr TK4	ArbVerNr TK5
60602	606	Pneumatikdrillm., Feinsä- mereien	62123000 8 m	62123000 8 m	62122000 6 m	62121000 4,5 m	62119000 3 m
60801	608	Einzelkorndrillen Rüben mit Bandspritzen	60811002 18 Reihen	60810002 12 Reihen	60810002 12 Reihen	60809002 6 Reihen	60809002 6 Reihen
60801	608	Einzelkorndrillen Rüben mit Bandspritzen	77115000 5000l/TE	77115000 5000l/TE	77115000 5000l/TE	77115000 5000l/TE	77115000 5000l/TE
63102	631	Einzelk.drillen, Mais/ Sonnenbl. o. Reihendüng.	60916000 12 Reihen	60916000 12 Reihen	60915000 8 Reihen	60914000 6 Reihen	60913000 4 Reihen
61103	611	Frässaatkombination, Getreide	60204000 4 m	60204000 4 m	60203000 3 m	60203000 3 m	60202000 2,5 m

Tab. 4.13 Arbeitsverfahren (ArbVerNr) und zugeordnete Geräte (Ger) und Schlepper (Leistungsbedarf (Leist.Bed) in kW) sowie Arbeitszeitbedarf je Parzellen-
größenklasse (ParzGrKl) und Arbeitszeitzuschlag für zusätzliche Transport-
kilometer (Auszug der Datenbank)

ArbVerNr	Beschreibung	Ger1	Ger2	Ger3	Leist. Bed	Parz	Parz	Parz	Parz	Zeit Zuschl Weg
						GrKl 3	GrKl 4	GrKl 5	GrKl 6	
60809002	Einzelkorndrillen mit Bandspritzen, 6-reihig, Rüben, 3,0 m	6070300	7101800	7102200	37	1,4	1,2	1,25	1,3	0,0133
60810002	Einzelkorndrillen mit Bandspritzen, 12-reihig, Rüben, 6,0 m	6070400	7101900	7102200	67	0,87	0,76	0,75	0,74	0,0133
62119000	Drillmaschine pneuma- tisch, 3 m, Ölfrüch- te+Feinsämereien	6010700	0	0	45	0,87	0,8	0,78	0,78	0,0133
62121000	Drillmaschine pneuma- tisch, 5 m, Ölfrüch- te+Feinsämereien	6010900	0	0	52	0,55	0,47	0,455	0,44	0,0133
62122000	Drillmaschine pneuma- tisch, 6 m, Ölfrüch- te+Feinsämereien	6011000	0	0	54	0,48	0,4	0,385	0,37	0,0133
62123000	Drillmaschine pneuma- tisch, 8 m, Ölfrüch- te+Feinsämereien	6011100	0	0	60	0,39	0,32	0,305	0,29	0,0133

4.2.3 Standortspezifische Parametrisierung der Verfahren

Die zunächst allgemein formulierten Anbauverfahren werden im letzten Schritt der Verfahrensgenerierung konkreten Standorten in einer Region zugeordnet. Auf der Basis von Boden- und Klimadaten sowie der regionalen Unterschiede der Vegetationsentwicklung und des Schaderregerdruckes werden standortspezifische technische Koeffizienten der Verfahren ermittelt. Dies schlägt sich in einer Differenzierung der Arbeitszeitspannen, der Aufwandmengen für Dünger sowie der Maßnahmenhäufigkeiten und des Ertrags nieder (Bachinger et al. 2003).

4.2.3(1) Arbeitszeitspannen

Für eine regionalisierte Definition der Arbeitszeitspannen können die Jahrestageszahlen (JTZ) einer Vielzahl von vegetations- und maßnahmenbezogenen Phasen, basierend auf den über 30-jährigen Vegetationsaufnahmen des Deutschen Wetterdienstes (DWD 1962), genutzt werden. Mit Hilfe dieser Daten können die Zeitspannen der einzelnen Maßnahmen relativ genau regionaltypisch festgehalten werden. Vom DWD nicht erfasste Maßnahmen können dabei in Relation zu den vorhandenen Daten gesetzt werden. So kann z.B. die Periode des ersten Fungizideinsatzes in Winterweizen auf der Basis der empirischen Beobachtung von „Winterweizen Schossen“ definiert werden, indem die Periode

von $JTZ(\text{Winterweizen Schossen, Anbauregion}) + 0$ Tage

bis $JTZ(\text{Winterweizen Schossen, Anbauregion}) + 14$ Tage

festgelegt wird, was bedeutet, dass der erste Fungizideinsatz z.B. in der Region „Ostbrandenburgische Platte“ in die Zeitspanne vom 9. Juli bis zum 23. Juli (JTZ 190 - 204) fällt. Für jedes Teilverfahren wird so eine Arbeitszeitspanne auf der Basis relevanter Vegetationsphasen definiert. Dabei müssen die auf der Basis von Jahrestageszahlen definierten Perioden für die ökologische Bewertung in Dekaden (Tab. 4.14) und für das betriebliche Planungsmodell in Arbeitszeitspannen (AZS) (Tab. 4.15) nach KTBL (1999) umgewandelt werden. Die dabei entstehenden Ungenauigkeiten können nur im Hinblick auf die Fragestellung - hier für die ökologische Bewertung – interpretiert und korrigiert werden.

Tab. 4.14 Beispiel der Umwandlung einer Periode auf der Basis der JTZ in Dekaden

	Von	Bis	Tage
JTZ	61	70	9
Datum	02. März	11. März	9
Dekade	März I	März II	20

Tab. 4.15 Beispiel für die Auswahl (◀) einer fiktiven Arbeitszeitspanne (AZS) XX auf der Basis der höchsten Übereinstimmung

Fiktive AZS	AZS-Beginn	AZS-Ende	Periode (02.-11. März)	Übereinstimmende Tage in AZS
XX ◀	01.03.	30.03.	02.-11. März	9 von 30 ◀
XY	15.02.	30.05.	02.-11. März	9 von 45
XZ	01.02.	11.03.	02.-11. März	9 von 39

4.2.3(2) Düngung

Die Berechnung der gesamten Düngung im **konventionellen** Landbau erfolgt auf Basis des Entzuges, der aus dem Ertrag berechnet wird. Für einige Kulturen wird zusätzlich ein Minimal- oder Maximalwert für die Düngung festgelegt. Im **ökologischen** Landbau ist die Düngung auf betriebseigene Wirtschaftsdünger und den Zukauf von Phosphor- und Kali-Mineraldüngern beschränkt.

N-Gaben

Die gesamte errechnete N-Düngung wird auf verschiedene Gaben verteilt. Die Verteilung berücksichtigt die Vorgabe durch das Verfahren, d.h. eine Aufteilung in 2, 3 oder 4 Teilgaben der N-Düngung und ein Minimum für die Größe einer Gabe, so dass bei einer zu kleinen Restmenge die Anzahl Gaben um eine Gabe reduziert wird.

Grunddüngung

Bei der Grunddüngung wird jedem Verfahren rein rechnerisch eine Düngung in Höhe des Entzugs von Phosphor, Kalium und Kalk zugeordnet. Da in der Praxis die Grunddüngung nur jedes dritte Jahr erfolgt, wurde die Maßnahmenhäufigkeit auf 1/3 reduziert und die Menge mit dem Faktor 3 entsprechend erhöht. Dadurch werden ökonomische Skaleneffekte der Ausbringung berücksichtigt, während die aufgewendete Menge in der ursprünglichen Höhe erhalten bleibt.

Zuordnung der Grunddüngung und Kalkung

Ökologische und ökonomische Bewertung folgen unterschiedlichen Grundsätzen bei der Berücksichtigung der Grunddüngung. Die ökologische Bewertung basiert auf den tatsächlich durchgeführten Maßnahmen (Grunddüngung z.B. alle drei Jahre zu bestimmten Fruchtarten), während die ökonomische Bewertung die anzurechnende Leistung einer Maßnahme berücksichtigt (Kosten der Kalkung werden in jedem Jahr anteilig berechnet). Daher werden die generierten Anbauverfahren vor der Partialanalyse noch einmal überarbeitet. Die Verfahren für die ökologische Partialanalyse werden dabei um nur rechnerisch angesetzte Maßnahmen bereinigt.

4.2.3(3) Maßnahmenhäufigkeit

Mit Hilfe der Klassifizierung von Regionen nach der potenziellen Befallsgefährdung durch wichtige Schadorganismen im Ackerbau (vgl. Kluge et al. 1999) kann ein regionspezifischer Fungizid- und Insektizideinsatz im konventionellen Landbau bestimmt werden. Dies führt in erster Linie zu einer regionalen Differenzierung von Maßnahmenhäufigkeiten und Aufwandmengen und kann in der ökologischen Bewertung der Anbauverfahren berücksichtigt werden. Diese Funktion wird auf Basis von Expertenbefragungen umgesetzt.

4.2.3(4) Ertrag

Der Ertrag wurde in Abhängigkeit von der Standortgüte (AZ) und der Klimaregion geschätzt (Roth 1995; Kächele 1999). Bachinger (2003) hat für den ökologischen Landbau ein entsprechendes Schätzverfahren auf Basis von Versuchsdaten und Expertenwissen (Pauly & Bachinger 1997; Stein-Bachinger & Bachinger 1997b) entwickelt (siehe Bachinger & Zander 2001).

Ertrag im konventionellen Landbau:

$$\text{Ertrag}_{\text{KL}} = f(\text{AZ}, \text{Fruchtart}, \text{Jahresniederschlag}) \quad (1)$$

Ertrag im ökologischen Landbau:

$$\text{Ertrag}_{\text{ÖL}} = f(\text{AZ}, \text{Fruchtart}, \text{Vorfrucht}, \text{Wirtschaftsdünger}, \text{Jahresnieders.}) \quad (2)$$

Die Ertragsschätzung von Roth (1995) basierte ursprünglich lediglich auf Schätzwerten für die 4 Ackerzahlklassen. Diese wurden im Rahmen der Arbeiten zu den in Kapitel 5 verwendeten Verfahren in Zusammenarbeit mit Roth überarbeitet. Dabei sollten stetige Funktionen entwickelt werden, um die Expertenschätzung zu erleichtern und um eine stärker standortabhängige Differenzierung der Verfahren zu ermöglichen. Da die stetigen Funktionen auf der Ackerzahl und nicht auf der Ackerzahlklasse basieren, ist es möglich, Erträge und Düngeraufwendungen an die konkreten Standorteigenschaften eines Schläges anzupassen. Dadurch können im betrieblichen Planungsmodell bestehende Unterschiede zwischen den Schlägen eines Betriebes berücksichtigt werden, was vor allem im Hinblick auf die Wechselwirkungen mit ökologischen, ebenfalls standortgebundenen Zielen relevant ist. Ein Nachteil dieser Vorgehensweise ist die nur scheinbar hohe Genauigkeit der Ertragsschätzungen. Vorteile sind die bessere Abstimmung der relativen Erträge zwischen den Fruchtarten, die Wiedergabe der naturräumlichen Heterogenität im betrieblichen Planungsmodell und die dadurch ebenfalls bessere Basis für die ökologische Bewertung.

Ertragswirksame Effekte der Vorfrucht, Untersaat und Zwischenfrucht

Die Ertragsschätzung nach Roth basiert auf einer langjährigen mittleren Ertragserwartung bei den in der Region üblichen Anbauverhältnissen. Sie gibt also nicht den potenziellen, nur durch Licht und Wasser limitierten Ertrag wieder, sondern berücksichtigt die gegenwärtig in der Praxis übliche Technologie und Effizienz. Im Folgenden wird diese mittlere Ertragserwartung für die Wirkung von Vorfrucht, Untersaat und Zwischenfrucht modifiziert. Die Auf- und Abschläge zur mittleren Ertragserwartung sind wiederum Schätzungen von Roth (1998: [ZALF] pers. Mitt.) und führten zu den in Abb. 4.3 abgebildeten Schätzfunktionen für Getreide, die eine Korrektur der geschätzten Ertragserwartung in Abhängigkeit von der Ackerzahl erlauben. Die Effekte von Untersaat und Vorfrucht wurden dabei additiv behandelt.

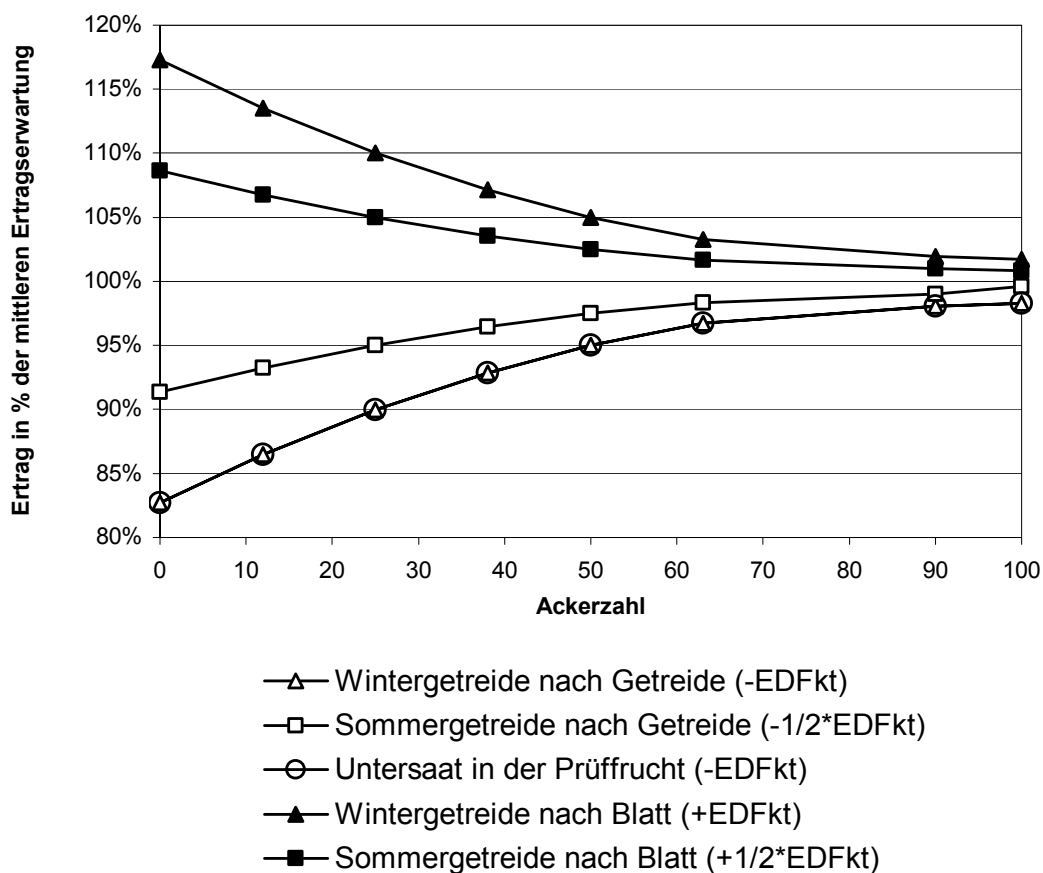


Abb. 4.3 Ertragsdifferenzierende Funktionen (EDFkt)

4.3 Fruchtfolgen

Fruchtfolgen müssen einerseits innerbetrieblichen Anforderungen wie Futterproduktion oder Verwertung tierischer Exkremente, d.h. den Kriterien einer optimalen betrieblichen Organisation, genügen. Andererseits müssen sie schlaginterne Anforderungen, wie einen ausgeglichenen Nährstoffhaushalt und phytosanitäre Risiken berücksichtigen sowie chronologische und technologische Machbarkeit gewährleisten. Vor allem im ökologischen Landbau muss jeder Schlag eine ausgeglichene N-Bilanz aufweisen, da die N-Versorgung weitgehend von Art und Umfang des Leguminosenanbaus in der Fruchtfolge abhängt: Die N-Versorgung wird im ökologischen Landbau nicht innerhalb eines Verfahrens, sondern nur durch die richtige Abfolge von N-zehrenden und N-liefernden Verfahren gesichert.

Die Gestaltung von Anbauverfahren und ihre zielgerichtete Verknüpfung zu Fruchtfolgen bestimmt damit weitgehend die ökonomische und die ökologische Leistungsfähigkeit der Anbausysteme. Wie in Abschnitt 2.2.3 dargestellt, können Fruchtfolgen im betrieblichen Planungsmodell formuliert werden, wenn entsprechende Regeln und Bewertungen der Anbauverfahren verfügbar sind (Variante 2 und 3). Sie können aber auch unabhängig von betrieblichen Restriktionen für typische Standorte und Betriebssituationen formuliert werden und können dann in einem Planungsmodell so kombiniert werden, dass betriebliche Restriktionen erfüllt werden (Variante 1). Aber auch Anwendungen eines Fruchtfolgegenerators ohne anschließende Nutzung im LP sind in der Begleitforschung zur technischen und pflanzenbaulichen Entwicklung nachhaltiger Produktionssysteme sinnvoll; Kapitel 5.1 stellt mit der ‚stand-alone‘ Version des Fruchtfolgegenerators eine solche Anwendung vor.

Unabhängig von der Anwendung im LP oder in einer ‚stand-alone‘ Version müssen Gestaltungs- und Bewertungsregeln formuliert werden, die sinnvolle Verknüpfungsmöglichkeiten der Fruchtfolgeglieder beschreiben und die Fruchtfolgen im Hinblick auf ihre pflanzenbauliche Durchführbarkeit (Bodenfruchtbarkeit, Phytopathologie, technische Abfolge von Maßnahmen, Verunkrautung) überprüfen. Die im Folgenden beschriebenen Regeln zur Ermittlung von Fruchtfolgen können in einem betrieblichen Planungsmodell ebenso wie in einer ‚stand-alone‘ Version des Fruchtfolgegenerators im Rahmen der Partialanalysen eingesetzt werden. Sie bestehen im Wesentlichen aus Kombinations- und Ausschlusskriterien, die bisher lediglich für den Nordostdeutschen Raum implementiert wurden.

4.3.1 Kombinationskriterien

Die Kombinationskriterien zur Bildung von Fruchtfolgen basieren auf den Vorfruchtgruppen, Untersaaten und Zwischenfrüchten. Die einzelnen Fruchtfolgefelder werden durch Vorfruchtlieferung und Vorfruchtanspruch miteinander verbunden. Diese beiden Parameter beinhalten in kodierter Form die jeweilige Vorfruchtgruppe und gegebenen-

falls die Spezifizierung der Untersaaten und Zwischenfrüchte. Der Wert im Feld ‚Vorfruchtanspruch‘ des Anbauverfahrens muss dabei jeweils identisch sein mit dem Wert im Feld ‚Vorfruchtlieferung‘ der Vorfrucht. Das letzte Element einer Folge von Anbauverfahren muss in einer echten Fruchtfolge darüber hinaus eine geeignete Vorfrucht des ersten Elements sein. Lässt man alle möglichen Kombinationen von 3 bis 7-gliedrigen Fruchtfolgen zu, dann entstehen bei dem gegenwärtigen Bestand an Anbauverfahren (ca. 200 Anbauverfahren je Produktionssystem) für jeden Standorttyp mehrere Tausende von z.T. sehr ähnlichen Fruchtfolgen. In der ‚stand-alone‘ Version des Fruchtfolgegenerators können die durch diese Kombinatorik entstehenden Datenmengen durch die Vorgabe einzelner Elemente der Fruchtfolge eingeschränkt werden. So werden z.B. Futterleguminosen im ökologischen Landbau immer Teil der Fruchtfolgen sein, da sie aufgrund der N-Fixierung die wichtigste Stickstoff-Quelle darstellen. Indem die Futterleguminosen auf eine Position in der Fruchtfolge fixiert werden, kann die Anzahl möglicher Fruchtfolgen bereits deutlich reduziert werden.

4.3.2 Ausschlusskriterien

Die durch oben genannte Verknüpfungsregeln gebildeten Abfolgen von Anbauverfahren sind noch keine im pflanzenbaulichen Sinne sinnvollen Fruchtfolgen. Die pflanzenbauliche Prüfung untersucht die Verfahrenskombinationen im Hinblick auf phytosanitäre Aspekte und technische Durchführbarkeit und bildet auf dieser Basis Ausschlusskriterien. Speziell im ökologischen Landbau müssen die Fruchtfolgen darüber hinaus auf die Gefahr einer Verunkrautung sowie im Hinblick auf ausgeglichene Nährstoffbilanzen betrachtet werden. Im betrieblichen Planungsmodell gehen die Ausschlusskriterien als Restriktionen für die Fruchtfolgebildung je Schlag ein. Den folgenden Restriktionen liegen z.T. Schätzverfahren zugrunde, die nur grobe Richtwert liefern, da ihre Parametrisierung noch nicht abgeschlossen ist und auf Expertenschätzungen und Literaturangaben beruhen. Die Restriktionen bzgl. der Unkrautproblematik und des N-Saldos werden nur im ökologischen Landbau eingesetzt. Ein Vergleich des Schätzverfahrens für den N-Saldo mit dynamischen Prozessmodellen der Stickstoffdynamik ist wünschenswert und geplant.

4.3.2(1) Phytosanitäre Fruchtfolgerestriktionen

Phytosanitäre Restriktionen sollen bodenbürtige Schaderreger in ihrer Ausbreitung beschränken, indem der Anteil einer Fruchtart auf ein für sie typisches Maß begrenzt wird. Entsprechende phytosanitäre Fruchtfolgerestriktionen für den maximalen Anteil der Fruchtarten bzw. der Fruchtartengruppen wurden in Anlehnung an Roth & Steinbrenner (1992) im betrieblichen Planungsmodell und in der ‚stand-alone‘ Version des Fruchtfolgegenerators implementiert.

4.3.2(2) Chronologische Passfähigkeit

Mittels einfacher Regeln wurden Fruchtfolgeglieder, die aus zeitlichen Gründen nicht aufeinander folgen können, von dem Bestand ausgeschlossen. Die Regeln basieren auf einer Klassifizierung der Fruchtarten in früh, mittel und spät räumend und in früh, mittel und spät zu etablierend.

4.3.2(3) Unkraut in der Fruchtfolge

Im ökologischen Landbau wurde eine weitere Restriktion zur Abbildung des Managements von Problemunkräutern eingeführt. Diese Restriktion basiert auf einem Schätzalgorithmus von Bachinger (2003), der zwischen der Hauptproblemgruppe der Wurzelunkräuter sowie Sommer- und Winterannuellen unterscheidet. Als Wurzelunkraut wurde bisher nur die Quecke (*Elytrigia repens*) berücksichtigt (siehe Tab. 4.16). Dies erscheint unter den brandenburgischen Klima- und Bodenverhältnissen legitim, da mit der Bekämpfung der Quecke auch andere Wurzelunkräuter genügend unterdrückt werden.

Queckenbekämpfungsmaßnahmen wurden als zusätzliche Stoppelbearbeitungsmaßnahme in Getreide-Anbauverfahren integriert. So stehen neben queckenvermehrenden und queckenunterdrückenden auch queckenbekämpfende Verfahren zur Verfügung. Der Indexwert eines Anbauverfahrens setzt sich zusammen aus der Summe des Wertes für die Fruchtart, dem Wert für die evtl. vorhandene pfluglose Bodenbearbeitung, der Zwischenfrucht als Stoppelsaat oder Untersaat, sowie dem Wert für das evtl. vorgeschaltete, mechanische Queckenbekämpfungsverfahren (Simon 1997: [AdL] pers. Mitt.). Die Summe aller Werte der Elemente einer Fruchtfolge ist das Maß für zunehmende oder abnehmende Verunkrautung. Der Wert Null bedeutet keine Veränderung des Unkrautdruckes.

Die Restriktion für diesen Index sieht vor, dass nur Fruchtfolgen mit einer Summe der Indexwerte je Anbauverfahren kleiner null akzeptiert werden. In ähnlicher Form liegen darüber hinaus Indices für die Verunkrautung durch Sommer- und Winterannuellen vor. Dieser Bewertungsansatz ist bisher lediglich für die diluvialen Standorte Nordostdeutschlands implementiert und muss für andere Regionen Deutschlands überprüft und ergänzt werden.

Tab. 4.16 Bewertung von Fruchtarten, Bodenbearbeitung, Anbau von Zwischenfrüchten und Untersaaten im ökologischen Landbau in ihrem relativen Einfluss auf den Verunkrautungsdruck durch Quecke

Bewertete Elemente:	Index der Verunkrautung durch <i>Elytrigia repens</i> Abnahme <-----> Zunahme								
	-0,6	-0,4	-0,3	-0,2	-0,1	0	0,1	0,2	0,3
Queckenbekämpfung	*								
Hackfrüchte Speisekartoffeln Silomais			*						
Ölfrüchte Winterraps Öllein				*			*		
Wintergetreide Winterroggen Triticale Wintergerste Winterweizen				*	*		*		
Sommergetreide Hafer Sommerweizen Sommergerste					*	*			
Futterleguminosen Luzerne-Kleegrass						*			
Körnerleguminosen Ackerbohnen Erbsen Lupinen						*	*	*	
Zwischenfruchtanbau					*				
Untersaat in Körnerleguminosen							*		
Untersaat in Wintergetreide								*	
Untersaat in Sommergetreide								*	
pfluglose Bodenbearbeitung									*

Quelle: Bachinger (2003)

4.3.2(4) Nährstoffbilanz: Berechnung des N-Saldos

Ebenfalls nur im ökologischen Landbau erfolgt eine Bewertung der Nachhaltigkeit von Fruchtfolgen auf der Basis der Stickstoffbilanz auf Schlagebene. Dem Schätzverfahren der N-Salden nach Bachinger (2003) liegt folgende statische Formel zugrunde, deren einzelne Termini in den folgenden Abschnitten erläutert werden:

$$\text{N-Saldo} = (N_{\text{od}} + N_{\text{fix}} + N_{\text{min}} + N_{\text{im}}) - (N_{\text{upt}} + N_{\text{lea}} + N_{\text{em}}) \quad (3)$$

- mit:
- N_{od} - N in organischer Düngung
 - N_{fix} - N aus N_2 -Fixierung der Leguminosen
 - N_{min} - N-Mineralisation
 - N_{im} - N-Immissionen
 - N_{upt} - N-Entzug durch Ernteprodukte
 - N_{lea} - N-Auswaschung
 - N_{em} - N-Emissionen

N_2 -Fixierung

Das Modul zur Abschätzung der N_2 -Fixierung bei Körner- und Futterleguminosen basiert auf dem von Hülsbergen & Biermann (1997) erarbeiteten Ansatz. Die N_2 -Fixierungsleistung wird sowohl für den Zwischenfruchtanbau, für die Etablierung als Blank- bzw. Untersaat als auch für eine dreischnittige Hauptnutzung geschätzt. Dabei werden der Anteil des fixierten Stickstoffs im Ernteprodukt und in den Ernte- und Wurzelrückständen fruchtartenspezifisch in Abhängigkeit des Ertrages mit festen Faktoren geschätzt:

$$N_{\text{fix}} = R_{\text{Nfix}} * \text{Ertrag} * (NC_{\text{HP}} + R_{\text{HPR}} * NC_{\text{res}}) \quad (4)$$

- mit:
- N_{fix} - N-Menge aus N_2 -Fixierung
 - R_{Nfix} - N-Anteil aus der N_2 -Fixierung
 - NC_{HP} - N-Gehalt im Ernteprodukt
 - R_{HPR} - Verhältnis Ernteprodukt und Ernte- und Wurzelrückstände
 - NC_{res} - N-Gehalt in Ernte- und Wurzelrückständen

Bei Futtergemengen aus Leguminosen und Gras wird der aus der Atmosphäre fixierte Stickstoff (N_{dfa}) im Aufwuchs und im Wurzelsystem der Futterleguminosen bzw. der nicht legumen Gemengepartner in Abhängigkeit von dem Leguminosenanteil an der Trockenmasse geschätzt (Reining et al. 1999; Schmitt & Dewes 1997). Damit können N_2 -Fixierungsleistungen für unterschiedliche Leguminosenanteile kalkuliert werden:

$$N_{\text{fix}} = \text{NRL}_{\text{Nfix}} * \text{Ertrag} * (\text{NC}_{\text{HP}} + \text{R}_{\text{HPR}} * \text{NC}_{\text{res}}) * \text{R}_{\text{LN}} + \text{NRN}_{\text{Nfix}} * \text{Ertrag} * (\text{NC}_{\text{HP}} + \text{R}_{\text{HPR}} * \text{NC}_{\text{res}}) * (1 - \text{R}_{\text{LN}}) \quad (5)$$

mit: NRL_{Nfix} - N-Anteil aus N-Fixierung in Leguminosengemenge
 R_{LN} - Verhältnis Leguminosen zu Nicht-Leguminosen
 NRN_{Nfix} - N-Anteil aus N-Fixierung in Nicht-Leguminosen

Ein reduzierender Einfluss von höheren Nitratkonzentrationen aus N-Residuen auf das Verhältnis von atmosphärisch fixiertem und aus dem Boden aufgenommenem Stickstoff ($N_{\text{dfa}}/N_{\text{dfs}}$) wurde nicht berücksichtigt, da Standardanbauverfahren für Leguminosen nur mit dem Vorfruchtanspruch „geringe N-Nachlieferung“ definiert wurden, um eine abtragende Fruchtfolgestellung zu gewährleisten. Tab. 4.17 zeigt die N_2 -Fixierungsleistung für die legumen Hauptnutzungen bzw. Untersaaten. Dabei wird bei Stilllegungsverfahren ein Teil der N_2 -Fixierungsleistung aus dem Ansaatjahr (10 % von Gesamt) rechnerisch in das Folgejahr übernommen und zu der N_2 -Fixierungsleistung im Hauptnutzungsjahr hinzuge-rechnet, da das Modell die Nutzung von Untersaaten im Herbst generell dem folgenden Anbauverfahren zuordnet.

Tab. 4.17 Anbauverfahren mit einer N_2 -Fixierungsleistung durch die Hauptfrucht bzw. die Untersaat und deren anteilige N_2 -Fixierungsleistung

Anbauverfahren	N-Fixierung der Hauptfrucht	N-Fixierung der Untersaat
Stilllegung im Ansaatjahr*	10 %	
Stilllegung im Hauptnutzungsjahr*	100 %	10 %
Stilllegung im Hauptnutzungsjahr mit frühem Umbruch	80 %	10 %
Luzerne-Klee-Gras-Gemenge im 1. Hauptnutzungsjahr	100 %	10 %
Luzerne-Klee-Gras-Gemenge im 2. Hauptnutzungsjahr	100 %	

* N_2 -Fixierungsleistung des Ansaatjahres wird auf 20 % eines Hauptnutzungsjahres geschätzt und rechnerisch auf das Ansaatjahr und das Hauptnutzungsjahr verteilt.

N-Entzug

Die Abschätzung der N-Entzüge im Erntegut (Haupt- und Nebenprodukt) erfolgt auf Grundlage der geschätzten Erträge und fruchtartenspezifischer, mittlerer Nährstoffgehalte (Stein-Bachinger & Bachinger 1997a). Dabei wird ein konstantes Verhältnis von Erntezu Nebenprodukt angesetzt. Bei Futterleguminosen-Gras-Gemengen wird der N-Gehalt in Abhängigkeit von dem Leguminosenanteil und der Nutzungsart (mittlere Ernteverluste bei Anwelksilage- bzw. Bodenheuwerbung) ermittelt. Der N-Entzug wird wie folgt berechnet:

$$N_{\text{upt}} = \text{Ertrag} * (NC_{\text{HP}} + R_{\text{HPN}} * NC_{\text{NP}}) \quad (6)$$

- mit: Ertrag - Ertrag des Hauptprodukts (s.o.)
 NC_{HP} - N-Gehalt im Hauptprodukt
 R_{HPN} - Verhältnis Haupt- und Nebenprodukt
 NC_{NP} - N-Gehalt im Nebenprodukt

N-Mineralisation

Die Abschätzung der jährlichen mittleren Mineralisationsrate der organischen Bodensubstanz und des organisch gebundenen Stickstoffs erfolgt auf der Basis der mittleren, standortspezifischen Gehalte an organisch gebundenem Kohlenstoff (C_{org}) in Abhängigkeit des Feinerdeanteils (FA) (Körschens & Bus 1982). Die Humusgehalte stellen sich bei pflanzenbaulich stabilen und in ihrer N-Bilanz ausgeglichenen Fruchtfolgen auf den nach Körschens für diluviale Standorte Nordostdeutschlands anzustrebenden, mittleren Gehaltswerten ein. Die jährliche mittlere Umsetzungsrate 1,5 - 2 % (Scheffer & Schachtschabel 1998) der organischen Substanz wurde in Abhängigkeit von der AZ linear reduziert. So wurde sie für leichte Böden mit 2 % und für schwere mit 1,5 % angenommen. Unter Verwendung eines mittleren C:N-Verhältnisses von 10:1, einer Trockenrohdichte von $1,55 \text{ g cm}^{-3}$ und einer linearen Zunahme der Mächtigkeit des Pflughorizontes (A_p) in Abhängigkeit von der AZ wurde auf die Menge an jährlich mineralisierbarem N aus der organischen Substanz des Bodens geschlossen.

$$N_{\text{min}} = f(\text{Min}, R_{\text{CN}}, D, A_p) \quad (7)$$

wobei:

$$\text{Min} = f(C_{\text{org}}, AZ) \quad (8)$$

$$C_{\text{org}} = \text{FA} \times 0,04 + 0,3 \quad (9)$$

$$\text{FA} = f(AZ) \quad (10)$$

$$A_p = f(AZ) \quad (11)$$

- mit: Min - Mineralisationsrate
 FA - Feinerdeanteil
 R_{CN} - C/N Verhältnis
 D - Trockenrohdichte
 A_p - Mächtigkeit des Pflughorizontes

Diese Vorgehensweise liefert einen witterungsunabhängigen Schätzwert für den im Boden verfügbaren Stickstoff. Weitere Größen, die in die Berechnungen eingehen, sind die Vorfrucht und die organische Düngung.

Gasförmige N-Immissionen und Emissionen

Die Abschätzung der jährlichen, atmosphärischen Stickstoffein- und -austräge wird hier relativ einfach gehalten. Der Stickstoffeintrag wird für Brandenburg mit $15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ angenommen (Fischer 1998). Bei dem hier verwendeten vereinfachten Ansatz wird davon ausgegangen, dass bilanzmäßig der Input durch die asymbiontische N_2 -Fixierung und der Output durch die jährliche Denitrifikation sich gegenseitig aufheben. Darüber hinaus werden nur die nutzungsabhängigen NH_3 -Verluste der gemulchten Rotationsbracheflächen in Abhängigkeit des geschätzten Aufwuchses - nach Schmidt (1997:26) mit 10 % des Gesamtstickstoffs in der Mulchmasse geschätzt.

N-Austrag

Der Austrag von Nitrat in das Grundwasser wird in Abhängigkeit von der Ackerzahl, dem Stickstoffentzug durch die Hauptfrucht und durch etwaige Zwischenfrüchte und Untersaaten berechnet. Da die Erträge für Zwischenfrüchte und Untersaaten nicht berechnet werden, muss die N-Aufnahme aus dem Boden durch diese Kulturen in Abhängigkeit von dem im Boden verfügbaren Stickstoff, der Etablierungswahrscheinlichkeit sowie einem Aufnahmefaktor geschätzt werden (Bachinger 2003). Der verfügbare Stickstoff für Untersaaten und Zwischenfrüchte wird berechnet aus dem jährlich mineralisierenden Stickstoff, abzüglich des durch die Hauptfrucht aufgenommenen Stickstoffs. Der N-Austrag ergibt sich aus dem Überhang, das ist der potenziell auswaschbare Stickstoff, multipliziert mit der Durchwaschungshäufigkeit, die sich aus standörtlicher Feldkapazität (FKWe) und der Niederschlagssumme während des Winterhalbjahres (Sickerungsperiode) ergibt (DBG 1992). Dabei wird angenommen, dass es bei Durchwaschungshäufigkeiten > 1 zu einem vollständigen Verlust des N-Überhanges kommt.

$$\text{N-Austrag} = f(\text{N-Überhang}, \text{DWH}, \text{RDWH}_{\text{ZF}}, \text{N}_{\text{min-ZF}}) \quad (12)$$

wobei:

$$\text{N-Überhang} = f(\text{N}_{\text{min}}, \text{N}_{\text{upt}}, \text{N}_{\text{upt-ZF\&US}}) \quad (13)$$

$$\text{DWH} = f(\text{FKWe}, \text{Winter-Niederschläge}) \quad (14)$$

$$\text{FKWe} = f(\text{AZ}) \quad (15)$$

- mit: FKWe - Feldkapazität
 DWH - Durchwaschungshäufigkeit = $f(\text{FKWe}, \text{Winter-Niederschläge})$
 RDWH_{ZF} - Reduktion der Durchwaschungshäufigkeit durch Zwischenfrucht
 $\text{N}_{\text{min-ZF}}$ - N aus der Remineralisierung der Zwischenfrucht
 $\text{N}_{\text{upt-ZF\&US}}$ - N-Aufnahme durch Zwischenfrucht oder Untersaat

4.4 Tierhaltungsverfahren

Die Tierhaltung spielt für die im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Umwelt- und Naturschutzziele bisher eine untergeordnete Rolle, da vorerst Schutzziele auf den Ackerflächen im Vordergrund der Untersuchungen standen. Die Integration der ökologischen Effekte der Tierhaltung erfolgt über Futterbauverfahren bzw. über die Ausbringung von Exkrementen und ist somit an den Ackerbau gebunden. Eine Regionalisierung der Tierhaltungsverfahren erscheint nicht notwendig, da, abgesehen von den Stallgebäuden, deutschlandweit, wenn nicht sogar europaweit weitgehend identische Verfahren eingesetzt werden. Unterschiede in den ökologischen Leistungen der Tierhaltung sind daher im Wesentlichen nicht standortabhängig sondern von der Art der eingesetzten Produktionsverfahren.

Der Datenbankaufbau der Tierhaltungsverfahren wird in Abb. 4.4 dargestellt. Die Tierhaltungsverfahren werden durch die Haltungsverfahren (Stall, Weide; KTBL (1997) und die Futterration bestimmt. Die Tierarten wurden nach "Lebensabschnitten" gemäß den physiologischen Entwicklungsstadien unterteilt. Die eigene Nachzucht in der Milchviehhaltung gliedert sich z.B. in sechs Abschnitte: Kalb, Fresser, Jungrind unter einem Jahr, Rind ein Jahr bis zum Decken, Färse vom Decken bis Abkalben, Milchkuh. Dadurch wird eine detaillierte Zuordnung der Futterrationen für Winter- und Sommerfütterung entsprechend den Stall- bzw. Weidehaltungsverfahren ermöglicht. Die Kosten der Haltungsverfahren werden getrennt für die Gebäudehülle, Melkanlage, Fütterungsanlage, Entmistungsanlage und sonstige Anlagen bestimmt. Der Futterbedarf der Tierarten wird nach Inhaltsstoffen differenziert und die Leistungsdaten der Tierarten werden nach Haupt- und Nebenprodukten sowie Düngeranfall differenziert (siehe Kächele 1999; Zander et al. 1999).

Die Tierhaltungsverfahren unterscheiden verschiedene Leistungsklassen der Produktion von Rindfleisch, Milch, Schwein, Geflügel, Pferd und Schaf. Um die Anpassung der LP-Matrix an unterschiedliche Tierhaltungsverfahren in den untersuchten Betrieben zu vereinfachen, wurden alle notwendigen Komponenten eines Verfahrens zu einem Betriebszweig zusammengefasst, so dass jeder Betriebstyp durch die Auswahl eines oder mehrerer Betriebszweige zusammengestellt werden kann. Jeder dieser Tierhaltungs-Betriebszweige umfasst die notwendige Nachzucht oder alternativ den Zukauf der Jungtiere sowie die evtl. im Verlauf des Jahres sich ändernden Haltungsverfahren (z.B. Weide und Zufütterung oder nur Stallfütterung) mit ihren spezifischen festen und variablen Kosten. Jedes Tierhaltungsverfahren hat zudem Anspruch an bestimmte Inhaltsstoffe aus dem innerbetrieblich erzeugten oder dem zugekauften Futter. Auf der Basis von Mindestansprüchen bzgl. bestimmter Futtertypen und Inhaltsstoffe sowie einer maximalen Futteraufnahme an Trockensubstanz kann eine individuell auf den Betrieb zugeschnittene Ration errechnet werden. Tab. 4.18 zeigt einen Überblick über die bisher beschriebenen 55 Betriebszweige.

Produktionsverfahren

Nr. Betrieb	Tierart	Haltungsverfahren	Haltungsdauer	Futtermittel/Menge
				Futtermittel/Menge
1	Milchkuh 1	Laufstall 1	365 Tage/Jahr	Mais/15 kg
1	Milchkuh 1	Laufstall 1	365 Tage/Jahr	Heu/1,5 kg
:	:		:	:
n	t	h

Kennziffern Tiere

Tierart	Milchleistung	Lebendgew.	Nutzungsdauer	Nachkommen/Jahr	usw.
Milchkuh 1	6 000 kg	550 kg	5 Jahre	0,98	...
Milchkuh 2	6 500 kg	570 kg	5 Jahre	0,9	...
:	:	:	:	:	...
Bulle 1	-	480 kg	1,5 Jahre	-	...
:	:	:	:	:	:
t

Haltungsverfahren

Haltungsverfahren	Gebäude	Fütterung	Entmistung	Melkanlage	Sonstiges
Laufstall 1	Laufstall 1	Total Mix	Gülle/Spalten	10er Tandem	
Laufstall 2	Laufstall 2	Futterband	Tretmist	30er Karussell	
:	:	:	:	:	
h					

Melkanlagen

Melkanlage	variable Kosten	AK-Bedarf	fixe Kosten
10er Tandem			
30er Karussell			
:			

Entmistung

Entmistung	variable Kosten	AK-Bedarf	fixe Kosten
Gülle/Spalten			
Tretmist			
:			

Gebäude

Gebäude	variable Kosten	AK-Bedarf	fixe Kosten
Laufstall 1			
Laufstall 2			
:			

Fütterung

Fütterung	variable Kosten	AK-Bedarf	fixe Kosten
Total Mix			
Futterband			
:			

Abb. 4.4 Aufbau der Datenbank im Bereich Tierhaltung

Quelle: Kächele (1999)

Tab. 4.18 Eigenschaften von einigen typischen Betriebszweigen der Tierhaltung

Betriebszweig	Produktionsniveau	Rasse	Herdengröße	Sommerfütterung	Stalltyp
Milchproduktion (n = 30) *	5000 kg a ⁻¹	Holstein Friesian	80 Kühe	Weide	Festmist
	7000 kg a ⁻¹		200 Kühe	Silage	Gülle
	10000 kg a ⁻¹			Grünfütter	
Mutterkuhhaltung (n = 3)	0,85 Kälber a ⁻¹	Galloway Charolais	50 Kühe	Weide	Festmist ganzjährige Freilandhaltung
Mastbullenhaltung (n = 4)	1000 g d ⁻¹	Charolais	50 Plätze	Silage	Festmist
	1200 g d ⁻¹	Holstein Friesian	100 Plätze		Gülle
			320 Plätze		
Schweineproduktion (n = 10)	700 g d ⁻¹	Landrasse	300 Plätze	CCM	Festmist
	741 g d ⁻¹		500 Plätze	Alleinfutter	Gülle
			1000 Plätze		
Sauenproduktion (n = 3)	19 Ferkel a ⁻¹	Landrasse	100 Plätze 200 Plätze	CCM Alleinfutter	Festmist
Jungsauenproduktion (n=1)	550 g d ⁻¹	Landrasse	50 Plätze	Alleinfutter	Festmist
Schafproduktion (n = 2)	1,25 Lämmer a ⁻¹	Merino	300 Schafe	Weide	Festmist
		Landrasse	500 Schafe		
Pferdeproduktion (n = 1)	0,6 Fohlen a ⁻¹	Araber	10 Stuten	Weide	Festmist
Mastentenhaltung (n = 1)	60 G d ⁻¹	Flugente	5000 Plätze	Alleinfutter für Enten	Festmist

* n = gesamte Anzahl der beschriebenen Tierhaltungs-Betriebszweige (Stand 2002)

CCM = corn cob mix

4.5 Ökologische Bewertung

Mit der ökologischen Bewertung von Anbauverfahren wird die Grundlage für Vergleich, Förderung oder Beschränkung unterschiedlicher Anbauverfahren bzw. ganzer Produktionssysteme gelegt. Standortspezifische und regionaltypische Besonderheiten, d.h. Gefährdungen und Potenziale verschiedener Landnutzungssysteme in unterschiedlichen Regionen und auf unterschiedlichen Standorten ergeben komparative Standortvorteile, die für kosteneffiziente Umwelt- und Naturschutzmaßnahmen genutzt werden können.

4.5.1 Methodische Aspekte der ökologischen Bewertung

Bewertungsverfahren sind systematisierte Werturteile (Bosshard 2000) und sollten daher soweit möglich explizit sein, d.h. alle wertenden subjektiven oder Standpunkt abhängigen Schritte als solche kenntlich machen. Eine ökologische Bewertung muss daher die Zustandsschätzung der Indikatoren von der normativen Bestimmung der Zustand-Wert-Relation und der relativen Bedeutung von Zielen trennen. Da die Zustände ökologischer Ziele nicht mittels eines gemeinsamen Wertesystems verknüpft und z.B. einfach summarisch zu addieren sind, muss für die Gesamtbewertung jeder der Zustände in ein geeigne-

tes Wertesystem überführt werden. Ein solches Wertesystem kann jedoch nur als Konstrukt und im Konsens der wissenschaftlichen Gemeinschaft hergestellt werden. Dazu muss eine weitgehende Transparenz bzgl. der Bewertungsschritte erzielt werden.

Ökologische Ziele - Umweltqualitätsziele

Welche ökologischen Ziele müssen in die Betrachtungen aufgenommen werden? Geeignete Indikatoren zur Beschreibung des Gesamtzustandes von Ökosystemen (in unserem Fall der Ackerfläche) sind Indikatoren, die eine Aussage über Natürlichkeit, Stabilität, Diversität und Regenerierbarkeit eines Ökosystems erlauben. Ein weiteres Bestimmungskriterium ist, dass deren Zustände relativ einfach und in Abhängigkeit von der Nutzung des Agrar-Ökosystems bestimmt bzw. geschätzt werden können (Barkmann 2002). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit kann nur auf der Basis von Plausibilitätsüberlegungen eine Auswahl biotischer und abiotischer Ziele getroffen werden. Zu den abiotischen Zielen gehört vor allem die möglichst verlustfreie Regulierung von Stoff- und Energieflüssen. Die Akkumulation von synthetischen Pflanzenschutz- und Düngemitteln im Boden soll vermieden und stoffliche Verluste durch Sickerwasser oder oberflächlichen Abfluss sollen minimiert werden. Für die meisten dieser Prozesse kann auf bestehende Modelle zurückgegriffen werden, wobei die Wahl der Modelle von der geforderten Genauigkeit und der Verfügbarkeit der entsprechenden standortspezifischen Daten abhängt. Wie im Kapitel 2 zur Methodik des Modellansatzes bereits dargestellt, wird in dieser Arbeit ein statisches, auf Expertenwissen basierendes Regelwerk erstellt bzw. genutzt.

Die biotischen Ziele umfassen den Arten- und Biotopschutz. Der Artenschutz kann im Rahmen dieser Arbeit auf der Basis der potenziellen Lebensräume – den von den Anbauverfahren geprägten Äckern – hinreichend charakterisiert werden. Bei dieser Betrachtungsweise bestimmen Arten durch ihre Ansprüche an ein Habitat die erwünschten abiotischen Standorteigenschaften. Auf diese Weise ergibt sich aus den Ansprüchen verschiedener Arten der Anspruch an einen Komplex von Biotopen, mit bestimmten Flächenanteilen und einem typischen Vernetzungsgrad.

Indikatoren

Im Hinblick auf Umwelt- und Naturschutzziele sind der relevante Wirkungsraum und der Regelungsraum zu unterscheiden (Scheele et al. 1992). So kann eine hierarchische Herangehensweise bei der Definition von Naturschutzzielen globale Aspekte von Einzigartigkeit und Diversität als Basis für die Definition von lokalen Zielen und Regelungen vorgeben.

Entwicklungsorientierte und standortspezifische Naturschutzziele können von regional-typischen Landschaftsvisionen abgeleitet werden, die wiederum durch Umweltqualitätsziele, zugehörige Indikatoren und Standards untersetzt werden (Plachter & Korbun 2003). Indikatoren sollten es erlauben, die Effektivität von Maßnahmen zu beurteilen, sie

sollten angemessen sein, d.h. im Sinne der Nachhaltigkeit relevant und damit die ökosystemare Integrität abbilden (Karr 1993). Ein weiteres Kriterium ist der Bestimmungszweck eines Indikators. So erfordern Szenario-Rechnungen im Rahmen der Vorbereitung agrarpolitischer oder umweltpolitischer Entscheidungen andere Indikatoren als die Durchführungskontrolle von Einzelmaßnahmen oder die Erfassung des Umweltzustandes mit Hilfe eines Monitoringsystems (siehe auch Kapitel 5.3). Ungeachtet dieser theoretischen Überlegungen erfolgt die Auswahl von Indikatoren meist pragmatisch auf Basis vorhandener Daten. Dabei werden wichtige normative Grundsatzentscheidungen schon bei der Auswahl der Indikatoren zur Bewertung ökologischer Leistungen getroffen. Die Diskussion zu Indikatoren kann im Rahmen dieser Arbeit nicht umfassend geführt werden, sondern nur einige Gesichtspunkte umreißen, die den Modellierungsansatz berühren (siehe Kapitel 2, 3 und 5.2).

Indikatoren im Modellansatz – Ziel oder Nebenziel

Der Modellansatz eröffnet verschiedene Möglichkeiten, Indikatoren der ökologischen Nachhaltigkeit zu berücksichtigen. So können ökologische Ziele als Nebenbedingungen in den Restriktionen auftauchen, jedes Ziel kann einzeln die Zielfunktion bilden oder alle Ziele können gemeinsam mit dem ökonomischen Ziel, jeweils mit einem Wichtungsfaktor versehen, die Zielfunktion bilden (siehe Kapitel 4.6). Die Formulierung als Nebenziel kann dabei schlagbezogen oder gesamtbetrieblich erfolgen, d.h., dass die Restriktion entweder für eine Fruchtfolge auf einem Schlag limitierend wirken kann (z.B. in dem ein ausgeglichener N-Saldo verlangt wird) oder Grenzen für die flächengewichtete Gesamtzieleerreichung des ganzen Betriebs setzt (z.B. Hoftorbilanz für Stickstoff). Beide Varianten wurden in verschiedenen Projekten eingesetzt (Kapitel 5.3; vgl. Meyer-Aurich et al. 2001). Die Bildung einer gewichteten Zielfunktion ist im Rahmen des Modellansatzes von MODAM nicht vorgesehen, da dies die Gefahr birgt, die Beziehung zwischen den verschiedenen Teilzielen zu verschleiern. Eine weitere Möglichkeit besteht in der Suche nach Pareto-optimalen Lösungen bei einem gegebenen Gesamtdeckungsbeitrag. Dabei wird der Gesamtdeckungsbeitrag zunächst optimiert und dann mit geringfügigen Margen als Basisrestriktion formuliert, während jeweils eine Simulation mit einem der Indikatoren in der Zielfunktion durchgeführt wird. Auf diese Weise können Pareto-optimale Konstellationen für verschiedene Umweltqualitätsziele bei einem gegebenen Gesamtdeckungsbeitrag ermittelt werden. Darüber hinaus können auch ökonomische ‚second-best‘ Lösungen durchaus interessante Alternativen für die Praxis darstellen.

Standort und Produktionsverfahren

Die Wirkungsanalyse der Anbauverfahren auf Umwelt- und Naturschutzziele unterscheidet zwischen dem Standortrisiko und dem Standortpotenzial bzw. der Eignung eines Standorts für Schutzziele einerseits und der Wirkung des Anbauverfahrens auf das Schutzziel andererseits. Erst aus der Kombination der Standorteignung und der Verfahrenseignung ergibt sich der Indikatorwert für die Anwendung eines Verfahrens auf einem

Standort (siehe Kapitel 5). In der Vergangenheit wurden Standorte vielfach sehr genau untersucht und in ihren Potenzialen oder Risiken entsprechend bewertet. Anbauverfahren hingegen wurden oftmals nur unzureichend differenziert betrachtet. Mit Hilfe der in MODAM generierten Anbauverfahren ist es jedoch möglich, auch Anbauverfahren differenziert zu analysieren und damit eine Vielzahl von Verfahren-Standort Kombinationen zu untersuchen.

Modellierung der ökologischen Bewertung

Die Problematik der Prognostizierung der Zustände von ökologischen Indikatoren in Abhängigkeit von Nutzungsänderungen erfordert aufgrund ihrer Komplexität eine systemanalytische Herangehensweise. Jeder der Zustände ist Teil eines komplexen dynamischen Systems. In vielen Fällen müssen die zur Beschreibung dieses Zustandes abzugrenzenden Systeme als selbstmodifizierbar beschrieben werden, was ihre Vorhersagbarkeit grundsätzlich in Frage stellt. Hinzu kommt, dass der Zustand zum Zeitpunkt t nur als Folge einer ganzen Reihe historischer Zustände gesehen werden kann. Dabei muss zur Erklärung des Zustandes zum Zeitpunkt t oft die Entwicklung der letzten Jahre oder Jahrzehnte, manchmal sogar Jahrhunderte hinzugenommen werden. Die Datengrundlage für die Modellbildung zu solchen Systemen ist im Allgemeinen viel zu gering, um eine Kalibrierung, geschweige denn eine Validierung dynamischer Modelle zu gestatten. Im Gegensatz zu diesen Einschränkungen steht der Bedarf an Modellstudien, die die Nachhaltigkeit von unterschiedlichen Landnutzungssystemen auf regionaler Ebene bewerten. Daher scheint der hier gewählte statische Bewertungsansatz, wenn auch mit wesentlichen Nachteilen in Bezug auf die Präzision und Validierbarkeit behaftet, die einzige Möglichkeit zu sein, die erforderlichen Aussagen auf regionaler Ebene zu ermitteln.

4.5.2 Die ökologische Bewertung der Anbauverfahren⁷

Die ökologische Bewertung wurde von Meyer-Aurich im Rahmen des Schorfheide-Projektes (vgl. Kapitel 5.2) und in enger Abstimmung mit der MODAM-Entwicklung (vgl. Kapitel 3) erarbeitet, um Möglichkeiten und Grenzen der Integration von Zielen des Naturschutzes in die landwirtschaftliche Landnutzung zu prüfen (vgl. auch Kapitel 5.3 und Sattler 2003). In Anlehnung an das Umweltqualitätszielkonzept von Fürst et al. (1992), haben Heidt et al. (1997) Umweltqualitätsziele für einen Landschaftsausschnitt von ca. 6000 ha im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin im Nordosten Brandenburgs formuliert. Die Arbeit von Meyer-Aurich bewertet die Landnutzung im Hinblick auf eine Auswahl dieser Ziele. Für die ausgewählten Umweltqualitätsziele wurden wesentliche Einflussfaktoren der Landnutzung identifiziert und ein Bewertungssystem entwickelt. Es

⁷ Dieser Abschnitt orientiert sich eng an der Arbeit von Meyer-Aurich im Rahmen des Schorfheide-Projektes (Meyer-Aurich 2001)

wurden 7 Umweltqualitätsziele (UQZ) ausgewählt, die beispielhaft abiotische Ressourcenschutzziele und biotische Naturschutzziele repräsentieren:

1. Schutz des Grundwassers vor Stoffeintrag aus landwirtschaftlicher Bodennutzung
2. Gewährleistung einer hohen Grundwasserneubildung
3. Schutz des Bodens vor Abtrag durch Wind
4. Schutz des Bodens vor Abtrag durch Wasser
5. Entwicklung einer mittelfristig überlebensfähigen Population des Rebhuhns
6. Sicherung der Bestände der Amphibien, insbesondere der Rotbauchunke
7. Sicherung und Verbesserung der Lebensraumqualität für den Kranich

Die abiotischen Schutzziele sind wichtige Aspekte des Boden- und Gewässerschutzes (Frielinghaus & Winnige 2000). So gilt die Landwirtschaft als Hauptverursacher der Belastung des Grundwassers mit Nitrat (Isermann 1993). Das Rebhuhn kann aufgrund seiner Habitatansprüche als Indikator für eine vielfältige Agrarlandschaft stehen (Herrmann & Müller-Stieß 1997). Die Rotbauchunke wird als Leitart für aquatische Biozönosen angesehen (Schneeweiss & Schneeweiss 1997). Der Kranich steht stellvertretend für Zugvögel und ihre Raumansprüche an Rast- und Futterplätze (Prange 1989). Diese Tierarten sind typische Vertreter der nordostdeutschen Agrarlandschaften und gelten darüber hinaus als bedroht.

Der Ansatz berücksichtigt nur die Produktionsflächen und basiert auf standortspezifischen Beschreibungen der Anbauverfahren (siehe Kapitel 4.2). Neben fruchtart- und ertragsabhängigen Effekten wird eine Wirkung einzelner Anbauverfahren durch die Art, Anzahl, Zeitspanne und Intensität sämtlicher Einzelmaßnahmen bedingt. Die zeitgenaue Beschreibung der verschiedenen Maßnahmen ermöglicht es u.a. Störpotenziale für Populationen verschiedener Tierarten abzuschätzen.

Die methodischen Ergebnisse seiner Arbeit wurden als Modul in MODAM integriert. Der Bewertungsansatz verwendet Elemente der Fuzzy Logik, um unscharfe Aussagen der Experten zu den Schutzzielen verarbeiten zu können. Die inhaltlichen Ergebnisse der Anwendung seines Modellansatzes werden in Kapitel 5.3 dargestellt. Die Analyse der Beziehung verschiedener Ziele zueinander zeigt, dass sich bei einer Reihe von Umweltqualitätszielen positive Effekte für andere UQZ ergeben (Zielkongruenz), während andere Ziele eine Zielfdivergenz aufweisen, die auf mögliche Zielkonflikte hinweist. Die Bewertung der an Schutzziele angepassten und der konventionellen Anbauverfahren zeigt, dass häufig die Varianz zwischen den Fruchtarten größer ist als innerhalb der Fruchtarten, selbst unter Berücksichtigung der angepassten Varianten. Die relativ hohen Kosten für speziell an ökologische Ziele angepasste Verfahren sind ein Hinweis auf deren geringes Umsetzungs-Potenzial.

Methodische Schwächen des Ansatzes liegen in der Auswahl der Umweltqualitätsziele, in der Verknüpfung der Zustandsgrößen-Schätzung und der Zustandsgrößen-Bewertung, sowie in der geringen Zahl der beteiligten Experten. Meyer-Aurich (2001:114) hinterfragt selbst grundsätzlich die Legitimation der Festlegung von Zielen durch Experten und betont, dass die hier dargestellte Auswahl von Zielen keinen Anspruch auf Vollständigkeit hat. Ein größeres Manko jedoch stellt die geringe Transparenz des Bewertungsansatzes dar. Da das Bewertungsmodul seine Ergebnisse nur in Form relativer Größen darstellt, ist es nicht möglich die Werte mit konkreten Zustandsgrößen zu korrelieren und sind die subjektiven Werturteile der Experten nicht mehr nachvollziehbar. Dies ist im Kreis der Experten, die einen Input zu diesem Ansatz geleistet haben, zwar nicht von Bedeutung, verhindert aber den Transfer und die Übertragung des Modells auf andere Kontexte. Bei Behebung der skizzierten Mängel scheint der Modellansatz dennoch vielversprechende Ergebnisse liefern zu können.

4.6 Betriebsmodell

Die üblichen betrieblichen Planungsverfahren unterstellen ökonomische Rationalität als ausschließliches Entscheidungskriterium der Betriebsleiter. Diese Annahme erlaubt die Abbildung landwirtschaftlichen Entscheidungsverhaltens, das zumindest in der Tendenz und für die Mehrheit der Entscheidungsträger richtige Voraussagen zulässt (Brandes & Woermann 1982). Die mathematische Struktur des analytischen Modells kann auf ökonomischen oder Programmplanungsansätzen basieren. Sie kann linear oder nicht-linear sein, statisch oder dynamisch und sich auf verschiedene Aggregationsniveaus beziehen (Betrieb, Region oder Sektor) (Röhm & Dabbert 1999). Ökonometrische Modelle erfordern lange Zeitserien und sind meist sektorbezogen und damit nicht in der Lage, einen Flächenbezug herzustellen. Lineare Programmplanungsmodelle dagegen wurden bereits vielfach zur Betriebsplanung eingesetzt und eignen sich für flächenbezogene Betrachtungen. Sie können für verschiedene Skalenebenen eingesetzt werden, indem konkrete Betriebe durch Betriebstypen ersetzt werden.

Im Rahmen dieser Arbeit wird ein LP-Modell entwickelt, das auf einzelbetrieblicher Ebene ebenso wie auf regionaler Ebene zur räumlich differenzierten Simulation landwirtschaftlichen Entscheidungsverhaltens unter Berücksichtigung ökologischer Ziele einsetzbar ist. Die ökologischen Ziele werden in Form von Zielerreichungsgraden für jede Kombination eines Anbauverfahrens mit einem Standort in das Betriebsmodell integriert. Auf dieser Basis können einerseits Trade-off's zwischen ökologischen und ökonomischen Zielen und andererseits die ökologischen Wirkungen agrarökonomischer Szenarien berechnet werden. Dabei nimmt die Fruchtfolgeplanung in ökologischen Betriebssystemen einen besonderen Stellenwert in dem Planungsansatz ein, der in einer statischen und einer dynamischen Variante realisiert wurde.

Lineare Programmierung

Lineare Programmierungsmodelle (LP) stellen ein in der Agrarökonomie bewährtes Planungsverfahren dar, welches die Lösung auch komplexer Entscheidungsprobleme unterstützt. Dabei wird ein lineares Ungleichungssystem erstellt, das die landwirtschaftlichen Aktivitäten als Elemente der ihren Umfang begrenzenden Restriktionen beschreibt. Das Ungleichungssystem wird auf der Basis einer Zielfunktion und mit Hilfe eines ‚solver‘ gelöst. Die allgemeine Formulierung des Optimierungsproblems kann wie folgt dargestellt werden (Paris 1991):

$$\text{Max GDB} = \sum_{j=1}^n c_j x_j$$

$$\text{für} \quad \sum_{j=1}^n a_{ij} x_j \leq b_i, \quad i = 1, \dots, m$$

$$x_j \geq 0, \quad j = 1, \dots, n$$

mit: GDB = Gesamtdeckungsbeitrag

c_j = Einheit des Deckungsbeitrags je Aktivität j

x_j = Menge des Produkts j , die der technologische Prozess j produziert

a_{ij} = Menge des Inputs i , zur Produktion je Einheit des Produkts j benötigt

b_i = Gesamte verfügbare Menge von Input i

Der Optimierungsprozess berücksichtigt neben den üblichen Restriktionen wie z.B. „verfügbare Arbeit in einer Periode“ oder „Anspruch einer Kuh an Futterinhaltsstoffe“ auch ökologische Ziele in Form weiterer Restriktionen. Die Umwelteffekte werden in dem Ungleichungssystem als Verbrauch von Umweltgütern betrachtet. Für jede Produktionsaktivität wird der entsprechende Verbrauch des Umweltgutes k_j ermittelt. Der Gesamtverbrauch des Umweltgutes k für die Produktion einer bestimmten Reihe von Produkten j wird in der Folge als Restriktion behandelt. Die Bilanzierung dieser Restriktion kann für die Berechnung von Trade-off Funktionen genutzt werden, welche die Kosten einer zunehmenden Nachfrage für das entsprechende Umweltgut simuliert. Die zusätzliche Restriktion des Verbrauchs von Umweltgütern kann wie folgt formuliert werden (Schuler & Kächele 2003):

$$\text{für} \quad \sum_{j=1}^n d_{kj} x_j \leq e_k, \quad k = 1, \dots, o$$

mit: d_{kj} = bei der Produktion des Gutes j verbrauchte Menge des Umweltgutes k

e_k = minimale Menge des Umweltgutes k

Struktur des Betriebsmodells

Die Aktivitäten des landwirtschaftlichen Betriebes lassen sich zunächst in die Bereiche Produktionsverfahren, interne Beziehungen, Marktbeziehungen und agrarumweltpolitische Instrumente unterteilen (siehe Abb. 4.1). Die Produktionsverfahren können im typischen landwirtschaftlichen Betrieb Ackerbauverfahren, Grünlandverfahren oder Tierhaltungsverfahren sein. Hinzu kommen evtl. Landschaftspflegemaßnahmen oder sonstige Verfahren, die hier nicht betrachtet werden. Die internen Beziehungen beinhalten die internen Lieferungen von Produktionsmitteln, Nebenprodukten und Produkten. Dies sind z.B. Futtermittel aus dem Ackerbau und Stroh oder Wirtschaftsdünger, die in den Ackerbau zurückfließen. Die Beziehungen zum Markt umfassen den Einkauf von Produktionsmitteln und den Verkauf von Produkten. Agrarumweltpolitische Instrumente umfassen alle direkten Subventionen sowie die gegebenenfalls damit verbundenen produktionstechnischen Auflagen.

Der LP-Generator ist so ausgelegt, dass mehrere Betriebe simultan mit einer beliebigen Ausstattung an Schlägen und mit einer beliebigen Anzahl von Anbauverfahren je Schlag abgebildet werden können. Die Leistungen der Anbauverfahren werden in Abhängigkeit von der Standortgüte schlagspezifisch kalkuliert. Die individuelle Feld-Hof-Entfernung sowie die betriebsspezifische Maschinenausstattung werden berücksichtigt. Die Futterrationen werden anhand der angebotenen Futtermittel und des für jede Tierart definierten spezifischen Bedarfs an Inhaltsstoffen durch das Modell bestimmt. Die optimale Betriebsorganisation wird unter der Voraussetzung ermittelt, dass die Bilanzen für Arbeitskräfte, Futter und Düngemittel ausgeglichen sind.

Matrixgenerierung

Die Matrix des LP-Modells wird von der Access-Datenbank „LP“ automatisch aus den Daten zu den betrieblichen Ressourcen und der ökonomischen Partialanalyse generiert. In der aktuellen Version des Modells stehen 12 thematische Teilmatrizen zur Verfügung (siehe Tab. 4.19), die je nach Fragestellung in die Matrixgenerierung einbezogen werden können oder nicht. Szenarien-bezogene Daten (Definition und Ergebnisse) werden strukturiert abgelegt und erlauben ein übersichtliches Management von Szenarien und parametrisierten Modellläufen.

Die Zielfunktion maximiert den Gesamtdeckungsbeitrag, während die ökologischen Ziele als Nebenbedingungen in den Restriktionen erscheinen.

Umweltqualitätsziele

Die Integration der Umweltqualitätsziele in das Modell erfolgt über die Formulierung einer Bilanzzeile je Umweltqualitätsziel. Sämtliche Schläge und Anbauverfahren sind über diese Zeile miteinander verknüpft. Sie summiert die Zielerreichungsgrade flächengewichtet für jede Kombination von Schlägen und Verfahren, die in die Lösung kommen. So ergibt sich für jede Modellrechnung und für jedes Umweltqualitätsziel ein gesamtbe-

trieblicher Zielerreichungsgrad. Diese Bilanzzeilen können aber auch genutzt werden, um minimale oder maximale Zielerreichungsgrade in Form von Restriktionen zu formulieren.

Statisch und rekursiv dynamisch

Die Mehrzahl der in Kapitel 5 dargestellten Anwendungen des Modellsystems MODAM benutzen eine statische Version des LP. Im Rahmen des Schorfheide-Projektes wurde darüber hinaus auch eine rekursiv dynamische Version erstellt (vgl. Kapitel 6). Der statische Ansatz ermittelt die optimale betriebliche Organisation unter der Maßgabe, dass auf jedem der im Modell abgebildeten Schläge die üblichen Fruchtfolgerestriktionen berücksichtigt werden. Dabei entstehen je Schlag Fruchtartenanteile, die zwar den Fruchtfolgerestriktionen genügen, aber nur unter der Annahme, dass jeder Schlag beliebig geteilt werden kann, in eine konkrete mehrjährige Fruchtfolge für den einzelnen Schlag umzusetzen sind. Dies ist für viele nur ökonomisch orientierte Fragestellungen die übliche Vorgehensweise, hat aber den weiteren Nachteil, dass sich aus dem Modellergebnis kein konkretes Landnutzungsmuster ableiten lässt, da die gesamtbetrieblichen Restriktionen wie Futterproduktion und Verbrauch von Wirtschaftsdünger nur für das berechnete mittlere Anbaujahr mit seinen Anbauanteilen ermittelt wurden.

Der rekursiv dynamische Ansatz bestimmt die optimale betriebliche Organisation auf Basis der selben Modellstruktur wie im statischen Ansatz mit der Ausnahme, dass die Fruchtfolgerestriktionen außerhalb des LP, auf der Basis der Anbauverfahren aus den Vorjahren bestimmt werden. Das LP erhält so mögliche Fruchtarten je Schlag. Im LP werden die Anbauverfahren ganzzahlig formuliert, so dass je Schlag, entsprechend den extern definierten Möglichkeiten für eine Folgefrucht, nur ein Anbauverfahren für das berechnete Jahr ermittelt wird. Dabei muss die Summe der Schläge, also der gesamte Anbau mit den innerbetrieblichen Ansprüchen und Lieferungen ausgeglichene Bilanzen ergeben. Das Ergebnis der Berechnungen für ein Modelljahr wird der LP-externen Tabelle mit Anbauverfahren angefügt und die neuen möglichen Fruchtarten werden ermittelt, worauf ein neuer Modelllauf mit neuen Ausgangsbedingungen starten kann. Durch Wiederholung dieses Vorgangs können beliebig lange Folgen von Fruchtarten zusammengestellt werden, die jedoch sich jährlich verändernden Preise und Witterungsschwankungen nicht berücksichtigen. Der rekursiv dynamische Ansatz liefert daher aus betrieblicher Sicht eine zeitlich gestreckte Momentaufnahme, welche die Basis prozessorientierter, ökologischer Bewertungen darstellt (siehe Kapitel 2).

Tab. 4.19 Teilmatrizen für die LP-Ausgangstabelle von MODAM

Thematische Matrix	Inhalt
Fläche	Pachtfläche
Arbeit	Selbständige Arbeitskraft Angestellte Arbeitskraft Arbeitszeitanspruch Pflanzenbau Arbeitszeitanspruch Tierhaltung
Pflanzenbau	Eigentumsflächen Pachtflächen Erträge Verkauf pflanzlicher Produkte
Fruchtfolge, statisch	Phytopanitäre Fruchtfolgerestriktionen Technische Fruchtfolgerestriktionen Im ökologischen Landbau zusätzlich: Sicherung der Beikrautregulierung Sicherung eines ausgeglichenen Stickstoffsaldos
Fruchtfolge, rekursiv dynamisch	Gleiche Elemente wie bei der statischen Fruchtfolgeformulierung, basiert auf modellexogener Anbauhistorie je Schag.
Düngung	Wirtschaftsdüngerlieferung aus der Tierhaltung (Gülle, Mist) Wirtschaftsdüngeranspruch des Pflanzenbaus
EU-Prämie im Pflanzenbau	Flächenprämien Ölsaatenregelung Flächenstilllegung Silomaisregelung
Tierhaltung	Stallplätze Verkauf tierischer Produkte Bestandsergänzung Milchkontingentierung
Fütterung	Nährstoffbedarf der Tiere Nährstofflieferung aus dem Pflanzenbau (Wirtschaftsfutter) Nährstofflieferung aus Zukaufsfutter
EU-Prämie in der Tierhaltung	Tierprämien Extensivierungsprämien
Ressourcenschutz	Zielerreichungsgrade der Umweltqualitätsziele
Szenarien bezogene Prämien	Arbeit Spezifische Anbauweisen der Anbauverfahren

Quelle: verändert und ergänzt nach Kächele (1999:104)

5 Results / Ergebnisse

5.1	Crop rotation planning tool for organic farms	99
5.1.1	Introduction.....	99
5.1.2	Methods	100
5.1.3	Results and discussion	103
5.1.4	Perspectives.....	106
5.2	Developing agricultural land use strategies appropriate to nature conservation goals and environmental protection	107
5.2.1	Introduction.....	108
5.2.2	General procedure of land evaluation and land use planning.....	108
5.2.3	Modelling of land use practices	109
5.2.4	Evaluation tools	111
5.2.5	Modifications of cropping practices	113
5.2.6	First results of the site-specific evaluation of cropping systems.....	115
5.2.7	Discussion	115
5.2.8	Conclusion	118
5.3	Modelling for a participatory development of sustainable land use systems.....	119
5.3.1	Introduction to an actor-oriented approach for integrating conservation objectives into agricultural land use practices.....	119
5.3.2	The modelling approach	130
5.3.3	Results of the modelling approach.....	139
5.3.4	Conclusions and perspectives	165
5.4	Weitere Anwendungen von MODAM.....	169
5.4.1	Naturpark Unteres Odertal.....	169
5.4.2	Bodenschutz und Transaktionskosten.....	170
5.4.3	Evaluierung eines Landschaftsplans.....	171
5.4.4	Versuchsbetrieb Kloostergut Scheyern.....	171
5.4.5	„Grand River“ Wassereinzugsgebiet in Ontario.....	172
5.4.6	Der Naturschutzhof Brodowin.....	173
5.4.7	Beurteilung der Habitatqualitäten von Äckern	174
5.4.8	Das Ückereinzugsgebiet	174
5.4.9	Schlussfolgerungen.....	174

5.1 Crop rotation planning tool for organic farms

Revised version of:

Bachinger, J.^a and P. Zander^b. 2001: Crop rotation planning tool for organic farms.- In: Steffe, J. [ed.]: Third European Conference of the European Federation for Information Technology in Agriculture, Food and the Environment **1**: 89-94.

^a Department of Land Use Systems and Landscape Ecology, Centre for Agricultural Landscape and Land Use Research (ZALF), Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg, Germany

^b Institute of Socioeconomics, Centre for Agricultural Landscape and Land Use Research (ZALF), Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg, Germany

Abstract

To support the development and expansion of organic farming, more research is needed to optimise the design of individual farms with respect to their economic performance. Furthermore, from a political point of view, it is important to be able to assess the ecological effects of organic farming at regional scale to show potential advantages of organic farming compared to conventional farming. Both issues require modelling of cropping techniques and crop rotations. The authors present a rule-based model for the generation of site-specific and agronomically feasible crop rotations for ecological production systems. The application of site-specific estimation modules for yields, nitrogen balances, risk of weed problems, phytosanitary restrictions for crop rotations and economic costs and benefits allows the generation and selection of economically optimal, site-specific crop rotations. The modules are implemented in two versions: (i) a linear programming farm model and (ii) a stand-alone version, which generates crop rotations independently of farm restrictions. This paperwork presents the results of the stand-alone version of the model.

5.1.1 Introduction

As the current political climate favours continued expansion of organic farming, this development needs to be accompanied by scientific research that supports (i) adoption of successful strategies and practices by farmers and (ii) decision making of policy makers to allow optimal allocation of private and public means. We have developed a modelling tool, that can contribute to appropriate decision making at both levels. At field level, production techniques and rotations have to be adapted to specific sites. At farm level, rotations have to be optimised both for plant production objectives and livestock production needs to achieve the highest possible revenues of the whole farm. At regional level, an assessment that considers site-specific factors, economic possibilities and ecological benefits of organic farming systems would allow decision makers to formulate more

realistic, goal-oriented programs, which realise increased ecological performance of agricultural land use. Crop rotations play a critical role in the optimal organisation of organic farms given the restrictions on the use of chemicals and concentrates. Therefore, crop rotation is one of the main instruments to (i) manage the nitrogen budget and fluxes in fields and within the farm, (ii) control weeds (especially perennials), (iii) control soil-borne diseases and (iv) ensure production of forages and optimal use of organic manures (e.g. Bachinger & Stein-Bachinger 2000).

In this paper, a crop rotation generator and the characterisation of its basic inputs - the cropping activities - are described. The 'stand-alone' generator includes a catalogue of evaluated cropping activities which are used to generate crop rotations without impairing real farm's restrictions on adequate forage production and manure use. The results of the stand alone version thus comprise the whole spectrum of sustainable and agronomically feasible crop rotations. The focus of this paper is on methodological aspects and on first results related to generating and evaluating crop rotations. This is an important step on the way to site-specific tools for the optimal organisation of whole organic farms. In order to limit complexity, only rotations for cash-crop farms will be presented, as their nitrogen supply is based entirely on the N_2 -fixation capacity of the legumes within the rotation.

5.1.2 Methods

The generation of crop rotations is embedded in the development of a Multi-Objective Decision Support Tool for Agroecosystem Management (MODAM; Zander & Kächele 1999). MODAM consists of a set of hierarchically linked, relational databases that describe and evaluate economic and ecological parameters of production activities. A linear programming (LP) farm model generator uses the output from these evaluation procedures to generate an LP matrix, that is used to establish optimal farm organisation. The results of the ecological evaluation can be used within the farm model to optimise farm organisation at different levels of ecological restrictions.

The basic elements of the generation of crop rotations are the so-called 'standardised cropping activities', which comprise detailed quantitative descriptions of a number of practical, alternative cultivation techniques for various crops. Every operation is separately defined with inputs and outputs, machinery and timing. These cropping techniques are evaluated with respect to the nitrogen balance, the risk of weed problems for perennial, summer and winter annual weeds, phytosanitary and technical restrictions on crop rotations, environmental effects and economic costs and benefits. The levels of inputs and outputs are site-specific and based on estimations for north-eastern Germany.

Selection and encoding of cropping activities

The cropping methods are encoded systematically to ensure access to relevant information. The different variants to cultivate a single crop are based on four main categories of preceding crops (Tab. 5.1a). For each category, a high and a low level of residual soil nitrogen is distinguished. If each category of preceding crop is relevant, a maximum of eight different cropping methods are described for a crop. Additionally, each crop can be produced by using a variety of management practices, characterised by the following descriptors: (i) under-sowing catch and fodder crops, (ii) use of catch crops, (iii) ploughing or non-plough tillage, (iv) manuring, (v) harvesting of by-products, and (vi) control of perennial weeds.

Tab. 5.1 Categories for preceding crops and coding rules for the linking of standardised cropping methods by the crop rotation generator

a) Coding categories that serve as a basis for the estimation of the yield effects of a preceding crop on a main crop and the effect of the main crop on the following crop:

-
- 11 / 12 - cereals with low / high positive yield effect (N-supply)
 - 21 / 22 - leaf / row crop with low / high positive yield effect (N-supply)
 - 31 / 32 - grain legumes with low / high positive yield effect (N-supply)
 - 41 / 42 - forage legume-grass mixtures with low / high positive yield effect (N-supply)

b) Additional selection criteria for the integration of catch and forage crops underneath/along with companion crops:

-
- a - main crop only
 - g - grass under-sown in grain legumes
 - l - legume-grass mixture sown as a catch crop under cereals
 - f - establishment of legume-grass as main crop with or without companion crop

Yield estimation

Yield estimates are based on expert knowledge derived from experimental research, farm trials and farm surveys. These estimates consider the effect of preceding crops on the availability of soil nitrogen via three different yield functions for three classes of nitrogen availability. The three yield functions take into account, that the effects of the preceding crop are significantly stronger for soils of inherently lower quality.

Generation of crop rotations

Crop rotations are generated by first linking matching activities and then eliminating those rotations which do not fulfil certain standards. Individual cropping sequences are linked into 3 to 7 course rotations by using the categories of preceding crops plus an additional parameter that indicates whether an intercrop is used as catch crop or to estab-

lish a legume-grass forage crop (Tab. 5.1b). Thus, each cropping method is classified by one group that specifies the current cropping activity (e.g. Tab. 5.2 precrop supply) and another group that specifies the required characteristics of the preceding cropping activity (e.g. Tab. 5.2 precrop demand). Based on these characteristics, a flexible composition of crop rotations with valid technical coefficients such as crop specific and precrop specific yields and adapted sowing activities is possible. Then, subsequently, all rotations not satisfying a set of rotational restrictions are eliminated. The 4 main exclusion criteria are:

1. Technical and chronological feasibility of the sequence. The first operation of the current cropping activity must be carried out after the last operation of the preceding cropping activity.
2. The nitrogen balance has to range between certain limits. It is quantified on the basis of a set of algorithms that allows the assessment of N-removal, N₂-fixation and N-losses. These algorithms describe the effects of the soil fertility index, mean annual and winter precipitation, as well as the category of the crop and its preceding crop. The soil fertility index is the so-called 'Bodenzahl', a dimensionless parameter, that varies between 0 and 100 and was assigned to every field in Germany in an assessment campaign, the 'Reichsbodenschätzung'. The N-balance is used to evaluate the feasibility of possible rotations with respect to their potential to realise the estimated yield, based on the soil organic nitrogen level. Rotations in which the N-balance exceeds 10 % of the total N-export calculated from N-uptake and N-leaching are rejected. These limits reduce the risk of a long term decrease in the soil's nitrogen supply. The limits can vary, however, depending on the farmer's attitude towards risks.
3. Weed infestation risk indices, that take into consideration the effect of crops on the weed infestation level, are estimated separately for perennial weeds and for summer and winter annuals. Some crops promote weed infestation levels and others may suppress the weed infestation level due to cultivation practices associated with the production of the crop or the weed suppressing effect of the crop itself. The indices for the different crops in a rotation are added to yield an estimate of the long term weed infestation level of a certain rotation. If index values exceed certain levels, thus indicating weed infestation levels that can have significant effects on crop yields, the rotation is rejected.
4. Phytosanitary restrictions are taken into account on the basis of the maximum share of every crop in a rotation (modified after Roth 1995), to avoid yield reductions due to pests and/or diseases.

5.1.3 Results and discussion

The stand-alone crop rotation planning tool generates a large variety of agronomically suitable, three- to- seven course crop rotations, that can be evaluated with respect to the mean annual total gross margin or to their environmental impact, here presented by the calculated annual average nitrate leaching. The calculated gross margins include all available subsidies from the European Union and from the state of Brandenburg according to EU regulation no. 1257/1999 art. 35 (EU 1991). Labour costs are not included, but costs for machinery are.

Tab. 5.2 shows rotations with the highest average gross margin for the mean index value of four different soil fertility classes. They are a selection out of several thousands of different, agronomically pertinent combinations of standardised cropping methods with gross margins ranging from 179 € to 695 €. The second and third columns of Tab. 5.2 show the way in which the elements of each rotation are connected. Yields of e.g. winter rye are differentiated according to residual nitrogen level and soil fertility class. The yield level is the result of the preceding crop category where a position closer to N-fixing legumes results in higher fertility classes and thus higher yield estimates. Preceding crops hardly affect yields of grain and fodder legumes, we therefore only use one yield function. The total N₂-fixation of the grain legumes, however, ranges between + and -15 %, depending on the N-residual of the preceding crop. The N-balance is the resultant of N-inputs from N₂-fixation and organic manure and N-outputs through N-removal, defined as a linear function of the yields and N-leaching and NH₃-volatilisation from legume-grass mulches (set-aside, catch crop). All selected rotations show slightly negative N-balances within the predefined limits, as emphasising maximum gross margins minimises the share of legumes without market value, such as set-aside. Winter wheat following potatoes is economically superior to winter rye with no-plough tillage, only on soils of the highest soil fertility class. Sequences similar to rotations 3 and 4 that utilise winter wheat with no-plough tillage were excluded due to higher risk of weed infestation.

To demonstrate the influence of the soil fertility index (SFI) on results from the rotation generator, the N-balance and its main components and gross margins for rotations 1 and 3 from Tab. 5.2 were calculated for soils ranging in index values from 25 to 63. In terms of gross margins, rotation 1 is superior to rotation 3 under conditions of low soil fertility (Fig. 5.1). The N-balance of rotation 3 is within acceptable limits for soils with SFI values over 35. The N-balance of rotation 1 is within those limits for all soils. The main reasons are the lower proportion of set-aside in rotation 3 and the significantly lower yield and N₂-fixation of faba bean in comparison to lupine on poor soils. N-removal in crop produce increases almost linearly with increasing soil fertility index. In contrast to N-removal, total N₂-fixation levels off at higher SFI. The yield potential of soils with inherently lower fertility is limited by low field capacity. On more fertile soils with index values exceeding 40 with high yield potentials from a nutrient point of view, low annual

precipitation (500-550 mm) limits growth and consequently N₂-fixation of legume-grass mixtures (set aside).

Calculated N leaching can be used to restrict the resulting rotations according to a specific environmental criterion. The selected rotations are expected not to leach more than 17 to 25 kg N ha⁻¹ to the groundwater table. This is relatively low compared to conventional farming practices, but it can still lead to concentrations in the groundwater above the WHO-limit for drinking water, i.e. 50 ppm NO₃, depending on total drainage.

Tab. 5.2 Rotations for organic cash crop farms, generated by the model and selected by on the basis of highest gross margin

Soil fertility index	culture	Code of precrop demand	Code of precrop supply	Yield level	Yield	N ₂ fixation	N removal	N leaching	N balance	Gross margin
					t ha ⁻¹	-----kg N ha ⁻¹ a ⁻¹ -----			€ ha ⁻¹ a ⁻¹	
25	Winter rye ¹	a	11f	3	2.6	0	39	22	-62	376
25	Set-aside ²	11f	42a	1		154	0	0	127	133
25	Winter rye	42a	12a	3	2.6	0	39	25	-64	397
25	Lupine	12a	31a	1	1.4	79	76	19	-16	231
Rotation 1 average						58	38	17	-4	284
38	Winter rye ¹⁾	31a	11f	3	4.0	0	59	20	-79	545
38	Set-aside ²⁾	11f	42a	1		241	0	0	200	108
38	Winter rye	42a	12a	3	4.0	0	59	24	-83	567
38	Winter rye	12a	11a	2	3.2	0	48	18	-67	476
38	Faba bean	11a	31a	1	2.5	116	81	24	11	337
Rotation 2 average						69	47	17	-4	406
50	Winter rye ¹⁾	31a	11f	3	5.0	0	75	20	-95	676
50	Set-aside ²⁾	11f	42a	1		282	0	0	235	108
50	Potatoes	42a	21a	3	25.4	0	72	40	-112	930
50	Winter rye ³⁾	21a	11a	2	4.2	0	62	20	-82	601
50	Faba bean	11a	31a	1	3.5	166	116	23	26	451
Rotation 3 average						87	63	21	-6	553
63	Winter rye ¹⁾	31a	11f	3	5.9	0	89	20	-108	791
63	Set-aside ²⁾	11f	42a	1		296	0	6	241	108
63	Potatoes	42a	21a	3	31.0	0	88	35	-123	1295
63	Wint. Wheat	21a	11a	2	5.0	0	80	20	-100	744
63	Faba bean	11a	31a	1	43	203	143	23	37	535
Rotation 4 average						98	78	21	-11	695

¹⁾underseeding of legume & grass ²⁾legume & grass ³⁾no-plough tillage

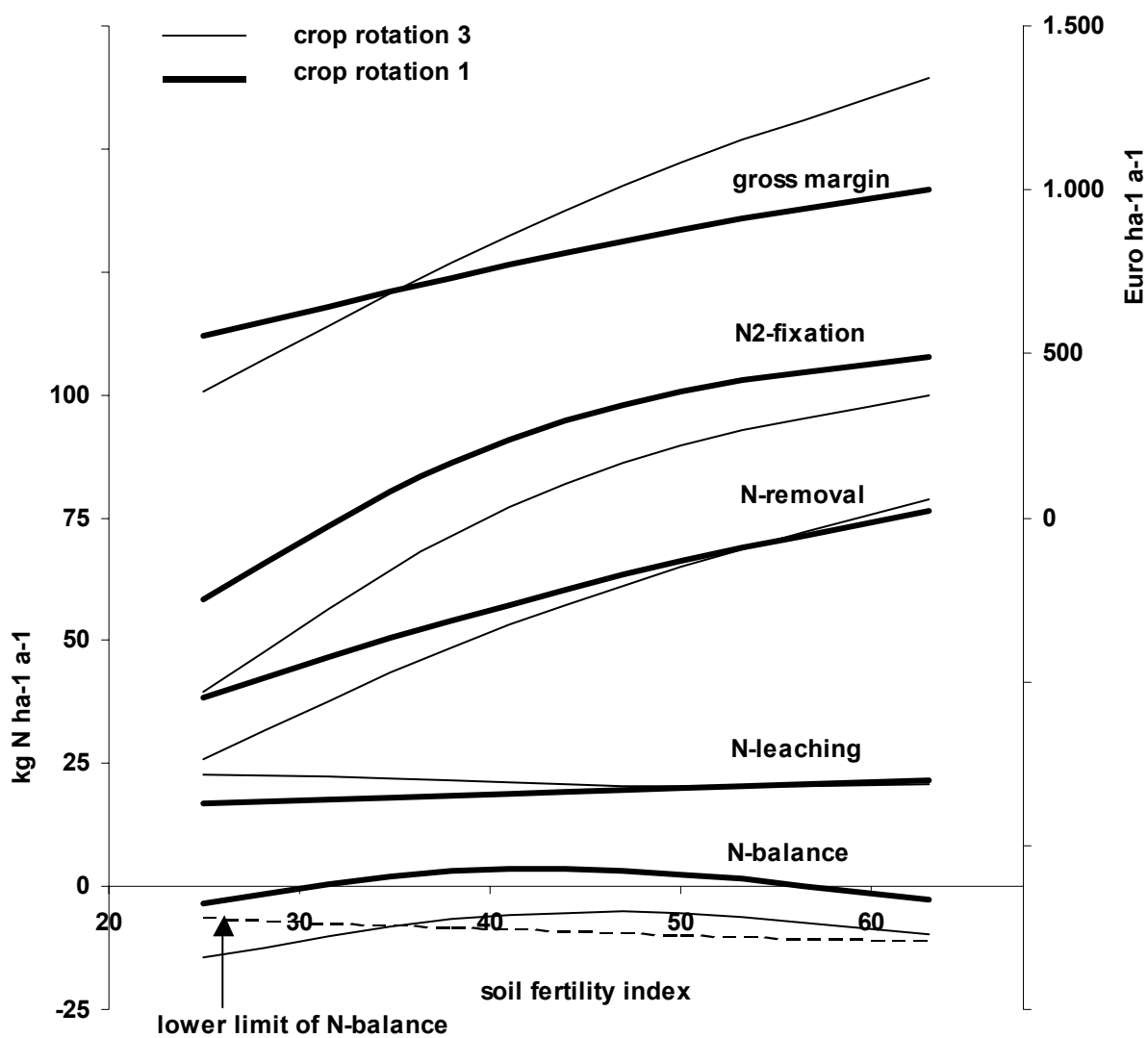


Fig. 5.1 Simulated annual nitrogen removal, N₂-fixation, leaching and nitrogen balance (limit: = -10 % Σ removal, leaching, volatilisation) and mean annual gross margins versus soil quality index of crop rotation one and three from Tab. 5.2.

5.1.4 Perspectives

In future, the validity of model results will be examined with more complex simulation models for soil nitrogen dynamics (e.g. Kersebaum & Wenkel 1998) and plant growth and also through further farm trials and farm surveys. Transformation of the crop rotation exclusion criteria to LP-restrictions in MODAM enables the generation of farm models to study optimal farm design and to provide appropriate data for further studies on agricultural land use scenarios.

In co-operation with advisors and farmers, a user-friendly version of the 'stand alone' crop rotation generator will be developed for cash crop and dairy farms, to be used as a planning and training tool for strategic planning. Estimation algorithms will be adapted to a wider range of climatic conditions.

Acknowledgements

The project is funded by the Federal Ministry for Nutrition, Agriculture and Forestry (Bonn) and by the Ministry of Agriculture, Environment and Rural Planning of the state of Brandenburg (Potsdam).

5.2 Developing agricultural land use strategies appropriate to nature conservation goals and environmental protection

This chapter has been published as:

Meyer-Aurich, A.^a, P. Zander^b, A. Werner^c and R. Roth^c. 1998: Developing agricultural land use strategies appropriate to nature conservation goals and environmental protection. *Landscape and Urban Planning* 41(2): 119-127

^a Lehrstuhl für Wirtschaftslehre des Landbaues, Technische Universität München, Alte Akademie 14, 85350 Freising-Weihenstephan, Germany

^b Institute of Socioeconomics, Centre for Agricultural Landscape and Land Use Research (ZALF), Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg, Germany

^c Department of Land Use Systems and Landscape Ecology, Centre for Agricultural Landscape and Land Use Research (ZALF), Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg, Germany

Abstract

The aim of this paper is to demonstrate a method that includes explicit aims of both nature conservation and environmental protection in the management strategies of agricultural systems. Following methods of land use planning and farming systems analysis a decision support system was developed to simulate site-specific cropping practices and assess the impacts on natural resources. The optimisation of farm income under defined restrictions of nature conservation and environmental protection completes the decision support system. The paper presents the general modelling approach and elaborates as an example the modelling of cropping practices. Cropping systems are modified to protect amphibians as a typical group of endangered organisms in agricultural landscapes. Evaluation tools are presented to assess the impact of defined production techniques on indicators of sustainable land use. The indicators are nitrate leaching, impact of land use on amphibians and gross margin of the crop production. The implementation of the evaluation tools on the land use of a model farm in northeast Germany is presented. Spatial allocation of target values is presented for one crop as an example. The site-specific comparative advantages of the different cropping systems with regard to the indicators provide a basis for integration and optimisation of a set of goals into land use practices on a larger scale, e.g. an agricultural landscape.

Keywords: Sustainable land use; Land evaluation; Environmental impact of land use

5.2.1 Introduction

Agriculture dominates the open landscapes in many regions of the world and thus it has a great impact on the natural resource base. In Germany specialization and intensification of land use often have led to contamination of water and soil with fertilizers and pesticides as well as decline of many wild plant and animal species (e.g. SRU 1985). Therefore, new, sustainable concepts of agriculture are needed which assure the economical viability of the farm enterprises without damaging the natural resources.

The research has been done within the context of a network project located within the open landscape of the Man and Biosphere Reserve "Schorfheide-Chorin" in northeast Germany. The landscape is typically formed by the last glaciation with a high spatial variability of relief, soils and other landscape features. Typically high input agricultural land use is adjacent to valuable undisturbed habitats.

The aim of this study is to define appropriate systems of land use in terms of the objectives of land users, according to methods of land use planning as used by the FAO (FAO 1976, FAO 1993). Following Stomph et al. (1994), the approach of this study goes a step further than classical land use planning by integrating the farm system in the planning process. Hence, the presented work combines both the farming systems analysis and the land use planning approach as proposed by Fresco et al. (1989) to define systems of land use which integrate the objectives of nature conservation as well as those of the farm system. The integration of the farm system is necessary because at farm level goals of the agricultural land use are defined and restrictions are given according to market demands and resource endowment (Ruthenberg 1980). The farm is thus considered as a goal orientated decision-making unit in which cropping systems are chosen which play a key role in determining both ecological impact and economical viability of the farm.

5.2.2 General procedure of land evaluation and land use planning

The general procedure of the planning process, as applied here, is illustrated in Fig. 5.2. The site-specific modelling of cropping practices is the central interface between economical decisions of farmers and the ecological effects of these practices. The quantitative description of cropping practices and site-specific information allows an assessment of the impact of land use on economical and ecological indicators. A multiple goal linear programming model simulates the farm system and allocates farm resources according to economical reasoning. It selects production techniques for the specified sites and gives recommendations for optimal land use according to given goal functions and restrictions.

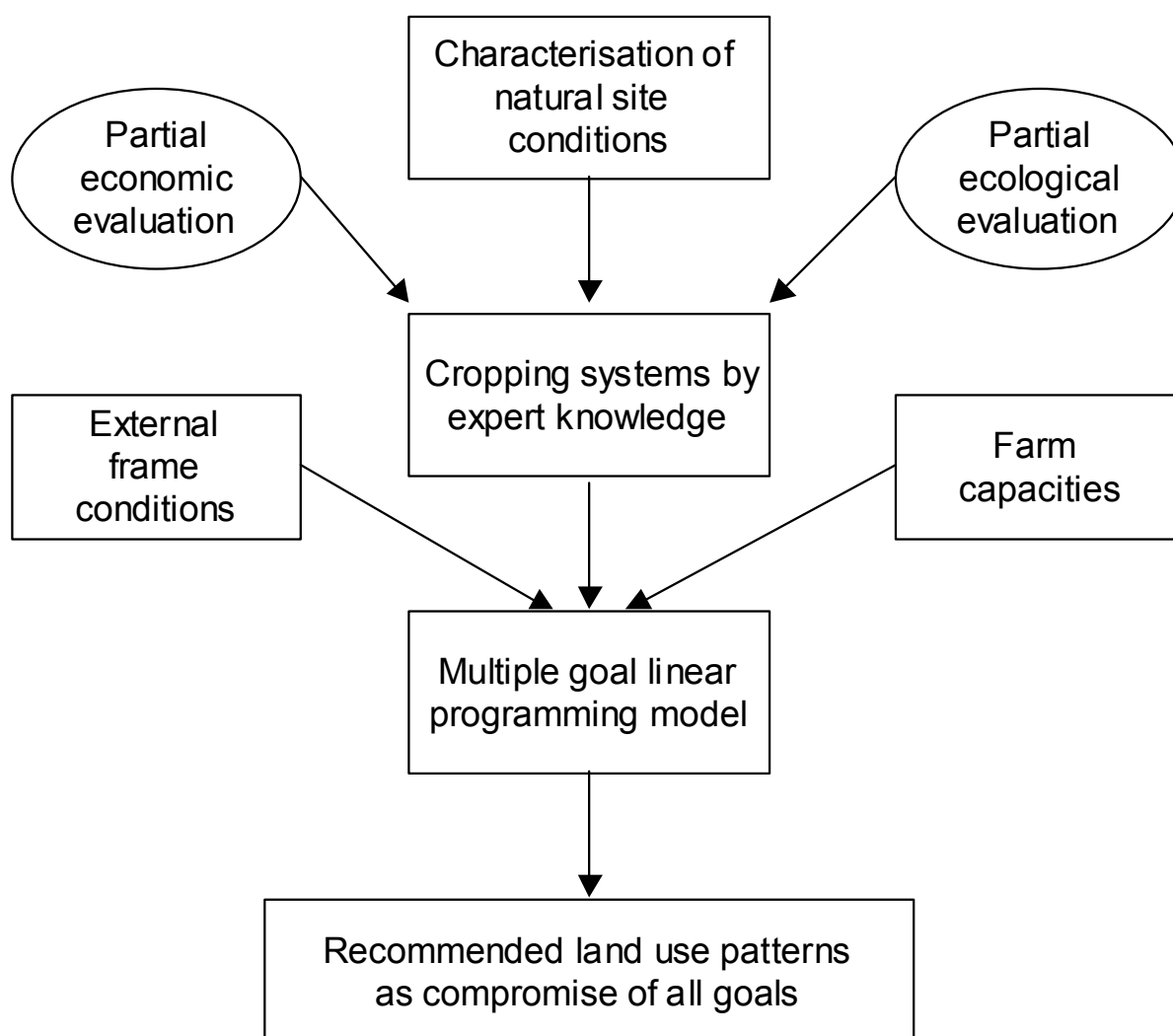


Fig. 5.2 Model structure for the design of new land use strategies

By introducing prototypes of production practices which are compatible with ecological goals, the model system shows trade-offs between different ecological and economical goals. Thus, the multiple goal model can help to find a compromise between divergent goals. This paper demonstrates the concept of some standard and modified cropping practices and their evaluation. The optimisation procedure will be described in more detail elsewhere (Zander & Kächele 1999).

5.2.3 Modelling of land use practices

Cropping systems are modelled with respect to site conditions and farm system requirements. The approach is based on expert knowledge to develop a set of cropping activities which represent the long-term average and can be adapted to site-specific practices by low data requirement. Following Stomph et al. (1994), cropping practices can be described as a set of operation sequences with a quantified calculation of inputs and out-

puts, types of implements, machines and timing. The cropping practices are implemented in a relational database which allows site-specific modelling of cropping practices. Standard cropping practices are described for 22 crops according to expert knowledge and a survey carried out on 20 farms in the study area. The standard cropping practices represent modern agricultural management strategies supposing in depth knowledge of the agricultural system and economic rational principles adapted to the conditions of north-east Germany. Yields are estimated as a function of a standard soil fertility index and mean annual precipitation, following Roth (1995). The required fertilizer applications are calculated as a function of the estimated yields, corresponding to the amount of nutrient contents in the harvested crop. Timing is defined as the period of time, in which the activity is carried out on the average. All activities are specified for four classes of soil fertility, typical for the study region with specific quantities of input and frequency of applications (Fig. 5.3). For example in winter rye (*Secale cereale*) on sites with a low yield potential growth regulators and late season pest control measurements are not considered as necessary for achieving the site-specific yield (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Site-specific data on land characteristics are available with the medium scaled site maps and investigations in the field. Information on land characteristics is aggregated within each field to simplify the evaluation procedure.

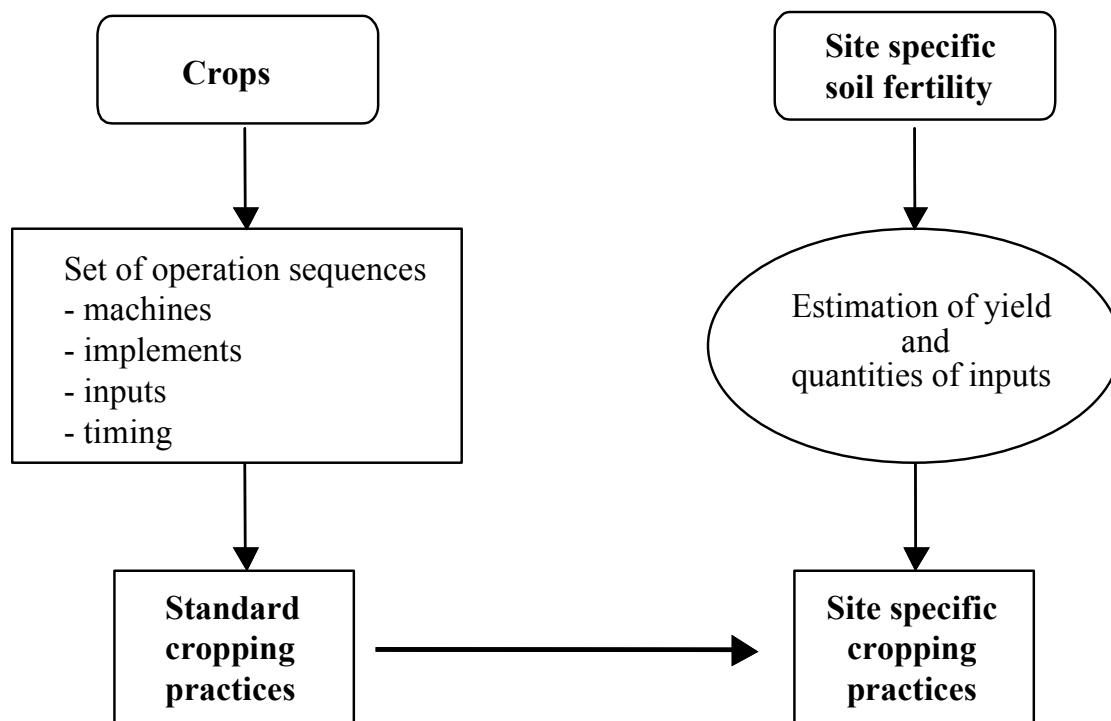


Fig. 5.3 From crops to site-specific cropping systems

5.2.4 Evaluation tools

The evaluation of the impact of land use on indicators of nature conservation and environmental protection can be viewed as a subset of criteria to describe sustainability. Two ecological indicators and one economic indicator are chosen here to indicate aspects of sustainable agriculture. Nitrogen leaching potential of cropping practices is an indicator for the abiotic environment. The impact of land use on amphibians is chosen as an indicator for the biotic environment. Gross margin is considered as an indicator for economic acceptability. In the study area a large number of fields are habitats for amphibians. For these fields the compatibility of cropping practices with requirements of amphibians can be used as an indicator. Further indicators for nature conservation objectives are developed in the framework of the project to allow a more complex and landscape specific evaluation of cropping systems. These are in particular: soil erosion, soil compaction, conservation of partridge (*Perdix perdix*) and crane (*Grus grus*).

5.2.4(1) Gross margin

Gross margins were calculated according to the specified inputs and outputs. Prices and subsidies were considered to be at the level of 1995 in the study area. Costs for the machinery and working hours were calculated according to standard data (KTBL 1999) using a set of machines typically for the relatively large farms in the area. Cropping activities as well as the algorithms to calculate gross margins are stored in a relational database. This allows the comparison of a large number of cropping systems for different sites.

5.2.4(2) Nitrate leaching

Nitrate leaching potential of land use was estimated according to the crop specific residues and nitrogen fertilizer surpluses. The assessment is based on a modified nutrient balance approach. Parameters for nutrient contents of the harvest products were derived from long-term experiments and literature data valid for the study area. It is assumed, that all fertilizer surpluses whether fixed in biomass or as nitrate were mineralized within one year according to the cumulative temperature curve. It is also assumed that all nitrate which has not been uptaken in fall by catch crops or winter cultures is prone to leaching. Site-specific water holding capacity and average weather data were considered to give estimates for the amounts of site specific percolating water. The ratio of water holding capacity and percolating water forms a variable which indicates the site specific potential to nitrate leaching (DBG 1992). If the ratio is smaller than one, nitrate leaching potential was calculated by multiplying the amount of nitrate calculated as mineralized in winter with the mentioned ratio value. For all other cases all nitrate was considered as being leached.

Tab. 5.3 Cropping practices, example for winter rye (*Secale cereale*) adapted to the site conditions of the Biosphere Reserve Schorfheide-Chorin

Cropping practice	Timing (period of activity)		Types of implement	Applied input	Site-specific quantities of input and output			
	Begin	End			Very low fertility	Low fertility	Moderate fertility	High fertility
Fertilizing (P)	July 20	Aug 15	Fertilizer spreader	Phosphatic fertilizer	26	36	45	55
Fertilizing (K)	July 20	Aug 15	Fertilizer spreader	Potash fertilizer	18	25	32	39
Ploughing	Aug 31	Sep 30	Plough		1	1	1	1
Seedbed preparation	Sep 15	Okt 01	Harrow		1	1	1	1
Seeding	Sep 15	Okt 01	Seed drill [kg seeds/ha]		100	100	100	100
Fertilizing (N)	Feb 20	Mar 12	Fertilizer spreader	Urea [kg ha-1]	132	92	115	140
Fertilizing (N)	Mar 20	May 10	Fertilizer spreader	Urea [kg ha-1]	0	92	115	140
Harvest and transport	July 28	Aug 19	Harvester [100 kg grain/ha]		31	42	53	65

Cropping practice	Timing (period of activity)		Types of implement	Applied input	Frequency of application			
	Begin	End			Very low fertility	Low fertility	Moderate fertility	High fertility
Chemical Weeding	Feb 25	Apr 05	Sprayer	Herbicides	1	1	1	1
Pest Control	May 15	June 15	Sprayer	Fungicides	0	0,5	1	1
Growth regulators	May 15	June 15		Cyocel	0	1	1	1

5.2.4(3) Impact of land use on amphibians

The impact of land use on amphibians typical for agricultural landscapes was included, because in recent years there is increasing evidence, that changes in land use have caused a general decline of amphibians (Beebee 1996). In the study area, typical amphibian species occur, like the fire-bellied toad (*Bombina bombina*), spadefoot toad (*Pelobates fuscus*), crested newt (*Triturus cristatus*). They use at least parts of the open agricultural landscape of the study area. Amphibians have a special behavioural ecology as they live in an aquatic habitat and after metamorphosis migrate into terrestrial habitats. There are typical migrations between the different habitats. During the migration, to reproduction waters in spring and to the hibernating places in fall, many animals are moving in a short time over large distances (up to 1000 m and more). The impact of land use on amphibians is at least twofold (Beebee 1996). First, habitat destruction especially of aquatic habitats is an important threat to amphibians. This is also the case for terrestrial habitats, such as foraging habitats or hibernating places. A second threat is related to the pollution of the habitats due to agrochemicals, like pesticides and fertilizers. In the present study the breeding places are located within arable fields, surrounded by agricultural lands. Hence, during the time of migration the amphibians are often prone to agricultural practices on the fields.

It is assumed by experts, that the coincidence of agricultural practices and amphibian migration times is a crucial threat to amphibians, because there is evidence, that agricultural practices, like ploughing or fertilizer applications can have a detrimental effect on amphibians during migration time (Oldham et al. 1997; Berger & Kretschmer 1997; Schneeweiss 1998). Therefore, a disturbance frequency index was created to characterize the impact of disturbing cropping practices on amphibians. The index gives the annual number of disturbing activities in the time of migration. It is assumed, that intensive mechanical cultivation practices as well as all fertilizer and pesticide applications are harmful to amphibians. The migration times are in late fall and early spring. Agricultural fields were identified where amphibians are expected to migrate. Furthermore, for fields hospitable to amphibians we also considered disturbances in the summer months, when amphibians are expected to browse on that field. Fig. 5.4 shows the disturbance frequency index for different crops with standard cropping practices.

5.2.5 Modifications of cropping practices

In order to minimize detrimental effects to amphibians specific modifications of cropping practices were implemented in the model system. The assessment of changes in expenses and yields due to the modifications allows the calculation of opportunity costs. Disturbing activities for amphibians were minimized in the time of migration. This was done by change in timing of that activity or substitution with a less harmful operation. In cereals, ploughing, fertilizing and herbicide application is often carried out during the time of

amphibian migration. Often, the timing of ploughing and fertilizing is flexible so that they can be carried out earlier, before the amphibian migration starts. Ploughing was timed before the middle of August, if there were no labour bottlenecks at the farm level. Fertilizing was planned before the end of February. Fertilizing in winter has the disadvantage that nutrients have to be broadcast, when there is almost no uptake by the plants. To reduce the risk of nitrate loss ammonia fertilizer in combination with nitrification inhibitors were considered. Herbicide application was substituted by mechanical weeding, assuming that a curry-comb is less harmful than herbicides. Depending on the crop the yield-effect of the modifications is more or less strong. Yield reductions between 10 and 30 % were estimated. For some crops, like potatoes (*Solanum tuberosum*) and sunflower (*Helianthus annuus*), the modifications of the cropping practices could be implemented in the operation sequences more easily. Hence, yield reductions were estimated below 10 % for these crops.

Modified cropping practices for minimizing nitrate leaching were also developed by integrating catch crops into the cropping systems. No yield reductions were considered but higher costs of production result in lower gross margin for these cropping practices. For winter crops no modifications for minimizing nitrate leaching were made.

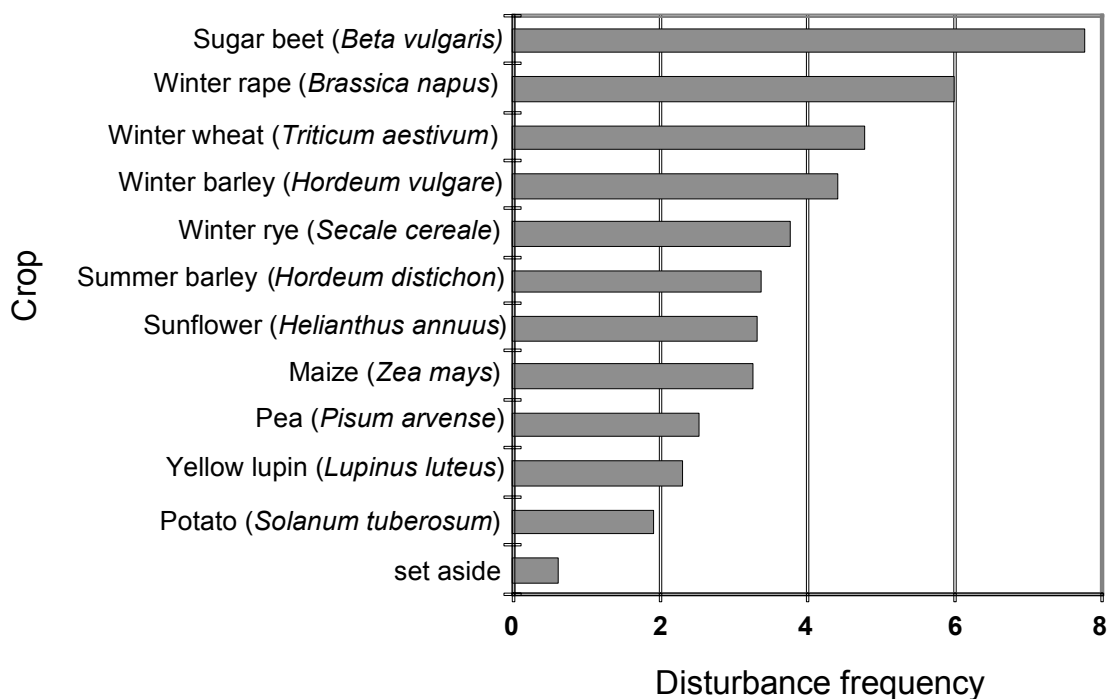


Fig. 5.4 Disturbance frequency index for standard cropping practices

5.2.6 First results of the site-specific evaluation of cropping systems

High values in terms of the ecological indicators can be achieved either by selecting crops with little impact on the indicators or by implementing the modified cropping practices. The results of the latter are mostly lower yields and sometimes higher costs of production. The comparison of standard cropping practices and modified cropping practices can be expressed in terms of opportunity costs, which are presented for some crops in Fig. 5.5. As mentioned earlier, some cropping practices, like set-aside and winter rye (*Secale cereale*), can easily be adapted to the requirements of amphibians. This results in relatively low opportunity costs for the protection of amphibians. For some other crops, like winter wheat (*Triticum aestivum*) and sugar beet (*Beta vulgaris*), the opportunity costs are much higher (Fig. 5.5). The figure also shows that for some crops the site-specific yield potential has a great influence on the opportunity costs.

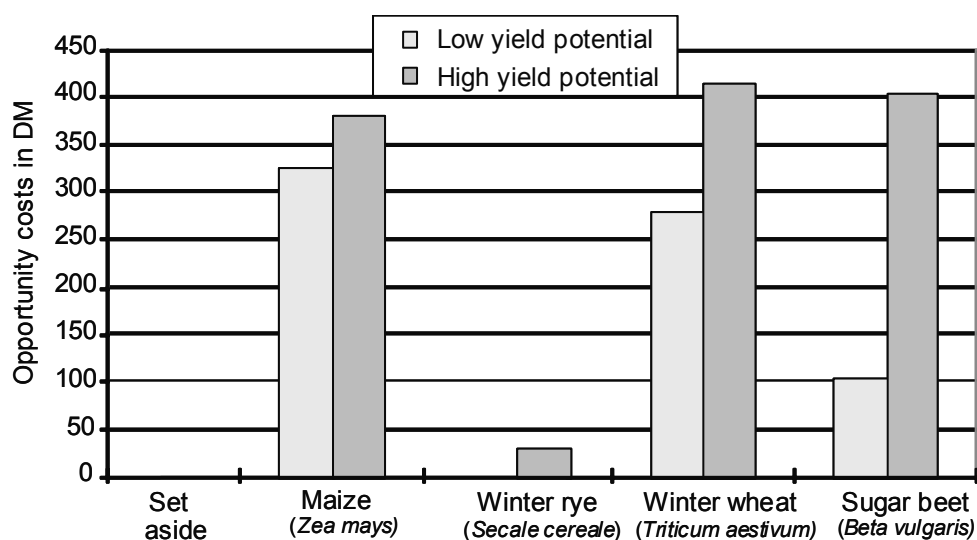


Fig. 5.5 Opportunity costs of the implementation of cropping practices appropriate to amphibians for high and low yield potential

The model implementation of the proposed standard and goal oriented cropping practices shows a high variance of target values according to the variance of site data. Fig. 5.6 shows the site-specific variance of gross margin, estimated nitrogen leaching potential and disturbance frequency for amphibians for one cropping system. The high variability is due to the soil heterogeneity of the landscape. The gross margin values are highly determined by soil fertility and thus the yield potential. In contrast, the variance of the estimated nitrate leaching is quite low. One reason for this smaller variance is that the differentiation in yields has only a little impact on the calculated nitrate surplus, because the amount of nitrate fertilizer was calculated as a function of the yield. Therefore, the variability of nitrate leaching is primarily determined by the water holding capacity of the

sites. The different site-specific impact of winter rye cultivation on amphibians is due to the different habitat potentials of the fields for amphibians. The results show comparative site advantages with respect to different goals, which offers opportunities for a farm or region wide optimisation of land use to specific environmental goals.

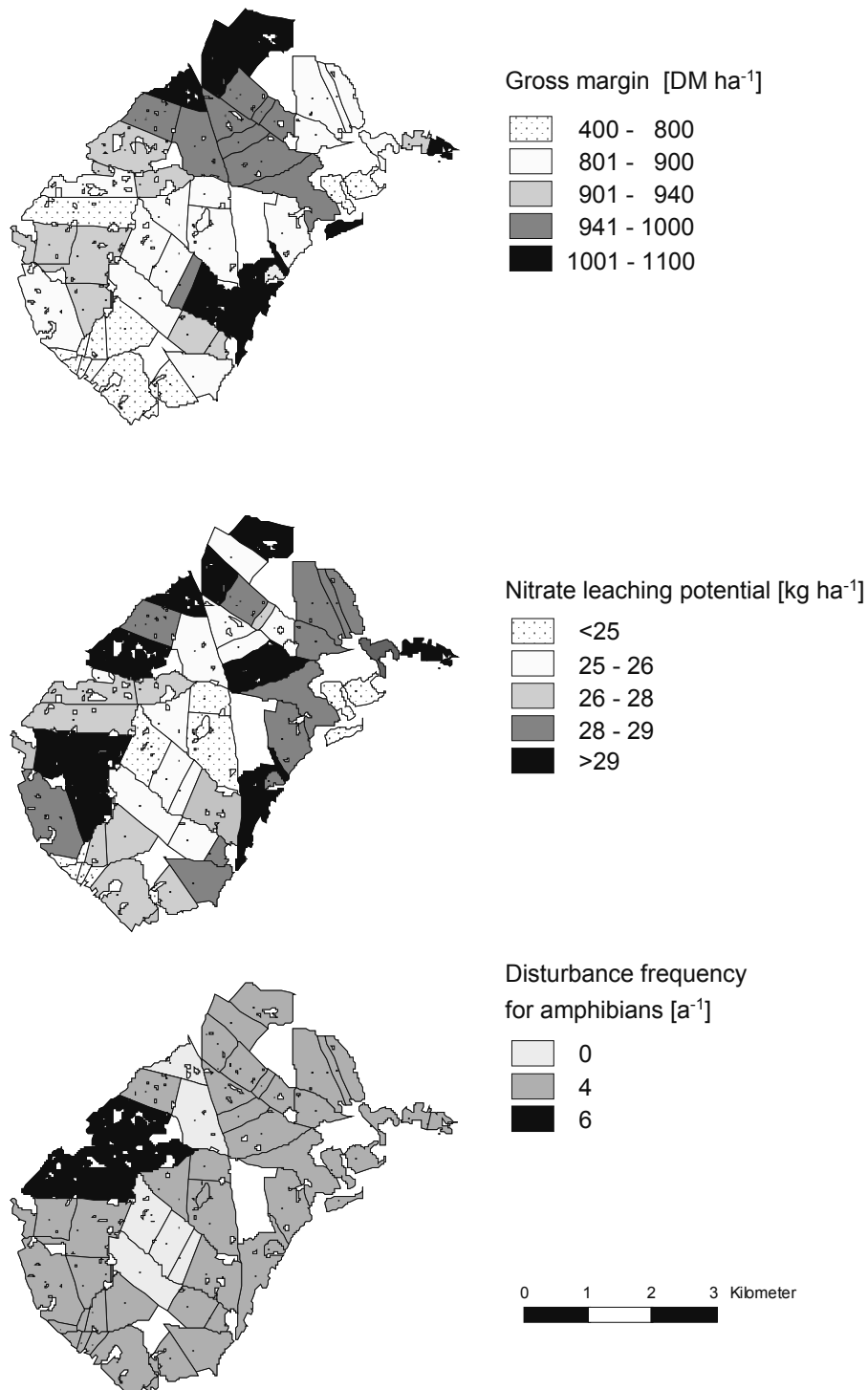


Fig. 5.6 Site-specific variation of target values for winter rye (*Secale cereale*) cultivation in the study area of 1800 ha (see section 5.3.2)

5.2.7 Discussion

The development of sustainable land use strategies requires the definition of sustainable agriculture, indicators of sustainability and knowledge of the relationship between agriculture and indicators of sustainability. Sustainable Agriculture can be defined in various ways. Hansen (1996) distinguishes two broad interpretations of agricultural sustainability: sustainability as the ability to meet a diverse set of goals and literal interpretations as the ability to continue into the future. The latter interpretation is often understood as the ability to prolong the status of the system to the future. It is thus argued that for example nutrients taken away from the system must be replaced (Kerschberger & Eckert 1994). In this sense for example de Wit (1992) argued that resource efficiency is a key to sustainability. He states that in general intensification is beneficial for the environment, the farmer and the society. This statement is not without controversies (Zoebl 1996) and, facing the dramatic detrimental effects of modern agriculture on ecosystems, productivity indices should be given priority only with respect to environmental impact. Instead sustainable agriculture should be understood as a holistic approach which includes environmental, economic and social components (Smit & Smithers 1993).

With the present approach important parts of the environmental and economical issue of the sustainability concept are considered. For example, we chose environmental indicators that are in the focus of environment and nature protection. Of course, these indicators cannot cover all aspects of environment and nature protection. Therefore, more indicators have to be identified.

However, our developed model allows to define solutions of optimal agricultural land use according to specific goals of environmental protection. If this approach proves to hold its promises it can be used for planning purposes or decision making processes. Other approaches that try to find sustainable management systems are restricted to define general management strategies or restrict the use of certain technologies. With the suggested method it is possible to find economically and ecologically optimal solutions for the crop management with a much more detailed analysis of single practices in the cropping systems. Equally important, the site-specific characteristics and potentials are included explicitly.

The chosen environmental indicators were selected on expert judgement from biologists and environmentalists with detailed knowledge of the study area. For other regions the selection might lead to a set of different indicators. Finding the appropriate indicators is a critical and essential feature of each assessment study and determined by the aims of the study (Nip & Haes 1995).

The presented method can easily be adapted to other regions and different goal functions. Necessary site-specific parameters are normally given with soil maps and climatic information which are mostly easily available. Information on farm structure and capacities as

well as yield potentials have to be surveyed for the specified region. The environmental goals have to be defined by relevant interest groups.

The presented approach of land evaluation is not without difficulties. The input parameters for land characteristics are rather coarse and do not reflect small scale heterogeneity within the fields. Also the evaluation tools rather demonstrate the relative advantages of the different cropping systems than give a precise estimate of the impact on the environment. However, the aim of this approach is primarily to contribute to decision making processes at farm or regional level. This study has rather concentrated on integrating different aspects of sustainability than model the impact of land use on the environment. The selection of the appropriate degree of detail in land use planning has to be defined carefully (Diepen et al. 1991). More detailed data do not produce automatically more accurate results. We doubt that it is helpful for decision making to consider more detailed information on land characteristics. The necessary information requirement is highly dependent on the aim of the land evaluation.

5.2.8 Conclusion

The presented modelling and evaluation system provides a basis for scenario calculations and can help to analyse some effects of different land uses on the environment. This study demonstrates the feasibility of the modelling approach on a low level of data requirement. Even though site-specific information is considered in a very simplified way and the evaluation tools are quite reductionistic, the model system delivers site-specific comparative advantages of different cropping systems. The optimal allocation of land according to given goal functions can be provided by a multiple goal linear programming tool.

Acknowledgements

This study was supported by funds of the German Federal Foundation for the Environment (Deutsche Bundesstiftung Umwelt), the Federal and State Ministries of Food, Agriculture and Forestry (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten; Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Brandenburg). We thank Prof. J. G. Graveel, Purdue University and Dr. U. Stachow, Müncheberg for helpful comments on the manuscript.

5.3 Modelling for a participatory development of sustainable land use systems

Previously published as:

Zander, P.^a 2003: Modelling for a participatory development of sustainable land use systems. (Chapter 6). In: M. Flade, H. Plachter, R. Schmidt and A. Werner [Eds.] (2003): *Nature Conservation in Agricultural Ecosystems - Results of the Schorfheide-Chorin Research Project*. Wiebelsheim: Quelle & Meyer

^a Institute of Socioeconomics, Centre for Agricultural Landscape and Land Use Research (ZALF), Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg, Germany

5.3.1 Introduction to an actor-oriented approach for integrating conservation objectives into agricultural land use practices

Sustainable agricultural land use can only be achieved when conservation objectives are respected on agriculturally used areas. Conservation objectives should be incorporated in a comprehensive approach to developing sustainable agricultural land use systems by combining economic and social objectives (Plachter & Korbun 2003). Integration of conservation objectives into agricultural land use planning is highly complex (Munda 2000). At first, conservation objectives have to be site-specific to be feasible. Development oriented and site-specific nature conservation objectives are derived from a region-specific landscape vision. Landscape visions should be specified in detail in terms of conservation quality targets (CQT) with appropriate indicators and standards as defined by Plachter and Korbun (2003). Secondly, the realisation of conservation and sustainability targets requires active support of all relevant societal actors, as changes in the behaviour of land users are necessary. This can most successfully be realised by consensus-oriented processes, that involve the relevant stakeholders, instead of imposing legislative policies without actor involvement (Siebert & Knierim 1999; Müller et al. 2000). In particular, biosphere reserves such as ‘Schorfheide–Chorin’ are legally obliged to allow residents to participate in development and implementation of conservation concepts (SRU 1996:56). Participation involves communication about conservation priorities, relevant concepts for their realisation, explanations about potential actions and mutual learning. Participation is the first-step in developing solutions to problems and instigating change (Knierim 2001:11). To allow different land use actors to participate actively in a decision-making process on land use practices, they need to know the implications and consequences of land use practices on conservation targets and vice versa. Scenario techniques, including complex simulation models, are tools that can help achieve a successful and serious participatory decision process, by providing information on possible goal achievements and the impact of the realisation of one or several objec-

tives on others (see also Yiridoe et al. 1997). The modelling system MODAM (Multi-Objective Decisions support tool for Agroecosystem Management) is a tool that allows assessment of interactions among site-specific conservation objectives, agricultural practices and agricultural policy instruments.

This chapter aims at demonstrating the suitability of a modelling approach as a tool in participatory processes for developing sustainable land use systems with special emphasis on site-specific analyses. Initially, in the Schorfheide project actual implementation of the participatory part of the above-outlined approach was not planned. However, follow-up research projects are already in progress. First, basic assumptions with regard to sustainability (Sub-section 5.3.1.(1)) and the importance of indicators to operationalise sustainable land use (Sub-section 5.3.1.(2)) are presented. The suitability of sustainability indicators in different contexts, the meaning of safe minimum levels, tolerance limits and the social responsibility associated with private ownership, will be discussed to position the modelling and scenario techniques, presented later in this chapter, within the participatory approach to the development of sustainable land use systems. As a fundamental concept, a comprehensive participatory approach is developed (Sub-section 5.3.1.(3)) which includes MODAM, a model for site-specific modelling of scenarios of sustainable land use systems (Sub-section 5.3.1.(4)). The structure and characteristic features of the model are presented in Section 5.3.2, Section 5.3.3, finally, discusses the adaptation of cropping practices to CQT's, the significance of priorities for different objectives and the effect of different policy instruments on CQT's.

5.3.1(1) Sustainability

"think global – act local"

According to Plachter and Korbun (2003), comprehensive nature conservation strategies include the sustainable use of resources and landscapes. "Sustainability" or "sustainable development" is a concept that comes to life only under conditions of a broad societal consensus on goals and objectives with respect to the trinity of 'ecological, economic and social aspects' (Zander & Kächele 1999). The sustainability concept thus requires the use of natural resources under the consideration of providing future generations with the same opportunities as the current generation. As the sustainability concept refers to resource use, its realisation is specific to the location and its societal and economic conditions. Global/national level objectives can only be formulated with some degree of abstraction. However, actions can only be taken at local level. Therefore, a systematic approach is needed to translate general objectives into specific actions at local levels, for example by means of standards (see also Plachter & Korbun (2003) on tolerances), and accepted priorities for the different ecological, economic and social objectives.

Objectives

Conceptual targets, for example ‘high biodiversity’, cannot be used directly for decision-support in practical nature conservation efforts, as they are only appropriate for large-scale and long-term applications. Local goals have to be related to their global importance and local relevance. Plachter and Korbun (2003) developed a general methodology for defining local objectives of nature conservation in the context of sustainable land use. Specific regional landscape visions that emphasise local features, serve as guidelines for priority setting. The description of unique landscape features is based on the identification of one landscape, distinct from the surrounding landscapes at regional and national level. Thus, the description of the unique landscape features, that allows development of a landscape vision and definition of local conservation quality targets and priorities, requires considerable data input.

Safe Minimum Standard

In theory, the optimum level of sustainability is represented by the intersection between the societal benefit function and the private cost function (Kächele 1999). The societal benefit function represents the preferences of society with respect to the consumption of goods, including conservation values. The intersection with the private cost function thus also represents the highest possible level of sustainability that society is able and willing to afford (Hampicke 1991). As the societal benefit function is difficult to determine, conservation has often been economically evaluated through cost-benefit analyses that address the difficulties in determining societal benefits with the help of opportunity costs and the analysis of acceptance and preferences with sociological methods. The main problem, however, is explicit definition of future benefit values. The problems of positive rates or insecure future values are discussed in detail by Kächele (1999). These problems may be avoided by applying the ‘save minimum standards concept’ – introduced as early as 1952 by Ciriacy-Wantrup (1952). He assumes that a safe minimum level can be defined for any environmental objective that guarantees realisation of that objective. The degree of realisation of different objectives or their indicators depends on a societal decision about priorities and total affordable costs. This concept is the basis for a participatory approach that provides the structure for the societal discussion about the choice of priorities for conservation in sustainable land use systems in an institutionalised form as described in this chapter.

5.3.1(2) Indicators

As conservation objectives often are formulated in more or less general terms, indicators, that more explicitly express the actual state of the environment, are needed. These indicators can represent different threshold levels of environmental objectives. The *safe minimum standard* threshold designates the minimum state of the environment that can be considered sustainable. Another threshold, *the tolerance limits* of Plachter and Korbun (2003), is associated with the social responsibility of private ownership. Realisation of

higher levels of sustainability indicators will require compensation. The safe minimum and the tolerances limits may represent two different states of the environment.

Indicators for conservation objectives should be selected on the basis of their purpose. They can be oriented towards the measures or the receptor – the state of the aspect of nature in mind. Appropriate indicators are needed to evaluate scenarios, attribute compensation payments or sanctions to farmers or monitor conservation programs. In Fig. 5.7, indicators and their application are characterised for three areas: prospective research, policy instruments and success monitoring.

Scientific decision-support

Indicators for scientific scenario calculations are selected on the basis of the possibilities for calculating their probable state after simulated changes in endogenous or exogenous coefficients (Fig. 5.7: (1)). To allow quantitative evaluation of scenarios, the level to which the indicators can be realised should be assessed and then associated with a conservation value (see Plachter & Korbun 2003). In addition, different priorities can be attached to various indicators to allow site-specific weighing of conservation objectives. The conservation values and the priorities can be used to evaluate different landscape visions using modelling techniques. In addition, the total sum of site-specific conservation values in a region has to be taken into account.

Policy instruments

As the proposed changes in the use of resources are to a greater or less extent conflicting with the economically motivated mainstream objectives, it is necessary to develop incentives and means to efficiently affect human activities. Independent of the safe minimum standards, incentives and the social responsibility of private landowners or users should be addressed. The implementation of policy instruments has different requirements with respect to the indicators for determining compensation payments or sanctions (Fig.5.7: (2)). To keep transaction costs low, the indicator should be easy to measure and control. In addition, the land managers should find the purpose and relevance of the objective clear and easy to follow. Often, indicators for policy instruments are selected with practical application as criterion, and are thus too measure-oriented or inadequate for evaluation of goal achievement. For example, the measure-oriented protection of grassland breeding birds by delaying mowing of grassland till after the breeding period, seems not as successful as anticipated, because of the high velocity of modern machinery, unconsidered preconditions of grassland properties and rigid delay times (Berger & Pfeffer 2000). Although this policy instrument did not show the desired result, in first instance, only implementation of the measure was checked and compensated. Therefore, special attention should be given to identification of indicators measuring the effectiveness of policy instruments.

Control of success

Monitoring the success of environmental policy and the degree of realisation of the original landscape vision requires additional indicators. The yardstick for the success of policy instruments should be the safe minimum standard (Fig.5.7: (3)). The monitoring process should use indicators that are as close as possible to the objective pursued. Nitrate in drinking water from agricultural sources, e.g. can best be monitored by measuring its concentration in drainage water, which possibly would also be assessed in scenario analyses, but because of its costs would not be a suitable indicator for policy instruments.

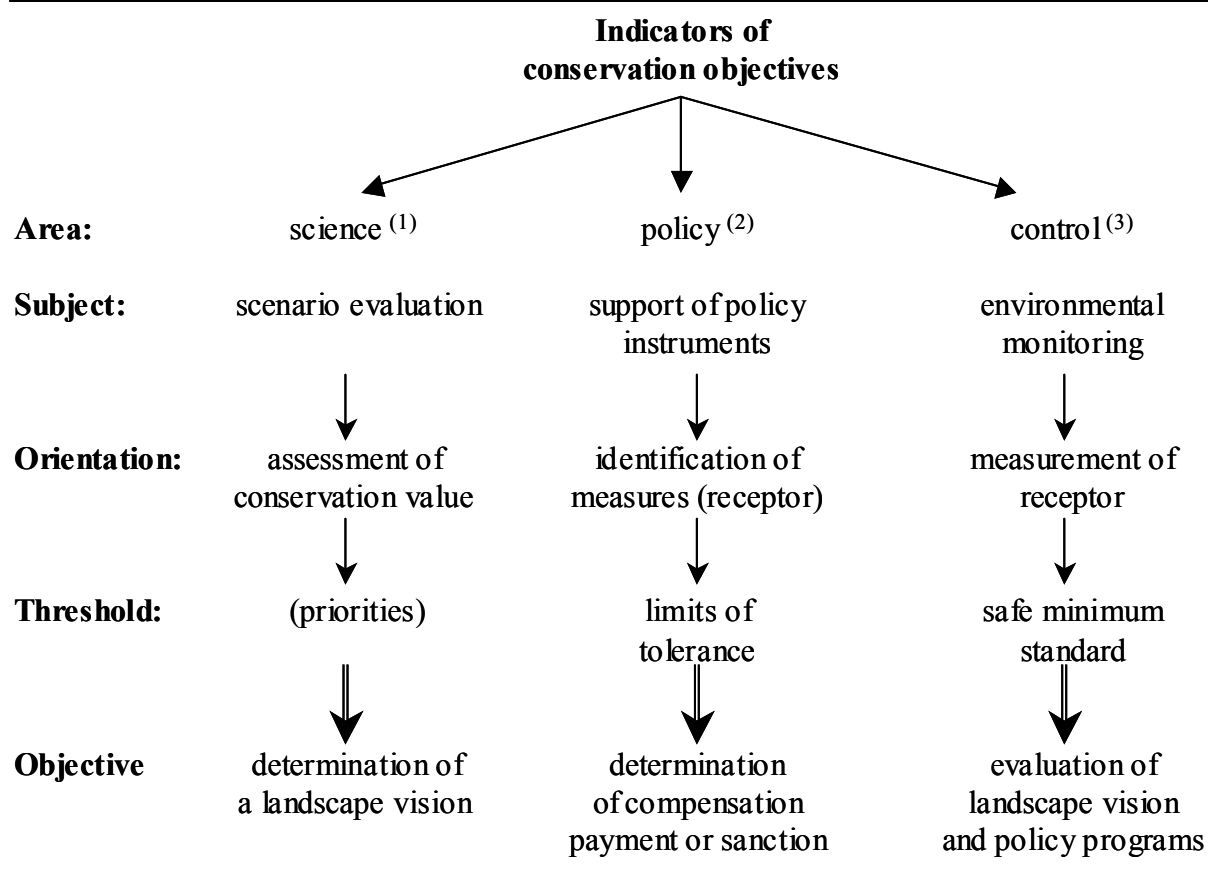


Fig. 5.7 Areas of application of indicators for conservation objectives

Spatial context of indicators and levels of sustainability

According to the spatial relevance of indicators and responsibilities associated with property rights, different types of policy instruments are adequate for supporting the relevant objectives. Scheele et al. (1992), in discussing the relevance of the validity domain, the spatial contextual relation, and policy instruments in general, state that policy instruments have to be selected, taking into account the spatial relationships of the corresponding objective. In the context of indicators for policy instruments, the spatial validity

domain can vary from specific sites to regions to global. At each spatial level, biotic and abiotic indicators can be distinguished, that are often typical for different categories of policy instruments.

Different ‘levels’ of sustainability have already been mentioned including the “safe minimum” according to Ciriacy-Wantrup and tolerance limits - the level that according to Plachter & Korbun (2003) should be attained without compensation payments (Fig. 5.8). If all sites of a given type should meet certain standards, the societal discussion should address the level that land users can be obliged to attain with or without compensation. Without compensation, infringements on individual rights have to be realised through judicial decisions (Hötzel 1986). Application of fertilizers, for example, is already regulated by the definition of best management practices, which on average should prevent nitrate concentrations in soil leaching water exceeding 50 ppm. However, certain environmental objectives can only be realised with the help of compensation payments. Some restrictions, derived from conservation objectives do not necessarily have to be imposed on each farmer. If the objective refers to specific types of locations within a region and the exact locations are unimportant for its realisation, then compensation payments (rewards) for those farmers who realise higher goal levels than others are appropriate. For example, if in a landscape one of the conservation objectives is to increase the density of hedges, public invitations to tender the installation of hedges can be an efficient way to organize compensation payments. Hence, the spatial dimension and dependence on specific sites of indicators co-determines the kind of compensation payment chosen.

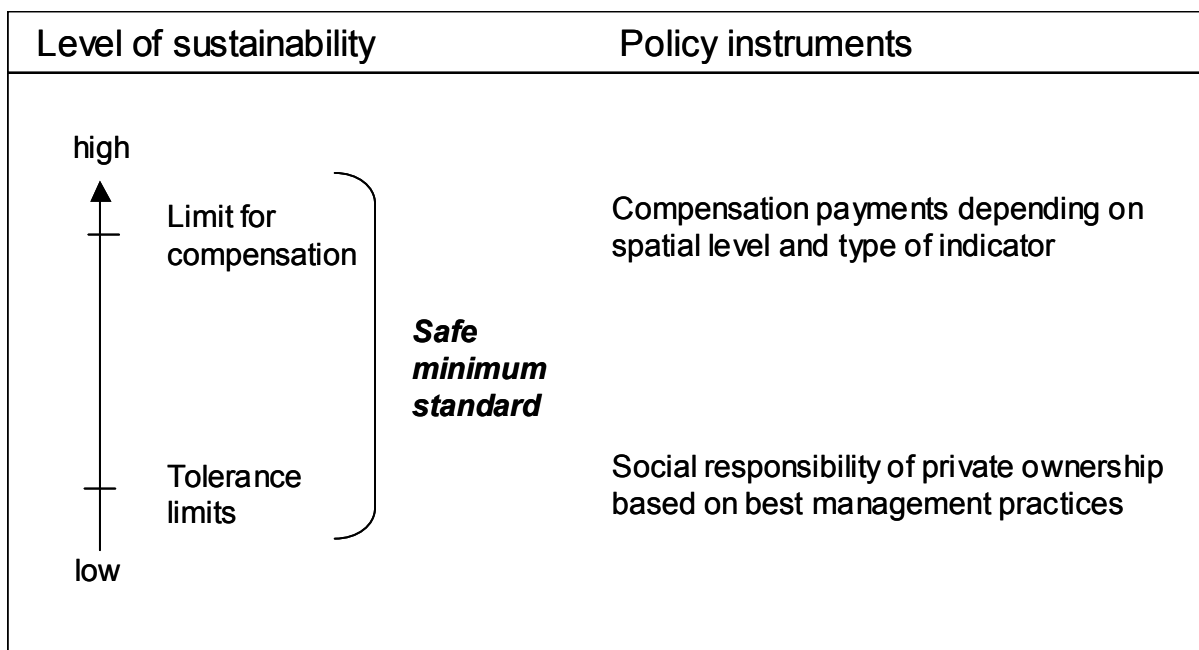


Fig. 5.8 Levels of sustainability

Compensation payments are necessary for those farmers who are subject to restrictions only because of the quality of their sites or the spatial relation of their fields to the target habitat. In that situation, there would not be one single tolerance limit for all sites, and therefore, the social responsibility associated with private ownership of land cannot guarantee realisation of the safe minimum level for these objectives. This safe minimum represents the general level of sustainability society is able or willing to afford, while the tolerance limits represent the objective values that have to be realised by all private land users. For biotic objectives, such as survival of a species, especially if they are governed by complex spatial requirements, it is obvious that an individual farmer cannot guarantee their realisation.

Therefore, the community has to organise a sufficient number of adequate sites to support viable populations. The priorities of the different objectives and pathways for implementation should follow from the local participatory discussion process. The two critical levels of sustainable resource use in relation to the social responsibility of practical land users associated with private ownership are the “tolerance limit” and the “limit for compensation payments”. The latter apply when individual rights are restricted to such an extent that society cannot expect citizens to comply without reasonable compensation for the associated financial losses. In both situations, it is necessary to check the results of the imposed restrictions. Consequently, considerable efforts should be made to identify quantifiable indicators for each objective with defined standards for the above-mentioned levels of sustainability.

Until now, agri-environmental policy instruments generally result in strong income effects, independent of the costs and the real ecological benefits (Ahrens & Lippert 2000). According to these authors it is necessary to develop more region- and farm-specific agri-environmental instruments to avoid that farmers receive subsidies to realise ecological objectives without corresponding performance (“Mitnahme-Effekte”), which would result in realisation of environmental objectives in a monetary more efficient way.

5.3.1(3) Participation

Participation is not only an instrument, but also a philosophy the participants follow to achieve a common goal (Nagel et al. 1992). Often, realisation of conservation targets within an agricultural landscape requires significant changes in land use and may lead thus to conflicts among the stakeholders involved, the farmers and nature conservationists, and their respective lobbying organisations. Participation may contribute to avoiding escalating conflicts among different land users. The participatory process to attain accepted sustainability goals, identify adequate policy instruments and design new production techniques can be divided into three phases, which may (partly) overlap. While the focus in this text is on conservation, the procedure could be applied to other issues as well. After a preparatory phase, in which a first version of a landscape vision is devel-

oped, the three phases of the participatory development of sustainable land use systems, the “PPP”-approach, follow:

1. **Priority setting phase** (adaptation of the landscape vision through participatory processes);
2. **Production practice adaptation and adoption** (supported by agricultural research and extension services);
3. **Policy instrument selecting phase** (adequate instruments to create incentives for implementation phase)

Fig. 5.9 outlines in more detail some aspects of the process. The development of local landscape visions, based on unique landscape features and a comprehensive set of objectives or conservation quality targets (CQT), standards and assessment schemes is described by Plachter and Korbun (2003) and Plachter and Heidt (2003). This process should take place in the governmental nature conservation organisations in preparation for the local discussions on landscape visions and implementation of objectives. The CQT's translated into indicators, standards and corresponding assessment schemes, should be provided at the national level by scientific organisations. Priorities for every objective may vary from site to site according to regional landscape visions.

1) *Priority setting*

The discussion begins with a comparison of current and simulated land use, which results from the priority sets of nature conservation or other relevant organisations. Participation thus starts with the discussion on the priorities with respect to the CQT's (Fig. 5.9: (1)). To depict the consequences of different priority settings, scenarios can be formulated. By applying the assessment schemes, the actors become aware of the extent to which the different objectives can be attained, and can judge whether the first priority setting reflects their personal preferences. Extreme scenarios, yielding trade-off functions can be formulated to show the consequences of the preferences of different stakeholder groups, such as nature conservationists, farmers or tourism organisations.

2) *Production practice adaptation*

If a compromise is reached with respect to the priorities, the next phase is to develop new, innovative production technologies, which proceeds simultaneously and in co-operation with phases 1 and 3 (Fig. 5.9: (2)). Also, in preparation of field experiments, scenarios play a key role in identifying the type of adaptations that are promising in both the economic and the ecological sense.

3) *Policy instrument development*

Optimisation of policy instruments is the final step in realisation of the joint landscape vision. Again, scenario analysis can help to assess the effectiveness of alternative policy instruments (Fig. 5.9: (3)). These instruments generate the economic incentives for

farmers to adapt their production practices and - if necessary - adopt new practices. In the following paragraphs of this chapter, the model and some results are presented.

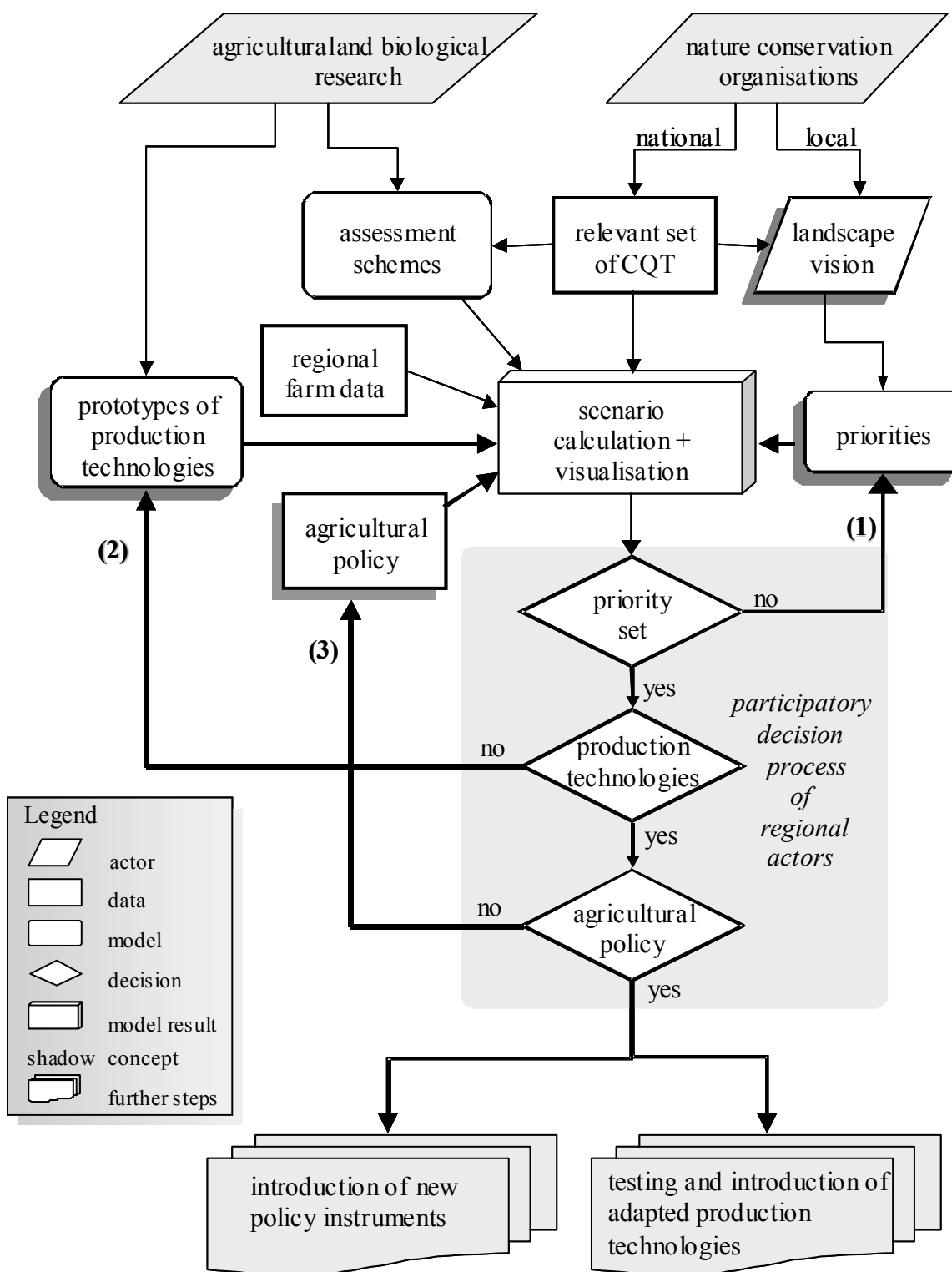


Fig. 5.9 Participatory, iterative development of local conservation priorities (1), innovative production technologies (2) and adapted agricultural policy (3)

Participation is based on equal partners, at the same level of information. Farmers need information, quantitatively describing the effects of different crop management options on technical functioning and the economics of their farms. To support the necessary decision-making of the farmer with respect to nature protection, he should be supplied with possible alternatives for achieving the desired conservation objectives. The conservation stakeholders in this decision-making process need information, quantitatively describing the ecological effects of crop production options. The participatory approach requires scenario techniques that allow for mutual learning, exploring possible technical solutions, evaluating policy instruments, and calibrating priority setting.

5.3.1(4) Scenario techniques

Sustainability, by definition, deals with multiple objectives. The objectives can be competitive, complementary, supplementary, and/or antagonistic (van Kooten 1993). During the negotiation and goal determination processes, explicit information is required to identify which goals are attainable and to what extent within the given context and which goals are unattainable. The complexity and unpredictability of physical and social systems makes it difficult for stakeholders to grasp the consequences of priority setting for other groups, but also for themselves. Model-based scenario analyses can provide this information. Also, ex ante calculations of trade-offs can support discussions on priorities, instruments and necessary adaptations of production technologies and make these discussions more transparent. Trade-off functions define how many units of one goal have to be sacrificed to gain one unit of another. They are of interest as they define the solution space, specify what is possible (transformation curve) and indicate the societal costs associated with different levels of goal attainment.

As models are abstractions of reality, results of a model should not be interpreted as precise predictions of what will happen, but rather as indicators of the direction in which, and the degree to which a system will or may change. Therefore, it is useful to evaluate model reactions over the whole valid range of values of sensitive parameters. Scenario techniques, therefore, explicitly evaluate development paths, which represent possible outcomes, without claiming to predict the future (Hirschauer 1997). The following sections distinguish three types of scenarios, characterized by the type of parameters analysed. Scenarios can deal with uncertainty in technical coefficients – this is the domain of sensitivity analysis. Secondly, they can deal with different goal functions or set limits to the degree of attainment of different goals – a series of such scenarios yields e.g. trade-off functions. Thirdly, they can deal with varying exogenous conditions of a system to explore how the system might respond – this is the most common understanding of the notion scenario analysis.

Scenario analysis to identify key parameters (sensitivity analysis)

As models are simplifications of a complex reality where parameter values often rely on expert knowledge, errors of different kinds may occur during input data collection and model implementation. Hence, the effects of such errors on model results should be investigated through extensive sensitivity analyses of the technical and economic coefficients (Paris 1991; Bossel 1992). These results indicate which coefficients most strongly affect the behaviour of the entire system and should therefore be estimated with special attention. This will also lead to recommendations for further research.

Scenarios dealing with goal functions and goal restrictions

In complex systems, the relations among different objectives are not easy to understand and/or to fully grasp. As a result, different interest groups may focus on their favourite objectives without realising possible consequences for others. Therefore, it is important that through model analyses, different goal settings be analysed and represented in the form of scenarios or trade-off functions. A trade-off function describes quantitatively the relation between competing objectives, i.e. it shows how much of one objective has to be sacrificed to more fully realise another. A complete set of trade-offs of all possible combinations of objectives represents the solution space. The outer boundary of the solution space represents the maximum possible goal achievement for each of the goals at given goal achievement levels for all other objectives.

Scenarios dealing with future conditions

Scenario analyses can also be used to specify different sets of possible (and plausible) future conditions and to evaluate the values of all objectives for each set of conditions. Thus, scenarios of land use can demonstrate the consequences of different policy or management strategies for environmental protection and nature conservation. Again, the resulting land uses should not be considered as precise predictions, but as explorations of what might be possible. A comparative static approach should be used where the comparison of different scenarios allows for prediction of the future paths of development. As yet, MODAM is not capable of simulating the dynamic development of agricultural markets; hence, scenarios that investigate effects of different agricultural policy instruments are only valid at the regional level (Tisdell 1993b).

5.3.1(5) Conclusions

Indicators and scenario analyses in the context of participatory development processes are essential elements for realisation of sustainable land use systems. It is important to realise the context in which indicators are defined. Scenario analyses are key elements in participatory approaches and the modelling aspects are more important than the technical or economic possibilities to accurately measure the state of indicators. In a time of increasing technological advances, scenario analyses, generated through computational models are becoming increasingly important elements in decision-making processes.

5.3.2 The modelling approach

5.3.2(1) Introduction to concepts and elements of the modelling approach

The current model structure reflects a number of research objectives: It should represent a system that is flexible and capable of accepting new research results. It should allow for the analysis and evaluation of sustainability indicators and yield clear results to support participatory processes. The model should not only be applicable to the pilot study, but to a variety of subsequent studies in the context of the development of sustainable land use systems, both at the farm and the regional level.

MODAM was developed for the analysis of relations between economic and ecological objectives in agricultural land use (Zander & Kächele 1999). In a hierarchical structure, it links different model types. However, as in the agro-ecosystems, agricultural production technologies occupy a key position. These production technologies play a major role in the maintenance of agro-ecosystems, and at the same time, affect their dynamics. Farmers' decisions on the type of production technology applied on a certain field are generally based on economic and crop-production criteria. Hence, a farmer - given the restrictions of limited resources and a certain type of farm organisation - will select a combination of production technologies that leads to maximum economic return of the farm. At the basis of our modelling approach are two assumptions: (i) farmers' behaviour is always economically rational, and (ii) major ecological effects of farm activities can be directly derived from cropping practices, even if they are based on long-term average technical coefficients. In particular, the first assumption is clearly not always true, but it represents a generally accepted simplification of the complex reality that farmers have to cope with (Brandes & Woermann 1982; Reisch & Zeddies 1992). This approach allows for simulation of the farmer's choice of production technologies, applying a linear programming model and evaluating the ecological effects at the field level. Thus, a clear view on the relation between economic and ecological objectives is developed. In this analysis, the farmland located within the study area is treated as a "model" farm, comprising the land resources of a number of individual farms. The other resources of the model farm are calculated as a weighted average of the individual farm resources, with a weighing factor proportional to their arable area within the study area.

Elements of the modelling system

The elements of the modelling approach are:

- model farms
- ecological objectives in the “Study Area 3”
- standard and adapted production technologies
- ecological evaluation of cropping technologies
- calculation of economic costs and benefits of the production technologies
- generation of the linear programming farm model and
- definition of scenarios dealing with uncertain technical coefficients, agricultural policy instruments and priorities with respect to conservation objectives.

First the study area is characterised, followed by a discussion on the construction of the various elements.

The “Study Area 3” and the model farms

The “Study Area 3”, one of three areas where farm activities were surveyed, is part of the biosphere reserve Schorfheide-Chorin. It consists of about 1800 ha arable land managed by five different farms. Only at this site, potentials and risks with respect to 14 ecological indicators were analysed in field experiments.

Characteristics of the research area

The soils have an average soil fertility index of about 40 (German ‘Reichsbodenschätzung’), corresponding to grain yields of about 5 t ha⁻¹ for the winter cereals. However, the area is very heterogeneous and comprises sandy hilltops close to clayey lower slopes, which often have ponds or kettle holes with a small belt of reed grasses. Average field size in the study area is about 30 ha. Study Area 3 is characterised by a very small area of grassland, which was not included in the model farms, lack of forest and almost no hedgerows.

Farms in “Study Area 3”

Agricultural land use is dominated by large arable farms. Five farms occupy almost the total research area of about 1800 ha (Tab. 5.4). Four of these farms own land outside the research area. Two farms produce a considerable quantity of milk and one operates a pork production unit. Together, the five farms employ 69 people and an area of about 5000 ha is cultivated. Average farm size is thus about 1000 ha, with a stock of 0.45 stock units⁸ per ha and an average labour availability of 1.36 persons per 100 ha.

⁸ One stock unit is defined as 1 milk cow or 0,33 adult swine, according to KTBL (1999).

Tab. 5.4 Average characteristics of the farms in “Study Area 3” compared to typical large scale farms in Brandenburg and the constructed model farms

	Average of large scale farms in Brandenburg ¹ (covering 60 % of agricultural area in Bb.)	Average of farms partly situated in “Study Area 3” ²	Constructed farm model ³
Agricultural area ha/farm	1,530	1,014	1,822
Farm workers/farm	29.9	13.8	27.0
Farm workers/100 ha	1.95	1.36	1.45
Stock units/100 ha	54.6	45.3	44.0

source: 1) MLUR (2000)

2) farm survey of the Schorfheide-project

3) calculated from the fraction arable land every farm holds in the “Study Area 3”

The regional farms

The present study aims at analysing the economic effects on farms of the realisation of environmental targets. Site assessment of the ecological sensitivity took place exclusively within the research area that covers sections of five different farms. As ecological assessments play a crucial role in this study, it was not considered pertinent to construct a regional farm model with all resources nor five separate farm models. Therefore, the present study simulated two regional farms for the same area. A regional farm typically includes all the resources of the farms within a region. This is a simple way to simulate farm activities for larger regions, but has the disadvantage that the regional farm will use resources more efficiently than several smaller real farms (Bos & Ven 1999). Each of the hypothetical regional farms covers the fields in the research area of the project, for which the environmental risks and potentials have been well described. In this way, an arable farm and a mixed farm, each comprising about 1800 ha arable land, without pasture, were created. The mixed farm, in addition, holds stable capacities for a dairy herd of 1200 head and for about 1000 pigs. These two types of farms are representative for much of the agricultural landscape in northern Brandenburg. Therefore, the consequences of targeting ecological objectives to farm economy apply to a much larger area than “Study Area 3”.

Ecological objectives

During the last 10 to 30 years the typical flora and fauna of arable fields in north-eastern Germany has decreased dramatically in extent and diversity, threatening the survival of many species. The analysis of the quality of arable fields as habitats on one hand and that of the requirements of typical species on the other (see Plachter & Korbun 2003) has led to the conclusion that integration of agricultural land use and nature conservation is only in some cases a promising concept for the realisation of conservation objectives. In Fuchs

and Saacke (2003) a number of conservation measures are recommended. However, most of these refer to the so-called ‘webbing’ and the diversity of cropping systems. Only some aim at prevention of adult and brood mortality through adaptation of agricultural operations, e.g. late mowing or reduction in chemical inputs.

Conservation objectives within the Schorfheide-project

Due to the project design, the ecological objectives taken into account in the model were selected mainly on the basis of data availability and not according to the hierarchical approach outlined by Plachter and Korbun (2003), which was developed later. Therefore, the following analyses only serve as an illustration of the methodology of scenario techniques and ecological evaluations. Although the selected indicators have not been derived from a coherent landscape vision, they represent important aspects of sustainability (see Meyer-Aurich 2001). Tab. 5.5 shows the indicators for the eight objectives that were modelled with the help of MODAM.

Tab. 5.5 Exemplary indicators of conservation quality targets for the biosphere reserve Schorfheide-Chorin

Indicator	Conservation quality target
Nitrogen leaching	Protection of groundwater from impacts of agricultural land use
Groundwater recharge	High groundwater recharge rates
Wind erosion	Protection of soil from wind erosion
Water erosion	Protection of soil from water erosion
Kettle holes	Protection of surface waters from immissions from agriculture
Oligotrophic biocoenosis	Development of oligotrophic biocoenosis
Partridge	Development of populations of partridge that can survive in the medium-term
Amphibian	Protection of amphibian populations, in particular red bellied toad
Crane	Protection and improvement of the habitat quality for cranes

Source: according to Heidt et al. (1997)

Modifying cropping practices to meet environmental quality requirements

To arrive at cropping technologies that comply with a set of goals, it is necessary to adapt existing crop production systems. Available approaches, as discussed by Werner and Zander (2002), comprise the following possible changes in cropping practices:

- change the overall crop production system;
- reduce the intensity of a certain cropping measure;
- shift the cropping measure to earlier or later dates;
- change the type of disturbing measures.

Further on, some of these possibilities are discussed in more detail.

5.3.2(2) Elements of the model

The model is organised as a hierarchical structure of different databases, including tables, queries, forms, reports and modules. A specialist in the relevant disciplinary field was responsible for development of each database. Intensive interdisciplinary co-operation and co-ordination was necessary to ensure functionality of the interfaces and match output derived from one database as input for the next.

Cropping technologies

Cropping technologies were specified with a view to two requirements: (i) they should be characterised by average long-term economic costs and benefits to allow for strategic planning, and (ii) they should be formulated in as much detail as possible, to allow for a variety of analyses of ecological effects. Since the definition of sustainability indicators for land use has not yet been completed, and the information requirements for evaluation of the cropping technologies with respect to those indicators have not been specified, cropping technologies were specified in as much detail as available. Extensive use was made of expert knowledge to generate a set of cropping activities, representing long-term averages that can be adapted to represent site-specific techniques with limited data requirements. The resulting set of standard site-specific cropping techniques allows evaluation of environmental goals. On the other hand, these definitions are not too detailed, so as to create difficulties in modelling applications for larger areas. On the basis of these standard cropping technologies it is possible to develop and evaluate prototypes of cropping techniques that have been adapted to permit more complete realisation of environmental goals.

For each individual operation in a cropping technology (Stomph et al. 1994), machinery input, required human labour, and material input and output flows were quantified for ten different crops for both conventional and organic farming systems. A range of cropping technologies was formulated based on the following definition criteria: type of preceding crop, use of relay crops, primary tillage practices, organic manure applied and straw yield (Zander et al. 1999). These cropping technologies distinguish between production system (integrated versus organic farming), soil cultivation (ploughing vs. minimum tillage), fertilisation (with/without organic manure), position in the rotation (post-cereal, post-legume, etc.) and use of straw and other crop by-products (retained in the field/removed). On the basis of these definition criteria, a large set of cropping technologies was generated (Tab. 5.6). The 'intensities' of operations (fertiliser dose, etc.) are oriented towards attaining the yield potential of each single field, given current technology. The yield potential is calculated on the basis of the soil fertility index, which is widely available in Germany (Roth 1995) and comprises four fertility classes for the study area. Fertilizer inputs were calculated on the basis of fertilizer uptake by the crops. Overall, these standard cropping technologies cover the majority of the agricultural options for each site.

When related to environmental goals, a subset can be selected, that realises a given level of goal attainment.

Tab. 5.6 Number of standardised cropping technologies of an integrated production system used to analyse the impact of agriculture on environmental goals

Crop	No.	Crop	No.
Field peas	3	Spring barley	11
Fodder beets	6	Spring wheat	2
Graine maize	2	Sunflower	2
Grasses, hay	1	Sugar beet	13
Lucerne, fresh fodder	1	Triticale	6
Lucerne, silage	3	White lupine, seed	1
Linseed	2	Winter barley	9
Malting barley	6	Winter rape	3
Oats	8	Winter rye	11
Potatoes	3	Winter wheat	10
Set-aside/rotating set-aside	5	Yellow lupine, seed	3
Silage maize	10		
Total	121		

Prototyping conservation-oriented cropping technologies

Cropping technologies are crucial determinants of the ecological effects and economic performance of agricultural land use. Therefore, accepting claims from the conservation perspective often implies significant changes in crop production systems. The following discussion on conservation-oriented cropping technologies (Zander et al., 1999b) is based on three domains of conservation objectives (i) erosion, (ii) field birds and (iii) amphibians. The technical coefficients of the generated cropping technologies (Tab. 5.7) are of very different quality. For soil conservation, considerable expert knowledge is available, while for protection of species and habitats, existing knowledge is (still) minimal. Therefore, these conservation-oriented cropping practices should be considered as prototypes that have to be verified in field trials.

Tab. 5.7 Number of adapted cropping technologies of an integrated production system used to analyse the impact of agriculture on environmental quality targets

	Protection from erosion (cash crops)	Protection of amphibians	Protection of field birds
No. of cropping technologies:	24	44	44

Soil protection against wind and water erosion

Cropping technologies, characterised by almost permanent soil cover, especially during the long winter fallow period, lead to a reduction in wind and water erosion. Practices with relay and cover crops have been widely applied already and estimates of yield effects can be based on extensive field studies.

Protection of field birds

The adaptations in cropping practices geared towards the protection of field birds are based on observations on partridges and corn buntings, suitable indicator species for the quality of arable field habitats for field birds. Low crop density in combination with abundance of various ground beetle species and seed-forming weeds positively contributes to the brood success of these species. Adaptations in crop cultivation are based on these aspects. Lower crop densities in cereals are easily attainable through an increased row distance and a reduction in sowing density. Insecticides are omitted. Associated yield reductions have been calculated and appropriate lower fertilisation doses taken into account.

Protection of amphibians

Arable land is not a habitat for amphibians. However, during their life cycle they migrate from brooding locations to winter habitats. If they traverse arable land during these migrations, they are seriously endangered by fieldwork. Protection of amphibians in arable fields is based on omission of potentially lethal operations during their migration periods from March until May and from August to September. The data have been based on one species: the red-bellied toad (*Bombina bombina*). For modelling purposes, as well as for the cropping technologies, the migration period was assumed to take place during fixed periods of the year (1 March until 20 May and 20 August until 20 September). In practice, more flexible methods have to be developed to take the annual variation in migration pattern into account and to avoid concomitance of migration and potentially lethal cropping operations. The main changes in the cropping technologies are (i) early nitrogen fertilisation in combination with denitrification inhibitors and (ii) substitution of chemical weed control by mechanical, which is less disturbing for amphibians.

The standard and conservation-oriented cropping practices were both evaluated on the basis of the economic (Kächele 1999) and the ecological module (Meyer-Aurich 2001). These data provide the basis for generating the farm linear programming model matrix.

Animal husbandry practices

Animal husbandry practices were formulated on the basis of standard data tables (KTBL 1997). They include production of milk, pork, chicken/eggs, horses and sheep at different levels of performance, i.e. milk can be produced at annual levels from 5000 up to 10000 l/cow. To facilitate adaptation of farm models, various farm modules were defined that

may be combined with any farm model. Each of the defined livestock modules covers the production or purchase of progeny and requires satisfaction of the feed requirements through production or purchase of fodder.

Economic evaluation of production technologies

The crop, forage and animal production practices are economically evaluated in a separate database. Costs are calculated with respect to farm machinery, taking into account distances between the farm and the specific field, interest rates and price levels, as defined for the specific scenario. Proceeds from all sold outputs are based on the scenario-specific prices. Energy consumption and required labour per management operation have been derived from standard data tables (KTBL 1997). The results are summarised in detailed tables, characterising each production technology.

Ecological evaluation of cropping technologies

The ecological evaluation of cropping technologies according to Meyer-Aurich (2001) covers eight ecological indicators. The procedure for assessment of the impact of cropping technologies on the indicators has been incorporated in the model, using fuzzy rules on the parameters (Tab. 5.8). The rules have been derived from expert knowledge and literature (see Meyer-Aurich 2001). In consultation with specialists for each ecological target, a set of evaluation criteria was defined. These criteria were weighted in proportion to their contribution to the specific ecological target. The fuzzy tool classifies the cropping systems according to the degree of goal achievement for each environmental target.

Tab. 5.8 Assessments for the exemplary indicators of conservation quality targets

Indicator	Average level of goal attainment		Assessment parameters of cropping technologies
	Fields ¹⁾	Practices ²⁾	
Nitrogen leaching	0.46	0.69	N surplus, N-fertilisation
Groundwater recharge	0.29	0.89	Soil cover in winter, water requirement
Wind erosion	0.60	0.69	Soil surface cover, cultivation operations
Water erosion	0.65	0.72	Soil cover, sowing date, no. of run overs
Kettle hole	0.37	0.75	Index water erosion, fertilisation, herbicides
Oligotrophic biocoenosis	0.57	0.69	N-fertilisation, insecticides
Partridge	0.69	0.60	Crop density, disturbances during breeding
Amphibians	0.65	0.73	Tillage, fertilisation, herbicides during migration

complete goal attainment = 1.00

source: 1) according to Heidt et al. (1997)

2) according to Meyer-Aurich (2001)

Index of goal achievement

To assess the degree of realisation of an environmental target, ecological assessments of the sites were combined with specific cropping technologies assessments and implemented by multiplication of the two values (Tab. 5.9). The scale of both indices was set in such a way that "1" represents the maximum risk and "0" low or no risk for a strongly negative impact on the respective target of environmental quality. This has the advantage that a "no risk" assessment of one of the indices always results in a "no risk" evaluation in the combined assessment. On the other hand, a high risk according to one of the criteria/indices is always modified by the value of the other index. For example, a high-risk value for soil erosion of a certain field only results in actual erosion, if risky cropping technologies are practised. On the other hand, if the field is flat, no water erosion is expected, regardless of the cropping technique.

The goal achievement index can be used as a restriction in the farm model to indicate the effects of more complete realisation of one goal on the degree to which other goals are realised.

Tab. 5.9 Combination of the evaluation indices of fields and production technologies with respect to conservation quality targets

Site evaluation		High risk	Medium risk	Low risk	Missing
Practice evaluation		1	0.5	0	9
No risk	0	0	0	0	9
Medium risk	0.5	0.5	0.25	0	9
High risk	1	1	0.5	0	9

Evaluation of site-specific risks and potentials

Estimates of site-specific risks and potentials in the study area are based on the work of several soil scientists and biologists. Their work was summarised and normalised by the project co-ordination group. For the study area, the environmental quality goals were defined specifically for each single field. The results are delineations of distinct areas (drawn in maps) of important abiotic or biotic potentials, as well as important ecological susceptibilities (Heidt et al. 1997; Plachter & Werner 1998). To start implementation of ecological objectives into practical farming, distinct environmental quality goals, as well as relative priorities between these goals were derived for each field. These sets of field-specific goals are the basis for ecological restrictions within the optimisation procedures of the farm linear programming module of MODAM.

Critical assessment of the ecological evaluation tool

A shortcoming of the methodology in the evaluation modules of Meyer-Aurich's (2001) evaluation procedures is that the assessment of indicator realisation and the evaluation of

indicator level is done in one step and not, as recently suggested by Plachter and Korbun (2003), in two separate steps. First, the state of the indicator should be assessed, followed by its relation to a conservation value. The main disadvantage of the one-step approach is that the degree of goal achievement cannot be related to existing standards or tolerance limits with respect to the value of the indicators, for example a nitrate concentration of 50 mg per liter in the drainage water. The degree of goal achievement thus only allows formulation of positive/negative statements on an ordinal scale, indicating whether a cropping practice performs better or worse than other cropping practices.

Generation of farm linear programming models

The farm model simulates significant relationships among different production units of the farm and its resources. The matrix is generated in such a way that several farms can be optimised simultaneously. Therefore, different types of regional multiple farm models can easily be formulated, by introducing additional restrictions that link the farms to each other. For more detailed information on matrix structures and matrix generation see Kächele (1999) and Zander et al. (1999).

The farmer usually takes the decision about which production technology is applied on a certain field according to economic criteria. Hence, a farmer - given his restrictions of limited resources and a certain farm organisation - aims at the best combination of production technologies, that results in maximum economic return of the farm. Additionally in this approach, ecological restrictions were introduced. Based on the ecological evaluation values by Meyer-Aurich (2001), the total sum of area-weighted index values can be used to set different ecological levels for the farm. This approach is preferable to one combined goal function comprising weighted economic and ecological goal values. The explorations on the basis of different conservation levels of the farm activities, based on the ecological restrictions, allow for more transparency and do not hide priorities in the goal function, while the analysis of policy instruments has to be based on an economic goal function.

5.3.3 Results of the modelling approach

Three types of model results will be presented, while the relations between economic and conservation objectives and policy instruments will be evaluated as an example. First, cropping practices adapted to conservation objectives are analysed and compared to current standard cropping technologies in the study area. Secondly, trade-offs between ecological and economic objectives are analysed and thirdly, the results of a range of scenario analyses, dealing with policy instruments show the suitability of certain instruments for achieving conservation objectives.

5.3.3(1) Standard and conservation-oriented cropping technologies

The technical coefficients of standard cropping technologies are based on expert knowledge, derived from on-farm experimentation and farm interviews in the study area (see also Kachel 1999). Yields were estimated in dependence of soil fertility index and climate region, adapted from Roth (Roth 1995). It is beyond the scope of this paper, to describe these estimation routines in detail. However, their characteristics will be used as a reference to evaluate conservation-oriented technologies.

Conservation-oriented cropping technologies

The conservation-oriented changes in the cultivation of arable crops are still in the blueprint phase. In part, testing already has started and some results of on-farm experiments resulted in Implementation projects (Herrmann 2003). The designed cropping technologies can be divided into three groups with respect to their conservation orientation: (i) minimisation of erosion rates, (ii) protection of field birds and (iii) protection of amphibians.

Erosion

To minimise erosion, measures to provide soil cover during autumn and winter were introduced, by cultivation of cover crops preceding all summer crops. These cover crops can be established through stubble seeding or as an undersown crop for all winter cereals (Tab. 5.10). Undersown crops were assumed to affect the yield of the accompanying crop, mainly due to competition for water (Roth 1998). The calculated gross margin losses therefore include the costs for the establishment of the undersown crop and the yield losses of the accompanying crop. The costs associated with mulching or harvesting were included in the follow up culture, as in our definition, a cropping system ends with harvest of the main crop. Stubble seeding only affects the gross margin of the main crops through the costs associated with their sowing and harvesting or mulching.

Tab. 5.10 Conservation-oriented cropping technologies with intermediate crops

Crop	Yield effect	Changes compared to standard cropping technologies
Sugar beet	0 %	cultivation of non frost resistant stubble crops
Silage maize, sunflower, linseed, lupine, potatoes	0 %	cultivation of stubble crops (phacelia, turnip)
Winter rye, winter wheat	-20 to -7 %	undersown cooksfoot (6 kg ha ⁻¹)
Summer cereal	-15 to -5 %	
Set-aside	-	undersown cooksfoot (6 kg ha ⁻¹)
Other crops	-	no conservation-oriented technologies implemented

Field birds

Protection of field birds could only be realised for cereals and linseed by management practices that reduced crop densities and intensities, e.g. wider row distances, abandonment of insecticide use and lower fertiliser levels. The resulting yield reductions (Tab. 5.11) were estimated by Roth (see Meyer-Aurich 2001). To realise a better quality of winter habitats, ploughing was delayed as long as possible, from autumn or winter to the following spring. Strip-wise sowing of grass-legume mixtures on set-aside farmland was introduced to improve the habitat quality of field birds.

Tab. 5.11 Conservation-oriented cropping technologies for field birds

Crop	Yield effect	Changes compared to standard cropping technologies
Winter barley, triticale	- 10 %	row distances from 10 to 20 cm, lower seed rate
Winter rye	- 5 %	(-20 %), abundance of insecticides, reduction of fertilisers, spring ploughing, if possible before the
Summer cereals	-15 %	summer crops
Linseed	- 15 %	reduction in fertiliser use
Set-aside	-	strip-wise sowing of grass-legume mixtures (mixture of different grasses, clover and mustard) in autumn (50 % of the area); mowing not before the end of August
Other crops	-	no conservation-oriented technologies implemented

Amphibians

A third group of cropping technologies was designed aiming at minimising operations during the migratory periods that negatively might affect amphibians. The largest yield reductions are expected from these measures, as the necessary changes affect fertiliser doses, crop protection measures and tillage operations (Tab. 5.12). Nitrogen fertilisation was completely shifted to an early date in February. The N-fertiliser was combined with denitrification inhibitors to reduce losses and to guarantee that sufficient nitrogen for crop growth is available in the soil. Insecticides were in part abandoned and chemical weed control replaced by mechanical weed control.

Tab. 5.12 Conservation-oriented cropping technologies for amphibians

Crop	Yield effect	Changes compared to standard cropping technologies
Winter wheat	-25 %	Early basic N dressing with denitrification inhibitor, no N topdressing, replacement of chemical by mechanical weed control
Winter rye	-15 %	
Triticale	-20 %	
Winter barley	-20 %	Early basic N dressing with denitrification inhibitor, no N topdressing, herbicides applied after main migration period, abandonment of insecticides
Summer barley, oats	-25 %	Ploughing after 20. Sept., early basic N dressing with denitrification inhibitor, no N topdressing-fertilisation, no insecticides, replacement of chemical by mechanical weed control
Winter rape	-10 %	Early basic N dressing with denitrification inhibitors, no N topdressing, herbicides applied after main migration period, abandonment of insecticides
Linseed	-20 %	Early basic N dressing with denitrification inhibitor, replacement of chemical by mechanical weed control
Silage maize	0 %	With relay crop, organic fertilisation (20 m ³ liquid manure) on relay crop (until 15 August), mineral fertilisers after 15 May, replacement of chemical by mechanical weed control
Other crops	-	No conservation-oriented technologies implemented

Profitability of conservation-oriented cropping technologies

The adapted, as well as the standard cropping systems have been evaluated with the same data base system (MODAM). Gross margins were calculated (Tab. 5.13) on the basis of typical north-eastern Germany technologies for fields larger than 20 ha. Investments in machinery were assumed to be variable costs – considering the large scale of the modelled farms.

Tab. 5.13 Gross margins* per ha, based on typical north-east German large scale technologies for selected standard and conservation-oriented cropping technologies

<i>Crop</i>	<i>Soil quality class</i>	<i>Amphibian</i> (DM)	<i>Integrated</i> (DM)	<i>Field Birds</i> (DM)	<i>Undersown crop</i> (DM)	<i>Catch Crop</i> (DM)
Peas	25		157		-10	
	50		511		344	
Forage grass fresh fodder	25		-1,312			
	50		-1,971			
Forage grass silage	25		-1,116			
	50		-1,503			
Yellow lupine	25		-812		-978	
	50		-908		-1,075	
Oats	25	127	140	141	-14	60
	50	355	474	424	322	387
Lucerne grass	25		-805			
	50		-1,132			
Linseed	25	769	718	660	554	
	50	994	1,027	923	863	
Silage maize	25		-988		-1,027	
	50		-1,149		-1,167	
Spring barley	25	103	135	128	-2	47
	50	357	530	447	396	433
Spring wheat	25		91			
	50		494			
Sunflower	25		466		338	
	50		802		666	
Ware potatoes	25		-1,473		-1,634	
	50		195		34	
Set-aside	25		521	455		
	50		521	455		
Triticale	25	265	279	264		
	50	582	739	672		
Winter barley	25	-11	62	60		-31
	50	369	560	502		456
Winter rape	25	795	790			
	50	1,208	1,268			
Winter rye	25	296	297	293		194
	50	579	677	651		574
Winter wheat	25	124	192	200		
	50	451	701	644		
Sugar beet	25		20		-144	
	50		1,245		1,081	

* The gross margin includes premiums of the EU as pay-off in 1997 and all variable costs of machinery – this includes also depreciation of acquisition cost and interest costs. Not included are costs of labour, tenancy and other costs of land use

The introduction of undersown crops results in gross margin losses (additional costs + yield losses) of about 160 DM ha⁻¹. Stubble seeding results in additional costs of 80 to 100 DM ha⁻¹, without any yield effects. Nevertheless, experts expect at least small positive effects on the long-term average yield of summer cereals after winter cereals, if a cover crop were introduced (Roth 1998). However, the possible use of the cover crops for animal fodder was not considered. Adapted technologies for the protection of field birds could only be introduced as prototypes for the cereals and linseed. Gross margin losses of 1 to 100 DM ha⁻¹ were calculated. On sites with low soil fertility, losses were low due to generally low levels of pesticide and fertiliser application. The adaptations of cropping technologies for the protection of amphibians resulted in the highest gross margin losses of 1 to 200 DM ha⁻¹, as a result of the large yield reductions of up to 30 %.

In each situation, the costs of introducing these production technologies should be compared with other possibilities for achieving the objectives aimed at. In a few cases, the adapted cropping technologies lead to higher gross margins than the standard cropping practices. In these instances, the prototypes of both the standard and the adapted cropping technologies require further research and additional on-farm experimentation to generate more information on their technical coefficients.

Attainment of conservation objectives through adapted cropping technologies

Both, the standard cropping practices and the conservation-oriented cropping practices are evaluated by the modules of Meyer-Aurich (2001) incorporated in MODAM. The module yields cardinal values between 0 and 1, with 0 as the lowest and 1 as the highest possible goal attainment⁹. Fig. 5.10 and Fig. 5.11 show results of the module for different crops and environmental quality targets. In addition to high levels of goal attainment for field birds, the field bird protection practices show high levels of goal attainment for the prevention of nitrogen leaching into the groundwater, and in most cases, also for the protection of amphibians. For erosion they yield the same values as the standard cropping practices. The erosion-minimising practices show a higher level of goal attainment for erosion than the standard cropping practices. In addition, amphibians would benefit from these practices, while goal attainment for protection of field birds and groundwater recharge would not change significantly. The practices that are favourable for amphibians, also contribute to the goal of protection of field birds. With respect to all other objectives, they have a more or less neutral impact.

⁹ In the following, this form of presentation has been changed in order to allow a combined assessment of crop and site. The index values “i” of Meyer-Aurich were transformed into “(1-i)”, to attain the desired effects in the combination with index values from site evaluation (for further explanation see page 138 and Tab. 5.9). Therefore, in Tab. 5.15 and for all calculations of total goal attainment, an index value of 1 represents the lowest and 0 the highest possible goal attainment.

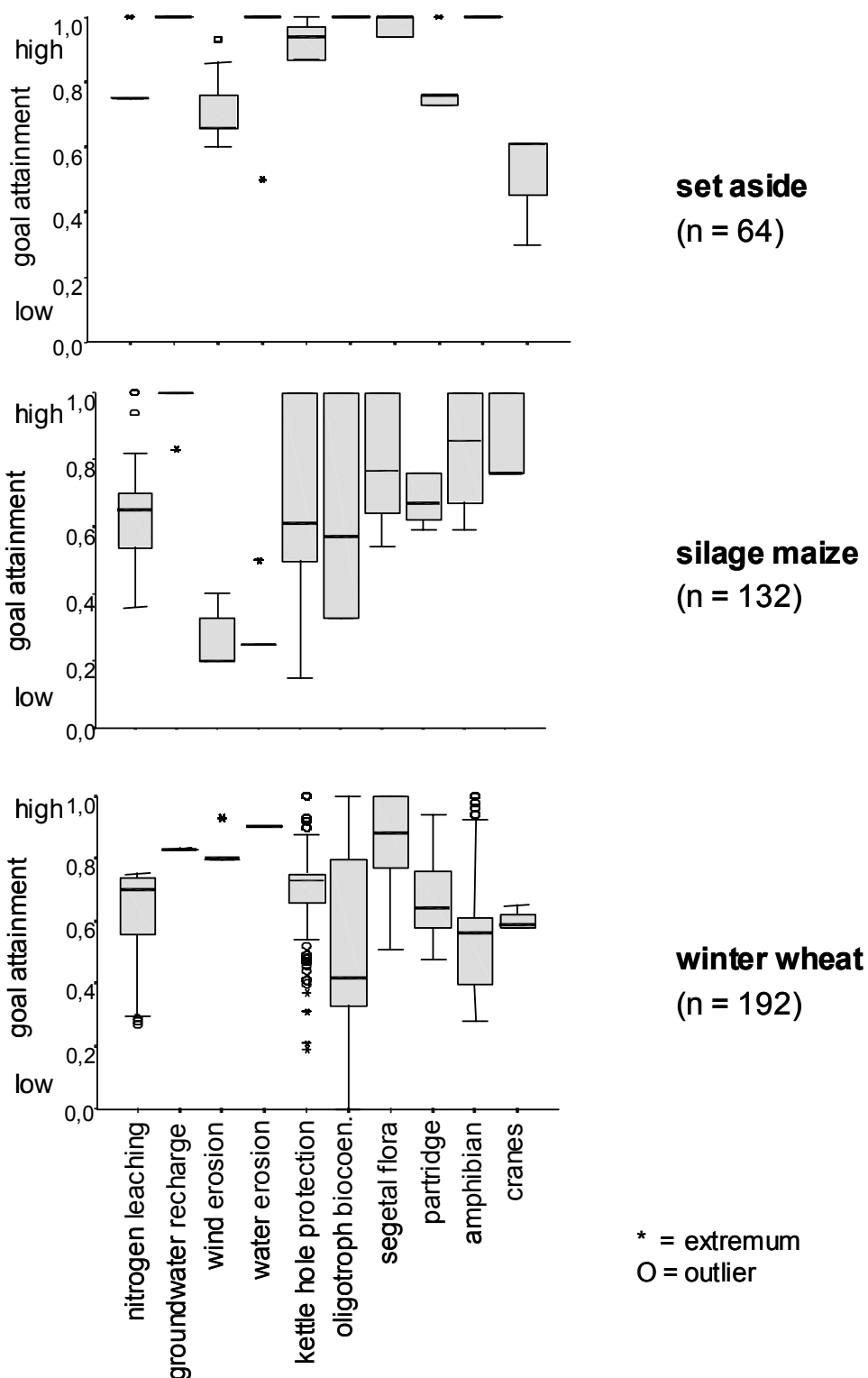


Fig. 5.10 Spread in level of goal attainment values of different crops. The spread is the result of the ecological evaluation of n cropping practices (including 4 soil fertility classes)

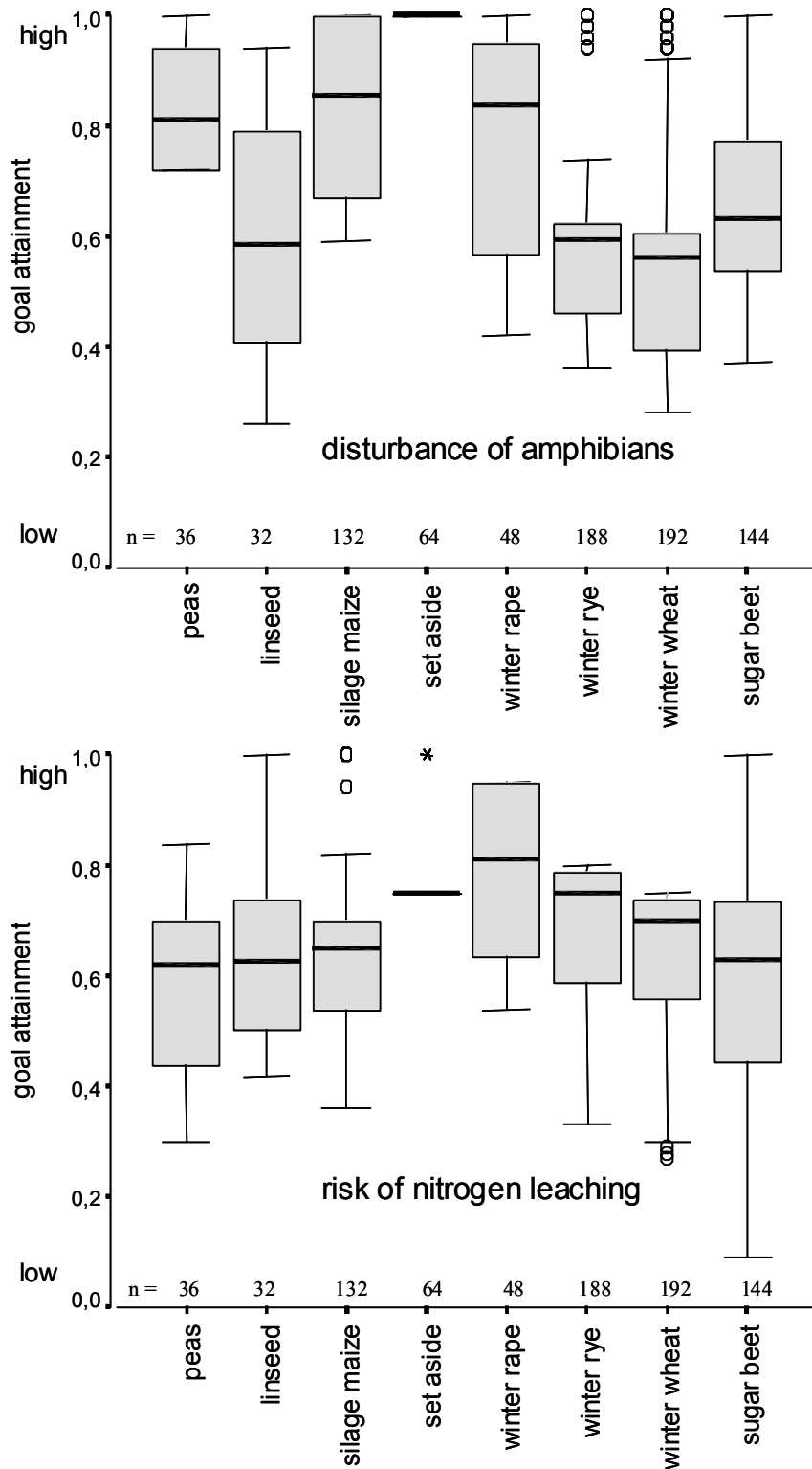


Fig. 5.11 Spread in goal attainment for nitrogen leaching and amphibian protection for 8 different crops. The spread is the result of the ecological evaluation of n cropping practices (including 4 soil fertility classes). High goal attainment means a small number of disturbances during migration of amphibians and low risk of nitrogen leaching

Realisation of one objective through introduction of adapted production practices often results in more complete or unchanged attainments for other objectives. With the exception of groundwater recharge, lower goal achievements for other objectives are rare. The reason is that most objectives react positively to lower fertiliser and pesticide application intensities and to reduced soil tillage in winter. In contrast, bare soil during winter has a positive effect on the quantity of ground water recharge.

Goal achievement values

Due to the differences in the operations, the set of cropping technologies produces a wide range of effects on the predefined environmental quality goals. The examples shown include cropping technologies that are rather successful in realising the environmental quality goals, while others have a less positive impact on the environment (but most likely higher economic values).

Discussion

The additional costs associated with the conservation-oriented cropping technologies may reach values as high as 200 /ha. However, this is relatively low when compared to Agenda 2000 in which payments exceeding 600 /ha are included for limited environmental restrictions. Nevertheless, all possibilities to attain conservation objectives should be compared and the most cost-effective option selected. In many cases it is efficient to adapt the field geometry, by dividing fields into smaller more homogenous parts. Thus, conservation-oriented practices will only be applied to field sections seriously impacted by a certain objective.

Prototyping of cropping practices with the help of the modelling system MODAM allows screening of promising techniques before starting time-consuming and costly field experiments. The ecological evaluation may be a methodological starting point for an environmental impact assessment of farm enterprises. Often, the adapted technologies for one crop are outperformed by standard technologies for another. Thus, an increase in goal attainment on a certain field could also be achieved by just changing the crop. Economic effects of such measures can only be estimated at farm level.

5.3.3(2) Analysis of possible goal attainment, trade-offs and priorities

A well-established method to provide adequate information for multiple objective problems is the multiple goal linear programming analysis (van Keulen & Veeneklaas 1992). Based on the static farm model, the trade-off between two conflicting goals shows how much of one objective has to be sacrificed to more fully realise the other objective. Modifications in technical coefficients as a result of research findings, or in economic coefficients due to changes in markets, etc., can be taken into account by recalculating the trade-offs among objectives (Bishop 1978). The MODAM farm module also allows calculation of different priority sets by realising a number of objectives at the same time.

As a certain number of simulation runs is necessary to determine a trade-off function, the computer time needed to perform the model runs is an important factor for the choice of a model structure. Both, a static and a dynamic-recursive version of the model were formulated. The latter has the advantage of selecting one crop per year for a number of successive years, thus simulating crop rotations for every field, while the annual restrictions are taken into account. The disadvantage is that it may take several hours or even days before the solution is found for one year. Therefore, the determination of trade-offs is based on a static model, which is sufficiently accurate, and at the same time, fast enough to allow calculation of a number of points on the trade-off curve within a reasonable time span.

Trade-off functions

Trade-off functions express how much of one objective has to be sacrificed to increase the value of another objective by one unit. Characterisation of the fields and evaluation of the cropping technologies resulted in an index of goal attainment for each combination of site, cropping technology, and environmental target. These index values were used as restrictions in the farm linear programming model. Total goal achievement for the farm area is calculated by summing the products of the goal achievement index and the area of each field. A series of consecutive runs was executed with, in each run, a 10 % increase in the minimum value for a specific environmental goal, starting from the reference situation up to 100 % goal attainment. The results can be presented in pair-wise trade-off functions. The calculated losses in total gross margin represent the private farm enterprise costs for changes in i) the specific intensity of production, ii) the combination of production factors, and iii) the organisation of the farm. Additional costs for the private and the public sector associated with the transfer of information or the development and implementation of regulations are not included here (Thompson 1998).

Trade-off between nitrogen leaching and total gross margin

Fig. 5.12 shows the trade-off between two objectives as an example: the environmental objective to minimise the risk of nitrogen leaching and the economic objective to maximise total gross margin for the arable farm, "study area 3". This example illustrates the

losses in total gross margin if one conservation objective is subsequently maximised. In addition, the associated goal attainment for the risk of amphibian disturbance is shown. Without appreciable losses in gross margin or negative effects on attainment of other environmental targets, a 20 % increase in goal attainment, i.e. a reduction in potential nitrogen leaching from agricultural land use, is attainable. Further reductions in potential nitrogen losses lead to significant losses in total gross margin. The limited losses in gross margins at the beginning of the trade-off curve can be explained by the fact that the farm cropping plan hardly changes, only the allocation of the different crops over the 60 fields is altered. This allows the model farm to profit from the comparative advantages of different fields.

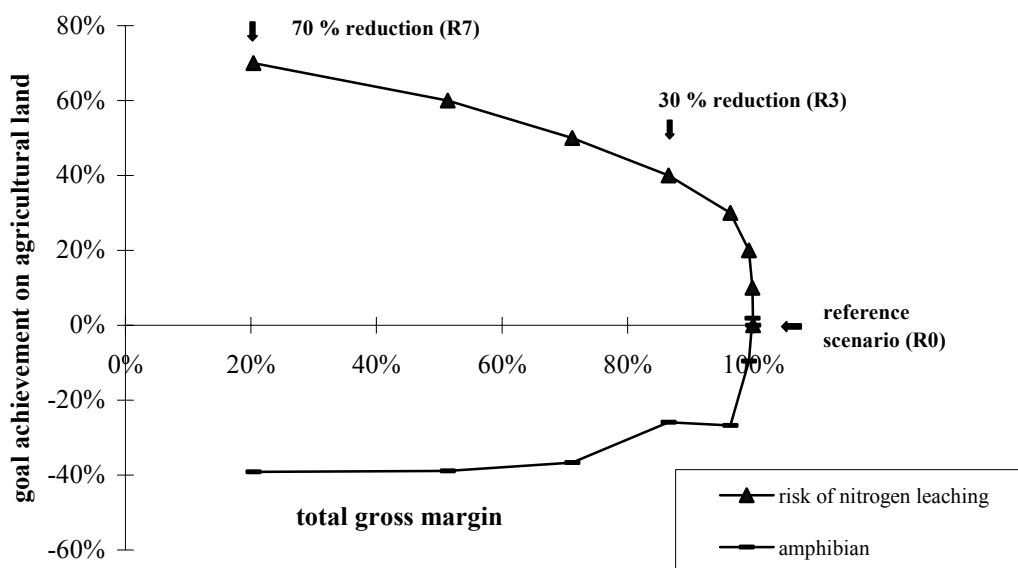


Fig. 5.12 Trade-off between the risk of nitrogen leaching and total gross margin of the arable farm “Study Area 3”. In addition, goal attainment for risk of disturbance of amphibians is shown

With increasing goal attainment for nitrogen leaching, alternative crops become part of the solution (Tab. 5.14). First, the area of wheat and peas decreases in favour of rye, barley, and triticale, which are less susceptible to nitrogen leaching than wheat. The area of peas is reduced because of their susceptibility to nitrogen leaching, mainly the result of the long winter fallow period. With increasing restrictions on nitrogen leaching, winter rape is replaced by sunflower and linseed, while production of rye and triticale is replaced by summer barley, combined with intercrops. Hence, crops with a lower risk of nitrogen leaching gain increasing importance. Concurrently, the degree, to which the goal for the amphibians can be realised, decreases. This is mainly due to the spatial redistribution of cropping technologies optimised for nitrogen.

Tab. 5.14 Composition of farm cropping plan (%) for selected points of the trade-off curve indicated by the average percentage of reduction in potential nitrogen leaching (run 0 % - run 70 %)

Crop	Run	reduction in nitrogen leaching							
		0 %	10 %	20 %	30 %	40 %	50 %	60 %	70 %
Peas		15	14	12	11	10	8	7	3
Linseed		0	0	0	0		2	2	5
Sunflower		0	0	0	0	1	2	2	2
Summer barley		0	0	0	0	3	9	14	23
Potatoes		0	0	0	0	2	4	9	16
Set-aside		24	24	24	24	23	23	22	20
Triticale		32	32	32	33	32	27	20	12
Winter barley		4	4	3	7	7	8	11	10
Winter rape seed		8	8	8	8	7	3	3	
Winter rye		9	9	13	11	10	9	5	6
Winter wheat		6	5	4	2	2	1	2	1
Sugar beet		4	4	4	4	4	4	4	4

For each field, the static linear programming model generated a number of production techniques applied on different proportions of the total field area. Fig. 5.13 shows the weighted average goal attainment for each field and for different points on the trade-off curve. With respect to nitrogen leaching in the simulated reference situation, a few fields show a high risk, 50 % of the fields are at medium risk and the remainder at low risk. The risk of amphibian disturbance is moderate on potential amphibian habitats. If, starting from the reference situation, the upper limit of nitrogen leaching is reduced by 30 % and then by 70 %, the nitrogen leaching risk decreases for all fields, but simultaneously the risk of disturbance of amphibians increases.

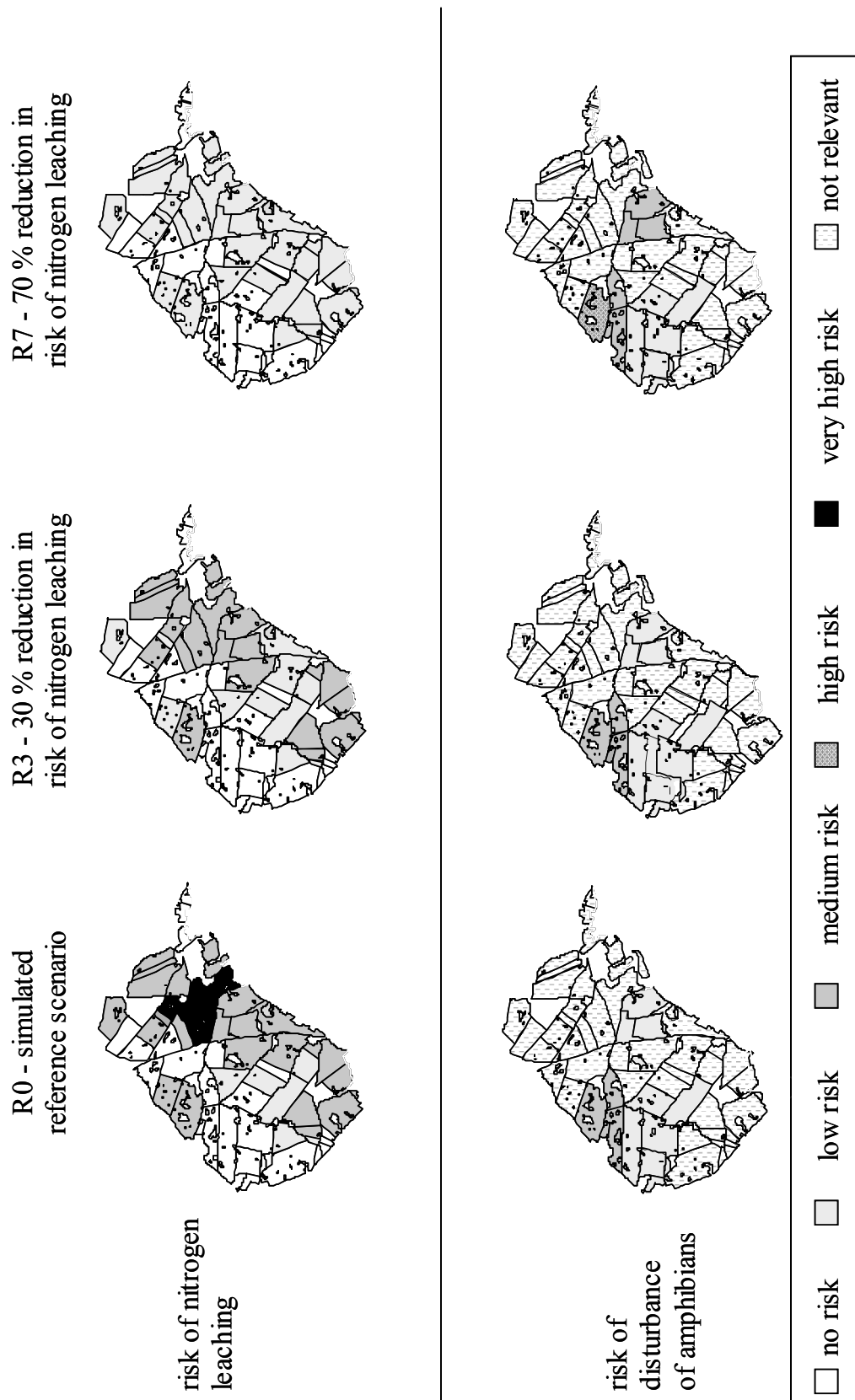


Fig. 5.13 Site-specific level of goal attainment of nitrogen leaching risk and amphibian disturbance risk on the fields of the arable farm „Study Area 3“. 'Dark' fields represent areas with a high field susceptibility combined with high-risk production technologies for the goal under consideration. Fields with no relevance for the corresponding goal

Tab. 5.15 shows the cropping practices for one single field for the three simulation runs illustrated in Fig. 5.13. From the reference situation to the run with 30 % lower leaching risks, winter rye is replaced by winter barley, having a more favourable index value for both nitrogen leaching and amphibian disturbance. In the run with -70 %, mostly summer crops are cultivated, in combination with intercrops, resulting in slightly better goal attainment for nitrogen leaching. The model thus first changes the allocation of cropping practices; with increasing goal restrictions, crop selection changes, and finally, more conservation-oriented technologies are included.

Tab. 5.15 Cropping technologies as allocated to one field (no. 32 – the field with the highest risk for amphibian disturbance in run “70 %”) in the reference situation and at 30 % respectively 70 % reduction in nitrogen leaching

Land Use	Crop rotation	Inter-crop	Cash crop	Tillage	Org. manure	Straw yield	Area	Goal attainment*	
								N-leaching	Amphibians
Run 0 %									
Fallow	cereals, etc.	no	no	plough	no	no	29.00	0.25	0.00
Triticale	fodder or fallow	no	no	plough	no	no	19.14	0.19	0.56
Winter rye	fodder or fallow	no	no	plough	no	no	9.86	0.23	0.44
<i>sum / average:</i>							<i>58.00</i>	<i>0.23</i>	<i>0.26</i>
Run 30 %									
Fallow	cereals, etc.	no	no	plough	no	no	29.00	0.25	0.00
Triticale	fodder or fallow	no	no	plough	no	no	19.14	0.19	0.56
Winter barley	fodder or fallow	no	no	plough	no	no	9.86	0.18	0.10
<i>sum / average:</i>							<i>58.00</i>	<i>0.22</i>	<i>0.20</i>
Run 70 %									
Linseed	cereals, etc.	yes	no	plough	no	no	11.60	0.25	0.74
Summer barley	root/row	yes	no	plough	no	yes	26.10	0.03	0.39
Potatoes	cereals, etc.	yes	no	plough	no	no	14.50	0.05	0.50
Fallow	cereals, etc.	no	no	plough	no	no	2.90	0.25	0.00
Winter barley	fodder or fallow	no	no	plough	no	no	2.90	0.18	0.10
<i>sum / average:</i>							<i>58.00</i>	<i>0.10</i>	<i>0.45</i>

* 0 = best goal attainment; 1 = most unfavourable goal attainment

Changes of other indicators of conservation objectives

Adaptations to cropping patterns to reduce nitrogen leaching, simultaneously affect other objectives. Some environmental goals are congruent to the reduction in nitrogen leaching. Their goal achievement moves in the same direction, when cropping practices are changed. As can be seen in Fig. 5.14, when adapting cropping technologies leads to reduced risks for nitrate leaching, a substantial reduction in the impact on oligotrophic biocoenosis and the weed flora will occur. However, the improvement in level of achievement is less than that in nitrate leaching. In contrast, some goals can be divergent in their reaction to changing cropping technologies. While it is possible to realise a reduction in nitrate leaching in the mixed farm through adapted cropping technologies, at the same time, e.g. the situation for amphibians becomes less favourable (Fig. 5.15). The

reason is not that amphibian protection and avoidance of nitrogen leaching are negatively correlated, rather that they are positively correlated. The fields near amphibian habitats are often less sensitive to nitrogen leaching, because of colluvial soils at the bottom of the slope. Therefore, due to the restriction on nitrogen leaching, cropping activities on sandy soils are transferred to other locations less susceptible to leaching, hence the fields near amphibian habitats. Thus, a reduction in nitrogen leaching can result in an increase in amphibian disturbances.

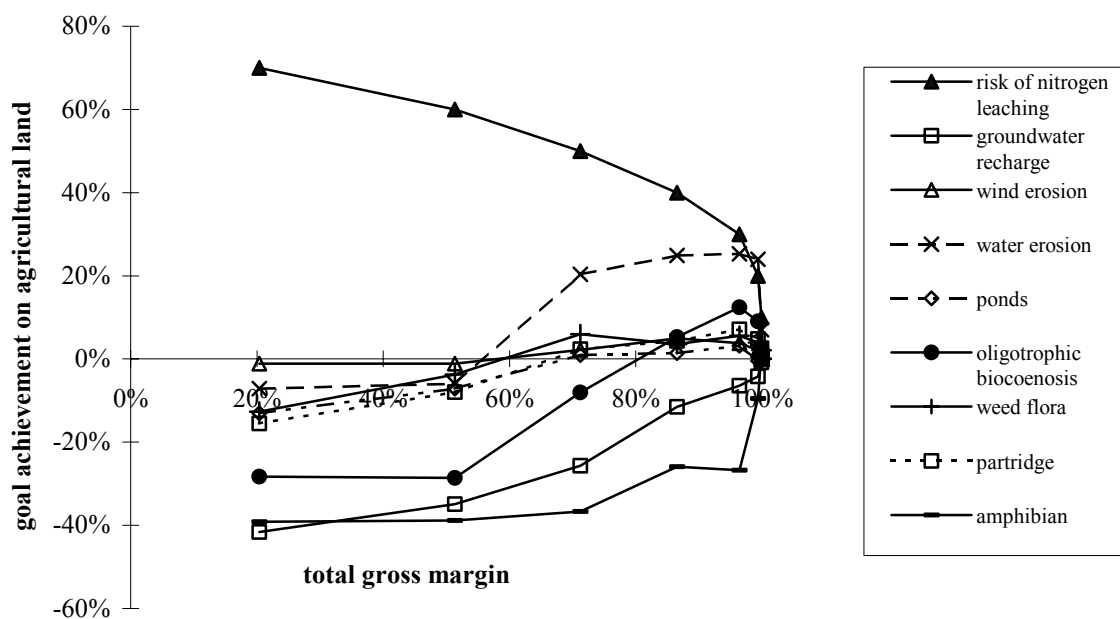


Fig. 5.14 Trade-off between nitrogen leaching risk and total gross margin in the arable farm “Study Area 3”. In addition, level of goal attainment for eight other targets of environmental quality is shown

Attainment of indicators in the mixed and the arable farm

The possibilities to realise environmental quality goals are to some extent greater in the mixed farm than in the arable farm (Fig. 5.14 and Fig. 5.15). The degree of achievement for most goals is higher at a given loss of gross margin than for the arable farm. One reason is the already relatively ‘good’ environmental situation of the arable farming system in the reference situation (integrated farming). Another reason is the greater opportunity in a mixed farm to introduce ley-crops or other crops that cover the soil surface year-round and provide soil protection, in addition to food and shelter for some species (cattle production needs fodder, e.g. from ley-crops).

In the runs with higher levels of goal attainment for nitrogen, silage corn is increasingly replaced by lucerne (alfalfa) grass mixtures, having slightly higher production costs, but

also more favourable nitrogen index values. Thus the mixed farm, which has about 25 % fodder crop coverage, can more easily meet the conservation requirements.

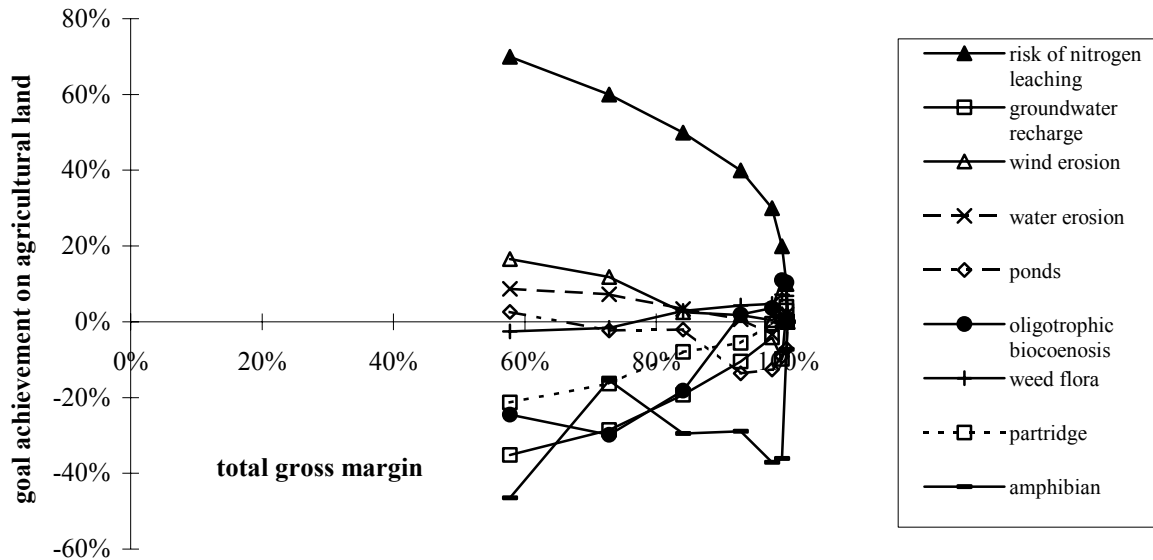


Fig. 5.15 Trade-off between nitrogen leaching risk and total gross margin in the mixed farm “Study Area 3”. In addition, level of goal attainment for eight other targets of environmental quality is shown

Trade-off between protection of amphibians and total gross margin

The trade-off function between goal attainments for amphibian protection and total gross margin of the arable farm ‘Study Area 3’ (Fig. 5.16), shows a less typical form. This function reaches its maximum at a total goal attainment of 60 %. In other words, within the given context, no perfect protection of amphibians is possible. This reflects the evaluation results of the cropping technologies that do not provide - even for the amphibian-oriented cropping technologies - full goal attainment. The definition of the conservation objective ‘protection of amphibians’ implies that maximum goal attainment (index = 1) is only realised when *no* work is carried out in the fields during the migration period. Under the standard production technologies an average conservation value of 0.45 was attained and under the amphibians-orientated cropping technologies, a value of 0.6 (Meyer-Aurich et al. 1998). Hence, not all amphibian-disturbing operations can be avoided. Only set-aside areas attained conservation values of “1”. Exceptions are set-asides of several years that are less favourable, because after some time – depending on soil fertility – the vegetation cover becomes too dense to allow amphibian passage.

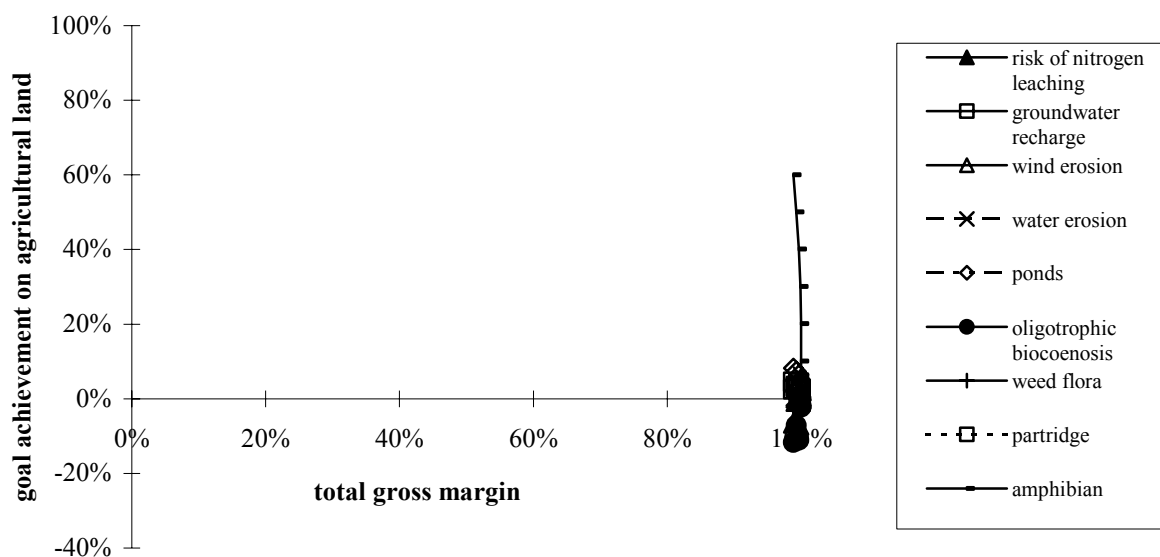


Fig. 5.16 Trade-off between risk of disturbance of amphibians and total gross margin of the arable farm “Study Area 3”. In addition, level of goal attainment for eight other targets of environmental quality is shown

Priority sets

The examined trade-offs are only illustrations of the capabilities of the modelling system in the analyses of the relation between different objectives. Finally, combinations of the levels of the various objectives have to be found that represent a consensus of the relevant societal groups (‘compromise solution’). Step-by-step, priorities can be changed to converge to this consensus solution. In the following model runs, such combinations of priorities will be analysed. The levels of the conservation restrictions represent the priorities. Two possible priority sets, (i) abiotic and (ii) biotic are given and analysed by MODAM. In both cases, a basic increase in level of achievement of all goals of 5 % from the reference situation was set. This is also the maximum level that can be achieved concurrently for all objectives.

The abiotic set of goals comprises nitrogen leaching and wind and water erosion. Groundwater recharge was not included, because no higher level of goal attainment could be achieved. By increasing the restrictions on the three remaining abiotic objectives, an increase in level of goal achievement of up to 20 percent for the abiotic goals can be realised. However, the loss in gross margin will increase up to 11 % for the arable and 6 % for the mixed farm (Fig. 5.16). Within the given context, higher levels of combined abiotic goal achievements were not possible. If primarily biotic goals – protection of habitats and indicator species – were followed, a 20 % increase in the level of achieve-

ment of the combined objectives was also possible. For that situation, the losses for the arable farm would be greater, but the losses for the mixed farm slightly lower (Fig. 5.17).

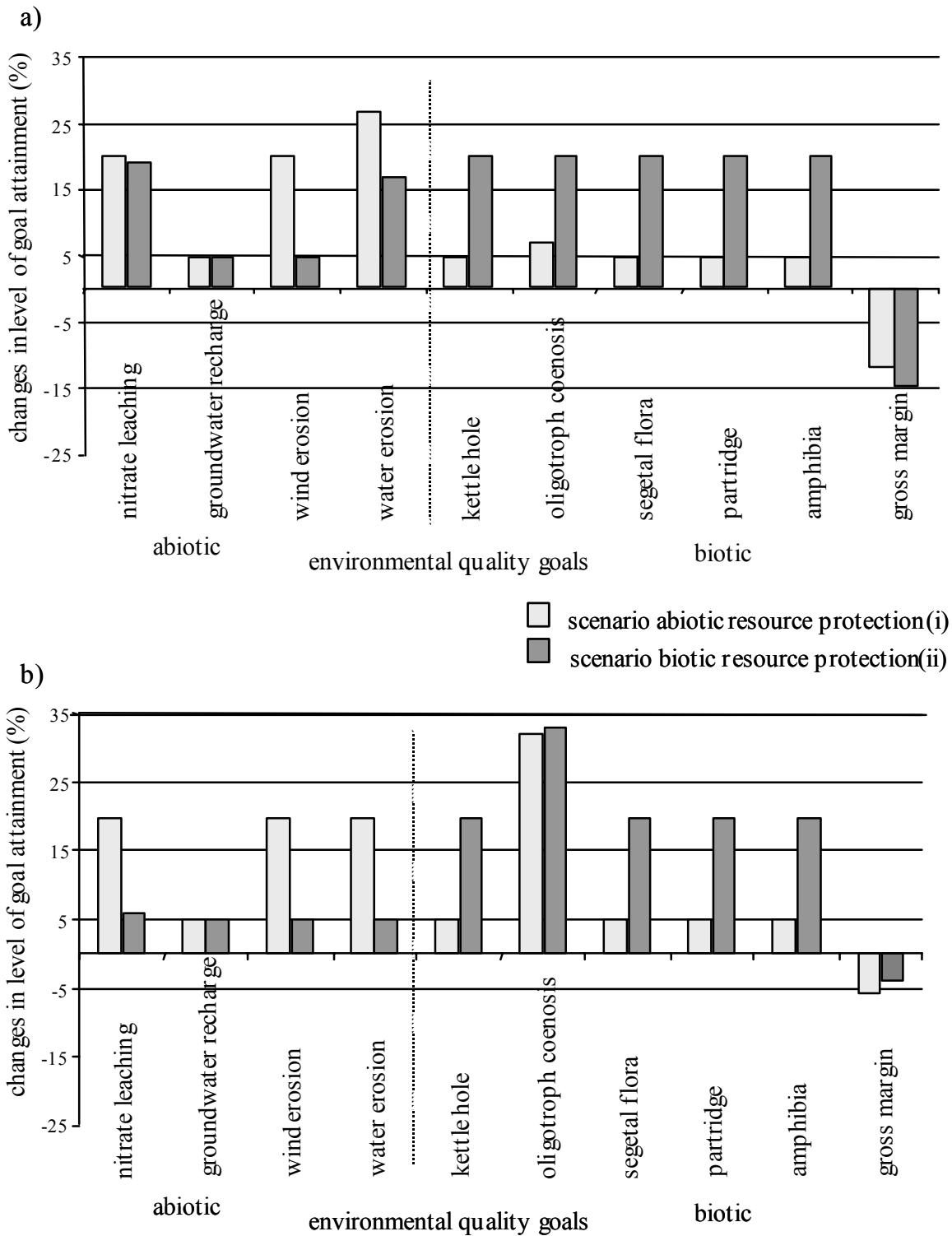


Fig. 5.17 Level of goal attainment for two priority sets (i) abiotic and (ii) biotic resource protection for a) arable farm and b) mixed farm

The interpretation of the results of the trade-off calculations includes the following points:

- The conservation objectives differ substantially in spatial importance. For example, the protection of amphibians is relevant only on sites close to kettle holes and other wet areas. In “Study Area 3” this applies to about 15 % of the arable area. In contrast, the potential for partridges as well as for dry meadows was estimated high for almost all sites. Also, abiotic conservation objectives, such as the limitation of erosion, are relevant for almost all soils. Due to the possibility to reallocate production technologies, those conservation targets, that are relevant for only small parts of the total area, can be realised with much lower losses in total gross margin, than those objectives, that are ubiquitous and have to be taken into account on all sites.
- Introduction of conservation-oriented cropping technologies only leads to limited increases in levels of goal attainment. Often, complete goal attainment is only possible when agriculture is abandoned. However, the profitability of conservation-oriented cropping technologies is generally lower than that of the standard cropping technologies. Therefore, and because of the variability in goal attainment levels among crops, conservation-oriented cropping technologies will only enter into the solution, if a high overall level of goal attainment is required.
- The evaluation above was restricted to measures on individual fields. A prognosis of population development is, at least for the animal target species, not possible, as the arable area is only part of their habitat.

A detailed analysis of model results at the level of single fields can be very time-consuming, but leads to a more complete understanding of farmers’ reactions to model results than only presenting results for the whole farm. The high gross margin losses in the ‘-70 %’ run suggest exploration of other ways to realise - if desired - that level of goal attainment, such as improved nitrogen use efficiency through the use of denitrification inhibitors or a general reduction in nitrogen input level.

Use of this complex information may assist in identifying solutions that are acceptable by both the conservationists from an ecological standpoint, and by the farmers from an economic standpoint. However, if the achieved environmental or economic situation is not satisfactory to the decision-makers, it may be necessary to check whether the pre-defined goals should be retained, be modified or even replaced by others.

For most of the environmental objectives, increases in level of goal attainment of up to 50 % compared to the current situation, are possible, with only minor reductions in gross margin. This is mainly achieved through spatial reallocation of cropping practices. Cropping technologies with a high risk for negative impacts on a specific environmental objective are discontinued on fields with a high susceptibility for negative effects on the

objective under consideration. Thus, spatial reallocation in a heterogeneous environment provides ample opportunities to increase the conservation values of agricultural land use.

In concrete discussions on sustainable land use systems, the need to combine different objectives will be a central point. The results of the runs with different priority sets show that concurrent realisation of different objectives is possible, but at considerable (economic) costs that should be born by society. Additionally, transformation costs, that are probably higher than the gross margin losses, have to be taken into account.

5.3.3(3) Agricultural policy scenarios

For regional actors (farmers, nature conservationists, hunters, anglers, tourist organisations, etc.), scenario analysis is an essential element in anticipating the possible impact of agro-environmental policies on their stakes. Nature conservationists, as well as farmers' associations, will try to influence policy makers to adopt their priorities. They need to explore the possible impacts of future potential developments.

MODAM allows analysis of the impact of predefined basic economic (agro-political) conditions on farmers' decision-making and consequently on selected environmental quality goals. The next sections will analyse scenarios of future agricultural policy and anticipated world market prices for agricultural products, and of policy instruments aiming at nature conservation objectives. The simulations are based on two different farming systems: a farm, solely based on arable crop production and a farm with mixed crop and animal production as described in Sub-section 5.3.2(1).

Scenario definition in the Schorfheide-project

A range of political opinions exists with respect to agricultural policies of the European Union. Some political groups call for a drastic change: the current policy of subsidised farming should be transformed into a global market system, without additional public payments for farms or their products. Other groups argue for more modest changes. To support planning processes at the political, farm and nature protection levels, information is required on the potential economic and ecological effects of such changes on land use patterns.

In the context of a working group within the project, five possible developments in subsidising agriculture were identified: (i) continuation of the current system, (ii) subsidies for protection of abiotic resources, (iii) subsidies per land use area plus labour subsidies, (iv) subsidies per land use area and (v) no subsidies (Tab. 5.16; Zander et al. 1996; Plachter & Werner 1998). Scenario (ii) was formulated for abiotic resource protection. As a precondition for all subsidies in that scenario, an upper N-fertilisation limit was introduced of 2 kg N per index point of the German soil fertility index, which means e.g. for wheat on a typical north-eastern German soil of 40 fertility index points, a limitation on the N-fertilisation of 80 kg per ha.

Tab. 5.16 Definition of agricultural policy scenarios (all prices in DM)

Scenario			Subsidies			
No.	Indication	Prices	Area DM ha ⁻¹	Animal production DM / animal	Labour DM /hour	
(i)	Reference	1997 ⁽¹⁾	Set-aside cereals protein crops oil seeds linseed extensification	607.00 479.00 692.00 960.00 926.00 71.00	Suckler cows 283.00 Bulls 212.00 Ewes 60.00	
(ii)	Abiotic re- source protec- tion	1997 ⁽¹⁾	Cash crops field fodder N-contingent and premium per index point of soil fertility ⁽³⁾	+200.00 +300.00 10.00	None	
(iii)	Site-specific subsidy per area	1997 ⁽¹⁾	Poor site ⁽⁴⁾ medium site ⁽⁴⁾ good site ⁽⁴⁾	380.00 450.00 520.00	Suckler cows 283.00 Bulls 212.00 Ewes 60.00	
(iv)	Low unspecific subsidy per area plus labour subsidy	1997 ⁽¹⁾	All arable sites	250.00	None	5.00 per calculated labour force
(v)	No subsidies	world market ⁽²⁾	None		None	

source: Work group 'scenarios' of the Schorfheide-project (Zander et al. 1996)

1. average price level of financial year 1997 according to KTBL (1997)
2. world market prices according to estimations of Kirschke et al. (1998)
3. if average total N-fertilisation is lower than 2 kg N ha⁻¹ / index point soil fertility than 10 DM subsidies per index point of soil fertility are given
4. poor site: AZ < 30
medium site: 30 < AZ < 45
good site: AZ > 45

For soils with low fertility, e.g. sandy soils (20 fertility index points), this restriction does not significantly limit fertilizer use, while it implies a considerable reduction in nitrogen fertiliser application levels on better soils. However, as this restriction was formulated at the farm level, the model, i.e. the farmer, can select an economically optimal allocation of

production technologies, given a total maximum in available fertilisers per farm. The farm model was provided with a large variety of cropping technologies, among which technologies with lower nitrogen fertiliser levels. Intercrops and forage crops, mentioned above, would be subsidised. The three other scenarios represent possible future developments in European agricultural policy according to a study by Kirschke et al. (1998). In scenarios (iii) and (iv), unconditional subsidies per area and per unit labour were introduced, while animal subsidies were reduced. Scenario (v) omits all current direct subsidies, while price levels are adapted to the world market according to estimates from Kirschke et al. (1995).

By applying MODAM, the land use situation that might be expected under the basic specific conditions of the different scenarios was estimated for the two model farms comprising about 1800 ha each. The different crops on each of the farm fields were analysed with respect to their contribution to selected abiotic goals, and their effects on selected species and habitat quality. The ecological analysis was performed using the estimation procedures from Meyer-Aurich (2001).

Results of the scenarios

Attainment of conservation objectives

The five scenarios were analysed with respect to their impact on four abiotic goals, three goals of habitat protection and three goals for species protection. Fig. 5.18 shows the results in terms of changes in the level of attainment of the various ecological goals in relation to the reference situation. In the arable farming system, all scenarios generate a reduction in the level of attainment of ecological goals. This is mainly the result by a reduction in the area of set-aside fields and the associated reduction in area of crops with permanent, or at least year-round vegetation. In the mixed farming system, the possible basic economic conditions would lead to cropping systems that mainly reduce the environmental impact on kettle holes and reduce soil erosion by water or wind (Fig. 5.18). Hence, an improvement in the ecological quality goals is the consequence, a reduction in their level of attainment will result when potential future scenarios are realised. Thus, when compared to the current situation, all economic conditions discussed for future EU agro-policies would lead to deterioration of environmental conditions in agriculturally used landscapes.

Scenario (ii) was developed to stimulate protection of abiotic resources. However, in contrast to the intention, the results of the scenario analysis show a significant increase in nitrate leaching, as well as higher risks for most of the other environmental objectives. Only soil erosion shows a slight increase in level of goal attainment. This overall unsatisfactory result for the conservation objectives is also the consequence of the fact that in this scenario, compared to the reference situation, almost no set-aside is selected. This is

the main contributing reason for the more favourable results (in terms of environmental goal attainment) of the reference situation. For the same reason, in the other scenarios similar unsatisfactory results for the conservation objectives are attained.

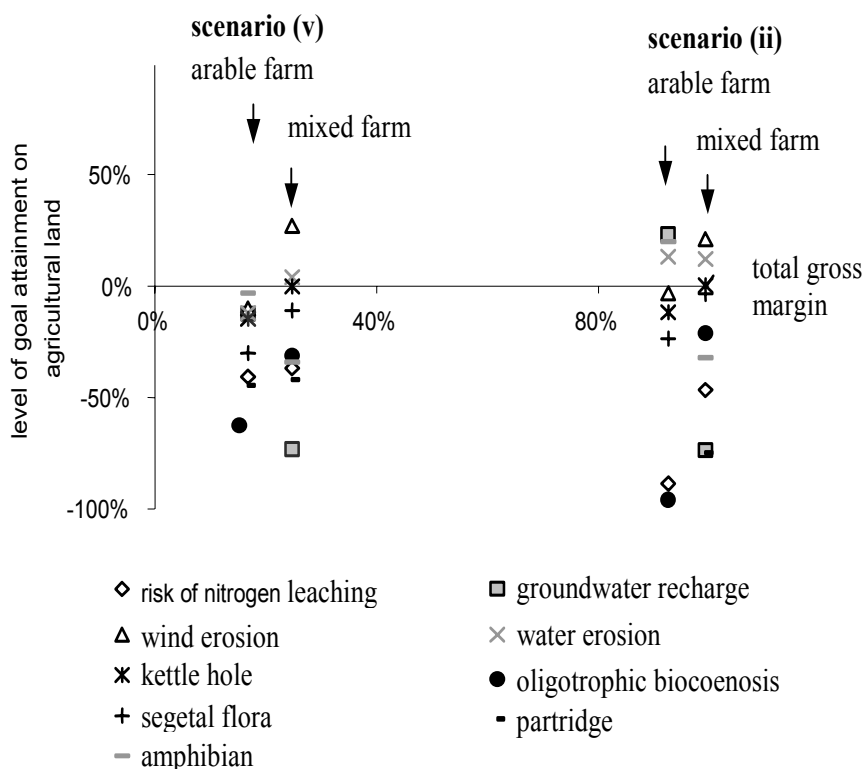


Fig. 5.18 Level of goal attainment in the scenarios “Protection of abiotic resources” (ii) and “No subsidies” (v)

Total gross margin/marginal returns

Total gross margins (Tab. 5.17) in scenarios (ii) and (iii) are slightly higher than in the reference situation (scenario (i)). In scenario (ii), ‘abiotic resource protection’, the arable farm has an advantage compared to the mixed farm, because the performance of the mixed farm with respect to abiotic resource protection in the reference situation is already relatively favourable. Moreover, it has fewer opportunities to improve its ecological performance. In scenario (iii), the mixed farm has advantages, because it is entitled to the higher animal production subsidies. In scenario (iv), the arable farm has to accept gross margin losses of 37 % compared to the reference situation (i), while the mixed farm, because of its higher level of compensated labour, faces losses of only 12 %. As the farms are not entitled to any subsidies in scenario (v), their total gross margin decreases to a level that threatens their continued existence (Fig. 5.19).

Tab. 5.17 Total gross margin (DM), profit (DM) and share (%) in direct subsidy payments of the scenarios in the arable farm and mixed farm

	Scenario (i)	Scenario (ii)	Scenario (iii)	Scenario (iv)	Scenario (v)
	Reference	Abiotic resource protection	Site-specific subsidy per area	Low unspecific subsidy per area plus labour subsidy	No subsidies
Mixed farm					
TGM*	2.339.161	2.355.760	2.458.993	2.055.295	490.797
TGM in % of scenario (i)	100%	101%	105%	88%	21%
Fixed and overhead costs	1.381.035	1.381.035	1.381.035	1.381.035	1.381.035
Profit	958.126	974.725	1.077.958	674.260	-890.238
Thereof premiums:	828.554	744.304	858.160	719.580	0
Premiums in % of TGM	86%	76%	80%	107%	0%
Arable farm					
TGM	1.036.961	1.108.286	1.051.491	648.961	73.482
TGM in % of scenario (i)	100%	107%	101%	63%	7%
Fixed and overhead costs	86.440	86.440	86.440	86.440	86.440
Profit	950.521	1.021.846	965.051	562.521	-12.958
Thereof premiums:	982.351	783.450	857.438	497.233	0
Premiums in % of TGM	103%	77%	89%	88%	0%

* TGM = total gross margin

Full costing of the model farms

Total gross margin losses are highest in scenario (v), where direct subsidies are completely abolished (Tab. 5.17), while in all other scenarios the level of subsidies remains more or less constant. To evaluate scenario (v) full costing of the farms should be examined, as the total gross margin does not include the fixed and general costs of the farms. Considering the large-scale production units in the research area, all costs for machinery were assumed to be variable. Therefore, the cost calculation for the production technologies includes all depreciations and interest payments for the use of machinery. To arrive at the profit of a farm, all fixed and other overhead costs have to be subtracted from total gross margin by. The latter include the costs for farm management, infrastructure and depreciation for the stables. The costs for stables, management buildings and consumables have been estimated on the basis of KTBL-data (1999). The costs for management were assumed to be 20 /ha. The arable farm has one manager, while the mixed farm has

two full time managers. The calculated wages for a management function were estimated at 50.000 /year. Consequently, the calculated overhead totals 1.381.035 for the mixed farm and 86.440 for the arable farm (Tab. 5.18).

The results of the full costing show that in all scenarios with direct subsidies considerable profits are being made. Only in scenario (v) (no subsidies), both farm types incur losses. This is especially true for the mixed farm that incurs losses of about 900.000 annually, as a result of the high overhead costs and the relatively low milk production levels. The arable farm shows moderate losses of about 13.000 annually. The results of scenario (v), with positive gross margins, but losses in the full costing, imply that in the short term it is economically rational to continue production, while in the long term when reinvestments become necessary, the continuation of at least the milk production is at risk.

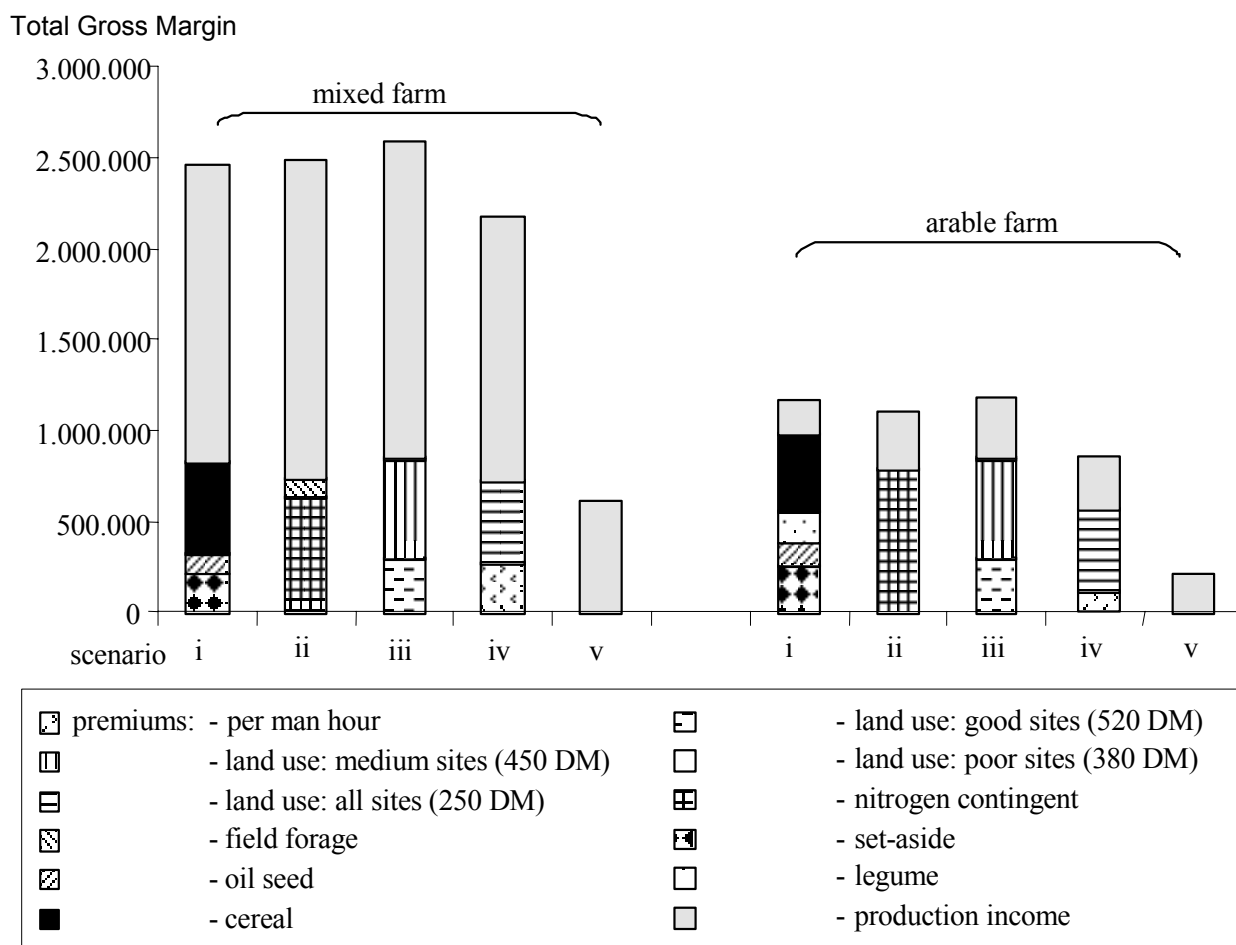


Fig. 5.19 Total gross margin attained by proceeds and premiums of the plant production unit

Tab. 5.18 Fixed and overhead costs (DM) of the model farms “Study Area 3”

Fixed and overhead costs	Arable farm	Mixed farm
Labour costs for management	50.000	100.000
Costs for administration buildings and consumption	36.440	36.440
Interests and depreciation of stable (1,200 stable capacity of dairy cows and calves)	0	1.274.595
Fixed and overhead costs (sum)	86.440	1.381.035

Land use structure

The share of the different field crops in crop production varies among the scenarios. The loss of the set-aside premium in scenarios (ii) to (iv) causes a decrease in set-aside and an increase in the cultivation of cereals and oilseeds, and in scenario (v) an increase in cereals and potatoes (Tab. 5.19). The increase in cereal production, however, is in contradiction to the objectives of the EU, to achieve a market discharge in the cereal markets. The relatively high proportion of potatoes in scenario (v) must be questioned, because environmental (soil and climate) conditions in the study region are unfavourable for potatoes. These results illustrate one of the limitations of the approach of using small regional models for agricultural policy scenarios, without including the entire agricultural sector to simulations, using market clearing assumptions.

Tab. 5.19 Crop production (t) for the model farms of “Study Area 3” for five scenarios

	Scenario (i)	Scenario (ii)	Scenario (iii)	Scenario (iv)	Scenario (v)
Mixed farm					
Cereals	3.899	4.287	4.196	4.196	4.175
Oil seeds	343	834	1.130	1.121	343
Legumes	-	-	-	-	-
Ware potatoes	-	-	-	-	15.303
Sugar beet	3.000	3.000	3.000	3.000	3.000
Milk	650	650	650	650	650
Other in	-	-	-	-	-
Arable farm					
Cereals	4.765	5.471	4.912	4.196	4.175
Oil seeds	485	1.085	2.209	1.121	343
Legumes	694	-	-	-	-
Ware potatoes	-	23	109	-	15.303
Sugar beet	3.000	3.000	3.000	3.000	3.000

Discussion

The evaluation of the conservation values shows the important role of set-aside areas in the total conservation value of the model farms. This was a surprising result, as the importance of the set-aside was not especially clear at the onset of the project. Therefore, the current agricultural policy appears the best solution, among the scenarios analysed, with respect to the conservation objectives (because of the large area of set-aside) and at the same time for market discharge. More favourable policies might be possible, but the scope for such policies should be evaluated for larger regions, which was not possible within the limited capacities of the Schorfheide-project.

5.3.4 Conclusions and perspectives

Conservation objectives

In the modelling approach, adapted cropping practices, different priority sets (‘compromise solutions’) and the effects of policy instruments on the economic and conservation situation of individual farms have been evaluated. Although the analyses were not exhaustive, various conclusions can be drawn. The main results of the modelling activities are:

- In terms of land use, set-aside appears the most effective option in realisation of conservation objectives,
- Reallocation of crops within the area offers substantial opportunities for realisation of conservation objectives,
- Introduction of conservation-oriented cropping technologies is a possible option, however, due to their low rentability and limited contribution to improving conservation values, they should only be implemented if no other possibilities are available,
- Before implementation, policy instruments should be analysed with respect to their consequences for realisation of conservation objectives.

The modelling approach

The modelling system MODAM has several advantages compared to other LP-models. It is highly flexible with respect to the number and kind of ecological objectives, the type and number of fields or different sites, and the type and number of farms. This was achieved through a hierarchical approach, in which the cropping technologies play a key role, as they serve as the link between strategic farm planning and ecological evaluation. In contrast to most linear programming farm models, MODAM’s LP-matrix can easily be recalculated each time input data or structure of the farm have to be modified. This modelling approach has proven to be suitable for optimising land use strategies for a single farm with respect to economic benefits and environmental effects, and for simulating the effects of policy instruments on regional land use. Static as well as recursive-dynamic models were developed.

Although the development of the farm model generator was time-consuming, this provides the long-term advantage that one well-tested basic LP-model is available, that may be used for many different purposes. This allows consistent comparisons of model results. The hierarchical linkage of the modules allows reformulation and testing of each module separately. Even the development of small and simple modules for ecological evaluation facilitates interdisciplinary research. Moreover, MODAM is suitable for use in an interactive environment with users, interested in effects of small changes in the goal function, prices, subsidies, or the technical coefficients of the production technologies. The generated information can be used to support policy decisions, as well as decision making at the level of individual farmers.

Transferability of the model

The participatory and the modelling approach were developed for application in the northeastern arable region of Germany. Adaptation of the current model and its database to other sites and regions is possible, by adapting the technical coefficients of cropping technologies to regional soil and climate conditions and by introducing local conservation objectives, conservation-oriented production technologies and the corresponding procedures to assess indicator states. For that purpose, regional objectives and their priorities have to be determined, yield expectations (site-specific potentials) have to be estimated and sets of different production technologies (e.g. cropping practices) have to be identified and quantitatively defined. The latter should be performed in close collaboration with local expert judgement. Although the potential of the modelling system has been proven, adaptations to the system can make it user-friendlier.

Participatory development of sustainable land use systems

As already outlined, the participatory approach designed in the first phases of the current project, could not be tested within the project cycle. The diversity in types of outcomes however, illustrates the potential application fields of the modelling system. Probably, still more transparent ways to present the results should be developed (Roetter et al. 2000a; Laborte et al. 2000). Currently, the modelling system, and especially the approach outlined in this paper are used in a follow-up research project, concentrating on participatory aspects of the development of sustainable land use systems (Müller et al. 2002).

Suitability of indicators

Although the suitability of the selected indicators has not been explicitly subject of research, some conclusions can be drawn on the basis of the results of the assessment procedures to determine the conservation values. In Sub-section 5.3.1(2), three areas of application were identified: (i) scientific scenario evaluation, (ii) support of policy instruments and (iii) environmental monitoring. All selected indicators were used in scenario analysis. Because of its complexity, the assessment procedure for nitrogen leaching, e.g. is not applicable in support of policy instruments or of environmental monitoring. The estimates of disturbances of amphibians, on the other hand, could be used to indicate

the level of compensation payments, while it is, however, not suitable to monitor the success of such a policy. Thus, the suitability of indicators has to be examined in detail in each individual case, with for each its own specific purpose(s).

Perspective

Future developments of the modelling system should include incorporation of more conservation objectives in a more user-friendly way to allow integrated farm and conservation planning at regional, as well at farm level. Moreover, linking MODAM to sector models should yield a better planning and evaluation tool for policies, aiming at the green box programs of the European Community.

The capability of MODAM to represent each individual field of a farm in a simulation model allows a certain fusion of two different approaches to control landscape development. On the one side, the planning approach of nature conservation agencies is based on spatially specific demands with respect to the management of certain areas. The agro-economic approach to influence farmers' behaviour by policy instruments, on the other hand, results in most cases in spatially non-specific management for large areas. With the same modelling system – MODAM – on a small scale, the spatially specific consequences of demands derived from conservation objectives, as well as the ecological consequences of policy instruments can be explored. MODAM thus allows evaluation of specific situations from both methodological points of view. Therefore, it is suitable for making discussions between agricultural organisations and conservation groups transparent.

Farm planning for environmental performance

Another possible application of the modelling system is related to the introduction of systems for more detailed monitoring of the environmental performance of farms, as a basis for regional market-labels or compensation payments. If, for example, compensation payments are available for the protection of amphibians, the modelling system could be used to optimise the production structure for realisation of this conservation target. The conservation assessment procedures could be adapted to the specific requirements of the environmental evaluation procedure, e.g. different levels of environmental performance could be linked to different compensation payments. Thus, MODAM could support farmers in planning and optimising rentability, while realising conservation objectives.

Regional approach

Until now, agro-environmental policy instruments carry large income effects, independent of the costs and the real ecological benefits (Ahrens & Lippert 2000). Therefore, modelling systems, such as MODAM provide a necessary basis for development of the required tools and instruments. The current analysis is based on two different single farm models. The results show the wide area of applicability of the model. However, the two selected farm types do not represent all types of farms and natural conditions in Branden-

burg. Therefore, the results for this reserve cannot directly be translated to the larger region. To attain a regional assessment of the relation between policy instruments and conservation objectives, the modelling approach has to be modified. At a larger scale, aggregation of spatial information is necessary. Not each individual field and farm has to be simulated; instead, typologies of the sites as well as the farms have to be developed. Based on the typology, representative farms can be simulated with the MODAM modelling system, although that may introduce aggregation bias (Mohamed 1999). Market equilibrium models should be linked in a way that allows consideration of equilibrium prices in the farm model. The modelling system does not yet include evaluation of non-agriculturally used areas in a region. In particular, to determine the impact of land use on habitats and specific species, it is necessary to look beyond arable fields and grasslands. The structure of the landscape and the interactions between agriculturally used areas and those components of the landscape that are left for nature should be analysed too. For that purpose, new methods for goal definition, as well as new evaluation tools have to be developed.

Acknowledgements

The author gratefully acknowledges the encouragement and valuable comments of Herman van Keulen (Plant Research International, Wageningen NL), Armin Werner and Klaus Müller (ZALF, Müncheberg). I am also grateful to Andreas Meyer-Aurich (now TU München), who developed the tool for the ecological evaluation of cropping practices, to Claudia Sattler who did further work on the evaluation techniques, to Klaus Rathsmann, Kerstin Franke and Ralph Wysujack for valuable assistance in model development and Reinhold Roth for his availability to discuss all details of cropping practices. Furthermore, the ecological evaluation was only possible with the help of Plachter, Korbun and Heidt who coordinated biological and soil research and provided the definition of ecological indicators and the evaluation of the site-specific risk and potential for these indicators in the study area. Special thanks I owe to Harald Kächele, who developed the economic evaluation modules and most of the matrix structure of the farm model. The study was supported by funds of the German Federal Foundation for the Environment (Deutsche Bundesstiftung Umwelt), the Federal and State Ministries of Food, Agriculture and Forestry (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Brandenburg).

5.4 Weitere Anwendungen von MODAM

Das Modellsystem MODAM wurde u.a. mit der Zielstellung entwickelt, langfristig die Forschung zur Entwicklung nachhaltiger Landnutzungssysteme zu unterstützen. Unter der Annahme, dass eine Vielfalt landwirtschaftlicher Landnutzungssysteme mit dem Modell erfasst werden soll, wurden umfangreichere Datensätze erstellt, als für das jeweilige Projekt erforderlich war. Darüber hinaus wurde in der Konzeption und Umsetzung des Modells besonderer Wert auf die Kompatibilität und Übersichtlichkeit der Modellstruktur und der Nutzerschnittstellen gelegt. Mit den im Folgenden dargestellten weiteren Anwendungen von MODAM wird die breite Nutzbarkeit des Modells belegt.

Mit Hilfe von MODAM lassen sich verschiedene Typen von Modellergebnissen generieren: (I) innovative Anbauverfahren können im Hinblick auf ihre ökologische und ökonomische Leistungsfähigkeit untersucht werden, (II) Trade-offs zwischen ökologischen und ökonomischen Zielen können auf Betriebsebene bestimmt werden und (III) mit Hilfe von agrarpolitischen Szenarien ökonomische Rahmenbedingungen im Hinblick auf ihre Auswirkungen auf die Wirtschaftlichkeit und die ökologische Nachhaltigkeit der Betriebe untersucht werden. Für alle drei Anwendungsgebiete werden im Folgenden Beispiele skizziert.

5.4.1 Naturpark Unteres Odertal

Kächele (1999) entwickelt eine Modellvariante, welche die ökonomische Bewertung einzelbetrieblicher Konsequenzen der Ausweisung von Naturschutzgebieten und der Einschränkung der Nutzung am Beispiel des Nationalparks Unteres Odertal abbildet. Das Ziel der Arbeit ist es, einen Beitrag zur Vermeidung von Konflikten zwischen Landwirtschaft und Naturschutz zu leisten. Der Nationalpark "Unteres Odertal" erstreckt sich auf ca. 10.000 ha entlang der deutsch-polnischen Grenze bei Schwedt. Kernstück des Nationalparks sind ca. 6.200 ha Poldergrünlandflächen, die Anfang des Jahrhunderts durch Eindeichung der Oder gewonnen wurden. Diese Flächen wurden vor 1990 intensiv genutzt und befinden sich auch heute noch fast vollständig in der Bewirtschaftung. Durch die Ausweisung des Nationalparks müssen bis zum Jahre 2010 50 % der Nationalparkflächen, darunter ca. 1.146 ha Grünland, vollständig aus der Nutzung genommen werden. In die Untersuchung wurden 32 landwirtschaftliche Betriebe einbezogen, die über 90 % der Poldergrünlandflächen bewirtschaften. Die Ertragsabschätzung erfolgte auf der Basis umfangreicher Untersuchungen des Überflutungsgrünlands der letzten 20 Jahre (Schalitz 1995). Die Nutzungsarten der Futtergewinnung ‚Silage‘ oder ‚Heu‘ sowie die verschiedenen Schnittzeitpunkte wurden in Kombination mit 4 verschiedenen Nutzungshäufigkeiten im Modell abgebildet. Das Modell erfasst jede der Flächen im Untersuchungsgebiet mit ihren individuellen Erträgen, Aufwendungen und den in Abhängigkeit der Feld-Hof-Entfernung gerechneten Transportkosten.

Es werden eine Reihe von Flächennutzungs-Szenarien für die Ausweisung der Totalreservatsfläche gerechnet. Als Referenzszenario wird eine hypothetische Situation ohne Nationalpark unterstellt. Daneben werden zunächst zwei Extremszenarien definiert - einerseits aus Sicht der Landwirtschaft, andererseits aus Sicht des Naturschutzes. Als Mindestrestriktion wird in beiden Szenarien der Umfang der Totalreservatsflächen in Höhe von 1.146 ha vorgegeben. Im Landwirtschaftsszenario obliegt es den Betrieben auf der Basis der Nutzungskosten zu entscheiden, welche der Flächen sie aus der Nutzung nehmen. Im Naturschutzszenario wird die Lage der Totalreservatsflächen durch die Nationalparkverwaltung exogen vorgegeben. Das Naturschutzszenario verursacht einen Deckungsbeitragsrückgang um 1,36 Mio. DM. Im Landwirtschaftsszenario hingegen betragen die Nutzungskosten lediglich 334.000,- DM. Allerdings liegen hier die Totalreservatsflächen kleinräumig verstreut und zudem in Gebieten, die ökologisch weniger interessant sind. Beide Szenarien führen mithin zu Ergebnissen, die für die jeweilige Gegenseite wenig attraktiv sind. Das Naturschutzszenario verursacht Kosten, die die Mittel für Ausgleichszahlungen erheblich übersteigen, das Landwirtschaftsszenario ist aus ökologischer Sicht nicht umsetzbar (Kächele & Zander 1999).

Aus ökologischer Sicht steht vor allem der Schutz der aus naturschutzfachlicher Sicht wertvollen Flächen des Gebietes im Vordergrund. Aus landwirtschaftlicher Sicht gilt es, eine möglichst große Flexibilität für die Landnutzung auf den verbleibenden Flächen zu bewahren. Auf dieser Basis berechnet Kächele Kompromiss-Szenarien, die jedoch keinen Eingang mehr in die Praxis finden, da sich die Fronten zwischen der Landwirtschaft und dem Naturschutz bereits verhärtet haben [Stand 1999]. Die Dynamik der Ereignisse im „Unteren Odertal“ zeigt deutlich, dass quantitative Modelle zwar theoretisch vorteilhafte Lösungsansätze für die Praxis liefern können, das jedoch nur gelingt, wenn sie in den Prozess der Konfliktbearbeitung durch die Akteure eingebunden und darüber hinaus flexibel und schnell einsetzbar sind.

5.4.2 Bodenschutz und Transaktionskosten

Schuler untersucht die einzelbetrieblichen und die Verwaltungskosten von Bodenschutzmaßnahmen in der GRANO-Untersuchungsregion¹⁰ auf einer Fläche von 12.439 ha Ackerland (Schuler & Kächele 2001). Er berechnet mit Hilfe eines regionalen Ansatzes in MODAM die Anpassungskosten landwirtschaftlicher Unternehmen für unterschiedliche agrarpolitische Instrumente sowie landwirtschaftliche Produktionsverfahren. Besondere Bedeutung wird bei dem laufenden Forschungsprojekt auf die räumliche Auswahl der zu fördernden Flächen gelegt. Es werden dabei Förderszenarien von Schlagebene (stark zielgerichtet) bis hin zur Landesebene (wenig zielgerichtet) untersucht. Dabei werden die Effizienz der Instrumente und Maßnahmen hinsichtlich des vermiedenen

¹⁰ GRANO = BMBF-Projekt: „Ansätze für dauerhaft-umweltgerechte Produktion, Modellgebiet Nordost-Deutschland“ (Müller et al. 2002)

Bodenabtrags zunächst auf Regionsebene mit Hilfe von MODAM qualitativ bestimmt. In einem weiteren Schritt werden die Szenarien dann von den betroffenen Behörden qualitativ bewertet. Ziel dieses Projektes ist es, eine optimale Kombination von ‚best practice‘ und ‚best policy‘ zu erreichen.

Das Modellgebiet (Prenzlau-West) war Teil des Projektgebietes des BMBF-Forschungsprojektes GRANO (Müller et al. 2002). In dieser Teilregion wurde mit beteiligten Akteuren der Region wie z.B. Landwirten, Naturschützern und Vertretern der Behörden über dezentrale Lösungsansätze für regionale Umweltprobleme diskutiert, die unter anderem in regionalen Agrar-Umweltprogrammen mündeten (Arzt et al. 2002). Bei der Abschätzung der betrieblichen Kosten der Minimierung des Bodenabtrags (Sattler 2003) konnte MODAM erfolgreich eingesetzt werden.

5.4.3 Evaluierung eines Landschaftsplans

Runge (2003) setzt MODAM ein, um die einzelbetrieblichen Auswirkungen der Umsetzung von Umweltqualitätszielen aus der Landschaftsplanung für einen landwirtschaftlichen Großbetrieb (Brandenburg mit 5.570 ha) zu ermitteln. Mit Hilfe des Modells werden Umweltszenarien gerechnet, die sich hinsichtlich ihrer ökologischen Zielerreichung für ausgewählte UQZ unterscheiden. Ausgangspunkt der Betrachtung bildet ein Referenzszenario mit den im Rahmen der Agenda 2000 beschlossenen agrarpolitischen Rahmenbedingungen für 2005. Die Umweltszenarien basieren auf den Entwicklungskonzepten der Landschaftsrahmenpläne Oder-Neiße und Oder-Spree. In dem Referenzszenario ohne Umweltauflagen erzielt der Modellbetrieb einen Gesamtdeckungsbeitrag von 2,1 Mio. DM. Dies entspricht einem durchschnittlichen Deckungsbeitrag von 377 pro Hektar. Jede Nutzungsänderung bei den Umweltszenarien verursacht Deckungsbeitragseinbußen. Die für die Erreichung ökologischer Maximalforderungen notwendigen Landnutzungsänderungen verursachen Deckungsbeitragsverluste von bis zu 70 %. Je mehr Flächen mit Zielen zum Schutz der Umwelt belegt sind, desto größer sind die Auswirkungen auf die Betriebsstruktur und um so höher sind die Deckungsbeitragsverluste. Während es bei einem geringen Schutzniveau vorwiegend zu einer Reallokation der Produktionsverfahren kommt, ändert sich bei wachsenden Umweltanforderungen sowohl die Anbauweise als auch das Spektrum der angebauten Kulturen. Die Modellergebnisse zeigen, dass der gewünschte Schutzstatus umso kostengünstiger erreicht werden kann, je mehr Produktionsverfahren für die Erreichung ökologischer Anforderungen zur Auswahl stehen. Auf der Basis der Modellarbeiten lässt sich ein Maßnahmenkatalog für eine umweltverträglichere Landbewirtschaftung formulieren.

5.4.4 Versuchsbetrieb Klostergut Scheyern

Am Beispiel des Versuchsbetriebes Klostergut Scheyern untersuchen Meyer-Aurich et al. (2003) mit Hilfe von Trade-off Funktionen die Nutzungskosten der Integration von Maßnahmen zur Erosionsvermeidung im integrierten und im ökologischen Landbau. Dazu

kann auf eine umfangreiche Datenbasis für die beiden Betriebsteile (31 ha integrierter und 56 ha ökologischer Landbau) des Klostergut Scheyern, einem Versuchsgut des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM) der Technischen Universität München, zurückgegriffen werden. Der eine Betriebsteil wirtschaftet nach den Prinzipien des integrierten Landbaues mit pflugloser Bodenbearbeitung, der andere ist ein anerkannter ökologisch wirtschaftender Betrieb, der seine Bewirtschaftung nach den AGÖL-Richtlinien ausrichtet. Für beide Betriebe werden Modellrechnungen mit MODAM durchgeführt. Dazu werden Aufwendungen und Erträge der Anbauverfahren an die lokalen Produktionsverhältnisse angepasst. Der durch diese Verfahren bedingte Bodenabtrag wurde auf der Basis der ABAG¹¹ geschätzt. Der C-Faktor der ABAG wurde in Abhängigkeit von den Anbauverfahren mittels eines, in MODAM integrierten, Moduls geschätzt (Meyer-Aurich et al. 2001).

Die berechneten Trade-off Funktionen zeigen, dass die Integration von Erosionsschutz in den integrierten Modellbetrieb mit geringeren Deckungsbeitragseinbußen möglich ist, als dies für den ökologisch wirtschaftenden Modellbetrieb der Fall ist. Aufgrund des hohen Hackfruchtanteils im integrierten Betrieb (~50 %) war das Niveau des Bodenabtrags allerdings in der Ausgangssituation bereits wesentlich höher als im ökologischen Betrieb. Mit Hilfe von Zwischenfrüchten in Kombination mit einer reduzierten Bodenbearbeitung kann die Erosion im integrierten Betrieb auf ca. 4 Tonnen pro ha und Jahr bei marginalen Gewinneinbußen reduziert werden. Der ökologisch wirtschaftende Modellbetrieb zeigt bereits in der Ausgangssituation aufgrund des hohen Futterleguminosenanteils einen geringen Erosionswert. Er kann eine Verringerung der Bodenerosion nur durch eine Reduktion von Hackfrüchten, wie Kartoffeln und Ackerbohnen, bei vergleichsweise hohen Deckungsbeitragsverlusten erreichen (Meyer-Aurich et al. 2003).

5.4.5 ‚Grand River‘ Wassereinzugsgebiet in Ontario

Im Rahmen der Kooperation mit der University of Guelph wird das Modellsystem MODAM zur Untersuchung der Trade-offs zwischen der Wirtschaftlichkeit typischer Tierhaltungsbetriebe und der Wassererosions-Gefährdung auf den Ackerflächen eingesetzt (Stonehouse et al. 2003). Zur Abbildung der Bandbreite unterschiedlicher Nutzungssysteme werden neun verschiedene Modellbetriebe konstruiert, die sich aus der Kombination von drei Bodenbearbeitungssystemen (konventionelle, reduzierte und keine Bodenbearbeitung) und drei verschiedenen Betriebstypen mit unterschiedlichen Grünlandanteilen (kein Grünland, < 5 % Grünland, > 25 % Grünland) ergeben. Jeder dieser Betriebe verfügt über einen spezifischen Satz an Anbauverfahren, der dem jeweiligen Modellbetrieb entsprechende Ertragsniveaus ausweist.

¹¹ ABAG = Allgemeine Bodenabtragungsgleichung

Die Anpassung des Modells an die kanadischen Produktionsverhältnisse erforderte die Eingabe entsprechender Anbauverfahren sowie die Korrektur einiger Kennwerte der Kostenstruktur der Verfahrenstechnik. Die Anbauverfahren werden mit Hilfe eines Fuzzy-Werkzeugs im Hinblick auf ihre Abtragsgefährdung bewertet (Sattler 2003). Die Ergebnisse zeigen eine positive Korrelation zwischen Erosionsschutz und Rentabilität. Diese in relativ kurzer Zeit durchgeführte Studie zeigt, dass das Modell mit vertretbarem Aufwand auf neue Situationen übertragbar ist, allerdings nur für „MODAM-Experten“.

5.4.6 Der Naturschutzhof Brodowin

Das derzeit laufende Projekt „Naturschutzhof Brodowin“ untersucht die Möglichkeiten, Naturschutzziele in die Flächennutzung eines ökologisch wirtschaftenden Betriebes zu integrieren. Da aus finanziellen und organisatorischen Gründen naturschutzfachliche Anpassungen eines Betriebes an mehrere, teilweise konkurrierende Ziele nicht immer simultan vorgenommen werden können, zum Teil auch konkurrierende Ziele verfolgen, sollen entsprechende Maßnahmen so bewertet werden, dass ihre Wirkung auf die einzelnen Ziele transparent wird und eine naturschutzfachliche Gesamt-Optimierung möglich wird. Die Umsetzung erfolgt mit Hilfe des Modellansatzes von MODAM. Notwendige Modellanpassungen betreffen die Anbauverfahren und die ökologischen Bewertungsmodule. Die erwarteten Ergebnisse des Modellansatzes liegen auf der Ebene (I) der Betriebe, (II) des Naturschutzes und (III) der Agrarpolitik:

(I) Die gesamtbetriebliche Optimierung und Vollkostenrechnung liefert unter Berücksichtigung der ökonomischen und ökologischen Ziele die optimale Verteilung standort-spezifischer Fruchtfolgen. Dabei ergibt die Vergleichsrechnung mit der Ausgangssituation die finanziellen Gewinne und Verluste, die dem Betrieb aus der Durchführung von Naturschutzmaßnahmen entstehen. Auf dieser Basis können Empfehlungen für **Kompensationszahlungen** gegeben werden.

(II) Der Prozess der **Kompromissfindung** zwischen ökologischen Zielen, betrieblicher Machbarkeit und der Verfügbarkeit finanzieller Ressourcen für Kompensationsleistungen wird mit Hilfe der gewonnenen Daten sowie durch wiederholte Modellrechnungen unterstützt. Die Vorgabe von Naturschutzzielen sollte dabei dem Betrieb Handlungsfreiräume unter Wahrung ökologischer Mindeststandards gewähren.

(III) Mit Hilfe **agrarpolitischer Szenarien** können die Konsequenzen unterschiedlicher Förderprogramme auf Naturschutzziele abgebildet und unter Verwendung von GIS-Software auf der Ebene des Einzelschlages dargestellt werden. Auf dieser Basis können Vorschläge für zukünftige Förderprogramme z.B. im Rahmen des KULAP¹² und der AGENDA 2000 formuliert werden.

¹² KULAP = Agrarumweltprogramm (KULAP - Kulturlandschaftsprogramm) des Landes Brandenburg

5.4.7 Beurteilung der Habitatqualitäten von Äckern

Dieser jüngste Anwendungsbereich des Modellsystems beinhaltet die in Kapitel 4.2 bereits geschilderte regionalisierte Beschreibung der Anbauverfahren. In diesem Projekt werden neue ökologische Bewertungsmodule formuliert, die jeden Arbeitsgang (siehe Kapitel 4.2 und Tab. 4.10) je Ziel und je Dekade mit einem Indikatorwert belegen. Der entstehende Schätzwert beschreibt den Zustand der Ackerhabitate mit Hilfe einer Art Schulnote mit Werten zwischen 1 und 6 für die artenspezifische Habitatgüte der Ackerflächen. Eine normative Bewertung im Sinne von Zielvorgaben bzgl. dieser Werte wurde nicht vorgenommen. Dieses Projekt stellt erste Ansätze einer breiten Regionalisierung des Modellansatzes dar, und wird weitere Modellanwendungen wesentlich vereinfachen (Bachinger et al. 2003; Stachow et al. 2002).

5.4.8 Das Ücker-Einzugsgebiet

Am Beispiel des Ücker-Einzugsgebietes im Nordosten von Brandenburg und in Teilen von Mecklenburg-Vorpommern (ca. 2400 km²) werden Konsequenzen sich verändernder agrarökonomischer Rahmenbedingungen auf sozioökonomische Aspekte der Nutzung ländlicher Räume untersucht. Dieses zentrale Forschungsvorhaben des ZALF dient der exemplarischen Entwicklung eines umsetzbaren regionalisierten Entscheidungsunterstützungssystems zur Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft. Im Rahmen der Entwicklung dieses Entscheidungsunterstützungssystem wird der betriebswirtschaftliche Teil MODAM's mit prozessorientierten naturwissenschaftlichen Modellen gekoppelt, welche die ökologischen Wirkungen sich ändernder Landnutzungsmuster quantifizieren können. Diese Vorgehensweise entspricht der in Kapitel 2.3 beschriebenen Variante, in der eine ökologische Bewertung erst nach der betrieblichen Szenariorechnung erfolgt. Hier kommt die rekursiv-dynamische Variante des Modells zum Einsatz, welches die Betriebsorganisation iterativ auf das jeweilige Vorjahr aufbauend für beliebig viele aufeinanderfolgende Jahre rechnet (z.B. Abb. 5.1). Sie ist mit erheblichem Aufwand in der Datenerhebung verbunden und wird nicht ohne weiteres auf andere Regionen übertragbar sein.

5.4.9 Schlussfolgerungen

MODAM stellt mit seinem hierarchischen Datenbankaufbau ein flexibles und vielfältig einsetzbares Modell dar. Die Anwendung erfordert jedoch umfassende Kenntnisse des Datenmodells und der vorhandenen Daten. Der Arbeitsaufwand ist für versierte Nutzer des Modells relativ gering und erlaubt die Übertragung des Modells auf andere Kontexte.

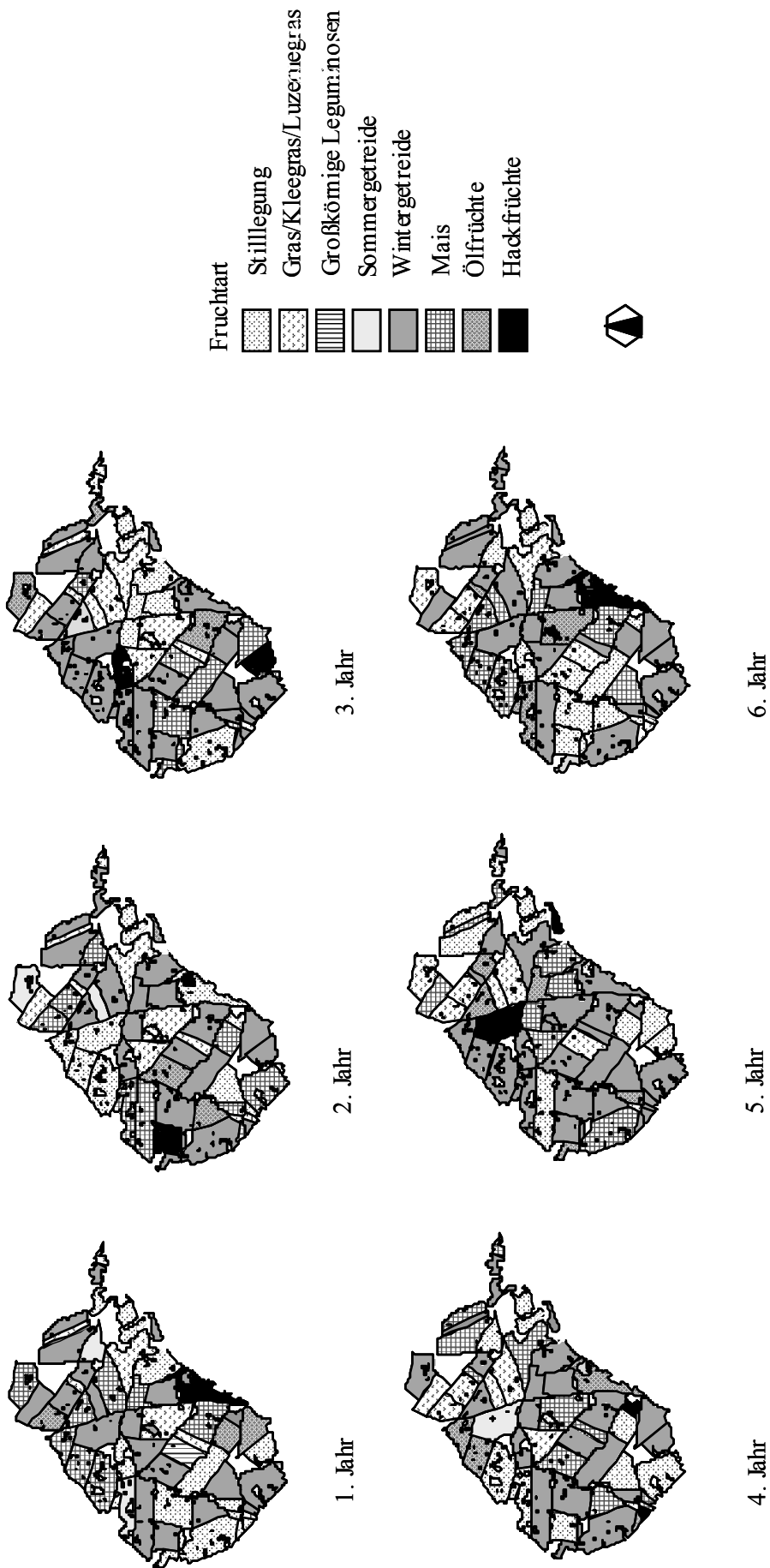


Abb. 5.1 Anbaustruktur für den Gemischtbetrieb „Untersuchungsgebiet Wilmersdorf“ im Referenzszenario

6 Diskussion und Ausblick

Die vorliegende Arbeit leitet einen Modellansatz zur Analyse der Wechselwirkungen zwischen ökologischen und ökonomischen Zielen der Landnutzung aus systemanalytischen Überlegungen heraus ab und beschreibt das Modell und seine Anwendung. In den folgenden Abschnitten werden Stärken und Schwächen des Modells und der Ergebnisse diskutiert und Möglichkeiten der Weiterentwicklung des Ansatzes erörtert.

6.1 Modell und Ergebnisse

Die Modellierung der landwirtschaftlichen Landnutzung hat in den letzten Jahrzehnten ein breites Spektrum von Modellansätzen hervorgebracht. Mit Hilfe von Simulationsmodellen werden Fragen der Stoffflüsse im Mikroporenbereich des Bodens ebenso wie das Wechselspiel zwischen dem globalen Bevölkerungswachstum und dem Welthandel mit Agrarprodukten analysiert. Zwischen diesen Ansätzen auf der Mikro- und auf der Makroebene besteht ein Bereich, der bisher nur von relativ wenigen Forschergruppen bearbeitet wird: Die Ebene von Landschaften und Regionen (z.B. Bessembinder 1997; Dabbert et al. 1999; Jacobsen et al. 1998; Jansen et al. 1995; Gotsch et al. 2000; van Keulen & Veeneklaas 1992; KFA 1991). Das hier präsentierte Modell versucht einen Beitrag zu leisten, um diese Lücke zwischen der relativ klein-skaligen Analyse natürlicher Prozesse und der grossskaligen Betrachtung sozialer und wirtschaftlicher Phänomene zu schließen. MODAM verkörpert einen **mesoskaligen Modellansatz**, der in der Umsetzung von Strategien der Nachhaltigkeit benötigt wird und impliziert im Rahmen der Nachhaltigkeitsdiskussion multidisziplinäre Fragestellungen, die nur mit inter- und transdisziplinären Ansätzen beantwortet werden können. Der Modellansatz von MODAM wurde für die Unterstützung strategischer Entscheidungen auf betrieblicher wie auf agrarpolitischer Ebene konzipiert. Er verknüpft verschiedene disziplinäre, mesoskalige Modellansätze zur Optimierung und Prognose der Zusammenhänge zwischen Ökologie und Ökonomie im Kontext landwirtschaftlicher Nutzungssysteme auf regionaler Ebene.

Produktionsverfahren

Die standortspezifische Abbildung von Produktionsverfahren ist die Basis der ökologischen Bewertung, die als notwendige Voraussetzung einer nachhaltigen Entwicklung der Landwirtschaft gesehen wird (Dabbert et al. 1999; Helming & Wiggering 2003; van Keulen et al. 2002; Müller et al. 2002). Wie in Kapitel 4.2 gezeigt, erfolgte die Entwicklung des Moduls zur Abbildung von Anbauverfahren in zwei Phasen. Die erste Phase im Rahmen des Schorfheide-Chorin Projektes führte zu Verfahren, die zwar an die regionalen Besonderheiten und an die Ansprüche der ökologischen Bewertung angepasst waren, jedoch nur mit einem hohen Arbeitsaufwand auf andere Regionen übertragen werden können, da die Übertragbarkeit des Modellansatzes nicht im Vordergrund des Schorfhei-

de-Chorin Projektes stand. In der zweiten, noch laufenden Phase wurde ein neuer Modellansatz für die Generierung von Anbauverfahren auf der Basis regional verfügbarer Daten entwickelt, der eine standortspezifische Abbildung von Anbauverfahren für die gesamte BRD zum Ziel hat. Es wurden ein neues Datenmodell, Nutzerschnittstellen und Module zur Bestimmung standortspezifischer Aufwandmengen entwickelt, so dass eine schrittweise Differenzierung der Verfahren möglich ist. Diese Vorgehensweise erfordert eine entsprechende Erfahrung im Aufbau von Datenbanksystemen, die zu Beginn des Schorfheide-Projektes noch nicht gegeben war. Sie erscheint zielführend und konnte bereits im Rahmen der Bewertung von Ackerhabitaten angewandt werden (Berger et al. 2000; Stachow et al. 2002).

Die Tierhaltungsverfahren wurden über ihre Beziehung zum Ackerbau in Form der Produktion von Ackerfutter und die Verwertung von tierischen Exkrementen bewertet. Aufgrund der zukünftig zu bearbeitenden Grünlandgebiete wird die Tierhaltung eine größere Bedeutung innerhalb des Modellansatzes erhalten. So werden z.Z. Tierhaltungs- und Grünlandnutzungsverfahren auf regionaler Basis entwickelt. Damit entsteht weiterer Bedarf an ökologischen Bewertungsverfahren, welche die ganze Bandbreite extensiver bis intensiver Grünlandnutzungen bewerten können.

Umwelt- und Naturschutz

Agrarpolitische Szenarien und Naturschutzplanung

Der flächenscharfe Bezug des Modells ermöglicht MODAM die Verknüpfung des planerischen Naturschutz-Ansatzes mit dem agrarpolitisch orientierten Ansatz von Förder-Szenarien. Somit können die Auswirkungen konkreter, flächenscharfer Forderungen des Naturschutzes auf die Wirtschaftlichkeit der Betriebe untersucht werden. Mit dem gleichen Modell und auf der gleichen Datenbasis kann aber auch überprüft werden, inwieweit Änderungen der Agrarpolitik oder der Produktpreise sich auf den Landwirt, die Auswahl seiner Produktionsverfahren und damit auf die Zielerreichungsgrade einzelner Naturschutzziele auswirken.

Szenarien

Die Untersuchung der Auswirkungen agrarpolitischer Szenarien auf Umwelt- und Naturschutzziele zeigen, dass mit einer intuitiven Formulierung von Rahmenbedingungen die intendierten Zielstellungen im ökologischen Bereich nicht immer erreicht werden (Kapitel 5.3). Um so wichtiger ist es, dass politische Entscheidungsträger bei der Formulierung von Rahmenbedingungen diese zunächst im Hinblick auf ihre Auswirkungen auf Umwelt- und Naturschutzziele prüfen.

Stilllegung

Die Bewertungsergebnisse zeigen die hohe Bedeutung der Stilllegungsflächen für den Umwelt- und Naturschutz unter den naturräumlichen Bedingungen Nordostdeutschlands

(Kapitel 5.3). Damit stellt die heutige Agrarpolitik grundsätzlich eine klassische Win-Win-Situation dar, da sie im Sinne der Marktentlastung und des Umweltschutzes zielführend ist. Dennoch sind inzwischen weitere Ansätze wie die schlaginterne Segregation bekannt (Pfeffer et al. 2002), die zu einer aus Sicht des Umwelt- und Naturschutzes verbesserten Ausnutzung der Stilllegungsmaßnahmen der EU führen können.

Indikatoren

Die Entwicklung nachhaltiger Landnutzungssysteme basiert auf der ökologischen Bewertung der Produktionsverfahren. Diese Bewertung wird die konkreten Entscheidungen der relevanten Akteure nur dann beeinflussen, wenn sie auf einem gesellschaftlichen Konsens bzgl. der Indikatoren und entsprechender Standards und Grenzwerte beruht. Es ist daher erforderlich, einen umfassenden Ansatz zu entwickeln, der ein hierarchisches Indikatorensystem mit regionsspezifischen Indikatoren zur Verfügung stellt und ökologische Bewertungsregeln aufstellt, die auf einer Konsensfindung in entsprechenden Expertenkreisen beruhen und die Verarbeitung von unterschiedlichen Einschätzungen einer Vielzahl von Experten berücksichtigen. Dazu muss ein bundes- oder EU-weites Rahmenwerk regionalisierbarer Indikatoren für die nachhaltige Entwicklung bereitgestellt werden. In Ermangelung eines solchen Systems wurden im Rahmen des Schorfheide-Projektes die Indikatoren von Experten des Umwelt- und Naturschutzes unter Berücksichtigung der landschaftlichen Eigenart sowie der Datenverfügbarkeit ausgewählt.

Bewertung ökologischer Zustände

Die Umsetzung des Nachhaltigkeitsgedankens bedarf der breiten Unterstützung durch die Bevölkerung. Die ökologische Bewertung sollte daher alle subjektiven und Standpunkt abhängigen Schritte transparent darstellen und für den öffentlichen Diskurs öffnen, um dem Vorwurf einer „Expertokratie“ oder „Ökodiktatur“ zu entgehen. Zustandsschätzung und -bewertung sollten weitgehend getrennte Verfahren darstellen. Die ökologische Bewertung von Meyer-Aurich stellt einen ersten wichtigen Schritt zu einem solchen expertenbasierten Schätzverfahren dar. Die fehlende Trennung von Zustandsschätzung und Zustandsbewertung ist zwar im lokalen Kontext und in einer engen Kooperation mit lokalen Akteuren nicht von Bedeutung, verhindert jedoch den Transfer des Modells auf andere Regionen oder in andere Kontexte (siehe Kapitel 4.5). Grundsätzlich steht einer Anwendung des gesamten Modellansatzes auf regionaler oder überregionaler Ebene vor allem das Fehlen entsprechender ökologischer Bewertungsmodule entgegen, die an eine eingeschränkte Datenverfügbarkeit angepasst sind. Einen ersten Schritt zu einem überregional anwendbaren Bewertungsmodul beinhaltet der Ansatz von Berger und Stachow (Berger et al. 2000). Sie präsentieren eine regelbasierte Expertenschätzung auf der Basis der im Rahmen von MODAM entwickelten Anbauverfahren, mit der eine bundesweite Zustandsbewertung der Habitatgüte für ihre Zielarten möglich ist. Die weitere Entwicklung dieses Ansatzes muss einen umfassenderen Katalog von Zielarten berücksichtigen und die Verfahren auch im Hinblick auf die Betriebsmittelaufwendungen differenzieren.

Trade-off versus Szenarien

Die Bedeutung der Trade-off Funktionen für die Unterstützung nachhaltiger Landnutzungssysteme liegt in dem Verständnis der Korrelationen unterschiedlicher Ziele. Trade-off's können helfen, bessere, d.h. realistischere Zielstellungen zu formulieren, die sich im Rahmen des möglichen Lösungsraums befinden. Andererseits werden sie vermutlich nicht Eingang in den direkten politischen Entscheidungsprozess finden, da multiple Zielstellungen mit einer hohen Anzahl der Zielpaare eine intensive Auseinandersetzung mit den Modellergebnissen erfordern, bevor ein Überblick über die Interaktionen erreicht wird. Da multidimensionale Lösungsräume nur mit erheblichem Arbeitsaufwand zu überschauen sind, ziehen die Nutzer, trotz der theoretisch erreichbaren Transparenz, Szenarien vor. Die Kombination verschiedener Ziele zu einem Paket wie z.B. die Bildung von Szenarien für hohe biotische Zielerreichung oder hohe abiotische Zielerreichung (siehe Kapitel 5.3) ist für die Nutzer leichter nach zu vollziehen als eine Ergebnisdarstellung mit einer Vielzahl von Trade-off Funktionen für jeweils zwei Zielpaare.

Heterogenität der Landschaft

Bei der Auswertung der in Kapitel 5.3 gezeigten Trade-off Funktionen muss berücksichtigt werden, dass die einzelnen Schutzziele eine sehr unterschiedliche Flächenrelevanz besitzen. So spielt der Amphibienschutz nur in der Nähe von Söllen und Feuchtgebieten eine Rolle. Dies betrifft im Untersuchungsgebiet ca. 15 % der Ackerfläche. Dagegen wurde ein Potenzial für Rebhühner ebenso wie ein hohes Potenzial für Ackerwildkrautfluren auf fast allen Flächen ausgewiesen. Auch das abiotische Umweltschutzziel der Vermeidung von Wassererosion ist auf allen Schlägen relevant. Schutzziele, die nur auf geringen Flächenanteilen eine Rolle spielen, lassen sich aufgrund der komparativen Standortvorteile mit viel geringeren Deckungsbeitragseinbußen erreichen, als Schutzziele, die ubiquitär sind, d.h. auf allen Flächen berücksichtigt werden müssen.

Angepasste Verfahren

Mit den an Ziele des Umwelt- und Naturschutzes angepassten Verfahren können meist nur relativ geringe Verbesserungen der Zielerreichungsgrade erreicht werden, da die Varianz zwischen Fruchtarten meist höher ist als zwischen den Anbauvarianten einer Fruchtart. Zudem ist die Rentabilität der angepassten Verfahren im allgemeinen geringer als die der integrierten Verfahren, so dass die angepassten Verfahren nur dann in die Betriebsorganisation aufgenommen werden, wenn eine sehr hohe Zielerreichung für die ökologischen Ziele gefordert wird.

Reallokation von Verfahren

Die Ergebnisse zeigen, dass in vielen Fällen hohe Zielerreichungsgrade ohne starke Deckungsbeitragsverluste erreicht werden können. Als wichtigste Anpassungsstrategie wurde die räumliche Verteilung der Anbauverfahren identifiziert. Aus der heterogenen räumlichen Verteilung der Schutzziele und der geringen Wirtschaftlichkeit der angepas-

ten Anbauverfahren ergibt sich für den landwirtschaftlichen Betrieb einerseits die Möglichkeit der räumlichen Umverteilung der Verfahren und andererseits die Vorzüglichkeit der konventionellen Verfahren. Dies erlaubt eine kostengünstige Realisierung von Schutzziele, vor allem bei solchen mit einem geringen Anteil an der gesamten Betriebsfläche. Die erforderlichen Transaktionskosten für die Ermittlung der optimalen Anbaustruktur und für den Informationstransfer zu den Landwirten konnten in dieser Arbeit nicht ermittelt werden. Sie können jedoch einen erheblichen Umfang annehmen, da einerseits eine intensive Datenerhebung und andererseits eine intensive Betreuung der Anbauplanung im Betrieb erforderlich wäre. Letztere könnte jedoch mit einer Weiterentwicklung von MODAM zu einer anwenderfreundlichen Software stark vereinfacht werden.

Einschränkungen

Einschränkend muss angeführt werden, dass sich die hier gezeigte differenzierte Beurteilung von Schlag-Verfahrenskombinationen nur für kleinere Räume (ca. 10 –100 Schläge) durchführen lässt. Darüber hinaus betrifft das Bewertungsergebnis immer nur die Ackerfläche und kann keine Prognose für die Populationsentwicklung im faunistischen Bereich geben, da die Ackerfläche nur einen Teil des Lebensraumes der hier untersuchten Arten bildet. Für das Untersuchungsgebiet können diese Analysen von den regionalen Behörden und Verbänden genutzt werden, um ihre Forderungen an die Landwirtschaft zu diskutieren. Die Trade-off Funktionen liefern dabei die nötigen Informationen für eine sachbezogene Diskussion und Entscheidungsfindung.

Betriebsmodell

Lineare Programmierung

Die Verwendung der Linearen Programmierung im Modellansatz hat sich als zielführend erwiesen. Die Entwicklung der Module zur Generierung der LP-Matrix und der Transfer zum ‚solver‘ und zurück zur Ergebnisdarstellung war zeitaufwendig, ermöglicht jedoch inzwischen eine schnelle Veränderung und Anpassung aller Aspekte des Betriebsmodells. Die ursprüngliche Strategie, möglichst breite Anwendbarkeit zu sichern, konnte durch die umfassende Darstellung von Produktionsverfahren und der damit verbundenen Technologien sowie durch den Generator zur Matrixerstellung realisiert werden, so dass die weitere Entwicklung des Modells sich auf die Vertiefung methodischer Aspekte konzentrieren wird.

Eine Schwachstelle stellt die LP-typische abrupte und dramatische Reaktion der Szenario-Ergebnisse dar, sobald Eingabe-Parameter bestimmte Grenzwerte überschreiten (Umstätter 1999; Paris & Howitt 1998). In der Praxis reagieren Landwirte in der Regel eher vorsichtig bei der Übernahme von Neuerungen, dies gilt besonders für neue Anbaupraktiken (zum Erosionsschutz vgl. z.B. Currie 1995; zu umweltschonenden Maßnahmen im ökologischen Landbau vgl. Prager 2002). Darüber hinaus erfassen Modelle nicht alle Aspekte der Produktionstechnik, es bleibt immer ein Rest Ungenauigkeit, der zu vom

Modell abweichenden Reaktionen der Landwirte in der Praxis führt. Deshalb empfiehlt sich in Zukunft, die Anwendung der positiven quadratischen Programmierung, die es erlaubt, das Modell an empirischen, statistischen Daten zu kalibrieren, ohne die Modellergebnisse zu fixieren.

Förderinstrumente

Die Förderinstrumente der Agrar- und Umweltpolitik werden in MODAM als exogene Parameter abgebildet. Der Modellansatz bildet die Struktur der wesentlichen Förderinstrumente ab, so dass Änderungen schnell nachvollzogen werden können¹³. Aufgrund der sehr praxisnahen Formulierung der Anbauverfahren können die einzelbetrieblichen und ökologischen Wirkungen von technikspezifischen Förderinstrumenten untersucht werden. Mit Hilfe regionaler Ansätze können in Zukunft darüber hinaus auch allokativen (Effizienz) und distributiven (Verteilung) Aspekte berücksichtigt werden (Schuler & Kächele 2003).

Schorfheide-Szenarien

Die für das Untersuchungsgebiet in der Schorfheide-Chorin gerechneten Szenarien zeigen in keinem Fall deutliche Verbesserungen der Ökologie der Ackerhabitate im Vergleich zur Ausgangssituation. Dies verdeutlicht, wie sinnvoll es ist, agrarpolitische Instrumente im Vorfeld ihres Einsatzes im Hinblick auf ihre ökologischen Wirkungen überprüfen zu lassen. Die hier dargestellten Arbeiten beziehen sich auf einzelne Betriebe und können nicht direkt auf größere Regionen übertragen werden, da dann der konkrete Flächenbezug nicht herzustellen ist und Marktgleichgewichte mit MODAM nicht simuliert werden können.

6.2 Übertragbarkeit des Modellansatzes

Kapitel 5 zeigt neben den aus dieser Arbeit hervorgegangenen Anwendungen von MODAM in Kapitel 5.1 bis 5.3 auch die Ergebnisse Dritter (Kap. 5.4). Jede dieser Anwendungen hatte einen eigenen Anpassungsbedarf zur Folge, der sich an den konkreten Zielstellungen der Projekte und ihrem räumlichen und zeitlichen Kontext orientiert. Diese Anpassungen betreffen alle wichtigen Elemente des Modellansatzes: die Anbauverfahren, die ökologische Bewertung und Bereiche des Betriebsmodells. Die Anpassungen lassen sich darüber hinaus nach dem notwendigen inhaltlichen und programmtechnischen Kenntnisstand des Bearbeiters/der Bearbeiterin, sowie nach dem notwendigen Aufwand für die Modellanpassungen unterscheiden (Tab. 6.1).

¹³ MODAM bildet alle auf Produktionsmittel oder Produkte bezogenen Instrumente wie Ge- und Verbote und anreizorientierte Instrumente auf einzelbetrieblicher Basis ab. Über den Einzelbetrieb hinaus gehende Maßnahmen können zur Zeit nicht realisiert werden.

Tab. 6.1 Charakterisierung des Arbeitsaufwands von Modellanpassungen

Anpassungsbereich:	Anbauverfahren	Ökologische Bewertung	Betriebsmodell Matrixstruktur
<i>Charakteristikum:</i>			
<i>Inhaltliche Kenntnisse</i>	hoch	hoch	mittel
<i>Modellkenntnisse</i>	niedrig	hoch, evtl. neue Module entwickeln	hoch
<i>Arbeitszeitbedarf</i>	mittel	hoch	gering

Die Übertragbarkeit des Modells wurde in den genannten Anwendungen (Kapitel 5.4) hinreichend belegt. Daraus wird allerdings nicht ersichtlich, inwieweit die Anpassung des Modells unter dem Aspekt der Forschungseffizienz einer Neumodellierung überlegen ist. Dies wurde bisher nicht explizit untersucht. Die empirischen Erfahrungen bei der Übertragung des Modells im Rahmen der Untersuchungen im FAM und in Guelph (vgl. Abschnitt 5.4.2 und 5.4.5) haben jedoch gezeigt, dass diese inhaltlich durchaus mit den vorangegangenen Dissertationen der Bearbeiter vergleichbar sind. Dem gegenüber erscheint der Arbeitsaufwand von jeweils ca. 3 bis 4 Personenmonaten relativ gering. Die Arbeiten in Guelph zeigen darüber hinaus, dass das Modellsystem mit vertretbarem Aufwand auf Situationen außerhalb Deutschlands anwendbar ist. Eine Einschränkung ergibt sich dadurch, dass für die Anwendung von MODAM detaillierte Modellkenntnisse erforderlich sind, so dass die Übertragungszeit auf neue Situationen in erster Linie von den Kenntnissen der Bearbeiter abhängig ist. Durch eine Überarbeitung der Programmstruktur und Nutzerschnittstellen würde die Nutzung des Modells sicher auch ungeschulten Fachleuten ermöglicht – doch hier ist der Aufwand für die Einarbeitung in das Modell mit dem Aufwand zur Programmierung nutzerfreundlicher Modellstrukturen und Schnittstellen abzuwägen.

6.3 Gesellschaftlicher Kontext

Der Modellansatz bezieht seinen Wert vor allem aus der interdisziplinären Betrachtung des Forschungsgegenstandes. Die Kooperation mit WissenschaftlerInnen anderer Disziplinen hat die vorliegende Arbeit wesentlich geprägt. Davon haben zwar der Autor und sicherlich auch die anderen Beteiligten erheblich profitiert, dennoch bewirkte die Interdisziplinarität manche Verständigungsschwierigkeit zwischen den beteiligten Parteien. Bei der Auseinandersetzung mit diesen Problemen hat mir die Gegenüberstellung von zwei unterschiedlichen Denkmusterpaaren geholfen, die ich im Folgenden vorstelle.

Synthetisches versus analytisches Denken

Eine Ursache fehlender regionaler Bewertungsansätze scheint mir in der Bedeutung des Begriffspaares „synthetisches vs. analytisches Denken“ verborgen zu liegen. Naturwissenschaftler und damit auch Ökosystemwissenschaftler sind meist analytisch geschult und orientiert. Ziel dieser Disziplinen ist es, Prozesse zu verstehen, sie modellhaft nachzuvollziehen und evtl. zu manipulieren. Dazu müssen in der Regel immer kleinere Teileinheiten untersucht werden. Die Gesamtschau rückt in weite Ferne. Doch gerade das Abstandnehmen ist notwendig, um von der prozessanalytischen Ebene weg zu synthetischen, abstrahierenden, konstruierten überregionalen Bewertungsmethoden zu gelangen. Ein Modellansatz wie der von MODAM konstruiert ein Bild der Wirklichkeit landwirtschaftlicher Betriebe. Das Modell basiert dabei in großem Maße auf analytisch erworbenem Wissen. Das Modell dient aber nicht der Nachbildung und Untersuchung der zugrunde gelegten Zusammenhänge, sondern versucht, weiterreichende, übergeordnete Zusammenhänge aufzuzeigen und Gültigkeit für ganze Klassen von Betrieben oder Naturräume zu erlangen. Der Blick des Forschers ist dabei immer auf die nächst höhere Aggregationsstufe, den größeren Zusammenhang gerichtet. Aus Betrieben werden Betriebsklassen und aus Betriebsklassen wird der Sektor konstruiert. Den synthetisch orientierten Wissenschaften droht dabei allerdings die Gefahr, den Blick auf die Realitäten zu verlieren. Der „ideale“ Forscher wäre damit janusköpfig¹⁴, das eine Gesicht fest auf die Analyse des Gegenstands seiner Arbeit gerichtet und das andere Gesicht quasi nach oben, auf den (konstruierten) Zusammenhang und die Zielstellung seiner Arbeit. Für die Bewertungsfrage heißt dies, dass fundierte Prozesskenntnisse mit der Fähigkeit zur Abstraktion und Anwendung des Wissens auf andere Skalenebenen gepaart gehen müssen.

Planung versus Selbstregulation

Zahlreiche im Laufe des Vorhabens geführte Diskussionen um die Definition von Szenarien zeigten immer wieder eine Diskrepanz im Verständnis des Szenarien-Begriffs, die m.E. auf zwei gegensätzliche Herangehensweisen bei der Gestaltung unserer Umwelt zurückzuführen ist. Stärker planungsorientierte Disziplinen bevorzugen im Allgemeinen einen normativen Ansatz, d.h. sie bestimmen aufgrund ethischer, ästhetischer oder anderer Vorgaben den Inhalt und die Struktur eines Systems. Dabei lassen sie sich von subjektiven Werturteilen leiten und versuchen, das System und seine Reaktionen über Vorga-

¹⁴ Cornelissen 2003 verwendet das Bild des Januskopf im Rahmen der Analyse der Nachhaltigkeit von Produktionssystemen als Metapher für eine zweiseitige Orientierung der Nachhaltigkeit. Zum einen wird unter Nachhaltigkeit die Stabilität eines Systems und der Fokus eines Systems auf die eigene Erhaltung gesehen, zum anderen ist dieses System aber Teil anderer gesellschaftlicher und ökologischer Systeme, in die es sich integrieren muss. So muss auch die Landwirtschaft gesellschaftlich gesetzte Grenzen akzeptieren und den Blick auf neue Anforderungen und Potenziale der Gesellschaft richten. Diese Zweiteilung des Blickwinkels entspricht m.E. den Denkschemata „analytisch“ und „synthetisch“.

ben, Gesetze u.ä. – im Rahmen eines ‚top-down‘ Ansatzes – zu bestimmen. Dagegen sehen die marktwirtschaftlich orientierten Wirtschaftswissenschaften ihren Untersuchungsgegenstand eher als ein sich selbst regulierendes System. Beide Ansätze haben ihre eigene Berechtigung und Terminologie, wodurch interdisziplinäre Arbeitsgruppen beider Denkrichtungen im Allgemeinen viel Zeit mit der Klärung von Begriffen und den dahinter verborgenen Konzepten verbringen müssen.

Wissenschaft und Politik

Das Wechselspiel zwischen Politik und Wissenschaft lässt sich in vier Bereiche gliedern (Heilig 2002): (I) Analyse, (II) Politik, (III) Modellierung und (IV) Umsetzung. Die Politik braucht die Wissenschaft auf zwei Ebenen: zum einen, um auf Probleme und Potenziale aufmerksam zu machen und zum anderen, um Lösungsvorschläge für die Probleme zu erarbeiten (siehe Abb. 6.1). Die Politik reagiert ebenfalls auf zwei Ebenen: zum einen, indem sie zwischen den Akteuren einer Problemstellung vermittelt, Ziele abwägt und Interessen ausgleicht und zum anderen, indem sie aus den Vorschlägen der Wissenschaft auswählt und die Umsetzung von Maßnahmen einleitet.

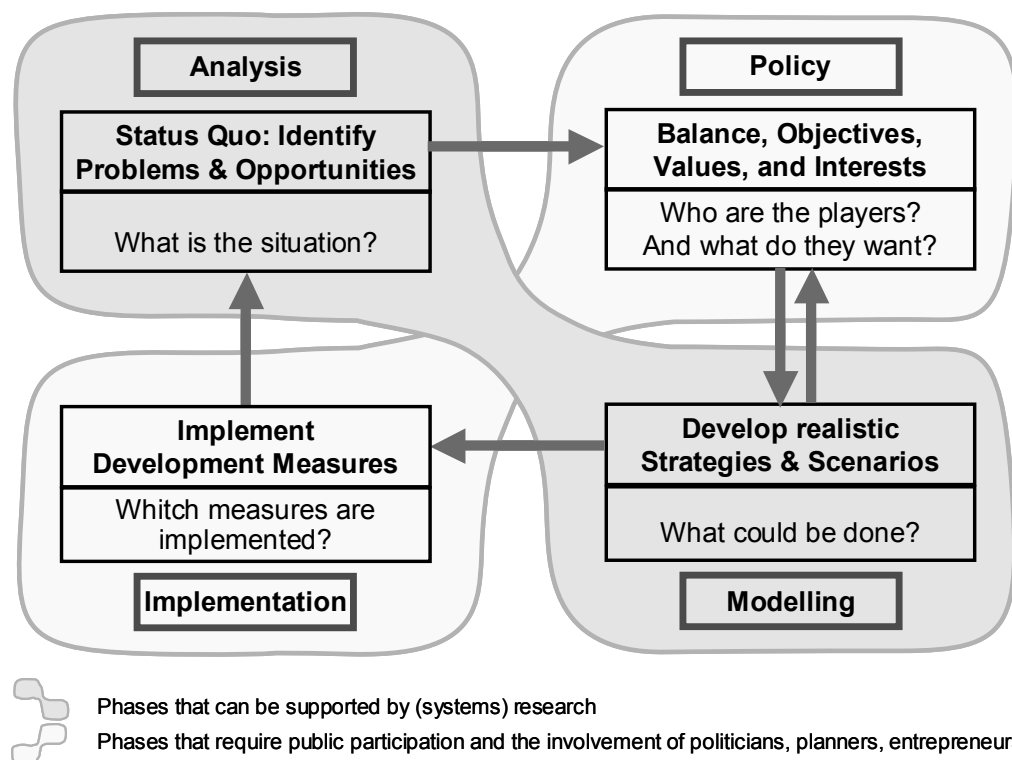


Abb. 6.1 Diagramm eines typischen Entwicklungsprozesses

Die im Kapitel 5.3 skizzierte Integration partizipativer Elemente in den hier vorgestellten Modellansatz differenziert die Entwicklung von Maßnahmen des Umwelt- und Naturschutzes in die Bereiche: (1) Prioritäten, (2) Technologien und (3) politische Instrumente, die jeweils mit Hilfe des Modellansatzes von MODAM unterstützt werden können. Die geforderte Partizipation von potenziellen Nutzergruppen in die Entscheidungsfindungsprozesse konnte jedoch im Rahmen dieser Arbeit nicht realisiert werden. Die Berücksichtigung der Modellergebnisse bei der aktuellen Landnutzungsplanung in Brandenburg dürfte daher kurzfristig nur gering sein, die Ergebnisse können aber auf bestehende Probleme und Lösungsansätze aufmerksam machen. Die Potenziale des Modellansatzes sind dennoch in der Nutzung als Schnittstelle zwischen ‚harten‘ naturwissenschaftlichen Ansätzen zur Analyse des biophysikalischen Systems und ‚weichen‘ Ansätzen der großflächigen Einmischung in Landschaftsmanagement-Systeme wie z.B. Umwelt-Mediationsverfahren zu sehen (Keating 2001). Die Fortführung der Arbeiten am ZALF sieht daher die Entwicklung eines Entscheidungsunterstützungssystems auf der Basis einer Erhebung von Angebot und Nachfrage wissenschaftlicher Ergebnisse bei Wissenschaftlern und Politikern vor (vgl. Alcamo 2002).

6.4 Ausblick

In den vorhergehenden Abschnitten wurden bereits eine Reihe von Erweiterungsmöglichkeiten des Modellansatzes und seiner Anwendung genannt, die im Folgenden ausgeführt werden.

Modell

Aufgrund der diskutierten Schwachstellen sollen folgende methodische Erweiterungen in Zukunft bearbeitet werden: (1) die positive quadratische Programmierung, (2) die regionale Disaggregation von betriebstypen-bezogenen Landnutzungsmustern aus Szenario-rechnungen, (3) die Dynamisierung des Modellansatzes und (4) die Erstellung eines Realisierungsmoduls, das Landnutzungsmuster in einen schlagspezifischen, witterungs-abhängigen, operationalisierten Arbeitsplan umsetzt, der die Basis für prozessorientierte, dynamische Boden- und Wasserhaushaltsmodelle bildet.

Positive quadratische Programmierung

Die bereits genannte Problematik der Überreaktion von LP-Modellen kann zu unrealistischen Ergebnissen und damit zur Ablehnung des Modellansatzes führen. Daher müssen im LP-Ansatz starre Restriktionen verwendet werden, um das Modell auf die Referenzsituation zu kalibrieren und extreme Reaktionsmuster zu verhindern. Solche starren Restriktionen verhindern jedoch angemessene Anpassungsreaktionen bei veränderten agrarpolitischen Rahmenbedingungen. Umstätter (1999) diskutiert die Möglichkeit, mit Hilfe der sogenannten positiven quadratischen Programmierung einerseits realitätsnahe Ergebnisse zu erzielen und trotzdem, nach Änderung der Ausgangsbedingungen, Prognosen zu

erlauben. Die Methode wurde von Howitt 1995 (1995) entwickelt und basiert auf quadratischen Produktionsfunktionen und einer nichtlinearen Zielfunktion.

Dynamisierung

Dynamische, prozessorientierte ökologische Analysen erfordern langjährige Landnutzungsmuster in Form detaillierter Fruchtfolgen je Schlag und damit einen dynamischen Modellansatz. Die bereits diskutierte, rekursiv dynamische Variante des Modells kann in diesen Fällen zum Einsatz kommen, um die Betriebsorganisation iterativ auf das jeweilige Vorjahr aufbauend für mehrere Jahre zu rechnen. Für den Einsatz im regionalen Kontext sind jedoch Anpassungen bzgl. der Fruchtfolgegenerierung und Bewertung notwendig.

Regionalisierung des einzelbetrieblichen Modellansatzes

Nach Chuvieco (1993 in Kärcher & Dabbert 2001) gibt es zwei Möglichkeiten zur Herstellung eines Flächenbezuges ökonomischer Modellansätze: den direkten und den indirekten Flächenbezug. Die bisher realisierten Anwendung von MODAM basieren auf einem direkten Flächenbezug (z.B. Kächele 1999; Runge 2003; Kapitel 5.3). Eine Anwendung auf größere Räume erfordert jedoch einen indirekten Flächenbezug, der auf Betriebs- und Flächentypen basiert und für diese betriebs- und standorttypische Fruchtfolgen generiert. Die Disaggregation dieser für aggregierte Daten erstellten Modellrechnungen erfordert zusätzliche Informationen aus statistischen Daten oder der Fernerkundung, um die errechneten Landnutzungsmuster angemessenen in der Fläche verteilen zu können (vgl. z.B. Herrmann & Mövius 1998). Die Entwicklung eines entsprechenden Werkzeugs ist Teil des weiteren Ausbaus des Modellansatzes.

Anwendungen

Einsatz im Ökoaudit

Der Modellansatz bietet noch weitere, in diesem Rahmen noch nicht diskutierte Möglichkeiten der Anwendung. So könnten Betriebe nach Einführung eines Ökoaudits mit Hilfe der entwickelten Bewertungsalgorithmen bepunktet werden und ihre Förderung auf Basis des Bewertungsergebnisses erhalten. Das Optimierungstool von MODAM könnte aber auch von den Betrieben genutzt werden, um ihre Betriebsplanung im Hinblick auf das Ökoaudit und die damit verbundene Förderung für verschiedene ökologische Zielstellungen zu optimieren bzw. um eine im Hinblick auf Umwelt- und Naturschutzziele optimierte Anbauplanung vorzunehmen.

Fruchtfolgegenerator

Die ‚stand-alone‘ Version des Fruchtfolgegenerators ergab sich eher als Nebenprodukt der Modellentwicklung, denn als eigenständiges Projektziel. Dennoch zeichnen sich hierfür Anwendungsmöglichkeiten in der Praxis landwirtschaftlicher Großbetriebe ab,

vor allem für Marktfruchtbetriebe in Ostdeutschland. Ursache ist einerseits die relativ geringe Erfahrung mit der Gestaltung ökologischer Marktfruchtproduktionssysteme auf der Betriebsleitungsebene in Ostdeutschland und andererseits die Größe dieser Betriebe, die eine intuitive Betriebsführung nicht mehr erlaubt. Dabei liegt es diesen Betriebsleitern, mit meist hohem Ausbildungsstand, durchaus nahe, PC-gestützte Entscheidungshilfen zu nutzen. Darüber hinaus wurden Fruchtfolgerestriktionen in enger Zusammenarbeit mit einigen Betriebsleitern in Brandenburg erstellt, so dass in dieses Modul bereits Erfahrungen der Praxis mit einfließen konnten.

ZALF

Das im Rahmen dieser Arbeit dargestellte Modellsystem MODAM ist inzwischen integraler Bestandteil der Haushaltsforschung des ZALF. Es bildet die Schnittstelle zwischen den sozioökonomischen und den naturwissenschaftlichen Arbeiten der Einrichtung im Rahmen der Entwicklung eines Entscheidungsunterstützungssystems für die nachhaltige Nutzung und Entwicklung von Agrarlandschaften. Neben den bereits dargestellten methodischen Erweiterungen sind Kooperationen zur Erstellung der technologischen Koeffizienten regionalisierter Produktionsverfahren und der politisch-ökonomischen Rahmenbedingungen vereinbart worden. Die benötigten grundlegenden Arbeiten gliedern sich zum einem in einen produktionstechnischen sowie in einen polit-ökonomischen Teil. Der produktionstechnische Teil gliedert sich in fünf Module:

- A1: Regionalisierung von Produktionsverfahren im Ackerbau
- A2: Regionalisierung von Ertragsschätzungen
- A3: Regionalisierung von Fruchtfolgeeffekten
- A4: Regionalisierung von Grünlandverfahren
- A5: Regionalisierung von Tierhaltungsverfahren

Die Abbildung agrarpolitischer Szenarien erfordert die folgenden polit-ökonomischen Module:

- B1: Mittel- und langfristige agrarpolitische Rahmenbedingungen
- B2: Mittel- und langfristige wirtschaftliche Rahmenbedingungen und Entwicklungstendenzen (z.B. Löhne, Kapitalzinsen, Arbeitsmarktsituation usw.)

Der Umfang der dargestellten, geplanten Erweiterung der Datenbasis und im Modell implementierten Methoden zeigt, dass ein Modell-Management erforderlich wird, in dem anwendungsspezifische Daten, ebenso wie die entsprechenden Modellvarianten verwaltet und bei Bedarf unterschiedlichen Nutzern zur Verfügung gestellt werden.

Literaturverzeichnis

- AGILNP [Arbeitsgruppe Integrierte Landnutzungsplanung]. 1995. *Landnutzungsplanung - Strategien, Instrumente, Methoden*. Eschborn: GTZ.
- AGÖL [Arbeitsgemeinschaft Ökologischer Landbau]. 2001. Rahmenrichtlinien für den ökologischen Landbau. Arbeitsgemeinschaft Ökologischer Landbau e.V. Internet.
http://www.agoel.de/erili/e_rili.pdf. 46 p.
- Ahrens, H. and C. Lippert. 2000. Überlegungen zu Umwelt- und Einkommenswirkungen von Agrarumweltprogrammen nach VO (EWG) Nr. 2078/92 in der Landwirtschaft. *Agrarwirtschaft*. 49(2): p. 99-115.
- Albrecht, H., G. Diederich, E. Großer, V. Hoffmann, P. Keller, R. Payr and R. Sülzer. 1987. *Landwirtschaftliche Beratung. Band 1: Grundlagen und Methoden*. (2., vollständig neu bearb. Aufl.). Eschborn: BMZ/GTZ. (Handbuchreihe Ländliche Entwicklung). 307 p.
- Alcamo, J. 2002. Three issues for improving integrated models: uncertainty, social science, and legitimacy. In: C. F. Gethmann and S. Lingner [Eds.]. *Integrative Modellierung zum Globalen Wandel*. Berlin [u.a.]: Springer-Verlag. (Wissenschaftsethik und Technikfolgenbeurteilung, Bd. 17). p. 3-14.
- Alocilja, E. C. and J. T. Ritchie. 1993. Multicriteria Optimization for a Sustainable Agriculture. In: *Systems Approaches for Agricultural Development: Proceedings of the International Symposium on Systems Approaches for Agricultural Development, 2-6 December 1991, Bangkok, Thailand*. Dordrecht [u.a.]: Kluwer Academic Publishers. (System approaches for sustainable agricultural development, Vol. 2). p. 381-396.
- Alvensleben, R. von. 2001. Kurswechsel in der Agrarpolitik - Perspektiven der Landnutzung in Deutschland. 22. Bundestagung der DLKG. Lübeck.
- Antoine, J., G. Fischer and M. Makowski. 1997. Multiple criteria land use analysis. *Applied Mathematics and Computation*. 83(2-3): p. 195-215.
- Arzt, K., E. Baranek, C. Berg, K. Hagedorn, J. Lepinat, K. Müller, U. Peters, T. Schatz, C. Schleyer, R. Schmidt, J. Schuler and I. Volkmann. 2002. Dezentrale Bewertungs- und Koordinationsmechanismen. In: K. Müller, V. Toussaint, H.-R. Bork, K. Hagedorn, J. Kern, U. J. Nagel, J. Peters, R. Schmidt, T. Weith, A. Werner, A. Dosch and A. Piorr [Eds.]. *Nachhaltigkeit und Landschaftsnutzung: neue Wege kooperativen Handelns*. Weikersheim: Margraf Verlag. p. 29-96.
- Assfalg, W. and R. Werner. 1992. Die optimale Nutzung von Agrarlandschaften. *Berichte über Landwirtschaft*. 70(3): p. 358-386.
- Bachinger, J. 2003. Planungswerkzeuge und Maßnahmen zur Optimierung der Stickstoffversorgung in Anbausystemen des Ökologischen Landbaus. *Landbauforschung Völkenrode*. (in Vorbereitung)
- Bachinger, J., G. Berger, J. Hufnagel, R. Roth, C. Sattler, U. Stachow and P. Zander. 2003. Beurteilung der Lebensraumeignung von Ackerhabitaten für wildlebende Arten. In: F. Wetterich and U. Köpke [Eds.]. *Indikatoren für ein nationales Monitoring der Umwelteffekte landwirtschaftlicher Produktion - Testphase. Band 2: Biologische Vielfalt und Landschaftsästhetik*. Umweltbundesamt. *Abschlussbericht*. (in Vorbereitung).

- Bachinger, J. and K. Stein-Bachinger. 2000. Organic farming on large farms with special reference to Eastern Germany: Management strategies, environmental effects and economic aspects. In: M. J. Wilson and B. Maliszewska-Kordybach [Eds.]. Soil quality, sustainable agriculture and environmental security in Central and Eastern Europe: Proceedings of the NATO Advanced Research Workshop, Pulawy, Poland, 13-17 October 1997. NATO Science Series: 2, Environmental security, 69. p. 125-138.
- Bachinger, J. and P. Zander. 2001. Entwicklung eines Modells zur Generierung und Bewertung standort- und situationsangepasster Fruchtfolgen im Ökologischen Landbau. In: J. Reents [Ed.]. Von Leit-Bildern zu Leit-Linien : Beiträge zur 6. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, 6.-8. März 2001, Freising-Weißenstephan. p. 167-170.
- Barkmann, J. 2001. Angewandte Ökosystemforschung zwischen Biodiversitäts-, Landschafts- und Ressourcenschutz. *Petermanns Geographische Mitteilungen*. 145(1): p. 16-23.
- Barkmann, J. 2002. *Modellierung und Indikation nachhaltiger Landschaftsentwicklung - Beiträge zu den Grundlagen angewandter Ökosystemforschung*. Kiel: Verein zur Förderung der Ökosystemforschung zu Kiel. (EcoSys - Beiträge zur Ökosystemforschung, Bd. 9). 441 p.
- Bastian, O. and K.-F. Schreiber. 1994. *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft*. Jena, Stuttgart: Fischer Verlag. 502 p.
- Bastian, O. and K.-F. Schreiber. 1999. *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft*. (2. Aufl.). Heidelberg, Berlin: Spektrum Akademischer Verlag. 564 p.
- Bauer, S. 1995. EU-Agrarreform und Nachhaltigkeit. In: W. Großkopf, C. H. Hanf, F. Heidhues and J. Zeddies [Eds.]. Die Landwirtschaft nach der EU-Agrarreform: 35. Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V. vom 5. bis 7. Oktober 1994 in Hohenheim. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag. (Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues, 31). p. 59-76.
- Baumol, W. J. and W. E. Oates. 1988. *The theory of environmental policy*. (2nd ed.). Cambridge: Cambridge University Press. 299 p.
- Beebee, T. J. C. 1996. *Ecology and conservation of amphibians*. (1st ed.). London: Chapman & Hall. (Conservation Biology Series, 7).
- Berger, G. and H. Kretschmer. 1997. RisikoPotenziale landwirtschaftlicher Bewirtschaftung für Amphibien im Agrarraum - Eine raum-zeitliche Betrachtung. Aspekte nachhaltiger Landnutzung - Definitionen, Ziele, Ergebnisse. Tagungsbericht der 3. Wissenschaftlichen Jahrestagung des Fakultätsschwerpunktes Ökologie der Agrarlandschaften. *Ökologische Hefte*, 6. p. 122-127.
- Berger, G. and H. Pfeffer. 2000. Assessment of measures for the protection of grassland breeding birds. personal communication. Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Müncheberg, Institut für Landnutzungssysteme und Landschaftsökologie.
- Berger, G., U. Stachow and A. Werner. 2000. Abschätzungen der Auswirkungen transgener Sorten auf Umweltqualitätsziele. In: E. Schulte and O. Käppeli [Eds.]. *Nachhaltige Landwirtschaft und grüne Gentechnik: Ergebnisse zum Forschungsprojekt*. Basel: BATS. p. 73-95.
- Bessembinder, J. 1997. Uncertainty and temporal aspects in long-term explorations of sustainable land-use - with reference to the Northern Atlantic Zone of Costa Rica. Wageningen Agricultural University. Ph. D. thesis. 202 p.
- BGR [Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe]. 2000. Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000, digitale Version (BÜK 1000, Vers. 0400). - Hannover (Digitales Archiv FISBO BGR).

- Bierkens, M. F. P., P. A. Finke and P. de Willigen. 2000. *Upscaling and downscaling methods for environmental research*. Dordrecht [u.a.]: Kluwer Academic Publishers. (Developments in Plant and Soil Sciences, Vol. 88). 204 p.
- Bishop, R. C. 1978. Endangered Species and Uncertainty: The Economics of a Safe Minimum Standard. *American Journal of Agricultural Economics*. 60: p. 10-18.
- Bishop, R. C. 1980. Endangered species: An economic perspective. In: K. Sabol [Ed.]. Balancing natural resources allocations, Transactions of the forty-fifth North American wildlife and natural resources conference, March 22-26, 1980. Transactions of the North American wildlife and natural resources conference, 45. Washington: Wildlife Management Inst. p. 208-218.
- Bork, H.-R., C. Dalchow, H. Kächele, H.-P. Piorr and K.-O. Wenkel. 1995. *Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland - unter veränderten Rahmenbedingungen: ökologische und ökonomische Konsequenzen*. Berlin: Ernst & Sohn Verlag. 418 p.
- Bos, J. F. F. P. and G. W. J. van de Ven. 1999. Cropping patterns and systems; Organization, administration and management of agricultural enterprises or farms. *Netherlands Journal of Agricultural Science*. 47(3-4): p. 185-200.
- Bossel, H. 1992. *Modellbildung und Simulation - Konzepte, Verfahren und Modelle zum Verhalten dynamischer Systeme*. Braunschweig, Wiesbaden: Vieweg. 400 p.
- Bosshard, A. 2000. A methodology and terminology of sustainability assessment and its perspectives for rural planning. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 77(1-2): p. 29-41.
- Brandes, W. and E. Woermann. 1982. *Landwirtschaftliche Betriebslehre: Teil I: Theorie und Planung des landwirtschaftlichen Betriebes*. Hamburg und Berlin: Paul Parey. 234 p.
- Bromley, D. W. 1991. *Environment and economy: property rights and public policy*. Oxford [u.a.]: Blackwell. 247 p.
- Buckwell, A., J. Blom, P. Commins, B. Hervieu, M. Hofreither, H. von Meyer, E. Rabinowicz, F. Sotte and J. M. Supsi Vinas. 1997. Towards a common agricultural and rural policy for Europe. Convened by Commission of European Communities; Directorate General VI/A1; European Commission 1997. Internet. http://europa.eu.int/comm/agriculture/publi/buck_en/cover.htm.
- Buttgereit, R. 1991. *Ökologische und ökonomische Funktionsbedingungen umweltökonomischer Instrumente*. Berlin: Erich Schmidt. (Beiträge zur Umweltgestaltung: A, 123). 255 p.
- Buys, J. C. 1995. *Naar een natuurmeetlat voor landbouwbedrijven*. Utrecht: Centrum Landbouw en Milieu. (CLM-Rapport, 169). p. 1-6.
- Christen, O. 1996. Nachhaltige Landwirtschaft ("Sustainable Agriculture"). *Berichte über Landwirtschaft*. 74: p. 66-86.
- Ciriacy-Wantrup, S. V. 1952. *Resource conservation, economics and policies*. Berkeley, Los Angeles: University of California Press. p. 76-93 and p. 251-267.
- Conway, G. R. 1994. Sustainability in agricultural development: Trade-offs between productivity, stability and equitability. *Journal of Farming Systems Resources/Extension*. 4(2): p. 1-14.
- Cornelissen, A. M. G. 2003. Two faces of sustainability. Fuzzy evaluation of sustainable development. Wageningen University. Ph. D. thesis. 184 p.
- Costanza, R. and T. Maxwell. 1991. Spatial ecosystem modelling using parallel processors. *Ecological Modelling*. 58: p. 159-183.

- Costanza, R., L. Wainger, C. Folke and K.-G. Mäler. 1993. Modeling complex ecological economic systems. Toward an evolutionary, dynamic understanding of people and nature. *BioScience*. 43(8): p. 545-555.
- Crissman, C. C., J. M. Antle and S. M. Capalbo. 1998. *Economic, environmental, and health tradeoffs in agriculture: pesticides and the sustainability of Andean potato production*. Boston: Kluwer Academic Publishers, Co-publication with International Potato Center (CIP). (Natural Resource Management and Policy, Vol. 12). 281 p.
- Currle, J. 1995. *Landwirte und Bodenabtrag: empirische Analyse der bäuerlichen Wahrnehmung von Bodenerosion und Erosionsschutzverfahren in drei Gemeinden des Kraichgaus*. Weikersheim: Margraf Verlag. (Kommunikation und Beratung, 1). 244 p.
- Dabbert, S., S. Herrmann, G. Kaule and M. Sommer. 1999. *Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung: Methodik, Anwendung und Übertragbarkeit am Beispiel von Agrarlandschaften*. Berlin [u.a.]: Springer-Verlag. 246 p.
- Dabbert, S., M. Stolze, A. Häring and A. Piorr. 2000. Agrarpolitische Bewertung der Umwelteffekte des ökologischen Landbaus. *Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues*. 36: p. 93-99.
- DBG [Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft]. 1992. *Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat*. Oldenburg: Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft. 42 p.
- Diepen, C. A. van, H. van Keulen, J. Wolf and J. A. A. Berkhout. 1991. Land evaluation: From intuition to quantification. In: B. A. Stewart [Ed.]. *Advances of Soil Science, Vol. 15*. New York: Springer-Verlag. p. 139-204.
- DWD [Deutscher Wetterdienst]. 1962. *Handbuch der naturräumlichen Gliederung der Bundesrepublik Deutschland 1952-1962*.
- Eltun, R. 1994. The Apelsvoll cropping system experiment I. Background, objectives and methods. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences*. 8(3/4): p. 301-315.
- Enquete-Kommission. 1998. Konzept Nachhaltigkeit. Vom Leitbild zur Umsetzung. Abschlußbericht der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt - Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung“. Bonn: Deutscher Bundestag.
- Erdmann, K.-H. and J. Nauber. 1995. *Der deutsche Beitrag zum UNESCO-Programm "Der Mensch und die Biosphäre" (MAB) im Zeitraum Juli 1992 bis Juni 1994*. Bonn: Deutsches Nationalkomitee für das UNESCO-Programm "Der Mensch und die Biosphäre" (MAB). 295 p.
- EU-Kommission. 2000. Agriculture's contribution to environmentally and culturally related non-trade concerns. International Conference on Non-Trade Concerns in Agriculture. Session 4. 10 p.
- EU [Europäische Union]. 1991. Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 des Rates über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel (EU-Öko-Verordnung 2092/91). Europäische Union. Internet. http://europa.eu.int/eur-lex/de/consleg/pdf/1991/de_1991R2092_do_001.pdf. 94 p.
- Ewers, H.-J. and W. Henrichsmeyer. 2000. *Agrarumweltpolitik nach dem Subsidiaritätsprinzip. Denkschrift des Schwäbisch Haller Agrarkolloquiums der Robert Bosch Stiftung*. Berlin: Analytica. (Schriften zur Agrarforschung und Agrarpolitik, Bd. 1). 93 p.

- FAA [Forschungsgesellschaft für Agrarpolitik und Agrarsoziologie]. 1998. *Landnutzung und Umwelt unter den Bedingungen einer reformierten EU-Agrarpolitik - Instrumente zu einer verbesserten Wirkungsanalyse. Verhandlungen der Öffentlichen Arbeitstagung am 08.05.1998 in Bonn-Röttgen*. Bonn: Forschungsgesellschaft für Agrarpolitik und Agrarsoziologie. (Schriftenreihe der Forschungsgesellschaft für Agrarpolitik und Agrarsoziologie e.V. Bonn, Nr. 312). 168 p.
- FAO [Food and Agriculture Organization]. 1976. *A framework for land evaluation / Soil Resources Development and Conservation Service, Land and Water*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. (FAO soils bulletin, 32). 72 p.
- FAO [Food and Agriculture Organization]. 1993. *Guidelines for land use planning*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. (FAO development series, 1). 96 p.
- Fischer, U. 1998. Ökologische Dauerbeobachtung: Deposition. Gutachten im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin - Jahresbericht 1997.
- Fresco, L., H. Huizing, H. van Keulen, H. Luning and R. Schipper. 1989. *Land evaluation and farming systems analysis for land use planning. FAO Guidelines; Second draft*. Wageningen 201 p.
- Friedrichs, J. 1990. *Methoden empirischer Sozialforschung*. (14. Aufl.). Opladen: Westdeutscher Verlag. (WV-Studium, 28). 429 p.
- Frielinghaus, M. and B. Winnige. 2000. Maßstäbe bodenschonender landwirtschaftlicher Bodennutzung - Erarbeitung eines Bewertungs- und Entscheidungshilfesystems (Indikation der Wassererosion). In: *Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Bodenschutz, Nr.: 20702010. Texte / Umweltbundesamt, Nr. 2000.43*. 74 p.
- Fuchs, S. and B. Saacke. 2003. Important habitat types in agricultural landscapes. Arable fields as habitat for flora and fauna - a synopsis. In: M. Flade, H. Plachter, R. Schmidt and A. Werner [Eds.]. *Nature conservation in agricultural ecosystems - Results of the Schorfheide-Chorin Research Project*. Wiebelsheim: Quelle & Meyer. (in Vorbereitung)
- Ganzert, C. 1995. Konzeption für eine ökologische Agrarlandschaftsforschung. *Berichte der ANL*. (Beiheft 12): p. 51-64.
- Giampietro, M. 1997. Socioeconomic pressure, demographic pressure, environmental loading and technological changes in agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 65(3): p. 201-229.
- Goodland, R., H. Daly, S. El Serafy and B. von Droste. 1992. *Nach dem Brundtlandbericht: Umweltverträgliche Wirtschaftliche Entwicklung*. Bonn: Rheinischer Landwirtschaftsverlag. 103 p.
- Gotsch, N., C. Flury and P. Rieder. 2000. Polyproject 'PRIMALP - sustainable agriculture and forestry in the Alpine region': methodological concept and organisational needs of a transdisciplinary research project at ETH Zurich. Transdisciplinarity: Joint problem-solving among science, technology and society. 4 p.
- Gowdy, J. M. 1993. Economic and biological aspects of genetic diversity. *Society of Natural Resources*. 6: p. 1-16.
- Grant, W. E. and P. B. Thompson. 1997. Integrated ecological models: simulation of socio-cultural constraints on ecological dynamics. *Ecological Modelling*. 100(1-3): p. 43-59.
- Grunwald, S. 1997. *GIS-gestützte Modellierung des Landschaftswasser- und Stoffhaushaltes mit dem Modell AGNPSm*. Gießen: Justus-Liebig-Universität. (Boden und Landschaft: Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie, Bd. 14). p. 3-36.
- GTZ [Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit]. 1995. *Landnutzungsplanung - Strategien, Instrumente, Methoden*. Eschborn: Selbstverlag. 225 p.

- Gunia, W. 1982. Aufbau und Entwicklung des Teilinformationssystems "Regionaltypen" (REGDAT) im Informationssystem "Boden" (DABO). FZB Müncheberg, Bereich Bodenkunde und Fernerkundung Eberswalde. Dissertation.
- Haag, D. and G. Matschonat. 2001. Paradigmen zur Repräsentation und zum Management komplexer Systeme: Simulationsmodelle und neue Formen der Wissensproduktion. Internet. http://www.gsf.de/ptukf/bmbf/laufSchwp/soef/material/haag_endbericht.pdf. 30 p.
- Hampicke, U. 1991. *Naturschutz-Ökonomie*. Stuttgart: Ulmer. (Uni-Taschenbücher, Nr. 1650). 342 p.
- Hansen, J. W. 1996. Is agricultural sustainability a useful concept? *Agricultural Systems*. 50(2): p. 117-143.
- Heiden, K. von der, C. Sattler, P. Zander and U. J. Nagel. 2001. Combining computational modelling and qualitative approaches in agro-environmental extension. In: Y. Villacampa, C. A. Brebbia and J.-L. Usó [Eds.]. *Ecosystems and sustainable development III*. Southampton [u.a.]: WIT Press. (Advances in ecological sciences, 10). p. 175-184.
- Heidt, E., T. Korbun, H. Plachter and R. Schulz. 1997. Zielbestimmung UG3 "Wilmsdorf". Projektbericht zum Teilprojekt "Leitbild und Bewertung" im BMBF-DBU-Verbundprojekt "Naturschutz in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft am Beispiel des Biosphärenreservates Schorfheide-Chorin. Landesanstalt für Großschutzgebiete Brandenburg. Eberswalde.
- Heilig, G. K. 2001. Dimensions of rural development in Europe: a synthesis of research perspectives. In: I. Koloman [Ed.]. *Models of European and World Integration. International Conference, 12-14 September 2001, Banska Bystrica*. Banská Bystrica: Faculty of Political Sciences and International Affairs, University of Matej Bel. (Scientific Script, vol. 4). p. 89-93.
- Helming, K. and H. Wiggering. 2003. *Sustainable development of multifunctional landscapes*. Berlin [u.a.]: Springer-Verlag. 286 p.
- Henrichsmeyer, W. 1998. Einführung in die Thematik. In: FAA [Ed.]. *Landnutzung und Umwelt unter den Bedingungen einer reformierten EU-Agrarpolitik - Instrumente zu einer verbesserten Wirkungsanalyse, Verhandlungen der Öffentlichen Arbeitstagung am 08.05.1998 in Bonn-Röttgen*. Bonn: FAA. (Schriftenreihe der Forschungsgesellschaft für Agrarpolitik und Agrarsoziologie e.V., Nr. 312). p. 1-3.
- Henrichsmeyer, W., O. Gans and I. Evers. 1991. *Einführung in die Volkswirtschaftslehre*. (9., verb. Aufl.). Stuttgart: Eugen Ulmer. (Uni-Taschenbücher, 680). 600 p.
- Herrmann, M. 2003. Transformation of conservation measures into practice. In: M. Flade, H. Plachter, R. Schmidt and A. Werner [Eds.]. *Nature Conservation in Agricultural Ecosystems - Results of the Schorfheide-Chorin Research Project*. Wiebelsheim: Quelle & Meyer. (in Vorbereitung).
- Herrmann, M. and H. Müller-Stieß. 1997. Rebhuhn und Wachtel als Leitarten der Agrarlandschaft. Populationsökologische Konsequenzen unterschiedlicher Formen und Intensitäten der Landnutzung. Zwischenbericht des BMBF -Teilprojektes 4.1.2 „Naturschutz in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft". Landesanstalt für Großschutzgebiete Brandenburg. Eberswalde.
- Herrmann, S. and R. Mövius. 1997. Räumliche konkrete Ermittlung der regionalen Verteilung landwirtschaftlicher Kulturen durch Kombination von Daten unterschiedlicher Herkunft. In: R. Doluschitz and C. Noell [Eds.]. *Die Agrar- und Ernährungswirtschaft in der Informationsgesellschaft: Integration neuer Infrastrukturen in Information und Kommunikation; Referate der 18. GIL-Jahrestagung in Hohenheim, Stuttgart 1997*. Gesellschaft für Informatik in der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft. (Berichte der Gesellschaft für Informatik in der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft, Bd. 10). p. 68-71.

- Herrmann, S. and R. Mövius. 1998. Verfahren zur rasterorientierten Modellierung der landwirtschaftlichen Nutzung im regionalen Maßstab. *Zeitschrift für Agrarinformatik*. 6(4): p. 74-79.
- Herzog, C. 2002. Das Methodenpaket IeMAX mit dem Fuzzy-Simulationsmodell FLUCS. Entwicklung und Anwendung eines Entscheidungsunterstützungssystems für die integrative Raumplanung. Universität Kiel, Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät. Dissertation. 181 p.
- Hirschauer, N. 1997. Früherkennung unternehmensrelevanter Entwicklungen im Umweltbereich. In: U. Birkner and R. Doluschitz [Eds.]. *Betriebliches Umweltmanagement in der Land- und Ernährungswirtschaft*. Berlin: Deutscher Landwirtschaftsverlag. (Schriften für den Agrarmanager, 6). p. 108-119.
- Hobbs, B. F., S. A. Ludsin, R. L. Knight, P. A. Ryan, J. Biberhofer and J. J. H. Ciborowski. 2002. Fuzzy cognitive mapping as a tool to define management objectives for complex ecosystems. *Ecological Applications*. 12(5): p. 1548-1565.
- Hofmann, H., H. Steinhauser and E. Winkelhofer. 1994. Perspektiven für die Landwirtschaft auf ertragsschwachen Standorten der neuen Bundesländer unter besonderer Berücksichtigung von Naturschutzziele. *Berichte über Landwirtschaft*. 72(4): p. 533-552.
- Howitt, R. 1995. Positive mathematical-programming. *American Journal of Agricultural Economics*. 77(2): p. 329-342.
- Hötzel, H.-J. 1986. *Umweltvorschriften für die Landwirtschaft*. Stuttgart: Ulmer. 467 p.
- Hufnagel, J., J. Bachinger, R. Roth and P. Zander. 2002. Abbildung und Regionalisierung von Anbauverfahren zur Abschätzung der Lebensraumeignung von Äckern für wildlebende Tiere und Pflanzen. 45. Jahrestagung vom 26. bis 28. September 2002 in Berlin: Kurzfassungen der Vorträge und Poster. Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, Bd. 14. p. 123-124.
- Hülsbergen, K.-J. and S. Biermann. 1997. Seehausener Dauerversuche als Grundlage für Modelle zur Humus- und Nährstoffbilanzierung - ein Übersichtsbeitrag. In: W. Diepenbrock [Ed.]. *Feldexperimentelle Arbeit als Basis pflanzenbaulicher Forschung: 40 Jahre Lehr- und Versuchsstation Seehausen und 50 Jahre Landwirtschaftliche Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg*. Aachen: Shaker. (Berichte aus der Agrarwirtschaft). p. 26-46.
- Isermann, K. and R. Isermann. 1996. Böden mit Nährstoffen – verarmen – anreichern – nachhaltig optimieren. Landwirtschaft '96. In: *Der kritische Agrarbericht 1996*. Bonn: Agrarbündnis e.V. p. 206-216.
- ISOE [Institut für sozial-ökologische Forschung]. 1999. Sozial-ökologische Forschung - Rahmenkonzept für einen neuen Förderschwerpunkt. Institut für sozial-ökologische Forschung (ISOE). Internet. <http://www.isoe.de/ftp/kurzsozoek.pdf>. 10 p.
- Jacobsen, B. H., B. M. Petersen, J. Berntsen, C. Boye, C. G. Soerensen, H. T. Soegaard and J. P. Hanson. 1998. *An Integrated Economic and Environmental Farm Simulation Model (FASSET)*. København: Statens Jordbrugs- og Fiskerioekonomiske Institut. (SJFI rapport, nr. 102). 152 p.
- Jansen, D. M., J. J. Stoorvogel and R. Schipper. 1995. Using sustainability indicators in agricultural land use analysis: an example from Costa Rica. *Netherlands Journal of Agricultural Science*. 43: p. 61-82.
- Jarosch, J. 1990. *Methodik, Einsatzmöglichkeiten und Anwendung ökologisch-ökonomischer Planungsmodelle*. Kiel: Wissenschaftsverlag Vauk. (Landwirtschaft und Umwelt, Bd. 6). 245 p.
- Kachel, K.-U. 1999. *Wirkungen der Förderung umweltgerechter landwirtschaftlicher Nutzung von Ackerflächen: betriebswirtschaftliche Untersuchungen zu ausgewählten Förderprogrammen in Landwirtschaftsbetrieben im Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin*. Kiel: Wissenschaftsverlag Vauk. (Landwirtschaft und Umwelt, Schriften zur Umweltökonomik, Bd. 16). 235 p.

- Kahn, H. and A. J. Wiener. 1967. *The Year 2000: A Framework for Speculation on the Next Thirty-Three Years*. New York: Macmillan. 430 p.
- Kampis, G. 1991. *Self-modifying systems in biology and cognitive science: a new framework for dynamics, information and complexity*. (1st ed.). Oxford: Pergamon Press. (IFSR international series on systems science and engineering, 6). 543 p.
- Karr, J. R. 1993. Measuring biological integrity: lessons from streams. In: S. Woodley, J. J. Kay and G. Francis [Eds.]. *Ecological Integrity and the Management of Ecosystems*. Delray, Florida: St. Lucie Press. p. 83-104.
- Kächele, H. 1999. Auswirkungen großflächiger Naturschutzprojekte auf die Landwirtschaft. Ökonomische Bewertung der einzelbetrieblichen Konsequenzen am Beispiel des Nationalparks "Unteres Odertal". *Agrarwirtschaft*. (Sonderheft 163): 222 p.
- Kächele, H. and M. Rösler. 1999. Nachhaltiges Landnutzungskonzept Friedländer Große Wiese. Gutachten im Auftrag des Stifterverbands für die Deutsche Wissenschaft. Greifswald. 269 p.
- Kächele, H. and P. Zander. 1999. Der Einsatz des Entscheidungshilfesystems MODAM zur Reduzierung von Konflikten zwischen Naturschutz und Landwirtschaft am Beispiel des Nationalparks "Unteres Odertal". In: E. Berg, W. Henrichsmeyer and G. Schiefer [Eds.]. *Agrarwirtschaft in der Informationsgesellschaft*. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag. (Schriften der Gesellschaft für Wirtschaft- und Sozialwissenschaften des Landbaus, Bd. 35). p. 191-198.
- Kärcher, A. and S. Dabbert. 2001. Sozioökonomische Modellierung als integratives Konzept. In: R. Kratz and J. Pfadenhauer [Eds.]. *Ökosystemmanagement für Niedermoore - Strategien und Verfahren zur Renaturierung*. Stuttgart: Ulmer. p. 242-263.
- Kerschberger, M. and H. Eckert. 1994. Kritische Umweltbelastungen Landwirtschaft (KUL) - Analyse und Bewertung der Kategorie Düngung. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*. 38: p. 361-371.
- Kersebaum, K. C. and A. J. Beblík. 2001. Performance of a nitrogen dynamics model applied to evaluate agricultural management practices. In: M. J. Shaffer, L. Ma and S. Hansen [Eds.]. *Modeling carbon and nitrogen dynamics for soil management*. (1st ed.). Boca Raton [u.a.]: Lewis Publishers. p. 549-569.
- Kersebaum, K. C., W. Mirschel and K.-O. Wenkel. 1995. Makroskalige Abschätzung der Auswirkungen von Landnutzungsänderungen in Nordost-Deutschland auf den Stickstoffhaushalt mit Hilfe eines Simulationsmodells. In: *Referate und Posterbeiträge: Jahrestagung 1995; 2. bis 9. September 1995 in Halle/Saale. Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*. Göttingen: Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft. (Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Nr. 76.1+2). p. 823-826.
- Kersebaum, K. C. and K.-O. Wenkel. 1998. Modelling water and nitrogen dynamics at three different spatial scales influence of different data aggregation levels on simulation results. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 50(1-3): p. 313-319.
- Keulen, H. van, M. K. van Ittersum, R. P. Roetter, N. de Ridder and C. T. Hoanh. 2002. New Approaches to Support Development of Sustainable Land Use Systems. Sustaining Food Security and Managing Natural Resources in Southeast Asia - Challenges for the 21st Century.
- Keulen, H. van and F. R. Veeneklaas. 1992. Options for agricultural development: A case study for Mali's fifth region. In: *Systems Approaches for Agricultural Development: Proceedings of the International Symposium on Systems Approaches for Agricultural Development, 2-6 December 1991, Bangkok, Thailand*. Dordrecht [u.a.]: Kluwer Academic Publishers. (System approaches for sustainable agricultural development, Vol. 2). p. 367-380.

- KFA [Kernforschungsanlage]. 1991. *Nitratversickerung im Kreis Vechta: Simulationen und ihr Praxisbezug. Endbericht zum Projekt "Intensivlandwirtschaft und Nitratbelastung des Grundwassers im Kreis Vechta"*. Jülich: Forschungszentrum. (Berichte aus der Ökologischen Forschung, Nr. 3). 295 p.
- Kirschke, D., R. Odening, R. Doluschitz, T. Fock, K. Hagedorn, R. Dost and H. von Witzke. 1995. Analyse der Wirkungen agrarpolitischer Aktionsinstrumente auf die Landwirtschaft der Neuen Bundesländer. *Agrarwirtschaft*. (Sonderheft 151): 71 p.
- Kirschke, D., R. Odening, R. Doluschitz, T. Fock, K. Hagedorn, R. Dost and H. von Witzke. 1998. *Weiterentwicklung der EU-Agrarpolitik - Aussichten für die Neuen Bundesländer*. Kiel: Wissenschaftsverlag Vauk. 177 p.
- Kluge, E., S. Enzian and V. Gutsche. 1999. *Befallsatlas: Atlas der potentiellen Befallsgefährdung durch wichtige Schadorganismen im Ackerbau Deutschlands*. Ribbesbüttel: Saphir Verlag. 160 p.
- Knierim, A. 2001. *Konflikte erkennen und bearbeiten: aktionsorientierte Forschung zwischen Landwirtschaft und Naturschutz in Brandenburg*. Weikersheim: Margraf Verlag. (Kommunikation und Beratung. Sozialwissenschaftliche Schriften zur Landnutzung und ländlichen Entwicklung, Bd. 45). 170 p.
- Kooten, G. C. van. 1993. *Land resource economics and sustainable development: economic policies and the common good*. Vancouver: UBC Press. 450 p.
- Körschens, M. and E. Bus. 1982. Der Einfluss unterschiedlicher Fruchtarten auf den Ct-Gehalt des Bodens. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*. 26(11): p. 711-716.
- Krayl, E. 1993. *Strategien zur Verminderung der Stickstoffverluste aus der Landwirtschaft*. Wissenschaftsverlag. Kiel: Wissenschaftsverlag Vauk. (Landwirtschaft und Umwelt, Bd. 8). 247 p.
- Kreilkamp, E. 1987. *Strategisches Management und Marketing: Markt- und Wettbewerbsanalyse, strategische Frühaufklärung, Portfolio-Management*. Berlin, New York: de Gruyter. (Marketing-Management, 11). 605 p.
- Kruseman, G. 2000. Bio-economic modelling for agricultural intensification. Wageningen University. Ph. D. thesis. 260 p.
- Kruseman, G., R. Ruben, A. Kuyvenhoven, H. Hengsdijk and H. van Keulen. 1996. Analytical framework for disentangling the concept of sustainable land use. *Agricultural Systems*. 50(2): p. 191-207.
- KTBL [Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft]. 1997. *Betriebsplanung 1997/98. Daten für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft, Datensammlung*. Münster: Landwirtschaftsverlag. 330 p.
- KTBL [Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft]. 1998. *Taschenbuch Landwirtschaft 1998/99*. Münster: Landwirtschaftsverlag. 273 p.
- KTBL [Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft]. 1999. *Betriebsplanung 1999/2000. Daten für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft, Datensammlung*. Münster: Landwirtschaftsverlag. 320 p.
- KTBL [Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft]. 2000. *Taschenbuch Landwirtschaft 2000/01*. Münster: Landwirtschaftsverlag. 270 p.
- Laborte, A. G., R. P. Roetter, B. Nunez, C. T. Hoanh and C. Dreiser. 2000. Development of a tool for interactive land use scenario analysis: IMGLP user interface. In: R. P. Roetter, H. van Keulen and H. H. van Laar [Eds.]. *Synthesis of methodology development and case studies*. Los Baños, Philippines: International Rice Research Institute. (SysNet Research Paper Series No. 3). p. 57-68.

- Lackey, R. T. 1998. Seven pillars of ecosystem management. *Landscape and Urban Planning*. 40(1-3): p. 21-30.
- Leeuwis, C. 1993. Of computers myths and modelling: the social construction of diversity, knowledge, information and communication technologies in Dutch horticulture and agricultural extension. Wageningen Agricultural University. Ph. D. thesis. 469 p.
- Lentz, W. 1993. *Neuere Entwicklungen in der Theorie dynamischer Systeme und ihre Bedeutung für die Agrarökonomie*. Berlin: Duncker & Humblot. (Volkswirtschaftliche Schriften, 432). 230 p.
- Likens, G. E. 1992. *The ecosystem approach: its use and abuse*. Oldendorf-Luhe: Ecology Institute. (Excellence in ecology, Book 3). 166 p.
- Likens, G. E. 1998. Limitations to intellectual progress in ecosystem science. In: M. Pace and P. Groffman [Eds.]. *Successes, Limitations, and Frontiers in Ecosystem Science*. New York [u.a.]: Springer-Verlag. p. 247-271.
- Lutze, G., R. Wieland and A. Schultz. 1999. Habitatmodelle für Tiere und Pflanzen - Instrumente zur integrativen Abbildung und Analyse von Lebensraumsprüchen ausgewählter Ziel und Leitarten mit direktem Bezug zur Landschaftsstruktur und zur Landnutzung. In: T. Blaschke [Ed.]. *Umweltmonitoring und Umweltmodellierung. GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung*. Heidelberg: Wichmann Verlag. p. 223-236.
- Meadows, De. L., Do. H. Meadows, E. Zahn and P. Miller. 1973. *Die Grenzen des Wachstums. Bericht des Club of Rome zur Lage der Menschheit*. Hamburg: Reinbek. (Rororo, 6825: Sachbuch). 180 p.
- Meyer-Aurich, A. 2001. *Entwicklung von umwelt- und naturschutzgerechten Verfahren der landwirtschaftlichen Landnutzung für das Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin*. Bern, Hannover: Verlag Agrarökonomie. (Agrarökologie, Bd. 41). 137 p.
- Meyer-Aurich, A., J. Schuler, K. Auerswald, P. Zander and H. Kächele. 2001. Trade off of soil protection - assessing economic consequences of erosion control. In: K. Helming [Ed.]. *Multidisciplinary approaches to soil conservation strategies: Proceedings; International Symposium ESSC, DBG, ZALF*. Müncheberg: Selbstverlag. (ZALF-Berichte, Nr. 47). p. 161-166.
- Meyer-Aurich, A., J. Schuler, P. Zander and J. Bachinger. 2003. Integration von Umweltzielen in die Betriebsoptimierung im ökologischen Landbau - Möglichkeiten und Grenzen am Beispiel des Versuchsbetriebes Kloostergut Scheyern. *Ökologischer Landbau der Zukunft: 7. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau 2003 vom 24.-26. Februar an der Universität für Bodenkultur in Wien*. Vortrag.
- Meyer-Aurich, A., P. Zander, A. Werner and R. Roth. 1998. Developing agricultural land use strategies appropriate to nature conservation goals and environmental protection. *Landscape and Urban Planning*. 41(2): p. 119-127.
- MLUR [Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung]. 2000. *Agrarbericht 2000 - Bericht zur Lage der Land- und Ernährungswirtschaft des Landes Brandenburg*. Potsdam
- Mohamed, A. M. 1999. An integrated agro-economic and agro-ecological framework for land use planning and policy analysis. Wageningen Agricultural University. Ph. D. dissertation.
- Mövius, R. 1999. Modul zur Übertragung aggregierter Daten in räumlich konkrete Daten. In: S. Dabbert, S. Herrmann, G. Kaule and M. Sommer [Eds.]. *Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung: Methodik, Anwendung und Übertragbarkeit am Beispiel von Agrarlandschaften*. Berlin [u.a.]: Springer Verlag. p. 112-125.
- Munda, G. 2000. *Conceptualising and responding to complexity*. Cambridge: Concerted Action on Environmental Valuation in Europe. Programme. (Policy Research Brief, 2). 20 p.

- Mühlenberg, M. and J. Slowik. 1997. *Kulturlandschaft als Lebensraum*. Wiesbaden: Quelle & Meyer Verlag. (Uni-Taschenbücher, Nr. 1947). 312 p.
- Müller, K., H.-R. Bork, A. Dosch, K. Hagedorn, J. Kern, J. Peters, H.-G. Petersen, U. J. Nagel, T. Schatz, R. Schmidt, V. Toussaint, T. Weith, A. Werner and A. Wotke. 2000. *Nachhaltige Landnutzung im Konsens: Ansätze für eine dauerhaft-umweltgerechte Nutzung der Agrarlandschaften in Nordostdeutschland*. Giessen: Focus-Verlag. 173 p.
- Müller, K., V. Toussaint, H.-R. Bork, K. Hagedorn, J. Kern, U. J. Nagel, J. Peters, R. Schmidt, T. Weith, A. Werner, A. Dosch and A. Piorr. 2002. *Nachhaltigkeit und Landschaftsnutzung: neue Wege kooperativen Handelns*. Weikersheim: Margraf Verlag. 410 p.
- Nagel, U. J., S. Baas, P. Chiyanika, S. Eckert, J. Edsen, M. Geiger, R. Laue, G. Lübke and H. Marbach. 1992. *Developing a participatory extension approach*. Weikersheim: Margraf. (Schriftenreihe des Fachbereichs Internationale Agrarentwicklung, 149). 167 p.
- Neher, D. 1992. Ecological sustainability in agricultural systems. Definition and measurement. *Journal of Sustainable Agriculture*. 2(3): p. 51-61.
- Nip, M. I. and H. A. U. de Haes. 1995. Ecosystem approaches to environmental quality. *Environmental Management*. 19(1): p. 135-145.
- Oldham, R. S., D. M. Latham, D. Hilton-Brown, M. Towns, A. S. Cooke and A. Burn. 1997. The effect of ammonium nitrate fertilizer on frog (*Rana temporaria*) survival. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 61(1): p. 69-74.
- Paris, Qu. 1991. *An economic interpretation of linear programming*. Ames: Iowa State University Press. 337 p.
- Paris, Qu. and R. E. Howitt. 1998. An analysis of ill-posed production problems using maximum entropy. *American Journal of Agricultural Economics*. 80(1): p. 124-138.
- Pauly, J. and J. Bachinger. 1997. Zur standorts- und situationsbezogenen Etablierung von Wintergetreidebeständen im Ökologischen Landbau. In: U. Köpke and J.-A. Eisele [Eds.]. Beiträge zur 4. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, 3.-4. März 1997 an der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn. Berlin: Köster. (Schriftenreihe / Institut für Organischen Landbau, Nr. 4). p. 286-287.
- Pearce, D. 1993. *Economic values and the natural world*. London: Earthscan Publications. 144 p.
- Pearce, D. and D. Moran. 1994. *The economic value of biodiversity*. London: Earthscan Publications. 172 p.
- Pearce, D. W. and R. K. Turner. 1990. *Economics of natural resources and the environment*. New York: Harvester Wheatsheaf. 378 p.
- Perman, R. and et al. 1996. R. Perman, Y. Ma and J. McGilvray [Eds.]. *Natural Resource and Environmental Economics, Vol. I*. (1st ed.). London [u.a.]: Longman.
- Pfeffer, H., S. Malt and G. Berger. 2002. Fallowing of low yield areas with extreme site quality within arable fields - ecological effects and nature conservation aspects. Challenges of the new millennium - our joint responsibility: 3rd European Conference on Restoration Ecology, Budapest - Hungary, 25-31 August 2002, Conference Abstracts, Theme 2. p. 144.
- Pitel, J. 1990. *Multicriterion optimisation and its utilisation in agriculture*. Amsterdam [u.a.]: Elsevier Science Publishers. (Developments in agricultural economics, 6). 248 p.
- Plachter, H. 1992. Grundzüge der naturschutzfachlichen Bewertung. *Veröffentlichungen zu Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg*. 67: p. 948.

- Plachter, H. and E. Heidt. 2003. Conservation assessment in agricultural landscapes. In: M. Flade, H. Plachter, R. Schmidt and A. Werner [Eds.]. *Nature conservation in agricultural ecosystems - Results of the Schorfheide-Chorin Research Project*. Wiebelsheim: Quelle & Meyer. (in Vorbereitung).
- Plachter, H. and T. Korbun. 2003. A methodological primer for the determination of nature conservation targets in agricultural landscapes. In: M. Flade, H. Plachter, R. Schmidt and A. Werner [Eds.]. *Nature conservation in agricultural ecosystems - Results of the Schorfheide-Chorin Research Project*. Wiebelsheim: Quelle & Meyer. (in Vorbereitung).
- Plachter, H. and A. Werner. 1998. Integrierende Methoden zu Leitbildern und Qualitätszielen für eine naturschonende Landwirtschaft. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*. 39 (3): p. 121-129.
- Prager, K. 2002. *Akzeptanz von Maßnahmen zur Umsetzung einer umweltschonenden Landbewirtschaftung bei Landwirten und Beratern in Brandenburg*. Weikersheim: Margraf Verlag. (Kommunikation und Beratung, 48). 151 p.
- Prange, H. 1989. *Der graue Kranich : Grus grus*. Wittenberg Lutherstadt: A. Ziemsen. (Die Neue Brehm-Bücherei, 229). 272 p.
- Prato, T., C. Fulcher, S. Wu and J. Ma. 1996. Multiple-objective decision making for agroecosystem management. *Agricultural and Resource Economics Review*. 25(2): p. 200-212.
- Rauschmayer, F. 1998. An ethically neutral decision aid - Diskussionsbeitrag 9803. Institut für Agrarökonomie der Universität Göttingen. 20 p.
- Reining, E., J. Bachinger and K. Stein-Bachinger. 1999. Verfahren zur Abschätzung der symbiontisch fixierten N-Menge von Futter- und Körnerleguminosen als Grundlage von Planungswerkzeugen zur schlag- und fruchtfolgebezogenen N-Bilanzierung. In: H. Hoffmann and S. Müller [Eds.]. Beiträge zur 5. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau "Vom Rand zur Mitte" : 23.-25. Februar 1999 in Berlin. p. 230-233.
- Reisch, E. and J. Zeddies. 1992. *Einführung in die landwirtschaftliche Betriebslehre, Bd. 2. Spezieller Teil: Grundlagen und Methoden der Entscheidung, Ökonomik der pflanzlichen und tierischen Produktion*. Stuttgart: Ulmer. (UTB für Wissenschaft: Uni-Taschenbücher, 617).
- Roetter, R. P., C. T. Hoanh, P. K. Aggarwal and H. van Keulen. 2000a. Challenges, project strategy and major accomplishments. In: R. P. Roetter, H. van Keulen and H. H. van Laar [Eds.]. *Synthesis of methodology development and case studies*. Los Baños, Philippines: International Rice Research Institute. (SysNet Research Paper Series No. 3). p. 3-10.
- Roetter, R. P., H. van Keulen and H. H. van Laar. 2000b. *Synthesis of methodology development and case studies*. Los Baños, Philippines: International Rice Research Institute. (SysNet Research Paper Series No. 3). 94 p.
- Romero, C. and T. Rehman. 1989. *Multiple criteria analysis for agricultural decisions*. Amsterdam [u.a.]: Elsevier Science Publishers. (Developments in agricultural economics, 5). 257 p.
- Roth, R. 1995. Ertragsabschätzung für wichtige landwirtschaftliche Kulturpflanzen. In: H.-R. Bork, C. Dalchow, H. Kächele, H.-P. Piorr and K.-O. Wenkel [Eds.]. *Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland unter veränderten Rahmenbedingungen: ökologische und ökonomische Konsequenzen*. Berlin: Ernst u. Sohn. p. 59-61.
- Roth, R. 1998. Ertragsschätzung in einer Reihe von Befragungen und Funktionsdiskussionen. Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Institut für Landnutzungssysteme und Landschaftsökologie. personal communication.

- Roth, R. and K. Steinbrenner. 1992. Vorfrucht- und Fruchtfolgeeffekte auf Sandstandorten in Müncheberg. Tagungsbericht des IV. Fruchtfolgesymposiums am 21. Mai 1992 in Halle a. d. Saale. p. 70-79.
- Roweck, H. 1995. Landschaftsentwicklung über Leitbilder? *LÖBF-Mitteilungen*. (4): p. 25-34.
- Röhm, O. and S. Dabbert. 1999. Modelling regional production and income effects. In: G. van Huylenbroeck and M. Whitby [Eds.]. *Countryside stewardship: farmers, policies and markets*. Amsterdam, Lausanne, New York: Pergamon. p. 113-133.
- Röling, N. 1994. Platforms for decision-making about ecosystems. In: L. O. Fresco, L. Stroosnijder, J. Bouma, and H. van Keulen [Eds.]. *The future of the land: Mobilising and integrating knowledge for land use options*. Chichester: John Wiley and Sons. p. 385-393.
- Runge, T. 2003. Ökonomische und ökologische Effekte einer Umsetzung landschaftsplanerischer Vorgaben in der Landwirtschaft. Technische Universität Berlin. Dissertation (in Vorbereitung).
- Ruthenberg, H. 1980. *Farming systems in the tropics*. (3rd ed.). Oxford: Clarendon Press. (Oxford science publications). 424 p.
- Sattler, C. 2003. Ökologische Bewertung pflanzenbaulicher Produktionsverfahren mittels Fuzzy Logic und Diskussion wirtschaftlicher und sozialer Einflussgrößen auf die Umsetzbarkeit umweltschonenderer Verfahren. Humboldt Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät. Dissertation (in Vorbereitung).
- Schalitz, G. 1995. Ausgangsdatenbasis 1992 Grünland. In: H.-R. Bork, C. Dalchow, H. Kächele, H.-P. Piorr and K.-O. Wenkel [Eds.]. *Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland unter veränderten Rahmenbedingungen: ökologische und ökonomische Konsequenzen*. Berlin: Ernst u. Sohn. p. 63-67.
- Scheele, M., F. Isermeyer and G. Schmitt. 1992. *Umweltpolitische Strategien zur Lösung der Stickstoffproblematik in der Landwirtschaft*. Braunschweig-Völkenrode: Inst. für Betriebswirtschaft. (Arbeitsbericht / Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode, Institut für Betriebswirtschaft, 92,6). 46 p.
- Scheffer, F and P. Schachtschabel. 1998. *Lehrbuch der Bodenkunde*. (14. Aufl.). Stuttgart: Ferd. Enke. 494 p.
- Schmidt, H. 1997. Viehlose Fruchtfolge im Ökologischen Landbau. Auswirkungen systemeigener und systemfremder Stickstoffquellen auf Prozesse im Boden und die Entwicklung der Feldfrüchte. Universität Gesamthochschule Kassel, Fachbereich Landwirtschaft, internationale Agrarentwicklung und ökologische Umweltsicherung. Dissertation. 171 p.
- Schmidt, R. 1978. Prinzipien der Standortgliederung der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung der DDR. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*. 22: p. 459-469.
- Schmitt, L. and T. Dewes. 1997. N-Effizienz verschiedener, unterschiedlich terminierter Wirtschaftsdüngung im Backweizenanbau. In: U. Köpke and J.-A. Eisele [Eds.]. *Beiträge zur 4. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, 3.-4. März 1997 an der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn*. Berlin: Köster. (Schriftenreihe / Institut für Organischen Landbau, Nr. 4). p. 295-301.
- Schneeweiss, N. and U. Schneeweiss. 1997. Amphibienverluste infolge mineralischer Düngung auf Agrarflächen. *Salamandra*. 33: p. 1-8.
- Schneeweiss, U. 1998. Schorfheide-Projekt. personal communication.

- Schuler, J. and H. Kächele. 2001. Best practice and best policy - an economic reflection of the implementation of the German soil protection act. In: K. Helming [Ed.]. *Multidisciplinary Approaches to Soil Conservation Strategies: Proceedings; International Symposium ESSC, DBG, ZALF*. Müncheberg: Selbstverlag. (ZALF-Berichte, Nr. 47). p. 167-172.
- Schuler, J. and H. Kächele. 2003. Modelling on-farm costs of soil conservation policies with MODAM. *Environmental Science and Policy*. 6(1): p. 51-55.
- Schultz, A. and R. Wieland. 1995. Die Modellierung von biotischen Komponenten im Rahmen von Agrarlandschaften. *Archives of Nature Conservation and Landscape Research*. 34: p. 79-98.
- Seppelt, R. 1997. Ansätze nachhaltiger Nutzung agrarischer Ökosysteme. In: A. Kuhn and S. Wenzel [Eds.]. *Simulationstechnik, 11. Symposium für Simulationstechnik*. Braunschweig: Vieweg. (Fortschritte in der Simulationstechnik, 11). p. 333-338.
- Siebert, R. and A. Knierim. 1999. Divergierende Nutzungsinteressen in Schutzgebieten - Konflikte und Lösungsansätze in Brandenburg. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*. 40(4): p. 181-186.
- Simon, W. 1997. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Institut für Futterproduktion Paulinenaue. personal communication.
- Smit, B. and J. Smithers. 1993. Sustainable agriculture: Interpretations, analyses and prospects. *Canadian Journal Region.Science*. 16: p. 499-524.
- SRU [Rat von Sachverständigen für Umweltfragen]. 1985. *Umweltprobleme der Landwirtschaft: Sondergutachten März 1985*. Stuttgart [u.a.]: Kohlhammer. 423 p.
- SRU [Rat von Sachverständigen für Umweltfragen]. 1996. *Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume. Sondergutachten Landnutzung*. Stuttgart: Metzler-Poeschel. 127 p.
- SRU [Rat von Sachverständigen für Umweltfragen]. 2000. *Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend*. Stuttgart: Rat von Sachverständigen für Umweltfragen. 685 p.
- Stachow, U., J. Hufnagel, M. Glemnitz, G. Berger, J. Bachinger, P. Zander and C. Sattler. 2002. Indicators of landscape functions related to modifications and patterns of agricultural systems. OECD Expert Meeting on: Agricultural Landscape Indicators, 7th -9th October 2002, Oslo, Norway. 15 p.
- Statistisches Bundesamt. 2001. *Statistisches Jahrbuch für die Bundesrepublik Deutschland*. Stuttgart: Metzler-Poeschel. 762 p.
- Stein-Bachinger, K. and J. Bachinger. 1997a. Analyse und Bewertung gesamtbetrieblicher Nährstoffflüsse in ökologisch wirtschaftenden Großbetrieben Nordost-Deutschlands. Stoff- und Energiebilanzen in der Landwirtschaft: Vorträge zum Generalthema des 109. VDLUFA-Kongresses vom 15.-19.9.1997 in Leipzig und weitere Beiträge aus den öffentlichen Sitzungen. VDLUFA-Schriftenreihe: Reihe Kongreßberichte, Nr. 46. Darmstadt: VDLUFA-Verlag. p. 439-442.
- Stein-Bachinger, K., and Bachinger, J. 1997b: Nährstoffbilanzen als Grundlage von Optimierungsstrategien für ökologisch wirtschaftende Großbetriebe Nord-Ostdeutschlands. In: U. Köpke and J.-A. Eisele [Eds.]. *Beiträge zur 4. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, 3.-4. März 1997 an der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn*. Berlin: Köster. (Schriftenreihe / Institut für Organischen Landbau, Nr. 4). p. 109-114.
- Stomph, T. J., L. O. Fresco and H. van Keulen. 1994. Land use system evaluation: Concepts and methodology. *Agricultural Systems*. 44(3): p. 243-255.
- Stonehouse, D. P., C. Sattler, J. Schuler and P. Zander. 2003. Application of the farm and ecological effects model MODAM to the Grand River Watershed in Ontario, Canada. (Artikel in Vorbereitung).

- Thompson, D. B. 1998. The Institutional-Transaction-Cost Framework for Public Policy Analysis. Olin School of Business, Washington University, Stanford University Department of Economics, and Stanford Law School. Washington.
- Tischler, W. 1980. *Biologie der Kulturlandschaft*. Stuttgart, New York: Gustav Fischer Verlag. 253 p.
- Tisdell, C. A. 1993a. *Economics of environmental conservation: economics for environmental and ecological management*. (1st ed., 2nd print). Amsterdam [u.a.]: Elsevier Science Publishers. (Developments in environmental economics, 1). 233 p.
- Tisdell, C. A. 1993b. *Environmental economics: policies for environmental management and sustainable development*. Aldershot [u.a.]: Edward Elgar. 259 p.
- Turner, R. K., J. C. J. M. van den Bergh, T. Söderqvist, A. Barendregt, J. van der Straaten, E. Maltby and E. C. van Ierland. 2000. Ecological-economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy. *Ecological Economics*. 35(1): p. 7-23.
- Turner, R. K. and D. W. Pearce. 1993. Sustainable economic development: economic and ethical principles. In: E. B. Barbier [Ed.]. *Economics and Ecology: New frontiers and sustainable development*. London: Chapman & Hall. p. 177-194.
- Umstätter, J. 1999. Ökonomisches Regionalmodell. In: S. Dabbert, S. Herrmann, G. Kaule and M. Sommer [Eds.]. *Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung: Methodik, Anwendung und Übertragbarkeit am Beispiel von Agrarlandschaften*. Berlin [u.a.]: Springer-Verlag. p. 79-87.
- UNCED [United Nations Conference for Environment and Development]. 1993. *Agenda21: Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro (deutsche Fassung)*. Bonn: Köllen Druck+Verlag.
- van Huylenbroeck, G. and G. Lippens. 1992. The CAM method - an expert choice and analysis model for supporting investment decisions in agriculture. *Landbouwtijdschrift-Revue de l'Agriculture*. 45 (4): p. 717-730.
- Veldkamp, A. and E. F. Lambin. 2001. Predicting land-use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 85(1-3): p. 1-6.
- Ven, G. W. J. van de. 1996. A mathematical approach to comparing environmental and economic goals in dairy farming on sandy soils in the Netherlands. Wageningen Agricultural University. Ph. D. thesis. 239 p.
- Vereijken, P. 1992. A methodic way to more sustainable farming systems. *Netherlands Journal of Agricultural Science*. 40(3): p. 209-223.
- Vereijken, P. 1997. A methodical way of prototyping integrated and ecological arable farming systems (I/EAFS) in interaction with pilot farms. In: M. K. van Ittersum and S. C. van de Geijn [Eds.]. *Perspectives for Agronomy. Adopting Ecological Principles and Managing Resource Use; Proceedings of the 4th Congress of the European Society for Agronomy, Veldhoven and Wageningen, The Netherlands, 7 - 11 July 1996*. Developments in Crop Science, 25. p. 293-308.
- WCED [World Commission on Environment and Development]. 1987. *Our Common Future*. Oxford [u.a.]: Oxford Univ. Press. (Oxford Paperbacks). 389 p.
- Weimann, J. 1991. *Umweltökonomik. Eine theoretische Einführung*. Berlin: Springer-Verlag.
- Weinschenck, G. 1994. Rückkehr zu Prinzipien der praktischen Vernunft. *Agrarwirtschaft*. 43: p. 97-98.
- Weinschenck, G. and W. Henrichsmeyer. 1966. Zur Theorie und Ermittlung des räumlichen Gleichgewichts der landwirtschaftlichen Produktion. *Berichte über Landwirtschaft*. 44: p. 201-242.

- Weinschenk, G. and R. Werner. 1989. Methoden und Modelle zur Optimierung der Landschaftsnutzung durch Landwirtschaft. In: C. H. Hanf and W. Scheper [Eds.]. *Neuere Forschungskonzepte und -methoden in den Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus*. (Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus, Bd. 25). p. 91-100.
- Werner, A. and P. Zander. 2002. Models assessing the impact of land-use change in rural areas on development of environmental threats and their use for agricultural politics. In: L. Ryszkowski [Ed.]. *Landscape ecology in agroecosystems management*. Boca Raton [u.a.]: CRC Press. (Advances in agroecology). p. 277-297.
- Wit, C. T. de. 1992. Resource use efficiency in agriculture. *Agricultural Systems*. 40(1-3): p. 125-151.
- Wit, C. T. de. 1994. Resource use analysis in agriculture: A struggle for interdisciplinarity. In: L. O. Fresco, L. Stroosnijder, J. Bouma and H. van Keulen [Eds.]. *The future of the land: Mobilising and integrating knowledge for land use options*. Chichester: John Wiley and Sons. p. 41-55.
- Wit, C. T. de, H. van Keulen, N. G. Seligman and I. Spharim. 1988. Application of interactive multiple goal programming techniques for analysis and planning of regional agricultural development. *Agricultural Systems*. 3: p. 211-230.
- Witte, T. 1985. Mehrebenenprobleme bei der Modellierung der regionalen Landwirtschaft (Betriebe, Branche, Regionalwirtschaft). In: Beiträge des Fachbereichs Wirtschaftswissenschaften der Universität Osnabrück, Nr. 8604. 12 p.
- Wossink, G. A. A., T. J. de Koeijer and J. A. Renkema. 1992. Environmental-economic policy assessment: a farm economic approach. *Agricultural Systems*. 39(4): p. 421-438.
- Wurbs, A., K. C. Kersebaum and A. Werner. 2000. Stickstoffaustrag bei integrierter und ökologischer Bewirtschaftung - Szenariorechnungen zur Abschätzung standörtlicher Risiken. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung*. 41(6): p. 241-246.
- Yiridoe, E. K., R. P. Voroney and A. Weersink. 1997. Impact of alternative farm management practices on nitrogen pollution of groundwater: Evaluation and application of CENTURY model. *Journal of Environmental Quality*. 26(5): p. 1255-1263.
- Yiridoe, E. K. and A. Weersink. 1997. A review and evaluation of agroecosystem health analysis: The role of economics. *Agricultural Systems*. 55(4): p. 601-626.
- Zadeh, L. A. 1973. Outline of a New Approach to the Analysis of Complex Systems and Decision processes. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics*. 3(1): p. 28-44.
- Zander, P. 2001. Interdisciplinary modeling of agricultural land use: MODAM - Multiobjective Decision Support Tool for Agroecosystem Management. In: K. Helming [Ed.]. *Multidisciplinary Approaches to Soil Conservation Strategies: Proceedings; International Symposium ESSC, DBG, ZALF*. Müncheberg: Selbstverlag. (ZALF-Berichte, Nr. 47). p. 155-160.
- Zander, P., K.-U. Kachel, E. Heidt and A. Baumann. 1996. Vorschlag zur Ausgestaltung der Szenarien - erarbeitet im Gesprächskreis Szenarien. Projektinternes Konzeptpapier.
- Zander, P. and H. Kächele. 1999. Modelling multiple objectives of land use for sustainable development. *Agricultural Systems*. 59(3): p. 311-325.
- Zander, P., H. Kächele and A. Meyer-Aurich. 1999. Development and application of a multiobjective decision support tool for agroecosystems management (MODAM). *Quarterly Bulletin of the International Association of Agricultural Information Specialists*. 44(1/2): p. 66-72.
- Zoebel, D. 1996. Controversies around resource use efficiency in agriculture: Shadow or substance? Theories of C. T. de Wit (1924-1993). *Agricultural Systems*. 50(4): p. 415-424.

Summary

revised version of

Zander, P. 2001. Interdisciplinary modelling of agricultural land use: MODAM – Multi-Objective Decision Support Tool for Agroecosystem Management. In: K. Helming [Ed.]. *Multidisciplinary Approaches to Soil Conservation Strategies: Proceedings; International Symposium ESSC, DBG, ZALF*. Müncheberg: Selbstverlag. (ZALF-Berichte, Nr. 47). p. 155-160.

Context

The development of **sustainable land use systems** requires profound knowledge of complex interdisciplinary processes. These comprise scientific as well as agricultural, social, economic and political processes. Changes in the management of agricultural land use depend on the decisions of a number of decision makers in agricultural enterprises and public authorities from local levels up to European agricultural and environmental politics. Farmers generally follow the economic rationality in their decision making, which is implicated by the economic conditions. These conditions currently undergo considerable modifications through the actual practice of subsidising agriculture in Europe. In the future the EU funded agricultural subsidies will increasingly be linked to the environmental performance of agricultural practices (Buckwell et al. 1997), such as subsidies for catch crops to control erosion and nitrate leaching. To develop an effective agro-environmental policy, tools are needed that allow detailed ex-ante economic and environmental analysis of different policy options. This book presents the modelling system MODAM (Multi-Objective Decision support tool for Agroecosystem Management) developed at the Centre for Agricultural Landscape and Land Use Research (ZALF), Müncheberg, which aims at an integrated environmental and economic analysis of policy options.

To develop **policy options for sustainable development** the economic analysis should consist of (i) the evaluation of recent and innovative production practices, (ii) the determination of an optimal farm plan at given socioeconomic conditions and under consideration of environmental objectives (trade-offs), (iii) the analysis of different policy options with respect to farm income and environmental effects. An efficient policy is characterized by attaining a maximum environmental effect with a given financial budget, that covers all costs for information, control and implementation of effective management changes. To perform the outlined analysis a model is needed, that simulates agricultural decision behaviour under consideration of environmental as well as political aspects.

An appropriate **modelling approach** comprises various disciplinary aspects, that can be implemented by integrated or hierarchical model structures. Integrated approaches are preferable from a theoretical point of view, as they allow the simultaneous simulation and optimisation of the respective system (Jarosch 1990). The disadvantage is their complex-

ity. Hierarchical approaches are easier to implement because they are based on defined interfaces between different disciplinary modules. Their disadvantage is that optimal solutions are determined in iterative model runs, which makes it more difficult to cover all possible solutions.

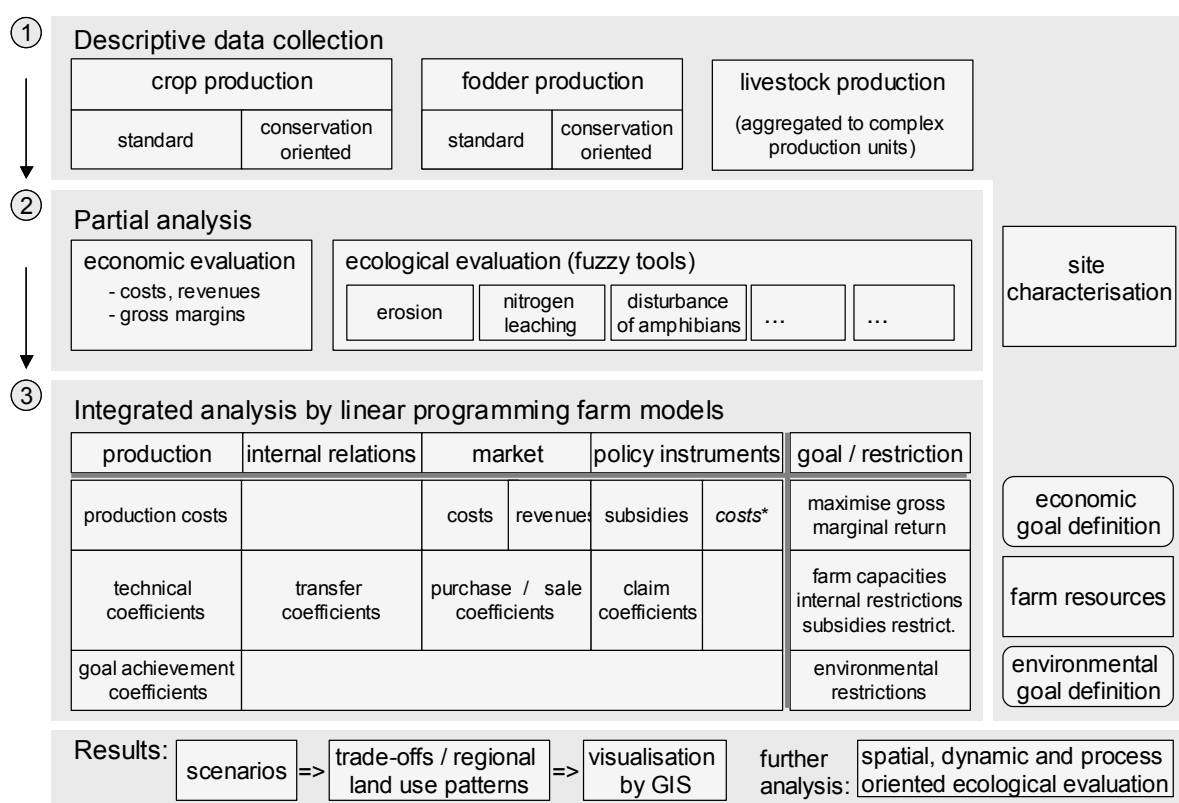
In MODAM, a compromise between these two approaches concerning the **integration of the environmental assessment** has been developed. Based on a typology of crop rotation effects it is possible to assign values of environmental performance directly to cropping practices, using relatively simple, statistical or expert knowledge based fuzzy tools. Based on these environmental assessments, first the appropriateness of innovative production practices is evaluated and compared with existing practices. Second, the integration of these assessments into a farm model allows for the identification of possible organisational obstacles and impediments concerning the introduction of more environmentally friendly techniques at farm level. MODAM simulates the economic rational decision behaviour of farmers under consideration of environmental objectives, while policy options are taken as exogenous factors. The optimal farm organisation and farm costs can be determined for a given environmental threshold, e.g. that soil erosion must not exceed an average of 5 t ha^{-1} . This helps to search for the most cost effective strategy to realise a desired environmental level at a certain farm type. At the regional level the integration of both, the environmental assessments and the full costs of policy instruments, enables the determination of the most efficient policy instruments. Nevertheless, it may be necessary to deepen the analysis of the environmental effects of the resulting scenarios with the help of dynamic and process oriented model types. The results of the simulations of the farm model are site specific allocated cropping practices or - in the case of the dynamic recursive model - crop rotations.

Multi-Objective Decision support tool for Agroecosystem Management

The modelling system **MODAM** was developed to evaluate policy effects on the decision behaviour of farmers and on the corresponding environmental effects of the chosen management practices. The tool allows the calculation of scenarios for different goal attainment levels (goal driven scenarios, GDS) as well as the calculation of scenarios of different policy instruments (policy driven scenarios, PDS). MODAM generates results in two kinds of form: trade-off functions between different environmental and economic goals and land use maps. Recently, it is being used in different research projects of the 'Centre for Agricultural Landscape and Land Use Research' (ZALF) in Müncheberg, the Department of 'Agriculture and Environmental Protection' of the 'Justus Liebig University' in Giessen, the University of Guelph in Ontario, Canada, and the 'Joint Research Project Agroecosystems Munich' in Freising (FAM).

MODAM consists of a set of hierarchically linked modules, which can be divided up into three hierarchical levels (Fig.1). At the first level, production activities are described in a way that allows economic and environmental analysis of these techniques. The second

level performs partial analyses of the production practices for their economic as well as environmental costs and benefits. At the third level, the integrated analysis is conducted, based on multiple goal linear programming (LP) farm models, which are build by a LP-generator. The LP-generator allows the construction of individual farm models, as well as farm types or regional models. Crop rotations for individual sites can be generated and visualised by geographic information systems. Essential innovations at LP-level are the introduction of environmental restrictions and, in the future, the introduction of full costs of policy instruments. Together with regional approaches such as those described in Kärcher and Dabbert (1999), this will allow the determination of the best policy to achieve a certain level of environmental indicators.



* will be implemented by Schuler (see Schuler and Kächele, 2001)

Fig.1: Three level, integrated economic and environmental analysis of agricultural land use systems with MODAM

Crop production activities are specified with respect to three objectives: (i) they should be characterised by average long-term economic costs and benefits to enable strategic planning, (ii) they should be formulated as detailed as possible to support a variety of analyses of environmental effects and (iii) they should easily be adapted to different regions. Intensive use of expert knowledge is made to generate a catalogue of cropping activities based on long-term average amounts of implements and yields. For 14 different crops in conventional and organic farming systems, each individual action in a cropping practice is quantified with respect to machinery, required human labour and material input and output flows. The yield potential is calculated on the basis of the German soil

fertility index which is classified for this purpose into four fertility classes (Roth 1995). Fertiliser inputs are calculated on the basis of nutrient uptake by the crops, depending on the yield. The resulting standard site-specific cropping techniques allow the evaluation of environmental goals by provision of structured data on implements and technology.

Innovative, (soil) conservation oriented crop production activities are prototyped in MODAM on the basis of field trials before their introduction into agricultural practice. The innovative cropping practices are analysed with the help of the model concerning their feasibility, profitability and environmental performance compared to existing techniques. In the case of soil protection, considerable expert knowledge about alternative production techniques is available. In the course of the Schorfheide-project (Chapter 5.2 and 5.3) also, prototypes of cropping practices in relation to the protection of field inhabiting bird species and of amphibians were developed.

Animal husbandry practices were modelled on the basis of estimated grassland yield levels and qualities and standard data tables (KTBL 1997) concerning the technology. They include production of milk, pork, chicken/eggs and sheep at different levels of performance, i.e. milk can be produced at annual levels from 5.000 up to 10.000 l/cow. To facilitate the construction of farm models for different farm types, various livestock production units were defined that may be combined within a farm model for an individual or representative farm. Each of these livestock production units includes the production or purchase of progeny and requires satisfaction of the feeding needs through production or purchase of fodder.

Economic evaluation of the crop, forage and animal production practices takes place in a sub model, based on a separate database. Costs are calculated with respect to the farm machinery, the distances between the farmyard and the specific field and interest costs. Proceeds from all sold outputs are based on the scenario-specific prices. Energy consumption and required labour per management operation are derived from standard data tables (KTBL 1997). The results are summarised in detailed tables characterising each production technique with different cost categories, its proceeds and its gross margin.

The environmental assessment comprises those environmental indicators of cropping practices which were incorporated into the model by Meyer-Aurich (2001). The impact assessments of cropping practices on the indicators is implemented with the help of fuzzy rules based on expert knowledge and on parameters derived from the cropping practices (Meyer-Aurich 2001). To assess the degree to which an environmental target is reached, environmental assessments of the sensitivity of sites were combined with assessments of the effect of cropping practices on the target. The resulting goal achievement indices take values between 0 and 1, indicating the relative target specific performance of one cropping practice. These indices are incorporated into the farm model to allow the consideration of environmental targets during the optimisation process. Meanwhile further assessment modules have become available (Sattler 2003; Stachow et al. 2002), which analyse

soil erosion risks and the quality of field habitats for different wildlife species as indicators for biodiversity.

The linear programming farm model simulates farmers decision making according to economic and also environmental criteria. It is based on economic rationality by means of an equation system representing as much production options as possible and the farm specific limitations of restricted resources. The LP-solver searches the best combination of production practices, which allows for a maximum economic return of the farm. Environmental restrictions were introduced based on the index values resulting from the environmental module (Meyer-Aurich 2001). The total sum of area weighted index values of the environmental evaluation can be used to set different environmental levels for the farm. The LP-generator in MODAM is realised by a database that automatically generates a matrix structure for as much farms, fields and production practices as were defined in the corresponding tables. The farm model simulates significant relationships between different production units of the farm and its resources. Individual sites are modelled with all corresponding restrictions. The matrix is generated in such a way that several farms can be optimised simultaneously. This allows the application of the modelling system for various applications: (i) single farm models, (ii) regional farms, (iii) regional models of multiple farm types. For more detailed information on matrix structures see Kächele (1999) and Zander et al. (1999).

Results of the modelling approach

Different types of model results can be generated with MODAM. First, cropping practices adapted to conservation objectives are analysed and compared to standard cropping practices which are currently applied. Secondly, trade-offs between environmental and economic objectives are analysed. Thirdly, scenarios concerning policy instruments indicate the suitability of certain instruments for achieving environmental objectives. In the Schorfheide project, adapted cropping practices, different priority sets ('compromise solutions') and the effects of policy instruments on the economic and environmental situation (performance) of individual farms were evaluated. A number of conclusions can be drawn from model application:

- in terms of land use, set-aside appears the most effective option in realisation of nature conservation objectives,
- within the heterogeneous landscapes of Northeastern-Germany, reallocation of crops within the farm area offers substantial opportunities for the attainment of conservation targets,
- introduction of conservation-oriented cropping technologies is a possible option, however, due to their low profitability and limited contribution to improving conservation values, they should only be implemented if no other possibilities are available,

- before implementation, policy instruments should be analysed with respect to their consequences for the attainment of conservation targets.

Further examples of model application and results can be found for:

- erosion assessment modules in Meyer-Aurich et al. (2001) and Sattler (2003),
- gross margin comparison of conservation-oriented and standard cropping practices in Meyer-Aurich et al. (2001), Schuler and Kächele (2001) and Zander (see 5.3)
- an experimental farm in Meyer-Aurich et al. (2001), a regional farm in Schuler and Kächele (2001) and Zander (see 5.3), a regional model of 30 farms in Kächele (1999),
- restriction of the farm model to a certain erosion level and trade-off functions in Meyer-Aurich et al. (2001) and Schuler and Kächele (2001),
- restriction of the farm model to a certain nitrate leaching level and trade-off functions in Zander (chapt. 5.3),
- policy scenarios in Meyer-Aurich et al. (2001), Kächele (1999) and Zander (see 5.3),
- assessment of the effects of nature conservation plans for agricultural enterprises Runge (2003) and
- a combined modelling and participatory approach in von der Heiden et al. (2001) and Zander (chapt. 5.3).

Conclusions and perspectives

The integrated **environmental assessment** is an important methodological advantage of the modelling system MODAM, which allows the fast calculation of trade-offs and ecological effects of agro-economic scenarios. New ecological evaluation tools as developed independently by Stachow (Stachow et al. 2002), Meyer-Aurich (Meyer-Aurich et al. 2001) and Sattler (von der Heiden et al. 2001), will be incorporated. However, for some purposes the accuracy of the assigned index values may not be sufficient. Moreover, spatial relationships are not considered in the LP-approach of MODAM. Therefore, in cases that require more accuracy concerning spatial, temporal and/or process aspects, MODAM can be used to generate land use patterns, which then can be analysed in more detail by other, process oriented, dynamic models.

The Multi-objective decision support tool MODAM appears to be a highly flexible tool concerning the number and type of farms, sites and production techniques. Environmental objectives can easily be included and different levels of goal achievement can be simulated. Because of limited computing capacities, not all of these options can be explored to a maximum and at the same time. Nevertheless, MODAM is well suited for single farm analysis as well as for regional models. The further development of the modelling system will focus on methodologies for calibration and regionalisation of model results. Above, integration of environmental targets and full costs of policy instruments will show a high potential for application of MODAM in the support of political decision making.

Samenvatting

Context

Voor de ontwikkeling van duurzame landgebruikssystemen is een grondige kennis van complexe interdisciplinaire processen nodig. Deze omvatten zowel natuurwetenschappelijke als sociale, economische en politieke processen. Veranderingen in het management van agrarisch landgebruik zijn afhankelijk van de beslissingen van beleidsmakers in de landbouwbedrijven en van bestuurlijke beleidsmakers op lokaal niveau tot op het niveau van het Europese landbouw en -milieubeleid. Boeren en boerinnen volgen in het algemeen een economische werkwijze, die door de economische randvoorwaarden bepaald wordt. Tegenwoordig worden deze randvoorwaarden vooral bepaald door de subsidie praktijk van de EU. In de toekomst zullen deze subsidies steeds meer aan ecologische baten van de productietechnieken gebonden worden (Buckwell et al. 1997), zoals bijv. subsidies voor catch crops ter beperking van erosie en nitraatuitspoeling. Om een effectief beleid voor landbouw en milieu te ontwikkelen zijn hulpmiddelen nodig, die een gedetailleerde ex-ante analyse van economische en ecologische effecten van verschillende opties van de politiek mogelijk maken. Dit boek presenteert het model MODAM (Multi-Objective Decision support tool for Agroecosystem Management), dat op het 'Centrum voor agrarisch landschap en landgebruiksonderzoek' (ZALF) ontwikkeld werd, om een geïntegreerde, ecologische en economische evaluatie van politieke beleidsopties te ondersteunen.

Voor het ontwikkelen van beleidsopties voor duurzame ontwikkeling moet de economische analyse de volgende elementen omvatten: (i) evaluatie van recente en innovatieve productietechnieken, (ii) bepaling van de optimale bedrijfsorganisatie bij gegeven socio-economische en ecologische randvoorwaarden (trade-offs) en (iii) analyse van verschillende beleidsopties met betrekking tot hun effect op inkomen en milieudoelen. Een efficiënt beleid wordt gekarakteriseerd door het bereiken van een maximaal milieueffect bij een gegeven financieel budget, dat alle kosten omvat voor informatie, controle en de implementatie van effectieve management veranderingen. Om de geschetste aanpak te realiseren, is een model vereist, dat agrarisch beslissingsgedrag, onder afweging van milieu- en politieke doelen, kan simuleren.

Een geschikte modelaanpak omvat verschillende disciplinaire aspecten, die door geïntegreerde of hiërarchische modelstructuren gerealiseerd kunnen worden. Uit theoretisch oogpunt is een geïntegreerde aanpak wenselijk, omdat zij de simultane simulatie en optimalisatie van het onderzochte systeem mogelijk maakt (Jarosch 1990). Het nadeel is hun complexiteit. Een hiërarchische aanpak is makkelijker door te voeren, omdat deze op gedefinieerde interfaces tussen verschillende modulen berust. Het nadeel is, dat optimale oplossingen alleen via iteratieve modelberekeningen bepaald kunnen worden, wat het moeilijker maakt de gehele oplossingsruimte te bestrijken.

Met MODAM is een compromis tussen deze twee aanpakken ontwikkeld wat betreft de modelintegratie van de schatting van milieueffecten. Mede door een typologie van gewasrotatie-effecten is het mogelijk, aan de teeltwijzen verschillende milieuprestaties toe te wijzen. Daarbij worden relatief eenvoudige, op statistische - of expertkennis gebaseerde “fuzzy” modellen toegepast. Ten eerste kan met behulp van de evaluatie van milieueffecten de geschiktheid van innovatieve productiesystemen geëvalueerd worden en kunnen de effecten met die van conventionele systemen vergeleken worden. Ten tweede maakt de integratie van deze evaluaties in een bedrijfsmodel het mogelijk, organisatorische obstakels en belemmeringen voor de introductie van meer milieuvriendelijke technieken op bedrijfsniveau te identificeren. MODAM simuleert het economisch rationeel beslissingsgedrag van boeren en houdt tegelijk rekening met milieudoelen, terwijl beleidsmaatregelen als exogene factoren in het model worden opgenomen. Met behulp van het model kunnen de optimale bedrijfsorganisatie en de daarmee gepaard gaande kosten en baten voor gegeven drempelwaarden van milieudoelen worden bepaald. Zo kan bijvoorbeeld de werking van een drempelwaarde van gemiddeld 5 t ha⁻¹ geërodeerde bodem onderzocht worden. Daardoor kan de meest effectieve strategie om een zeker milieudoel te bereiken bepaald worden. Op regionaal niveau kunnen door integratie van de schatting van milieueffecten en van de kosten van beleidsinstrumenten, de meest efficiënte beleidsinstrumenten bepaald worden. Desondanks kan het noodzakelijk zijn de analyse te verdiepen van de milieueffecten van landgebruikscenario's met behulp van modellen, die sterker op de onderliggende processen gericht zijn en gedetailleerde transformaties dynamisch afbeelden. De bedrijfsmodelsimulaties resulteren in locatiespecifiek gealloceerde teelttechnieken of – in het geval van de recursieve, dynamische versie van het model – in gewasrotaties.

Multi-Objective Decision support tool for Agroecosystem Management

Het model MODAM werd ontwikkeld, om effecten van politiek beleid op beslissingsgedrag van boeren en op de erbij behorende ecologische effecten van de teelttechnieken te evalueren. Het model maakt het mogelijk verschillende ecologische doelstellingen als een reeks van scenario's te berekenen (goal driven scenario, GDS). Tegelijk kunnen met hetzelfde model ook verschillende beleidsscenario's met hun gevolgen voor het bedrijf en het milieu doorberekend worden (policy driven scenarios, PDS). MODAM genereert daarbij resultaten in twee vormen: (i) trade-off functies tussen verschillende milieu- en economische doelen en kaarten van landgebruikspatronen. Tegenwoordig wordt het model voor verschillende onderzoeksprojecten van het ZALF in Müncheberg, de afdeling van 'Landbouw en Milieubescherming' van de 'Justus Liebig Universiteit' in Giessen, de Universiteit van Guelph in Ontario, Canada, en van het 'Gemeenschappelijk Onderzoeksproject Agrarische Ecosystemen München' in Freising (FAM) gebruikt.

MODAM bestaat uit een set van hiërarchisch verbonden modules, die in drie hiërarchische niveaus kunnen worden verdeeld (fig. 1). Het eerste niveau omvat de beschrij-

ving van de bedrijven en hun productieactiviteiten in een vorm, die een economische en ecologische analyse van deze activiteiten mogelijk maakt. Het tweede niveau omvat een partiële analyse van de productieactiviteiten met betrekking tot hun economische kosten en baten en hun ecologische, - positieve of negatieve -, externe effecten. Op het derde niveau wordt een geïntegreerde analyse uitgevoerd. Dit omvat het genereren van het lineair geprogrammeerde bedrijfsmodel (LP). Het LP kan meerdere doelen op grond van doel-afhankelijke (goal driven) of beleidbepaalde (policy driven) scenario's analyseren. Het model kan daarbij evengoed individuele bedrijven als bedrijfstypen simuleren, en is tevens in staat simultaan een willekeurig aantal bedrijven te simuleren (alleen beperkt door pc-geheugen). Daarbij worden gewasrotaties voor bepaalde velden gegenereerd en met behulp van GIS gevisualiseerd. Essentiële innovaties op LP-niveau zijn de introductie van milieurestricties en, in de toekomst, de introductie van de volledige kosten van de beleidsinstrumenten. Het laatste in relatie tot een regionale aanpak, zoals door Kärcher en Dabbert (1999) beschreven, zal ertoe leiden, dat het beste beleid voor een bepaald niveau van milieudoelen bepaald kan worden.

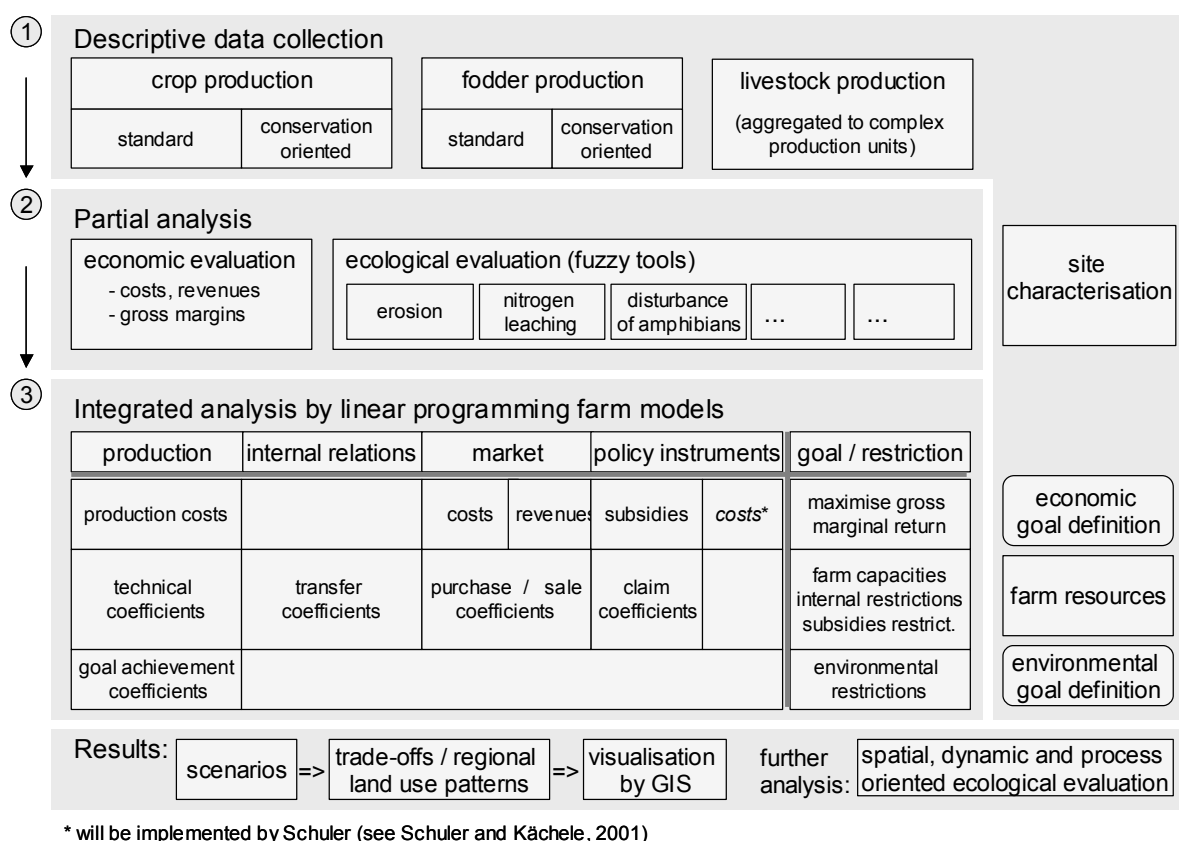


Fig.1: Analyse van agrarische land gebruik systemen met behulp van MODAM door drie niveaus van aanpak.

Akkerbouw activiteiten worden op drie aspecten beschreven: (i) ze moeten worden gekarakteriseerd door de gemiddelde economische kosten en baten op de lange termijn om een strategische planning mogelijk te maken, (ii) ze moeten zo gedetailleerd mogelijk

beschreven zijn, om een aantal verschillende analyses van milieueffecten te ondersteunen en (iii) ze moeten in een vorm ter beschikking staan die een aanpassing aan verschillende regio's mogelijk maakt. Daarbij werd tot nu toe intensief gebruik gemaakt van expertkennis, om een hele reeks van productieactiviteiten samen te stellen. Voor veertien verschillende gewassen in conventionele en organische bedrijfssystemen werd iedere individuele activiteit gekwantificeerd met betrekking tot techniek, benodigde arbeid en materiële input- en outputstromen. De potentiële opbrengst werd berekend op basis van de Duitse bodemvruchtbaarheidsindex, die voor dit doel in vier vruchtbaarheids-categoriën ingedeeld werd (Roth 1995). De bemesting werd berekend op basis van de opbrengstafhankelijke opname van nutriënten door de gewassen. De resulterende standaard, locatiespecifieke teelttechnieken laten door het opleveren van gestructureerde gegevens over bedrijfsmiddelen en technologie een evaluatie van hun invloed op milieudoelen toe.

Innovatieve, bodem en natuur beschermende teelttechnieken werden als prototypen op basis van veldproeven in MODAM beschreven, voorafgaande aan hun introductie in de praktijk. De innovatieve teelttechnieken werden met behulp van het model op hun doorvoerbaarheid, hun rentabiliteit en hun milieueffecten vergeleken met huidige technieken. Voor bodembescherming bestaat al behoorlijk veel expertkennis over alternatieve teeltwijzen. In het kader van het Schorfheide-project (hoofdstuk 5.2 en 5.3) werden bovendien prototypen van teeltwijzen voor de bescherming van veldvogels en van amfibieën ontwikkeld.

Dierlijke productie technieken werden op basis van geschatte grasland opbrengsten en kwaliteiten en met behulp van standaard databestanden vormgegeven (KTBL 1997). Zij omvatten verschillende productieniveaus voor de productie van melk, varkens, kippen, eieren en schapen. Melk bijvoorbeeld, kan worden geproduceerd op niveaus van 5000 tot 10.000 liter per koe. Om de constructie van bedrijfsmodellen te vergemakkelijken werden verschillende dierlijke bedrijfstakken geformuleerd, die binnen een bedrijfsmodel voor een individueel bedrijf of een bedrijfstype ook gecombineerd kunnen worden. Ieder van deze dierlijke bedrijfstakken omvat de aankoop of de productie van nakomelingen en het beschikbaar stellen van benodigd voer door aankoop of eigen productie.

Economische evaluatie van de akkerbouw en het grasland en van de dierlijke productietechnieken vindt plaats in een submodel. De kostenberekening houdt rekening met het machinebestand van het bedrijf, de afstand tussen veld en bedrijf en de rentekosten. De inkomsten van alle verkochte producten zijn gebaseerd op scenariospecifieke prijzen. Het verbruik van energie en arbeid wordt, rekening houdend met bovengenoemde factoren op basis van KTBL-gegevens berekend. De resultaten worden in gedetailleerde tabellen gepresenteerd, die voor iedere productietechniek de verschillende kostencategorieën, opbrengsten en marges op een rijtje zetten.

De evaluatie van milieudoelen omvat de milieudoelen voor teelttechnieken, die door Meyer-Aurich (2001) in het model werden omgezet. De schatting van de milieueffecten van teelttechnieken op deze indicatoren is gerealiseerd met behulp van fuzzy regels, die gebruik maken van expertkennis en van parameters van de modelmatige beschrijving van de teelttechnieken. Er werd in twee stappen geschat in hoeverre het doel werd bereikt. Ten eerste werd de gevoeligheid van een locatie geschat. Ten tweede werd het effect van de teelttechniek voor een bepaald doel geschat. De resulterende index ligt tussen 0 en 1, en geeft daarmee aan in hoeverre een specifiek doel wordt bereikt bij een bepaalde teelttechniek. Deze indices kunnen in het bedrijfsmodel worden opgenomen en waarborgen, dat tijdens de bedrijfsoptimalisatie met de ecologische doelen rekening gehouden wordt. Tegenwoordig zijn meer gedetailleerde ecologische schattingsmodules beschikbaar (Sattler 2003; Stachow et al. 2002), die bijvoorbeeld bodemerosie en de kwaliteit van akkerhabitats voor verschillende soorten als indicator voor biodiversiteit analyseren.

Het lineaire programmering bedrijfsmodel simuleert beslissingsgedrag van boeren met betrekking tot economische en ecologische criteria. Het is gebaseerd op economische rationaliteit door middel van een matrixstructuur, die een reeks van productiemogelijkheden en restricties voor de capaciteiten van het bedrijf omvat. De LP-solver zoekt de beste combinatie van productietechnieken, die een maximale economische rentabiliteit beloven. Milieudoelen worden in dit systeem ingebracht op basis van de indexwaarden uit de milieuschattingen. De totale som van indexwaarden wordt in relatie tot de oppervlakte van de velden berekend, en kan gebruikt worden om restricties voor de gehele bedrijfsorganisatie in het LP-model te zetten. De LP-matrix wordt automatisch gegenereerd door een als database gerealiseerde LP-generator, die de matrixstructuur automatisch aan de gedefinieerde hoeveelheid bedrijven, velden of productietechnieken aanpast. Het bedrijfsmodel simuleert alle belangrijke relaties tussen verschillende bedrijfstakken binnen het bedrijf. Daarbij kunnen meerdere bedrijven simultaan berekend worden. Daardoor is het mogelijk het modelsysteem voor verschillende doelen te gebruiken: (i) individuele bedrijfsmodellen, (ii) regio bedrijven en (iii) regionale modellen met een aantal bedrijfstypen.

Resultaten van de model aanpak

MODAM genereert verschillende typen van resultaten. Ten eerste kunnen standaard en innovatieve teelttechnieken geanalyseerd en vergeleken worden. Ten tweede kunnen afwegingen tussen milieu en economische doelen berekend worden. Ten derde kan met behulp van beleidsscenario's aangegeven worden, welke politieke instrumenten het meest geschikt zijn om bepaalde milieudoelen te bereiken. In het Schorfheide-project werden teelttechnieken aangepast aan natuurbeschermingsdoelen, doelstellingen met verschillende prioriteitsniveaus en de effecten van beleidsinstrumenten op de economische en ecologische situatie van individuele bedrijven onderzocht. Conclusies uit deze modelapplicatie zijn:

- Braakland blijkt de meest effectieve landgebruikoptie ter realisatie van natuurbeschermingsdoelen te zijn.
- In het zeer heterogene landschap in Noordoost Duitsland biedt het verplaatsen van teelten binnen het bedrijfsareaal substantiële mogelijkheden voor het bereiken van natuurbeschermingsdoelen.
- De introductie van natuurgerichte teelttechnieken is een mogelijke optie. Dit gaat echter gepaard met een lage rentabiliteit en kan bovendien maar een beperkte bijdrage leveren. Zij zou alleen dan gebruikt mogen worden, als andere opties uitgeput zijn.
- Voorafgaande aan de introductie van nieuwe beleidsinstrumenten zouden deze met het oog op hun effecten op natuur en milieu doelen geanalyseerd moeten worden.

Meer voorbeelden van resultaten van het model kunnen gevonden worden in:

- Schatting van erosie in Meyer-Aurich et al (2001) en Sattler (2003),
- Vergelijking van dekkingsbijdrage van natuurbescherming en standaard teelt technieken in Meyer-Aurich et al (2001), Schuler en Kächele (2001),
- Een experimenteel bedrijf in Meyer-Aurich et al (2001), een regiobedrijf in Schuler en Kächele (2001) en Zander (hoofdstuk 5.3) en een regionaal model over 30 bedrijven in Kächele (1999).
- Restricties van een bedrijf tot een bepaald erosieniveau en trade-off functies in Meyer-Aurich et al. (2001) en Schuler and Kächele (2001),
- Restricties van een bedrijf tot een bepaald nitraat uitspoelingsniveau en trade-off functies in Zander (hoofdstuk 5.3),
- Policy (Beleidsscenario's in Meyer-Aurich et al. (2001), Kächele (1999) and Zander (hoofdstuk 5.3),
- Schatting van de effecten van natuurbeschermingsplannen voor agrarische bedrijven in Runge (2003) en
- Een gecombineerde modellerings en participatieve aanpak in Von der Heiden et al. (2001) en Zander (hoofdstuk 5.3).

Conclusies en verwachtingen

De geïntegreerde evaluatie van milieudoelen is een belangrijk voordeel van het model MODAM, dat een snelle berekening van de gevolgen en ecologische effecten van landbouweconomische scenario's mogelijk maakt. Tegenwoordig worden door Stachow (Stachow et al 2002), Meyer-Aurich (Meyer-Aurich et al 2001) en Sattler (2003) onafhankelijk van elkaar nieuwe ecologische evaluatiemiddelen ontwikkeld, die in MODAM opgenomen kunnen worden. Desondanks kunnen deze hulpmiddelen niet voor alle doeleinden de noodzakelijke nauwkeurigheid leveren. Bovendien kan het bedrijfsmodel in MODAM tot nu toe geen laterale relaties tussen verschillende ruimtelijke elementen

verwerken. Daarom kunnen de met MODAM gegenereerde landgebruik patronen, in het geval dat een hogere nauwkeurigheid met betrekking tot ruimtelijke, tijdelijke of proces aspecten noodzakelijk is, met behulp van gedetailleerde dynamische en proces georiënteerde modellen geëvalueerd worden.

MODAM blijkt een zeer flexibel werktuig te zijn met betrekking tot het aantal en type bedrijven, locaties en productietechnieken. Milieudoelen kunnen makkelijk opgenomen worden en verschillende niveaus voor het bereiken van de doelen kunnen gesimuleerd worden, waarbij de reken capaciteit de combinatiemogelijkheden van deze opties beperkt. Desondanks is MODAM geschikt voor zowel analyse van individuele bedrijven als voor een regionale aanpak. De verdere ontwikkeling van het model systeem zal focussen op methoden voor de calibratie en regionalisatie van de modelresultaten. Bovendien heeft MODAM met de integratie van milieudoelen en van de transactiekosten van de beleidsinstrumenten grote potentiële mogelijkheden voor gebruik ter ondersteuning van politieke beslissingen.

Danksagung

Meinen Dank an die Kollegen Johann Bachinger, Johannes Hufnagel, Reinhold Roth, Andreas Meyer-Aurich und Thomas Korbun für die vielen inhaltlichen Diskussionen, wertvollen Hinweise und Beiträge in der Modellentwicklung. Dank auch an Kerstin Franke, Angelika Neumeyer, Klaus Rathsmann, Renate Wille und Ralph Wysujack für Engagement und Ausdauer bei der Arbeit an den technischen und ökonomischen Koeffizienten der Produktionsverfahren, der Access-Programmierung, den Abbildungen sowie dem Bemühen, mich mit entsprechender Literatur zu versorgen. Armin Werner danke ich für die Überlassung des Themas und seine ausdauernde Unterstützung des Modellansatzes im ZALF, Klaus Müller für das Vertrauen und die gewährten Freiräume, die zum Abschluss dieser Arbeit beitrugen. Harald Kächele, mit dem ich gemeinsam die Idee und das Konzept eines eigenständigen, möglichst ‚nachhaltigen‘ Modells entwickelte und der mit seiner Entscheidungsfreude und seinem ökonomischen Sachverstand die Realisierung meiner Ideen erst ermöglichte, danke ich für die vertrauensvolle und kontinuierliche Zusammenarbeit. Herman van Keulen danke ich für sein Verständnis und seine Geduld, und besonders für seine akribische, punktgenaue und immer konstruktive Kritik meiner Schreibversuche. Vielen Dank auch meiner Partnerin Andrea Knierim, die mir immer wieder Mut machte und deren fortwährendes Interesse an Diskussion und Kritik viel zum Gelingen der Arbeit beigetragen hat.

Curriculum Vitae

Peter Maria Zander wurde in Kleve am Niederrhein, Deutschland, am 11.02.1961 geboren. Er wuchs mit seiner Schwester auf dem landwirtschaftlichen Betrieb seiner Eltern auf und besuchte das Freiherr vom Stein Gymnasium in Kleve. Nach dem Abitur, dem Zivildienst, einem kurzen Intermezzo an der Universität zu Köln sowie einem 6-monatigen Praktikum auf einem landwirtschaftlichen Betrieb nahm er 1983 das Studium des Tropischen Pflanzenbaus an der Universität Wageningen auf.

Während seines Studiums verbrachte er zur Erhebung von bodenphysikalischen Parametern, zur Modellierung des Wachstums von *Vicia faba* und dem Parasiten *Orobache crenata*, im Rahmen einer Diplomarbeit 3 Monate am Agricultural Research Center of Cairo in Ägypten. Im Anschluss untersuchte er im Rahmen einer weiteren Diplomarbeit während eines 9-monatigen Aufenthaltes in der Elfenbeinküste die Anbausysteme eingewanderter Baoulé-Bauern in einem ‚alten‘ und einem relativ ‚jungen‘ Immigrationsgebiet. Eine dritte Diplomarbeit führte ihn nach Ruanda, wo er unterstützt durch ein ‚Farming Systems Research‘ Projekt der GTZ auf der Basis eigener Befragungen ein Simulationsmodell für einen repräsentativen landwirtschaftlichen Betrieb entwickelt. Er beendete sein Studium Anfang 1991.

Im Anschluss an das Studium nahm er am ersten ICRA-Kurs in Montpellier (International Centre for development oriented Research in Agriculture) teil und untersuchte während des 3-monatigen Aufenthaltes in der Savannenregion von Togo mit einem interdisziplinären Team die Verteilungswirkungen eines EU-Projektes zur Förderung der ländlichen Entwicklung.

Seit Juni 1992 ist der Autor als wissenschaftlicher Mitarbeiter am ZALF in Müncheberg beschäftigt. Er war in dieser Zeit an folgenden Projekten beteiligt (Geldgeber, Laufzeit, Kurzbezeichnung):

- Bestandesführung bei Bodenheterogenitäten (DFG, 1992-1993)
- Naturschutz in der offenen agrar genutzten Kulturlandschaft am Beispiel des Biosphärenreservats Schorfheide-Chorin (BMBF- DBU, 1994 –1998, Schorfheide-Projekt).
- Generierung standortspezifischer Anbauverfahren und Entwicklung eines Fruchtfolgegenerators für den Ökologischen Landbau (ZALF, 1999 – 2003, FG Ökologischer Landbau).
- Anwendung und Anpassung von MODAM auf die FAM Versuchsbetriebe „Konventioneller Landbau“ und „Ökologischer Landbau“ (FAM, 2000 – 2002, Klostersgut-Projekt)
- Naturschutzfachliche Optimierung des großflächigen Ökolandbaus am Beispiel des Demeterbetriebes Ökodorf Brodowin e.V. (BFN, 2001 – 2005, Naturschutzhof Brodowin).
- Anwendung und Anpassung von MODAM im Rahmen der Entwicklung des ZALF-Entscheidungsunterstützungssystems (ZALF, 2001 – 2006, NME2020).
- Beurteilung der Lebensraumeignung von Ackerhabitaten für wildlebende Arten (DBU, 2002, Ackerhabitate).

Der Autor lebt mit seiner Partnerin und zwei Kindern in Müncheberg, und wenn er nicht gerade promoviert oder die Kinder hütet, dann pflanzt er einen Baum und baut an seinem Haus.

Die in dieser Dissertation vorgestellten Arbeiten wurden teils durch das BMBF-DBU Verbundvorhaben Schorfheide-Chorin und teils durch die Haushaltsforschung des ZALF finanziert.