

Aus der Professur für Landschaftsökologie und Standortkunde  
der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät

---

Eine Entscheidungsunterstützungsmethode zur  
ex-ante-Bewertung von landwirtschaftlichen  
Nutzungsänderungen

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades  
Doktor der Agrarwissenschaften (doctor agriculturae (Dr. agr.))  
an der Agrar- und Umweltwissenschaftlichen Fakultät  
der Universität Rostock

vorgelegt von

Dipl. Ing. Andrea Werner

- 
1. Gutachter Univ.-Prof. Dipl.-Geogr. Dr. Stephan Glatzel  
Department of Geography and Regional Research University of  
Vienna, Althanstr.14, 1090 Wien, Österreich
2. Gutachter Prof. Dr. Hubert Wiggering  
Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V.  
Eberswalder Straße 84, 15374 Müncheberg
3. Gutachter Prof. Dr. Henning Bombeck  
Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät der Universität  
Rostock, Professur Siedlungsgestaltung und ländliche Bau-  
werke, Justus von Liebig Weg 6, 18059 Rostock

**Datum der Einreichung:** 15. Dezember 2014

**Datum der Verteidigung:** 21. September 2015

---

# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einführung</b>	<b>1</b>
1.1	Anlass und Zielstellung der Arbeit	1
1.2	Einordnung der Arbeit in die Landnutzungsforschung	4
<b>2</b>	<b>Methodische und konzeptionelle Grundlagen</b>	<b>7</b>
2.1	<b>Bewertung</b>	<b>7</b>
2.1.1	Begriffe und Anforderungen	7
2.1.2	Multikriterielle Entscheidungsunterstützungsverfahren	11
2.1.3	Verfahrensvergleich	14
2.2	<b>Leitbilder</b>	<b>19</b>
2.2.1	Begriffe und Anforderungen	19
2.2.2	Leitbildmethode	21
2.2.3	Das Nachhaltigkeitsleitbild	23
2.2.4	Unsicherheitsbetrachtungen	29
2.3	<b>Indikatoren</b>	<b>31</b>
2.3.1	Begriffe und Anforderungen	31
2.3.2	Indikatorenaggregation	36
2.3.3	Unsicherheitsbetrachtungen	40
2.4	<b>Modellbildung und Simulation</b>	<b>43</b>
2.4.1	Begriffe und Anforderungen	43
2.4.2	Aufgaben und Ansätze der Modellbildung und Simulation	46
2.4.3	Modellbasierte Entscheidungsunterstützungssysteme	50
2.4.4	Unsicherheitsbetrachtungen	53
2.5	<b>Diskussion</b>	<b>61</b>
2.5.1	Forschungsstand	61
2.5.2	Konzeptioneller Standpunkt	63
2.6	<b>Folgerungen für das methodische Vorgehen</b>	<b>65</b>
2.6.1	Auswahl und Integration des Analytischen Hierarchieprozesses	65
2.6.2	Verwendung von Leitbildern	68
2.6.3	Verwendung von Indikatoren und Modellen	68
2.6.4	Verwendung von Fruchtfolgen	70
2.6.5	Berücksichtigung der Spezifik von Energiepflanzen	71
2.6.6	Bewältigung technischer Anforderungen	73

---

<b>3</b>	<b>Beschreibung der Methode .....</b>	<b>76</b>
3.1	Überblick über die methodische Vorgehensweise .....	76
3.2	Modellierung einer Entscheidungshierarchie .....	78
3.3	Ermittlung lokaler Prioritätenvektoren der Indikatoren .....	79
3.4	Simulation von Fruchtfolgen .....	81
3.5	Normalisierung der Fruchtfolgen .....	81
3.6	Aggregation zu globalen Prioritätenvektoren .....	83
<b>4</b>	<b>Anwendung der Methode .....</b>	<b>84</b>
4.1	Untersuchungsregion .....	85
4.1.1	Landschaftsgenese .....	85
4.1.2	Wasserhaushalt .....	86
4.1.3	Klima .....	87
4.1.4	Boden .....	88
4.1.5	Landschaftsnutzung .....	89
4.2	Vorbereitende Arbeiten .....	91
4.2.1	Leitbild .....	91
4.2.2	Ziele und Indikatoren .....	92
4.2.3	Modelle .....	97
4.2.4	Fruchtfolgen .....	100
4.3	Technische Umsetzung .....	101
<b>5</b>	<b>Ergebnisdarstellung und -interpretation .....</b>	<b>104</b>
5.1	Ergebnisse des 1. Schrittes .....	104
5.2	Ergebnisse des 2. Schrittes .....	104
5.3	Ergebnisse des 3. Schrittes .....	106
5.4	Ergebnisse des 4. Schrittes .....	107
5.5	Ergebnisse des 5. Schrittes .....	109
5.6	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen für die Untersuchungsregion .....	115
<b>6</b>	<b>Zusammenfassung und Ausblick .....</b>	<b>118</b>
	Literaturverzeichnis .....	121
	Tabellenverzeichnis .....	131
	Abbildungsverzeichnis .....	133
	Formelverzeichnis .....	135
	Anhang .....	136

---



# 1 Einführung

## 1.1 Anlass und Zielstellung der Arbeit

Die Nutzung von Biomasse zur Erzeugung von Wärme, Strom und Kraftstoffen spielt eine zentrale Rolle für die Erreichung der europäischen und nationalen Klima- und Umweltschutzziele (SRU 2007). Die Biomassenutzung stellt aufgrund ihrer vielfältigen Nutzungspfade eine tragende Säule dar (BMU 2008). Allerdings haben begleitende wissenschaftliche Untersuchungen (EEA 2006; BMELV 2007; SRU 2007) gezeigt, dass sie nicht uneingeschränkt zu einer Verringerung von Klima- und Umweltbelastungen beiträgt.

Die Umwelteinflüsse der Biomasseproduktion sind seit langem Gegenstand sozialer Diskussionen, politischer Zielvereinbarungen und wissenschaftlicher Forschung. Seitdem Biomasse zunehmend für die energetische Produktion genutzt wird, wird erwartet, dass deren Anbau in den kommenden Jahren weiter intensiviert wird (MCBRIDE, DALE ET AL. 2011). Durch die damit zum Beispiel einhergehenden Nutzungswechsel und die Landnutzungsintensivierung kann die Nachhaltigkeit von Agrarsystemen dramatisch verändern werden. Aufgrund der zu erwartenden Chancen aber auch der mit der energetischen Biomasseproduktion einhergehenden Risiken, befürworten einige Wissenschaftler diese, andere erwarten, dass die Produktion langfristig die bereits vorhandenen Umweltprobleme weiter verschärfen wird, wie z.B. die Nährstoffauswaschung in Böden, die Bodenerosion oder den Biodiversitätsverlust (JORDAN, BOODY ET AL. 2007; WILLIAMS, INMAN ET AL. 2009).

Seit sich diese Debatte mit einem erwarteten Anstieg der Bioenergienutzung deckt und seit politische Regulationen fordern, dass Bioenergie und Biomasse nicht auf Kosten der Umwelt produziert werden, wird Wissen über die aktuellen umweltbezogenen Auswirkungen von Anbausystemen für die Energiegewinnung zur Verfügung gestellt. Im Ganzen herrscht Konsens darüber, dass der Anbau von energetisch nutzbarer Biomasse nicht uneingeschränkt zu einer Verringerung der Klima- und Umweltbelastungen beiträgt. Vielmehr führt der Anbau in der Tendenz zu einer Intensivierung der Landbewirtschaftung, werden die vorhandenen Regularien (z.B. Cross Compliance, Gute fachliche Praxis) und die förderpolitischen Ausrichtungen nicht angepasst. Letztlich entscheidet auf der Erzeugerseite das Bewirtschaftungssystem und auf der Nutzungsseite die Effizienz der eingesetzten Technologie über die Klimabilanz und damit die Nachhaltigkeit der energetischen Nutzungspfade.

Der ökologische Zustand von Agrarlandschaften und die ökonomischen Potentiale werden in erheblichem Umfang von den Landnutzungsstrukturen und den praktizierten Anbautechnologien bestimmt. Die landwirtschaftliche Anbaugestaltung wird zudem von den standörtlichen als auch den agrarökonomischen Bedingungen geprägt. Derzeit unterliegen ländliche Räume einem erheblichen Wandel (HÜTTL, BENS ET AL.

2008b). Dafür sind zunächst exogene Rahmenbedingungen, wie der Klimawandel, die demographische Entwicklung oder auch die Globalisierung der Märkte etc. verantwortlich. Besondere Veränderungen haben ländliche Räume durch die Einführung der Bioenergieförderung in den 90er Jahren des 20. Jahrhunderts erfahren. Zu den in der Vergangenheit etablierten Fruchtarten des Marktfruchtanbaus und entsprechender Nutzungen, haben sich neue Fruchtarten und neue Nutzungspfade etabliert. Allerdings hat diese Entwicklung nicht zu einer Fruchtartendiversität bzw. einer abwechslungsreichen Fruchtfolgegestaltung geführt. Im Gegenteil, vielerorts konzentrieren sich Landwirte auf marktwirtschaftlich profitable Früchte, zu denen das Wissen und die Anbautechnologie bekannt sind. Mit der Bioenergieförderung werden aber auch alternative Fruchtarten interessant, welche in Vergessenheit geraten sind oder für andere Zwecke in der Vergangenheit angebaut wurden. Bei den Akteuren überwiegen nach wie vor die Unsicherheiten über damit verbundene ökonomische Konsequenzen und technische Verbindlichkeiten. Nicht zuletzt erlauben sich ständig verändernde marktpolitische Rahmenbedingungen nur eine geringe Planungssicherheit, wodurch Chancen möglicherweise nicht genutzt und Risiken im Zusammenhang mit dem langfristigen Leistungsvermögen der Landschaft in Kauf genommen werden.

Die Nutzung von Leitbildern hat sich seit der Konferenz für Umwelt und Entwicklung in Rio (1992) und der daraus entstandenen Nachhaltigkeitsdiskussion als umweltpolitisches Handlungsinstrument und konzeptionell-planerisches Leitprinzip entwickelt. Im Rahmen der Regionalplanung und der naturschutzfachlichen Planung resultiert die Leitbildentwicklung aus gesellschaftlichen Zielvorstellungen heraus. Die Entwicklung geschieht dabei unter Berücksichtigung vorhandener Ziele, ökonomischer und raumordnerischer Rahmenbedingungen. Gleichzeitig erfolgt eine örtliche Grundlagenermittlung im Planungsgebiet. Aus technischen, ökonomischen und zeitlichen Gründen müssen die Datenerfassung und die Ermittlung von Entwicklungsprognosen jedoch häufig unzureichend konkret bleiben (HEIDT & PLACHTER 1996; KÖPPEL 1996). Damit fehlen Informationen, welches Leitbild tatsächlich realistisch ist und ob es für die gesamte Planungsregion aufgrund der räumlichen Gegebenheiten Gültigkeit haben kann. Nicht zuletzt bestehen Unsicherheiten dahingehend, ob lokale Akteure die mit dem Leitbild verbundenen Veränderungen akzeptieren. An vorhandenen, informatorischen Leitbildern, orientieren sich die landschaftspflegerische Begleitplanung und die Umweltverträglichkeitsprüfung. In der Praxis wird die planerische Orientierung jedoch häufig erschwert. Es bestehen Defizite bezüglich der Qualitäten von Potentialen, Ressourcen und Funktionen der Landschaft. Zudem fehlt es häufig an sachlich, räumlich und inhaltlich differenzierten Zielaussagen.

Die Bewertung der Auswirkungen von Anbausystemen ist ein zentraler Aspekt bei der Einführung von Managementverfahren, welche eine zielorientierte und nachhaltige Landnutzung beabsichtigen (PACINI, WOSSINK ET AL. 2003). Damit derartige Bewertungen realistisch und wirksam sind, müssen sowohl die Komplexität der Auswirkungen

berücksichtigt werden als auch die persönlichen und subjektiven Meinungen hinsichtlich der relativen Bedeutung von Prioritäten (PARK & SEATON 1996; ANDREOLI & TELLARINI 2000). Aufgrund dessen kann die Bewertung von Anbausystemen als ein typisches Entscheidungsproblem bezeichnet werden, welches die Nutzung einer Methode zur Entscheidungsfindung sinnvoll macht.

Vor dem Hintergrund der beschriebenen Aufgaben ist eine Methode zur Entscheidungsunterstützung sinnvoll, um auf regionaler Ebene die zukünftigen Auswirkungen des Fruchtfolgenbaus, unter besonderer Berücksichtigung von Energiepflanzen, zu bewerten. Im Ergebnis des Bewertungsprozesses gibt ein Ranking Informationen darüber, welche Fruchtfolge sich am besten für die Erreichung eines regionalen Leitbildes eignet. Aus der detaillierten Analyse der Ergebnisse können Rückschlüsse auf die regionalen ökologischen und ökonomischen Chancen und Risiken gezogen werden. Damit können Nutzungsempfehlungen formuliert werden, die sowohl den politischen Nachhaltigkeitsanforderungen gerecht werden als auch den lokalen Akteuren Planungs- und Entscheidungshilfen geben. Die Visualisierung der Ergebnisse kann Räume zur Ablehnung oder Akzeptanz definierter regionaler Leitbilder durch die Entscheidungsträger schaffen.

Aus den genannten Aufgaben heraus wurden folgende detaillierte Anforderungen an die Entwicklung einer geeigneten Bewertungsmethode gestellt:

- Die Bewertung setzt an einem regional definierten Leitbild an.
- Eine Vielzahl von Fruchtfolgen muss vergleichend bewertet werden.
- Sowohl konventionelle Marktfrüchte als auch Früchte für die Energiegewinnung müssen bewertbar sein.
- Die Bewertung muss sowohl die ökologischen Auswirkungen als auch die ökonomische Effizienz der Fruchtfolgen berücksichtigen.
- Die methodische Struktur muss vorhandene und zukünftig nutzbare Simulationsmodelle unterstützen und deren Ergebnisse zielorientiert zusammenführen.
- Sowohl quantitative Informationen als auch qualitative Informationen müssen im Bewertungsprozess berücksichtigt werden.
- Um die lokalen, räumlichen Gegebenheiten in angemessener Auflösung berücksichtigen zu können, muss die Größe der Bewertungseinheit möglichst kleinräumig sein.

**Das Ziel dieser Arbeit ist es, eine Bewertungsmethode vorzustellen, welche die Planung und Gestaltung regionaler Landschaftsnutzungen zielorientiert unterstützen und mitgestalten kann.** Basierend auf den Auswahlkriterien von SADOK, ANGEVIN ET AL. (2008) wurde der Analytische Hierarchieprozess (AHP) als geeignete Gewichtungsmethode für die genannten Zwecke identifiziert und in die Bewertungsmethode integriert.

Als Ausgangspunkt des methodischen Vorgehens wird ein regional entwickeltes Leitbild festgelegt. Auf Basis dieses Leitbildes beginnt ein expertenbasierter Bewertungsprozess mit der Entwicklung einer Entscheidungshierarchie. Innerhalb dieses Prozesses wird das Leitbild in Form funktionaler Ziele, ökologischer und ökonomischer Indikatoren und Fruchtfolgen konkretisiert. Mit der Zielstellung, das Leitbild bestmöglich auszufüllen, werden die Ziele und Indikatoren unter Nutzung des AHP gewichtet. In einem weiteren Arbeitsschritt werden Simulationsexperimente durchgeführt. Dazu werden prozessbasierte Ökosystemmodelle genutzt, welche geeignet sind, die räumlichen Auswirkungen des Fruchtfolgenanbaus über die Zeit abzubilden. Die Fruchtfolgen werden über einen Simulationszeitraum von mehreren Jahren unter Berücksichtigung eines Klimaszenarios simuliert (SPEKAT, ENKE ET AL. 2007). Die gelieferten Daten können anschließend unter Nutzung des AHP normalisiert werden. Durch Aggregation der Einzelergebnisse werden am Ende des Bewertungsprozesses die Auswirkungen jeder Fruchtfolge durch einen dimensionslosen Präferenzwert (globalen Prioritätenvektor) grid- und zeitspezifisch beschrieben. Die anschließende Visualisierung und statistische Auswertung der Ergebnisse ermöglicht eine Vielzahl von Ergebnisanalysen. Der Gesamtblick auf die Region als auch die Möglichkeit der schlagspezifischen Auswertung können in vielfältiger Art und Weise regionale Entwicklungsprozesse beratend unterstützen. Nicht zuletzt können die Ergebnisse einen Beitrag dazu leisten, den bewussten nachhaltigen Umgang der Landnutzer mit ihren bewirtschafteten Flächen zu erhöhen.

Die Erprobung der Methode zur Entscheidungsunterstützung erfolgte am Beispiel der Untersuchungsregion Ziethen. Aufgrund ihrer kleinräumigen klimatischen und geologischen Wechsel, ihrer räumlichen Lage und daraus resultierender vielfältiger Nutzungsmöglichkeiten zeichnet sie sich durch die Überlagerung einer Vielzahl von Landschaftsfunktionen aus. Der Bewertungsprozess erfolgte unter Nutzung einer beispielhaft definierten Entscheidungshierarchie. Die Ergebnisse wurden anschließend visualisiert und ausgewertet. Abschließend wurde die Eignung der Methode für die Anwendung in weiteren Regionen diskutiert.

## **1.2 Einordnung der Arbeit in die Landnutzungsforschung**

Die Ziele und Herangehensweisen der Landnutzungsforschung haben sich in den letzten Jahren beträchtlich geändert. Der Wettbewerb um verfügbare Flächen in der Landschaft steigt. Vielfältige Ansprüche an die Nutzung und die Dienstleistungen von Agrarlandschaften sowie gesellschaftliche Anforderungen im Hinblick auf Klima- und Umweltschutz beeinflussen die Forschungsausrichtungen. Zudem haben sich die Rahmenbedingungen der Landwirtschaft im Zuge der Europäischen Agrarpolitik deutlich

verändert. Der einstmals durch Mengensubventionierung sehr starke Einfluss der Agrarpolitik auf das Marktgeschehen ist seit den 1990er Jahren durch einen anhaltenden Reformprozess rückläufig. Dies führt zu einer verstärkten Marktorientierung der Landwirtschaft. Nicht zuletzt hat sich die Rolle agrarischer und forstlicher Rohstoffe für die Energiegewinnung und industrielle Produktion verändert, was zu neuen Markverhältnissen und Fördermöglichkeiten der Landwirtschaft führte. Die Folgen des daraus resultierenden Wettbewerbs um verfügbare Flächen und Wettbewerbsvorteile, berühren nahezu alle ökologischen und ökonomischen Aspekte der Landnutzung und des ländlichen Raumes.

Die heutige Landnutzungsforschung hat sich dieser Herausforderungen angenommen und inhaltlich daran ausgerichtet. Vor dem Hintergrund einer nachhaltigen Entwicklung und Nutzung von Agrarlandschaften werden wichtige Fragestellungen bearbeitet: Welche Rolle haben Agrarlandschaften im Klimawandel? Welche Gefahren gehen mit der zunehmenden einseitigen Flächennutzung einher? Wie kann der Anbau nachwachsender Rohstoffe und Energiepflanzen mit Umweltschutzziele vereinbart werden? Welche Anforderungen resultieren für den Naturschutz sowie den Boden- und Gewässerschutz?

Um auf die Veränderungen und damit einhergehenden Anforderungen reagieren zu können, muss die heutige Landschaftsforschung Instrumente und Werkzeuge bereit stellen, mit welchen Entwicklungen analysiert und Wirkungen von sich verändernden Rahmenbedingungen eingeschätzt werden können. Unter Zuhilfenahme prozessbasierter Modelle sowie integrativer Bewertungs- und Handlungskonzepte, die landschaftsorientierte Ansätze und volkswirtschaftliche Betrachtungsweisen vereinen, können Landnutzungsveränderungen gesteuert werden.

Vor dem Hintergrund sich verändernder Rahmenbedingungen der Landnutzung und des ländlichen Raumes hat sich im Jahr 2005 die interdisziplinäre Arbeitsgruppe „Zukunftorientierte Nutzung ländlicher Räume - LandInnovation“ an der Berlin-Brandenburgischen Akademie der Wissenschaften (BBAW) gegründet (HÜTTL, BENS ET AL. 2008b). Das Projekt nahm Bezug auf das Rahmenprogramm zur Nachhaltigkeitsforschung des Bundesforschungsministeriums (BMBF 2004), welches eine ganzheitliche Betrachtung von Landnutzungssystemen und die Entwicklung integrativer Bewertungs- und Handlungskonzepte fordert. Im Rahmen des Projektes wurde untersucht, welchen Veränderungen ökologische und sozioökonomische Systeme in ländlichen Räumen unterworfen sind und welchen Beitrag technologische und soziale Innovationen zu einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung leisten können. Dies erforderte insbesondere das Erarbeiten von Zielwissen zur Begründung von Veränderungsbedarf und zur Bestimmung von erwünschten Zielen und besseren Praktiken. Die verschiedenen Positionen mussten sowohl in Bezug auf konkrete Ziele als auch auf Handlungsoptionen und Systembeschreibungen geklärt werden. Die Arbeitsgruppe gliederte sich in thematische Cluster. Im Cluster Landschaftsentwicklung, welches am

Leibniz-Institut für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) bearbeitet wurde, wurde grundlegendes Systemwissen zusammengetragen (WERNER, ENDE ET AL. 2008; WERNER, BEETZ ET AL. 2008). Darauf aufbauend wurde Zielwissen erarbeitet, indem die Landschaftsentwicklung und Zukunftsbilder der Landschaft und ihrer Nutzung bewertet wurden (HÜTTL, BENS ET AL. 2008a; WIGGERING, WERNER ET AL. 2008).

Mit der vorliegenden wissenschaftlichen Arbeit, welche aus der Mitarbeit der Verfasserin im Cluster Landschaftsentwicklung entstand, können Perspektiven für eine nachhaltige Nutzung der Ressource Landschaft im Kontext der Entwicklung ländlicher Räume aufgezeigt werden. Damit leistet die Arbeit einen Beitrag für die Landnutzungsforschung, speziell für die regionale Steuerung der Landnutzung.

## 2 Methodische und konzeptionelle Grundlagen

### 2.1 Bewertung

#### 2.1.1 Begriffe und Anforderungen

Nur wenige Sachverhalte im Leben sind eindeutig. Ohne eine Bewertung ist es nicht möglich sich zwischen widersprechenden Aspekten, verschiedenen Interessen oder mehreren Alternativen zu entscheiden. Bei jeder Art von Einschätzung verbindet der Mensch von außen herangetragene Sachverhalte und Informationen mit (GIEGRICH 1995):

- seiner inneren Werthaltung,
- seinen Gefühlen,
- seinen früher bereits vorgenommenen Einschätzungen der Umgebung.

Diese Punkte können als Wertesystem zusammengefasst werden, so dass man den Begriff der Bewertung als „Verknüpfung der zugänglichen Informationen mit dem persönlichen Wertesystem zu einem Urteil über den entsprechenden Sachverhalt“ definieren kann (ebd.). In POSCHMANN, RIEBENSTAHL ET AL. (1998) heißt es: „In der Grundstruktur eines Bewertungsvorganges verknüpft ein Bewerter das Subjekt mittels eines Werturteils (Wertesystem) und ein Modell der vorgefundenen Wirklichkeit miteinander.“ Daran schließt sich die Entscheidung für die bestmögliche Alternative an.

Die Bewertung an sich erfolgt im Rahmen eines Bewertungsverfahrens. Von einem Verfahren in diesem Zusammenhang spricht man wenn die Verfahrensschritte als handlungsanleitende Regeln formuliert sind. Diese Regeln ermöglichen eine Strukturierung der Einzelvorgänge, sowohl formal als auch inhaltlich und ermöglichen dadurch eine vergleichende, ordnende oder quantifizierende Einstufung von Objekten nach Wertgesichtspunkten (BECHMANN 1988).

An ein Bewertungsverfahren werden Anforderungen im Sinne von Gütekriterien gestellt (Tab. 1, Seite 8). Jedes Kriterium berücksichtigt nur einen Teilaspekt des zu bewertenden Systems. Sie sind nicht gleichgewichtig und dürfen nicht isoliert voneinander betrachtet werden, da zwischen ihnen Wechselbeziehungen bestehen.

Folgt man den Empfehlungen von HEIDT & PLACHTER (1996), dann sollten bei der Nutzung von Bewertungsverfahren und der sich anschließenden Interpretation in einer konkreten Planungssituation folgende Grundlagen erfüllt sein:

- Bewertung auf Basis regionaler, zukunftsorientierter Leitbilder.
- Nutzung regional gültiger, relativer Wertkriterien, da erst die lokale Situation entscheidet, welchem aus Leitbildsicht der Vorrang zu geben ist.
- Methodische Trennung und Dokumentation von Datenanalyse, Interpretation und Bewertung.

- Nutzung von standardisierten und nachvollziehbaren Vorschriften und Algorithmen der Wertzuweisung einzelner indikatorischer Parameter (Verknüpfungsvorschriften).
- Ableitung handlungsorientierter Empfehlungen.

Tab. 1 Gütekriterien von Bewertungsverfahren

<b>Gütekriterien</b>	<b>Erläuterungen/ Prüfungen</b>
Methodische Angemessenheit	<ul style="list-style-type: none"> <li>– zielorientierter Kompromiss zwischen fachlichen Erfordernissen und notwendigem Zeit- und Kostenaufwand</li> <li>– setzt Prüfung der Effektivität und Effizienz der Methode voraus</li> </ul>
Objektivität/ Intersubjektivität	<ul style="list-style-type: none"> <li>– das Verfahren muss unabhängig vom Messenden sein</li> <li>– die Realität muss objektiv wiedergespiegelt sein</li> </ul>
Zuverlässigkeit	<ul style="list-style-type: none"> <li>– das Verfahren muss von denselben Objekten dieselben Messergebnisse liefern</li> <li>– bei wiederholter Anwendung führt das Verfahren in geringem zeitlichen Abstand zum identischen Resultat</li> <li>– setzt die exakte Erfassung von Merkmalen voraus</li> </ul>
Vollständigkeit	<ul style="list-style-type: none"> <li>– ein Bewertungsvorgang ist vollständig, wenn alle wichtigen Informationen erfasst und verarbeitet wurden</li> <li>– Vollständigkeit beinhaltet die Identifikation von Wissenslücken, also die Offenlegung der Unvollständigkeit</li> </ul>
Differenziertheit	<ul style="list-style-type: none"> <li>– bezieht sich auf den räumlichen, sachlichen und zeitlichen Detaillierungsgrad</li> <li>– der Grad der Differenzierung wird durch die Angemessenheit und Validität des Verfahrens bestimmt</li> </ul>
Validität	<ul style="list-style-type: none"> <li>– ein Verfahren ist valide bzw. gültig, wenn es tatsächlich das misst, was es vorgibt zu messen</li> <li>– das theoretische und methodische Gerüst des Verfahrens muss die Wirklichkeit „richtig“ abbilden</li> <li>– die ausgewählten Indikatoren bilden die kausal-logischen Zusammenhänge richtig ab</li> <li>– der Umfang der Validierung eines Verfahrens wird von Praktikabilitäts- und Kostengründen bestimmt</li> </ul>
Praktikabilität	<ul style="list-style-type: none"> <li>– das Verfahren muss anwendbar und nützlich sein</li> </ul>
Transparenz	<ul style="list-style-type: none"> <li>– erfordert die Offenlegung der Datengrundlage und der Bewertungsschritte</li> <li>– erfordert die methodische und inhaltliche Verständlichkeit der Bewertungsschritte</li> </ul>
Akzeptanz	<ul style="list-style-type: none"> <li>– eine allgemeine Akzeptanz wird durch Abstimmungen zwischen den Akteuren und/oder durch Kompromisse verschiedener Anforderungen erreicht</li> </ul>

Quellen: BECHMANN 1988; ENQUETE-KOMMISSION 2002; v. ZWEHL 1993



Der Ablauf einer Bewertung lässt sich in sechs Handlungsschritten verallgemeinern (Abb. 1). Nach der Festlegung eines Systemausschnittes und der Definition der Systemgrenzen, kann der Bewertungsgegenstand in Form eines Modells abgebildet werden. Dieses Modell enthält die zu bewertenden Handlungsalternativen sowie ein geeignetes Wertesystem mit Bewertungsmaßstäben. Anschließend werden in einem Auswahlprozess die wichtigsten Aspekte des Bewertungsgegenstandes in Form von Zielen ermittelt. Dann erfolgt die Verknüpfung des Wertesystems mit den Alternativen und Zielen. Hier sind verfahrensspezifische Bewertungsregeln zu beachten. Im Ergebnis der Verknüpfung wird eine geeignete Alternative gewählt.

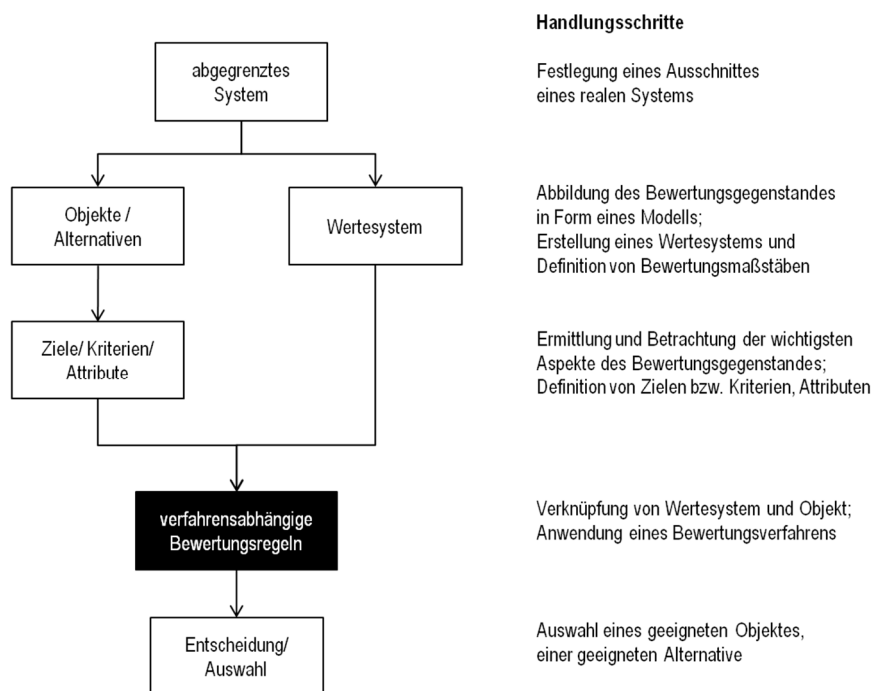


Abb. 1 Allgemeiner Ablauf und Handlungsschritte einer Bewertung

Eigene Zusammenstellung

Der Bewertungsvorgang wird durch eine Vielzahl von Elementen charakterisiert:

- den Bewerter,
- das zu bewertende System,
- Unkenntnis und Unschärfe im Zusammenhang mit der Bewertung an sich,
- die Systemabgrenzung und Modellbildung sowie
- die Bewertungsmaßstäbe.

An die Elemente werden methodische Anforderungen gestellt, die es bei der Entwicklung von Bewertungsansätzen und der Anwendung von Bewertungsverfahren zu berücksichtigen gilt (Tab. 2, Seite 11). Folgende Begriffe seien in diesem Zusammenhang definiert:

### **System**

Unter einem System verstehen CELLIER & GREIFENEDER (1991) einen „... Ausschnitt aus der realen Welt, welcher eine Systemgrenze besitzt“. EPPLE (2008) ergänzt hierzu, dass es sich um eine „... strukturierte Gesamtheit von miteinander in Beziehung stehenden Teilsystemen und Systemelementen“ handelt. Intern besteht ein System also aus einzelnen, diskret voneinander abgegrenzten Elementen, die untereinander durch Beziehungen vernetzt sind. Der Begriff des Modellsystems baut auf diesem Systembegriff auf.

### **Element**

Elemente sind klar voneinander abgegrenzte Objekte der Anschauung bzw. des Denkens, die als Teile eines Systems nicht mehr weiter untergliedert werden sollen oder können. Statt von Elementen sind in der Literatur auch die Begriffe: Objekt, Gegenstand oder Alternative gebräuchlich (BAMBERG & COENENBERG 2008).

### **Attribut**

Der Begriff Attribut wird in der Literatur als Eigenschaft für die detaillierte Beschreibung eines Objektes oder den Zustand eines Objektes verstanden, weshalb ein Attribut häufig auch als Merkmal bezeichnet wird. Ein Objekt kann durch eine Vielzahl von Attributen beschrieben werden. Die konkrete Ausprägung eines Attributes bezeichnet man als Attributausprägung oder auch Merkmalsausprägung (BAMBERG & COENENBERG 2008). In der Entscheidungsfindung wird als Attribut ein operationelles Unterziel verstanden, das einem strategischen Oberziel untergeordnet ist (OSSADNIK 1998).

### **Kriterium**

Ein Kriterium wird in der Literatur als unterscheidendes Merkmal definiert, das bei einer Auswahl zwischen Alternativen relevant für die Entscheidung ist. In der Entscheidungstheorie werden Kriterien als Gesichtspunkte im Sinne von Lösungsvorschlägen dargestellt, verglichen und bewertet (Bewertungskriterium), um eine optimale Lösung eines Entscheidungsproblems zu finden. Häufig wird für den Begriff das Synonym Merkmal oder Attribut verwandt.

Tab. 2 Methodische Anforderungen an die Elemente eines Bewertungsvorganges

Elemente des Bewertungsvorganges	Erläuterungen	Anforderungen
Bewerter	Wesen der Bewertung ist es, das der Bewerter seinen persönlichen Erfahrungshintergrund in die Bewertung einbringt.	Transparenz der Bewertung: Wo dominieren objektive, wo subjektive Werthaltungen?
Zu bewertendes System	Kann hinsichtlich ihrer Attributausprägungen sehr unterschiedlich sein.	Genauere Definition des Bewertungsgegenstandes, z.B. in Form von Alternativen, Zielen, Attributen, Indikatoren.
Unkenntnis und Unschärfe	Jede Art der Bewertung birgt Unkenntnisse in sich, die durch mangelnde Informationen oder den Mangel begrifflicher Schärfe herühren.	Die vorgenommene Attributauswahl begründen und den Detaillierungsgrad der Darstellung bzw. der Systemabbildung begründen und damit verbundene Datenunschärfe diskutieren.
Systemabgrenzung und Modellbildung	Festlegung des Realitätsausschnittes des Systems und Festlegung der wichtigsten Attribute. Bildung eines Modells des Bewertungsgegenstandes und Strukturierung dieses.	Ermittlung und Betrachtung der wichtigsten Aspekte des Bewertungsgegenstandes und Abbildung dieses in Form eines Modells. Begründung der Nichtbeachtung von Aspekten. Berücksichtigung der Modelldynamik bzw. Dynamik des Bewertungsgegenstandes
Bewertungsmaßstäbe	Werden aus einem Wertesystem abgeleitet, welches auf objektiven oder subjektiven Urteilen beruht.	So konkret, dass Erfüllung oder Nichterfüllung definierter Ziele messbar ist. So definieren, dass der Charakter des Bewertungsgegenstandes nicht verloren geht.

### 2.1.2 Multikriterielle Entscheidungsunterstützungsverfahren

Das Hauptaugenmerk entscheidungstheoretischer Forschung liegt auf der Rationalität menschlicher Entscheidungen bzw. deren tatsächlichem Entscheidungsverhalten (BAMBERG & COENENBERG 2008). Sie liefert multikriterielle Entscheidungsunterstützungsmethoden (engl.: multi-criteria decision-making methods – MCDM) mit denen in konkreten Situationen rationale Entscheidungen getroffen werden können. Aus einer Vielzahl verschiedener Alternativen oder auch Handlungsoptionen kann mit ihrer Hilfe zwischen mehreren, oftmals gegensätzlichen Zielsetzungen (Kriterien), abgewogen und eine Alternative gewählt werden (ebd.). Mit den zur Verfügung stehenden Methoden können Entscheidungshilfen insbesondere in Bezug auf die Wahl, das Ranking

oder die Sortierung von Optionen, z.B. von Alternativen, Lösungen oder Handlungsweisen gegeben werden (ZANAKIS, SOLOMON ET AL. 1998; FIGUEIRA, GRECO ET AL. 2005; SADOK, ANGEVIN ET AL. 2008). Man spricht in einem solchen Fall von multikriteriellen Entscheidungsproblemen in deren Ergebnis zielentsprechende Handlungen abgeleitet werden. Es finden keine Zielbeurteilungen statt. Vorausgesetzt werden erfahrungswissenschaftliche Aussagen über die verfolgten Ziele, mögliche Handlungen und Konsequenzen.

Die multiattributiven Entscheidungsfindungsmethoden (engl.: multi-attribute decision-making methods – MADM), eine Methodengruppe der MCDM (HWANG & YOON 1981), werden im Falle diskreter, zahlenmäßig begrenzter Alternativen verwandt, welche durch eine Vielzahl im Konflikt stehender Kriterien stehen. Die Methoden der MADM-Methodologie wurden bereits mehrmals erfolgreich bei der Handhabung von Auswahlproblemen zwischen mehreren Alternativen für verschiedene Bewertungen unterschiedlichen Maßstabes verwandt. Auf landwirtschaftlichem Maßstab nutzten ARONDEL & GIRARDIN (2000) die ELECTRE Methode (Elimination et choix traduisant la réalité; (ROY 1968), um Anbausysteme nach deren Einfluss auf die Grundwasserqualität zu sortieren. MAZZETTO & BONERA (2003) entwickelten ein multikriterielles Softwarepaket (MEACROS), abgeleitet von der ELECTRE Methode. Damit ist es möglich, unter Berücksichtigung eines Sets von technischen, ökonomischen und umweltbezogenen Kriterien, alternative Anbausysteme zu identifizieren. Andere Autoren haben den Analytischen Hierarchieprozess (engl.: Analytic Hierarchy Process – AHP - SAATY 1980; HARKER & VARGAS 1987) mit dem Ziel genutzt, diejenigen Anbaufrüchte zu identifizieren, welche die bestmögliche Verteilung von Umweltressourcen in Entwicklungsländern ermöglichen (ALPHONCE 1997). Andere wiederum haben sie genutzt, um umweltspezifische, ökonomische und soziale Faktoren der Einführung von Agrarforstsystemen in Süd-Zentral Florida zu bewerten (SHRESTHA, ALAVALAPATI ET AL. 2004). Einige Autoren nutzten den AHP, um verschiedene Alternativen des Ressourcenerhalts in eine Rangordnung zu bringen (SCHMOLDT, KANGAS ET AL. 2001).

Ausgangspunkt multikriterieller Entscheidungen ist zumeist eine eindimensionale Entscheidungssituation unter Unsicherheit. Der Einfluss verschiedener Alternativen auf ein globales Ziel kann nicht direkt gemessen werden. Dadurch ist nicht abschätzbar welche Auswirkungen eine Alternative mit sich bringt. Allerdings kann das Entscheidungsproblem gelöst werden sofern Unterziele definiert werden, deren Einfluss auf das Globalziel zumindest tendenziell bekannt ist. Eine eindimensionale Entscheidungssituation unter Unsicherheit kann dann in eine multikriterielle Entscheidungssituation unter Sicherheit überführt werden. In der Entscheidungstheorie werden von LAUX (2003) sowie BAMBERG & COENENBERG (2008) drei Entscheidungssituationen unterschieden:

1. Unter Sicherheit: Der Entscheidungsträger kennt den eintretenden Umweltzustand mit Sicherheit und kann alle Konsequenzen aus einer Handlung voraussagen.
2. Unter Unsicherheit: Die Wahrscheinlichkeiten für das Eintreten bestimmter Umweltzustände ist bekannt. Das angestrebte Ziel ist nicht direkt messbar und der Einfluss bestimmter Parameter auf dieses Ziel ist nicht mit Sicherheit bekannt.
3. Unter Ungewissheit: Die Wahrscheinlichkeiten für das Eintreten bestimmter Umweltzustände ist unbekannt.

Die multiattributiven Verfahren unterscheiden sich dahingehend, welche Entscheidungsregeln ihnen zugrunde liegen. V. ZWEHL (1993) unterscheidet u. a. die Lexikographische Ordnung, die Zielgewichtung und die Körth-Regel (Tab. 3).

Tab. 3 Entscheidungsregeln multiattributiver Bewertungsverfahren

<b>Entscheidungsregeln</b>	<b>Vorgehen/ Prinzipien</b>
Lexikographische Ordnung	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Voraussetzung: ordinale Nutzenmessung</li> <li>– Reihung der Ziele nach Wichtigkeit, wichtigstes Ziel wird bewertet</li> <li>– Bei Indifferenz (Alternativen sind hinsichtlich des Ziels gleichwertig) wird das zweitwichtigste Ziel betrachtet u.s.w.</li> <li>– Diejenige Alternative, welche das wichtigste Ziel mit dem höchsten Zielbeitrag erfüllt, ist die Geeignetste</li> <li>– Keine Erfassung von Nutzenunterschieden</li> </ul>
Zielgewichtung	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Voraussetzung: kardinale Nutzenmessung</li> <li>– Reihung der Ziele nach Wichtigkeit, für jedes Ziel wird ein Gewichtungsfaktor bestimmt</li> <li>– alle Ziele werden bei jeder Alternative mit dem jeweiligen Gewichtungsfaktor multipliziert und aufsummiert, die Alternative mit dem höchsten gewichteten Zielbeitrag ist die Geeignetste</li> <li>– alle Zielausprägungen werden berücksichtigt</li> </ul>
Körth-Regel	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Voraussetzung: kardinale Nutzenmessung</li> <li>– Bewertung der Alternativen erfolgt nach dem minimalen (relativen) Zielerreichungsgrad im Vergleich zum möglichen Maximum</li> <li>– Es wird die Alternative gewählt, bei der der kleinste Zielerreichungsgrad maximal ist</li> </ul>

Allen multiattributiven Verfahren ist gemein, dass sie das Ziel haben, eine Alternative aus einer Auswahl von Handlungsalternativen zu wählen. Dazu werden für jede Alternative Ziele bzw. Kriterien definiert. Im Aufbau des Zielsystems wird offenbart welchen Zielgrößen der Entscheider Bedeutung zumisst. In der Alternativenbewertung werden sie zu Bewertungsmaßstäben.

Im Rahmen der Zielanalyse werden die Beziehungen von Zielen untereinander unterschieden (LAUX 2003). Die indifferenten Ziele können separat verfolgt werden, die komplementären sollten zusammengefasst werden. Als problematisch werden konkurrierende Ziele angesehen.

- Zielindifferenz: Die Ziele beeinflussen sich nicht gegenseitig. Das Entscheidungsproblem kann in eindimensionale Teilprobleme zerlegt werden.
- Zielkomplementarität: Die Ziele begünstigen sich gegenseitig.
- Zielkonkurrenz: Die Ziele beeinträchtigen sich gegenseitig. Die Zielerreichung eines Ziels wird durch ein anderes Ziel negativ beeinflusst.

### 2.1.3 Verfahrensvergleich

Ein Ziel des methodischen Bewertungsansatzes der vorliegenden Arbeit ist es, die Landnutzung bzw. den Fruchtfolgenanbau hinsichtlich definierter regionaler Ziele zu bewerten. Diese Ziele können auf der Basis von Leitbildern formuliert werden, aus regionalen Diskussionsprozessen resultieren und/oder gesellschaftlich (gesetzlich) vorgegeben sein. Daher wurde ein Bewertungsverfahren gesucht, welches aus einer Fülle möglicher Fruchtfolgen diejenigen filtert, welche die Ziele voraussichtlich am besten unterstützt. Die Entscheidungstheorie bietet eine Vielzahl von Verfahren an die potentiell als Bewertungsverfahren geeignet sind.

Die zugrunde liegenden Entscheidungsregeln waren eine geeignete Basis für die Vorauswahl möglicher Verfahren und ihrer anschließenden methodischen Analyse. Danach schieden Verfahren aus die die lexikographische Ordnung nutzen. Eine ausschließlich ordinale Nutzenmessung ist nicht geeignet da metrisch skalierte Daten (quantitative Daten) verarbeitet werden sollen. Eine Skalentransformation (Absenken des Skalenniveaus), wie sie in diesem Fall erforderlich wäre, würde zu einem Informationsverlust führen der so nicht gewünscht ist. Hingegen wurden Verfahren als geeignet bewertet welche metrische Größen verarbeiten können. Mit der Zielgewichtung kann diese Anforderung erfüllt werden. Aufgrund der Struktur des Bewertungsgegenstandes und der Arbeitsziele wurden die Nutzwertanalyse und die AHP-Methode (Analytischer Hierarchieprozess) gewählt. Ihnen liegt die Entscheidungsregel der Zielgewichtung zugrunde. Die für die Beurteilung von Alternativen bedeutsam erscheinenden Zielgrößen werden ihrer Relevanz entsprechend gewichtet und additiv zu einer globalen Kenngröße zusammengefasst (WEBER 1993).

Nach der Vorauswahl wurden unter Hinzuziehung allgemein gültiger Gütekriterien für Bewertungsverfahren arbeitsspezifische Anforderungen formuliert. Es wurde geprüft, in wieweit die Verfahren die Anforderungen erfüllen. Abschließend erfolgten die Zusammenführung der Analyseergebnisse und die Auswahl eines Verfahrens (Abb. 2, Seite 15).

Folgende verfahrensspezifischen Charakteristika wurden im Anschluss an die Vorauswahl im Detail analysiert:

- Was ist das Ziel des Verfahrens und welches methodische Prinzip liegt dem Verfahren zugrunde?

- Was sind die entscheidenden methodischen Schritte?
- Welche Daten können in das Verfahren einfließen?
- Wie erfolgt die Gewichtung der Kriterien?
- In welcher Form wird das Ergebnis ausgegeben und dargestellt?
- Welche methodischen Anforderungen werden an das Verfahren gestellt?
- Welche methodischen und anwendungsspezifischen Grenzen hat das Verfahren und welche methodischen Probleme sind bekannt?
- Welche methodischen Vorteile sind gegenüber anderen Verfahren hervorzuheben?

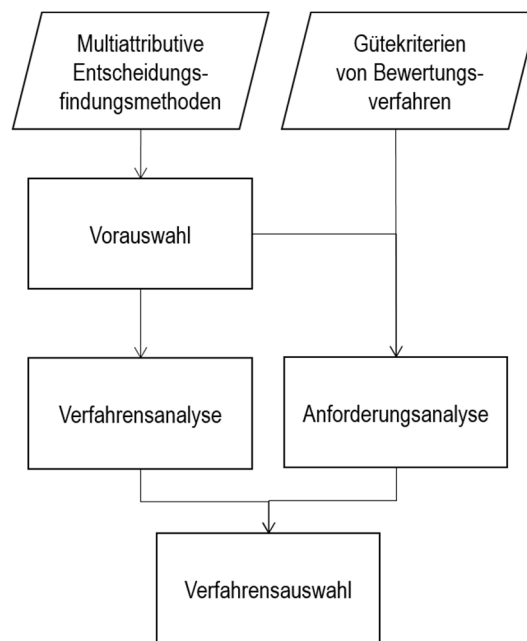


Abb. 2 Methodischer Ablauf der Verfahrensauswahl

## Nutzwertanalyse

Die Nutzwertanalyse definiert sich klassisch wie folgt: „Nutzwertanalyse ist die Analyse einer Menge komplexer Handlungsalternativen mit dem Zweck, die Elemente dieser Menge entsprechend den Präferenzen des Entscheidungsträgers bezüglich eines multidimensionalen Zielsystems zu ordnen. Die Abbildung dieser Ordnung erfolgt durch die Angabe der Nutzwerte (Gesamtwerte) der Alternativen“ (ZANGENMEISTER 1976, S. 45). In Anlehnung an BECHMANN (2011) werden nachfolgend die methodischen Charakteristika dokumentiert (Tab. 4, Seite 16).

Tab. 4 Methodische Charakteristika der Nutzwertanalyse

<b>Charakteristik</b>	<b>Beschreibung der Charakteristik</b>
Anwendungsziel	– Bewertung des Nutzens von Alternativen bezüglich eines mehrdimensionalen Zielsystems
Methodische Ausgestaltung	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Alternativen werden auf der Basis eines Wertesystems (Zielsystems) mit Hilfe von Bewertungsregeln Nutzenwerte zugewiesen</li> <li>– Alternativen werden durch ein Set von Attributen beschrieben</li> <li>– für jedes Attribut wird ein Zielwert definiert, Attribute werden anschließend gerankt</li> <li>– Attribute werden paarweise gewichtet und gehen mit den ermittelten Gewichten in die weitere Berechnung ein</li> <li>– durch Multiplikation der Zielwerte mit den Attributgewichten werden Teilnutzenwerte ermittelt</li> <li>– Ranking der Alternativen nach ihrem Gesamtnutzen (Addition aller Teilnutzen einer Alternative)</li> </ul>
Verwendbare Daten	– sowohl qualitative als auch quantitative Daten können eingehen
Gewichtung	– Gewichtung der Attribute erfolgt durch Paarvergleiche mit 2-stufiger Skala (wichtiger = 2, unwichtiger = 0, gleichwichtig = 1)
Ergebnis	– Ordnung der Alternativen nach ihren berechneten Gesamtnutzenwerten
Anforderungen	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Operationalität: jedes Attribut muss als Beobachtungswert (qualitativ) oder Messwert (quantitativ) dimensioniert und beschreibbar sein</li> <li>– Skalenäquivalenz: sollen die Alternativen hinsichtlich ihres tatsächlichen Nutzens gerankt werden, müssen alle ermittelten Nutzwerte metrisch skaliert sein, um mathematisch aggregiert werden zu können</li> <li>– Nutzenunabhängigkeit: die Attribute müssen untereinander nutzenunabhängig sein, um eine Mehrfachbewertung zu vermeiden</li> <li>– Bewertungsregel: es müssen die Konsequenzen einer Alternative bewertet werden: Welchen Teilnutzen hat das Attribut im Rahmen der Alternative?</li> </ul>
Grenzen/ Probleme	<ul style="list-style-type: none"> <li>– es kann kein Aggregat aus metrisch skalierten, quantitativen und nominal skalierten, qualitativen Kriterien bzw. deren Nutzenwerten erstellt werden, weil das mathematisch nicht zulässig ist</li> <li>– die geforderte Unabhängigkeit der Attribute kann nicht immer gewährleistet werden</li> <li>– Ungenauigkeiten und Manipulationsmöglichkeiten bei der Ermittlung der Zielgrade und Gewichte führt zu nicht nachvollziehbaren Effekten und stellt die Rationalität des Verfahrens in Frage</li> <li>– Transparenz des Verfahrens wird bei einer großen Anzahl von Attributen eingeschränkt (3-5 werden empfohlen)</li> <li>– aus der Nutzung eines mathematisch einfachen Paarvergleiches bzw. Näherungsverfahrens resultieren Unschärfen in den Gewichtungsfaktoren und den Nutzenwerten</li> <li>– eine differenziertere Bewertungsskala kann Konsistenzprobleme aufwerfen, die mathematisch nicht kontrollierbar sind</li> </ul>
Vorteile	<ul style="list-style-type: none"> <li>– anpassungsfähig an Entscheidungssituation</li> <li>– direkte Vergleichbarkeit der Alternativen</li> <li>– additives Näherungsverfahren, welches mathematisch einfach zu lösen ist</li> </ul>



## Analytischer Hierarchieprozess

Grundidee des Analytischen Hierarchieprozesses ist es, Ziele und Lösungsalternativen in einer Entscheidungshierarchie zu strukturieren, wobei auf der obersten Ebene das Entscheidungsproblem steht und auf den niedrigeren Ebenen seine Ausdifferenzierung in Kriterien und Subkriterien erfolgt (SAATY & VARGAS 2001, S. 29 ff). Die Bewertung der Alternativen im Hinblick auf das Entscheidungsproblem (Globalziel) erfolgt durch Zielgewichtungen (Paarvergleiche) unter Nutzung einer numerischen Werteskala (SAATY 1980). Die Paarvergleichsurteile werden in einer Matrix normiert und damit zu Prioritäten (SAATY & VARGAS 2001). Umfasst eine Kriterienhierarchie mehrere Kriterienebenen, müssen die Prioritäten der Ebenen zu sogenannten globalen Prioritäten verdichtet werden. Weitere methodische Charakteristika werden in Anlehnung an SAATY & VARGAS (2001) nachfolgend beschrieben (Tab. 5).

Tab. 5 Beschreibung der Charakteristika des Analytischen Hierarchieprozesses

Charakteristik	Beschreibung der Charakteristika
Anwendungsziel	– Bewertung der Priorität einer Alternative im Vergleich zu einer anderen Alternative im Hinblick auf ein multiattributives Entscheidungsproblem
Methodische Ausgestaltung	– Abbildung eines Entscheidungsproblems in Form eines hierarchischen Zielsystem aus Oberziel und Teilzielen – paarweiser Vergleich der Teilziele und der Alternativen – Ermittlung lokaler Prioritätenvektoren (in der Nutzwertanalyse als Teilnutzenwerte oder Zielerfüllungsgrade bezeichnet) durch Anwendung eines Eigenwert- oder Näherungsverfahrens – Aggregation lokaler Prioritäten der Kriterienebenen zu globalen Prioritäten jeder Alternative – Ranking der Alternativen nach ihrer globalen Priorität
Verwendbare Daten	– es können sowohl qualitative, ordinal skalierte, als auch quantitative, metrisch skalierte Daten verarbeitet werden
Gewichtung	– Gewichtung kann durch relative Paarvergleichsurteile aber auch durch absolute Vergleiche indirekter oder direkter Art erfolgen – relative Bewertung qualitativer Daten: Verwendung einer 9-stufigen Skala zum paarweisen Vergleich – absolute Bewertung quantitativer Daten: (1) indirekte Bewertung unter Nutzung von kardinal skalierten Intensitätenintervallen oder Präferenzfunktionen; (2) Durchführung einer direkten Bewertung – anschließende Kombination relativer und absoluter Bewertungen möglich
Ergebnis	– relative Bewertung: aus den Bewertungsmatrizen aller Alternativen und ihren Gewichtungen errechnete Rangfolge – absolute Bewertung: (1) indirekte Ermittlung von normierten Indizes der Alternativen auf den Wert eins, so dass alle Kriterienausprägungen gleich dimensioniert sind; (2) direkte Ermittlung von normierten Indizes der Alternativen auf den Wert eins
Anforderungen	– konsistente Werturteile – Prüfung der Stabilität der Kriteriengewichtungen auf das Alternativenranking

---

Grenzen/ Probleme	<ul style="list-style-type: none"><li>– inkonsistente Werturteile möglich</li><li>– die Endlichkeit der Werteskala kann im Einzelfall dem Bewertungsgegenstand nicht gerecht werden</li><li>– multikriteriell, maximal 25 Attributausprägungen</li><li>– mathematisch sehr anspruchsvoll, nur mit Software durchführbar</li><li>– kommt eine neue Alternative hinzu, muss der AHP von vorn beginnen</li></ul>
Vorteile	<ul style="list-style-type: none"><li>– Strukturierung, Analyse und Bewertung komplexer Entscheidungssituationen möglich</li><li>– systematischer Bewertungsablauf</li><li>– Verfahren erlaubt das Einfließen individueller Präferenzen der Beteiligten und Betroffenen in die Bewertung</li><li>– mathematisch präzise Matrizen-Multiplikationen führen zu differenzierten Prioritäten</li><li>– Konsistenztest und Sensitivitätsanalyse sind methodische Bausteine, die Logik und Qualität der Entscheidung prüfen</li><li>– sehr transparent</li></ul>

---

Nach der verfahrensspezifischen Charakterisierung wurden unter Hinzuziehung allgemeiner Gütekriterien an Bewertungsverfahren neun arbeitsspezifische Anforderungen formuliert:

1. Die Möglichkeit der Gewichtung quantitativer und qualitativer Kriterien sowie deren Verknüpfung sind gegeben.
2. Gewichtung und Verknüpfung sind mathematisch korrekt möglich.
3. Es sind umfangreiche wissenschaftliche Erfahrungen mit dem Verfahren vorhanden (Anwendungsgrenzen sowie ihre Vor- und Nachteile sind bekannt).
4. Die methodischen Ablaufschritte sind in einer angemessenen Zeit von jedermann zu verstehen, was Praktikabilität, Transparenz und Akzeptanz des Verfahrens voraussetzt.
5. Effektivität und Effizienz des Verfahrens sind in einem angemessenen Verhältnis. Es wird das Gütekriterium der methodischen Angemessenheit erfüllt.
6. Es können eine Vielzahl von Alternativen und Zielen formuliert und rechnerisch verarbeitet werden.
7. Das Bewertungsverfahren ist bereits rechentechnisch erfasst oder in Softwarelösungen integriert.
8. Die Programmierung und Integration des Verfahrens in das Modellsystem ist in einem angemessenen Zeitraum möglich.
9. Die Bewertung quantitativer Kriterien ist ohne verfahrensbedingte Informationsverluste möglich.

Die Ergebnisse des Vergleichs werden in Tab. 6, Seite 19 dargestellt. Die Nummerierung entspricht der obigen Nummerierung. Die Bewertung erfolgte verbal argumentativ.

Im Ergebnis des Abwägungsprozesses wurde der Analytische Hierarchieprozess als geeignet gewertet. Die Kombination methodischer Argumente und arbeitsspezifischer

Anforderungen, führte zu seiner Auswahl. Die detaillierte Diskussion erfolgt in Kapitel 2.6. Der Auswahlprozess selbst basiert auf subjektiven Entscheidungen und Bewertungen und impliziert normative Kriterien.

Tab. 6 Gegenüberstellung der Nutzwertanalyse und des Analytischen Hierarchieprozesses auf Basis arbeitsspezifischer Anforderungen

Anforderungskriterien	Nutzwertanalyse	Analytischer Hierarchieprozess
1	+	+
2	-	+
3	+	+
4	+	0
5	+	+
6	//	/
7	+	+
8	+	+
9	-	+

+	Anforderung erfüllt
-	Anforderung nicht erfüllt
0	Anforderung bedingt erfüllt
/	Anforderung begrenzt erfüllt
//	Anforderung sehr begrenzt erfüllt

## 2.2 Leitbilder

### 2.2.1 Begriffe und Anforderungen

Der Begriff des Leitbildes wird in der sozial- und naturwissenschaftlichen Literatur in verschiedenen Bedeutungen verwendet, unterschiedlich interpretiert (WIEGLEB 1997) und ist in der Raumplanung nicht gesetzlich geregelt. Allgemein wird der Begriff in der Literatur für die Charakterisierung eines anzustrebenden Zustandes verwendet. Ein Leitbild ist nicht statisch, sondern zeitgebunden und damit wandelbar. Leitbilder geben keine direkten Handlungsanleitungen, sondern lassen Spielräume für die konkrete Umsetzung (STAATS 2006). In Bezug auf den Naturschutz lassen sich Leitbilder als „raumbezogene Visionen für den aus der Sicht von Naturschutz und Landschaftspflege angestrebten Zustand der Landschaft“ (GERHARDS 1997) definieren. Im Zusammenhang mit der Konferenz für Umwelt und Entwicklung in Rio (1992) und der daraus entstandenen Nachhaltigkeitsdiskussion, hat der Begriff „Leitbild“ „als eine übergeordnete, umweltpolitische Zielsetzung ..., d. h. also als umweltpolitisches Handlungs- oder Leitprinzip“ (DRL 1997) eine neue naturschutzrelevante Dimension gewonnen. Auch wenn keine Definition des Leitbildbegriffes existiert, so lassen sich dennoch allgemeine Charakteristika in Anlehnung an MÜSSNER, BASTIAN ET AL. (2002) UND WIEGLEB, BRÖRING ET AL. (2006) aufzeigen:

- Sie werden auf der Basis historischer Entwicklungen und des aktuellen Zustandes entwickelt.
- Sie beschreiben einen angestrebten bzw. gewünschten Ausgang eines Prozesses, der in einem bestimmten Raum und einer planerisch absehbaren Zeitperiode erreicht werden soll.
- Sie dienen der vereinfachten, bildhaften und allgemeinverständlichen Darstellung komplexer Zielvorgaben sowie einer ersten allgemeinen Orientierung.
- Sie bilden einen planerischen Rahmen für konkrete Einzelfallentscheidungen und Interpretationsspielraum planerischer Einzelziele.
- Sie definieren Ziele und liefern Argumente für einen diskursiven Prozess zwischen verschiedenen Akteuren.
- Sie unterliegen politischen, gesellschaftlichen und ökonomischen Einflüssen.
- In der Regel gibt es nicht nur ein Leitbild für die zukünftige Entwicklung, sondern mehrere, durchaus konkurrierende.

Leitbilder basieren auf gesellschaftlichen Zielen deren Definition wiederum normativen Werten unterliegt. Die zu treffenden Entscheidungen haben zumeist langfristige zeitliche Perspektiven und bergen Unsicherheiten hinsichtlich ihres wissenschaftlichen Fundamentes, weshalb sich die Beteiligten der Arbeit mit Prognosen, Szenarien und Modellen bedienen. Unvollständige, unsichere Informationen und das Ziel weitreichende Entscheidungen zu treffen, bedarf daher der Suche nach einer optimalen Lösung die alle Beteiligten mittragen. Im Sinne aller Beteiligten wird es diese Lösung nur in wenigen Fällen geben, weshalb Teillösungen bzw. Teilziele gefunden werden müssen. Am Ende dieses Prozesses stehen Leitbilder die das Ergebnis eines strukturierten Entscheidungsprozesses sind. Diese können sich ausschließlich auf einen sektoralen Kontext (z.B. das Leitbild einer nachhaltigen Wassernutzung) beziehen oder integrativ angelegt sein (z.B. das Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung).

Die Bedeutung von Leitbildern liegt in deren strukturierender Rolle. In konzeptionellen Planungsphasen prägen sie den Aufbau von Berichtssystemen indem sie die Diskussion auf diejenigen Bereiche lenken, die gesellschaftlich für problematisch, entwicklungsfähig und erstrebenswert gehalten werden (DESTATIS 2002). Als Relevanzkriterium unterstützen sie die Indikatorenselektion, indem sie die Auswahl auf zielgerichtete und brauchbare Indikatoren fokussieren. Angesichts der Fülle von Indikatorensystemen sowie unterschiedlich vorliegender Datenbestände ist eine grundlegende Orientierung für den Auswahlprozess von großer Bedeutung (ebd.). Diese Aufgabe können Leitbilder übernehmen.

Eine derartige Orientierung übernimmt das Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung (vgl. Kapitel 2.2.3). Auf verschiedenen räumlichen Ebenen und Kontexten beeinflusst es politische Akteure, wissenschaftliche Aktivitäten und unternehmerisches Handeln. Es beeinflusst die Wahl von Indikatoren zur Messung wesentlicher Veränderungen und

hilft diese in einen übergeordneten, gesellschaftlich akzeptierten Kontext zu stellen. Im raumplanerischen Kontext werden Leitbilder häufig auf staatlicher und regionaler Ebene eingesetzt. Aber auch auf kommunaler Ebene und bei Fachplanungen finden sie Anwendung. Je kleiner der räumliche Maßstab ist, desto konkreter werden sie in der Regel definiert.

Die Erstellung von Leitbildern erfolgt mit Hilfe der Leitbildmethode. Produkt dieses Prozesses ist ein gesellschaftlich getragenes Zukunftsbild welches in Wort und Bild kommuniziert wird. Damit sie die ihnen zugedachten Funktionen auch erfüllen, müssen sie bestimmten Anforderungen genügen. Letztendlich müssen sie realistisch und damit glaubhaft sein, um allgemeine Anerkennung und Akzeptanz zu finden. Formal müssen sie den nachfolgenden Anforderungen genügen. Erst auf dieser formalen Basis ist die Erarbeitung und Umsetzung einer erfolgversprechenden integrierten Strategie und eines konsensfähigen Entwicklungspfades möglich.

Anforderungen an Leitbilder (FELLNER & KOHL 1997):

- Sie sollten, um gesellschaftliche Akzeptanz und Durchsetzbarkeit zu erlangen, unter Beteiligung von Experten, Nutzern und Interessenvertretern diskursiv erarbeitet werden.
- Sie sollten realitätsbezogen und inhaltlich konsistent sein.
- Sie sollten prozessual und kooperativ hergeleitet worden sein.
- Sie sollten eine konkrete Zielrichtung angeben, welche handlungsleitend und visionär ist.
- Sie sollten verständlich und aussagekräftig formuliert sein und durch Grafiken, Bilder und Symbole emotional kommunizierbar sein.
- Sie sollten in Form von Qualitäts- und Entwicklungszielen präzisiert und räumlich konkretisiert werden.

### 2.2.2 Leitbildmethode

Den Prozess, an dessen Ende ein oder mehrere Leitbilder festgelegt werden, bezeichnet man als Leitbildmethode oder auch Leitbilddefinition (MÜSSNER, BASTIAN ET AL. 2002). Je nach Art und Umfang des verwendeten Vorgehens und der beteiligten Personen spricht man vom unabgestimmten Leitbild oder vom abgestimmten Leitbild. Letzteres wird auch als diskursive Leitbildentwicklung, offene Planung oder kooperative Planung bezeichnet (WIEGLEB, BRÖRING ET AL. 2006). Das unabgestimmte Vorgehen ist auch unter dem Namen Expertenmodell bekannt.

Wie unter anderem von WIEGLEB, BRÖRING ET AL. (2006) dargestellt, sind der Leitbildbegriff und die Leitbildmethode heute sehr eng in planungs- und naturschutzfachliches Handeln eingebunden. Sei es in Form einer konzeptionellen Planungsmethode (WIEG-

LEB 1997), in der Umweltpolitik in Form umweltpolitischer sektoraler Leitbilder (MÜSSNER, BASTIAN ET AL. 2002) oder als nähere Spezifikation der im BNatSchG verankerten Leitbilder (WIEGLEB 1997). Im Rahmen der naturschutzfachlichen Planung kann die Notwendigkeit der Leitbildentwicklung aus der Landschaftsplanung, der Eingriffsregelung oder einer Schutzgebietsausweisung resultieren und innerhalb eines Instrumentariums, z.B. dem Landschaftsrahmenplan oder dem Pflege- und Entwicklungsplan abgearbeitet werden (WIEGLEB, BRÖRING ET AL. 2006). Die Entwicklung geschieht dabei unter Berücksichtigung vorhandener Umweltzielvorstellungen, juristischer, ökonomischer und raumordnerischer Rahmenbedingungen. Gleichzeitig erfolgt eine Datenerfassung im Planungsgebiet welche in der Regel die Erstellung von Prognosen und Szenarien einschließt (ebd.). Die gesellschaftliche Akzeptanz und Durchsetzbarkeit von Leitbildern setzt voraus, dass sowohl fachliche Experten als auch Nutzer und Interessenvertreter an dem Entwicklungsprozess beteiligt wurden, wie von WIEGLEB (1997) und FREDE & BACH (1998) diskutiert wird.

Drei Herangehensweisen werden bei der Herleitung von Leitbildern unterschieden (WIEGLEB 1999; WIEGLEB, BRÖRING ET AL. 2006):

- das logisch-hierarchische,
- das nicht-hierarchische und
- das räumlich-hierarchische Modell.

Im logisch-hierarchischen Modell erfolgt eine schrittweise Präzisierung von der Bildhaftigkeit des Leitbildes über Leitlinien und Umweltqualitätsziele bis hin zu Umweltqualitätsstandards. Damit verlangt das Modell eine zunehmende Verbindlichkeit der Zielfestlegungen.

Demgegenüber erfordert das nicht-hierarchische Modell eine Zielformulierung in Form langfristiger und kurzfristiger Zeithorizonte. Während der räumliche Bezug der Ziele der gleiche ist, müssen die lang- und kurzfristigen Ziele nicht unbedingt logisch einander verbunden sein, da sie unter anderem auf Basis unterschiedlicher wertgebender Kriterien gewonnen werden können.

Grundgedanke der räumlich-hierarchischen Herangehensweise ist eine dreigliedrige räumliche Hierarchie. Diese führt zur Unterscheidung von Regionalebene (raumordnerische Leitbilder), Landesebene (landschaftliche Leitbilder) und Objektebene (sektorale Leitbilder). Im Gegensatz zu den sektoralen Leitbildern, welche mit ganzheitlichen Wertzuweisungen arbeiten, erfordern flächen- bzw. raumkonkrete Leitbilder greifbare Zielparameter bezüglich vorhandener Biotope, Arten und Populationen.

Die Erarbeitung von Leitbildern und die anschließende Arbeit mit ihnen können sowohl Vor- als auch Nachteile für die weitere Entwicklung einer Region oder einer Organisation haben. Wenn auch die Vorteile überwiegen, so kann eine weniger gut vorbereitete Leitbildherleitung Nachteile mit sich bringen, wie sie in Tab. 7 aufgelistet werden.

Die Leitbildmethode ist in den vergangenen Jahren zu einem festen Bestandteil der naturschutzfachlichen Planung geworden. Vor allem ihr diskursiver und damit demokratischer Charakter hat zu ihrer Wertschätzung beigetragen. Trotz zahlreicher methodischer Schwierigkeiten besteht Konsens über die Notwendigkeit zur Erarbeitung eines dem Planungsauftrag und Planungsraum angepassten Zielsystems in Form von Leitbildern.

Tab. 7 Vor- und Nachteile im Zusammenhang mit der Leitbildmethode

Vorteile	Nachteile
<ul style="list-style-type: none"> <li>– Mit Hilfe der Leitbildmethode und der anschließenden Präzisierung des Leitbildes, werden Grundsätze und Handlungsrichtlinie für alle Beteiligten transparent.</li> <li>– Bei erfolgreicher Umsetzung kann eine hohe Identifikation mit der Organisation oder der Region und ein gesteigertes Engagement erzielt werden.</li> <li>– Leitbilder stellen eine wichtige Integrations- und Orientierungshilfe dar.</li> <li>– Wichtige Grundsätze können mit Leitbildern nach aussen transportiert und präsentiert werden.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Die Erstellung von Leitbildern kann sehr zeitaufwendig sein (Monate, gar Jahre sind möglich).</li> <li>– Je geringer die Partizipation der Beteiligten bzw. Betroffenen im Erstellungsprozess ist, desto geringer ist deren Akzeptanz und umso mehr Umsetzungsmaßnahmen müssen formuliert werden.</li> <li>– Unkonkrete und unrealistische Leitbilder können bei den Beteiligten Demotivation auslösen.</li> </ul>

## 2.2.3 Das Nachhaltigkeitsleitbild

### 2.2.3.1 Konzeptionalisierung und Operationalisierung

Die Ursprünge des Leitbildes einer nachhaltigen Entwicklung reichen in das 18. Jh. zurück, in welchem erstmalig Hans Carl von Carlowitz den Begriff „nachhaltig“ verwendete (VON CARLOWITZ & HAMBERGER 2013). In den 70er und 80er Jahren des 20. Jh. erreichte er durch die Studie „Die Grenzen des Wachstum“ (MEADOWS & HECK 1973) eine weltweite Aufmerksamkeit. Der Brundtland-Bericht vermochte es dann erstmalig, die unterschiedlichen Verständnisse und Positionen zur Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung zu kanalisieren und einer breiten Öffentlichkeit zugänglich zu machen, wenn dies auch mit sehr allgemein formulierten sowohl globalen als auch integrativen Grundprinzipien erkaufte wurde (HAUFF 1987). Die Grundprinzipien sind folgende:

1. Die globale Perspektive im Sinne einer Problemanalyse und der Erarbeitung von Lösungsstrategien.
2. Die untrennbare Verknüpfung zwischen Umwelt- und Entwicklungsperspektiven.
3. Die Realisierung von Gerechtigkeit, verstanden als Verantwortung für künftige Generationen und für die heute Lebenden.

Die Prinzipien und die vielfach zitierte Definition, der zufolge Entwicklung dann nachhaltig ist, wenn „sie Bedürfnisse der heutigen Generationen befriedigt, ohne zu riskieren, dass künftige Generationen ihre eigenen Bedürfnisse nicht befriedigen können“ (HAUFF 1987, S. 46), fanden eine relativ breite Zustimmung, was jedoch mit einem geringen Konkretisierungsniveau einher ging. Daraus resultierte die Möglichkeit, Notwendigkeit und Aufgabe für die am Nachhaltigkeitsdiskurs beteiligten Akteure, die Grundprinzipien und Definitionen zu operationalisieren. Der mit dem Bericht verbundene globale und lokale Auftrag löste eine Welle deutlich intensiver Diskussionen um die Operationalisierung des Nachhaltigkeitsleitbildes aus, die bis in die heutige Zeit reichen.

Nach wie vor wird die Operationalisierung durch die Uneinigkeit über das Verständnis und die Realisierung nachhaltiger Entwicklung erschwert. Die Kontroversen entzündeten sich bei der geforderten Verknüpfung von Umwelt- und Entwicklungsaspekten, also bei der Definition von Regeln und Handlungsleitlinien, der Gewichtung einzelner Nachhaltigkeitsdimensionen, der Auswahl geeigneter Indikatoren sowie deren Messung und Bewertung als auch um quantitative Ziele für diese Indikatoren. Erklärbar sind diese Kontroversen insoweit als dass die Idee des Leitbildes in weiten Teilen normativ ist. Entwicklungsfragen werden von ethischen Grundhaltungen, Wertvorstellungen und Interessen geprägt. Deren normative Komponente wird im Besonderen dann offenkundig wenn es um Fragen der globalen und lokalen Verteilung von Nutzungs- und Belastungsrechten bzgl. natürlicher und sozioökonomischer Ressourcen geht.

„Nachhaltigkeit ist nicht verordbar sondern ein Entwicklungsprodukt der Gesellschaft und damit nur aus der Gesellschaft heraus begründbar“ (JÖRISSSEN, KOPFMÜLLER ET AL. 1999). Dies impliziert, dass nachhaltige Entwicklung offen in Bezug auf den Prozess der Konkretisierung ist. Doch genau das ist die Schwierigkeit, denn das Ziel ist komplex. Nicht nur globale und zugleich regionale Aspekte sollen berücksichtigt werden, auch ökologische, ökonomische und soziale Faktoren gilt es zu beachten. „Es geht nicht um weniger als die Fähigkeit der Menschheit, das eigene Verhalten als Akt des Willens und Wollens an einem als vernünftig anerkannten Ziel auszurichten, anstatt die Dinge so laufen zu lassen, wie sie laufen“ (JÖRISSSEN, KOPFMÜLLER ET AL. 1999).

Dieses Ziel im Blick haben sich in der Vergangenheit mehrere Forschungsprogramme und Politikansätze mit der Konzeptionalisierung und Operationalisierung nachhaltiger Entwicklung beschäftigt, z.B. der Wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen oder der Sachverständigenrat für Umweltfragen. Grundlegende Unterschiede lassen sich in der Beantwortung der folgenden Fragen erkennen:

- Welche Nachhaltigkeitsdimensionen sollen betrachtet werden?
- Wie ist deren Verhältnis zueinander?
- Welche Inhalte müssen thematisiert werden und wie wird deren Nachhaltigkeitsrelevanz eingestuft?



Die bisher entwickelten Konzeptionen lassen sich in die Gruppen der „Ein-Säulen-Modelle“ (Eindimensionalität) und der „Mehr-Säulen-Modelle“ (Mehrdimensionalität) gliedern (GRUNWALD & KOPFMÜLLER 2007).

Der eindimensionalen Betrachtungsweise liegt die Sichtweise zugrunde, dass eine Bedürfnisbefriedigung heutiger und zukünftiger Generationen nur möglich ist wenn die Natur als Lebens- und Wirtschaftsgrundlage erhalten bleibt. Der ökonomischen und sozialen Säule wird keine eigene Bedeutung in Form einer Zielkategorie zugewiesen. Damit verbundene Belange sind vielmehr Folgen und Ursachen von Umweltproblemen. Sie werden insofern berücksichtigt, als dass die ökologischen Anforderungen möglichst ökonomie- und sozialverträglich gestaltet werden (LITTIG & GRIESSLER 2004). Auf einem derartigen „Ein-Säulen-Modell“ hat beispielsweise die Studie des Umweltbundesamtes „Nachhaltiges Deutschland“ aufgebaut (UBA 1998).

Demgegenüber plädiert die mehrdimensionale Betrachtungsweise auf die gleichrangige Berücksichtigung der verschiedenen Dimensionen. Die Integration der ökologischen, ökonomischen als auch sozialen Dimension spielt dabei die größte Rolle, wenn es auch Autoren gibt die für die Einführung einer kulturellen und/oder institutionellen Dimension eintreten (KOPFMÜLLER, BRANDL ET AL. 2001). Begründet wird die Gleichrangigkeitsprämisse in zweierlei Weise. Die erste argumentiert, dass nicht allein die ökologische Dimension Ressourcen bereitstellt auf die heutige und künftige Generationen einen moralischen Anspruch haben. Auch soziale und ökonomische Werte müssen als Ressourcen betrachtet werden. Daraus werden Mindestbedingungen in Form positiver Kriterien eines menschenwürdigen Lebens abgeleitet. Die zweite Sichtweise argumentiert, dass sich der Handlungsspielraum einer nachhaltigen Entwicklung aus den Grenzen der Tragfähigkeit und Belastbarkeit natürlicher und gesellschaftlicher Systeme ergibt. Es wird gefordert, dass im Interesse künftiger Generationen die Funktionsfähigkeit und Störungsresistenz derartiger Systeme erhalten werden müssen, um deren Tragfähigkeit und Belastbarkeit nicht zu überschreiten. Auf diesen argumentativen Ansatz basiert beispielsweise der Abschlussbericht „Schutz des Menschen und der Umwelt“ der ENQUETE-KOMMISSION (1998), wenn sie auch ergänzend Mindestanforderungen im Sinne der ersten Argumentationslinie der Gleichrangigkeitsprämisse formulieren. Nach Auffassung des Sachverständigenrates für Umweltfragen sind die Tragkapazität und Belastbarkeit als wesentliche ökologische Komponenten im Rahmen der Operationalisierung des Leitbildes der Nachhaltigkeit anzusehen (SRU 1994, Tz.102 f). Die Komponenten sind eng mit der Sicherung der Leistungs- und Funktionsfähigkeit natürlicher Ausgleichsmechanismen oder der Regenerationsfähigkeit von Ökosystemen verknüpft.

Mit der systematischen Analyse und Bewertung der funktionalen Beziehungen zwischen Mensch und Ökosystem haben sich in den vergangenen Jahren im Rahmen der Ökosystemforschung zahlreiche Wissenschaftler befasst, u.a. DE GROOT (1992),

CONSTANZA, D'ARGE ET AL. (1997) und DAILY (1997). Zur Erklärung ökosystemarer Prozesse prägten sie die Begriffe der „Umweltfunktionen“ und „Umweltleistungen“. Während DE GROOT (1992) den Begriff der Umweltfunktionen einführte, hat CONSTANZA, D'ARGE ET AL. (1997) ihn in den Funktions- und Leistungsbegriff differenziert:

- Umweltfunktionen sind Eigenschaften von Habitaten, biologischen Systemen und Ökosystemprozessen die zur Funktionsfähigkeit des betreffenden Systems beitragen.
- Umweltleistungen beschreiben den Nutzen, den die menschliche Gesellschaft direkt und indirekt aus den Umweltfunktionen in Form von Gütern und Dienstleistungen zieht.

Als konzeptionelle Denkmuster, welche zur Operationalisierung des Nachhaltigkeitsleitbildes beitragen, eignen sich die Konzepte der Tragekapazität und der Umweltfunktionen/Umweltleistungen nur bedingt, da sie rein beschreibend und wertfrei sind, wie der SRU (1994) argumentiert. Erst die Entwicklung gesellschaftlicher Zielvorstellungen, also einer Bewertung welche Entwicklung positiv oder negativ ist, vermag den anzustrebenden Umweltzustand abzuleiten der kommenden Generationen hinterlassen werden sollte. Dennoch, die funktionsbezogene Sichtweise herrscht nach wie vor in der ökologischen Debatte vor. Vielmehr noch, sie hat im „Konzept der Multifunktionalität“ Eingang in wohlfahrtsökonomische Konzeptionen genommen, womit zwar nicht der Weg der Operationalisierung des Nachhaltigkeitsleitbildes, aber der Weg der Operationalisierung nachhaltiger Landschaftsentwicklung beschritten wird.

Kritik erfährt die mehrdimensionale Herangehensweise aufgrund der Gefahr, durch den Versuch der Integration aller drei Dimensionen, das Leitbild der Nachhaltigkeit zu überfrachten. Ein-Säulen-Modelle werden daher als unproblematischer angesehen. Demgegenüber argumentieren Vertreter der Mehr-Säulen-Modelle, dass bei der ausschließlichen Betrachtung ökologischer Sachverhalte die Suche nach einer ökonomie- und sozialverträglichen Realisierung von als vorrangig betrachteten Umweltzielen ausgeht. Sind Abwägungen zu treffen, präferiert man vorrangig die ökologische Dimension (KOPFMÜLLER, BRANDL ET AL 2001). Nicht zuletzt wird argumentiert, dass die einzelnen Dimensionen weder eindimensional noch unabhängig voneinander erfasst werden können. Die Kritik reicht bis in die Mitte der 1990er Jahre zurück. Bereits 1994 forderte der Sachverständigenrat für Umweltfragen die Entwicklung integrierter ökologisch-ökonomischer Modelle (SRU 1994, Tz.128). Unter „integriert“ wird in diesem Zusammenhang verstanden, dass sich die Erarbeitung von Nachhaltigkeitskonzepten auf alle Dimensionen der Nachhaltigkeit erstreckt und dies nicht isoliert für einzelne Dimensionen geschieht sondern Dimensionen übergreifend.

### 2.2.3.2 Handlungsleitlinien

Erste Arbeiten, mit dem Ziel, das Nachhaltigkeitsleitbild in konkrete Handlungsleitlinien zu fassen, gehen auf PEARCE & TURNER (1990) sowie DALY (1990) zurück. Ihr Augenmerk lag darauf, das Wissen um die Grenzen der Umwelt- und Naturnutzung in praktischen Leitlinien zu formulieren. Ihre „principles of sustainable development“ werden im deutschsprachigen Raum auch als „ökologische Managementregeln“ bezeichnet.

Da die Regeln auf die nachhaltige Ressourcennutzung und die Belastung der ökologischen Tragekapazität aufbauen, fanden sie innerhalb der Anhänger eindimensionaler, ökologischer Konzeptionen zur Operationalisierung des Leitbildes nachhaltiger Entwicklung schnell eine breite Zustimmung. In den Folgejahren sind sie jedoch in vielfacher Art und Weise ergänzt worden. So fügte die ENQUETE-KOMMISSION (1994, S. 23 f) eine weitere so genannte „Zeitregel“ hinzu, um darauf hinzuweisen, dass der Zeittakt menschlicher Eingriffe ein anderer ist als die Regenerationszeit von Ressourcen:

„Das Zeitmaß anthropogener Einträge bzw. Eingriffe in die Umwelt muss im ausgewogenen Verhältnis zum Zeitmaß der für das Reaktionsvermögen der Umwelt relevanten natürlichen Prozesse stehen.“

Ergänzend hat der SRU eine weitere Regel aufgestellt die dem Vorsorgegrundsatz nachkommt (SRU 1994, Tz. 12). Diese wurde vom Umweltbundesamt im Hinblick auf die Umwelt konkretisiert (UBA 1998):

„Gefahren und unvermeidbare Risiken für den Menschen und die Umwelt durch anthropogene Einwirkungen sind zu vermeiden.“

Die letztlich doch sehr allgemein gehaltene Formulierung der Regeln hat im Laufe der Jahre zu Zweifeln an ihrer generellen Tauglichkeit zur Operationalisierung der Nachhaltigkeit geführt. In Anlehnung an die Kritikpunkte von KOPFMÜLLER, BRANDL ET AL. (2001) sei zusammengefasst:

- Allgemein bemängeln Kritiker die Fokussierung der Regeln auf die ökonomische Aneignung der Natur. Aspekte wie Natur als Lebensraum oder Ort ästhetischer Anschauung werden ausgeklammert.
- Sie sind zu unkonkret. Es wird nicht das Niveau benannt auf welchem erneuerbare Ressourcen bewirtschaftet werden dürfen.
- Es werden Aspekte wie Stabilität der betroffenen Ökosysteme oder Artenvielfalt nicht benannt.
- Die Regeln sind nicht nachvollziehbar wenn es keine Grenzwerte für den Schadstoffeintrag oder Schwellenwerte für tolerierbare Belastungen gibt.

Als Handlungsleitlinien ökologisch nachhaltigen Handels haben die Regeln ihre berechnete Stellung im Nachhaltigkeitsdiskurs. Für gesellschaftlich relevante Entscheidungen bieten sie jedoch keine wirkliche Hilfestellung bzw. kein nützliches Handlungs-

wissen. Die Formulierung von Entwicklungszielen erfordert widerspruchsfreie Bewertungen des gegenwärtigen Zustandes. Die Bewertung kohärenten Handlungs- und Entscheidungswissens sowie die Bereitstellung von Strategien und Instrumenten zur Erreichung gesellschaftlicher Ziele erfordert daher eine integrative Perspektive. In Fortsetzung der bereits im vorhergehenden Kapitel genannten Kritikpunkte zur eindimensionalen Herangehensweise kann ergänzt werden, dass die isolierte Betrachtung einzelner Dimensionen dem nicht gerecht wird, weil wichtige Zielbündel gesellschaftlicher Subsysteme ausgeblendet werden (ebd.). Eine weitere Argumentation für eine mehrdimensionale, integrierte Herangehensweise ist, dass soziale Grundgüter hinsichtlich ihrer Nutzung und daraus resultierender Folgen nicht eindeutig einer einzigen Dimension zugeordnet werden können. Grünland kann z.B.:

- als Rohstofflieferant für die Energieproduktion genutzt,
- für den Erhalt einer bestimmten Artenvielfalt gepflegt oder
- als kulturelles und ästhetisches Erbe für künftige Generationen erhalten werden.

In welcher Dimension es letztlich genutzt wird und welche Folgen auftreten hängt von komplexen Prozessen, Regelungen und Strukturen ab. Um Nachhaltigkeitsprobleme beschreiben zu können müssen ihre Ursachen und Wirkungen über alle Dimensionen hinweg analysiert werden (ebd.).

Der notwendigen und schwierigen Aufgabe einer integrativen Nachhaltigkeitskonzeption, haben sich in Deutschland mehrere Projekte gewidmet. Beispielhaft genannt seien der Enquete-Ansatz (ENQUETE-KOMMISSION 1998), das Verbundprojekt Arbeit und Ökologie (DT. INST. FÜR WIRTSCHAFTSFORSCHUNG 2000) sowie der HGF-Ansatz (KOPFMÜLLER, BRANDL ET AL. 2001). Der Enquete-Ansatz hat erstmalig neben den ökologischen Regeln auch Regeln für den ökonomischen und sozialen Bereich formuliert. Dies geschah jedoch eigenständig aus der Perspektive verschiedener Dimensionen. Der HGF-Ansatz hat in Auswertung des Enquete-Ansatzes und des Verbundprojektes erstmalig essenzielle Mindestanforderungen einer nachhaltigen Entwicklung in Form von Regeln bzw. Leitlinien formuliert, die die Funktion von Prüfkriterien gesellschaftlicher Entwicklung haben. Ausgehend vom Postulat des Brundtland-Berichtes und der Dokumente des Rio-Prozesses wurden konstitutive Elemente der nachhaltigen Entwicklung bestimmt: (i) intra- und intergenerative Gerechtigkeit, (ii) globale Perspektive und (iii) aufgeklärt-anthropozentrischer Ansatz. Anschließend wurden diese Elemente in drei generelle dimensionsübergreifende Nachhaltigkeitsziele übersetzt, welche wiederum in Form von „Was-Regeln“ präzisiert wurden (Tab. 8, Seite 29). In Anlehnung an den funktionsbezogenen Ansatz der ökologischen Dimension sollen diese dazu beitragen, die Funktionsfähigkeit des marktwirtschaftlichen Systems sowie die soziale Stabilität und gesellschaftliche Leistungsfähigkeit zu erhalten. Damit dienen sie der Präzisierung derjenigen Bedingungen die auf globaler Ebene mindestens erfüllt sein müssen, um die drei Nachhaltigkeitsziele zu erreichen. Hinsichtlich der Begründungen

für die Ableitung der generellen Ziele und ihnen zugeordneter Regeln sei auf die Veröffentlichung von KOPFMÜLLER, BRANDL ET AL. (2001) hingewiesen.

Tab. 8 Die drei generellen Ziele des HGF-Ansatzes und ihnen zugeordnete substantielle Regeln

Ziele	1. Sicherung der menschlichen Existenz	2. Erhaltung des gesellschaftlichen Produktionspotentials	3. Bewahrung der Entwicklungs- und Handlungsmöglichkeiten
Regeln	1.1 Schutz der menschlichen Gesundheit	2.1 Nachhaltige Nutzung erneuerbarer Ressourcen	3.1 Chancengleichheit im Hinblick auf Bildung, Beruf und Information
	1.2 Gewährleistung der Grundversorgung	2.2 Nachhaltige Nutzung nicht-erneuerbarer Ressourcen	3.2 Partizipation an gesellschaftlichen Entscheidungsprozessen
	1.3 Selbständige Existenzsicherung	2.3 Nachhaltige Nutzung der Umwelt als Senke	3.3 Erhaltung des kulturellen Erbes und der kulturellen Vielfalt
	1.4 Gerechte Verteilung der Umweltnutzungsmöglichkeiten	2.4 Vermeidung unvertretbarer technischer Risiken	3.4 Erhaltung der kulturellen Funktion der Natur
	1.5 Ausgleich extremer Einkommens- und Vermögensunterschiede	2.5 Nachhaltige Entwicklung des Sach-, Human- und Wissenskapitals	3.5 Erhaltung der sozialen Ressourcen

Quelle: KOPFMÜLLER, BRANDL ET AL. 2001

In der Tradition der „ökologischen Managementregeln“ wurden die Regeln 2.1., 2.2 und 2.3 formuliert. In ihr wurden die Forderung des Erhalts der produktiven Kapazität der Gesellschaft und damit die Sicherung materieller menschlicher Bedürfnisse übernommen.

Das Konzept ist als normativer top down-Ansatz zur deduktiven Ausdifferenzierung des Leitbildes der Nachhaltigkeit angelegt. Sein thematisch breit angelegtes Themenspektrum erfordert jedoch eine Reduktion dessen, um als Regelwerk in unterschiedlichen lokalen Kontexten angewendet werden zu können.

#### 2.2.4 Unsicherheitsbetrachtungen

Das Arbeiten mit Leitbildern erfordert ein bewusstes Umgehen mit denen ihnen innewohnenden Unsicherheiten. Jede in die Zukunft blickende Methode birgt Unsicherheiten. Nichts kann exakt vorhergesagt werden. Diese verfahrensspezifischen, auf unterschiedlichen Ursachen beruhenden Unsicherheiten, werden in den folgenden Ausführungen diskutiert.

Obwohl anzunehmen ist, dass sich aus der diskursiven und offenen Herangehensweise einer Leitbildentwicklung unter Beteiligung von Experten und Betroffenen sowie

der anschließenden meist sehr ausführlichen Zielkonkretisierung inhaltlich und methodisch kaum Unsicherheiten ergeben können, werden bei genauerer Betrachtung einige wesentliche Unsicherheiten erkennbar. Diese können verschiedene Ursachen haben, wobei folgende Punkte hervorzuheben sind:

### **a) Fehlender Zeitrahmen für die Umsetzung der Planungsziele**

In der Regel wird kein Zeitplan vorgegeben in dem der angestrebte Zustand erreicht bzw. die Planungsgrundsätze verwirklicht werden sollen. Damit entzieht sich die Leitbildumsetzung einer Erfolgskontrolle. Um diese auch auf der Ebene des Leitbildes, also der höchsten Aggregationsstufe zu ermöglichen, sollte ein allgemeiner planerischer Zeitrahmen für die Verwirklichung angenommen werden. In der konkreten Definition der Umweltqualitätsziele sollte diese Festlegung obligatorisch sein.

### **b) Räumliche, zeitliche und inhaltliche Unsicherheiten bei der Umsetzung des Leitbildes**

Die Konkretisierung eines Leitbildes erfolgt im Zuge der Formulierung und Ausarbeitung von Leitlinien, Umweltqualitätszielen bis hin zu Qualitätsstandards. Doch weder künftige Entwicklungen sind exakt steuerbar noch ist das Ergebnis vorhersagbar. Die tatsächliche Umsetzung eines Leitbildes wird durch die Änderung von gesellschaftlichen Wertvorstellungen und durch natürliche, dynamische Prozesse gesteuert. Sie ist damit immer mit Unsicherheiten verbunden.

### **c) Ungenauigkeiten und unzureichende Ermittlung des Bestandes und vorhandener Problemfelder**

Leitbilder werden aus den Ergebnissen der örtlichen Bestandsaufnahme unter Berücksichtigung rechtlicher und planerischer Vorgaben und Ziele und den identifizierten Entwicklungsprognosen abgeleitet. Diese Aufnahme und Analyse erfolgt oft unzureichend, beispielsweise weil das vorhandene Datenmaterial nicht im erforderlichen qualitativen und quantitativen Maß vorliegt bzw. nicht aus zeitlichen und technischen Gründen erhoben werden kann (BERNOTAT, MÜSSNER ET AL. 1999). Aufgrund des schnellen Landschaftswandels ist hier der Aktualität der Daten eine besondere Bedeutung beizumessen. Innerhalb kürzester Zeit können Daten durch einen Nutzungswandel ihre Gültigkeit verlieren. Die zeitnahe Aktualisierung ist jedoch aus Kostengründen nicht immer möglich. Hinzu kommen Schwierigkeiten und Unsicherheiten bei der Zusammenstellung und technischen Verarbeitung der Daten. Nach wie vor liegen längst nicht alle planungsrelevanten Daten digital vor und müssen damit zeitaufwendig beschafft und verarbeitet werden.

#### **d) Methodische Schwierigkeiten und Unsicherheiten bei der Übertragung übergeordneter Leitbilder und Planungsvorgaben auf ein Untersuchungsgebiet**

Aus naturschutzfachlichen Gründen kann die Notwendigkeit der Herleitung von Leitbildern im Rahmen eines Landschaftsprogrammes oder auch der Landschaftsrahmenplanung resultieren. Auch gesetzliche Grundlagen wie das BNatSchG liefern übergeordnete Leitbilder, welche jedoch, wie JESSEL (1994) anmerkt, wenig konkrete Hilfestellung leisten da sie kaum Konkretisierungen für die örtliche Planung enthalten. Insbesondere dann wenn fachliche Leitbilder aus der Landschaftsplanung fehlen oder wenig konkretisiert sind, ergeben sich für deren Übertragung in die örtliche Maßstabsebene methodische Schwierigkeiten und damit planerische Unsicherheiten (BERNOTAT, MÜSSNER ET AL. 1999). Dadurch werden die Ableitung von Bewertungen sowie die inhaltliche und räumliche Entwicklung von Ziel- und Maßnahmenkonzepten erschwert.

#### **e) Unsicherheiten bei der planungsmethodischen Einbindung und Anwendung von Leitbildern**

Im Rahmen der Landschaftsplanung, der Landschaftspflegerischen Begleitplanung oder auch der Umweltverträglichkeitsprüfung kann der Bedarf bestehen, fachliche Leitbilder und Zielvorstellungen zu entwickeln. In der Mehrzahl der Fälle wird eine nachvollziehbare Herleitung dieser Leitbilder, welche sachlich, räumlich und inhaltlich differenzierte Zielaussagen beinhalten jedoch vermisst (JESSEL 1994). Die planerische Orientierung an derartigen informatorischen Leitbildern wird dadurch erschwert. Es bestehen Unsicherheiten bzgl. der Qualitäten von Ressourcen, Potentialen und Funktionen und damit letztlich auch präziser Absteckungen für die Bestandsaufnahme und die Formulierung von Zielhorizonten.

## **2.3 Indikatoren**

### **2.3.1 Begriffe und Anforderungen**

Für den Begriff Indikator lassen sich in der wissenschaftlichen Literatur unterschiedliche Definitionen finden. Allgemein können Indikatoren als Kenngrößen definiert werden, die nicht direkt messbar sind und ausgewählt werden, um einen nicht direkt messbaren und oftmals komplexen Sachverhalt (Indikandum) zu quantifizieren (SRU 1998). Sie bilden raumbezogene und gesellschaftspolitisch relevante Sachverhalte ab. Eine besondere Bedeutung haben sie für die Beschreibung des Umweltzustandes von Ökosystemen und Landschaften (ebd.).

Indikatoren haben verschiedene Funktionen und Aufgaben. Sie sollen die Komplexität, die sich aus einer Vielzahl von Einzeldaten ergibt, reduzieren, um auf diese Weise zu

einem vereinfachten aber aussagekräftigen Abbild der Wirklichkeit zu gelangen (BMU 2000; OECD 2003). Im Unterschied zu reinen Umweltindikatoren, die im Rahmen des Berichtssystems der Umweltökonomischen Gesamtrechnung (DESTATIS 2013) und zur Operationalisierung von Nachhaltigkeitszielen genutzt werden, berücksichtigen Nachhaltigkeitsindikatoren die verschiedenen Aspekte einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung aus sowohl ökologischer, sozialer, wirtschaftlicher als auch politisch-institutioneller Perspektive (DESTATIS 2014). Generell sind Indikatoren somit ein Instrument zur Konkretisierung der Umweltsituation und des Leitbildes der Nachhaltigkeit.

Zapf hat bereits 1977 in einem Aufsatz über soziale Indikatoren drei verschiedene Aufgaben unterschieden (ZAPF 1977):

- Hilfsmittel zur frühzeitigen Identifikation von Problemen,
- zur Verfolgung von Veränderung im Zeitverlauf und
- zur Einordnung des Erreichten im Hinblick auf die eigenen Ziele sowie im Vergleich zu alternativen Lösungswegen.

Heute werden Indikatoren als Hilfsmittel der politischen Entscheidungsfindung, als Prüfgröße für Zielerreichungen, als Instrument des Monitoring und zur Kommunikation mit der Öffentlichkeit eingesetzt (SRU 1994; BMU 2000; OECD 2003). Damit werden Indikatoren vor allem verwendet, um auf in der Vergangenheit induzierte Risiken hinzuweisen (WIGGERING, MÜLLER ET AL. 2004). Ein wesentlicher Zweck ihres Einsatzes liegt jedoch auch in der Vorhersage möglicher Zukunftsgestaltungen. „Indem Entwicklungen erfasst und auf deren Wirkung auf die Umsetzung eines Leitbildes hin bewertet werden, kann ein Handlungsbedarf zur Ergreifung von Maßnahmen erkannt und vor möglichen Fehlentscheidungen gewarnt werden“ (SANK 2003, S.43). Diese Aufgabe können sie jedoch nur erfüllen, wenn sie an Modelle gekoppelt werden und damit zu einem Planungsinstrument werden (WIGGERING, MÜLLER ET AL. 2004). „Besondere Bedeutung haben Indikatoren durch die Vergleichbarkeit der von ihnen abgebildeten Zustände“, durch die Orientierung an Veränderungen im Zeitverlauf (SANK 2003, S.43).

In der Praxis werden häufig Einzelindikatoren zu Indikatorensystemen zusammengefasst, wobei diese sich wiederum methodisch an Modellansätzen orientieren, mit welchen die Indikatoren typisiert werden. Zu den bekanntesten Modellansätzen zählen das Pressure-State-Response (PSR) Modell der OECD (OECD 1998) und deren Erweiterung durch das St. Amt der Europäischen Gemeinschaft in Form des DPSIR-Modells - Driving forces, Pressures, States, Impacts and Responses Model (EEA 2007).

In der Vergangenheit wurde eine Vielzahl von Indikatorensystemen entwickelt. Neben der Unterscheidung nach dem zugrunde gelegten Modellansatz lassen sie sich nach weiteren methodischen Gesichtspunkten klassifizieren:



**a) Unterscheidung nach dem Auswahlverfahren der Indikatoren**

Im Zuge der Bildung und Auswahl von Einzel- und Makroindikatoren kann die Entwicklung von Indikatorensystemen durch zwei verschiedene Verfahren erfolgen. Es wird zwischen dem bottom-up-Verfahren und dem top-down-Verfahren unterschieden (SRU 1998). In einem bottom-up-Verfahren erfolgt die Indikatorenauswahl ausgehend von einer kleinräumigen Situationsbeschreibung oder dem verfügbarem Datenbestand. Dem gegenüber steht das top-down-Verfahren, mit welchem Indikatoren von wissenschaftlichen Modellvorstellungen oder gesellschaftlichen Zielvorstellungen abgeleitet werden. Es orientiert sich an Leitbildern und Modellvorstellungen. Das Kriterium Datenverfügbarkeit findet weniger Berücksichtigung. In der Praxis lassen sich beide Verfahren nicht strikt voneinander trennen. Zumeist werden beide Verfahren in unterschiedlichen Phasen der Indikatorensystembildung angewandt (BIRKMANN, KOITKA ET AL. 1999). Der Sachverständigenrat für Umweltfragen favorisiert in seinem Umweltgutachten das zweigleisige Vorgehen (SRU 1998).

**b) Unterscheidung nach dem Raumbezug der Indikatoren**

Mit Indikatoren können nahezu alle Arten von Raumeinheiten abgebildet werden. Am gängigsten ist die Unterscheidung nach globalen, nationalen und regionalen Indikatorensystemen. Darüber hinaus gibt es Indikatorensysteme, welche sich auf die Länderebene beziehen.

**c) Standardisierte und eigenständige Indikatorensysteme**

Eigenständige Indikatorensysteme werden speziell für einen bestimmten Raum entwickelt. Sie spiegeln lokale Besonderheiten wieder, da sie von lokalen Akteuren oder Kommunen unabhängig erarbeitet wurden. Damit weisen sie einen eindeutigen Bezug zu einer Raumeinheit auf. Standardisierte Systeme hingegen können in völlig verschiedenen Raumeinheiten verwendet werden (GEHRLEIN 2002). Vielfach werden sie durch raumspezifische Indikatoren ergänzt. Dem Vorteil der spezifischen Raumbezogenheit eigenständiger Indikatorensysteme steht der Vorteil der Vergleichbarkeit standardisierter Systeme gegenüber.

Zur Konzeption von Indikatorensystemen und zur anschließenden Verwendung des Systems erfolgt die Auswahl entsprechender Indikatoren im Allgemeinen unter Abwägung einer Vielzahl von Anforderungen bzw. Auswahlkriterien. In der Literatur finden sich viele unterschiedliche Systematiken. „Diese Vielfalt liegt in den abweichenden und teilweise sogar gegensätzlichen Ansprüchen begründet“ (GRIMM & HÜLSBERGEN 2009). Die diskutierten Anforderungen lassen sich unterteilen in Anforderungen an die Wissenschaftlichkeit, die Funktionalität sowie an nutzerbezogene und praktische Anforderungen (Tab. 9, Seite 34).

Tab. 9 Anforderungen an Indikatoren

<b>Anforderungen an Indikatoren aus Sicht der...</b>	
Wissenschaft	<ul style="list-style-type: none"> <li>– klarer Wirkungszusammenhang zwischen Indikator und Umweltwirkung</li> <li>– Berücksichtigung ökologischer Zusammenhänge</li> <li>– Transparenz und damit Reproduzierbarkeit der Ergebnisse</li> <li>– Transparenz der Verfahrensschritte der Indikatorenaggregation</li> <li>– Angaben über die Unsicherheiten von Daten und Ergebnissen</li> <li>– adäquater Raum-, Zeit- und Sachbezug</li> <li>– Berücksichtigung des aktuellen Standes der Forschung</li> </ul>
Funktionalität	<ul style="list-style-type: none"> <li>– gute Verständlichkeit</li> <li>– guter Überblickscharakter</li> <li>– Anknüpfung an gesellschaftlich relevante Diskussionen</li> <li>– Internationale Kompatibilität</li> <li>– Sensitivität gegenüber Änderungen im Zeitablauf</li> <li>– Sensitivität gegenüber ökonomischen, ökologischen, sozialen und institutionell-politischen Wechselwirkungen</li> </ul>
Nutzer	<ul style="list-style-type: none"> <li>– leichte und nachvollziehbare Messbarkeit</li> <li>– Zielfähigkeit</li> <li>– politische Steuerbarkeit</li> <li>– Verständlichkeit für Politik und Öffentlichkeit</li> </ul>
Praxis	<ul style="list-style-type: none"> <li>– gute Datenverfügbarkeit</li> <li>– vertretbarer Aufwand der Datenbeschaffung (angemessenes Kosten-Nutzen-Verhältnis)</li> <li>– Aktualisierbarkeit</li> </ul>

Quellen: GRÜNIG, SREBOTNJAK ET AL. 2011; SRU 1994; SRU 1998; WIGGERING, MÜLLER ET AL. 2004; ZEHLIUS-ÉCKERT 1998

An jeden Indikator sind definierte Anforderungen zu stellen, die nicht selten im Widerspruch zueinander stehen. Grundsätzlich unterscheiden CHRISTEN & O'HALLORAN-WIETHOLTZ (2002) wesentliche Anforderungskriterien bei der Beurteilung von Indikatoren für den landwirtschaftlichen Kontext. Allerdings, so GRIMM & HÜLSBERGEN (2009, S. 11), besteht „...für die unterschiedlichen Einzelindikatoren noch erheblicher Forschungsbedarf...“, der sich an den nachfolgenden Kriterien orientiert und spezifisch definiert werden muss.

- Indikatoren sollten auf statistischen Daten beruhen. Sie sollten eine große zeitliche und räumliche Differenzierung beinhalten und eine lange Erhebungsdauer aufweisen.
- Indikatoren müssen auf Veränderungen der Anbautechnik reagieren.
- Indikatoren sollten methodisch abgesichert sein und dem aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisstand entsprechen.
- Sie sollten politisch relevant und benutzerfreundlich sein.
- Die Parameter müssen nachvollziehbar sein, um erfolgreich eingesetzt zu werden.
- Indikatoren sollten international vergleichbar sein, exakte Schwellenwerte aufweisen und nach Möglichkeit aggregierbar sein.

Einzelindikatoren und Indikatorensysteme werden in der Landwirtschaft sowie den vor- und nachgelagerten Bereichen inzwischen intensiv genutzt. Auf hoher Skalenebene ist die Berichterstattung der Bundesregierung im Rahmen der Verpflichtungen gegenüber der Commission of Sustainable Development (CSD) zu nennen. Auf Länderebene werden zur Kontrolle von Agrarumweltmaßnahmen Indikatoren eingesetzt. Hierbei bleibt jedoch die landwirtschaftliche Produktion unbeachtet.

Im Zusammenhang mit der Auswahl von Einzelindikatoren und der Verwendung von Indikatorensystemen merken GRIMM & HÜLSBERGEN an (2009, S. 11), dass es „...kaum wissenschaftlich fundierte Aussagen zur minimalen Anzahl von Einzelindikatoren in einem Indikatorensystem“ gibt. Vor allem aus Kostengründen, Gründen der Praktikabilität, Akzeptanz und der Umsetzung sind dahingehende Aussagen jedoch von größter Bedeutung.

Für die Herleitung der konzeptionellen Standpunkte der Arbeit wurde in einem ersten Schritt geprüft, ob die Nutzung eines Indikatorensystems sinnvoll ist. Untersucht wurden das CSD-System (CSD 2001), das OECD-System für Agrarumweltindikatoren (OECD 2001) und für Umweltindikatoren (OECD 2003), das Nachhaltigkeitsindikatorensystem des Statistischen Amtes der Europäischen Gemeinschaft (EUROSTAT 2005), das System der Europäischen Umweltagentur (EEA 2005), das Indikatorensystem des HGF-Ansatzes (KOPFMÜLLER & BRANDL 2001) sowie das Makroindikatorenset des Umweltzustandes des Statistischen Bundesamtes (DESTATIS 2002).

Folgende Fragen wurden gestellt:

- Unterstützt das System die Ziele der Arbeit?
- Sind Indikatoren vorhanden, die den Sachverhalt adäquat abbilden?
- Sind die allgemeinen und arbeitsspezifischen Anforderungen an Indikatoren erfüllt?
- Thematisiert das System Aufgaben, die im öffentlichen und wissenschaftlichen Diskurs relevant sind?

Eine abschließende konzeptionelle Positionierung erforderte eine parallele Literaturstudie. Sie hatte das Ziel, diejenigen Themen zu identifizieren, die zurzeit im Hinblick auf die landwirtschaftliche Landnutzung aus politischer und wissenschaftlicher Sicht als am Dringlichsten thematisiert werden. Daher wurden in einem ersten Schritt die Nationale Nachhaltigkeitsstrategie (BUNDESREGIERUNG 2002; BUNDESREGIERUNG 2012) und das Gutachten des Wissenschaftlichen Beirats der Bundesregierung (WBGU 2009) gesichtet. Anschließend wurden Projektberichte und Fallstudien zu den möglichen Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Landschaft ausgewertet (FRITSCH, DEHOUST ET AL. 2004; NITSCH, KREWITT ET AL. 2004; REINHARDT & SCHEURLN 2004; FRITSCH, HÜNECKE ET AL. 2006). Die Auswertung des aktuellen Wissens- und Diskussionsstandes führte zu einer Eingrenzung relevanter Probleme und zur Auswahl von Einzelindikatoren.

### 2.3.2 Indikatorenaggregation

Die Aufgabe der Zusammenführung unterschiedlicher Indikatoren stellt sich gleichermaßen im Bereich der naturschutzfachlichen Bewertung von anthropogenen Eingriffen, bei der Erstellung von Ökobilanzen, im Bereich der Umweltverträglichkeitsprüfung als auch der Berichterstattung im Zuge einer nachhaltigen Entwicklung oder der Erarbeitung von regionalen Entwicklungsplänen. Für die politische Entscheidungsfindung, als Monitoringinstrument politischer Maßnahmen oder als Beurteilungsgrundlage zur Einschätzung nachhaltiger Entwicklung ist die Bereitstellung repräsentativer, handhabbarer Informationen eine wichtige Grundlage. „Im Unterschied zu Einzelindikatoren haben Indikatorensysteme den Vorteil, auf einem höheren Aggregationsniveau die komplexe Aussagevielfalt zu reduzieren und damit einen Überblick über die Umweltsituation zu geben“ (SRU 1998). Je nach Verwendungszusammenhang unterscheidet sich deren Verdichtungsgrad, also die Anzahl von Indikatoren im Indikatorensystem. Eine Verdichtung kann durch Aggregation der Einzelindikatoren, aber auch durch die Auswahl von Schlüsselindikatoren erfolgen, die repräsentativ für bestimmte Entwicklungen oder Probleme sind (COENEN 2000).

Methodisch erfolgt die Verdichtung von Einzelinformationen idealtypisch in fünf aufeinanderfolgenden Schritten, deren Reihenfolge nicht immer identisch ist (DESTATIS 2002). Als typische Reihenfolge in einem Aggregationsverfahren gilt folgender Ablauf:

Selektion → Quantifizierung → Skalierung → Gewichtung → Verknüpfung

Die eigentliche Aggregation findet in der Verknüpfung statt. Während die Selektion und Quantifizierung Informationen auf das notwendige Maß reduziert, sind Skalierung und Gewichtung typische vorbereitende Schritte, die die Einzelinformationen qualitativ verändern und somit für die sich anschließende Verknüpfung aufbereiten. Mit Hinweis auf die Darstellungen und detaillierte Analyse der einzelnen Verfahrensschritte in DESTATIS (2002) werden im Folgenden die für die Forschungsarbeit wesentlichen methodischen Grundlageninformationen dargestellt.

#### a) Selektion

Mit dem Terminus Selektion wird die Auswahl der Indikanda und der teilweise präziseren Konkretisierung in Teilindikanda verstanden. Es handelt sich um sachlogische Entscheidungen, die im nächsten Schritt, der Quantifizierung, in zahlenlogische Aspekte überführt werden. Dazu werden die Indikanda in Indikatoren übersetzt und anschließend empirisch quantifiziert. Da in der allgemeinen Indikatorendiskussion selten zwischen Indikanda und Indikator unterschieden wird, wird der Begriff der Indikatorenselktion im Folgenden in dieser allgemeinen Bedeutung genutzt.

Die Indikatorenselektion ist in zwei Vorgehensweisen möglich:

1. Stellvertretend für einen Sachverhalt wird ein Schlüsselindikator selektiert, welcher aus einer Fülle möglicher Indikatoren den wichtigsten bzw. entscheidenden Sachverhalt abbildet - Schlüsselindikatorenkonzept (GRÜNIG, SREBOTNJAK ET AL. 2011). Wird dieses Vorgehen gewählt, entfallen die weiteren Aggregationsschritte. Formal handelt es sich bei dieser Vorgehensweise um eine ungleichgewichtige Mittelwertbildung einer Vielzahl theoretisch wählbarer Indikatoren. Während der Schlüsselindikator das Gewicht Eins erhält, erhalten die anderen Indikatoren das Gewicht Null.
2. Zur Abbildung eines Sachverhaltes werden mehrere Indikatoren selektiert. Anschließend werden die genannten Aggregationsschritte durchgeführt, so dass am Ende ein Index oder Makroindikator entsteht (DESTATIS 2002).

Die Auswahl, welche Vorgehensweise zielführend und praktikabel ist, wird in der Literatur kontrovers diskutiert (u.a. DESTATIS 2002; JESINGHAUS 2001). In Tab. 10 werden die jeweiligen Argumente für oder gegen eine konkrete Konzeptwahl zusammengefasst.

Unabhängig von der Wahl der Vorgehensweise muss das Aggregationsverfahren selbst transparent und nachvollziehbar sein, um anschaulich, kommunikations- und konsensfähig zu sein. Um dieser Anforderung gerecht zu werden, muss die Indikatorenselektion begründet werden.

Tab. 10 Spezifische Vor- und Nachteile von Konzepten der Indikatorenselektion

Konzept	Vorteile	Nachteile
Mehrindikatorenkonzept	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Abbildung eines umfassenden, ausgewogenen Bildes eines Sachverhaltes möglich.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Hoher Aufwand bei der zeitlich koordinierten Quantifizierung aller Indikatoren.</li> <li>– Hohe inhaltliche Komplexität kann zu Steuerungs- und Kommunikationsschwierigkeiten führen.</li> <li>– Adäquate Abbildung des eigentlichen Problems kann mit dem Aggregat verloren gehen.</li> <li>– Zeitliche Entwicklungstrends sind mit dem Aggregat schwer abzubilden und transparent zu kommunizieren.</li> </ul>
Schlüsselindikatorenkonzept	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Geringer Aufwand bei der Quantifizierung des Indikators.</li> <li>– Größere Anschaulichkeit im Vergleich zu einem abstrakten Aggregat.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Beleuchtet einen umfangreichen und komplexen Sachverhalt lediglich ausschnittsweise, indem ein isolierter, zentraler Aspekt herausgegriffen wird.</li> </ul>

Quellen: DESTATIS 2002; GRÜNIG, SREBOTNJAK ET AL. 2011; JESINGHAUS 2001

## b) Quantifizierung

Die Quantifizierung der Indikatoren erfolgt durch zwei zentrale Arbeitsschritte. Im ersten Schritt wird eine sach- und zieladäquate Indikatorendefinition vorgenommen, das

heißt, die sachlogischen Entscheidungen welche im Schritt der Selektion getroffen wurden, werden in eine Zahlenlogik übersetzt. Dies erfordert überwiegend inhaltliche Überlegungen, die sich auf die Art und Weise des Erhebungssystems und der Ergebnisinterpretation beziehen. Im zweiten Schritt erfolgt die eigentliche Quantifizierung. Ihr voraus gehen theoretische Überlegungen. Welche Größen sollen wie erfasst werden? Welche Auswirkungen hat die Wahl auf den Indikatorwert? Hinzu kommen pragmatische Überlegungen, beispielsweise zum Zeit- und Kostenaufwand, zur Erhebbarkeit und zur Akzeptanz. Nicht zuletzt werden Entscheidungen bezüglich der Messmethode getroffen. Welche ist geeignet und praktikabel? Dann erfolgt eine Plausibilitätsprüfung und ggf. eine anschließende Datensatzbereinigung.

### c) Skalierung

Unter dem Terminus Skalierung wird die Transformation unterschiedlich dimensionierter Indikatoren auf eine gemeinsame Skala verstanden. Eine Skalierung ist immer dann erforderlich wenn die ermittelten Indikatoren in unterschiedlichen Maßeinheiten vorliegen, man die Resultate vergleichbar machen möchte und/oder man diese rechnerisch aggregieren möchte. Je nachdem welche Vergleiche zwischen zwei Elementen eines Indikators möglich sind werden vier Skalenniveaus unterschieden (Tab. 11).

Tab. 11 Relationen und Interpretationen auf verschiedenen Skalenniveaus

Skalenniveau	Mögliche Relationen/ Interpretationen
nominal	Gleichheit, Ungleichheit
ordinal	Rangfolge, Größer-Kleiner-Relationen
metrisch / kardinal	
Intervall	Differenz zwischen Zahlen (Abstände, Intervalle)
Verhältnis	Verhältnis absoluter Zahlenwerte zueinander

Quelle: EIPPER 1990

Während einer Vielzahl empirisch gemessener Daten häufig eine metrische Skala zugrunde liegt, werden qualitative Daten in Form von Nominal- oder Ordinalskalen abgelegt. Die weitere Bearbeitung und zieladäquate Präsentation von Daten kann jedoch die Transformation in ein jeweils anderes Skalenniveau erfordern. Im Folgenden werden in Tab. 12, Seite 39 im Zusammenhang mit der Indikatorenaggregation gebräuchliche Skalentransformationen dargestellt.

Tab. 12 Gebräuchliche Skalentransformationen und ihre Charakteristika

Transformationstyp	Charakteristika
Metrische Skala in Ordinal- oder Nominalskala	Umwandlung von empirisch erhobenen, metrischen Daten in zwei oder mehrere Klassen; Festlegung der Klassengrenzen erfolgt i.d.R. nach normativen Gesichtspunkten: <ul style="list-style-type: none"> <li>– mathematische Einteilung auf Basis der vorgefundenen Messwertverteilung</li> <li>– wissenschaftlich begründete Schwellenwerte</li> <li>– Umweltstandards</li> <li>– politische bzw. gesetzliche Vorgaben</li> </ul>
Nominalskala in Ordinalskala	Qualitativ erfasste Phänomene werden in eine Reihenfolge gebracht <ul style="list-style-type: none"> <li>– Ausrichtung an einer Wertehierarchie</li> </ul>
Ordinalskala in Metrische Skala	Ordinal skalierten Werten werden Rangnummern (Punkte) zugeordnet <ul style="list-style-type: none"> <li>– die Art der Skala kann linear oder logarithmisch sein</li> <li>– es kann sich um eine Intervall- oder Verhältnisskala handeln</li> </ul>
Metrische Skala in Metrische Skala	Umwandlung metrisch erhobener Daten in eine dimensionslose Skala unter Zuhilfenahme eines Referenzwertes: <ul style="list-style-type: none"> <li>– statistische Größe aus der Gesamtheit aller erhobenen Messwerte</li> <li>– Vergleichswert aus einem Basisjahr</li> <li>– historischer Referenzwert</li> <li>– wissenschaftlich begründeter Schwellenwert</li> <li>– eine politisch gesetzte Zielvorgabe</li> </ul> Umwandlung metrisch erhobener Daten in eine dimensionslose Skala unter Zuhilfenahme einer Skalierungsfunktion: <ul style="list-style-type: none"> <li>– proportionaler, linearer, exponentieller, logarithmischer Verlauf der Skalenwerte</li> </ul>

Quellen: DESTATIS 2002; HOLLAND & SCHARNBACHER 2006

#### d) Gewichtung

Bei der Gewichtung der Indikatoren handelt es sich wie bei der Skalierung um einen Schritt, der die eigentliche Aggregation, die Verknüpfung der Indikatoren, vorbereitet. Werden den in einem Aggregat enthaltenen Einzelindikatoren nicht die gleichen Gewichte zugedacht, muss ihnen eine relative Bedeutung zugewiesen werden. Erfolgt keine Gewichtung, wird allen Indikatoren die gleiche Bedeutung zugewiesen.

Die Festlegung der Gewichtungsfaktoren kann auf Basis objektiver Tatsachen oder auf subjektiven Einschätzungen erfolgen. Diese Faktoren können mit unterschiedlichen Methoden erhoben werden:

##### Objektive Gewichtung

- auf Grundlage wissenschaftlicher Erkenntnisse oder Vergleiche, z.B. Äquivalente oder
- auf Grundlage unterschiedlicher statistischer Sicherheiten der verwendeten Daten.

##### Subjektive Gewichtung

- auf Basis von Expertenbefragungen, z.B. mit Hilfe der Delphi-Methode oder des Analytischen Hierarchieprozesses (AHP),

- auf Basis von Öffentlichkeitsbefragungen oder
- in Abhängigkeit von Indikatorausprägungen, z.B. ausgedrückt als Abstand von einer politischen Zielvorgabe.

### e) Verknüpfung

Eine Verknüpfung bedeutet, die Verbindung von Einzelindikatoren durch mathematische Berechnung, logisches In-Beziehung-Setzen oder durch grafische Darstellung. Zwingend ist eine Verknüpfung nicht wenn der Aggregationsgrad der Einzelindikatoren oder Schlüsselindikatoren als ausreichend eingeschätzt wird und das Ergebnis verbal zusammengefasst wird.

Welches Verfahren gewählt wird hängt davon ab, welche Aussagen getroffen werden sollen. Dies erfordert ein gegenseitiges Abwägen spezifischer Charakteristika der in Frage kommenden Verfahren. Nachfolgend seien die methodischen Charakteristika vorhandener Verknüpfungsverfahren zusammengefasst.

Die mathematische Verknüpfung durch Summen- bzw. Mittelwertbildung ist sinnvoll, wenn die Qualität des Aggregates nicht durch den schlechtesten der in seine Konstruktion einbezogenen Einzelindikatoren bestimmt wird, sondern durch alle gleichermaßen. Die multiplikative Verknüpfung durch Bildung eines Produktes bzw. das geometrische Mittel ist sinnvoll, wenn Ausreißer ausgeschlossen werden sollen. Welches Verfahren gewählt wird hängt von der Art des Zusammenspiels der Einzelindikatoren im Hinblick auf das Gesamtaggregat ab.

Logische Verknüpfungsverfahren werden genutzt, um ordinale Daten in Form von Klassen zu aggregieren. Die Verknüpfungen erfolgen auf der Grundlage logischer „Wenn-Dann-Beziehungen“ in Form einer Präferenzmatrix oder eines Relevanzbaumes. Die Klassifizierung beruht auf Wertsetzungen, idealerweise auf Kausalzusammenhängen bzw. empirischen Erfahrungen.

Grafische Aggregationen werden verwandt, wenn sichtbar bleiben soll, welche Einzelindikatoren in das Aggregat eingeflossen sind. Eine typische Darstellungsform ist die Amöbe (auch Spinnendiagramm). Die Methode stellt hohe Anforderungen an die methodische Umsetzung, wie z.B. die Festlegung von Referenz- und Zielwerten, die Anordnung bzw. Reihenfolge der Achsen. Die Art der grafischen Ausgestaltung der Amöbe beeinflusst das Wahrnehmungsbild beim Betrachter, sie kann auch zu Verzerrungen der realen Situation führen.

### 2.3.3 Unsicherheitsbetrachtungen

Eine Anforderung an Indikatoren ist, Angaben über die Unsicherheiten von Daten und Ergebnissen zu machen. Um Unsicherheiten gering zu halten sind daher bereits im



Rahmen konzeptioneller und methodischer Arbeiten Unsicherheitsanalysen durchzuführen. Dazu ist das Wissen über Unsicherheitsquellen erforderlich. Die folgenden Ausführungen beschreiben mögliche Quellen für Unsicherheiten.

### **a) Unscharfe Beziehungen zwischen Indikator und Indikandum**

Der Zusammenhang zwischen Indikator und Indikandum ist nicht immer eindeutig. Die Güte der Korrelation ist jedoch maßgeblich für die Aussagekraft des Indikators. Dieser Zusammenhang ist nicht immer wissenschaftlich begründbar und empirisch belegbar. Nur selten ist es möglich, mit einer einzigen Messgröße verlässlich auf den Zustand eines Systems zu schließen. Um die Transparenz zu erhöhen ist der Zusammenhang hinreichend deutlich zu machen (ZEHLIUS-ECKERT 1998). Eine sach- und zieladäquate Indikatorendefinition, in welcher dargestellt wird wie die Sachlogik eines Indikandums in die Zahlenlogik eines Indikators übersetzt wird, kann helfen, Missverständlichkeiten und falsche Interpretationen zu vermeiden.

### **b) Entwicklung einer konzeptionellen und methodischen Systematik für die Herleitung von Indikatorensystemen**

Die Auswahl von Indikatoren und die Konstruktion von Indikatorensystemen sind nicht immer sach- und zieladäquat. Die Art und Weise wie ein Darstellungsgegenstand (BOLLMANN & LIPINSKI 2005) beschrieben wird entscheidet jedoch über deren Kommunikations- und Konsensfähigkeit, über Steuerungsmöglichkeiten und ihre wissenschaftliche Fundierung. Um die Fülle von Einzelinformationen eines Darstellungsgegenstandes darstellen zu können, müssen Teilaspekte selektiert werden. Dies kann mit Hilfe einzelner Schlüsselindikatoren oder mehreren Indikatoren geschehen (DESTATIS 2002). Beide konzeptionellen Vorgehensweisen bergen Unsicherheiten in sich.

Der Wahl von Schlüsselindikatoren liegen die Argumente zugrunde, dass sie anschaulicher sind und einen deutlich geringeren Aufwand haben als die Erhebung von Einzelindikatoren (ebd.). Demgegenüber wird von SPANGENBERG (1996) argumentiert, dass das Schlüsselindikatorenkonzept eher Komplexität schafft, statt sie zu reduzieren. Das macht das Konzept unsicher für Steuerungs- und Kommunikationszwecke. Darüber hinaus wird angeführt, dass zeitliche Entwicklungstrends mit Hilfe von Schlüsselindikatoren nicht verlässlich abgebildet werden können, da sie entscheidende Entwicklungen nicht berücksichtigen und damit Wechselwirkungen außer Acht lassen (ebd.).

Unabhängig von der konzeptionellen und methodischen Systematik, können Unsicherheiten reduziert werden, indem die Indikatorenauswahl umfassend und schlüssig be-

gründet wird. Es muss eine größtmögliche Transparenz und Nachvollziehbarkeit hergestellt werden, um die mit der gewählten Systematik einhergehenden Unsicherheiten zu reduzieren. Dazu gehört, wie bereits dargelegt, die Sachgerechtigkeit und Zieladäquanz des konzeptionellen und methodischen Vorgehens zu begründen. Dazu gehört auch, die Auswahl von Indikatoren systematisch und nachvollziehbar zu gestalten und die zu ihrer Bildung verwendeten Basisdaten zu beschreiben.

### **c) Verfahrensschritte der Informationsverdichtung und dem damit verbundenen Aussagegehalt der gebildeten zentralen Kenngrößen**

Häufig müssen aus den verschiedensten Gründen Messgrößen aggregiert werden, z.B. um aussagefähige, kommunizierbare Indikatoren zu erhalten. Bei jeder Aggregation werden Informationen verdichtet, was zum Verlust von Einzelinformationen oder zu unkorrekten Schlussfolgerungen führen kann (DESTATIS 2002). Daraus können beispielsweise für Akteure und Entscheidungsträger sowohl stochastische als auch informationelle und lexikalische Unsicherheiten resultieren (HERZOG 2002). Dies kann wiederum zu Fehlinterpretationen, Zielkonflikten oder gar zu Fehlentscheidungen führen. Um dies zu vermeiden sind die einzelnen Aggregationsschritte transparent und möglichst objektiv zu dokumentieren.

### **d) Übertragung von Indikatorensätzen auf andere Untersuchungsgebiete**

Auf der Ebene kommunaler Planungen oder der Evaluierung konkreter Projekte ist es sinnvoll, definierte Indikatorensätze zu verwenden. Ein Satz aus Schlüsselindikatoren ist eine Möglichkeit kommunale Entwicklungstrends und Projekte vergleichbar zu machen oder um Statistiken zu erstellen. Dies birgt jedoch die Gefahr, dass wichtige regionale Aspekte außer Acht gelassen werden und damit die eigentlichen Probleme einer Region nicht adäquat erfasst werden. Weil dadurch wiederum wichtige regionale Informationen nicht verarbeitet werden sind im Rahmen der Ergebnisinterpretation falsche Schlussfolgerungen möglich. Im Zuge der Steuerung kommunaler Entwicklungen oder der konkreten Ausgestaltung von Projekten können informationelle Unsicherheiten Konflikte verursachen. Von daher ist zumindest zu prüfen, ob ein definierter Indikatorensatz geeignet ist, um über die bereits angeführten Unsicherheiten hinaus nicht noch zusätzliche Unsicherheiten zu verursachen.

## 2.4 Modellbildung und Simulation

### 2.4.1 Begriffe und Anforderungen

Komplexe dynamische Systeme in Gesellschaft, Wirtschaft, Technik und Umwelt bestimmen mit ihrem oft überraschenden Verhalten die Entwicklung unserer Welt. Ohne umfassende Modellbildung sind ihre komplexen Wirkungsstrukturen mit ihren meist nicht linearen Verknüpfungen der Systemelemente kaum zu verstehen. Erst die Simulation mit einem validierten Modell erlaubt einen Einblick in das Spektrum von Entwicklungs- und Eingriffsmöglichkeiten. Modellbildung und Simulation sind daher unentbehrliche Hilfsmittel die Welt zu verstehen und einen nachhaltigen Umgang mit ihr zu fördern.

Die Modelle der Nachhaltigkeits- und Landschaftsforschung bauen auf Begriffen der System- und Modellwelt auf. Die System- und Modellwelt kann als ein eigenständiges Begriffsfeld verstanden werden in dem grundlegende Begrifflichkeiten der Systembeschreibung, Modellierung und Klassifizierung definiert werden.

#### **Modell**

Unter einem Modell wird die mathematische Beschreibung eines Problems bezeichnet (ECK, GARCKE ET AL. 2008). Die Entwicklung von Modellen dient der Beantwortung konkreter Fragestellungen im Rahmen realer Systeme.

#### **Modellsystem**

Nach DIN-IEC-60050 (2014) wird unter einem Modellsystem ein Modell verstanden, „... das selbst als System strukturiert ist und das versucht den inneren Aufbau eines betrachteten Systems so gut nachzubilden, dass im gewünschten Kontext und mit der geforderten Genauigkeit die äußeren Eigenschaften des Modellsystems mit denen des betrachteten Systems übereinstimmen“. Ein Modellsystem beschreibt nur einen bestimmten Aspekt des betrachteten Systems. Es gibt also nicht das eine Modellsystem. Zu jedem betrachteten System kann es eine Vielzahl von Modellsystemen geben, die unterschiedliche Aspekte beschreiben.

#### **Modellierung/ Modellbildung**

Die Umsetzung konkreter Probleme aus den Anwendungswissenschaften wie etwa der Physik, Technik, Chemie, Biologie oder auch den Wirtschaftswissenschaften in eine mathematische Aufgabenstellung, bezeichnet man als Modellierung oder auch Modellbildung (ECK, GARCKE ET AL. 2008). Die Motivation ein Modellsystem zu erstellen beruht auf zwei unterschiedlichen Gründen: Einerseits dem Wunsch ein verbessertes Systemverständnis zu erlangen welches aufgrund finanzieller oder praktischer Gründe (Sicherheit, Zukunft) nicht erhältlich ist. Andererseits auf der Planung eines neuen Systems. Im ersten Fall besteht das zu modellierende System bereits und existiert unabhängig von dem zu erstellenden Modell. Ziel ist es, durch Analyse der erkennbaren

Eigenschaften des bestehenden Systems eine Vorstellung davon zu gewinnen wie dieses aufgebaut ist. Aus den Erkenntnissen kann dann ein Modellsystem entworfen werden. Wie bei einer physikalischen Theorie kann ein solches Erklärungsmodell durch Vergleich mit dem bestehenden System geprüft, erhärtet oder gegebenenfalls auch falsifiziert werden. Im zweiten Fall wird zuerst das Modellsystem erstellt und danach erst auf der Grundlage der erstellten Modellvorstellungen das modellierte System errichtet. Alle Arten von Planungsmodellen zählen zu dieser Gruppe.

### **Experiment/ Simulation**

Die Gewinnung von Kenntnissen über das Systemverhalten erfolgt mit Hilfe von Experimenten mit einem Modell (CELLIER & GREIFENEDER 1991). Dieses Experimentieren wird häufig als Simulation bezeichnet. Die durch zielgerichtete Simulation gewonnenen Ergebnisse können beispielsweise statistisch ausgewertet und anschließend für Rückschlüsse auf das anfangs definierte Problem und seine Lösung genutzt werden.

### **Konzept, Ansatz**

Jedem Erklärungsmodell bzw. jeder Modellierung liegt eine Modellkonzeption zugrunde, die wiederum die Beschreibung eines gewählten methodischen Ansatzes enthält. Mit dem Ansatz wird definiert, in welcher Art und Weise das Wissen über ein System beschrieben wird. Unterschieden werden sektorale Modelle, die sich mit spezifischen Fragestellungen, wie z.B. der nachhaltigen Energieversorgung (ENQUETE-KOMMISSION 2002) beschäftigen und Modelle die integrativ angelegt sind und z.B. Ansätze der Nachhaltigkeit und der Multifunktionalität kombinieren (WIGGERING, HELMING ET AL. 2005). Im Rahmen der Nachhaltigkeitsabschätzung liegt letzteren das Ziel zugrunde, mehrdimensionale Wechselwirkungen zwischen Sektoren auf regionaler Ebene abzubilden und damit inter- und transdisziplinäre Antworten zu finden. Dazu werden Ansätze wie der der Nachhaltigkeit und der Multifunktionalität kombiniert.

### **Klassifizierung**

Die Bandbreite von Modellen lässt sich mit Hilfe ihrer Charakteristika klassifizieren. Eine Möglichkeit ist, sie nach den ihr zugrunde liegenden Modellierungsmethoden zu unterscheiden. Unterschieden werden beispielsweise analytische, verbale, optimierende oder prognostizierende Modelle. Des Weiteren können Modelle nach ihrem Einsatzzweck, z.B. der Analyse, der Prognose oder auch der Optimierung klassifiziert werden, wie in Abb. 3, Seite 45 veranschaulicht wird.

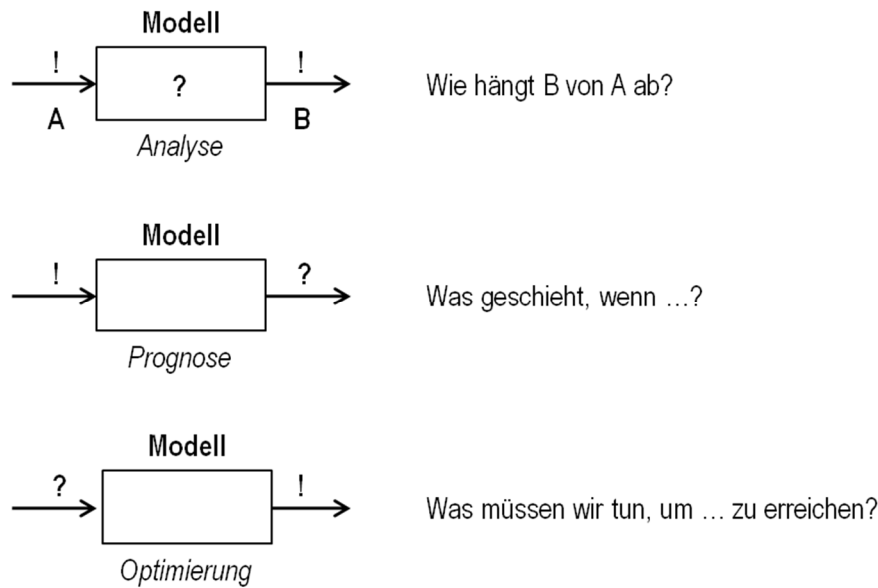


Abb. 3 Zwecke der Modellierung

Quelle: HOFMANN 2003

Nicht zuletzt gibt es die Möglichkeit, sie hinsichtlich der modellierten Zustände zu unterscheiden. Handelt es sich um diskrete oder kontinuierliche, statische oder dynamische, deterministische oder stochastische Modelle? Letztlich kann noch ihr Abstraktionsgrad von der Realität charakterisiert werden, also welche Auflösungen wurden hinsichtlich des Geländes, der Zeit, der beschriebenen Prozesse und der ihr zugeordneten Attribute zugrunde gelegt?

### Modellprüfung

Wichtige Prozesse der Modellierung sind die Prüfung der Eignung und Genauigkeit sowie der Richtigkeit und Qualität eines Modells. Mit der Validierung wird geprüft, ob das richtige Modell gebaut wurde (BALCI 1997). Die Verifikation eines Modells hingegen prüft, ob das Modell richtig gebaut wurde (ebd.). Mit Hilfe verschiedener Techniken und in unterschiedlichen Phasen des Modellbildungsprozesses wird mit Hilfe der Validierung und Verifikation geprüft, ob ein Modell die geforderten Eigenschaften besitzt (Abb. 4, Seite 46). Diese werden unter Berücksichtigung des Verwendungszweckes in Form von Zielen und Anforderungen festgelegt. Die Begriffe der Validierung und Verifikation werden wie in BALCI (1997) definiert:

Validierung: „Feststellung des Grades der Eignung eines Modells für die Modellierungszielsetzung; oft als Frage nach der Realitätsnähe (Genauigkeit) des Modells verstanden.“

Verifikation: „Überprüfung, inwieweit die Implementierung eines Modells mit dessen konzeptioneller Beschreibung und Spezifikation übereinstimmt.“

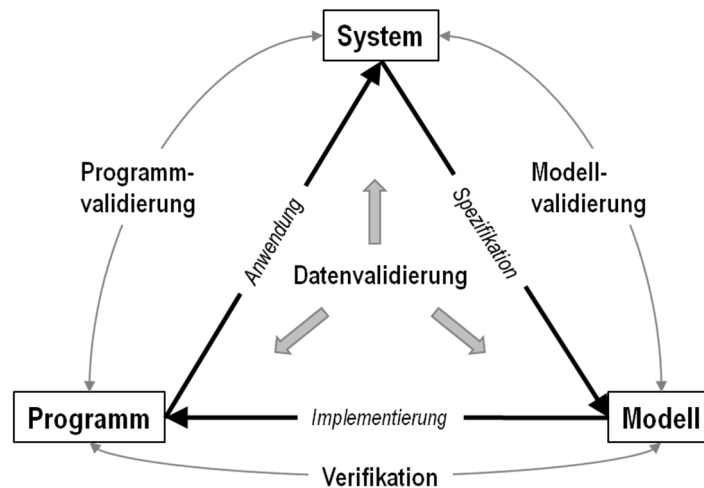


Abb. 4 Validierung und Verifikation im Modellbildungsprozess

Quelle: HOFMANN 2003

### 2.4.2 Aufgaben und Ansätze der Modellbildung und Simulation

Zu wissen was geschehen wird oder geschehen könnte, beschäftigt Menschen seit jeher. Wie entwickelt sich eine Region? Wie sieht die globale Zukunft aus? Wie wird die Klimaveränderung unser Leben verändern? Was geschieht, wenn sich eine Tierart plötzlich explosionsartig vermehrt? Die Beantwortung dieser Fragen setzt das Wissen über das Verhalten von dynamischen Systemen voraus. Verhalten kann mit Hilfe von Modellen beschrieben werden, die wiederum Hinweise auf notwendige Änderungen oder Einwirkungen geben können, um unzulässige oder gefährliche Entwicklungen zu vermeiden (BOSSSEL 2004). Die Verhaltenssimulation von Systemen kann auf zweierlei Weise geschehen. Über in der Vergangenheit beobachtetes Verhalten kann man zu einer Verhaltensbeschreibung gelangen. Man spricht auch von verhaltensbeschreibenden Modellen. Untersucht wird, wie sich das System als Reaktion auf äußere Einflüsse verhält. Die zweite Möglichkeit besteht darin, das Verhalten mit Hilfe verhaltens-erklärender Modelle nachzubilden. Dazu müssen die wesentliche Systemstruktur des realen Systems mit ihren Systemkomponenten und Prozessen identifiziert und in Form eines Modells abgebildet werden (siehe dazu Abb. 5, Seite 47). Aus den strukturellen Zusammenhängen lässt sich dann das Verhalten eines Systems erklären. Modelle dieser Art werden eingesetzt, um bisher nicht beobachtetes, zukünftiges Verhalten als Reaktion auf neue Herausforderungen bzw. Bedingungen zu simulieren. Auf diese Weise können Entwicklungsmöglichkeiten des Systems oder auch Möglichkeiten für einen Systemwandel identifiziert werden.

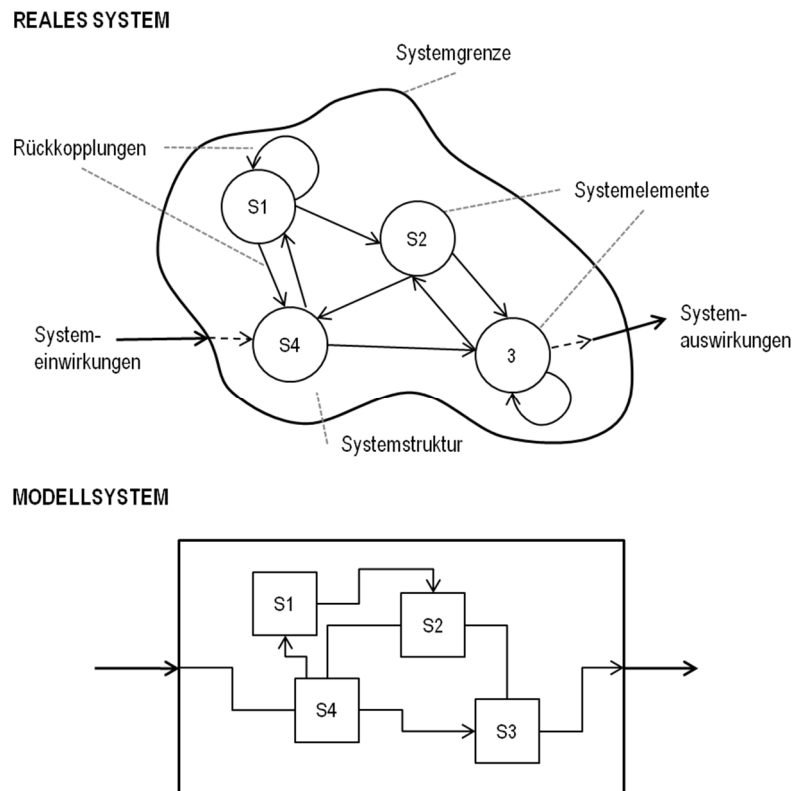


Abb. 5 Verhaltensklärende Modelle enthalten die essentielle Wirkungsstruktur des realen Systems  
Quelle: BOSSEL 2004

Die Arbeit mit Modellen ist heute aus vielen Gründen kaum mehr zu ersetzen. Der mit ihrer Entwicklung und Anwendung verbundene Kosten- und Zeitaufwand entspricht nur einem Bruchteil dessen was mit realen oder analogen physikalischen Modellen aufzuwenden wäre (BOSSEL 2004). Sie ermöglichen die Simulation gefährlicher Systementwicklungen (z.B. Crashtests) und sie setzen das reale System keinerlei Gefährdungen oder Risiken aus.

Simulationsmodelle haben sich in vielen Anwendungsbereichen als nützlich und unentbehrlich erwiesen. BOSSEL (2004) verweist auf die folgenden vier Anwendungsbereiche:

- Wissenschaftliche Erkenntnis
- Systementwicklung im technischen Bereich
- Anwendungen in der Entwicklungsplanung
- Anwendungen im System-Management

Für die vorliegende Arbeit hat vor allem der letzte Aspekt besondere Bedeutung. Er reicht von der Simulation der betriebswirtschaftlichen Planung von Unternehmen, über die parallele Simulation eines zu bewirtschaftenden Systems in der Landwirtschaft bis hin zur Untersuchung langfristiger Konsequenzen, um z.B. zu ökonomisch effizienten und nachhaltigen Lösungen in der Forstwirtschaft zu kommen. Computersimulationen

können helfen das Management von Systemen zu optimieren, um Aufwendungen zu minimieren und den Erfolg zu maximieren.

An die Modellbildung und Modellverwendung werden vielfältige Anforderungen gestellt, die durch eine Vielzahl am Prozess Beteiligter beeinflusst werden. Vor allem bei der Entwicklung von integrativen Modellsystemen oder gar Simulationsumgebungen liegen häufig multidimensionale und komplexe Interessen der Beteiligten vor, die nur schwer in ihrer Gesamtheit gefasst werden können (SIEBER, MÜLLER ET AL. 2008). Daher sind sie am Anfang einer Modellbildung zumeist noch sehr allgemein und werden erst von Phase zu Phase präzisiert und damit greifbarer. Der Erfolg einer Modellbildung wird daran gemessen wie gut es gelingt die definierten Anforderungen umzusetzen. Die Messung dieses Erfolgs wird mit Hilfe von Validierungstechniken vorgenommen. Sie prüfen ob die Anforderungen der Projektbeteiligten im konzeptionellen und formalen Modell erfüllt sind.

Möchte man das Verhalten von Systemen verstehen müssen eine Reihe von Arbeitsschritten durchlaufen werden. Dieser Prozess, der mit der Problemdefinition beginnt und der Verhaltensanalyse (Experiment) endet, kann in fünf Hauptphasen unterteilt werden (Abb. 6). Im Folgenden werden die einzelnen Phasen erläutert.

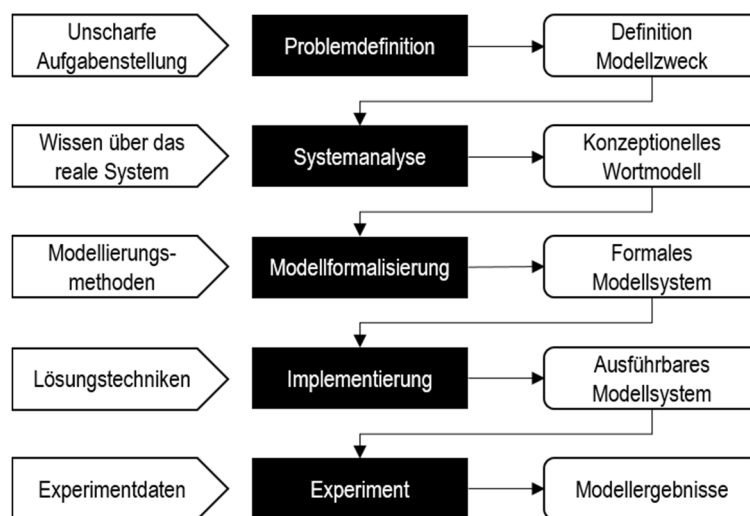


Abb. 6 Phasen und Produkte im Modellbildungsprozess

Quellen: HOFMANN 2003, BOSSEL 2004

## Problemdefinition

Gehen wir davon aus, dass es definierte Gründe und Ziele gibt, z.B. Informationsdefizite und strategische Ziele, die Entwicklung eines Modellsystems zu initiieren, so steht am Anfang jeder Entwicklung ein Problem, eine unscharfe Aufgabenstellung. Diese umreißt bereits einen bestimmten Fragenbereich auf den das Modellsystem Antwort



geben soll. Dieser Antwortbereich bestimmt den Modellzweck. In Form einer Problem-  
beschreibung wird der Modellzweck definiert. Er gibt Auskunft über die Art und den  
Umfang des Modellinhalts und der Modellaussagen. Eine Beschränkung des Antwort-  
bereiches des Modells ist insofern sinnvoll, als dass die Modellbildung auch eine Frage  
der Effizienz ist. Dazu schreibt BOSSEL (2004): „Das beste Modell ist dasjenige, das  
seinen Zweck bei geringstmöglicher Komplexität voll erfüllt. Das Modell sollte so ein-  
fach wie möglich aber so komplex wie nötig sein.“ Diesem Anspruch folgend, sollte der  
Modellzweck derart formuliert werden, dass er zu einer Fokussierung auf gewisse As-  
pekte einer effizienten und knappen Darstellungsweise des Systems zwingt. Im Ver-  
fahren der Definition des Modellzwecks wird auch eine allgemeine Anforderungsspe-  
zifikation vorgenommen. Dazu werden in der Regel Anforderungen an die Funktiona-  
lität, die Sicherheit, die Zuverlässigkeit, die Transparenz, die Langlebigkeit, die Modell-  
flexibilität oder auch die Qualität der Bedienbarkeit formuliert.

### **Systemanalyse**

Wie die Aufgabenstellung den Modellzweck bestimmt, so bestimmt dieser Art und Um-  
fang der Modellformulierung. Daraus folgt, dass das gleiche System für unterschiedli-  
che Modellzwecke durch unterschiedliche Modelle abgebildet werden muss. Insofern  
ist die Definition des Modellzwecks für deren Anwendungsbereich entscheidend. Je-  
des Modell sollte nur zu dem Zweck verwendet werden für den es entwickelt wurde.  
Will man zum Zwecke der Verhaltensklärung und -beobachtung das System nach-  
bilden, muss das reale System in seiner wesentlichen verhaltensrelevanten Wirkungs-  
struktur nachgebildet werden. Im Ergebnis dieser Systemanalyse wird das Wissen  
über Struktur und Funktion des Systems in einem konzeptionellen Wortmodell festge-  
halten (BOSSEL 2004). Indem die Rahmenbedingungen definiert werden, werden hier  
die Anforderungen an das Modell immer präziser. Dazu gehören z.B. Festlegungen  
zur räumlichen Abbildungsebene, zur Skalenebene, zur Wirkungsebene (Indikatoren),  
zum Zeithorizont, den abzubildenden Wechselbeziehungen oder auch dem Modellauf-  
bau (zu modellierender Zustand) an sich. Das konzeptionelle Wortmodell beinhaltet  
auch die Festlegung der anzuwendenden Methodik. Diese wird von Anforderungen  
seitens der Indikatoren sowie technischer Art (Prognosegüte, Simulationsalgorithmen  
etc.) bestimmt (SIEBER, MÜLLER ET AL. 2008).

### **Modellformalisierung**

Nach der Abbildung und Beschreibung der Wirkungsstruktur in Form eines konzeptio-  
nellen Wortmodells, gilt es diese qualitativ zu analysieren. Dazu werden alle Wirkungs-  
beziehungen als verrechenbare funktionale Zusammenhänge spezifiziert. Im Ergebnis  
entsteht ein formales Modell.

## **Implementierung und Experiment**

An das formale Modell schließt sich deren Implementierung an. In dieser Arbeitsphase erfolgt die Umsetzung von mathematisch formulierten Algorithmen in ein Computerprogramm. Aus einem formalen Modellsystem entsteht ein ausführbares Modellsystem entsprechend der definierten Rahmenbedingungen und Zielvorgaben. Mit diesem Modell können anschließend Experimente durchgeführt und deren Ergebnisse ausgewertet werden.

### **2.4.3 Modellbasierte Entscheidungsunterstützungssysteme**

Im Rahmen der Umsetzung des Leitbildes der Nachhaltigkeit wird nach Ansätzen gesucht die das operative und strategische Management sowie die Politik unterstützen. Modellbasierte Entscheidungsunterstützungssysteme (EUS) tragen dazu bei, die Nachhaltigkeit von Aktivitäten im Sinne eines ressourcenschonenden Schutzes bestehender Kapitalbestände zu beurteilen und zu prognostizieren (HECKELEI 1999). Dazu bedienen sie sich konzeptioneller Ansätze, wie dem Multifunktionalitätsansatz und dem Nachhaltigkeitsansatz, um Aussagen bezüglich der Entwicklung und der Verhaltensweisen von Systemen treffen zu können (HELMING, SOBA ET AL. 2008).

Besondere Bedeutung haben modellbasierte EUS in der Landschaftsforschung bzw. der Umsetzung einer nachhaltigen Landschaftsentwicklung. Abgeleitet von den aktivitätsorientierten Prozessen des Multifunktionalitätsansatzes wird mit deren Hilfe der Versuch unternommen, übersektoral und ganzheitlich die Zusammenhänge und Wechselbeziehungen zu betrachten (WIGGERING, HELMING ET AL. 2005). Ziel ist es, die ablaufenden bzw. betrachteten Prozesse sowohl zeitlich als auch räumlich derart einzuordnen, dass die Wechselwirkungen möglichst umfassend berücksichtigt werden und damit eine Beurteilung und Prognose ihrer Entwicklung möglich ist (ebd.). Diese theoretische Sichtweise wurde im SENSOR-Projekt mit SIAT rechnergestützt umgesetzt (HELMING, SOBA ET AL. 2008).

Die Entwicklung derartiger Systeme wurde maßgeblich unter Zuhilfenahme von Methoden der Informatik und speziell durch die Entwicklung und Verbreitung Geographischer Informationssysteme (GIS) ermöglicht. In den vergangenen Jahren kamen Methoden der Informationsverarbeitung, wie Expertensysteme, Fuzzy-Techniken oder Neuronale Netze hinzu. Sprachlich formuliertes Sach- und Bewertungswissen kann auf diese Weise einer Formalisierung zugeführt werden und erweitert damit die Möglichkeiten des Modelleinsatzes und deren Realitätsnähe. Hinsichtlich der Modellentwicklungen zur Nachhaltigkeitsabschätzung sind dabei zwei Richtungen erkennbar. Die eine Richtung befasst sich mit der Entwicklung sektoraler Modelle und wendet diese auf spezifische Themengebiete an. Die andere Richtung hat zum Ziel, Modell-

systeme integrativ abzubilden. Dazu werden entweder Einzelmodelle in einem Modellrahmen verknüpft oder es werden Metamodelle erstellt, die auf Schätzfunktionen aus einem oder mehreren vorangeschalteten Modellverbänden zurückgreifen (SIEBER, MÜLLER ET AL 2008).

In der Vergangenheit sind eine Vielzahl rechnergestützter EUS modelliert worden. Ihnen gemein ist, dass sie Entscheidungsträgern auf verschiedenen Ebenen der Agrar-, Umwelt- und Kommunalpolitik ein Instrumentarium für die Wirkungsanalyse und Bewertung von Maßnahmen bereitstellen. Die inhaltliche Ausgestaltung der zugrunde liegenden Modellsysteme und Konzepte sind so vielfältig wie die Klassifizierungsmöglichkeiten und Anforderungen an diese. Die nachfolgend skizzierten EUS wurden hinsichtlich ihrer Charakteristika, wie z.B. dem zugrunde liegenden Modellkonzept, dem verwendeten Indikatorensystem, der räumlichen und zeitlichen Skala, der Übertragbarkeit auf andere Untersuchungsräume und dem Umsetzungsstand hin betrachtet. Durch die Analyse konnten Anknüpfungspunkte, Hinweise und Entwicklungsmöglichkeiten abgeleitet werden, die in die eigene methodische Entwicklungsarbeit einfließen. Sie wurden in der Literatur hinreichend beschrieben und diskutiert. Daher ist es nicht Ziel der Arbeit, diese Modelle nachfolgend zu bewerten.

#### **a) Integrated Tools for Ecological & Economic Modelling (ITE<sup>2</sup>M)**

ITE<sup>2</sup>M ist eine politikberatende, GIS-basierte Simulationsumgebung, mit deren Hilfe regionale Landnutzungsmuster vorhergesagt, Handlungsalternativen bewertet und Standortanalysen durchgeführt werden können. Je nach politikökonomischen und produktionstechnologischen Rahmenbedingungen ergeben sich unterschiedliche Muster der Landnutzung. In ITE<sup>2</sup>M sind unter anderem das Landnutzungsmodell ProLand (KUHLMANN, MÖLLER ET AL. 2002), das Biodiversitätsmodell ANIMO (STEINER 2002) und das hydrologische Modell Soil and Water Assessment Tool SWAT (ARNOLD, SRINIVASAN ET AL. 1998) integriert. ProLand dient vordergründig der Simulation ökonomisch optimaler Landnutzungsszenarien. ANIMO quantifiziert die Wirkungsweise verschiedener Nutzungsformen, den relativen Flächenanteil dieser Nutzungsformen und ihre räumliche Anordnung in der Landschaft auf den floristischen und faunistischen Artenreichtum der Untersuchungsregion. SWAT ist in der Lage den Wasser- und Stoffhaushalt (N, P, Sedimente) von Wassereinzugsgebieten zu simulieren.

#### **b) Multi-Objective Decision support tool for Agro-ecosystem Management (MODAM)**

MODAM (ZANDER 2003) liegt ein einzelbetrieblicher, ökonomisch-ökologischer Modellansatz zugrunde, mit dem Ziel, Effekte veränderter politischer Rahmenbedingungen

auf landwirtschaftliche Betriebe und die daraus resultierenden ökologischen Wirkungen zu simulieren (SATTLER, SCHULER ET AL. 2006). Mit Hilfe von MODAM werden umfassende Informationen über die Wechselwirkungen ökologischer und ökonomischer Aspekte von Landnutzungssystemen in Form von Trade-off-Funktionen generiert die auf Szenariorechnungen basieren. Diese Informationen dienen den Entscheidungsträgern auf den verschiedenen regionalen und landwirtschaftlichen, wie auch natur- und umweltschutzfachlichen Ebenen, ein besseres Verständnis für das Systemverhalten zu entwickeln und so zu besseren Entscheidungen im Sinne der nachhaltigen Entwicklung zu gelangen.

### **c) Sustainable Impact Assessment Tool (SIAT)**

Mit Hilfe von SIAT (SIEBER, MÜLLER ET AL. 2008) können die Auswirkungen verschiedener Landnutzungspolitiken auf Nachhaltigkeitsaspekte im regional vergleichenden Kontext dargestellt werden. SIAT ermöglicht politischen Entscheidungsträgern die Konsequenzen geplanter Politiken aufzuzeigen die aufgrund einer veränderten, multifunktionalen Landnutzung einer Region resultieren können. Für die Quantifizierung von Multifunktionalität werden Indikatoren zugrunde gelegt anhand derer die Auswirkungen für die nachhaltige Entwicklung abgelesen werden können. Viele der Indikatoren sind quantifizierbar und monetarisierbar. Die dadurch sichtbar gemachten möglichen externen Kosten einer multifunktionalen Landnutzung können dann einer politischen Entscheidung zugrunde gelegt werden.

### **d) Regional differenziertes Agrar- und Umweltinformationssystem (RAUMIS)**

Das Landnutzungsmodell RAUMIS (HENRICHSMEYER, CYPRIIS ET AL. 1996, THÜNENINSTITUT 2015) wurde zur Unterstützung der Markt- und Preispolitik der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU erstellt. In RAUMIS werden Landschaftsfunktionen im Sinne des Konzeptes der Multifunktionalität implizit operationalisiert. Die Zielzustände werden in Form von Umweltproblembereichen, Umweltqualitätszielen oder Leitbildern ausgewiesen, zu denen spezifische Indikatoren eine Messung und Bewertung ermöglichen.

### **e) Jena Adaptable Modelling System (JAMS)**

JAMS wurde am Lehrstuhl für Geoinformatik, Geohydrologie und Modellierung der Friedrich-Schiller-Universität Jena entwickelt (KRALISCH & P. 2006). Es handelt sich um ein Modellierungssystem welches qualitative und quantitative Aspekte des hydrologischen Kreislaufes abbilden kann. Es kann eingesetzt werden, wenn einerseits der aktuelle Zustand hydrologischer Systeme abgeschätzt und andererseits Management-

szenarien bewertet werden sollen. Ziel der Entwickler ist es, nach und nach ein integriertes EUS zu schaffen welches flexibel an veränderte Einsatzbedingungen angepasst und erweitert werden kann ohne dass modellspezifische Anforderungen erfüllt sein müssen. So werden nicht ganze Modelle sondern nur Modellkomponenten, z.B. hydrologische Prozesskomponenten integriert und zu einem Gesamtsystem zusammengeführt. Im System integriert sind Komponenten des Hydrologischen Modells J2000 sowie des Stofftransportmodells J2000-S, wobei die Simulation des N-Kreislaufes auf Basis der Modellkomponenten des Modells SWAT erfolgt (ARNOLD, SRINIVASAN ET AL. 1998).

#### 2.4.4 Unsicherheitsbetrachtungen

Ein Ziel der Anwendung von Modellsystemen, Entscheidungsunterstützungssystemen und Modellierungssystemen in der Nachhaltigkeits- und Landschaftsforschung ist es, Lösungsalternativen zur Landnutzungsoptimierung anzubieten (WENKEL & SCHULTZ 1999). Dazu müssen sie in der Lage sein komplexe Sachverhalte, wie z.B. die abiotischen Folgen veränderter Landnutzungen unter der Änderung des Klimas der kommenden Jahre, mit Hilfe von Simulationen zu untersuchen. Nur dann können sie wirksam Entscheidungsprozesse vorbereiten und unterstützen (REICHE & MÜLLER 1994; MÜLLER, FRÄNZLE ET AL. 1996).

Die Komplexität von Landschaften, die Unsicherheiten von Szenarien im Allgemeinen oder bspw. Klimaszenarien im Speziellen, die begrenzte Beobachtbarkeit ablaufender Prozesse und dadurch induzierter Datenunsicherheiten setzen der Modellierung und Modellanwendung jedoch Grenzen (WENKEL & SCHULTZ 1999) und implizieren selbst Unsicherheiten. Um dennoch belastbare und damit konsensfähige und verwendbare Ergebnisse zu erzeugen müssen Modellentwicklern und Modellanwendern mögliche Unsicherheitsquellen bekannt sein. Die Techniken der Validierung und Verifikation sind ein Weg Unsicherheiten zu reduzieren. Weitere Möglichkeiten werden in den nachfolgenden Ausführungen diskutiert.

Modelle zur Beschreibung landschaftsökologischer Prozesse können aufgrund der Komplexität der abzubildenden Systeme nur eine Abstraktion desselben sein (BOSSEL 1992; LESER 1997; DUTTMANN 1999). Daher müssen sie unweigerlich fehlerbehaftet sein. Wie in Tab. 13, Seite 54 aufgezeigt wird, können die Ursachen für derartige Fehler sehr vielfältig sein. Sie sind Grund dafür, dass es zu schlechten Übereinstimmungen von Modellvorhersagen und beobachteten Daten kommt. Die Kenntnis vielfältiger Unsicherheitsursachen, möglichst auch ihrer räumlichen und zeitlichen Variabilität, ist daher bei der Interpretation von Simulationsergebnissen unabdingbar. Sie sind ein wichtiger Bestandteil der Nachhaltigkeits- und Landschaftsforschung und sollten daher bei der Ergebnisinterpretation und dem nachfolgenden handlungsleitenden Entscheidungsprozess berücksichtigt werden.

Tab. 13 Ursachen für Unsicherheiten in den Arbeitsschritten der Modellbildung und -anwendung

<b>Arbeitsschritte der Modellbildung und -anwendung</b>	<b>Ursachen für Unsicherheiten</b>
Systemanalyse	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Dynamik von Parametern in Zeit und Raum</li> <li>– Messfehler und Messbarkeit von Parametern</li> <li>– Auswahl modellrelevanter Parameter</li> <li>– Komplexität und Heterogenität natürlicher und anthropogener Systeme</li> <li>– Unkenntnisse über ablaufende Prozesse und vorhandene Strukturen</li> <li>– Budgetierung von Kosten und zeitlichem Aufwand</li> </ul>
Modellierung/ Modellbildung	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Form der durchgeführten Systemanalyse</li> <li>– Abgrenzung des Modellzwecks</li> <li>– fehlende Definition physischer und systembedingter Modellgrenzen</li> <li>– Unterscheidung zwischen Daten, Informationen und Wissen</li> <li>– Verfügbarkeit hinreichend präziser Daten in adäquater Qualität und Quantität</li> <li>– unsachgerechte Formalisierung und Darstellung von Prozessen</li> <li>– unscharfe Definition der Aussagefähigkeit und des Aussage- bzw. Parameterbereiches der Simulationsergebnisse</li> </ul>
Modellwahl/ Modellanwendung	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Wahl eines ungeeigneten Modells</li> <li>– unsachgerechter Modelltransfer zwischen Skalen</li> <li>– unsachgerechter Datentransfer zwischen Skalen</li> <li>– Verfügbarkeit modell- bzw. skalenadäquater Daten nicht gegeben</li> </ul>
Experiment/ Simulation	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Anwendung numerischer und stochastischer Verfahren</li> </ul>
Ergebnisbewertung	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Defizite bei der Formalisierung der Bewertungsverfahren</li> <li>– Uneinheitlichkeit der Bewertungsmaßstäbe</li> <li>– Unsachgerechte Anwendung von Aggregationsverfahren</li> <li>– Integration interdisziplinären Wissens</li> <li>– Transformation der Ergebnisse auf unterschiedliche Skalen</li> </ul>

In den folgenden Kapiteln wird auf die mit der Modellierung und der Modellwahl/ Modellanwendung im Zusammenhang stehenden Unsicherheiten näher eingegangen. Eine Abgrenzung kann jedoch nicht streng voneinander erfolgen, da sich durch Ursache-Wirkungs-Ketten Überschneidungen ergeben.

#### **2.4.4.1 Unsicherheiten im Zusammenhang mit der Modellierung**

In Anlehnung an WENKEL & SCHULTZ (1999) können Unsicherheiten im Zusammenhang mit der Modellierung folgende Bereiche betreffen:

- Wahl eines problem- und skalenadäquaten inhaltlichen Abstraktionsniveaus.
- Wahl eines geeigneten Diskretisierungs- und Modellparametrisierungsverfahrens.
- Wahl eines geeigneten Modellierungsverfahrens.

Da die ersten beiden Punkte Einfluss auf die Modellwahl und die sich anschließende Modellanwendung nehmen, sind sie für die vorliegende Arbeit von Bedeutung. Sie werden nachfolgend näher betrachtet.

**a) Unsicherheiten im Zusammenhang mit der Wahl eines problem- und skalenadäquaten inhaltlichen Abstraktionsniveaus**

Die Auswahl und Festlegung eines geeigneten problem- und skalenadäquaten inhaltlichen Abstraktionsniveaus ist einer der ersten und entscheidenden Schritte der Modellierung. Sie bestimmt letztlich den Komplexitätsgrad der abgebildeten Prozesse, den Einsatzbereich des Modells und deren Anwendbarkeit sowie die erforderlichen Eingangsdaten und ihre Auflösung.

Die Eingangsdaten eines Modells unterliegen skalenabhängiger räumlicher Variabilität, die z.B. durch chemische oder biologische Aktivitäten oder durch geologische Gegebenheiten verursacht sein kann. Die Skalenfestlegung hat daher Einfluss sowohl auf die Wahl als auch auf den Abstraktionsgrad der Eingangsdaten. Stehen diese im Rahmen der Modellanwendung weder in der geforderten Art noch im erforderlichen Detaillierungsgrad zur Verfügung, resultieren Unsicherheiten aus der Ableitung der Daten aus anderen Datenquellen (WENKEL & SCHULTZ 1999) oder Skalenbereichen (vgl. dazu nachfolgende Abschnitte zur Skalierung und Regionalisierung im Rahmen der Modellanwendung). Dies hat wiederum Einfluss auf die Ergebnismenge der Simulationen. Je nach Fragestellung kann es daher sinnvoll sein die zu beschreibenden Prozesse auf unterschiedlichen Raum-Zeit-Skalen abzubilden und letztlich unterschiedliche Modelle zu entwickeln. Aus wirtschaftlichen und anwendungsbezogenen Gründen ist dies jedoch kaum möglich oder sinnvoll. Methoden des Modell- und Datentransfers stellen Möglichkeiten bereit Modelle dennoch auf unterschiedlichen Raum-Zeit-Skalen anzuwenden.

**b) Unsicherheiten im Zusammenhang mit der Wahl eines geeigneten Diskretisierungs- und Modellparametrisierungsverfahrens**

Eine weitere Quelle für Unsicherheiten liegt in der Wahl eines geeigneten Diskretisierungsverfahrens zur Erhebung bzw. Ableitung räumlicher Modellparameter. Die Wahl hat Einfluss auf die Anwendbarkeit des Modells und die Güte der raumbezogenen Simulationen. Bezüglich des Begriffes Modellparameter wird der Definition von WENKEL & SCHULTZ (1999) gefolgt, wonach es sich um Systemeigenschaften handelt die für einen bestimmten zeitlichen und räumlichen Ausschnitt keinen Veränderungen unterliegen, z.B. dem Grundwasserflurabstand. Sie werden in der Regel aus der Messung und Beobachtung von Zustandsvariablen, z.B. den Wasser- und Nährstoffgehalten oder den Artenzahlen abgeleitet oder geschätzt. Wie bereits bei der Festlegung eines problemadäquaten Abstraktionsgrades erwähnt, richtet sich auch in diesem Problem-bereich die Verfahrenswahl nach der Zielstellung der Modellierung, der geforderten Genauigkeit und der vorhandenen Datenlage. Bezüglich der Genauigkeitsanforderungen ist einerseits auf die Wirtschaftlichkeit im Zuge der Modellierung als auch Modellanwendung zu achten, wie u.a. in WENKEL & SCHULTZ (1999) diskutiert wird. Einer sehr

differenzierten Herangehensweise sind wirtschaftliche und anwendungsbezogene Ziele und Grenzen gegenüber zu stellen.

Hinsichtlich des Ableitungs- bzw. Diskretisierungsverfahrens unterscheidet man bei der Modellierung zwischen Verfahren die in einem unregelmäßigen oder regelmäßigen Stichprobenraster, in Form von Isolinien, Polygonen, Grids oder TINs (triangulated irregular network), die erforderlichen Prozessvariablen abbilden (Tab. 14). Diese Variablen können in kontinuierlicher und in diskreter Form vorliegen (ZHANG & GOODCHILD 2002). Beispielsweise liegen Klimadaten, wie Temperatur, Luftdruck und Niederschlag als in der Zeit kontinuierlich ablaufende Prozessvariablen vor die innerhalb eines Intervalls einen beliebigen Wert annehmen können. Hingegen handelt es sich bei der Bodenart um eine diskrete Variable, die im mathematischen Sinne endlich viele, in diesem Fall genau einen Wert innerhalb eines definierten Intervalls annehmen kann. Kontinuierliche, dynamische Prozessvariablen müssen, um modellierbar und simulierbar zu sein, in eine diskrete Folge von Zuständen umgewandelt werden. Sie müssen räumlich und zeitlich diskretisiert werden. Dies erfolgt unter Nutzung von Diskretisierungsverfahren bzw. Modellen zur Abbildung räumlicher Phänomene (Tab. 14, Seite 57). Die Abbildung der Variable bzw. ihrer Zustandsänderung erfolgt dann in diskreter Form. Auf diese Weise ist es möglich die zeitliche Veränderung der Variable in der vorgegebenen Form, z.B. an den Rasterpunkten, in bestimmten Zeitschritten zu messen. Zur Visualisierung wird die Darstellungsform zurückgenommen, so dass ursprünglich kontinuierliche Variablen auch als diese dargestellt werden können.

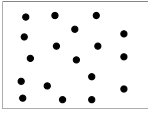
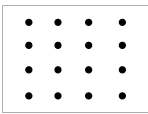
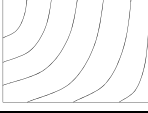

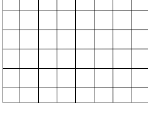
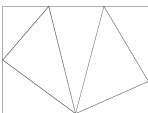
Für die GIS-basierte Erfassung, Modellierung und Analyse räumlicher Variabilität und zeitlicher Veränderung wird häufig das polygon- und das gridbasierte Vorgehen verwendet. Beide Verfahren haben anwendungsbezogene, spezifische Vor- und Nachteile, wie in



Tab. 15, Seite 58, gegenübergestellt und von HAKE, GRÜNREICH ET AL. (2002) diskutiert wird. Ein wesentlicher Unterschied besteht darin, dass beim polygonalen Modell (Vektormodell) das Polygon eine Struktur aus Strecken und Punkten besitzt, welchen andere Attribute zugeordnet werden können als dem Polygon selbst. Hingegen werden die Maschen (Rasterzelle, Pixel) eines gridbasierten Modells (Rastermodell) als eine flächenhafte Einheit mit homogenen Eigenschaften aufgefasst. Ihnen gemeinsam ist, dass mit ihnen sowohl kontinuierliche als auch diskrete Variablen erfasst werden können.

Unsicherheiten im Rahmen der polygonalen und gridbasierten Diskretisierung resultieren aus der Generalisierung der Variablen, aus der Ignorierung räumlicher Veränderungen innerhalb der Polygone oder Rasterzellen sowie aus der Klassifizierung mehrerer Eigenschaften - es wird nur die dominierende zugelassen (ZHANG & GOODCHILD 2002). Bei der gridbasierten Darstellung dominieren thematische, bei der polygonalen geometrische Unsicherheiten (FRITSCH, GLEMSER ET AL. 1998).

Tab. 14 Modelle zur Abbildung und Berechnung diskreter und kontinuierlicher Variablen

Modelle zur Abbildung räumlicher Phänomene	Diskrete Darstellungsform	Räumlicher Variablentyp	Beispiele
Unregelmäßig verteilte Einzelpunkte		diskret kontinuierlich	Bodenart, Vegetationsform, Daten einer Wetterstation auf einer Landeskarte, Vorkommen von Brutvogelnestern in einem landwirtschaftlichen Schlag
Regelmäßig verteilte Punkte		diskret kontinuierlich	Bodenart Niederschlagsmessnetz
Isolinien als Vektoren		kontinuierlich	Schallausbreitungslevel, Höhenlinien
Polygone als Gattungsflächen		diskret kontinuierlich	Landnutzungstypen, Siedlungsflächen, Gewässer Biotoptyp, Bodentyp
Grids in Form eines Netzes regelmäßig verteilter Rasterpunkte		diskret kontinuierlich	Grenzlinien Temperatur, Luftdruck
Dreiecksvermaschung (TIN= triangulated irregular network)		kontinuierlich	Topographische Punkte

Quelle: ZHANG & GOODCHILD 2002

Tab. 15 Gegenüberstellung der Vor- und Nachteile gridbasierter und polygonbasierter Datenstrukturierung

Vorgehen	Vorteile	Nachteile
Gridbasiert (Rasterzellen)	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Ist für Analysen geeignet, die den Raum als Kontinuum betrachten und Prozessmodelle in diesem nutzen und entwickeln.</li> <li>– Ist für die flächendeckende Erfassung der Variation räumlicher Prozesse geeignet.</li> <li>– Es sind logische und algebraische Operationen möglich (z.B. Flächenberechnungen).</li> <li>– Zahlreiche Daten liegen rasterbasiert vor und brauchen nicht gesondert digitalisiert zu werden.</li> <li>– Es ist eine exakte, raumbezogene Datenüberlagerung möglich, dadurch wird eine effiziente Durchführung thematischer Analysen und Auswertungen verschiedener Datenebenen möglich.</li> <li>– Eine begrenzte Anzahl von Datenformaten erleichtert die Datentransformation.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Einzelobjekte (z.B. punkthafte Objekte) können bezüglich ihrer Geometrie und Topologie nur näherungsweise (weder form- noch lagegenau) dargestellt werden.</li> <li>– Beschränkte geometrische Auflösung.</li> <li>– Speicherplatzbedarf bei Verzicht auf Kompressionsverfahren hoch (Speicherplatz wächst quadratisch mit Rasterauflösung).</li> <li>– Speicherung und Auswertung aller verwendeten Daten mit identischer Auflösung, dadurch jedoch begrenzte Genauigkeit der Informationen.</li> <li>– Eingeschränkte Quantifizierung der Informationen, durch häufige Verwendung ganzzahliger Zahlenwerte.</li> </ul>
Polygonbasiert (Vektoren)	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Ideale Datenstruktur zur Erfassung von Karten und Plänen.</li> <li>– Beliebig hohe geometrische Genauigkeit der Lage und Form darstellbar.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Hoher Anspruch an Präzision der Koordinatendaten.</li> <li>– Logische und algebraische Operationen sind im Vergleich zum gridbasierten Vorgehen wesentlich schwieriger durchführbar.</li> </ul>

Quelle: Eigene Zusammenstellung in Anlehnung an HAKE, GRÜNREICH ET AL. 2002

#### 2.4.4.2 Unsicherheiten im Zusammenhang mit der Modellwahl und Modellanwendung

Unsicherheiten im Zusammenhang mit der Modellwahl und Modellanwendung betreffen vor allem die folgenden Punkte:

- Verfügbarkeit skalenadäquater räumlicher Daten sowie Datentransfer (Skalierung) zwischen unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen.
- Wahl eines geeigneten Modells zur Lösung der Problemstellung sowie Modelltransfer (Regionalisierung) zwischen unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen.
- Fehlerfortpflanzung aus der Modellierung (Datenerhebung).

Die nachfolgenden Ausführungen basieren auf einer Literaturlauswertung und konzentrieren sich auf die ersten zwei Anstriche. Sie haben im Wesentlichen Einfluss auf die Güte der Simulationsergebnisse.

### **a) Unsicherheiten im Zusammenhang mit der Verfügbarkeit skalenadäquater räumlicher Daten sowie dem Datentransfer (Skalierung) zwischen unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen**

Die reale Verfügbarkeit skalenadäquater Daten stellt ein zentrales Problem sowohl in der Modellierung als auch der Modellwahl, -anwendung und -übertragung auf andere Skalenebenen dar (WENKEL & SCHULTZ 1999). Nicht selten werden Daten verwendet, die mit Hilfe verschiedener Skalierungsverfahren (Datentransferverfahren) an die modellierte Systemkomplexität und räumlich-zeitliche-Skala angepasst wurden (ebd.). Eine Vielzahl anwendungsbezogener Beispiele zu diesem Thema finden sich u.a. in STEINHARDT & VOLK (1999). Die erforderliche Detailgenauigkeit wird z.B. durch die Anwendung von Disaggregationsverfahren hergestellt. Umgekehrt können durch Mittelwertbildung oder Clusterung Daten einer höheren räumlichen Skala aus detailreicheren Daten einer niedrigeren Skala generiert werden. Nicht zuletzt kommen häufig Interpolationsverfahren zur Anwendung, um die flächenhafte Verteilung einer Variablen aus punktförmig vorhandenen aber unvollständigen Informationen über diese abzubilden (WENKEL & SCHULTZ 1999).

Unabhängig von der Verfahrenswahl resultiert aus dem Datentransfer eine Verschlechterung der Eingangsdaten (DIEKKRÜGER 1999). Damit verbunden sind Unsicherheiten in den Simulationsergebnissen. Eine entscheidende Frage im Zuge der Modellauswahl (vgl. dazu nachfolgenden Abschnitt zum Thema Modellwahl) und Unsicherheitsanalyse ist es daher, ob diese Fehler vor dem Hintergrund der zu beantwortenden Fragestellung akzeptabel sind.

Den Unsicherheiten kann zum Beispiel entgegen gewirkt werden wenn bereits bei der Modellierung ausschließlich allgemein verfügbare Gebietsinformationen verwendet werden, was bei problemspezifischen, lokalen Modellen schwierig ist. Andererseits sollte ein Modell auf einer definierten Skalenebene nur dann gewählt und angewendet werden, wenn die Daten die erforderliche Raum-Zeit-Skala tatsächlich erfüllen. Ebenso wichtig ist die Angabe der Methode des Datentransfers. Darüber hinaus sollten die Modellannahmen beschrieben und wenn möglich die damit verbundenen Unsicherheiten dargelegt werden (ebd.): Auf welcher Skala wurden die verwendeten Daten erhoben? Wurden sie gemessen oder geschätzt? Wie groß ist der Güteverlust geschätzter Daten? Wie wirken sich die Datenunsicherheiten auf die Modellergebnisse aus? Welche Parameter sind besonders sensitiv?

**b) Unsicherheiten im Zusammenhang mit der Modellwahl, der Modellanwendung und dem Modelltransfer (Regionalisierung) zwischen unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen**

Die Wahl eines geeigneten Modells beinhaltet immer eine problemorientierte, eine modellseitige und eine datenseitige Komponente (WENKEL & SCHULTZ 1999). Im Zusammenwirken nehmen sie Einfluss auf die Güte der Simulationsergebnisse. Um diese in einem definierten Genauigkeitsbereich zu gewährleisten, sollte der durch ein Modell definierte Modellzweck die eigentlich relevante Komponente der Modellwahl darstellen (ebd.). In der Realität erfolgt die Modellwahl jedoch häufig nach anderen Gesichtspunkten. So stellt die Verfügbarkeit von Daten und ihre mögliche Anpassung an den geforderten Skalenbereich im Abgleich mit den zur Verfügung stehenden Modellen häufig den Schwerpunkt der Modellwahl dar (ebd.). Dies kann zu den bereits im vorhergehenden Abschnitt dargestellten Problemen der Datenunsicherheiten führen, die sich bis zu den Simulationsergebnissen fortpflanzen und deren Zuverlässigkeit beeinträchtigen.

Die Abschätzung von Auswirkungen möglicher Landnutzungs- und Klimaänderungen auf z.B. hydrologische Prozesse oder die Ertragsleistung landwirtschaftlicher Kulturen wird in Zukunft sowohl auf lokaler als auch auf regionaler Ebene eine immer bedeutendere Rolle für die landschaftsplanerische, die ökonomische als auch politisch-strategische Entscheidungsunterstützung spielen. Mit Hilfe des Modelltransfers, der so genannten Regionalisierung zwischen unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalenebenen, ist es möglich, die Folgen derartiger Veränderungen regional differenziert herauszuarbeiten und in Landnutzungsstrategien umzusetzen. Die Kopplung von Modellen und Skalierungsverfahren ermöglicht die Abbildung gebietsdifferenzierter Szenarien. Bei der Verwendung des Begriffes Regionalisierung wird der Definition von WENKEL & SCHULTZ (1999) gefolgt. Die im Abschnitt zuvor diskutierte Skalierung ist in diesem Sinne eine Teilmenge der Regionalisierung. Ziel der Regionalisierung ist es, Modelle auf Skalenebenen zu verwenden, für die sie eigentlich nicht entwickelt wurden. Dazu gehört auch, die räumliche Auflösung der verwendeten Daten und erzielten Ergebnisse weitestgehend zu erhalten.

Die mit der Regionalisierung einhergehenden Unsicherheiten können beispielsweise aus der Nichtbeachtung der Anwendungsgrenzen des Modells und der Datenskalierung resultieren (DIEKKRÜGER 1999). Sie können zumindest umgangen werden gäbe es für jede Skale ein skalenabhängiges Modell. Wird angenommen, dass Prozesse, egal wie komplex und kleinräumig sie ablaufen, auf allen Skalen von Bedeutung sind, ist diese Vorgehensweise weder sinnvoll noch wirtschaftlich oder praktisch umsetzbar (ebd.). Umgekehrt wäre es aber auch aus rechentechnischer und wirtschaftlicher Sicht nicht sinnvoll die detaillierte Vorgehensweise der lokalen Ebene auf die regionale Ebene zu übertragen. Eine Datenreduzierung ist unumgänglich, um die Anwendbarkeit

des Modells sicher zu stellen. Doch genau durch diese Datenreduzierung treten Unsicherheiten auf die sich bis in die Ergebnisse der Simulationen fortsetzen und damit deren Zuverlässigkeit in Frage stellen. Daher spielt die Quantifizierung und Darstellung der Unsicherheiten im Rahmen der Regionalisierung die gleiche Rolle wie beim bereits diskutierten Datentransfer.

## 2.5 Diskussion

### 2.5.1 Forschungsstand

Die mit dem Biomasseanbau verbundenen Umweltwirkungen werden als ein gemeinsames Thema sozialer Diskussionen, politischer Entscheidungsfindung und wissenschaftlicher Forschung angesehen. Es wird erwartet, so MCBRIDE ET AL. (2011), dass sich der bereits hohe Anteil von Biomasse an der Energieerzeugung, national wie international, in den nächsten Jahrzehnten weiter erhöhen wird. Die damit verbundene Intensivierung der Landnutzung und der damit einhergehende Landnutzungswandel werden die Nachhaltigkeit des Agrarlandschaftssystems nennenswert beeinträchtigen. Einige Wissenschaftler glauben nicht an diese Entwicklungsprognose, andere hingegen prognostizieren, dass der Anbau von Biomasse für die Energieerzeugung eine Vielzahl bereits vorhandener Umweltprobleme weiter verschärfen wird, wie z.B. die Nährstoffverarmung der Böden, die Bodenerosion und den Biodiversitätsverlust (JORDAN, BOODY ET AL. 2007; WILLIAMS, INMAN ET AL. 2009). Diese Diskussionsdebatte wird seit langem geführt. FRITSCH, HENNENBERG ET AL. (2010) meinen, dass diese sich mit dem politischen Willen und der Verabschiedung politischer Regularien deckt, die Bioenergieproduktion und den Biomasseanbau nicht auf Kosten der Umwelt zu fördern. Dafür benötigen politische Entscheidungsträger jedoch wissenschaftlich fundiertes Wissen hinsichtlich der Effekte des Energiepflanzenanbaus.

Die ex-ante-Bewertung der Effekte von Anbausystemen, mit der Absicht der Einführung zielorientierter und nachhaltiger Landnutzungsformen, spielt eine Schlüsselrolle für die Akzeptanz neuer oder angepasster Managementverfahren im landwirtschaftlichen Betrieb (SULSER, DURYE ET AL. 2001; PACINI, WOSSINK ET AL. 2003). Dazu müssen derartige Bewertungen aber realistisch, multi-dimensional und vor allem effektiv sein. Dazu gehört, dass sie eine Vielzahl komplexer Wechselwirkungen verarbeiten können, gleichzeitig aber auch in der Lage sind, subjektive Ansichten zu berücksichtigen (PARK & SEATON 1996; ANDREOLI & TELLARINI 2000). Allen Aspekten kann eine ex-ante-Bewertung nicht in gleicher Art und Weise gerecht werden. Die Komplexität der Wirkungsstrukturen, mit ihren meist nicht linearen Verknüpfungen der Systemelemente, ist ohne Abstrahierung und Schwerpunktsetzung nicht abzubilden. BOSSEL (2004) fasst zusammen, dass Modellbildung und Simulation daher unentbehrliche Hilfsmittel sind die Welt zu verstehen und einen nachhaltigen Umgang mit ihr zu fördern.

Die ex-ante-Bewertung von Agrarlandschaftssystemen ist ein typisches Entscheidungsfindungsproblem welches die Nutzung von Methoden der Entscheidungsunterstützung erforderlich macht. Der AHP hat sich in vielen Anwendungen als geeignete Bewertungsmethode erwiesen. Genannt seien Arbeiten von ALPHONCE (1997); SCHMOLDT, KANGAS ET AL. (2001); SHRESTHA, ALAVALAPATI ET AL. (2004). Dabei ist unerheblich, um welche Zielstellung es im Einzelnen geht. Entscheidend ist, dass das Problem in einer Hierarchie aus Zielen, Kriterien und Lösungsalternativen strukturiert werden kann.

Der Fruchtfolgenanbau in der Landwirtschaft kann aufgrund seiner vielfältigen Umwelteffekte, seiner ökonomischen Relevanz und damit einhergehender sozialer Faktoren nur als multidimensionale Aufgabe betrachtet werden. Daher erfordert eine Bewertung die Berücksichtigung einer Vielzahl relevanter quantitativer und/oder qualitativer Ziele und Kriterien auf unterschiedlichen Mess- und Bewertungsebenen (MUNDA, NIJKAMP ET AL. 1995). Da diese Zielstellung in der Praxis nur unter Abwägungen und Schwerpunktsetzungen umsetzbar ist, schlagen SADOK, ANGEVIN ET AL. (2008) für eine effektive ex-ante-Bewertung Auswahlkriterien vor. Diese Kriterien schließen die methodischen Eigenschaften der gewählten multiattributiven Entscheidungsfindungsmethode mit ein.

Die Verwendung einer Entscheidungsunterstützungsmethode ist generell sinnvoll und geeignet sofern die Langzeiteffekte des Energiepflanzenanbaus bewertet und gleichzeitig regionale Entwicklungsziele berücksichtigt werden müssen. Für einen derartigen Anwendungsfall muss die Methode in der Lage sein, indikatorbasierte Modelle mit leitbildbasierenden, regionalen Entwicklungszielen zu verknüpfen.

Leitbilder sind geeignete Instrumente, um im Rahmen der Landschafts- und Regionalplanung Entwicklungsziele in einen übergeordneten, gesellschaftlich akzeptierten Kontext zu stellen. Eine derartige Orientierung übernimmt z.B. das Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung. Auf verschiedenen räumlichen und planerischen Ebenen und Kontexten beeinflusst es politische Akteure, wissenschaftliche Aktivitäten und unternehmerisches Handeln. Nicht zuletzt beeinflusst es die Wahl von Indikatoren zur Messung wesentlicher Veränderungen. Die Erstellung von Leitbildern erfolgt mit der Leitbildmethode. Ihre Entwicklung erfolgt in einem gesellschaftlichen Diskussionsprozess. Nur der gemeinsame Konsens über Entwicklungspfade und integrierte Strategien ermöglicht ihre erfolgversprechende Umsetzung.

Eine Vielzahl von Bewertungsansätzen wurde in der Vergangenheit entwickelt, um die landwirtschaftliche Nutzung auf nationaler und regionaler Ebene zu bewerten (vgl. NESS, URBELPIRSALU ET AL. 2007). Heute stehen mehrere integrierte Modelle zur Verfügung, welche auf der regionalen Landschaftsebene zur Vorhersage der Effekte des Fruchtfolgenanbaus auf die Umwelt und die Wirtschaft angewendet werden können,

z.B. das Modell MODAM von SATTLER, NAGEL ET AL. (2010) oder das Modell SEAMLESS von VAN ITTERSUM, EWERT ET AL. (2008). Allerdings fehlt ihnen der entscheidende Schritt, die Abwägung zwischen den Vor- und Nachteilen möglicher Effekte auf lokaler oder kleinskaliger Ebene und damit die Berücksichtigung subjektiver Ansichten und individueller, regionaler Schwerpunktsetzungen. Dieser Abwägungsschritt ist aber erforderlich, um lokale Entscheidungsträger in der Findung angemessener Entscheidungen zu unterstützen (MALKINA-PYKH 2002). Daher sind die Modelle nur bedingt geeignet einen leitbildorientierten, regionalen Entwicklungsprozess zu begleiten, wenn gleich eine Vielzahl guter Ansätze in die eigene methodische Arbeit einfließen kann.

### 2.5.2 Konzeptioneller Standpunkt

Konzeptionelle Vorüberlegungen hinsichtlich der Herangehensweise und der konkreten inhaltlichen Umsetzung einer ex-ante-Bewertungsmethode betrafen die Prüfung der Eignung und Verwendung:

- vorhandener Nachhaltigkeitskonzepte,
- vorhandener Indikatoren und Simulationsmodelle,
- von Möglichkeiten der Indikatorenaggregation,
- vorhandener ökologischer und ökonomischer Risiken und Chancen des Energiepflanzenanbaus und
- des Leitbildkonzeptes bzw. die Arbeit mit Leitbildern im Rahmen regionaler Entwicklungsplanungen.

Konzeptionell orientiert sich die Arbeit an der Herangehensweise des von den Forschungszentren der Hermann von Helmholtz-Gemeinschaft vorgelegten Nachhaltigkeitskonzeptes, dem HGF-Ansatz (KOPFMÜLLER, BRANDL ET AL. 2001, GRUNWALD, COENEN ET AL. 2001). Aufgrund seines integrativen Charakters hebt es sich von bislang die wissenschaftliche und politische Debatte bestimmenden dimensionsspezifischen Konzepten ab. Der entwickelte Regelsatz wurde als zielführender Analyserahmen für die regionale Entwicklungsplanung gewertet, weil er es vermag, die mit den bisherigen Konzeptionen verbundenen sektoralen und dimensionsspezifischen Sichtweisen zu integrieren und damit dem Ausgangspostulat des Brundtland-Berichtes zu entsprechen. Das universelle Regelwerk ist bewusst sehr breit und normorientiert angelegt, um in verschiedenen räumlichen, zeitlichen und sozialen Kontexten anwendbar zu sein. Eine lokale Kontextualisierung des Nachhaltigkeitsleitbildes ist insofern möglich, als das der top down-Ansatz mit einem problemorientierten bottom up-Ansatz kombiniert werden kann. Das Ziel der lokalen Operationalisierung des Leitbildes wird dadurch möglich, dass lokale Indikatoren identifiziert werden, die Veränderungen der Nachhaltigkeitsprobleme unter Bezugnahmen auf die entsprechenden Regeln abbilden. Daher orien-

tiert sich die methodische Grundlagenarbeit der Forschungsaufgabe am Nachhaltigkeitsregelwerk des HGF-Ansatzes. Die Gründe seien im Folgenden zusammengefasst:

1. Hinsichtlich der Operationalisierung des Nachhaltigkeitsleitbildes unterstützt er eine integrierte Herangehensweise. Dies wird mit Hilfe universeller Regeln erreicht, welche dimensionsübergreifend das Nachhaltigkeitsleitbild im Sinne des Brundtland-Berichtes und der Rio-Konvention operationalisieren.
2. Die definierten Regeln leiten sich aus einer umfassenden wissenschaftlichen Auseinandersetzung unterschiedlicher fachlich-disziplinbezogener Sichtweisen ab. Die jeweiligen Formulierungen versuchen dem aktuellen Wissensstand, allgemein anerkannten Konzepten und Kriterien Rechnung zu tragen. Damit kann auf einen umfassend begründeten Ansatz zurückgegriffen werden der auf Basis des aktuellen Forschungs- und Diskussionsstandes hergeleitet wurde.
3. Mit der Wahl des Indikatorensystems kann auf den gewählten konzeptionellen Standpunkt einer integrierten Sichtweise stringent aufgebaut werden.
4. Das Indikatorensystem stellt einen Fundus bereit aus dem für verschiedene Zwecke jeweils geeignete Indikatoren ausgewählt werden können. Damit kann dem Zweck Rechnung getragen werden, gesellschaftlich relevante Probleme und damit Indikatoren zu selektieren die nach Einschätzung der Gesellschaft spezifische Nachhaltigkeitsdefizite abbilden.
5. Die universellen Nachhaltigkeitsregeln bilden einen übergeordneten Rahmen zur Bewertung regional definierter Leitbilder. Die problemorientierte Herangehensweise mit Hilfe des Nachhaltigkeitsindikatorensystems ermöglicht die regionale Kontextualisierung.

Das Leitbildkonzept wurde als geeignet gewertet. Auf kommunaler Ebene, in Fachplanungen, generell im raumplanerischen Kontext, eignet es sich zur kritischen Auseinandersetzung mit der gegebenen Situation, zum „Hinterfragen“ des Ist-Zustandes. Im Ergebnis entstehen Leitbilder, die den Konsens über entsprechende Vorstellungen in einer größeren Gruppe wiederspiegeln, die Akteure zum Denken und Handeln veranlassen und letztlich die Entwicklung einer Region beeinflussen. Die Entstehung eines Leitbildes und deren konkrete Umsetzung sind jedoch vom Maß des Leitbildpotentials, von deren Plausibilität und Identifikationsmöglichkeiten abhängig (GIESEL 2007).

Die zu entwickelnde ex-ante-Bewertungsmethode soll dort einsetzbar sein wo wissenschaftlich fundiertes Wissen für regionale Entscheidungsfindungsprozesse benötigt wird. Gleichzeitig soll es den Erfordernissen einer zeitlich effektiven und dennoch multikriteriellen Bewertung gerecht werden. Nicht zuletzt können sich regionale Zielvorstellungen über die Zeit ändern, wodurch Leitbilder angepasst oder verworfen werden müssen, um Konsens und gemeinschaftliches Denken und Handeln sicherzustellen. All diese Anforderungen erfordern eine flexible Bewertungsmethode, die unabhängig der örtlichen Gegebenheiten und Erfordernisse angewendet werden kann. Gleichzeitig



muss sie transparent sein, um die Ergebnisakzeptanz zu gewährleisten und die aus den Analyseergebnissen resultierenden Empfehlungen in konkretes Handeln zu überführen. Ein monolithischer Ansatz, wie ihn viele integrierte Bewertungsmodelle haben, ist nicht geeignet, diese Ziele zu erfüllen. Ein derartiges Modell erfordert von Anfang an eine klare Vorstellung, welche Module es beinhalten soll, welche Effekte untersucht und anschließend bewertet werden sollen. Diese Vorgehensweise ist für die Arbeit jedoch nicht zielführend, wenngleich derartige Modelle für die politische Entscheidungsunterstützung ein sehr gutes wissenschaftliches Werkzeug sind. Eine geeignete Bewertungsmethode muss flexibel sein und bleiben. Je nach konkreter Ausgestaltung des Leitbildes sollte es möglich sein, die benötigten Modelle zu integrieren und damit die erforderlichen Informationen zu generieren. Eine direkte Verknüpfung von Modellergebnissen und regionalen Zielen liefert die erforderlichen Informationen mit welchen Entscheidungen und Empfehlungen abgeleitet werden können. Die erforderliche Flexibilität im Hinblick auf subjektive Schwerpunktsetzungen bleibt erhalten. Insofern ist eine neue Bewertungsmethode zu entwickeln, die sich zwar an der integrierten, nachhaltigen Bewertung von Landnutzungsänderungen orientiert, aber neue Akzente im Hinblick der Flexibilität, Anwendbarkeit und multikriteriellen Entscheidungsunterstützung setzt.

## **2.6 Folgerungen für das methodische Vorgehen**

### **2.6.1 Auswahl und Integration des Analytischen Hierarchieprozesses**

Die Auswahl der für das Projekt am besten geeigneten multiattributiven Entscheidungsmethode (MADM) basierte auf einem klassischen, wissenschaftlichen Abwägungsprozess. Eine Kombination technisch orientierter Argumente sowie die Kontroll- und Leistungsfähigkeit der MADM führte zur Auswahl des Analytischen Hierarchieprozesses (AHP).

Der AHP zeichnet sich im Gegensatz zu den anderen Verfahren insbesondere dadurch aus, dass er sich an hierarchisch strukturierten Situationen orientiert und problemlos an projektspezifische Erfordernisse angepasst werden kann. Diese gleichzeitig methodische Voraussetzung setzt eine tiefgründige Auseinandersetzung mit dem Bewertungsgegenstand voraus und kann vor allem in regionalen Leitbildprozessen zu einer beabsichtigten Diskussion führen. Diese Diskussion kann sich auf den gesamten Entscheidungsprozess positiv auswirken. Nicht zuletzt ist die Flexibilität der Bewertungsmethode eine dringliche Projektanforderung, da die regionale Situation sowie der partizipative Prozess zu anderen und/oder zusätzlichen Bewertungszielen als den exemplarisch verwendeten führen kann. Dem typischen multidimensionalen Charakter der

Bewertung von Fruchtfolgen kann mit dem AHP regionalspezifisch unter Berücksichtigung der technischen Realisierbarkeit Rechnung getragen werden. Eine angemessene und realistische Herangehensweise der ex-ante-Bewertung ist damit möglich.

Der AHP eignet sich für klar strukturierte Entscheidungssituationen in denen die Alternativenmenge und die Ausprägungen der Alternativen klar umrissen sind. Nur für solche Problemsituationen ist er in der Lage seine Präferenzen auf einer ordinalen Skala wiederzugeben. Dieser methodischen Anforderung konnte im Projekt und in der praktischen Anwendung Rechnung getragen werden.

Beim AHP handelt es sich um eine Präferenzmethode welche auf einem gebräuchlichen mathematischen Werkzeug, der Matrizenrechnung, basiert. Dadurch ist die Methode in der Lage, verschiedenartige Informationen zu verarbeiten und zu kombinieren. Dies wird als großer Vorteil gewertet, da es dadurch möglich wird, expertenbasierte, qualitative Urteile und quantitative Simulationsdaten zu integrieren und zu bewerten.

Die Entscheidungsregeln des AHP werden immer in gleicher Weise angewandt, unabhängig von den spezifischen Merkmalen des Bewertungsgegenstandes. Die Größe der Entscheidungshierarchie sowie die verwendeten Einzelmodelle bestimmen den technischen und zeitlichen Aufwand. Die Regeln sind für nicht erfahrene Entscheider schnell nachzuvollziehen. Das Anforderungsprofil an die am Entscheidungsprozess beteiligten ist niedrig, wenn der Bewertungsprozess selbst auch durch Experten durchgeführt werden muss. Die Nachvollziehbarkeit, die praxisorientierte Anwendung und die Kontrollfähigkeit der vorgenommenen Bewertungen wurden als positive Argumente für die Verwendung des AHP gewertet.

Bei der Nutzung des AHP ist zu berücksichtigen, dass der Aggregationsprozess zu einem Ausgleich zwischen den Kriterien führt (MACHARIS, SPRINGAEL ET AL. 2004). Dies begrenzt die Nutzung des AHP in der Berücksichtigung nicht vergleichbarer und sich bedingt kompensierender Kriterien. Die vollständige Kompensation schlechter Kriterienausprägungen durch gute ist insbesondere im Zusammenhang mit der Bewertung von Umweltkenngößen problematisch, da es keine naturwissenschaftlichen Grundlagen für eine solche Werthaltung gibt (GELDERMANN 1999). Dieser Nachteil des AHP muss bei der Erstellung der Entscheidungshierarchie berücksichtigt werden. Ferner sind die Ergebnisse des Ranking dahingehend kritisch zu hinterfragen.

Im Detail wurde der AHP der Nutzwertanalyse (NWA) gegenübergestellt. Für die Auswahl des AHP sprachen folgende technische und methodische Gründe:

1. Die Gewichtungsergebnisse des AHP sind im Vergleich zur NWA mathematisch präziser. Im Falle der Verarbeitung qualitativer Kriterien erfordert dies jedoch Matrizen-Multiplikationen, welche im Vergleich zur NWA mathematisch anspruchsvoller sind.

2. Qualitative und quantitative Informationen können mit dem AHP getrennt gewichtet werden, um mathematisch unkorrekte Skalentransformationen und Informationsverluste zu vermeiden. Während bei qualitativen Informationen die 9-stufige-Skala angewandt wird, um aus ordinal skalierten Daten metrisch skalierte Daten zu erzeugen, stehen für die Bewertung quantitativer Kriterien drei Arten der absoluten Bewertung zur Auswahl. Paarvergleichsurteile werden in diesem Fall auf der Ebene der Alternativenbewertung nicht gefällt. Die absolute Bewertung ermöglicht, je nach Informationsstand über die genauen Kriterienausprägungen, eine ohne Informationsverluste präzise Bewertung quantitativer Kriterien. In Abhängigkeit davon ob entweder hohe Ausprägungen der Kriterien oder aber niedrige Ausprägungen der Kriterien als vorteilhaft erachtet werden, stehen verschiedene Rechenoperationen zur Verfügung.
3. Im Vergleich zum mathematisch fundierten Vorgehen des AHP, werden bei der NWA sowohl qualitative als auch quantitative Kriterien mit Hilfe einer 2-stufigen-Skala aggregiert. Dadurch gehen gegebenenfalls verfügbare Informationen auf kardinalem Skalenniveau verfahrensbedingt verloren. Bei der Bewertung der Ausprägung quantitativer Kriterien empfiehlt sich die Anwendung des Verfahrens dann, wenn der Anwender über unpräzise Informationen oder Vorstellungen hinsichtlich der Höhe der Kriterienausprägungen verfügt. Für die Anwendung im Rahmen der zu entwickelnden Methode ist die relative Bewertung, insbesondere bei der Beurteilung quantitativer Indikatoren, als ungeeignet zu werten.
4. Der AHP lässt aufgrund der 9-stufigen-Skala breitere Bewertungen zu als die 2-stufige Skala der NWA. Dies wird als methodischer Vorteil gewertet. Die einzelnen Werte der Skala entsprechen inhaltlich sinnvollen Bedeutungen, die es erlauben, Aussagen über die Prioritäten abzugeben. Es wird eingeschätzt, dass Nutzer des AHP in einem angemessenen Zeitraum die Skalierung verstehen und anwenden können. Die 2-stufige-Skala wird als zu grob gewertet, wenn sie auch den Vorteil hat, überschaubarer zu sein.
5. Die differenzierteren Bewertungsmöglichkeiten des AHP haben zur Folge, dass Widersprüchlichkeiten in den Paarvergleichen auftreten können. Mit der Prüfung der Konsistenz ist es möglich diese aufzudecken. Die Offenlegung bzw. Sichtbarkeit unlogischer Bewertungen ist bei der NWA aufgrund der nur 2-stufigen Skala vergleichsweise gering. Die Qualität der Bewertungen ist damit aber nicht höher einzuschätzen als beim AHP. Vor allem wenn qualitative und quantitative Informationen verglichen werden besteht die Gefahr von unlogischen Urteilen. Diese werden bei der NWA nicht aufgedeckt.
6. Bei der praktischen Anwendung der NWA besteht die Gefahr, dass ein vereinfachtes methodisches Vorgehen verwandt wird das nicht den paarweisen Vergleich jedes Attributes mit jedem Attribut vorsieht. Diese methodische Flexibilität ist aus Praktikabilitäts- und Zeitgründen nachzuvollziehen und auch methodisch zulässig, erhöht aber die Gefahr der Inkonsistenz. Die methodischen Zwänge des AHP, in

jedem Arbeitsschritt Paarvergleiche durchzuführen, wird als Vorteil gewertet, die methodische Flexibilität der NWA als nicht transparent.

7. Beide Verfahren können in die ex-ante-Bewertungsmethode integriert werden. Der Anspruch an die rechentechnische Umsetzung und der damit einhergehende zeitliche Aufwand werden beim AHP im Vergleich zur NWA als deutlich höher eingeschätzt. Die vorhergehenden Argumentationen rechtfertigen diesen Mehraufwand jedoch.

Wenn auch der mathematische Anspruch und die technische Umsetzung des AHP im Vergleich zur NWA hoch sind, überwiegen die angeführten methodischen Vorteile. Herausgehoben sei das Potential quantitative Kriterien mit qualitativen Kriterien in einem einheitlichen, systematischen Bewertungsprozess zu erfassen und zu einem transparenten, mathematisch fundierten Gesamturteil zusammenzufassen.

### **2.6.2 Verwendung von Leitbildern**

Die Arbeit mit regionalen Leitbildern stellt eine wichtige konzeptionelle und methodische Hilfestellung beim Aufbau der ex-ante-Bewertungsmethode dar. Leitbilder unterstützen in der planerischen Praxis den gesellschaftlichen Zielfindungsprozess und lenken die Aufmerksamkeit auf diejenigen Bereiche die problematisch, entwicklungsfähig oder erstrebenswert sind. Mit Hilfe von Leitbildern ist es möglich, die aus ihnen abgeleiteten Indikatoren in einen übergeordneten Kontext, z.B. den einer nachhaltigen Entwicklung, zu stellen. Aus der konzeptionellen und methodischen Grundlagenarbeit konnte geschlussfolgert werden, dass die Verwendung von Leitbildern geeignet ist, landwirtschaftliche Nutzungsänderungen durch den Energiepflanzenanbau zu bewerten. Mit ihrer Hilfe wird das übergeordnete gesellschaftliche Ziel einer Region definiert, wodurch wiederum Bewertungen, welche Entwicklung positiv oder negativ ist, erst möglich gemacht werden. Insofern wurde das Leitbild in die methodische Entwicklung der Bewertungsmethode als Globalziel, als übergeordnetes „Problem“ eingebunden, welches es zu lösen gilt.

### **2.6.3 Verwendung von Indikatoren und Modellen**

Die Arbeit mit Indikatoren und die Möglichkeit ihrer Simulation mit Hilfe von Modellen stellt eine wichtige konzeptionelle und methodische Grundlage beim Aufbau der ex-ante-Bewertungsmethode dar. Ihre Verwendung zur Beschreibung des Umweltzustandes von Ökosystemen und Landschaften hat im Rahmen der Umweltpolitik Deutschlands große Bedeutung. Generell sind Indikatoren ein Instrument zur Konkretisierung der Umweltsituation und zur Operationalisierung von Nachhaltigkeitszielen. Ihre ge-

sellschaftliche Bedeutung erfahren sie als Kommunikationsinstrument und als Hilfsmittel der politischen und gesellschaftlichen Entscheidungsfindung. Ein wesentlicher Zweck ihrer Anwendung liegt in der Vorhersage möglicher Zukunftsgestaltungen.

Aus der konzeptionellen und methodischen Arbeit wurde geschlussfolgert, dass die Verwendung von Indikatoren und Modellen geeignet ist, landwirtschaftliche Nutzungsänderungen durch den Energiepflanzenanbau zu bewerten. Aus methodischer Sicht werden sie als Kriterien bezeichnet und wurden in die Entscheidungshierarchie eingebunden.

Die lokale Kontextualisierung des Leitbildes erfolgt in der Praxis durch Kombination eines top-down-Ansatzes und eines bottom-up-Ansatzes. Die Indikatoren werden einerseits aus der konkreten, räumlichen Problemsituation heraus gewählt (bottom-up), andererseits sind sie Ergebnis eines Auswahl- und Abwägungsprozesses (top-down). Dieser Abwägungsprozess schließt die Auswahl übergeordneter Ziele in Form von Landschaftsfunktionen ein. Als Landschaftsfunktion wird „die derzeitige und potenzielle Leistungsfähigkeit der Landschaft zur nachhaltigen Erfüllung menschlicher Ansprüche an den Naturhaushalt und an das Landschaftserleben“ verstanden (VON HAAREN 2004; BfN 2007). In der Landschaftsplanung hat sich die Verwendung von Landschaftsfunktionen etabliert. Sie ermöglicht die Operationalisierung des Systems „Naturhaushalt“ und damit die Bewertung der Wirkungen auf den Naturhaushalt. Die Funktionen bzw. Ziele verdichten die Einzelindikatoren, wodurch sie eine methodisch wichtige Zielvorstellung erhalten an derer ihre Bedeutung für das Ziel bzw. der Zielerreichung beurteilt werden kann. Erst diese Zielvorstellung, im Sinne eines Erhaltes der Funktionen, ermöglicht eine Bewertung dahingehend, welche Landschaftsentwicklung positiv oder negativ ist, welche im Sinne des Leitbildes ist und welche weniger.

An die Auswahl der Indikatoren werden in Anlehnung an die Ausführungen in Kapitel 2.3.1 die folgenden Kriterien gestellt:

- Repräsentativität bezüglich der wesentlichen Umweltprobleme der Landwirtschaft,
- nationale Kompatibilität im Hinblick auf deren Anwendbarkeit in verschiedenen Regionen,
- Zielfähigkeit bzw. Eindeutigkeit, in welche Richtung sich der Indikator bewegen sollte,
- Datenverfügbarkeit,
- vertretbarer Aufwand der Datenbeschaffung und
- Eignung zur Erfassung von Trends.

Durch die landwirtschaftliche Nutzung im Allgemeinen und den Energiepflanzenanbau im Speziellen gehen Wirkungen auf die abiotische und die biotische Umwelt aus. Darüber hinaus beeinflusst die Art und Weise des Agrarsystems sowie die erzielten Pflan-

zenerträge die Wirtschaftlichkeit eines Betriebes. Für Praxisanwendungen ist es erforderlich eine begründete Indikatorenauswahl zu treffen, um die Wirkungen möglichst aussagekräftig und dennoch effizient bewerten zu können.

Um die Wirkungen der landwirtschaftlichen Nutzung abbilden zu können, werden die Indikatoren mit Hilfe von Modellen simuliert. Für die Modellauswahl wurden Mindestanforderungen definiert. Diese betreffen die Eigenschaften der Modelle in Bezug auf:

- eine räumlich differenzierte Darstellungsmöglichkeit der Ergebnisse,
- die Abbildung sektor-bezogener Wechselwirkungen,
- kleinskalige Messskala und
- die Art der Modellergebnisse.

Alle im Untersuchungsraum bewirtschafteten Flächen müssen erfasst werden können. Zudem wird für die Ergebnisdarstellung im beschriebenen Anwendungsfall ein sehr kleiner Regionalisierungsgrad verlangt. Vor diesem Hintergrund wurden die nachfolgenden spezifischen Anforderungen für die Modellauswahl definiert:

- Verwendbarkeit bzw. Einsatzfähigkeit des Modells und Verfügbarkeit skalen-äquivalenter Daten in Bezug auf die Simulation der gewählten Indikatoren,
- Möglichkeit räumlich-differenzierter Simulationen,
- technische Verarbeitungsmöglichkeit von großen Datenmengen.

#### **2.6.4 Verwendung von Fruchtfolgen**

Auf landwirtschaftlichen Nutzflächen werden Ackerfrüchte in vielfältiger Kombination angebaut. Wesentliche Kennzeichen für den Ackerbau in einem Gebiet sind das Ackerflächen- und Fruchtartenverhältnis sowie die Fruchtfolgegestaltung. Während das Fruchtartenverhältnis den prozentualen Anteil der einzelnen Früchte am Ackerland widerspiegelt, gibt die Fruchtfolge die zeitliche Aufeinanderfolge der Feldfrüchte auf den gleichen Ackerschlägen wieder (KÖNNECKE 1967). Die verschiedenen Fruchtarten und die für sie erforderlichen Anbautechnologien stellen differenzierte Ansprüche an die Boden- und Standortbedingungen (LUTZE, LUZI ET AL. 2006). Da die Fruchtarten in unterschiedlicher Art und Weise auf die Böden einwirken werden Fruchtfolgen gestaltet. Nur so kann ein Standort möglichst ausgewogen genutzt werden. Daher werden je nach Standortqualität unterschiedliche Fruchtarten oder Fruchtartenglieder angebaut. Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass problematische Standorte, z.B. sehr bindige Bodenverhältnisse mit Vernässungsneigung, den Anbau bestimmter Fruchtarten gar nicht erlauben (z.B. Hackfrüchte). Andere Standorte wiederum eignen sich aufgrund ihrer guten Bedingungen für eine optimale Kombination von Fruchtarten. Dem ökonomischen Druck des Marktes folgend, kann es unabhängig der Standortqualität zur Konzentration auf profitable Fruchtarten kommen und damit zu Selbstfolgen von

drei oder sogar nur zwei Fruchtarten auf dem gleichen Ackerschlag. Damit wird langfristig gesehen nicht den klassischen Fruchtfolgeanforderungen entsprochen. Dies kann zu dramatischen Veränderungen des Landschaftsökosystems und seiner vielfältigen Funktionen führen.

Die Arbeit mit Fruchtfolgen ist täglicher Gegenstand der Bewirtschaftungsplanung landwirtschaftlicher Betriebe. Ihre Planung erfolgt mehrjährig und orientiert sich an den Standortgegebenheiten, den verfügbaren Anbautechnologien und Anbauerfahrungen eines Betriebes. Ihr Anbau hat weitreichende Effekte auf die Umwelt und die Wirtschaftlichkeit eines Betriebes. Die Fruchtfolgengestaltung einer ganzen Region, welche sich durch variable Standortverhältnisse auszeichnet, wirkt sich auf die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes aus und damit letztlich auf die nachhaltige Nutzungsfähigkeit der Naturgüter. Insofern eignen sich Fruchtfolgen sehr gut als Bewertungsgegenstand, um die Auswirkungen landwirtschaftlicher Nutzungsänderungen abzubilden, unabhängig davon, welche Fruchtarten und zu welchem Zweck sie angebaut werden. Aus methodischer Sicht werden sie als Alternativen bezeichnet und in die Entscheidungshierarchie eingebunden und damit der Bewertung zugeführt.

### **2.6.5 Berücksichtigung der Spezifik von Energiepflanzen**

Unter Energiepflanzen werden landwirtschaftliche Nutzpflanzen verstanden die mit dem Hauptziel einer Energienutzung angebaut werden. Ihr energetischer Einsatz kann in den Bereichen Wärme, Strom und Kraftstoffe erfolgen (MEYER, GRUNDWALD ET AL. 2007). Die Bezeichnung einer landwirtschaftlichen Nutzpflanze als Energiepflanze schließt nicht aus, dass diese Pflanze, z.B. Mais, auch für andere Zwecke wie die Nahrungs- oder Futtermittelproduktion geeignet ist.

Prinzipiell kommt für den landwirtschaftlichen Anbau von Energiepflanzen eine Vielzahl von Kulturpflanzen in Betracht. Dabei handelt es sich um bisher für die Nahrungs- und Futtermittelproduktion genutzte „traditionelle“ Hauptkulturarten, z.B. Raps für Biodiesel oder Mais für Biogas. Hinzu kommen, wenn auch bisher marginal in Deutschland bzw. Europa angebaut, sogenannte „alternative“ Kulturpflanzen, die speziell als Energiepflanzen angebaut werden, wie z.B. Sudangras, Zuckerhirse oder Miscanthus (TBA 2005). Im Hinblick auf die energetische Nutzung von Pflanzen werden die landwirtschaftlichen Anbausysteme im Hinblick auf Aussaat, Düngung, Pflanzenschutz etc. optimiert.

Das mit der ex-ante-Bewertungsmethode verfolgte Ziel der Integration von Energiepflanzen stellt weitreichende Anforderungen an die Datenbereitstellung im Hinblick auf mögliche Fruchtkombinationen, Nutzungspfade, Modellsimulationen und Analysemöglichkeiten. Diesen Anforderungen galt es in der methodischen Umsetzung und damit der Anwendbarkeit der Methode gerecht zu werden.

Für die Simulation, Analyse und Bewertung konventioneller Marktfruchtszenarien hat sich die Verwendung von Pflanzencodes etabliert. Die Erweiterung um Energiepflanzenarten stellt neue Anforderungen an eine derartige Codierung. Neben nutzungsunabhängigen Fruchtinformationen müssen nun auch nutzungsabhängige Informationen berücksichtigt werden. Nur eine eindeutige Codierung, der in einer Simulation verwendeten Fruchtart, erlaubt die eindeutige Identifikation der hinterlegten Eigenschaften, damit eine eindeutige Indizierung unabhängig von der Modellwahl, und eindeutige Analysemöglichkeiten.

Die Definition von Anbauoptionen, die neben konventionellen Marktfrüchten auch oder ausschließlich Energiepflanzen enthalten, erfordert die Verfügbarkeit modellspezifischer Inputdaten. Werden beispielsweise statistische Modelle verwandt, muss auch auf statistische Datenreihen zurückgegriffen werden können. Daher können nur Fruchtarten simuliert werden für die auch entsprechende Daten zur Verfügung stehen.

Aufgrund der Spezifik von Energiepflanzen wurde eine Code Syntax entwickelt (Abb. 7, Seite 73), welche auf vorhandenen Indizes aufbaut, diese erweitert und damit den Anforderungen an eine eindeutige Codierung nachkommt.

Moderne Fruchtfolgen des Energiepflanzenanbaus definieren den Fruchtertrag in unterschiedlichen Reifestadien, den so genannten BBCH-Stadien (KÜHN-INSTITUT 2001). Hier spielt in erster Linie die frühere oder spätere Verwendung der Frucht im Vergleich zur klassischen Marktfrucht, verschiedene Pflanzenteile bzw. die Verwendung der Ganzpflanze eine entscheidende Rolle für die Bewirtschaftung. Diese zusätzlichen Möglichkeiten müssen nicht nur in der Modellbildung berücksichtigt werden, sondern stellen auch andere Anforderungen an die Datenaufbereitung und -bereitstellung. Im Rahmen der Arbeit musste festgestellt werden, dass vorhandene Formen der Datenerhaltung und Datencodierung nicht den genannten Anforderungen genügten. In verschiedenen Projekten, wie MODAM oder pre-agro (PRE-AGRO 2015), wurde die Indizierung der Einzelfrucht unter Zuhilfenahme des Fruchtindex des deutschen Bundessortenamtes oder Anpassungen dieses vorgenommen. Der Index war für die Arbeit nicht ausreichend, weil er nicht eindeutig ist damit die Vergleichbarkeit von Früchten in verschiedenen Nutzungsrichtungen unmöglich macht. Damit war die Entwicklung eines eigenen eindeutigen Indexes zwingend erforderlich. Ausgangspunkt der eigenen Indexentwicklung bildete die aus dem Projekt MODAM zur Verfügung gestellte Datenbank. Sie basiert auf der Einteilung der Frucht nach Biotoptyp und Pflanzengruppe, indiziert aber den Index des Bundessortenamtes. Da dieser nicht eindeutig ist, wurde zur Beschreibung der Frucht ein eigener numerischer Indexbestandteil eingefügt, der den Vorteil der schnelleren Indizierung und somit den schnelleren Datenzugriff erlaubt.

Die Kombination der drei Bestandteile: (1) Biotoptyp, (2) Fruchtartengruppe und (3) Frucht lässt eine einfache eindeutige Indizierung der Fruchtart zu. Unter diesem



dreigliedrigen Index können alle nutzungsrichtungsunabhängigen Informationen zur Fruchtart abgelegt werden. Zur Beschreibung der nutzungsrichtungsabhängigen Größen wurden zwei weitere Indexglieder angefügt: (4) das BBCH-Stadium der Ernte und (5) die entsprechende Nutzungsrichtung. Die gesonderte Unterscheidung des BBCH-Stadiums und der Nutzungsrichtung ermöglicht es nun, nicht nur verschiedene Ertragsergebnisse abzubilden, sondern auch verschiedene Bewirtschaftungstechnologien bei verschiedenen Nutzungsrichtungen zu hinterlegen. Nicht zuletzt ermöglicht der so geschaffene Fruchtartenindex die in der konkreten Anwendung der Methode verwendeten Modelle differenziert zu bedienen. Ebenso lässt er eine weiterführende Verwendung mit umfangreichen statistischen Analysemöglichkeiten zu. Um die Kompatibilität mit vorhandenen Datenmodellen zu wahren, könnte der dreistellige Code (CCC) der Fruchtart z.B. durch den dreistelligen alphanumerischen Code des Bundesortenamtes, mit seinen Einschränkungen, ersetzt werden.

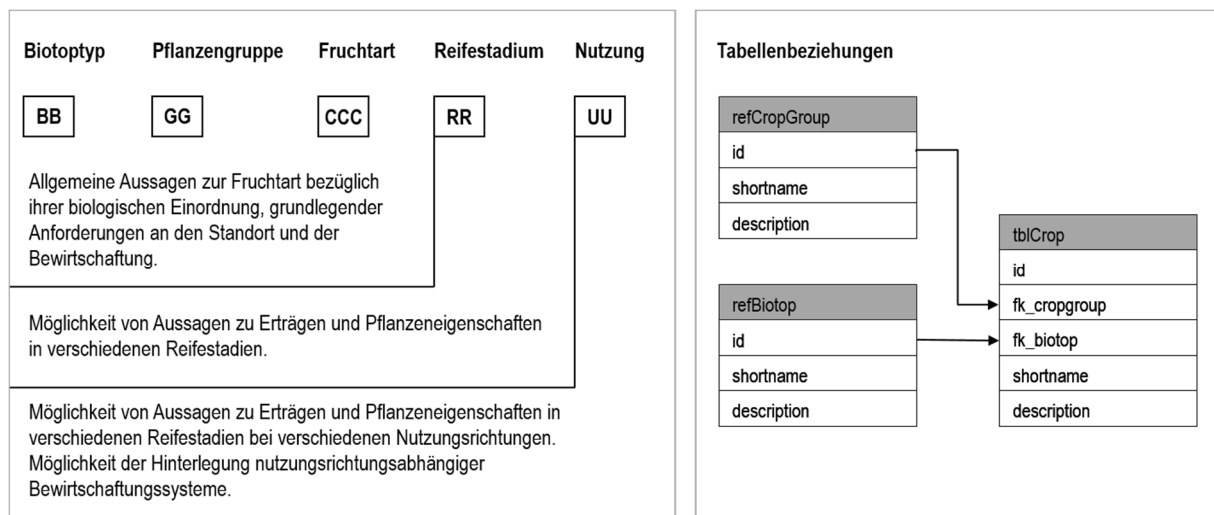


Abb. 7 Code Syntax

### 2.6.6 Bewältigung technischer Anforderungen

Die Lösung der Modellgleichungen in den Modellen sowie die angestrebte Harmonisierung und übergreifende Auswertung der Modellergebnisse, erfordert die Definition eines einheitlichen räumlichen Bezugssystems in Form eines Raum- und Zeitgitters. Zu diesem Zweck müssen alle Zustandsvariablen, welche als Polygondaten vorliegen, in eine Grid-Struktur konvertiert werden. Häufig liegen diese Daten jedoch in unterschiedlicher räumlicher Auflösung vor. Die Datenkonvertierung kann in geeigneten GIS-Softwarelösungen erfolgen.

Bei der Konvertierung vorliegender Polygondaten wird jeweils die Eigenschaft dem Grid zugeordnet welche den Schwerpunkt des Grids bestimmt. Die verwendeten Modelle betrachten dann jedes Grid (Layer) für sich und vernetzen die benachbarten Elemente nicht. Die Layer aller Eigenschaften sind hierzu deckungsgleich auszurichten. Für die einzelnen Simulationen werden die benötigten Eigenschaften aus überdeckenden Layern entnommen. Die Ergebnisse der Simulationen werden ebenfalls in Grid-Form ausgegeben. Dies ermöglicht die Verknüpfung der Ergebnisse der einzelnen Modellsimulationen und damit deren übergreifende Auswertung und Bewertung.

Für die angestrebte kleinräumige Auflösung wird ein horizontaler und senkrechter Gitterpunktabstand von 25 m empfohlen. Dieses relativ engmaschige Gitter gewährleistet, dass die Standortverhältnisse sehr differenziert in die Ergebnisanalyse einfließen können. Es sollte mindestens ein Vorhersagezeitraum von 30 Jahren gewählt werden, um eventuelle Einflüsse meteorologischer Klimaszenarien abbilden zu können.

Selbst im relativ engmaschigen Gitter von 25 x 25 m ist es nicht möglich alle kleinräumigen Vorgänge direkt zu simulieren. Viele Prozesse entziehen sich einer direkten Simulation mit Hilfe von Modellen. Nicht alle potentiell geeigneten Modelle sind für die Verarbeitung großer Datenmenge optimiert, was eine Datenverarbeitung sehr zeitaufwendig macht. Daher ist es in einigen Fällen notwendig, vor der Modellsimulation ein Präprozessing in Form einer Datenreduktion durchzuführen. Um die Datenmenge zu reduzieren werden alle Gridzellen und ihre Eigenschaften miteinander verglichen. Im Ergebnis werden neue, virtuelle Polygone mit denselben lokalen Informationen und Daten über den Simulationszeitraum generiert. Diese Technik reduziert die Zahl der Gridzellen ohne jedoch die Genauigkeit zu beeinträchtigen.

Um die Grenzen traditioneller Simulationssoftware zu überwinden, kann für die Zielumsetzung das integrierte Simulationswerkzeug SAMT (Spatial, Analysis and Modelling Tool) eingesetzt werden (MIRSCHER, WIELAND ET AL. 2006; WIELAND, VOSS ET AL. 2006; WIELAND, MIRSCHER ET AL. 2007). Die auf einem GIS basierende Software für Landnutzungsuntersuchungen wurde speziell für die Integration von Modellen verschiedener Wissenschaftsgebiete entwickelt. Im Rahmen der Modellierung ermöglicht sie die Einbeziehung von Expertenwissen und damit die Entwicklung von Fuzzy-Modellen. Die vorhandenen Schnittstellenfunktionen sind für die Verarbeitung und Organisation großer Datenmengen und unterschiedlicher Datenformate optimiert.

Wurden die Daten im Vorfeld der Simulation aggregiert, können sie mit einem Postprozessing wieder zurückgeführt werden. Um die entstandenen Datenmengen in eine verständliche Darstellungsform zu überführen, kann GIS-Software mit geeigneten freien Schnittstellen verwendet werden.

Eigens zur Vereinfachung der Bearbeitung der Forschungsarbeit wurde eine Werkzeugsammlung geschaffen. Die enthaltenen Einzelwerkzeuge und die Datenbank sind teilweise miteinander verknüpft. Folgende Möglichkeiten bietet diese Sammlung:

1. Er hält Werkzeuge für eine zeitliche Optimierung von Routineaufgaben im Prä- und Postprocessing bereit.
2. Er hält eine Pflanzendatenbank vor, so dass alle erforderlichen kulturabhängigen Daten für die Modellsimulationen zentralisiert vorliegen und kein "Datensammeln" erforderlich ist. Die Datenbank ist konsequent relational, so dass sie unter Verwendung des Referenzschlüssels jederzeit aktualisiert und erweitert werden kann.
3. Er unterstützt die methodisch erforderliche Zusammenführung aller Simulationsergebnisse und deren zeitliche und indikatorspezifische Gewichtung.
4. Er ermöglicht die rechnerische Aggregation der lokalen Prioritätenvektoren zu globalen Prioritätenvektoren.
5. Er ermöglicht mit Hilfe einer GIS-Software die Visualisierung der Ergebnisse.

## 3 Beschreibung der Methode

### 3.1 Überblick über die methodische Vorgehensweise

Die nachfolgend beschriebene Methode ist das Resultat eines umfangreichen wissenschaftlichen Diskurses. Sie kann dort eingesetzt werden, wo fundiertes Wissen für regionale Entscheidungsfindungsprozesse im Rahmen der Landschafts- und Regionalplanung benötigt wird. Der methodische Aufbau ermöglicht eine zeitlich effektive, multikriterielle Bewertung, die den Erfordernissen eines diskursiven, gesellschaftlich akzeptierten, regionalen Entwicklungsprozesses gerecht wird. Damit kann die Verwendung der Methode einen Beitrag zur nachhaltigen Landnutzungsentwicklung leisten und die Akzeptanz gesellschaftlich getragener Entscheidungen erhöhen (WERNER, WERNER ET AL. 2014).

In der Praxis erfordert jedes Leitbild einen Planungsrahmen mit einer Vielzahl individueller Ziele. Das Leitbild selbst kann jedoch nur solange verfolgt werden, so lange die Interessen der Nachhaltigkeit berücksichtigt werden (FELLNER & KOHL 1997). Daher muss die landwirtschaftliche Nutzung umweltfreundlich und in einer sozial akzeptierten Art und Weise erfolgen, die unter Berücksichtigung der lokalen Gegebenheiten geeignet ist. Basierend auf dieser Zielstellung wird ein Leitbild mit Hilfe von Zielen in Form von Landschaftsfunktionen, Indikatoren und Fruchtfolgen konkretisiert.

Die methodische Vorgehensweise unterteilt sich in fünf primäre Arbeitsschritte (vgl. Abb. 8, Seite 77):

1. Modellierung einer Entscheidungshierarchie,
2. Ermittlung lokaler Prioritätenvektoren der Ziele und Indikatoren,
3. Simulation der Fruchtfolgen,
4. Normalisierung der Fruchtfolgen und
5. Aggregation zu globalen Prioritätenvektoren und Ranking der Fruchtfolgen.

Mit Hilfe dieses Vorgehens werden dimensionslose globale Prioritätenvektoren ermittelt. Diese liefern Informationen darüber, wie vorteilhaft eine Fruchtfolge im Vergleich zu anderen Fruchtfolgen ist, ein regionales Leitbild zu unterstützen. Der Analytische Hierarchieprozess (AHP) ist Kernbestandteil der Methode. Er ermöglicht die Gewichtung qualitativer und quantitativer Informationen. Im Prozess müssen diese Informationen getrennt voneinander gewichtet und normalisiert werden. Erst im finalen fünften Arbeitsschritt werden die individuellen Ergebnisse mit Hilfe einer mathematischen Verknüpfung kombiniert.

Die Nutzung des AHP erfordert die Einhaltung der prozess-spezifischen Regeln des AHP. Diese Regeln betreffen:

- die Strukturierung des Problems,
- die Gewichtung der hierarchischen Elemente und Hierarchieebenen untereinander und
- die Normalisierung der Ergebnisse.

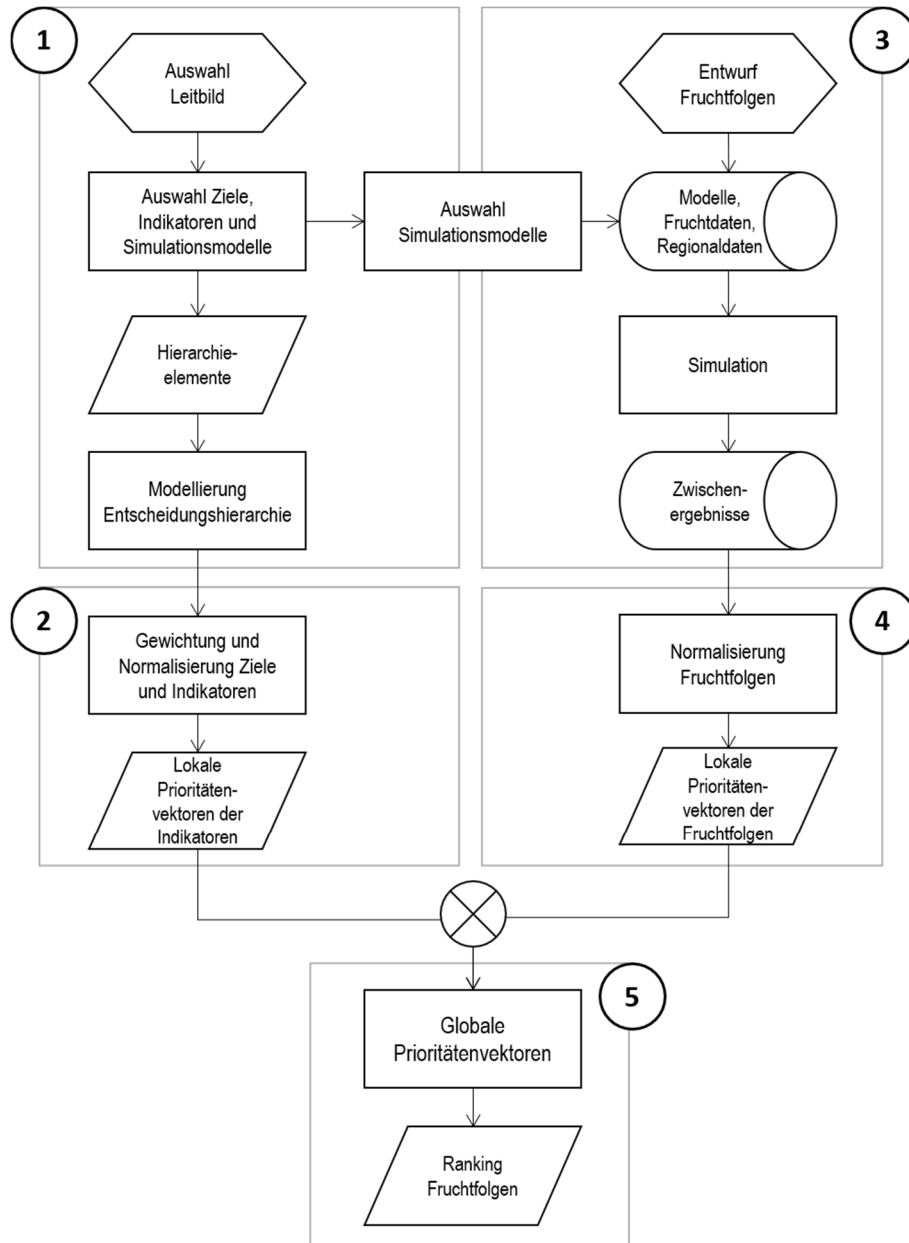


Abb. 8 Flussdiagramm der methodischen Arbeitsschritte 1 bis 5 mit dem Ziel der ex-ante-Bewertung von Fruchtfolgen

### 3.2 Modellierung einer Entscheidungshierarchie

Der erste methodische Schritt besteht in der Modellierung einer Entscheidungshierarchie. Deren Elemente müssen in einem vorhergehenden, regionalen Diskussionsprozess ermittelt werden - siehe dazu die Hinweise und Ausführungen in den Kapiteln 2.6.2 und 2.6.3.

- Die erste Hierarchieebene beinhaltet das übergeordnete Globalziel, das regionale Leitbild. Das Leitbild widerspiegelt die elementaren Interessen regionaler Entscheidungsträger.
- Die zweite Ebene enthält Ziele mit generellen Aussagen hinsichtlich regionaler Landschaftsfunktionen. Dabei handelt es sich um Landschaftsfunktionen, welche aufgrund der landwirtschaftlichen Produktion und seiner Auswirkungen auf die Umwelt sowie einer nachhaltigen Entwicklung der Region unter besonderer Beobachtung stehen müssen.
- Die dritte Ebene enthält operationalisierbare Kriterien in Form von Indikatoren, welche einen maßgeblichen Anteil am Erhalt der Landschaftsfunktionen haben.
- Die vierte Ebene enthält Alternativen in Form von Fruchtfolgen.

Nachdem die Elemente der Entscheidungshierarchie entsprechend der Abb. 9 geordnet wurden, können mit Hilfe des AHP die lokalen Prioritätenvektoren jedes Indikators im zweiten Arbeitsschritt ermittelt werden.

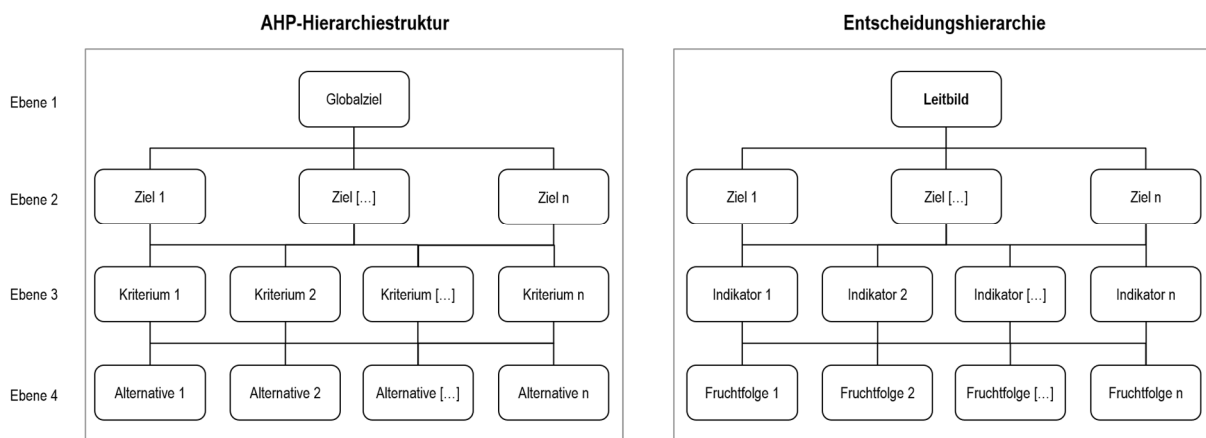


Abb. 9 Hierarchische Struktur in Anlehnung an SAATY (2002) (links) und Entscheidungshierarchie des Projektes auf vier Ebenen (rechts)

### 3.3 Ermittlung lokaler Prioritätenvektoren der Indikatoren

Der lokale Prioritätenvektor gibt die relative Vorteilhaftigkeit jedes einzelnen Indikators im Vergleich zu den anderen Indikatoren wieder, ein Leitbild zu erreichen. Die Ermittlung der Vektoren erfolgt in mehreren Einzelschritten, so wie es die AHP-Regeln vorgeben. Die Fruchtfolgen der Hierarchieebene vier bleiben aufgrund ihres quantitativen Inhaltes in diesem Arbeitsschritt unberücksichtigt (vgl. Abb. 10). Die Ermittlung der lokalen Prioritätenvektoren der Fruchtfolgen erfolgt auf Basis der Simulationsergebnisse im vierten Arbeitsschritt (vgl. Abb. 8, Seite 77).

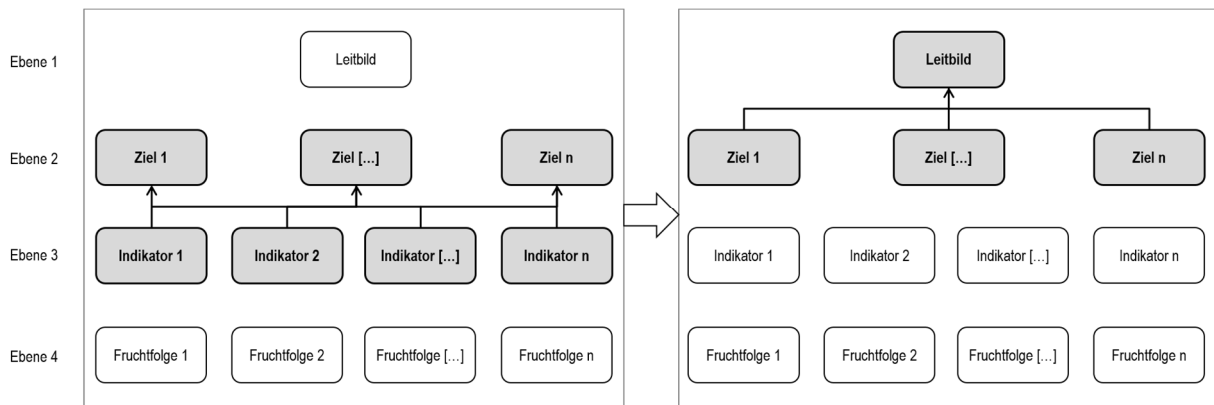


Abb. 10 Paarvergleiche

Um die lokalen Prioritätenvektoren der Indikatoren zu ermitteln, ist die Verwendung einer Bewertungsskala erforderlich (MEIXNER & HAAS 2002). Um eine Prioritätenbewertung verschiedener Hierarchieelemente vornehmen zu können werden Paarvergleiche durchgeführt. Die resultierenden Paarvergleiche  $a_{ij}$  ( $1 \leq i \leq n$ ,  $1 \leq j \leq n$ ) werden in einer *Matrix*  $P$  (Evaluationsmatrix, Abb. 11) mit den  $n \cdot n$  Elementen zusammengefasst (ebd.). Allgemein hat eine Evaluationsmatrix folgendes Aussehen:

$$P = \begin{pmatrix} & a_1 & a_2 & a_3 & \dots & a_n \\ a_1 & 1 & & & & \\ a_2 & & 1 & & & \\ a_3 & & & 1 & & \\ \vdots & & & & \ddots & \\ a_n & & & & & 1 \end{pmatrix}$$

$a_{ji} = \frac{1}{a_{ij}}$

Abb. 11 Evaluationsmatrix

In Anlehnung an SAATY (1980) werden die Paare auf einer 9-Punkte-Skala verglichen. Die Skalenwerte  $a_{ij}$  sind als Verhältniszahlen zu betrachten, wobei 1 den natürlichen Nullpunkt darstellt, so dass eine echte Intervallskala vorliegt. Die Beziehung der Skalenwerte, d.h. also die Wichtigkeit des  $i$ -ten Elements gegenüber dem  $j$ -ten Element, gestaltet sich wie folgt:

$$a_{ij} = \frac{w_i}{w_j}$$

Entsprechende Matrizen werden für eine Hierarchieebene in Bezug auf jedes Hierarchieelement der nächsthöheren Ebene generiert.

Um die lokalen Prioritätenvektoren der Indikatoren ermitteln zu können, müssen die Paarvergleichswerte der erstellten Matrizen normalisiert werden (Tab. 16). Hierfür wird das Verfahren der Eigenvektorberechnung verwendet (HAEDRICH, KUß ET AL. 1986).

Als erstes werden die Spaltensummen ( $c_i$ ) der Matrix bestimmt. Sie Summe wird anschließend auf 1 normiert, indem man jeden Paarvergleichswert durch die Spaltensumme dividiert. Anschließend werden aus der normalisierten Matrix die Zeilensummen ( $r_i$ ) gebildet und durch die Anzahl der Elemente dividiert, womit sich das Gewicht  $w_i$  für das jeweilige Hierarchieelement ergibt. Da es sich um Zwischenergebnisse handelt, wird je nach Hierarchieebene dann von Prioritätenvektoren der Landschaftsfunktionen oder Indikatoren gesprochen.

	Bewertungsmatrix				Normalisierung				$r_i$	Gewicht $w_i$
	$a_1$	$a_2$	...	$a_n$	$a_1$	$a_2$	...	$a_n$		
$a_1$	$a_{11}=1$	$a_{12}$		$a_{1n}$	$a_{11}/c_1$	$a_{12}/c_2$	...	$a_{1n}/c_n$	$r_1$	$w_1=r_1/n$
$a_2$	$a_{21}=1/a_{12}$	1		$a_{2n}$	$a_{21}/c_1$	$a_{22}/c_2$	...	$a_{2n}/c_n$	$r_2$	$w_2=r_2/n$
.	.	.		.	.	.		.	.	.
..	..	..		..	..	..		..	..	..
$a_n$	$a_{n1}=1/a_{1n}$	$a_{n2}$		$a_{nn}=1$	$a_{n1}/c_1$	$a_{n2}/c_2$	...	$a_{nn}/c_n$	$r_n$	$w_n=r_n/n$
$c_i$	$c_1 = \sum_{i=1}^n a_{i1}$	$c_2 = \sum_{i=1}^n a_{i2}$	...	$c_n$	1	1	...	1	$n$	1

Tab. 16 Prioritätenberechnung mit der Eigenvektormethode

Quelle: MEIXNER & HAAS 2002

Die ermittelten Prioritätenvektoren werden anschließend durch Multiplikation der Matrizen verknüpft (Tab. 17, Seite 81). Während *Matrix A* die Gewichte der Indikatoren in Bezug auf die übergeordneten Ziele zusammenfasst, werden in *Matrix B* die Gewichte der Ziele in Bezug auf das übergeordnete Leitbild aufgelistet. Im Ergebnis der Multipli-



kation erhält man für jeden Indikator einen individuellen lokalen Prioritätenvektor (*Matrix C*). Dieser gibt die relative Vorteilhaftigkeit jedes einzelnen Indikators wieder ein Leitbild zu unterstützen.

<i>Matrix A</i>	Gewicht					<i>Matrix B</i>	Gewicht $w_{L_i}$	<i>Matrix C</i>	Gewicht $w_i$
	$w_{Z1_i}$	$w_{Z2_i}$	$w_{Z3_i}$	$w_{Z[\dots]_i}$	$w_{Zn_i}$				
Indikator 1						Ziel 1		Indikator 1	
Indikator 2						Ziel 2		Indikator 2	
Indikator 3						Ziel 3		Indikator 3	
Indikator [...]						Ziel [...]		Indikator [...]	
Indikator n						Ziel n		Indikator n	

Tab. 17 Berechnung der lokalen Prioritätenvektoren der Indikatoren in Bezug auf das Leitbild

### 3.4 Simulation von Fruchtfolgen

Nach der Prüfung und Aufbereitung der Daten werden diese den ausgewählten Modellen übergeben. Die eigentliche Simulation der Einzelindikatoren erfolgt innerhalb der Modelle ohne gegenseitige Wechselwirkungen während des eigentlichen Rechenprozesses.

Um die Simulationsergebnisse untereinander gewichten zu können, muss für jeden Indikator ein gültiger Wert in der betrachteten Gridzelle vorliegen. Ist dies nicht gegeben, kann keine Auswertung erfolgen.

### 3.5 Normalisierung der Fruchtfolgen

Im vierten Arbeitsschritt werden die simulierten Indikatoreigenschaften jeder Fruchtfolge ( $b_{i_x}$ ) normalisiert und in den Bewertungsprozess integriert. Um die Normalisierung ausführen zu können, wird das Verhältnis zwischen den Daten einer Gridzelle und der Summe aller Gridzellendaten ermittelt. Im Ergebnis werden die lokalen Prioritätenvektoren jeder Fruchtfolge ermittelt ( $S_{i_x}$ ).

Abhängig davon, ob eine hohe oder eine niedrige Entwicklung der Indikatoreigenschaft als vorteilhaft bewertet wird, müssen zur Ermittlung der Vektoren unterschiedliche Rechenoperationen verwendet werden. Sofern ein hoher Wert gewünscht wird, wie z.B. eine hohe Grundwasserneubildungsrate, muss der Vektor  $S_{i_x}$  entsprechend der Formel 1, Seite 82, ermittelt werden. Dazu muss der Simulationswert durch die

Summe aller Simulationswerte aller Fruchtfolgen desselben Indikators, derselben Gridzelle und derselben Fruchtfolge  $x$ , für die Ergebnisse konstant für den Simulationszeitraum vorliegen, dividiert werden. Hohe Werte führen demzufolge zu hohen Vektoren.

$$S_{i_x}(y, k, l) = \frac{b_{i_x}(y, k, l)}{\sum_{x=R1}^{R4} b_{i_x}(y, k, l)}$$

$S_{i_x}$  = lokaler Prioritätenvektor der Fruchtfolge  
 $b_{i_x}$  = Simulationswert  
 Index  $i = \{\text{Indikator 1, Indikator 2, ...}\}$   
 Index  $x = \{\text{FF1, FF2, FF3, ...}\}$   
 Index  $y = \{2015, 2025, ... \}$   
 Indizes  $k = \text{Zeile } \{1, \dots, n\}$ ;  $l = \text{Spalte } \{1, \dots, n\}$  einer Gridzelle

Formel 1 Berechnung des lokalen Prioritätenvektors der Fruchtfolgen für eine Gridzelle in Abhängigkeit vom Simulationsjahr

Sofern niedrige Werte eines Indikators gewünscht werden, wie z.B. niedrige Raten der Nitratauswaschung, muss der Vektor  $S_{i_x}$  entsprechend der Formel 2 ermittelt werden. Hierzu wird mit dem reziproken Wert des Indikatorenergebnisses gerechnet, was im Ergebnis dazu führt, dass ein niedriger Indikatorenwert zu einem hohen Vektor und damit einem hohen Gewicht führt.

$$S_{i_x}(y, k, l) = \frac{\frac{1}{b_{i_x}}(y, k, l)}{\sum_{x=R1}^{R4} \frac{1}{b_{i_x}}(y, k, l)}$$

$S_{i_x}$  = lokaler Prioritätenvektor der Fruchtfolge  
 $b_{i_x}$  = Simulationswert  
 Index  $i = \{\text{Indikator 1, Indikator 2, ...}\}$   
 Index  $x = \{\text{FF1, FF2, FF3, ...}\}$   
 Index  $y = \{2015, 2025, ... \}$   
 Indizes  $k = \text{Zeile } \{1, \dots, n\}$ ;  $l = \text{Spalte } \{1, \dots, n\}$  einer Gridzelle

Formel 2 Berechnung des lokalen Prioritätenvektors der Fruchtfolgen mit dem Reziprokwert für eine Gridzelle in Abhängigkeit vom Simulationsjahr

Durch Einsetzen der Simulationsergebnisse in die Formeln 1 und 2 können die lokalen Prioritätenvektoren der Fruchtfolgen berechnet werden.

### 3.6 Aggregation zu globalen Prioritätenvektoren

Im fünften Arbeitsschritt werden die globalen Prioritätenvektoren der Fruchtfolgen ( $G$ ) ermittelt. Dieser Vektor bildet die relative Vorteilhaftigkeit jeder einzelnen Fruchtfolge im Vergleich aller Fruchtfolgen ab. Dazu werden die lokalen Prioritätenvektoren der Indikatoren ( $w_i$ ) mit den absoluten, lokalen Prioritätenvektoren der Fruchtfolgen ( $S_{ix}$ ) multipliziert und anschließend aufsummiert (Formel 3).

$$G(x, y, k, l) = \sum_i S_i(x, y, k, l) \cdot w_i$$

$G$  = globaler Prioritätenvektor der Fruchtfolge  
 $S_i$  = lokaler Prioritätenvektor der Fruchtfolge  
 $w_i$  = lokaler Prioritätenvektor des Indikators  
 Index  $i = \{\text{Indikator 1, Indikator 2, ...}\}$   
 Index  $x = \{\text{FF1, FF2, FF3, ...}\}$   
 Index  $y = \{2015, 2025, ... \}$   
 Indizes  $k = \text{Zeile } \{1, \dots, n\}$ ;  $l = \text{Spalte } \{1, \dots, n\}$  einer Gridzelle

Formel 3 Berechnung der globalen Prioritätenvektoren der Fruchtfolgen für eine Gridzelle in Abhängigkeit vom Simulationsjahr

Die Fruchtfolge mit dem höchsten Ergebnis wird als Vorteilhafteste bewertet. Ihr wird die größte Bedeutung für die Erreichung des Leitbildes beigemessen. Sie wird im Ranking an Position eins gesetzt. Die anderen Fruchtfolgen reihen sich entsprechend ihres Ergebnisses ein.

## 4 Anwendung der Methode

Nachdem die Methode entwickelt war, wurde sie am Beispiel der Untersuchungsregion Ziethen erprobt. Diese Region wurde ausgewählt, da sie sich in besonderer Weise als Beispielregion eignet. Ihre naturräumliche Ausstattung, ihre charakteristische Landschaftsformung, ihre kleinräumige, differenzierte Struktur und nicht zuletzt ihre Nähe zur Metropolregion Berlin machen sie seit vielen Jahren zu einem begehrten Untersuchungsraum der interdisziplinären Landschaftsforschung. Die Region übt eine wichtige Zulieferfunktion aber auch eine wichtige Rand- und Umgebungsfunktion als Naherholungsraum für Berlin aus. Seit vielen Jahrzehnten wird sie land- und forstwirtschaftlich genutzt. Bedingt durch natürliche und anthropogene Einflüsse wechseln sich Klein- und Großflächigkeit ab. Reich gegliederte Landschaftsstrukturen wechseln sich mit großflächiger Landbewirtschaftung ab. Besonders auffallend ist das räumliche Nebeneinander unterschiedlich stark durch den Menschen überformter Landschaftstypen mit Schutzfunktionen auf der einen und intensiven Produktionslandschaften auf der anderen Seite. Diese Ausdifferenzierung resultiert aus der unterschiedlichen naturräumlichen und sozioökonomischen Ausstattung der Region. Aufgrund sich stets wandelnder gesellschaftlicher Anforderungen, politischer Rahmenbedingungen, technologischer Optionen und naturräumlicher Potentiale, lässt sich für die Region keine klare Entwicklungstendenz der Landnutzung ausmachen. Die schwierige wirtschaftliche und demographische Situation wird voraussichtlich weiterhin verhindern, dass sich die Region klar zu einer produktionsorientierten oder einer lebensqualitätsorientierten Strategie positioniert. Die Entwicklung der Region wird davon abhängen, ob lokale Agrarunternehmen mehr als bisher auf die Integration in überregionale Märkte und Netzwerke setzen und sich damit weitgehend von der Region abkoppeln oder alternativ auf regional verwurzelte Entwicklungsansätze setzen. Der Ökolandbau, die Direkt- und Regionalvermarktung sowie der Naturtourismus sind Möglichkeiten, die lokalen Wertschöpfungspotentiale auszuschöpfen. Die Entwicklungsmöglichkeiten können sich zukünftig in der Entwicklung von regionalen Leitbildern widerspiegeln und damit einen gesellschaftlichen Diskurs auslösen.

Alles in allem macht die Charakteristik der Untersuchungsregion Ziethen sie zu einer begehrten Beispielregion landschaftsbezogener Forschung. Mit ihrer Hilfe lässt sich eine Vielzahl von Forschungsfragen bearbeiten. Deren Ergebnisse können dazu beitragen, den landschaftsbezogenen, modellorientierten Beobachtungsansatz weiterzuentwickeln.

Der regionale Diskurs zur Ermittlung der Hierarchieelemente konnte aus zeitlichen und organisatorischen Gründen nicht durchgeführt werden. Daher wurde ein exemplarisches Leitbild definiert, welches geeignet ist die Funktionalität der entwickelten Methode zu testen (WIGGERING & ENDE 2010). Dieses wurde mit Hilfe von Zielen in Form

von Landschaftsfunktionen, Indikatoren und Fruchtfolgen konkretisiert. Die Untersuchungsregion Ziethen, die vorbereitenden Arbeiten, die technische Umsetzung der Anwendung und die Ergebnisse werden in den folgenden Einzelkapiteln beschrieben.

## **4.1 Untersuchungsregion**

### **4.1.1 Landschaftsgenese**

Die Gemeinde Ziethen liegt im Nordosten des Norddeutschen Tieflandes, im norddeutschen seenreichen Jungmoränenland (Abb. 12, Seite 86). Das Norddeutsche Tiefland selbst ist Teil der mitteleuropäischen Tieflandebene. Die Oberflächenformen lassen sich im Wesentlichen auf glaziale und periglaziale Prozesse der Weichselkaltzeit zurückführen (LIEDTKE & MARCINEK 2002). Das Gebiet weist eine für Tieflandbereiche sehr reliefreiche Oberflächengliederung auf. Charakteristisch für die Region ist die oft überraschende Gegensätzlichkeit von bewaldeten Höhenzügen und offenen, flachwelligen Ackerschlägen, trockenen und sandigen Kiefernforsten und von Laubbäumen umsäumten, flachen, lang gestreckten Seen. Die aktuelle Landschaftsstruktur ist das Ergebnis der räumlichen und zeitlichen Wechselwirkungen zwischen den Geokomponenten einschließlich des Klimas sowie der anthropogen bedingten Landschaftsnutzung.

Landschaftsgenetisch erhielt die Region ihr markantes Aussehen durch die Gletschermassen der Pommerschen Staffel (ca. 12.000 v.u.Z.) mit den Endmoränenhügeln und den Stauchungsgebieten. Die Areale werden von hoher Reliefenergie und starker Hangneigung charakterisiert. Für das Landschaftsbild prägend sind die 112 m hohen Kernberge, südlich von Groß und Klein Ziethen. Die Sander- und Grundmoränenablagerungen vor und hinter den Endmoränenbögen formen die übrigen Flächen der Gemeinde.

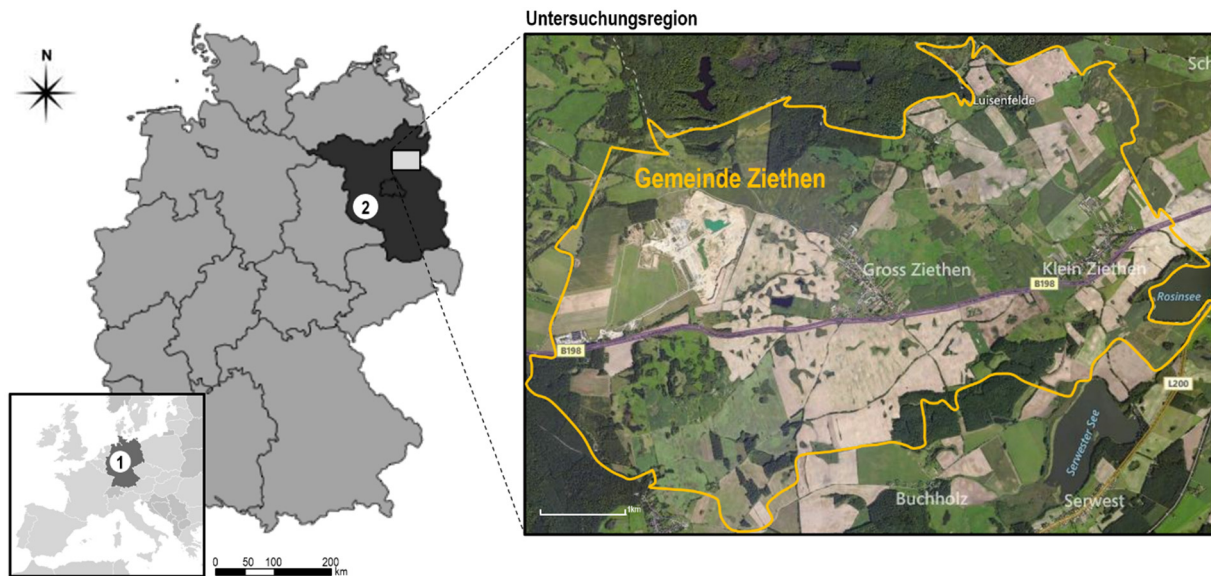


Abb. 12 Geographische Lage der Untersuchungsregion in Deutschland (1) und dem Bundesland Brandenburg (2)

Quelle: <http://www.bing.com/maps/?FORM=Z9LH3>

#### 4.1.2 Wasserhaushalt

Neben den geomorphologischen Gegebenheiten der Region, prägt besonders die bestehende hydrologische Situation die Gestalt der Landschaft. Sie ist im betrachteten Untersuchungsraum auf natürliche Vorgänge während der Eiszeit und des anschließenden Holozäns, auf räumliche und zeitliche Wechselwirkungen der Geokomponenten einschließlich des Klimas sowie der anthropogen bedingten Landschaftsnutzung zurückzuführen.

Die erosive Tätigkeit der Schmelzwässer der Gletscher hat entscheidend zur Entstehung von Becken und Niederungen und damit zur Entstehung von Mooren und Seen in der Region beigetragen. Das Becken des Ziethener Seebruchs und des Parsteiner Sees, beide in unmittelbarer Nähe zur Endmoräne gelegen, sind Zeugnisse der Schmelzwasserkräfte. Beide Becken werden als Gletscherzungenbecken bezeichnet. Typisches Merkmal ist eine große Fläche, viele Buchten und eine im Vergleich zu ihrer Größe relativ geringe Tiefe.

Die charakteristischen Ausstattungselemente der Jungmoränenlandschaft und das charakteristische Mosaik der Landschaft aus Ackerholformen, Feuchtgebieten und Seen, ist in der Untersuchungsregion vor allem durch meliorative Maßnahmen und durch die „Kultivierung“ der Landschaft nivelliert worden. Diese Veränderungen vollzogen sich in der Zeit vom 18. Jahrhundert bis in die 80er Jahre des 20. Jahrhunderts (PHILIPP 2006). Der Ziethener Seebruch, ursprünglich ein See, der eine Insel umspülte, mit ortansässiger Fischerei, wurde zunächst über offene Gräben zum Rosinsee ent-

wässert. In den 50er Jahren des 20. Jahrhunderts wurde die Dränung nochmals ausgebaut. Heute handelt es sich um einen Seebruch, welcher landwirtschaftlich über die Weidehaltung genutzt wird und 234 ha groß ist. Im 19. Jahrhundert begannen Landwirte „Bewirtschaftungerschwernisse“ auf ihren Feldfluren zu beseitigen. Zahlreiche Flächen wurden durch wasserbauliche und kulturbautechnische Maßnahmen „in Kultur“ gebracht. Gegenwärtig kann davon ausgegangen werden, dass fast alle Ackerholformen und Senken über Gräben und Drainagen an die Vorflut angeschlossen sind (ebd.). Durch den Bau von Gräben und Rohrleitungen wurden Kleinstezugsgebiete zusammengeschlossen und der Wasserabzug über die Vorfluter organisiert (CHMIELESKI 2006). Gegenwärtig sind vermoorte Senken relativ weit im Gebiet verbreitet. Es handelt sich dabei um tieferliegende Geländebereiche, die erst im Zuge von Grundwasseranstiegen zu feuchten Standorten wurden.

### 4.1.3 Klima

Die gegenwärtigen klimatischen Verhältnisse lassen sich als subkontinental charakterisieren. Die räumliche Verteilung der mittleren Jahrestemperatur des Untersuchungsgebietes lässt sich als zunehmender Gradient von Nord (8,2°C) nach Süd (8,5°C) beschreiben (MIRSCHER, LUTZE ET AL. 2006).

Mit den vorwiegend maritimen Luftmassen und einer mittleren Richtungsbeständigkeit westlicher Winde ist eine mittlere Jahresniederschlagsversorgung von ca. 600 mm verbunden (KÖSTNER & SURKE 2008), wobei die Niederschlagsverteilung und die Niederschlagshöhen aufgrund räumlicher Gegebenheiten sehr variabel sind. Die räumliche Verteilung der mittleren Niederschlagsversorgung lässt sich als Gradient von West (625 mm) nach Ost (585 mm) darstellen (MIRSCHER, LUTZE ET AL. 2006).

Analysen zum derzeitigen Trend der Klimagrößen aus Daten der Vergangenheit (Betrachtungszeitraum 1971 bis 2000) ergeben eine räumlich gering differenzierte Zunahme der Jahresmitteltemperatur von 1°C sowie geringfügige Änderungen der Jahresniederschläge (KÖSTNER & SURKE 2008). Für die Entwicklung der Vegetation und Pflanzenproduktion sind vor allem die erhöhten Frühjahrstemperaturen (+1,6°C) und die saisonale Verteilung der Niederschläge entscheidend. Letztere zeigen im Frühjahr und Sommer einen zunehmenden Trend (+10 bis 15%). Eine auffallende Differenzierung tritt im Herbst durch eine Niederschlagsabnahme von etwa -25% auf. Die Niederschlagsreduktion wird teils durch die Niederschläge im Winter mit Zunahmen um bis zu 20% ausgeglichen. Bleiben diese Trends auch in Zukunft erhalten, stellt sich die Frage, wie die ganzjährig vergleichsweise stabilen Niederschlagsmengen zur jeweils benötigten Jahreszeit für die Pflanzenproduktion verfügbar gemacht werden können. Vergleicht man die Niederschlagstrends mit regionalen Klimavorhersagen (ENKE, DEUTSCHLÄNDER ET AL. 2005) für Brandenburg im Zeitraum 2046-2055, ergibt sich ein anderes Bild. In allen Jahreszeiten wird eine Niederschlagsabnahme prognostiziert.

Räumliche Differenzierungen für den Herbst in der Untersuchungsregion fehlen bei den vorliegenden Prognosen. Für die Ableitung von Anpassungsmaßnahmen müssen daher stets die beobachteten lokalen und regionalen Trends und Gegebenheiten berücksichtigt werden.

#### 4.1.4 Boden

Die Gemeinde zeichnet sich durch eine sehr heterogene Landschaftsstruktur aus. Die Landnutzungsmuster sind typisch für eine Moränenlandschaft im Nordosten Deutschlands. Die wechselnden geomorphologischen Gegebenheiten begründen die wechselnden Standortparameter und Bodentypen (LUTZE, SCHULTZ ET AL. 2006). Die Einflüsse der Bewirtschaftung, des Klimas und der Witterung können eine Bodenlandschaft nachhaltig verändern. Dies spiegelt sich in aktuellen Bodenzustands- und Nährstoffinformationen der Untersuchungsregion wieder (ebd.). Allerdings können die vorherrschenden Standortparameter und die Witterungsverläufe die Bewirtschaftungseinflüsse und damit die negative Veränderung der Bodenlandschaft modifizieren bzw. puffern, wobei diese Potentiale sehr standortspezifisch sind, wie Untersuchungen des Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) in der Untersuchungsregion zeigten (ebd.).

Im gesamten Gebiet dominiert ein breites Band von Sand-, Tieflehm- und Lehm-Standorten (MMK-Standorttypen), die durch Moorbildungen im Ziethener Seebruch und den Senkenbereichen vervollständigt werden. Die staunassen Lehm- und Tieflehmstandorte liegen vor allem in den inneren Arealen der Untersuchungsregion. Hingegen befinden sich die grundwasserfernen Sand-, Tieflehm- und Lehmstandorte in den Randbereichen. Eine besondere Eigenschaft der Boden- und Standortverhältnisse ist neben der großen Breite der vorhandenen Bodenarten und -typen die kleinräumige Arealheterogenität. Dieses reliefbedingte Bodenmuster ist typisch für Moränenstandorte.

Durch ein vom ZALF durchgeführtes 10-jähriges Untersuchungsprogramm (1992-2001) konnten die Einflüsse des Fruchtanbaus und des Düngeregimes auf wichtige Bodenlandschaftsvariablen dokumentiert werden (LUTZE, SCHULTZ ET AL. 2006). In der Untersuchungsregion fanden im Untersuchungszeitraum gravierende Veränderungen in den Eigentums- und Bewirtschaftungsverhältnissen statt. Sowohl das Anbauspektrum als auch das Düngeregime wurden gravierend verändert. Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen deutlich die standortabhängigen Unterschiede im Pufferungs- und Nährstoffnachlieferungsvermögen der Böden. Um langfristig eine nachhaltige Bewirtschaftung auf allen Standorten sicher zu stellen, müssen die räumliche Variabilität, die aktuellen Ertragsentwicklungen unter Beachtung langfristiger Wandlungen im Bewirtschaftungsregime und die Witterungsunterschiede beachtet werden. Alle drei Einflusskomplexe stehen in einer Wechselbeziehung und können daher nicht einzeln



quantifiziert und statistisch ausgewertet werden. Geländemessungen und Modellsimulationen können nur den Gesamteffekt erfassen, sind aber unverzichtbar für eine nachhaltige Bewirtschaftungsplanung.

#### 4.1.5 Landschaftsnutzung

Die Flächengröße der Gemeinde beträgt 2.433 ha. Die wichtigsten Landnutzungsformen sind die Landwirtschaft mit 1.945 ha (80 %) und die Forstwirtschaft mit 202 ha (8,3 %) Flächenanteil. Mit dem Parsteiner See und weiteren größeren Seen nehmen die Wasserflächen 4 ha (0,16 %) einen beachtlichen Flächenanteil ein. Die Seen werden teilweise fischereiwirtschaftlich genutzt. Die landwirtschaftliche Nutzung hat sich vor allem auf den Grundmoränen etabliert. Das Grünland bzw. die Futtermittelproduktion hat auf den Moorstandorten seine Hauptverbreitung. Der relativ große Anteil von 30 % des Grünlandes an der landwirtschaftlichen Flächennutzung auf den Grundmoränen, resultiert aus den zahlreichen nassen bzw. vermoorten Senken und den Hanglagen. Waldstandorte sind auf den Endmoränen bzw. Stauchungsgebieten und auf den Hochflächensedimenten (Sandern) etabliert.

Die beschriebenen geomorphologischen Landschaftsstrukturen und die daraus hervorgegangenen Boden- und Standortverhältnisse waren bestimmend für die dominante Erschließung ackerbaulich genutzter Flächen. Zur genaueren Betrachtung der Landschaftsveränderungen seit der slawischen und deutschen Siedlungsperiode im 9. Jahrhundert bis in die Gegenwart, sei auf LUTZE & KIESEL (2006) verwiesen. Die Verteilung der land- und forstwirtschaftlichen Landnutzungsarten im Verhältnis zu den geomorphologischen Grundstrukturen wurde von LUTZE, LUZI ET AL. (2006) untersucht. Die Untersuchungen bestätigten, dass die aktuelle Landschaftsstruktur das Ergebnis der räumlichen und zeitlichen Wechselwirkungen zwischen den Geofaktoren und der anthropogen bedingten Landnutzung ist. Das breite Spektrum der natürlichen Standortbedingungen wird in Abb. 13, Seite 90 deutlich, in welcher die Verteilung der Ackerflächen nach Ackerzahl-Klassen dargestellt wird.

Die Einflüsse der nationalen und internationalen Agrarpolitik, die damit einhergehenden ökonomischen Rahmenbedingungen der Landwirtschaft sowie die gesellschaftlichen Verhältnisse der Untersuchungsregion spiegeln sich deutlich in der landwirtschaftlichen Anbaugestaltung wieder. Besonders die Einführung des Erneuerbare Energiegesetzes (EEG) im Jahr 2000 sowie die damit einhergehenden Förderbedingungen haben zu diesem Wandel beigetragen.

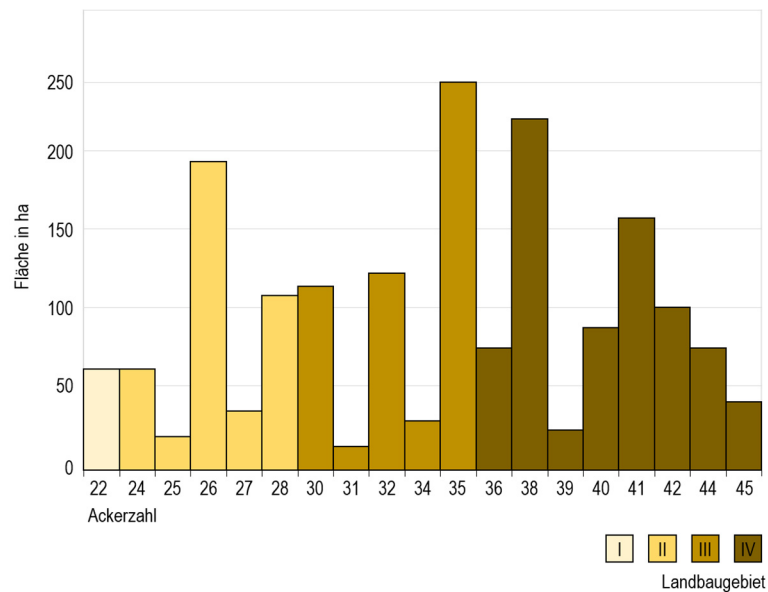


Abb. 13 Verteilung der Ackerflächen nach Ackerzahl-Klassen

Quelle: LUTZE, LUZI ET AL. 2006

Seit der Einführung des EEG ist in der Anbaustruktur eine deutliche Reduzierung der Fruchtartendiversität und eine Konzentration auf marktwirtschaftlich profitable Früchte zu erkennen. Der Anbau von Hackfrüchten wurde deutlich reduziert, der Feldfutteranbau sogar gänzlich mit der Einstellung der Tierproduktion aufgegeben. Aus Untersuchungsergebnissen des ZALF über einen Zeitraum von 30 Jahren (1975 bis 2004) ist besonders die Anbauentwicklung des Rapses hervorzuheben. Noch in den 70er bis 90er Jahren pendelte er mit 3-6% auf einem niedrigen Niveau, was den Standortanforderungen des Rapses entspricht. Mit der Einführung von Fördermöglichkeiten Ende der 90er Jahre wurde er zu einer profitablen Marktfrucht; er erlangte einen Anteil am Anbauumfang von 14%; wohl auch, weil es aus anbautechnischer Sicht unerheblich ist, welchem Verwendungszweck er zugeführt wird. Insgesamt haben die Untersuchungen gezeigt, dass die relativ große Vielfalt an Fruchtarten im Anbau verschwunden ist und sich der Getreideanteil deutlich erhöht an (LUTZE, LUZI ET AL. 2006).

Seit vielen Jahren ist die Gemeinde Ziethen ein bedeutendes Studiengebiet für die Landschaftsforschung. Um eine nachhaltige, regional akzeptierte Bewirtschaftung zu realisieren, unter derer die Landschaft und ihre Biodiversität erhalten bleibt, wurden eine Vielzahl regionaler Kooperationen geschlossen. Mit den Forschungsergebnissen und den Erfahrungen der regionalen Akteure können wissenschaftlich basierte Empfehlungen zur Landschaftsgestaltung und die Bewertung von Landnutzungspraktiken kritisch hinterfragt werden. Nicht zuletzt dienen die Untersuchungsergebnisse der Verifizierung von Simulationsmodellen. Aufgrund der langjährig bestehenden Zusam-

menarbeit liegen zahlreiche Grundlagendaten, Monitoring Daten und Forschungsergebnisse vor, von denen während der Entwicklung des methodischen Ansatzes profitiert werden konnte.

## 4.2 Vorbereitende Arbeiten

### 4.2.1 Leitbild

Die Erarbeitung eines Leitbildes ist ein methodisch umfassender Prozess welcher diskursiv angelegt sein sollte. Dies konnte im Rahmen der Arbeit aus organisatorischen und zeitlichen Gründen nicht geleistet werden. Daher wurde bei der praktischen Anwendung auf ein beispielhaftes Leitbild zurückgegriffen.

In Anlehnung an die vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft initiierte Fördermaßnahme „Bioenergie-Regionen“ (2009-2015), wurde das Leitbild „Nachhaltige Bioenergieregion“ gewählt. Dieses Leitbild unterstützt die Zielstellung, den Anteil erneuerbarer Energien an der Energieversorgung in Deutschland langfristig deutlich zu erhöhen. Entscheidendes Kriterium ist es allerdings, die Bioenergieerzeugung nachhaltig zu gestalten und die dafür erforderlichen Ressourcen effizient einzusetzen. Gerade für den ländlichen Raum entstehen dadurch Chancen im Bereich der Wertschöpfung, einer stabilen Energieversorgung und neuer Zukunftsperspektiven (HÜTTL, BENS ET AL. 2008).

Leitbilder müssen, um anwendbar zu sein, in Form von Qualitäts- und Entwicklungszielen präzisiert und räumlich konkretisiert werden (vgl. Kap. 2.2.1). Die Herleitung eines Leitbildes kann beispielsweise mit Hilfe des logisch-hierarchischen Modells erfolgen. Hierbei erfolgt eine schrittweise Präzisierung von der Bildhaftigkeit des Leitbildes über Leitlinien und Umweltqualitätsziele bis hin zu Umweltqualitätsstandards. Damit verlangt das Modell eine zunehmende Verbindlichkeit der Zielfestlegungen (vgl. Kap. 2.2.2). Diese Vorgehensweise ist gleichzeitig eine methodische Voraussetzung, um den AHP anwenden zu können. In der Praxis sollte die Konkretisierung und lokale Kontextualisierung des Leitbildes durch die Kombination eines top-down-Ansatzes und eines bottom-up-Ansatzes erfolgen (vgl. Kap. 2.6.3). Dies konnte in der erforderlichen Präzision unter Akteursbeteiligung nicht im Rahmen der Arbeit geleistet werden. Dennoch musste ein Auswahl- und Abwägungsprozess stattfinden, in deren Ergebnis regionale Ziele sowie Indikatoren ausgewählt wurden. Die Auswahl fand unter Selektion von Teilaspekten statt. Nur so kann die Fülle von Einzelinformationen dargestellt und kommuniziert werden, wenngleich das Vorgehen Unsicherheiten in sich birgt (vgl. Kap. 2.3.3).

### 4.2.2 Ziele und Indikatoren

Die Wirkungen der landwirtschaftlichen Nutzung im Allgemeinen und des Energiepflanzenanbaus im Speziellen, wurden in Form von Indikatoren abgebildet und im Hinblick auf den Erhalt regionaler Ziele sowie die Erreichung eines Leitbildes bewertet. Daraus konnte die Eignung von Fruchtfolgen und das Risiko einer Beeinträchtigung des Standortes oder mögliche positive Effekte ermittelt werden. Es sind keine speziellen Energiepflanzen-Indikatoren gewählt worden, da bei der Biomasseproduktion mit den gleichen Wirkungen wie bei der herkömmlichen ackerbaulichen Nutzung zu rechnen ist. Eine Übersicht der gewählten Ziel und Indikatoren im Hinblick auf Wechselwirkungen zwischen ihnen ist der Tab. 18, Seite 97 zu entnehmen.

Die Veränderung der Landnutzung durch den Anbau von Fruchtfolgen wirkt sich auf eine Vielzahl von Landnutzungsfunktionen aus (VON HAAREN 2004). Im Rahmen der Methode werden sie zu Zielen, wodurch ihre Bedeutung für die Erreichung des Leitbildes beurteilt werden kann. Für die Anwendung der Methode wurden die folgenden Ziele definiert:

#### **Erhalt der Wasserdargebotsfunktionen**

Die Wasserdargebotsfunktion bezeichnet die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes, nutzbare Grund- und Oberflächenwasser bereitzustellen (MARKS ET AL. 1989). Sie ist für die Abschätzung der Wasserversorgung der Ökosysteme und für Hinweise zu wirtschaftlich nutzbaren Wassermengen von Bedeutung. Die Wasserdargebotsfunktion ist eng mit den Inhalten der Grundwasserneubildungsfunktion verbunden. Das Grundwasserangebot wird in quantitativer Hinsicht von der Grundwasserneubildungsrate und in qualitativer Hinsicht vom Grundwasserschutz bestimmt. Beeinträchtigungen des Grundwasserangebots sind in quantitativer und qualitativer Art zu vermeiden. In der landwirtschaftlichen Praxis ist hier vor allem auf den Düngemittel- und Pestizidaustrag ins Grundwasser zu achten. Eine hohe Empfindlichkeit gegenüber Nutzungsänderungen weisen vor allem grundwassernahe Flächen auf, da die Nutzungen unmittelbar in den Wasserhaushalt eingreifen. Im Zusammenhang mit dem Energiepflanzenangebot können sich sowohl positive aber auch negative Veränderungen im Hinblick auf die Grundwasserquantität (Grundwasserversickerung) einstellen. Um negative Folgen zu vermeiden, sind Anbauverfahren zu wählen, die standortbezogene Empfindlichkeiten berücksichtigen (RODE & KANNING 2010).

#### **Erhalt der Bodenfunktionen**

Eine nachhaltige Entwicklung der Landwirtschaft erfordert den Schutz des Bodens als Produktionsgrundlage und die Erhaltung der Bodenfunktionen (TEBBE, ANDERSON ET AL. 2002). Die Bodenfunktionen stehen in Wechselwirkung mit weiteren Funktionen (§

2 Abs. 2 BBodSchG 2004). Diese betreffen die Lebensraumfunktionen (natürliche Funktionen), die Archivfunktionen, die Regulationsfunktionen und die Nutzungsfunktionen. Der Erhalt und die nachhaltige Sicherung der Bodenfunktionen ist erklärtes Ziel des BBodSchG. Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen sollen soweit wie möglich vermieden werden. Eine nachteilige Einwirkung auf den Boden kann z.B. durch Landnutzungsänderung hervorgerufen werden. In der Umweltplanung werden derartige Veränderungen auf Grundlage der aktuellen Bodenfunktionen bewertet (Ist-Zustandsbewertung). Durch die Bewertung erhält man Aussagen, welche Flächen aufgrund ihrer Empfindlichkeit in besonderem Maße vor Veränderungen geschützt werden müssen oder wo Nutzungsänderungen toleriert werden können (AD-HOC-AG-BODEN 2000). In der Landschaftsplanung wird die Leistungsfähigkeit der Böden hinsichtlich ihrer Bodenfunktionen ermittelt. Damit wird eine Abwägung und Wertung des Schutzgutes Boden durchgeführt, um die bestmögliche Planungsalternative zu ermitteln.

### **Ausschöpfung der Bioenergiepotentiale**

Hierbei handelt es sich im engeren Sinne nicht um eine Landschaftsfunktion, sondern vielmehr um ein konkretes Ziel, mit welchem das Leitbild „Bioenergieregion“ konkretisiert wird. Die Ausschöpfung und nachhaltige Nutzung der regionalen Bioenergiepotentiale sind ein wichtiger Aspekt für Regionen, welche ihren Energiebedarf zu einem großen Teil aus der eigenen Region decken möchten. Die gewonnene Unabhängigkeit trägt zur Sicherung der Energieversorgung und zur Stabilität der Energiepreise in der Region bei. Regionale Stoffkreisläufe können diese dezentrale Energieerzeugung komplettieren und die Wertschöpfung vor Ort erhöhen. Aus diesen Gründen haben sich in der Vergangenheit viele Regionen in Deutschland einer Initiative des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft, den so genannten „Bioenergie-Regionen“, angeschlossen.

Die nachfolgend beschriebenen Indikatoren wurden gegenüber anderen Indikatoren aus folgenden Gründen vorgezogen:

- Die Methoden zur Erhebung der Indikatoren sind umfassend publiziert.
- Sie sind geeignet, Standort- und Managementeinflüsse abzubilden.
- Für die Indikatorensimulation stehen alle erforderlichen Daten zur Verfügung oder können mit vertretbarem Aufwand beschafft werden.
- Sie eignen sich für die Erfassung von Trends.
- Mit den Indikatoren können repräsentative Aussagen getroffen werden, weil wichtige Agrar-Umweltbereiche erfasst werden. Nicht erfasst werden können mit dieser Auswahl die direkten Wirkungen auf die biotische Umwelt. Der Erhalt bzw. die Beobachtung der Biodiversitätsentwicklung stellt einen sehr wichtigen Umweltbereich dar, welcher im Rahmen der vorliegenden Arbeit nur indirekt erfasst werden konnte.

- Die Indikatoren eignen sich für eine leitbildorientierte Bewertung unter Nachhaltigkeitsgesichtspunkten als auch für die betriebliche Beratung und Optimierung.

Die Indikatoren wurden zur Abbildung der Umweltauswirkungen genutzt. Für die differenzierte, gridbasierte Vorhersage ökonomischer Potentiale wurde der Pflanzenertrag (Ertragserwartung) übernommen und in den primären Energiegehalt (GJ) umgerechnet. Dieser Indikator bestimmt maßgeblich die Akzeptanz von Fruchtfolgen aus ökonomischer Sichtweise.

Für die Bewertung der Veränderung des Landnutzungssystems durch den Anbau von Fruchtfolgen wurden die folgenden Indikatoren gewählt:

### **Bodenabtrag [t/(ha·a)]**

Bodenverdichtung, Flächenversiegelung und Bodenerosion stellen die wichtigsten Gefährdungen des Bodens in Deutschland dar. Um die Funktionen des Bodens zu erhalten, wird im Rahmen von Nachhaltigkeitsdiskussionen gefordert, Bodenabträge weitestgehend zu vermeiden (VAN CAUWENBERGH 2007), um die Funktionen des Bodens dauerhaft zu erhalten. Dazu ist es erforderlich, mit Indikatoren die Bodenerosion zu analysieren und zu bewerten.

Bodenerosion bedeutet, je nach Transportmedium, den Abtransport von Bodenmaterial durch Kräfte des Wassers und des Windes. In den meisten Fällen ist die Wassererosion bedeutender, weshalb die Erosion durch Wind in der hiesigen Betrachtung unberücksichtigt bleibt.

Die Landwirtschaft kann zu einer erheblichen Beeinflussung der Erosionsprozesse führen. Auf der Ebene des Betriebes sind verschiedene Faktoren verantwortlich: Zeitpunkt und Intensität der Bodenbearbeitung und Ernte, angebaute Fruchtart, Zeitraum der Bodenbedeckung und Bestandesstruktur. Daneben wird die Erosion durch die Landschaftsstruktur beeinflusst. Strukturelemente der Landschaft, das Relief sowie die Bodenbeschaffenheit sind unter dem Aspekt der Erosionsprozesse ebenfalls zu beachten. Um die Bodenabträge bzw. die potentielle Erosionsgefährdung angemessen bewerten zu können, müssen die potentiellen Bodenabträge räumlich differenziert abgebildet werden. Nur dann können gezielte Analysen durchgeführt werden.

### **Sickerwassermenge [mm/(ha·a)]**

Der Bodenwasserhaushalt wird durch meteorologische Faktoren und durch die Bewirtschaftung der Flächen beeinflusst. Speicher- und Leitfähigkeitseigenschaften der Böden sowie die Grundwasserneubildungsrate sind abhängig von der Bodentextur und dem Bodengefüge. Die Intensität der Bodenwasserausschöpfung ist bei jeder Kultur

unterschiedlich. Je nach Bestandeshöhe, Rauigkeit, Bodenbedeckung und Durchwurzelung verändert sich die Transpiration der Kulturen (ALLEN, PEREIRA ET AL. 1998). Die Verdunstung ist eine wichtige Größe im Bodenwasserhaushalt. Je länger die Vegetationszeit ist, desto länger findet Verdunstung statt (EHLERS 1996). Übersteigt die Verdunstungsrate die Niederschlagshöhen, kommt es zu einer negativen klimatischen Wasserbilanz, der Grundwasserzehrung (DVWK 1996). Niederschlag und Verdunstung bestimmen die Zusickerung (Sickerwasserrate) zum Grundwasser und damit die Grundwasserneubildung.

„Die Sickerwasserrate aus dem Boden ist als die Sickerwassermenge definiert, die den Boden (durchwurzelte Zone) unter Berücksichtigung des kapillaren Aufstiegs abwärts verlässt. Das dabei gebildete Sickerwasser füllt den Grundwasserspeicher auf und/oder verlässt die Sickerzone als Zwischenabfluss“ (BLA-GEO 2004). Sie wird durch den pflanzlichen Wasserverbrauch, die Niederschlagsrate und die künstliche Beregnung beeinflusst. Die Wassermenge, die tatsächlich die Grundwasseroberfläche erreicht, wird als Grundwasserneubildungsrate bezeichnet. Sie kann gleich oder kleiner der Sickerwasserrate sein (ebd.). Der Grundwasserhaushalt kann von der landwirtschaftlichen Nutzung an Standorten negativ beeinflusst werden, wo die Grundwasserneubildung allein durch Zusickerung erfolgt oder in Landschaften, in denen ein hoher Flächenanteil mit stark Wasser zehrenden Kulturen bestanden ist (RODE & KANNING 2010). Eine standortangepasste Bewirtschaftung, mit dem Ziel eines ausgeglichenen Bodenwasserhaushaltes, wird möglicherweise in Zukunft an Bedeutung zunehmen wenn durch den Klimawandel die Wasserverknappung in den Vegetationsperioden eintritt und damit ertragsbegrenzend wirkt.

### **Nitrat austrag im Sickerwasser [kg N/(ha·a)]**

Düngung erfolgt mit dem Ziel, Nutzpflanzen zu ernähren und die Bodenfruchtbarkeit zu erhalten oder nachhaltig zu verbessern (§1 DÜNGG 2012). Intensive Stickstoffdüngung, sowohl organisch als auch mineralisch, können über Abflüsse oder Bodenversickerung zu Einträgen in angrenzende Biotope sowie Oberflächen- und Grundwasser führen (GEIER, FRIEBEN ET AL. 1998). In Deutschland werden regelmäßig die Nitratgehalte des Grundwassers an Messstellen erhoben. Die Ergebnisse zeigen eindeutige Zusammenhänge zwischen der landwirtschaftlichen Nutzung und einer erhöhten Nitratbelastung. Auch wenn sich die Messstellen mit mittleren Nitratgehalten über der Qualitätsnorm von 50 mg/l schrittweise in den letzten 20 Jahren verringert hat, müssen weitere Einträge ins Grundwasser unbedingt vermieden werden (BMU & BMELV 2012).

Die Auswaschung von Nitraten ins Grundwasser ist abhängig vom Speicher- und Rückhaltevermögen der Böden. Je geringer dieses Vermögen ist, desto häufiger wird

das Bodenwasser ausgetauscht. Damit steigt die Gefahr des Nitrataustrages ins Grundwasser (JUNGMANN 2004).

Der Austrag von Stickstoff wird in der landwirtschaftlichen Praxis durch die Art, den Zeitpunkt und die Intensität der Düngung, die Bodenbearbeitung und Ernte, die Fruchtart und Fruchtfolge sowie den Zeitraum und die Intensität der Bodenbearbeitung beeinflusst (RODE & KANNING 2010). Da für eine direkte thermische Verwertung der Biomasseertrag von Energiepflanzen und nicht die Qualität des Produktes von Bedeutung sind, kann der Energiepflanzenanbau in einigen Fällen extensiver gestaltet werden als ein vergleichbarer Anbau für Nahrungszwecke. Die Gefahr der Nitratverlagerung ins Grundwasser kann durch den verringerten Stickstoffmitteleinsatz deutlich reduziert werden. Zudem kann auf die Qualitätsspätdüngung im Getreideanbau, welche das größte Gefahrenpotential für Nitratausträge darstellt, verzichtet werden (HARTMANN & KALTSCHMITT 2002).

### **Pflanzenertrag [t/(ha·a)], Primärenergiegehalt [GJ/(ha·a)]**

Der Pflanzenertrag ist einer der ökonomisch wichtigsten Faktoren landwirtschaftlicher Betriebe. Die Ertragspotentiale werden maßgeblich durch die Entzüge von Wasser und Stoffen aus dem Boden bestimmt. Sie sind aufgrund der Boden- und Klimaverhältnisse standörtlich limitiert. Gute Standortbedingungen lassen höhere Erträge und eine bessere Effizienz der Ausnutzung von Wasser und Nährstoffen durch Pflanzenbestände und damit geringere Umweltbelastungen durch die Landwirtschaft erwarten als ungünstige Bedingungen (MÜLLER, SCHINDLER ET AL. 2011).

Im Energiepflanzenbau hat der Pflanzenertrag eine hohe Bedeutung, da die Verfügbarkeit landwirtschaftlicher Flächen für deren Anbau begrenzt ist (MEYER, GRUNDWALD ET AL. 2007). Insbesondere bei der Ganzpflanzennutzung zur Biokraftstoffherstellung sind hohe Biomasseerträge relevant. Dazu werden neue Energiepflanzenarten gezüchtet, die wiederum eine Anpassung der landwirtschaftlichen Anbausysteme in Bezug auf die Fruchtfolgengestaltung, die Bodenbearbeitung, die Aussaat, die Düngung, den Pflanzenschutz und die Erntetechnik erfordern (ebd.).



Tab. 18 Übersicht gewählter Indikatoren und ihre Wechselwirkung auf Ziele des Leitbildes „Nachhaltige Bioenergieregion“

Indikatoren	Ziele				
	Erhalt der Bodenfunktionen	Erhalt der Wasserdargebotsfunktionen	Ausschöpfung der Bioenergiepotentiale der Region		
Sickerwasserrate	--	++	+		
Nitrataustrag im Sickerwasser	+	++	--	++	starke Wechselwirkung
Bodenabtrag durch Wasser	++	--	+	+	geringe Wechselwirkung
Pflanzenertrag	+	--	++	--	Keine Wechselwirkung

### 4.2.3 Modelle

Um die Wirkungen der landwirtschaftlichen Nutzung unter zukünftigen Landnutzungen abbilden zu können, müssen die in Kapitel 4.2.2 beschriebenen Indikatoren mit Hilfe von Modellen simuliert werden können. Die Modellauswahl erfolgte unter Berücksichtigung der in Kapitel 2.6.3 definierten Anforderungen sowie den naturräumlichen Eigenschaften der gewählten Untersuchungsregion. Wird die Methode in einer anderen Region angewandt, kann es aufgrund der vorgenommenen Indikatorenauswahl und der regionalen räumlichen Bedingungen zu einer anderen Modellauswahl kommen. Auf eine detaillierte Beschreibung der methodischen Grundlagen, die Anforderungen an die Modellverwendung und die benötigten Eingangsparameter wird weitgehend verzichtet. Die Modelle wurden bereits umfassend in der Literatur beschrieben. Auf entsprechende Quellen wird im Text verwiesen.

### Bodenabtrag durch Wasser

Für die Simulation des Bodenabtrags durch Wasser wurden zahlreiche Modelle entwickelt, z.B. das Erosionsmodell EROSION 2D/3D nach SCHMIDT, WERNER ET AL. (1996). Für die Anwendung der Methode wurde ein regionales Erosionsmodell gewählt, welches auf der allgemeinen Bodenabtragsgleichung, der ABAG basiert (KA5 2005) und sich an der DIN19708 (2005) orientiert (Formel 4, Seite 98). Das ABAG-Modell wurde umfassend von RENARD, FOSTER ET AL. (1997) beschrieben.

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P$$

$A$  = gesamter mittlerer jährlicher Bodenabtrag [t/(ha·a)]

$R$  = Faktor der Erosivität der Niederschläge

$K$  = Faktor der Erodierbarkeit des Oberbodens

$L$  = Faktor der erosionswirksamen Hanglänge

$S$  = Faktor der Hangneigung

$C$  = Faktor der Bodenbedeckung und Bodenbearbeitung

$P$  = Faktor der angewendeten Bodenschutzmaßnahmen

#### Formel 4 Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (ABAG)

Das Erosionsmodell ist ein regionales Modell, das überschlägig den mittleren langjährigen Bodenabtrag ( $A$ ) einer Region unter dem Einfluss des Klimawandels berechnet. Die allgemeine Anwendbarkeit, die Validität des Modells sowie deren Sensitivität gegenüber den landwirtschaftlichen Tätigkeiten waren Gründe der Auswahl. Die ABAG gilt als das am besten an deutsche Verhältnisse angepasste Modell, welches mit vertretbarem Parametrisierungsaufwand einsetzbar ist (GRIMM & HÜLSBERGEN 2009). Da eine Gewichtsangabe des mittleren jährlichen Bodenabtrags eine dem gewählten Maßstab und der Datengrundlage unangemessene Genauigkeit vortäuschen würde, muss in der räumlichen Analyse eine Klassifizierung der Erosionsgefährdung in Gefährdungsstufen erfolgen, wie beispielsweise in Tab. 19 vorgeschlagen.

Tab. 19 Kennwertklassifizierung des mittleren jährlichen Bodenabtrags

t/(ha·a)	Gefährdung
0	keine
<1-<5	sehr gering
5-<10	gering
11-<15	mittel
15-<30	groß
30-<55	sehr groß
>55	äußerst hoch

Das Erosionsmodell nutzt als Bodendaten die mittelmaßstäbige landwirtschaftliche Standortkartierung (MMK), speziell den Standortflächentyp. Das verwendete digitale Höhenmodell hat eine Rasterauflösung von 100 m. Die Niederschlagsdaten werden einer Klimadatenbank entsprechend des gewählten Simulationszeitraumes entnommen. Die Rechnung gilt für eine Diskretisierung von einem Jahr, da die Niederschlagssumme von einem Jahr in die Berechnung von  $R$  eingeht. In der hiesigen Modellan-

wendung flossen die Daten des Klima-Regionalisierungsmodells WETTREG (Emissionsszenario A1B) in die Berechnungen ein (KREIENKAMP & ENKE 2006, ENKE, DEUTSCHLÄNDER ET AL. 2005), wobei die Normalvariante als Modellinput ausgewählt wurde.

Aus dem digitalen Höhenmodell wird der kombinierte  $LS$ -Faktor abgeleitet. Er bleibt für alle Berechnungen konstant. Der  $K$ -Faktor wird der MMK entnommen und bleibt ebenfalls konstant. Variabel ist der  $R$ -Faktor. Er wird mittels folgender Regressionsgleichung für Brandenburg berechnet (Formel 5):

$$R = 0,0715 \cdot \text{Jahresniederschlagssumme} - 1,93$$

Formel 5 Berechnung der Erosivität der Niederschläge - Regressionsgleichung für Brandenburg

Diese Gleichung muss aufgrund der Verwendung des Jahresniederschlages mit Fehlern behaftet sein. Diese könnten aber nur durch mindestens 10 minütige Niederschlagsdaten verringert werden. Daten dieser Auflösung standen nicht zur Verfügung. Unter den Bedingungen des Klimawandels und der vermuteten Verschiebung der saisonalen Verteilung der Niederschläge, muss künftig die Gültigkeit der Gleichung hinterfragt werden. Für eine großräumige (regionale) Risikoabschätzung unter Verwendung von Szenario-Daten, sollte die verwendete Regressionsgleichung aber hinreichend genau sein (WIELAND 2010).

Ebenfalls variabel ist der  $C$ -Faktor, der eine Eigenschaft der angebauten Ackerfrucht ist. Er wird anhand der Methodik nach SCHWERTMANN, VOGL ET AL. (1987) bestimmt. Fruchtartspezifische relative Bodenabträge innerhalb vorgegebener Kulturperioden werden mit  $R$ -Faktor-Anteilen (Wetterstation Angermünde) verknüpft. Der  $P$ -Faktor bezieht Bodenschutzmaßnahmen ein und wird aus einer Datenbank des ZALF entsprechend vorgegebener konventioneller oder konservierender Bodenbearbeitung ermittelt. Für die hiesige Anwendung wurde die konventionelle Anbautechnologie gewählt.

Ausgegeben werden können eine Karte der Erosionsgefährdung und die Histogramme zur räumlichen und zeitlichen Analyse der Simulationsergebnisse.

### **Nitrataustrag mit dem Sickerwasser und Sickerwassermenge**

Für die Beschreibung und Simulation des Nitrataustrages und des Bodenwasserhaushaltes wurden in Vergangenheit unterschiedliche Ansätze entwickelt. Je nach Fragestellung ist zu unterscheiden, mit welcher Genauigkeit Prozesse abgebildet werden sollen. In vielen Fällen ist eine Vereinfachung vertretbar. Dadurch kann vor allem die Parametrisierung reduziert werden.

Für die vorliegende Anwendung der entwickelten Methode, wurde das Modell HERMES für die Berechnung der lokalen Nitratausträge und der Sickerwassermenge gewählt. Es wurde Mitte der 90er Jahre des 20. Jahrhunderts für die Simulation von Boden-Pflanze-Wechselwirkungen in mäßig-feuchten Klimazonen Zentraleuropas entwickelt. Das Modell enthält Einzelmodule für den Wasserhaushalt, den Stickstofftransport und deren Umwandlung im Boden, eingeschlossen die „Nitratauswaschung“ aus der Wurzelzone. Die Hauptalgorithmen wurden im Detail in (KERSEBAUM, HECKER ET AL. 2007) beschrieben.

Das Modell ist mehrfach in der Praxis getestet worden (DIEKKRÜGER, SÖNDGERATH ET AL. 1995; KERSEBAUM 1997; KERSEBAUM, REUTER ET AL. 2007). Es arbeitet auf der Grundlage der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA5 2005) und ermöglicht die Simulation von Wasserverhältnissen und Stickstoffmengen im Boden über mehrere Jahre. Basierend auf täglichen Witterungsdaten werden simultan die Prozesse der Stickstoffmineralisation, der Denitrifikation, des Wasserhaushalts sowie des Transports von Nitrat im Bodenprofil simuliert. In der Praxis wird es zumeist für die Berechnung von Düngempfehlungen und zur Ermittlung des Nitrataustrages eingesetzt. Für die hiesige Anwendung wurde es gewählt, da es mit wenigen Inputgrößen arbeitet und die Ergebnisse des Ertragsmodells YIELDSTAT einlesen und verarbeiten kann.

### **Pflanzenertrag**

Das statistische Modell YIELDSTAT (MIRSCHER, WENKEL ET AL. 2009) wurde zur Schätzung des Pflanzenertrages ausgewählt. Das Modell nutzt statistische Daten konventioneller Früchte. Die Ertragsergebnisse können als Eingangsdaten für das dynamisch-deterministische Modell HERMES (KERSEBAUM, MIRSCHER ET AL. 1995; KERSEBAUM, MATZDORF ET AL. 2006) genutzt werden. Für jede Feldfrucht und jedes Simulationsjahr können Ergebnisse generiert werden.

#### **4.2.4 Fruchtfolgen**

Im nächsten Arbeitsschritt wurden die Fruchtfolgen ausgewählt (Tab. 20, Seite 101). Es wurden typische Früchte des Marktfrucht-, Futter- und Energiepflanzenanbaus gewählt. Diese wurden mit dem Ziel kombiniert, eine möglichst große Bandbreite heute angebaute Fruchtfolgen abzudecken. Die Gestaltung der Fruchtfolgen erfolgte mit dem Ziel, die Risiken und Chancen der Untersuchungsregion hinsichtlich der Umweltauswirkungen und der Wirtschaftlichkeit des Fruchtanbaus auch mit wenigen Fruchtfolgen möglichst umfassend aufzeigen zu können. Aspekte wie Standorteignung und Fruchtfolgeregeln wurden daher bewusst nicht berücksichtigt.

Es wurden eine besonders ertragreiche Selbstfolge von Silomais (FF3) und eine besonders umweltschonende Folge (FF2) gestaltet. Die Folgen FF1 und FF4 repräsentieren regionaltypische Früchte, wie sie seit einigen Jahren in der Region angebaut werden (LUTZE, LUZI ET AL. 2006).

Tab. 20 Beschreibung der Fruchtfolgen FF1 – FF4

Fruchtfolge Nr.	Fruchtart	Frucht ID	Anbauzeitraum		Reifegrad (BBCH)	Nutzungstyp
			Aussaat [Kalenderwoche]	Anbauzeitraum [Wochen]		
FF1	Winterraps	WRA	34	48	92	Nahrung
	Winterweizen	WWE	42	45	92	Nahrung
	Silagemais	SMA	18	20	92	Biogas
	Sommergerste	SOG	12	19	92	Nahrung
FF2	Sommergerste	SOG	12	19	92	Nahrung
	Winterroggen	WRO	40	45	92	Nahrung
	Luzerne	LUZ	13	25	51	Futtermittel
	Luzerne	LUZ	13	25	51	Futtermittel
FF3	Silagemais	SMA	18	20	85	Biogas
	Silagemais	SMA	18	20	85	Biogas
	Silagemais	SMA	18	20	85	Biogas
	Silagemais	SMA	18	20	85	Biogas
FF4	Winterweizen	WWE	42	45	92	Nahrung
	Winterroggen	WRO	40	45	92	Nahrung
	Silagemais	SMA	18	20	85	Biogas
	Hafer	HAF	14	19	92	Futtermittel

### 4.3 Technische Umsetzung

Für die angestrebte kleinräumige Auflösung der Gemeinde Ziethen wurde ein Rechteck mit einem Gitterpunktabstand von 25 m über die Gemeindefläche gelegt (

Abb. 14, Seite 102). Daraus resultierte eine Untersuchungsregion von insgesamt 65.000 Grids. Dieses relativ engmaschige Gitter gewährleistet, dass die Standortverhältnisse möglichst kleinräumig in die Ergebnisanalyse einfließen. Die eigentliche Untersuchung bezieht sich aber nur auf die Fläche der Gemeinde Ziethen und hier wiederum auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche ohne Grünland. Als Bezugsgröße wurden die Feldblöcke der Gemeinde herangezogen. Ein Feldblock ist eine zusammenhängende landwirtschaftlich genutzte Fläche mit dauerhaften Außengrenzen, welche als Flächenreferenz bei der Agrarantragstellung für die Gewährung von flächenbezogenen Förderprogrammen, z.B. Betriebsprämie genutzt wird. Für die Gemeinde Ziethen wurde ein digitales Feldblockkataster verwendet und als dritter Layer über das Untersuchungsgebiet und die Gemeinde gelegt. Hieraus resultierte eine landwirtschaftlich genutzte Fläche von 1.361 ha Größe. Dies entsprach einer Anzahl von 21.776 Grids.

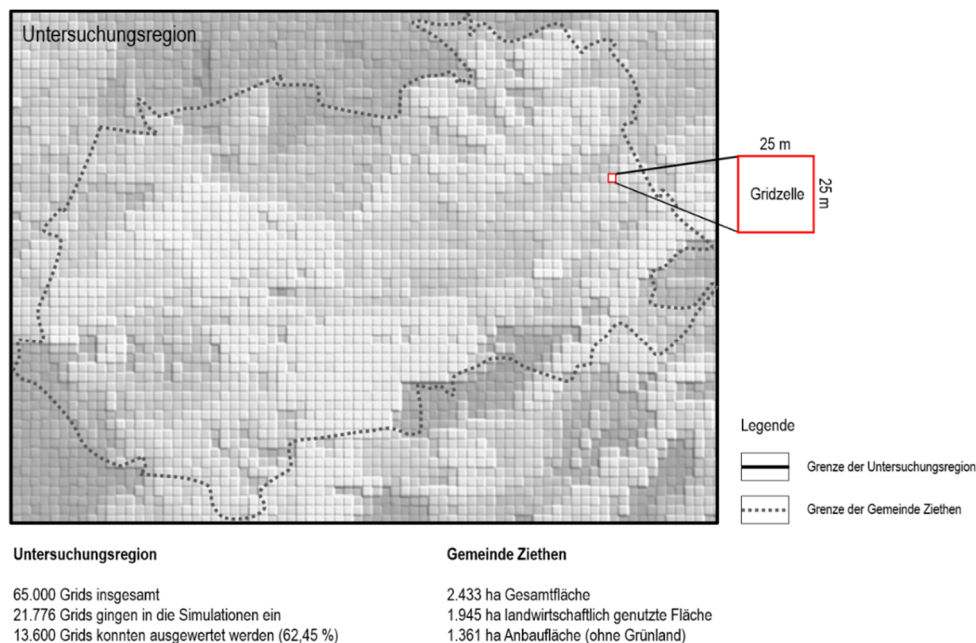


Abb. 14 Schematische Darstellung der Rasterstruktur der Untersuchungsregion

Die Einzelmodelle YIELDSTAT (Ertragsmodell) und ABAG (Erosionsmodell) sind in das räumliche Simulationswerkzeug SAMT integriert (vgl. Kapitel 2.6.6). Mit der Nutzung von SAMT konnten die Fruchtfolgen mit den Modellen YIELDSTAT und ABAG ohne zeitliche Einschränkungen und ohne Datenreduktion simuliert werden. Die Modelle wurden mit allen notwendigen Eingangsdaten parametrisiert. Alle Simulationen wurden unter Nutzung von Daten des Klimaszenarios A1B (Option "normal") des Regionalisierungsmodells WETTREG durchgeführt.

Um das Leitbild „Nachhaltige Bioenergieregion“ bewerten zu können, wurden, basierend auf den Simulationsergebnissen des Ertragsmodells, die ermittelten Pflanzenerträge pro Hektar in Energieträge pro Gridzelle umgerechnet. Dazu wurde der Pflanzenertrag pro Hektar auf die Rastergröße von 25 x 25 m reduziert und mit dem primären Energiegehalt der Pflanze multipliziert (KTBL 2012).

Das Erosionsmodell verrechnet Daten von Klimaszenarien. Um klimarelevante Aussagen treffen zu können, muss mindestens mit Simulationszeiträumen von 11 Jahren ( $x \pm 5$  Jahre), besser von 30 Jahren, gerechnet werden. Um dieser Forderung Genüge zu tun, musste der *R*-Faktor für die Jahre 2005  $\pm$  5; 2015  $\pm$  5; 2025  $\pm$  5; 2035  $\pm$  5 berechnet werden. In Tab. 21, Seite 103, sind die Ergebnisse der Berechnung aufgeführt. Durch eine Verteilungsanalyse (Box-Plot) innerhalb der Simulationszeiträume konnte keine Tendenz ausgemacht werden. Ein anschließender statistischer Test ergab ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zwischen den Zeiträumen (Tab. 22, Seite 103). Das unterstreicht die allgemein anerkannte These, dass sich der Einfluss klimatischer Veränderungen erst über einen längeren Zeitraum nachweisen lässt. Dieser Nachweis wurde in der methodischen Anwendung nicht gefordert, weshalb mit den

Ergebnissen der 4 Jahresschnitte gerechnet wurde. Die Berechnung der *C*-Faktoren erfolgte auf Basis der gewählten Feldfrüchte.

Die Berechnung des Bodenabtrags durch Wasser erfolgte für jede Feldfrucht für vier Simulationszeiträume als Mittelwert eines Zeitraums von  $x \pm 5$  Jahre. Es wurden ASCII-Files erzeugt. Für die weitere Verarbeitung der Ergebnisse und den anschließenden Vergleich der Fruchtfolgen, wurde ein fruchtfolgenspezifischer Durchschnittswert des Bodenabtrags berechnet.

Das Modell HERMES basiert softwareseitig auf einer 16bit Anwendung, was die Verarbeitung großer Datenmengen sehr zeitintensiv gestaltet. Eine Datenmenge von 21.776 Grids konnte vom Modell nicht verarbeitet werden, weshalb eine Datenreduktion im Rahmen eines Präprozessings erforderlich war. Für diesen Arbeitsschritt wurde die Werkzeugsammlung verwendet. Um die Datenmenge zu reduzieren, wurden alle Gridzellen und ihre Eigenschaften miteinander verglichen. Im Ergebnis wurden neue, virtuelle Polygone mit denselben lokalen Informationen und Ertragsdaten über den Simulationszeitraum generiert. Diese Technik reduzierte die Gridzellenzahl von 21.776 auf 186, ohne jedoch die Genauigkeit zu beeinträchtigen.

Alle Simulationsergebnisse wurden im ASCII-Grid-Format exportiert, um die Verknüpfung der Einzelmodelle und eine ganzheitliche Analyse und Bewertung zu ermöglichen. Der Postprozessor wurde genutzt, um die Datenmengen in eine handhabbare Form umzuwandeln. Der Datenexport sowie die Datenumwandlung erfolgten unter Nutzung der Werkzeugsammlung. Im Falle des Modells HERMES wurde die Datenverdichtung zurückgenommen. Mit Hilfe einer GIS-Softwarelösung wurden die Ergebnisse visualisiert.

Tab. 21 Berechnete Mittelwerte des *R*-Faktors für die Zeitschritte 2005, 2015, 2025 und 2035

Jahr	<i>R</i> -Faktor
2005	32.5
2015	33.4
2025	34.5
2035	33.8

Tab. 22 Nachweis der Standardabweichung der berechneten *R*-Faktoren in den Zeitschritten 2005, 2015, 2025 und 2035

Zeitabschnitt in Jahren	<i>R</i> -Faktor als Mittelwert der Zeitabschnitte $x \pm 5$ Jahre			
	2005	2015	2025	2035
-5	35,0641	36,7086	36,4941	42,1569
-4	30,4809	40,0119	42,5502	23,1022
-3	35,6361	24,2604	25,5189	37,5309
-2	30,8456	24,9683	37,3307	24,1318
-1	39,5686	33,8558	31,7251	37,0876
x	28,193	36,3153	26,1552	29,4085
1	31,0172	24,7896	34,8853	32,0182
2	29,3155	31,961	34,2705	28,1215
3	29,2011	25,5332	30,4524	40,634
4	31,4533	52,1026	37,5523	40,634
5	36,7086	36,4941	42,1569	37,395
<b>Mittelwert</b>	32,4985	33,3637	34,4629	33,8382
<b>Standardabw.</b>	3,6574	8,4584	5,6507	6,8081

## 5 Ergebnisdarstellung und -interpretation

### 5.1 Ergebnisse des 1. Schrittes

Im ersten Schritt der Anwendung wurde eine Entscheidungshierarchie entworfen, welche das regionale Leitbild in Form von Zielen, ökologischen und ökonomischen Indikatoren sowie Fruchtfolgen untermauert (Abb. 15).

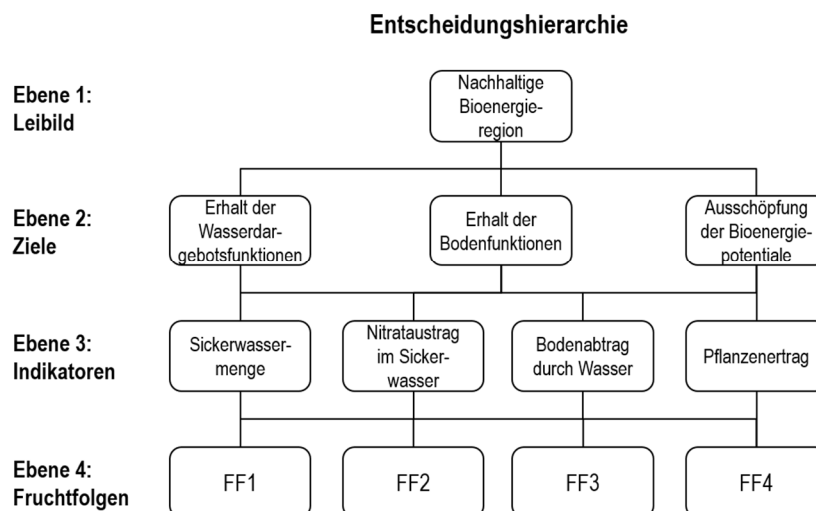


Abb. 15 Anwendungsspezifische Entscheidungshierarchie und ihre Elemente

### 5.2 Ergebnisse des 2. Schrittes

Die Ergebnisse des zweiten Schrittes werden in den Tab. 23 und Tab. 24 auf Seite 105 und 106 in Form der Bewertungsmatrizen  $M_S$ ,  $M_W$ ,  $M_E$  und  $M_M$  dokumentiert. Nach der Normalisierung wurden die Prioritätenvektoren der Indikatoren ( $w_{S_i}$ ,  $w_{W_i}$ ,  $w_{E_i}$ ) und der Ziele ( $w_{M_i}$ ) in den Matrizen  $A$  und  $B$  zusammengefasst und multipliziert. Matrix  $C$  präsentiert die indikatorenbezogenen lokalen Prioritätenvektoren (Tab. 25, Seite 106).

Die Ergebnisse des zweiten Schrittes dokumentieren die Reihenfolge und die relative Bedeutung jedes Indikators in Bezug auf die Erreichbarkeit des Leitbildes. Je größer der Vektor, desto größer deren Bedeutung. Mit einem lokalen Prioritätenvektor von 0,3882 erreichte der Indikator Pflanzenertrag die größte Bedeutung. Demnach unterstützen hohe Ernteerträge das Leitbild durch die Lieferung bzw. Bereitstellung potentieller Bioenergiemengen. Ein lokaler Prioritätenvektor von 0,2556 wurde für den Indikator Bodenabtrag durch Wasser berechnet, womit er an zweiter Stelle des Rankings liegt. Da hohe Bodenabtragsmengen langfristig einen profitablen Anbau gefährden, wird ihm eine hohe Bedeutung beigemessen. An dritter und vierter Stelle des Rankings



reihen sich die Indikatoren Sickerwassermenge mit 0,1826 und Nitrataustrag im Sickerwasser mit 0,1736 ein. Die Bedeutung der Indikatoren wird als nahezu gleich beurteilt. Im Vergleich zu den anderen Indikatoren wurde ihnen jedoch eine wesentlich geringere Bedeutung beigemessen.

Tab. 23 Berechnung der Prioritätenvektoren der Indikatoren in Bezug auf die Ziele der Ebene 2 der Entscheidungshierarchie

Bewertungsmatrix $M_S$					$M_S norm$				Zeilensumme	Gewicht $w_{S_i}$
Indikatoren	Pflanzenenertrag	Bodenabtrag durch Wasser	Nitrataustrag im Sickerwasser	Sickerwassermenge	Pflanzenenertrag	Bodenabtrag durch Wasser	Nitrataustrag im Sickerwasser	Sickerwassermenge		
Pflanzenenertrag	10.000	0.2000	0.2500	0.3333	0.0769	0.0984	0.0667	0.0526	0.2946	<b>0.0736</b>
Bodenabtrag d. W.	5.0000	1.0000	2.0000	3.0000	0.3846	0.4918	0.5333	0.4737	1.8834	<b>0.4709</b>
Nitrataustrag i. S.	4.0000	0.5000	1.0000	2.0000	0.3077	0.2459	0.2667	0.3158	1.1361	<b>0.2840</b>
Sickerwassermenge	3.0000	0.3333	0.5000	1.0000	0.2308	0.1639	0.1333	0.1579	0.6859	<b>0.1715</b>
Summe	13.0000	2.0333	3.7500	6.3333	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000		1.0000

Bewertungsmatrix $M_W$					$M_W norm$				Zeilensumme	Gewicht $w_{W_i}$
Indikatoren	Pflanzenenertrag	Bodenabtrag durch Wasser	Nitrataustrag im Sickerwasser	Sickerwassermenge	Pflanzenenertrag	Bodenabtrag durch Wasser	Nitrataustrag im Sickerwasser	Sickerwassermenge		
Pflanzenenertrag	1.0000	0.3333	0.2500	0.2000	0.0769	0.0526	0.0667	0.0984	0.2946	<b>0.0736</b>
Bodenabtrag d. W.	3.0000	1.0000	0.5000	0.3333	0.2308	0.1579	0.1333	0.1639	0.6859	<b>0.1715</b>
Nitrataustrag i. S.	4.0000	2.0000	1.0000	0.5000	0.3077	0.3158	0.2667	0.2459	1.1361	<b>0.2840</b>
Sickerwassermenge	5.0000	3.0000	2.0000	1.0000	0.3846	0.4737	0.5333	0.4918	1.8834	<b>0.4709</b>
Summe	13.0000	6.3333	3.7500	2.0333	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000		1.0000

Bewertungsmatrix $M_E$					$M_E norm$				Zeilensumme	Gewicht $w_{E_i}$
Indikatoren	Pflanzenenertrag	Bodenabtrag durch Wasser	Nitrataustrag im Sickerwasser	Sickerwassermenge	Pflanzenenertrag	Bodenabtrag durch Wasser	Nitrataustrag im Sickerwasser	Sickerwassermenge		
Pflanzenenertrag	1.0000	3.0000	4.0000	4.0000	0.5455	0.6000	0.5000	0.5000	2.1455	<b>0.5364</b>
Bodenabtrag d. W.	0.3333	1.0000	2.0000	2.0000	0.1818	0.2000	0.2500	0.2500	0.8818	<b>0.2205</b>
Nitrataustrag i. S.	0.2500	0.5000	1.0000	1.0000	0.1364	0.1000	0.1250	0.1250	0.4864	<b>0.1216</b>
Sickerwassermenge	0.2500	0.5000	1.0000	1.0000	0.1364	0.1000	0.1250	0.1250	0.4864	<b>0.1216</b>
Summe	1.8333	5.0000	8.0000	8.0000	1.0000	1.0000	1.0000	1.0000		1.0000

$M_S$  = Erhalt der Bodenfunktionen

$M_W$  = Erhalt der Wasserdargebotsfunktionen

$M_E$  = Ausschöpfung der Bioenergiepotentiale der Region

Tab. 24 Berechnung der Prioritätenvektoren der Ziele in Bezug auf das Leitbild der Ebene 1 der Entscheidungshierarchie

Bewertungsmatrix $M_M$				Normalisierung			Zeilensumme	Gewicht $w_{M_i}$
Ziele	Erhalt der Bodenfunktionen	Erhalt der Wasserdargebotsfunktionen	Ausschöpfung der Bioenergiepotentiale	Erhalt der Bodenfunktionen	Erhalt der Wasserdargebotsfunktionen	Ausschöpfung der Bioenergiepotentiale		
Erhalt der Bodenfunktionen	1.0000	1.0000	0.2500	0.1667	0.1667	0.1765	0.5098	<b>0.1699</b>
Erhalt der Wasserdargebotsfunktionen	1.0000	1.0000	0.1667	0.1667	0.1667	0.1176	0.4510	<b>0.1503</b>
Ausschöpfung der Bioenergiepotentiale	4.0000	4.0000	1.0000	0.6667	0.6667	0.7059	2.0392	<b>0.6797</b>
	6.0000	6.0000	1.4167	1.0000	1.0000	1.0000		1.0000

$M_M$  = Leitbild „Nachhaltige Bioenergieregion“

Tab. 25 Berechnung der lokalen Prioritätenvektoren der Indikatoren (Matrix C) in Bezug auf das Leitbild der Ebene 1 der Entscheidungshierarchie

Matrix A	Gewicht			x	Matrix B	Gewicht $w_{M_i}$	=	Matrix C	Gewicht $w_i$
	$w_{S_i}$	$w_{W_i}$	$w_{E_i}$						
Pflanzenertrag	0.0736	0.0736	0.5364		Erhalt der Bodenfunktionen	0.1699		Pflanzenertrag	0.3882
Bodenabtrag d. W.	0.4709	0.1715	0.2205		Erhalt der Wasserdargebotsfunktionen	0.1503		Bodenabtrag d. W.	0.2556
Nitrataustrag i. S.	0.2840	0.2840	0.1216		Ausschöpfung der Bioenergiepotentiale	0.6797		Nitrataustrag i. S.	0.1736
Sickerwassermenge	0.1715	0.4709	0.1216					Sickerwassermenge	0.1826

$w_{S_i}$  = Prioritätenvektoren der Indikatoren bezüglich des Erhalts der Bodenfunktionen

$w_{W_i}$  = Prioritätenvektoren der Indikatoren bezüglich des Erhalts der Wasserdargebotsfunktionen

$w_{E_i}$  = Prioritätenvektoren der Indikatoren bezüglich der Ausschöpfung der Bioenergiepotentiale der Region

$w_{M_i}$  = Prioritätenvektoren der Ziele bezüglich des Leitbildes „Nachhaltige Bioenergieregion“

$w_i$  = Prioritätenvektoren der Indikatoren bezüglich des Leitbildes „Nachhaltige Bioenergieregion“

### 5.3 Ergebnisse des 3. Schrittes

Mit den Einzelmodellen (ABAG, YIELDSTAT, HERMES) wurde der Anbau der Fruchtfolgen über einen Zeitraum von 30 Jahren simuliert. Für 13.600 Grids konnten Ergebnisse erzeugt werden.

Die Ergebnisse der Zeitschritte 2015, 2025 und 2035 wurden weiterverarbeitet. Für 13.600 Gridzellen, vier Fruchtfolgen und drei Zeitschritte wurden insgesamt 652.800 Einzelergebnisse für vier Indikatoren erzeugt. In Tab. 26, Seite 108, werden die Simulationswerte ( $b_{i,x,y}$ ) für das Jahr 2025 beispielhaft für eines der 13.600 Gridzellen tabellarisch dargestellt. Der Ergebnisvergleich des Indikators Energieertrag unterstreicht die hohe Bedeutung der Selbstfruchtfolge FF3 als Energiepflanze. Mit ca. 295 GJ/(ha·a) enthält FF3 nahezu die 3-fache Energiemenge im Vergleich der anderen

drei Fruchtfolgen. Allerdings fällt sie im Vergleich des Indikators Bodenabtrag durch Wasser negativ auf. Mit ca.  $2 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{a})$  ist eine deutlich höhere Bodenabtragsmenge zu erwarten als beim Anbau der anderen drei Fruchtfolgen. Die Ergebnisse des Indikators Nitrataustrag im Sickerwasser zeigen ebenfalls deutliche Unterschiede zwischen den Fruchtfolgen. Während FF2, FF3 und FF4 mit  $< 80 \text{ kg N}/(\text{ha} \cdot \text{a})$  tolerierbare N-Mengen aufwies, ist beim Anbau der Fruchtfolge FF1 mit ca.  $160 \text{ kg N}/(\text{ha} \cdot \text{a})$  eine sehr hohe Menge zu erwarten. Die Ergebnisse des Indikators Sickerwassermenge zeigen keine bedeutenden Unterschiede in den Fruchtfolgen. Alle Ergebnisse bewegen sich um ca.  $200 \text{ mm}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ .

Die Simulationsergebnisse sind plausibel, wenngleich einige Ergebnisse auf ihre Gültigkeit geprüft werden können. Wie in Kapitel 2.4.4.2 dargelegt, resultieren Unsicherheiten in der Wahl eines geeigneten Modells. Diese Wahl beinhaltet immer eine problemseitige, modellseitige und datenseitige Komponente. Im Zusammenwirken dieser Komponenten resultieren Unsicherheiten in den Simulationsergebnissen. Da 652.800 Ergebnisse nicht im Einzelnen geprüft werden konnten, können lediglich Vermutungen aufgestellt und diskutiert werden. Interessant ist beispielsweise die Frage, weshalb es an ein und demselben Standort einzelne, sehr hohe Werte im Vergleich der Fruchtfolgen gibt. Ist es wirklich nur die Fruchtfolge und ihre besondere Wirkung auf den Naturhaushalt oder liegen die Gründe woanders, vielleicht im gridbasierten Diskretisierungsverfahren? Aus der erforderlichen Generalisierung kann eine Variablenkombination resultieren, die sich bei bestimmten Fruchtfolgen vielleicht negativ auf die Ergebnisse auswirkt. Abschließend kann diese Vermutung nicht belegt werden. Da sich die Ergebnisse jedoch im plausiblen Bereich bewegen, wurden sie im Bewertungsprozess weiter mitgeführt. Vor dem Hintergrund der zu beantwortenden Fragestellung sind die Unsicherheiten in den Simulationsergebnissen als akzeptabel zu bewerten. Die Modellauswahl wurde im erforderlichen Umfang begründet.

## 5.4 Ergebnisse des 4. Schrittes

Die aus den Simulationen resultierenden Einzelergebnisse ( $b_{i,x,y}$ ) wurden unter Nutzung der Formeln 1 oder 2 auf Seite 82 normalisiert. Aus der Normalisierung ließen sich die lokalen Prioritätenvektoren der Fruchtfolgen für jede individuelle Gridzelle und jedes Simulationsjahr berechnen ( $S_{i,x,y}$ ). In Tab. 26, Seite 108, sind die Ergebnisse exemplarisch für eines der insgesamt 13.600 simulierten Gridzellen des Simulationsjahres 2025 erfasst. Die Position des Grids im Untersuchungsraum ist in Abb. 16, Seite 108 dargestellt.



Abb. 16 Position einer beispielhaft gewählten Gridzelle für die Dokumentation der Ergebnisse

Quelle: <http://www.bing.com/maps/?FORM=Z9LH3>

Für den Indikator Energieertrag der Selbstfruchtfolge FF3 wurde mit 0,4656 ein hohes Gewicht berechnet. Im direkten Vergleich dazu fiel das Gewicht der nachhaltig angelegten Fruchtfolge FF2 mit 0,1915 wesentlich geringer aus. Die Ergebnisse des Bodenabtrags variierten ebenfalls deutlich. Während FF3 mit 0,0856 ein sehr niedriges Gewicht erreichte, wurde für FF2 mit 0,4834 das höchste Gewicht berechnet. Die Gewichte der Indikatoren Nitrataustrag und Sickerwasserrate variieren nur geringfügig. Von den anderen Fruchtfolgen sei ergänzend auf das hohe Gewicht von 0,7087 des Indikators Nitrataustrag der ökologischen Fruchtfolge FF4 hingewiesen.

Tab. 26 Ergebnisse der Schritte 3, 4 und 5: ein Beispiel einer Gridzelle (Zeile 156, Spalte 145) der Untersuchungsregion für das Simulationsjahr 2025

Fruchtfolge $x$	Energieertrag (GJ ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )		Bodenabtrag d. W. (t ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )		Nitrataustrag i. S. (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )		Sickerwasserrate (mm ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )		Nachhaltige Bioenergieregion	
	Sim. Wert $b_{i,x,y}$	Gewicht $s_{i,x,y}$	Sim. Wert $b_{i,x,y}$	Gewicht $s_{i,x,y}$	Sim. Wert $b_{i,x,y}$	Gewicht $s_{i,x,y}$	Sim. Wert $b_{i,x,y}$	Gewicht $s_{i,x,y}$	$G(x, y, k, l)$	Ranking
FF1	113,7200	0,1794	0,8300	0,2155	159,9000	0,0492	191,2000	0,2410	0,1773	4
FF2	121,3800	0,1915	0,3700	0,4834	55,6000	0,1415	220,9000	0,2785	0,2733	2
FF3	295,0500	0,4656	2,0900	0,0856	78,2000	0,1006	190,7000	0,2404	0,2640	3
FF4	103,5900	0,1635	0,8300	0,2155	11,1000	0,7087	190,5000	0,2401	0,2854	1
Summe	633,7400	1,0000		1,0000		1,0000	793,3000	1,0000	1,0000	
Reziproke Summe			5,5908		0,1271					

Gilt für alle Gridzellen welche beschrieben werden durch die Indizes  $k$  = Zeile {1,...n} and  $l$  = Spalte {1,..., n}.

Index  $i$  = {Energieertrag, Bodenabtrag d. W., Nitrataustrag i. S., Sickerwasserrate}

Index  $x$  = {FF1, FF2, FF3, FF4}

Index  $y$  = {2015, 2025, 2035}

## 5.5 Ergebnisse des 5. Schrittes

Die lokalen Prioritätenvektoren der Schritte zwei und vier wurden unter Anwendung der Formel 3, Seite 83, zu globalen Prioritätenvektoren der Fruchtfolgen aggregiert ( $G$ ). Im Ergebnis kann ein zeitabhängiges Ranking der Fruchtfolgen für jede individuelle Gridzelle von 25 x 25 m Größe aufgestellt werden. Tab. 26 bildet die globalen Prioritätenvektoren der Fruchtfolgen und das daraus resultierende Ranking für eines der 13.600 Gridzellen ab, hier für das Simulationsjahr 2025.

In diesem Beispiel kann sich keine Fruchtfolge deutlich von den anderen abheben. Für die Fruchtfolgen FF2 ( $G = 0.2733$ ), FF3 ( $G = 0.2640$ ) und FF4 ( $G = 0.2854$ ) wurden annähernd die gleichen globalen Prioritätenvektoren ermittelt. Lediglich Fruchtfolge FF1 hebt sich mit  $G = 0.1773$  von den anderen Fruchtfolgen ab. Damit kann geschlossen werden, dass die Fruchtfolgen FF2, FF3 und FF4 gleichermaßen geeignet sind, die mit dem Leitbild „Nachhaltige Bioenergieregion“ definierten Ziele in diesem beispielhaft gewählten Grid zu unterstützen.

Um Empfehlungen für einzelne Landschaftsausschnitte oder die Gesamtregion formulieren zu können, bedarf es einer Gesamtbetrachtung der Ergebnisse. Tabellarische und graphische Analysen sind in gleicher Weise geeignet, die Ergebnisse der Untersuchungsregion darzustellen, wenngleich die grafische Form Erkenntnisse über die lokale Verteilung der Ergebnisse und damit weitergehende räumliche Analysen erleichtert.

Abb. 17, Seite 110, stellt die statistische Auswertung der Ergebnisse im Vergleich zweier Simulationsjahre dar. Abgebildet sind die globalen Prioritätenvektoren aller vier Fruchtfolgen und deren absolute Flächenanteile bezogen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche der Untersuchungsregion, für welche Ergebnisse generiert werden konnten. Ergänzend zur tabellarischen Form des Rankingergebnisses geben die Histogramme Auskünfte über die statistische Verteilung der ermittelten globalen Prioritätenvektoren. Die Überlagerung der Ergebnisse (graue Linie = 2015, schwarze Linie = 2025) ermöglicht einen direkten zeitlichen Vergleich der flächenbezogenen Ergebnisverteilung. Sie präzisieren die Auswertung indem sie Ergebnisschwerpunkte besonders hervorheben und diese mit ihrem konkreten Flächenanteil ausweisen. Ob große Flächenanteile gleichbedeutend sind mit großen zusammenhängenden Anbaugebieten, kann erst eine grafische Darstellung der Ergebnisse zeigen.

In Abb. 17 fällt auf, dass sich die Ergebnisverteilung der Fruchtfolge FF1 über die Vektorenskala deutlich von denen der anderen Fruchtfolgen unterscheidet. Mit 440,5 ha im Jahr 2015 und 576,63 ha im Jahr 2025 wurde für die überwiegende Zahl der berechneten Gridzellen ein globaler Prioritätenvektor von 0,19 ermittelt; mit einem unwesentlichen Anstieg oder Rückgang über die Zeit (vgl. Tab. 27, Seite 111). Allerdings wurde festgestellt, dass der durchschnittliche Vektor von 0,19 in beiden Jahren wesentlich niedriger war als der der anderen Fruchtfolgen.

Fruchtfolge FF2 hatte eine komplett andere Wirkung auf die regionale Entwicklung. Deren Ergebnisse verteilen sich über die komplette Skala der globalen Prioritätenvektoren. In beiden Simulationsjahren bilden sich trotzdem klare Schwerpunkte mit mehr als 300 ha Flächenanteil ab. Der durchschnittliche Vektorwert über alle Gridzellen von 0,29 im Jahr 2015 bzw. 0,30 im Jahr 2025 lässt erahnen, welche Bedeutung FF2 für die Erreichung der definierten Ziele der Region hat.

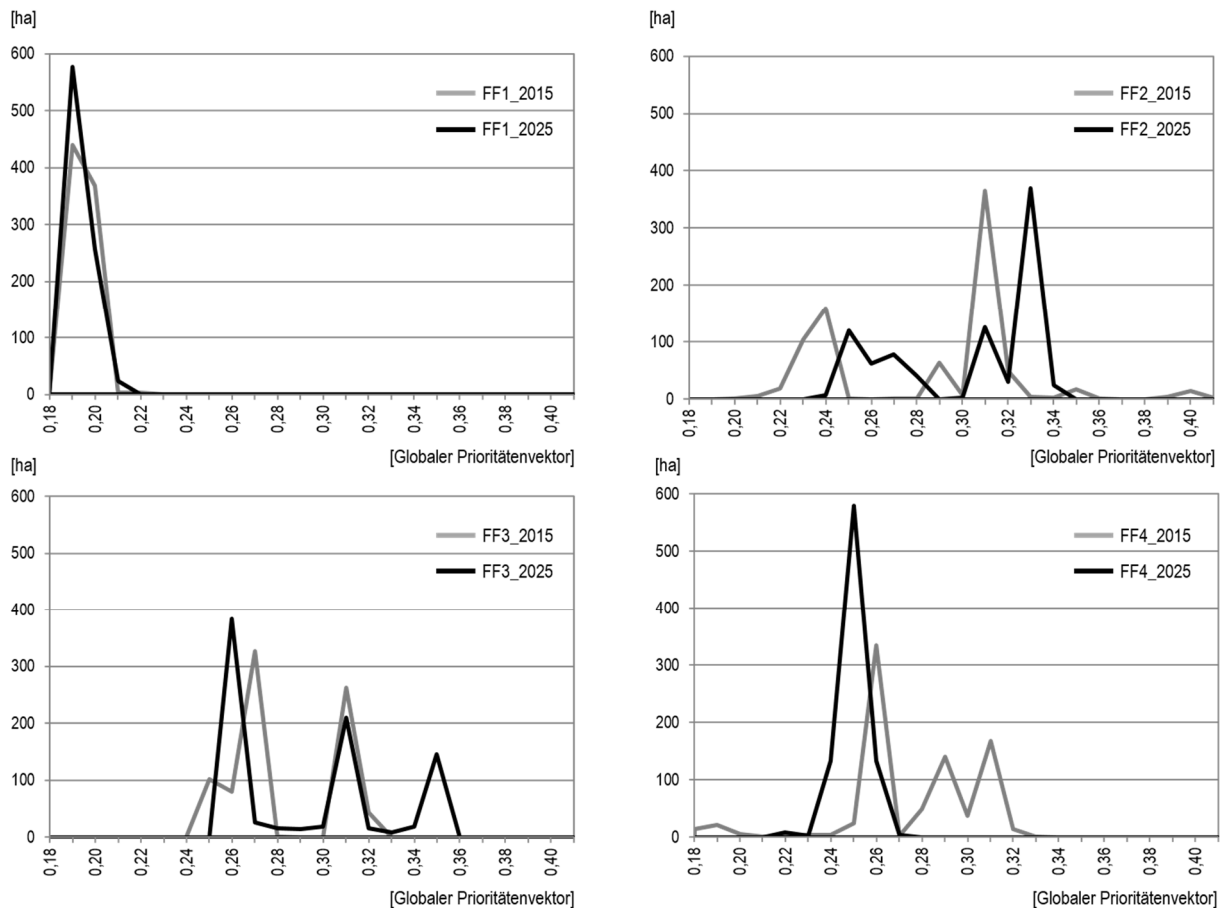


Abb. 17 Ergebnisse des relativen Fruchtfolgenrankings in Bezug auf das Leitbild „Nachhaltige Bioenergieregion“. Dargestellt sind die globalen Prioritätenvektoren ( $G$ ) der Fruchtfolgen FF1, FF2, FF3 und FF4 für die Simulationsjahre 2015 (graue Linie) und 2025 (schwarze Linie) sowie die absoluten Flächenanteile in [ha].

Für die Fruchtfolge FF3 wurden vergleichbare Ergebnisse wie für Fruchtfolge FF2 berechnet, wenngleich sie sich nur über den Skalenbereich von 0,25 bis 0,35 verteilen. Deutlich bilden sich im Jahr 2015 zwei, im Jahr 2025 drei Schwerpunkte heraus. Die Schwerpunkte liegen im Vergleich zur Fruchtfolge FF2 jedoch im vorderen Bereich der Skala, was darauf hindeutet, dass die Fruchtfolge eine geringere Bedeutung als FF2 hat, die mit dem Leitbild der Untersuchungsregion verbundenen regionalen Ziele tatsächlich zu unterstützen.

Die statistische Auswertung der Fruchtfolge FF4 lässt erkennen, dass sich im zeitlichen Verlauf mit 578,88 ha ( $G = 0,25$ ) ein deutlicher Schwerpunkt im Jahr 2025 herausbildet. Ein großer Flächenanteil weist eine durchschnittliche Eignung für die Erreichung des regionalen Entwicklungsleitbildes auf.

Schließlich wurden die Ergebnisse in grafischer Form mit Hilfe der Visualisierungssoftware *Quantum GIS 1.6.0*<sup>®</sup> verarbeitet. Um eine Übersichtlichkeit zu wahren, werden in den Abb. 18 (Seite 112) und Abb. 19 (Seite 113) zwei Fruchtfolgen verglichen. Sie zeigen die regionale Entwicklung der Fruchtfolgen FF2 und FF3 für die Simulationsjahre 2015 und 2025. Dargestellt sind alle 13.600 Gridzellen mit ihrem jeweiligen globalen Prioritätenvektor in entsprechender farblicher Abstufung. Die Ergebnisvisualisierung ermöglicht die Darstellung der räumlichen Verteilung der Ergebnisse; größere, zusammenhängende Anbauggebiete werden erkennbar. Weitergehende Analysen ermöglichen die Ableitung von lokalen Anbauempfehlungen.

Tab. 27 Ergebnisse des relativen Fruchtfolgenrankings in Bezug auf das Leitbild „Nachhaltige Bioenergieregion“. Globale Prioritätenvektoren ( $G$ ) der Fruchtfolgen FF1, FF2, FF3 und FF4 für die Simulationsjahre 2015 und 2025 sowie die absoluten Flächenanteile in ha.

G	Absolute Flächenanteile in [ha]							
	FF1		FF2		FF3		FF4	
	2015	2025	2015	2025	2015	2025	2015	2025
0,18	2,63						13,94	
0,19	440,50	576,63					21,19	
0,20	368,13	257,00	0,19				4,56	
0,21	3,06	24,63	5,94				0,13	
0,22	3,06		18,31				0,25	7,75
0,23			103,63				3,06	2,44
0,24			159,25	6,88			4,31	133,13
0,25			0,56	119,75	101,50	0,44	24,13	578,88
0,26				61,81	80,50	383,44	334,31	132,44
0,27			0,31	77,56	327,56	25,69	2,38	3,63
0,28			1,56	40,19	1,63	15,69	48,56	
0,29			62,69			14,69	140,19	
0,30			6,31	2,44		19,63	37,69	
0,31			365,44	125,44	262,88	210,50	168,00	
0,32			48,75	30,50	43,31	15,31	14,50	
0,33			3,56	370,19		8,44	0,19	
0,34			3,06	23,50		18,31		
0,35			16,38			146,13		
0,36			1,50					
0,37			0					
0,38			0					
0,39			4,13					
0,40			14,06					
0,41			1,75					
Ø	0,19	0,19	0,29	0,30	0,28	0,29	0,28	0,25

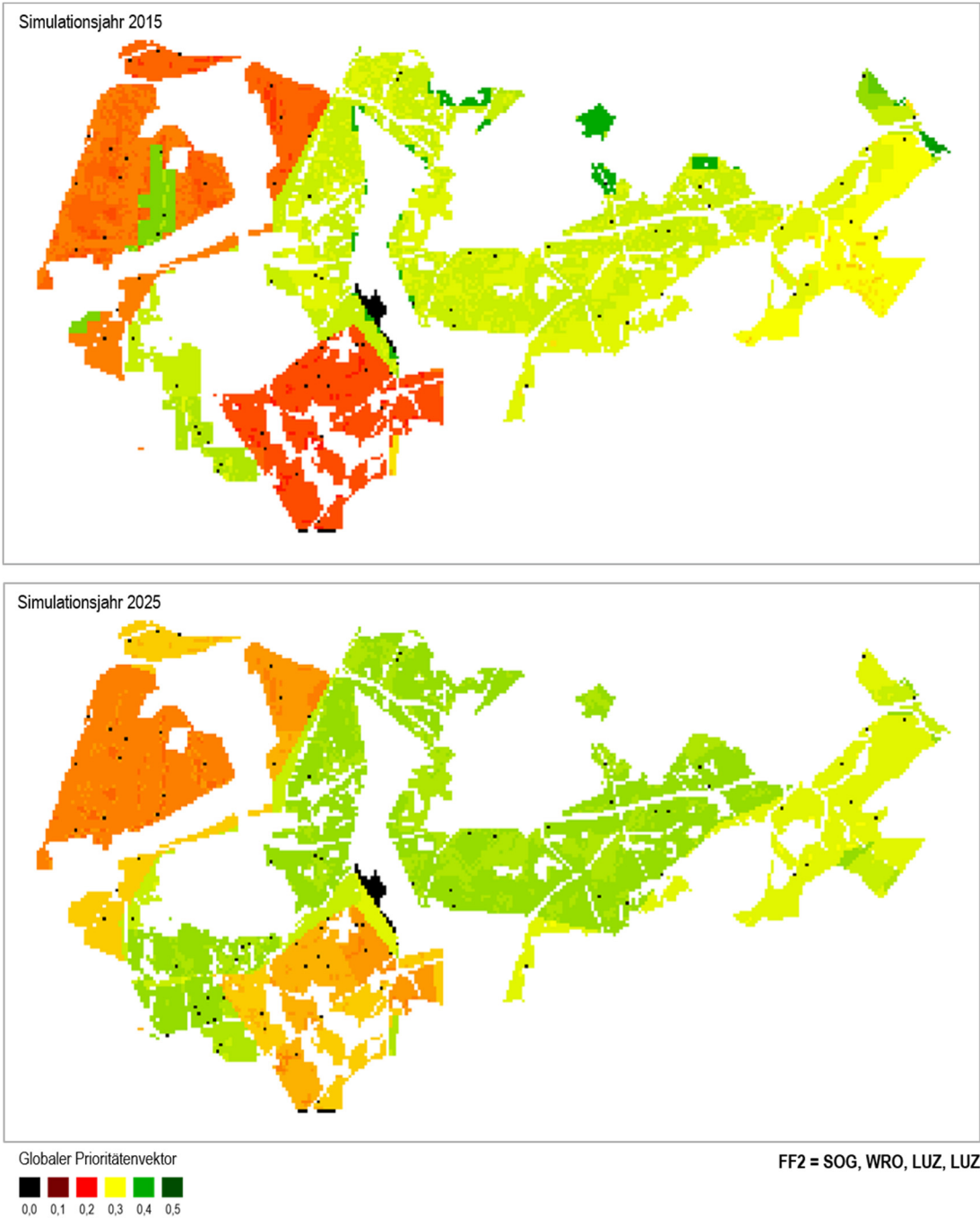


Abb. 18 Räumliche Verteilung der globalen Prioritätenvektoren der Fruchtfolge FF2 für die Simulationsjahre 2015 und 2025 in Bezug auf das Leitbild „Nachhaltige Bioenergieregion“



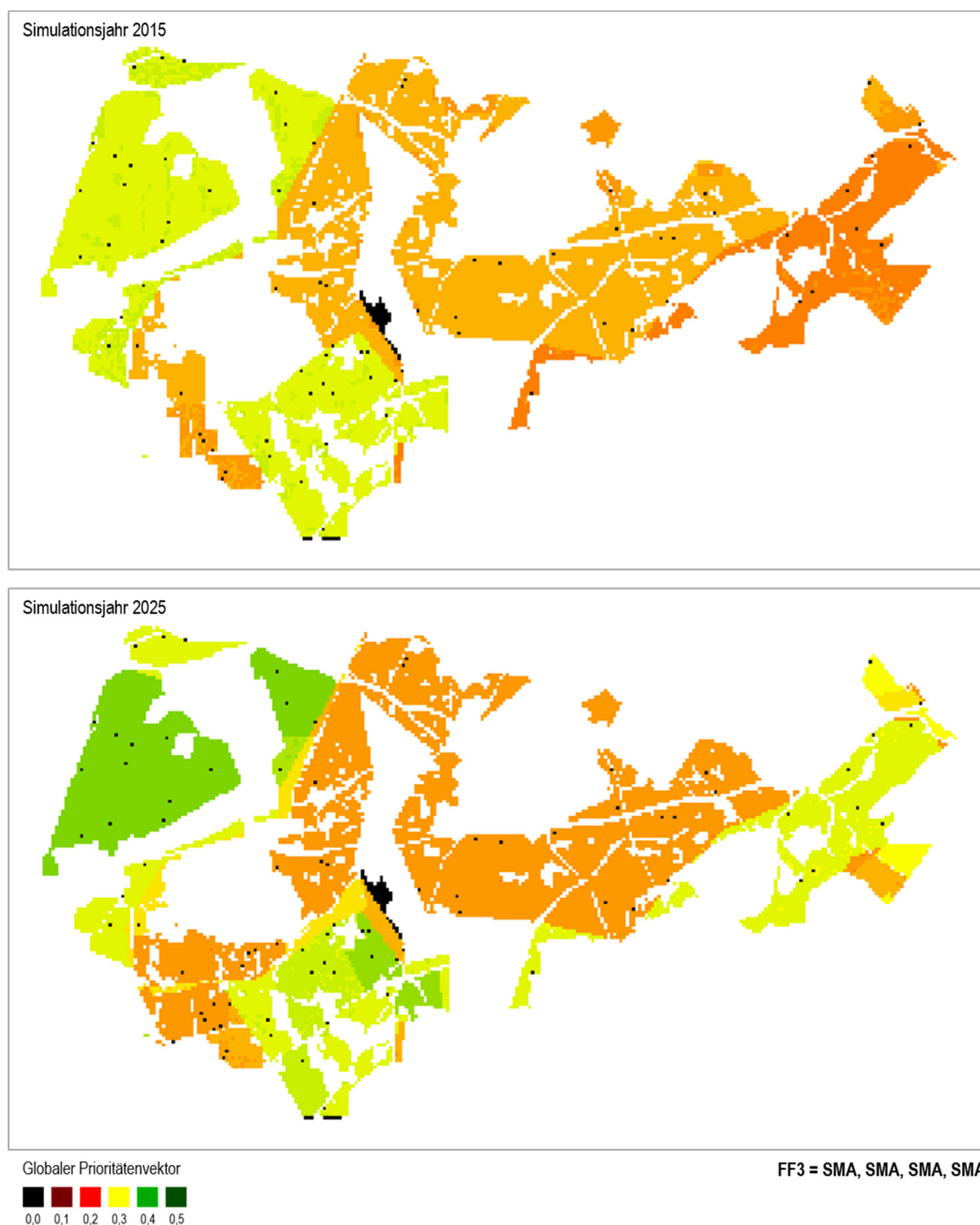


Abb. 19 Räumliche Verteilung der globalen Prioritätenvektoren der Fruchtfolge FF3 für die Simulationsjahre 2015 und 2025 in Bezug auf das Leitbild „Nachhaltige Bioenergieregion“

Abb. 18 und Abb. 19 zeigen ein sehr heterogenes Bild, in welchem auf den ersten Blick keine Fruchtfolge eindeutig für die Untersuchungsregion zu empfehlen ist. Zudem verändern sich die gridspezifischen globalen Prioritätenvektoren in den Zeitabschnitten deutlich. Ursächlich für dieses Bild sind vermutlich die variablen standörtlichen Gegebenheiten der Region, welche sich direkt in den quantitativen Ergebnissen der Bewertung widerspiegeln.

Konkrete Empfehlungen lassen sich durch die Analyse einzelner Landschaftsausschnitte ableiten. Mit diesem Vorgehen können die Ergebnisse detaillierter verglichen werden. In Abb. 20 ist ein derartiger Landschaftsausschnitt markiert. Die globalen Prioritätenvektoren der Grids werden in Abb. 21, Seite 115, grafisch dargestellt.



Abb. 20 Gewählter Landschaftsausschnitt innerhalb der Untersuchungsregion

Quelle: <http://www.bing.com/maps/?FORM=Z9LH3>

In den jeweiligen Ausschnitten der Abb. 21 ist ein vergleichsweise homogenes Ergebnismuster zu erkennen. Es wird angenommen, dass die vorwiegend homogenen standörtlichen Bodeneigenschaften in Form des MMK-Standorttyps „staunasser Tieflehm- und Lehmstandort“ dazu beitragen. Dieser Aspekt widerspiegelt sich auch in der intuitiven Flächenteilung durch die Nutzer in diesem Gebiet. Es kann geschlussfolgert werden, dass die ökologische Fruchtfolge FF2 eher dazu geeignet ist das Leitbild zu erreichen als Fruchtfolge FF3. Das vergleichsweise sehr hohe Ertrags- bzw. Energieniveau von FF3, kann die negativen Auswirkungen im Hinblick auf Erosion, Nitratauswaschung und Grundwasserneubildung nicht ausgleichen. Trotz einer hohen qualitativen Gewichtung des Indikators Pflanzenertrag im Vergleich zu den anderen Indikatoren ( $w_i = 0.3882$ , vgl. Tab. 25, Seite 106) überwiegen die negativen ökologischen Auswirkungen der Fruchtfolge FF3. Der Nachhaltigkeitsgedanke des Leitbildes spiegelt sich somit im Ergebnisranking dieses Landschaftsausschnittes deutlich wieder.

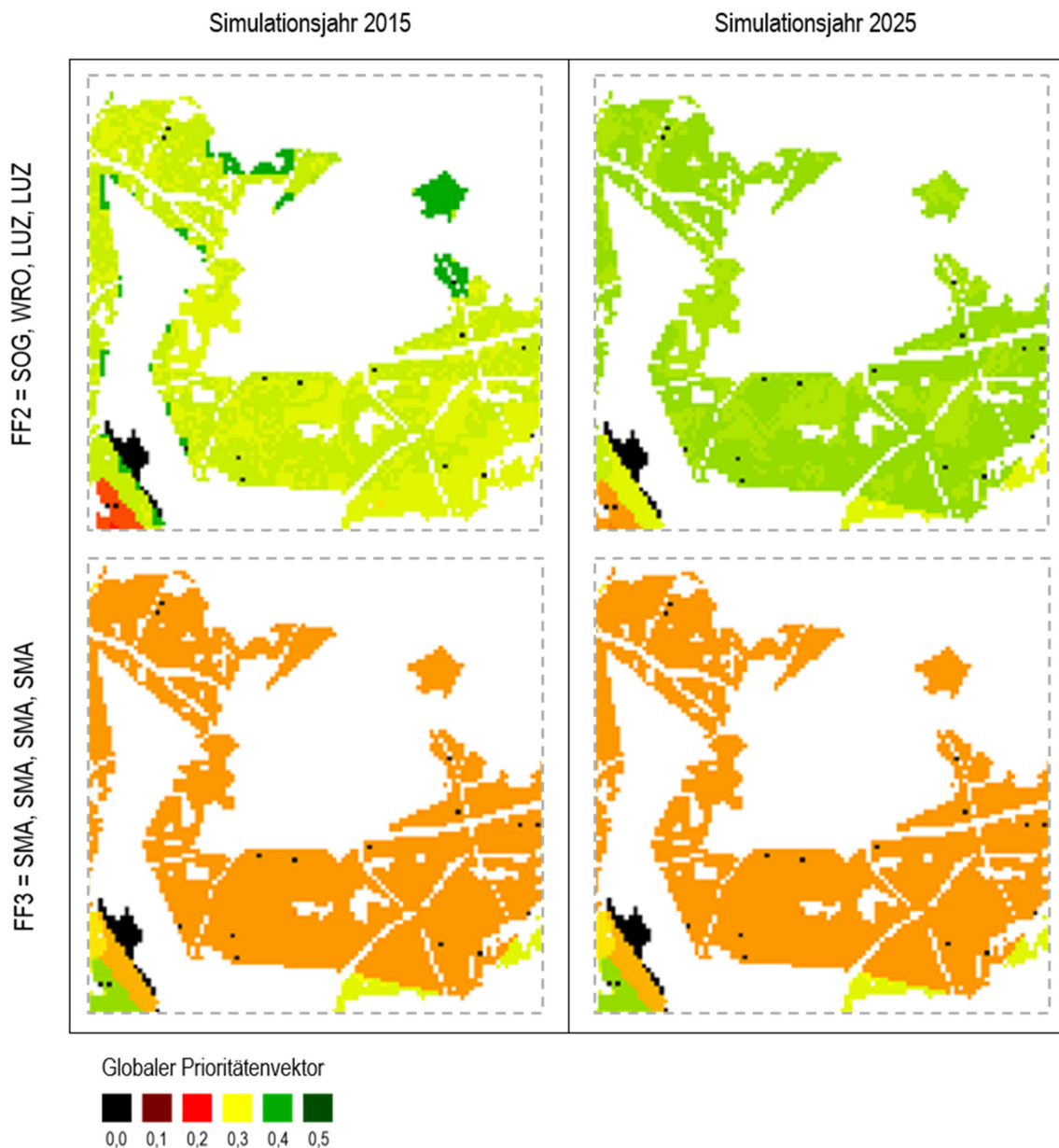


Abb. 21 Räumliche Verteilung der globalen Prioritätenvektoren der Fruchtfolgen FF2 und FF3 in einem Landschaftsausschnitt der Untersuchungsregion für die Simulationsjahre 2015 und 2025 in Bezug auf das Leitbild „Nachhaltige Bioenergieregion“

## 5.6 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen für die Untersuchungsregion

Am Beispiel der Untersuchungsregion Ziethen wurde die entwickelte Methode praktisch angewendet und auf ihre Plausibilität validiert. Im Rahmen eines wissenschaftlichen Entscheidungsprozesses wurde eine Entscheidungshierarchie modelliert.

Dem Fokus der Arbeit entsprechend wurde ein exemplarisches Leitbild gewählt, welches einerseits den Schwerpunkt auf die Energiepflanzennutzung legt, andererseits

aber die Region nachhaltig entwickelt und in den Landschaftsfunktionen erhält. Das Leitbild wurde mit drei ökologischen Indikatoren, einem ökonomischen Indikator sowie drei übergeordneten Zielen präzisiert. Der ökonomische Indikator wurde durch den Pflanzen- bzw. Energieertrag abgebildet.

Dem Ablauf der Abb. 8, Seite 77 folgend, wurde in Orientierung auf Leitbild und Ziele eine Auswahl an Fruchtfolgen getroffen. Es wurden insgesamt vier Fruchtfolgen definiert bei deren Anwendung eine Akzeptanz bei den Akteuren zu erwarten ist

Um die strategische Zielerreichung des Leitbildes zu bewerten, wurden Indikatoren gewählt, welche in bewährten Modellen simuliert werden können. Aufgrund der vorhandenen Modelle und der Datenlage entstand zwangsläufig eine Wechselwirkung welche das Indikatorenset beeinflusste. So wurde revers geprüft, ob die vorhandenen Modelle mit Indikatoren arbeiten, welche den Leitbildgedanken abbilden.

Um der Heterogenität der Untersuchungsregion gerecht zu werden, wurde eine vergleichsweise kleine Bewertungsskala mit einer Rastergröße von 25 x 25 m gewählt. Kritisch muss eingeschätzt werden, dass sowohl die Datenlage als auch die Modellauswahl nicht dieser kleinen Skala gerecht werden konnten. Das für die Erosionsabschätzung gewählte Modell, die ABAG, ist nicht für eine derart kleine Skala entwickelt worden. Ebenso ist die MMK auf wesentlich größere Rasterelemente ausgerichtet. Die Ergebnisse täuschen somit eine Genauigkeit vor, welche nicht vollumfänglich gerechtfertigt ist. Sollen die Simulationsergebnisse detailliert analysiert werden, sind die Erstellung einer Karte der Erosionsgefährdung sowie Histogramme zur räumlichen und zeitlichen Analyse der Ergebnisse sinnvoll. Die Ergebnisse sollten in Zeitschritten von 10 Jahren ausgegeben werden, um einen eventuellen Einfluss des Klimas zu dokumentieren. Sofern die Simulationsergebnisse des HERMES-Modells für regionale indikatorspezifische Analysen genutzt werden sollen, sollten die Ergebnisse ebenfalls in Gefährdungsklassen eingeteilt werden. In ihrer Gesamtheit können alle Simulationsergebnisse als Eingangsdaten weiterer Raumanalysen dienen. Diese kann zu Empfehlungen kommen, die den Ausschluss von Flächen aus der landwirtschaftlichen Nutzung oder eine Nutzungsänderung empfiehlt.

Die Simulation startete mit dem Jahr 2005, wobei für die Jahre 2015, 2025 und 2035 Ergebnisse generiert und ausgewertet wurden. Eine Kombination von Ausgangsparametern, welche zum jetzigen Zeitpunkt nur teilweise erklärt werden kann, führte zu ungünstigen Ergebnissen. Dieses Problem wurde bei der rechnerischen Umsetzung der Modelle erkannt; die Gridzellen wurden als Fehler-Gridzellen (NoValue) gekennzeichnet. Dieser Prozess führte schließlich zu einer Reduktion analysierbarer Gridzellen von 21.776 (100 %) auf 13.600 (62,45 %). Zudem zeigten die Simulationsergebnisse eine Abnahme auswertbarer Daten über die Zeit. Um die Simulationsergebnisse untereinander gewichten zu können, muss aber für jeden Indikator ein gültiger Wert in der

betrachteten Gridzelle vorliegen. Ist dies nicht gegeben, kann keine Auswertung erfolgen. Ab dem Auswertungsjahr 2032 nahm die Anzahl der auswertbaren Gridzellen drastisch ab, so dass ein Rückschluss auf die regionale Entwicklung einer Vielzahl von Gridzellen nicht mehr möglich war. Die Gründe für den Rückgang auswertbarer Gridzellen über den Simulationszeitraum wurden nicht weiter untersucht. Die Überprüfung der Langzeiteffekte der Modelle war nicht Gegenstand der Untersuchung. Für die Bewertung konnte eine repräsentative Menge gültiger Gridzellen bis zum Jahr 2025 verwendet werden.

Im Bewertungsprozess des AHP kommt es bei der Zusammenführung der qualitativen und der quantitativen Ergebnisse verfahrensbedingt zur Kompensation schlechter Ausprägungen durch gute. So werden die negativen ökologischen Auswirkungen der Fruchtfolge FF3 durch deren hohe Erträge kompensiert. Die Umrechnung der Erträge in Energieerträge verstärkt diesen Effekt zu Gunsten der Fruchtfolge FF3. Selbst auf den ertragsschwächsten Böden, auf denen in der Praxis kein Mais angebaut wird, ist die Fruchtfolge im Vergleich zu den anderen deutlich besser. Daher müssen die Ergebnisse mit den tatsächlichen standörtlichen Gegebenheiten gespiegelt werden, um praktisch anwendbar und realistisch zu sein.

Die Anwendung der Methode in der Untersuchungsregion hat gezeigt, dass sie grundsätzlich für die Bewertung langfristiger Entwicklungsbetrachtungen geeignet ist. Zwangspunkte zeigten sich bei der Modellauswahl, der Datenqualität und -quantität der Ausgangsdaten und bei der rechentechnischen Umsetzung. Die Ergebnisse der Untersuchungsregion zeigen, dass das Wechselspiel von Standorteigenschaften, betrachteten Indikatoren, Simulationsmodellen und qualitativen Gewichtungen zu Ergebnissen führen kann, die im ersten Moment nicht zu erwarten sind. Dies zeigt aber auch, dass die landschaftlichen Zusammenhänge zu komplex sind, als das die Verwendung rein qualitativer oder rein quantitativer Bewertungsmethoden sinnvoll ist. Die Verknüpfung beider Ansätze ermöglicht eine ganzheitliche Betrachtung der Problemstellung. Die Ergebnisse haben gezeigt, dass die Methode plausible Ergebnisse liefert. Ihre Anwendung kann auf der Ebene kommunaler Entwicklungsplanungen oder der Evaluierung konkreter Projekte sinnvoll sein und die planerische Arbeit erleichtern.

## 6 Zusammenfassung und Ausblick

Mit der vorliegenden Arbeit wurde aufgezeigt, dass die Entwicklung des ländlichen Raumes vor großen Herausforderungen steht. Die Frage nach ihrer nachhaltigen Nutzung und Entwicklung bedarf einer politischen und wissenschaftlichen Diskussion. Die Beantwortung dieser wird dadurch komplex, dass sie ein breites naturräumliches und sozioökonomisches Spektrum berücksichtigen muss. Politik und Wissenschaft im Speziellen tragen in Zusammenarbeit mit lokalen Akteuren und Entscheidungsträgern die gesellschaftliche Verantwortung Perspektiven aufzuzeigen und Rahmenbedingungen zu schaffen, die ländlichen Räumen eine Zukunft geben. Welche dies sind, sollte nicht wirtschaftlichen Kräften überlassen sondern aus einem gesamtgesellschaftlichen Prozess heraus beantwortet werden. Die Landschafts- und Regionalplanung sind geeignete Instrumente, mit deren Hilfe Diskussionen erzeugt und Entwicklungen initialisiert werden können.

Im Mittelpunkt der Arbeit stand das Ziel, eine ex-ante-Bewertungsmethode zu entwickeln, die in der Lage ist, landwirtschaftliche Nutzungsänderungen durch den Energiepflanzenanbau zu bewerten. Am Beispiel einer Untersuchungsregion wurde die Methode unter Berücksichtigung ökologischer und ökonomischer Ziele angewandt und, soweit möglich, Empfehlungen für eine günstige Entwicklung und Landnutzung gegeben. Die Herausforderung bestand darin, ein multikriterielles Entscheidungsproblem zu strukturieren und zu lösen, welches sowohl qualitative als auch quantitative Informationen enthält. Dabei galt es sowohl regionalplanerische als auch technische Anforderungen zu bewältigen.

Kernstück der Methode ist der Analytische Hierarchieprozess (AHP). Er ermöglicht die Verknüpfung qualitativer Zielstellungen und quantitativer Simulationsergebnisse. Der AHP findet bereits eine breite praktische Anwendung bei Entscheidungssituationen in komplexen Planungssituationen. Die Einbindung des Verfahrens in die komplexe Thematik der Entwicklung des ländlichen Raumes ist neu. Beginnend beim diskursiven Strategieprozess, welcher von Akteuren und Entscheidern gemeinsam gestaltet wird, entstehen Leitbild und Einzelziele für eine Untersuchungsregion. In einem durch wissenschaftliche Beratung gestützten Auswahlprozess werden mögliche Entwicklungs- bzw. Nutzungsalternativen gestaltet und über einen vordefinierten Zeitraum beschrieben. Leitbild, Ziele und Alternativen fließen in die Methode ein. Im Ergebnis der Bewertung wird ein dimensionsloser Präferenzwert für jede betrachtete Alternative ausgegeben, welche über einen definierten Zeitraum simuliert wurden. Mit Hilfe dieses Wertes werden die Alternativen in eine Reihung gebracht. Diese gibt Auskunft darüber, wie vorteilhaft sie für die Erreichung eines regionalen Leitbildes sind. Die Bewertung erfolgt regional differenziert, so dass für jede Bewertungseinheit ein globaler Präferenzwert vorliegt. In räumlich differenzierten Landschaften unterschiedlicher Boden-

und Wasserverhältnisse, kann es dadurch zu einem sehr heterogenen Gesamtbild kommen. Dadurch können sich Räume mit sehr guter oder ungenügender Eignung herausstellen. Die Simulationsergebnisse können auch im Einzelnen ohne Aggregation analysiert werden. Die Visualisierung als auch statistische Auswertung ermöglichen verschiedene Betrachtungs- und Analysemöglichkeiten. Wenn erforderlich, können einzelne Landschaftsausschnitte detaillierter betrachtet und verglichen werden. Dadurch sind Ergebnisse transparent und ermöglichen eine diskursive und zielführende Auseinandersetzung mit ihnen. Dies fördert die Akzeptanz der Bewertungsmethode bzw. die Ablehnung oder Zustimmung von Nutzungsalternativen. Die Verflechtung des diskursiven Strategieprozesses mit wissenschaftlich fundierten Simulationsmodellen schafft eine neue Qualität in der Bewertung der Entwicklung des ländlichen Raumes. Der Wert der Methode liegt insbesondere darin, dass komplexe Entscheidungsprobleme schrittweise in Einzelentscheidungen zerlegt werden und dadurch der Einfluss einzelner Ziele und Indikatoren auf eine Entscheidung offen gelegt werden. Ihre Anwendung ist gegenüber einem rein intuitiven Abwägen von Stärken und Schwächen vorteilhafter.

Die Methode wurde unter Verwendung von drei ausgewählten Simulationsmodellen auf die Untersuchungsregion Ziethen angewandt und in ihrer Leistungsfähigkeit am Beispiel von vier Fruchtfolgen nachgewiesen. Hierbei wurde die prinzipielle Eignung des AHP belegt ohne sich auf die genutzten Modelle festzulegen. Je nach Datenlage/ -dichte und nach Fragestellung können weitere und andere Simulationsmodelle in der vorbeschriebenen Anwendung des AHP integriert werden. Je nach Modellwahl kann das Indikatorenset variieren und somit auch qualitativ und quantitativ unterschiedliche Bewertungen zulassen. Die notwendigen Rahmenbedingungen bei der Indikatoren- und Modellauswahl wurden sowohl theoretisch als auch praktisch erläutert. Kaum Beachtung fand aufgrund der Wahl der Simulationsmodelle der sozioökonomische Bereich der Entwicklung des ländlichen Raumes. Technologische Studien über die gesamte Wertschöpfungskette wären in der Lage auch die Auswirkungen auf den lokalen Beschäftigungsgrad der Landbevölkerung aufzuzeigen.

Für eine Verbesserung der Aussagenqualität sind die Ausgangsdaten von entscheidender Bedeutung. Der Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit lag von Anbeginn bei der Bewertung des Energiepflanzenanbaus. Damit lassen sich das Anbauspektrum erweitern und die naturräumlichen Potentiale umfassender abbilden. Um die Auswertung zu ermöglichen, müssen weitreichende Anforderungen an die Datenbereitstellung erfüllt sein. Dies wurde durch die Erstellung einer Datenbank und der Integration einer Code Syntax erreicht. Die derzeitige Datenlage erlaubte lediglich die Verwendung von Nutzungseinflüssen aus klassischen Anbauszenarien. Dies genügte hinreichend zur Validierung der Methode. Für eine wesentliche Verbesserung bedarf es jedoch umfassender Studien der verschiedenen Anbauszenarien von Energiepflanzen. Diese kön-

nen in erheblichen Maße von den klassischen Verfahren und Technologien abweichen. Beispielhaft sei auf die Ernte in verschiedenen Reifestadien verwiesen, die zur Verdichtung der Anbaufolge einerseits und andererseits zu einer geänderten Nährstoffbilanz im Bodenhaushalt führen kann.

Die hier beschriebene Methode stellt einen neuen, wissenschaftlich geführten Weg dar, die Auswirkungen möglicher Landnutzungsänderungen zu bewerten. Die Abschätzung der Auswirkungen wird in Zukunft sowohl auf lokaler als auch auf regionaler Ebene eine immer bedeutendere Rolle für die landschaftsplanerische, die ökonomische als auch politisch-strategische Entscheidungsunterstützung spielen. Die Belastbarkeit der Methode gilt es weiter wissenschaftlich zu untermauern. Dies bezieht sich sowohl auf die Vielfalt der Simulationsmodelle und auf die Qualität und Dichte dieser sowie auf die Simulation verschiedener Nutzungsalternativen.



## Literaturverzeichnis

1. Ad-hoc-AG-Boden (2000) Methodendokumentation Bodenkunde - Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Hannover. Geologisches Jahrbuch Sonderhefte. Reihe G Heft SG1.
2. Allen, G., L. Pereira et al. (1998) FAO Irrigation and Drainage Paper. No. 56 Crop Evapotranspiration.
3. Alphonse, C.B. (1997) Application of the analytic hierarchy process in agriculture in developing countries. Agr. Syst. 53: 97-112.
4. Andreoli, M. & V. Tellarini (2000) Farm sustainability evaluation: methodology and practice. Agr. Ecosyst. Environ. 77: 43-52.
5. Arnold, J.G., R. Srinivasan et al. (1998) Large area hydrologic modeling and assessment Part I: model development. Journal of the American Water Resources Association 34(1): 73-90.
6. Arondel, C. & P. Girardin (2000) Sorting cropping systems on the basis of their impact on groundwater quality. Eur. J. Oper. Res. 127: 467-482.
7. Balci, O. (1997) Verification, validation and accreditation of simulation models. WSC '97: Proceedings of the 29th conference on winter simulation.
8. Bamberg, G. & A. G. Coenenberg (2008) Betriebswirtschaftliche Entscheidungslehre, Verlag Vahlen.
9. BBodSchG (2004) Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17. März 1998, zuletzt geändert durch Artikel 3 des Gesetzes vom 9. Dezember 2004). DE.
10. Bechmann, A. (2011) Die Nutzwertanalyse. In: Storm, P.C., T. Bunge (Hrsg.): Handbuch der Umweltverträglichkeitsprüfung, Berlin
11. Bechmann, A. (1988) Grundlagen der Bewertung von Umweltauswirkungen. In: Storm, P.C., T. Bunge (Hrsg.): Handbuch der Umweltverträglichkeitsprüfung, 1. Band. Erich Verlag Schmidt. Berlin
12. Bernotat, D., R. Müssner et al. (1999) Defizite und Bedarf an anerkannten Standards für Methoden und Verfahren in naturschutzfachlichen Planungen. Bonn - Bad Godesberg, Bundesamt für Naturschutz.
13. BfN (2007) Landschaftsplanung - Grundlagen vorsorgenden Handelns. Leipzig, Bundesamt für Naturschutz.
14. Birkmann, J., H. Koitka et al. (1999) Indikatoren für eine nachhaltige Raumentwicklung - Methoden und Konzepte der Indikatorenforschung; Institut für Raumplanung. Dortmunder Beiträge der Raumplanung. Dortmund. Band 96.
15. BLA-GEO (2004) Empfehlungen für die Charakterisierung und Parametrisierung des Transportpfades Boden-Grundwasser als Grundlage für die Sickerwasserprognose, Bund-Länder-Ausschuss Bodenforschung.
16. BMBF (2004) Rahmenprogramm „Forschung für die Nachhaltigkeit“. From: [http://presseservice.pressrelations.de/standard/result\\_main.cfm?aktion=jour\\_pm&r=175544&quelle=0&pfach=1&n\\_firmanr\\_=101897&sektor=p\\_m&detail=1](http://presseservice.pressrelations.de/standard/result_main.cfm?aktion=jour_pm&r=175544&quelle=0&pfach=1&n_firmanr_=101897&sektor=p_m&detail=1).
17. BMELV (2007) Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung - Empfehlungen an die Politik, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz: 1-255.
18. BMU (2000) Erprobung der CSD-Nachhaltigkeitsindikatoren in Deutschland - Bericht der Bundesregierung.
19. BMU (2008) Entwicklung der erneuerbaren Energien in Deutschland im Jahr 2007.
20. BMU & BMELV (2012) Nitratbericht 2012. Bonn.

21. Bollmann, J., A. Lipinski et al. (2005) Lexikon der Kartographie und Geomatik, Spektrum Akademischer Verlag.
22. Bossel, H. (1992) Modellbildung und Simulation: Konzepte, Verfahren und Modelle zum Verhalten dynamischer Systeme. Braunschweig, Vieweg.
23. Bossel, H. (2004) Systeme, Dynamik, Simulation: Modellbildung, Analyse und Simulation komplexer Systeme. Norderstedt, Books on Demand GmbH.
24. Bundesregierung (2002) Perspektiven für Deutschland - Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung: 1-343.
25. Bundesregierung (2012) Nationale Nachhaltigkeitsstrategie - Fortschrittsbericht 2012. Presse- und Informationsamt der Bundesregierung (Hrsg.). Berlin.
26. Cellier, F.E. & J. Greifeneder (1991) Continuous System Modeling. New York, Springer.
27. Chmielewski, J. (2006) Die Moore in der Ziethener Moränenlandschaft - Entstehung, Verbreitung und heutiger Zustand. In: Landschaften beobachten, nutzen und schützen: Landschaftsökologische Langzeit-Studie in der Agrarlandschaft Chorin 1992 - 2006. G. Lutze, A. Schultz & K.-O. Wenkel. Wiesbaden, Teubner Verlag.
28. Christen, O. & Z. O'Halloran-Wietholtz (2002) Indikatoren für eine nachhaltige Entwicklung der Landwirtschaft, Fördergemeinschaft Nachhaltige Landwirtschaft.
29. Coenen, R. (2000) Konzeptionelle Aspekte von Nachhaltigkeitsindikatorensystemen. TA-Datenbank-Nachrichten. Karlsruhe, Forschungszentrum Karlsruhe GmbH Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse (ITAS). Nr. 2, 9. Jg.: 47-53.
30. Constanza, R., R. d'Arge et al. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature. 387: 253-260.
31. CSD (2001) Indicators of Sustainable Development: Framework and Methodologies – Background Paper No.3. New York: 294.
32. Daily, G. (1997) Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. Washington D. C.
33. Daly, H.E. (1990) Toward some operational principles of sustainable development. Ecological Economics 2(1): 1-6.
34. de Groot, R.S. (1992) Functions of Nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision-making. Groningen, Wolters Noordhoff BV.
35. Dt. Inst. für Wirtschaftsforschung (2000) Verbundprojekt Arbeit und Ökologie, Abschlußbericht zum Projekt Nr. 97-959-3, gefördert von der Hans-Böckler-Stiftung im Schwerpunkt „Perspektiven der Arbeitsgesellschaft“ (zusammen mit dem Deutschen Institut für Wirtschaftsforschung, dem Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie und dem Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung), Berlin und Wuppertal, 2000
36. DESTATIS (2014) Umweltökonomische Gesamtrechnungen - Nachhaltige Entwicklung in Deutschland – Indikatoren zu Umwelt und Ökonomie. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
37. DESTATIS (2013) Umweltnutzung und Wirtschaft - Bericht zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
38. DESTATIS (2002) Makroindikatoren des Umweltzustandes - Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
39. Diekkrüger, B. (1999) Regionalisierung von Wasserquantität und -qualität - Konzepte und Methoden. Regionalisierung in der Landschaftsökologie: Forschung - Planung - Praxis. In: U. Steinhardt & M. Volk. Stuttgart, Leipzig, B.G. Teubner: 67-78.
40. Diekkrüger, B., D. Söndgerath et al. (1995) Validity of agroecosystem models - a comparison of results of different models applied to the same data set. Ecological Modeling. 81: 3-29.
41. DIN19708 (2005) Bodenbeschaffenheit - Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mit Hilfe der ABAG. 2005-02.

42. DIN-IEC-60050 (2014) Internationales Elektrotechnisches Wörterbuch. DIN-IEC-60050-351:2014-09
43. DRL (1997) Leitbilder für Landschaften in „peripheren Räumen“. Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege. Meckenheim. Nr. 67.
44. DüngG (2012) Düngegesetz. Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit.
45. Duttman, R. (1999) Geographische Informationssysteme (GIS) und raumbezogene Prozeßmodellierung in der Angewandten Landschaftsökologie. In: Angewandte Landschaftsökologie: Grundlagen und Methoden. R. Schneider-Sliwa, D. Schaub & G. Gerold. Berlin Heidelberg, Springer: 181-199.
46. DVWK (1996) Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Bonn, Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser.
47. Eck, C., H. Garcke et al. (2008) Einführung. In: Mathematische Modellierung. Berlin Heidelberg, Springer: Kapitel 1. 1-34.
48. EEA (2005) EEA core set of indicators - Guide. Copenhagen.
49. EEA (2006) How much bioenergy can Europe produce without harming the environment? Copenhagen, Luxemburg.
50. EEA (2007) The DPSIR framework used by the EEA, From: [http://root-devel.ew.eea.europa.eu/ia2dec/knowledge\\_base/Frameworks/doc101182](http://root-devel.ew.eea.europa.eu/ia2dec/knowledge_base/Frameworks/doc101182).
51. Ehlers, W. (1996) Wasser in Boden und Pflanze - Dynamik des Wasserhaushalts als Grundlage von Pflanzenwachstum und Ertrag. Stuttgart.
52. Enke, W., T. Deuschländer et al. (2005) Results of five regional climate studies applying a weather pattern based downscaling method to ECHAM4 climate simulations. Meteorologische Zeitschrift 12: 247-257.
53. Enquete-Kommission (2002) Endbericht der Enquete-Kommission "Nachhaltige Energieversorgung unter den Bedingungen der Globalisierung und der Liberalisierung." Deutscher Bundestag, Berlin.
54. Enquete-Kommission (1998) Abschlußbericht der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt - Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung" Konzept Nachhaltigkeit - Vom Leitbild zur Umsetzung. Deutscher Bundestag, Berlin.
55. Enquete-Kommission (1994) Bericht der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt – Bewertungskriterien und Perspektiven für umweltverträgliche Stoffkreisläufe in der Industriegesellschaft" Die Industriegesellschaft gestalten - Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen. Deutscher Bundestag, Berlin.
56. Eipper, C. (1990) Probleme der Bewertung der potentiellen Umweltbelastung durch einen Maschinenbaubetrieb, Universität Trier, Diplomarbeit.
57. Epple, U. (2008) Begriffliche Grundlagen der leittechnischen Modellwelt – Teil 1: Terminologielehre, Systemmodellierung. atp edition Automatisierungstechnische Praxis. Vol. 50. No. 4: 83-91.
58. Eurostat (2005) 57. Sitzung des Ausschusses für das statistische Programm - Schlussbericht der Task-Force Schlüsselindikatoren für nachhaltige Entwicklung. Luxemburg.
59. Fellner, A. & M. Kohl (1997) Anforderungen an die Qualität von Leitbildern in der räumlichen Planung. In: Regionale Leitbilder - Vermarktung oder Ressourcensicherung? B. Rauschelbach und P. M. Klecker. Bonn: 55-60.
60. Figueira, J., S. Greco et al. (2005) Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Surveys. New York, Springer-Verlag.
61. Frede, H.G. & M. Bach (1998) Overall Guidelines for Agricultural Landscapes. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 39: 117-120.
62. Fritsch, D., M. Glemser et al. (1998) Zur Integration von Unsicherheit bei Vektor- und Rasterdaten. Geo-Informationssysteme 1998(4): 26-35 pp.

63. Fritsche, U., G. Dehoust et al. (2004) Stoffstromanalyse zur nachhaltigen energetischen Nutzung von Biomasse, Darmstadt: Öko-Institut.
64. Fritsche, U.R., K.J. Hennenberg et al. (2010) Development of strategies and sustainability standards for the certification of biomass for international trade. Berlin, Umweltbundesamt. Texte 49/2010.
65. Fritsche, U.R., K. Hünecke et al. (2006) Sustainable Standards for Bioenergy. I. Lübbecke. Berlin.
66. Gehrlein, U. (2002) Nachhaltigkeitsindikatoren auf kommunaler und regionaler Ebene: bisherige Erfahrungen und Entwicklungsbedarf. Raumforschung und Raumordnung. Bonn. Heft 3/4.2002.
67. Geier, U., B. Frieben et al. (1998) Ökobilanz Hamburger Landwirtschaft - Umweltrelevanz verschiedener Produktionsweisen. Schriftenreihe Institut für Organischen Landbau Teil 1 Landwirtschaft. Berlin.
68. Geldermann, J. (1999) Entwicklung eines multikriteriellen Entscheidungsunterstützungssystems zur integrierten Technikbewertung. Fortschritt-Berichte VDI Düsseldorf. Reihe 16, Bd. 105.
69. Gerhards, I. (1997) Leitbilder für die Landschaftsrahmenplanung - dargestellt anhand von Überlegungen für Hessen. Natur und Landschaft 72 (10): 436-443.
70. Gieglich, J. (1995) Die Bilanzbewertung in produktbezogenen Ökobilanzen. Stoffstromanalysen in Ökobilanzen und Öko-Audits. Berlin, M. Schmidt & A. Schorb.
71. Giesel, K.D. (2007) Leitbilder in den Sozialwissenschaften: Begriffe, Theorien, Forschungskonzepte, Springer.
72. Grimm, C. & K.J. Hülsbergen (2009) Nachhaltige Landwirtschaft: Indikatoren, Bilanzierungsansätze, Modelle. Berlin, Erich Schmidt Verlag.
73. Grünig, M., T. Srebotnjak et al. (2011) Plakative und schnelle Umweltinformation mittels hochaggrierter Kenngrößen zur nachhaltigen Entwicklung. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Berlin, Ecologic Institut.
74. Grunwald, A. & J. Kopfmüller (2007) Nachhaltigkeit. Frankfurt/New York, Campus Verlag.
75. Grunwald, A. & R. Coenen et al. (2001) Forschungswerkstatt Nachhaltigkeit. Wege zur Diagnose und Therapie von Nachhaltigkeitszielen. Berlin, edition sigma.
76. Haedrich, G., A. Kuß et al. (1986) Der Analytic Hierarchy Process. Wirtschaftswissenschaftliches Studium 3: 120-126.
77. Hake, G., D. Grünreich et al. (2002) Kartographie : Visualisierung raum-zeitlicher Informationen. Berlin de Gruyter.
78. Harker, P.T. & L.G. Vargas (1987) The Theory of Ratio Scale Estimation: Saaty's Analytic Hierarchy Process. Management Science 33(11): 1383-1403.
79. Hartmann, H. & M. Kaltschmitt (2002) Biomasse als erneuerbarer Energieträger - eine technische, ökologische und ökonomische Analyse im Kontext der übrigen erneuerbaren Energien. Münster, Landwirtschaftsverlag GmbH.
80. Hauff, V. (1987) Unsere gemeinsame Zukunft: Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung . Greven: Eggenkamp
81. Heckelei, T. (1999) Quantitative Modelle als Grundlage des Poitkdialogs. Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues. Münster, Landwirtschaftsverlag: 39-47.
82. Heidt, E. & H. Plachter (1996) Bewerten im Naturschutz: Probleme und Wege zu ihrer Lösung. Bewertung im Naturschutz. Ein Beitrag zur Begriffsbestimmung und Neuorientierung in der Umweltplanung. Band 23: 193-252.
83. Helming, K., M.P. Soba et al. (2008) Sustainability Impact Assessment of land Use Changes. Berlin Heidelberg New York, Springer.

84. Henrichsmeyer W., C. Cypris et al. (1996) Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS96 – Endbericht zum Kooperationsprojekt – Forschungsvorhaben 94 HS 021. Bonn und Braunschweig-Völkenrode.
85. Herzog, C. (2002) Das Methodenpaket leMAX mit dem Fuzzy-Simulationsmodell FLUCS Entwicklung und Anwendung eines Entscheidungsunterstützungssystems für die integrative Raumplanung, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
86. Hofmann, M. (2003) Verifikation & Validierung (V & V) von Modellen. Vorlesungsunterlagen, From: <http://wi.informatik.unibw-muenchen.de/wi4/index.php>.
87. Holland, H. & K. Scharnbacher (2006) Grundlagen der Statistik. Wiesbaden, Betriebswirtschaftlicher Verlag Dr. Th. Gabler.
88. Hüttl, R.F., O. Bens et al. (2008a) Handlungsoptionen. In: Zur Zukunft ländlicher Räume - Entwicklungen und Innovationen in peripheren Regionen Nordostdeutschlands. Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften. Berlin, Akademie Verlag: 225-370.
89. Hüttl, R.F., O. Bens, et al. (2008b) Zur Zukunft ländlicher Räume: Entwicklungen und Innovationen in peripheren Regionen Nordostdeutschlands. Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften. Berlin, Akademie Verlag.
90. Hwang, C.L. & K.L. Yoon (1981) Multiple Attribute Decision Making: Methods and Application. New York, Springer-Verlag.
91. Jesinghaus, J. (2001) The European Environmental Pressure Indices Project: Aggregation and linkages. From: [http://esl.jrc.ec.europa.eu/envind/theory/handb\\_01.htm](http://esl.jrc.ec.europa.eu/envind/theory/handb_01.htm).
92. Jessel, B. (1994) Methodische Einbindung von Leitbildern und naturschutzfachlichen Zielvorstellungen im Rahmen planerischer Beurteilungen. Leitbilder – Umweltqualitätsziele - Umweltstandards, Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL): 53-64.
93. Jordan, N., G. Boody et al. (2007) Environment: sustainable development of the agricultural bio-economy. Science 316: 1570-1571.
94. Jörissen, J., J. Kopfmüller et al. (1999) Ein integratives Konzept nachhaltiger Entwicklung. Wissenschaftliche Berichte FZKA 6393. Karlsruhe.
95. Jungmann, S. (2004) Arbeitshilfe Boden und Wasser im Landschaftsrahmenplan. Hannover, Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen. Heft 2/04.
96. KA5 (2005) Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover.
97. Kersebaum, K.-C. (1997) GIS-gestützte Modellierung der N-Dynamik bei unterschiedlicher Bodendatenaggregation für die Agrarlandschaft Chorin. 35: 131-144.
98. Kersebaum, K.-C., J.M. Hecker et al. (2007) Modelling nitrogen dynamics in soil-crop systems with HERMES. Nutrient Cycling in Agroecosystems, Springer: 147-160.
99. Kersebaum, K.-C., B. Matzdorf et al. (2006) Model-based evaluation of agri-environmental measures in the Federal State of Brandenburg (Germany) concerning N pollution of groundwater and surface water. Journal of Plant Nutrition and Soil Science. Weinheim, WILEY-VCH Verlag. 169: 352-359.
100. Kersebaum, K.-C., W. Mirschel et al. (1995) Makroskalige Abschätzung der Auswirkungen von Landnutzungsänderungen in Nordost-Deutschland auf den Stickstoffhaushalt mit Hilfe eines Simulationsmodells. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. 76: 823-826.
101. Kersebaum, K.-C., H.I. Reuter et al. (2007) Model-Based Nitrogen Fertilization Considering Agro-Meteorological Data. Managing Crop Nutrition for Weather: 1-10.
102. Könnicke, G. (1967) Fruchtfolgen. Berlin, VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag.

103. Kopfmüller, J., V. Brandl et al. (2001) Nachhaltige Entwicklung integrativ betrachtet - Konstitutive Elemente, Regeln, Indikatoren, edition sigma.
104. Köppel, J. (1996) Bewertung und Umweltqualitätsziele. In: Bewertung im Naturschutz. Ein Beitrag zur Begriffsbestimmung und Neuorientierung in der Umweltplanung. Band 23: 253-277.
105. Köstner, B. & M. Surke (2008) Klima. In: Zur Zukunft ländlicher Räume. R.F. Hüttl, O. Bens & T. Plieninger, Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften. Akademie Verlag. Band 20: 33-40.
106. Kralisch, S. & P. Krause (2006) JAMS - A Framework for Natural Resource Model Development and Application. Proceedings of the iEMSs Third Biannual Meeting "Summit on Environmental Modelling and Software", Burlington, USA. From: [http://www.iwrms.uni-jena.de/fileadmin/Geoinformatik/JAMS/jams\\_iemss06.pdf](http://www.iwrms.uni-jena.de/fileadmin/Geoinformatik/JAMS/jams_iemss06.pdf).
107. Kreienkamp, F. & W. Enke (2006) WETTREG 20C control run 1961-2000 und WETTREG A1B scenario run 2001-2100, UBA Project. CERA-Datenbank: <http://cera-www.dkrz.de/WDCC/ui/BrowseExperiments.jsp?proj=WETTREG-UBA>
108. KTBL (2012) Energiepflanzen: Daten für die Planung im Energiepflanzenanbau. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft Landwirtschaft. Darmstadt.
109. Kuhlmann F., D. Möller et al. (2002) Modellierung der Landnutzung – Regionshöfe oder Raster-Landschaft. Berichte über Landwirtschaft. Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft. Stuttgart. Kohlhammer, Vol. 80: 351-392.
110. Kühn-Institut, J. (2001) From: <http://pub.jki.bund.de/index.php/BBCH/issue/view/161>.
111. Laux, H. (2003) Entscheidungstheorie. Berlin, Springer Verlag.
112. Leser, H. (1997) Landschaftsökologie: Ansatz, Modelle, Methodik, Anwendung. Stuttgart, Ulmer Verlag.
113. Liedtke, H. & J. Marcinek (2002) Physische Geographie Deutschlands. Gotha, Perthes GeographieKolleg, Klett.
114. Littig, B. & E. Griessler (2004) Soziale Nachhaltigkeit. Wien, Bundeskammer für Arbeiter und Angestellte.
115. Lutze, G. & J. Kiesel (2006) Charakteristische Ausstattungselemente von Jungmoränenlandschaften - dargestellt am Beispiel der Ackerhohlformen und Flurgehölze in der Ziethener Moränenlandschaft. In: Landschaften schützen, nutzen und beobachten: Landschaftsökologische Langzeit-Studie in der Agrarlandschaft Chorin 1992 - 2006. G. Lutze, A. Schultz & K.-O. Wenkel. Wiesbaden, Teubner Verlag.
116. Lutze, G., K. Luzi et al. (2006) Wandel der landwirtschaftlichen Anbaustruktur unter dem Einfluss sich ändernder agrarökonomischer und gesellschaftlicher Verhältnisse. In: Landschaften beobachten, nutzen und schützen. G. Lutze, A. Schultz & K.-O. Wenkel. Wiesbaden, Teubner Verlag: 117-130.
117. Lutze, G., A. Schultz et al. (2006) Dynamik des Bodenzustandes und des Nährstoffstatus in der Ziethener Moränenlandschaft. In: Landschaften beobachten, nutzen und schützen. G. Lutze, A. Schultz & K.-O. Wenkel. Wiesbaden, Teubner Verlag: 89-105.
118. Macharis, C., J. Springael et al. (2004) PROMETHEE and AHP: The design of operational synergies in multicriteria analysis. Strengthening PROMETHEE with ideas of AHP. Eur. J. Oper. Res. 153: 307-317.
119. Malkina-Pykh, I. G. (2002) Integrated assessment models and response function models: pros and cons for sustainable development indices design. Ecological Indicators 2 (1-2): 93-108.
120. Marks, R., M.J. Müller et al. (1989) Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL). Deutsche Akademie für Landeskunde, Trier.
121. Mazzetto, F. & R. Bonera (2003) MEACROS: a tool for multi-criteria evaluation of alternative cropping systems. Eur. J. Agron. 18: 379-387.
122. McBride, A.C., V.H. Dale et al. (2011) Indicators to support environmental sustainability of energy systems. Ecological Indicators 11: 1277-1289.

## Literaturverzeichnis

---

123. Meadows, D. & H.-D. Heck (1973) Die Grenzen des Wachstums: Bericht des Club of Rome zur Lage der Menschheit.
124. Meixner, O. & R. Haas (2002) Computergestützte Entscheidungsfindung. Expert Choice und AHP - innovative Werkzeuge zur Lösung komplexer Probleme. Frankfurt/Wien
125. Meyer, R., A. Grundwald et al. (2007) Chancen und Herausforderungen neuer Energiepflanzen, Institut für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag. Arbeitsbericht Nr. 121.
126. Mirschel, W., G. Lutze et al. (2006) Klima und Wetter in der Agrarlandschaft Chorin - gestern, heute, morgen. In: Landschaften beobachten, nutzen und schützen. G. Lutze, A. Schultz & K.-O. Wenkel. Wiesbaden, Teubner Verlag: 49-59.
127. Mirschel, W., K.-O. Wenkel et al. (2009) YIELDSTAT - ein Modell zur regionalen Ertragsschätzung. Modellierung des Systems Nutzpflanze-Boden - Herausforderungen des 21. Jh.: Kurzfassungen der Beiträge zum Workshop am 26. und 27. Februar 2009 in Kiel. H. Kage, K.-C. Kersebaum & T. Müller. Göttingen, Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften: 43-47.
128. Mirschel, W., R. Wieland et al. (2006) Spatial Analysis and Modeling Tool (SAMT): 2. Applications. Ecological Informatics, Elsevier. 1: 77-85.
129. Müller, F., O. Fränze et al. (1996) Modellbildung in der Ökosystemforschung als Integrationsmittel von Empirie, Theorie und Anwendung - eine Einführung. In: Modellbildung und Simulation im Projektzentrum Ökosystemforschung: Ökosysteme und ökologische Prozesse im Bereich der Bornhöveder Seenkette. B. Breckling & M. Asshoff. Kiel Verein zur Förderung der Ökosystemforschung zu Kiel e.V. Bd. 4: 1-16.
130. Müller, L., U. Schindler et al. (2011) Konzept zur Bewertung von Ertragspotentialen für Lysimeterstandorte. 14. Gumpensteiner Lysimetertagung, Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein.
131. Munda, G., P. Nijkamp et al. (1995) Qualitative multicriteria methods for fuzzy evaluation problems: An illustration of economic-ecological evaluation. Eur. J. Oper. Res. 82: 79-97.
132. Müssner, R., O. Bastian et al. (2002) Gelbdruck "Leitbildentwicklung". In: Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. Bundesamt für Naturschutz. Bonn - Bad Godesberg, BfN-Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag: 329-355.
133. Ness, B., E. Urbelpiirsalu et al. (2007) Categorising tools for sustainability assessment. Ecological Economics 60(3): 498-508.
134. Nitsch, J., W. Krewitt et al. (2004) Ökologisch optimierter Ausbau der Nutzung erneuerbarer Energien in Deutschland. Stuttgart, Heidelberg, Wuppertal: DLR, IFEU, Wuppertal Institut für Klima, Umwelt und Energie, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) Referat Öffentlichkeitsarbeit.
135. OECD (1998) Towards sustainable development - Environmental indicators. Paris, OECD.
136. OECD (2001) Environmental Indicators for Agriculture - Methods and Results. Paris. Vol.3.
137. OECD (2003) OECD Environmental Indicators - Development, Measurement and Use. Paris.
138. Ossadnik, W. (1998) Mehrzielorientiertes strategisches Controlling. Heidelberg, Physica.
139. Pacini, C., A. Wossink et al. (2003) Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional farming systems: a farm and field-scale analysis. Agr. Ecosyst. Environ. 95: 273-288.
140. Park, J. & R.A.F. Seaton (1996) Integrative research and sustainable agriculture. Agr. Syst. 50: 81-100.
141. Pearce, D.W. & R.K. Turner (1990) Economics of Natural Resources and the Environment. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
142. Philipp, H.-J. (2006) Exkurs zur Nutzungsgeschichte der Gemarkung Klein Ziethen. In: Landschaften beobachten, nutzen und schützen: Landschaftsökologische Langzeit-Studie in der Agrarlandschaft Chorin 1992 - 2006. G. Lutze, A. Schultz & K.-O. Wenkel. Wiesbaden, Teubner Verlag.
143. Poschmann, C., C. Riebenstahl et al. (1998) Umweltplanung und -bewertung. Gotha, Justus Perthes Verlag.

144. pre-agro (2015) Forschungsprojekt pre agro. From: [www.preagro.de](http://www.preagro.de).
145. Reiche, E. W. & F. Müller (1994) Modelle als wissenschaftliche und praxisrelevante Instrumente in der Geoökologie. In: Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie. W. Schröder, L. Vetter & O. Fränzle. Braunschweig, Vieweg: 297-331 pp.
146. Reinhardt, G. & K. Scheurlen (2004) Naturschutzaspekte bei der Nutzung erneuerbarer Energien. Bonn, Bundesamt für Naturschutz.
147. Renard, K.G., G.R. Foster et al. (1997) Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning With the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). Washington DC, United States Department of Agriculture (USDA).
148. Rode, M. & H. Kanning (2010) Natur- und raumverträglicher Ausbau energetischer Biomassepfade. Stuttgart.
149. Roy, B. (1968) Classement et choix en présence de points de vue multiples (la méthode Électre). Rev. Fr. Informatique Recherche Opérationnelle 8: 57-75.
150. Saaty, L. T. & L. G. Vargas (2001) Models, Methods, Concepts & Applications of the Analytic Hierarchy Process. Boston, Kluwer Academic Publishers.
151. Saaty, T. L. (1980) The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation. New York, McGraw-Hill.
152. Sadok, W., F. Angevin et al. (2008) Ex ante assessment of the sustainability of alternative cropping systems: implications for using multi-criteria decision-aid methods. A review. Agronomy for Sustainable Development. France, EDR Sciences, INRA. 8: 163-174.
153. Sank, C. (2003) Untersuchung des Nachhaltigkeitsindikatorensatzes "Indikatoren für eine nachhaltige Entwicklung in NRW" und dessen Anwendung in der kommunalen Planungspraxis.
154. Sattler, C., U.J. Nagel et al. (2010) Integrated assessment of agricultural production practices to enhance sustainable development in agricultural landscapes. Ecological Indicators 10: 49-61.
155. Sattler, C., J. Schuler et al. (2006) Determination of Trade-off-functions to analyse the Provision of Agricultural Non-commodities. In: Int. J. Agricultural Resources, Governance and Ecology 5(2/3): 309-325.
156. Schmidt, J., M. v. Werner et al. (1996) Erosion 2D/3D; Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser. Dresden, Selbstverlag, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft.
157. Schmoltdt, D.L., J. Kangas et al. (2001) The Analytic Hierarchy Process in Natural Resource and Environmental Decision Making. London, Kluwer Academic Publishers.
158. Schwertmann, U., W. Vogl et al. (1987) Bodenerosion durch Wasser: Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Stuttgart, Eugen Ulmer.
159. Shrestha, R.K., J. Alavalapati et al. (2004) Exploring the potential for silvopasture adoption in South-central Florida: an application of SWOT-AHP method. Agr. Syst. 81: 185-199.
160. Sieber, S., K. Müller et al. (2008) Nachhaltigkeitsabschätzung mittels des Metamodells SIAT. In: Multifunktionalität: von der Wohlfahrtsökonomie zu neuen Ufern. oekom Verlag. München: 109-150
161. Spangenberg, J.H. (1996) Welche Indikatoren braucht eine nachhaltige Entwicklung? Neue Ansätze in der Umweltökonomie. J. Köhn & M.J. Welfens, Marburg: 203-225.
162. Spekat, A., W. Enke et al. (2007) Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES-Szenarios B1, A1B und A2. Dessau, Umweltbundesamt.
163. SRU (1994) Umweltgutachten. Stuttgart, Verlag Metzler-Poeschel.
164. SRU (1998) Umweltgutachten 1998 - Umweltschutz: Erreichtes sichern - Neue Wege gehen, Sachverständigenrat für Umweltfragen.
165. SRU (2007) Klimaschutz durch Biomasse. Berlin, SRU: 1-121.
-



166. Staats, J.-U. (2006) Die neuen Leitbilder der Raumentwicklung - Möglichkeiten zur Umsetzung durch die Bundesraumordnung. In: Informationen zur Raumentwicklung, Jg. 32. Heft 11/12: 693-700
167. Steiner, N. (2002) Modellierung der Artendiversität auf verschiedenen Skalenebenen in Abhängigkeit von der Landschaftsstruktur. Treffpunkt Biologische Vielfalt II. BfN: 205-208.
168. Steinhardt, U. & M. Volk (1999) Regionalisierung in der Landschaftsökologie - Forschung, Planung, Praxis. Stuttgart, Leipzig, B.G. Teubner.
169. Sulser, T. B., M. L. Duryea, et al. (2001) A field practical approach for assessing biophysical sustainability of alternative agricultural systems. Agr. Syst. 68: 113-135.
170. TBA (2005) Alternative Kulturpflanzen und Anbauverfahren (Autor: Meyer, R.). Endbericht zu Teil I des TA-Projektes "Moderne Agrartechniken und Produktionsmethoden - ökonomische und ökologische Potentiale". TBA-Arbeitsbericht Nr. 103. Berlin, Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag.
171. Tebbe, C., T.-H. Anderson et al. (2002) Biologische Wechselwirkungen: Wie wichtig ist Vielfalt für die Funktion von Böden?. Angewandte Wissenschaft 494: 160-165.
172. Thüneninstitut (2015) Modellsteckbrief RAUMIS.  
From: <http://www.ti.bund.de/de/startseite/institute/lr/forschungsbereiche/politikfolgenabschaetzung/vti-modellverbund/raumis.html>.
173. UBA (1998) Nachhaltiges Deutschland Wege zu einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Umweltbundesamt (Hrsg.). Erich Schmidt Verlag GmbH.
174. v. Zwehl, W. (1993) Handwörterbuch der Betriebswirtschaft, Schäffer-Poeschel.
175. Van Cauwenbergh, N. (2007) SAFE - A hierarchical frame-work for assessing the sustainability of agricultural systems. Agriculture Ecosystems & Environment 2-4: 229-242.
176. Van Ittersum, M.K., F. Ewert et al. (2008) Integrated assessment of agricultural systems- a component based framework for the European Union (SEAMLESS). Agricultural Systems 96: 150-165.
177. von Carlowitz, H.C. & J. Hamberger (2013) Sylvicultura oeconomica oder Haußwirthliche Nachricht und Naturmäßige Anweisung zur Wilden Baum-Zucht München. oekom verlag. München.
178. von Haaren, C. (2004) Landschaftsplanung. Ulmer/UTB. Stuttgart.
179. WBGU (2009) Welt im Wandel: Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung. Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen. Berlin.
180. Weber, K. (1993) Mehrkriterielle Entscheidungen. München, Verlag Oldenbourg.
181. Wenkel, K.-O. & A. Schultz (1999) Vom Punkt zur Fläche - das Skalierungs- und Regionalisierungsproblem aus Sicht der Landschaftsmodellierung. In: Regionalisierung in der Landschaftsökologie. U. Steinhardt & M. Volk. Stuttgart, Leipzig, B. G. Teubner: 19-42 pp.
182. Werner, A., H.-P. Ende et al. (2008) Oberflächengestalt, Wasserhaushalt und Böden. In: Zur Zukunft ländlicher Räume - Entwicklungen und Innovationen in peripheren Regionen Nordostdeutschlands. Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften. Berlin, Akademie Verlag: 15-24.
183. Werner, A., S. Beetz et al. (2008) Entwicklungen seit 1990. In: Zur Zukunft ländlicher Räume - Entwicklungen und Innovationen in peripheren Regionen Nordostdeutschlands. Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften. Berlin, Akademie Verlag: 49-56.
184. Werner, A., A. Werner et al. (2014) Ex ante assessment of crop rotations focusing on energy crops using a multi-attribute decision-making method." Ecological Indicators Volume 45: 110-122.
185. Wiegleb, G. (1999) Stellung der Bewertung im Rahmen der "guten naturschutzfachlichen Praxis". In: Naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen der Leitbildmethode. G. Wiegleb, F. Schulz & U. Bröring. Heidelberg, Physica-Verlag: 37-47.

186. Wiegleb, G. (1997) Leitbildmethode und naturschutzfachliche Bewertung. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 6: 43-62.
187. Wiegleb, G., U. Bröring et al. (2006) Leitbilder und Leitbildentwicklung in der naturschutzfachlichen Planung. Handbuch der Umweltwissenschaften. Landsberg am Lech, Ecomed Verlag: 1-14.
188. Wieland, R. (2010) Modell EROSION zur Berechnung der potentiellen Erosionsgefährdung im LandCaRe DSS. Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung. Münchenberg.
189. Wieland, R., W. Mirschel et al. (2007) Spatial Analysis and Modelling Tool V2.0 - Systems Design. Modellierung und Simulation von Ökosystemen. Aachen, Shaker Verlag: 78-96.
190. Wieland, R., M. Voss et al. (2006) Spatial Analysis and Modeling Tool (SAMT): 1. Structure and possibilities. Ecological Informatics, Elsevier. 1: 67-76.
191. Wiggering, H. & H.-P. Ende (2010) Zero emissions region north-eastern Brandenburg – between climate adaptation and challenges for innovative land use. Innovations in European Rural Landscapes. Berlin Heidelberg, Springer-Verlag 115-135.
192. Wiggering, H., K. Helming et al. (2005) Multifunktionalität und deren Quantifizierung. Agrarische Rundschau. 6: 8-10.
193. Wiggering, H., F. Müller et al. (2004) Umweltziele und Indikatoren - Wissenschaftliche Anforderungen an ihre Festlegung und Fallbeispiele, Springer-Verlag.
194. Wiggering, H., A. Werner et al. (2008) Bislang nicht marktfähige Güter und Leistungen. In: Zur Zukunft ländlicher Räume - Entwicklungen und Innovationen in peripheren Regionen Nordostdeutschlands. Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften. Berlin, Akademie Verlag: 354-369.
195. Williams, P.R.D., D. Inman et al. (2009) Environmental and sustainability factors associated with next-generation biofuels in the U.S.: What do we really know?. Environmental Science Technology 43: 4763-4775.
196. Zanakis, S.H., A. Solomon et al. (1998) Multi-attribute decision making: A simulation comparison of selection methods. Eur. J. Oper. Res. (107): 507-529.
197. Zander, P. (2003) Agricultural land use and conservation options – a modeling approach. Dissertation, Wageningen University: 1-221.
198. Zangemeister, C. (1976) Nutzwertanalyse in der Systemtechnik. 4. Auflage. München : Wittmannsche Buchhandlung.
199. Zapf, W. (1977) Soziale Indikatoren - Eine Zwischenbilanz. Sozialpolitik und Sozialberichterstattung. H. J. Z. Krupp, W. Frankfurt/New York, Campus: 231-246.
200. Zehlius-Eckert, W. (1998) Arten als Indikatoren in der Naturschutz- und Landschaftsplanung: Definitionen, Anwendungsbedingungen und Einsatz von Arten als Bewertungsindikatoren. In: Aussagekraft und Relevanz für die praktische Naturschutzarbeit; Fachtagung, 25. - 26. März 1998 in Eching bei München. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege. Laufen. 8: 9-32.
201. Zhang, J. & M. Goodchild (2002) Uncertainty in Geographical Information. London, Taylor & Francis.

## Tabellenverzeichnis

Tab. 1	Gütekriterien von Bewertungsverfahren.....	8
Tab. 2	Methodische Anforderungen an die Elemente eines Bewertungsvorganges .....	11
Tab. 3	Entscheidungsregeln multiattributiver Bewertungsverfahren .....	13
Tab. 4	Methodische Charakteristika der Nutzwertanalyse .....	16
Tab. 5	Beschreibung der Charakteristika des Analytischen Hierarchieprozesses...	17
Tab. 6	Gegenüberstellung der Nutzwertanalyse und des Analytischen Hierarchieprozesses auf Basis arbeitsspezifischer Anforderungen .....	19
Tab. 7	Vor- und Nachteile im Zusammenhang mit der Leitbildmethode.....	23
Tab. 8	Die drei generellen Ziele des HGF-Ansatzes und ihnen zugeordnete substanzielle Regeln .....	29
Tab. 9	Anforderungen an Indikatoren.....	34
Tab. 10	Spezifische Vor- und Nachteile von Konzepten der Indikatorenselktion ....	37
Tab. 11	Relationen und Interpretationen auf verschiedenen Skalenniveaus .....	38
Tab. 12	Gebräuchliche Skalentransformationen und ihre Charakteristika .....	39
Tab. 13	Ursachen für Unsicherheiten in den Arbeitsschritten der Modellbildung und -anwendung .....	54
Tab. 14	Modelle zur Abbildung und Berechnung diskreter und kontinuierlicher Variablen.....	57
Tab. 15	Gegenüberstellung der Vor- und Nachteile gridbasierter und polygonbasierter Datenstrukturierung .....	58
Tab. 16	Prioritätenberechnung mit der Eigenvektormethode .....	80
Tab. 17	Berechnung der lokalen Prioritätenvektoren der Indikatoren in Bezug auf das Leitbild .....	81
Tab. 18	Übersicht gewählter Indikatoren und ihre Wechselwirkung auf Ziele des Leitbildes „Nachhaltige Bioenergieregion“ .....	97
Tab. 19	Kennwertklassifizierung des mittleren jährlichen Bodenabtrags .....	98
Tab. 20	Beschreibung der Fruchtfolgen FF1 – FF4 .....	101
Tab. 21	Berechnete Mittelwerte des <i>R</i> -Faktors für die Zeitschritte 2005, 2015, 2025 und 2035 .....	103

Tab. 22 Nachweis der Standardabweichung der berechneten $R$ -Faktoren in den Zeitschritten 2005, 2015, 2025 und 2035 .....	103
Tab. 23 Berechnung der Prioritätenvektoren der Indikatoren in Bezug auf die Ziele der Ebene 2 der Entscheidungshierarchie .....	105
Tab. 24 Berechnung der Prioritätenvektoren der Ziele in Bezug auf das Leitbild der Ebene 1 der Entscheidungshierarchie .....	106
Tab. 25 Berechnung der lokalen Prioritätenvektoren der Indikatoren ( <i>Matrix C</i> ) in Bezug auf das Leitbild der Ebene 1 der Entscheidungshierarchie .....	106
Tab. 26 Ergebnisse der Schritte 3, 4 und 5: ein Beispiel einer Gridzelle (Zeile 156, Spalte 145) der Untersuchungsregion für das Simulationsjahr 2025 .....	108
Tab. 27 Ergebnisse des relativen Fruchtfolgenrankings in Bezug auf das Leitbild „Nachhaltige Bioenergieregion“. Globale Prioritätenvektoren ( $G$ ) der Fruchtfolgen FF1, FF2, FF3 und FF4 für die Simulationsjahre 2015 und 2025 sowie die absoluten Flächenanteile in ha.....	111

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 1	Allgemeiner Ablauf und Handlungsschritte einer Bewertung .....	9
Abb. 2	Methodischer Ablauf der Verfahrensauswahl.....	15
Abb. 3	Zwecke der Modellierung .....	45
Abb. 4	Validierung und Verifikation im Modellbildungsprozess .....	46
Abb. 5	Verhaltensklärende Modelle enthalten die essentielle Wirkungsstruktur des realen Systems.....	47
Abb. 6	Phasen und Produkte im Modellbildungsprozess .....	48
Abb. 7	Code Syntax .....	73
Abb. 8	Flussdiagramm der methodischen Arbeitsschritte 1 bis 5 mit dem Ziel der ex-ante-Bewertung von Fruchtfolgen .....	77
Abb. 9	Hierarchische Struktur in Anlehnung an Saaty 2002 (links) und Entscheidungshierarchie des Projektes auf vier Ebenen (rechts) .....	78
Abb. 10	Paarvergleiche .....	79
Abb. 11	Evaluationsmatrix.....	79
Abb. 12	Geographische Lage der Untersuchungsregion in Deutschland (1) und dem Bundesland Brandenburg (2) .....	86
Abb. 13	Verteilung der Ackerflächen nach Ackerzahl-Klassen.....	90
Abb. 14	Schematische Darstellung der Rasterstruktur der Untersuchungsregion...	102
Abb. 15	Anwendungsspezifische Entscheidungshierarchie und ihre Elemente .....	104
Abb. 16	Position einer beispielhaft gewählten Gridzelle für die Dokumentation der Ergebnisse .....	108
Abb. 17	Ergebnisse des relativen Fruchtfolgenrankings in Bezug auf das Leitbild „Nachhaltige Bioenergieregion“. Dargestellt sind die globalen Prioritätenvektoren (G) der Fruchtfolgen FF1, FF2, FF3 und FF4 für die Simulationsjahre 2015 (graue Linie) und 2025 (schwarze Linie) sowie die absoluten Flächenanteile in [ha].....	110
Abb. 18	Räumliche Verteilung der globalen Prioritätenvektoren der Fruchtfolge FF2 für die Simulationsjahre 2015 und 2025 in Bezug auf das Leitbild „Nachhaltige Bioenergieregion“ .....	112

Abb. 19 Räumliche Verteilung der globalen Prioritätenvektoren der Fruchtfolge FF3 für die Simulationsjahre 2015 und 2025 in Bezug auf das Leitbild „Nachhaltige Bioenergieregion“ .....	113
Abb. 20 Gewählter Landschaftsausschnitt innerhalb der Untersuchungsregion.....	114
Abb. 21 Räumliche Verteilung der globalen Prioritätenvektoren der Fruchtfolgen FF2 und FF3 in einem Landschaftsausschnitt der Untersuchungsregion für die Simulationsjahre 2015 und 2025 in Bezug auf das Leitbild „Nachhaltige Bioenergieregion“ .....	115

## Formelverzeichnis

Formel 1	Berechnung des lokalen Prioritätenvektors der Fruchtfolgen für eine Gridzelle in Abhängigkeit vom Simulationsjahr .....	82
Formel 2	Berechnung des lokalen Prioritätenvektors der Fruchtfolgen mit dem Reziprokwert für eine Gridzelle in Abhängigkeit vom Simulationsjahr .....	82
Formel 3	Berechnung der globalen Prioritätenvektoren der Fruchtfolgen für eine Gridzelle in Abhängigkeit vom Simulationsjahr .....	83
Formel 4	Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (ABAG) .....	98
Formel 5	Berechnung der Erosivität der Niederschläge - Regressionsgleichung für Brandenburg .....	99

## Anhang

### Thesen der Arbeit

- T1. Vielfältige Ansprüche an die Nutzung und die Dienstleistungen von Agrarlandschaften sowie gesellschaftliche Anforderungen im Hinblick auf Klima- und Umweltschutz stellen neue Anforderungen an die Steuerung von landwirtschaftlichen Nutzungsänderungen.
- T2. Die strategische Entwicklung des ländlichen Raumes bedarf insbesondere bei der Leitbilddefinition, der Zielformulierung, des Strategieprozesses und bei der Auswahl geeigneter und zielführender Landnutzungen wissenschaftlicher Unterstützung, um komplexe Zusammenhänge der nachhaltigen Nutzung abzubilden.
- T3. Die Bewertung der Auswirkungen landwirtschaftlicher Landnutzungen ist ein zentraler Aspekt bei der Planung und Gestaltung nachhaltiger, zielgerichteter Planungen. Eine derartige Bewertung ist nur realistisch und regional wirksam, wenn sowohl die Komplexität der Wirkungen als auch die persönlichen Meinungen und Prioritäten lokaler Akteure berücksichtigt werden. Aufgrund dessen kann eine derartige Bewertung als ein typisches Entscheidungsproblem bezeichnet werden, welches die Nutzung einer Methode zur Entscheidungsfindung sinnvoll macht.
- T4. Die ganzheitliche, nachhaltige Betrachtung von Nutzungsoptionen entzieht sich aufgrund ihrer komplexen wissenschaftlichen und strategisch-planerischen Zusammenhänge derzeit einer zuverlässigen und regional akzeptierten Vorhersage und Bewertung durch bestehende Entscheidungsunterstützungs- und Bewertungsmethoden.
- T5. Simulationsmodelle sind geeignete Werkzeuge, um ex-ante Auswirkungen von landwirtschaftlichen Landnutzungen vorherzusagen. Im Rahmen der strategischen Entwicklung ländlicher Räume sind sie jedoch erst zielführend einsetzbar, wenn sie Teil eines ganzheitlichen, regional verorteten Bewertungs- und Planungsprozesses werden.
- T6. Die anhaltende Energiepreissteigerung wird langfristig jede landwirtschaftliche Nutzung zur Energiegewinnung wirtschaftlich gestalten. Dies geht zu Lasten des Leistungsvermögens des Naturhaushaltes. Daher sind monetäre Kennzahlen allein nicht in der Lage die nachhaltige Entwicklung ländlicher Räume zu beschreiben.
- T7. Das Standortpotential landwirtschaftlich genutzter Flächen kann durch die Bewertung und den Vergleich verschiedener Nutzungsoptionen konkretisiert werden. Damit lässt sich eine Spezifikation angestrebter Nutzungen auf regionaler Ebene vornehmen, welche z.B. Vorranggebiete markiert, in denen Umweltschutz nicht nachrangig behandelt werden darf. Empfehlungen dieser Art geben dem ländlichen Raum breite Entwicklungsmöglichkeiten und mehr Flexibilität.



- T8. Die Analyse der Auswirkungen von Nutzungsoptionen erlaubt eine Feinsteuerung dieser und damit die Schaffung geeigneter Landschaftsstrukturen zur Entwicklung oder zum Erhalt der Multifunktionalität einer Landschaft.
- T9. Mit Verbesserung der Datenquantität und -qualität lassen sich vergleichende Bewertungen verschiedener Nutzungen bis auf Betriebsebene führen, die dann auf den Leitbildgedanken zur Entwicklung einer Region reflektieren.
- T10. Vergleichende Bewertungen zwischen überregionalen und regionalen Leitbildern, zwischen vergleichbaren Alternativen als Nutzungsoptionen, geben der Politik die Möglichkeit, sachgerecht und zielgerichtet Entwicklungen der landwirtschaftlichen Landnutzung zu steuern, zu honorieren bzw. ggf. zu sanktionieren. Um entsprechende Systeme aufstellen zu können, besteht weiterer Forschungsbedarf.
- T11. Die Verflechtung eines diskursiven Strategieprozesses mit wissenschaftlich fundierten Simulationsmodellen schafft eine neue Qualität in der Bewertung der Entwicklung des ländlichen Raumes.

## Selbstständigkeitserklärung

Hiermit erkläre ich,  
dass ich die vorliegende Doktorarbeit mit dem Titel:

**Eine Entscheidungsunterstützungsmethode zur ex-ante-Bewertung  
von landwirtschaftlichen Nutzungsänderungen**

selbstständig und nur unter Verwendung der angegebenen Quellen und Hilfsmittel  
angefertigt habe.



Rostock, den 15. Dezember 2014