

Entwicklung von Landnutzungsszenarien für landschaftsökologische Fragestellungen



Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades
Doktor der Naturwissenschaften (Dr.rer.nat.)
in der Wissenschaftsdisziplin Geoökologie

Eingereicht an der
Mathematisch-Naturwissenschaftlichen
Fakultät der Universität Potsdam
im Februar 2002

Hauptreferent:

Prof. Dr. Axel Bronstert

Koreferent/in:

Prof. Dr. Wolfgang Cramer

Dr. Uta Steinhardt

verfasst von

Uta Fritsch



Vorwort

Die vorliegende Dissertation entstand am Potsdam Institut für Klimafolgenforschung im Rahmen eines vom Umweltbundesamt geförderten Projekts mit dem Titel »Quantifizierung des Einflusses der Landnutzung und -bedeckung auf den Hochwasserabfluss in Flussgebieten unter Berücksichtigung der aktuellen Bodenbearbeitung, des Zustandes der Vegetationsdecke und möglicher Klimaänderungen«.

Die Ergebnisse daraus flossen in das übergeordnete LAHoR-Projekt (Quantifizierung des Einflusses der Landoberfläche und der Ausbaumaßnahmen am Gewässer auf die Hochwasserbedingungen im Rheingebiet) ein, das vom INTERREG-IIc-Programm der Europäischen Union finanziert wurde. Die letzten drei Monate dieser Dissertation wurde ich aus dem PIK-Etat finanziert, wofür ich mich herzlich bedanken möchte.

An dieser Stelle möchte ich mich außerdem bei allen bedanken, die am Entstehen meiner Dissertation beteiligt waren:

Herrn Prof. Dr. Axel Bronstert danke ich dafür, dass er mir die Chance gegeben hat, an den oben genannten Projekten unter äußerst angenehmen Rahmenbedingungen mitzuarbeiten. Ich möchte ihm meinen Dank aussprechen, dass er mich ermutigt und gefördert hat, die dabei entstandenen Ergebnisse auf internationalen Konferenzen zu präsentieren und daraus eine Dissertation zu entwickeln, die er mit vielen nützlichen Vorschlägen und Ideen unterstützt hat.

Herrn Prof. Dr. Wolfgang Cramer möchte ich für die nützlichen Diskussionen und die Präzisierungsvorschläge meiner Aussagen danken.

Für die intensive Betreuung der Arbeit, die zahlreichen wertvollen Anregungen, Tipps und Ideen zur Verbesserung der Aussagen sowie die persönlichen Ermunterungen bin ich ganz besonders Frau Dr. Uta Steinhardt zu Dank verpflichtet; überdies für ihre stets prompte Reaktion auf neue Ergebnisse.

Meinem ehemaligen Kollegen Dr. Daniel Niehoff danke ich für die harmonische Zusammenarbeit, die aufgrund seines feinfühligsten Humors und seiner uneingeschränkten Loyalität zur Freundschaft erwachsen ist. Dankbar bin ich für seine oft sehr kritischen Anmerkungen, seine Hilfsbereitschaft und seine Anteilnahme an der Entstehung dieser Arbeit.

Ferner möchte ich mich bei meiner Familie, meinen Freunden und Freundinnen für ihre moralische Unterstützung herzlichst bedanken. Ich freue mich, dass sie mir trotz extremer Vernachlässigung im letzten halben Jahr nicht die Freundschaft gekündigt, sondern mich ermutigt und unterstützt haben. Meiner Schwester Eva Erpenstein bin ich äußerst dankbar für die Unterstützung bei der Bewältigung der deutschen Rechtschreibregeln.

Den größten Dank schulde ich meinem Liebs-ten Marc Zebisch, der mit seinen phantastischen Kochkünsten einen nicht unerheblichen Beitrag geleistet hat.

Uta Fritsch,

Potsdam, im Februar 2002

Inhalt

Abbildungsverzeichnis	VI
Tabellenverzeichnis	VIII
Kartenverzeichnis	IX
Zusammenfassung	XI
Summary	XIII
Einleitung	
1.1 Problemstellung	1
1.2 Zielsetzung	2
1.3 Vorgehensweise	2
Grundlagen	
2.1 Landschaft im Wandel	5
2.1.1 Landschaft	5
2.1.2 Landnutzung und Landbedeckung	6
2.1.3 Landschaftsökologie	7
2.1.4 Landschaftsbewertung	8
2.1.5 Zeit- und Raumskalen	8
2.2 Landnutzungsszenarien	9
2.3 Landnutzungsänderungen	10
2.3.1 Systemänderungen	10
2.3.2 Faktoren der Landnutzungsänderung	11
2.3.3 Rechtliche Grundlagen	13
2.4 Trends in der Landnutzung	14
2.4.1 Historische Entwicklung	14
2.4.2 Trends in den einzelnen Landnutzungskategorien	14
2.4.2.1 Siedlungs-, Industrie- und Verkehrsflächen	14
2.4.2.2 Landwirtschaftlich genutzte Flächen	15

Inhalt

2.4.2.3 Wald und naturnahe Landschaften	18
2.5 Modellierung von Landnutzungsänderungen	20
2.5.1 Erfordernis der Modellierung	20
2.5.2 Nicht-räumliche Modelle	20
2.5.3 Räumliche Modelle	21
2.5.3.1 Statische Modelle	22
2.5.3.2 Dynamische Modelle	23
2.5.4 Fazit	25
2.6 Landschaftsökologische Fragestellung: Einfluss von Landnutzung auf Hochwasser	26
2.6.1 Hochwasserentstehung	26
2.6.2 Einfluss von Landnutzung auf die Hochwasserentstehung	26
2.6.3 Hydrologisches Modell	28
2.7 Anforderungen an das Landnutzungsmodell	29

Untersuchungsgebiete

3.1 Überblick über die drei ausgewählten Einzugsgebiete	31
3.1.1 Auswahl der Untersuchungsgebiete	31
3.1.2 Untersuchungsmaßstab	32
3.1.3 Datenlage	32
3.2 Lein	39
3.2.1 Klimatische Verhältnisse	39
3.2.2 Geologie und Böden	39
3.2.3 Gewässer und Grundwasser	39
3.2.4 Bevölkerung und Wirtschaft	39
3.2.5 Landnutzung im Jahr 1844	40
3.2.6 Aktuelle Landbedeckung und Landnutzung	40
3.3 Körsch	41
3.3.1 Klimatische Verhältnisse	41
3.3.2 Geologie und Böden	41
3.3.3 Gewässer und Grundwasser	41
3.3.4 Bevölkerung und Wirtschaft	41
3.3.5 Landnutzung im Jahr 1836	42
3.3.6 Aktuelle Landbedeckung und Landnutzung	42
3.4 Lenne	43
3.4.1 Klimatische Verhältnisse	43
3.4.2 Geologie und Böden	43
3.4.3 Gewässer und Grundwasser	43
3.4.4 Bevölkerung und Wirtschaft	43
3.4.5 Landnutzung im Jahr 1841	44
3.4.6 Aktuelle Landbedeckung und Landnutzung	44

Das Landnutzungsmodell LUCK

4.1 Modellkonzept	45
4.1.1 Bewertung nach Standortfaktoren	46
4.1.2 Nachbarschaftsbeziehungen	47
4.1.3 Skalen- und Raumbezug	48
4.1.4 Datenbedarf und mögliche Datenquellen	49

4.1.5	Modelltechnik	50
4.2	Ausdehnung der Siedlungsgebiete	51
4.2.1	Ableitung von Hypothesen	51
4.2.2	Vorgehensweise	52
4.2.2.1	Ableitung der Standortbewertung	52
4.2.2.2	Räumliche Umsetzung der Siedlungsausbreitung	52
4.2.3	Exemplarische Sensitivitätsuntersuchungen	53
4.2.3.1	Einfluss der Parametrisierung	53
4.2.3.2	Einfluss der Standortbedingungen	55
4.2.3.3	Einfluss der Ausgangsgestalt	56
4.2.4	Kalibrierung und Validierung anhand historischer Landnutzungsdaten	56
4.2.4.1	Lein	58
4.2.4.2	Körsch	59
4.2.4.3	Lenne	60
4.3	Stilllegung von Grenzertragsackerflächen	63
4.3.1	Ableitung von Hypothesen	63
4.3.2	Vorgehensweise	63
4.3.2.1	Bestimmung des Ertragspotenzials	63
4.3.2.2	Wertigkeit der Einzeleigenschaften	64
4.3.2.3	Synthese der Einzeleigenschaften	66
4.3.2.4	Einfluss der Verknüpfungsart der Einzeleigenschaften	67
4.3.2.5	Räumliche Umsetzung der Stilllegung von Ackerflächen	68
4.3.3	Validierung der Hypothesen	69
4.3.3.1	Validierung mit Hilfe eines Pflanzenertragsmodells	69
4.3.3.2	Validierung der Hypothese über die optimale Flächennutzung	71
4.4	Etablierung von Schutzgebieten in Ufer- und Auenbereichen	72
4.4.1	Ableitung von Hypothesen	72
4.4.2	Vorgehensweise	73
4.4.3	Exemplarische Sensitivitätsstudien	74
4.4.4	Validierung der Hypothesen	74
4.4.4.1	Leingebiet	75
4.4.4.2	Körschgebiet	76
4.5	Verknüpfung der Teilmodelle	77
4.5.1	Hierarchie der Teilmodelle	77
4.5.2	Exemplarische Auswirkungen der Reihenfolge der Teilmodelle auf das Leingebiet	77

Ergebnisse der Landnutzungsmodellierung

5.1	Konzept der Modellanwendung	79
5.2	Ausdehnung der Siedlungsgebiete	81
5.2.1	Überregionaler Trend der Siedlungsflächenentwicklung	81
5.2.2	Lein	82
5.2.2.1	Siedlungsflächentrend	82
5.2.2.2	Ergebnis der Modellierung	82
5.2.3	Körsch	82
5.2.3.1	Siedlungsflächentrend	82
5.2.3.2	Ergebnis der Modellierung	84
5.2.4	Lenne	84

Inhalt

5.2.4.1 Siedlungsflächentrend	84
5.2.4.2 Ergebnisse der Modellierung	85
5.2.5 Exemplarische Auswirkung von Siedlungsflächen auf Hochwasser	86
5.2.5.1 Einfluss der Größe des Siedlungsflächenanteils	86
5.2.5.2 Einfluss der Lage der Siedlungsflächen	86
5.3 Stilllegung von Ackerflächen	87
5.3.1 Ableitung der Stilllegungsquote	87
5.3.2 Ergebnisse der Modellierung	87
5.3.2.1 Lein	87
5.3.2.2 Körsch	88
5.3.2.3 Lenne	90
5.3.3 Exemplarische Auswirkung von Stilllegung auf Hochwasser	91
5.4 Etablierung von Schutzgebieten in Ufer- und Auenbereichen	91
5.4.1 Ableitung des Szenarios	91
5.4.2 Ergebnisse der Schutzgebietsausweisung	92
5.4.2.1 Lein	92
5.4.2.2 Körsch	92
5.4.2.3 Lenne	92
5.4.2.4 Statistische Auswertung der Landnutzungen im Auenbereich	93
5.4.3 Exemplarische Auswirkung auf Hochwasser	93

Möglichkeiten der Regionalisierung

6.1 Definition von Regionalisierung	95
6.2 Übertragbarkeit des Modells auf andere Gebiete	95
6.3 Übertragbarkeit auf andere Skalen	96
6.3.1 Konzept der Regionalisierung für die Anwendung in anderen Skalen	96
6.3.2 Kleinere Skala: Flächennutzungsplan Schwaigern	96
6.3.3 Größere Skala: Neckareinzugsgebiet	98
6.4 Übertragbarkeit auf andere Fragestellungen	101

Diskussion und Ausblick

7.1 Diskussion der Modellkonzeption	103
7.1.1 Bewertung der Datengrundlage	103
7.1.1.1 Naturräumliche Daten	103
7.1.1.2 Landnutzungsdaten	103
7.1.1.3 Parametrisierung der Kriterien für Landnutzungsänderungen	105
7.1.2 Anpassung an das Fallbeispiel	105
7.1.2.1 Gebietsauswahl	105
7.1.2.2 Inhaltliche Ausrichtung des Landnutzungsmodells	106
7.1.3 Bewertung der Teilmodelle	106
7.1.3.1 Siedlungsausbreitung	106
7.1.3.2 Stilllegung von Grenzertragsackerflächen	107
7.1.3.3 Etablierung von Schutzgebieten in Ufer- und Auenstandorten	107
7.1.4 Sequenzieller Aufbau der Teilmodelle	108
7.1.5 Grenzen und Potenziale des Modells LUCK	108
7.2 Diskussion der Ergebnisse des Fallbeispiels	109
7.2.1 Ergebnisse der Landnutzungsmodellierung	109

7.2.2 Auswirkung auf die Hochwasserentstehung	109
7.3 Ausblick	110
Literatur	111
Anhang	121
A Datengrundlage	121
A.1 Quellen der räumlichen Daten.	121
A.2 Definition der CORINE-Landnutzungsklassen.	122
B Gesetzliche Grundlagen	124
B.1 Auszug aus § 30 des Bundesnaturschutzgesetzes	124
B.2 Auszug aus der EU-Wasserrahmenrichtlinie.	124
C Liste der entstandenen Veröffentlichungen	125
D Kopie der Steuerdatei	126
E Struktogramme des Modells	128
E.1 Hauptprogramm.	128
E.2 Ausgewählte Unterprogramme	128

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.1	Herangehensweise an die Fragestellung	3
Abb. 2.1	Raum–Zeit–Hierarchie der Landschaftsökologie	9
Abb. 2.2	Einflussfaktoren für Landnutzungsänderungen	12
Abb. 2.3	Überblick über die existierenden Modelltypen	21
Abb. 2.4	Schematische Übersicht über die wichtigsten Steuergrößen einer Hochwasserganglinie	27
Abb. 2.5	Überblick über die für die hydrologische Modellierung benötigten räumlichen Daten	28
Abb. 4.1	Ermittlung der Standortbewertung	46
Abb. 4.2	Ermittlung der Nachbarschaftsverhältnisse	48
Abb. 4.3	Übersicht über die Konzeption und den Ablauf des Modells	48
Abb. 4.4	Vorgehensweise der Landnutzungskonversion für die Siedlungsausbreitung	53
Abb. 4.5	Ergebnisse des Shape-Indexes für die Modellergebnisse der Sensitivitätsanalyse	55
Abb. 4.6	Vergleich der Siedlungsgrößen von historischer Situation, tatsächlichem Ist-Zustand und den Modellergebnissen der Kalibrierung bzw. Validierung an der Lein	59
Abb. 4.7	Vergleich der Siedlungsgrößen von historischer Situation, tatsächlichem Ist-Zustand und den Modellergebnissen der Kalibrierung bzw. Validierung an der Körsch	61
Abb. 4.8	Vergleich der Siedlungsgrößen von historischer Situation, tatsächlichem Ist-Zustand und den Modellergebnissen der Kalibrierung bzw. Validierung an der Lenne	62
Abb. 4.9	Schema der Ertragspotenzialberechnung	64
Abb. 4.10	Vergleich der unterschiedlichen Verknüpfungsmöglichkeiten für die Ertragspotenzialberechnung	68
Abb. 4.11	Ertragspotenzialberechnung aller Rasterzellen, die nicht für Siedlungszwecke genutzt werden, in den drei Untersuchungsgebieten	71
Abb. 4.12	Vorgehensweise für die Suche nach schützenswerten Auenbereichen	73
Abb. 4.13	Sensitivitätsuntersuchung der parametrisierbaren Höhendifferenz	74
Abb. 5.1	Auswirkung der räumlichen Verteilung der Landnutzungen für den Ist-Zustand und einer zufälligen Verteilung auf die Abflussganglinie	80
Abb. 5.2	Klassifizierung der Landkreise des Rheineinzugsgebiets von Maxau bis Lobith und ihre prognostizierten Entwicklungstrends	81
Abb. 5.3	Prognostizierte Siedlungsflächenentwicklung im Leingebiet	82
Abb. 5.4	Prognostizierte Siedlungsflächenentwicklung im Körschgebiet	83
Abb. 5.5	Prognostizierte Siedlungsflächenentwicklung für das Lennegebiet	85
Abb. 5.6	Einfluss der Größe des Siedlungsflächenanteils auf die Abflussganglinie	86
Abb. 5.7	Einfluss der Lage der Siedlungsflächen auf die Abflussganglinie	86
Abb. 5.8	Verteilung von 33% Stilllegungsfläche auf die verschiedenen Klassen der ackerbaulichen Ertragsgüte im Leingebiet	88
Abb. 5.9	Verteilung von 33% Stilllegungsfläche auf die verschiedenen Klassen der ackerbaulichen Ertragsgüte im Körschgebiet	89
Abb. 5.10	Verteilung von 33% Stilllegungsfläche auf die verschiedenen Klassen der ackerbaulichen Ertragsgüte im Lennegebiet	91

Abb. 5.11 Hydrologische Auswirkung auf die Ganglinie des exemplarischen Hochwassers infolge einer Stilllegung von 10% der Ackerfläche	91
Abb. 5.12 Anteil der verschiedenen Landnutzungen am sensiblen Ufer- und Auenbereich in allen drei Untersuchungsgebieten	93
Abb. 5.13 Hydrologische Auswirkung auf die Abflussganglinie infolge einer Etablierung eines Biotopverbundnetzes entlang der Ufer- und Auenbereiche	93
Abb. 6.1 Aufsummierte Flächenanteile der Siedlungen für die CORINE-Datengrundlage und das Modellergebnis einer Siedlungsausbreitung von 10% mehr Siedlung im Neckareinzugsgebiet	100

Tabellenverzeichnis

Tab. 4.1	Benötigte Eingangsdaten	49
Tab. 4.2	Erforderliche Auflösung der Landnutzungsklassen.....	49
Tab. 4.3	Mögliche Datenquellen für Deutschland	50
Tab. 4.4	Klassifizierung der Hangneigung	52
Tab. 4.5	Klassifizierung der Bodentypen	64
Tab. 4.6	Klassifizierung der Bodenart	65
Tab. 4.7	Klassifizierung der Gründigkeit	66
Tab. 4.8	Klassifizierung der höhenabhängigen Ertragsbeeinträchtigung.....	66
Tab. 6.1	Auswahl an Modellen, die räumliche Landnutzungsmuster als Eingangsdaten benötigen.....	101
Tab. A.1	Digitale räumliche Gebietsinformation für die Untersuchungsgebiete	121

Kartenverzeichnis

Karte 3.1	Lage der drei Untersuchungsgebiete im Einzugsgebiet des Rheins.	31
Karte 3.2	Topographie der drei Untersuchungsgebiete	33
Karte 3.3	Verteilung der Bodenarten in den drei Untersuchungsgebieten.	34
Karte 3.4	Verteilung der Bodentypen in den drei Untersuchungsgebieten	35
Karte 3.5	Historische Landnutzung in den drei Untersuchungsgebieten.	36
Karte 3.6	Aktuelle Landnutzung in den drei Untersuchungsgebieten	37
Karte 3.7	Ortsübersicht für die drei Untersuchungsgebiete	38
Karte 4.1	Untersuchung der Sensitivität des Modells auf verschiedene Schwellenwerte	54
Karte 4.2	Einfluss der Standortbedingungen auf die Entwicklung der Siedlungsausbreitung.	56
Karte 4.3	Untersuchung des Einflusses der Ausgangsgestalt auf das Ergebnis.	57
Karte 4.4	Vergleich von Kalibrierung, Validierung und aktuellem Ist-Zustand an der Lein	59
Karte 4.5	Vergleich von Kalibrierung, Validierung und aktuellem Ist-Zustand an der Körsch	61
Karte 4.6	Vergleich von Kalibrierung, Validierung und aktuellem Ist-Zustand an der Lenne.	62
Karte 4.7	Vergleich der Ertragspotenzialbewertung durch die Modelle SWIM und LUCK.	70
Karte 4.8	Validierung der Ausweisung von schützenswerten Ufer- und Auenbereichen an der Lein	75
Karte 4.9	Validierung der Ausweisung von schützenswerten Ufer- und Auenbereichen an der Körsch	76
Karte 4.10	Auswirkungen der unterschiedlichen Modellierungsreihenfolge der Teilmodelle auf das Endergebnis am Beispiel der Lein	78
Karte 5.1	Ist-Zustand und zufällige Verteilung der selben Landnutzungsanteile im Leingebiet.	80
Karte 5.2	Modellergebnis des Siedlungsausbreitungsszenarios für das Leingebiet im Jahr 2010.	83
Karte 5.3	Modellergebnis des Siedlungsausbreitungsszenarios für das Körschgebiet im Jahr 2010.	84
Karte 5.4	Modellergebnis des Siedlungsausbreitungsszenarios für das Lennegebiet im Jahr 2010	85
Karte 5.5	Ertragspotenzialbewertung durch LUCK im Leingebiet	87
Karte 5.6	Mögliche Auswirkungen der <i>Agenda 2000</i> auf das Einzugsgebiet der Lein.	88
Karte 5.7	Bewertung der Standorteignung für Acker im Körschgebiet.	88
Karte 5.8	Mögliche Auswirkungen der <i>Agenda 2000</i> im Körschgebiet	89
Karte 5.9	Bewertung des potenziellen Ertragsniveaus an der Lenne.	90
Karte 5.10	Mögliche Auswirkungen der <i>Agenda 2000</i> im Lennegebiet	90
Karte 5.11	Ergebnis der schrittweisen Schutzgebietsausweisung in Ufer- und Auenbereichen im Leingebiet	92
Karte 5.12	Ergebnis der schrittweisen Schutzgebietsausweisung in Ufer- und Auenbereichen im Körschgebiet	92
Karte 5.13	Ergebnis der schrittweisen Schutzgebietsausweisung in Ufer- und Auenbereichen im Lennegebiet.	93
Karte 6.1	Vergleich zwischen der Ausgangsdatenbasis CORINE, dem Flächennutzungsplan und dem Modellergebnis von LUCK	97

Inhalt

Karte 6.2	Vergleich zwischen der CORINE-Datenbasis mit geschützten Ufer- und Auenbereichen, dem Flächennutzungsplan und dem Modellergebnis von LUCK	98
Karte 6.3	Ergebnis der Landnutzungsmodellierung von einem Siedlungszuwachs von 10% für das Neckareinzugsgebiet	99
Karte 6.4	Prozentualer Flächenzuwachs der einzelnen Siedlungen für das Landnutzungsszenario mit der Annahme von 10% mehr Siedlungsfläche	100

Zusammenfassung

Die Landschaften Mitteleuropas sind das Resultat einer langwierigen Geschichte menschlicher Landnutzung mit ihren unterschiedlichen, z.T. konkurrierenden Nutzungsansprüchen. Durch eine überwiegend intensive Beanspruchung haben die direkten und indirekten Auswirkungen der Landnutzung in vielen Fällen zu Umweltproblemen geführt. Die Disziplin der Landschaftsökologie hat es sich zur Aufgabe gemacht, Konzepte für eine nachhaltige Nutzung der Landschaft zu entwickeln. Eine wichtige Fragestellung stellt dabei die Abschätzung der möglichen Folgen von Landnutzungsänderungen dar.

Für die Analyse der relevanten Prozesse in der Landschaft werden häufig mathematische Modelle eingesetzt, welche es erlauben die Landschaft unter aktuellen Verhältnissen oder hinsichtlich veränderter Rahmenbedingungen zu untersuchen. Die hypothetische Änderung der Landnutzung, die als *Landnutzungsszenario* bezeichnet wird, verkörpert eine wesentliche Modifikation der Rahmenbedingungen, weil Landnutzung maßgeblich Einfluss auf die natürlichen Prozesse der Landschaft nimmt. Während die Antriebskräfte einer solchen Änderung überwiegend von sozioökonomischen und politischen Entscheidungen gesteuert werden, orientiert sich die exakte Verortung der Landnutzungsänderungen an den naturräumlichen Bedingungen und folgt z.T. erkennbaren Regeln. Anhand dieser Vorgaben ist es möglich, räumlich explizite Landnutzungsszenarien zu entwickeln, die als Eingangsdaten für die Modellierung verschiedener landschaftsökolo-

gischer Fragestellungen wie z.B. für die Untersuchung des Einflusses der Landnutzung auf den Wasserhaushalt, die Erosionsgefahr oder die Habitatqualität dienen können.

Im Rahmen dieser Dissertation wurde das rasterbasierte *deterministische Allokationsmodell* LUCK (**Land Use Change Scenario Kit**) für die explizite Verortung der Landnutzungsänderungen entwickelt. Es basiert auf den in der Landschaftsökologie üblichen räumlichen Daten wie Landnutzung, Boden sowie Topographie und richtet sich bei der Szenarienableitung nach den Leitbildern der Landschaftsplanung. Das Modell fußt auf der Hypothese, dass das Landnutzungsmuster als Funktion seiner landschaftsökologischen Faktoren beschrieben werden kann. Das Veränderungspotenzial einer Landnutzungseinheit resultiert im Modell aus einer Kombination der Bewertung der *relativen Eignung des Standortes* für die jeweilige Landnutzung und der Berücksichtigung von *Standorteigenschaften der umliegenden Nachbarn*. Die Durchführung der Landnutzungsänderung im Modell ist iterativ angelegt, um den graduellen Prozess des Landschaftswandels nachvollziehen zu können.

Als Fallbeispiel für die Anwendung solcher räumlich expliziten Landnutzungsszenarien dient die Fragestellung, inwieweit Landnutzungsänderungen die Hochwasserentstehung beeinflussen. Um den Einfluss auf die Hochwasserentstehung für jede der Landnutzungskategorien – bebaute, landwirtschaftlich genutzte und naturnahe Flä-

chen – abschätzen zu können, wird im Landnutzungsmodell LUCK exemplarisch für jede Kategorie ein Teilmodell für die Veränderung von Landnutzung angeboten:

- (1) *Ausdehnung der Siedlungsfläche*: Dieses Teilmodell fußt auf der Annahme, dass sich Siedlungen nur in direkter Nachbarschaft bereits bestehender Bebauung und bevorzugt entlang von Entwicklungsachsen ausbreiten. Steile Hangneigungen stellen für potenzielle Standorte ein Hemmnis bei der Ausbreitung dar.
- (2) *Stilllegung von Grenzertragsackerflächen*: Gemäß der Hypothese, dass sich die Stilllegung von Ackerflächen an der potenziellen Ertragsleistung der Standorte orientiert, werden in diesem Teilmodell alle Ackerstandorte dahingehend bewertet und die Flächen mit der geringsten Leistungsfähigkeit stillgelegt. Bei homogenen Gebietseigenschaften werden die Stilllegungsflächen zufällig auf die Ackerfläche verteilt.
- (3) *Etablierung von Schutzgebieten in Ufer- und Auenbereichen*: Ausgehend von der These, dass sich entlang von Flüssen sensible Flächen befinden, deren Schutz positive Folgen für das Leistungsvermögen der Landschaft haben kann, werden in diesem Teilmodell schützenswerte Ufer- und Auenbereiche auf derzeit landwirtschaftlich genutzten Flächen ausgewiesen. Die Größe der Schutzgebietsfläche orientiert sich an der Morphologie der umgebenden Landschaft.

Die drei Teilmodelle wurden hinsichtlich der implizierten Hypothesen mit vielen unterschiedlichen Ansätzen validiert. Das Resultat dieser intensiven Analyse zeigt für jedes Teilmodell eine zufriedenstellende Tauglichkeit.

Die Modellierung der Landnutzungsänderungen wurden in drei mesoskaligen Flusseinzugsgebieten mit einer Fläche zwischen 100 und 500 km² durchgeführt, die sich markant in ihrer

Landnutzung unterscheiden. Besonderer Wert wurde bei der Gebietsauswahl darauf gelegt, dass eines der Gebiete intensiv landwirtschaftlich genutzt wird, eines dicht besiedelt und eines vorwiegend bewaldet ist.

Im Hinblick auf ihre Relevanz für die vorliegende Fragestellung wurden aus bestehenden Landnutzungstrends die Szenarien für (1) die prognostizierte Siedlungsfläche für das Jahr 2010, (2) die möglichen Konsequenzen des EU-weiten Beschlusses der *Agenda 2000* und (3) die Novelle des Bundesnaturschutzgesetzes aus dem Jahr 2001 abgeleitet.

Jedes Szenario wurde mit Hilfe des Modells auf die drei Untersuchungsgebiete angewendet. Dabei wurden für die Siedlungsausdehnung in allen drei Gebieten realistische Landnutzungsmuster generiert. Einschränkungen ergeben sich bei der Suche nach Grenzertragsstilllegungsflächen. Hier hat unter homogenen Gebietseigenschaften die zufällige Verteilung von Flächen für die Stilllegung zu einem unrealistischen Ergebnis geführt. Die Güte der Schutzgebietsausweisung ist maßgeblich an die aktuelle Landnutzung der Aue und die Morphologie des Geländes gebunden. Die besten Ergebnisse werden erzielt, wenn die Flächen in den Ufer- und Auenbereichen mehrheitlich unter derzeitiger Ackernutzung stehen und der Flusslauf sich in das Relief eingetieft hat.

Exemplarisch werden für jeden Landnutzungstrend die hydrologischen Auswirkungen anhand eines historischen Hochwassers beschrieben, aus denen jedoch keine pauschale Aussage zum Einfluss der Landnutzung abgeleitet werden kann.

Die Studie demonstriert die Bedeutung des Landnutzungsmusters für die natürlichen Prozesse in der Landschaft und unterstreicht die Notwendigkeit einer räumlich expliziten Modellierung für landschaftsökologische Fragestellungen in der Mesoskala.

Stichworte:

Landnutzungsszenarien, Landschaftsökologie, Modellierung von Landnutzungsänderung,

Siedlungsfläche, Grenzertragsstandorte, Schutzgebiete

Summary

Today's landscapes in Central Europe are the result of a long history of land-use, which is characterised by many different demands. The immediate and long-term consequences of predominantly intensive land-use have led to environmental problems in many cases. Therefore it is necessary to develop strategies for the maintenance of landscape efficiency which take into account the different claims of utilisation. In this context the estimation of possible impacts of land-use changes represents an important statement of problem.

For the analysis of the relevant processes within the landscape, it is common to apply mathematical models. Such models enable the investigation of the landscape under current conditions or with regard to modified boundary conditions. A hypothetical alteration of land-use, which is termed as *land-use scenario*, represents a substantial modification of the boundary conditions, because land-use exerts a strong influence on the natural processes of the landscape. While the driving forces are predominantly governed by socio-economical and political decisions, the exact location of land-use changes within the landscape mainly depends on the natural conditions and follows partly transparent rules. With these presumptions it is possible to develop land-use scenarios, which can serve as input data for the modelling of different questions of landscape ecology such as the influence of land-use on the water balance, the danger of erosion or the quality of habitat characteristics.

In the context of this thesis the grid-based *deterministic allocation model* LUCK (**L**and **U**se **C**hange **S**cenario **K**it) for the allocation of land-use changes was developed. It is based upon the types of spatial data, which are commonly used in landscape ecology, such as information on land-use, soils as well as topography. The derivation of scenarios follows the approaches of landscape planning. The model is based upon the hypothesis, that land-use structure can be described as a function of its landscape ecological factors. The potential of a site to become subject to land-use changes, results from a combination of its local qualities and the site characteristics of its neighbourhood. Land-use change is realised iteratively in order to simulate the gradual process of changes in the landscape.

The influence of land-use changes on flood generation serves as a case study to demonstrate the need for spatial explicit land-use scenarios. For each land-use category – built up areas, agriculturally used areas and natural/semi-natural land – the model LUCK offers a submodel for investigating the effect of land-use changes on flood generation:

- (1) *Expansion of settlement area*: This submodel is based upon the assumption that settlements spread only in the neighbourhood of already existing built-up areas and preferentially along infrastructural axes of development. Steep slopes inhibit the spreading on potential locations.

(2) *Set-aside of marginal yield sites under agricultural use:* Setting-aside of arable land is based on the hypothesis that the selection of arable land to be set-aside depends on the potential yield efficiency of the locations. Within this submodel all fields under agricultural use are valued to that effect and the ones with the least productive efficiency are selected as set-aside locations. In case of homogeneous area qualities the set-aside locations are selected randomly.

(3) *Establishment of protected areas in waterside and riparian areas:* This submodel takes into consideration that the protection of sensitive areas along the river courses may have positive consequences for the efficiency of the landscape. Therefore this submodel establishes protection zones on waterside and riparian sites under currently agricultural use, that might be of value for nature conservation. The size of the protection area depends on the morphology of the surrounding landscape.

The three submodels were validated with respect to the implied hypotheses by the help of many different approaches. The result of this intensive analysis shows a satisfying suitability for each of the submodels.

The simulation of land-use changes was carried out for three mesoscale river catchments with an area between 100 and 500 km². Special attention was paid to the fact that these areas should be markedly different in their land-use: One study area is predominantly under intensive agricultural

use, one is densely populated and the third one is covered by forest in large parts of the area.

With regard to their relevance to the onhand question from existing land-use trends scenarios were derived for the prognosed settlement area for the year 2010, for the possible consequences of the EU-wide agreement of *Agenda 2000* and for the amending federal conservation law dating to the year 2001, which enhances the enlargement of protected areas.

Each scenario was applied to the three study areas utilizing the model LUCK. For the expansion of the settlement areas in all three study areas realistic land-use patterns were generated. Limitations arose only in the context of the search for marginal yield fields. Here, the random distribution of areas to be set-aside under homogeneous conditions led to unrealistic results. The quality of the establishment of protected areas in waterside and riparian areas is substantially bound to current land-use and the morphology of the area. The best results for this submodel are achieved if waterside and riparian areas are mainly arable land and if the river has lowered its course into the morphology.

The hydrological consequences are described exemplarily for each land-use trend with a historical flood event. The interpretation of the hydrographs does not allow global statements about the influence of land-use.

The study demonstrates the significance of land-use pattern for the natural processes in the landscape and underlines the necessity of spatially explicit modelling for landscape ecological questions at the mesoscale.

Keywords:

land-use scenarios, landscape ecology, modelling of land-use changes, settlement area, marginal revenue sites, nature conservation area.

Einleitung

1.1 PROBLEMSTELLUNG

Die heutige Landschaft Mitteleuropas ist das Resultat einer 5000-jährigen Geschichte der Landnutzung. Verschiedenste Nutzungsansprüche haben zu einem *komplexen Landnutzungsmuster* geführt, das sich sowohl aus naturnahen als auch stark von menschlicher Nutzung geprägten Flächen zusammensetzt. Art und Intensität der Nutzungsansprüche des Menschen an die Landschaft sind einem stetigen Wandel unterworfen und führen zu ständigen Veränderungen der Landnutzung. Sowohl in Verdichtungsgebieten als auch in den ländlichen Räumen Deutschlands ergeben sich Konflikte aus der Überlagerung und Konkurrenz unterschiedlicher Landnutzungsarten sowie aus den direkten und indirekten Auswirkungen der jeweiligen Nutzungen (UMWELTRAT, 1996). Anhaltender Flächenbedarf für Siedlung, Industrie und Verkehr, die überwiegende Verbreitung von intensiver Land- und Forstwirtschaft sowie die Erschließung oder Zerschneidung bisher noch weitestgehend naturnaher Flächen führen derzeit in Mitteleuropa zu einem verstärkten Einfluss des Menschen auf die Landschaft. Dem gegenüber stehen intensive Bemühungen um den Erhalt und die Wiederherstellung der Diversität von Lebensräumen und Lebewesen z.B. durch die Ausweisung von Schutzgebieten.

Die Disziplin der Landschaftsökologie hat sich zur Aufgabe gemacht, Konzepte für den Erhalt der Funktionsfähigkeit der Landschaft im Spannungsfeld dieser unterschiedlichen Nutzungsansprüche zu entwickeln (BASTIAN &

SCHREIBER, 1999). Eine wichtige Fragestellung stellt dabei die Abschätzung der möglichen Folgen von Landnutzungsänderungen dar. Obwohl die Nutzungseinheiten oft sehr klein sind, können Veränderungen der Landnutzung in der Summe zu einer großen Wirkung führen.

In diesem Zusammenhang werden mathematische Modelle eingesetzt, mit deren Hilfe die relevanten Prozesse der Landschaft auf verschiedenen Skalen abgebildet werden können. Solche Modelle dienen nicht nur der Analyse und Betrachtung der aktuellen Verhältnisse der Landschaft, sondern erlauben die Abschätzung der Auswirkungen von möglichen Änderungen der Rahmenbedingungen.

Die hypothetische Änderung der Landnutzung, die als *Landnutzungsszenario* bezeichnet wird, stellt eine wesentliche Modifizierung der Rahmenbedingung dar, weil die Landnutzung auf den Zustand der Landschaft einen maßgeblichen Einfluss ausübt. Die Veränderung von Landnutzung folgt in Deutschland überwiegend sozio-ökonomischen oder politischen Antriebskräften. Ihre exakte Verortung in der Landschaft orientiert sich meist an den naturräumlichen Bedingungen und folgt z.T. erkennbaren Regeln. Anhand dieser Vorgaben ist es möglich, realistische Landnutzungszenarien zu entwickeln, die als Eingangsdaten für die Modellierung verschiedener landschaftsökologischer Fragestellungen dienen können.

1.2 ZIELSETZUNG

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Entwicklung einer Methode für die automatisierte Verortung von Landnutzungsänderungen in der Landschaft. Die Ergebnisse sollen für die Untersuchung von Auswirkungen der Landnutzungsänderungen auf die natürlichen Prozesse der Landschaft dienen.

Die Angaben über die Veränderungen der Landnutzungszusammensetzung werden aus vorhandenen Trends und externen Prognosen entnommen, um realistische und relevante Landnutzungsszenarien ableiten zu können. Die berücksichtigten Landnutzungsänderungen sollen die möglichen zukünftig zu erwartenden Trends repräsentieren. Ihre Verortung in der Landschaft darf dabei den politischen Rahmenvorstellungen von der Entwicklung der Landwirtschaft, des ländlichen Raums im Allgemeinen und der Siedlungsentwicklung nicht widersprechen.

Für die Ableitung der Landnutzungsszenarien wurde im Rahmen der vorliegenden Dissertation das Modell LUCK (Land Use Change Scenario Kit) entwickelt, das vorgegebene Landnutzungsänderungen räumlich explizit in das Landschaftsmuster transferiert. Das Modell basiert auf den in der Landschaftsökologie üblichen räumlichen

Daten über Topographie, Boden und Landnutzung. Die Struktur des Modells ist einfach und flexibel gehalten, so dass es für verschiedene Datengrundlagen eingesetzt werden kann.

Die Auswahl der modellierbaren Landnutzungsänderungen wurde als Fallbeispiel für den Bedarf solcher Szenarien an der landschaftsökologischen Fragestellung ausgerichtet, inwieweit Landnutzungsänderungen einen Einfluss auf die Hochwasserentstehung haben können.

Anhand von drei charakteristischen Untersuchungsgebieten mit unterschiedlicher Landnutzungsdynamik sollten zukünftig mögliche Landschaftsmuster erstellt werden. Dazu wurden die Einzugsgebiete der *Lein*, als Repräsentant einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung, der *Körsch* als ein typisch urbanes Gebiet und der oberen *Lenne*, deren überwiegend bewaldetes Einzugsgebiet als naturnah gilt, gewählt.

Die hydrologische Untersuchung wurde von Dr. Daniel Niehoff (NIEHOFF, 2001) mit einer erweiterten Version des hydrologischen Modells WASIM-ETH (SCHULLA, 1997) durchgeführt. Die Vorgehensweise bei der Entwicklung von Landnutzungsszenarien wird in der vorliegenden Arbeit beschrieben.

1.3 VORGEHENSWEISE

Eine umfassende Literaturübersicht in *Kap. 2* stellt die Grundlage der Studie dar. Sie dokumentiert den Stand der Forschung zu den Themen Landschaftsökologie, Landnutzungsszenarien und den Trends der vorherrschenden Landnutzungen. Ferner wird ein Überblick über den aktuellen Stand der Modellierung von Landschaften und deren Nutzungen gegeben. Anschließend wird in das Fallbeispiel »Einfluss von Landnutzungsänderungen auf die Hochwasserentstehung« eingeführt.

In *Kap. 3* werden die drei ausgewählten Einzugsgebiete hinsichtlich ihrer naturräumlichen Ausstattung und ihrer historischen und aktuellen Nutzungsstruktur charakterisiert.

In *Kap. 4* werden die Modellkonzeption und die einzelnen Teilmodule für die Siedlungserweiterung, die Stilllegung von Grenzertragsflächen und die Etablierung von Schutzgebieten in Ufer- und Auenbereichen vorgestellt und soweit möglich, kalibriert und validiert.

Die Anwendung des Landnutzungsmodells erfolgt in *Kap. 5*. Die Ableitung von Landnutzungstrends erfolgt auf der Basis der in *Kap. 2* diskutierten aktuellen Entwicklungen in der Landnutzung. Anschließend werden diese Trends in den drei Untersuchungsgebieten mit Hilfe des Modells umgesetzt und ausgewertet. Exemplarisch wird für jede Landnutzungskonversion der



Abb. 1.1 Herangehensweise an die Fragestellung

Einfluss auf ein ausgewähltes historisches Hochwasserereignis demonstriert.

Kap. 6 untersucht die Möglichkeiten das Modell für andere Gebiete, in anderen Skalen und für andere Fragestellungen einzusetzen.

Die Arbeit schließt in Kap. 7 mit einer kritischen Diskussion über die Limitationen und Potenziale der Modellkonzeption und den abschließenden Schlussfolgerungen.

In Abb. 1.1, S. 3 ist die Herangehensweise an die Fragestellung dargestellt.

Grundlagen

2.1 LANDSCHAFT IM WANDEL

Im Folgenden werden die Phänomene Landnutzung und Landnutzungswandel für die Entwicklung von Landnutzungsszenarien, die Eingang in die Modellierung von landschaftsökologischen Fragestellungen finden sollen, erfasst. Dazu werden die wichtigsten Begriffe wie Landschaft, Landnutzung, Landbedeckung, die Disziplin der Landschaftsökologie, ihre Methoden der Landschaftsbewertung und Fragen der Betrachtungsskala sowie die rechtlichen Grundlagen für Landnutzungsänderungen vorgestellt.

2.1.1 Landschaft

Der Begriff *Landschaft* wird sowohl in der Wissenschaft als auch im allgemeinsprachlichen Umgang in vielfältiger Weise benutzt (STEINHARDT, 1999:b). Außerhalb der Wissenschaft wurde der Begriff besonderes von der Malerei und Dichtung in die Alltagssprache eingeführt und wird heute hypostasiert für raumunabhängige Begriffe wie z.B. Informationslandschaft etc. verwendet (LANG, 1999). Innerhalb der Fachdisziplinen erscheint eine einheitliche Definitionsbestimmung schwierig und wird bis heute kontrovers diskutiert (LESER, 1997). Die hier verwendete wissenschaftliche Landschaftsauffassung basiert auf einer komplexen, holistischen Sichtweise und entstammt dem mittel- und osteuropäischen Raum (BASTIAN, 2001). Eine Zusammenfassung dieser Wissenschaftstradition wird von BASTIAN &

SCHREIBER (1999) im Sinne von TROLL (1950), SCHMITHÜSEN (1963) und NEEF (1967) gegeben:

»Landschaft ist ein Teil der Erdoberfläche, der nach seiner Gestalt, dem äußeren Bild und dem prozessualen und funktionalen Zusammenwirken seiner Erscheinung sowie den inneren und äußeren Lagebeziehungen an einer konkreten Erdstelle eine *räumliche Einheit* von bestimmtem Charakter bildet.«

HAASE & RICHTER (1980) lösen sich von dem Anspruch, Landschaft als einheitlich strukturiert und nach außen hin deutlich abgrenzbar determinieren zu wollen. Ihre Definition bezeichnet Landschaft als:

»... Inhalt und Wesen eines von der Naturausstattung vorgezeichneten und durch die Gesellschaft beeinflussten und gestalteten Raumes als Ausschnitt aus der Erdhülle. Landschaft ist eine Raum-Zeit-Struktur, die durch den Stoffwechsel zwischen Mensch und Natur bestimmt wird.«

Auf dieser Definition basierend wird der Mensch mit seinem Handeln und Denken Teil der *Landschaft* (STEINHARDT, 1999:b).

Eine andere, nordamerikanische Sicht fußt auf einer biologisch begründeten Herangehensweise an das Thema *Landschaft*. Die Ansätze der Biogeographie und der Populationsdynamik haben dort zu einem Verständnis von *Landschaft* als ein Mosaik aus »patch-corridor-matrix« geführt (FORMAN & GODRON, 1986). Als »patches« werden homogene, ökologisch relevante Raumein-

heiten, als »Korridore« ihre lineare Verbindung und als »Matrix« die dazwischen liegende Restfläche, die nicht untersucht wird, bezeichnet. Dieser Ansatz zeugt von einem vorrangigen Interesse an Landschaft in ihrer Funktion als Habitat und ist für andere Landschaftsfunktionen nur begrenzt übertragbar (BASTIAN, 2001). Im Vordergrund des nordamerikanischen Verständnisses von Landschaft steht das räumliche Muster, das aus einer komplexen Interaktion abiotischer Bedingungen, biotischer Aktivitäten und deren Störungen entstanden ist. Dabei besteht eine enge Verbindung zwischen den räumlichen Mustern und den Prozessen einer Landschaft. Über eine Quantifizierung von Landschaftsstrukturen erhofft man sich Rückschlüsse auf die ökologischen Prozesse in der Landschaft ziehen zu können (HOBBS, 1997; MCGARIGAL & MARKS, 1994). FORMAN & GORDON (1986) übertragen die folgenden Charakteristika lebender Systeme auf die Landschaft:

- (1) *Struktur*: die räumliche Anordnung und Konfiguration der Subsysteme (engl. patches) hinsichtlich ihrer Größe, Gestalt, Art, Zusammensetzung etc.
- (2) *Funktion*: die Interaktionen innerhalb und zwischen den Subsystemen.
- (3) *Veränderung*: die zeitabhängige Veränderung von Struktur und Funktion

TURNER et al. (2001) definieren, nach FORMAN (1995), demnach *Landschaft* als eine Fläche, welche mindestens in einer zu untersuchenden Eigenschaft räumlich *heterogen* ist. Diese reduzierte Sichtweise wird dem europäischen Wissenschaftsanspruch an die Landschaftsdefinition nicht gerecht, weil er sich nicht von einer allgemeinsprachlichen Verwendung ohne Raumbezug abhebt.

Dieser kurze Exkurs verdeutlicht die beiden Hauptströmungen an unterschiedlichen Ansätzen, die sowohl von kulturell als auch fachlich verschiedenen Ursprung zeugen. Die vorliegende Studie bezieht sich auf den Landschaftsbegriff von HAASE & RICHTER (1980) (siehe oben), der aus dem traditionellen Ansatz der »Leipzig-Dresdner Schule der Landschaftsökologie«

(NEEF, 1967; HAASE & RICHTER, 1980; BARSCH, 1988) entspringt. Diese Definition stellt Landschaft in den Zusammenhang von Landnutzung und Naturraum ohne die Forderung nach einem einheitlichen, deutlich abgrenzbaren Ausschnitt der Erdoberfläche. Dies geschieht vor dem Hintergrund, dass einerseits der Einheitlichkeit die unbestreitbare Heterogenität von Landschaften entgegensteht. Andererseits unterliegt eine deutliche Abgrenzung von Landschaften immer dem Untersuchungsblickwinkel und kann nicht absolut gesetzt werden.

2.1.2 Landnutzung und Landbedeckung

Landnutzung ist nach VELDKAMP & FRESCO (1996) die menschliche Aktivität, die direkt Einfluss auf die Landschaft ausübt, ihre Ressourcen nutzt oder durch Eingreifen in ökologische Prozesse das Funktionieren der *Landbedeckung* beeinflusst. In der Regel wird Landnutzung in Europa in folgende drei Hauptkategorien unterteilt (VEENEKLAAS et al., 1994; BMELF, 1996: a):

- (1) Siedlungs-, Verkehrs- und Industrienutzung
- (2) Agrarische Nutzung (Acker, Grünland)
- (3) Waldflächen und naturnahe/quasinatürliche Flächen

Die Anteile dieser Kategorien an der Gesamtfläche schwanken je nach aktuellem gesellschaftlichem Stellenwert und pendeln sich fast niemals auf einen stabilen Zustand ein. Ihre räumliche Anordnung ergibt ein *Landnutzungsmuster*. Landnutzung, Standortbedingungen und Lebensgemeinschaften bestimmen durch gegenseitige Beeinflussung das ökologische System einer Landschaft (DUNN et al., 1990). Die Klassifizierung der Landnutzungsarten wird mit größer werdendem Maßstab immer detaillierter. Zwischen Naturraumausstattung und Nutzungsformen bestehen gesellschaftlich-funktionale Verflechtungen wie z.B. die Funktion-Lage-Beziehungen und das Nachbarschaftsverhalten (BASTIAN & SCHREIBER, 1999).

Landbedeckung beschreibt im Gegensatz dazu die Erscheinungsform der terrestrischen und aquatischen Landoberfläche, die sich aus der *Landnutzung* und deren *Bewirtschaftungsweise* zusammensetzt. Diese Studie fokussiert die terrestrische Landbedeckung, die der jahreszeitlichen Dynamik *der Phänologie* und damit dem aktuellen Zustand von Vegetation und Boden unterliegt. Im Sprachgebrauch wird der Begriff *Landnutzung* häufig fälschlicherweise als Überbegriff für Landbedeckung und Landnutzung verwendet. Da die beiden Begriffe völlig unterschiedliche Bedeutung haben, ist ein expliziter Einsatz der korrekten Bezeichnungen unerlässlich.

2.1.3 Landschaftsökologie

Die Disziplin *Landschaftsökologie* hat sich zur Aufgabe gemacht, mit Hilfe von multidisziplinären Ansätzen und Methoden Grundlagen für eine *nachhaltige Landnutzung* zu liefern (BASTIAN & SCHREIBER, 1999). Eine *nachhaltige Entwicklung* wurde von der WELTKOMMISSION FÜR UMWELT UND ENTWICKLUNG (BRUNDTLAND-COMMISSION, 1987) als eine Entwicklung definiert, welche die heutigen Bedürfnisse zu decken vermag, ohne für künftige Generationen die Möglichkeiten zu schmälern, ihre eigenen Bedürfnisse zu decken. Durch eine ausgewogene Kombination verschiedener Flächennutzungen (HABER, 1972) soll die Landnutzung sowohl einer modernen Intensivnutzung als auch dem Natur- und Landschaftschutz gerecht werden (MOSIMANN, 1999). Die Landschaft wird hinsichtlich ihrer *aktuellen* anthropogenen Beanspruchung und ihrer Tragfähigkeit für *zukünftig* mögliche Beeinflussung analysiert. Die hervorstechenden Merkmale der Landschaftsökologie bestehen nach BASTIAN (2001) in der Untersuchung von:

- (1) Strukturen, Prozessen und Veränderungen
- (2) räumlichen und hierarchischen Aspekten
- (3) der Komplexität der verschiedenen Faktoren in einer Landschaft

In der europäischen Wissenschaftstradition hat sich die Landschaftsökologie aus der klassischen Geographie, insbesondere der Vegetationsgeographie, entwickelt. Unterschiede zur Amerikanischen Auffassung von Landschaftsökologie sind in der Erweiterung der räumlichen Betrachtung des Landschaftsmusters um die Berücksichtigung der komplexen, vom Menschen beeinflussten Prozesse in der Natur, zu sehen (MOSIMANN, 1999).

Einig sind sich die unterschiedlichen Traditionen der Landschaftsökologie darüber, dass neben der Zusammensetzung der Landnutzung vor allem die räumliche Struktur eine wesentliche Rolle für viele ökologische Prozesse spielt. Darauf bezieht sich die vorliegende Untersuchung und kombiniert den traditionellen Ansatz von Landschaftsanalyse und -bewertung mit einem modellgestützten Ansatz, der die Zusammensetzung sowie die Landschaftsstruktur berücksichtigt.

Der Untersuchungsansatz der Landschaftsökologie wurde in seiner jüngeren Entwicklung von computergestützten Werkzeugen und digitalen Geodaten mitbestimmt (MCGARIGAL & MARKS, 1994; TURNER & GARDNER, 1991). Der flexible Charakter von Geoinformationssystemen (GIS) ermöglicht es in Verbindung mit dem Einsatz von dynamischen ökologischen Modellen, Funktionen der einzelnen Elemente und deren Verhalten unter verschiedenen Bedingungen zu untersuchen (STEINHARDT, 1999:a). Bei sorgsamem Datenmanagement und einer durchdachten Kopplung mit dynamischen Modellen kann diese Methode für landschaftsökologische Fragestellungen sinnvoll eingesetzt werden. Besonders für Untersuchungen, die aufgrund ihres Untersuchungsmaßstabs (z.B. Mesoskala, Makroskala) keine Experimente zulassen, bedarf es einer modellgestützten Herangehensweise.

Eine Herausforderung der Landschaftsökologie besteht in der Entwicklung von gesellschaftlich akzeptierten ökologischen Leitbildern und deren Verwirklichung über die Planung. Die Leitbilddiskussion wird hauptsächlich aus dem Blickwinkel der Landschaftsbewertung geführt.

2.1.4 Landschaftsbewertung

Landschaftsbewertung stellt eine theoretische und methodische Grundlage für die Landschaftsökologie dar (BASTIAN & SCHREIBER, 1999). Mit Hilfe der Bewertung von Standortfaktoren kann die Landschaft quantitativ erfasst (LESER & KLINK, 1988; MARKS et al., 1992; BASTIAN et al., 1994) und in gesellschaftlich fassbare Größen übersetzt werden (NEEF, 1966). Dazu bedarf es einer ausführlichen Landschaftsdiagnose und einer darauf aufbauenden Bestimmung von Landschaftsfunktionen bzw. Naturraumpotenzialen (SCHLÜTER, 1987; SCHLÜTER, 1992). Als *Funktion* wird dabei das Leistungsvermögen einer Landschaft verstanden durch natürliche Prozesse und Komponenten Material und Leistungen bereit zu stellen, die zur Befriedigung der menschlichen Bedürfnisse sowohl in physiologischer als auch psychologischer Hinsicht dienen (STEINHARDT, 1999:b). Nach DE GROOT (1992) werden die verschiedenen Landschaftsfunktionen in die vier Gruppen Regulationsfunktion, Trägerfunktion, Produktionsfunktion und Informationsfunktion unterteilt. Das Naturraumpotenzial identifiziert das für den Menschen nutzbare Leistungsvermögen eines Naturraums hinsichtlich seiner Nutzbarkeit und gleichzeitig seiner Belastbarkeit (NEEF, 1966; HAASE, 1978).

Beispiele für Landschaftsbewertung stammen aus der Planungspraxis. Standortsuche und Umweltverträglichkeitsprüfungen werden für wirtschaftliche Aspekte eingesetzt, wie z.B. die Reichsbodenschätzung, die im Jahr 1934 schlagweise für Acker- und Grünlandflächen für die Bestimmung der Besteuerung durchgeführt wurde. Eine Bewertung vergleicht den aktuellen Ist-Zustand mit einem angestrebten Soll-Zustand (STEINHARDT, 1999:a). Dieser Soll-Zustand ist immer zweckgebunden und richtet sich nach bestimmten Zielen oder Leitbildern (USHER, 1994).

Eine Bewertung besteht nach USHER (1994) aus drei wichtigen Bestandteilen: den *Merkmale*, welche die Landschaft charakterisieren, den *Kriterien*, die aus der Vielzahl der Merkmale abgeleitet und zu aussagekräftigen Informationen aggregiert werden, sowie der Quantifizierung die-

ser Kriterien durch *Werte*. Grundlage der Bewertung stellen einerseits messbare Daten und andererseits beschreibende Verfahren dar. Die als *semi-quantitativ* bezeichneten Ergebnisse erlauben als Expertenwissen die Ableitung von Aussagen über das Leistungsvermögen einer Landschaft und/oder ihrer Schutzwürdigkeit.

Ein ökologisches Bewertungsverfahren stellt nach BASTIAN & SCHREIBER (1999) einen Kompromiss aus *wissenschaftlich exakter, holistischer Herangehensweise* und einer *übersichtlichen, wirtschaftlichen und nachvollziehbaren Methodik* dar. Die Kritik von LESER (1983) und HASE (1992), solcherart standardisierte Landschaftsbewertungen spiegelten eine scheinbar objektive Quantifizierbarkeit wider (BASTIAN & SCHREIBER, 1999), ist durchaus berechtigt, weil jede Landschaft durch ihre biotische und abiotische Ausstattung, ihr kulturelles Erbe sowie ihren Entwicklungsstand sehr individuell und einzigartig ist (ANTROP, 2000). Die Entwicklung einer übertragbaren Methode für die Bewertung ist dennoch gerechtfertigt, sofern sie mit der nötigen Kritikfähigkeit angewendet wird (MARKS et al., 1992; PLACHTER, 1992), denn sie liefert eine vom Beobachter unabhängige Reproduzierbarkeit der Bewertung (USHER, 1994) und gewährleistet eine Vergleichbarkeit zwischen unterschiedlichen Gebieten.

In der vorliegenden Untersuchung soll die Bewertung dazu genutzt werden, mögliche Nutzungsentwicklungen der Landschaft in die Zukunft zu projizieren.

2.1.5 Zeit- und Raumskalen

Die Landschaftsökologie hat aus der Ökologie einen systemorientierten Ansatz abgeleitet, welcher ökologisch relevante Landschaftseinheiten hierarchisch ordnet. In dieser Struktur nehmen die Ökotope eine Position zwischen den Einzelorganismen und der Landschaft als Ganzes ein (BLASCHKE, 2000). *Abb. 2.1*, S. 9 zeigt eine Übersicht über die räumliche und zeitliche Hierarchie von Umweltstörungen und die hierarchische Organisation der Landschaft. Die Zeitskala für die Landoberflächenstruktur steht für die Spanne, die

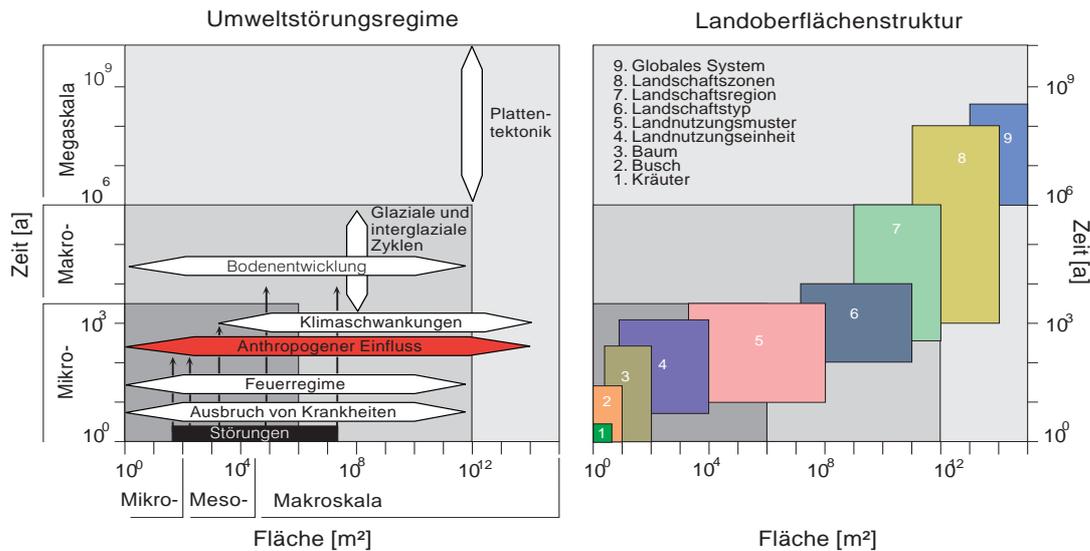


Abb. 2.1 Raum-Zeit-Hierarchie der Landschaftsökologie verändert nach DELCOURT et al. (1983) in TURNER et al. (2001), Raumskala der Fläche eingeteilt nach BECKER (1992)

notwendig ist, um Veränderungen auf der jeweiligen Hierarchiestufe zu erkennen.

Die zeitliche Variabilität der Landschaft erfordert sowohl eine landschaftsgenetische Betrachtung als auch eine perspektivische Untersuchung mit der Ableitung von Szenarien. Viele landschaftsrelevante Prozesse finden auf unterschiedlichen Skalen statt, so dass eine umfassende Berücksichtigung kaum möglich ist (STEINHARDT, 1999: a). Eine maßgebliche Aufgabe von landschaftsökologischen Untersuchungen besteht da-

rin, die relevante Skala für die jeweilige Untersuchung zu identifizieren (WENKEL & SCHULTZ, 1999) und die dafür relevanten Prozesse und Parameter zu bestimmen.

Der jeweilige Untersuchungsmaßstab wird einerseits vom flächenhaften Umfang des Untersuchungsgebietes und des ausgewählten Zeitfensters der Studie determiniert und andererseits durch die maximal mögliche Datenauflösung limitiert (TURNER et al., 2001).

2.2 LANDNUTZUNGSSZENARIEN

Unter einem Szenario versteht man die »hypothetische Aufeinanderfolge von Ereignissen, die zur Betrachtung kausaler Zusammenhänge konstruiert wird« (WISSENSCHAFTLICHER RAT DER DUDENREDAKTION, 1990). Die Erstellung von Szenarien ist in der Unternehmensführung und Politikberatung ein häufig praktizierter Ansatz, weil er die Möglichkeit bietet, die Folgen denkbarer Entwicklungen abzuschätzen und unerwünschte Entwicklungstendenzen durch korrigierendes Eingreifen zu unterbinden (BORK et al., 1995).

Ein Szenario darf nicht mit einer Prognose gleichgesetzt werden, weil es keine Aussage über die Eintrittswahrscheinlichkeit trifft. Vielmehr stellt es eine bestimmte *alternative* Zukunft dar (JENKINS, 1997). Das Szenario wird als *Projektion* verstanden, weil es keine Rechenschaft über die Entwicklung bis zu dieser Situation ablegt, sondern »wenn ..., dann ...«-Aussagen liefert. Die bewusste Simulation von unwahrscheinlichen und *extremen Szenarien* ermöglicht die Abgrenzung einer Systembeschreibung hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit. Ergebnisse zwischen den Extre-

men bieten die Möglichkeit, unter Berücksichtigung externer Prognosen, ein wahrscheinlichstes Ergebnis (»best guess«) abzuleiten. Der zukunftsorientierte und flexible Charakter von Szenarien macht diese Methode daher auch für die Umweltwissenschaften interessant. Die Ableitung von Szenarien kann unter verschiedenen Zielen erfolgen, die bei der Interpretation der Ergebnisse stets berücksichtigt werden müssen (RIEBSAME et al., 1994).

Die Erstellung von Landnutzungsszenarien besteht nach VELDKAMP & LAMBIN (2001) aus zwei Hauptaufgaben:

- (1) Suche nach den treibenden Kräften für potenzielle Landnutzungsänderungen und Abschätzung einer zukünftigen Entwicklung (Quantifizierung der Szenariovorgabe);
- (2) Räumliche Umsetzung der Landnutzungsänderungen (Verortung/Allokation der Veränderung im Raum);

Die Bestimmung der Änderungsrate (1) legt fest, welche Landnutzungen sich verändern und wie groß der Änderungsgrad insgesamt ist. Sie hängt in starkem Maße von anthropogenen Einflussnahmen über Politik und Sozio-/Ökonomie ab (vgl. Kap. 2.3.2). Die Abschätzung von potenziellen Landnutzungsänderungen bedarf einer Berücksichtigung von nicht räumlichen Daten wie z.B. Konjunktur-, Bevölkerungsentwicklung, Förderprogramme etc., die mit dem Landnutzungsmuster in Verbindung gebracht werden müssen. Kap. 2.5.2 gibt einen Überblick über die dafür existierenden Modelle.

Daneben existieren viele Studien der einzelnen Fachdisziplinen wie z.B. der Hydrologie, die sich mit den Auswirkungen der Landnutzungsänderungen beschäftigen. Dabei wird die Frage nach Art und Umfang potenzieller Landnutzungsänderungen häufig entweder mit eigenen Annahmen oder auf externen Angaben beruhend gelöst. Im einfachsten Fall werden nur prozentuale Flächenanteile der verschiedenen Landnutzungen gegen einander verschoben (vgl. BULTOT et al., 1990; LIEBSCHER et al., 1995; DAAMEN et al., 1997). Dies geschieht entweder stufenweise oder als Extremannahme ohne Zwischenstadien (LEICHTFUSS & KIVUMBI, 1995; EGUIGUREN, 1997; BECKER & LAHMER, 1998).

Eine *Allokation* der Landnutzungsänderungen (2) bestimmt, wo die in Punkt (1) bezifferten Landnutzungsänderungen stattfinden. Dabei wird aus den natürlichen und kulturellen Eigenschaften einer Landschaft die räumliche Lokalisierung von Änderungen bestimmt. Die Datenbasis dafür stellen zum einen räumliche Informationen über Topographie, Landnutzungsmuster oder Bodenverhältnisse dar. Andererseits wird versucht, die Prozesse, welche die Auswahl einer Fläche für eine Landnutzungsänderung leitet, zu berücksichtigen. Die Beachtung der sich daraus ergebenden expliziten Landnutzungsmuster, erfolgt in vielen ökologischen Untersuchungen nur marginal, weil entweder die Daten nicht räumlich vorliegen oder nicht räumlich weiterverarbeitet werden können.

Im Laufe der letzten 20 Jahren hat sich die modellgestützte Verarbeitung der Landnutzungsänderungen entwickelt, was in Kap. 2.5 beschrieben wird.

2.3 LANDNUTZUNGSÄNDERUNGEN

2.3.1 Systemänderungen

Die Natur als *multidimensionales System* unterliegt einem komplizierten Beziehungsgeflecht, so dass anthropogen induzierte Veränderungen von Einzelgrößen das Gesamtsystem in vielfältiger Weise beeinflussen. Globaler Wandel (»Global

Change«) betrifft großräumige Veränderungen der Natur, die wie folgt klassifiziert werden können (LEEMANS & ZUIDEMA, 1995):

- (1) *Natürlicher Wandel*: darunter fallen Änderungen der Solarkonstante und der orbitalen Parameter, sowie die aus diesen Modifikationen

resultierenden Klimaveränderungen, geologische Prozesse wie z.B. Vulkanausbrüche oder Erdbeben.

(2) *Anthropogen induzierter Wandel*: darunter versteht man die Auswirkungen von anthropogenen Veränderungen auf die natürlichen Prozesse. Diese können indirekt oder direkt erfolgen:

- (a) *Indirekte Effekte*: Beispiele dafür sind Veränderungen der chemischen Zusammensetzung der Atmosphäre, der Zusammensetzung der Flora und Fauna, als Anpassung an neue Bedingungen, etc..
- (b) *Direkte Effekte*: Landnutzungsänderungen wie Flurbereinigung, Modifikationen der landwirtschaftlichen Praxis, Waldumbau, Ausdehnung der Siedlungsfläche etc..

Die indirekten Effekte wirken sich in der Regel nur langsam und nach Überschreitung eines kritischen Grenzwerts oft unwiderruflich aus. Das wohl bekannteste Beispiel dafür ist die durch die Industrialisierung erhöhte Kohlendioxidkonzentration in der Atmosphäre, die zu einer globalen Erwärmung von etwa 1,4 bis 5,6 K innerhalb der nächsten 100 Jahre führen wird (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2001).

In vielen Untersuchungen werden die Auswirkungen des globalen Wandels wie zum Beispiel Klimaänderung oder Kohlendioxidanstieg auf die Landnutzung untersucht (DAAMEN et al., 1997; REYNOLDS et al., 1996; PARRY, 1992). Als die derzeit wichtigste Ursache für eine Änderung der Landschaft werden aber die vom Menschen direkt verursachten Landnutzungsänderungen selbst angesehen (TURNER et al., 2001; LEEMANS & ZUIDEMA, 1995). Obwohl die Flächen der Landnutzungseinheiten oft sehr klein sind, haben ihre Veränderungen in der Summe eine große Wirkung. Für Landnutzungsänderungen spielt daher der *anthropogene, direkte* Einfluss eine weitaus größere Rolle als der indirekte. Landnutzungsänderungen nehmen Einfluss auf Biodiversität, Wasser- und Stoffhaushalt, Strahlungsbilanz und andere Prozesse.

2.3.2 Faktoren der Landnutzungsänderung

Landnutzung spiegelt weitläufige *Trends* in Gesellschaft und Wirtschaft wider, die auf unterschiedlichen Entscheidungsebenen beeinflusst werden (RIEBSAME et al., 1994). In Folge von Industrialisierung und enormem Bevölkerungszuwachs seit dem zweiten Weltkrieg erfordern heute in Deutschland und ganz Mitteleuropa erhebliche Umweltprobleme dauerhaft umweltgerechte Nutzungskonzepte für Natur und Landschaft, welche nicht nur auf Schutzgebiete beschränkt sein dürfen, sondern die ganze Landschaft einschließen müssen (BASTIAN & SCHREIBER, 1999). Die *konkurrierenden Raumansprüche* der verschiedenen Landnutzungen werden häufig zu Gunsten der für die wirtschaftliche Entwicklung interessantesten Landnutzung entschieden, was von der vorherrschenden Marktwirtschaft und der Politik abhängt (O'CALLAGHAN, 1996). Daneben existieren Projekte mit Zielen für das gesellschaftliche Allgemeinwohl, welche die Landschaft für Erholungs- und Naturschutzzwecke bewirtschaften.

Landnutzung wird heute nach MEYER & TURNER (1992) außer von Bevölkerungsstrukturen, Politik/Administration und ethischen Einstellungen auch von Technologieentwicklung, Wirtschaftsorientierung und Wohlstandsgrad bestimmt. Im Spannungsfeld dieser Kräfte wirkt die Landnutzung im selben Maße auf die Umwelt ein, wie sie selbst wiederum auf Umweltbedingungen reagiert.

Änderungen der Landnutzung finden immer dann statt, wenn die aktuelle Nutzung entweder den natürlichen oder den gesellschaftlichen Ansprüchen nicht mehr genügt (O'CALLAGHAN, 1996). Das kann durch verschiedene Faktoren ausgelöst werden (siehe Abb. 2.2, S. 12):

- (1) *Änderungen der natürlichen Verhältnisse*: durch systematischen Wandel können beispielsweise Klimaänderungen oder akkumulative Veränderungen wie Waldsterben, Bodendegradierung oder Veränderungen anderer Umweltfaktoren auftreten.

- (2) *Anstieg des Flächenbedarfs durch die Gesellschaft*: Bevölkerungswachstum, steigender Flächenbedarf pro Kopf und Zuwanderung stellen Ansprüche an die Flächennutzung.
- (3) *Änderungen der ökonomischen Rahmenbedingungen*: Wirtschaftsform, Wirtschaftswachstum, Außenhandel können die Landnutzung und besonders die Bewirtschaftungsweise gravierend und kurzfristig beeinflussen.
- (4) *Änderungen der politischen Rahmenbedingungen*: Vorschriften in der Agrarpolitik, wie z.B. das EU-Abkommen der *Agenda 2000*, können einen entscheidenden Einfluss auf die Landnutzung nehmen.

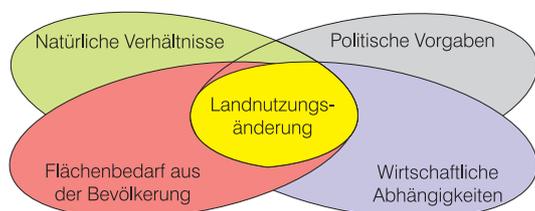


Abb. 2.2 Einflussfaktoren für Landnutzungsänderungen

Landnutzungsänderungen können auf verschiedenen Ebenen stattfinden: entweder stellen sie sich als eine *Konversion* von einer Landnutzungskategorie in eine andere oder als *Modifikation* der Bewirtschaftung innerhalb der bestehenden Nutzung dar (RIEBSAME et al., 1994). Während die Konversion sowohl auf die Landnutzung als auch auf die Landbedeckung Auswirkungen hat, schlagen sich Modifikationen nur in der Bedeckung nieder.

Jede Bewirtschaftung der Fläche stellt einen Eingriff in das ökologische Gleichgewicht dar. Die Rückführung in die Ausgangssituation ist oft nicht realisierbar, weil sich durch die Inanspruchnahme häufig Struktur und Ökologie der Landschaft komplett verändert haben (O'CALLAGHAN, 1996). Auswirkungen von Landnutzungs-konversionen verändern die Gebieteigenschaften offensichtlich und häufig auch dramatisch. Doch auch Modifikationen können bedingt durch Veränderung der Bewirtschaftungstechnik, der Anbaufucht oder durch sonstige Umwelteinflüsse ähn-

lich starke Varianzen der Landoberfläche bewirken. Da die Landwirtschaft besonders häufiger Eingriffe bedarf und sehr dynamisch ist, gilt das zwar vor allem für diese, prinzipiell aber auch für alle anderen Formen der Landnutzung. Die Stärke der Auswirkungen von Landnutzungsänderungen wird von drei Faktoren bestimmt:

- (1) *Intensitätsunterschiede zwischen bisheriger und neuer Landnutzung*: Die Nutzungsintensität steuert die Hemerobie (Wirkung des menschlichen Einflusses auf die Ökosysteme) (SUKKOP & WITTIG, 1998) und damit das ökologische Gleichgewicht der Landschaft. Intensive Nutzungen haben in der Regel als vorrangiges Ziel die Gewinnmaximierung, welche die Ressourcen im Sinne der Wertschöpfung optimal ausnutzen muss. Intensivierung, unabhängig davon, ob sie innerhalb der bestehenden oder als Überführung in eine intensivere Landnutzung stattfindet, stört das ökologische Gleichgewicht. Extensivierung der Nutzungen wirken sich in der Regel positiv auf den Landschaftshaushalt aus. Ausnahmen bestehen z.B. bei Aufgabe von Tagebauförderung oder Rieselfeldern, wo durch intensive Bewirtschaftung die Systemstruktur so weit verändert wurde, dass ein Verringerung der anthropogenen Beeinflussung negative Folgen nach sich ziehen kann.
- (2) *Raum*: Die Lage im Raum und die Ausdehnung der Nutzungsänderung ist auf Grund von gegenseitiger Beeinflussung der einzelnen Nutzungseinheiten für die ganze Landschaft relevant. Die Flächengröße bestimmt die Skala, in der durch die Nutzung Veränderungen auftreten können. Je größer die Fläche, desto stärker ist der Einfluss der vorherrschenden Nutzung.
- (3) *Zeit*: Dauer und Frequenz einer Nutzungsänderung sind eng mit der Intensität verknüpft. Sie bestimmen, ob sich ein ökologisches Gleichgewicht einstellen kann und welchen Störungen das System unterliegt.

Um der Gesellschaft ein Verständnis für die Wirkung von Veränderungen der Landnutzung vermitteln zu können, müssen geeignete Methoden gefunden werden, Veränderungen zuverlässiger als bisher abschätzen zu können (WENKEL, 1997). Die Modellierung von natürlichen Prozessen kann dazu einen wichtigen Beitrag leisten. Da auf der Mesoskala meistens mit räumlichen Daten modelliert wird, bedarf es dafür lagegetreuer Landnutzungsszenarien.

2.3.3 Rechtliche Grundlagen

In Deutschland unterliegt die Entwicklung der Landnutzung zum einen *administrativen/politischen* und zum anderen *wirtschaftlichen* Entscheidungen (BMELF, 1996:a). Nach dem 2. Weltkrieg wurde in der Bundesrepublik mit der *Raumordnungspolitik* ein geordnetes Planungsinstrument institutionalisiert mit dem Ziel, in allen Teilräumen der Bundesrepublik gleichwertige Lebensverhältnisse zu schaffen und die Lebensqualität zu verbessern (KENNEWEG & WECKWERTH, 1994). Für die Koordination der unterschiedlichen Nutzungsansprüche an den Raum werden auf verschiedenen Planungsebenen (Bund, Länder, Regionen, Gemeinden etc.) Programme und Pläne für eine Gesamtplanung aufgestellt. Damit übernimmt die Landschaftsplanung die Aufgabe eines raumbezogenen Planungsinstruments, das auf gesetzlicher Grundlage die Verwirklichung von Naturschutz und Landschaftspflege, sowohl in besiedelter als auch unbesiedelter Landschaft, regeln soll.

Das Subsidiaritätsprinzip gewährt den Gemeinden weitgehende Entscheidungsfreiheit und kommunale Selbstbestimmung, so dass über ein Gegenstromprinzip die Interessen der einzelnen Gemeinden mit der Raumplanung des Staates und der Länder in Einklang gebracht werden müssen. 1976 wurde die Landschaftsplanung als Umweltfachplanung auf denselben Maßstabebenen eingeführt, welche die ökologischen Belange in der Landes-, Regional- und Bauleitplanung berück-

sichtigen und eine gezielte Flächennutzung garantieren sollten (BMELF, 1996:a). Die Erwartungen an die Landschaftsplanung sind allerdings nicht vollständig erfüllt worden, weil für sie in den meisten Bundesländern keine Rechtsverbindlichkeit besteht (KENNEWEG & WECKWERTH, 1994). Die Vorschläge und Forderungen der Landschaftsplanung werden nur soweit möglich in die rechtswirksamen Pläne der räumlichen Gesamtplanung und der speziellen Fachplanung integriert (BASTIAN & SCHREIBER, 1999). Die Planungsunterlagen aus der Landschaftsplanung können als Fachgutachten und Richtlinien dafür angesehen werden, wie sich Deutschland in Richtung *umweltverträgliche Flächennutzung* entwickeln könnte.

Seit Einführung der Umweltverträglichkeitsprüfung 1990 müssen umweltrelevante Eingriffe in den Naturhaushalt als Folge einer Landnutzungsänderung erfasst und die Umweltfolgen bewertet werden. Handelt es sich um eine Beeinträchtigung im Sinne der Eingriffsregelung, wird der Verursacher zu Vermeidung, Ausgleich oder ggf. Ersatz verpflichtet.

Eine Novelle des Bundesnaturschutzgesetzes, die am 30.5.01 im Bundeskabinett beschlossen wurde und im Februar 2002 in Kraft treten soll, beinhaltet etliche Verbesserungen des Naturschutzes. Mit dem Gesetz erhofft man sich, der Verantwortung für die Umwelt – besonders für zukünftige Generationen – gerecht zu werden. Eine wesentliche Neuerung besteht in der Forderung nach einem bundesweiten Biotopverbundnetz, das mindestens 10% der Landesfläche erfassen soll. Ferner wird die Durchsetzung der »guten fachlichen Praxis« für eine naturverträgliche Landwirtschaft durch die Länder geregelt. Damit wird das Verhältnis zwischen Naturschutz und Landwirtschaft neu definiert und man hofft, dadurch einen Beitrag zu einer dauerhaft naturverträglichen Landwirtschaft leisten zu können (PRESSEMITTEILUNG DES BUNDESAMTES FÜR NATURSCHUTZ, 2001).

2.4 TRENDS IN DER LANDNUTZUNG

2.4.1 Historische Entwicklung

Die heute existierende Landschaft ist das Ergebnis der Kombination von *Naturraum* und *Landnutzung* (NEEF, 1967; HAASE & RICHTER, 1980; BARSCH, 1988). Mindestens seit dem Beginn der agrarischen Landnutzung in der Jungsteinzeit nimmt der Mensch Einfluss auf die natürlichen Gegebenheiten in Europa (HABER & SALZWEDEL, 1992; KLINK, 1995). Nahezu alle Gebiete, auch solche, die bis heute als »natürlich« klassifiziert werden, wurden wahrscheinlich zu einem früheren Zeitpunkt vom Menschen beeinflusst (TURNER et al., 2001).

In der Geschichte hat sich die Landschaft Mitteleuropas bis zur industriellen Revolution überwiegend schrittweise mit ihrer an die naturräumlichen Gegebenheiten angepassten Nutzung zu einer »traditionellen« Landschaft entwickelt (ANTROP, 1999). Die Vielfalt und Verteilung der unterschiedlichen Landnutzungen haben sich dadurch zu regional charakteristischen Landnutzungsmustern ausgebildet, die sich hauptsächlich nach den natürlichen Rahmenbedingungen und den kulturellen Spezifika der Bewohner einer Landschaft richten. Rasche Veränderungen traten lange Zeit nur als singuläre Ereignisse bzw. in begrenzten Zeiträumen auf. Beispiele dafür sind Landreformen, Naturkatastrophen, Kriege und ihre Folgeerscheinungen. In den ruhigeren Phasen dazwischen passten sich Natur und Landnutzung schrittweise an die Veränderung an (ANTROP, 1999). Diese Entwicklung ist seit der industriellen Revolution und dem ökonomischen Boom nach dem zweiten Weltkrieg durch einen neuen Prozess ersetzt worden, welcher der Landschaft eine neue Funktion zugewiesen hat.

Der anthropogen bedingte Landschaftswandel wird für Mitteleuropa in vier wesentliche Entwicklungsstadien eingeteilt (JÄGER & BERNHARDT, 1987):

(1) *Agrarische Landnahme* (seit ca. 5000/ 6000 J.v.h.): weitgehende Rodung der bis dahin fast flächendeckenden Wälder.

(2) *Komplexer Landbau* (seit ca. 1000 J.v.h.): erneute Rodungen und Ausbau der Siedlungs- und Verkehrsfläche.

(3) *Industrielles Zeitalter* (seit ca. 150/100 J.v.h.): Ausbreitung markanter Agglomerations- und Exploitationsräume; Voranschreiten der Homogenisierung von Ackerflächen durch Düngung, Hydro- und Reliefmelioration als auch der Wälder aufgrund von forstlichen Monokulturen mit stark erhöhter Holzproduktion und hohem Nadelholzanteil.

(4) *Wissenschaftlich-technisches Zeitalter* (seit ca. 40/50 J.v.h.): intensiviert Nutzung großer Teile des Naturraums mit erhöhtem Stoff- und Energieumsatz, stark fortschreitender Homogenisierung und der Abnahme der standörtlichen Vielfalt und Biodiversität.

Seit Beginn der letzten Etappe wurden die bis dahin ungenutzten und damit noch verbliebenen natürlichen Gebiete stark verringert. Die zeitliche Beschleunigung der Landschaftsveränderung in den verschiedenen Etappen wird mit einer fast exponentiellen Größenordnung beschrieben (BASTIAN & SCHREIBER, 1999).

2.4.2 Trends in den einzelnen Landnutzungskategorien

2.4.2.1 Siedlungs-, Industrie- und Verkehrsflächen

In die Kategorie Siedlungs-, Industrie- und Verkehrsfläche werden die Nutzungsarten Gebäude- und Freifläche, Betriebsfläche ohne Abbau- und Erholungsfläche (Sportanlagen), Verkehrsfläche und Friedhof zusammengefasst und als *Siedlungsraum* definiert, weil sie überwiegend siedlungswirtschaftliche Funktionen übernehmen (BMELF (1996:a).

Nach dem zweiten Weltkrieg erfolgte der Wiederaufbau der Städte und Dörfer in Deutschland meist gemäß dem historischen Grundriss (ERMER et al., 1994). Seitdem hat sich die Siedlungsfläche stetig ausgedehnt. Besonders in den

letzten 30 Jahren ist der gemeinsame Flächenbedarf an Siedlungs-, Industrie- und Verkehrsfläche enorm gestiegen und nimmt nach der Flächennutzungserhebung von 1997 4,2 Mio. ha oder 11,8 % des gesamten Bundesgebietes ein (DOSCH & BECKMANN, 1999: b). In der jüngeren Vergangenheit nahm die Siedlungs- und Verkehrsfläche fast ausschließlich auf Kosten der Landwirtschaftsfläche zu.

Die anhaltende Flächenversiegelung hängt nicht nur von *demographischen Größen* ab, sondern wird zusätzlich von *Wohlstand, Wirtschaftswachstum, Form der Industrialisierung und Wanderungsbewegungen* beeinflusst. Generell ist auf Grund der stetigen Individualisierung mit einem anhaltend steigenden Trend der Siedlungsentwicklung zu rechnen, auch wenn die Entwicklung seit dem zweiten Weltkrieg nicht vollständig in die Zukunft extrapoliert werden kann (VENEKLAAS et al., 1994).

Die politische und rechtliche Steuerung des Siedlungswachstums wird in Deutschland durch das Raumordnungsrecht und die Bauleitplanung geregelt (KLEYER, 1996). Dabei wird durch behördliche Vorgaben versucht, Flächenverschwendung zu beschränken, indem zunächst eine Verdichtung der existierenden Städte durch Bestandssicherung und -erneuerung nach dem sogenannten »Konzentrationsprinzip« angestrebt wird (REGIONALVERBAND FRANKEN, 1988). Dies widerspricht nicht dem unter dem Begriff »dezentrale Konzentration« bekannten Prinzip, das eine Funktionsverteilung auf mehrere Standorte für strukturschwache Regionen, wie z.B. Brandenburg, vorsieht, weil damit lediglich eine Aufspaltung zentralörtlicher administrativer Aufgaben verbunden ist. Eine weitere Zerschneidung von natürlichen Flächen als Lebensraum soll somit vermieden und Freiräume gesichert werden. Der Flächenanspruch für Siedlungszwecke ordnet sich in die übergeordnete Planung ein. Entwicklungsachsen sollen als Grundgerüst für die angestrebte räumliche Schwerpunktbildung dienen (REGIONALVERBAND FRANKEN, 1995). Die Entwicklungsachsen basieren besonders auf Versorgungs- und Verkehrssträngen und bilden eine schematische Netzstruktur. Die darin integrierten

Siedlungsbereiche dienen als Schwerpunkte für Gewerbe-/Industrie- und Dienstleistungseinrichtungen.

Eine Bindung der Bevölkerung an ihre Umgebung soll durch die Sicherung und Bereitstellung von Infrastruktur für Industrie und Dienstleistung gewährleistet werden. Der Einsatz moderner Produktionstechniken und Dienstleistungsangebote hat zu einem ständig steigenden Flächenbedarf an Industriegebieten geführt, die in der Regel einen höheren Versiegelungsgrad als Wohnsiedlungen aufweisen. Ihre Neuausweisung ist indirekt mit der Bereitstellung von Arbeitsplätzen und Einnahmen aus der Gewerbe- und Einkommenssteuer für die Kommunen verknüpft. Im Zuge der Öffnung zum Europäischen Binnenmarkt wird die Konkurrenz der Städte und Regionen um Investitionen und Arbeitsplätze sich noch weiter verschärfen (BBR, 2001). In den Gemeinden wurden schon bisher bereitwillig große Neubau- und Industriegebiete ausgewiesen, was zu einer polyzentrischen Aufblähung vieler Siedlungsflächen und den damit verbundenen Problemen der Verkehrsbewältigung und des Landschaftsschutzes führt (KLEYER, 1996). Die Belastung in Verdichtungsräumen durch anhaltende Suburbanisierung (Randwanderungen der Bevölkerung aus den Städten in die Neubaugebiete der Stadtrandbereiche), dem damit verursachten Verkehrsaufkommen und dem Flächenverbrauch durch Industrie und Gewerbe hat so stark zugenommen, dass die dadurch verursachten negativen Umweltveränderungen die Standortgüte beeinträchtigen (BBR, 2001).

2.4.2.2 Landwirtschaftlich genutzte Flächen

Zur landwirtschaftlich genutzten Fläche werden außer Ackerflächen auch Flächen, die für Viehwirtschaft, Grünland, Gartenbau, Gemüseanbau, Obstanbau und Weinbau, sowie sämtliche Baum- und Strauchkulturen, die zur Gewinnung pflanzlicher Rohstoffe angelegt werden, gezählt (LESER et al., 1991). Bis zur Mitte dieses Jahrhunderts wurde der größte Teil des Landes für die Produktion von Lebensmitteln gebraucht. Seit 1950 brachte die technische Revolution, basierend auf

den Errungenschaften der *Chemie* (Mineraldünger und Pflanzenschutzmittel) und der *zunehmenden Mechanisierung* eine erhöhte Produktion mit sich (O'CALLAGHAN, 1996). Diese Intensivierung führte durch Übernutzung und Chemikalieneintrag zu Umweltproblemen. Andererseits bewirkte diese Entwicklung eine *Überproduktion*, so dass die Bewirtschaftung der gesamten Fläche nicht mehr rentabel war (SUCCOW, 1995).

Rentable außerlandwirtschaftliche Flächennutzungen treten allerdings nicht erst dann in Wettbewerb zur bisherigen landwirtschaftlichen Nutzung, wenn diese sich absolut nicht mehr lohnt, sondern konkurrieren bereits vorher mit ihr (BMELF, 1996: a). Besonders bei der Umwidmung von Flächen für Siedlungs- und Infrastruktureinrichtungen spielt die Rentabilität der landwirtschaftlichen Nutzflächen oft keine Rolle mehr. Dieser Trend ist ungebrochen, so dass die Landschaft, statt von einer überwiegend landwirtschaftlichen, von neuen Nutzungen wie Siedlung, Industrie, Verkehr, Erholung oder Naturschutz beansprucht wird. Diese Umbruchphase könnte eine Chance für eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung und die Sicherung einer besseren Umweltqualität und nachhaltiger Nutzungssysteme bieten (SUCCOW, 1995). Allerdings birgt sie auch die Gefahr der *Flächenverschwendung* und Fehlnutzung, denn die endliche Ressource Landschaft ist nicht beliebig in alle Landnutzungen reversibel konvertierbar.

Ackerflächen

In der Bundesrepublik hat die *Landwirtschaftsfläche* seit 30 Jahren um mehr als 3% der Gesamtfläche abgenommen und wird möglicherweise auch weiter zurückgehen (BMELF, 1996: a). Trotzdem stellt diese Nutzungskategorie in Deutschland mit 54% der Fläche immer noch den größten Flächenanteil (BMELF, 2000: b). Sie übernimmt nicht nur die Produktion von Nahrung und nachwachsenden Rohstoffen, sondern ist auch für die *Pflege und Offenhaltung der Kulturlandschaft* bedeutend. Durch den Einsatz moderner Produktionstechniken und den gesellschaftlichen Wandel hat in den letzten Jahren eine Verschiebung im Süden Deutschlands von bisher traditionellen

kleineren Höfen hin zu wenigen Großbetrieben stattgefunden, weil diese eine bessere Rendite erwirtschaften können (REGIONALVERBAND MITTLERER NECKAR, 1986). Dies gilt nicht für die Agrarlandschaft des Nordens, die traditionell aus großen Flächen bestand, die von großen Betrieben wie z.B. Großgrundbesitzern oder landwirtschaftlichen Produktionsgenossenschaften bewirtschaftet wurden.

Die Landwirtschaft unterliegt den Marktmechanismen, die stark durch agrar- und umweltpolitische Instrumente beeinflusst werden. Die Auswahl der Anbauprodukte wird, bis auf wenige Feldfrüchte wie z.B. Zuckerrüben, im wesentlichen von den Richtlinien der EU-Agrarpolitik gelenkt. Für Zucker besteht eine gesonderte Marktordnung, die eine Quotierung der möglichen Absatzmenge und Festlegung des Preises in jedem Wirtschaftsjahr bestimmt (LANDESSTELLE FÜR LANDWIRTSCHAFTLICHE MARKTKUNDE, 2001). Flächenstilllegungsprogramme steuern die Größe der Produktionsflächen. Die Quote für die temporäre Stilllegung wurde bisher jedes Jahr neu von der EU-Kommission festgelegt. Eine Förderung der Produktion von nachwachsenden Rohstoffen hat eine Verschiebung bei den Anbauprodukten weg von der ausschließlichen Nahrungsmittelproduktion bewirkt. Grenzertragsflächen werden vermehrt dauerhaft aus der intensiven Nutzung herausgenommen und können für landespflegerische Maßnahmen wie z.B. für historische Nutzungsformen wie Streuwiesen, Heiden und Hutungen genutzt werden (SUCCOW, 1995). Als Grenzertragsflächen werden die Flächen bezeichnet, »deren gegenwärtige landwirtschaftliche Nutzung ein Faktoreinkommen/ Wertschöpfung hervorbringt, das die Kosten der dabei eingesetzten Faktormengen nicht abzudecken vermag, beziehungsweise bei gleichbleibender Entwicklung von Produktivität und Preisen in den nächsten Jahren nicht mehr abdecken wird« (NEANDER, 1973).

In Baden-Württemberg und auch den meisten anderen Bundesländern können Landwirte für die Extensivierung dieser Flächen Ausgleichszahlungen erhalten (z.B. Marktentlastungs- und Kulturlandschaftsausgleichszahlungen: MEKA). Eine

ähnliche Wirkung erhofft man sich von Länderförderprogrammen wie z.B. das für umweltgerechte landwirtschaftliche Produktionsverfahren und dem Erhalt der Kulturlandschaften (KULAP). Generell hat der rückläufige Trend in der Bewirtschaftung der Ackerfläche zwar schon nachgelassen, ist aber noch nicht zum Stillstand gekommen.

Auswirkungen der Agenda 2000

Die von der EU-Kommission gefassten agrarpolitischen Beschlüsse der *Agenda 2000* zielen darauf ab, einen Reformprozess für die Verbesserung der Wettbewerbsfähigkeit der europäischen Landwirtschaft mit dem Ziel einer schrittweisen Anpassung an die Weltmarktpreise einzuleiten (EUROPÄISCHE UNION, 1998).

Zu den inhaltlichen Eckpunkten für die Ackerkulturen gehören (BMELF, 1999):

- (1) die Interventionspreissenkung von Getreide um 15%
- (2) eine dauerhaft festgesetzte Flächenprämie für Getreide
- (3) eine obligatorische Flächenstilllegung von 10%. Die Stilllegungsprämie ist mit der Flächenprämie für Getreide identisch.
- (4) eine Absenkung der Flächenprämie für Ölsaaten auf das Niveau von Getreide
- (5) eine Absenkung des Mindestpreises für Stärkekartoffeln um 15%

Durch die Reform wird auf den verbleibenden landwirtschaftlich genutzten Flächen mit einer Verschiebung der Anbauverhältnisse gerechnet, über deren Details unterschiedliche Voraussagen existieren. Umfassende Veränderungen werden ferner nicht nur im Hinblick auf die betriebliche und regionale Anpassung, sondern auch für die Umsetzung von Umwelt- und Naturschutzziele erwartet. Bei der Interpretation dieses Reformprozesses werden unterschiedliche Szenarien für die Landnutzungsentwicklung abgeleitet. Um die Entwicklung des ländlichen Raumes nicht zu beeinträchtigen, wird mit *flankierenden Maßnahmen*, wie die finanzielle Unterstützung des Um-

weltschutzes in der Landwirtschaft, Aufforstungsmaßnahmen und die Vorruhestandsregelungen für Bauern versucht, die benachteiligten Gebiete finanziell zu entlasten. Diese Agrarumweltprogramme werden von DABBERT et al. (1998) als notwendig erachtet, um eine Intensivierung der Produktion auf den übrigen Flächen zu vermeiden.

Grünland

Unter Dauergrünland versteht man die nicht in die Fruchtfolge integrierten Flächen, auf denen dauerhaft (für einen Zeitraum von mindestens fünf Jahren) Gras erzeugt wird (BMELF, 2000: a). Grünland wird hauptsächlich zur Futtergewinnung bewirtschaftet und ist deshalb eng an die Viehwirtschaft gebunden. Da der Viehbestand ebenfalls durch eine Quotierung von der EU geregelt wird, unterliegen auch diese Flächen administrativen Bestimmungen. Die Grünlandwirtschaft unterliegt, bis auf Areale in den Mittelgebirgen, überwiegend einem abnehmenden Trend, der im Zeitraum von 1979 bis 1991 auf dem Gebiet der alten Bundesrepublik in den verschiedenen Landkreisen um Werte zwischen 20 und 50 % lag (KREINS, 1997). Diese Flächen wurden zu großen Teilen in Ackernutzung überführt und dort mit Futterpflanzen wie Silo- oder Körnermais bebaut. Dieser Entwicklung des Grünlandumbruchs wurde durch flankierende Maßnahmen im Rahmen der Agrarreform und der Tierbestandsobergrenzen entgegengewirkt. Da eine Erhöhung der Milchquote von KREINS (1997) als unwahrscheinlich angesehen wird und die Milchleistung der Kühe steigt, ist mit einer Reduzierung des Viehbestandes zu rechnen. Inwieweit sich das auf den Grünlandflächenanteil auswirkt, ist schwierig zu bestimmen, weil außer der Flächenreduzierung auch eine Extensivierung der Bewirtschaftung denkbar ist. Die erhofften positiven Entwicklungen, wie Extensivierung dieser Flächen im Rahmen der Umsetzung der *Agenda 2000*, hängen nach DABBERT et al. (1998) stark von der Konkretisierung der Agrarumweltprogramme ab. Die Umwandlung von Grünland in siedlungsräumliche Funktionen folgt vorwiegend wirtschaftlichen Gesichtspunkten.

Stilllegungsflächen

Bei Stilllegung wird grundsätzlich zwischen der obligatorischen und der freiwilligen Form unterschieden. Die Einhaltung der obligatorischen Flächenstilllegungsregeln ist Voraussetzung für die Gewährung der Flächenausgleichszahlungen durch die Europäische Union. Die Beschlüsse der *Agenda 2000* setzen diesen Flächenanteil bis zum Jahre 2006 auf 10% fest. Darüber hinaus können freiwillig bis zu 33% der Fläche mit Ausgleichsanspruch stillgelegt werden. Die geförderten stillgelegten Flächen unterliegen bestimmten Auflagen wie der Pflicht zur Selbstbegrünung oder einer gezielten Begrünung bis zum 15. Mai. Die Flächen müssen zusätzlich für eine nachhaltige agronomische Nutzungsfähigkeit gepflegt werden. Jegliche Düngung oder die Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln ist untersagt (BMELF, 2000:a). Als Landbedeckung der stillgelegten Flächen wird entweder systematisch mit Gräsern oder mit nachwachsenden Rohstoffen begrünt.

Wird die Bewirtschaftung einer bis dato landwirtschaftlich genutzten Fläche dauerhaft eingestellt, ohne dass eine neue Nutzung an deren Stelle tritt, so fällt sie permanent *brach* (BMELF, 1996:a). Da dieser Prozess mit der Aufgabe der landwirtschaftlichen Produktion einhergeht, spricht man auch vom Phänomen der *Sozialbrache*. Diese Flächen werden oftmals für Natur- und Biotopschutz reserviert und für die Landschaftspflege bewirtschaftet. Werden diese Flächen sich selbst überlassen, setzt die Sukzession ein, deren Endstadium (Klimax) je nach Vornutzung und Standortvoraussetzung von unterschiedlicher Gestalt sein kann. Es ist ungewiss, ob sich Wald als die Klimaxvegetation aller brachfallenden Flächen entwickelt, obwohl er für die meisten Flächen die potenziell natürliche Vegetation darstellt (KLINK, 1995).

Sonderkulturen und Kleingärten

Unter Sonderkulturen versteht man landwirtschaftliche Spezialkulturen, die meist mehrjährig und unter großen Investitionskosten außerhalb der üblichen Fruchtfolge angebaut werden. Dazu gehören Obstanlagen, Baumschulen, Rebland,

Hopfen, Tabak oder Heil- und Gewürzpflanzen. Diese intensiv bewirtschafteten Landnutzungen treten in der Regel nur kleinflächig auf. Da Sonderkulturen von ihrer Struktur her Ähnlichkeit mit Büschen und Sträuchern haben, werden sie im folgenden zusammen betrachtet. Kleingärten werden ebenfalls in diese Gruppe eingeordnet, weil sie bei intensiver Bewirtschaftung häufig ebenfalls einen hohen Strauchanteil haben.

Durch die Beschlüsse der *Agenda 2000*, die den Erhalt der Kulturlandschaft mit Gartenbauförderprogrammen unterstützt, wird Obst-, Gemüse- und sonstiger Pflanzenproduktion eine große Bedeutung beigemessen (BMELF, 1999). Dafür können Erzeugerorganisationen Beihilfen bei der EU beantragen.

2.4.2.3 Wald und naturnahe Landschaften

Wald und Forst

Als Wald wird im Sinne des Bundeswaldgesetzes jede mit Forstpflanzen bestockte Grundfläche betrachtet, sofern sie sich nicht innerhalb von bebauten Gebieten befindet oder nur einzelne Baumgruppen betrifft. Durch die naturnahe Nutzung übernimmt der Wald neben der Holzproduktion viele zusätzliche Aufgaben. Der Wald soll wegen seines wirtschaftlichen Nutzens und seiner Bedeutung für die Umwelt, insbesondere für die dauernde Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes, das Klima, den Wasserhaushalt, die Reinhaltung der Luft, die Bodenfruchtbarkeit, das Landschaftsbild, die Forstinfrastruktur und die Erholung der Bevölkerung erhalten, erforderlichenfalls gemehrt und seine ordnungsgemäße Bewirtschaftung nachhaltig gesichert werden (BUNDESWALDGESETZ §1). Wenn auch der Wald alle genannten Funktionen gleichzeitig übernehmen kann, erfüllen diese nicht grundsätzlich alle bewaldeten Gebiete. Die Forstwirtschaft hat die Aufgaben sowohl eine nachhaltige Bewirtschaftung als auch eine marktgerechte Produktion anzustreben und dabei natürlich vorkommende Baumarten zu fördern.

Der Waldanteil nimmt in Deutschland 30% der Gesamtfläche ein (BMELF, 2000:c). Regional schwankt dieser Anteil sehr stark. Obwohl

Wald die potenziell natürliche Vegetation Mitteleuropas auf nahezu sämtlichen Standorten darstellt (BMELF, 1996:b), ist eine großflächige Aufforstung unerwünscht. Mit Hilfe von landschaftspflegerischen Maßnahmen wird eine Offenhaltung von Landschaftsteilen bevorzugt, um die ökologische Vielfalt zu sichern und ein kulturell gewachsenes Landschaftsbild zu erhalten. Der bestehende Waldanteil allerdings unterliegt dem *Waldbestandsschutz*, der eine Rodung von Bestandsflächen untersagt. Nur für infrastrukturelle Erweiterung kann Wald entfernt werden, wenn gemäß der Eingriffsregelung an anderer Stelle eine Ausgleichsmaßnahme durchgeführt wird. Der Flächenanteil des Waldes ist in der Vergangenheit leicht gewachsen (BMELF, 1996:b). Es gibt in manchen Bundesländern Bestrebungen, den Waldanteil aus unterschiedlichen Beweggründen zu vermehren. Mehrere Formen der Waldbegründung mit unterschiedlicher Zielsetzung sind denkbar, so etwa Wald als Endstadium einer natürlichen Sukzession, die Aufforstung zur natürlichen Waldgesellschaft, die Aufforstung unter landespflegerischen Aspekten mit dem Ziel, einen Erholungswald zu schaffen, oder eine Aufforstung zum Wirtschaftswald (BMELF, 1996:b). Für die Aufforstung wäre es sicher am sinnvollsten, wenn hierfür die produktivsten Flächen ausgewählt würden. Tatsächlich aber werden in erster Linie solche aus der landwirtschaftlichen Produktion genommen, die aufgrund geringer Nährstoffausstattung oder Flachgründigkeit, zu großer Trockenheit oder Nässe, Lage in klimatisch ungünstigen Gebieten, schlechter Erreichbarkeit, schwieriger Geländeausprägung oder geringer Flächengröße den Landwirten am ehesten entbehrlich erscheinen (HUSS, 2000). Waldnutzung wird nach EISENKRÄMER (1988) dennoch als die gesamtwirtschaftlich und ökologisch sinnvollste Nutzung von landwirtschaftlichen Grenzstandorten bezeichnet.

Der Wald ist neben den direkten Landnutzungsänderungen aber auch indirekt durch den Menschen beeinflusst. Vom Menschen verursachte Stoffeinträge, extreme Witterungsereignisse

(Schnee, Frost, Sturm, Trockenheit), Schaderreger und waldbauliche Maßnahmen haben die Vitalität des Waldes zum Teil nachteilig beeinflusst. Das Phänomen des neuartigen Waldsterbens wurde seit Ende der 70er Jahre bekannt und gefährdet den aktuellen Bestand durch großflächigen Vitalitätsverlust. Durch Luftreinhaltemaßnahmen und verminderte Emission, begründet durch den Zusammenbruch der ostdeutschen Industrie, wird seit 1991 eine ganz allmähliche Verbesserung des Kronenzustands festgestellt (BMELF, 2000:d). Großflächiges Absterben findet in Deutschland nicht statt, weil kleinere geschädigte Flächen durch Anpflanzung sukzessive wieder bewaldet werden.

Naturnahe unbewaldete und bewaldete Flächen

Die quasinatürlichen, waldfreien Bereiche sind in Mitteleuropa auf Extremstandorte und Reservate beschränkt, weil sonst durch die hohe Bevölkerungsdichte fast überall unmittelbar Einfluss genommen wird. Besonders in den letzten 100 Jahren haben diese Landschaften starke Flächenverluste hinnehmen müssen (BMELF, 1996:a). Deshalb wurden viele der noch erhaltenen Flächen unter administrativen Schutz gestellt. In der Bundesrepublik Deutschland sind derzeit nur 2,4% der Fläche als Naturschutzgebiete mit strengstem Schutzstatus ausgewiesen. Ausweisungen mit weniger starken Protektionen integrieren teilweise die Kulturlandschaft. Die europäische Flora-Fauna-Habitat (FFH) Richtlinie, als ein wesentliches Element der gemeinsamen europäischen Naturschutzpolitik, fordert von allen Mitgliedsstaaten die Meldung von 5% der Hoheitsfläche als für Europa bedeutende Lebensräume von Tieren und Pflanzen. Die Bundesrepublik hat diese Quote bis jetzt nicht erfüllt, so dass von Neuausweisungen ausgegangen werden muss. Die Forderung der Novelle des Bundesnaturschutzgesetzes (siehe *Kap. 2.3.3*) nach Ausweisung eines Biotopverbundes auf mindestens 10% der Landesfläche bekräftigt diese Tendenz.

2.5 MODELLIERUNG VON LANDNUTZUNGSÄNDERUNGEN

2.5.1 Erfordernis der Modellierung

Modelle sind eine abstrakte Darstellung von Systemen oder Prozessen (TURNER et al., 2001). Sie dienen der Vereinfachung der Wirklichkeit, für eine systematische Betrachtung komplexer Zusammenhänge. Modelle können in Form von mathematischen Formulierungen, gedanklichen und sprachlichen Konstrukten oder physischen – oft miniaturisierten – Gegenständen aufgestellt werden.

Es gibt eine Vielzahl mathematischer Modelle mit fachwissenschaftlicher Anwendungen wie z.B. Ökologie oder Hydrologie. Viele vernachlässigen Nachbarschaftsbeziehungen und den Raumbezug (LESER, 1999). Heterogene Flächen werden zu homogenen Einheiten zusammengefasst, um Aussagen zu aktuellen Fragen über einen bestimmten Landschaftsausschnitt im Mittel treffen zu können (TURNER et al., 2001). Der Einsatz von Geographischen Informationssystemen und Datenbanken ermöglicht seit einiger Zeit für landschaftsökologische Fragestellungen eine modellgestützte und geographisch explizite Bearbeitung.

Entwicklung der Landschaftsmodellierung

Die Modellierung der Landschaftsentwicklung ist ein noch relativ junges Wissenschaftsfeld, das sich seit Beginn der 1980er Jahre schrittweise zu einem selbständigen Zweig der Landschaftsökologie bzw. der Umweltforschung entwickelt hat (WENKEL, 1999). Landschaftsmodelle stellen ein wichtiges Instrument für Untersuchungen in einem Maßstab dar, der aufgrund seiner Größe oder der potenziellen Gefährdung der Landschaft experimentelle Feldversuche unmöglich macht. Die Modelle erfassen die Dynamik der Landschaftsstruktur und ihrer Zusammensetzung. Landschaftsmodelle werden benötigt, um sowohl Wechselwirkungen der natürlichen Prozesse zu untersuchen als auch Managementstrategien zu überprüfen (BAKER, 1989).

Die Notwendigkeit der Landschaftsmodellierung ergibt sich aus der Komplexität des Untersu-

chungsobjekts und dessen begrenzter Beobachtbarkeit. Aus Mangel an Alternativen werden z.T. skaleninadäquate Ansätze verwendet (WENKEL & SCHULTZ, 1999). Die Modelsergebnisse können keine zuverlässigen Prognosen sein, sondern stellen Aussagen im Rahmen der expliziten Modellannahmen dar.

Die Modellierung von Landnutzung ist eine spezifische Form der Landschaftsmodellierung, die nicht nur die natürlichen Prozesse, sondern auch die sozialen oder ökonomischen Einflussfaktoren berücksichtigen muss. Daher werden neben natürlichen Aspekten vermehrt soziale Theorien in den Modellen verwendet oder Modelle beider Typs gekoppelt (RIEBSAME et al., 1994).

Die Modellierung von potenziellen Landnutzungsänderungen ist für die Disziplin Landschaftsökologie besonders relevant, um die direkte Einflussnahme auf die Landschaft qualitativ und quantitativ abschätzen zu können. Fragestellungen wie Stoffflüsse in der Mesoskala, Habitatmodellierung oder Bewertung des Landschaftsbildes sind potenzielle Einsatzgebiete räumlich expliziter Landnutzungsszenarien.

Für die Modellierung stellt sich die Frage nach dem optimalen Niveau der Modellkomplexität. Die existierenden Landnutzungsmodelle unterscheiden sich erheblich in ihrem Aggregationsgrad, in der Berücksichtigung der räumlichen Dimension und im Komplexitätsgrad der Modellierung. Ihr Nutzen wird maßgeblich von der Übertragbarkeit des Modellansatzes auf andere Gebiete und der Praxisrelevanz bestimmt (DABBERT et al., 1999). Auf dieser Grundlage soll im Folgenden eine Auswahl an existierenden Modellen beschrieben werden. *Abb. 2.3*, S. 21 zeigt eine Klassifizierung der existierenden Modelltypen, die Landnutzungsänderungen simulieren.

2.5.2 Nicht-räumliche Modelle

Nicht-räumliche Modelle für die Beschreibung von Landnutzungsänderungen gehen in der Regel auf ökonomische Modelle oder auf empirisch-statistische Trendrechnungen zurück. Die Land-

Nicht räumliche Modelle	Räumliche Modelle	
	Statische Modelle	Dynamische Modelle
<ul style="list-style-type: none"> ▶ Wirtschaftsmodelle ▶ Agrar-ökonomische Modelle (z.B. RAUMIS) ▶ Sozio-ökonomische Modelle 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Historische Modelle (z.B. Thünen, Christaller) ▶ Deterministische Allokationsmodelle (z.B. Optimierungsmodelle) ▶ Räumlich-stochastische Modelle (z.B. Übergangswahrscheinlichkeiten aus der Analyse der Vergangenheit) 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Prozessbasierte Modelle (Überwiegend für Entwicklungsländer) ▶ Konzeptionelle Modelle (z.B. Zelluläre Automaten, Ausbreitungsmodelle) ▶ Integrierte Modelle (z.B. Mischung aus den anderen Ansätzen)

Abb. 2.3 Überblick über die existierenden Modelltypen

schaft als natürliches System wird dabei entweder überhaupt nicht berücksichtigt oder geht über prozentuale Angaben der Landnutzungsverteilung in die Modelle ein. Das Potenzial solcher Modelle liegt häufig in der Berücksichtigung der politischen und wirtschaftlichen Prozesse, die für die Szenarioableitung unerlässlich sind.

Die klassische Wirtschaftsmodellierung berücksichtigt in der Regel keine räumliche Dimension, sondern trifft überwiegend monetäre Aussagen, die für die Landnutzungsmodellierung in räumliche Kategorien übertragen werden müssen. Eine Extrapolation der Landnutzungsentwicklung mit Hilfe von linearer Regression stellt die einfachste Trendableitung dar. Diese Analysen besitzen nur eingeschränkte Aussagekraft (PARKS, 1990), weil Landnutzung politisch und ökonomisch determinierten Reglementierungen unterliegt, die sich nicht linear entwickeln. Mangelnde Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Gebiete ist ein weiterer Nachteil dieser Modelle (LAMBIN et al., 2000).

Viele sozio-ökonomische Modelle liefern entweder flächenunabhängige Ergebnisse (wie z.B. demographische Modelle) oder sind auf eine Landnutzungskategorie spezialisiert, so dass entweder Verstädterung (DOSCH & BECKMANN, 1999:a), Änderungen in der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung (CYPRIS, 2000) oder die Bewirtschaftung von Forstflächen (SHUGART, 1984) berücksichtigt werden. Studien, welche die gesamte Landschaft berücksichtigen, leiten meistens das Gesamtszenario auf der Basis von unterschiedli-

chen Projektionen für die einzelnen Landnutzungskategorien getrennt ab (LEE, 1991; VEENEKLAAS et al., 1994).

Ferner gibt es Studien darüber, inwieweit sich künftige Klimaveränderungen auf die Biosphäre ohne menschlichen Einfluss (CRAMER & STEFFEN, 1997) oder auf die Landnutzungsstruktur auswirken könnten (PARRY, 1992; KRAHE & WILKE, 1993). Viele Ergebnisse dieser Studien sind prozentuale Angaben über Landnutzungsänderungen, die entweder ohne jeglichen Flächenbezug oder nur bis auf eine bestimmte Verwaltungsebene aufgelöst werden (WHITE & ENGELN, 2000). Die Aussagekraft dieser Studien ist für eine großskalige Betrachtung bedeutend. Ihre Ergebnisse können dazu dienen, auf die Mesoskala transferiert zu werden. In dieser Skala ist die Verteilung der Landnutzung im Raum besonders für die Untersuchung von Energie- und Stoffflüssen essenziell. Deshalb bedarf es für diesen Maßstab lagegetreuer Landnutzungsszenarien.

2.5.3 Räumliche Modelle

Ein Modell wird als räumlich bezeichnet, wenn die explizite Lage von Variablen, Prozessen oder Eingangs- und Ausgangsdaten berücksichtigt wird (TURNER et al., 2001). Räumliche Landschaftsmodelle können in verschiedenster Weise beschrieben und klassifiziert werden. Ihre räumliche Gliederung basiert entweder auf Polygonen oder einer Rasterstruktur. Sie können, wie schon

in Abb. 2.3, S. 21 gezeigt, in die Kategorien »statisch« und »dynamisch« untergliedert werden.

2.5.3.1 Statische Modelle

Historische Entwicklung

In der Vergangenheit wurde verschiedentlich versucht, das bestehende Landnutzungsmuster zu abstrahieren und daraus Regeln abzuleiten. Ergebnisse waren überwiegend beschreibende Theorien ohne Entwicklungsdynamik. Ein wichtiges Beispiel für einen solchen Ansatz, welcher die Phänomene der Landschaft mit einem räumlichen Modell zu erklären versucht, stammt von VON THÜNEN (1842), der den Raum um eine monozentrische Stadt als kontinuierliche Größe erfasst. Seine Annahmen stellen einen Zusammenhang zwischen Grundrente und Standort der landwirtschaftlichen Produktion her. Sie basieren auf der Hypothese einer nachlassenden Nutzungsintensität mit der Entfernung vom Markt, die sich durch hierarchisch-geordnete Ringe von verschiedenen Landnutzungen um das Zentrum räumlich niederschlagen. Diese Theorie hat in vielen Modellen Anwendung gefunden, obwohl sie nach ALIG (1985) für die Landnutzungsmodellierung durch die Vernachlässigung von Nachbarschaftsverhältnissen und der räumlichen Heterogenität nur beschränkt geeignet ist.

Die Theorie der *zentralen Orte* von CHRISTALLER (1968) stellt die ökonomisch-organischen Gesetzmäßigkeiten dar, welche die Verteilung und die unterschiedliche Größe städtischer Siedlungen bestimmen. Seine Hypothese fußt auf den Erkenntnissen, dass Städte unterschiedliche Bedeutungen für ihr Umland haben, diesen Bedeutungen nach hierarchisch klassifiziert werden können und ihre Verteilung nach verschiedener Rangordnung in einem homogenen Raum in Hexagonmustern erfolgt. Dieser rein deskriptive Ansatz wird bis heute bei der Klassifizierung der Städte in Unter-, Mittel-, Ober- und Großzentren in der Landschaftsplanung verwendet.

Diese historischen Wurzeln wurden lange Zeit kaum weiterentwickelt. Erst mit dem Einsatz von Geoinformationssystemen hat sich der Zweig der

räumlichen Modellierung zu einem eigenständigen Forschungsfeld herausgebildet.

Deterministische Allokations-/ Optimierungsmodelle

Die Art und das Ausmaß von Änderungen der Landnutzung basieren bei diesen Modellen entweder auf Annahmen oder auf nicht-räumlichen Modellen. Eine modellgestützte Allokation von Landnutzungsänderungen kann nach vermuteter Wahrscheinlichkeit oder unter dem Gesichtspunkt der Optimierung des Landnutzungsmusters auf der Basis von Landschaftspotenzialen (GRABAU & MEYER, 1998) durchgeführt werden. Entscheidend für die Optimierung der Landnutzung ist die Bestimmung der erwünschten Ziele und der gegebenen Restriktionen (PARKS, 1990). Anschließend werden die Optimierungsergebnisse dahingehend geprüft, inwieweit ein annehmbarer Kompromiss gefunden werden konnte. Basis einer solchen Optimierung ist das Bewerten der Landschaftsausstattung hinsichtlich ihres potenziellen Leistungsvermögens, was von der anthropozentrischen Sichtweise der Landschaftsbewertung zeugt. Die Bewertung des Leistungsvermögens bzw. des Naturraumpotenzials ist eine subjektive Einschätzung, welche entweder einen *Schutzgedanken* oder einen *wirtschaftlichen Aspekt* verfolgt. Dementsprechend stellen das Kriterium der *Natürlichkeit* bzw. die Ermittlung des *Ertragspotenzials* einer Fläche die am häufigsten verwendeten Bewertungen dar. Dazu existieren verschiedene Bewertungsansätze (MARKS et al., 1992; BASTIAN & SCHREIBER, 1999; SANDER & MANNSFELD, 1992).

Die Landschaftsbewertung dient als Basis für verschiedene landwirtschaftliche Landnutzungsmodelle wie z.B. MODAM (ZANDER & KÄCHELE, 2000; MEYER-AURICH et al., 1998), welches als *Decision Support System* (Entscheidungshilfensystem) mit einer standortbezogenen Kosten-Nutzen-Rechnung die vorhandenen Betriebsstrukturen und die Ziele des Naturschutzes berücksichtigt. Auf dieser Basis werden schlagbezogene Landnutzungskonzepte für verschiedene Produktionsweisen erarbeitet und anschließend sowohl betriebswirtschaftlich als auch ökologisch bewer-

tet. Der enorme Datenbedarf verhindert eine problemlose Übertragung solcher Ansätze auf andere Gebiete.

BORK et al. (1995) berücksichtigen für die agrarwirtschaftliche Lagebestimmung der Landnutzungsänderungen die regionenspezifische historische Entwicklung, aktuelle Trends und mögliche Auswirkungen der EU-Agrarerform für das Nordostdeutsche Tiefland. Das Vorgehen ist auf die Fallstudie zugeschnitten und muss entweder auf ähnliche Gebiete angewandt oder für eine Übertragbarkeit abstrahiert werden.

Eine Optimierung eines Landnutzungsmusters wird von GRABAUM & MEYER (1998) hinsichtlich verschiedener Schutzziele und Leitbilder durchgeführt. Dabei wird die aktuelle Landnutzung basierend auf der Spieltheorie innerhalb der Fläche so verteilt, dass sie den besten Kompromiss im Sinne des ausgewählten Leitbildes erzielt. Allerdings kann immer nur ein Leitbild berücksichtigt werden, was dem multifunktionalen Landschaftsbegriff entgegensteht. Trotzdem dient dieses Modell der strategischen Entscheidungsfindung im Sinne einer nachhaltigen Landnutzung.

Stochastische Allokationsmodelle

Stochastische Modelle verorten Landnutzungsänderungen hinsichtlich ihrer potenziellen Wahrscheinlichkeit. Sie bilden eine weitere große Gruppe von Landschaftsmodellen mit Raumbezug. Die abstrakteste Form davon sind neutrale Landschaftsmodelle wie z.B. SIMMAP2.0 (SAURA & MARTINEZ-MILLIAN, 2000). Sie erzeugen zufällig verteilte Muster, deren Klassenanteile und Fragmentierungsgrad vom Anwender bestimmt werden können. Die Ergebnisse dieser Modelle dienen der Untersuchung genereller Musterprinzipien oder der Überprüfung der Sensitivität von ökologischen Modellen gegenüber der Lagebeziehung in der Landschaft.

Basierend auf realen Landschaften verteilen HERRMANN & MÖVIUS (1998) die verschiedenen Feldfrüchte, deren prozentuale Anteile an der Ackerfläche aus den Gemeindestatistiken erhältlich sind, über eine Zufallsfunktion auf die Ackerschläge, weil kein Regelwerk existiert, wel-

ches die bevorzugten Orte für bestimmte Kulturarten bestimmt. Das so erzeugte Landnutzungsmuster wird hinsichtlich der Erosionsvermeidung durch Mulchung überprüft. Aufbauend auf dieses Vorgehen wurde von DABBERT et al. (1999) eine umfassende Studie zur Abschätzung von ökologischen und ökonomischen Auswirkungen von agrarpolitischen Änderungen entwickelt. Das Modell kann generell auf andere Gebiete übertragen werden, ist jedoch auf landwirtschaftliche Landnutzung beschränkt.

Eine weitere Gruppe an stochastischen Simulationssystemen besteht aus Modellen auf der Basis von natürlichen Prozessen in der Landschaft, wie sie z.B. in der Sukzessionsforschung eingesetzt werden (JENKINS & WRIGHT, 1987; BALZTER et al., 1997). Häufig werden dabei Markovketten verwendet, welche für Rasterdaten mit Hilfe einer Folge von Zufallsvariablen Wachstum simulieren. Dabei hängt das zukünftige Landnutzungsmuster lediglich von der Anordnung seines momentanen Musters ab. Für jede Rasterzelle wird eine Übergangswahrscheinlichkeit festgelegt, die mit Hilfe der Zufallszahlen und einfachen Konversionsregeln die Zellen verändert. THORNTON & JONES (1998) nutzen diese Technik in einem konzeptionellen Modell für die Simulation landwirtschaftlicher Landnutzungsdynamik. Eine Validierung an realen Landschaften steht für das Modell noch aus. Übergangswahrscheinlichkeiten von realen Landnutzungsänderungen wurden als Markovketten erster Ordnung von LOGSDON et al. (1997) aus einer Analyse historischer Landnutzungsentwicklungen abgeleitet und in die Zukunft extrapoliert. Die Aussagekraft der Ergebnisse dieser rein stochastischen Methode ist begrenzt, weil sich Landnutzung aufgrund ihres komplexen Charakters nicht linear in die Zukunft extrapolieren lässt und die Ergebnisse keine Übertragung auf andere Gebiete zulassen.

2.5.3.2 Dynamische Modelle

Dynamische prozessorientierte Modelle

Dynamische prozessorientierte Modelle basieren auf Gleichungen, welche die komplexen Zusammenhänge analytisch verbinden. Für diese Simu-

lationen müssen sowohl die Randbedingungen als auch die endogenen Prozesse eines Systems bekannt sein. Treibende Kräfte für Landnutzungsänderungen stellen in der Regel die in *Kap. 2.3.2* genannten Anforderungen dar. Viele in diese Richtung gehenden Studien wurden am Beispiel von Entwicklungsländern durchgeführt (TURNER & ALI, 1996; KAMMERBAUER & ARDON, 1999). ALLEN (1997) hat für die Entwicklung von Städten dynamische Modelle verschiedener Komplexität erstellt. In einer Kombination ökologischer Prinzipien von Geburt, Versorgung und Tod und ökonomischen Basisannahmen zur Produktion und dem Absatz von Waren werden exemplarische Stadtmodelle vorgestellt. Die Fülle an nicht berücksichtigten Randbedingungen schränkt die Anwendbarkeit solcher Modelle jedoch ein.

Die Skalenfrage spielt für diese Modelle eine große Rolle, weil die lokalen Veränderungen meist überregional angetrieben werden (LAMBIN et al., 2000). Die Landschaftsebene unterliegt sehr komplexen Abhängigkeiten, deren vollständige Erfassung für eine Modellierung kaum möglich ist. Deshalb wird für diese Modelle nur eine begrenzte Anzahl von Einflussfaktoren zugelassen. Außerdem hängt die Fähigkeit, realistische Landnutzungsmuster zu modellieren, nicht nur von der Wahl und dem Aufbau eines Modells ab, sondern wird in starkem Maße dadurch limitiert, dass dabei die Komplexität der anthropogenen Welt reflektiert wird, die niemals vollständig erfasst werden kann. Dynamische Modelle bedürfen für die Erstellung eines Szenarios keiner absoluten Werte der zukünftigen Flächennutzungsanteile, sondern basieren auf einer Änderungsrate pro Zeitschritt und einem Modellierungszeitraum, so dass die Iterationsrate die Größe der Landnutzungsänderung bestimmt.

Konzeptionelle Modelle

Konzeptionelle Modelle reproduzieren nicht die einzelnen Prozesse, sondern erzeugen die resultierenden Muster, ohne die realen kausalen Zusammenhänge zu beachten. Sie bestehen in der Regel aus einer Kombination von komplexen mathematischen und logischen Operationen.

Ein Beispiel für Konzeptionelle Modelle stellt der Einsatz von zellulären Automaten dar. Dabei werden für räumlich diskrete und reguläre Rasterdaten die zu jeder Zelle benachbarten Zellen analysiert und mit Hilfe einheitlicher Übergangsregeln, die sowohl eine Mindestnachbaranzahl als auch eine einfache Rechenoperation berücksichtigen, verändert. Diese Modelle dienen vorwiegend dem Verständnis komplexer Makrogebilde (BALMANN, 1993). Gerechnet wird in diskreten Zeitschritten und für festgelegte Zustände, welche die Einzelzellen annehmen können. Die Modellierung findet für alle Zellen gleichzeitig statt (ITAMI, 1994). Die Anwendung dieses Konzepts für die Landnutzungsmodellierung ist bis jetzt überwiegend auf die Simulation von Einzelphänomenen beschränkt. Die meisten Anwendungen gibt es für die Modellierung von Stadtwachstum. WHITE et al. (1997) haben mit dieser Methode einen Prototypen für räumliche Modelle geschaffen. Mit Hilfe einer vordefinierten Wichtungsmatrix konnten sie das Stadtwachstum von Cincinnati in Ohio reproduzieren. Die relative Eignung der Flächen ergibt sich dabei aus der Entfernung zum Zentrum und den existierenden Straßen und Flüssen. Darauf aufbauend wurde das Modell mit einem regionalen Bevölkerungs- und Wirtschaftsmodell integriert (WHITE & ENGELEN, 2000). WU & WEBSTER (1998) kombinieren für die Simulation von Stadtentwicklung multikriterielle Analyse mit einem zellulären Automaten. Das Modell erlaubt die Berücksichtigung verschiedener Planungspräferenzgebiete. Die Autoren kommen nach ihrer Modellierung zu dem Schluss, dass diese Art von Modellen sich hauptsächlich dazu eignet, generelle Landnutzungsmuster zu erzeugen. Für Prognosen über zukünftige Landnutzung einzelner Flächen ist diese Art von Modellen eher ungeeignet.

Das agrarstrukturelle Entwicklungsmodell von BALMANN (1993) stützt sich bei der Modellierung landwirtschaftlicher Landnutzungsänderungen in der Fruchtfolge neben der Methode der zellulären Automaten auf ökonomische Prozesse. Einschränkend kommt für die Modellierung von der Bewirtschaftung von Feldern hinzu, dass diese nicht regelmässig angeordnet sind und ihre zu-

künftige Nutzung sich nicht aus der vorangegangenen Anbaufrucht erschließt.

Allen zellulären Automatenmodellen ist gemein, dass sie nicht ohne weiteres auf eine andere Region übertragbar sind oder noch nicht hinreichend daraufhin getestet wurden.

Das CLARKE URBAN GROWTH MODELL (UGM) basiert ebenfalls auf der Methode der zellulären Automaten (CANDAU et al., 2000). Stadtwachstum wird dabei auf der Basis von Übergangswahrscheinlichkeiten der verschiedenen Landnutzungen, dem Straßennetz und der Hangneigung durch zufällig verteilte Wachstumskeime (Deltatrons) initiiert. Die räumliche Auflösung betrug dabei 1×1 km Rastergröße. Nach der Initialphase wird zunächst geprüft, ob sich diese Keimzelle aufgrund ihrer bisherigen Landnutzung und der Hangneigung entwickeln kann. Falls das so ist, kann das Wachstum entweder in ein organisches, von den Nachbarzellen abhängiges oder in ein infrastruktur-initiiertes Wachstum der Stadt münden. Spätestens nach 5 modellierten Jahren sterben diese Keimzellen ab. Validiert wurde dieses Modell mit Hilfe von historischen Daten. Ein großer Vorteil dieses Modells ist seine Übertragbarkeit. Da das Modell die Prozesse, das kulturelle Erbe von Siedlungskultur und Richtlinien der Landschaftsplanung vernachlässigt, stößt es für die Anwendung an seine Grenzen.

Integrierte Modelle

Die integrierte Modellierung geht zusätzlich von einer Rückkoppelung zwischen den Simulationsergebnissen der verschiedenen Teilmodelle aus. Beispiele dafür liefern Modelle, die wirtschaftliche Aspekte direkt an die Landnutzung koppeln oder deren konzeptioneller Ansatz integrierende Methoden erlaubt.

Das agroökonomische Modell PROLAND (MÖLLER et al., 1998; WEBER et al., 2001) simuliert die Landnutzung unter Berücksichtigung der wirtschaftlichen Rahmenbedingungen. Anschließend werden mit zwei zusätzlichen Modellen die daraufhin zu erwartenden Reaktionen des Wasserhaushalts und der Effekt auf die Biodiversität abgeschätzt. Das Landnutzungsmustermodell orientiert sich an der naturräumlichen Ausstattung

und der Grundrendite jeder Fläche unter Berücksichtigung aller Subventionen und entstehenden Kosten. Errechnet wird eine optimale Landnutzungsverteilung von Acker, Grünland und Wald sowie die explizite Feldfruchtwahl.

Ein Beispiel für die Modellierung aller Landnutzungskategorien ist das Modell CLUE (VELDKAMP & FRESCO, 1996; VERBURG et al., 1999). Es simuliert Landnutzungsänderungen, die mit den bio-physischen und anthropogenen Ansprüchen in Wechselwirkung stehen. Um die skalenabhängigen Faktoren von Landnutzungsänderungen berücksichtigen zu können, bietet das Modell einen zweistufigen Ansatz, der in einer groben Skala die generellen Trends erfasst und in einer feinen Skala die lokalen Verhältnisse berücksichtigt. Angewendet wird dieses Modell hauptsächlich für solche agrarisch geprägten Entwicklungsländer, deren Abhängigkeiten fassbarer erscheinen und in denen die Landnutzungsänderungen ohne administrative Zustimmung erfolgen.

2.5.4 Fazit

Als Fazit des Modellüberblicks in Kap. 2.5 steht die Erkenntnis, dass für den noch jungen Zweig der Landschaftsmodellierung viele unterschiedliche Modellierungsansätze existieren. Diese Vielfalt wird durch die hohe Komplexität der Fragestellungen gerechtfertigt. Das Modellkonzept bestimmt jeweils die benötigten Eingangsparameter sowie dessen Einsatzmöglichkeiten (WENKEL & SCHULTZ, 1999). Je realer ein Modell die Prozesse simulieren will, desto größer ist die Anzahl der benötigten Parameter und deren Unsicherheit. Außerdem kann dadurch (z.T.) die Interpretation der Ergebnisse schwieriger werden und es besteht die Gefahr der Überparametrisierung bzw. der mathematischen Instabilität der Modellierung. Die Modellierung der zu untersuchenden Fragestellung sollte deshalb mit einem angepassten Komplexitätsniveau bewältigt werden, das einen ausgewogenen Kompromiss zwischen Abstraktionsgrad der Prozesse und Komplexität des Modells darstellt. Grundsätzlich sollte ein Modell nur so komplex wie nötig für die Bewältigung der Aufgabe sein.

2.6 LANDSCHAFTSÖKOLOGISCHE FRAGESTELLUNG: EINFLUSS VON LANDNUTZUNG AUF HOCHWASSER

In den letzten Jahren trat das Problem *Hochwasser* und die damit verbundenen Schäden sowohl in Deutschland als auch in anderen Staaten immer stärker in die öffentliche Diskussion. Im Mittelpunkt steht die Frage nach der anthropogenen Verantwortung (ENGEL, 1997). Zweifellos hat der Mensch durch Gewässerausbau, Veränderung der Landnutzung und des Klimas Einfluss auf das natürliche System der Landschaft genommen. Flächenversiegelung, Flurbereinigung und Waldschäden sind nur einige der Folgen von Landnutzungsänderungen, die in Verbindung mit der Hochwasserentstehung gebracht werden. Die genauen Zusammenhänge sind allerdings noch nicht zufriedenstellend untersucht worden.

Besonders die Quantifizierung der Abflussentstehung im Einzugsgebiet ist noch immer mit großen Unsicherheiten behaftet. Fraglich bleibt auch, wie stark die anthropogen und/oder natürlich geprägte Gliederung und Bedeckung eines Einzugsgebietes die Abflusskonzentration steuern. Einigkeit herrscht darüber, dass die Versiegelung der Bodenoberfläche durch Bebauung ohne Zweifel den größten Einfluss auf den Verlauf von Hochwasserereignissen nimmt (BRONSTERT et al., 2001). Über die Land- und Forstwirtschaft wirkt der Einfluss des Menschen auf die Landschaft über die Siedlungen hinaus.

2.6.1 Hochwasserentstehung

Ein Hochwasser ist nach DYCK & PESCHKE (1995) eine zeitlich begrenzte Anschwellung des Durchflusses über den Basisdurchfluss, die eine für jeden Durchflussquerschnitt zu bestimmende Grenze überschreitet. Quantifiziert wird ein Hochwasser mit den Kenngrößen Scheitel/Durchflussmaximum, Fülle/Volumen und Dauer, die in einer Abflussganglinie umfassend dokumentiert werden. Verlauf und Ausmaß eines Hochwassers unterliegen sowohl hydroklimatischen als auch physiographischen Faktoren. *Abb. 2.4*, S. 27 stellt die wichtigsten Steuergrößen für den Verlauf einer Hochwasserganglinie in einer Übersicht dar.

Die Gebietseigenschaften beeinflussen die Abflussbildung hauptsächlich über ihre *Speicherfunktion*. Wenn die jeweilige Kapazität ausgeschöpft ist, spielen sie für den weiteren Hochwasserlauf keine Rolle mehr. Davor können sie entweder das Hochwasser *vermindern*, in dem sie das Wasser über das Ereignis hinaus speichern, oder zumindest den Abfluss *verzögern*, bis die Speicherkapazität noch während des Ereignisses erschöpft wird (NIEHOFF, 2001).

2.6.2 Einfluss von Landnutzung auf die Hochwasserentstehung

Die Erkenntnisse aus bisherigen Studien zum Einfluss anthropogener Veränderungen der Landschaft auf die Abflussbildung bei Hochwasser lassen nur wenige verallgemeinerbare Aussagen zu (NIEHOFF, 2001). Auf Einzugsgebietsebene ist nach BURT (1989) neben der Art und Ausdehnung einer anthropogenen Einflussnahme auch deren Lage im Gebiet entscheidend. Überlagerungseffekte von Teilwellen am Auslass des Gesamtgebiets können deshalb sowohl zu einer Aufhöhung als auch zu einer Reduktion des Hochwasserscheitels führen.

Die aufgrund von Baumaßnahmen von Straßen, Gehwegen, Parkplätzen und Häusern versiegelte Bodenoberfläche ist in der Regel an eine Kanalisation angeschlossen. Ihre potenziellen Auswirkungen auf das Hochwassergeschehen sind nach HARMS (1986) folgende: (1) Die *Erhöhung der Scheitelabflüsse* aufgrund der geringen Verzögerung und Speicherung im Boden, (2) die *Vergrößerung der Hochwasserfülle* aufgrund der fehlenden Speicherkapazität an der Oberfläche und (3) die *zeitliche Vorverlagerung der Wellenscheitel*, die auf einer hohen Fließgeschwindigkeit und rascher Ableitung durch die Kanalisation beruht. Versiegelungsgrad, Lage der Flächen im Gebiet, Boden- und Gesteinseigenschaften, Vorfeuchtebedingungen, Niederschlagsart und Einzugsgebietsgröße bestimmen das Ausmaß dieser Auswirkungen (NIEHOFF, 2001).

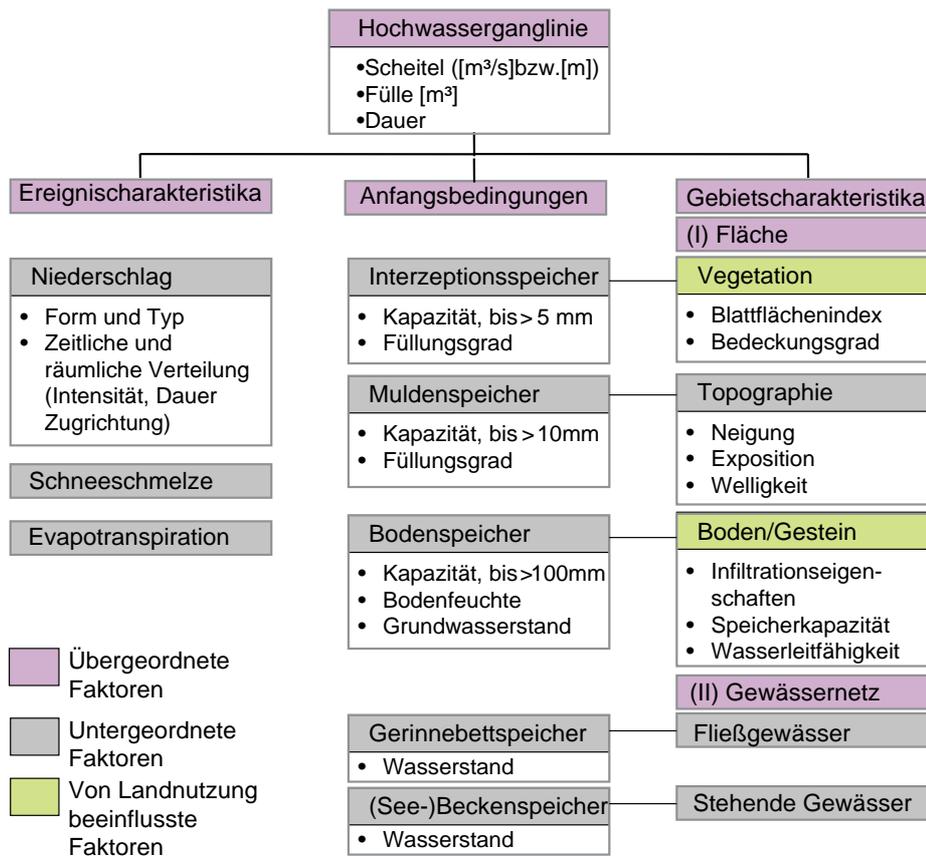


Abb. 2.4 Schematische Übersicht über die wichtigsten Steuergrößen einer Hochwasserganglinie nach NIEHOFF (2001)

Landwirtschaftliche Flächen beeinflussen das Abflussverhalten bei Hochwasser in der Mesoskala über die Eigenschaften Vegetationsbedeckung und Bodeneigenschaften sowie die landwirtschaftliche Bearbeitungspraxis. Das potenzielle Speichervermögen der Pflanzen wird meist über die Maße Blattflächenindex, Bodenbedeckungsgrad und Durchwurzelung des Bodens quantifiziert. Saisonale Schwankungen ergeben sich durch die jahreszeitliche Phänologie, den Entwicklungszustand und die Bewirtschaftung der Ackerfrüchte. Die Eigenschaften des Bodens wie Infiltrationsvermögen, Wasserleitfähigkeit und Wasserhaltevermögen hängen neben dem Schutz der Pflanzen vor Verschlammung (HELMING, 1992) von Bodenleben, Gefügestabilität und Porenvolumen/Porosität und dem Anteil an organischer Substanz ab. In der Hangskala tragen außerdem linienhafte Landschaftsstrukturele-

mente wie Wege und Straßen, Erosionsrillen und Fahrspuren zur Abflussverschärfung, hanggliedernde Grünstreifen und Hecken hingegen zu einer Abflussverminderung bei.

Bewaldeten Flächen wird in der Regel eine abflussdämpfende Wirkung zugesprochen. Nach HEWLETT (1982) ist das (1) sowohl der hohen Interzeptionsfähigkeit als auch der starken Transpiration der Bäume, (2) der hohen Infiltrationskapazität von Waldböden und (3) dem seltenen Auftreten von großflächig zusammenhängender Bodengefrorenis zuzuschreiben. Zusätzlich verhindern Streu und Unterwuchs die Bildung von Oberflächenabfluss. Dennoch kann der Einfluss von geomorphologischen Rahmenbedingungen wie z.B. steile Hanglagen mit geringmächtigen Böden auf undurchlässigem Gestein die positiv wirkenden Eigenschaften des Waldes übertreffen

und dort eine rasche Abflussreaktion hervorrufen (NIEHOFF, 2001).

2.6.3 Hydrologisches Modell

Die hydrologische Modellierung von Landnutzungsszenarien wurde von NIEHOFF (2001) mit einer von ihm erweiterten Version des deterministischen und flächendifferenzierten Modells WASIMETH (SCHULLA, 1997) durchgeführt. Für eine detaillierte Beschreibung und Parametrisierung des Einflusses auf die Bodenzone wurde das Modell von NIEHOFF (2001) im Hinblick auf die vorliegende Fragestellung weiterentwickelt. Die Berücksichtigung von unversiegelten Flächen in Siedlungsgebieten, von Makroporen und von Verschlämmung der Bodenoberfläche stellen sinnvolle Erweiterungen für die Fragestellung der Hochwassermodellierung dar.

Die räumliche Verteilung der physiographischen Gebietseigenschaften wird innerhalb des Modells durch die Verarbeitung flächenhafter Rasterdaten berücksichtigt. Während des Modell-

laufs werden für jede einzelne Zelle des Gitters die meteorologischen Daten interpoliert und die unterschiedlichen hydrologischen Prozesse wie Interzeption, Verdunstung oder Infiltration simuliert. Die notwendige räumliche Datenbasis für den Einsatz dieses hydrologischen Modells sind ein digitales Höhenmodell, digitale Bodendaten sowie eine digitale Landnutzungsinformation. Abb. 2.5, S. 28 zeigt die benötigten Grunddaten und die von ihnen abgeleitete Information in einem Überblick.

Aufgrund dieses Modellkonzepts ist es möglich, räumlich explizite Landnutzungsszenarien direkt in das hydrologische Modell einfließen zu lassen und den Einfluss von Veränderungen des Landnutzungsmusters auf die Hochwasserentstehung zu überprüfen. Dafür werden in der vorliegenden Untersuchung für verschiedene Landnutzungsszenarien nur exemplarisch Simulationsergebnisse dargestellt. Der Themenkomplex »Einfluss von Landnutzungsänderungen auf Hochwasser« wird ausführlich von NIEHOFF (2001) diskutiert.

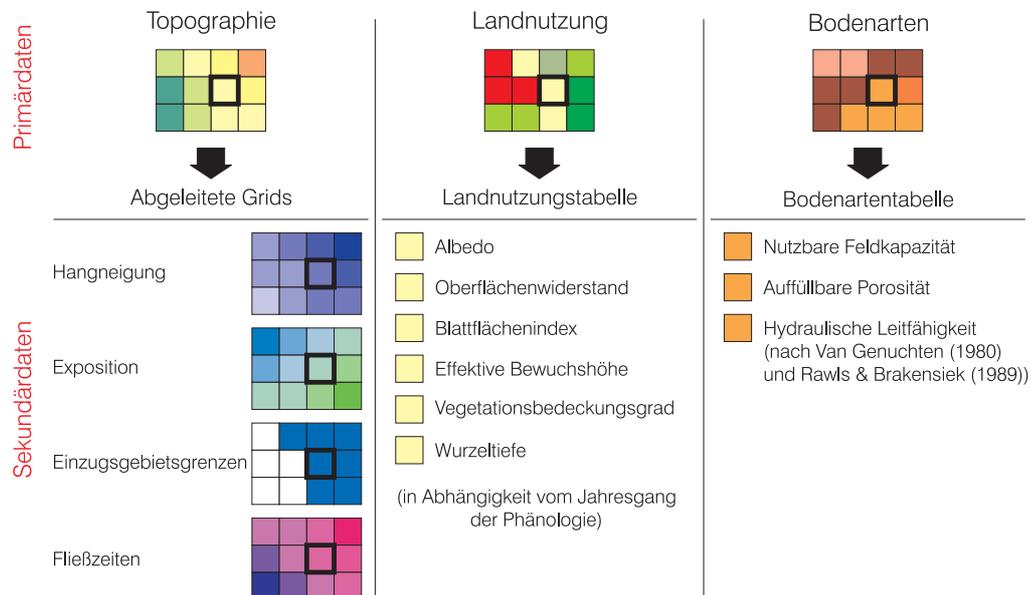


Abb. 2.5 Überblick über die für die hydrologische Modellierung benötigten räumlichen Daten (NIEHOFF, 2001)

2.7 ANFORDERUNGEN AN DAS LANDNUTZUNGSMODELL

Für die Untersuchung des Einflusses der Landnutzungsänderungen auf die Hochwasserentstehung besteht der Bedarf nach räumlich expliziten Landnutzungsszenarien, die als Eingangsdaten für die hydrologische Modellierung dienen können. Der Einsatz eines Landnutzungsmodells ermöglicht eine systematische Analyse von Veränderungen in mehreren Untersuchungsgebieten und so einen Test der Allgemeingültigkeit der Ergebnisse. Folgende Anforderungen werden an ein geeignetes Landnutzungsmodell für die vorliegende Fragestellung gestellt:

- (1) *Benötigte Eingangsdaten:* Das Modell sollte entweder auf die selbe Datenbasis wie das hydrologische Modell zurückgreifen oder flexibel auf unterschiedliche Datengrundlagen anwendbar sein.
- (2) *Modelltyp:* Die Modellierung von Landnutzungsänderungen sollte anhand einfacherer Algorithmen erfolgen, so dass die Ergebnisse nachvollziehbar und interpretierbar bleiben. Um eine Reproduzierbarkeit von Ergebnissen gewährleisten zu können, sollte der Modelltyp überwiegend deterministisch arbeiten.
- (3) *Inhaltliche Ausrichtung der Szenarien:* Die Szenarien sollten den politischen Rahmenvorstellungen über die Entwicklung der Land-

wirtschaft, des ländlichen Raumes im Allgemeinen und der Siedlungsentwicklung gerecht werden.

- (4) *Landnutzungsänderungen:* Um die hydrologischen Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf die Hochwasserentstehung quantifizieren zu können, sollten solche Veränderungen als Resultat der Landnutzungsmodellierung berücksichtigt werden, die einerseits eine hydrologische Reaktion erwarten lassen und andererseits innerhalb der nächsten 10 bis 20 Jahre denkbar wären. Eine Spezifizierung, welche Landnutzungskategorie den größten Einfluss auf das Abflussgeschehen nimmt, sollte sich in der Berücksichtigung der Landnutzungshauptkategorien niederschlagen (vgl. Kap. 2.1.2).

Da ein Modell, das weitestgehend den genannten Ansprüchen gerecht wird, nicht zur Verfügung stand, wurde von mir ein solches entwickelt. Die Konzeption des Landnutzungsmodells wurde auf die Fragestellungen des vorliegenden Fallbeispiels ausgerichtet. Für die drei Hauptlandnutzungskategorien Siedlung, landwirtschaftliche Fläche und natürliche Flächen werden jeweils Szenarien entworfen und exemplarisch ihr Einfluss auf das Hochwasser untersucht.

Untersuchungsgebiete

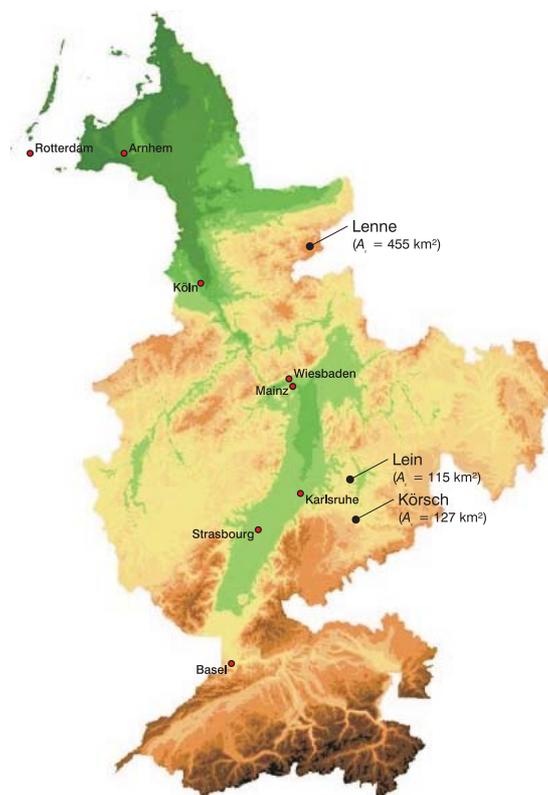
3.1 ÜBERBLICK ÜBER DIE DREI AUSGEWÄHLTEN EINZUGSGEBIETE

3.1.1 Auswahl der Untersuchungsgebiete

Für die Untersuchung der in *Kap. 2.6* beschriebenen Fragestellung, inwieweit Landnutzungsänderungen direkt Einfluss auf das Hochwassergeschehen nehmen können, wurden drei Einzugsgebiete im deutschen Teil des Rheingebietes ausgewählt, die sich markant in ihrer Landnutzung unterscheiden. Besonderer Wert wurde darauf gelegt, dass eines der Gebiete dicht besiedelt, eines vorwiegend bewaldet ist und eines intensiv landwirtschaftlich genutzt wird.

Karte 3.1, S. 31 bietet eine Einordnung der drei im folgenden genannten Untersuchungsgebiete innerhalb des Rhein-Einzugsgebietes:

- (1) Das überwiegend landwirtschaftlich genutzte Einzugsgebiet der *Lein* liegt südwestlich von Heilbronn und nimmt eine Fläche von 115 km² ein. Es ist sanft gewellt und fällt von Südwesten nach Nordosten flach ab (*Kap. 3.2*).
- (2) Das urban geprägte Einzugsgebiet der *Körsch* befindet sich im Süden von Stuttgart. Es erstreckt sich über eine Fläche von 127 km², die sanft von Westen nach Osten hin abfällt. Der Flusslauf der Körsch hat sich im Laufe der Zeit tief in die sonst flache Hochebene eingeschnitten (*Kap. 3.3*)



Karte 3.1 Lage der drei Untersuchungsgebiete im Einzugsgebiet des Rheins

- (3) Die *Lenne* ist ein Zufluss der Ruhr und entspringt im Rothaargebirge. Das ausgewählte Untersuchungsgebiet beschränkt sich auf den Oberlauf bis zum Pegel Bamenohl in Finnen-

trop. Dieses Gebiet ist 455 km² groß und stark reliefiert (*Kap. 3.4*).

Die Karten *Karte 3.2*, S. 33 bis *Karte 3.7*, S. 38 geben einen Überblick über Topographie, historische sowie aktuelle Landnutzung, dominante Bodentypen und die Lage der Ortschaften in den drei Untersuchungsgebieten. Der Vergleichbarkeit wegen sind alle drei Gebiete im selben Maßstab und mit einheitlicher Höhenskalierung dargestellt.

3.1.2 Untersuchungsmaßstab

Als Maßstab für diese Untersuchung wurde die Mesoskala gewählt. Die Mesoskala kann gemäß der landschaftsökologischen Einteilung nach STEINHARDT (1999:a) als chorische Dimension (NEEF, 1963) oder mittelmaßstäbige Landschaftsanalyse (BARSCH, 1988) bezeichnet werden. Sie umfasst nach BECKER (1992) Gebiete bis zu einer Größe von etwa 1000 km² und bietet sich für eine derartige Studie an, weil in größeren Gebieten der Einfluss des Gewässernetzes den Einfluss der flächenhaften Gebietseigenschaften auf den Verlauf eines Hochwassers zunehmend überprägt und damit Aussagen zu Abflussbildungsprozessen erschwert (BEVEN, 1991). Die Landnutzungsmodellierung orientiert sich an dem Maßstab und der Datenlage der hydrologischen Modellierung.

3.1.3 Datenlage

Zur Charakterisierung der *Topographie* sowie daraus abgeleiteter Größen wie Hangneigung, Exposition, Einzugsgebietsgröße oder vermutliche Fließakkumulation wurden digitale Höhenmodelle des Landesvermessungsamtes Baden-Württemberg bzw. des Landesvermessungsamtes Nordrhein-Westfalen verwendet, welche in Form von Rasterdaten mit einer Gitterweite von 50 × 50 m bereitgestellt werden (*Karte 3.2*, S. 33 und *Tab. A.1*, S. 121 im Anhang).

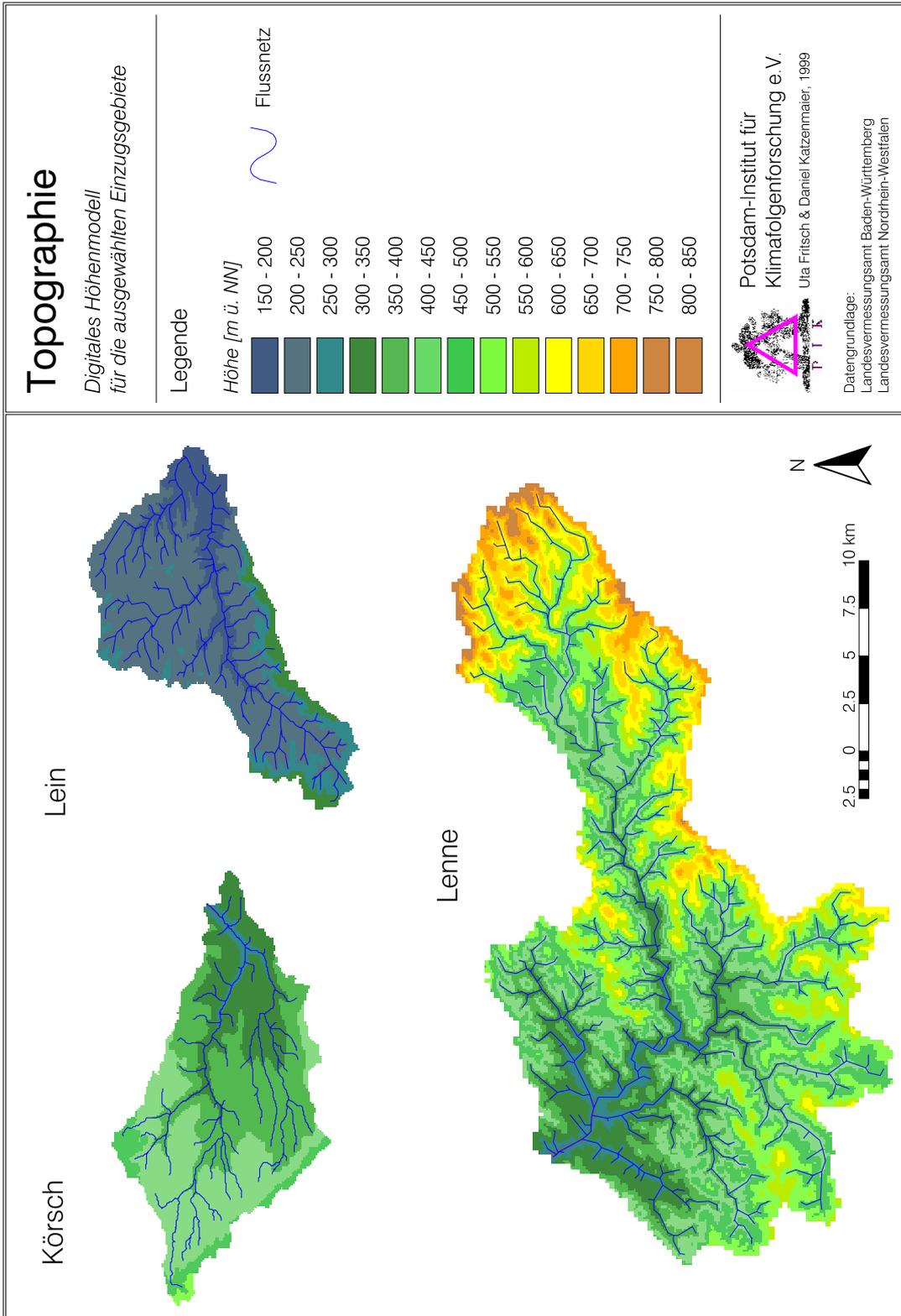
Als Datengrundlage für die *Böden* dienten die *Digitale Bodenübersichtskarte* 1:200000 des Landesamtes für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg sowie die *Digitale Bo-*

denkarte des Geologischen Landesamtes Nordrhein-Westfalen im Maßstab 1:50000. Die Daten enthalten Informationen zu vorherrschenden Bodentypen (siehe *Karte 3.3*, S. 34), Bodenarten (*Karte 3.4*, S. 35) und verschiedenen hydrologischen Parametern wie hydraulische Leitfähigkeit, nutzbare Feldkapazität, Grobporenvolumen oder Verschlammungsneigung.

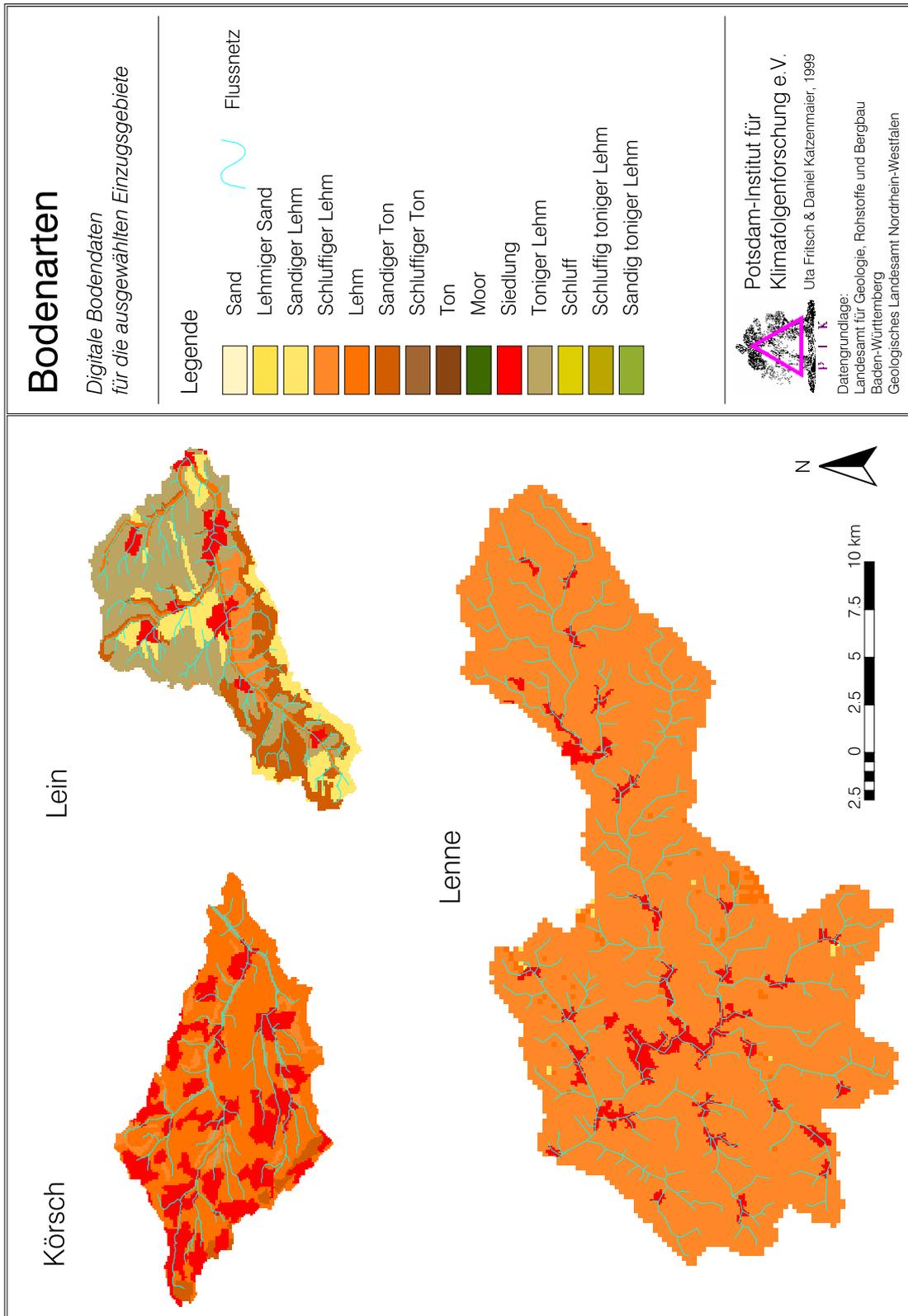
Eine Datenquelle für historische Landnutzungszustände stellen digitalisierte *topographische Karten* von Beginn des 19. Jahrhunderts dar. Dazu wurden von historischen topographischen Karten die unterscheidbaren Landnutzungen digitalisiert und auf 100 × 100 m Pixelgröße gerasert. Die Differenzierung der verschiedenen Landnutzungen beschränkt sich darin auf die Kategorien *Siedlung*, *Acker*, *Wein*, *Wiese*, *Kleingärten* und *Wald* – ohne nähere Spezifizierung. Als Datengrundlage für die Lein diente der *Topographische Atlas über das Grossherzogtum Baden* im Maßstab 1:50000 aus dem Jahre 1844. Die Information für die Körsch entstammt der *Topographischen Karte von dem Königreiche Württemberg* aus dem Jahre 1836 im Maßstab 1:50000. Die *Topographische Karte vom Rheinland und Westfalen* (1:80000) aus dem Jahr 1841 stellt die historische Datengrundlage für die Lenne dar. In *Karte 3.5*, S. 36 sind die drei historischen Landnutzungszustände in einem einheitlichen Maßstab dargestellt.

Für die aktuelle *Landnutzung* standen die CO-RINE-Datenbasis (»Daten zur Bodenbedeckung«) des STATISTISCHEN BUNDESAMTES zur Verfügung, welche als Vektordaten mit einer Informationsdichte bereitgestellt werden, die in etwa dem Maßstab 1:100000 entspricht. Die Datenbasis aus dem Jahre 1992 erfasst nur Landnutzungseinheiten mit mehr als 25 ha Fläche und einer Breite von mehr als 100 m. Da sie flächendeckend und einheitlich für das ganze Bundesgebiet zur Verfügung stehen, wurden sie als Datengrundlage für alle drei Einzugsgebiete verwendet (*Karte 3.5*, S. 36). Eine Erläuterung der Legende befindet sich in *Kap. A.2* im Anhang.

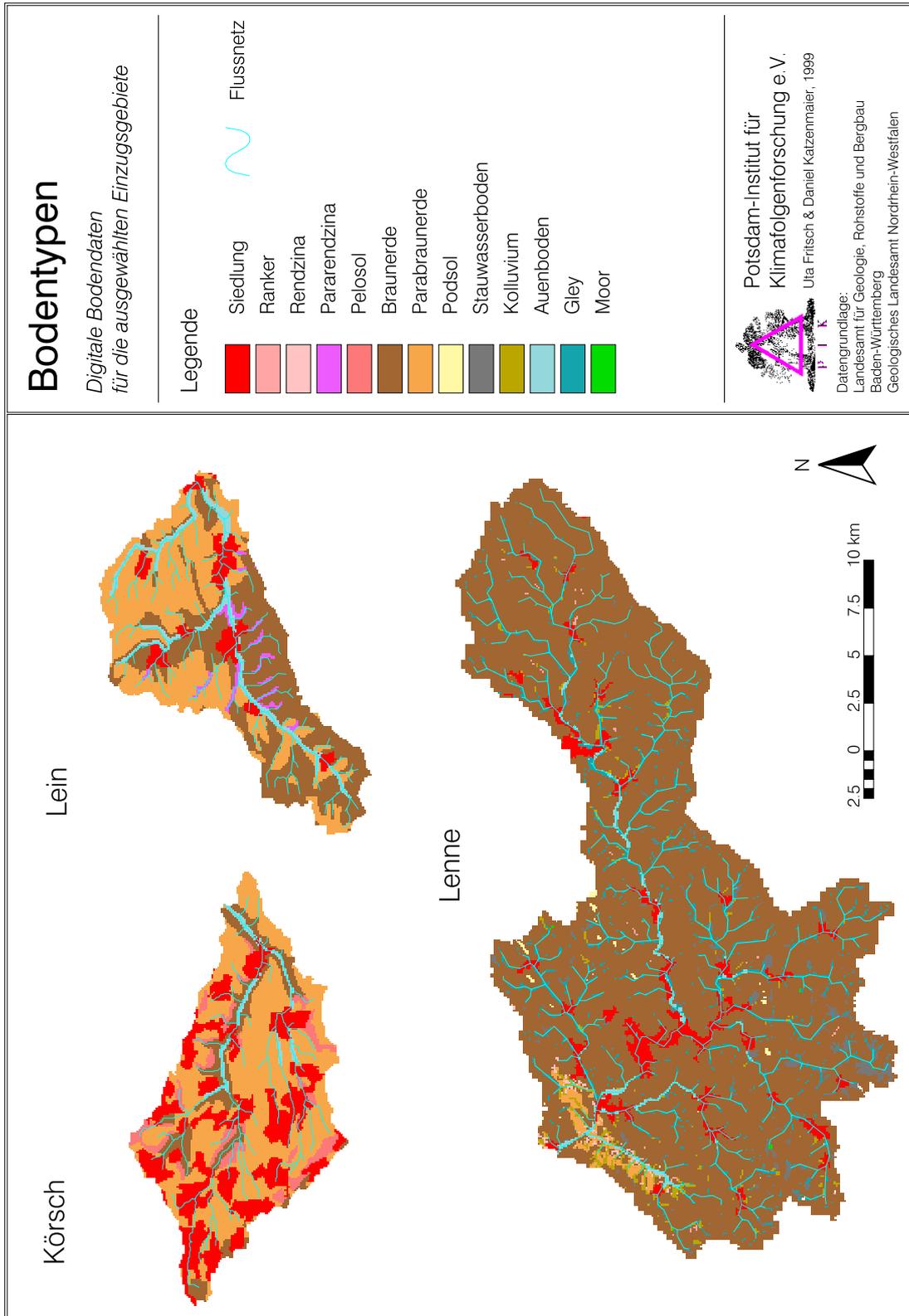
Ferner wurden vom badenwürttembergischen Landesamt für Umweltschutz Vektordaten über die nach §24 des Landesumweltschutzgesetzes ge-



Karte 3.2 Topographie der drei Untersuchungsgebiete



Karte 3.3 Verteilung der Bodenarten in den drei Untersuchungsgebieten



Körsch

Lein

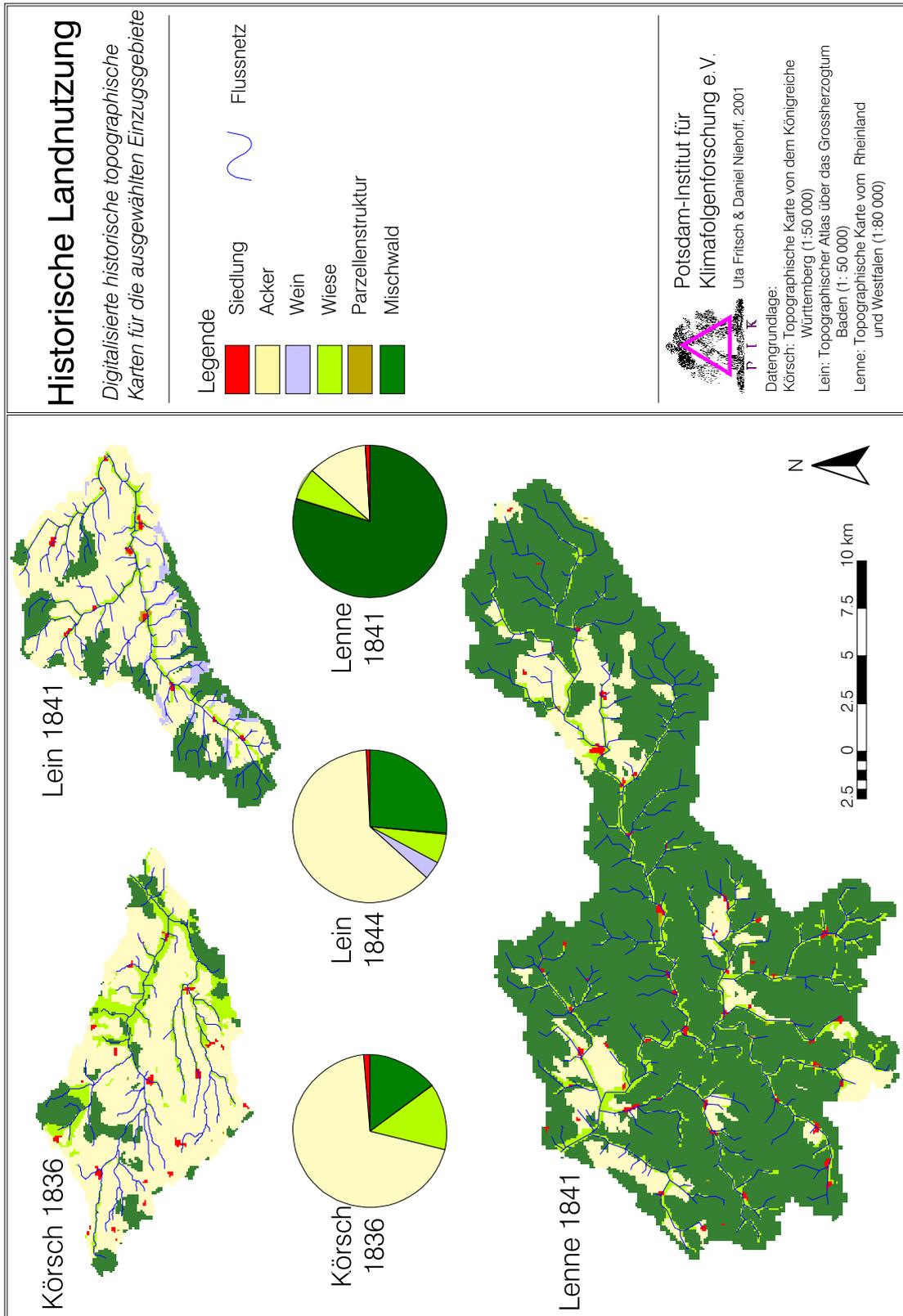
Lenne

2.5 0 2.5 5 7.5 10 km

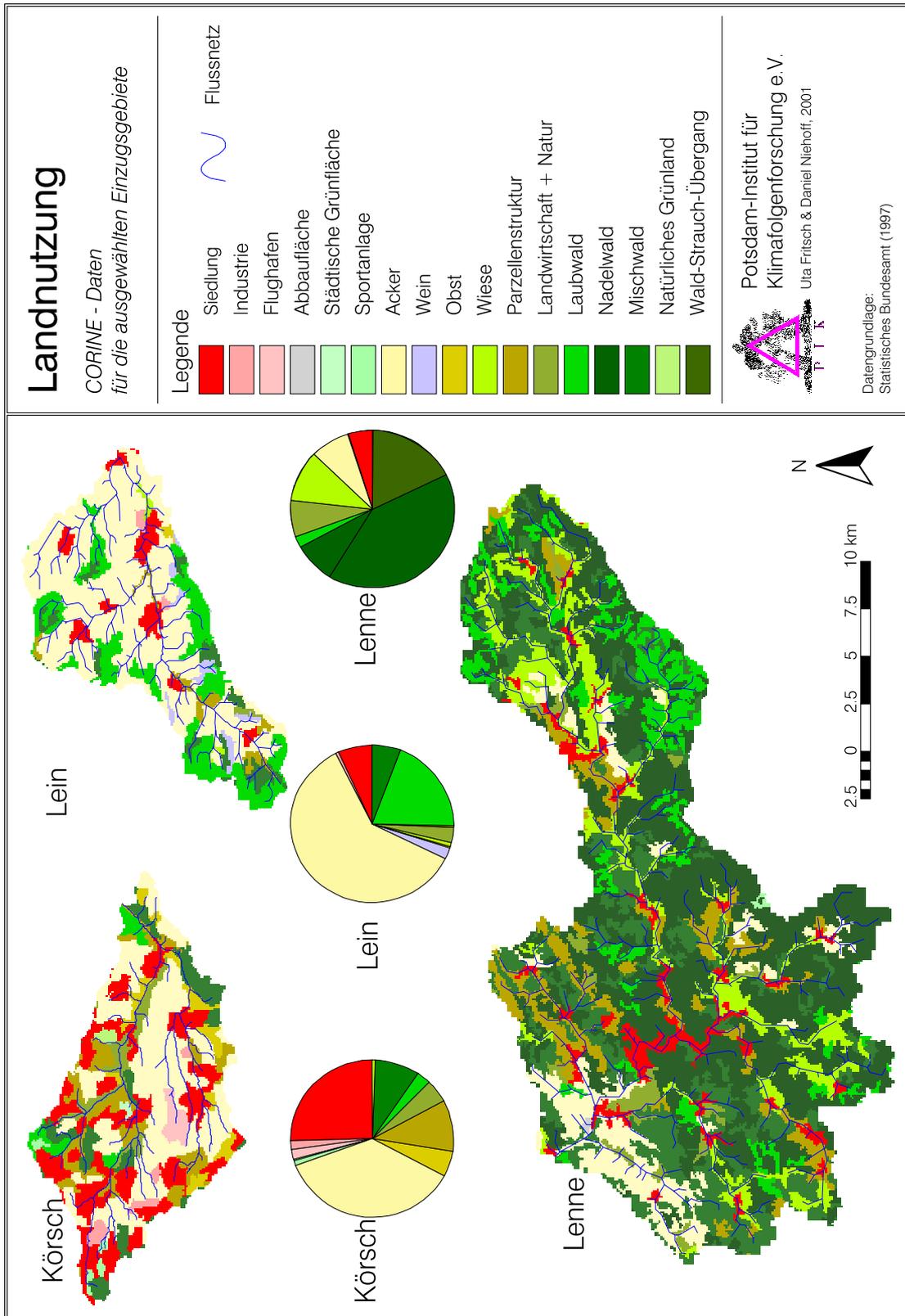
N

Untersuchungsgebiete

Karte 3.4 Verteilung der Bodentypen in den drei Untersuchungsgebieten

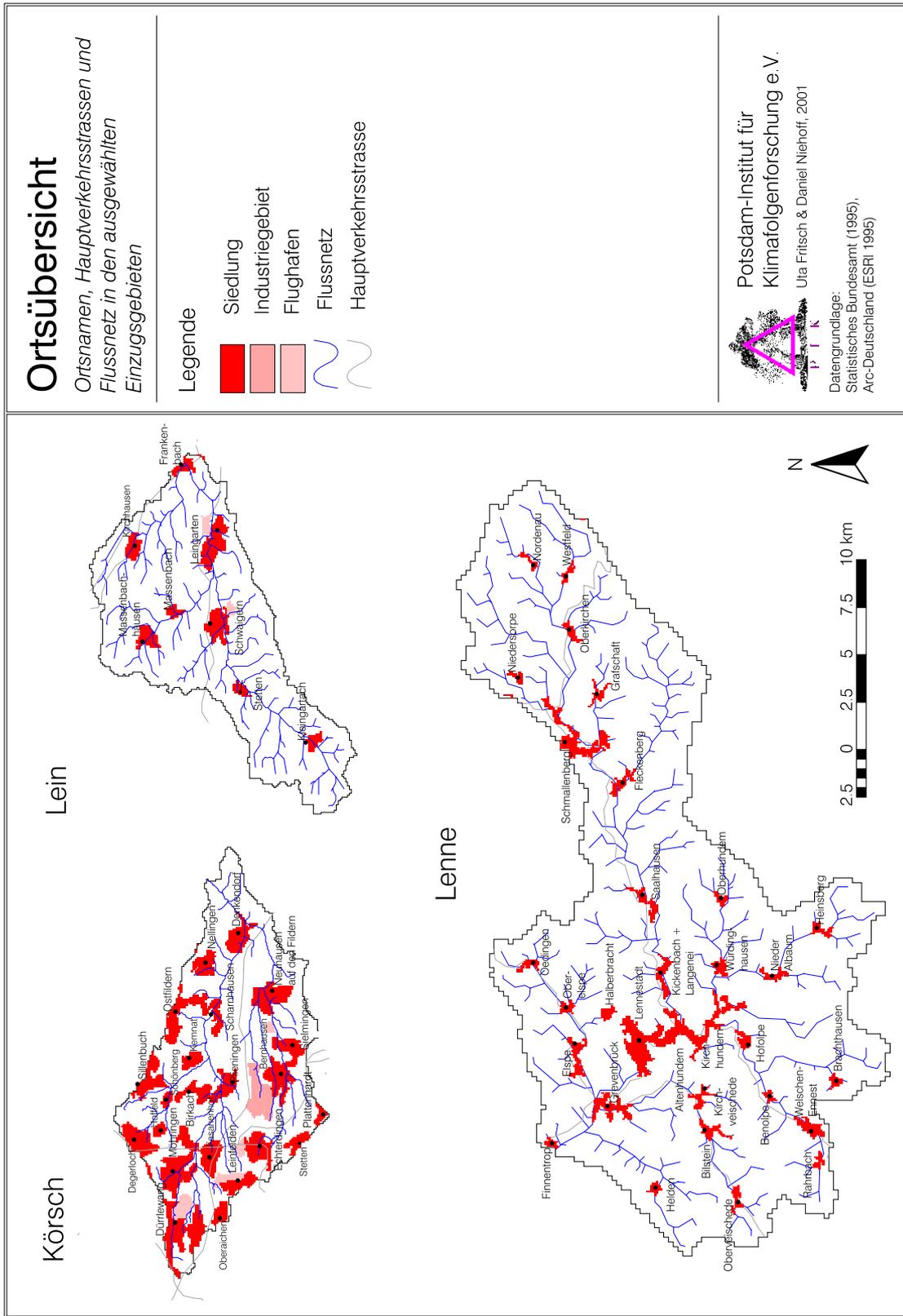


Karte 3.5 Historische Landnutzung in den drei Untersuchungsgebieten



Karte 3.6 Aktuelle Landnutzung in den drei Untersuchungsgebieten

Untersuchungsgebiete



Karte 3.7 Ortsübersicht für die drei Untersuchungsgebiete

geschützten Biotop für das Lein- und Körschgebiet zur Verfügung gestellt.

Karte 3.7, S. 38 gibt für eine bessere Orientierung Auskunft über die Ortsnamen in den drei Gebieten. Einen Überblick über die, in den drei Untersuchungsgebieten jeweils verwendeten, di-

gitalen, räumlichen Daten gibt Tab. A.1, S. 121 im Anhang.

Die Szenariobildung erfolgt für die drei Gebiete mit einer einheitlichen Rasterweite aller Informationsschichten von 100×100 m.

3.2 LEIN

3.2.1 Klimatische Verhältnisse

Die Kraichgausenke stellt ein *thermisch sehr begünstigtes Gebiet* dar und gehört mit einem *geringen Lufttemperaturjahresgang* von nur 17,5 K zu den wärmsten Gebieten in Baden-Württemberg (REGIONALVERBAND FRANKEN, 1988). Die mittlere Durchschnittstemperatur im Januar beträgt $-0,8$ °C, im Juli 17,5 °C (DIERCKE WELTATLAS, 1991). Die räumliche Variation der Lufttemperatur ist durch die ebenen, wenig geneigten Flächen des Schichtstufenlands relativ gering. Der durchschnittliche Jahresniederschlag beträgt rund 770 mm. Der überwiegende Teil dieser Summe entstammt zyklonalen Niederschlägen.

3.2.2 Geologie und Böden

Das Einzugsgebiet gehört zum Naturraum *Kraichgau*, dessen mesozoische Schichten ebenso wie in der Umgebung von Stuttgart in großen Teilen von *Löss* überdeckt werden. Die Mächtigkeit der Lössdecke erreicht im Leingebiet Beträge von bis zu 20 m. An den Flanken des Leintals treten an mehreren Stellen mergelige Schichten sowie Gips Horizonte aus dem *Keuper* zutage. Die südöstliche Einzugsgebietsgrenze wird von *Schilfsandstein* eingenommen, der als Sandstein oder Mergel ausgeprägt sein kann. Die Talsohle des Leintals bilden quartäre Auelehme und Kiese mit hohem Schluff- und Tongehalt (GEYER & GWINNER, 1991; RAUSCH et al., 1995).

Im Leingebiet herrschen *Parabraunerden* auf Löss vor. *Braunerden* finden sich in den lössbedeckten Bereichen als Folgeprodukte von Parabraunerden. In den Talauen einiger kleinerer Zuflüsse zur Lein sind vereinzelt geringer entwi-

ckelte Vorstufen zu Parabraunerden, sogenannte *Pararendzinen*, entstanden. *Auenböden* sind auf das Flusstal beschränkt.

3.2.3 Gewässer und Grundwasser

Die Lein entspringt oberhalb der Ortschaft Kleingartach in *mehreren kleinen Quellen*. Sie wird auf ihrer 18 km langen Fließstrecke beidseitig von mehreren kleineren Zuflüssen gespeist. Die Lein hat sich im Laufe der Jahre in die sanftwellige, fruchtbare Landschaft der *Gäuflächen* eingetieft und einen Auenbereich geschaffen.

Das Leintal gehört zur *Grundwasserlandschaft des Unterkeupergebietes*, dessen Schichten den bedeutendsten Aquifer darstellen. Die Lein gilt als Vorflut ihres abfließenden Grundwassers. Dessen bedeutende Ergiebigkeit wird einerseits durch *Einsickerung* auf den Unterkeuperflächen und andererseits durch *Speisung durch andere Grundwasserleiter* erklärt (RAUSCH et al., 1995). Ein Einfluss des Grundwassers auf die Bodenstruktur ist nur entlang des Flusslaufs gegeben.

3.2.4 Bevölkerung und Wirtschaft

Obwohl seit 1995 im Landkreis Heilbronn von einer rückläufigen *Geburtenrate* ausgegangen wird (REGIONALVERBAND FRANKEN, 1995), hält in dieser Region das Bevölkerungswachstum bedingt durch *Zuwanderungen* aus dem In- und Ausland stetig an. Dadurch und wegen eines ständig wachsenden Bedarfs in der Bevölkerung besteht eine permanente Nachfrage nach neuer Siedlungsfläche. Das behördliche Planungsziel, grundsätzlich möglichst wenig Boden zu beanspruchen und eine möglichst hohe Wohnbaudichte zu errei-

chen, wird auch in Zukunft nicht erreicht werden (REGIONALVERBAND FRANKEN, 1995). Leingarten und Schwaigern gehören im Leintal laut REGIONALVERBAND FRANKEN (1995) zu den Siedlungsbereichen, die sich schwerpunktmäßig zur zukünftigen Siedlungstätigkeit besonders eignen. Massenbachhausen gilt hingegen als nur bedingt geeignet, weil es nicht direkt an der Entwicklungsachse liegt.

Die Landschaftsstruktur im Leingebiet ist bis heute noch *stark landwirtschaftlich* geprägt. Der überwiegende Teil der Fläche wird hauptberuflich mit Getreide, Zuckerrüben und Kartoffeln bewirtschaftet. In Zukunft wird ein Bedarf an Fläche für Industrie- und Dienstleistungsbetriebe bestehen, um die Arbeitskräfte der Zuwanderer und die Ausscheider aus der Landwirtschaft mit Arbeit versorgen zu können. Trotz der landwirtschaftlichen Prägung arbeitet bereits der Großteil der Bevölkerung außerhalb der Landwirtschaft und pendelt zur Arbeitsstätte in das Oberzentrum Heilbronn, das einen überregional bedeutsamen Schwerpunkt darstellt. Regional bedeutsame Standorte innerhalb des Leingebiets stellen Leingarten und Schwaigern dar.

3.2.5 Landnutzung im Jahr 1844

Die potenziell natürliche Vegetation des Einzugsgebiets der Lein sind *subkontinentale Eichen-Hainbuchenwälder* bei mittelmäßigen bis nährstoffreichen Bodenverhältnissen (KLINK, 1995). Durch die hohe Bodenfruchtbarkeit des Leintals wurde der Wald schon vor Jahrhunderten von den lössbedeckten Flächen verdrängt.

Die historische Landnutzung unterscheidet sich von der heutigen durch einen etwa 100 bis 150 m breiten Uferrandstreifen entlang des Flusslaufes, der heute als Ackerfläche genutzt wird. Die heutigen Siedlungen existierten damals als

kleine Dörfer in der direkten Nachbarschaft des Flusslaufes schon zum Zeitpunkt der historischen Aufnahme. Im Gegensatz zu heute unterschieden sich die Siedlungen untereinander kaum in der Größe. Die Siedlung Niederhofen, die zwischen Kleingartach und Stetten in der historischen Karte verzeichnet ist, fehlt in den Daten der Ist-Situation. Der Siedlungsflächenanteil am gesamten Einzugsgebiet lag 1844 bei 0,74 %.

3.2.6 Aktuelle Landbedeckung und Landnutzung

Das Leingebiet wird heute immernoch überwiegend *agrarisches* nutzt, wie in dem Kuchendiagramm auf Karte 3.6, S. 37 deutlich zu sehen ist. Der allgemeine Trend zum Rückgang der landwirtschaftlichen Produktion seit den 60er Jahren hat sich deshalb im Einzugsgebiet der Lein kaum bemerkbar gemacht. Als Feldfrüchte dominieren Getreidearten und Blattfrüchte. Dort wo es die Bodengüte zulässt, werden die anspruchsvollen Ackerfrüchte *Zuckerrübe* und *Zichorie* angebaut, weil diese den höchsten Gewinn erzielen. Die steileren Lagen im Süden des Untersuchungsgebietes werden für *Wein-* und *Obstanbau* genutzt. Bedingt durch die hohe Bodenfruchtbarkeit ist der Anteil an Grünland kleiner als 1%. Wald ist auf Braunerdestandorte beschränkt und nimmt etwa 25% der Fläche ein. Der überwiegende Teil davon ist Laubwald, lediglich ein Viertel der Waldfläche ist mit Nadelholz durchmischte. Die Siedlungsfläche hat in den letzten Jahren besonders in den Gemeinden Massenbachhausen und Schwaigern zugenommen. Deren Anteil liegt für das Leingebiet bei etwa 7%. Die jüngeren *Siedlungszuwächse* gingen mehrheitlich zu Lasten von Ackerflächen (REGIONALVERBAND FRANKEN, 1988).

3.3 KÖRSCH

3.3.1 Klimatische Verhältnisse

Die Region Stuttgart unterliegt durch die räumliche Nähe zum Leintal klimatisch vergleichbaren Verhältnissen und erfährt einen ähnlichen Einfluss durch Großwetterlagen. Auch diese Region gehört mit einer Jahresdurchschnittstemperatur von 10 °C zu den *thermisch begünstigten Gebieten*, die sich für den Anbau von anspruchsvollen Sonderkulturen eignen. Die Amplitude beträgt 18,4 Kelvin und die durchschnittliche jährliche Frosthäufigkeit von ungefähr 100 Ereignistagen bestätigen den gemäßigten Temperaturverlauf in dieser Gegend. Die durchschnittliche Niederschlagssumme für die Region Stuttgart liegt bei 675 mm im Jahr, mit einem deutlichen *Sommermaximum* (HENDL, 1995).

3.3.2 Geologie und Böden

Das beherrschende tektonische Element im Raum Stuttgart ist der *Fildergraben*, der sich auf einer Breite von ca. 10 km von Nordwesten nach Südosten erstreckt und leicht nach Südosten hin abfällt. Entwässert wird der Fildergraben größtenteils von der Körsch, deren Einzugsgebiet im SW markant durch das höhergelegene Gebiet des Schönbuschs begrenzt wird. Der größte Teil des Einzugsgebietes ist von einer mächtigen *Lösslehmdecke* (im Mittel 4 bis 5 m) bedeckt, die im Quartär während der Riss- und Würmkaltzeit als äolisches Sediment abgelagert wurde. Entlang des tief eingeschnittenen Flusslaufes der Körsch sowie an den Einzugsgebietsrändern sind verschiedene Schichten des Mesozoikums angeschnitten. Den unmittelbaren Bereich der Talauen nehmen fluviale, quartäre Sedimente ein (GEYER & GWINNER, 1991).

Aus der Lösslehmdecke sind in weiten Teilen des Einzugsgebietes tiefgründige *Parabraunerden* hervorgegangen (siehe Karte 3.4, S. 35). In Bereichen, in denen tonreicher Lias α ansteht, finden sich stellenweise *Pelosole*. Im Mittel- und Unterlauf der Körsch ist die Talsohle von *Auenböden* geprägt. Die entlang des Flusslaufes und

an den Hängen des Schönbuschs freiliegenden Keuperschichten haben vorwiegend *Braunerden* hervorgebracht.

3.3.3 Gewässer und Grundwasser

Die Struktur des Gewässernetzes der Körsch ist stark von der Fallrichtung des Fildergrabens von NW nach SE geprägt. Das Abknicken von Körsch und Sulzbach nach NE im unteren Einzugsgebietsteil zeugt davon, dass die Körsch, die ehemals ins danubische System entwässerte, durch rückschreitende Erosion vom Neckar angezapft wurde.

Da der im Körschgebiet vorherrschende *Lias α* aufgrund seines äußerst geringen nutzbaren Porenvolumens, seiner geringen Matrixleitfähigkeit und seiner geringen Klüftigkeit keinen relevanten Grundwasserleiter darstellt, ist die Bedeutung der Filderfläche für die Neubildung und Gewinnung von Grundwasser gering. Der Einfluss des Grundwassers auf die Bodeneigenschaften ist auf den Flusslauf beschränkt.

3.3.4 Bevölkerung und Wirtschaft

Die gefestigte wirtschaftliche Stellung Stuttgarts bedingt eine positive Bevölkerungsbilanz durch *Zuwanderung*. Immer mehr Wohnbevölkerung zieht aus der Innenstadt in die umgebenden Dörfer (VERBAND REGION STUTTGART, 1996). Für das anhaltende Bevölkerungswachstum sollen hauptsächlich die bestehenden Siedlungsbereiche verdichtet werden. Doch aufgrund positiver Wanderungsbilanz, innerem Wachstum und bestehendem Wohnungsdefizit wird der *Siedlungsdruck* auch in Zukunft nicht nachlassen.

Die Landeshauptstadt Stuttgart stellt ein bedeutendes wirtschaftliches und kulturelles Zentrum dar. Die Filder bietet als *ausbau- und entwicklungsfähige Fläche* eine optimale Ergänzung dieses Oberzentrums (VERBAND REGION STUTTGART, 1998). Der Strukturwandel seit Ende des Krieges führte in dieser Region zu einer starken wirtschaftlichen Einbindung in die Industrie und

in neuerer Zeit in das Dienstleistungsgewerbe, so dass die Bedeutung der Landwirtschaft zurückgedrängt wurde. Das verdeutlicht auch die Positionierung des Flughafens auf fruchtbaren Parabraunerden inmitten der Fildern (*Karte 3.4*, S. 35 und *Karte 3.6*, S. 37). Das wirtschaftliche Wachstum wird besonders durch die gute Verkehrsanbindung auch in Zukunft anhalten (VERBAND REGION STUTTGART, 1998).

3.3.5 Landnutzung im Jahr 1836

Als potenziell natürliche Vegetation werden, wegen ähnlicher physiographischer Bedingungen wie im Leingebiet, subkontinentale Eichen-Hainbuchenwälder angenommen (KLINK, 1995). Wegen der vorherrschenden hohen Bodenfruchtbarkeit wurde dieses Gebiet bereits im Mittelalter intensiv landwirtschaftlich genutzt.

Die historische Situation (siehe *Karte 3.5*, S. 36) zeigt, verglichen mit den heutigen Bedingungen, ein ähnliches Landnutzungsmuster in der Verteilung von Acker- und Waldfläche. Der Waldanteil von damals 14% ist auf ca. 11% gesunken, was auf die intensive Nutzung des Gebietes zurückzuführen ist. Die Siedlungsfläche hingegen nahm damals nur 1,3% der Einzugsgebietsfläche ein und bestand aus kleinen Dörfern, von denen aus die umliegenden fruchtbaren Böden bewirtschaftet wurden. Die Ortschaften Hoffeld, Riedenberg, Schönberg und Stetten fehlen in den historischen Daten. Etliche Siedlungen sind heute zu einer großen Siedlung zusammengewachsen, wie etwa Bernhausen und Sielmingen.

3.3.6 Aktuelle Landbedeckung und Landnutzung

Die aktuelle Landnutzung des Körschgebiet wird maßgeblich vom *Siedlungsdruck* der benachbarten Stadt Stuttgart bestimmt. Die räumliche Nähe bindet es als Bestandteil an die Großstadt, obwohl die Siedlungsstruktur, bestehend aus vielen kleinen Ortslagen, einen dörflichen Charakter vermittelt. Die Siedlungen haben in den letzten Jahrzehnten ein *gewaltiges Flächenwachstum* zu Lasten der landwirtschaftlichen Nutzfläche erfahren und nehmen heute etwa ein Viertel der Gebietsfläche ein. Die als reine Industriegebiete ausgewiesenen Flächen und der Flughafen haben bis jetzt nur einen geringen Anteil von rund 2%, der aber durch die Verflechtungen innerhalb des wirtschaftlich starken Großraums Stuttgart weiter zunehmen wird.

Die ehemals intensive Ackernutzung spiegelt sich heute noch durch einen relativ hohen Anteil dieser Flächen wider (siehe Kuchendiagramm in *Karte 3.6*, S. 37). Der Obstanbau stellt wegen der günstigen klimatischen Bedingungen mit 5% Flächenanteil einen festen Bestandteil der landwirtschaftlichen Produktion dar. Die Flächen liegen hauptsächlich auf den stärker geneigten Arealen des Schönbuchrands und auf den Talhängen der Körsch. Dort befinden sich auch Parzellenstrukturen, die hauptsächlich aus Kleingärten bestehen. Ihr Anteil von über 10% ist durch die Stadtnähe bedingt und liegt über dem Landesdurchschnitt (REGIONALVERBAND MITTLERER NECKAR, 1986). Der Wald besteht überwiegend aus Mischwald und hat einen Flächenanteil von 12%, der sich auf den von Nordwesten nach Südosten erstreckenden Keuperhöhen befindet.

3.4 LENNE

3.4.1 Klimatische Verhältnisse

Die klimatischen Verhältnisse des Lennegebiets werden reliefbedingt stark von *höhenabhängigen Unterschieden* in der Temperatur sowie durch *Luv- und Lee-Effekte* beeinflusst. Eine *geringe mittlere Jahresschwankung* beläuft sich auf 15,6 K. Insgesamt sind in diesem Bereich nur niedrige Jahresdurchschnittstemperaturen von 5–7 °C zu erwarten.

Auf dem Kahlen Asten (841 m ü. NN) fallen im Durchschnitt 1470 mm Niederschlag pro Jahr (HENDL, 1995). Das nur 30 km süd-östlich auf 420 m gelegene Kirchhundem erhält jährlich dagegen nur 1175 mm. Hier kommt die *Höhenabhängigkeit der Niederschläge* zum Ausdruck. Insgesamt sind die Niederschlagssummen des Lennetals im Vergleich zum restlichen Nordrhein-Westfalen sehr hoch (vgl. REGIERUNGSPRÄSIDENT ARNSBERG, 1989).

3.4.2 Geologie und Böden

Das *Rheinische Schiefergebirge*, in dem das Einzugsgebiet der Lenne liegt, erscheint als ein 600 bis 800 m herausgehobenes Rumpfgewölbe, das randlich tief zerschluchtet ist. Dessen höchste Erhebung, der Kahle Asten (841 m ü. NN), ist zugleich der höchste Punkt des Lennegebietes. Vorherrschend ist der devonische *Tonschiefer*, der an manchen Stellen von Grauwacken, Kalksteinen sowie Quarzkeratophyten und Tuffen unterbrochen wird. Teilweise sind diese geologischen Schichten mit Erzlagerstätten verbunden. Zwischen Grevenbrück und Bamenohl finden sich außerdem z.T. verkarstete Massenkalk sowie Ton- und Sandsteine. Vielerorts sind jedoch die devonischen Schiefer von pleistozän verwittertem *Hangschutt* überdeckt. Nennenswerte *pleistozäne* Talfüllungen aus grobem Sand und Kies sind auf den Lauf der Lenne beschränkt (CLAUSEN et al., 1985).

Auf dem devonischen Schiefer sind basenarme, sandige bis lehmige Gebirgsböden von geringer Mächtigkeit entstanden. In exponierten Lagen

sind dies *Ranker*, ansonsten vorwiegend *Braunerden*, die aufgrund der Basenarmut des Ausgangsmaterials z.T. als *Podsol-Braunerden* bzw. vereinzelt als *Podsole* ausgeprägt sind. In den Talböden haben sich auf Auenlehm meist vergleyte *Braune Auenböden* oder *Auengleye* gebildet. An den Talanfängen und am Hangfuß der Haupttäler kommen auch Kolluvien vor. In abflussgehemmten Hohlformen des Geländes haben sich vereinzelt *Nieder- und Übergangsmoore* gebildet. *Parabraunerden* und *Rendzinen* sind im Bereich der teilweise mit Löss vermengten Massenkalk bzw. deren Verwitterungsprodukte im unteren Einzugsgebietsteil entstanden (BÜRGENER, 1969).

3.4.3 Gewässer und Grundwasser

Die Quelfassung der Lenne befindet sich direkt unterhalb des Gipfels des Kahlen Asten. Aufgrund der geringen hydraulischen Durchlässigkeit des Tonschiefers hat sich im Lennegebiet ein dichtes Gewässernetz ausgebildet.

Grundwasserleiter von überörtlicher Bedeutung finden sich im Einzugsgebiet der Lenne nicht. Die devonischen Tonschiefer, die im Gebiet dominieren, besitzen nahezu kein nutzbares Porenvolumen. Deren Trennfugendurchlässigkeit ist in der Regel ebenfalls mäßig bis sehr gering.

3.4.4 Bevölkerung und Wirtschaft

Die Bevölkerungsdichte im Gebiet der oberen Lenne ist gering. Eine starke Abwanderung bedingt dort trotz hoher Geburtenraten eine permanent leicht *negative Wanderungsbilanz*, besonders von der Bevölkerung im arbeitsfähigen Alter. Dadurch entsteht eine alterstrukturelle Verschiebung hin zu den über Sechzigjährigen. Trotz rückläufiger Bevölkerungsentwicklung ist weiterhin mit zusätzlichem Flächenbedarf zu rechnen, der sich aus niedrigeren Belegungsdichten und steigendem Flächenbedarf für die Wirtschaft ergibt (REGIERUNGSPRÄSIDENT ARNSBERG, 1989).

Das Angebot an Arbeitsplätzen ist sowohl in der Industrie als auch in Land- und Forstwirtschaft gering. Auf dem Gemeindegebiet von Lennestadt wird Dolomit, Schwefelkies und Grauwackensandstein oberirdisch abgebaut und in mittelständischen Betrieben weiterverarbeitet. Die Zahl der dort Beschäftigten sinkt durch zunehmende Automatisierung stetig (REGIERUNGSPRÄSIDENT ARNSBERG, 1989). Stattdessen wächst der Anteil an Dienstleistungen. Heute spielt das Gebiet als touristische Naherholungsmöglichkeit für das Ruhrgebiet eine wichtige Rolle.

3.4.5 Landnutzung im Jahr 1841

Das Untersuchungsgebiet ist eine typische Mittelgebirgsregion, die auf ca. 60% der Fläche bewaldet ist (vgl. Kuchendiagramm in *Karte 3.6*, S. 37). Die ursprünglichen artenarmen Buchenwaldgesellschaften wurden nach *Rodungen im 19. Jahrhundert* durch Fichten ersetzt (REGIERUNGSPRÄSIDENT ARNSBERG, 1989). Aus der historischen Kartengrundlage kann bis auf die Wiese entlang des Flusslaufs nicht unterschieden werden, ob es sich bei den offenen Flächen um Acker- oder Grünlandnutzung handelt. Der vermeintliche Mehranteil von 5% an Ackerfläche im historischen Zustand gegenüber der aktuellen Landnutzung darf deshalb nicht überinterpretiert werden. Vielmehr interessiert der überbaute Anteil der Fläche, der 1841 bei nur 0,9% lag. Viele der heutigen Siedlungen existierten damals schon. 23 Siedlungen aus der historischen Karte fehlen in den CORINE-Daten völlig, was wiederum auf die 25ha Schwelle der Datengrundlage zurückgeführt werden kann. Dafür finden sich heute vier Siedlungen (Finnentrop, Westfeld, Hofolpe, Halberbracht) in den CORINE-Daten, deren Anlage aus den historischen Daten nicht ersichtlich war.

3.4.6 Aktuelle Landbedeckung und Landnutzung

Die aktuelle Landnutzung wird immernoch von Wald dominiert, der heute über 60% aus Nadelwald besteht. Mehr als ein Viertel des Bestands ist mit Mischwald und etwa 12% mit Laubwald bewachsen. Der Wald unterliegt überwiegend einer intensiven Forstwirtschaft, die z.T. zur Christbaumproduktion dient (Exkursion Oktober 1998). Durch das raue Klima hat die Landwirtschaft in dieser Region nur geringe Bedeutung (REGIERUNGSPRÄSIDENT ARNSBERG, 1989). Ein *hoher Grünlandanteil* liegt in der Wiesen- und Weidennutzung der Milch- und Viehwirtschaft begründet. Diese Flächen befinden sich hauptsächlich in den Auen und nehmen rund 10% des Untersuchungsgebiets ein. Sie übernehmen gleichzeitig die landschaftspflegerische Aufgabe der Offenhaltung der Flächen. Die Topographie drängt die Siedlungen entlang der Täler als Weiler und Einzelhofstreusiedlung ohne erkennbaren Ortskern. Der Anteil an neu errichteten Ein- bis Zweifamilienhäusern lag im Zeitraum von 1980 bis 1986 in Finnentrop und Kirchhundem über 60% (REGIERUNGSPRÄSIDENT ARNSBERG, 1989). Die heutige Situation zeigt entlang der Hauptachse die Siedlung Lennestadt, die sich in den 70er Jahren bis in die Hanglagen aufgrund der Überschwemmungshäufigkeit durch die Lenne und dem Wunsch nach Grundstücken mit Aussicht für den Fremdenverkehr ausgebreitet hat. Auffallend ist außerdem, dass die höher gelegenen Gemeinden, einerseits bedingt durch den ehemaligen Bergbau und andererseits durch den touristisch wirksamen Mittelgebirgscharakter der Region, stärker gewachsen sind als die Orte in den landwirtschaftlich genutzten Tallagen.

Das Landnutzungsmodell LUCK

4.1 MODELLKONZEPT

Das Landnutzungsmuster spielt, wie schon in *Kap. 2.1.2* beschrieben, für die Funktionsweise, Stabilität und Nachhaltigkeit der Landschaft eine entscheidende Rolle. Da Fragen möglicher zukünftiger Landnutzungsänderungen und deren Auswirkungen verstärkt Eingang in die aktuellen Forschungsaufgaben gefunden haben, besteht ein Bedarf nach sinnvoller Ableitung räumlicher Landnutzungsszenarien als Eingangsdaten für Modelle natürlicher Systeme. Obwohl es, wie in *Kap. 2.5* ausgeführt, viele verschiedene Ansätze dafür gibt, erfüllen die meisten entweder nicht den Anspruch, auf relativ leicht verfügbarer Datenbasis die Prozesse in einer mitteleuropäischen Kulturlandschaft wiederzugeben, oder für eine breite Nutzergemeinschaft nutzbar zu sein.

Deshalb wurde entsprechend den in *Kap. 2.7* genannten Anforderungen ein deterministisches Allokationsmodell namens LUCK (**L**and **U**se **C**hange scenario **K**it) entwickelt, welches vorgegebene Landnutzungsänderungen räumlich explizit umsetzt. Es basiert auf den in der Landschaftsökologie üblichen räumlichen Daten wie Landnutzung, Boden sowie Topographie und richtet sich bei der Szenarienableitung nach den Leitbildern der Landschaftsplanung. Da die räumliche Verteilung der *Landnutzungsmodifikationen* (siehe *Kap. 2.3.2*) innerhalb einer Landnutzung auf der Mesoskala keinen erkennbaren Regeln folgt, beschränkt sich das Modell auf die *Konversion* von Landnutzungskategorien.

Das entwickelte Modellkonzept fußt auf der Hypothese, dass die Landnutzungsstruktur als Funktion ihrer landschaftsökologischen Faktoren beschrieben werden kann. Die sozioökonomische Komponente wird weitgehend vernachlässigt und nur über die relative Rentabilität der aktuellen Landnutzung in die Modellierung einbezogen. Kernstück der Szenariotechnik stellt die *Lokalisierung* der Landnutzungsänderungen dar. Das *Veränderungspotenzial* einer Landnutzungseinheit basiert auf einer Kombination aus den folgenden Kriterien:

- (1) *Relative Eignung eines Standortes* für eine bestimmte Landnutzungskategorie, die sich aus den naturräumlichen Gegebenheiten ableiten lässt.
- (2) *Landnutzung der angrenzenden Nachbarschaft*, die als semi-empirisches Kriterium auf Beobachtungen und Vorschriften begründet ist.

Die Durchführung der Landnutzungsänderung im Modell ist iterativ angelegt, um den graduellen Prozess des Landschaftswandels nachvollziehen zu können. Das Verfahren arbeitet rasterbasiert, d.h. alle räumlichen Daten sind als Matrizen in Spalten und Zeilen gespeichert.

Inhaltlich werden für die Untersuchung ihres Einflusses auf die Hochwasserentstehung die folgenden Landnutzungstrends für die drei Haupt-

landnutzungskategorien (vgl. Kap. 2.1.2) berücksichtigt:

- (1) *Siedlungsfläche*: Da die Ausbreitung von Siedlungsfläche und die damit einhergehende Versiegelung des Bodens den voraussichtlich stärksten Einfluss auf das Abflussverhalten haben, wurde der Verortung von zukünftig hinzukommender Fläche besonders viel Aufmerksamkeit gewidmet.
- (2) *Landwirtschaftlich genutzte Fläche*: Eine temporäre Stilllegung von Ackerflächen kann Einfluss auf die Infiltrationseigenschaften des Bodens haben, so dass die Wirkung der Lage dieser Flächen überprüft werden sollte.
- (3) *Wald, natürliche und naturnahe Fläche*: Wald ist die statischste Landnutzung und liefert nur begrenzte Möglichkeiten für die Szenarioableitung. Die Ausweisung von Naturschutzflächen hingegen stellt einen anhaltenden Trend dar, von dem man sich positive Auswirkungen für die Landschaft erhofft.

Die *Konversionsraten* werden als prozentuale Änderungen der jeweiligen Landnutzungskategorie angegeben. Die Bestimmung der Konversionsrate ist in der entwickelten Methode nicht enthalten, sondern wird aus externen Studien oder Prognosen entnommen.

Obwohl das Modell für das vorliegende Fallbeispiel entwickelt wurde, ist seine Struktur so flexibel gestaltet, dass es auch als Landnutzungsmodell für andere ökologische Modelle eingesetzt werden kann.

4.1.1 Bewertung nach Standortfaktoren

Ziel eines ökologischen Bewertungsverfahrens ist die Bestimmung des Wertes, den ein Raum – auf der Basis der naturräumlichen Faktoren – im Hinblick auf bestimmte Nutzungsansprüche innehat (MARKS, 1979). Die Grundlagen dazu wurden bereits in Kap. 2.1.4 geschaffen.

Standardisierte Bewertungsverfahren werden für LUCK als Basis für die Allokation von überregional angetriebenen Landnutzungsänderungen

eingesetzt. Aus der relativen Bewertung der Landschaft können mit Rücksicht auf die Leitbilder Rückschlüsse auf die Konversionswahrscheinlichkeit der bestehenden Landnutzungen gezogen werden.

Eine Nutzungsseignung unterliegt dem Einfluss des Naturraums wie Boden, Topographie und vorhandener Landnutzung. Je nach Landnutzungskategorie werden für die Eignungsbewertung unterschiedliche Standortfaktoren berücksichtigt.

Die Klassifizierung der Daten kann entweder nach kardinalen, ordinalen oder nominalen Skalen erfolgen. Die Wahl des geeigneten Skalierungstyps hängt von den verfügbaren Daten und dem jeweiligen Verwendungszweck ab (BASTIAN & SCHREIBER, 1999). Im vorliegenden Ansatz werden die relevanten Landschaftseigenschaften in einer fünfstufigen ordinalen Skala bewertet, je nach Szenario kombiniert und zur Bewertung herangezogen. Dieser Skalentyp erlaubt die Kombination qualitativer und quantitativer Eigenschaften, die sonst nicht miteinander in Verbindung zu bringen sind.

Für die Ermittlung der Gesamtbewertung erhält jede Zelle an einer bestimmten Position im Untersuchungsgebiet einen Wert, der sich aus einer lokalen Funktion verschiedener räumlicher Datenquellen ergibt, wie in Abb. 4.1, S. 46 dargestellt. Zu den gebräuchlichen lokalen Funktionen für die Synthese der Einzeleigenschaften gehören: *arithmetisches Mittel*, *geometrisches Mittel*, *normierte Multiplikation* und *Maximum/Minimum-Faktor*.

Die lineare Wertzuweisung und -verknüpfung wird in der heutigen Bewertungspraxis am häufigsten verwendet, obwohl sie in vielen Fällen nicht den Verhältnissen der Natur gerecht wird (BASTIAN & SCHREIBER, 1999). Die Schwierigkeit

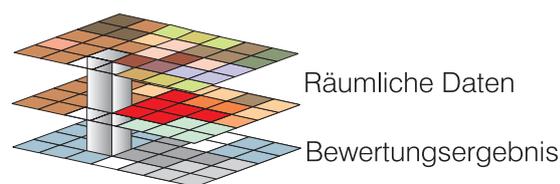


Abb. 4.1 Ermittlung der Standortbewertung

für die Beschreibung von nichtlinearen Zusammenhängen besteht darin, eine geeignete mathematische Beziehung zwischen den Eigenschaften zu finden. Da diese meistens nicht bekannt ist, wird in der Regel auf eine empirische Beschreibung verzichtet. Stattdessen werden lineare oder logische Verknüpfungen gewählt. Die unterschiedlichen Methoden werden in *Kap. 4.3.2.3* diskutiert.

Die von BASTIAN & SCHREIBER (1999) bevorzugte *verbal-argumentative* Bewertung bedarf weitreichender Planungserfahrung und detaillierten Wissens über das Einzugsgebiet. Genau diese Voraussetzungen stellen ohne Zweifel eine gute Basis dar, sind aber in der Systemforschung leider nicht immer vorhanden. Außerdem ist das Vorgehen nicht unbedingt auf andere Gebiete übertragbar.

4.1.2 Nachbarschaftsbeziehungen

Nachbarschaftsbeziehungen spielen bei der Entwicklung eines Landnutzungsmusters eine entscheidende Rolle. Einerseits können angrenzende Landnutzungen eine positive oder negative Wirkung auf die Nutzungsform haben, andererseits spielt bei der Landnutzungskonversion die Vergrößerung der Flächenareale eine wichtige Rolle.

Siedlungsflächen stellen für eine Bewirtschaftung und eine rentable Versorgung mit Infrastruktur einen bestimmten Anspruch an eine Mindestflächengröße, deren Erweiterungen nach Möglichkeit an bestehende Nutzungen angeschlossen werden. Für naturnahe Areale steigt nach der »Inseltheorie« von MACARTHUR & WILSON (1967) mit der Flächengröße die Wahrscheinlichkeit, eine höhere Artenvielfalt zu gewährleisten. Außerdem sinken mit steigender Isolierung der Insel die Einwanderungs- und Aussterberaten, welche die Voraussetzung für ein ökologisches Gleichgewicht sind. Die Größe einer Nutzungseinheit kann sich überdies auf deren Produktivität sowie den Stoff- und Wasserhaushalt auswirken (FORMAN & GODRON, 1986). In den 70er und frühen 80er Jahren kam für die ökologische Bedeutung der Flächengröße die sogenannte LOS (*large or small*) bzw. SLOSS (*single large or some small*)

Debatte auf. Nach HANSKI & SIMBERLOFF (1997) werden große Flächen grundsätzlich als wertvoller gegenüber kleinen, auch mehreren kleinen eingestuft. Trotzdem können ersatzweise viele kleine, naturnahe, nah beieinander liegende Landnutzungsflächen als Trittsteinbiotope zur Vernetzung der Landschaft beitragen, die durch intensive landwirtschaftliche Nutzung, Verkehrswege oder Bebauung fragmentiert wurde. Völlig isolierte naturnahe Flächen hingegen tragen kaum zu einer Erhöhung der Diversität bei, wenn sie keine ausreichende Flächengröße besitzen. Diese Konzepte deuten auf eine Relevanz der topologischen Eigenschaften der einzelnen Landnutzungen hin, die beachtet werden sollte.

Die Berücksichtigung der Nachbarschaft innerhalb des Modells orientiert sich an einer Methode, die als Filteroperation in der digitalen Bildverarbeitung verwendet wird. Ausgehend vom Ursprung des Rasterdatensatzes wird ein bewegliches Fenster (»moving window«), das einen kleinen Ausschnitt als relevante Nachbarschaft abdeckt, schrittweise entlang der Matrix geführt.

Nachbarschaften können auf unterschiedliche Weisen untersucht werden. Die VON NEUMANN-Nachbarschaft, benannt nach dem Mathematiker, berücksichtigt nur die senkrecht und waagrecht angrenzenden Rasterzellen. Für die Untersuchung von Landnutzung wird innerhalb von LUCK der Nachbarschaftsraum nach MOORE verwendet (siehe *Gl. 4.1*, S. 47), der alle umliegenden Rasterzellen mit einbezieht:

$$N_{i,j} = \{ x_{k,l} \in L \mid (k-i) \leq r \wedge (l-j) \leq r \} \quad (4.1)$$

- N*: Nachbarschaftsraum
- L*: Grid, Berechnungsraum
- x*: Wert an der Stelle *k,j*
- r*: Radius der betrachteten Nachbarschaft
- k*: Hochwert der Zelle *x*
- l*: Rechtswert der Zelle *x*
- i*: Differenz zum Hochwert
- j*: Differenz zum Rechtswert

Mit Hilfe eines solchen, auch »focal function« (Schwerpunkt-Funktion) genannten Vorgehens wird der jeweilige Überdeckungsausschnitt analysiert und ein Wert für die im Zentrum liegende Rasterzelle berechnet (siehe *Abb. 4.2*, S. 48). Bei-

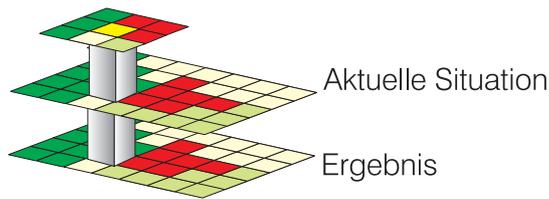


Abb. 4.2 Ermittlung der Nachbarschaftsverhältnisse

spiele für mathematische Funktionen, welche die Nachbarschaft der umliegenden Zellen berücksichtigt, sind Mittelwert, Standardabweichung, Summe oder logische Verknüpfungen. Die Größe des beweglichen Fensters bestimmt die Anzahl der berücksichtigten Nachbarn. Innerhalb von LUCK kann der Radius, der die Fenstergröße als quadratische Matrix (3×3 , 5×5 , ...) definiert, frei gewählt werden. Die Auswahl hängt sowohl von der Fragestellung als auch vom Untersuchungsmaßstab ab.

Angelehnt an diese Technik werden die Eigenschaften der Nachbarn in ähnlicher Weise verwendet, wie z.B. bei zellulären Automaten, deren Funktionsweise bereits in Kap. 2.5.3.2 beschrieben wurde. Der entscheidende Unterschied zu der hier vorgestellten Methode besteht darin, dass zelluläre Automaten ein unabhängiges Verhalten der einzelnen Zellen simulieren, das nur von der Anzahl der jeweiligen Nachbarn und einer Wahrscheinlichkeitsfunktion individuell gesteuert wird. Bei der vorliegenden Technik hingegen

hängt die Konversionswahrscheinlichkeit nicht nur von jeder einzelnen Zelle, sondern auch von der relativen Eignung der Zelle im Vergleich zu den übrigen Zellen ab. Die Raster stellen keine unabhängig voneinander funktionierenden Systeme dar, sondern sie sind als zusammenhängende Matrix in den Untersuchungsraum eingebettet. Auf diese Weise wird versucht, dem Bezug zur real existierenden Landschaft gerecht zu werden. Abb. 4.3, S. 48 gibt einen Überblick über die Gesamtkonzeption von LUCK und seiner Teilmodelle. Die verschiedenen Landnutzungsänderungen werden in der dargestellten Reihenfolge berücksichtigt.

4.1.3 Skalen- und Raumbezug

Das Modell wurde für mesoskalige Gebiete entwickelt. Die räumliche Auflösung der Daten sollte nicht über 100×100 m Rasterzellengröße liegen, weil sonst zuviele Details in den Landschaftsmustern verloren gehen. Der zeitlichen Reichweite des Modells sind nur insofern Grenzen gesetzt, als dass es auf dem Status-quo der Landschaftsplanungsprinzipien fußt.

Landnutzung wird auf allen Maßstabsebenen geprägt. Abgesehen von der naturräumlichen Gliederung und dem kultur-historischen Erbe, welche die Grundstruktur einer Landschaft bestimmen, werden von Bund, Ländern, Regierungsbezirken und Gemeinden Richtlinien für die

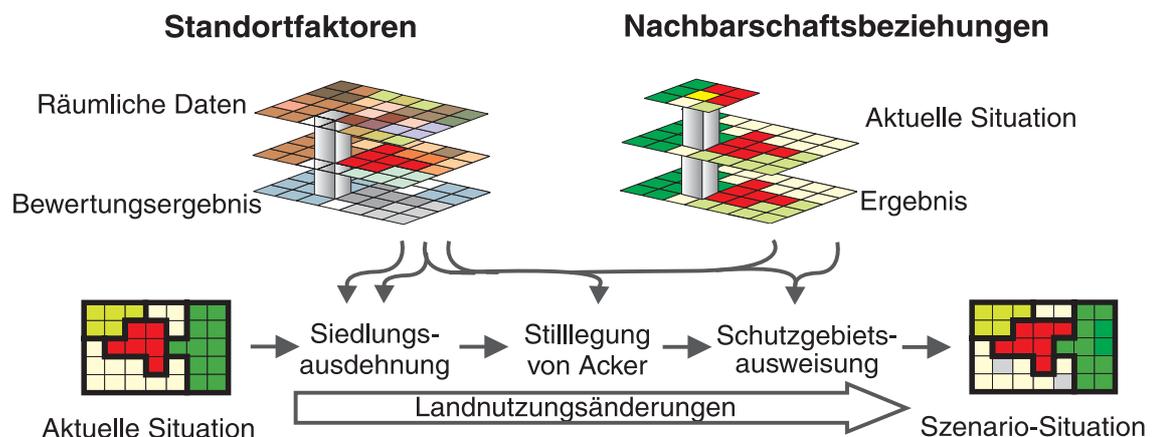


Abb. 4.3 Übersicht über die Konzeption und den Ablauf des Modells

Nutzung der Landschaft gegeben, die in die Einzelentscheidung des Nutzers einbezogen werden müssen. Dadurch ist es nahezu unmöglich, die Systemgrenzen so festzulegen, dass alle Einflüsse enthalten sind. Generell bieten administrative Untersuchungseinheiten wie Gemeinden bis hin zu Regierungsbezirken eine gute Bezugsbasis. Nachdem naturräumliche, hydrologische oder botanische Untersuchungen meistens naturräumlichen Gesetzmäßigkeiten folgen, und somit von den administrativen Grenzen abweichen, ist es z.T. sinnvoller, untersuchungsrelevante Grenzen der jeweiligen Fachdisziplin zu übernehmen und übergeordnete Planungspräferenzen mit Hilfe von Wichtungsachsen zu berücksichtigen. Dies entspricht der Aussage von LESER (1991), nach der die Grenzen einer Landschaft, entsprechend den Bedürfnissen und Zielen in allen Richtungen beliebig gesetzt werden können. Deshalb richten sich die Systemgrenzen für das vorliegende Modell nach dem Datenangebot der anschließenden ökologischen Modellierung.

4.1.4 Datenbedarf und mögliche Datenquellen

Das Modell basiert bewusst auf verfügbaren Eingangsdaten, welche für die meisten ökologischen Modelle verwendet werden, so dass es für den Nutzer keinen unnötig großen Aufwand bedeutet, dieses Modell zur Szenarioerstellung einzusetzen. Die wichtigsten Variablen des Modells werden von den räumlichen Daten zur Landnutzung, Boden und Topographie abgeleitet. Tab. 4.1, S. 49 gibt einen Überblick über die benötigten Eingangsdaten:

Tab. 4.1 Benötigte Eingangsdaten

Benötigte Grunddaten	Abgeleitete Daten
Landnutzung	Landnutzung
	Hauptentwicklungsachse
	Nebenentwicklungsachse
Boden	Bodenart
	Bodentyp
	Gründigkeit

Benötigte Grunddaten	Abgeleitete Daten
Höhenmodell	Höhe [m ü. NN]
	Flusslauf
	Hangneigung
	Exposition

Als Mindestdifferenzierung der *Landnutzung* sollten die Daten die Flächennutzungsarten Siedlung, Acker, Wiese und Wald unterscheiden. Bessere Ergebnisse werden jedoch bei einer ähnlichen Differenzierung erreicht wie sie in Tab. 4.2, S. 49 beschrieben ist. Die vorliegende Untersuchung verwendet die Datenbasis und Klassifizierung auf den deutschlandweit einheitlichen CORINE-Daten zur Bodenbedeckung (STATISTISCHES BUNDESAMT, 1997).

Tab. 4.2 Erforderliche Auflösung der Landnutzungsklassen

Landnutzung	Optionaler Auflösungsgrad
Siedlung	untergliedert nach Versiegelungsgrad
Acker	untergliedert nach Winter-, Blatt- und Sommerfrucht
Dauerbrache	untergliedert nach Sukzessionsstadien
Grünland	untergliedert nach Nutzungsintensität und Feuchtegrad
Sonderkulturen	untergliedert nach Wein, Obst und sonstigen Kulturen
Wald / Forst	untergliedert nach Baumart (Laub-, Nadel-, Mischwald) und Nutzungsintensität
Gewässer	differenziert nach stehenden und fließenden Gewässern

Diese kann gegen andere Landnutzungerhebungen wie z.B. die Biotopkartierung oder die Klassifikation aktueller Satellitendaten ausgetauscht werden. Die Ausgangssituation der Szenarioableitung wird vom Aufnahmedatum der verfügbaren Landnutzungsdaten bestimmt.

Als Eingangsdaten für die *Bodenbeschaffenheit* wird eine Bodenkarte benötigt, aus der sowohl Informationen zur Bodenart als auch zum

Bodentyp ableitbar sind. Die geometrische horizontale Auflösung des *digitalen Höhenmodells* sollte unbedingt dem Untersuchungsmaßstab entsprechen. Eventuelle Fehler wie z.B. Senken, die bei der Höhenmodellgenerierung mathematisch bedingt entstehen können, müssen bereinigt werden, um potenzielle Fließbahnen und schließlich den Flusslauf daraus ableiten zu können. Zusätzlich muss aus dem Höhenmodell eine Hangneigungs- und Expositionskarte abgeleitet werden. Ferner stellen Entwicklungsachsen in der Landschaft (z.B. Straßen, Bahnlinien) eine notwendige Information dar. Innerhalb des Modells gibt es die Möglichkeit eine Haupt- und eine Nebenachse zu berücksichtigen, wobei die Hauptachse entweder den Planungsunterlagen der Regionen entnommen werden kann oder ersatzweise den Hauptverkehrswegen folgt. Die Nebenachse verläuft für ländliche Gebiete entlang von Bachläufen, in verdichteten Räumen entlang von Nebenstraßen.

Das Modell kann an die vorhanden Daten der jeweiligen ökologischen Modellierung angepasst werden. *Tab. 4.3*, S. 50 gibt einige Beispiele für mögliche Datenquellen.

Tab. 4.3 *Mögliche Datenquellen für Deutschland*

Basisdaten	Anbieter
Landnutzung	CORINE-Landnutzungsdaten (Statistisches Bundesamt, 1992)
	Biotopkartierung der Länder (Landesumweltämter)
	Digitale Topographische Karte ATKIS (enthält die Information der TK 1:25000); Landesvermessungsämter
	ArcDeutschland'500 (ESRI)
	Liegenschaftskarten und Flächennutzungspläne (Stadtverwaltungen)
Boden	Digitale Bodenübersichtskarte 1:200000, 1:1000000 (Geologische Landesämter)
	Bodenzustandskarte
	FSK-Forstliche Standortkarte 1:10000 (nur für die neuen Bundesländer erhältlich)

Basisdaten	Anbieter
	MMK-Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkarte 1:100000 (nur für die neuen Bundesländer erhältlich)
Topographie	GTOPO - 30 Höhenmodell, kostenlos aus dem Internet beziehbar (Auflösung ca. 1000 m)
	Digitale Geländemodelle 1:50000 (Landesvermessungsämter)

4.1.5 Modelltechnik

Das Modell ist in Fortran'90 geschrieben. Es wird mit einer ASCII-Datei, die zur Parametrisierung und zum Datenmanagement dient, gesteuert. Ein Beispiel einer Steuerdatei ist in *Kap. D*, die wichtigsten Algorithmen als Struktogramme in *Kap. E.1* und *Kap. E.2* im Anhang dargestellt.

In der Steuerdatei werden die Pfade für die Eingangs- und Ausgangsdaten lokalisiert, sowie die Klassifizierung der räumlichen Daten, die Parametrisierung und Angaben über die gewünschte prozentuale Landnutzungsänderung festgelegt. Als Parameter für die Siedlungsausbreitung werden die Größe des Untersuchungsfensters als »moving window« und ein Schwellenwert, der die Mindestanzahl der nötigen Nachbarn innerhalb dieses Ausschnitts bestimmt, festgelegt. Beide Parameter sind dimensionslos und bezeichnen eine Anzahl von Rasterzellen. Die Parametrisierung der Höhentoleranz in der Dimension »Meter« ist für die Ausweisung von Schutzgebieten in Ufer- und Auenbereichen bestimmt. Für die Suche nach Grenzertragsackerflächen werden in der Steuerdatei die Klassifizierung der Bodentypen bzw. -arten vorgenommen und ihre Wertigkeit für die Bestimmung des Ertragspotenzials festgelegt.

Alle Eingangsdaten müssen auf eine einheitliche Rastergröße, die gleiche Projektion und die gleiche Anzahl von Rasterzellen in Reihen und Spalten gebracht werden und im ARC/INFO bzw. ARC/VIEW ASCII-Format vorliegen. Das Ergebnis ist eine Karte mit veränderter Landnutzung im selben Format.

4.2 AUSDEHNUNG DER SIEDLUNGSGEBIETE

4.2.1 Ableitung von Hypothesen

Der Anteil an Siedlungs- und Verkehrsfläche hat, wie bereits in *Kap. 2.4.2.1* beschrieben, in der Vergangenheit stark zugenommen. Nicht nur bedingt durch den stetig wachsenden Wohnraumbedarf, sondern auch angetrieben von der Flächenachfrage der Wirtschaft, hält dieser Trend kontinuierlich an und ist heute in Deutschland die häufigste Ursache für Landnutzungskonversionen (BUNDESAMT FÜR BAUWESEN UND RAUMORDNUNG, 2001). Deshalb ist das Teilmodul für die Siedlungsflächenausbreitung in LUCK mit frei wählbarer Zuwachsrate konzipiert.

Die Siedlungserweiterung orientiert sich an der bisherigen Siedlungsentwicklung in Deutschland. Die meisten Siedlungen sind durch eine mehr oder weniger konzentrische Struktur mit einem baulich verdichteten alten Kern und neueren Teilen geprägt, die sich um diesen Kern herum ansiedeln. Die Grundstruktur wird dabei von der historischen Anlage vorgegeben. Ursache dafür ist die historische Siedlungsstruktur, die auch beim Wiederaufbau nach dem Ende des Zweiten Weltkriegs berücksichtigt wurde. Im Laufe der Entwicklung ist der Flächenbedarf gestiegen und die Städte haben sich mehr oder weniger ringförmig erweitert (ANTROP, 1999), um die Distanz zum Altstadtkern als Zentrum so gering wie möglich zu halten. Siedlungen wachsen allerdings nicht immer gleichmäßig in die umgebende Landschaft hinein. Infrastrukturelle *Entwicklungssachsen* des Verkehrsnetzes dienen als Wachstumsstimulanz für Siedlungen. Mit ihrer Hilfe bestimmt die Landschaftsplanung die Schwerpunkte der Entwicklung und die Bewahrung der Freiräume.

Viele Faktoren beeinflussen im Einzelfall die Entscheidung, ob eine Fläche bebaut wird oder nicht. Breite Täler werden zunächst entlang der Aue und erst bei fortschreitender Expansion auch an den Hängen besiedelt. Steile Hanglagen, tief eingekerbte Bachtäler und die traditionell besonders geschützten Wälder sind Beispiele für Land-

schaftsstrukturen, die häufig von Bebauungen ausgenommen werden (KLEYER, 1996). Wenn es keine Ausweichmöglichkeit gibt, werden dennoch auch die steileren Lagen infrastrukturell erschlossen und bebaut.

Die *aktuelle Landnutzung* hat entscheidenden Einfluss auf das Veränderungspotenzial einer Rasterzelle. Für die Umwandlung in Siedlung werden vorrangig Ackerflächen und Wiesen genutzt, weil deren Rentabilität als Bauland höher ist als unter landwirtschaftlicher Nutzung. Waldflächen sind im Gegensatz dazu, wie schon in *Kap. 2.4.2.3* beschrieben, geschützt und ihre Konversion bedarf einer Genehmigung durch ein Raumordnungsverfahren. Das geschieht in der Regel nur dann, wenn keine Ausweichfläche zur Verfügung steht. Obst- und Weinanbau gelten unter landschaftspflegerischen Aspekten als wertvolle Biotop und sind deshalb geschützt. Absoluten Schutzstatus besitzen innerstädtische Grünflächen und Sportanlagen, weil sie wichtige soziale und ökologische Funktionen übernehmen.

Zusammenfassend werden für die Ausbreitung von Siedlungen die folgenden Hypothesen angenommen:

- (1) Zukünftige Siedlungserweiterung findet nur in der direkten Nachbarschaft von bestehender Siedlungsnutzung statt.
- (2) Entlang von Entwicklungsachsen ist eine gute infrastrukturelle Versorgung gewährleistet, welche die Ausbreitung von Siedlungen begünstigt.
- (3) Die Hangneigung stellt für die Siedlungsausbreitung einen hemmenden Faktor dar, weil stark geneigte Flächen infrastrukturell schwieriger zu erschließen sind und von Hangrutschungen bedroht sein können. Stehen keine anderen Flächen zur Verfügung, werden auch sie bebaut.
- (4) Landnutzungskonversionen für Siedlungsausbreitung finden auf bisher landwirtschaftlich genutzter Fläche statt.

4.2.2 Vorgehensweise

4.2.2.2 Räumliche Umsetzung der Siedlungsausbreitung

4.2.2.1 Ableitung der Standortbewertung

Die *Eignungsbewertung* für die Siedlungsausweitung erfolgt anhand einer Analyse der räumlichen Daten für Topographie und Landnutzung. Für die Eignungsbewertung werden die Hangneigungen in Klassen, wie in *Tab. 4.4*, S. 52 beschrieben, klassifiziert. Eine negative Auswirkung für die Siedlungsausbreitung wird bei einer Hangneigung von mehr als 10° angenommen.

Tab. 4.4 Klassifizierung der Hangneigung

Hangneigung [°]	Klasse
0 – 1	1
2 – 5	2
6 – 10	3
> 10	4

Die Berücksichtigung der Entwicklungsachsen erfolgt im vorliegenden Modell mit der Unterscheidung in eine Neben- und eine Hauptachse. Die Nebenachse ergibt sich aus dem örtlichen Verkehrsnetz, das in ländlichen Gebieten häufig dem Flusstal folgt, während die Hauptachse überregionale Verkehrsachsen berücksichtigt, um die Siedlungsausbreitung zu lenken. Da die CORINE-Daten keine linienhaften Elemente beinhalten, wurden für die Hauptachsen die ESRI-Daten Arc-Deutschland'500 zu Hilfe genommen. Stehen diese Daten nicht zur Verfügung, müssten die Hauptverkehrswege aus topographischen Karten ergänzt werden.

Die einzelnen Eigenschaften werden anschließend in einer Bewertungskarte unter Berücksichtigung ihrer Wichtigkeit zusammengeführt. Die größte Priorität genießt die Hauptachse mit der höchsten Bewertungsstufe »1«, gefolgt von den Nebenachsen, welche die Wertigkeit »2« erhalten. Für den Rest der Fläche wird die Hangneigungsklassifikation übernommen, wie in *Tab. 4.4*, S. 52 beschrieben.

Die *Nachbarschaftsanalyse* soll gewährleisten, dass die Siedlungsausbreitung nur dort fortschreitet, wo schon Flächen für Siedlungszwecke genutzt werden. Deshalb werden die umliegenden Nachbarn jeder Zelle hinsichtlich ihrer Landnutzung überprüft. Der Untersuchungsraum, der für eine Rasterzelle als Nachbarschaft relevant ist, wird über die Steuerdatei festgelegt. Die Nachbarschaft (N°) wird nach MOORE (siehe *Gl. 4.1*, S. 47) bestimmt. *Gl. 4.2*, S. 52 zeigt das Vorgehen für die Nachbarschaftsanalyse, bei der mit Hilfe des beweglichen Fensters die Anzahl der Siedlungsrasterzellen ermittelt wird.

$$n_{i,j} = \#\{ x_{k,l} \in N_{i,j}^\circ | x_{k,l} = \text{Siedlung} \} \quad (4.2)$$

- n : Nachbarschaftswert
- $\#$: Anzahl der Rasterzellen
- x : Landnutzung der Zelle x
- N° : Nachbarschaft
- k : Hochwert der Zelle x
- l : Rechtswert der Zelle x
- i : Hochwert der benachbarten Zellen
- j : Rechtswert der benachbarten Zellen

Abb. 4.4, S. 53 zeigt dieses Vorgehen in einer graphischen Übersicht. Die Anzahl der benachbarten Zellen, die schon als Siedlung genutzt werden, stellt das Kriterium für das Veränderungspotenzial der jeweiligen Zelle dar. Diese Analyse erfolgt Zelle für Zelle und arbeitet sich als bewegliches Fenster (*moving window approach*) durch das gesamte Untersuchungsgebiet. Als Ergebnis entsteht eine Karte, welche die Anzahl der benachbarten Raster mit gleicher Landnutzung für jede Zelle beinhaltet.

Wenn beide Analysen – die des Standortes und die der Nachbarschaft – abgeschlossen sind, folgt die Synthese der Teilergebnisse. Diese ist von der Parametrisierung des Schwellenwerts abhängig, welcher die Mindestanzahl der benötigten Nachbarn bestimmt. Zunächst werden nur solche Zellen von ihrer ursprünglichen Landnutzung in *Siedlung* umgewandelt, die über die höchste Eignung und die maximale Anzahl von benachbarten Siedlungszellen verfügen. Finden

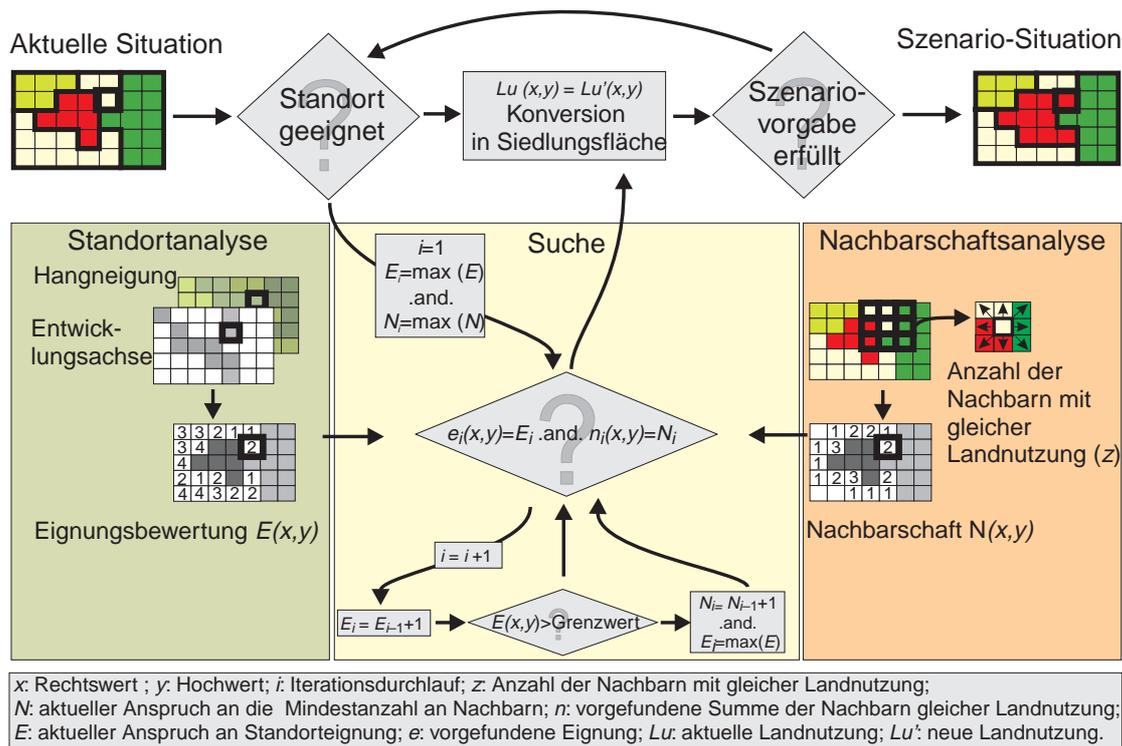


Abb. 4.4 Vorgehensweise der Landnutzungskonversion für die Siedlungsausbreitung

sich keine Zellen im Untersuchungsgebiet, die diese Kriterien erfüllen, so wird zunächst die Anzahl der notwendigen Nachbarn bis zu dem durch den Nutzer festgelegten Schwellenwert verringert. Wird der Schwellenwert erreicht, ohne dass Rasterzellen gefunden werden konnten, die diese Bedingungen erfüllen, so wird das Kriterium der relativen Eignung um eine Stufe gelockert. Der Anspruch an die Nachbarschaftszahl wird dabei erneut auf ihren Maximalwert gesetzt. In dieser Konstellation wird nun die schrittweise Suche nach möglichst hoher Eignung erneut durchgeführt. Alle Zellen, die das Umwandlungskriterium erfüllen, werden von ihrer ursprünglichen Nutzung in *Siedlung* konvertiert.

Nach jeder Landnutzungskonversion muss zunächst überprüft werden, ob die gewünschte Anzahl (*Szenarioziel*) bereits erreicht wurde. Liegt die Anzahl der veränderten Zellen darunter, schließt sich eine erneute Nachbarschaftsanalyse mit der veränderten Landnutzung an, um die neu geschaffenen Verhältnisse zu berücksichtigen. Dafür werden beide Kriterien für Eignung und

Nachbarschaft wieder auf maximale Ansprüche heraufgesetzt und das Verfahren beginnt erneut. Diese Prozedur wird so lange wiederholt, bis das vorgegebene Kontingent der Landnutzungsänderung erreicht ist. Diese Vorgehensweise wird für Siedlungen und Industrieflächen durch getrennte Szenarioziele angesteuert, weil diese sich nicht proportional zueinander verhalten. Die Synthese der Teilanalysen von relativer Eignung und Nachbarschaft legt ein stärkeres Gewicht auf die Nachbarschaft. Durch deren iterativen Charakter wird ein Wachstumsprozess simuliert.

4.2.3 Exemplarische Sensitivitätsuntersuchungen

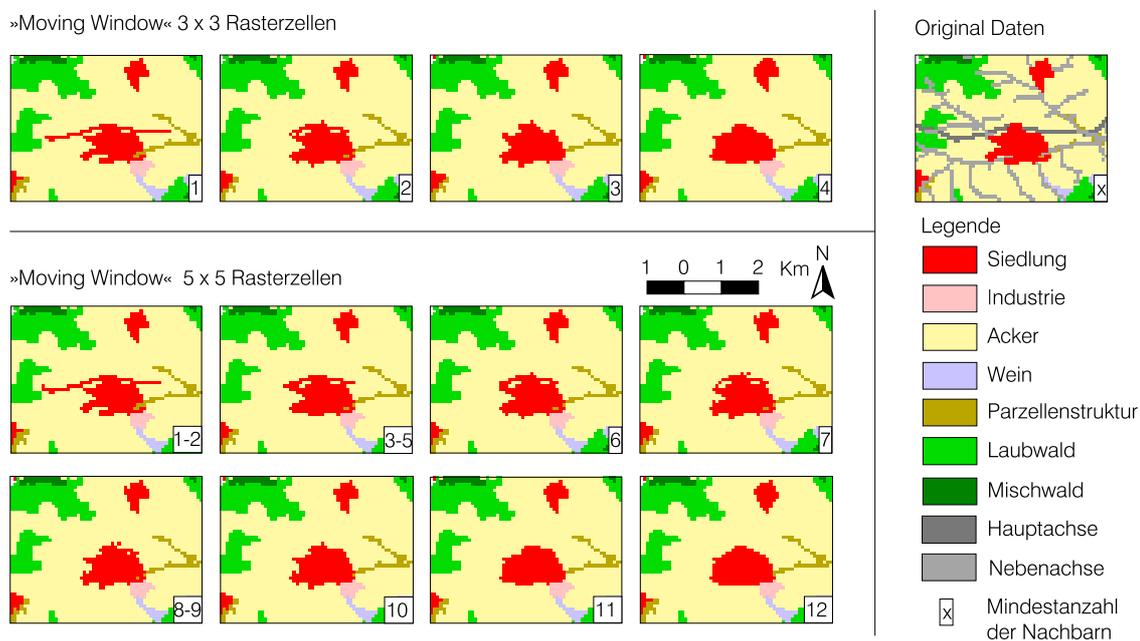
4.2.3.1 Einfluss der Parametrisierung

Das Teilmodell wurde einer exemplarischen Sensitivitätsuntersuchung unterzogen. Dazu diente ein Ausschnitt aus der realen Landschaft im Einzugsgebiet Lein (siehe Kap. 3.2) mit drei Siedlungen. Anhand des Beispiels wurden zunächst

die Parameter *Mindestanzahl der Nachbarn* schrittweise so weit wie möglich erhöht und die Größe des Untersuchungsfensters (*»moving window«*) zur Analyse der Nachbarschaft zwischen einer 3×3 bzw. 5×5 Matrix variiert. Wenn die Erhöhung der Mindestanzahl keine Veränderung im Ergebnis gebracht hat, wurde dieses Ergebnis nur einmal dargestellt und für die Mindestanzahl der Nachbarn der dazugehörige Wertebereich angegeben. Karte 4.1, S. 54 zeigt die Ergebnisse der Modellierung einer Siedlungserweiterung von 20% mit LUCK. Die räumliche Verteilung der neuen Siedlungsrasterzellen wird in starkem Maße von der Mindestanzahl der Nachbarn bestimmt, die als Voraussetzung für eine Konversion bereits in der Nachbarschaft existieren müssen. Die Modellierungsergebnisse zeigen, dass die *Mindestanzahl der Nachbarn* nicht zu niedrig gewählt werden darf, weil sonst linienförmige Erweiterungen der Siedlungen entlang der Hauptentwicklungsachse produziert werden, die aus planerischen Aspekten unrealistisch sind.

Wird der Schwellenwert der Mindestanzahl zu hoch gewählt, entstehen entweder sehr kompakte Strukturen, die sich zu einer kreisförmigen Gestalt formen, oder es können gar keine Raster gefunden werden, die den Anspruch erfüllen. Für das 3×3 Fenster zeigen eine Mindestanzahl an Nachbarn von »2« und »3« die besten Ergebnisse bzw. für den größeren Ausschnitt von 5×5 Rasterzellen liegen sie bei Werten zwischen »7« und »8«. Um die Unterschiede in den Siedlungsformen quantifizieren zu können, wurde für die Siedlungsflächen der so genannte »Shape-Index« errechnet, der die Ähnlichkeit einer Form zur Kreisform beschreibt.

Für alle berechneten Siedlungen wurde zur Quantifizierung ihrer räumlichen Struktur der Wert des Shape-Indexes berechnet, der das Verhältnis von Umfang zu Fläche beschreibt. Dieser dimensionslose Index erreicht den Wert »1« bei einer kreisförmigen Gestalt und nimmt Werte bis maximal »2« an, je stärker die Gestalt von einer runden Form abweicht.



Karte 4.1 Untersuchung der Sensitivität des Modells auf verschiedene Schwellenwerte für die Mindestanzahl der Nachbarn und auf verschiedene Größen der berücksichtigten Nachbarschaftsmatrix bei einer Modellierung von 20% Siedlungszuwachs in einer Testlandschaft

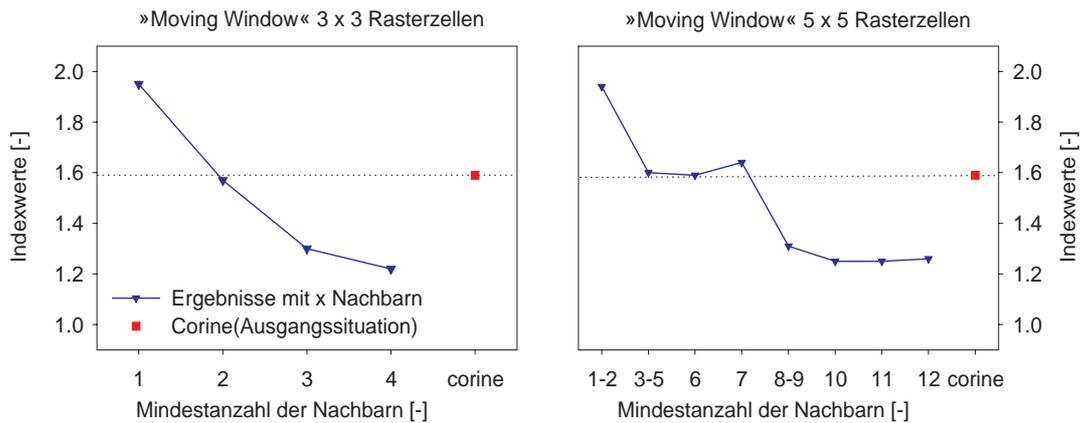


Abb. 4.5 Ergebnisse der Berechnung des Shape-Indexes (Verhältnis von Umfang zu Fläche) für die Modellergebnisse der Sensitivitätsanalyse

Gl. 4.3, S. 55 stellt den mathematischen Zusammenhang dar:

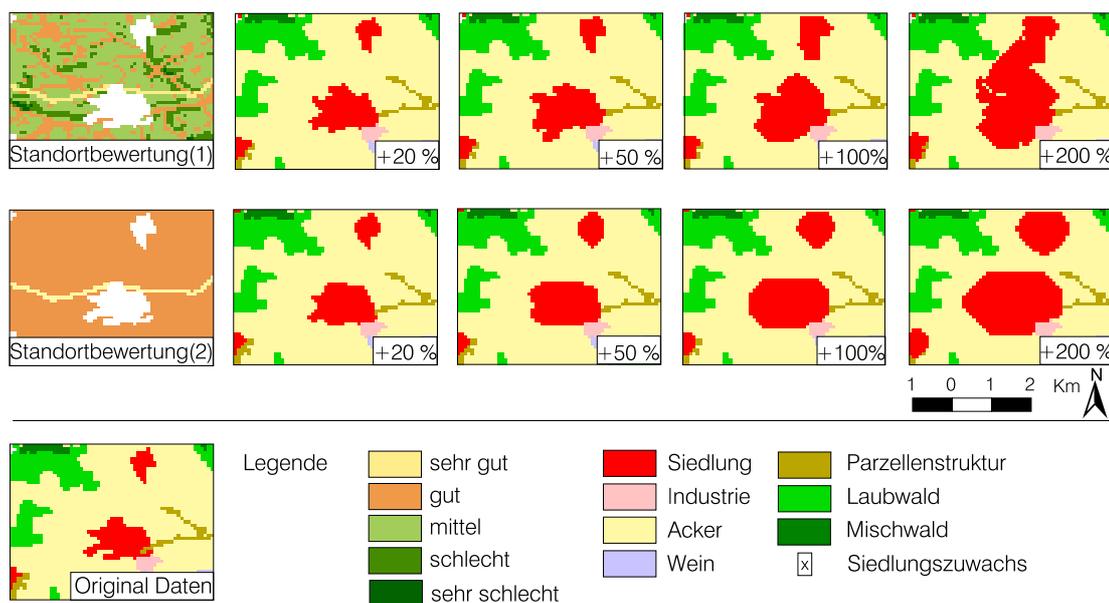
$$\text{Shape-Index} = \frac{0.25p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \quad (4.3)$$

a_{ij} : Fläche des ij-ten patches [m²]
 p_{ij} : Umfang des ij-ten patches[m]

Die Auswertung zeigt für beide Fenstergrößen eine zunehmende Annäherung der Siedlungen an eine kreisförmige Gestalt mit dem Anstieg der Mindestanzahl der Nachbarn. Der Gestaltcharakter der Ist-Situation der CORINE-Daten bleibt für die Ergebnisse mit dem 3 × 3 Untersuchungs-fenster zwischen der Mindestanzahl der Nachbarn von »2« und »3« bzw. für den größeren Aus-schnitt von 5 × 5 Rasterzellen bei Werten zwi-schen »7« und »8« erhalten. Der entscheidende Unterschied, der durch die Auswahl der Fenster-größe bestimmt wird, liegt in der Feinheit der Ab-stufung. Abb. 4.5, S. 55 stellt eine mit Hilfe des mathematisch-statistischen Analyse-Programs FRAGSTATS 2.1 (MCGARIGAL & MARKS, 1994) er-stellte Auswertung der Modellierungsergebnisse dar (vgl. Karte 4.1, S. 54).

4.2.3.2 Einfluss der Standortbedingungen

Neben der Parametrisierung wird das Ergebnis der Modellierung in starkem Maß von den Stand-ortbedingungen beeinflusst. Die Reliefdynamik und die Lage der Entwicklungsachsen bestimmen darüber, bei welcher Zuwachsrate noch realisti-sche Siedlungsstrukturen erzeugt werden. Karte 4.2, S. 56 zeigt die Ergebnisse der Siedlungs-mo-dellierung bei unterschiedlichen Zuwachsraten für die reale Beispiellandschaft sowie für dieselbe Landschaft ohne bedeutende Differenzierung des Reliefs. Als Parametrisierung wurde ein 3 × 3 Rasterzellen großes Untersuchungs-fenster und eine Mindestanzahl von 3 Nachbarn gewählt, weil für diese Werte (siehe Karte 4.1, S. 54) gute Ergebnisse erzielt wurden. Die Modellierung mit dem tatsächlichen Relief (1) liefert selbst für 200% Zuwachs noch ein differenziertes Er-gebnis. Die realistische Standortbewertung führt da-bei zum Zusammenwachsen der beiden Ortschaf-ten. Dieses Phänomen hat in der Vergangenheit in den Ballungszentren zu großflächigen Verdich-tungsräumen geführt, die keine Freiflächen zwi-schen den Siedlungsgrenzen mehr aufweisen. Demgegenüber produziert die Modellierung ohne Reliefdynamik (2) bereits ab 50% Anstieg kreis-förmige Siedlungen, bei denen die Artefakte der Modellierungstechnik in den Vordergrund treten. Diese Untersuchung zeigt, wie sehr die individu-ellen Standorteigenschaften einer Landschaft bei



Karte 4.2 Einfluss der Standortbedingungen auf die Entwicklung der Siedlungsausbreitung bei steigender Zuwachsrate für das Originalrelief (Standortbewertung(1)) und einer völlig flachen Reliefierung (Standortbewertung(2)) in einer Testlandschaft

der Modellierung berücksichtigt werden müssen. Deshalb ist es nicht möglich, eine allgemeingültige Obergrenze für die maximale Zuwachsrate anzugeben. Generell stellt eine Verdopplung der Siedlungsfläche schon ein Extremszenario dar.

stalt erhalten. Die Unterschiede zwischen den Ergebnissen mit unterschiedlicher Parametrisierung zeigen, dass diese einen weitaus größeren Einfluss auf die Endgestalt hat als die Ausgangsform.

4.2.3.3 Einfluss der Ausgangsgestalt

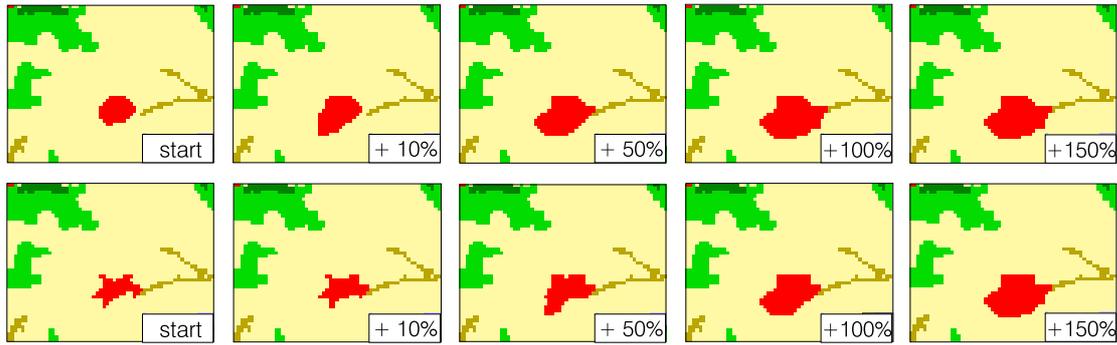
Der Einfluss der geometrischen Ausgangsform der Siedlung auf die Gestalt des Endergebnisses ist in Karte 4.3, S. 57 dargestellt. Dafür wurden zwei Siedlungen identischer Größe mit deutlich runder bzw. fragmentierter Gestalt in die Beispiellandschaft gelegt. Beide Siedlungen wurden jeweils um dieselbe Zuwachsrate schrittweise erweitert. Um den Einfluss der Parametrisierung von dem der Gestalt trennen zu können, wurde der Versuch mit zwei verschiedenen Parametersätzen durchgeführt. Die Ausgangsgestalt spielt mit zunehmender Ausbreitungsrate eine immer geringere Rolle. Für die Modellierung mit beiden Parametersätzen wird ab etwa 100% Zuwachsrate ein fast identisches Ergebnis für beide Siedlungsgestalten produziert. Bei geringeren Zuwächsen bleibt die Grundform der Siedlungsge-

4.2.4 Kalibrierung und Validierung anhand historischer Landnutzungsdaten

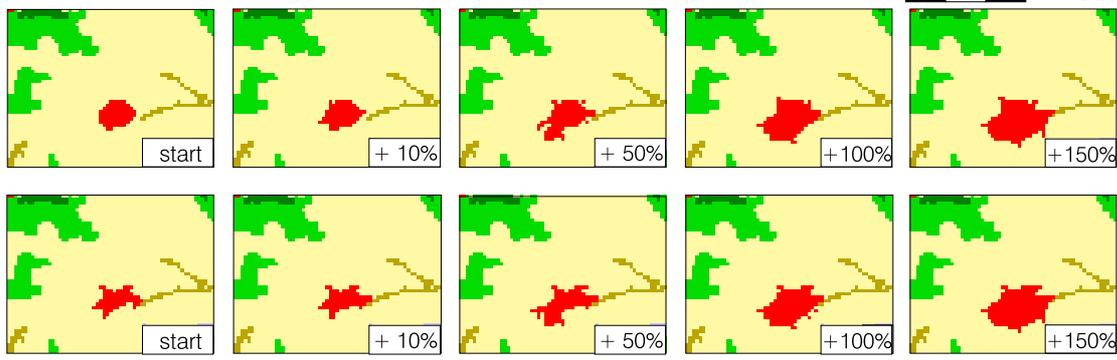
Mit Hilfe von historischen Landnutzungsdaten soll die Tauglichkeit der in Kap. 4.2 beschriebenen Szenariotechnik an den drei Untersuchungsgebieten überprüft werden. Die historischen Daten (siehe Karte 3.5, S. 36) wurden dabei als Ausgangsbasis benutzt, um die Siedlungen in ihrer historischen Ausdehnung auf den Flächenanteil im Ist-Zustand mit Hilfe des Modells LUCK anwachsen zu lassen. Dieses Vorgehen diente dazu, sowohl eine geeignete Parametrisierung für die Modellierung zu finden als auch die Technik anschließend zu validieren.

Manche der in den historischen Karten vermerkten Siedlungen fehlen in den Daten des Ist-Zustands. Das ist auf die räumliche Auflösung der

a) Mindestanzahl an Nachbarn 3; Größe der Untersuchungsmatrix 3 x 3 Rasterzellen



b) Mindestanzahl an Nachbarn 5; Größe der Untersuchungsmatrix 5 x 5 Rasterzellen



Karte 4.3 Untersuchung des Einflusses der Ausgangsgestalt auf das Ergebnis der Modellierung mit unterschiedlicher Parametrisierung in einer Testlandschaft

CORINE-Daten zurückzuführen, welche die Datenbasis des Ist-Zustands darstellen (siehe Kap. 3.1.3). Die CORINE-Daten berücksichtigen nur Landnutzungen mit einer Fläche von mehr als 25 ha. Diese Vorgabe konnte für die historische Landnutzung nicht übernommen werden, weil fast alle Siedlungen zum Zeitpunkt der historischen Aufnahme diese Größe unterschritten haben. Andererseits enthalten die CORINE-Daten Siedlungen, welche in den historischen Karten nicht erfasst sind, weil sie wahrscheinlich noch nicht existiert haben. Diese Diskrepanz in den Daten konnte nicht vollständig ausgeräumt werden.

Eine Kalibrierung der in Kap. 4.2.2 beschriebenen Vorgehensweise fand an der Hälfte der in der historischen Kartengrundlage verzeichneten Siedlungen statt. Die Auswahl der Siedlungen er-

folgte anhand des mathematisch-statistischen Analyse-Programms Patch-Analyst in FRAGSTATS 2.1 (MCGARIGAL & MARKS, 1994), mit dessen Hilfe die Orte als abgeschlossene Raumeinheiten (engl. *patches*) erkannt und nummeriert werden konnten. Jede zweite Siedlung diente zur Kalibrierung der Technik. Dabei wurden die ausgewählten historischen Siedlungen mit Hilfe des Modells LUCK erweitert, bis die Gesamtsumme der Siedlungsrasterzellen im Modellergebnis so groß war wie die Summe der ausgewählten Siedlungen im Ist-Zustand. Die Allokation der hinzukommenden Siedlungszellen basiert auf den Ergebnissen aus Nachbarschaftsanalyse und Standortbewertung und erfolgt auf den am besten eingestufteten Stellen im jeweiligen Untersuchungsgebiet.

Eine anschließende Validierung erfolgte mit der in der Kalibrierung ermittelten Parametrisierung an allen in den historischen Karten vermerkten Siedlungen. Die Ergebnisse der Kalibrierung und Validierung differieren teilweise. Die Unterschiede resultieren aus der Modellierungstechnik, welche stets die am besten bewerteten Zellen für eine Konversion in die Landnutzung »Siedlung« suchen. Die Auswahl der neuen Standorte hängt von der jeweiligen Bewertungsrangliste der in Frage kommenden Rasterzelle ab. Da dabei alle Zellen mit benachbarter Siedlung berücksichtigt werden, kann diese Rangliste für eine unterschiedliche Anzahl an Siedlungen im Gebiet verschieden sein. Deshalb wurde die Validierung auch an allen vorhandenen Siedlungen durchgeführt, um zu verhindern, dass das Endergebnis der Modellierung aller Siedlungen von einem Validierungsergebnis, das nur an der Hälfte der Siedlungen erfolgt ist, abweicht.

Zur Quantifizierung der Ergebnisse wurde einerseits die Trefferquote im Vergleich von Rasterzelle zu Rasterzelle zwischen modelliertem und tatsächlichem Ist-Zustand ermittelt. Andererseits wurde die prozentuale Abweichung der Größe der modellierten Siedlungen von der tatsächlichen Siedlungsgröße als Durchschnittswert für das ganze Einzugsgebiet berechnet. Die Zuordnung der Ortsnamen kann in *Karte 3.7*, S. 38 eingesehen werden.

Die Modellierung historischer Landnutzungsänderungen kann nicht zur Simulation der vollständigen Geschichte einer Landschaft dienen, weil komplexe geschichtliche Ereignisse wie z.B. Kriege oder Landreformen eine kontinuierliche Entwicklung der Landschaft gestört haben und diese bei der durchgehenden Modellierung mit einem Allokationsmodell nicht berücksichtigt werden können. Der Einsatz historischer Daten eignet sich vielmehr zu dem Zweck, die aktuellen Landnutzungsänderungen in einen historischen Kontext zu stellen (VERBURG et al., 1999) und eine lineare Entwicklung nachzuahmen.

4.2.4.1 Lein

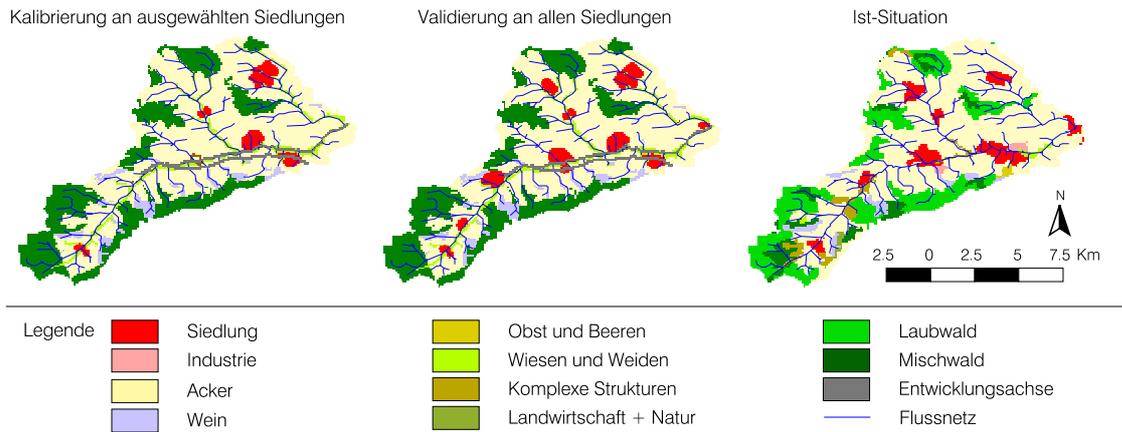
Kalibrierung im Leingebiet

Eine Modellierung der Ausgangssituation von 1844 auf die Anzahl der Siedlungszelle im Ist-Zustand bedarf eines Siedlungszuwachses von 770 %, der in einem Zeitraum von ca. 160 Jahren stattgefunden hat. Das Ergebnis dieser Kalibrierung auf der Grundlage der Hälfte der Siedlungen brachte im Rasterzelle-zu-Rasterzelle-Vergleich eine Korrelation zwischen Kalibrierung und CORINE-Daten von 42 %. Vergleicht man die einzelnen Siedlungsgrößen, weichen die modellierten Siedlungen durchschnittlich ca. 40 % vom Ist-Zustand ab. Diese Trefferquote stellt angesichts der großen Erweiterungsrate und des langen Zeitraums ein gutes Ergebnis dar. Als Parametrisierung diente eine 3 × 3 Rasterzellenmatrix und eine Mindestanzahl von 3 Nachbarn (siehe *Kap. 4.2.3*). Für die Modellierung der historischen Verhältnisse wurden als Hauptentwicklungsachse die Bahnstrecke und der Unterlauf der Lein gewählt, da die heutige Umgehungsstraße damals noch nicht vorhanden war. *Karte 4.4*, S. 59 zeigt links das Ergebnis der Kalibrierung.

Validierung für das Leingebiet

Die Validierung der angewendeten Vorgehensweise erfolgte mit der unveränderten historischen Datengrundlage von 1844. Die mittlere Abbildung in *Karte 4.4*, S. 59 stellt das Ergebnis der durchgehenden Modellierung mit der in der Kalibrierung ermittelten Parametrisierung dar. Der Rasterzelle-für-Rasterzelle-Vergleich der Modellierung mit dem Ist-Zustand zeigt eine Übereinstimmung von 50%. Der Größenvergleich aller Siedlungen weist eine durchschnittliche Abweichung von 45% auf. Eine detaillierte Untersuchung der Siedlungsentwicklung und der Güte der Simulation von LUCK erfolgte mit Hilfe einer Betrachtung der Größe der einzelnen Ortschaften in den verschiedenen Karten. *Abb. 4.6*, S. 60 stellt die Größen der einzelnen Siedlungen von historischer Situation, Kalibrierungsergebnis, Validierungsergebnis und im Ist-Zustand gegenüber.

Die Gegenüberstellung zeigt deutliche Unterschiede in der Simulationsgüte für die einzelnen



Karte 4.4 Vergleich zwischen Kalibrierung, Validierung und aktuellem Ist-Zustand an der Lein

Siedlungen. Die rechte Seite der Abbildung stellt die prozentuale Abweichung der Validierung vom Ist-Zustand in Bezug auf die einzelnen modellierten Siedlungsgrößen dar. Besonders gut sind die größeren Siedlungen entlang der Entwicklungsachsen Schwaigern und Leingarten getroffen worden. Auffallend überschätzt wurde bei der Modellierung das Wachstum von Stetten und Kirchhausen, was auf den Einfluss der Nachbarschaftsanalyse zurückzuführen ist: je größer die Fläche der Siedlungen, desto mehr Rasterzellen existieren, welche die benötigte Anzahl an Nachbarzellen haben.

Für das zu geringe Wachstum von Frankentbach ist die außerhalb des Gebietes liegende Triebkraft der Siedlungsausbreitung eine Erklärung. Die übrigen Siedlungen stellen im Gegensatz dazu ein gutes Ergebnis dar.

4.2.4.2 Körsch

Kalibrierung im Körschgebiet

Die Erweiterung der Siedlungen auf das Niveau im Ist-Zustand bedeutet an der Körsch einen Zuwachs von 1950 %, der in einem Zeitraum von ca. 170 Jahren stattgefunden hat. Ebenso wie für die Lein wurde mit der Hälfte der historischen Siedlungskerne ein geeigneter Parametersatz gesucht, um ausgehend von der historischen Situation die Ortschaften auf die heutige Größe zu erweitern. In die Bewertung gingen die Hauptach-

sen des Straßennetzes und der Flussunterlauf ein. Im Straßennetz existierte damals noch keine Autobahn. Das Ergebnis der Kalibrierung, dargestellt in Karte 4.5, S. 61 links, zeigt, wie problematisch die Modellierung eines so großen Zuwachses ist. Für die Parametrisierung wurde ein bewegliches Fenster von 3×3 Rasterzellen und eine Mindestanzahl von 3 Nachbarn gewählt. Im Vergleich von Rasterzelle zu Rasterzelle erreicht die Kalibrierung eine Übereinstimmung von 56%. Vergleicht man die Größe der einzelnen Siedlungen für Kalibrierung und Ist-Zustand, so ergibt sich eine durchschnittliche Abweichung von 53%. Diese hohe Korrelation bestätigt zwar die Tauglichkeit der Methode, die Gestalt der Siedlungen zeigt jedoch die Grenzen der Anwendbarkeit bei einer so großen Wachstumsrate.

Die Kalibrierung erfolgte nur für die Siedlungsflächen, weil Industriegebiete und der Flughafen keiner direkten Folgeentwicklung der Landnutzung entsprungen, sondern geplant worden sind. Dieser Vorgang kann durch die Modellierung nicht nachempfunden werden.

Validierung für das Körschgebiet

Basierend auf der Parametrisierung der Kalibrierung wurde die historische Karte aus dem Jahr 1836 zur Validierung auf den heutigen Stand der Siedlungsfläche modelliert. Karte 4.5, S. 61 zeigt in der Mitte das Ergebnis der modellierten Ist-Situation. Im Vergleich mit der tatsächlichen Ist-Si-

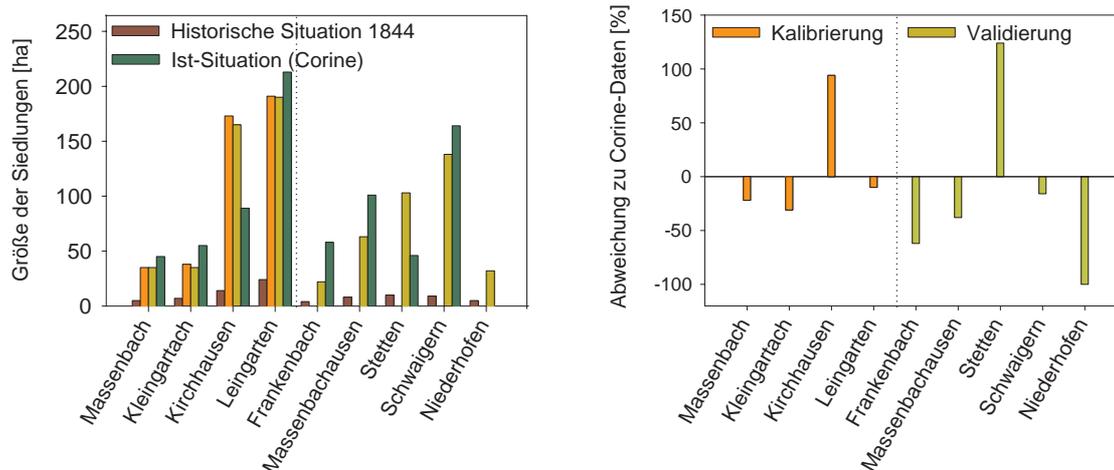


Abb. 4.6 Vergleich der Siedlungsgrößen von historischer Situation, tatsächlichem Ist-Zustand und den Modellergebnissen der Kalibrierung bzw. Validierung an der Lein

tuation, die in der rechten Seite der Karte abgebildet ist, wird die Überschreitung der Tauglichkeitsgrenzen des Modells offensichtlich. Die Siedlungen müssen sich aus wenigen Zellen zu großen Dörfern ausbreiten und nehmen als Resultat der Szenariotechnik eine runde, unrealistische Gestalt an. Sind die historischen Siedlungen nur sehr klein, dann werden sie von der Modellierung nicht erfasst und entwickeln sich nicht. Für eine detaillierte Betrachtung der Validierung wurden die einzelnen Siedlungen, wie in Kap. 4.2.4.1, zu homogenen Nutzungseinheiten zusammengefasst und hinsichtlich ihrer Größe im Jahr 1836 für das Kalibrierungs- und Validierungsergebnis sowie den Ist-Zustand untersucht.

Wie Abb. 4.7, S. 61 zeigt, haben die einzelnen Siedlungen zum Zeitpunkt der historischen Aufnahme eine ähnliche Größe. Die Modellierung des Ist-Zustands auf dieser Basis ist für die einzelnen Ortschaften unterschiedlich gut geglückt. Im Durchschnitt wurden die meisten Siedlungen zu groß modelliert. Lediglich die Siedlungen, die unter direktem Einfluss aus dem im Nordwesten angrenzenden Stuttgart stehen, wurden unterschätzt. Der untere Teil der Abbildung zeigt die Abweichung der Validierung vom Ist-Zustand für jede Siedlung. Die Übereinstimmung der Rasterzellen liegt bei 58%, die durchschnittliche Ab-

weichung der einzelnen Siedlungen liegt bei 41%.

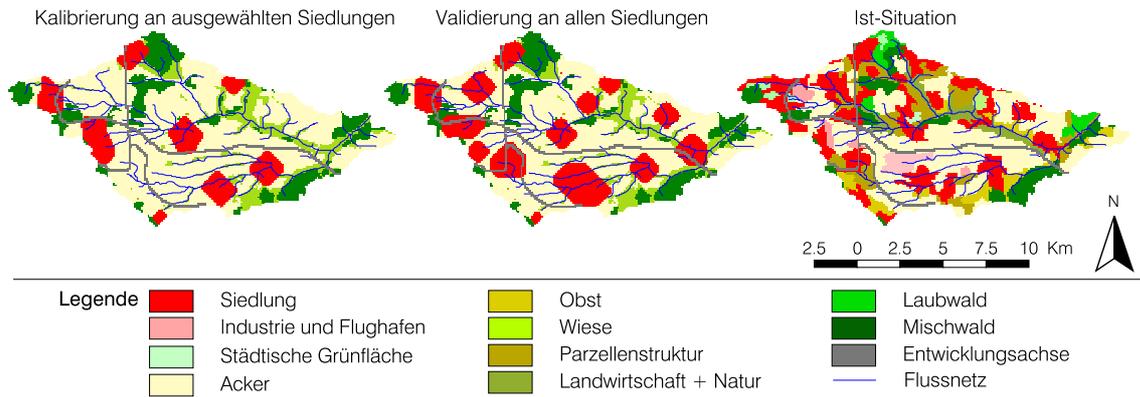
Die Defizite bei der Validierung müssen vor dem Hintergrund der besonderen Umstände und der enormen Wachstumsrate gesehen werden. Bei einer Siedlungserweiterung vom heutigen Zustand in die Zukunft werden bessere Ergebnisse erreicht, weil der Status quo der Verstädterung als Ausgangsbasis richtungsweisend und die Versiegelungserhöhung begrenzt ist

Die Erweiterung der historischen Siedlungen auf das heutige Niveau bedarf eines Zuwachses von 900 % Siedlungsfläche. Dieser Zuwachs hat in einem Zeitraum von mehr als 150 Jahren stattgefunden.

4.2.4.3 Lenne

Kalibrierung für das Lennegebiet

Für die Kalibrierung sowie für die Validierung wurden die in den CORINE-Daten fehlenden Siedlungen entfernt, um die Karten untereinander vergleichen zu können. Die Hangneigung spielt im stark reliefierten Lennegebiet eine wichtige Rolle und wurde gemäß der Beschreibung in Kap. 4.2 klassifiziert. Als Hauptentwicklungssachse diente die Straße B 517 entlang der alten Eisenbahnlinie aus dem Jahre 1861, welche den wirtschaftlichen Aufschwung des Gebietes verantwortete. Die Ne-



Karte 4.5 Vergleich von Ergebnissen der Kalibrierung, Validierung und aktuellem Ist-Zustand an der Körsch

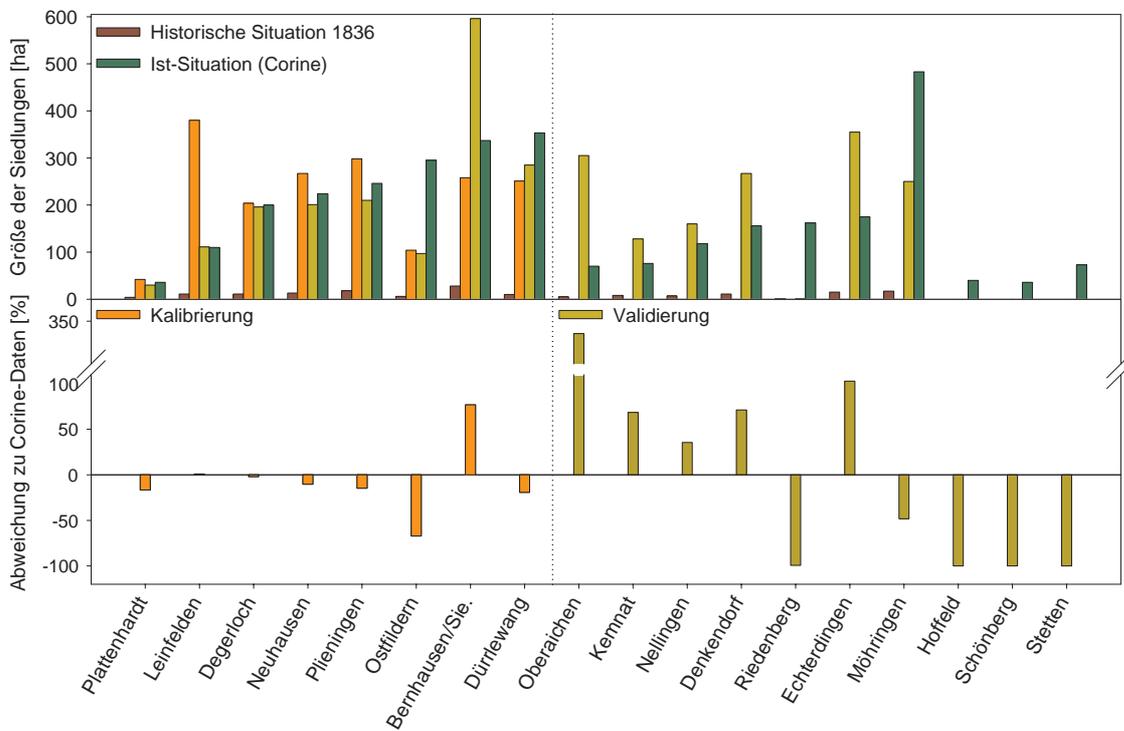
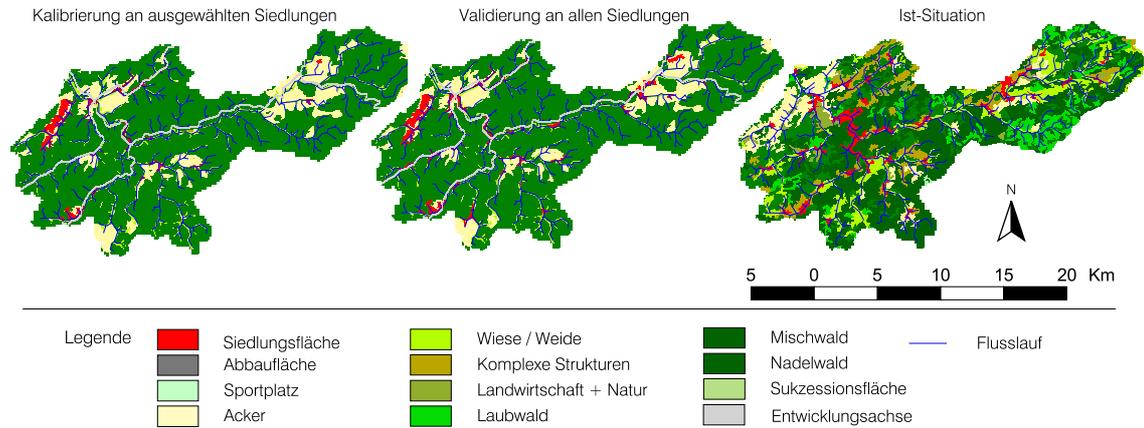


Abb. 4.7 Vergleich der Siedlungsgrößen von historischer Situation, tatsächlichem Ist-Zustand und den Modellergebnissen der Kalibrierung bzw. Validierung an der Körsch

benachse wird durch den Flusslauf repräsentiert. Als geeignete Parametrisierung für diese Landschaft hat sich die 3 × 3 Nachbarschaftsmatrix und eine Mindestanzahl von 2 Nachbarn als Schwellenwert erwiesen. Das Ergebnis der Kalibrierung ist in Karte 4.6, S. 62 links dargestellt. Sowohl die Modellierung an ausgewählten, als

auch an allen Siedlungen zeigt eine Konzentration der Siedlungszuwächse an der Siedlung Hellden im Südwesten des Gebietes. Dort ist das Relief nur sanft gewellt, während es in nordöstlicher Richtung steil ansteigt. Die modellimplizite Annahme, dass sich Siedlungen bevorzugt in flacheren Gegenden ausbreiten, wird hier nicht bestä-



Karte 4.6 Vergleich von Ergebnissen der Kalibrierung, Validierung und aktuellem Ist-Zustand an der Lenne

tigt. Dies liegt darin begründet, dass der wirtschaftliche Aufschwung der Gegend früher vom Bergbau und heute vom Tourismus getragen wird. Hanggrundstücke werden heute wegen ih-

rer Aussicht besonders geschätzt. Die Kalibrierung bringt im Vergleich von Rasterzelle zu Rasterzelle deshalb nur eine Übereinstimmung von ca. 40%.

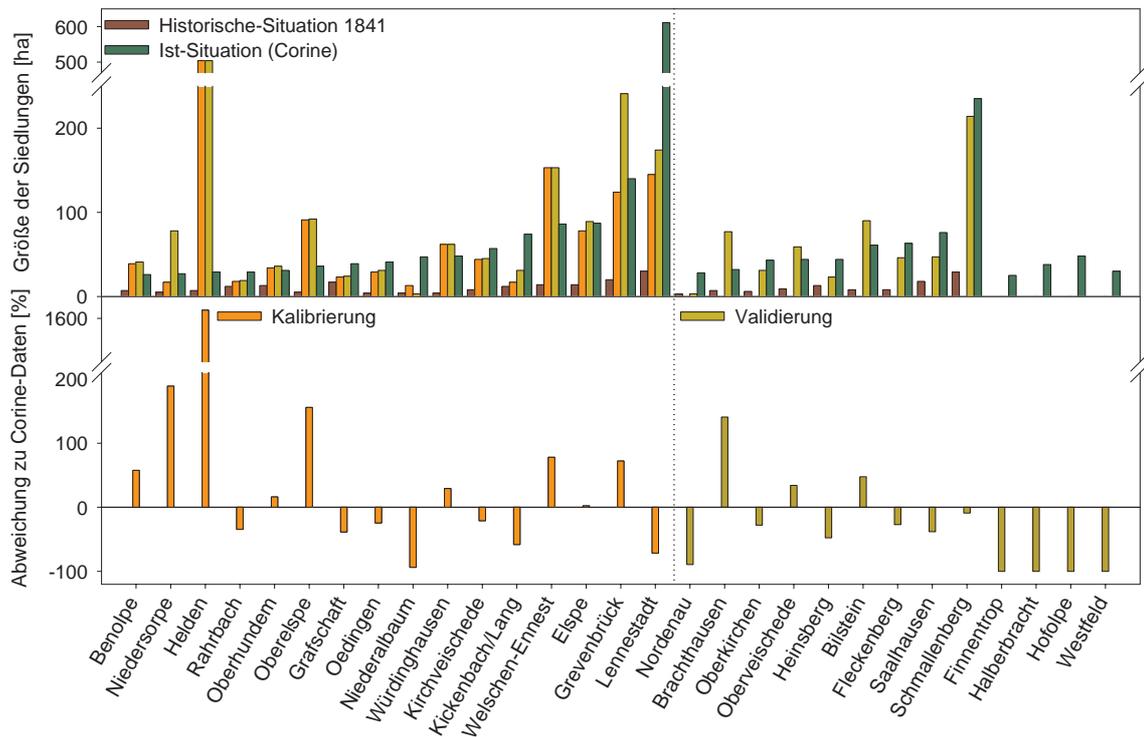


Abb. 4.8 Vergleich der Siedlungsgrößen von historischer Situation, tatsächlichem Ist-Zustand und den Modellergebnissen der Kalibrierung bzw. Validierung an der Lenne

Validierung für das Lennegebiet

Der Vergleich von Rasterzelle zu Rasterzelle zwischen der modellierten Landschaft der Validierung in der mittleren Karte und dem Ist-Zustand zeigt eine zufriedenstellende Übereinstimmung von 40%. Grundlegende Unterschiede sind einerseits an der Stadt Lennestadt zu erkennen, wo die bebauten, steilen Hanglagen mit Hilfe des Modells nicht simuliert wurden. Andererseits zeigt die Analyse der Einzelsiedlungen (Abb. 4.8,

S. 62) neben der stark überschätzten Modellierung von Helden eine deutliche Überschätzung der Orte Benolpe, Bilstein, Brachthausen, Grevenbrück, Niedersorpe, Oberelspe und Welschen-Ennest. Das Modell hat dabei den Einfluss der Hangneigung auf die Bebauung überschätzt. Die durchschnittliche Abweichung der Siedlungen beträgt 52%, wenn man die misslungene Modellierung von Helden nicht mitrechnet. Angesichts dieses Ergebnisses kann die Validierung hier als gut bezeichnet werden.

4.3 STILLLEGUNG VON GRENZERTRAGSACKERFLÄCHEN

4.3.1 Ableitung von Hypothesen

Die Landnutzungskategorie *Acker* unterscheidet sich in Entwicklung und Standortansprüchen grundsätzlich von der Siedlungsnutzung. Ackerflächen unterliegen einer sehr hohen Nutzungsdynamik, welche sowohl durch die jeweilige Fruchtfolge, als auch durch die Bewirtschaftungspraktiken bestimmt wird. Eine Konversion von Ackernutzung in eine neue Nutzungsform ist von *Nachbarschaftsbeziehungen* weitestgehend unabhängig. Lediglich die Nachbarschaft zu anderen expandierenden Landnutzungen, wie z.B. Siedlungsflächen übt Einfluss auf die Kontinuität der Bewirtschaftung aus. Um Redundanzen zum Siedlungserweiterungsmodul zu vermeiden, werden sie an dieser Stelle nicht zusätzlich berücksichtigt.

Da eine Ausdehnung der ackerbaulich genutzten Fläche aufgrund der derzeitigen Rentabilität der Produktion (vgl. Kap. 2.4.2.2) in Deutschland unwahrscheinlich ist, finden Flächenkonversionen überwiegend von derzeitiger Ackerfläche in temporäre Stilllegungsflächen oder in andere Landnutzungen statt. Diesem Teil des Modells liegen folgende Hypothesen zugrunde:

(1) Die Stilllegung von Grenzertragsflächen, im Sinne eines niedrigen Ertragspotenzials, kann als *lokale Standortfunktion* beschrieben werden (vgl. Kap. 4.1.1).

(2) Landnutzung richtet sich nach einer optimalen Ausnutzung der vorhandenen Standortverhältnisse.

4.3.2 Vorgehensweise

4.3.2.1 Bestimmung des Ertragspotenzials

Kernstück dieses Szenariomoduls ist die interne *Eignungsbewertung*, die unabhängig von den topologischen Beziehungen das Ertragspotenzial beurteilt. Die Funktionsleistung der Landschaft wird dabei als das Vermögen verstanden, nutzbare organische Substanz zu erzeugen und die Bedingungen dafür zu regenerieren (STEINHARDT, 1999:a).

Die Bewertung erfolgt über eine Klassifizierung von Eigenschaften in fünf Güteniveaus. Ihre Wertigkeit orientiert sich an Literaturangaben aus LESER & KLINK (1988), MARKS et al. (1992) und AG BODEN (1994). Das originale Bewertungsverfahren nach MARKS et al. (1992) wurde an die vorhandene Datenlage, den Untersuchungsmaßstab und die Problemstellung angepasst, wobei auf die Identifizierung relativer Ertragsgüteunterschiede innerhalb von mesoskaligen Untersuchungsgebieten abgezielt wurde. Abb. 4.9, S. 64 gibt eine Übersicht über die Eingangsgrößen für eine Ertragspotenzialsbewertung. Die Bewertung der Bodeneigenschaften setzt sich aus der Beurteilung der Wasserverhältnisse im Boden, einer Bewertung der potenziellen Fruchtbarkeit, der

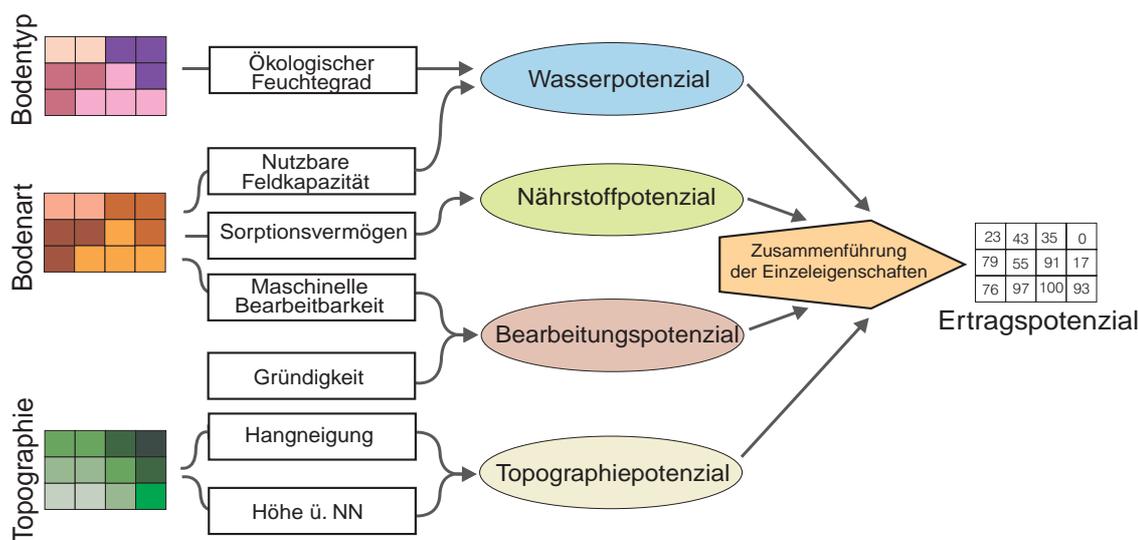


Abb. 4.9 Schema der Ertragspotenzialberechnung

Bearbeitbarkeit und der Einschätzung des Einflusses der Topographie zusammen.

Die Bewertungskriterien sind an die vorhandene Datenbasis für die hydrologische Modellierung angepasst. Es handelt sich um eine Bewertung der Fruchtbarkeit, die hauptsächlich aus den räumlichen Informationen über Boden und Topographie abgeleitet werden. Die Bewertung zielt auf die relativen Fruchtbarkeitsgüteunterschiede der Ackerstandorte innerhalb von mesoskaligen Gebieten ab. Die Aspekte des Klimas werden weitestgehend ignoriert, weil aufgrund der Gebietsgröße auf einheitliche Klimaverhältnisse geschlossen werden kann. Lediglich die höhenabhängigen Temperaturunterschiede werden in die Bewertung mit einbezogen.

4.3.2.2 Wertigkeit der Einzeleigenschaften

Die Einzeleigenschaften werden ordinal klassifiziert (vgl. Kap. 4.1.1). Merkmale, die positiv für die potenzielle Ertragsleistung eines Standortes bewertet werden, erhalten den Wert »1«. Alle weniger günstigen Eigenschaften erhalten eine rangskalierte niedrigere Einschätzung (bis »5«). Versiegelte Flächen werden nicht bewertet und mit »0« beziffert.

Als Kriterien für das Wasserpotenzial dienen sowohl der ökologische Feuchtegrad (siehe Tab.

4.5, S. 64) als auch die nutzbare Feldkapazität (siehe Tab. 4.6, S. 65).

Tab. 4.5 Klassifizierung der Bodentypen; angelehnt an AG BODEN (1994)

Bodentyp	Ökologischer Feuchtegrad
Siedlungsfläche	0
Ranker	4
Regosol	4
Rendzina	4
Pararendzina	5
Pelosol	2
Braunerde	1
Parabraunerde	1
Podsol	2
Kolluvium	1
Gley	4
Pseudogley	3
Auenboden	4
Moor	4

Der ökologische Feuchtegrad charakterisiert einen Standort über die Zuordnung von standorttypischen Pflanzengruppen/Zeigerarten der potenziell natürlichen Vegetation hinsichtlich ihres

Tab. 4.6 Klassifizierung der Bodenart nach LESER & KLINK (1988) und MARKS et al. (1992)

Bodenart WaSiM	Bodenart AG Boden (1994)	Nutzbare Feldkapazität	Nährstoff-sorptionsfähigkeit	Maschinelle Bearbeitbarkeit
Sand	S	5	5	2
Lehmiger Sand	Sl, St	4	4	1
Sandiger Lehm	Su, Ls	3	2	1
Schluffiger Lehm	Ul, Uls, U	1	2	1
Lehm	Slu, Lsu	3	2	2
Sandiger Ton	Ts	3	2	3
Schluffiger Ton	Tu	2	2	3
Ton	Ttl	2	5	3
Torf	Y	1	5	3
Toniger Lehm	Lt	1	1	1
Schluff	U	1	1	1
Schluffig toniger Lehm	Ltu, Utl	2	1	1
Sandy Clay Loam	Lts	3	1	1
Versiegelte Fläche	X	0	0	0

Wasserhaushalts und ermöglicht so eine zusätzliche Interpretation der Bodeneigenschaften (AG BODEN, 1994). Den Zeigerartengruppen werden exemplarisch Bodentypen zugeordnet, auf denen sie häufig anzutreffen sind. Die vorliegende Herangehensweise stützt sich auf diese Beurteilung der einzelnen Bodentypen und ihre potenziellen Standorteigenschaften und schließt daraus auf ihre ackerbauliche Eignung.

Die nutzbare Feldkapazität steht für die pflanzenverfügbare Wassermenge, die gegen die Schwerkraft im Boden zurückgehalten werden kann und damit für die Pflanzen im effektiven Wurzelraum bereitsteht (SCHACHTSCHABEL et al., 1992). Die Bestimmung der nutzbaren Feldkapazität erfolgt nach LESER & KLINK (1988) über die Bodenart. Ihrem Schema zufolge wurden z.B. die tonig-lehmigen Lössböden (*Lt*) aufgrund ihrer besonders günstigen Gefügestruktur mit »sehr gut« beurteilt. Die Bewertung ist in Tab. 4.6, S. 65 dargestellt.

Die Sorptionsfähigkeit von Nährstoffen bestimmt die relative Fruchtbarkeit des Bodens und wird, wie in Tab. 4.6, S. 65 beschrieben, ebenfalls nach LESER & KLINK (1988) aus der Bodenart abgeleitet. Dabei muss betont werden, dass diese Bewertung als Anhaltspunkt gedacht war und keine absoluten Werte liefert. Bei der vorliegenden Herangehensweise wird dies durch die Betrachtung etlicher weiterer gleichberechtigter Eigenschaften berücksichtigt.

Die Bewirtschaftungseignung eines Standorts resultiert sowohl aus der maschinellen Bearbeitbarkeit als auch aus der Gründigkeit des Bodens. Die maschinelle Bearbeitbarkeit wird als weiteres Kriterium aus der Bodenart (Tab. 4.6, S. 65) abgeleitet und für die Beurteilung der Eignung als Ackerstandort aufgeführt. Dabei kann es sowohl bei zu grober als auch bei zu feiner Textur zur Aggregatzerstörung und damit zur Beeinträchtigung als Standort für Pflanzen kommen.

Die Gründigkeit des Bodens ist ein Maß für die Mächtigkeit des Lockermaterials über festen

Schichten, in das die Pflanzenwurzeln ohne Schwierigkeiten eindringen können (AG BODEN, 1994). Die Klassifizierung dafür erfolgt wie in Tab. 4.7, S. 66 beschrieben. Die durchschnittliche Gründigkeit wird entweder mit den digitalen Bodendaten direkt als Parameter zur Verfügung gestellt oder muss auf der Basis von Hangneigung und Bodentyp abgeschätzt werden.

Tab. 4.7 Klassifizierung der Gründigkeit (GEOLOGISCHES LANDESAMT, 1992)

Gründigkeit	Klasse
tiefgründig (> 100 cm)	1
mäßig tiefgründig (60 – 100 cm)	2
mittelgründig (30 – 60 cm)	3
flachgründig (< 30 cm)	4

Für den Topographiewert wird aus einem digitalen Höhenmodell die Hangneigung (Tab. 4.4, S. 52) und eine Bewertung der höhenabhängigen Ertragsbeeinträchtigung durch die Temperatur (Tab. 4.8, S. 66) abgeleitet. Die Hangneigung stellt einen wichtigen Aspekt für die Anbaubedingung dar, weil sie Gefährdung vor Wassererosion auf den Flächen berücksichtigt. Ackerflächen mit mehr als 5° Hangneigung sind dadurch nicht nur gefährdet durch den Bodenabtrag degradiert zu werden (FRIELINGHAUS, 1997), sondern erweisen sich auch bei der Bewirtschaftung als problematisch.

Mit der Berücksichtigung der Höhe sollen die Eigenschaften der Ackerflächen hinsichtlich ihrer temperaturabhängigen klimatischen Gunst- bzw. Ungunstlage eingeteilt werden.

Tab. 4.8 Klassifizierung der höhenabhängigen Ertragsbeeinträchtigung

Höhe über NN	Klasse
< 399 m	1
400 – 499 m	2
500 – 599 m	3
> 600 m	4

Je höher die Lage der Ackerflächen, desto ungünstiger sind die Temperaturverhältnisse, die für das Pflanzenwachstum eine entscheidende Rolle spielen. Liegen detailliertere Daten über Niederschlag, Durchschnittstemperatur im langjährigen Mittel etc. vor, so können diese ordinal klassifiziert statt dieser Karte eingelesen werden.

4.3.2.3 Synthese der Einzeleigenschaften

Da es für die Synthese der Einzelkriterien (siehe Kap. 4.1.1) bis jetzt keine standardisierten Verfahren gibt, werden unterschiedliche Verknüpfungsarten getestet. Die untersuchten Ansätze beginnen immer mit einer Berechnung der Potenziale der Einzeleigenschaften gefolgt von einer darauf basierenden Gesamtertragsbewertung.

In Anlehnung an die Ackerzahl, die als Maßgröße für die Beurteilung von landwirtschaftlichen Standorten in den 30 er Jahren etabliert wurde, werden zur besseren Vergleichbarkeit die Ergebnisse aus den verschiedenen Berechnungsarten normiert. Standorte mit den schlechtesten Eigenschaften erhalten den Wert »0« und solche, mit den besten Merkmalen, den Wert »100«. Alle dazwischen liegenden Ergebnisse werden innerhalb dieser Grenzen normiert. Gl. 4.4, S. 66 beschreibt den Normierungsvorgang:

$$E_{i,j} = \frac{100}{E_{max} - E_{min}} \cdot (E^{\circ}_{i,j} - E_{max}) \quad (4.4)$$

- E*: Ertragspotential
- i*: Hochwert
- j*: Rechtswert
- E[°]*: Unnormiertes Ertragspotential
- E_{max}*: Maximales Ertragspotential
- E_{min}*: Minimales Ertragspotential

Multiplikation

Die einfachste Synthese stellt eine simple Multiplikation der Einzelbewertungen dar (siehe Gl. 4.5, S. 67). Diese Verknüpfung nivelliert die Einzelergebnisse sehr stark, so dass die Gefahr besteht, Eigenschaften, die für das Ertragspotential als ungünstig gelten, zu vernachlässigen. Schlechte Standortmerkmale führen zu großen

Werten, gute hingegen halten ein niedriges Niveau.

$$E^{\circ}_{i,j} = W_{i,j} \cdot N_{i,j} \cdot B_{i,j} \cdot T_{i,j} \quad (4.5)$$

W: Wasserpotenzial
 N: Nährstoffpotenzial
 B: Bearbeitungspotenzial
 T: Topographiepotenzial

Bildung von Mittelwerten

Mittelwerte beschreiben die Tendenz aller Einzeleigenschaften und werden deshalb häufig für die Synthese benutzt. Exemplarisch werden sowohl das arithmetische Mittel als auch das geometrische Mittel untersucht.

Für die Verknüpfung mit Hilfe des arithmetischen Mittels werden die vier Bewertungsmaße, die ihrerseits ebenfalls die Summe aus den Einzeleigenschaften darstellen, für jede einzelne Rasterzelle addiert und durch die Anzahl der Kriterien geteilt:

$$E^{\circ}_{i,j} = \frac{W_{i,j} + N_{i,j} + B_{i,j} + T_{i,j}}{4} \quad (4.6)$$

Die Gefahr, schlechte Eigenschaften zu stark auszugleichen, besteht bei dieser Berechnung wie bei der Multiplikation.

Ähnlich wie beim arithmetischen Mittel werden auch beim geometrischen Mittel die Einzelergebnisse nivelliert:

$$E^{\circ}_{i,j} = \sqrt[4]{W_{i,j} \cdot N_{i,j} \cdot B_{i,j} \cdot T_{i,j}} \quad (4.7)$$

Durch die Multiplikation werden hohe Werte stärker berücksichtigt als niedrige, so dass sich durch die Ordinalskalierung sehr schlechte Eigenschaften stärker durchsetzen als gute, was allerdings durch das Radizieren gedämpft wird.

Berücksichtigung des Minimumfaktors

Diese Methode der Zusammenführung der Einzeleigenschaften wird von MARKS et al. (1992) bevorzugt, weil hier keine unbekanntes Zusam-

menhänge durch mathematische Rechenoperationen nachempfunden werden. Der begrenzende Faktor, also das schwächste Glied im System, limitiert und determiniert das Ertragspotenzial:

$$E^{\circ} = \text{Min}(W_{i,j}, N_{i,j}, B_{i,j}, T_{i,j}) \quad (4.8)$$

Die Skalierung erfolgt wiederum ordinal zwischen »1« und »5«. Das Maximum in der Formel ermittelt dementsprechend das limitierende Merkmal der Standorteigenschaften. Mit diesem Vorgehen wird die Bewertung der Einzelparameter nicht verwischt und im Fall einer Beeinträchtigung deren limitierende Wirkung garantiert.

4.3.2.4 Einfluss der Verknüpfungsart der Einzeleigenschaften

Eine geeignete Verknüpfung für die Einzeleigenschaften zu einem Ertragspotenzial zu finden, ist eine bisher noch ungelöste Aufgabe (vgl. Kap. 4.1.1). Um die verschiedenen Methoden besser miteinander vergleichen zu können, wurden sie anhand der in Kap. 3.1 beschriebenen drei verschiedenen Untersuchungsgebiete Lein, Körsch und Lenne getestet. Abb. 4.10, S. 68 zeigt das Ergebnis der Ertragspotenzialbewertung auf den vorhandenen Ackerflächen in den drei Untersuchungsgebieten, hinsichtlich der in Kap. 4.3.2.3 diskutierten Berechnungsarten. Wie in den drei Balkendiagrammen deutlich zu sehen ist, weichen die Ertragspotenziale deutlich voneinander ab. Die aus den drei Gebieten gemittelte Differenz der jeweiligen Methode vom Minimumfaktor zeigt, dass alle anderen Methoden deutlich höhere Ertragspotenziale errechnen und dafür die mittlere Ackergüte unterschätzen. In Anbetracht der fehlenden Information über die beste Verknüpfung wird im weiteren der Synthese nach dem Minimumfaktor der Vorzug gegeben, weil diese Synthese dem Prinzip Rechnung trägt, dass der Einfluss von nur einer ungünstigen Eigenschaft genügt, um die Gesamteignung lokal auf dieses Niveau zu senken.

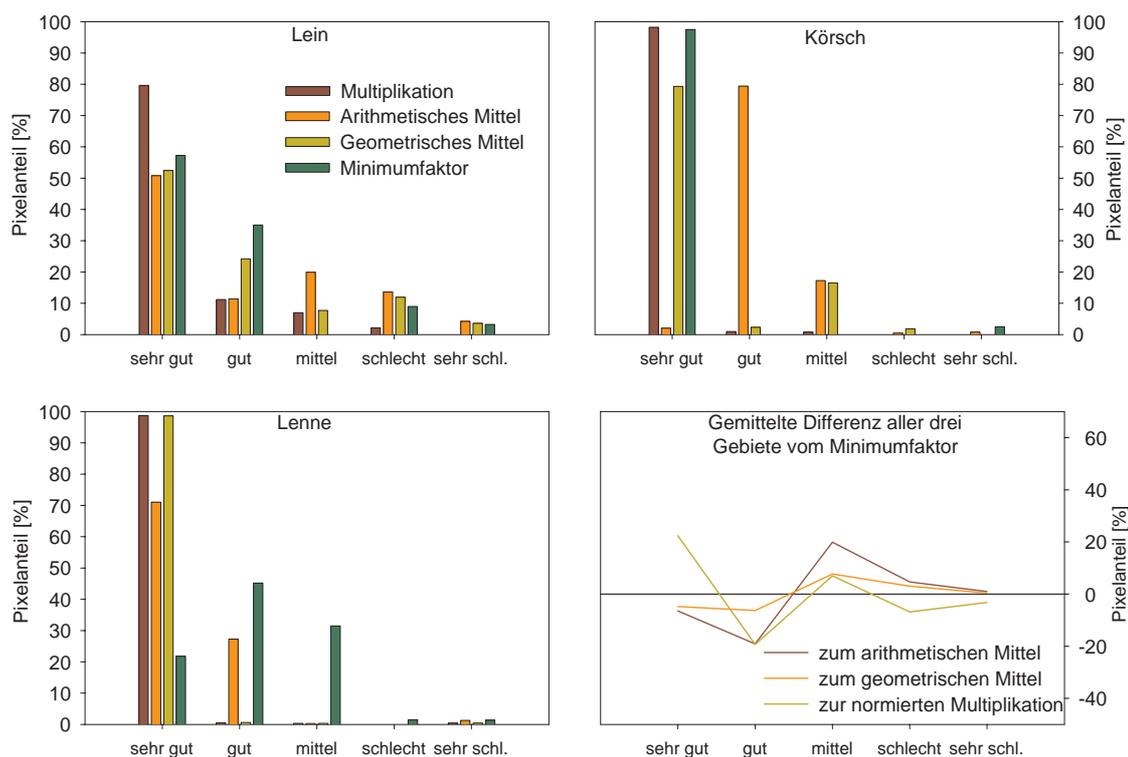


Abb. 4.10 Vergleich der unterschiedlichen Verknüpfungsmöglichkeiten für die Ertragspotenzialberechnung

4.3.2.5 Räumliche Umsetzung der Stilllegung von Ackerflächen

Das errechnete Ertragspotenzial stellt die *Bewertungsgrundlage* für die Suche nach potenziellen Stilllegungsflächen dar. Zunächst werden jeweils die Zellen von Ackerland in Brache überführt, die von der Eignungsbewertung als schlechteste ackerbauliche Standorte ausgewiesen wurden. Sukzessive wird anschließend der Gütebereich der Grenzertragsstandorte erweitert, so dass immer bessere Ackerstandorte für eine Stilllegung in Frage kommen. Dieser Bereich wird so lange vergrößert, bis die Bedingung für die Größe der Stilllegungsfläche erreicht ist, die als Prozentangabe in der Steuerdatei vom Nutzer festgelegt wird.

Der Umwandlungsprozess gliedert sich in eine deterministische und eine zufällige Zuweisung von Stilllegungsfläche. Zu Beginn des Pro-

zesses der Landnutzungsconversion findet eine deterministische Nutzungskonversion statt. Sie beginnt bei der Klasse mit den am schlechtesten bewerteten Rasterzellen. Die Klassenanzahl wird zunächst mit der Anzahl der Rasterzellen verglichen, die in stillgelegte Ackerfläche umgewandelt werden soll. Liegt das Endziel darüber bzw. ist die Fläche größer, werden alle Rasterzellen innerhalb dieser Güteklasse in Stilllegungsnutzung konvertiert. Anschließend wird der Anspruch an die Eignungsbewertung um eine Klasse heraufgesetzt und die Zellenanzahl innerhalb dieser Güteklasse mit der noch zum Zielwert fehlenden verglichen. Ist die Differenz, der noch zur Konversion ausstehenden Rasterzellen immer noch größer, werden wieder alle Rasterzellen dieser Eignungsklasse umgewandelt. Erst wenn die Anzahl der noch fehlenden Stilllegungszellen kleiner ist als die der Rasterzellen gleicher Eignungswertigkeit,

selektiert der Stilllegungsprozess Zellen aus der gleichen Güteklasse nach dem Zufallsprinzip.

Aus dem Verhältnis der noch zur Umwandlung anstehenden Rasterzellen zu den potenziell zur Auswahl stehenden Rasterzellen, wird eine Wahrscheinlichkeit für die Konversion der Rasterzellen errechnet. Die Entscheidung, ob die jeweilige Rasterzelle in Stilllegungsfläche umgewandelt wird, geschieht mit Hilfe einer generierten Zufallszahl. Ist diese kleiner als die berechnete Wahrscheinlichkeit, findet eine Umwandlung statt, wenn nicht, wird die Suche fortgesetzt. Dies wird so lange wiederholt, bis die gewünschte Anzahl an Stilllegungszellen erreicht ist.

Angesichts mangelnder Informationen zu Eigentumsverhältnissen werden diese vernachlässigt. Das kann zum einen dadurch gerechtfertigt werden, dass durch Sozialbrache und Pacht ein gewisser Spielraum in der Flächenverteilung der bewirtschafteten Flächen gegeben ist. Der Pachtanteil der bewirtschafteten Fläche lag im alten Bundesgebiet für das Jahr 1999 bei über 50% (BMELF, 2000:a).

4.3.3 Validierung der Hypothesen

4.3.3.1 Validierung mit Hilfe eines Pflanzenertragsmodells

Die erste Hypothese (vgl. Kap. 4.3.1 (1)) fußt auf einem traditionellen Ansatz zur Bewertung von landwirtschaftlichen Flächen. Eine Validierung der potenziellen Ertragsleistungsbewertung, die auf den in Kap. 4.3.2 beschriebenen Kriterien und deren Parametrisierung basiert, erfolgt mit Hilfe eines Vergleichs mit den Ergebnissen eines Pflanzenertragsmodells. Dazu dient in der vorliegenden Studie das in dem integrierten Modell SWIM (SOIL AND WATER INTEGRATED MODEL) enthaltene Pflanzenmodell, das eine Vereinfachung des Ansatzes des Modells EPIC (WILLIAMS, 1995) darstellt. Eine detaillierte Beschreibung von SWIM ist in KRYSANOVA et al. (1998) zu finden.

Der Simulation des Pflanzenertrags mit SWIM muss eine Kalibrierung des in SWIM integrierten hydrologischen Modells auf die jeweiligen Ge-

bietsverhältnisse vorausgehen. Da dieser Prozess nicht nur einer umfangreichen Eingangsdatenbasis bedarf, sondern auch eine Kalibrierung durch einen Experten erfordert, konnte diese Prozedur nur exemplarisch für das Leingebiet durchgeführt werden.

Die räumliche Diskretisierung von SWIM basiert auf Hydrotopen, hydrologisch einheitlich reagierenden Flächen, die durch Teileinzugsgebiete, die darin vorkommenden Böden und deren Landnutzung voneinander abgegrenzt werden. Das integrierte Pflanzenmodell simuliert das Wachstum von Ackerfrüchten, deren Entwicklung durch einen der drei Stressfaktoren Temperatur, Nährstoffe oder Wasser gehemmt werden kann. Die Ertragsleistung jeder Hydrotopfläche wird in dt/ha als Jahresergebnis und in Durchschnittswerten tabellarisch angegeben. Mit Hilfe ihrer Hydrotopzugehörigkeit können diese als relative Gütemaße den Flächen des Einzugsgebietes zugeordnet werden, um eine Vergleichsbasis zu dem von LUCK bestimmten Verteilungsmuster des Ertragspotenzials erhalten.

Da sich die beiden Modelle in ihrer Methodik und ihren Eingangsdaten stark voneinander unterscheiden, müssen für eine annähernde Vergleichbarkeit der Ertragsleistung diese Unterschiede so weit wie möglich ausgeräumt werden oder möglichst offenkundig sein. Da in SWIM das Pflanzenwachstum auf der Basis von Klima-, Boden- und Wassereigenschaften ohne anbautechnische Limitierung simuliert wird, wird deshalb für die bessere Vergleichbarkeit mit LUCK auf die darin vorgesehene Bewertung der Hangneigung und der maschinellen Bearbeitbarkeit verzichtet.

Unvermeidlich sind in SWIM hingegen die Ertragsunterschiede, die sich aus der unrealistisch scharf abgegrenzten Interpolation der Daten von Klimadaten mit Hilfe von Thiessenpolygonen ergeben können. Innerhalb der Bewertung von LUCK wird das Klima, wie in Kap. 4.3.1 beschrieben, nicht direkt berücksichtigt, sondern mit Hilfe der Geländehöhe bewertet, weil damit lediglich die relativen Eignungsunterschiede innerhalb eines Gebietes identifiziert werden sollen.

Da das Ziel die Überprüfung der *relativen Ertragsleistungsunterschiede* innerhalb der Unter-

suchungsgebiete ist, kann eine Vergleichbarkeit zwischen den Ergebnissen der beiden Modelle trotz unterschiedlicher Eingangsdaten gerechtfertigt werden, auch wenn dabei eine absolute Ertragsleistung nicht identifiziert werden kann.

Anwendung auf das Leingebiet

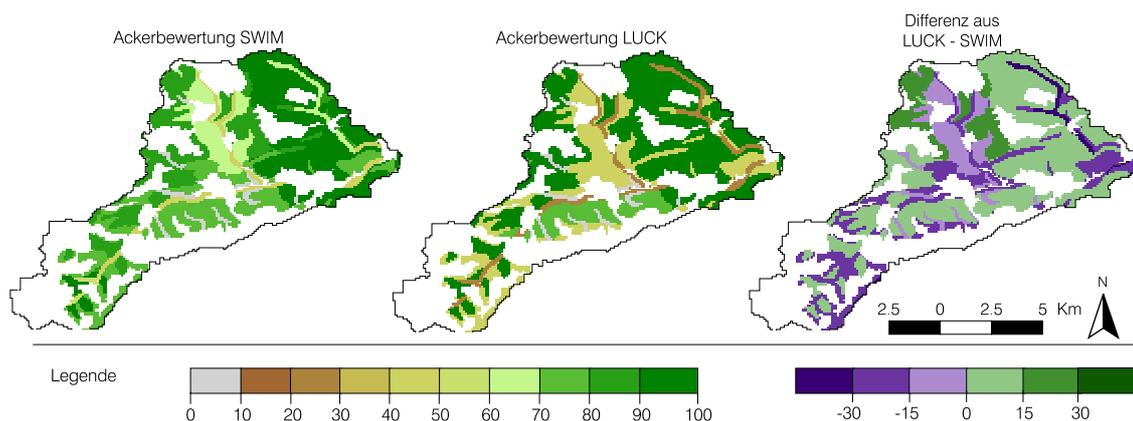
Nach einer hydrologischen Kalibrierung des Modells SWIM für das Leingebiet fand eine Ertragsmodellierung für fünf unterschiedliche Ackerfrüchte über einen Zeitraum von je acht Jahren statt. Damit wurde ein charakteristisches Ertragsergebnis für dieses Gebiet simuliert. Die Auswahl der Anbaufrüchte entfiel auf Kartoffeln und Mais als Vertreter für Blattfrüchte, Sommergerste als wichtigste Sommergetreideart sowie Roggen, Weizen und Gerste als die wesentlichen Repräsentanten für Wintergetreide. Diese Auswahl gewährleistet eine Simulation des Pflanzenwachstums während der gesamten Vegetationsperiode und berücksichtigt gleichzeitig die in der Fruchtfolge häufig vertretenen Anbaufrüchte.

Die Simulationsergebnisse aller Einzelfrüchte für den Zeitraum von 1986 bis 1994 wurden für jede Hydrotopfläche zu Mittelwerten ihrer Durchschnittserträge zusammengefasst. Die besten Erträge werden auf »100« genormt und die übrigen dazu linear in Bezug gesetzt. Die Einzelwerte wurden zu mittleren Ertragswerten für die

drei Anbaufruchtkategorien aggregiert. Aus dem Mittelwert dieser drei Kategorien ergibt sich wiederum der Durchschnittsertragswert je Hydrotopfläche. Die Endwerte wurden auf die jeweiligen Rasterzellen der Hydrotopflächen im Untersuchungsgebiet übertragen.

Die daraus resultierende Bewertungskarte ist in der linken Abbildung von Karte 4.7, S. 70 dargestellt. Das Ergebnis spiegelt deutlich den Einfluss der Verteilung der unterschiedlichen Bodentypen wieder. Die Parabraunerde-Standorte werden dabei vor Braunerde-, Auenboden- und Rendzina-Standorten eingestuft. Unterschiede innerhalb der Bodentypen ergeben sich aus der internen Interpolation der Klimadaten. Aufgrund der kleinen Gebietsgröße und der sanften Topographie sind die klimatischen Verhältnisse im Leingebiet jedoch sehr homogen. Deshalb darf den entstandenen Ertragsunterschieden innerhalb gleicher Bodeneinheiten keine zu große Bedeutung beigemessen werden.

Das Ergebnis der Bewertung mit LUCK – ohne die Berücksichtigung der anbautechnischen Kriterien – zeigt die mittlere Abbildung in der Karte 4.7, S. 70. Gleichfalls spiegelt sich darin die Bodentypenverteilung des Gebietes wieder. Die integrierte Bewertung von LUCK wurde mit dem gemittelten SWIM-Ergebnis als Referenz verglichen. Die rechte Abbildung in Karte 4.7, S. 70 zeigt



Karte 4.7 Vergleich der Ertragspotenzialbewertung durch die Modelle SWIM und LUCK bzw. der Differenz der beiden Ergebnisse an der Lein

die Differenz zwischen beiden Bewertungen. Beide Karten zeigen Gemeinsamkeiten in der Bewertung der ackerbaulich rentablen Parabraunerden und der ackerbaulich schlecht bewerteten Pararendzinen. Unterschiede bestehen bei Braunerde- und Auenstandorten, wobei in beiden Bewertungen die Reihenfolge in der Hierarchie der Böden gleich ist. Die Ertragsleistung der Auenstandorte wird von beiden Modellen geringer als die der Braunerde bewertet. Allerdings bewertet LUCK das Leistungsvermögen beider Bodentypen schlechter als SWIM. Da die Bewertung der Bodengüte in beiden Modellen trotz der bestehenden Unterschiede dem gleichem Trend folgt, wird die Validierung als erfolgreich angesehen. Auf eine Anpassung an die Ergebnisse des Pflanzenwachstumsmodells im Sinne einer Kalibrierung wird verzichtet, weil die Parametrisierung von LUCK auf Literaturwerten beruht und die möglichen Modellunsicherheiten in SWIM nicht überprüft werden können.

Für eine bessere Interpretierbarkeit werden im Folgenden die mit LUCK berechneten Güteniveaus der Ertragsleistung in eine vierstufige Skala – »sehr gut«, »gut«, »mittel«, »schlecht« – eingestuft.

4.3.3.2 Validierung der Hypothese über die optimale Flächennutzung

Die zweite Hypothese (vgl. Kap. 4.3.1 (2)) gründet auf der Behauptung, dass sich die Verteilung der aktuellen Ackernutzung an der potenziellen Ertragsleistung der Standorte orientiert und es deshalb möglich ist, das Konzept auf zukünftige Landnutzungskonversionen zu übertragen. Zur Überprüfung dieser zweiten Hypothese wurde das in Kap. 4.3.2 beschriebene Verfahren für die drei Untersuchungsgebiete auf alle Rasterzellen, die nicht für Siedlungszwecke genutzt werden, angewendet. Abb. 4.11, S. 71 zeigt den prozentualen Anteil der Rasterzellen unter Acker-, Grünland- bzw. ohne landwirtschaftliche Nutzung.

Das Ergebnis stützt diese Hypothese. In allen drei Gebieten stehen die am besten bewerteten Flächen mehrheitlich unter Ackernutzung, während die guten bis mittleren Böden auch von anderen Landnutzungen wie Wald, Kleingärten etc. besetzt sind. Da Grünlandnutzung nur an der Lenne eine relevante Flächengröße erreicht, wird sie nur dort gesondert ausgewiesen. Hier zeigt sich, dass Ackernutzung auf den Gunststandorten stattfindet und Grünlandnutzung überwiegend auf ackerbaulich weniger gut geeigneten Flächen durchgeführt wird. Die These der Standortabhängigkeit einer Landnutzung wurde damit bestätigt und kann deshalb als Grundlage für die Verortung von zukünftigen Landnutzungsänderungen dienen.

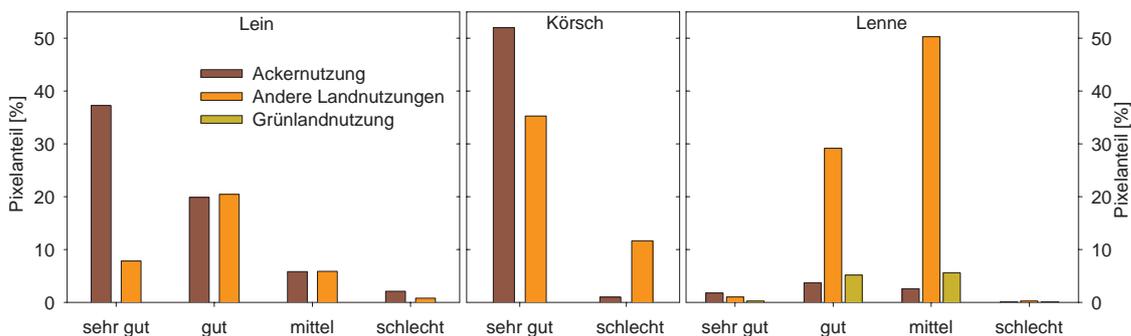


Abb. 4.11 Ertragspotenzialberechnung aller Rasterzellen, die nicht für Siedlungszwecke genutzt werden, in den drei Untersuchungsgebieten

4.4 ETABLIERUNG VON SCHUTZGEBIETEN IN UFER- UND AUENBEREICHEN

4.4.1 Ableitung von Hypothesen

Der Naturschutz wandelt sich vom traditionellen Schutz einzelner Arten zu einem Schutz des Naturhaushaltes als Ganzem (USHER, 1994). Noch immer steht der Schutz von weitestgehend ungestörten vielfältigen Naturräumen im Vordergrund. In Anbetracht des stetig schrumpfenden Vorkommens solcher Flächen sollen Schutzkonzepte jedoch auch auf Gebiete ausgeweitet werden, deren aktuelle Landnutzung für den Naturschutz zunächst von zweitrangiger Bedeutung ist (USHER, 1994).

Ufer- und Auenbereiche stellen Flächen dar, die sowohl aufgrund ihrer Filter- und Pufferwirkung als auch wegen ihrer ökologischen Bedeutung als Habitat für seltene Tier- und Pflanzenarten besonderer Aufmerksamkeit bedürfen. Besonders in Nachbarschaft zu intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten sind diese Flächen zur Erhaltung der Biodiversität wichtig (VOUGHT et al., 1995), indem sie z.B. von Vögeln als Verbindungskorridore zwischen Biotopen genutzt werden (DECAMPS et al., 1987). Je nach morphologischen Verhältnissen werden außerdem wichtige Retentionsräume für Hochwasser geschaffen (FROWEIN, 1996). Weitere positive Wirkungen wie Erosionsschutz und Landschaftsgliederung werden in MANDER et al. (1997) beschrieben. Die Etablierung von Schutzgebieten in Ufer- und Auenbereichen stellt einen Beitrag für ein wichtiges Verbundsystem aller genannten Funktionen dar, weil diese untereinander in Wechselbeziehungen stehen.

Für die hier zu bearbeitende Problemstellung wurde ein besonderes Szenario aufgestellt. Es unterscheidet sich von den vorhergehenden darin, dass hierbei nicht bestehende Trends auf die Fläche übertragen, sondern zielgerichtet Flächen für Landnutzungsänderungen vorgeschlagen werden, die für den Naturschutz von Interesse sind.

Die Bedeutung von natürlicher Vegetation im Uferbereich als Schutz vor Stoffeintrag ins Ge-

wässer ist allgemein anerkannt (CORRELL, 1991). In der Literatur werden für ihre Breite und Bewuchs verschiedene Empfehlungen gegeben (XIANG, 1996; BREN, 2000). Je nach Morphologie und Nutzungsintensität der umgebenden Flächen werden von MANDER (1989) Breiten zwischen 100 und 1300 m empfohlen.

Gegenwärtig werden die meisten Flussläufe entweder von äußerst schmalen oder gar keinen Uferstreifen gesäumt. Es ist daher anzunehmen, dass es im Zuge der Neuregelung des Bundesnaturschutzgesetzes (vgl. Kap. 2.4.2.3), das eine Erweiterung des Biotopnetzes fordert, zu Renaturierungsmaßnahmen im Ufer- und Auenbereich kommen kann. Denkbar sind z.B. Extensivierungsmaßnahmen oder Wiedereinrichtung von Gehölzsäumen etc..

Für das Teilmodell, das die Suche nach potenziellen Schutzgebietsflächen für Auenbereiche in LUCK durchführt, werden folgende Hypothesen abgeleitet:

- (1) Entlang von Flüssen befinden sich sensible Flächen, deren Schutz positive Folgen für die Landschaft haben kann.
- (2) Idealerweise wird die Größe der schützenswerten Flächen nicht mit einer statischen Randstreifenbreite bestimmt, sondern an die Morphologie der Landschaft angepasst.
- (3) Die wichtigsten Standortfaktoren sind in diesem Zusammenhang die Fließgeschwindigkeit des Wassers, die über das Sohlgefälle des Flussbetts bestimmt wird und die Morphologie der umgebenden Fläche, die mit der Geländehöhe des Flusslaufs verglichen wird. Da keinerlei Angaben über die Rauigkeit des Flussbetts zur Verfügung stehen, wird diese nicht berücksichtigt, obwohl sie Einfluss auf die Fließgeschwindigkeit nimmt. Da das Sohlgefälle nicht bekannt ist, wird statt dessen die Hangneigung der Geländeoberfläche an der Stelle verwendet.

4.4.2 Vorgehensweise

Die Ausweisung der Auenbereiche basiert auf dem Modellkonzept von Landnutzungskonversion (siehe Kap. 4.1), die als eine Funktion aus Nachbarschaftsverhältnissen und Standorteigenschaften beschrieben wird. Dafür werden mit Hilfe des »moving window approach« Flächen gesucht, die sich in unmittelbarer Nachbarschaft zum Flusslauf befinden. Als Bedingung für die Standorteignung steht einerseits eine geringe Hangneigung des Flusslaufes von weniger als 5° (vgl. Tab. 4.4, S. 52), um eine gewisse Verweildauer des Wassers zu garantieren. Andererseits dürfen die umgebenden Flächen nur eine geringe Differenz zur Flusshöhe aufweisen, um als potenzielle Überschwemmungsfläche zur Verfügung stehen zu können. Dafür kann vom Nutzer eine *Höhendifferenz* des tolerierbaren Unterschiedes zur Höhe des Flusslaufes in der Steuerdatei festgelegt werden. Diese Annahmen werden unter der Voraussetzung getroffen, dass sich entlang der untersuchten Flüsse keine Deichbauwerke befinden. Sollten dennoch Schutzmaßnahmen vor Überflutung, wie Dämme und Deiche existieren,

reduziert sich die Umsetzungswahrscheinlichkeit Biotope in Ufer- und Auenflächen zu etablieren. Außerhalb von Siedlungsgebieten besteht außerdem die Möglichkeit existierende Deiche entweder zu entfernen oder zumindest in größere Distanz zum Flusslauf zu verlegen.

Anders als für die vorher beschriebenen Teilmodelle, stellen die natürlichen Gegebenheiten einen begrenzenden Faktor für eine Ausweisung von sinnvollen Schutzgebieten in Ufer- und Auenbereichen dar. Deshalb erfolgt die Limitierung der Landnutzungskonversion nicht über die Größe der gewünschten Uferschutzfläche, sondern über die Höhendifferenz.

Bestimmte Landnutzungen können in der Regel nicht ohne weiteres in Flächen für den Landschaftsschutz konvertiert werden. Das gilt besonders für Siedlungsflächen oder z.B. für Kleingärten. Für die Maßnahmen zur Einrichtung von Schutzflächen in Ufer- und Auenbereichen kommen daher die intensiv genutzten Acker- und Grünlandflächen in Frage. Da Grünland in den Untersuchungsgebieten keine Rolle spielt, beschränkt sich die Konversion auf Ackerflächen. Als zusätzliche Information wird in einer Textda-

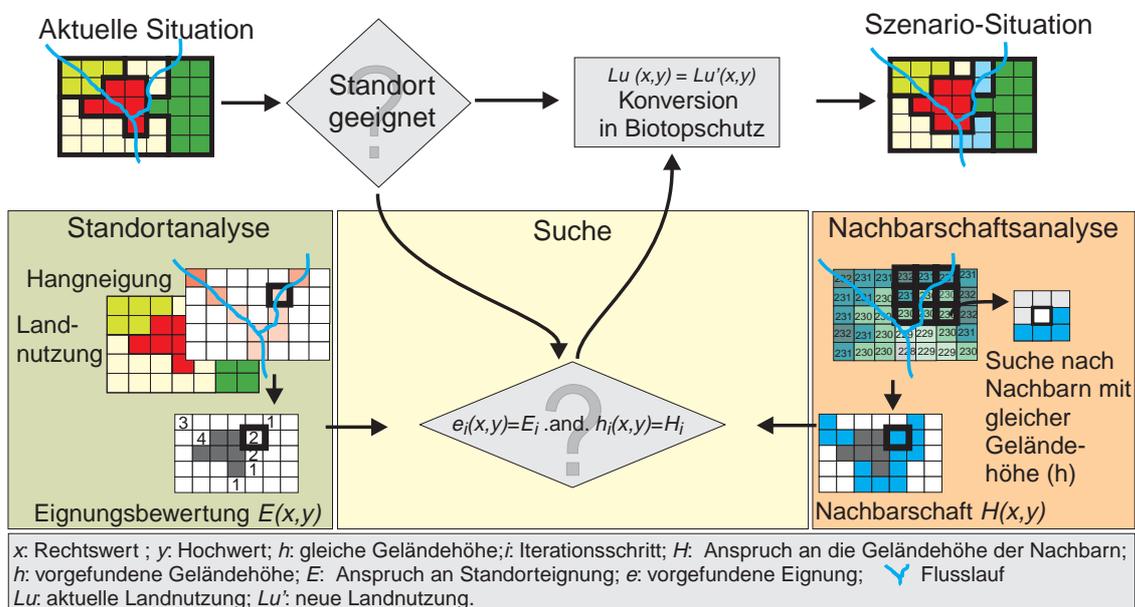


Abb. 4.12 Vorgehensweise für die Suche nach schützenswerten Auenbereichen für die Biotopvernetzung

tei eine Statistik über die Landnutzungsanteile geliefert, die in potenziellen Schutzgebieten liegen.

4.4.3 Exemplarische Sensitivitätsstudien

In einer exemplarischen Sensitivitätsstudie wurde für alle drei Untersuchungsgebiete die parametrisierbare Höhendifferenz schrittweise von 0 m in Intervallen von je 0,1 m bis zu einer Grenze der realistischen Beeinflussung auf 1,5 m erhöht. *Abb. 4.13*, S. 74 zeigt die Größe des berechneten Flächenanteils an schützenswerter Uferzone für die drei Untersuchungsgebiete. Wie aus der Grafik gut erkennbar ist, hängt die Sensitivität des Parameters von den Bedingungen im Untersuchungsgebiet ab. Den stärksten Anstieg zeigt die Kurve für das überwiegend flache Einzugsgebiet der Körsch. Neben der Topographie beruht dies auf der hohen Anzahl an Rasterzellen, welche die in *Kap. 4.4.2* erwähnten Bedingungen erfüllen. Außerdem verläuft auf den Fildern der Flusslauf direkt durch das Ackerland, so dass viel Potenzial für die Etablierung von weitläufigen Ufer- und Auenbereichen gegeben ist. Die schrittweise Erhöhung der Höhendifferenz im Leingebiet hat

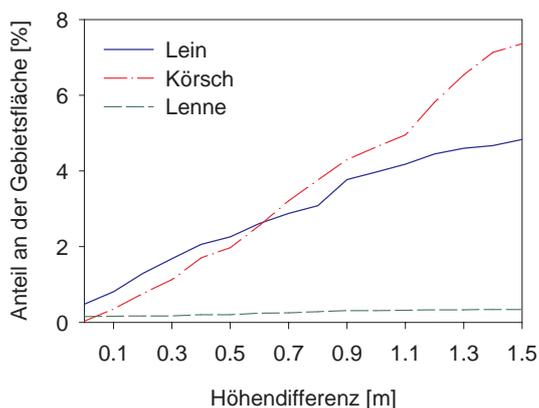


Abb. 4.13 Sensitivitätsuntersuchung der parametrisierbaren Höhendifferenz für die Modellierung von schützenswerten Ufer- und Auenbereichen für die drei Untersuchungsgebiete

ähnliche Folgen wie im Körschgebiet. Allerdings wächst der Flächenanteil etwas gedämpfter, da viele Flächen des Flusslaufes die Hangneigung von 5° überschreiten und damit nicht für die Ausweisung der Uferschutzzone in Frage kommen. Bei einer Erhöhung des Parameters über realistische Verhältnisse hinaus wird für das Leingebiet eine Grenze erreicht, an der kein weiterer Flächenzuwachs stattfindet. Die Verhältnisse an der Lenne führen zu einem völlig anderen Ergebnis. Dort werden nur sehr wenige Flächen von LUCK für Schutzgebiete ausgewiesen. Das ist dadurch erklärbar, dass die Kerbtäler im Lennegebiet kaum flache Uferbereiche enthalten. Außerdem liegt in diesem Gebiet die Mehrzahl der Ackerflächen nicht in der direkten Nachbarschaft des Flusses, denn die Aue der Lenne wird überwiegend von Wiesen oder Siedlungsflächen gesäumt. Lediglich im Unterlauf findet ein Kontakt zwischen Fluss und Acker statt.

4.4.4 Validierung der Hypothesen

Die Methode für die Etablierung von Ufer- und Auenbereichen wurde durch einen Vergleich des Modellergebnisses mit bereits bestehenden Feuchtbiotopen validiert. Dazu wurden digitale Daten über nach §24a des Naturschutzgesetzes der Länder (LNatschG) geschützte Biotope herangezogen. Der dazugehörige Auszug aus dem Bundesnaturschutzgesetz ist in §30 verankert und kann im Anhang in *Kap. B.1* nachgelesen werden. Aus dieser Datengrundlage, die als Vektorinformation zur Verfügung stand, wurden die folgenden wasserbeeinflussten Biotopselektiert: Quellbereiche, naturnahe Auwälder, naturnahe und unverbaute Bach- und Flussabschnitte, Tümpel, Verlandungsbereiche stehender Gewässer, Sümpfe, Seggen- und binsenreiche Nasswiesen sowie Röhrichbestände und Riede.

Die Ausdehnung der Biotopflächen beträgt in beiden Untersuchungsgebieten oft nur wenige Quadratmeter. Um die Daten mit den Modellergebnissen von LUCK vergleichen zu können, wurden sie auf die 100 × 100 m Zellengröße der restlichen Daten gerastert. Grundsätzlich wurden alle Rasterzellen, die einen Anteil an geschützten Bi-

otopen enthalten als Schutzfläche ausgewiesen, auch wenn der Flächenanteil der Biotope oft nicht die gesamte Fläche einer Zelle erfüllt. Da die CORINE-Daten diese Information nicht enthalten, befinden sich einige der Schutzgebietsflächen innerhalb von Zellen unter derzeitiger Ackernutzung. Diese Flächen wurden als Validierungsgrundlage herangezogen und mit dem Modellergebnis von LUCK verglichen. Da nicht alle Flächen, die im Auenbereich liegen aktuell geschützte Biotope darstellen, kann eine Validierung nur überprüfen, wieviel Prozent der tatsächlich geschützten Bereiche getroffen werden. Für die nicht geschützten Bereiche wird dann ein potenzieller Schutzbedarf angenommen. Dafür wurde der parametrisierbare Schwellenwert so kalibriert, dass die vorhandene Biotopstruktur bestmöglich getroffen wird. Die gewählte Höhendifferenz an Lein und Körsch für die Validierung der Modellannahmen stellt keine Empfehlung dar. Generell kann aus Sicht des Naturschutzes nicht zuviel Fläche zur Verfügung gestellt werden. Eine regionale bzw. standortspezifische Empfehlung richtet sich vielmehr nach dem aktuellen

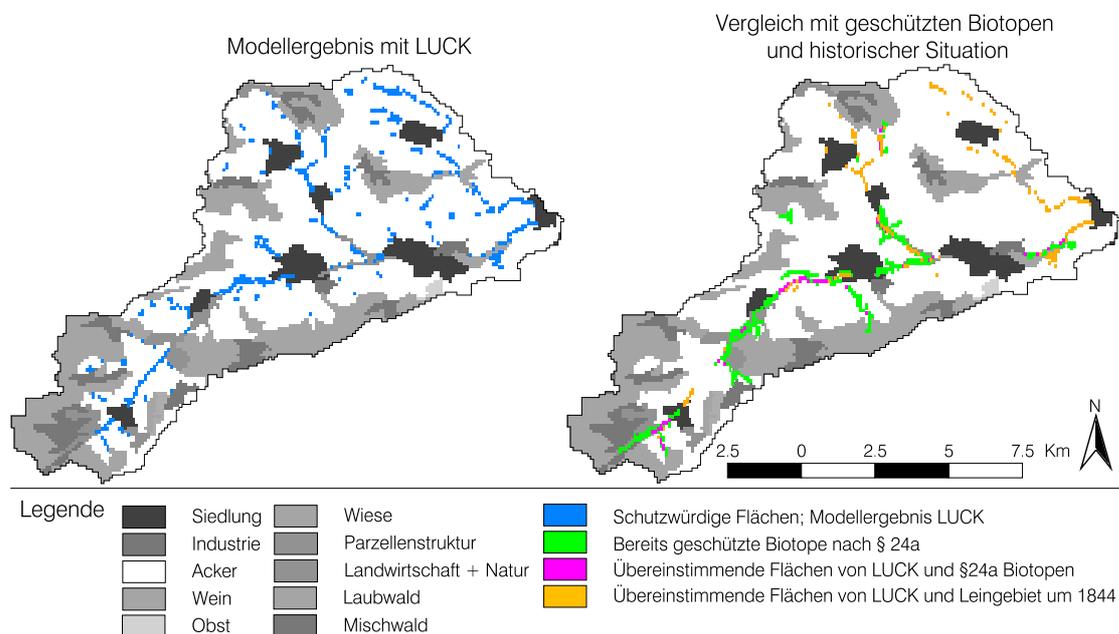
Flächenanteil und Zustand der vorhandenen Biotope, den topographischen Bedingungen, der Landnutzungsstruktur und der Bereitwilligkeit derzeitige Ackerflächen unter Schutz zu stellen.

Für die Lenne standen diese Daten nicht zur Verfügung. Deshalb kann für dieses Gebiet keine Validierung stattfinden.

4.4.4.1 Leingebiet

Auf rund 7% der Einzugsgebietsfläche an der Lein befinden sich Biotope, die nach §24a (LNATSCHG) geschützt sind. Die Hälfte davon sind wasserbeeinflusst (siehe Kap. 4.4.4). Für einen Vergleich mit dem Modellergebnis durch LUCK kommen 132 Rasterzellen in Frage, weil sie bereits geschützte Biotope enthalten, die wasserbeeinflusst sind und in den CORINE-Daten als Ackerfläche ausgewiesen werden.

Die größte Übereinstimmung im Rasterzelle-zu-Rasterzelle-Vergleich wird bei einer Parametrisierung der Höhendifferenz auf den Wert von 1 m erreicht. Karte 4.8, S. 75 zeigt links das Mo-



Karte 4.8 Validierung der Ausweisung von schützenswerten Ufer- und Auenbereichen anhand von bestehenden Biotopen und der historischen Landnutzung an der Lein

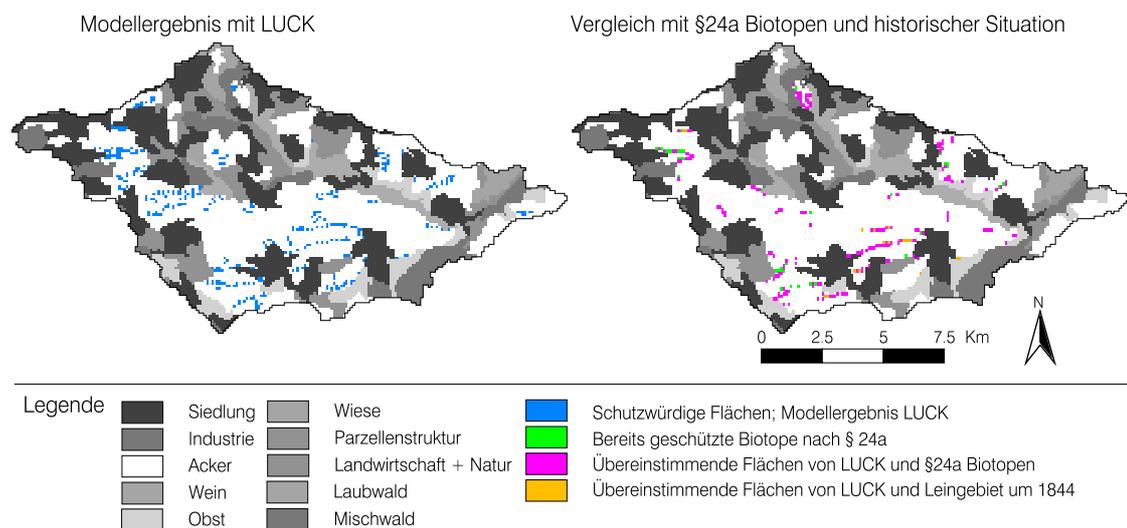
dellerggebnis, das 456 Rasterzellen im Leingebiet als schützenswert einstuft. Auf der rechten Seite werden die bestehenden wasserbeeinflussten Biotop nach §24a (LNatschG) gezeigt. Außerdem beinhaltet diese Karte zusätzlich den Anteil der Flächen bei denen Modellergebnis und Biotopkartierung übereinstimmen. 55% der bereits bestehenden wasserbeeinflussten Biotop auf Ackernutzung wurden getroffen. Diese Übereinstimmung kommt hauptsächlich entlang des Flusslaufs zwischen Schwaigern und Stetten zustande. Vereinzelte Flächen, die als Röhrichtbestände von der Biotopkartierung aufgenommen wurden, konnten von der entwickelten Methode nicht identifiziert werden. Dennoch konnte gezeigt werden, dass die implizierten Hypothesen zutreffen.

Da im historischen Zustand an der Lein ebenfalls ein Uferstreifen verzeichnet ist (vgl. Karte 3.5, S. 36), wurde zusätzlich der Vergleich dazu hergestellt. Die Übereinstimmung der modellierten Situation zu den historischen Bedingungen liegt bei 35%, was 159 Rasterzellen entspricht.

Die Kongruenz zu den beiden Datengrundlagen wird als erfolgreiche Validierung des Teilmodells für das Leingebiet angesehen.

4.4.4.2 Körschgebiet

An der Körsch sind auf etwa 10% aller Rasterzellen geschützte Biotop verzeichnet. Über 80% dieser Flächen stehen in Bezug zu Wasser und gehören zu den in Kap. 4.4.4 aufgelisteten Biotopen. Nur 232 wasserbeeinflusste Biotop befinden sich auf Rasterzellen, die in der CORINE-Datengrundlage als Acker klassifiziert sind. Im Vergleich von Rasterzelle-zu-Rasterzelle wird die beste Übereinstimmung von modellierten zu bereits bestehenden Rasterzellen bei einer Höhendifferenz von 0.6 m erreicht. Das Ergebnis der Modellierung mit LUCK stuft mit dieser Parametrisierung 325 Rasterzellen als schutzwürdig ein. Karte 4.9, S. 76 zeigt das Ergebnis in der linken Karte. In der rechten Karte ist der Vergleich zu den bereits existierenden Biotopen und der historischen Situation dargestellt. Die Trefferquote der modellierten schutzwürdigen Rasterzellen im Vergleich zu bereits bestehenden Biotopen beträgt 75%. Diese hohe Übereinstimmung stellt ein sehr zufriedenstellendes Validierungsergebnis dar. Eine Erklärung dafür könnte der durch den Flughafenneubau entstandene Bedarf an Ausgleichsmaßnahmen sein, der in den letzten 10 Jahren zu einer verstärkten Flussrenaturierung an



Karte 4.9 Validierung der Ausweisung von schützenswerten Ufer- und Auenbereichen anhand von bestehenden Biotopen und der historischen Landnutzung an der Körsch

der Körsch geführt hat.

Der Vergleich von modellierter Schutzfläche zu der Auenlandschaft unter historischen Bedingungen zeigt eine Übereinstimmung von 25%. Abweichungen befinden sich hauptsächlich im

Oberlauf der Körsch. Im Jahr 1836 befanden sich dort keine Auenbereiche, weil diese Fläche als Anbauareal damals schon sehr intensiv genutzt wurde. Insgesamt kann die Validierung an der Körsch als erfolgreich angesehen werden.

4.5 VERKNÜPFUNG DER TEILMODELLE

4.5.1 Hierarchie der Teilmodelle

Das Modell LUCK berücksichtigt drei unterschiedliche Landnutzungstrends: die Ausbreitung von Siedlungsflächen, die Stilllegung von Grenzertragsackerflächen und die Etablierung von Schutzgebieten in Ufer- und Auenbereichen. Die drei verschiedenen Teilmodelle können entweder einzeln oder kombiniert angesteuert werden. Die modellinterne Reihenfolge der Landnutzungsänderungen erfolgt sequenziell nach absteigender Rentabilität der Flächennutzung. Zunächst erfolgt die Ausbreitung der Siedlungsflächen, anschließend die Stilllegung von Grenzertragsackerstandorten und zuletzt die Etablierung der Schutzgebiete in Ufer- und Auenbereichen. In allen drei Teilmodellen wird die Landnutzungsänderung auf ursprünglich landwirtschaftlicher Nutzfläche durchgeführt.

Die drei berücksichtigten Landnutzungsänderungen basieren auf verschiedenen gesellschaftlichen Prozessen, welche sich in der Bestimmung der Änderungsrate gegenseitig kaum beeinflussen. Deshalb werden bei der Modellierung von mehrfachen Landnutzungsänderungen die in der Steuerdatei angegebenen Landnutzungsänderungsraten unabhängig von einander berücksichtigt. Bei der kombinierten Landnutzungsänderung wird das Ergebnis der vorangestellten Landnutzungsänderung als Eingangsdatensatz der nächsten Landnutzungskonversion benutzt. Sollen andere Prioritäten gesetzt werden, kann diese Reihenfolge verändert werden.

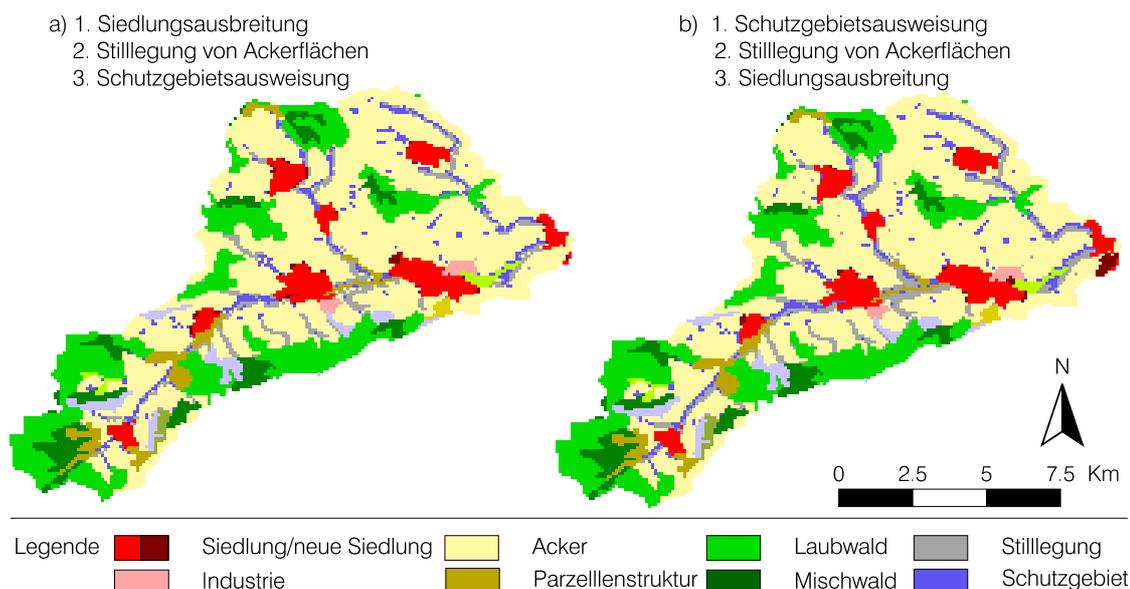
Die modellinterne Abfolge entspricht der ökonomisch orientierten Flächennutzung, wie sie in den letzten Jahren überwiegend statt gefunden hat (DOSCH & BECKMANN, 1999: a). Wie bereits in Kap. 2.4.2.1 beschrieben, hält der Trend der

zunehmenden Flächenversiegelung an. Die Ausweisung von Vorranggebieten für den Naturschutz soll der negativen Entwicklung entgegenwirken und die Standortqualität erhalten. Liegt die Planungspriorität auf der Ausweisung von Vorranggebieten, kann im Sinne der Nachhaltigkeit (vgl. Kap. 2.1.3) ein Landnutzungsmuster entstehen, das eine ausgewogene Mischung aus intensiv genutzten und extensiv bzw. ungenutzten Flächen darstellt.

4.5.2 Exemplarische Auswirkungen der Reihenfolge der Teilmodelle auf das Leingebiet

Die Auswirkung der unterschiedlichen Reihenfolge der Teilmodelle auf das Endergebnis wurden exemplarisch an der Lein durchgeführt. Dazu wurde das folgende hypothetische Szenario angenommen: 10% mehr Siedlungsfläche, eine Stilllegungsquote von 10% des Ackerlands und die Etablierung von Schutzgebieten auf Flächen, deren Geländeoberfläche nicht mehr als 1 m Höhenunterschied zu der Geländeoberfläche des Flusslaufs hat.

Von den sechs möglichen Kombinationsmöglichkeiten der drei Teilmodelle differieren im Endergebnis nur zwei deutlich voneinander. Die Unterschiede werden durch die Priorität der Siedlungsausbreitung oder der Schutzgebietsausweisung bestimmt, weil beide Landnutzungskonversionen um die selben Flächen konkurrieren und beide Prozesse im Modell als irreversibel definiert sind. Die vorangestellte Stilllegung von Ackerflächen hat kaum Einfluss auf das Endergebnis, weil die stillgelegten Flächen weiterhin zur Kategorie landwirtschaftliche Nutzfläche gehören und von den beiden anderen Landnut-



Karte 4.10 Auswirkungen der unterschiedlichen Modellierungsreihenfolge der Teilmodelle auf das Endergebnis am Beispiel der Lein

zungsmodulen verändert werden können. Allerdings kann die gewünschte Stilllegungsrate im Endergebnis nicht exakt getroffen werden, wenn dieses Teilmodell nicht zuletzt angesteuert wird.

In *Karte 4.10*, S. 78 sind die beiden am stärksten differierenden Endergebnisse der unterschiedlichen Abfolge der Teilmodelle für das hypothetische Szenario dargestellt. Im Fall a) der modellimplizierten Priorität der Siedlungsausweitung wurde in Schwaigern neue Siedlungsfläche in Flussnähe ausgewiesen. Diese Fläche wurde im Fall b) durch die vorangestellte Schutzgebietsausweisung reserviert, was die neue Siedlungsfläche hauptsächlich in der Nähe der Siedlung Frankenbach (vgl. *Karte 3.7*, S. 38) entstehen ließ. Die differierenden Endergebnisse werden an der Lein einerseits dadurch bedingt, dass die überwiegende Fläche der Flussaue als Ackerfläche genutzt wird und somit für Landnutzungsänderungen zur Verfügung steht. Andererseits verlaufen in diesem Gebiet sowohl die Haupt- als auch die Nebenentwicklungsa

maßgeblichen Einfluss auf die Lokalisierung der neuen Siedlungsfläche haben, entlang des Fluss

tals. An der Lenne sind die Ufer- und Auenbereiche überwiegend unter Grünlandnutzung und die Entwicklungsachsen orientieren sich ebenfalls am Flusslauf. Demnach sind dort ähnliche Auswirkungen zu erwarten. Bei vorangestellter Schutzgebietsausweisung beschränkt sich die Siedlungsflächenausbreitung auf den Unterlauf, weil nur dort Flächen außerhalb der Auenbereiche ohne Waldbedeckung zur Verfügung stehen. An der Körsch hingegen befindet sich entlang des Fildergrabens der überwiegende Ufer- und Auenbereich nicht in landwirtschaftlicher Nutzung. Außerdem orientiert sich die Hauptentwicklungsa

Ergebnisse der Landnutzungsmodellierung

5.1 KONZEPT DER MODELLANWENDUNG

Die Anwendung des entwickelten Modells bezieht sich auf das Fallbeispiel aus *Kap. 3*, das den Einfluss von Landnutzungsänderungen auf die Hochwasserentstehung untersucht. Im Hinblick auf ihre Relevanz für diese Fragestellung wurden für die drei mesoskaligen Untersuchungsgebiete aus den bestehenden Landnutzungstrends (vgl. *Kap. 2.4.2*) verschiedene Szenarien abgeleitet:

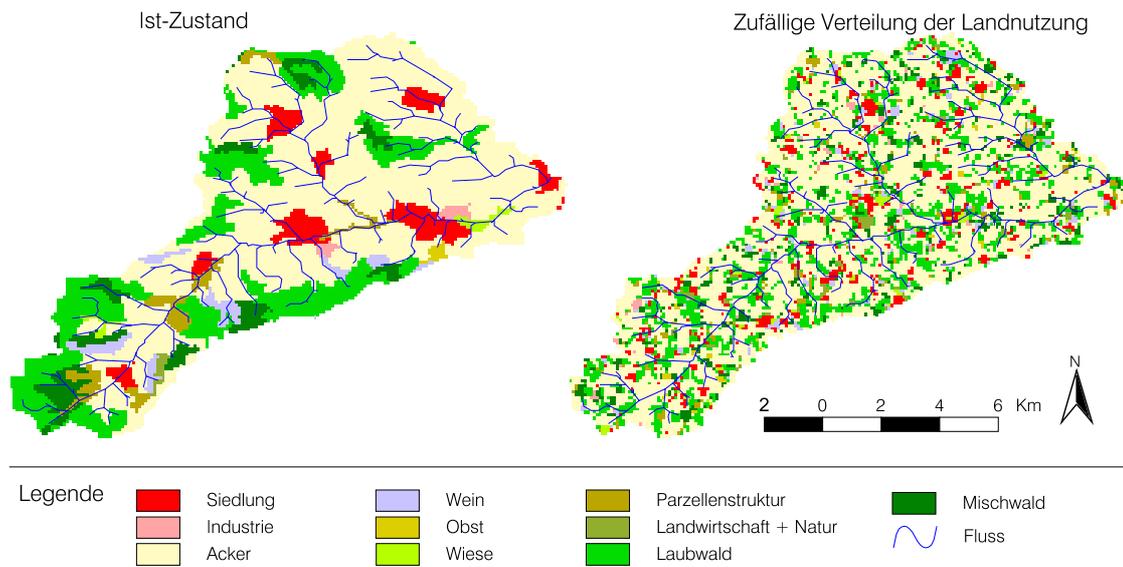
- (1) die Siedlungsausbreitung nach Prognosen für das Jahr 2010;
- (2) die mögliche Stilllegung von Ackerflächen als Konsequenz des EU-weiten Beschlusses der *Agenda 2000*;
- (3) die Verbesserung des Schutzes der Ufer- und Auenbereiche, entsprechend der Naturschutznovelle aus dem Jahr 2001, mit der Forderung nach größeren Schutzgebietsflächen sowie der Schaffung eines Biotopverbundsystems.

Realistische Szenariovorgaben werden aus bestehenden Studien bezogen und daraus prozentuale Raten der Landnutzungsänderung bestimmt. Die Anwendung der Szenarien auf die drei Untersuchungsgebiete erfolgt unter Einsatz des entwickelten Modells LUCK. Die Modellergebnisse werden hiernach statistisch ausgewertet. Im Anschluss an jede Landnutzungsmodellierung werden exemplarisch deren mögliche Auswirkungen

auf die Hochwasserentstehung anhand von Ergebnissen der hydrologischen Modellierung gezeigt. Die hydrologische Modellierung wurde von NIEHOFF (2001) mit der erweiterten Version des Modells WASIM-ETH (siehe *Kap. 2.6.3*) durchgeführt. Da nach NIEHOFF (2001) der Einfluss von Landnutzung für konvektive, intensive Niederschläge größer ist als für advektive, lang anhaltende Regenereignisse, dient dazu ein historisches Hochwasser nach einem konvektiven Niederschlagsereignis, das am 28. Juni 1994 an der Lein zu einem Hochwasserereignis mit einem in etwa zweijährlichen Wiederkehrintervall geführt hatte, als Referenz.

Überprüfung der Hypothese von der Bedeutung des Landschaftsmusters

Zur Rechtfertigung des Bedarfs von räumlich expliziten Landnutzungsszenarien und deren Beurteilung mit Hilfe des hydrologischen Modells, wurde der Einfluss der räumlichen Verteilung der Landnutzung auf das exemplarische Hochwasser überprüft. Dafür dienten einerseits die tatsächliche Landnutzungsverteilung im Ist-Zustand und andererseits eine mit Hilfe des Modells SIMMAP 2.0 (SAURA & MARTINEZ-MILLIAN, 2000) erzeugte zufällige Landnutzungsverteilung mit den gleichen Flächenanteilen als Vergleichsbasis. *Karte 5.1*, S. 80 zeigt die beiden Landnutzungskarten, die als Eingangsdaten in die hydrologische Mo-



Karte 5.1 Ist-Zustand und zufällige Verteilung der selben Landnutzungsanteile im Leingebiet

dellierung eingespeist wurden. Die Ergebnisse in Abb. 5.1, S. 80 weisen für beide Landnutzungszustände deutliche Unterschiede im Verlauf der Hochwasserganglinie auf. Die Zweigipfligkeit der Hochwasserganglinie für den Ist-Zustand ist auf die längliche Gestalt des Einzugsgebietes zurückzuführen (NIEHOFF, 2001). Die Verschiebung der Hochwasserspitzen für die zufällige Verteilung der Hochwasserspitzen für die zufällige Verteilung wird von NIEHOFF (2001) mit einem höheren Versiegelungsanteil im Bereich des oberen Einzugsgebietes erklärt. Durch die annähernd gleichmäßige Verteilung der Siedlungszellen über das Gebiet entsteht in diesem Bereich mehr Siedlungsfläche als im Ist-Zustand. Da sich dort tendenziell durchlässigere Böden befinden, verursacht die Versiegelung dieser Flächen mehr Abfluss im oberen und weniger im unteren Teil des Einzugsgebietes. Die größere Abflusswelle aus dem Oberlauf erreicht aufgrund der längeren Wegstrecke erst verzögert den Pegel.

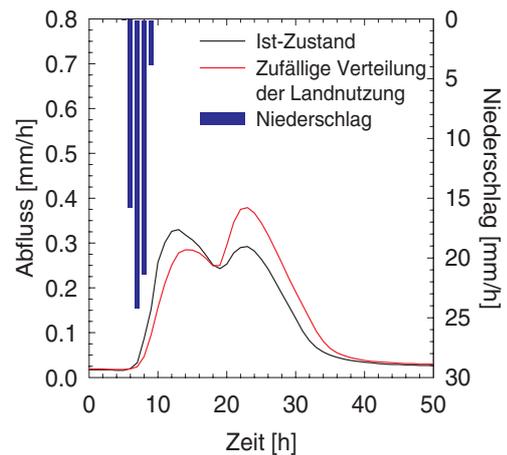


Abb. 5.1 Auswirkung der räumlichen Verteilung der Landnutzungen für den Ist-Zustand und einer zufälligen Verteilung auf die Abflussganglinie

5.2 AUSDEHNUNG DER SIEDLUNGSGEBIETE

5.2.1 Überregionaler Trend der Siedlungsflächenentwicklung

Siedlungsgebiete haben sich in Deutschland, trotz der Einbrüche durch die beiden Weltkriege, kontinuierlich ausgedehnt. Status-quo-Trendrechnungen prognostizieren bundesweit einen weiteren Anstieg der Siedlungs- und Verkehrsfläche von 11,8% im Jahr 1997 auf 13,4% bis zum Jahr 2010 (DOSCH & BECKMANN, 1999: a). Diese Trendrechnung basiert auf einer Extrapolation der Flächennutzungsstatistik der Kreise und einer daran angeschlossenen Anpassung an eine Bevölkerungsprognose für das Jahr 2015. Das Ergebnis wird für neun verschiedene Kreistypen als prozentuale Zunahme an der Siedlungsfläche berechnet, die über eine Typzuweisung auf die einzelnen Kreise übertragen werden kann. *Abb. 5.2,*

S. 81 zeigt die neun verschiedenen Kreistypen für den deutschen Teil des Rheineinzugsgebiets von Maxau bis Lobith und die dazu gehörigen Trends bis zum Jahr 2010. Im Mittel zeigt das Szenario eine Zunahme für das Rheingebiet von durchschnittlich ca. 18% im Jahre 1996 auf rund 20% der Gesamtfläche für das Jahr 2010. Starke Zuwächse werden im Rheingebiet für das entfernte Umland der Agglomerationsräume und in den verdichteten und ländlichen Kreisen verstärkter Räume verzeichnet, weil dort Bauland noch umfangreich verfügbar ist. Ein moderates Wachstum wird in Kernstädten und dem hochverdichteten Umland erwartet. Am geringsten sind die Zuwächse innerhalb der Kernstädte in Agglomerationsräumen, bedingt durch die hohen Baulandpreise.

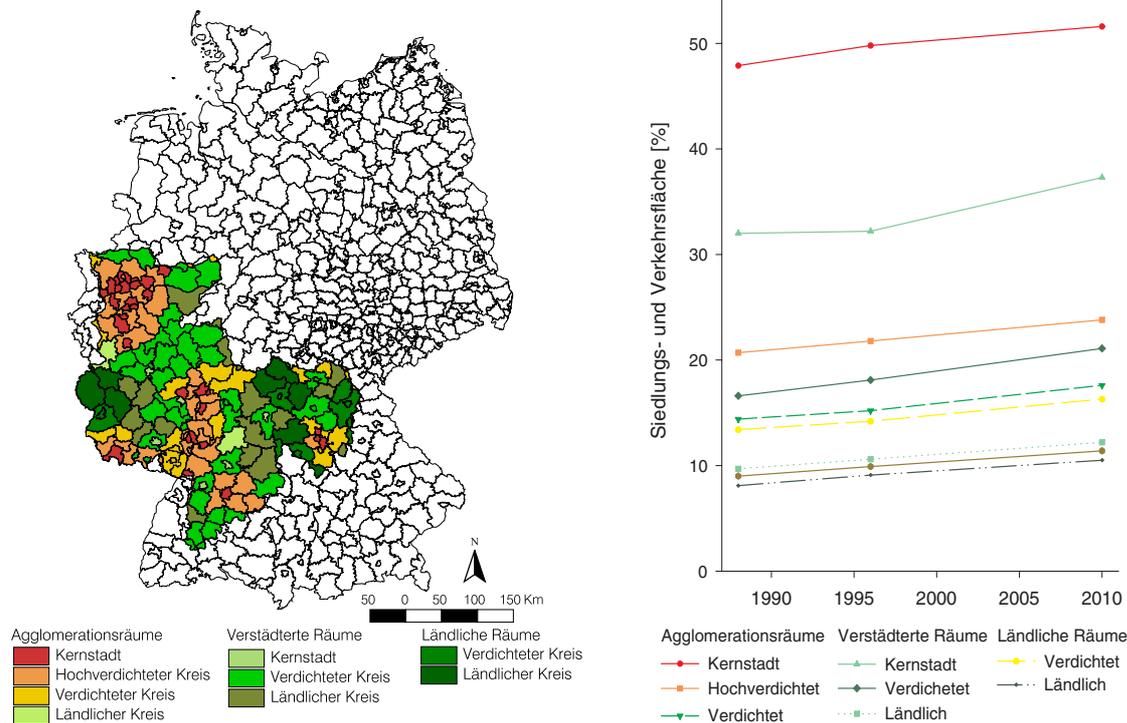


Abb. 5.2 Klassifizierung der Landkreise des Rheineinzugsgebiets von Maxau bis Lobith und ihre prognostizierten Entwicklungstrends nach DOSCH & BECKMANN (1999: a)

5.2.2 Lein

5.2.2.1 Siedlungsflächentrend

Im stark landwirtschaftlich geprägten Leingebiet besitzen die Siedlungen einen dörflichen Charakter. Durch die Nähe zur prosperierenden Industriestadt Heilbronn und der nachlassenden Bedeutung der Landwirtschaft als Haupterwerbsquelle unterliegt dieses Gebiet, wie schon in *Kap. 3.2* erwähnt, einem anhaltenden Siedlungszuwachs. Gemäß der Einteilung der Landkreise und kreisfreien Städte in Regions- und Kreistypen nach DOSCH & BECKMANN (1999:a) ist das Leingebiet ein Mischgebiet, das zu 17 % aus der *Kernstadt* Heilbronn und zu 83 % aus dem *verdichten Umland* des Landkreis Heilbronn besteht. Beide sind dem Regionstyp »Verstädterte Räume« zuzuordnen.

Der errechnete Anteil an Siedlungs- und Verkehrsfläche nahm laut den Angaben der STATISTISCHEN ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER (2000) im Einzugsgebiet der Lein in den Jahren 1986 sowie auch 1996 einen Anteil von ca. 18 % ein. Davon entfallen im Jahr 1996 47 % auf Gebäude und Freiflächen, 46 % auf Verkehrsflächen und 5 % auf Erholungsflächen. Vergleicht man den daraus resultierenden Gebäudeanteil an der Gebietsfläche von 8,5% mit den CORINE-Daten von 1992, die hierfür 7,6% ausweisen, so zeigt sich eine Steigerung der Siedlungsfläche von 1992 bis 1996 um 0,9%. In Ermangelung einer alternativen Datenbasis wurden diese Unterschiede so weit wie möglich angeglichen. Für das Einzugsgebiet der Lein wird nach DOSCH & BECKMANN (1999:b) mit einer Zunahme von 13 % bis zum Jahr 2010 zu rechnen sein. Diese Zunahme wird auf das Jahr 1996 bezogen und prognostiziert für 2010 einen Anteil der Siedlungsfläche von 9,3%. *Abb. 5.3*, S. 82 zeigt den Entwicklungstrend von 13 % Zuwachs für die Stadt Heilbronn und ihren Landkreis sowie die prognostizierte Tendenz für das Einzugsgebiet der Lein.

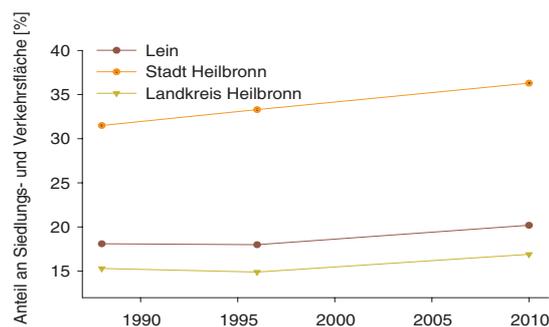


Abb. 5.3 Prognostizierte Siedlungsflächenentwicklung im Leingebiet nach DOSCH & BECKMANN (1999:b)

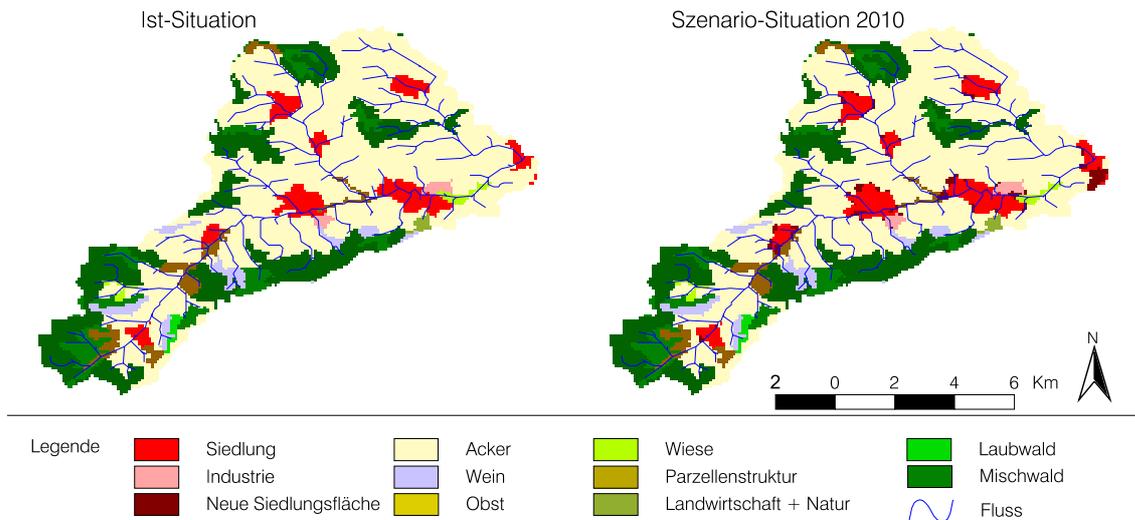
5.2.2.2 Ergebnis der Modellierung

Das Ergebnis der Modellierung der vorausgesagten Siedlungsausdehnung, basierend auf Eignungsbewertung und Nachbarschaftsanalyse, ist in *Karte 5.2*, S. 83 in der rechten Abbildung dargestellt. Die rechte Karte zeigt eine realistische Verteilung der erweiterten Siedlungsgebiete, die sich hauptsächlich entlang der Hauptentwicklungsachsen Bahnlinie und der Bundesstraße B293 ausbreiten. Die daran angrenzenden Siedlungen Schwaigern, Leingarten und Frankenbach sind bisher schon größer als die peripher gelegenen und nehmen für die überörtliche Versorgung eine höhere Bedeutung ein. Diese Flächen erfahren deshalb auch in der Simulation ein stärkeres Wachstum. Besonders stark wurde durch die Simulation die Siedlung Frankenbach vergrößert. Dies ist aufgrund der Nähe zur Stadt Heilbronn durchaus realistisch. Die übrigen Siedlungen wachsen geringfügiger. Die Ausbreitung erfolgt hauptsächlich auf Kosten der Ackerflächen, was mit dem allgemein rückläufigen Trend landwirtschaftlich genutzter Fläche korrespondiert (DOSCH & BECKMANN, 1999:a).

5.2.3 Körsch

5.2.3.1 Siedlungsflächentrend

Das Einzugsgebiet der Körsch besitzt mit der Nähe zur Großstadt Stuttgart eine produktive Keimzelle für stetig ansteigende Bebauung. Ne-



Karte 5.2 Modellergebnis des Siedlungsausbreitungsszenarios für das Leingebiet im Jahr 2010

ben der Wohnbebauung spielt hier der industrielle Bedarf an Fläche eine bedeutende Rolle. Das Körschgebiet gehört zu 37% zu Stuttgart und zu 63% zum Landkreis Esslingen. Der Kategorisierung nach DOSCH & BECKMANN (1999:b) folgend stellt Stuttgart eine Kernstadt und Esslingen einen hochverdichteten Kreistyp dar, die beide zum Regionstyp »Agglomerationsräume« gehören. Das Körschgebiet, das am Rand einer Kernstadt gelegen ist, soll den Prognosen zufolge, als eine Mischung dieser Kreistypen, deutlich weniger wachsen als die Peripherie der Agglomerationsräume. Begründet wird dies vor allem durch die hohen Baulandpreise. Trotz allem hält der Trend des Zusammenwachsens von Agglomerationsräumen zu Metropolitanregionen an (DOSCH & BECKMANN, 1999:b).

Die Angaben der STATISTISCHEN ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER (2000) geben für das Jahr 1988 einen durchschnittlichen Anteil von 31% und für das Jahr 1996 von 32% an Siedlungs- und Verkehrsfläche für das Körschgebiet an. Davon entfallen 57% auf den Gebäude- und Freiflächenanteil, was einem Anteil von ca. 19% Gebäude- und Freifläche im gesamten Einzugsgebiet entspricht. Dieser durchschnittliche Wert unterschreitet die Auswertung der CORINE-Daten aus dem Jahr 1992, die einen Anteil von 26% an reiner Siedlungsfläche für das Körschgebiet erge-

ben. Diese Diskrepanz ist einerseits mit der durchschnittlichen Angabe für die Gesamtfläche von Stadt und Landkreis und dem sich daraus ergebenden prozentualen Anteil für das Gebiet der Körsch zu erklären und weist andererseits auf die geringe Vergleichbarkeit der Daten aus unterschiedlichen Quellen hin, die nicht zufriedenstellend gelöst werden kann.

In Ermangelung von näheren Angaben über die tatsächliche Situation der Siedlungsfläche im Jahr 1996 wird der von (DOSCH & BECKMANN, 1999:b) prognostizierte Zuwachs von 7% auf den Status der CORINE-Daten angewendet. Abb. 5.4, S. 83 stellt diesen sanften Trend der zukünftigen Flächenversiegelung dar.

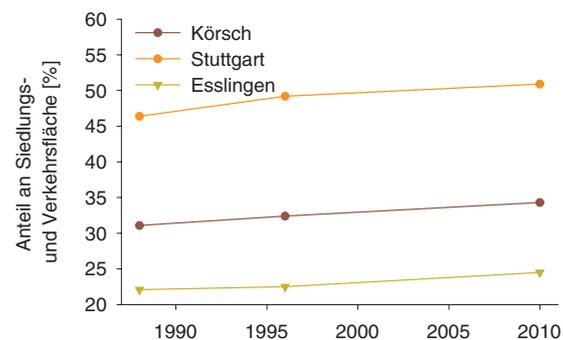
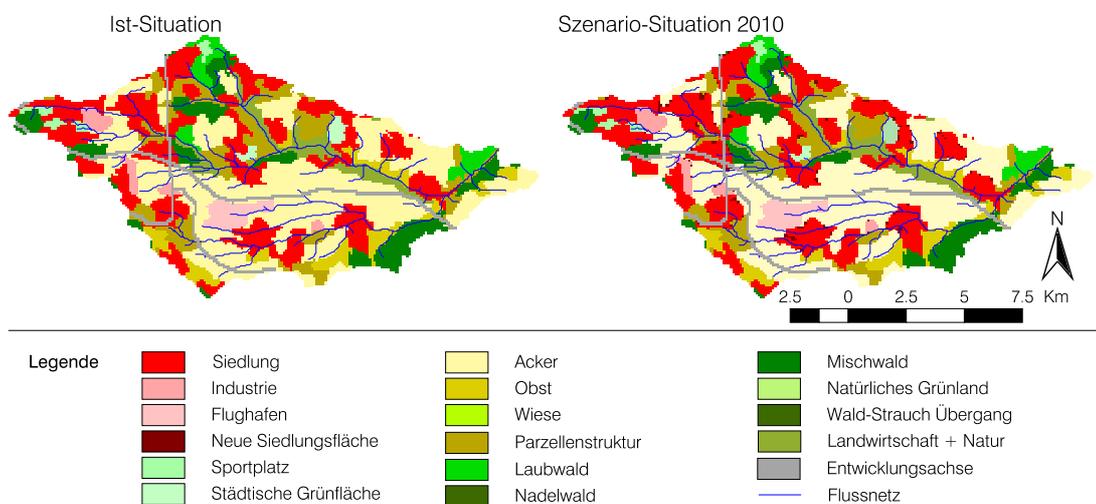


Abb. 5.4 Prognostizierte Siedlungsflächenentwicklung im Körschgebiet

5.2.3.2 Ergebnis der Modellierung



Karte 5.3 Modellergebnis des Siedlungsausbreitungsszenarios für das Korschgebiet im Jahr 2010

Das Ergebnis der Modellierung der prognostizierten Siedlungsflächenausdehnung ist in *Karte 5.3*, S. 84 auf der rechten Seite dargestellt. Die Hauptentwicklungsachse besteht aus der Autobahn A8, der Schnellstraße E70 und der Bahnlinie, die das Gebiet in Ost-West sowie in Nord-Süd Richtung durchkreuzen. Die modellierten neuen Siedlungsflächen sind relativ gleichmäßig über das Gebiet verteilt. Auffallend ist die Aufschließung von neuer Siedlungsfläche zwischen den Siedlungen Dürrelewang und Möhringen sowie Bernhausen und dem Flughafen, welche die Tendenz zur Bildung von Stadtnetzen bestätigen. Die Ausdehnung der Industriegebiete ist sehr gering.

Die simulierte Bebauung findet in diesem Szenario nur auf ursprünglicher Ackerfläche statt, weil zum einen Flächen mit geringerer Nutzungsintensität in einem so intensiv genutzten Gebiet als Ausgleich für die stetig hinzukommende neue Bebauung erhalten werden müssen. Zum anderen bietet die Landwirtschaft außerdem im Umland einer prosperierenden Stadt im Vergleich zu Bauland eine geringe Rentabilität.

5.2.4 Lenne

5.2.4.1 Siedlungsflächentrend

Aufgrund der rückläufigen Bevölkerungsentwicklung und der abgeschiedenen Lage unterscheidet sich das Einzugsgebiet der Lenne von Lein und Korsch in seiner Landnutzungsdynamik. Dennoch wird das Siedlungswachstum auch in solchen ländlich geprägten Kreisen anhalten, weil die landschaftliche Attraktivität auch künftig für einen hohen Siedlungsflächenzuwachs sorgen wird und das Gewerbe im Allgemeinen immer flächenintensiver wird (DOSCH & BECKMANN, 1999: a). Dadurch kommt es zu einer Bereitstellung von mehr Siedlungs- und Infrastrukturfläche für immer weniger Einwohner.

Das Lennegebiet steht zu 65% unter der Verwaltung des Landkreises Olpe und zu 35% unter der des Hochsauerlandkreises. Die Kategorisierung der Kreise in die Strukturtypen nach DOSCH & BECKMANN (1999: b) klassifiziert Olpe als einen verdichteten und den Hochsauerlandkreis als einen ländlichen Raum in einer verstädterten Region. Für beide Kreistypen werden aufgrund von moderaten Baulandpreisen die höchsten Zu-

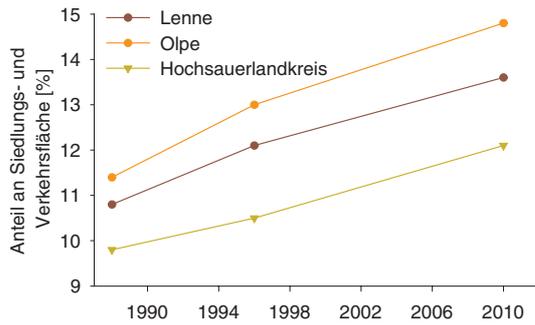


Abb. 5.5 Prognostizierte Siedlungsflächenentwicklung für das Lennegebiet

wachsraten erwartet, die an der Lenne 14% betragen sollen (DOSCH & BECKMANN, 1999: b).

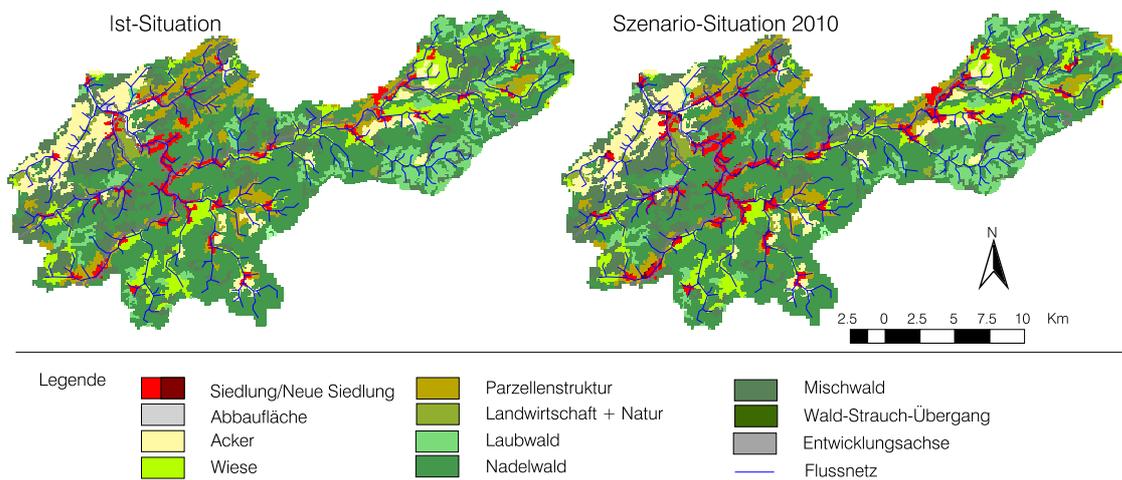
In den Flächennutzungsdaten der STATISTISCHEN ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER (2000) ist für das Jahr 1996 ein Siedlungs- und Verkehrsflächenanteil von 12% verzeichnet. Dabei entfallen auf Gebäude und Freiflächen 47%, so dass sich ein durchschnittlicher Gebietsanteil von 5,6% an Gebäude und Freifläche für das Jahr 1996 ergibt.

Die Auswertung der CORINE-Daten aus dem Jahr 1992 ergibt einen Anteil von 5 %, so dass für die Berechnung des von DOSCH & BECKMANN

(1999: b) prognostizierten 10%igen Siedlungswachstum der Unterschied von 0,6% Siedlungsfläche ausgeglichen wurde und daran anschließend die Trendrechnung erfolgte. Abb. 5.5, S. 85 stellt die Trendentwicklung für die betroffenen Landkreise und den berechneten Anteil für das Lennegebiet dar.

5.2.4.2 Ergebnisse der Modellierung

Karte 5.4, S. 85 zeigt das Ergebnis der Simulation des prognostizierten Siedlungszuwachses für das Jahr 2010. Der Anteil an Siedlungsfläche beträgt für das Szenario 6,3%. Die Erhöhung der Siedlungsfläche erfolgt im wesentlichen entlang der Hauptentwicklungssachse, die im Lennegebiet durch die Straßen B517 und B55 repräsentiert wird. Die Gemeinden Schmallenberg und Welchen-Ennest erfahren dabei den größten Zuwachs, was sich schon bei der Validierung als Tendenz gezeigt hatte. Schmallenberg bietet als Touristenzentrum sowohl im Sommer als auch im Winter attraktive Angebote, so dass der Fremdenverkehr, der hauptsächlich aus dem Ruhrgebiet gespeist wird, einen solchen Siedlungszuwachs mit bedingt.



Karte 5.4 Modellergebnis des Siedlungsausbreitungsszenarios für das Lennegebiet im Jahr 2010

5.2.5 Exemplarische Auswirkung von Siedlungsflächen auf Hochwasser

5.2.5.1 Einfluss der Größe des Siedlungsflächenanteils

Verschiedene Siedlungszustände des Leingebietes dienen als Eingangsdaten für die hydrologische Modellierung. Als Landnutzungszustände wurden exemplarisch das Gebiet im Ist-Zustand ohne Siedlungsflächen, der Zustand im Jahre 1844 (*Karte 3.5*, S. 36), der Ist-Zustand (*Karte 3.6*, S. 37) und das Ergebnis der Landnutzungsmodellierung für das Jahr 2010 (*Karte 5.2*, S. 83, rechts) verwendet. Der Versiegelungsgrad der Siedlungszellen und deren Anbindung an die Kanalisation wurden für alle Landnutzungszustände gleich angenommen. Die Simulationsergebnisse der hydrologischen Modellierung sind in *Abb. 5.6*, S. 86 dargestellt. Sie zeigen eine merkliche Verschärfung von Hochwasserereignissen mit Zunahme der Siedlungsfläche. Für die Interpretation der Hochwasserganglinien muss darauf hingewiesen werden, dass diese Ergebnisse einen besonders prägnanten Einfluss der Landnutzung darstellen, der auf den Charakter des konvektiven

Niederschlagsereignisses zurück geführt werden kann (vgl. *Kap. 5.1*).

5.2.5.2 Einfluss der Lage der Siedlungsflächen

Mit einer fiktiven Ballung aller Siedlungszellen zu einer Fläche wird die hydrologische Reaktion auf verschiedene Positionen der Siedlungsfläche innerhalb des Einzugsgebietes überprüft. Als exemplarische Lagebeispiele wurde das Siedlungskonglomerat am Oberlauf, in der Mitte und kurz vor dem Pegel positioniert. Die Simulationsergebnisse für das gleiche konvektive Niederschlagsereignis wie in *Kap. 5.2.5.1* werden in *Abb. 5.7*, S. 86 der Ist-Situation gegenüber gestellt. Dabei führt die Konzentration der versiegelten Fläche sowohl zu einer zeitlichen Verlagerung als auch zu einer Verschärfung der Hochwasserwelle. Die Zunahme der Abflussspitze im Fall der Position im oberen Teil des Einzugsgebietes ist nach NIEHOFF (2001) durch die Überregnung aus dem direkt darüber gelegenen Gewitterzentrum und der Versiegelung von tendenziell durchlässigeren Böden, zu erklären. Diese Ergebnisse verdeutlichen den Stellenwert von räumlichen Landnutzungsszenarien für die Modellierung.

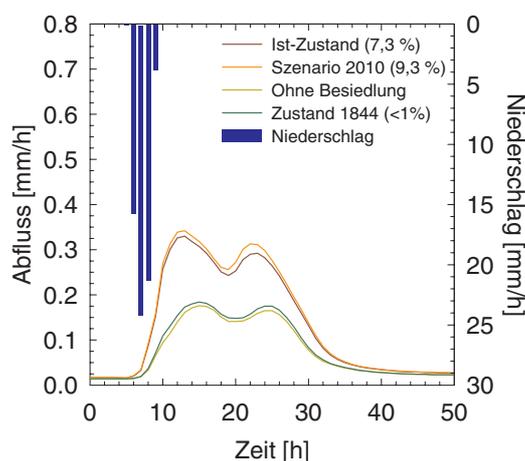


Abb. 5.6 Einfluss der Größe des Siedlungsflächenanteils auf die Abflussganglinie des exemplarischen Hochwassers

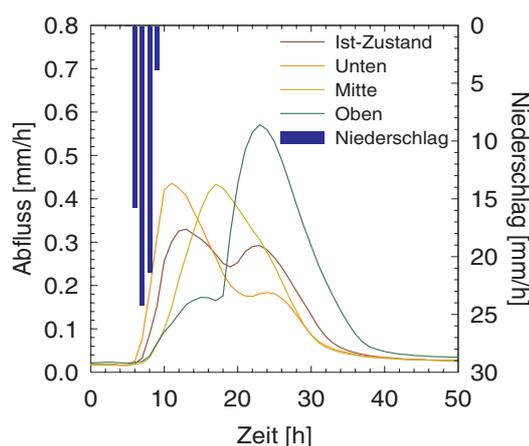


Abb. 5.7 Einfluss der Lage der Siedlungsflächen auf die Abflussganglinie des exemplarischen Hochwassers

5.3 STILLLEGUNG VON ACKERFLÄCHEN

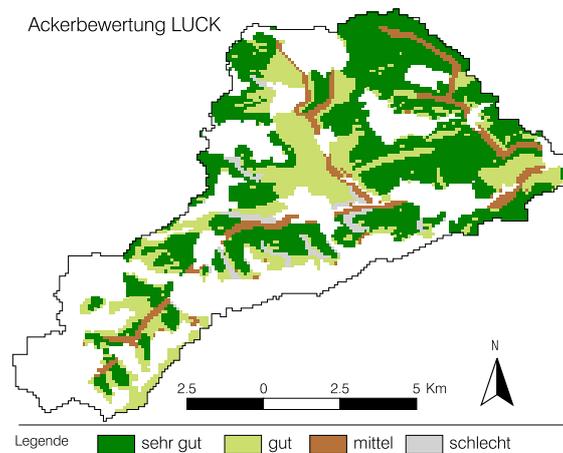
5.3.1 Ableitung der Stilllegungsquote

Die Auswirkungen der *Agenda 2000* werden, wie schon in *Kap. 2.4.2.2* beschrieben, unterschiedlich interpretiert. Da in der *Agenda 2000* die Subventionsleistungen der EU-Kommission an eine obligatorische Stilllegungsquote von 10% der ackerbaulich genutzten Fläche gekoppelt sind, wird sich diese Forderung weitgehend durchsetzen. Darüber hinaus können freiwillig bis maximal 33% der Fläche mit Ausgleichsanspruch stillgelegt werden. Auf diese beiden Szenarien wird das in *Kap. 4.3.2.3* beschriebene Verfahren der Ertragspotenzialbewertung angewandt, welches ein relatives Gütegefälle innerhalb eines Einzugsgebietes bestimmt. Es wird angenommen, dass Standorte mit niedrigem Ertrag vorrangig stillgelegt und Gunstflächen weiterhin bewirtschaftet werden.

5.3.2 Ergebnisse der Modellierung

5.3.2.1 Lein

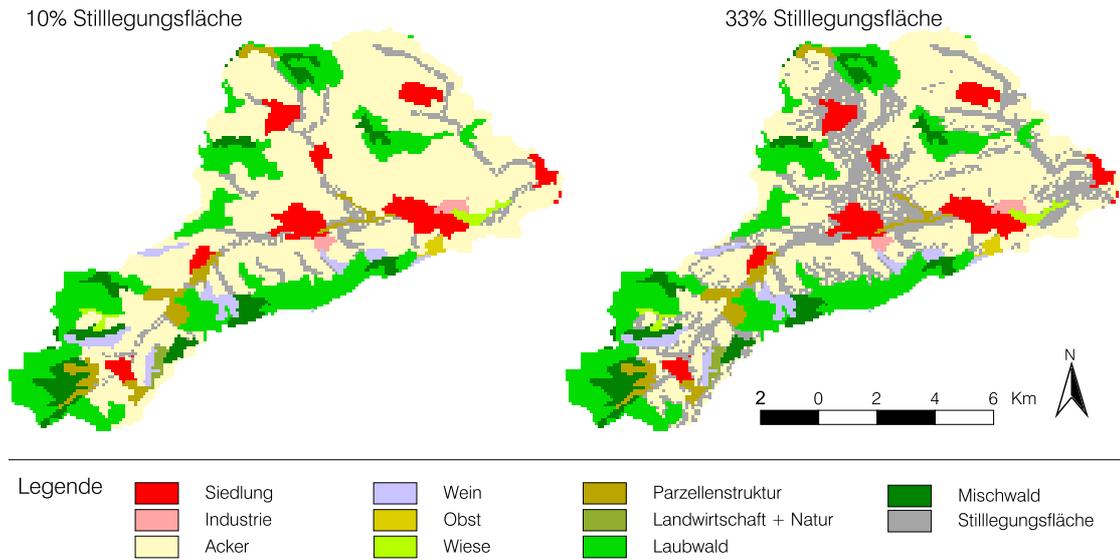
Karte 5.5, S. 87 stellt die Grundlage der automatischen Suche nach den möglichen Stilllegungsflächen an der Lein dar. *Karte 5.6*, S. 88 zeigt die möglichen Auswirkungen der *Agenda 2000*. Die niedrigen Ertragspotenziale der Rendzinenstandorte und entlang des Flusslaufs konzentrieren die potenziellen Stilllegungsflächen für 10% der Ackerfläche auf diese Bereiche. Dies ist durch die



Karte 5.5 Ertragspotenzialbewertung durch LUCK unter Berücksichtigung aller Kriterien im Leingebiet

ungünstigen Eigenschaften der flachgründigen Rendzinen und der Auenböden hinsichtlich des Wasserpotenzials und des Bearbeitungspotenzials zu erklären. Das Szenario von 33% Stilllegung ist für dieses fruchtbare und thermisch begünstigte Gebiet sehr unwahrscheinlich und dient nur als hypothetische Annahme.

Bei 33% Stilllegungsfläche wird deutlich, dass eine Ausweitung der Suche nach potenziellen Stilllegungsflächen neben der rein deterministischen auch zu einer zufälligen Verteilung von Rasterzellen auf gleichwertigen Ackerböden führt. Eine exemplarische Auswertung der Szenariosituation für 33% Stilllegungsfläche ist in *Abb.*



Karte 5.6 Mögliche Auswirkungen der Agenda 2000 auf das Einzugsgebiet der Lein

5.8, S. 88 dargestellt. Wie in Kap. 4.3.2.5 erläutert, wird in einen deterministischen und einen zufälligen Teil der Suche nach Stilllegungsflächen unterschieden. Im Falle der Lein werden für das Szenario von 33% Stilllegungsfläche 20% zufällig gewählt. Dabei liegt die zufällige Stilllegungswahrscheinlichkeit der als »gut« bewerteten Rasterzellen bei 68%. Die zufällige Verteilung wird im Ergebnis der Modellierung durch die verstreuten, einzelnen Rasterzellen offensichtlich (vgl. Karte 5.6, S. 88 rechts).

5.3.2.2 Körsch

Für das Einzugsgebiet der Körsch spielt die Landwirtschaft zwar in der Beschäftigungsstruktur eine untergeordnete Rolle. Dennoch wird angestrebt, Flächen in der Bewirtschaftung zu halten, um das Landschaftsbild in dieser ursprünglich landwirtschaftlich orientierten Gegend zu sichern und ein flächendeckendes Angebot an regionalen Agrarprodukten zu gewährleisten. Dementsprechend werden sich auch in diesem Gebiet

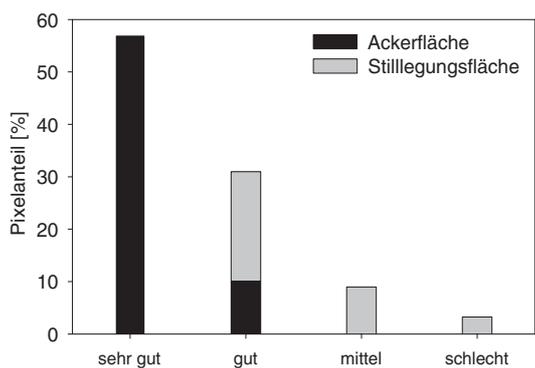
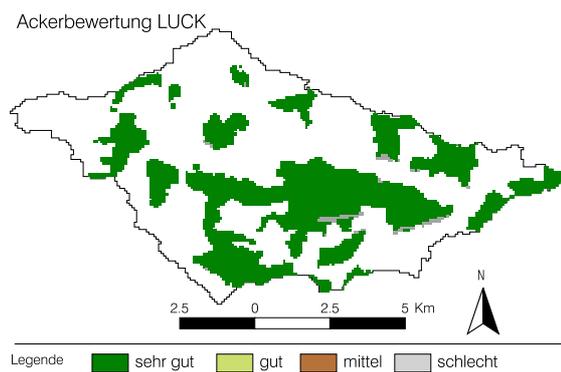
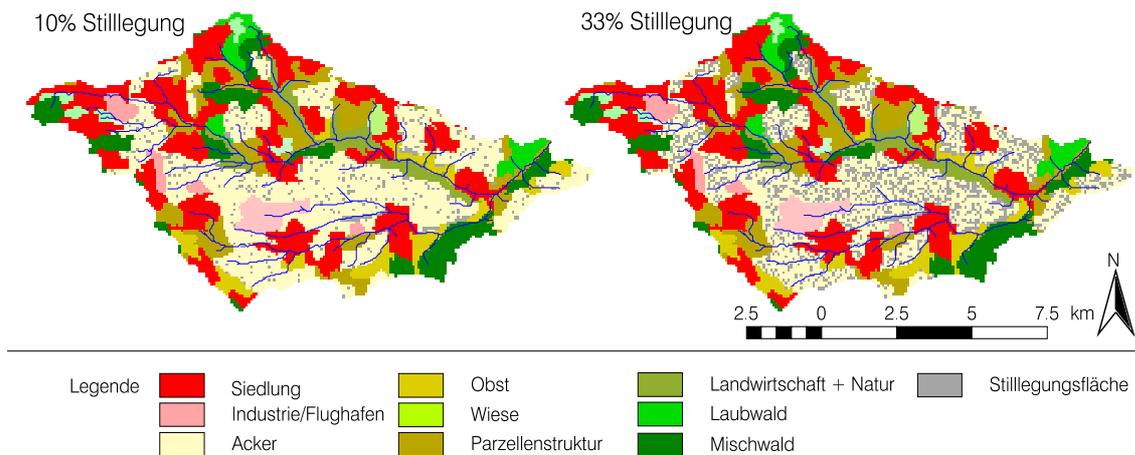


Abb. 5.8 Verteilung von 33% Stilllegungsfläche auf die verschiedenen Klassen der ackerbaulichen Ertragsgüte im Leingebiet



Karte 5.7 Bewertung der Standorteignung für Acker im Körschgebiet



Karte 5.8 Mögliche Auswirkungen der Agenda 2000 im Körschgebiet

die Maßnahmen der *Agenda 2000* bemerkbar machen.

Die Standortbewertung nach potenzieller Ertragsleistung führt im Körschgebiet zu dem Bewertungsergebnis, das in *Karte 5.7*, S. 88 dargestellt ist. Die naturräumlichen Verhältnisse im Körschgebiet ergeben eine sehr homogene Bewertung. Außer dem Grabenbruch, der ohnehin nicht für landwirtschaftliche Produktion genutzt wird, werden allen Flächen ähnliche Ertragspotenziale zugewiesen. Über 80% der Ackerflächen werden aufgrund der geringen Hangneigung und den homogenen Bodenverhältnissen mit einem sehr guten Ertragspotenzial bewertet. Lediglich entlang des Flusslaufs führt die Bewertung zu einer Abstufung. Die Aufspreizung zwischen sehr gut und schlecht ergibt sich aus der Berechnung des lokalen Maximums bzw. Minimums.

Karte 5.8, S. 89 zeigt, wie sich die Standortbewertung auf die Flächenstilllegung im Körschgebiet niederschlagen könnte. Das Ergebnis der Simulation spiegelt die überwiegende Homogenität des Untersuchungsgebiets wider. Da die naturräumlichen Bedingungen nur wenige eindeutige Grenzertragsflächen ausweisen, tritt bei der Modellierung mit LUCK die zufällige Verteilung der Stilllegungsflächen in den Vordergrund. Diese gleichmäßige Verteilung wird dem unsicheren Charakter der Simulation von selektiver Stilllegung gleichwertiger Flächen gerecht. Insgesamt entspricht die Umsetzung der möglichen Stillle-

gung von Ackerfläche nicht der typischen Flächenform in der landwirtschaftlichen Praxis und ist daher als eher unrealistisch zu bewerten.

Bei der modelltechnischen Umsetzung der Suche nach 33% potenzieller Stilllegungsfläche werden an der Körsch 95% durch zufällige Verteilung stillgelegt. Die Wahrscheinlichkeit für jede Rasterzelle aus der Güte »sehr gut«, als Stilllegungsfläche ausgewählt zu werden, liegt an der Körsch bei 32% (siehe *Abb. 5.9*, S. 89). Der große Anteil an zufällig verteilten Rasterzellen spiegelt die große Unsicherheit des Ergebnisses wider.

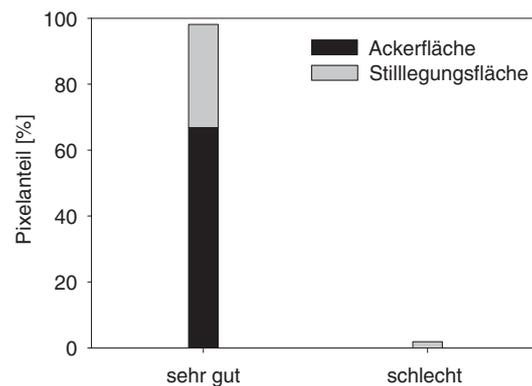
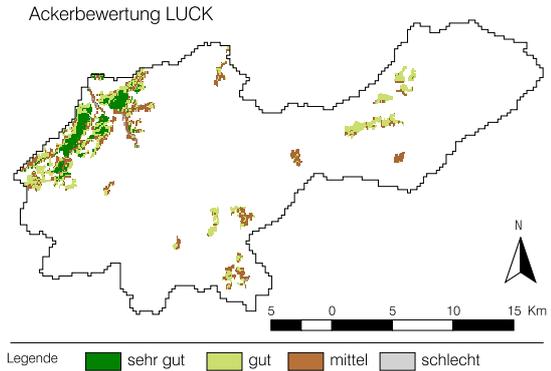


Abb. 5.9 Verteilung von 33% Stilllegungsfläche auf die verschiedenen Klassen der ackerbaulichen Ertragsgüte im Körschgebiet

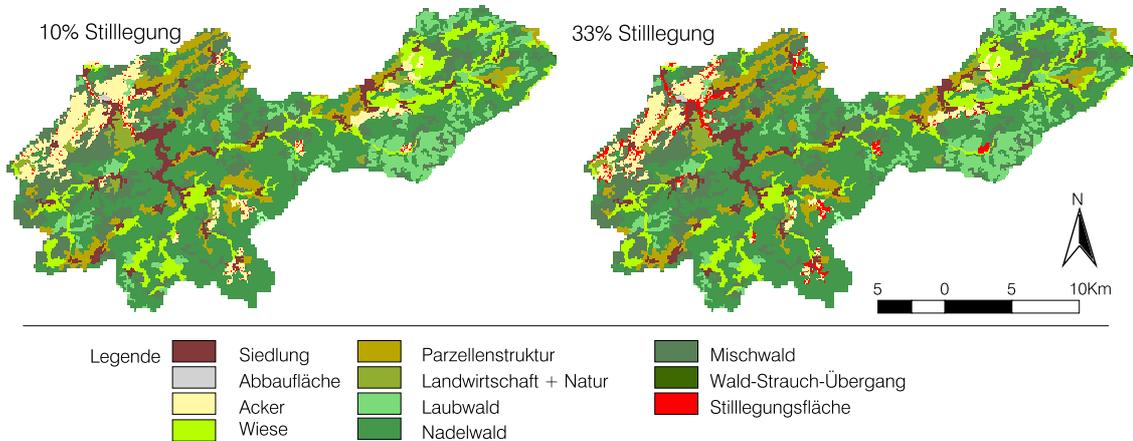
5.3.2.3 Lenne

Karte 5.9, S. 90 gibt die potenzielle Ertragsfähigkeit an der Lenne wieder. Das Ergebnis zeigt die höhenabhängige Bewertung der Ackerflächen. Nur 21% des Gebietes haben ein »sehr gutes« Ertragspotential. Sie befinden sich im unteren Teil des Untersuchungsgebietes, wo sich aus den lössvermengten Massenkalken Parabraunerden entwickelt haben (vgl. Kap. 3.4.2). Im Gegensatz zum Körschgebiet zeichnet sich das Lennegebiet durch eine starke Heterogenität aus. Die Anwendung der Stilllegungsquote auf das Lennegebiet (vgl. Karte 5.10, S. 90) zeigt für das 33%ige Stilllegungsszenario, dass im oberen Teil des Untersuchungsgebietes z.T. ganze »Ackerpatches« in Stilllegungsfläche umgewandelt werden könnten. Dieses Szenario ist als permanente Stilllegung durchaus realistisch zu bewerten, da die Bewirtschaftung von Ackerflächen in dieser Gegend nicht rentabel genug ist, um mit den Betrieben in ganz Europa konkurrieren zu können. Die Auswertung der deterministischen bzw. zufälligen



Karte 5.9 Bewertung des potenziellen Ertragsniveaus an der Lenne

Verteilung von Stilllegungsflächen ist in Abb. 5.10, S. 91 dargestellt. Dabei zeigt sich, dass die Rasterzellen aus der Klasse der »mittleren« Ackergüte mit 98%iger Wahrscheinlichkeit zufällig in Stilllegungsfläche umgewandelt wurden. Deshalb spielt der Zufall bei der Suche nach Stilllegungsflächen im Lennegebiet nur eine untergeordnete Rolle.



Karte 5.10 Mögliche Auswirkungen der Agenda 2000 im Lennegebiet

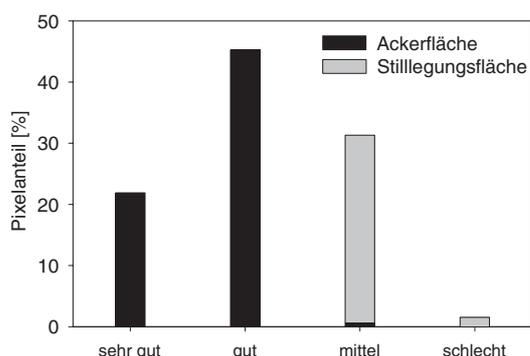


Abb. 5.10 Verteilung von 33% Stilllegungsfläche auf die verschiedenen Klassen der ackerbaulichen Ertragsgüte im Lennegebiet

5.3.3 Exemplarische Auswirkung von Stilllegung auf Hochwasser

Temporär stillgelegte Flächen, wie sie für die Erfüllung des Abkommens der *Agenda 2000* benötigt werden (vgl. Kap. 2.4.2.2), können verschiedene Landbedeckungen annehmen. Da die Flächen sowohl für den Anbau von nachwachsenden Rohstoffen als auch unbewirtschaftet als selbstbegrünte Fläche genutzt werden dürfen, wurde für ihre Parametrisierung im hydrologischen Modell von NIEHOFF (2001) während der relevanten Periode der konvektiven Ereignisse (im Sommer)

ein etwas geringerer Vegetationsbedeckungsgrad gegenüber der Ackernutzung angenommen. Dieser geringere Vegetationsbedeckungsgrad begünstigt die Entstehung von Infiltrationsüberschuss. Da sich allerdings zum Zeitpunkt des exemplarischen Hochwasserereignisses im Juni die Bedeckungsgrade beider Landnutzungen nur wenig unterscheiden, bewirkt diese Landnutzungsänderung auch nur eine geringe Zunahme der Abflussspitzen (vgl. Abb. 5.11, S. 91).

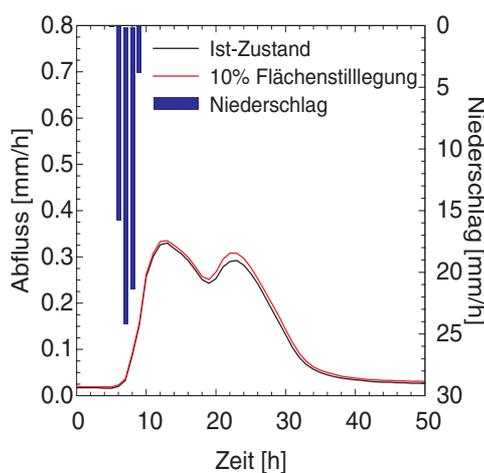


Abb. 5.11 Hydrologische Auswirkung auf die Ganglinie des exemplarischen Hochwassers infolge einer Stilllegung von 10% der Ackerfläche

5.4 ETABLIERUNG VON SCHUTZGEBIETEN IN UFER- UND AUENBEREICHEN

5.4.1 Ableitung des Szenarios

Dem Schutz von Gewässer und Uferzonen wurde bei der Neuregelung des Bundesnaturschutzgesetzes im Jahr 2001 mit dem Paragraphen §31 besondere Beachtung geschenkt:

§31 Schutz von Gewässer und Uferzonen

Die Länder stellen sicher, dass die oberirdischen Gewässer einschließlich ihrer Gewässerrandstreifen und Uferzonen als Lebensstätten und Lebensräume für heimische Tier- und Pflanzenarten erhalten bleiben und so weiterentwickelt werden, dass sie ihre

großräumige Vernetzungsfunktion auf Dauer erfüllen können. (BNATSCHGNEUREGG, 2001)

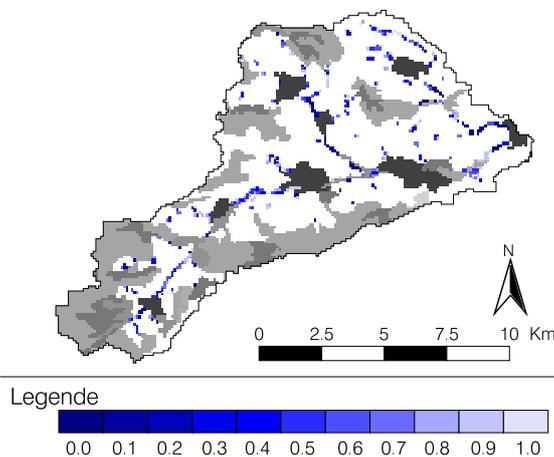
Auf diese Neuerungen der Gesetzesgrundlage beruft sich die vorliegende Studie, indem sie der Bedeutung der Ufer- und Auenbereiche, als wichtige Standorte für den Schutz vor Stoffeintrag ins Gewässer, als potenzielle Überflutungsflächen und als verbindende Korridore für die Biotopvernetzung durch eine Konversion von Ackerfläche in Schutzgebiete Rechnung trägt. Da nicht immer davon ausgegangen werden kann, dass es digitale Information zu der vorhandenen Biotopstruktur

im Gebiet gibt und da aus der Datengrundlage CORINE nicht auf Biotop geschlossen werden kann, wird auf die Erfüllung von genau 10% verzichtet (vgl. Kap. 4.4.2).

5.4.2 Ergebnisse der Schutzgebietsausweisung

5.4.2.1 Lein

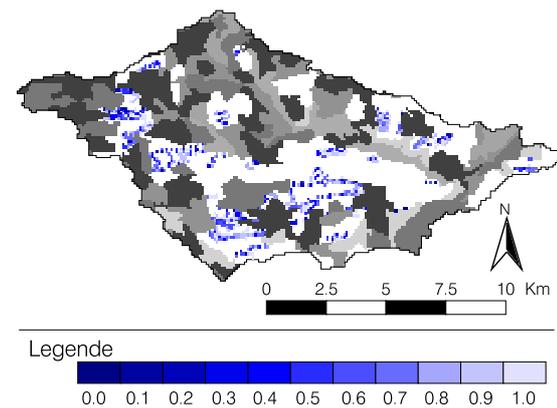
Karte 5.11, S. 92 stellt die sensiblen Ufer- und Auenbereiche für das Leingebiet dar. Für das Ergebnis wurde die parametrisierbare Höhendifferenz bis 1 m schrittweise um 0,1 m erhöht. Je stärker die Sättigung der blauen Farbe, desto geringer ist die Höhendifferenz zum Flusslauf und um so empfindlicher sind diese Bereiche gegenüber anthropogenen Störungen. Bei der maximalen Ausweitung auf 1 m an der Lein werden rund 4% der Gebietsfläche für die Etablierung eines Biotopverbundnetzes ausgewiesen. Besonders im Unterlauf, wo sich derzeit noch keine geschützten Biotop entlang des Flusslaufs befinden, könnte eine Etablierung solcher Gebiete eine positive Wirkung auf die Biotopvernetzung zeigen.



Karte 5.11 Ergebnis der schrittweisen Schutzgebietsausweisung in Ufer- und Auenbereichen im Leingebiet

5.4.2.2 Körsch

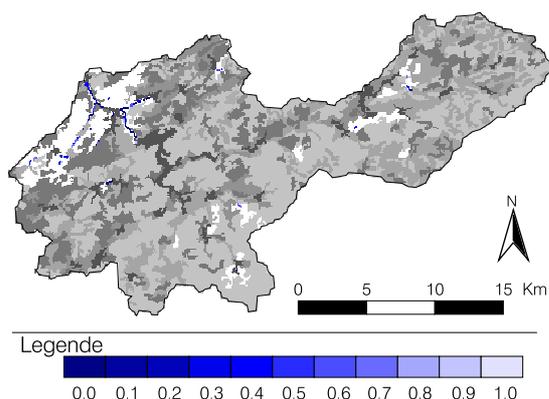
Wie bereits in Kap. 4.4.4.2 erwähnt, werden im Körschgebiet bei der Modellierung aufgrund der flachen Topographie viele Rasterzellen gefunden, welche die vereinbarten Kriterien erfüllen. Obwohl für die Validierung der Hypothesen die beste Übereinstimmung mit existierenden geschützten, wasserbeeinflussten Biotopen bei 0,6 m erreicht wird, ist für die flache Filderebene die Ausweisung einer größeren Schutzgebietsfläche wünschenswert. Ein Überstau der Körsch auf den Fildern von mehr als 1 m ist allerdings aufgrund der flachen Topographie unrealistisch. Für das Ergebnis an der Körsch wurde, wie an der Lein, eine in 0,1 m abgestufte Höhendifferenz bis zu 1 m gerechnet. Das Ergebnis zeigt ein Band entlang des Flusslaufes.



Karte 5.12 Ergebnis der schrittweisen Schutzgebietsausweisung in Ufer- und Auenbereichen im Körschgebiet

5.4.2.3 Lenne

An der Lenne beschränkt sich diese Form des Landnutzungsszenarios überwiegend auf den Unterlauf. Selbst dort entsprechen so wenige Rasterzellen den geforderten Kriterien, dass sich das Modellierungsergebnis auf den Flusslauf beschränkt, ohne weiter entfernte Flächen mit einzubeziehen. Dies hängt damit zusammen, dass die Lenne auch im Unterlauf in einem Kerbtal fließt, dessen angrenzende Bereiche bedeutend



Karte 5.13 Ergebnis der schrittweisen Schutzgebietsausweisung in Ufer- und Auenbereichen im Lennegebiet

höher als der Flusslauf selbst liegen. Die Etablierung von geschützten Bereichen im Unterlauf wäre in diesem Gebiet ein wichtiger Schritt für den Naturschutz, so dass die Auenbereiche nicht von der sich stetig ausbreitenden Siedlungsfläche überbaut werden können. *Karte 5.13*, S. 93 zeigt das Ergebnis, bei dem 272 Rasterzellen in Schutzgebiete konvertiert wurden

5.4.2.4 Statistische Auswertung der Landnutzungen im Auenbereich

Die Auswertung, welche Landnutzungen in potenziell sensiblen Ufer- und Auenbereichen liegen, zeigt die *Abb. 5.12*, S. 93. Wie deutlich zu erkennen ist, überwiegt für Lein und Körsch die Ackernutzung, gefolgt von der Siedlungsnutzung und Kleingärten entlang der Flüsse. Eine Renaturierung durch Nutzungskonversion von Ackerflächen könnte für beide Untersuchungsgebiete die in *Kap. 4.4.1* genannten positiven Auswirkungen haben. An der Lenne liegen überwiegend Wiesenflächen in der Flussaue. Nur etwa 10% dieser sensiblen Flächen sind an der Lenne unter Ackernutzung. Davon befinden sich die meisten Flächen im Unterlauf zwischen Grewenbrück und Bahmenohl, wo die Fruchtbarkeit des Bodens hoch ist (vgl. *Kap. 3.4.2*). Da Ackerbau in dieser Mittelgebirgslandschaft sich auf solche fruchtbaren Einzelflächen konzentrieren muss und in der

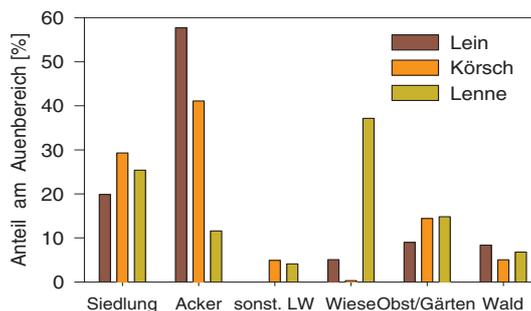


Abb. 5.12 Anteil der verschiedenen Landnutzungen am sensiblen Ufer- und Auenbereich bei einer einheitlichen Höhendifferenz von 1m in allen drei Untersuchungsgebieten

Nachbarschaft genügend extensive Flächen für den Naturschutz zur Verfügung stehen, ist eine großflächige Renaturierung des Unterlaufs unwahrscheinlich.

5.4.3 Exemplarische Auswirkung auf Hochwasser

Die Etablierung von einem Biotopverbundnetz entlang von Ufer- und Auenbereichen auf 4% der Untersuchungsgebietsfläche hat, wie *Abb. 5.13*, S. 93 zeigt, kaum Einfluss auf das Beispiel Hoch-

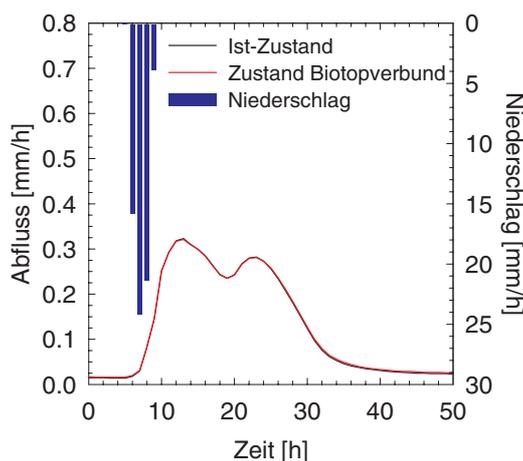


Abb. 5.13 Hydrologische Auswirkung auf die Ganglinie des exemplarischen Hochwassers infolge einer Etablierung eines Biotopverbundnetzes entlang der Ufer- und Auenbereiche

Ergebnisse der Landnutzungsmodellierung

wasserereignis. Die von LUCK ausgewiesenen Flächen wurden für die hydrologische Modellierung mit einer Vegetation aus Wald-Strauch-Übergang parametrisiert. Die Landnutzungsveränderung hat nach einer Modellierung von NIEHOFF (2001) eine marginale Verringerung der Abflussspitze von ca. 2% bewirkt. Dies ist der erhöhten Interzeptionsspeicherkapazität der neuen Landnutzung zuzuschreiben. Allerdings muss betont wer-

den, dass bei der Berechnung nicht der Retentionseffekt von Auenwäldern berücksichtigt, sondern nur die Auswirkung auf die Abflussbildung während des exemplarischen konvektiven Niederschlagsereignisses untersucht wurde. Ohne Zweifel stellen Auwälder wichtige Flächen für die Rückhaltung des schon im Flussbett transportierten Wassers dar.

Möglichkeiten der Regionalisierung

6.1 DEFINITION VON REGIONALISIERUNG

Der Begriff *Regionalisierung* bezeichnet in der Landschaftsökologie die drei folgenden elementaren Operationen (BACH & FREDE, 1999; STEINHARDT 1999:a):

- (1) *Translokation*: Übertragung auf andere Gebiete; Übertragung von punkthafter Information auf die Fläche;
- (2) *Skalenwechsel*: Aggregation bzw. Disaggregation von Information;
- (3) *Transformation*: z.B. Ableitung von nicht vorhandenen Informationen mittels geeigneter Indikatoren und Transferfunktionen.

In der vorliegenden Untersuchung wird eine *Translokation* bereits anhand der Übertragung des Modells für die drei Untersuchungsgebiete durchgeführt. Allerdings deckt die Auswahl der

Gebiete nicht vollständig die Vielzahl der vorhandenen Naturräume in Deutschland ab. Deshalb ist eine Anwendung auf andere Landschaftstypen eine interessante Möglichkeit der Regionalisierung.

Die Übertragbarkeit des Modells auf verschiedene *Skalen* wird durch die Modellkonzeption der berücksichtigten Landnutzungsänderungen limitiert. Mit der Anwendung des Modells in unterschiedlichen Skalen können die Tauglichkeitsgrenzen der Methode untersucht werden.

Der Vorgang der *Transformation* stellt einen wesentlichen Bestandteil des Modellkonzepts bei der Bewertung von Standorteigenschaften dar. Eine weitere Perspektive der Transformation ist der Einsatz des Landnutzungsmodells für andere Fragestellungen.

6.2 ÜBERTRAGBARKEIT DES MODELLS AUF ANDERE GEBIETE

Generell ist das Modell LUCK für die Ableitung von Landnutzungsszenarien in anderen Gebieten Deutschlands im gleichen Maßstab geeignet. Für eine Übertragung auf eine naturräumlich und kulturell andersartige Landschaft außerhalb Mitteleuropas können auf Grund der implizierten Modellannahmen keine sinnvollen Ergebnisse erwartet werden. Innerhalb Deutschlands könnte

das Modell in stark grundwasserbeeinflussten Gebieten an seine Grenzen stoßen, weil diese Information nur über die Bodeneigenschaften berücksichtigt wird. Sie kann ersatzweise gegen die Information der Hangneigung ausgetauscht werden, weil die Topographie in grundwasserbeeinflussten Landschaften meistens keine große Reliefierung aufweist.

Die Anwendbarkeit des Modells auf andere Gebiete wird durch die Möglichkeit der Anpassung an verschiedene Eingangsdaten mitbestimmt. Im Falle des entwickelten Modells LUCK besteht diese Option durch die flexibel gestaltete Struktur der Steuerdatei (vgl. *Kap. D* im Anhang). Die Landnutzungsdaten werden über die Klassifikation in Hauptkategorien der Landnutzung eingeteilt, die sich in beliebig viele Land-

nutzungstypen aufgliedern können. Die Landnutzungsänderungen können für jeden Landnutzungstyp mit Hilfe von prozentualen Änderungsraten erzielt werden. Die Bodentypen bzw. -arten können ebenfalls jeder beliebigen Klassifikation angepasst werden. Außerdem besteht die Möglichkeit, die ertragsrelevante Parametrisierung an andere Bedingungen anzupassen.

6.3 ÜBERTRAGBARKEIT AUF ANDERE SKALEN

6.3.1 Konzept der Regionalisierung für die Anwendung in anderen Skalen

Regionalisierung in Form eines Skalenübergangs erfolgt an der oberen und unteren Grenze der Mesoskala. Exemplarisch wurde in beiden Fällen das Teilmodell der Siedlungsausbreitung angewendet, weil dieses auf nur wenige Eingangsdaten über Hangneigung, Entwicklungsachsen und der aktuellen Landnutzungen angewiesen ist.

Die Zellengröße hat bei der rasterbasierten Modellierung einen maßgeblichen Einfluss auf das Ergebnis, wie z.B. Untersuchungen von SCHULLA (1997) bei der hydrologischen Modellierung und Analysen von ZANG & MONTGOMERY (1994) für den Einfluss der hydrologischen und geomorphologischen Auswertung eines digitalen Höhenmodells gezeigt haben. Um die dadurch hervorgerufenen Effekte zu vermeiden, wurde die Datengrundlage für beide Fallbeispiele auf die Zellengröße der Untersuchungsgebiete angepasst. Dafür wurde die Landnutzungsinformation für die Fallbeispiele beider Skalen auf Rasterzellen mit 100×100 m Seitenlänge gerastert.

6.3.2 Kleinere Skala: Flächennutzungsplan Schwaigern

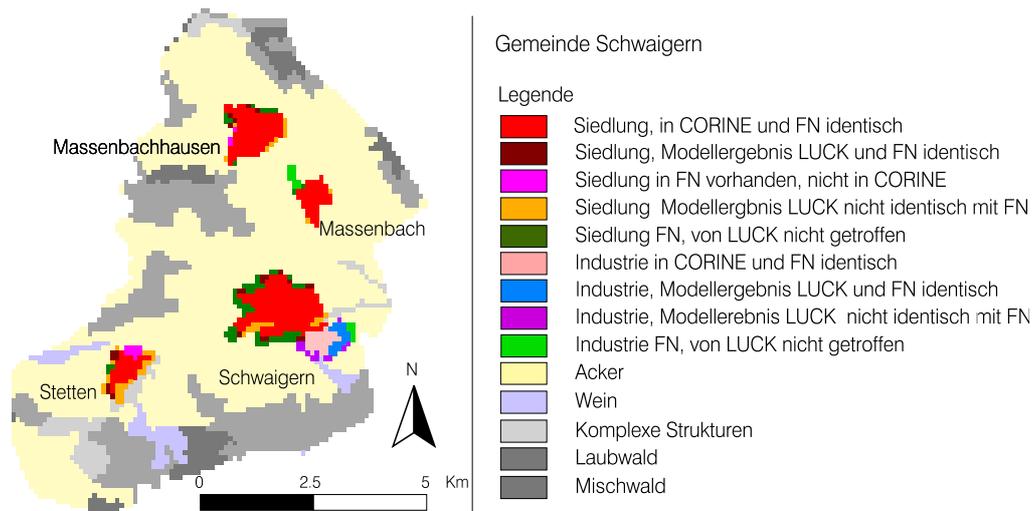
Die Anwendung des Landnutzungsmodells auf der Ebene eines Flächennutzungsplans stellt neben der Übertragung auf eine andere Skala auch eine Übertragung des Modells auf eine andere

Thematik dar. In einem Flächennutzungsplan sollen Landnutzungsänderungen unter Abwägung naturräumlicher sowie kultureller und sozio-ökonomischer Einflussfaktoren unter Berücksichtigung der Wünsche der Bevölkerung durchgeführt werden.

Um die Grenzen des Landnutzungsmodells LUCK in dieser Hinsicht deutlich machen zu können, wurde ein Vergleich der geplanten Siedlungsfläche mit dem Modellergebnis von LUCK durchgeführt. Dazu wurde der zur Zeit verfügbare Flächennutzungsplan der im Leingebiet liegenden Gemeinde Schwaigern aus dem Jahr 1986 digitalisiert und gerastert. Eine aktualisierte Fassung dieses Dokuments ist erst für das Frühjahr 2002 zu erwarten und konnte deshalb nicht berücksichtigt werden.

Als Szenario wurden die CORINE-Daten aus dem Jahr 1992 auf die geplante Größe der Siedlungs- und Industrieflächen im Flächennutzungsplan erweitert, so dass im Modellierungsergebnis die Rasterzellenanzahl an Siedlungs- und Industriegebieten mit den Planungen aus dem Jahr 1986 übereinstimmt.

Für die Modellierung der Siedlungs- und Industriefläche mit LUCK wurde als Ausgangsbasis die vorhandene CORINE-Datengrundlage und die selbe Parametrisierung, wie in *Kap. 5.2.2* beschrieben, verwendet. Ein Vergleich zwischen der Ausgangsdatenbasis CORINE, dem Modellergebnis durch LUCK und dem Flächennutzungsplan der Gemeinde Schwaigern ist in *Karte 6.1*, S. 97 dargestellt. Die CORINE-Datenbasis verzeichnet rund 4% der Siedlungsnutzung auf Flächen, die im



Karte 6.1 Vergleich zwischen der Ausgangsdatenbasis CORINE, dem Flächennutzungsplan (FN) und dem Modellergebnis von LUCK (FN und Modellergebnis haben die selbe Siedlungs- und Industrieflächengröße)

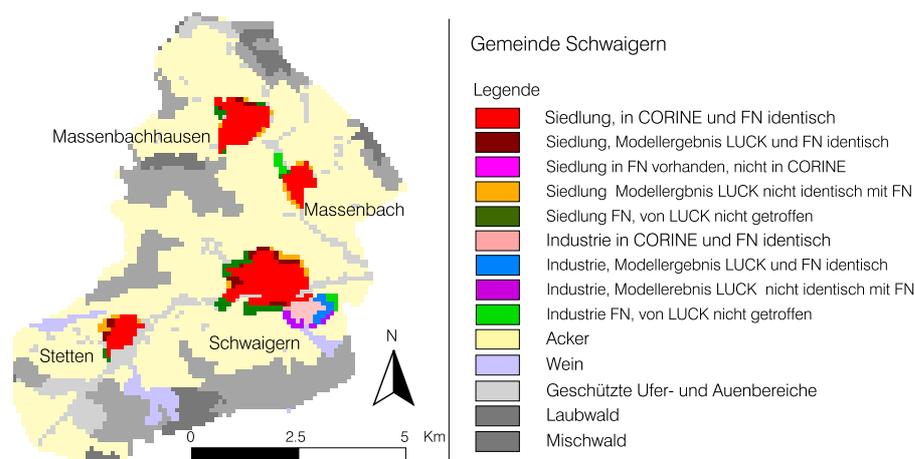
Flächennutzungsplan nicht für die Siedlungsnutzung ausgewiesen werden. Diese Diskrepanz kann durch die unterschiedliche Aktualität der beiden Karten begründet werden. Dennoch deutet sie auf grundlegende Schwierigkeiten bei der Vergleichbarkeit von großräumigen Landnutzungsdaten limitierter räumlicher Auflösung mit den regionalen Planungsunterlagen hin.

Der Vergleich zwischen dem Modellergebnis von LUCK und dem Flächennutzungsplan zeigt eine Übereinstimmung von modellierter neuer Siedlungsfläche zu der im Flächennutzungsplan verzeichneten von 39%. Während im Flächennutzungsplan die Flussaue der Lein für die Bebauung ausgespart wurde, hat die Modellierung mit LUCK in Schwaigern dort zukünftige Siedlungsfläche simuliert. Eine Berücksichtigung der in Kap. 4.4 beschriebenen geschützten Auenbereiche liefert ein deutlich besseres Ergebnis. Wenn zunächst die sensiblen Ufer- und Auenbereiche unter Schutz gestellt werden, wie in Karte 6.2, S. 98, hat die simulierte mit der geplanten Siedlungsfläche eine Übereinstimmung von 58%. Dieses Ergebnis zeugt davon, dass in den CORINE-Daten aufgrund ihrer räumlichen und inhaltlichen Auflösung wichtige Aspekte der Landnutzung, wie geschützte Biotope kleiner 25 ha

nicht berücksichtigt werden. Die Modellierung der Industriegebiete stimmt in beiden Karten zu 50% mit den Planungsunterlagen überein. Das geplante Industriegebiet nördlich von Massenbach wird bei der Modellierung nicht getroffen. Dies ist nicht verwunderlich, weil durch die modellimplizierten Annahmen Ausbreitung von Siedlungsfläche nur in der Nachbarschaft bestehender Flächen statt findet. Somit kann mit LUCK keine Neuerschließung auf der »grünen Wiese« modelliert werden.

Insgesamt resultiert der Vergleich mit einer zufriedenstellenden Trefferquote, die als zusätzliche Validierung der entwickelten Methode angesehen werden kann. Diese Detailuntersuchung deutet darauf hin, dass die Modellierungsergebnisse mit LUCK als räumlich explizite Landnutzungsszenarien eine gewisse Eintrittswahrscheinlichkeit haben können, weshalb sie sich als Eingangsdaten für die Modellierung von natürlichen Systemen eignen.

Dennoch ersetzt das hier vorgestellte Landnutzungsmodell nicht die Disziplin der praxisorientierten Landschaftsplanung, denn ihre Aufgaben umfassen neben dem Erhalt und der Gestaltung von Landschaftsstruktur und -haushalt, die Berücksichtigung der regionalen Besonderheiten



Karte 6.2 Vergleich zwischen der CORINE-Datenbasis mit geschützten Ufer- und Auenbereichen, dem Flächennutzungsplan (FN) und dem Modellergebnis von LUCK (FN und Modellergebnis haben die selbe Siedlungs- und Industrieflächengröße)

und Wünsche der Bewohner. Ferner zielt die Planung auf die Pflege und/oder Wiederherstellung eines regionaltypischen Landschaftsbildes ab. Mit einer modellgestützten Vorgehensweise können diese Ansprüche nicht erfüllt werden.

6.3.3 Größere Skala: Neckareinzugsgebiet

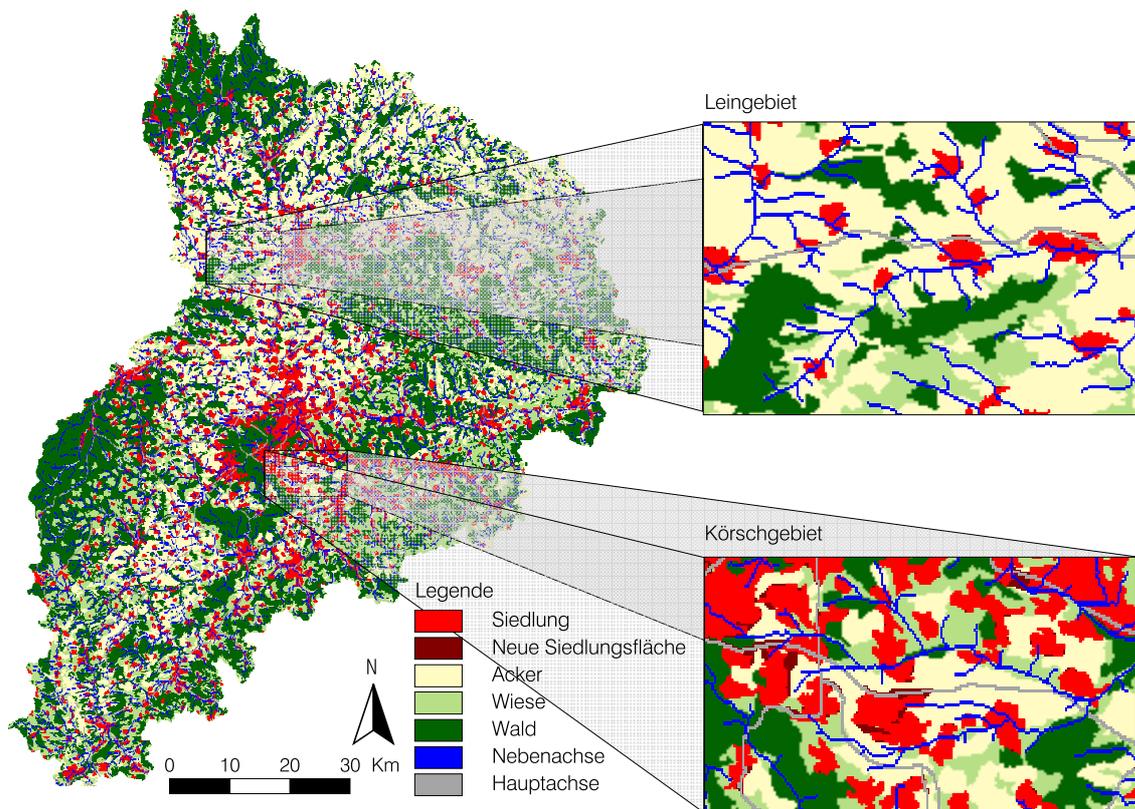
Bei der Übertragung des Modellkonzepts auf größere Untersuchungsgebiete geht die Prüfung nach sinnvoller Einsatzmöglichkeit voraus. Viele Modelle der Makroskala sind bisher nicht in der Lage räumliche Daten als Eingangsdaten zu verwenden, sondern berücksichtigen nur die Flächenanteile der Landnutzungsklassen. Da flächendetaillierte Modellierung, dank immer leistungsfähigerer Rechnerkapazitäten und der Verfügbarkeit solcher Daten, sich stetig weiter entwickelt, soll die Tauglichkeit von LUCK für die Makroskala getestet werden. Außerdem können die Ergebnisse der Landnutzungsmodellierung ohne Weiterverwendung in Modellen selbstständige Endergebnisse darstellen.

Um die Rechenfähigkeit des Modells LUCK auf einem durchschnittlichen Personal-Computer (500 MHz) zu gewährleisten, wurde eine reduzierte Modellversion erstellt, die nur die Modellierung der Siedlungsausbreitung durchführen

kann. Ebenfalls begründet auf der begrenzten Rechenkapazität, wurden die Landnutzungsklassen der CORINE-Datenbasis auf die Landnutzungstypen Acker, Wiese und Wald reduziert. Unter den Siedlungsflächen wurden alle Flächen, die in der CORINE-Datenbasis als Siedlungs-, Industrie oder Verkehrsfläche beschrieben waren, zusammengefasst.

Aufbauend auf der Fragestellung des Einflusses der Landnutzung auf die Hochwasserentstehung in der vorliegenden Arbeit wurde für die Makroskala das Neckareinzugsgebiet gewählt, weil dafür die Daten Höhenmodell, Flusslauf, Entwicklungsachse/Straßennetz und die aktuelle Landnutzung aus einem Verbundprojekt zur Verfügung standen.

Das Neckareinzugsgebiet umfasst 13766 km² und reicht von 110 bis zu über 1000 m ü. N.N. Höhe. Die Landnutzung gliedert sich nach den Höhenstufen in eine ackerbaulich geprägte Landschaft bis 500 m, die mit zunehmender Höhe von Wald geprägt wird. Oberhalb von 900 m sind zwei Drittel der Fläche von Wald bedeckt. Mit zunehmender Höhe steigt der Wiesenanteil von etwa 10% auf etwa 25% in den Höhenlagen. Die Siedlungsfläche hat ihre größte Verbreitung mit ca 20% Flächenanteil in den niederen Höhenstufen bis 300 m. Dort befinden sich die wirtschaftlichen Ballungsräume Stuttgart, Heilbronn und



Karte 6.3 Ergebnis der Landnutzungsmodellierung von einem Siedlungszuwachs von 10% für das Neckareinzugsgebiet mit Detailansicht der Untersuchungsgebiete Lein und Körsch

die Industriegebiete entlang des Neckars. Insgesamt hat die Siedlungsfläche im Neckareinzugsgebiet einen Anteil von 9,2%.

Für die Simulation der Siedlungsausbreitung wurde pauschal eine Zunahme von 10% Siedlungsfläche modelliert. Die flächendifferenzierten Prognosen über die Siedlungsentwicklung von DOSCH & BECKMANN (1999:a) (vgl. Kap. 5.2.1) konnten für die Modellierung des gesamten Neckareinzugsgebiets nicht berücksichtigt werden, weil sich darunter zuviele verschiedene Siedlungstypen befinden. Das Ergebnis ist in Karte 6.3, S. 99 zu sehen. Eine Detailansicht der Untersuchungsgebiete an Lein und Körsch soll exemplarisch das Simulationsergebnis erkennbar machen. Beide Ausschnitte zeigen andere Ergebnisse, als bei der einzugsgebietsbezogenen Modellierung der kleineren Flüsse. Das wird durch die modellimplizierte Suche nach den relativ best-geeigneten Flächen für die Landnut-

zungskonversion im ganzen Gebiet begründet, so dass für Teilausschnitte die Siedlungszunahme erheblich mehr oder erheblich weniger als 10% aufweisen kann.

Eine Auswertung der Flächengrößen in den CORINE-Daten und dem Simulationsergebnis ist in Abb. 6.1, S. 100 dargestellt, in der die Flächenanteile der verschiedenen Siedlungsgrößen prozentual aufsummiert wurden. Die Graphik veranschaulicht, dass im Neckareinzugsgebiet über 50% der Siedlungsflächen kleiner als 10 km² sind. Für die Szenarioauswertung wird deutlich, dass besonders die großen Siedlungen einen Flächenzuwachs erfahren haben. Eine genauere Bestätigung dieser These kann in Karte 6.4, S. 100 gefunden werden. Diese Karte stellt die prozentuale Zunahme der Siedlungsfläche in Bezug auf die Ausgangsgröße der Siedlung dar. Die Ballungsräume werden als die Siedlungsflächen mit dem prozentual größten Zuwachs ausgewiesen.

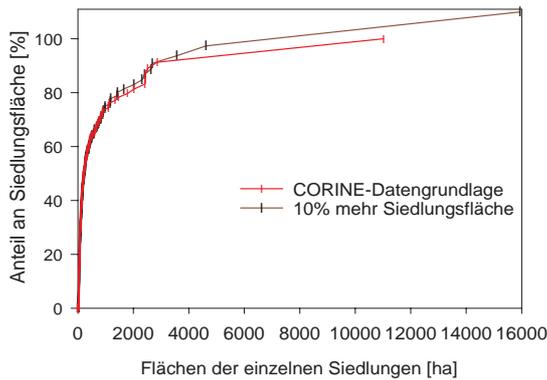


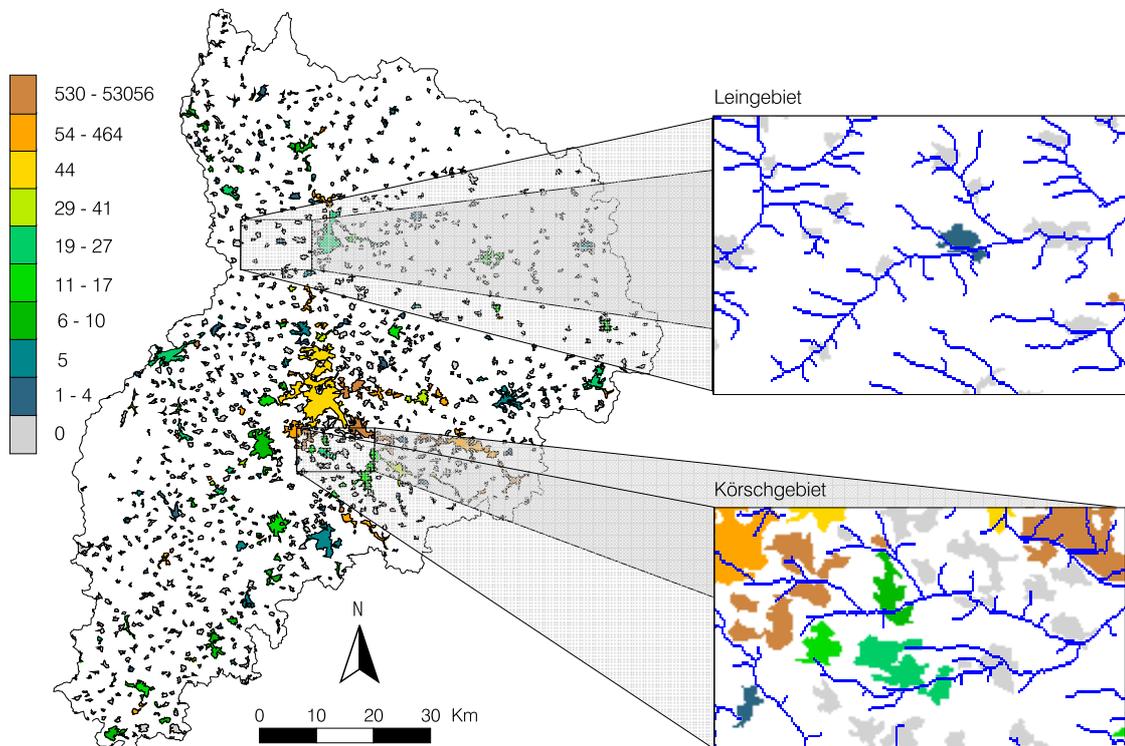
Abb. 6.1 Aufsummierte Flächenanteile der Siedlungen für die CORINE-Datengrundlage und das Modellergebnis einer Siedlungsausbreitung von 10% mehr Siedlung im Neckareinzugsgebiet

Die Werte von bis über 1000% werden durch das Zusammenwachsen von bisher noch isolierten Siedlungsflächen begründet. Die kleinen Siedlungen hingegen sind z.T. für das Szenario gar

nicht gewachsen. Besonders deutlich wird das in der Detailansicht für das Leingebiet, wo lediglich die Ortschaft Schwaigern ca. 4% neue Siedlungsfläche erhält. An der Körsch erfahren ebenfalls, bedingt durch die bereits existierende Dichte der Siedlungen und der Entwicklungsachsen, besonders die größeren Siedlungen einen Zuwachs, bzw. verschmelzen zu einer Fläche

Das Modellierungsergebnis kann dadurch begründet werden, dass große Siedlungen im Verhältnis eine größere Oberfläche bieten, in deren Nachbarschaft Siedlungsfläche wachsen kann. Außerdem bündeln sich in den Ballungsräumen die Entwicklungsachsen, was für die Modellierung die Siedlungsausbreitung begünstigt.

Obwohl diese Modellierung den beobachteten Trends der letzten Jahre folgt, widerspricht es den prognostizierten Siedlungsflächentrends von DOSCH & BECKMANN (1999: a), nach denen besonders die bis jetzt noch nicht so gut entwickelten Gebiete zukünftig das größte Potenzial für die Ausbreitung der Siedlungsflächen erhalten. Eine



Karte 6.4 Prozentualer Flächenzuwachs der einzelnen Siedlungen für das Landnutzungsszenario mit der Annahme von 10% mehr Siedlungsfläche

Aufteilung des makroskaligen Einzugsgebiets in die verschiedenen Landkreise, deren getrennte Berechnung und eine anschließende Zusammen-

setzung der Einzelergebnisse könnte ein Ergebnis liefern, welches den prognostizierten Trends besser entspricht.

6.4 ÜBERTRAGBARKEIT AUF ANDERE FRAGESTELLUNGEN

Die Transformation auf andere Fragestellungen stellt eine wesentliche Herausforderung für das Modell LUCK dar. Die Berücksichtigung von flächendeckender Landnutzungsinformation hat Eingang in verschiedene Modelle mit unterschiedlicher landschaftsökologischer Fragestellung gefunden. Tab. 6.1, S. 101 zeigt eine kleine Auswahl von Modellen, die räumlich verteilte Landnutzungsmuster als Eingangsdaten verwenden. Fraglich bleibt, ob die modellimplizierten Annahmen und Modellierungsmöglichkeiten für die aufgelisteten Modelle relevant sind und eine Reaktion im Ergebnis hervorrufen können. Besonders für die Fragestellungen der Biodiversität sollte eine detailliertere Landnutzungsdatengrundlage verwendet werden.

Tab. 6.1 Auswahl an Modellen, die räumliche Landnutzungsmuster als Eingangsdaten benötigen

Fragestellung	Modelle	Quelle
Wasserhaushalt	HILLFLOW-3D	BRONSTERT (1994)
	WASIM-ETH	SCHULLA (1997), NIEHOFF (2001)
	SWAT	ARNOLD et al. (1996)
	SWIM	KRYSANOVA et al. (1989)
	ARC/EGMO	BECKER (1975), PFÜTZNER et al. (1998)
Erosion	EROSION-3-D	SCHMIDT (1991)
	ANSWERS	BEASLEY et al. (1980)
	WEPP	LANE & NEARING (1989)
	LISEM	DE ROO et al. (1996)
Biodiversität	Habitatmodelle für Rotbauchunke, Schleiereule, Kraniche; Modelle für Insekten und Käfer	WENKEL et al. (1997)
Stofftransport	AGNPS	YOUNG et al. (1987)
	SWIM	KRYSANOVA et al. (1998)
	MOBI-NEG	F& N UMWELTCONSULT (2001)
3-D-Visualisierung	WORLD CONSTRUCTION SET	3D-NATURE, LLC(2001)
	AUTODESK VIZ	AUTODESK INC. (2001)

Diskussion und Ausblick

7.1 DISKUSSION DER MODELLKONZEPTION

Die Diskussion über das vorgestellte Landnutzungsmodell LUCK umfasst die Evaluierung der Datenbasis, der Modellannahmen, der Parametrisierung und der Gesamtkonzeption des Modells. Außerdem sollen die Limitationen und Potenziale der hier vorgestellten Methode der Landnutzungsmodellierung mit dem Modell LUCK diskutiert werden.

7.1.1 Bewertung der Datengrundlage

7.1.1.1 Naturräumliche Daten

Die Datenlage über Topographie und Bodenverhältnisse in den drei Untersuchungsgebieten ist als außergewöhnlich gut zu bezeichnen. Die bei den Landesämtern verfügbaren digitalen Daten stellen bezüglich ihrer räumlichen Auflösung und der thematischen Beschreibung eine qualitativ hochwertige Grundlage dar, die für eine direkte Ableitung von Standorteigenschaften geeignet ist.

Daten über den Grundwasserflurabstand standen für die Untersuchungsgebiete nicht zur Verfügung. Der Grundwasserflurabstand kann für das Tiefland die Landnutzungswahl entscheidend beeinflussen. In den drei Untersuchungsgebieten spielt dieses Merkmal aufgrund der spezifischen geologischen Situation und den daraus resultierenden grundwasserfernen Standorten meist keine Rolle.

7.1.1.2 Landnutzungsdaten

Historische Landnutzungsdaten existieren überwiegend nur als analoge Karten oder Luftbilder. Für ihre Verwendung bei der Modellierung müssen sie in eine digitale Form überführt werden. Da dies ein sehr aufwendiger Prozess ist, beschränkt sich die vorliegende Studie auf die Berücksichtigung der ältesten verfügbaren Daten, um damit die maximale Spanne der Landnutzungsentwicklung nachvollziehen zu können.

Als Datenbasis für die aktuelle Landnutzung diente die auf der Grundlage einer visuellen Interpretation von Landsat-TM Satellitenbildern erstellte CORINE-Landnutzungsdatenbasis. Sie birgt in Bezug auf die zeitliche, räumliche und inhaltliche Auflösung *Schwachstellen* (vgl. Kap. 3.1.3), die im Folgenden kurz diskutiert werden sollen.

Zeitliche Beschränkung

Der Aktualitätsanspruch an die Ausgangsdaten ist für die Entwicklung von Landnutzungsszenarien sehr hoch, weil sich die Nutzung der Landschaft in einem ständigen Wandel befindet. Die CORINE-Daten beziehen sich auf die Situation im Jahr 1992. Eine Aktualisierung der Datenbasis auf den Stand des Jahres 2000 ist geplant. Sie stand jedoch bis zum Ende der Untersuchung nicht zur Verfügung. Die Verarbeitung veralteter Landnutzungsdaten hat besonders bei der Umsetzung der Prognosen für zukünftige Siedlungsentwicklung in Kap. 5.2 zu Problemen geführt.

Räumliche Beschränkung

Die *räumliche* Auflösung und damit der Detaillierungsgrad beschränkt sich auf Flächen größer 25 ha (vgl. Kap. 3.1.3). Für die Landnutzungsmodellierung stellt das eine Einschränkung dar, weil dadurch einerseits landschaftsgliedernde Elemente wie Baumreihen, Hecken etc. fehlen und andererseits kleine Siedlungsflächen als Kondensationskeime nicht berücksichtigt werden. Diese Generalisierung führt z.T. in der Datenbasis an der Lenne zum Fehlen von Ortschaften (vgl. Kap. 3.4.5).

Inhaltliche Beschränkung

Ferner bestehen *inhaltliche* Defizite bei der Verwendung dieser Datengrundlage für die hier bearbeitete Problemstellung. Die Klassifikation der Landnutzung gibt keine Auskunft über die Nutzungsintensität der Flächen. Besonders die landwirtschaftlichen Flächen gliedern sich in wenige Unterklassen, so dass keine Aussage über ihre Bewirtschaftungsart getroffen werden kann. Die Klasseneinteilung der verschiedenen Landnutzungen ist in vielen Bereichen nicht eindeutig. Die Einordnung der Flächen wie z.B. »komplexe Strukturen«, die unter dem Oberbegriff »heterogene landwirtschaftliche Flächen« klassifiziert sind, stellen eine Zusammenfassung von verschiedenen Landbedeckungen dar (vgl. Kap. A.2 im Anhang). Diese Mischklassen erweisen sich für die Modellierung als problematisch, weil auch sie eindeutig parametrisiert werden müssen. Um Folgefehler zu vermeiden, wurde die Datengrundlage unverändert übernommen, was die zum Teil recht allgemeine Klasseneinteilung erklärt.

Evaluierung der Datengüte

Die Evaluierung der verwendeten Datengüte der CORINE-Daten wurde in Form eines Vergleiches mit der Regionalstatistik aus dem Jahr 1996 (STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER, 2000) in den Landkreisen der Untersuchungsgebiete und den betroffenen Bundesländern durchgeführt.

In allen untersuchten Gebieten wird die Gesamtfläche der Landnutzungskategorie »Siedlungsfläche« von der CORINE-Datenbasis deutlich *geringer* ausgewiesen als in der Regionalstatistik. Dies ist zum Teil dadurch zu begründen, dass die Bautätigkeit seit 1992 überall zu einer Ausweitung der Siedlungsfläche geführt hat. Dennoch deuten die Unterschiede im ländlichen Raum von ca. 50% in den Landkreisen Olpe, Hochsauerland und über 40% im Landkreis Heilbronn auf eine beachtliche Fehleinschätzung der CORINE-Datenbasis hin. Eine Erklärung für die genannten Abweichungen können die in den CORINE-Daten vernachlässigten Flächen kleiner 25 ha sein.

Eine Auswertung der Ackerflächen zeigt eine *generelle Überschätzung* durch die CORINE-Daten im Vergleich zur Regionalstatistik. Da die Größe der Ackerfläche durch eine Meldepflicht der ackerbaulich genutzten Felder bei der EU seit 1992 genau erfasst ist, verweist diese Differenz ebenfalls auf Unstimmigkeiten in den CORINE-Daten. Besonders in den Landkreisen des Mittelgebirges Olpe und des Hochsauerlandkreises wird bis zu 50% zuviel Fläche als Acker ausgewiesen. Im Gegensatz dazu werden in diesen Gebieten die Grünlandflächen in der selben Größenordnung unterschätzt. Generell ist der Anteil der Grünlandfläche aus der CORINE-Basis schwer bestimmbar, weil hier die zuvor erwähnte Mischklassifizierung eine direkte Vergleichbarkeit verhindert. Die starken Abweichungen mit gleicher Tendenz in den unterschiedlichen Landkreisen zeugen von visuellen Fehlinterpretationen und Klassifizierungsmängeln, die bei der Datengenerierung entstanden sind (vgl. Kap. 7.1.1).

Die Waldflächen zeigen im Vergleich eine akzeptable Übereinstimmung, was auf ihre eindeutige Identifizierbarkeit bei der visuellen Interpretation sowie auf eine deutlich geringere zeitliche Dynamik zurück geführt werden kann.

Trotz der bestehenden Defizite sind die CORINE-Daten für große Skalen eine brauchbare Datenbasis für die Landbedeckung, weil sie eine *flächendeckende* und *einheitliche* Information für ganz Deutschland und Europa liefern. Die Datenqualität ist aufgrund einer ausführlichen Dokumentation der Generierung einschätzbar und

stellt für größere Skalen eine wichtige Grundlage dar, auf der die Landschaft großflächig analysiert werden kann. Ihre europaweite Verfügbarkeit führt zu einem vielfachen Einsatz dieser Daten für viele verschiedene Fragestellungen. Dadurch besteht die Chance, länderübergreifend die Aufmerksamkeit auf die Bedeutung einer nachhaltigen Landnutzung zu lenken und gemeinsam dieses Ziel anzusteuern. Eine Verbesserung der Datengüte ist für die aktualisierte Version der CORINE-2000 Daten zu erwarten.

Für die Modellierung mit LUCK könnten detailliertere Landnutzungsdaten wie z.B. die Biotopkartierungen der Länder eine Qualitätssteigerung bedeuten, weil sie eine differenziertere Beschreibung der Nutzungsintensität und damit eine abgestimmte Ableitung des Veränderungspotenzials einer Landnutzung zulassen. Die anderen in Tab. 4.3, S. 50 genannten alternativen Landnutzungsdatenquellen eignen sich z.T. nur bedingt als alleinige Datengrundlage für die vorliegende Problemstellung. Eine Ausnahme stellen ATKIS-Daten dar, die eine ähnliche Aufschlüsselungsgüte der Landnutzungsklassen wie die CORINE-Datenbasis bieten. Sie könnten daher eine ähnliche, aber keine bessere Tauglichkeit für die vorliegende Problemstellung aufweisen. Der Informationsgehalt der ArcDeutschland'500 Datenbasis hingegen ist auf wenige linienhafte Landnutzungen und Verwaltungsgrenzen beschränkt. Die Datenquellen der Liegenschaftskarten und Flächennutzungspläne liegen häufig nicht digital vor und wären für die mesoskalige Modellierung eine unnötig detaillierte Grundlage.

7.1.1.3 Parametrisierung der Kriterien für Landnutzungsänderungen

Auf der mesoskaligen Ebene sind noch keine standardisierten, allgemeingültigen Methoden für die Landschaftsbewertung entwickelt worden (VOLK & STEINHARDT, 1999:a). Dementsprechend existiert keine feststehende Methodik zur Bestimmung der relativen Eignung eines Standortes für die unterschiedlichen Landnutzungen. In der vorliegenden Arbeit wurde deshalb für die unterschiedlichen Landnutzungen jeweils ein

Verfahren entwickelt, das sich an den Leitbildern der Landschaftsplanung, Beobachtungen der Landschaftsentwicklung und den landschaftsökologischen Eignungsbewertungen eines Standortes orientiert. Dafür werden in LUCK Parameter aus den vorhandenen Grunddaten Topographie, Boden und Landnutzung abgeleitet, welche in verschiedenen Kombinationen die unterschiedliche Eignung der Standorte beschreiben. Die *Auswahl dieser Parameter* war in erster Linie zwar von ihrer *Relevanz*, andererseits allerdings von ihrer *Verfügbarkeit* abhängig. Auf die Berücksichtigung von Klimadaten für die Bewertung der relativen Ertragsgüte wurde verzichtet, weil kein Verfahren zur Verfügung stand, die langjährigen Daten der Messstationen vom Deutschen Wetterdienst mit einer geeigneten Interpolationsmethode in flächenhafte Information entsprechend der Auflösung der anderen Daten zu überführen.

Die standortabhängigen Parameter wurden durch die Einbeziehung der umgebenden Nachbarschaft ergänzt, die auf einer semi-empirischen Herangehensweise fußt.

Die modellintern abgeleiteten Eigenschaften des Bodens stammen aus den Basisdaten Bodenart und Bodentyp, um einerseits die Anzahl der benötigten Eingangsdaten zu begrenzen und andererseits eine einheitliche Bewertung zu gewährleisten. Die Kombination von Parametern, die aus derselben Datengrundlage abgeleitet werden, kann zu Redundanzen im Ergebnis führen. Da die Parameter hinsichtlich unterschiedlicher Standortqualitäten unterschiedlich bewertet werden (vgl. Abb. 4.9, S. 64), scheint eine Ableitung von mehreren Parametern aus den gleichen Grunddaten allerdings gerechtfertigt.

7.1.2 Anpassung an das Fallbeispiel

7.1.2.1 Gebietsauswahl

Die Veränderungen der Landnutzungen beziehen sich in der Regel nicht auf die Grenzen eines hydrologischen Einzugsgebiets, weshalb die Einzugsgebiete keine hinreichende *räumliche Einheit* für die Landnutzungsmodellierung darstellen. Wie schon in Kap. 4.1.3 beschrieben, ist die

Landschaft, als ein »continuum geographicum« (SCHÖNFELDER, 1999), nicht in exakte Raumeinheiten untergliederbar. Da die Grenzen von Naturraumeinheiten in der Regel nicht den Nutzungseinheiten folgen (KRÖNERT, 1999), müssen bei der Gebietsbegrenzung immer Kompromisse hinsichtlich inhaltlicher Abgrenzungskriterien gemacht werden.

Die Bezugsbasis der Einzugsgebiete ist aufgrund der hydrologischen Fragestellung als natürlich abgrenzbare Systemeinheit gerechtfertigt, weil Wasser nicht nur ein landschaftsökologisch selbstständiges Kompartiment, sondern auch das wesentliche Transportmedium ist und maßgeblichen Einfluss auf die Prozesse in der Landschaft nimmt. Außerdem wird die Bedeutung des Einzugsgebiets als planungsrelevante Bezugseinheit erstmals durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie festgeschrieben (vgl. Kap. B.2 im Anhang).

7.1.2.2 Inhaltliche Ausrichtung des Landnutzungsmodells

Das Modell LUCK stellt eine Methode für die Verortung von hydrologisch relevanten Landnutzungsänderungen in der Mesoskala dar. Bei der Konzeption der möglichen Landnutzungsänderungen stand deren Relevanz in Bezug auf die Hochwasserentstehung und damit ihre hydrologische Parametrisierbarkeit im Vordergrund. Das Modell fokussiert auf Konversionen der Landnutzung und bietet keine Szenarien für unterschiedliche Managementstrategien in der Land- oder Forstwirtschaft an. Diese sind für die hydrologische Modellierung nicht eindeutig parametrisierbar. Nichtsdestotrotz nehmen diese Maßnahmen erheblichen Einfluss auf die Landbedeckung und die Prozesse in der Landschaft.

7.1.3 Bewertung der Teilmodelle

7.1.3.1 Siedlungsausbreitung

Ausschlaggebend für die Güte der Modellierung von Siedlungsausbreitung ist die Größe der Zuwachsraten und die Bewertung der Standortbedingungen (vgl. Kap. 4.2.3.2) für das Szenario. Bei Zuwachsraten bis zu 50 % Zuwachs können noch gute Modellergebnisse erwartet werden, weil bis dahin die Ausgangsgestalt nicht vollständig überprägt wird. Zuwächse in dieser Größenordnung bieten außerdem für mittel- bis langfristige Untersuchungen ein realistisches Szenario. Die erfolgreiche Validierung in allen drei Gebieten weist auf die Tauglichkeit der Methode in der Mesoskala hin.

Die Ausbreitung kann nur an bereits existierenden Siedlungen simuliert werden. Entwicklungen auf der »grünen Wiese«, wie sie für Industrie- und Gewerbegebiete immer häufiger anzutreffen sind, können mit diesem Modell nicht nachempfunden werden. Die Konzeption der Siedlungsausbreitung ist außerdem an das bestehende Konzept der Landschaftsplanung in Deutschland gebunden und kann keine »amerikanisierte« Landschaftsentwicklung simulieren, welche den Siedlungsbau völlig unabhängig von landschaftsplanerischen Richtlinien zulässt.

Die Regionalisierbarkeit des Teilmodells für andere Skalen ist eingeschränkt. Für den Einsatz in kleineren Skalen berücksichtigt die Methode nicht genügend Kriterien für die Standortsuche. In der größeren Skala hat die Siedlungsausbreitung im Einzugsgebiet des Neckars verwendbare Ergebnisse geliefert. Der Vergleich zu den Prognosen hat allerdings gezeigt, dass eine Modellierung auf der Basis von Landkreisen besser auf die prognostizierten Zuwachsraten abgestimmt werden müsste (vgl. Kap. 6.3.3), um damit ein realistischeres Ergebnis liefern zu können.

7.1.3.2 Stilllegung von Grenzertragsackerflächen

Die Bewertung des Ertragspotenzials (vgl. Kap. 4.3.2) wurde an die vorhandene Datenlage und ein existierendes Bewertungsschema (MARKS et al, 1992) angepasst. Die Aufgabe des Teilmodells ist die Beurteilung der relativen Ertragsunterschiede innerhalb eines Untersuchungsgebietes. Eine Validierung der berechneten »Ackerzahlen« konnte nur an der Lein mit Hilfe des öko-hydrologischen Modells SWIM (KRYSAKOVA et al., 1998) erfolgen, dessen Ertragsmodellierung nicht angezweifelt wurde. Die Überprüfung der standortabhängigen Verteilung von Acker-, Grünland und Waldfläche bestätigt das Konzept des Teilmodells als die an die Datenlage angepasste Methode. Zusätzliche Kriterien über das Klima könnten das Ergebnis verbessern.

Die Verortung der Stilllegungsflächen, die nach der Güte des Ertragspotenzials erfolgt, wird innerhalb gleichartiger Flächengüte zufällig verteilt. Diese Vorgehensweise produziert bei relativ homogenen landwirtschaftlichen Bedingungen in einem Gebiet wie z.B. an der Körsch ein unrealistisches Landnutzungsmuster (vgl. Kap. 5.3.2.2.). Die Berücksichtigung von Besitz- und Produktionsverhältnissen über die Berechnung von Hof-Feld-Distanzen als ein weiteres Kriterium eingeführt werden, welches die Auswahl der Stilllegungsfläche beeinflusst. Dazu könnte im Modell ein Ausschnitt als »moving window« auf das Vorhandensein von Siedlungsfläche untersucht werden. Die Fläche würde dann stillgelegt, wenn keine Siedlung in der Umgebung vorhanden ist. Außerdem könnte mit der Forderung nach einer bestimmten Mindestfläche für Stilllegung eine Klumpung der Stilllegungsflächen und damit eine realistischere Landnutzungsverteilung erzielt werden. Die Umsetzung im Modell könnte mit Hilfe der Berücksichtigung der Nachbarschaft von bereits stillgelegten Flächen zu einer favorisierten Stilllegung führen.

Die Anwendung des Teilmodells ist für größere Skalen nicht geeignet, weil mit wachsender Größe des Untersuchungsgebiets die klimatischen Unterschiede innerhalb des Untersu-

chungsraums nicht mehr vernachlässigt werden können. Da das Klima bei der Bewertung des Ertragspotenzials stellvertretend nur die Geländehöhe in Bewertung des Ertragspotenzials eingeht, können lediglich klimatisch relativ homogene Untersuchungsgebiete modelliert werden. Eine weitere Limitierung für größere Skalen stellt die benötigte Rechenleistung für die Datenverarbeitung dar.

7.1.3.3 Etablierung von Schutzgebieten in Ufer- und Auenstandorten

Die CORINE-Landnutzungsbasis beinhaltet keine Information über den Schutzstatus der Flächen. Mit Hilfe dieses an die Datenlage angepassten Teilmodells können schützenswerte Ufer- und Auenflächen identifiziert werden. Als potenziell geeignete Schutzflächen werden nur landwirtschaftlich genutzte Flächen berücksichtigt, weil deren Umwidmung am realistischsten ist. Da die bei der Modellierung erstellte Statistik zeigt, dass ein großer Anteil an Kleinstrukturen und Siedlungsfläche aktuell in sensiblen Auenbereichen gelegen sind, könnten auch diese Flächen als Risikobereiche gekennzeichnet werden.

Die besten Ergebnisse werden erzielt, wenn die Flächen in den Ufer- und Auenbereichen mehrheitlich unter derzeitiger Ackernutzung stehen und der Flusslauf sich in das Relief eingetieft hat. Problematisch für den Modellanwender ist es, die Größe der Höhentoleranz zu bestimmen. Idealerweise könnten für deren Bemessung der Höhenunterschied zwischen Pegelstand des mittleren Abflusses und einem relevanten Hochwasser für den betreffenden Fluss dienen. Mit Hilfe des Modells kann so die potenziell überschwemmte Flächen berechnet werden, die je nach aktueller Landnutzung als Retentionsfläche zur Verfügung steht. Für die Anwendung in makroskaligen Einzugsgebieten wäre eine Berücksichtigung der unterschiedlichen Flusshierarchie sinnvoll, weil die Größe der Überflutungsfläche an die zu erwartende Wassermenge besser angepasst werden könnte.

Eine weitere Limitierung des Modellkonzepts stellt die Vernachlässigung von Deichbauwerken

und Flussausbaumaßnahmen dar. An kleineren Flüssen sind diese meistens nicht vorhanden. Entlang von Flüssen makroskaliger Einzugsgebiete steigt allerdings die Wahrscheinlichkeit von Deichbauten. Die Modellergebnisse könnten dennoch genutzt werden, um geeignete Retentionsflächen zu identifizieren und gegebenenfalls die Deichanlagen zurückzubauen. Da dies mit Flächenkauf durch das jeweilige Bundesland bzw. den Bund verbunden ist, ist kein großflächiger Rückbau zu erwarten.

7.1.4 Sequenzieller Aufbau der Teilmodelle

Die modellinterne Reihenfolge der Landnutzungsänderungen – Siedlungsausbreitung, Stilllegung der Grenzertragsackerflächen, Etablierung von Schutzgebieten in Ufer- und Auenbereichen – folgt der Hierarchie der absteigenden Rentabilität. Wie in *Kap. 4.5* gezeigt wurde, kann die Reihenfolge bei kombinierter Landnutzungsänderung deutlichen Einfluss auf das Endergebnis haben. Mit der Untersuchung von verschiedenen Hierarchien der Landnutzungsänderungen können die unterschiedlich gewichteten Szenarien zur Diskussion gestellt werden. Damit stellt das Modell LUCK eine zusätzliche Untersuchungsebene für die Projektion verschiedener Prioritäten zur Verfügung. In der vorliegenden Arbeit wurden keine kombinierten Landnutzungsänderungen untersucht, um Überlagerungseffekte der einzelnen Landnutzungsänderungen bei der Hochwasserentstehung zu vermeiden.

7.1.5 Grenzen und Potenziale des Modells LUCK

Die Grenzen des Modells werden von den implizierten Modellannahmen bestimmt. Die Validierung dieser Annahmen erfolgte in der vorliegenden Arbeit mit Hilfe von vielen unterschiedlichen Ansätzen. Das Ergebnis dieser intensiven Analyse zeigt für die drei Teilmodelle in der Mesoskala in allen drei Untersuchungsgebieten eine zufriedenstellende Tauglichkeit.

Um den Einfluss auf die Hochwasserentstehung für jede Landnutzungskategorie (vgl. *Kap. 2.1.2*) abschätzen zu können, wird in LUCK exemplarisch für jede Kategorie nur eine Landnutzungskonversion angeboten. Deshalb ist die direkte Übertragbarkeit auf andere Fragestellungen nur möglich, wenn diese Landnutzungsveränderungen eine Wirkung auf die untersuchten natürlichen Prozesse haben. Die Anwendbarkeit für andere Skalen wurde bereits für die Teilmodelle diskutiert.

Der modulare Aufbau verleiht dem Modell eine vielfältige Ausbaufähigkeit. Mit einer detaillierten Landnutzungsdatenbasis und weiterer fachspezifischer Information über die räumlichen Abhängigkeiten der einzelnen Landnutzungen könnte diese Methode für die bereits entwickelten Landnutzungen, wie bereits in *Kap. 7.1.3* diskutiert, ausgebaut werden. Außerdem ist die Modellierung von weiteren Landnutzungsänderungen möglich, wie z.B.: (a) *Aufforstung von Grenzertragsflächen*: Aufgeforstet werden auf der Grundlage der Ertragspotenzialsbewertung schlechte Ackerböden in der Nachbarschaft von bestehender Waldfläche; (b) *Zuweisung von Fruchtfolgen auf den Ackerflächen*: Auf der Grundlage der Ertragspotenzialsbewertung könnte die Zuweisung von unterschiedlichen Anbaufrüchten unter Berücksichtigung ihrer spezifischen Standortansprüche erfolgen. Die prozentualen Anteile der regional-typischen Fruchtfolgenmuster könnten dabei innerhalb des Untersuchungsgebiets eingehalten werden; (c) *Extensivierung von Intensivgrünland*: Dazu müsste eine Bewertungsgrundlage für die Standorteignung des Grünlands erstellt werden.

Trotz aller berechtigten Einwände muss der Genauigkeitsanspruch der Modellierung von Landnutzungsszenarien stets im Zusammenhang mit der Fragestellung der Untersuchung, der Datenverfügbarkeit und der Maßstabebene betrachtet werden. Die häufig bestehende Diskrepanz zwischen den Anforderungen an die benötigten Eingangsdaten und der zur Verfügung stehenden Datenbasis (VOLK & STEINHARDT, 1999:b), existiert für das Modell LUCK nicht. Die benötigte Daten-

grundlage fußt auf den üblichen Grunddaten für die räumliche Modellierung von landschaftsökologischen Fragestellungen (Topographie, Bodendaten, Landnutzung) und kann flexibel an die jeweilige Datengrundlage angepasst werden. Für die Ableitung von realistischen Szenarien besteht

der Bedarf nach belastbaren Aussagen über zukünftige Landnutzungstrends. Weil diese hauptsächlich aus politischen und sozio-ökonomischen Entscheidungen resultieren, erfordert die Szenarienableitung eine interdisziplinäre Herangehensweise.

7.2 DISKUSSION DER ERGEBNISSE DES FALLBEISPIELS

7.2.1 Ergebnisse der Landnutzungsmodellierung

Die Tauglichkeit des Modells wurde durch zahlreiche Validierungsmethoden und die Überprüfung der Sensitivitäten getestet. Die Anwendung in den drei Untersuchungsgebieten hat das Modell hinsichtlich seiner Übertragbarkeit getestet.

Das Teilmodell, welches die *Ausbreitung der Siedlungsfläche* simuliert, hat in allen drei Gebieten realistische Landnutzungsmuster produziert. Dabei fand in allen Gebieten der Zuwachs vermehrt an den Hauptentwicklungsachsen, jedoch auch an den anderen Siedlungen, statt.

Die Methode zur *Bestimmung von Stilllegungsackerflächen* hat dagegen in den drei Gebieten zu unterschiedlich guten Ergebnissen geführt. Während an Lein und Lenne die heterogenen Gebietseigenschaften eindeutige und begründbare Ergebnisse geliefert hat, wurde an der Körsch aufgrund des großen zufällig verteilten Anteils der stillgelegten Flächen ein eher unrealistisches Landnutzungsmuster erzeugt. Hier reichen die natürlichen Verhältnisse nicht als Kriterien aus, sondern müssten mit betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten, wie in *Kap. 7.1.3.2* diskutiert, verfeinert werden.

Die Suche nach potenziell schützenswerten Flächen in den Ufer- und Auenbereichen, die aktuell unter Ackernutzung stehen, hat an der Lein die sinnvollsten Ergebnisse geliefert, weil dort in der Ausgangssituation diese Flächen mehrheitlich unter Ackernutzung standen. An der Körsch stehen für diese Schutzgebiete nur die Flussteile

auf der ebenen Filderfläche zur Verfügung. Da hier über die Morphologie keine eindeutige Flussaue abgrenzbar ist, werden weitreichende Schutzflächen für einen verhältnismäßig kleinen Flusslauf ausgewiesen, die nicht alle von dem Abfluss der Körsch beeinflusst werden. An der Lenne hat das Teilmodell nur im Unterlauf potenzielle Flächen gefunden, weil sich oberhalb entweder bereits Wiese oder Siedlungsfläche in der Aue befand.

7.2.2 Auswirkung auf die Hochwasserentstehung

Die Ergebnisse der Hochwassermodellierung haben sowohl die Relevanz der Landnutzungszusammensetzung als auch ihrer räumlichen Anordnung für die untersuchten hydrologischen Prozesse in der Landschaft gezeigt. Allerdings wurden in der vorliegenden Arbeit die Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf die Hochwasserentstehung nur exemplarisch an einem konvektiven Niederschlagsereignis dargestellt, anhand dessen keine allgemeingültigen Aussagen ableitbar sind. Die hier dargestellten Ergebnisse spiegeln für die Zunahme der Siedlungsflächen den größten Einfluss auf die Hochwasserentstehung wider. Da die klimatischen und physiographischen Randbedingungen maßgeblich die Hochwasserentstehung beeinflussen, sind pauschale Aussagen zur Auswirkung von Landnutzungsänderungen unzulässig. Eine intensive Auseinandersetzung mit dieser Fragestellung erfolgt in NIEHOFF (2001).

7.3 AUSBLICK

Jede Nutzung der Landschaft hinterlässt durch Inanspruchnahme und nutzungsbedingte stoffliche und strukturelle Veränderung der Fläche einen »ökologischen Fußabdruck« (TURNER et al., 2001). Dabei kann der menschliche Einfluss auf die Landschaft so stark sein, dass das Leistungsvermögen des Naturhaushalts eingeschränkt oder zerstört wird. Die Folgen einer nicht standortgerechten Landnutzung können nicht nur die als Fallbeispiel erörterte Hochwassergefährdung verschärfen, sondern das Leistungsvermögen der Landschaft in vielfältiger Hinsicht beeinträchtigen. Die Degradierung der Landschaft durch Übernutzung und dem Verbrauch von natürlichen Ressourcen hat bereits bedenkliche Ausmaße angenommen (BOUMA et al., 1998). Unangepasste Bewirtschaftungsweisen in der Landwirtschaft gefährden nicht nur die Bodenfruchtbarkeit durch Erosion, Verschlammung und Verdichtung, sondern auch die oberirdische und unterirdische Wassergüte. Fortschreitende Ausbreitung von Siedlungsfläche und intensive Nutzung der natürlichen Ressourcen gefährden die Biodiversität infolge von verminderter Habitatqualität, und das Landschaftsbild, welches das kulturelle Erbe und die Identität der Landschaft repräsentiert.

Das internationale Abkommen der *Agenda 21*, das im Rahmen der Konferenz der VEREINTEN NATIONEN FÜR UMWELT UND ENTWICKLUNG 1992 verabschiedet wurde, strebt unter anderem die Erhaltung und Bewirtschaftung der Ressourcen für eine umweltverträgliche und nachhaltige Entwicklung an. Obwohl in vielen Städten Arbeitsgruppen für die Durchsetzung der Ziele der *Agenda 21* entstanden sind, ist das öffentliche Interesse an den Umweltfolgen der aktuellen Landnutzungstrends bisher gering.

Die Quantifizierung der direkten Auswirkungen von Landnutzungsänderungen kann als schlagkräftiges Argument für die Bewusstseinsbildung und die dadurch ermöglichte Durchsetzung einer integrierten Flächen- und Bodenressourcenbewirtschaftung dienen. Das in dieser Arbeit dargestellte Modell LUCK repräsentiert nur einen Beitrag zur systematischen Untersuchung des Einflusses der Landnutzung auf die natürlichen Prozesse der Landschaft und die möglichen Umweltfolgen. Die Studie demonstriert die Bedeutung des Landnutzungsmusters für die natürlichen Prozesse in der Landschaft und unterstreicht die Notwendigkeit einer räumlich expliziten Modellierung für landschaftsökologische Fragestellungen in der Mesoskala.

Für die Aufklärung der menschlichen Einflussnahme auf die natürlichen Prozesse über die Landnutzung bedarf es einer Untersuchung auf verschiedenen Skalen. Dazu eignen sich einerseits Modelle, andererseits werden dafür die Erfahrungen aus Versuchen und Messreihen aus den kleineren Skalen sowie die Hinzunahme des Wissens der beteiligten Interessengruppen für die Validierung und Parametrisierung der Modelle dringend benötigt. Nur im Zusammenspiel aller Disziplinen kann ein nachhaltiges Konzept für die Landnutzung gefunden werden. Gemäß der Hypothese, dass eine positive Beeinflussung der Prozesse in der kleinen Skala eine positive Auswirkung auf die Prozesse auf der großen Raumskala ermöglicht (BENNDORF, 2001), kann mit standortangepasster Landnutzung und Bewirtschaftung zur Erhaltung des Leistungsvermögens der Landschaft beigetragen werden.

Literatur

- AG Boden (Ed.) (1994): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. Selbstverlag der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.
- Alig, R.J. (1985): Modeling acreage changes in forest ownerships and cover types in the southeast, Rocky Mt. For. & Range Exp. Sta., Fort Collins, Colorado.
- Allen, P.M. (1997): Cities and regions as self-organizing systems - Models of complexity. Cranfield UK.
- Antrop, M. (1999): Background concepts for integrated landscape analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 77, 17 - 28.
- Antrop, M. (2000): Changing patterns in the urbanized countryside of Western Europe. *Landscape Ecology*, 15, 257-270.
- Arnold, J.G., Williams, J.R., Srinivasan R., King K. W. & Griggs, R.H. (1996): SWAT – Soil and water assessment tool – User manual, Grassland Soil and Water Research Laboratory, Temple, Texas.
- Bach, M. & Frede, H.-G. (1999): Regionalisierung als methodische Aufgabe im Sonderforschungsbereich 299 »Landnutzung für periferen Regionen«. In: Volk, M. & Steinhardt, U. (Eds.): *Regionalisierung in der Landschaftsökologie*, UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Teubner, Leipzig, 58-66.
- Baker, W.L. (1989): A review of models of landscape changes. *Landscape Ecology*, 2 (2), 111-133.
- Balman, A. (1993): Modellierung regionaler Agrarstrukturentwicklungen mittels des Konzepts »zellulärer Automaten«. *Zeitschrift für Agrar-informatik*, 2, 34- 41.
- Balzer, H., Braun, P.W. & Köhler, W. (1997): Cellular automata models for vegetation dynamics. *Ecological Modelling*, Vol. 107, 113-125.
- Barsch, H. (1988): *Einführung in die Landschaftsökologie*. Hauptabt. Lehrerbildung des Ministeriums für Volksbildung, Berlin.
- Bastian, O., Bernhardt, A., Bieler, J., Haase, G., Horn, W., Mander, Ü. & Mannsfeld, K. (1994): *Ansätze der Landschaftsbewertung*. In: Bastian, O. (Ed.): *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft*, Jena, 188 - 211.
- Bastian, O. & Schreiber, K.F. (1999): *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft*, Spektrum Akademischer Verlag, Berlin.
- Bastian, O. (2001): *Landschaftsökologie - auf dem Wege zu einer einheitlichen Wissenschaftsdisziplin*. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, Vol. 33(2/3), 41 - 51.
- Beasley, D.B., Huggins, L.F. & Monke, E.V. (1980): ANSWER: A Model for Watershed Planning. *Transactions of ASAE*, Vol. 23, 938-944.

- Becker, A. (1975): EGMO-Einzugsgebietsmodell zur Abflußberechnung, -vorhersage und -simulation. *Wasserwirtschaft Wassertechnik*, 25 (9), 316-322.
- Becker, A. (1992): Methodische Aspekte der Regionalisierung. In: Kleeberg, H.-B. (Ed.): *Regionalisierung*, Technische Universität Berlin, *Bodenökologie und Bodengenese*, Heft 30.
- Becker, A. & Lahmer, W. (1998): Dynamische skalenübergreifende Modellierung des Wasser- und Stoffhaushalts in Gebieten des pleistozänen Tieflandes. – Modellgebiet Stepenitz. Teil des Projekts »Wasser- und Stoffhaushalt im Tiefland des Elbeeinzugsgebiets«. Statusbericht zum Forschungsvorhaben, Potsdam Institut für Klimafolgenforschung, Potsdam.
- Benndorf, J. (2001): Einleitung. In: Schmitz G., Benndorf, J., Kobus, H. & Roth, K. (Eds.), *Denkschrift der Deutschen Forschungsgemeinschaft*, Entwurf, Stand 25.9.2001, 1-10.
- Beven, K.J. (1991): Scale considerations. In: Bowles, D.S. & O'Connell, P.E. (Eds.): *Recent advances in the modeling of hydrologic systems*, Dordrecht, 357-371.
- Blaschke, T. (2000): GIS und Fernerkundung in Landschaftsökologie und Landschaftsplanung. Skript zum gleichlautenden Seminar, Universität Salzburg.
- Bork, H.-R., Dalchow, C., Kächele, H., Piorr, H.-P. & Wenkel, K.-O. (1995): *Agrarlandschaftswandel in Nordostdeutschland unter veränderten Rahmenbedingungen: ökologische und ökonomische Konsequenzen*. Ernst & Sohn, Berlin.
- Bouma, J., Varallyay, G. & Batjes, N.H. (1998): Principal land use changes anticipated in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 67, 103-119.
- Bren, L.J. (2000): A case study in the use of threshold measures of hydrologic loading in the design of stream buffer strips. *Forest Ecology and Management*, Vol. 132, 243 - 257.
- Bronstert, A. (1994): *Modellierung der Abflußbildung und der Bodenwasserdynamik von Hängen* (Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Universität Karlsruhe, Heft 46), Karlsruhe.
- Bronstert, A., Fritsch, U. & Katzenmaier, D. (2001): *Quantifizierung des Einflusses der Landnutzung und -bedeckung auf den Hochwasserabfluss in Flussgebieten unter Berücksichtigung der aktuellen Bodenbearbeitung, des Zustandes der Vegetationsdecke und möglicher Klimaänderungen*. (Abschlussbericht eines Projektes im Auftrag des Umweltbundesamtes, Förderkennzeichen 297 24 508).
- Brundtland-Commission (1987): *Our Common Future: World Commission on Environment and Development*, University Press, New York, Oxford.
- Bultot, F., Dupriez, G.L. & Gellens, D. (1990): Simulation of land use changes and impacts on the water balance – a case study for Belgium. *Journal of Hydrology*, 114, 327-348.
- Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (BBR) (2001): *Raumentwicklung und Raumordnung in Deutschland - Kurzfassung des Raumordnungsberichts 2000*, Bonn.
- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMELF) (1996:a): *Zur Neuorientierung der Landnutzung in Deutschland*. Schriftenreihe des BML, Reihe A: *Angewandte Wissenschaft*, Heft 453, Bonn.
- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMELF) (1996:b): *Alternativen zur landwirtschaftlichen Flächennutzung auf Grenzstandorten in den neuen Bundesländern*. Schriftenreihe des BML, Reihe A: *Angewandte Wissenschaft*, Heft 457, Bonn.
- Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten (BMELF) (1999): *Agenda 2000: Auswirkungen für die Landwirtschaft und die ländlichen Räume Brandenburgs*, Bonn.
- Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten (BMELF) (2000:a): *Agenda 2000 -*

- Pflanzlicher Bereich, Agrarumweltmaßnahmen. Öffentlichkeitsarbeit, Bonn.
- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMELF) (2000:b): Land - und Forstwirtschaft in Deutschland 2000, Bonn.
- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMELF) (2000:c): Unser Wald - Natur und Wirtschaftsfaktor zugleich. Bonn.
- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMELF) (2000:d): Bericht über den Zustand des Waldes 1999. Bonn.
- Bürgener, M. (1969): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 110 Arnsberg. Bad Godesberg.
- Burt, T.P. (1989): Storm runoff generation in small catchments in relation to the flood response of large basins. In: Beven, K.J. & Carling, P. (Eds.): Floods: Hydrological, sedimentological and geomorphological implications, New York, 11-35.
- Candau, J., Rasmussen, S. & Clarke, K.C. (2000): A coupled cellular automaton model for land use/land cover dynamics. 4th International Conference on Integrating GIS and Environmental Modelling (GIS/EM 4): Problems, Prospects and Research Needs, September 2-8, 2000, Alberta, Canada.
- Christaller, W. (1968): Die Zentralen Orte in Süddeutschland. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.
- Clausen, C.-D., von Kamp, H., Müller, H., Thünkler, M., Vogler, H. & Luszkat, M. (1985): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1 : 100000. Erläuterungen zu Blatt C5114 Siegen. Krefeld.
- Correll, D. L. (1991): Human impact on the functioning of landscape boundaries. In: Risser, P., Naiman, R. & Holland, M. M. (Eds.): The role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environments, Chapman and Hall, 22-34, New York.
- Cramer, W. & Steffen, W. (1997): Forecast changes in the global environment: What they mean in terms of ecosystem responses on different time-scales. In: Huntley, B., Cramer, W., Morgan, A.V., Prentice, H.C. & Allen, J.R.M. (Eds.): Past and Future Rapid Environment Changes: The Spatial and Evolutionary Responses of Terrestrial Biota, Springer-Verlag. NATO ASI Series, Series I: Global Environmental Change, Vol.47, Berlin, 415-426.
- Cypris, C. (2000): Szenarien und Prognosen zur künftigen Landwirtschaft in Deutschland und deren umweltpolitische Bedeutung. FAA, Bonn.
- Daamen, K., Gellens, D., Grabs, W., Kwadijk, J.C.J., Lang, H., Middelkopp, H., Parmet, B.W.A.H., Schädler, B., Schulla, J. & Wilke, K. (1997): Impact of climate change on hydrological regimes and water resource management in the Rhine basin. KHR, Lelystad.
- Dabbert, S., Kilian, B. & Umstätter, J. (1998): Umweltwirkungen der Agenda 2000 im Agrarbereich. Sonderbeilage bei Agrar-Europa, 19.
- Dabbert, S., Herrmann, S., Kaule, G. & Sommer, M. (1999): Landschaftsmodellierung für die Umweltpolitik, Springer, Berlin.
- Decamps, H., Joachim, J. & Lauga, J. (1987): The importance for birds of the riparian woodlands with the alluvial corridor of the River Garonne, S.W. France. Restoration Management, 1, 301-316.
- De Groot, R.S. (1992): Functions of Nature. Evaluation of nature in environmental planning, management and decision making. Wolters Noordhoff, Groningen.
- Delcourt, H.R., Delcourt, P.A. & Webb, T. (1983): Dynamic plant ecology: the spectrum of vegetation change in space and time. Quaternary Science Review, Vol. 1, 153-175.
- De Roo, A.P.J., Wesseling, C.G. & Ritsema, C.J. (1996): LISEM: a single-event physically based hydrological and soil erosion model for drainage basins theory, input and output. Hydrological Processes, 10, 1107-1117.

- Diercke Weltatlas (1991): Diercke Weltatlas. Westermann, Braunschweig.
- Dosch, F. & Beckmann, G. (1999:a): Siedlungsflächenentwicklung in Deutschland - auf Zuwachs programmiert. In: Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (Ed.): Steuerung der Flächennutzung, 8, 493-510.
- Dosch, F. & Beckmann, G. (1999:b): Trends und Szenarien der Siedlungsflächenentwicklung bis 2010. In: Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (Ed.): Perspektiven der zukünftigen Raum- und Siedlungsentwicklung, Vol. 12, Berlin, 827 - 842.
- Dunn, C.P., Sharpe, D.M., Guntenspergen, G.R., Stearns, F. & Yang, Z. (1990): Methods for Analysing Temporal Changes in Landscape Pattern. In: Turner, M.G. & Gradner, R.H. (Eds.): Quantitative Methods in Landscape Ecology, 82. Springer Verlag, New York.
- Dyck, S. & Peschke, G. (1995): Grundlagen der Hydrologie. Verlag für Bauwesen, Berlin.
- Eguiguren, L.E.S. (1997): Watermanagement in Ecuador. Universität Stuttgart, Stuttgart.
- Eisenkrämer, K. (1988): Rückzug der Landwirtschaft aus der Fläche. In: Deutscher Rat zur Landespflege (Ed.): Zur Entwicklung des ländlichen Raums, Druck Zentrum Meckenheim, Heft 42, Meckenheim, 269-271.
- Engel, H. (1997): Die Ursachen der Hochwasser am Rhein- natürlich oder selbst gemacht. In: Immen-dorf (Ed.): Hochwasser - Natur im Überfluß, Müller-Verlag, Heidelberg.
- Ermer, K., Mohrmann, R. & Sukkop, H. (1994): Stadt und Umwelt. In: Buchwald, K. & Engelhardt, W. (Eds.): Umweltschutz - Grundlagen und Praxis, Economica, Band 12, Bonn.
- Europäische Union (1998): Agenda 2000 - Landwirtschaft. http://www.europa.eu.int/en/comm/dg06/ag2000/text/text_de.htn.
- F & N Umweltconsult: Mobineg 2001- Handbuch: Modell zur Bilanzierung von Nährstoffeinträgen in Gewässer, Hannover.
- Forman, R.T.T. & Godron, M. (1986): Landscape Ecology, John Wiley & Sons, New York.
- Forman, R.T.T. (1995): Land Mosaics. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Frielinghaus, M. (Ed.) (1997): Merkblätter zur Bodenerosion Brandenburg 1997. Zalf-Texte, Münchenberg.
- Frowein, P. (1996): Leitlinien zur Unterstützung des Hochwasserschutzes in Bodenordnungsverfahren. Wasser & Boden, 48(2), 33-47.
- Geyer, O.F. & Gwinner, M.P. (1991): Geologie von Baden-Württemberg. Dr. W. Junk Publishers, Stuttgart.
- Grabaum, R. & Meyer, B.C. (1998): Multicriteria optimization of landscapes using GIS-based functional assessments. Landscape and Urban Planning, 43, 21 - 34.
- Haase, G. (1978): Zur Ableitung und Kennzeichnung von Naturraumpotentialen. Petermanns Geographische Mitteilungen, Vol. 122, 113 - 125.
- Haase, G. & Richter, H. (1980): Geographische Landschaftsforschung als Beitrag zur Lösung von Landeskultur- und Umweltproblemen. Sitz. berl. Akad. d. Wiss. DDR, Math.- Nat.- Technik, 5N.
- Haber, W. (1972): Grundzüge einer ökologischen Theorie der Landnutzungsplanung. Innere Kolonisation, Vol. 21, 294 -298.
- Haber, W. & Salzwedel, J. (1992): Umweltprobleme in der Landwirtschaft, Metzler-Poeschl, Stuttgart.
- Hanski, I. & Simberloff, D. (1997): The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application in conservation. In: Hanski, I.A. & Gilpin, M.E. (Eds.): Metapopulation biology - ecology, genetics and evolution, San Diego, 5-26.

- Harms, R.W. (1986): Auswirkungen der Urbanisierung auf den Hochwasserabfluß kleiner Einzugsgebiete - Verfahren zur quantitativen Abschätzung (DVWK-Schriften, 75). Hamburg, Berlin.
- Hase, E. (1992): Grundlagen und Probleme einer objektiven Landschaftsbewertung nach ökologischen Gesichtspunkten. Augsburg Geographische Hefte, Nr. 11.
- Helming, K. (1992): Die Bedeutung des Mikroreliefs für die Regentropfenerosion (Bodenökologie und Bodengenese, Band 7). Berlin.
- Hendel, M. (1995): Klima. In: Marcinek, L. (Ed.): Physische Geographie Deutschlands, Gotha.
- Herrmann, S. & Mövius, R. (1998): Verfahren zur rasterorientierten Modellierung der landwirtschaftlichen Nutzung im regionalen Maßstab. Zeitschrift für Agrarinformatik, 4, 74 - 80.
- Hewlett, J.D. (1982): Erosion and Sedimentation in relation to forests. In: Principles of forest hydrology. Athens (Georgia).
- Hobbs, R. (1997): Future landscapes and the future of landscape ecology. Landscape and urban planning, 37, 1-9.
- Huss, J. (2000): Waldvermehrung als waldbauliches Aufgabenfeld. In: Stiftung Wald in Not (Ed.): Wir brauchen mehr Wald - Leitfaden zur Waldvermehrung, Band 10, Selbstverlag der Stiftung Wald in Not, Bonn, 12 - 30.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2001): Climate change 2001: the scientific basis. Cambridge.
- Itami, R.M. (1994): Simulating spatial dynamics: cellular automata theory. Landscape and Urban Planning, Vol. 30, 27-47.
- Jäger, K.-D. & Bernhardt, A. (1987): Etappen und Tendenzen in der Entwicklung der Wechselbeziehungen zwischen Gesellschaft und Umwelt vom Neolithikum bis zur Gegenwart. Geologische Wissenschaft, Vol. 15, 213-224.
- Jenkins, K.J. & Wright, R.J. (1987): Simulating succession of riparian spruce forests and white tailed deer carrying capacity in northwestern Montana. West. J. Appl. For., 2, 80-83.
- Jenkins, L. (1997): Selecting a Variety of Futures for Scenario Development. Technological Forecasting and Social Change, 55, Number 1, 15-20.
- Kammerbauer, J. & Ardon, C. (1999): Land use dynamics and landscape change pattern in a typical watershed in the hillside region of central Honduras. Agricultural Ecosystems & Environment, 75, 93-100.
- Kenneweg, H. & Weckwerth, H. (1994): Einführung in die Theorie und Methodik der Landschaftsplanung. Skript zur gleichlautenden Lehrveranstaltung, Berlin.
- Kleyer, M. (1996): Urbanisierungsprozesse in der Kulturlandschaft. In: Konold, W. (Ed.): Naturlandschaft - Kulturlandschaft, Ecomed, Landsberg, 229-242.
- Klink, H.J. (1995): Vegetation. In: Liedtke & Marcinek (Ed.): Physische Geographie Deutschlands, Klett-Perthes, Gotha.
- Krahe, P. & Wilke, K. (1993): Einflüsse von Klimaänderungen auf das Abflussgeschehen im Rhein und seinen Nebenflüssen. Bundesanstalt für Gewässerkunde, 1-17.
- Kreins, P. (1997): Grünlandnutzung. In: Forschungsgesellschaft für Agrarpolitik und Agrarsoziologie e.V. (Ed.): Landnutzung und Umwelt, Bonn, 37-52.
- Krönert, R. (1999): Landschaftseinheiten versus Naturraumeinheiten? In: Volk, M. & Steinhardt, U. (Eds.): Regionalisierung in der Landschaftsökologie, UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Teubner, Leipzig, 271-281.
- Krysanova, V., Müller-Wohlfeil, D.I. & Becker, A. (1998): Development and test of a spatially distributed hydrological / water quality model for meso-

- cale watersheds. *Ecological Modelling*, Vol. 106, 261-289.
- Lambin, E.F., Rounsevell, M.D.A. & Geist, H.J. (2000): Are agricultural land-use models able to predict changes in land-use intensity? *Agriculture Ecosystems & Environment*, Vol. 82, 321-331.
- Landesstelle für landwirtschaftliche Marktkunde (LLM) (2001): Loseblattsammlung: Marktwirtschaftliche Erzeugerberatung, Stuttgart.
- Landesvermessungsamt Baden Württemberg (Ed.) (1849): *Topographischer Atlas über das Großherzogtum Baden*.
- Lane, L. J. & Nearing, M.N. (1989): Water erosion prediction project: landscape profile documentation, Purdue University, West Lafayette, Indiana.
- Lang, S. (1999): Aspekte und Spezifika der nordamerikanischen landscape matrix innerhalb der Landschaftsökologie und experimentelle Untersuchungen zum Proximity-Index. Diplomarbeit zur Erreichung des Magistergrades an der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Salzburg.
- Lee, J. (1991): Land resources, land use and projected land availability for alternative use in the EC. In: Brouwer, F.M. & et al. (Eds.): *Land use changes in Europe*, 1-20.
- Leemans, R. & Zuidema, G. (1995): Evaluating changes in land cover and their importance for global change. *Tree*, 10 (2), 76-81.
- Leichtfuss, A. & Kivumbi, D. (1995): Quantifizierung von Vermeidungs- und Ausgleichsmaßnahmen, Institut für Wasserbau u. Wasserwirtschaft, Darmstadt.
- Leser, H. (1983): *Geoökologie*. *Geographische Rundschau*, Vol. 35, 212-221.
- Leser, H. & Klink, H.J. (Eds.) (1988): *Handbuch und Kartieranleitung Geoökologische Karte 1:25000*. Trier.
- Leser, H., Haas, H.-D., Mosimann, T. & Paesler, R. (1991): *Wörterbuch der Allgemeinen Geographie*. DTV-Westermann, Braunschweig.
- Leser, H. (1997): *Landschaftsökologie*. 4. Aufl., UTB521, Ulmer, Stuttgart.
- Leser, H. (1999): Das landschaftsökologische Konzept als interdisziplinärer Ansatz - Überlegungen zum Standort der Landschaftsökologie. In: Mannsfeld, K. & Neumeister, H. (Eds.): *Ernst Neefs Landschaftslehre heute - Petermanns Geographische Mitteilungen, Ergänzungsheft 294*, Gotha, 65 - 88.
- Liebscher, H.-J., Wilke, K., Krahe, P., Schultz, G., Schumann, A., Su, Z., Hamme, B., Funke, R., Hornbogen, M., Ott, M., Bardossy, A. & Plate, E. (1995): Entwicklung eines mathematischen Modells zur Untersuchung des Einflusses von Klima- und Landnutzungsänderungen auf den Hochwasser- und Niedrigwasserabfluß im Einzugsgebiet der Mosel sowie Echtzeitvorhersage unter Verwendung von Fernerkundungstechniken. UBA Forschungsbericht Wasser 102 01 304.
- Logsdon, M.G., Bell, E.J. & Westerlund, F.V. (1997): Propability mapping of land use change: a GIS interface for visualizing transition propabilities. *Computer, Environment and Urban Systems*, 20 (6), 389-398.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. (1967): *The theory of island biogeography*. Princeton, New Jersey.
- Mander, Ü. (1989): *Kompensationsstreifen entlang der Ufer und Gewässerschutz*. Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein, Bericht D 10, 61 pp.
- Mander, Ü., Kuusemets, V., Lohmus, K. & Muring, T. (1997): Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments. *Ecological Engineering*, Vol. 8, 299-324.
- Marks, R. (1979): *Ökologische Landschaftsanalyse und Landschaftsbewertung als Aufgaben der Angewandten Physischen Geographie*. Materialien zur Raumordnung, Bochum.

- Marks, R.M., Müller, M., Leser, H. & Klink, H.J. (Eds.) (1992): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushalts. Selbstverlag des Zentralaussschusses für deutsche Landeskunde, Trier.
- McGarigal, K. & Marks, B.J. (1994): FRAGSTATS – spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure, Forest Science Department, Corvallis, Oregon.
- Meyer-Aurich, A., Zander, P., Werner, A. & Roth, R. (1998): Developing agricultural land use strategies appropriate to nature conservation goals and environmental protection. *Landscape and Urban Planning*, Vol. 41, 119-127.
- Meyer, W.B. & Turner, B.L. (1992): Human population growth and global land use/land cover change. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 23, 39-61.
- Mosimann, T. (1999): Angewandte Landschaftsökologie - Inhalte, Stellung und Perspektiven. In: Schneider-Sliwa, R., Schaub, D. & Gerold, G. (Eds.): *Angewandte Landschaftsökologie*, Springer, Berlin, 5 - 24.
- Möller, D., Weinmann, B., Kirschner, M. & Kuhlmann, F. (1998): GIS - basierte Simulation regionaler Landnutzungsprogramme. *Agrarwirtschaft in der Informationsgesellschaft*. In *Schriften der GeWiSoLa e.V.*, Bd 35.
- Neander, E. (1973): Organisationsformen für die Nutzung von Grenzstandorten. In: Weinschenk, G. (Ed.): *Die künftige Entwicklung der europäischen Landwirtschaft: Prognosen und Denkmodelle*, Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus, Bd. 10, München, 295, 310.
- Neef, E. (1963): Topologische und chorologische Arbeitsweisen in der Landschaftsforschung. *Petermann Geogr. Mitt.*, Vol. 107, 249-259.
- Neef, E. (1966): Zur Frage des gebietswirtschaftlichen Potentials. *Forschung und Fortschritte*, Vol. 40, 65-70.
- Neef, E. (1967): Die theoretischen Grundlagen der Landschaftslehre, Herrmann Haack, Gotha/Leipzig.
- Niehoff, D. (2001): Modellierung des Einflusses der Landnutzung auf die Hochwasserentstehung in der Mesoskala (Dissertation an der Universität Potsdam), Potsdam.
- O'Callaghan, J.O. (1996): *Land Use: the interaction of economics, ecology and hydrology*, Chapman & Hall, London.
- Parks, P.J. (1990): *Models of Forested and Agricultural Landscapes: Integrating Economics*. In: Turner M.G. & R.H., G. (Eds.): *Quantitative Methods in Landscape Ecology*, 82, New York.
- Parry, M.L. (1992): The potential effect of climate change on agriculture and land use. *Advanced Ecological Research*, 22, 63-92.
- Pfützner, B., Lahmer, W., Klöcking, B. & Becker, A. (1998): *ARC/EGMO - Programmsystem zur GIS-gestützten hydrologischen Modellierung*. Dokumentation zur Version 2.0, Berlin.
- Plachter, H. (1992): Grundzüge der naturschutzfachlichen Bewertung. In: *Veröffentlichung für Naturschutz und Landschaftspflege*, Baden-Württemberg.
- Pressemitteilung des Bundesamtes für Naturschutz (2001): *Novelle Naturschutzrecht bietet viele Chancen*. Berlin.
- Rausch, R., Simon, T., Swoboda, F.D. & Kolokotronis, V. (1995): *Hydrogeologische Karte von Baden-Württemberg - Heilbronner Mulde* (Geologisches Landesamt Baden-Württemberg, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg). Freiburg.
- Regierungspräsident Arnsberg (1989): *Gebietsentwicklungsplan*, Regierungsbezirk Arnsberg.
- Regionalverband Mittlerer Neckar (1986): *Materialien zur Entwicklung der Agrarstruktur in der Region Mittlerer Neckar*. Stuttgart.

- Regional Verband Franken (1988): Landschaftsrahmenplan.- Landschaftsanalyse und Freiraumbewertung.
- Regional Verband Franken (1995): Region Franken.- Regionalplan. Heilbronn.
- Reynolds, J.F., Kemp, P.R., Acock, B., Chen, J. & Moorhed, D.L. (1996): Progress, Limitations, and Challenges in Modeling the Effects of Elevated CO₂ on Plants and Ecosystems. In: Koch, G.W. & Mooney, H.A. (Eds.): Carbon Dioxide and Terrestrial Ecosystems, Academic Press, San Diego.
- Riebsame, W.E., Meyer, W.E. & Turner, B.L. (1994): Modeling land use and cover as part of global environmental change. *Climatic change*, 28, 45.
- Sander, E. & Mannsfeld, K. (1992): Ertragspotential des Freistaats Sachsen: Ein Weg zum ökologisch fundierten Landesentwicklungsplan. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 24, 216 - 220.
- Saura, S. & Martinez-Millian, J. (2000): Landscape patterns simulation with a modified random cluster method. *Landscape Ecology*, Vol. 15(7), 661-678.
- Schachtschabel, P., Blume, H.-P., Brümmer, G., Hartge, K.-H. & Schwertmann, U. (1992): Scheffer/Schachtschabel - Lehrbuch der Bodenkunde. Enke-Verlag, Stuttgart.
- Schlüter, H. (1987): Der Natürlichkeitsgrad der Vegetation als Kriterium der ökologischen Stabilität der Landschaft. In: *Ecology and creation of new environments*, Tokio, 93-102.
- Schlüter, H. (1992): Vegetationsökologische Analyse der Flächennutzungs mosaik Nordostdeutschlands - Natürlichkeitsgrad der Vegetation in den neuen Bundesländern. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, Vol. 24, 173-180.
- Schmidt, J. (1991): A mathematical model to simulate rainfall erosion. *Catena Suppl*, Vol. 19, 101-109.
- Schmithüsen, J. (1963): Der wissenschaftliche Landschaftsbegriff. *Mitteilungen der Deutschen Flor.-soziol. Arbeitsgemeinschaft*, 10, 9-19.
- Schönfelder, G. (1999): Regionale Bezugseinheiten - nur ein Diktat des Maßstabs? In: Volk, M. & Steinhardt, U. (Eds.): *Regionalisierung in der Landschaftsökologie*, UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Teubner Stuttgart, Leipzig, 239-258.
- Schulla, J. (1997): Hydrologische Modellierung von Flussgebieten zur Abschätzung der Folgen von Klimaänderungen (Zürcher Geographische Schriften, Heft 69). Zürich.
- Shugart, H.H. (1984): *A Theory of Forest Dynamics*, Springer-Verlag, New York.
- Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2000): *Statistik Regional - Daten und Informationen der Statistischen Ämter des Bundes und der Länder*.
- Statistisches Bundesamt (1997): *Daten zur Bodenbedeckung für die Bundesrepublik Deutschland, CORINE*, Wiesbaden.
- Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (1998): *Statistik von Baden-Württemberg*. In: *Gemeindestatistik 1997*, Heft 2, Stuttgart, 64-66.
- Steinhardt, U. (1999:a): Die Theorie der geographischen Dimension in der Angewandten Landschaftsökologie. In: Schneider-Sliwa, R., Schaub, D. & Gerold, G. (Eds.): *Angewandte Landschaftsökologie*, Springer, Berlin.
- Steinhardt, U. (1999:b): Mensch und Natur - Gedanken zum Landschaftsbegriff und zum Umgang mit Landschaft. *Neue Kulturlandschaft - Arbeits- und Lebewelt für die Zukunft*, Vol. 2, online Aufsatz im Themenheft.
- Succow, M. (1995): Die Krise unserer Landnutzung - Chancen für Neuorientierungen? *Berichte zur deutschen Landeskunde*, Bd. 69, H.1, 87-92.
- Sukkop, H. & Wittig, R. (1998): *Stadtökologie*. Gustav-Fischer Verlag, Berlin.
- Thornton, P.K. & Jones, P.G. (1998): A conceptual approach to dynamic agricultural land-use modeling. *Agricultural Systems*, 57(4), 505-521.

- von Thünen, J.H. (1842 und 1859): Der isolierte Staat in Beziehung auf Landwirtschaft und Nationalökonomie, Neudruck nach der Ausgabe letzter Hand (1962), Stuttgart.
- Troll, C. (1950): Die geographische Landschaft und ihre Erforschung. *Studium Generale*, Vol. 3(4/5), 163-181.
- Turner, M.G. & Gardner, R.H. (1991): Quantitative Methods in Landscape Ecology: An Introduction. In: Turner, M.G. & Gardner, R.H. (Eds.): *Quantitative Methods in Landscape Ecology*, 82, Springer, New York, 3-16.
- Turner, B.L. & Ali, A.M.S. (1996): Induced intensification: agricultural change in Bangladesh with implications for Malthus and Boserup. In: *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America.*, Vol. 93 (25), 14984-14991.
- Turner, M.G., Gardner, R.H. & O'Neill, R.V. (2001): *Landscape ecology in theory and practice*. Springer, New York.
- Umweltrat (1996): *Konzepte einer dauerhaft umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume*, Verlag Metzler-Poeschel, Stuttgart.
- Usher, M.B. (1994): Erfassen und Bewerten von Lebensräumen: Merkmale, Kriterien, Werte. In: Usher, M.B. & Erz, W. (Eds.): *Erfassen und Bewerten im Naturschutz*, UTB, Heidelberg-Wiesbaden, 17-47.
- Veeneklaas, F.R., van den Berg, L.M., Slothouwer, D. & Ijkelenstam, G.F.P. (1994): Rhine basin study: Land use projections based on biophysical and socio-economic analysis. DLO Winard Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research (SC-DLO), Wageningen.
- Veldkamp, A. & Fresco, L.O. (1996): CLUE: a conceptual model to study the conversion of land use and its effects. *Ecological Modelling*, 85, 253-270.
- Veldkamp, A. & Lambin, E.F. (2001): Predicting land-use change. *Agricultural Ecosystems and Environment*, Vol. 85, 1 - 6.
- Verband Region Stuttgart (1996): *Untersuchung zur ökologischen und landschaftsgestalterischen Qualität der Filder*. Erster Teil. Stuttgart.
- Verband Region Stuttgart (1998): *Regionalplan Region Stuttgart*. Stuttgart.
- Verburg, P.H., de Koning, G.H.J., Kok, K., Veldkamp, A. & Bouma, J. (1999): A spatial explicit allocation procedure for modelling the pattern of land use change based upon actual land use. *Ecological Modelling*, 116, 45-61.
- Volk, M. & Steinhardt, U. (1999:a): Probleme bei der Ableitung dimensionsspezifischer Parameter. In: Steinhardt, U. & Volk, M. (Eds.): *Regionalisierung in der Landschaftsökologie*, UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Teubner, Leipzig, 129-138.
- Volk, M. & Steinhardt, U. (1999:b): Fazit: Landschaftsbewertung auf regionaler Ebene. In: Steinhardt, U. & Volk, M. (Eds.): *Regionalisierung in der Landschaftsökologie*, UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Teubner, Leipzig, 377-380.
- Vought, L. B.-M., Pinay, G., Fulgsang, A. & Ruffinoni, C. (1995): Structure and function of buffer strips from a water quality perspective in agricultural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, Vol. 31, 323-331.
- Weber, A., Fohrer, N. & Möller, D. (2001): Long-term land use changes in a mesoscale watershed due to socio-economic factors - effects on landscape structures and functions. *Ecological Modelling*, Vol. 140, 125-140.
- Wenkel, K.-O., Schultz, A. & Lutze, G. (1997): Landschaftsmodellierung - Anspruch und Realität. *Arch. für Nat.- Lands.*, Vol. 36, 61-85.
- Wenkel, K.-O. (1999): Dynamische Landschaftsmodelle für die Angewandte Landschaftsökologie. In: Schneider-Sliwa, R., Schaub, D. & Gerold, G.

-
- (Eds.): *Angewandte Landschaftsökologie*, Springer, Berlin, 107 - 133.
- Wenkel, K.-O. & Schultz, A. (1999): Vom Punkt zur Fläche – das Skalierungs- bzw. Regionalisierungsproblem aus der Sicht der Landschaftsmo- dellierung. In: Steinhardt, U. & Volk, M. (Eds.): *Regionalisierung in der Landschaftsökologie*, Teub- ner, Stuttgart, Leipzig, 19 - 42.
- White, R., Engelen, G. & Uljee, I. (1997): The use of constrained cellular automata for high-resolution modelling of urban land use dynamics. *Environment and Planning B: Planning and Design*, 24, 323-343.
- White, R. & Engelen, G. (2000): High-resolution integrated modelling of the spatial dynamics of urban and regional systems. *Computers, Environ- ment and Urban Systems*, 24, 384-400.
- Williams, J., R., (1995): The EPIC Model. In: Singh, V.P. (Ed.): *Computer models of watershed hydro- logy*, Colorado.
- Wissenschaftlicher Rat der Dudenredaktion (Ed.) (1990): *Duden Fremdwörterbuch*. Dudenverlag, Mannheim.
- Wu, F. & Webster, J. (1998): Simluation of land development through the integration of cellular automata and multicriterial evaluation. *Environ- ment and Planning B: Planning and Design*, 25, 103- 126.
- Xiang, W.-N. (1996): GIS-based riparian analysis: injecting geographic information into landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, Vol. 34, 1-10.
- Young, R.A., Onstad, C.A. & Bosch, D.D. (1995): AGNPS: An Agricultural Nonpoint Source Model. In: Singh, V.P. (Ed.): *Computer models of watershed hydrology*, Colorado, 1001-1020.
- Zander, P. & Kächele, H. (2000): Modellierung der Wechselwirkung ökonomischer und ökologischer Ziele einer nachhaltigen Entwicklung der Landnut- zung (MODAM - A Multi-Objective Decision Sup- port Tool for Agrosystem Management). In: Sey- farth, W. (Ed.): *Jahresbericht 98/99 Zalf*, Müncheberg.
- Zang, W. & Montgomery, D.R. (1994): Digital ele- vation grid size, landscape representation and hydrologic simulations. *Water Ressources Research*, Vol. 30 (4), 1019-1028.

Anhang

A DATENGRUNDLAGE

A.1 Quellen der räumlichen Daten

Tab. A.1 Digitale räumliche Gebietsinformation für die Untersuchungsgebiete

	Topographie	Landnutzung	Böden
Lein	Digitales Höhenmodell, Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, Stuttgart (Rasterdaten: 50 × 50 m)	Daten zur Bodenbedeckung, CORINE, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden (Vektordaten: 1:100000) Topographische Karte aus dem Königreiche Württemberg (1836), Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, Stuttgart (Karte 1: 50000) Vektordaten der vorhandenen §24a Biotope, Landesanstalt für Umweltschutz Bade-Württemberg	Digitale Bodenübersichtskarte BUK 200, Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau, Baden-Württemberg, Freiburg (Vektordaten 1:200000)
Körsch	s.o.	s.o. Topographischer Atlas über das Großherzogtum Baden (1844), Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, Stuttgart (Karte1: 50000) s.o.	s.o.
Lenne	Digitales Höhenmodell, Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen, Bonn (Rasterdaten: 50 × 50 m)	s.o. Topographische Karte vom Rheinland und Westfalen (1841), Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen, Bonn (Karte 1:80000)	Digitale Bodenkarte BK 50, Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld (Vektordaten 1: 50000)
Neckar	Digitales Höhenmodell, KHR Kommission für Hydrologie am Rhein	Daten zur Bodenbedeckung, CORINE, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden (Vektordaten: 1:100000)	-

A.2 Definition der CORINE-Landnutzungsklassen

Nicht durchgängige städtische Prägung – Siedlung (Code = 112)

Diese Flächen weisen einen Mischnutzungscharakter auf, wobei die Wohnfunktion überwiegt. Die Flächen haben einen geringeren Versiegelungsgrad und einen höheren Grünflächenanteil als städtische Siedlungen. Typisch für diese Bodenbedeckungsart sind Einfamilien- und Reihenhausbauung, sowie Wohnblöcke mit größeren Grünflächen zwischen den Gebäuden. Streusiedlungen mit einem Gebäudeabstand über 100 m werden nicht erfasst.

Industrie- und Gewerbeflächen (Code = 121)

Industrie und Gewerbeflächen unterscheiden sich durch ihre Zweckbestimmung von den übrigen bebauten Flächen. Die Bodenbedeckung in diesen Flächen kann sehr heterogen sein, mit einem hohen Überbauungsgrad oder auch großen versiegelten bzw. wassergebundenen Freiflächen. Sie können aber auch einen höheren Anteil an Grünflächen aufweisen.

Flughäfen (Code = 124)

Die Bodenbedeckungsart Flughäfen wird über ihre Zweckbestimmung definiert. Die zugehörigen Flächen können unterschiedliche Bodenbedeckungen aufweisen, wie z.B. die asphaltierten oder betonierten Rollbahnen, die Abfertigungsgebäude und Flugzeughallen oder die Grünflächen zwischen den Start- und Landebahnen.

Abbauflächen (Code=131)

Unter dieser Position werden Tagebauflächen erfasst.

Städtische Grünflächen (Code=141)

Städtische Grünflächen sind gekennzeichnet durch ein Nebeneinander von Rasenflächen, Busch- und Baumgruppen und weisen i.d.R. ein dichtes Wegenetz auf.

Sport- und Freizeitanlagen (Code=142)

Sport- und Freizeitanlagen haben eine gemeinsame Zweckbestimmung. Die Struktur und die Bodenbedeckung der betreffenden Flächen können sehr unterschiedlich sein.

Acker (Code=211)

Die Möglichkeit der Differenzierung des Ackerlandes von Wiesen und Weiden ist abhängig vom Aufnahmezeitpunkt der Landsat-TM Satellitenbilder. Unter diese Klasse fallen alle nicht bewässerten Ackerflächen.

Wein (Code=221)

Weinbauflächen prägen sehr stark den Landschaftscharakter. Deshalb werden Weinbauflächen ausgewiesen, wenn sie mehr als die Hälfte der Gesamtfläche einnehmen.

Obst- und Beeren (Code=222)

Grundsätzlich lassen sich zwei Typen von Obstbeständen unterscheiden. Zum einen sind dies die Obstplantagen mit i.d.R. Zwerg- bis Mittelstammbäumen oder Spalierobst. Kennzeichnendes Merkmal ist ihre intensive Nutzung, die regelmäßige Struktur und das Auftreten nur einer Altersklasse von Bäumen. Im Gegensatz hierzu stehen die Streuobstflächen mit hochstämmigen Bäumen und heterogenem Altersaufbau. Die Nutzung dieser Flächen ist insgesamt extensiver.

Wiesen und Weiden (Code=231)

Selbsterklärend

Komplexe Parzellenstruktur (Code=242)

Probleme bei der Abgrenzung bereitet die Erfassungsuntergrenze von 25 ha, die von einzelnen Parzellen i.d.R. unterschritten wird. Oft sind diese Flächen mit Wiesen und Weiden und Ackerland stark vermischt, so dass eine Komplexe Parzellenstruktur ausgewiesen wird.

Landwirtschaft und Natur (Code=243)

Kennzeichen dieser Bodenbedeckungsart ist eine charakteristische Struktur von landwirtschaftlich genutzten und nicht-landwirtschaftlichen Flächen. Diese Flächen können Wälder und naturnahe Flächen, Feuchtflächen oder auch Wasserflächen sein. Landwirtschaftliche Flächen, durchsetzt mit einer größeren Anzahl von separaten Waldflächen < 25 ha, bilden den Großteil der in

Deutschland ausgewiesenen Flächen dieser Bodenbedeckungsart.

Laubwald (Code=311)

Selbsterklärend.

Nadelwald (Code=312)

Selbsterklärend.

Mischwald (Code=313)

Es treten zwei Typen von Mischwaldflächen auf. Zum einen handelt es sich um eine Vergesellschaftung von Laub- und Nadelbäumen auf einer Parzelle. Zum anderen handelt es sich um ein Konglomerat aus Laub- und Nadelwaldflächen,

die jeweils die Erfassungsuntergrenze unterschreiten.

Natürliches Grünland (Code=321)

Die Bodenbedeckungsart Natürliches Grünland besteht aus Grasland, das nicht oder nur extensiv landwirtschaftlich genutzt wird. Um die Verbuschung und spätere Bewaldung der betreffenden Flächen zu verhindern, müssen sie gemäht bzw. beweidet werden.

Wald-Strauch-Übergangsstadien (Code=324)

Diese Bodenbedeckungsart wird hauptsächlich für stark verbuschte Flächen mit einzelnen Bäumen oder Baumgruppen vergeben.

B GESETZLICHE GRUNDLAGEN

B.1 Auszug aus § 30 des Bundesnaturschutzgesetzes

- (1) Die Länder regeln das Verbot von Maßnahmen, die zu einer Zerstörung oder sonstigen erheblichen oder nachhaltigen Beeinträchtigung folgender Biotope führen können:
- (1) Natürliche oder naturnahe Bereiche fließender und stehender Binnengewässer einschließlich ihrer Ufer und der dazugehörigen uferbegleitenden natürlichen oder naturnahen Vegetation sowie ihrer natürlichen oder naturnahen Verlandungsbereiche, Altarme und regelmäßig überschwemmten Bereiche;
 - (2) Moore, Sümpfe, Röhrichte, seggen- und bin-senreiche Nasswiesen, Quellbereiche, Bin-nenlandsalzstellen;
 - (3) offene Binnendünen, offene natürliche Block-, Schutt- und Geröllhalden, Lehm- und Löss-wände, Zwergstrauch-, Ginster- und Wachhol-derheiden, Borstgrasrasen, Trockenrasen, Wälder und Gebüsche trockenwarmer Stand-orte;
 - (4) Bruch-, Sumpf- und Auwälder, Schlucht-, Blockhalden- und Hangschuttwälder;
 - (5) offene Felsbildungen, alpine Rasen sowie Schneetälchen und Krummholzgebüsche;
 - (6) Fels- und Steilküsten, Küstendünen und Strandwälle, Strandseen, Boddengewässer mit Verlandungsbereichen, Salzwiesen und Watt-flächen im Küstenbereich, See-graswiesen und sonstige marine Makrophytenbestände, Riffe, sublitorale Sandbänke der Ostsee sowie artenreiche Kies-, Grobsand- und Schilfberei-che im Meeres- und Küstenbereich.

Die Länder können weitere Biotope den in Satz 1 genannten gleichstellen. Sie sollen geeignete Maßnahmen treffen, um die räumliche Ausdehnung und die ökologische Beschaffenheit der Biotope zu erhalten.

(2) Die Länder können Ausnahmen zulassen, wenn die Beeinträchtigungen der Biotope ausgeglichen werden können oder die Maßnahmen aus überwiegenden Gründen des Gemeinwohls notwendig sind. Die Länder können auch für den Fall Ausnahmen zulassen, dass während der Laufzeit vertraglicher Vereinbarungen oder der Teilnahme an öffentlichen Programmen zur Bewirtschaftungsbeschränkung ein Biotop im Sinne des Absatzes 1 entstanden ist. § 34 ist zu beach-ten.

B.2 Auszug aus der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Artikel 13

Bewirtschaftungspläne für die Einzugsgebiete

- (1) Die Mitgliedsstaaten sorgen dafür, dass für jede Flussgebietseinheit, die vollständig in ihrem Hoheitsgebiet liegt, ein Bewirtschaftungsplan für die Einzugsgebiete erstellt wird.

C LISTE DER ENTSTANDENEN VERÖFFENTLICHUNGEN

- Bronstert, A., Fritsch, U., Katzenmaier, D. & Bismuth, C. (2000): Quantification of the influence of the land surface and river training on flood discharge in the Rhine basin. In: Toensmann, F. & Koch, M. (Eds.): River Flood Defence, Vol. 2, Kassel.
- Bronstert, A., Bárdossy, A., Bismuth, C., Buiteveld, H., Busch, N., Disse, M., Engel, H., Fritsch, U., Katzenmaier, D. & Lammersen, R. (2000): Quantifizierung des Einflusses von Landnutzung und Flußausbau auf Hochwasser im Einzugsgebiet des Rheins (Studie LAHoR). In: Internationale Kommission zum Schutze des Rheins (IKSR) (Ed.): (Drittes Internationales Rheinsymposium – Ökologie und Hochwasservorsorge), Köln.
- Bronstert, A., Fritsch, U. & Katzenmaier, D. (2001): Quantifizierung des Einflusses der Landnutzung und -bedeckung auf den Hochwasserabfluss in Flussgebieten unter Berücksichtigung der aktuellen Bodenbearbeitung, des Zustandes der Vegetationsdecke und möglicher Klimaänderungen. (Abschlussbericht eines Projektes im Auftrag des Umweltbundesamtes, Förderkennzeichen 297 24 508).
- Bronstert, A., Fritsch, U., Leonhardt, H. & Niehoff, D. (2001): Quantifizierung des Einflusses von Landnutzungs- und Klimaänderungen auf die Hochwasserentstehung am Beispiel ausgewählter Flussgebiete. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 45(5), 213–216.
- Fritsch, U., Katzenmaier, D. & Menzel, L. (1999): Land use scenarios for flood risk assessment studies. In: Musy, A., Pereira, L.-S. & Fritsch, M. (Eds.): Emerging technologies for sustainable land use and water (2. Inter-Regional Conference on Environment-Water, Sept. 1-3, 1999 at EPFL, Lausanne, Switzerland), Lausanne.
- Fritsch, U., Katzenmaier, D. & Bronstert, A. (2000): Land-use and land-cover scenarios for scenarios for flood risk analysis and river basin management. In: Bronstert, A., Bismuth, C. & Menzel, L. (Eds.): European Conference on advances in flood research, No. 65, Potsdam, 266-275.
- Katzenmaier, D., Fritsch, U. & Bronstert, A. (2000): Influences of land-use and land-cover changes on storm-runoff generation. In: Bronstert, A., Bismuth, C. & Menzel, L. (Eds.): European Conference on Advances in Flood Research, No. 65, Potsdam, 276-285.
- Katzenmaier, D., Fritsch, U. & Bronstert, A. (2001): Quantifizierung des Einflusses von Landnutzung und dezentraler Versickerung auf die Hochwasserentstehung. In: Heiden, S., Erb, R. & Sieker, F. (Eds.): Hochwasserschutz heute – Nachhaltiges Wassermanagement, Erich Schmidt Verlag, (Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Initiativen zum Umweltschutz 31), Berlin, 327–357.
- Niehoff, D. & Fritsch, U. (2001): Influences of land-use and land-cover changes on storm-runoff generation. *Hydrology and Earth System Sciences*, *submitted*.

D KOPIE DER STEUERDATEI

[Files]

C:\asciidaten\lein\input\lein_corine.asc	!Input Landnutzung
C:\asciidaten\lein\input\lein_type.asc	!Input Bodentypen
C:\asciidaten\lein\input\lein_texture.asc	!Input Bodenarten
C:\asciidaten\lein\input\lein_grue.asc	!Input Boden-Gründigkeit
C:\asciidaten\lein\input\lein_slope.asc	!Input Hangneigung
C:\asciidaten\lein\input\lein_aspect.asc	!Input Exposition
C:\asciidaten\lein\input\lein_achse.asc	!Input Entwicklungsachse, Flusslauf
C:\asciidaten\lein\input\lein_hauptachse.asc	!Input Entwicklungsachse, Verkehrswege
C:\asciidaten\lein\input\lein_dgm.asc	!Input Höhenmodell
C:\asciidaten\lein\output\lein_eva_farm.asc	!Output Evaluierung Acker
C:\asciidaten\lein\output\lein_eva_city.asc	!Output Evaluierung Stadt
C:\asciidaten\lein\output\lein_eva_wood.asc	!Output Evaluierung Wald
C:\asciidaten\lein\output\scenario.asc	!Output Landnutzungsszenario
C:\asciidaten\lein\output\lein_Nachbarn.asc	!Output Statistik über Nachbarschaften
C:\asciidaten\lein\output\lein_Statistik.txt	!Output Statistik Textdatei über Ufernutzung
C:\asciidaten\lein\output\parameter.txt	!Output Kopie der Parameterdatei

[WindowSize]

3 !Größe des »moving windows«

[Neighbours]

3 !Schwellenwert für Mindestanzahl an Nachbarn

[RipTolerance]

1.0 !Toleranz der Überschwemmungsfläche in m

[LanduseTypes]

	!Szenarioziele in Prozent	!Definition von Landnutzungskategorien
21 !Anzahl der Landnutzungen		
1 112 Siedlung	10	urban
2 121 Industrie	0	urban
3 141 Gruenfläche	0	urban
4 142 Sportanlage	0	urban
5 124 Flughafen	0	urban
6 131 Abbauflaeche	0	urban
7 211 Acker	0	farm
8 212 Stilllegung	0	farm
9 221 Wein	0	exten
10 222 Obst	0	exten
11 231 Wiese	0	exten
12 241 Dauerkulturen	0	prot
13 242 Komplexe_Strukturen	0	urban
14 243 Landwirt.Flaeche	0	open
15 311 Laubwald	0	wood
16 312 Nadelwald	0	wood
17 313 Mischwald	0	wood
18 324 Natuerliche_Wiese	0	open

19 321 Sukzession	0	wood
20 333 Windwurf	0	open
21 444 Riparian_zone	0	prot

[SoilTable] !Nach WASIM-ETH

14 !Anzahl der Bodenarten!	STClass	Nfk	kf	Gp	Nut	Mechanische Bearbeitbarkeit
1 Sand	S	5	1	1	5	2
2 loamy_Sand	SISt	4	1	2	4	1
3 Sandy_Loam	SuLs	3	3	2	2	1
4 Silty_Loam	UIUlsU	1	3	4	2	1
5 Loam	SluLsu	3	4	3	2	2
6 Sandy_Clay	Ts	3	5	2	2	3
7 Silty_Clay	Tu	2	5	5	2	3
8 Clay	Tl	2	5	4	2	3
9 Moor	Y	1	1	1	5	3
10 Settlement	X	5	5	4	5	5
11 Clay_Loam	Lt	1	4	3	1	2
12 Silt	U	1	5	3	1	1
13 Silty_Clay_Loam	LtuUtl	2	5	3	1	1
14 Sandy_Clay_Loam	Lts	3	4	4	1	1

Bewertung(1 = sehr gut, 2 = gut, 3 = mittel, 4 = eher schlecht, 5 = schlecht)

[TypesSoil]

15 !Anzahl Bodentypen!	SCCCode	Ökologischer Feuchtegrad
0 Settlement	0	0
1 Ranker	21	4
2 Regosol	22	4
3 Rendzina	23	4
4 Pararendzina	24	5
5 Pelosol	30	2
6 Braunerde	41	1
7 Parabraunerde	42	1
8 Podsol	50	2
9 Kolluvium	80	1
10 Gley	100	4
11 Pseudogley	70	3
12 Auenboden	90	4
13 Moore	110	4
14 Anthropo	120	4

[End]

E STRUKTOGRAMME DES MODELLS

E.1 Hauptprogramm

proram LUCK	
call GetParameter	<i>! Einlesen der Parameterdatei</i>
call GetGridHeader	<i>! Einlesen der Information über Anzahl von Reihen und Spalten</i>
allocate memory	<i>! Bereitstellen des Speicherplatzes für die Rasterdaten</i>
call GetGridData	<i>! Einlesen der Daten in die bereitgestellten Speicher</i>
call EvaluationSettlement	<i>! Erstellung der Bewertungsgrundlage für Siedlungen</i>
call EvaluationArableLand	<i>! Erstellung der Bewertungsgrundlage für Ackerflächen</i>
call EvaluationRiperian	<i>! Erstellung der Bewertungsgrundlage für Schutzgebiete</i>
call MovingWindow	<i>! Ermittlung der Landnutzung in der Nachbarschaft jeder Zelle</i>
call Statistik	<i>! Berechnung der gewünschten Landnutzungsänderungen</i>
call Counting	<i>! Berechnung der aktuellen Landnutzungsanteile</i>
call SettlementScenario (LUGrid)	<i>! Teilmodell für die Siedlungsausbreitung</i>
call SetAsideScenario (LUGrid)	<i>! Teilmodell für die Stilllegung von Grenzertragsflächen</i>
call RiperianScenario (LUGrid)	<i>! Teilmodell für die Etablierung von Schutzgebieten</i>
call Counting	<i>! Berechnung der aktuellen Landnutzungsanteile</i>
call CopyParameterFile	<i>! Erstellung einer Kopie der Parameterdatei</i>
deallocate memory	
end program LUCK	

E.2 Ausgewählte Unterprogramme

Einlesen der Parameterdatei

subroutine GetParameter	
open ParameterFile	<i>! Öffnen der Parameterdatei</i>
call FindSection ['Files']	<i>! Vergleich der Überschriften in der Parameterdatei</i>
read InGrid Name, ...	<i>! Lesen der Eingang- und Ausgangspfade</i>
call FindSection ['WindowSize']	
read WindowSize	<i>! Lesen der Größe des »moving windows«</i>
call FindSection ['Neighbours']	
read Neighbours	<i>! Lesen des Schwellenwerts für die Siedlungsausbreitung</i>
call FindSection ['RipTolerance']	
read RipTolerance	<i>! Lesen der Höhentoleranz für die Schutzgebietsausweisung</i>
call FindSection ['LandUseTypes']	
read Anzahl LU, LUIId, LUName, LUChange, LUClass	
call FindSection ['SoilTable']	
read Anzahl SoilClass, SoilID, SoilName, NfK, Kf, Gp, Nut, Mech	
call FindSection ['SoilTypes']	
read Anzahl_Soiltype, SoiltypId, SoiltypeName, SoiltypeCode, Humidity	
call FindSection ['End']	
close ParameterFile	
end subroutine GetParameter	

Bewertung der Siedlungsseignung

subroutine EvaluationSettlement		
do row = 1, NumRows		
do col = 1, NumCols		
MainAxis(col,row) /= NoData		
ja	nein	
EvaSetGrid(col,row) =MainAxis(col,row)	TributaryAxis(col,row)/=NoData	
	ja	nein
	EvaSetGrid(col,row)= TributaryAxis(col,row)	EvaSetGrid(col,row)= SolpeGrid(col,row)+1
call WriteGrid (EvaSetGrid) ! Schreiben des Bewertungsgrids für Siedlungsausbreitung		
end subroutine EvaluationSettlement		

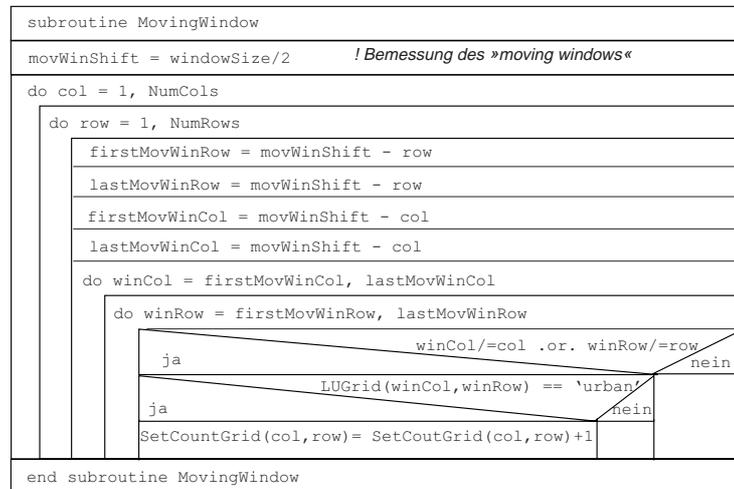
Bewertung des Ertragspotenzials

subroutine EvaluationArableLand		
do row = 1, NumRows ! Berechnung des Ertragsbewertung nach dem schlechtesten Wert		
do col = 1, NumCols		
EvaFarmValue = MAX(watervalue(col,row),nutvalue(col,row), mechvalue(col,row),topvalue(col,row))		
LandUseGrid%LUCClass(col,row) == 'farm'		
ja	nein	
TempGrid(col,row)=EvaFarmValue	TempGrid(col,row)=NoData	
MaximumValue = MaxVal(TempGrid)		
MinimumValue = MinVal(TempGrid)		
do row = 1, NumRows ! Normierung der Ergebnisse auf Werte zwischen 0 und 100		
do col = 1, NumCols		
EvaFarmGrid(col,row) = (100/(MinimumValue- MaximumValue)) *(TempGrid(col,row)- MaximumValue)		
evavalue = EvaFarmGrid(col,row)		
do evaclass = 0, 100 ! Ermittlung der Klassenverteilung der Bewertung		
evaclass == evavalue		
ja	nein	
Evaluation(evaclass)= Evaluation(evaclass)+1		
call WriteGrid (EvaFarmGrid) ! Schreiben der Ertragspotenzialbewertung in ein Grid		
end subroutine EvaluationArableLand		

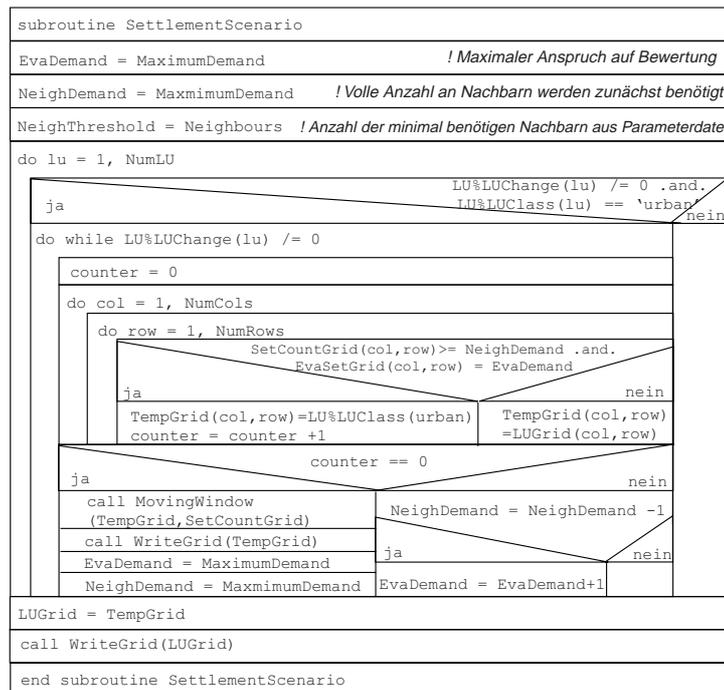
Bewertung der Eignung für die Schutzgebietsausweisung für Ufer- und Auenbereiche

subroutine EvaluationRiperian		
do row = 1, NumRows		
do col = 1, NumCols		
Fluss(col,row) /= NoData .and. SlopeGrid(col,row)<3		
ja	nein	
EvaRipGrid(col,row) =DemGrid(col,row)	DemGrid(col,row)/=NoData .and. SlopeGrid(col,row)<2	
	ja	nein
	EvaRipGrid(col,row)= DemGrid(col,row)	EvaRipGrid(col,row) = NoData
call WriteGrid (EvaRipGrid)		
end subroutine EvaluationRiperian		

»Moving Window«



Teilmodell zur Siedlungsausbreitung



Teilmodell zur Stilllegung von Grenzertragsackerflächen

subroutine SetAsideScenario					
do lu = 1, NumLU					
<table border="1"> <tr> <td colspan="2">LU%LUChange(lu) /= 0 .and.</td> </tr> <tr> <td>ja</td> <td>LU%LUClass == 'farm' nein</td> </tr> </table>		LU%LUChange(lu) /= 0 .and.		ja	LU%LUClass == 'farm' nein
LU%LUChange(lu) /= 0 .and.					
ja	LU%LUClass == 'farm' nein				
do evaclass = 1, 100 <i>! Bestimmung von deterministischer und zufälliger Verteilung</i>					
<table border="1"> <tr> <td colspan="2">Evaluation(evaclass)/=0 .and. evaamount < LU%LUChange</td> </tr> <tr> <td>ja</td> <td>nein</td> </tr> </table>		Evaluation(evaclass)/=0 .and. evaamount < LU%LUChange		ja	nein
Evaluation(evaclass)/=0 .and. evaamount < LU%LUChange					
ja	nein				
evaCount = Evaluation(evaclass) <i>! Auslesen der Klassengröße</i>					
evaAmount = evaAmount + evaCount <i>! Aufsummierte Anzahl</i>					
randomDist=(evaamount-Evaluation(Evaclass))- LU%LUChange					
<i>! Bestimmung der Anzahl für die zufällige Verteilung der Stilllegungsflächen</i>					
do col = 1, NumCols <i>! Durchführung der deterministischen Verteilung</i>					
do row = 1, NumRows					
LUGrid(col,row) = 'farm' .and. EvaSetGrid(col,row) <= evaClass					
.and. LU%LUChange(lu) < Evaluation(evaclass)					
<table border="1"> <tr> <td>ja</td> <td>nein</td> </tr> </table>		ja	nein		
ja	nein				
TempGrid(col,row)=LU%LUClass(still)	TempGrid(col,row)				
LU%LUChange = LU%LUChange +1	= LUGrid(col,row)				
do while LU%LUChange(lu) /= 0					
do col = 1, NumCols <i>! Durchführung der zufälligen Verteilung</i>					
do row = 1, NumRows					
missingPercent = (LU%LUChange/Evaluation/(evaClass))					
LU%LUChang < evaCount .and.					
EvaFarmGrid(col,row) <= evaClass					
<table border="1"> <tr> <td>ja</td> <td>nein</td> </tr> </table>		ja	nein		
ja	nein				
call RandomNumber(randomValue)					
randomValue < missingPercent					
<table border="1"> <tr> <td>ja</td> <td>nein</td> </tr> </table>		ja	nein		
ja	nein				
TempGrid(col,row) =	TempGrid(col,row)				
LU%LUClass(still)	=LUGrid(col,row)				
LU%LUChange =					
LU%LUChange +1					
TempGrid = LUGrid					
call WriteGrid(LUGrid)					
end subroutine SetAsideScenario					

Teilmodell Etablierung von Schutzgebieten in Ufer- und Auenbereichen

