

Friedrich-Schiller-Universität Jena
Chemisch-Geowissenschaftliche Fakultät
Institut für Geographie

- Diplomarbeit -

Analyse der Landschaftsstrukturveränderung im
Biosphärenreservat Rhön mittels
Fernerkundung und GIS

zur Erlangung des wissenschaftlichen Grades
„Diplom-Geographin“

vorgelegt von:

Jacqueline Sambale
Theo-Neubauer-Straße 12
07743 Jena

Jena, 2004

Erstgutachter: Prof. Dr. V. Hochschild
Zweitgutachtein: Prof. Dr. C. Schmallius

Inhalt

	Abbildungsverzeichnis.....	III
	Tabellenverzeichnis.....	V
1	Einleitung und Problemstellung.....	1
2	Zielsetzung und Vorgehensweise.....	3
	2.1 Zielstellung.....	3
	2.2 Aufbau der Arbeit.....	3
3	Stand der Forschung.....	5
	3.1 Erfassung der Landbedeckung mit Fernerkundungsdaten.....	5
	3.1.1 Reflexionseigenschaften der Landoberflächen	6
	3.1.2 Visuelle Interpretation	8
	3.1.3 Mutispektrale Klassifikation von Satellitendaten	8
	3.1.3.1 Unüberwachte Klassifikationen.....	9
	3.1.3.2 Überwachte Klassifikation.....	9
	3.1.3.3 Wissensbasierte und hierarchische Klassifikationsverfahren	11
	3.1.3.4 Objektbasierte Klassifikation.....	12
	3.1.3.5 Neuronale Netze	14
	3.1.4 Change Detection.....	14
	3.1.5 Das Landsat-Programm.....	16
	3.2 Anwendung landschaftsökologischer Konzepte	18
	3.2.1 Entwicklung der Landschaftsökologie.....	18
	3.2.2 Grundbegriffe und Konzepte der quantitativen Landschaftsökologie.....	19
	3.2.3 Quantifizierung mit Landschaftsstrukturmaßen.....	21
	3.2.4 Überblick der Anwendungsbereiche.....	22
	3.2.5 Landschaftsstrukturmaße im Monitoring.....	24
	3.2.6 Fernerkundungsdaten als Datengrundlage	25
	3.2.7 Bezugsräume der Landschaftsanalyse.....	26
	3.2.8 Forschungsbedarf.....	27
4	Beschreibung des Untersuchungsgebietes.....	28
	4.1 Biosphärenreservate – Definition, Aufgaben und Zonierung	28
	4.2 Das Biosphärenreservat Rhön	30
	4.2.1 Lage und naturräumliche Gliederung.....	30
	4.2.2 Geologie und Böden	31
	4.2.3 Klima	33
	4.2.4 Landschaftsgeschichte	34
	4.2.5 Sozioökonomische Aspekte.....	35
	4.2.6 Aktuelle Landnutzung und Landschaftsbild	36
	4.2.7 Konflikte und Leitbild.....	37
5	Datengrundlage	39
6	Durchführung und Methodik.....	40
	6.1 Methodisches Vorgehen.....	40
	6.2 Auswertung der Satellitendaten	41

6.2.1	Vorverarbeitung	41
6.2.1.1	Atmosphärenkorrektur	41
6.2.1.2	Georeferenzierung	43
6.2.1.3	Visuelle Interpretation	44
6.2.2	Klassifikation der Landbedeckung.....	46
6.2.2.1	Klassenfestlegung	47
6.2.2.2	Kanalzusammenstellung	48
6.2.2.3	Auswahl der Trainingsgebiete und Signaturanalysen.....	50
6.2.2.4	Maximum-Likelihood-Klassifikation	55
6.2.2.5	Nachbearbeitung der Klassifikationsergebnisse	55
6.2.2.6	Genauigkeitsanalysen	56
6.2.2.7	GIS-Analysen zur Verbesserung der Klassifikation	58
6.2.3	Change Detection.....	60
6.3	Quantifizierung der Landschaftsstruktur.....	61
6.3.1	Vorüberlegungen und Datenaufbereitung	61
6.3.2	Festlegung der Bezugsräume	63
6.3.3	Anwendung der Landschaftsstrukturmaße.....	64
6.3.3.1	Flächenmaße	65
6.3.3.2	Patchmaße.....	65
6.3.3.3	Kantenmaße	66
6.3.3.4	Formmaße	67
6.3.3.5	Distanzmaße	69
6.3.3.6	Maße der Landschaftsvielfalt.....	69
6.3.4	Festlegung der Modellparameter	70
7	Auswertung der Ergebnisse.....	71
7.1	Interpretation der Klassifikationsergebnisse	71
7.1.1	Bewertung der Genauigkeit	71
7.1.2	Visuelle Interpretation der Klassifikationsergebnisse.....	72
7.1.3	Veränderung der Landbedeckung im Biosphärenreservat Rhön.....	73
7.2	Interpretation der Landschaftsstruktur	76
7.2.1	Flächenmaße	77
7.2.2	Patchmaße	79
7.2.3	Kantenmaße	81
7.2.4	Formkomplexität und Aggregation.....	82
7.2.5	Lagebeziehungen	85
7.2.6	Landschaftsvielfalt	87
7.2.7	Schlussfolgerungen der Strukturanalyse	88
8	Zusammenfassung und Ausblick	90
	Literatur.....	93
	Anhang	i

Abbildungen

Abb. 3.1: Spektrale Reflexionsgrade verschiedener Oberflächen (Quelle: ALBERTZ 2001: 19)	6
Abb. 3.2: Überwachte Klassifikationsverfahren: a) Minimum-Distance, b) Parallelepipet, c) Maximum-Likelihood-Verfahren (Quelle: ALBERTZ 2001: 165)	10
Abb. 3.3: Entscheidungsbaumklassifikation (Quelle: ALBERTZ 2001: 167).....	11
Abb. 3.4: Hierarchischer Aufbau von Landschaften (Quelle: LAUSCH & THULKE 2001: 117, verändert).....	20
Abb. 3.5: Zusammenhang zwischen den Komponenten Struktur, Funktion, Dynamik (Quelle: eigener Entwurf nach LAUSCH & HERZOG 2002: 4 und FORMAN & GODRON 1986: 11).....	21
Abb. 3.6: Anwendungsgebiete von Landschaftsstrukturmaßen (Quelle: LAUSCH 1999: S.83, verändert).....	22
Abb. 4.1: Biosphärenreservate in Deutschland (Europarc Deutschland o. J.)	
Abb. 4.2: Allgemeine Zonierung von Biosphärenreservaten (Quelle: DEUTSCHE UNESCO-KOMMISSION 2003: o. S.)	28
Abb. 4.3: Lage der Rhön in Deutschland (Quelle: DIERCKE WELTATLAS 2002: 20, verändert)	29
Abb. 4.4: Geologie der Rhön (Quelle: eigener Entwurf, Datengrundlage: Thüringer Verwaltungsstelle Biosphärenreservat Rhön).....	30
Abb. 4.5: Flurstückgrößen in Hessen und Thüringen, Ausschnitt der Vorder- und Kuppenrhön im ehemaligen Grenzgebiet (Landsat ETM 7, 15.08.2001, Kanalkombination: 4-5-3)	36
Abb. 6.1: Arbeitsablauf der Diplomarbeit.....	40
Abb. 6.2: Einfluss atmosphärischer Effekte auf elektromagnetische Strahlung zur Erdoberfläche und zum Sensor (Quelle: RICHARDS & JIA 1999: 40).....	42
Abb. 6.3: Histogrammvergleich zur einfachen Reduktion atmosphärischer Einflüsse in Satellitendaten (Quelle: ALBERTZ 2001: 105)	43
Abb. 6.4: Forstmaßnahmen im Biosphärenreservat Rhön (Landsat-TM Ausschnitte, nordwestlich von Gersfeld, Kanalkombination: 4-5-3)	45
Abb. 6.5: Ablauf der überwachten Klassifikation.....	46
Abb. 6.6: Texturmerkmal abgeleitet aus dem panchromatischen Kanal (a: Ausschnitt Nordheim v. d. Rhön, Landsat ETM+ PAN, 15.08.2001; b: Texturmerkmal)	49
Abb. 6.7: Variabilität der Grünlandflächen (Ausschnitt: Landsat-TM 5, 02.08.1990 und Biotoptypenkartierung).....	51
Abb. 6.8: Signaturmittelwerte der Trainingsgebiete, Landsat-TM5, 27.04.1984	53
Abb. 6.9: Spektrale Signaturen der Landsat TM-Szene vom 02.08.1990, in den Kanälen 4 und 5).....	54
Abb. 6.10: Verbesserung der Siedlungsklasse durch Nachbarschaftsanalysen (Quelle: eigener Entwurf, Ausschnitt aus der Klassifikation von 1990).....	59

Abb. 6.11: Verwendete räumliche Bezugseinheiten für die Berechnung der Landschaftsstrukturmaße	64
Abb. 7.1: Entwicklung der Bedeckungsklassen im Biosphärenreservat Rhön von 1984-2001, basierend auf den Klassifikationsergebnissen	74
Abb. 7.2: Entwicklung der prozentualen Landbedeckung (%LAND) nach Bundesländern	77
Abb. 7.3: Entwicklung der prozentualen Landbedeckung in Süd- sowie Vorder- und Kuppenrhön (%LAND)	78
Abb. 7.4: Entwicklung der Mittleren Patchgröße (MPS) und Standardabweichung (MPS_SD) nach Bundesländern.....	79
Abb. 7.5: Entwicklung von Patchdichte (PD) und Mittlerer Patchgröße (MPS) für Acker und Grünland bezogen auf die Bundesländer.....	80
Abb. 7.6: Entwicklung der Kantendichte (ED) nach Bundesländern und Naturräumen	81
Abb. 7.7: Entwicklung des LSI nach Bundesländern und Naturräumen.....	82
Abb. 7.8: Die Entwicklung des LSI auf Klassenniveau in den Naturräumen	83
Abb. 7.9: Entwicklung der fraktalen Dimension (DLFD) in den Bundesländern und Naturräumen	85
Abb. 7.10: Entwicklung des Proximity Index im Vergleich der Bundesländer	86
Abb. 7.11: Entwicklung des Simpson Diversity Index (SIDI) in den Bundesländern und Naturräumen	87

Tabellen

Tab. 3.1: Vergleichende Gegenüberstellung verschiedener Dimensionen in Ökologie, Planung und Fernerkundung (Quelle: BORG et al. 1999 : 59, verändert).....	5
Tab. 3.2: Methoden zur Veränderungsanalyse aus Fernerkundungsdaten (eigene Zusammenstellung nach: SETO et al. 2002: 1989f., MAS 1999, SINGH 1989).....	15
Tab. 3.3: Übersicht der LANDSAT-Satelliten (Quelle: LILLESAND et al. 2004: 405, verändert).....	17
Tab. 3.4: Sensorinformationen der Satelliten Landsat-5 und -7 (Quelle: eigene Zusammenstellung nach: NASA 2004).....	17
Tab. 3.5: Verwendung von Landschaftsstrukturmaßen zum Monitoring von Landschaftsveränderungen in aktuellen Studien (Quelle: eigene Zusammenstellung).....	24
Tab. 4.1: Landnutzung im Biosphärenreservat Rhön (Quelle: eigene Zusammenstellung, nach: GREBE & BAUERNSCHMITT 1995: 156ff.).....	35
Tab. 4.2 : Auswahl wertvoller Lebensräume der Rhön ihrer charakteristischen Arten (Quelle: eigene Zusammenstellung: STABD 1995: 254, GREBE & BAUERNSCHMITT 1995: 162).....	38
Tab. 5.1: Verwendete Satelliten- und Zusatzdaten	39
Tab. 6.1: Genauigkeit der geometrischen Korrektur.....	44
Tab. 6.2: Klassifikationsschlüssel.....	47
Tab. 6.3: Trainingsgebiete für die Klassifikation der Satellitendaten.....	52
Tab. 6.4: Testgebiete zur Überprüfung der Klassifikationsgenauigkeit.....	57
Tab. 6.5: Regelbasierte GIS-Analysen zur Verbesserung der Klassifikationen.....	59
Tab. 6.6: Klassenzusammenfassung zur Veränderungs- und Strukturanalyse.....	61
Tab. 6.7: Verwendete Landschaftsstrukturmaße.....	65
Tab. 7.1: Zusammenfassung der Klassifikationsgenauigkeiten 1984, 1990 und 2001 (*1990 ohne Aufforstung, Erläuterung siehe Text).....	71
Tab. 7.2: Flächenstatistik der Klassifikationsergebnisse	73
Tab. 7.3: Prozentuale Veränderungen der Hauptbedeckungsklassen im Biosphärenreservat Rhön von 1984-2001, auf Basis der Klassifikationsergebnisse	75

1 Einleitung und Problemstellung

Landschaften unterliegen einem ständigen Wandel. Der Einfluss des Menschen auf ihre Entwicklung ist unumstritten und nahezu alle Regionen in Europa stellen heute Kulturlandschaften dar, die das Produkt einer Jahrhunderte langen Nutzung und Umgestaltung durch den Menschen sind. Die Landnutzung ist dabei als eine der Hauptursachen des globalen Wandels erkannt worden, da sie zahlreiche Prozesse und Landschaftsfunktionen in unterschiedlichen Maßstäben beeinflusst. Veränderungen der Landnutzung und Landbedeckung haben Auswirkungen auf Stoffflüsse, den Klimawandel und die Biodiversität der Ökosysteme (GRIFFITH et al. 2003: 175). So bewirken der Flächenverbrauch und die zunehmende Fragmentierung von Landschaften infolge der Ausbreitung von Siedlungs- und Verkehrsflächen, sowie der Intensivierung der Landwirtschaft die Zerstörung natürlicher Habitate und dadurch einen Rückgang der Artenvielfalt (LEITÃO & AHERN 2003: 72). Aus diesem Grund ist die Dokumentation des Zustandes und die Erfassung von Veränderungen von Landschaften für zahlreiche Anwendungen und Aufgabenstellungen in Planungs- und Umweltbehörden von großer Bedeutung. Aktuelle Daten sind hierbei eine wichtige Entscheidungsgrundlage für die zielgerichtete Planung von Maßnahmen und dienen gleichfalls der Erfolgskontrolle (STRUNZ & GÜLS 1999: 69).

Der Einsatz von Fernerkundung und Geographischen Informationssystemen (GIS) im Rahmen von Monitoringaufgaben hat sich fest etabliert, da die Fernerkundung eine Methode bereitstellt großflächig und regelmäßig Bilddaten der Erdoberfläche in ganz unterschiedlichen Maßstäben zu erheben, während GIS die Möglichkeit bieten, die Datenprodukte unter Verwendung zusätzlicher Geoinformation quantitativ und qualitativ zu analysieren (BLASCHKE 2002: 116). Die quantitative Landschaftsökologie stellt hierfür mit den Landschaftsstrukturmaßen eine weitere Analysemethode bereit. Diese Indizes messen räumliche Strukturmerkmale der Landschaft und finden insbesondere im Bereich des Landschaftsmonitorings verbreitete Anwendung (LAUSCH & HERZOG 2002: 4)

Im Rahmen der Diplomarbeit sollte dieses Methodengerüst für die Analyse des Landschaftswandels im Biosphärenreservat Rhön angewandt werden. Die Region ist eine traditionelle Kulturlandschaft, in der sich durch die vorwiegend extensive Grünland- und Ackerbewirtschaftung in der Vergangenheit eine strukturreiche, offene Landschaft entwickelt hat, die sich durch eine große Vielfalt an ökologisch wertvollen Ökosystemen auszeichnet. Bedingt durch ihre Lage im Bereich der ehemals innerdeutschen Grenze ist sie jedoch auch von einer Reihe von Problemen und Konflikten geprägt und daher ein Untersuchungsgebiet des *IronCurtain*-Projektes, in das die vorliegende Arbeit thematisch eingebunden war. Im Mittelpunkt dieses Projektes stehen Grenzregionen

entlang des ehemaligen „Eisernen Vorhangs“ und ihre spezifischen Konflikte, die aus den großen Unterschieden hinsichtlich der einst getrennten Entwicklung resultieren. Basierend auf verschiedenen Fallstudien innerhalb Europas werden für diese Regionen integrierte Methodenkonzepte entwickelt, die als Entscheidungsunterstützung für eine zielgerichtete und nachhaltige Entwicklung dieser Gebiete bereitgestellt werden sollen.

Ein wichtiger Problembereich im Biosphärenreservat steht in engem Zusammenhang zu den aktuell stattfindenden Entwicklungen in europäischen Kulturlandschaften. Dabei kommt es zu einer verstärkten Intensivierung der Flächennutzung in Gunsträumen, während in ertragsarmen Regionen Ackerflächen stillgelegt werden. Von diesem Trend ist auch die Rhön betroffen. Ackerflächen fallen dabei ebenso aus der Nutzung wie extensiv beweidete Grünlandbereiche (SCHÖNTHALER et al. 2001: C2, 102).

2 Zielsetzung und Vorgehensweise

2.1 Zielstellung

Vor dem Hintergrund der genannten Probleme sind flächendeckende Landbedeckungs- und -veränderungsinformationen und die Kenntnis ihrer zeitlichen Veränderungen für das Biosphärenreservat Rhön von praktischer Bedeutung. Das Ziel der vorliegenden Diplomarbeit bildete daher die Erfassung des Landschaftswandels, der sich in der Rhön seit Mitte der 90er Jahre vollzogen hat. Besonderes Interesse galt dabei der Entwicklung der Grünland- und Ackerflächen, da die allgemeinen Trends zwar bekannt, aber bisher nicht konkret quantifiziert worden sind.

Durch die Auswertung multitemporaler Satellitendaten und ihrer Analyse mit GIS sollte die Landbedeckung für drei Zeitpunkte kartiert und die stattgefundenen Veränderungen daraus abgeleitet werden. Ein wesentlicher Schwerpunkt der Arbeit bildete dabei die quantitative Beschreibung der Landschaftsstruktur mit Landschaftsstrukturmaßen (LSM), wobei geprüft werden sollte, ob diese Indizes im Rahmen eines Monitorings sinnvoll in der Rhön einsetzbar sind.

Folgende Fragestellungen standen somit im Mittelpunkt der Untersuchung und sollten im Verlauf der Diplomarbeit beantwortet werden:

- Welche Veränderungen der Landbedeckungen haben seit 1984 im Biosphärenreservat Rhön stattgefunden?
- Können regionale Unterschiede des Landschaftsmusters im Biosphärenreservat Rhön mit Hilfe von LSM aus klassifizierten Landsat-TM-Daten beschrieben werden?
- Sind die LSM geeignet, die zeitlichen Veränderungen der Landschaft im Biosphärenreservat nachzuvollziehen?

2.2 Aufbau der der Arbeit

Aus der Zielstellung ergeben sich zwei methodische Schwerpunkte der Arbeit: die Anwendung von Methoden der Bildverarbeitung zur Klassifikation der Satellitenbilder und die quantitative Strukturanalyse. Im folgenden Kapitel soll ein Überblick über diese beiden Themenkomplexe gegeben werden. Dabei behandelt Kapitel 3.1 die Anwendung von Fernerkundungsdaten zur Erhebung von Landbedeckungsinformationen und erläutert die Reflexionseigenschaften der Bodenbedeckungen (Kap. 3.1.1), die verschiedenen Methoden zur Klassifikation von Satellitendaten (Kap. 3.1.3), sowie

Möglichkeiten der Veränderungsanalyse (Kap. 3.1.4) und stellt das verwendete Satellitensystem Landsat vor (Kap. 3.1.5). Das Kapitel 3.2 beschreibt die Entwicklung der Landschaftsökologie (Kap. 3.2.1), klärt wichtige Begriffe und stellt LSM und ihre Anwendungsbereiche vor, sowie methodische Schwierigkeiten bei der Wahl geeigneter Bezugsräume und der Anwendung von Fernerkundungsdaten.

Nach der Vorstellung des Untersuchungsgebietes (Kap. 4) und der verwendeten Datengrundlage (Kap. 5), erläutert das Kapitel 6 die Durchführung der einzelnen Arbeitsschritte. Zu Beginn erfolgt die Auswertung der Satellitendaten (Kap. 6.2), welche sich in Vorverarbeitung (Kap. 6.2.1), Multispektrale Klassifikation (Kap. 6.2.2) und Veränderungsanalyse (6.2.3) untergliedert. Die Durchführung der Strukturanalyse ist Gegenstand des Kapitels 6.3. Dabei werden die Datenaufbereitung (Kap. 6.3.1) und die Festlegung der Bezugsräume (Kap. 6.3.2) sowie die verwendeten LSM (Kap. 6.3.4) detailliert beschrieben.

Das Kapitel 7 präsentiert die Ergebnisse der Diplomarbeit. Hierbei erfolgt wiederum eine thematische Trennung zwischen der Interpretation der Klassifikationsergebnisse (Kap. 7.1) und der Auswertung der LSM (Kap. 7.2). In Kapitel 8 wird die Diplomarbeit abschließend zusammengefasst.

3.1.1 Reflexionseigenschaften der Landoberflächen

Die Erfassung der Erdoberfläche mit Hilfe von Fernerkundungsdaten beruht auf der Tatsache, dass die einzelnen Oberflächen gegenüber der auftreffenden Sonnenstrahlung ein sehr unterschiedliches Reflexionsverhalten aufweisen. In Abhängigkeit von zahlreichen Faktoren, wie Materialeigenschaften, Feuchtigkeitsgehalt und Rauigkeit wird nur ein bestimmter Strahlungsanteil reflektiert, während der andere Teil der Energie absorbiert oder transmittiert wird. Der Reflexionsgrad ist ein Maß, anhand dessen diese spezifischen Reflexionseigenschaften unterschiedlicher Oberflächen charakterisiert werden können. Er ist definiert als Quotient aus dem Strahlungsanteil, der von einem Objekt reflektiert wird in Bezug zur gesamten, eintreffenden Strahlungsenergie. Der Reflexionsgrad ist jedoch nicht nur von der Oberflächenart abhängig, sondern auch in den einzelnen Wellenlängenbereichen sehr variabel. Die Kenntnis dieser Unterschiede ist für die Auswertung von Fernerkundungsdaten von zentraler Bedeutung (LILLESAND et al. 2004: 13f., ALBERTZ 2001: 17ff.).

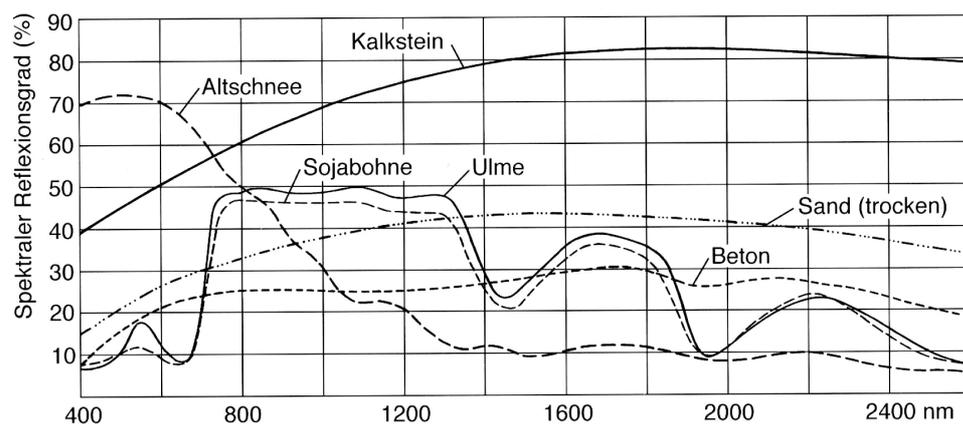


Abb. 3.1: Spektrale Reflexionsgrade verschiedener Oberflächen (Quelle: ALBERTZ 2001: 19)

Im Gegensatz zu speziellen Fragestellungen, die sich z. B. auf die Entwicklung von Sukzessionsflächen oder die Fragmentierung von Waldflächen konzentrieren, ist aus der Sicht des Landschaftsmonitorings die Unterscheidung zahlreicher Oberflächenbedeckungen von Interesse. In Abbildung 3.1 sind beispielhaft die Reflexionskurven ausgewählter Landbedeckungen vom sichtbaren Spektralbereich bis zum mittleren Infrarot dargestellt.

Ein besonders auffälliges Reflexionsverhalten zeigen vegetationsbedeckte Flächen. Im sichtbaren Bereich wird es durch die Blattpigmente der grünen Pflanzen bestimmt. Das photosynthetisch aktive Chlorophyll absorbiert bis zu 90 % des roten und blauen Lichtanteils, so dass nur im grünen Spektralbereich ein lokales Reflexionsmaximum auftritt. Charakteristisch ist vor allem der sprunghafte Anstieg der Reflexion beim Übergang in das Nahe Infrarot. Ab etwa 700 nm steigt der Reflexionsgrad auf 40 bis 50 % an, be-

dingt durch die Streu- und Reflexionsvorgänge an den lockeren und vielschichtigen Zellstrukturen der Blattoorgane. Dieses Verhalten ist in starkem Maße von der Wasserversorgung und der Vitalität der Pflanzen abhängig. Bildkanäle und Ratios, die diesen Übergang vom roten zum infraroten Bereich ausnutzen, sind daher besonders gut zur Erfassung des Zustandes von Pflanzenbeständen und Schadmerkmalen geeignet. Neben den Unterschieden, die zwischen den einzelnen Pflanzenarten auftreten, schwanken die Reflexionswerte in Abhängigkeit von der Phänologie selbstverständlich auch im Jahresverlauf (LILLESAND et al. 2004: 17ff.).

Trockener Sand bzw. freie Böden zeigen einen monotonen Kurvenverlauf, der stetig über das gesamte Spektrum hin ansteigt. In Abhängigkeit des Wassergehaltes ist aber auch die Reflexion von Boden stark variabel. Je feuchter ein Boden ist, desto geringer ist seine Reflexion im gesamten Spektralbereich und umso deutlicher treten die Wasserabsorptionsbänder hervor, die bei ca. 1400 nm und 1900 nm liegen und auch in den Reflexionskurven von Vegetation zu erkennen sind. Nicht dargestellt in Abbildung 3.1 sind Wasserflächen. Klares Wasser hat einen hohen Absorptionsgrad und reflektiert daher nur sehr wenig der einfallenden Strahlung. Im sichtbaren Bereich liegt die Reflexion unter 10 % und sinkt ab 600 nm stetig. Im Infrarotbereich wird die gesamte einfallende Energie absorbiert. Dagegen zeigen Schnee- und Eisflächen im sichtbaren Bereich eine sehr hohe Reflexion, die bis zum mittleren Infrarot gleichmäßig auf 10 % absinkt (RICHARDS & JIA 1999: 3f.).

Anthropogen bebaute Flächen sind ein weiterer wichtiger Bedeckungstyp. Durch das räumliche Zusammenspiel von Verkehrsflächen und Gebäuden unterschiedlichster Art treten hierbei verschiedene Reflexionswerte auf. Sie ähneln im Allgemeinen stark den Werten natürlicher Gesteinsoberflächen (MEINEL et al. 1997: 13). Problematisch bei diesem Bedeckungstyp ist der kleinräumige Wechsel unterschiedlicher Oberflächen, insbesondere innerhalb von Siedlungsflächen. Außer in sehr hochauflösenden Daten werden diese Gebiete daher vor allem als Mischpixel abgebildet, die eine exakte Erfassung allein aufgrund spektraler Informationen erschweren. Bei der Kartierung von Siedlungsflächen erhöht daher die Einbeziehung der räumlichen Heterogenität, z. B. durch Texturmerkmale entscheidend das Klassifikationsergebnis (HEROLD 2003: 992).

Dargestellt wurde das Reflexionsverhalten im Spektralbereich optischer Sensoren. Ergänzend sei auch der Mikrowellenbereich erwähnt, den aktive Sensoren basierend auf Radartechnologie erfassen können. Das Rückstreusignal ist dabei von der Rauigkeit und den elektrischen Eigenschaften der betrachteten Oberfläche abhängig. Die Ausnutzung dieses Spektralbereiches bietet den besonderen Vorteil der Wetter- und Tageszeitunabhängigkeit. Neben zahlreichen Spezialanwendungen von Radardaten werden sie in jüngster Zeit auch in Verbindung mit optischen Daten zur Landnutzungsklassifikation eingesetzt (s. u.).

3.1.2 Visuelle Interpretation

Eine einfache Möglichkeit Landbedeckungsinformationen aus Fernerkundungsdaten zu erheben, besteht in der visuellen Interpretation. Dieses Verfahren wird vorwiegend zur Auswertung von Luftbildern genutzt, kann aber auch in der Satellitenbildverarbeitung eingesetzt werden. WRBKA et al. (2003: 66) nennen als Vorteile der visuellen Interpretation die relativ einfache Realisierbarkeit, da komplexe Bildverarbeitungsprogramme nicht zwingend erforderlich sind und den hohen Differenzierungsgrad an unterschiedlichen Landbedeckungs- und Nutzungstypen. Letzterer wird erreicht, da der Bearbeiter zahlreiche Merkmale zur Erkennung der Landbedeckungen einbezieht. Neben der spektralen Farbinformation spielen dabei auch die Größe, Gestalt und Textur der Oberflächen, sowie ihre Lage im Raum und der Kontext zur Umgebung eine entscheidende Rolle (LILLESAND et al. 2004: 194ff.).

Die menschliche Wahrnehmung ist dabei in der Lage komplexe Raummuster zu erkennen und zu interpretieren, wobei Formen und Objekte vereinfacht und gruppiert und dadurch Nutzungseinheiten erkannt werden. ANTROP (2000: 44f.) betont die Bedeutung dieses Prozesses, da die Fähigkeit komplexe Muster zu erfassen in hohem Maße dem holistischen Charakter von Landschaften entspricht. Wichtigste Einschränkungen der visuellen Interpretation liegt darin, dass sie die multispektrale Information von Satellitendaten nur in sehr begrenztem Maße ausnutzt. Weiterhin ist sie stark vom Wissen und der Erfahrung des Anwenders abhängig und außerdem bei sehr großen Gebieten mit einem hohen Zeitaufwand verbunden. Die europaweite Landbedeckungskartierung CORINE *land cover* wurde im wesentlichen durch die visuelle Interpretation von Satellitendaten erstellt (ALBRECHT 1996: 2).

3.1.3 Multispektrale Klassifikation von Satellitendaten

In der Bildverarbeitung bezeichnet der Begriff Klassifikation die automatisierte Zuordnung der Bildelemente zu einzelnen Nutzungsklassen aufgrund bestimmter Merkmale. Diese Merkmale umfassen in erster Linie die spektrale Information der verschiedenen Bildkanäle, wobei die Tatsache genutzt wird, dass Flächen gleicher Oberflächenbedeckung ein ähnliches Reflexionsverhalten aufweisen und sich dadurch im multispektralen Merkmalsraum der einzelnen Bildkanäle zu Punktwolken bzw. Spektralklassen gruppieren. Ziel der Klassifikation ist es, diese Spektralklassen zu erkennen und den Landbedeckungsklassen zuzuordnen (LILLESAND et al. 2004: ff.).

Dafür stehen verschiedene Klassifikationsmethoden zur Verfügung. Im Allgemeinen werden überwachte und unüberwachte Verfahren unterschieden, je nachdem ob vom Anwender Vorwissen über die betreffenden Nutzungsklassen in Form von Trainingsdaten in den Klassifikationsprozess einfließt oder nicht. Ausgehend von der Art der

verwendeten Bildelemente können weiterhin pixel- und objektbasierte Verfahren differenziert werden. Insbesondere bei der Auswertung von Bilddaten neuer höchstauflösender Sensoren liefern traditionelle pixelbasierte Klassifikationen keine zufriedenstellenden Ergebnisse. In den letzten Jahren wurden daher objektbasierte Verfahren entwickelt, bei denen nicht mehr einzelne Pixel, sondern Bildsegmente klassifiziert werden. In den folgenden Kapiteln werden die genannten Methoden im vorgestellt.

3.1.3.1 Unüberwachte Klassifikation

Bei der Durchführung einer unüberwachten Klassifikation sind keine Informationen über die vorkommenden Bedeckungsklassen notwendig, denn die Zuordnung der Pixel zu verschiedenen Klassen beruht bei diesem Verfahren allein auf der Analyse der spektralen Eigenschaften der zu klassifizierenden Bilddaten. Dabei werden Clusteranalysen angewendet, um die einzelnen Spektralklassen eines Bildes zu identifizieren. Diese werden im Anschluss an das Verfahren interpretiert, um sie realen Landbedeckungsklassen zuzuordnen. (LILLESAND et al. 2004: 573ff., RICHARDS & JIA 1999: 225ff.).

Der Vorteil des Verfahrens besteht darin, dass ohne Einfluss des Bearbeiters spektral gut trennbare Klassen erkannt werden können. Ihre Anwendung bietet sich daher z. B. bei großen, teils unzugänglichen Gebieten an, wenn keine Referenzinformationen zur Verfügung stehen. So verwendeten IMBERNON & BRANTHOMME (2001) diese Methode um vergleichend in verschiedenen Testgebieten, verteilt auf drei Kontinenten, den Landschaftswandel tropischer Regenwälder zu untersuchen. Meist werden unüberwachte Verfahren jedoch im Rahmen von hybriden Klassifikationen eingesetzt, um im Vorfeld einer überwachten Klassifikation gezielt spektrale Signaturen zu extrahieren, und diese ggf. zu verbessern und mit den gewünschten Bedeckungsklassen abzustimmen. WEIERS et al. (2004), PAN et al. (2004) und CREWS-MEYER (2002) verwendeten diese Vorgehensweise im Rahmen eines Landschaftsmonitorings.

3.1.3.2 Überwachte Klassifikation

Bei überwachten Klassifikationsverfahren werden die gewünschten Bedeckungsklassen im Vorfeld festgelegt und anhand von Trainingsdaten hinsichtlich ihrer spektralen Eigenschaften charakterisiert. Es müssen somit Referenzinformationen zur Verfügung stehen, um spektralen Signaturen für die Klassen abzuleiten. Ausgehend von den Pixel dieser bekannten Trainingsflächen wird der spektrale Wertebereich der Klassen eingegrenzt und durch statistische Maße beschrieben. Während der Klassifikation bilden diese Maße die Grundlage für die Zuweisung eines jeden Pixels zu einer bestimmten Landbedeckungsklasse. Je nach Art der dabei verwendeten Maße werden verschiedene Verfahren unterschieden (LILLESAND et al. 2004: 551).

In Abbildung 3.2 sind schematisch drei Verfahren dargestellt. Die *Minimum-Distance*-Klassifikation ist der einfachste Algorithmus. Dabei werden die Grauwerte jedes Pixels mit den Klassenmittelwerten verglichen und der Klasse zugeordnet zu der sie die geringste Distanz aufweisen. Die Streuung innerhalb der Bedeckungsklassen bleibt unberücksichtigt. Das Quader- oder *Parallelepiped*-Verfahren nutzt die Minima und Maxima in den einzelnen Kanälen und ordnet ein Pixel derjenigen Klasse zu, in dessen Wertebereich es liegt. Eine eindeutige Zuordnung ist bei diesem Ansatz somit nur möglich, wenn sich die Klassen nicht überlappen. Das *Maximum-Likelihood*-Verfahren ist das umfassendste Verfahren. Es berechnet anhand des Mittelwertvektors und der Kovarianzmatrix der einzelnen Bedeckungsklassen für jedes Pixel eine Wahrscheinlichkeitsfunktion für die Zugehörigkeit zu jeder Klasse. Die Zuordnung erfolgt anschließend zur wahrscheinlichsten Klasse (RICHARDS & JIA 1999: 259).

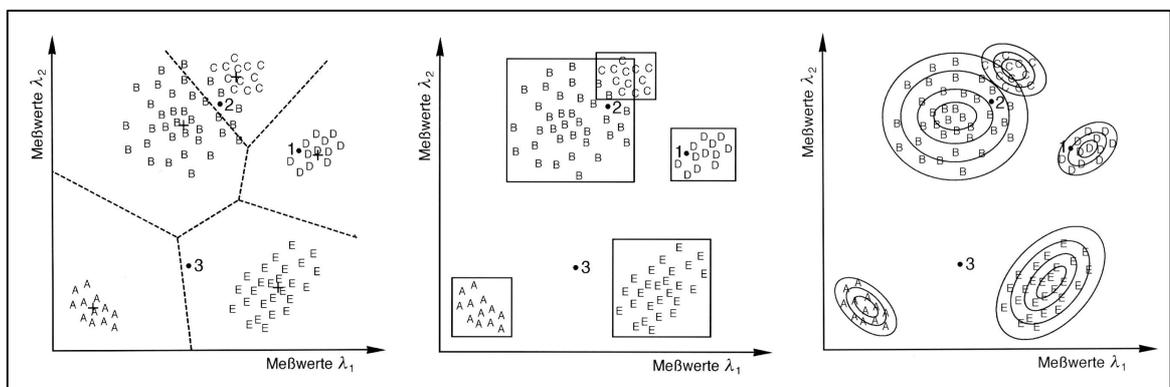


Abb. 3.2: Überwachte Klassifikationsverfahren: a) Minimum-Distance, b) Parallelepiped, c) Maximum-Likelihood-Verfahren (Quelle: ALBERTZ 2001: 165)

Die Qualität der Ergebnisse wird bei diesen Verfahren entscheidend von der Wahl der Trainingsflächen beeinflusst. Die *Maximum-Likelihood*-Methode stellt dabei besonders hohe Anforderungen an die Trainingsgebiete, denn die Werte sollten für jede Klasse normalverteilt sein. Da dieses Verfahren jedoch die meisten Variablen zur Klassenbeschreibung nutzt, liefert es im Allgemeinen auch die genauesten Ergebnisse und wird daher vielfach angewandt (PETIT & LAMBIN 2002, SOUTHWORTH et al. 2002, LUQUE 2000a).

Die Ergebnisse dieser Klassifikationsverfahren können durch die Einbindung von zusätzlichen Informationen entscheidend gesteigert werden. Die Verwendung von multisaisonalen Daten verbessert die Trennung phänologisch beeinflusster Klassen, während die Erzeugung künstlicher Kanäle eine Möglichkeit darstellt, je nach Anwendungsziel besondere Bildmerkmale stärker hervorzuheben. So unterstützen Vegetationsindizes oder Bildtransformationen, wie z. B. die *Tasseled-Cap*-Transformation die Unterscheidung vegetationsbedeckter Oberflächen. Dagegen eignen sich Texturmerkmale besonders gut um inhomogene Siedlungsstrukturen zu erfassen. STEINOCHER

(1997) stellt dafür eine Methode vor, Texturmerkmale aus panchromatischen Daten zu generieren, die als zusätzlicher Datenlayer in eine Klassifikation integriert werden können. Derartige Verfahren, bei denen Daten unterschiedlicher Sensoren miteinander verknüpft werden, werden als Datenfusionsmethoden bezeichnet (Steinocher 1997: 145). In diesem Zusammenhang demonstrieren KUPLICH et al. (2000) die Vorteile der Synergie von optischen Daten mit Radarbildern zur Landbedeckungsklassifikation. Die Autoren kombinierten Landsat TM- und ERS-1C-Daten zu einem multispektralen Datensatz und leiteten aus dieser Komposite die Hauptkomponenten ab. Die anschließende Maximum-Likelihood-Klassifikation zeigte vor allem im Bereich von urbanen Flächen, sowie Wald- und Grünlandgebieten verbesserte Ergebnisse.

3.1.3.3 Hierarchische und wissensbasierte Klassifikation

Im Gegensatz zu den bisher genannten Methoden basieren hierarchische Klassifikationsansätze auf einem mehrstufigen Verfahren. Das Klassifikationsschema besteht aus einer Folge miteinander verknüpfter Teilschritte, bei denen die Ausgangsdaten schrittweise anhand spezifisch festgelegter Kriterien in Teilmengen untergliedert werden. Auf diese Weise entsteht ein Entscheidungsbaum, in dem ausgehend von leicht abtrennbaren Klassen die Bilddaten sukzessiv den einzelnen Bedeckungsklassen zugeordnet werden. Dieses Prinzip verdeutlicht Abbildung 3.3. Entsprechend den jeweils abzutrennenden Klassen kommen dabei nur die relevanten Informationskanäle zum Einsatz, so dass diese Methode die verwendeten Ausgangsdaten sehr effektiv ausnutzt (RICHRDS & JIA 1999: 283ff., HILDEBRAND 1996: 543ff.).

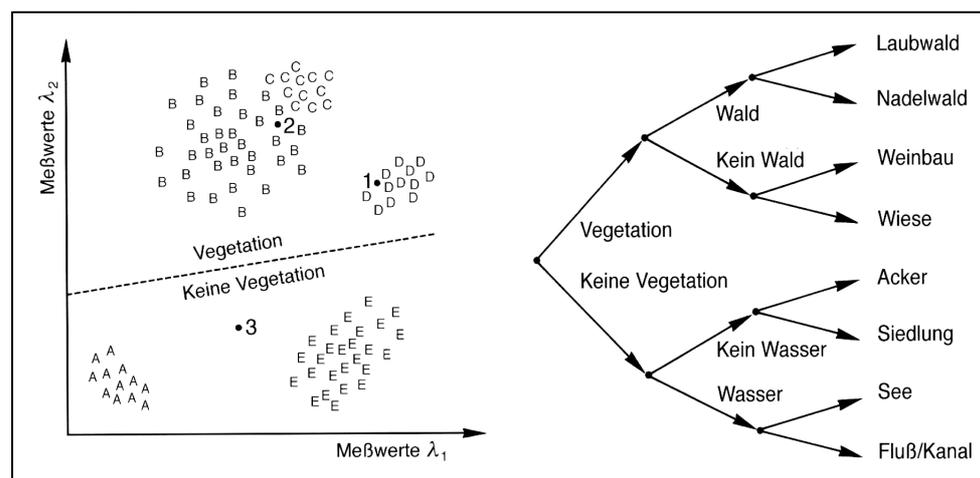


Abb. 3.3: Entscheidungsbaumklassifikation (Quelle: ALBERTZ 2001: 167)

Die Diskussion bei COLSTOUN et al. (2003: 317) zeigt, dass zahlreiche Autoren den wichtigsten Vorteil des Verfahrens in seiner hohen Flexibilität sehen. Während des Klassifikationsprozesses können sowohl unterschiedliche Algorithmen, als auch Merk-

male einbezogen werden. Neben den ursprünglichen Spektralkanälen können wiederum abgeleitete Bildparameter, wie z. B. Vegetationsindizes und Ratios, aber auch Vektordaten oder Digitale Höhenmodellen (DHM) und deren Derivate in das Regelwerk eingebunden werden, denn bei hierarchischen Verfahren sind an die Zusatzdaten keine statistischen Bedingungen geknüpft. Da bei diesen Verfahren explizit Wissen über konkrete Trennkriterien der einzelnen Klassen einfließt, werden sie auch als wissensbasierte Klassifikationsverfahren bezeichnet.

FRANKLIN et al. (2002) wandten diese Methode an, um aus Landsat TM-Daten in Verbindung mit einem DHM sehr detaillierte Landbedeckungsinformationen für Habitatkartierungen bereitzustellen. Ebenfalls mit Landsat-Daten arbeiteten COLSTOUN et al. (2003) und demonstrieren die Anwendung dieser Methode für die operationelle Flächenerhebung in einem Nationalpark. SCHNEIDER et al. (2002) verwendeten das Verfahren in ihrer vergleichenden Studie österreichischer Kulturlandschaften in einem hybriden Ansatz. Die Autoren erstellten einen Entscheidungsbaum zur wissensbasierten Vorklassifikation der verwendeten Landsat-Daten und verwendeten die im Ergebnis eindeutig zugeordneten Pixel anschließend als Trainingsdaten für eine überwachte *Maximum-Likelihood*-Klassifikation (SCHNEIDER et al. 2002: 112f.).

3.1.3.4 Objektorientierte Klassifikationsverfahren

Mit der Entwicklung neuer sehr hochauflösender Sensoren, wurde auch die Entwicklung neuer Auswertemethoden notwendig. Heterogene Landbedeckungen werden in diesen Bilddaten in ihrer ganzen Fülle unterschiedlicher Oberflächen abgebildet, so dass pixelbasierte Klassifikationen keine zufrieden stellenden Ergebnisse liefern. Eine Lösung des Problems bietet die Einbeziehung von Kontextinformation im Rahmen objektorientierter Verfahren (BLASCHKE & STROBL 2001: 13).

Diese Verfahren erkennen und klassifizieren Segmente statt Pixel. Im Vorfeld der Klassifikation ist daher eine Segmentierung der Bilddaten in einzelne Bildobjekte notwendig. Zur Bildsegmentierung sind eine Reihe verschiedener Verfahren entwickelt worden. Dabei werden allgemein zwei Ansätze unterschieden. Kantenbasierte Methoden suchen zu Beginn in den Bilddaten nach Kanten, anhand derer die Bildsegmente eingegrenzt werden, während regionenbasierte Verfahren ausgehend von Startpixeln sukzessiv benachbarte Pixel nach festgelegten Homogenitätskriterien zu Segmenten zusammenschließen (WRBKA et al. 2001: 73f.). Zu dieser letztgenannten Gruppe zählt der von BAATZ & SCHÄPE (2000) entwickelte Segmentierungsalgorithmus, der sowohl spektrale als auch explizit räumliche Informationen einbezieht. Neben dieser Berücksichtigung der Form als Homogenitätskriterium besteht eine weitere Besonderheit des Verfahrens darin, dass die Segmente hierarchisch in unterschiedlichen Maßstäben bzw. Levels generiert werden. Die Bildobjekte liegen dadurch in unterschiedlicher

Detailliertheit vor und sind über die verschiedenen Levels miteinander vernetzt (MEINEL et al. 2001: 159). Dieser Algorithmus ist Bestandteil der Bildverarbeitungssoftware *eCognition*, die durch eine hierarchische Klassifikation der zuvor erzeugten Bildsegmente eine objektorientierte Klassifikation ermöglicht.

Ein wichtiger Vorteil des Verfahrens ist, dass die Klassifikationsergebnisse bedingt durch die Ausweisung homogener Flächen keinen „Salz-und-Pfeffer-Effekt“ aufweisen, wie er bei pixelbasierten Verfahren auftritt (MEINEL et al. 2001: 170). Ein weiterer Vorteil ist durch die Einbeziehung der Kontextinformation gegeben. So besitzen die Bildsegmente neben ihrer spektralen Charakteristik weitere Attribute, wie Textur und Form, anhand derer eine Klassenzuordnung erfolgen kann, so dass im Rahmen der Klassifikation Aspekte der menschlichen Musterwahrnehmung umgesetzt werden (KOCH et al. 2003: 195). In diesem Zusammenhang betonen BLASCHKE & STROBL (2001: 13), dass die erzeugten Bildobjekte natürliche Muster und Flächen außerdem deutlich besser wiedergeben als das durch künstliche Pixeleinheiten möglich ist.

Ausgehend von diesen Vorteilen werden objektbasierte Verfahren in jüngster Zeit verstärkt zur Erfassung der Landbedeckung eingesetzt. Der Schwerpunkt liegt dabei jedoch auf großmaßstäbigen Anwendungen, in Verbindung mit hochauflösenden Daten oder vergleichbaren Datenprodukten. So demonstrieren z. B. MEINEL et al. (2001) und HEROLD et al. (2003) unter Verwendung von Ikonos-Daten die Vorteile der objektorientierten Klassifikation bei der Kartierung von Stadtgebieten. KOCH et al. (2003) erfassen die Landbedeckung anhand eines Fusionsproduktes aus Landsat- und IRS-1-D-Daten (räumliche Auflösung 5,6 m) und erzielen dabei mit der objektorientierten Methode genauere Ergebnisse. Insbesondere aus landschaftsökologischer Sicht bieten diese Verfahren ein großes Anwendungspotential, da die Erfassung hierarchisch vernetzter Bildsegmente eine ideale Möglichkeit bietet natürliche, ebenfalls hierarchisch aufgebaute, Ökosysteme abzubilden. So stellen BURNETT & BLASCHKE (2003) ein Monitoringverfahren basierend auf der objektorientierten Auswertung von Luftbildern vor.

Im überregionalen Maßstab klassifizieren WRBKA et al. (2001) mit einem segmentbasierten Verfahren die Landbedeckung für ganz Österreich anhand von Landsat-Daten. Ebenfalls mit Landsat-Daten arbeitete MATEJKA (2001) und wandte zur Analyse von Stadtentwicklungsprozessen vergleichend eine objektorientierte Klassifikation und eine pixelbasierte Klassifikation an. Im Ergebnis dieser Untersuchung wurde jedoch deutlich, dass beide Methoden annähernd gleiche Genauigkeiten erzielen und die Vorteile der segmentbasierten Klassifikation bei der Auflösung von Landsat-Daten noch keine entscheidende Verbesserung der Ergebnisse führen (MATEJKA 2001: 113).

3.1.3.5 Künstliche Neuronale Netze

Seit Beginn der 90er Jahre werden zunehmend neuronale Netze für die Anwendung in der Bildverarbeitung entwickelt. Sie sind sowohl für die Klassifikation von Satellitendaten, als auch für die Lösung spezifischer Problemstellungen wie Mischpixelanalysen geeignet. Vergleichbar den wissensbasierten Verfahren, hat ihre Anwendung im Bereich der Multispektralklassifikation den entscheidenden Vorteil, dass sehr unterschiedliche Eingangsdaten miteinander kombiniert werden können, da an die statistische Verteilung der Daten keine Anforderungen gestellt werden (LILLESAND et al. 2004: 607ff.).

Neuronale Netze sind komplexe mathematische Strukturen. Die Eingangsdaten und die gewünschten Landbedeckungsklassen bilden dabei jeweils eigenständige Datenlayer. Während der Trainingsphase werden diese auf vielfältige Weise miteinander verknüpft, so dass Beziehungen bzw. Wichtungen zwischen den Ausgangsdaten und den Bedeckungsklassen hergestellt werden, auf deren Basis die Daten anschließend klassifiziert werden (RICHARDS & JIA 1999: 201ff.).

TAPIADOR & CASANOVA (2003) verwandten diese Methodik zur Erstellung einer aktuellen Landnutzungsklassifikation im Maßstab 1:50.000 für die praktische Anwendung in der Regionalplanung. Datengrundlage bildete dabei ein Fusionsprodukt aus einer Landsat TM- und IRS-1C Pan-Szene. Die Klassifikation der Daten mit einem neuronalen Netz lieferte im Vergleich zu anderen Verfahren die höchste Genauigkeit. Neuronale Netzwerke sind Gegenstand aktueller Forschung und Entwicklung und finden daher als Grundlage für Landschaftsstrukturanalysen bisher kaum Verwendung. Ein entscheidender Nachteil ist bislang in dem hohen Zeitaufwand zu sehen, mit dem die Erstellung und Implementierung verbunden ist.

3.1.4 Change Detection

Unter dem Begriff *Change Detection* werden Verfahren der Bildverarbeitung zusammengefasst, mit denen Veränderungen der Landbedeckung aus Satellitenbildern feststellbar sind. Dabei werden Bilder unterschiedlicher Aufnahmezeitpunkte miteinander kombiniert und die auftretenden Unterschiede im Reflexionsverhalten der Oberflächen erfasst. In den letzten Jahrzehnten sind zahlreiche Methoden zur Veränderungsanalyse entwickelt worden. In Tabelle 2.4 sind die wichtigsten zusammengefasst. Ein Großteil der Verfahren beruht auf der direkten mathematischen Kombination der Bilddaten, z. B. durch Differenzenbildung, Regression oder der Durchführung einer Hauptkomponentenanalyse. Durch die Anwendung von Schwellwerten können anschließend die Pixel erfasst werden, deren Oberflächenreflexion sich deutlich verändert hat. Der zweite grundlegende Ansatz basiert auf der Klassifikation der multitemporalen Daten. Dabei

können die Bilder entweder direkt als ein Datensatz klassifiziert werden oder aber unabhängig voneinander (LUNETTA 1999, MAS 1999, SINGH 1989).

Tab. 3.2 : Methoden zur Veränderungsanalyse aus Fernerkundungsdaten (eigene Zusammenstellung nach: SETO et al. 2002: 1989f., MAS 1999, SINGH 1989)

Verfahren	Methodik	Anmerkungen
Simultane Analyse multitemporaler Daten		
Differenzenbildung	?? Subtraktion der Datensätze t_1 und t_2	- Schwellwert muss festgelegt werden zur Abgrenzung zwischen Pixel mit oder ohne Veränderung
	?? Schwellwertverfahren zur Erfassung der signifikanten Änderung	
Differenz aus Vegetationsindizes	?? Berechnung eines Vegetationsindizes beide Bilder	- keine konkrete Aussage über Art der Veränderung
	?? Differenzenbildung & Schwellwertverfahren	
Ratiobildung	?? Bildung von Ratios aus ausgewählten Kanälen der Ausgangsbilder t_1 und t_2	- keine konkrete Aussage über Art der Veränderung
	?? Schwellwertverfahren	
Bild-Regression	?? Regression der Pixelwerte von Zeitpunkt t_1 gegen t_2	- teils schwierige Interpretation der Komponenten
	?? Schwellwertverfahren	
Selektive Hauptkomponentenanalyse	?? Auswahl je eines Kanals aus den Ausgangsdaten	- teils schwierige Interpretation der Komponenten
	?? Hauptkomponentenanalyse	
	?? 1. Hauptkomponente enthält gemeinsame Information der Zeitschritte	
	?? 2. Hauptkomponente enthält die Veränderung	
Change-Vector-Verfahren	?? Änderung der Pixelwerte zwischen den Zeitpunkten t_1 und t_2 wird als Vektor beschrieben	- hohe Klassenzahl
	?? basierend z. B. auf <i>Tasseled Cap Transformation</i>	
	?? Richtung des Vektors: Art der Änderung	
	?? Länge des Vektors: Ausmaß der Änderung	
Multitemporale Klassifikation	?? Kanäle der Ausgangsbilder t_1 und t_2 werden zusammengefügt	- hohe Klassenzahl
	?? Anschließende Klassifikation des kombinierten Datensatzes	
Unabhängige Analyse der multitemporalen Daten		
Vergleich von Einzelklassifikationen	?? Separate Klassifikation der einzelnen Zeitschritte	- konkrete Aussage über Art der Veränderung möglich
	?? Veränderungsanalyse durch Addieren oder Subtrahieren der Ergebnisse	
	?? Erstellung einer Veränderungsmatrix	
		- Endergebnis abhängig von Genauigkeit der Einzelklassifikationen

Die aufgeführten Methoden können im Rahmen hybrider Verfahren auch miteinander kombiniert werden. PETIT et al. (2001) erzielten eine genauere Veränderungskarte, indem sie die Landbedeckung zweier unterschiedlicher Zeitpunkte getrennt klassifizieren, den Postklassifikationsvergleich im Anschluss aber nur auf die Regionen anwenden, die anhand eines Differenzenverfahrens als Veränderungsflächen erkannt wurden. In jedem Falle hängt die Auswahl des geeigneten Verfahrens von der jeweiligen Fragestellung und den Bedingungen im Untersuchungsgebiet ab (RIDD & LIU 1998: 100). Vergleichende Studien, in denen die dargestellten Methoden mit Landsat-Daten getestet und bewertet wurden, kommen daher auch zu unterschiedlichen Einschätzungen hinsichtlich ihrer Eignung. In der Untersuchung von SINGH (1989) wurden

mit Differenzenbildung und Bildregression die höchsten Genauigkeiten erzielt, während der Postklassifikationsvergleich nur ungenaue Resultate lieferte. In der Untersuchung von MAS (1999) lieferte jedoch gerade diese Methode das beste Ergebnis. LUQUE (2000: 2594) verwendet diesen Ansatz und stellt als Vorteile des Verfahrens folgende Punkte heraus:

- Der Vergleich von Einzelklassifikationen ist die beste Methode, wenn die Daten der einzelnen Zeitschritte nicht aus denselben Monaten stammen, da die Ergebnisse auf den Genauigkeiten der Einzelklassifikationen beruhen.
- Durch die getrennte Klassifikation der Bilddaten werden atmosphärische Einflüsse minimiert und die Bilder müssen nicht direkt aufeinander angepasst werden.
- Die explizite Landbedeckungsinformation jedes Zeitschrittes erlaubt konkrete Aussagen über die Art der stattgefundenen Veränderungen und räumliche Analysen zu jedem Zeitpunkt.

Im Rahmen des Landschaftsmonitorings ist die Auswahl einer geeigneten *Change Detection* Methode somit abhängig von der Frage, ob konkrete Informationen über die die Art der Flächenveränderung erwünscht sind, z. B. bei Anwendungen im regionalen und subregionalen Maßstab, oder aber ob der Einsatz der Fernerkundungsdaten dazu dient vor allem im lokalen Maßstabbereich, sehr exakt generell veränderte Flächen zu erfassen, um auf diese Weise bestehende Datensätze, wie Biotoptypenkartierungen gezielt zu aktualisieren. WEIERS et al. (2004) stellen ein solches Maßstab übergreifendes Methodenkonzept vor.

3.1.5 Das Landsat-Programm

Eines der wichtigsten Erdbeobachtungssysteme ist das amerikanische Landsat-Programm, das von der Raumfahrtbehörde NASA (*National Aeronautics and Space Administration*) in Zusammenarbeit mit dem USGS (*United States Geological Survey*) betrieben wird. Der erste Satellit dieser Baureihe, LANDSAT-1, startete bereits 1972. Er verfügte über einen Multispektralscanner (MMS), der ausgestattet mit vier Bildkanälen die Reflexion der Erdoberfläche im sichtbaren und infraroten Spektralbereich aufzeichnen konnte. In den anschließenden Jahrzehnte folgten weitere Generationen dieses Satellitentyps, wobei die Sensorsysteme stets weiterentwickelt wurden (Tab. 3.2). Alle Landsat-Satelliten arbeiten optomechanisch und bewegen sich auf einer polarnahen und sonnensynchronen Umlaufbahn. Dadurch wird gewährleistet, dass Aufnahmen der Erdoberfläche jeweils zum gleichen Zeitpunkt erfolgen. Aktuell befinden sich LANDSAT-5 und LANDSAT-7 in operationellem Betrieb.

Tab. 3.3. Übersicht der LANDSAT-Satelliten (Quelle: LILLESAND et al. 2004: 405, verändert)

Satellit	Betriebszeit	Sensor (räumliche Auflösung [m])	Flughöhe [km]	Wiederholungsrate [Tage]
Landsat-1	1972-1978	MSS (79)	900	18
Landsat-2	1975-1983	MSS (79)	900	18
Landsat-3	1978-1983	MSS (79)	900	18
Landsat-4	1982-(TM bis 1993)	MSS (82), TM (30)	705	16
Landsat-5	Seit 1984	MSS (82), TM (30)	705	16
Landsat-6	Start 1993 (fehlgeschlagen)	ETM (30; 15 pan)	-	-
Landsat-7	Seit 1999	ETM+ (30; 15 pan)	705	16

Auf Landsat-5 befindet sich der Sensor *Thematic Mapper* (TM). Bedingt durch eine verbesserte Spiegelmechanik erreicht er eine deutlich höhere räumliche Auflösung gegenüber dem Vorgängersystem MSS. Außerdem wurde der Spektralbereich um zwei Infrarot-Kanäle auf insgesamt sieben Bildkanäle erweitert. Der *Enhanced Thematic Mapper* (ETM+) auf LANDSAT-7 stellt die neueste Entwicklung dieser Sensortechnik dar. Neben der höheren Auflösung des Thermalkanals, ist erstmals auch ein panchromatischer Kanal auf einem Landsat-Satelliten verfügbar. Mit 15 m x 15 m bietet er eine doppelt so hohe räumliche Auflösung, wie die Multispektralkanäle (Tab. 3.3). Zusätzlich sind spezielle Instrumente zur Kalibrierung und Sensoranpassung in das System integriert. Sie ermöglichen die gezielte Anpassung der Sensorempfindlichkeit entsprechend den unterschiedlichen Aufnahmebedingungen in verschiedenen Regionen der Erde, so dass anhand der Kalibrierungsdaten eine sehr genaue radiometrische Korrektur der Bilddaten möglich wird (LILLESAND et al. 2004: 426).

Tab. 3.4: Sensorinformationen der Satelliten Landsat-5 und -7 (Quelle: zusammengestellt nach: NASA 2004)

Satellit	LANDSAT-5	LANDSAT-7
Sensorsystem	Thematic Mapper (TM)	Enhanced Thematic Mapper (ETM +)
Geometrische Auflösung	30 x 30 m ² 120 x 120 m ² (thermal)	30 x 30 m ² 60 x 60 m ² (thermal) 15 x 15 m ² (pan)
Bildgröße	185 x 172 km ²	183 x 170 km ²
Kanäle	7	8
Kanal	Spektrale Auflösung [µm]	
1	0,45 – 0,52	0,45 – 0,52
2	0,52 – 0,60	0,52 – 0,60
3	0,63 – 0,69	0,63 – 0,69
4	0,76 – 0,90	0,75 – 0,90
5	1,55 – 1,75	1,55 – 1,75
6	10,4 – 12,4	10,4 – 12,4
7	2,08 – 2,35	2,09 – 2,35
8	-	0,52 – 0,90

In den letzten Jahrzehnten wurde die Entwicklung neuer höchstaflösender Sensoren international stark vorangetrieben, so dass aktuell eine Reihe kommerzieller Satelliten zur Verfügung steht, die bis in den Meterbereich auflösen, z. B. Ikonos und Quickbird (BLASCHKE 2002: 117). Verschiedene Autoren betonen jedoch, dass vor allem für Projekte auf regionaler und überregionaler Ebene die Landsat-Daten weiterhin eine bedeutende Datenquelle bleiben werden, bedingt durch die große Gebietsabdeckung, Kosteneffizienz und die langjährig verfügbaren Zeitreihen (u. a. WALZ 2001: 51f., WEIERS 2004: 46).

3.2 Anwendung landschaftsökologischer Konzepte im Landschaftsmonitoring

3.2.1 Entwicklung der Landschaftsökologie

Die Erforschung der Prozesse und Phänomene der Erdoberfläche ist ein zentraler Untersuchungsgegenstand der Geographie. Die Landschaftsökologie als solche ist dennoch eine relativ junge Disziplin. Der Begriff „Landschaftsökologie“ wurde erstmals von TROLL (1939: 297) in die wissenschaftliche Literatur eingeführt und markiert damit die Begründung dieses Fachbereichs. Er definiert Landschaftsökologie, als „das Studium des gesamten in einem bestimmten Landschaftsausschnitt herrschenden komplexen Wirkungsgefüges zwischen den Lebensgemeinschaften (Biozönosen) und ihren Umweltbedingungen“ (TROLL 1966: 11). Ziel ist somit die umfassende Erforschung von Landschaften und der komplexen Zusammenhängen zwischen den wirkenden biotischen und abiotischen Faktoren. Zu Beginn war dabei die ökologische Raumgliederung wichtige Forschungsaufgabe, ab den 70er Jahren schließlich verstärkt die Untersuchung der zahlreichen Stoff- und Energieflüsse ökologischer Systeme. Ausgehend von diesen Ursprüngen in der Geographie und Biologie hat sich die Landschaftsökologie heute zu einem interdisziplinären Fachgebiet entwickelt, in dessen Mittelpunkt im weitesten Sinne die Untersuchung der Mensch-Umwelt-Beziehungen steht (LESER 1997: 24 ff., 49).

Die Entwicklung der Landschaftsökologie war dabei immer eng an das Begriffsverständnis von Landschaften geknüpft, wobei innerhalb der Geographie eine lang anhaltende Diskussion darüber geführt wurde (BASTIAN & SCHREIBER 1999: 30). NEEF (1967: 36) definiert eine Landschaft als „einen durch einheitliche Struktur und gleiches Wirkungsgefüge geprägten konkreten Teil der Erdoberfläche“. Ab den 70er Jahren rückte dabei zunehmend auch die Bedeutung des Menschen in den Mittelpunkt und wurde explizit in die Begriffsdefinition eingeschlossen. Aus dem Bewusstsein heraus, dass Landschaften sehr komplexe Systeme sind, für deren Entstehung sowohl Geologie, Geomorphologie, Klima und der Mensch zusammenwirken, resultiert heute ein sehr umfassendes Verständnis. Eine Landschaft wird dabei als Landschaftsökosystem

begriffen, das LESER (2001: 25) als „hochkomplexes Wirkungsgefüge von physiogenen, biotischen und anthropogenen Faktoren, die mit direkten und indirekten Beziehungen einen übergeordneten Funktionszusammenhang bilden“ definiert. Der entscheidende Unterschied zu dem Begriff des Ökosystems liegt somit in dem direkten Einbezug des Menschen als Einflussfaktor. Daher ist z. B. nach Ansicht von BASTIAN & SCHREIBER (1999: 30) vor allem im europäischen Raum auch keine Unterscheidung zwischen Natur- und Kulturlandschaft mehr notwendig.

Ausgehend von diesem Begriffsverständnis ist die europäische Landschaftsökologie stark systemorientiert ausgerichtet, wobei schwerpunktmäßig die einzelnen Teilsysteme, wie Boden, Geologie und Klima erforscht werden (ZEBISCH 2002: 1). Dagegen entwickelte sich in Nordamerika seit Mitte der 80er Jahre eine eigenständige Forschungsrichtung, die als quantitative Landschaftsökologie oder direkt *Landscape Ecology* bezeichnet wird. Sie basiert vor allem auf den grundlegenden Arbeiten von FORMAN & GODRON (1986). Im Mittelpunkt dieses Ansatzes steht die räumliche Struktur eines Landschaftsmosaiks und deren quantitative Erfassung. Bedingt durch die explizit räumliche Betrachtungsweise zeichnet sich diese Forschungsrichtung durch einen verstärkten Einsatz GIS und Methoden der Fernerkundung aus und stellt dadurch zahlreiche Analysemethoden bereit, die insbesondere für die praktische Landschaftsplanung und Biodiversitätsforschung interessant sind (BLASCHKE 2000: 271). Die Konzepte der quantitativen Landschaftsökologie werden daher in jüngster Zeit auch in Europa in zahlreichen Projekten angewandt und getestet.

3.2.2 Grundbegriffe und Konzepte der quantitativen Landschaftsökologie

Im Sinne der quantitativen Landschaftsökologie ist eine Landschaft „*a heterogeneous land area composed of a cluster of interacting ecosystems that is repeated in similar form throughout*“ (FORMAN & GODRON 1986: 11). Eine Landschaft wird somit als Mosaik aufgefasst, das sich aus verschiedenen Einheiten zusammensetzt, den sog. Landschaftselementen oder *Patches*. Diese Patches sind relativ homogene Einzelflächen, die sich von ihrer Umgebung anhand bestimmter Merkmale unterscheiden. Homogenität kann dabei je nach Fragestellung und Maßstab sehr unterschiedlich definiert sein. In den meisten Anwendungen repräsentieren Patches einen bestimmten Habitattyp bzw. eine Landbedeckungseinheit, z. B. eine Wiese, ein Feld oder ein zusammenhängendes Waldstück. Die Gesamtheit aller Patches gleichen Typs repräsentieren eine Klasse und die Summe aller Klassen bildet die Gesamtlandschaft (Abb. 3.4). Aus dem Zusammenspiel der einzelnen Landschaftselemente resultiert die räumliche Heterogenität, das Landschaftsmuster. Dieses weist für jede Landschaft eine jeweils charakteristische Zusammensetzung auf (MCGARIGAL 2002:1136).

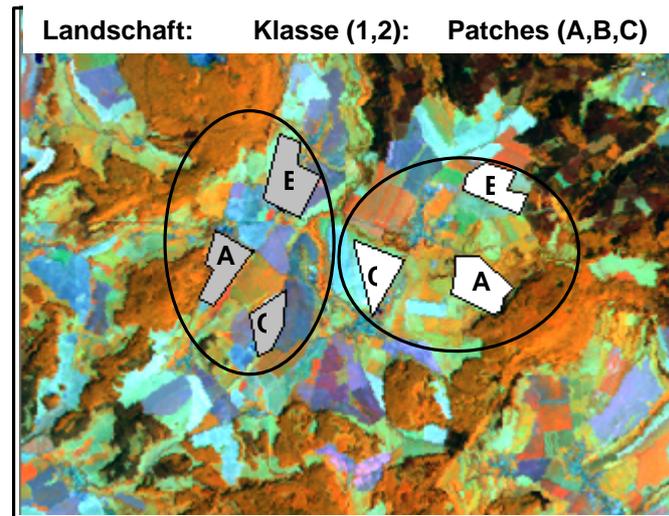


Abb. 3.4: Hierarchischer Aufbau von Landschaften (Quelle: LAUSCH & THULKE 2001: 117, verändert)

Zur Beschreibung dieses Landschaftsmusters wird von einem *Patch-Matrix-Corridor* Modell ausgegangen, wonach es eine vorherrschende Nutzungsart (Matrix) gibt, in die andere flächen- und linienhafte Landschaftselemente (Patches und Korridore) eingebettet sind. Am Beispiel einer intensiven Agrarlandschaft bilden die Acker- und Grünlandflächen eine Matrix, in die Hecken, kleine Wälder und Ortschaften eingestreut sind (FORMAN & GODRON 1986: 23).

Die Form der Landschaftselemente und ihre Lagebeziehung zueinander bilden die Struktur einer Landschaft, während die Interaktion zwischen ihnen, d. h. die Stoff- und Energieflüsse und der Artenaustausch zusammenfassend als Funktion bezeichnet werden (FORMAN & GODRON 1986: 11). Sowohl die Struktur, als auch die Funktion der Landschaft unterliegen einer zeitlichen Dynamik. Die zentrale Grundannahme der Landschaftsökologie bildet die Erkenntnis, dass zwischen dieser Struktur einer Landschaft und den ablaufenden Prozessen ein Zusammenhang besteht, d. h. zahlreiche ökologische Prozesse, wie Räuber-Beute-Beziehungen, die Wanderung von Arten, Stoffverlagerungen, aber auch die natürliche geomorphologische Prozessdynamik haben räumliche Auswirkungen und werden umgekehrt selbst von der Landschaftsstruktur beeinflusst. Zwischen Struktur, Funktion und Dynamik bestehen daher Wechselbeziehungen (TURNER 1991: 180ff.).

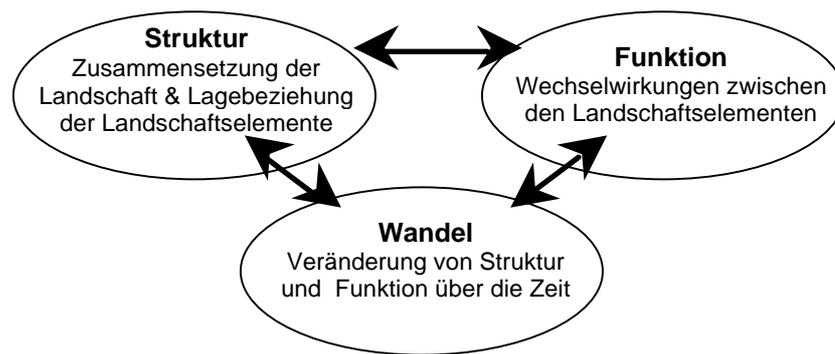


Abb. 3.5: Zusammenhang zwischen den Komponenten Struktur, Funktion, Dynamik (Quelle: eigener Entwurf nach LAUSCH & HERZOG 2002: 4 und FORMAN & GODRON 1986: 11)

Von zentraler Bedeutung ist dabei der hierarchische Charakter von Landschaften, d. h. je nach Betrachtungsmaßstab können die Landbedeckungen und Elemente einer Landschaft in detailliertere Elemente gegliedert werden und sind selbst wiederum Bestandteile größerer Zusammenhänge. Diese holistische Betrachtungsweise ist, ebenso wie in der Geographie, ein zentrales Konzept der Landschaftsökologie (MCGARIGAL & MARKS 1995: 4f., ANTROP 2000: 43f.)

3.2.3 Quantifizierung mit Landschaftsstrukturmaßen

Aufgrund des engen Zusammenhanges zwischen Struktur und Funktion ist die quantitative Erfassung der Landschaftsstruktur ein zentrales Ziel der modernen Landschaftsökologie, denn quantitative Methoden bieten nach TURNER (1990: 174) die Möglichkeit verschiedene Landschaften miteinander zu vergleichen, signifikante Veränderungen über die Zeit zu erkennen und Zusammenhänge zwischen Landschaftsmustern und ökologischen Prozessen herzustellen. Zu diesem Zweck wurden in den letzten Jahren eine Vielzahl von Landschaftsstrukturmaßen (LSM) entwickelt. Das sind quantitative Indizes, welche die einzelnen Elemente einer Landschaft hinsichtlich ihrer Form, Größe und Anzahl sowie ihrer Verteilung und Anordnung im Raum beschreiben. Einen detaillierten Überblick geben u. a. BLASCHKE 2000: 284f., HAINES-YOUNG & CHOPPING 1996: 424f. und MCGARIGAL & MARKS 1995: 22ff.

Allgemein können die verfügbaren LSM in zwei Gruppen differenziert werden. Indizes zur Erfassung der **Landschaftskomposition** beschreiben die Zusammensetzung einer Landschaft anhand der Anzahl vorkommender Klassen und ihres Flächenanteils. Indizes zur Erfassung der **Landschaftskonfiguration** beschreiben dagegen explizit räumliche Merkmale, d. h. Größe, Gestalt und Lagebeziehungen. Die absoluten Werte der Maße haben dabei isoliert betrachtet meist keine direkte Aussagekraft, sondern werden vergleichend über die Zeit oder zwischen verschiedenen Landschaften interpretiert und angewandt. Als Datengrundlage dienen thematische Karten der Landbedeckung oder

Landnutzung, im Raster- oder Vektorformat. Prinzipiell sind LSM aber auch auf andere räumlich variable Größen anwendbar, wie z. B. Biomasse, Nährstoffgehalt oder Bodenkarten (GUSTAFSON 1998: 146ff., LEITÃO & AHERN 2002: 73).

3.2.4 Überblick der Anwendungsbereiche

Die Möglichkeit räumliche Strukturinformation quantitativ darzustellen, ist für zahlreiche Wissenschaften von Interesse. Landschaftsstrukturmaße haben sich daher in ganz verschiedenen Fachgebieten etabliert. In Abbildung 3.6 sind die wichtigsten Anwendungsmöglichkeiten zusammengefasst. Ein klassischer Anwendungsbereich liegt in der Populationsökologie. Dort werden LSM genutzt, um die Habitatstruktur bestimmter Tier- und Pflanzenarten zu charakterisieren und ermöglichen in Verbindung mit Habitatmodellen räumliche Aussagen über ihre Verbreitung (BLASCHKE 2000: 290).

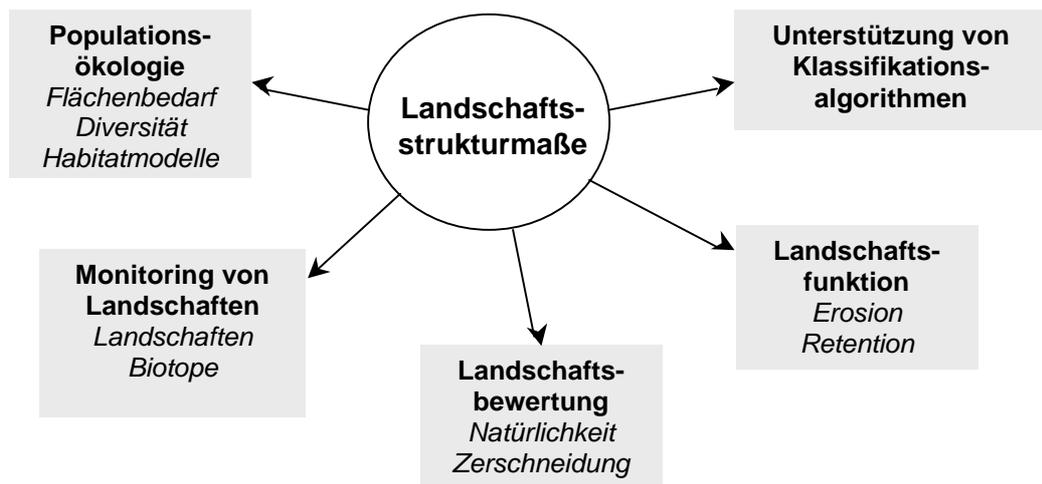


Abb. 3.6: Anwendungsgebiete von Landschaftsstrukturmaßen (Quelle: LAUSCH 1999: S.83, verändert)

In diesem Zusammenhang besteht aktuell ein großes Interesse LSM mit Biodiversität zu verknüpfen. Die Erhaltung der biologischen Diversität, sowohl auf Artebene, als auch in Bezug auf die Vielfalt der Ökosysteme ist eine der wichtigsten Aufgabengebiete nationaler und internationaler Umweltpolitik geworden. Daher besteht insbesondere auf europäischer Ebene ein Bedarf Biodiversität in unterschiedlichen Maßstäben zu erfassen (WASCHER 2000: 37). Hierbei wird vor allem der Aspekt des Artenreichtums betrachtet. Detaillierte Artenerhebungen zeigen z. B. in typischen Ackerlandschaften, dass in reich strukturierten Gebieten deutlich höhere Artenzahlen vorkommen (KRETSCHMER et al. 1997: 271f.). Da solche Kartierungen für große Gebiete nicht geeignet sind, ist die landschaftsökologische Forschung bestrebt für Aussagen im regionalen Maßstab Zusam-

menhänge zwischen Strukturmaßen und der Artenvielfalt einer Region herzustellen, um so gestützt auf Fernerkundungsdaten kostengünstige Erhebungsmethoden bereitzustellen (FOODY 2003: 4040).

HONNAY et al. (2002) untersuchten in ihrer Studie derartige Zusammenhänge in Belgien, basierend auf Klassifikationsergebnissen von Landsat-Daten und konnten erwartungsgemäß eine hohe Korrelation zwischen Landschaftsvielfalt und Artenreichtum nachweisen. Durch die Anwendung multipler Regressionen gelang es weiterhin das Vorkommen der einzelnen Artengruppen anhand relevanter Strukturindizes zu modellieren, so dass Vorhersagen über die Auswirkung von Landschaftsveränderungen auf das Artenspektrum möglich sind. In einer anderen Studie verwendeten ZEBISCH et al. (2004) verschiedene LSM als Indikator um die Ökosystemvielfalt im Havelland zu beschreiben. Diese Information wurde anschließend in ein Landnutzungsmodell integriert, so dass die Auswirkung einer zukünftigen Zunahme des extensiven Grünlands infolge der Liberalisierung des EU-Marktes in verschiedenen Szenarien simuliert werden konnte.

Neben diesen ökologischen Anwendungen werden LSM auch in der Landschaftsplanung eingesetzt, da sie die Möglichkeit bieten, Landschaften und Landschaftsfunktionen gezielt zu bewerten. LEITÃO & AHERN (2002) stellen in diesem Zusammenhang ein umfassendes Konzept vor, das sowohl für unterschiedliche Planungsbereiche, als auch für den konkreten Ablauf von Planungsaufgaben die Möglichkeiten und Potentiale des Einsatzes von LSM aufzeigt. Ein Beispiel für die praktische Umsetzung ist die Untersuchung von SYRBE (1999). Der Autor verwendete LSM zur Charakterisierung der Landschaften im Biosphärenreservat „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“ und stellte die einzelnen Indizes konkreten Landschaftsfunktionen gegenüber. Bewertet wurden auf diese Weise Eigenart, Natürlichkeitsgrad und Gefährdungspotentiale, wie Winderosion. Zur Anwendung in ganz Österreich entwickelten WRBKA et al. (2000) ein umfassendes Bewertungskonzept. Ausgehend von der flächendeckenden, segmentorientierten Klassifikation von Landsat-TM-Daten werden dabei LSM genutzt, um die Hemerobie, d. h. den Grad der menschlichen Nutzung von Landschaftseinheiten zu modellieren und dienen darauf aufbauend als Indikator für Nachhaltigkeit und die Beschreibung des spezifischen Landschaftscharakters.

Ein gänzlich anderes Anwendungsfeld besteht in der Unterstützung von Klassifikationsalgorithmen. Neue objektorientierte Softwareprogramme nutzen u. a. Formmaße zur Klassifikation hoch auflösender Daten. In diesem Zusammenhang verwenden HEROLD et al. (2003) LSM, um in Verbindung mit Texturmaßen unterschiedliche urbane Nutzungsklassen aus Ikonos-Daten abzuleiten.

3.2.5 Landschaftsstrukturmaße im Monitoring

Eines der wichtigsten Anwendungsbereiche der LSM ist das Monitoring von Landschaftsveränderungen. Die Zusammenstellung in Tab. 3.5 zeigt, dass allein in den letzten Jahren in zahlreichen Projekten LSM zur Erfassung des Landschaftswandels eingesetzt wurden und unterstreicht ebenso die Bedeutung der Fernerkundung als Methode der Datenerhebung.

Tab. 3.5: Verwendung von Landschaftsstrukturmaßen zum Monitoring von Landschaftsveränderungen in aktuellen Studien (Quelle: eig. Zusammenstellung)

Untersuchungsgebiet	Größe	Datengrundlage	Zeitspanne (Zeitschritte)	LSM	Ziel des Monitorings	Referenz
Australien (Lockyer Einzugsgebiet, Queensland)	300 km ²	Landsat TM, Landsat MSS	1973-1997 (2)	13	Erfassung Landschaftsdynamik für Planungsaufgaben	APAN et al. (2000)
Belgien (Ardennen)	91 km ²	Historische Karten, Landsat ETM	1775-2000 (7)	7	Landschaftsveränderung	PETIT & LAMBIN (2002)
Brasilien (Rondonia)	3000 km ²	Landsat TM, Landsat MSS	1988-1998 (3)	13	Landschaftsveränderung, Gebietsvergleich	BATISTELLA (2001)
Deutschland (Leipziger Tieflandsbucht, Sachsen)	700 km ²	Historische Karten, Luftbilder, SPOT	1912-1989 (4)	8	Auswirkung Braunkohletagebau & Indikatorenentwicklung	LAUSCH & HERZOG (2002)
Deutschland (Tiefland in Schleswig-Holstein)	560 km ²	Landsat TM, Landsat MSS	1975-1995 (5)	4	Erfassung allgemeiner Trends im regionalen Maßstab	WEIERS et al. (2004)
Honduras (Celaque National Park)	~ 900 km ²	Landsat TM	1987-1996 (3)	7	Waldmonitoring (Abholzung, Aufforstung)	SOUTHWORTH ET AL. (2002)
Japan (Yashiro Einzugsgebiet)	14 km ²	Landsat TM	1985-1998 (4)	10	Einfluß Landschaftsveränderung auf Vogelpopulation	LIU ET AL. (2003)
Norwegen (Bergland)	Transekte 11 x 1 km ²	Luftbilder	1965-1990 (2)	4	Fragmentierung halbnatürlicher Habitats, Gebietsvergleich	OLSSON et al. (2000)
Österreich (Testgebiete in verschiedenen Naturräumen)	5 x 95 km ²	Historische Karten, Luftbilder, Landsat TM	1770-2000	10	Wandel der Kulturlandschaften & Methodenentwicklung	SCHNEIDER et al. (2002)
Südamerika & Zentralafrika & Asien (Regenwald)	7 x 250 km ²	Landsat MSS, Landsat TM, SPOT XS	1973-1996 (6)	12	Fragmentierung tropischer Regenwälder & Gebietsvergleich	IMBERNON & BRANTHOMME (2001)
Thailand (Nordosten)	~ 290 km ²	Landsat MSS	1972-1985 (4)	4	Waldfragmentierung	CREWS-MEYER (2002)
USA (Mittelatlantische Küstenebene)	11 x 400 km ²	Landsat TM, Landsat MSS	1973-1992 (4)	6	Entwicklungstrends in Küstenregionen	GRIFFITH et al. (2003)
USA (New Jersey Pine-land Biosphärenreservat)	4500 km ²	Landsat TM, Landsat MSS	1972-1991 (4)	3	Einfluss Landnutzung auf Landschaftsdynamik	LUQUE (2000)

Die Untersuchungen decken dabei ganz unterschiedliche Maßstäbe ab, sowohl hinsichtlich der Gebietsgröße, als auch in Bezug auf die untersuchten Zeiträume, wobei

als Datenbasis sowohl Luft- und Satellitenbilder, als auch Historisches Kartenmaterial zum Einsatz kommen. Hintergrund dieser Untersuchungen bildet nicht nur das allgemeine Interesse den anthropogenen Landschaftswandel in unterschiedlichen Regionen zu überwachen, sondern steht meist in engem Zusammenhang zu den Bestrebungen national, wie international Indikatoren für Monitoringprogramme zu entwickeln. Dennoch werden die LSM in den genannten Studien zum überwiegenden Teil deskriptiv verwendet.

Die vorgestellten Untersuchungen sind dabei meist mit methodischen Fragestellungen verbunden, wie der Eignung bestimmter LSM für das konkrete Monitoring, der Wahl geeigneter Bezugsräume oder Methoden zur sinnvollen Verknüpfung unterschiedlicher Datenquellen. Über die jeweils spezifische Fragestellung hinaus lassen sich im Ergebnis dieser Untersuchungen zwei wichtige Punkte herausstellen:

- LSM stellen im Rahmen eines Monitorings zusätzliche Informationen bereit, die über Landnutzungsstatistiken hinausgehen,
- bereits ein Set weniger LSM ist ausreichend, um räumliche Veränderungen zu erfassen.

3.2.6 Fernerkundungsdaten als Datengrundlage

Bedingt durch die bekannten Vorteile der Fernerkundung, großflächig und regelmäßig Landbedeckungsinformationen in unterschiedlichen Maßstäben bereitzustellen, ist sie eine sehr bedeutsame Datenquelle für raumstrukturelle Analysen mit LSM. In diesem Zusammenhang sind jedoch einige methodische Aspekte zu beachten, die in verschiedenen Studien systematisch untersucht wurden. Dabei ist festzustellen, dass vor allem der Maßstab und Qualität der Daten einen erheblichen Einfluss auf die Ausprägung und Interpretierbarkeit der LSM haben (HEROLD & MENZ 2001: 381). Zur Charakterisierung des jeweiligen Maßstabes sind sowohl die Größe der untersuchten Landschaft (*extent*), als auch die Auflösung der verwendeten Daten (*grain*) relevant (O'NEILL 1996: 172).

Die geometrische Auflösung bestimmt dabei den Grad der Detailliertheit, welche Strukturen der Landschaft abgebildet werden, so dass je nach Untersuchungsziel geeignete Sensoren gewählt werden müssen. Neben diesem indirekten Einfluss auf die inhaltliche Aussage bestimmt die Rastergröße auch direkt die quantitativen Werte der LSM. BLASCHKE (1999: 21) und WICKHAM & RIITERS (1995: 3585) zeigen jedoch, dass die Vergrößerung von Rasterdaten erst dann deutliche Änderung der LSM bewirkt, wenn damit auch ein signifikanter Informationsverlust verbunden ist. Die geometrische und spektrale Genauigkeit beeinflusst weiterhin die thematische Genauigkeit der Daten, d. h. die Anzahl der zu differenzierenden Klassen. Sie bestimmt die inhaltliche Tiefe der Karteninformation und hat insbesondere Einfluss auf Maße der Landschaftsvielfalt

(BLASCHKE 1999: 20, HEROLD & MENZ 2001: 381). WRBKA (2000: 275) weisen außerdem daraufhin, dass Patches als Ergebnis der Klassifikation von Satellitendaten, sowohl bei pixel-, als auch bei segmentbasierten Ansätzen, nicht notwendigerweise mit realen Landschaftselementen übereinstimmen.

3.2.7 Bezugsräume der Landschaftsanalyse

Für die Abgrenzung des Untersuchungsraumes sowie dessen räumliche Untergliederung in einzelne Teileinheiten können verschiedene Bezugsräume zu Grunde gelegt werden. Die Ergebnisse und die sinnvolle Auswertung der LSM werden davon entscheidend beeinflusst, so dass die Wahl des geeigneten Bezugsraumes eine wichtige Frage im Vorfeld einer Landschaftsanalyse darstellt (HEROLD & MENZ 2001: 382).

Für landschaftsökologische Untersuchungen und die Analyse von Landschaftsentwicklungen erscheinen intuitiv naturräumliche Einheiten besonders gut geeignet und werden in der Praxis auch am häufigsten verwendet (u. a.: SCHNEIDER et al. 2002, SYRBE 1999, HERZOG & LAUSCH 2001, WEIERS et al. 2004). Ihre Abgrenzung ist gekoppelt an natürliche Gegebenheiten und steht daher in engem Zusammenhang zum natürlichen Prozessgefüge. So zeigten O'NEILL et al. (1996: 179), dass in ökologisch definierten Bezugsräumen LSM besonders gut auf Veränderungen reagieren und auch leichter zu interpretieren sind. Bei der Anwendung von administrativen Grenzen, wie Kreisen oder Gemeinden, bleiben diese Aspekte unberücksichtigt und es besteht die Gefahr, dass Strukturunterschiede oder zeitliche Veränderungen dadurch ausgeglichen werden und die LSM dementsprechend weniger sensibel reagieren. Nach WALZ (2001: 15) hat diese Methode jedoch den Vorteil, dass die räumlichen Aussagen anhand von administrativen Raumeinheiten leicht in Verbindung mit amtlichen Statistiken analysiert werden können. Ein Aspekt, der auch im Hinblick auf die regionale Indikatorenentwicklung sicherlich zweckmäßig ist.

Eine weitere Möglichkeit besteht in der rein geometrischen Untergliederung des Untersuchungsraumes, z. B. in Form von Rasterzellen. So untersuchten HONNAY et al. (2002) den Zusammenhang zwischen der Struktur belgischer Landschaften und der Vielfalt an dort vorkommenden Pflanzenarten, indem sie Landschaftsmaße, kompatibel zu den Daten der Vegetationsdatenbank, innerhalb von 4 x 4 km² Rastern berechneten. IMBERNON & BRANTHOMME (2001) verglichen in ihrer Studie die Fragmentierung tropischer Regenwälder in unterschiedlichen Regionen und verwendeten dafür ebenfalls Gitterzellen. Diese Festlegung regelmäßiger Einheiten ermöglicht je nach Rastergröße eine räumlich sehr differenzierte Betrachtungsweise, erfordert aber auch vorherige Analysen zur Erkennung der jeweils sensitiven Zellgröße.

Schließlich kann auch die aus der Bildverarbeitung bekannte *Moving-Window*-Methode für Strukturanalysen verwendet werden, wobei für jedes Einzelpixel in Bezug zu einer, je nach Fenstergröße, festgelegten Umgebung, ein Indexwert ermittelt wird. Diesen Ansatz verwendete z. B. ZEBISCH et al. (2004), um räumlich verteilt einen Strukturindikator zur Abschätzung der Ökosystembiodiversität für die anschließende Modellierung des Landschaftswandels bereitzustellen. Insbesondere bei überregionalen Anwendungen ist diese Methode geeignet, unterschiedliche Gebiete miteinander zu vergleichen. Im Auftrag der Europäische Umweltagentur testeten STEENSMEN & PINBORG (2000) die Anwendung von LSM zur Analyse der Fragmentierung von Lebensräumen auf europäischer Ebene. Auf der Grundlage von CORINE *landcover* Daten verwendeten sie dafür das *Moving-Window*-Verfahren mit jeweils unterschiedlichen Rasterzellgrößen, denn die Studie von EIDEN et al. (2000) zeigt, dass z. B. die Anwendung von Naturraumgrenzen auf dieser Maßstabebene nur eingeschränkt möglich ist, da es keine europäischen Standards für die Abgrenzung die einzelnen Länder Naturraumeinheiten nach unterschiedlichen Kriterien festlegen.

3.2.8 Forschungsbedarf

Die quantitative Landschaftsökologie ist eine relativ junge Disziplin, so dass in diesem Bereich die Grundlagenforschung immer noch einen hohen Stellenwert hat (ZEBISCH 2002: 3). So besteht weiterhin ein großer Forschungsbedarf die Wechselwirkungen zwischen der Landschaftsstruktur und den ablaufenden ökologischen Prozessen näher zu untersuchen. Wenn es gelingt LSM mit konkreten Prozessen zu verknüpfen, böte dies die Möglichkeit Prozesse und Entwicklungen anhand von LSM vorherzusagen und zu modellieren. Dahingehend ist zu beachten, dass Ökosysteme immer auch natürlichen Schwankungen unterliegen. Diese gilt es weiter zu erforschen, um die natürliche Variabilität von zeitlichen und räumlichen Mustern von signifikanten Veränderungen trennen zu können (GUSTAFSON 1998: 152). Dieser Aspekt ist auch aus der Sicht des Landschaftsmonitorings von großer Bedeutung und eng verbunden mit der Frage nach der Sensitivität der einzelnen LSM, auf stattfindende Veränderungen zu reagieren. Dabei muss das Wissen über das statistische Verhalten der LSM und des Einflusses der Datengrundlage weiter ausgebaut werden, um sie sinnvoll zur Erfassung von Veränderungen einsetzen zu können (RIITERS et al. 1995: 33).

Im Hinblick auf die Weiterentwicklung von Monitoringprogrammen betonen HERZOG et al. (2001: 104) die Notwendigkeit, das Potential der LSM als Grundlage für landschaftsbezogene Umweltindikatoren weiter zu erforschen und methodisch auszubauen. In diesem Zusammenhang stellt nach ZEBISCH (2002: 7) die Suche nach operationalisierbaren ökologischen Bewertungen den aktuellen Forschungsschwerpunkt dar. Die Bedeutung des Einsatzes von Fernerkundung und GIS ist dabei unumstritten.

4 Beschreibung des Untersuchungsgebietes

4.1 Biosphärenreservate – Definition, Aufgaben und Zonierung

Vor dem Hintergrund weltweit wachsender Umweltprobleme, die vor allem aus der unkontrollierten Nutzung natürlicher Ressourcen sowie der zunehmenden Verstädterung und Umweltverschmutzung resultieren, gründete die *United Nations Educational, Scientific and Cultural Organisation* (UNESCO) 1970 das Forschungsprogramm „Der Mensch und die Biosphäre“ (MAB), an dem sich seitdem 130 Länder beteiligen. In mehreren Projektbereichen werden dabei die Auswirkungen menschlicher Aktivitäten auf die einzelnen Ökosysteme der Erde interdisziplinär erforscht. Ziel ist es, aufbauend auf diesem Wissen neue Handlungsstrategien zu entwickeln, wie Naturhaushalte langfristig und schonend genutzt werden können. Da von dieser Problematik nahezu alle Ökosystemtypen der Erde betroffen sind, entstand die Idee, ein weltweites Netz charakteristischer Untersuchungsgebiete zu schaffen, das schützenswerte Land- und Küstenregionen aller Biome umfasst und der Umsetzung dieser Zielsetzung dient. Diese Biosphärenreservate werden somit als „großflächige, repräsentative Ausschnitte von Natur- und Kulturlandschaften“ definiert, deren überwiegende Teil unter rechtlichem Schutz steht (StABD 1995: 5,). Weltweit wurden seit 1973 440 dieser internationalen Schutzgebiete, in insgesamt 97 Ländern gegründet (Stand: Juli 2004, UNESCO o. J.). Abbildung 2.1 zeigt die 14 Biosphärenreservate in der Bundesrepublik Deutschland.

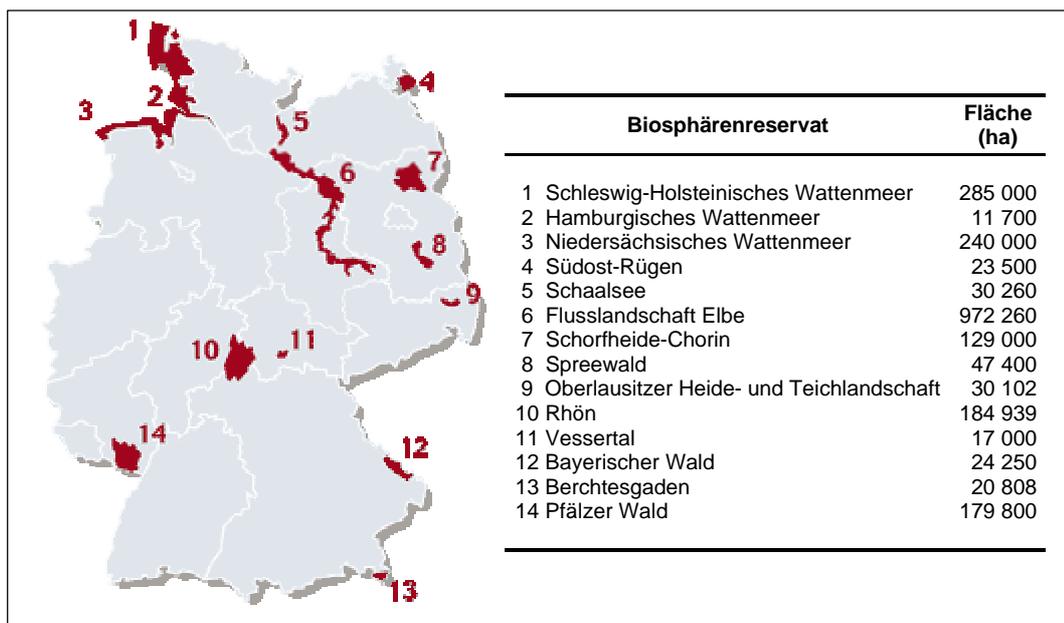


Abb. 4.1: Biosphärenreservate in Deutschland (Europarc Deutschland o. J.)

Im Unterschied zu Naturschutzgebieten dienen sie jedoch nicht nur dem Schutz der dort vorkommenden Artenvielfalt, sondern auch der Entwicklung von Nutzungskonzepten unter expliziter Einbindung des wirtschaftenden Menschen. Das Konzept der Biosphärenreservate ist somit eng verbunden mit dem Leitbild einer Nachhaltigen Entwicklung. Ziel ist es, die jeweils herrschenden ökonomischen, ökologischen und sozialen Bedingungen einer Region miteinander in Einklang zu bringen, so dass die langfristige Nutzung der Landschaft sowie der Erhalt ihrer natürlichen Ressourcen gewährleistet sind. Biosphärenreservate sind dafür als Modellregionen besonders gut geeignet, da in ihnen ein integrierter Ansatz verfolgt wird, der Naturschutz, Forschung und die praktische Erprobung neuer Konzepte verknüpft (UNESCO 1995). Die Aufgaben von Biosphärenreservate sind (StABD 1995: 7ff.):

- Schutz des Naturhaushaltes und der genetischen Ressourcen,
- Entwicklung nachhaltiger Landnutzungskonzepte,
- Forschung und Ökologische Umweltbeobachtung,
- Öffentlichkeitsarbeit und Umweltbildung.

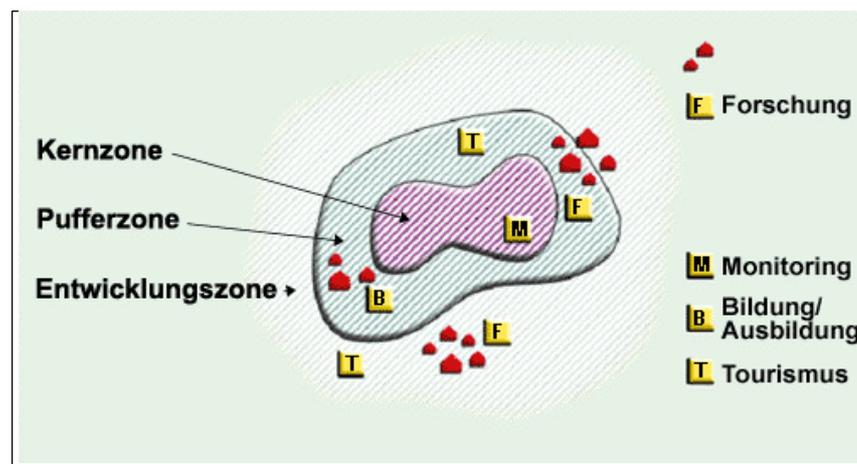


Abb. 4.2: Allgemeine Zonierung von Biosphärenreservaten (Quelle: DEUTSCHE UNESCO-KOMMISSION 2003: o. S.)

Entsprechend den unterschiedlichen Aufgabenbereichen, werden Biosphärenreservate nach dem Grad des menschlichen Einflusses in drei Zonen gegliedert (Abb. 2). Die Kernzone umfasst seltene und gefährdete Biotope, ist streng geschützt und erlaubt keine menschlichen Eingriffe. Die Puffer-, bzw. Pflegezone, schließt sich an die Kernzone an und dient der Erhaltung und Pflege der Kulturlandschaft durch extensive Nutzungen. Funktion und Struktur der Ökosysteme werden hier erforscht. Diese Zone unterliegt zwar einem Schutzstatus, erlaubt aber Umweltbildung und Erholung. Die Entwicklungszone ist Lebens-, und Wirtschaftsraum der Bevölkerung, in dem umweltgerechte Nutzungen erarbeitet und erprobt werden. Dabei sind die konkreten Entwicklungsziele immer abhängig von den Rahmenbedingungen des jeweiligen Biosphärenreservates (UNESCO, StABD 1995: 12).

4.2 Das Biosphärenreservat Rhön

4.2.1 Abgrenzung und naturräumliche Gliederung

Die Rhön ist Teil der deutschen Mittelgebirgsschwelle und liegt im Zentrum von Deutschland, im Grenzbereich der Bundesländer Bayern, Hessen und Thüringen (Abb. 4.3). Der überwiegende Teil der Rhön gehört zum Osthessischen Bergland, im Südosten zählt sie bereits zum Hessisch-Fränkischen Bergland (HLUG 2002). Das Gebiet stellt daher nicht nur administrativ, sondern auch naturräumlich einen Übergangsbereich dar. Charakteristisch für die Rhön ist ihr vielfältiges Landschaftsbild, dessen Formenschatz durch flachwellige Hochplateaus, weite Talauen und markante Bergkuppen gekennzeichnet ist und sich durch eine Vielzahl unterschiedlicher Lebensraumtypen auszeichnet. Das Biosphärenreservat Rhön erstreckt sich mit einer Fläche von 184.939 ha fast auf dem Gesamtgebiet des Mittelgebirges und hat Anteil an den drei Naturräumen Hohe Rhön, Vorder- und Kuppenrhön sowie Südrhön (GREBE & BAUERNSCHMITT 1995: 15, 43).

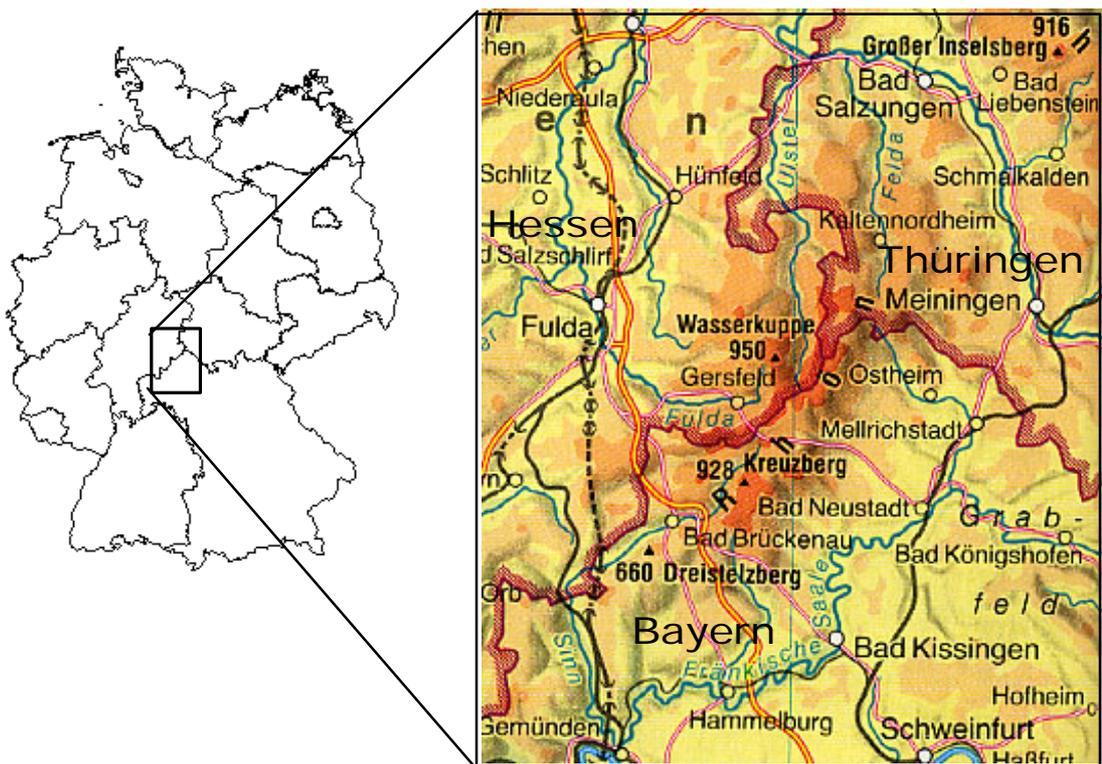


Abb. 4.3: Lage der Rhön in Deutschland (Quelle: DIERCKE WELTATLAS 2002: 20, verändert)

Die Hohe Rhön bezeichnet den zentralen Hauptkamm des Mittelgebirges, der sich auf 35 km Länge von den Schwarzen Bergen im Südwesten bis zum Ellenbogenmassiv im Nordosten erstreckt. Bedeutendster Teil dieses Naturraumes ist die sanftwellige Hochfläche der Langen Rhön. Mit teils steilen Randhängen erhebt sich dieses Plateau 200-400 m über sein Umland und erreicht Höhen von 750-930 m NN. Getrennt durch das Ulstertal schließt sich nach Nordwesten das Wasserkuppenmassiv an, dessen höchste

Erhebung, die Wasserkuppe, mit 950 m Höhe zugleich der höchste Berg des Mittelgebirges ist. Von Nordwesten bis Osten wird die Hohe Rhön von der Vorder- und Kuppenrhön umsäumt. In diesem Naturraum bestimmen die namensgebenden Kuppen und Bergkegel das Landschaftsbild. Sie sind 600-800 m hoch, bewaldet und durch weite Talmulden voneinander getrennt. Mit zunehmender Entfernung von der Hohen Rhön wird das Vorland flachwelliger und geht allmählich in das sich anschließende Werra-bergland über, das sich im Nordosten, durch den Verlauf der Werra, von der Rhön abgrenzt. Die Südrhön, der dritte große Naturraum, schließt sich in südwestlicher Richtung an das Plateau der Hohen Rhön an und reicht bis zur Fränkischen Saale. Diese Region ist wesentlich ruhiger gegliedert und bildet den Übergang zum Spessart und zum Schwäbisch-Fränkischen Schichtstufenland. Das Landschaftsbild wird hier von weiten Talkesseln dominiert, während isolierte Bergkegel nur noch vereinzelt auftreten (StABD 1995: 24, GREBE & BAUERNSCHMITT 1995: 44).

4.2.2 Geologie und Böden

Das markante Landschaftsbild der Rhön ist Ausdruck der besonderen geologischen Verhältnisse, für deren Entstehung tertiärer Vulkanismus und intensive Erosionsprozesse entscheidend waren. Den geologischen Untergrund bildet kristallines Grundgebirge, das jedoch nirgends zu Tage tritt. Dieser sog. Rhönblock streicht in Nord-Südrichtung und wird großräumig der Spessart-Rhön-Schwelle zugeordnet (SCHMIDT et al. 1986: 288ff.). Darüber lagern Deckschichten aus der Zeit der Trias. Am weitesten sind Buntsandstein und Muschelkalk verbreitet, während Keuper nur noch vereinzelt in der Vorder- und Kuppenrhön erhalten ist (Abb. 4.4). Ursache ist eine bereits im Jura einsetzende Hebung der mitteldeutschen Hauptschwelle. Dadurch wurde das Meer immer weiter aus dem Gebiet der Rhön zurückgedrängt und unter tropischen Verhältnissen eine intensive Abtragung der Geländeoberfläche einsetzte. Während der tektonisch sehr aktiven Zeit des Tertiärs zergliederten Störungszonen dieses Deckgebirge in mehrere Bruchstücke. Erneute Spannungen am Ende des Oligozän ermöglichten dann im Bereich dieser Schwächezonen die Ausbildung zahlreicher Vulkanschlote, durch die Magma an die Oberfläche aufstieg bzw. horizontal in die anstehenden Gesteinsschichten eindrang. Die entstandenen Vulkanschlote förderten im zentralen Teil der Rhön überwiegend basisches Gestein (Basalt) und lagen im Bereich der Langen Rhön so eng beieinander, dass sich dort eine geschlossene teils bis zu 100 Meter mächtige Basalttafel ausbilden konnte. In der Vorder- und Kuppenrhön überwiegt Phonolith (RUTTE & WILCZEWSKI 1983: 60ff.).

Das heutige Relief entstand durch die fortschreitende Erosion, infolge einer erneut starken Hebung im Quartär. Dabei verwitterten die beständigeren vulkanischen Gesteine wesentlich langsamer als die triassischen Sedimentgesteine, so dass die Basalt- und

Phonolithschlote sowie die subterran gebildeten Basaltdecken herauspräpariert wurden und heute als Kegelberge und Basaltplateaus die Landschaft prägen (OEHM 2001: 11).

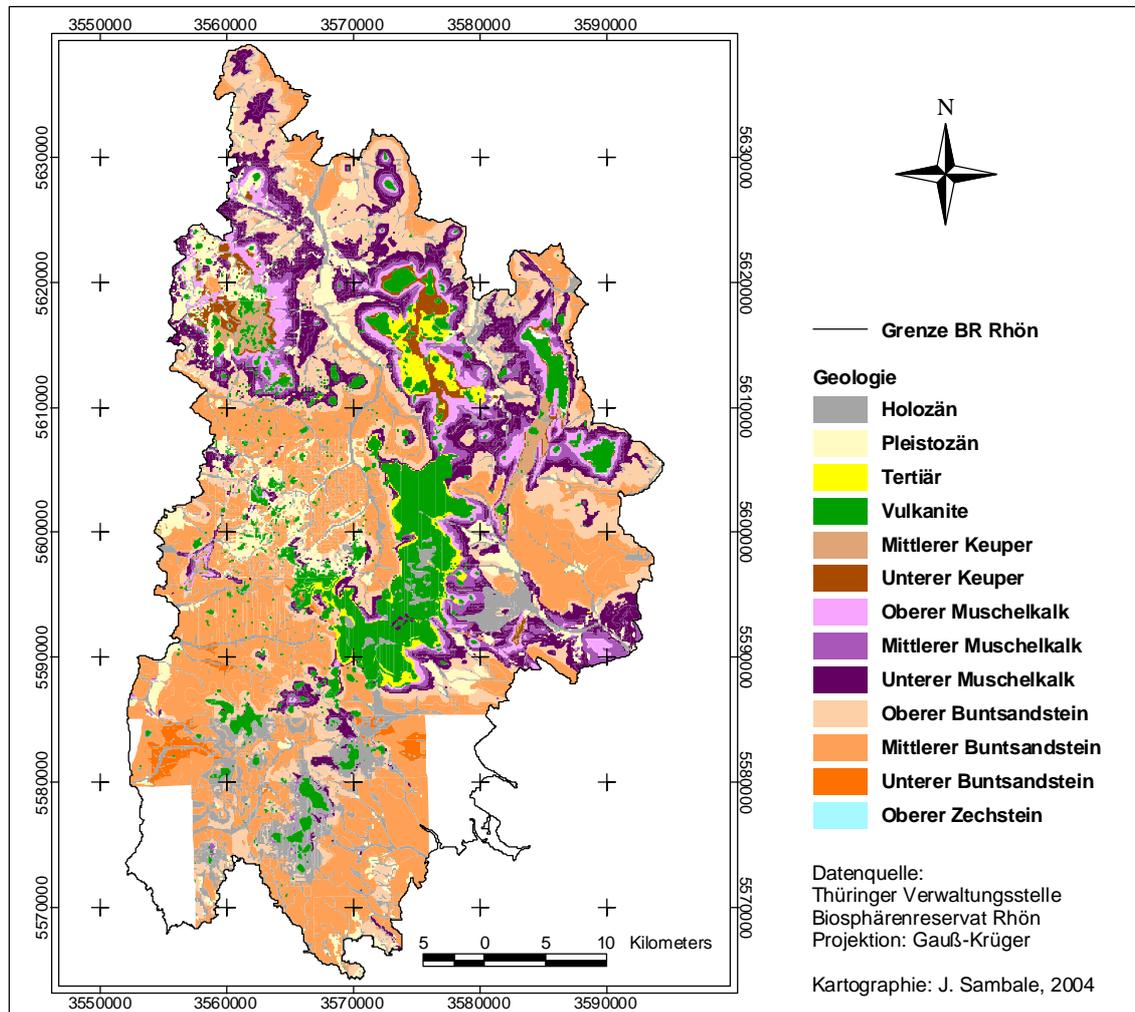


Abb. 4.4: Geologie der Rhön (Quelle: eigener Entwurf, Datengrundlage: Thüringer Verwaltungsstelle Biosphärenreservat Rhön)

Im Pleistozän wirkte periglaziale Verwitterung, da die Rhön nicht von Inlandeis bedeckt war. Oberflächlich anstehender Basalt verwitterte dabei durch Frostsprengung zu Blockschutt, der durch Solifluktion in Mulden oder hangabwärts verlagert wurde (MENSCHING 1960). Auf diese Weise entstanden auf den Hochflächen der Hohen Rhön Blockhalden und im Hangbereich der Plateaus und der Kegelberge ausgedehnte Blockmeere. Sie sind nicht nur geomorphologisch interessant, sondern stellen auch ökologisch wertvolle Lebensräume dar.

Aufgrund des heterogenen geologischen Untergrundes und des vielgestaltigen Reliefs sind in der Rhön entsprechend unterschiedliche Bodentypen ausgebildet. Bedeutsam für die agrarische Nutzung der Rhön sind die Gebiete mit lehmigem Buntsandstein und geringer Hangneigung in den Tallagen der Vorder- und Kuppenrhön sowie Südrhön. Sie sind durch sandig-lehmige Braunerden charakterisiert, die vergleichsweise günstige Agrarstandorte darstellen. Die Muschelkalkgebiete beschränken sich im Untersuchungs-

gebiet auf Hanglagen, an denen sich nur flachgründige Rendzinen entwickeln konnten. Sie sind Lebensraum für ökologisch besonders wertvolle Biotope wie Kalkmagerrasen und Trockenhangwälder. Ebenfalls wertvolle Standorte bilden die Gebiete mit vulkanischen Gesteinen, da die Basalte und Tuffe nährstoffreiche Ausgangssubstrate für die Bodenbildung darstellten. Auf den Kuppen und Höhenrücken der Rhön entstanden daraus tiefgründige und nährstoffreiche Lehmböden. In abflusslosen Senken entwickelten sich auf diesen Standorten Torfe, die in den Hochlagen als Hochmoortorfe und in Tallagen als Niedermoortorfe ausgebildet sind. Das Schwarze Moor auf der Hohen Rhön ist als wichtigstes Beispiel zu nennen. Es ist ein einzigartiger Lebensraum und aufgrund seiner Größe von überregionaler Bedeutung (GREBE & BAUERNSCHMITT 1995: 46, 54).

4.2.3 Klima

Bedingt durch ihre Lage in Mitteleuropa wird das Klima der Rhön sowohl von atlantischen, als auch kontinentalen Luftmassen beeinflusst. Zu allen Jahreszeiten sind jedoch vorwiegend West- und Südwestlagen wetterbestimmend. Sie bewirken durch die herangeführten Luftmassen kühlfeuchte Sommer und gemäßigte, schneereiche Winter, die das Klima in der Rhön als überwiegend subatlantisch charakterisieren (BEYER 1996: 38f.). Durch das stark gegliederte Relief treten im Untersuchungsraum allerdings regional große Unterschiede auf. Der von Südwest nach Nordost gerichtete Höhenzug der Hohen Rhön erzeugt einen Luv-/Lee-Effekt, wodurch die von ihm getrennten Naturräume teils stark in der Ausprägung verschiedener Klimaelemente differieren. Während im Nordwesten häufig Stauwetterlagen vorherrschen, liegt die Südrhön und der östliche Teil der Vorder- und Kuppenrhön im Regenschatten des Gebirgszuges. Dadurch schwanken die mittleren Jahresniederschläge in den Niederungen zwischen 810 mm im südwestlichen Sinntal und trockenen 560 mm im Werratal um Bad Salzungen. Mit zunehmender Höhe steigen die Niederschläge und erreichen in den Hochlagen Werte bis zu 1045 mm (Kreuzberg) und 1085 mm (Wasserkuppe) (BEYER 1996: 28f.). Dementsprechend variabel ist auch die Temperaturverteilung im Untersuchungsgebiet. Das langjährige Mittel beträgt auf der Wasserkuppe 4,8 °C, schwankt in den tieferen Lagen zwischen 6 bis 7 °C und erreicht in den angrenzenden Flussgebieten der Werra und Saale milde 8,6 °C (Bad Hersfeld) (BEYER 1996: 98). In den Herbst- und Wintermonaten entwickeln sich verstärkt Inversionswetterlagen, die in den Tälern eine häufige Nebelbildung begünstigen. Kleinklimatisch treten deutliche Unterschiede zwischen wärmebegünstigten, niederschlagsarmen Südhängen und dem kühl feuchtem Klima in Schluchten und an nordexponierten Hanglagen auf (GREBE & BAUERNSCHMITT 1995: 47).

4.2.4 Landschaftsgeschichte

Die Rhön ist eine Kulturlandschaft, deren heutiges Landschaftsbild Ergebnis ihrer jahrhundertlangen anthropogenen Nutzung ist. In der mittelalterlichen Bezeichnung „Buchonia“ kommt zum Ausdruck, dass sie einst flächendeckend, bis auf wenige Extremstandorte, mit Rotbuchenwäldern bedeckt war. Früheste Siedlungsspuren reichen bis ins Neolithikum zurück. Die ersten größeren Ansiedlungen entstanden durch die Kelten ab 500 v. u. Z.. Bis zum frühen Mittelalter blieb die Region jedoch nur dünn besiedelt. Landschaftlich bedeutend war erst die umfangreiche Siedlungstätigkeit im frühen Mittelalter. Ab ca. 1000 v. u. Z. wurden im Zuge mehrerer Siedlungs- und Rodungsperioden großflächig Wälder abgeholzt, um Ackerland und Baumaterial zu gewinnen. Zahlreiche Orte wurden in dieser Zeit gegründet und der Ackerbau bis auf die Hochlagen der Hohen Rhön ausgedehnt. Um 1700 entsprach dann das Landschaftsbild und die Wald-/ Offenlandverteilung bereits im wesentlichen dem heutigen Nutzungsmuster. Nur die Grünlandnutzung war gegenüber dem Ackerland weniger verbreitet. Die extensive Bewirtschaftung dieser Flächen, z. B. in Form von Hudeweiden, begünstigte jedoch die Entstehung schützenswerter und artenreicher Grasgesellschaften (SCHUBERT 2000, GREBE & BAUERNSCHMITT 1995: 76ff.).

In den folgenden Jahrhunderten wurde das Ackerland in den Hochlagen zunehmend in extensives Grünland umgewandelt. Dieser Nutzungswandel ist Ausdruck des seit dem 19. Jahrhundert einsetzenden Strukturwandels in der Landwirtschaft. In der Rhön führte er zur Stilllegung ertragsarmer Standorte, Einführung der Milchviehwirtschaft und einer Intensivierung der Grünlandnutzung (GREBE & BAUERNSCHMITT 1995: 77). In der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts ist die Entwicklung entscheidend durch die innerdeutsche Teilung geprägt, da nach dem Ende des zweiten Weltkrieges in beiden deutschen Staaten eine unterschiedliche Agrarpolitik verfolgt wurde. In der ehemaligen DDR erfolgte der Zusammenschluss der Betriebsflächen zu Landwirtschaftlichen Produktionsgenossenschaften (LPG), die durch große Ackerschläge gekennzeichnet sind (HEIBENHUBER 1994). Dagegen blieben in der bayerischen und hessischen Rhön vorwiegend kleinflächige Nutzungsstrukturen erhalten, da sich bedingt durch ungünstigen Standortbedingungen landwirtschaftliche Betriebe nur im Nebenerwerb lohnen. Sie sind ein besonderes Kennzeichen der Rhön, da auch im übrigen Bundesgebiet, Maßnahmen der Flurbereinigung stattfanden.

Landschaftsprägend waren weiterhin die Wiederaufforstungen extensiver Grünlandbereiche in den Hochlagen der Rhön, während der 40er und 50er Jahren. Ziel war es, auf der Hohen Rhön und den Schwarzen Bergen Mischwälder anzusiedeln, aus denen sich bedingt durch das raue Klima jedoch reine Fichtenbestände entwickelten (GREBE & BAUERNSCHMITT 1995: 98).

4.2.5 Aktuelle Landnutzung und Landschaftsbild

Das Landnutzungsmuster der Rhön ist für ein deutsches Mittelgebirge überraschend vielfältig. In der Tabelle 4.1 sind die Flächenanteile der Hauptnutzungstypen im Gesamtgebiet und den einzelnen Bundesländern zusammengestellt. Die Angaben wurden im Rahmen der flächendeckenden Biotoptypenkartierung des Biosphärenreservates erhoben (GREBE & BAUERNSCHMITT 1995). Auffälligstes Merkmal ist der mit 41 % relativ geringe Waldanteil. Über die Hälfte des Gebietes, etwa 54 %, wird von landwirtschaftlicher Nutzfläche, d. h. Acker und Grünland, eingenommen. Zwischen den Bundesländern treten jedoch Unterschiede auf. In der bayerischen Rhön dominiert der Waldanteil, während im hessischen und thüringischen Teil insgesamt die landwirtschaftlich genutzten Flächen überwiegen. Siedlungs- und Gewerbeflächen nehmen im Gesamtgebiet nur 4 % der Fläche ein und unterstreichen den ländlichen Charakter der Rhön.

Tab. 4.1: Landnutzung im Biosphärenreservat Rhön (Eig. Zusammenstellung, Daten: GREBE & BAUERNSCHMITT 1995: 156ff.)

Nutzung	Flächenanteile in den Ländern						Flächenanteile gesamt	
	Bayern		Hessen		Thüringen		ha	%
	ha	%	ha	%	ha	%		
Wälder	35 998	49,6	24 671	38,8	16 068	33,0	76 737	41,5
Acker- und Mischgebiete	18 539	24,5	23 750	37,4	11 713	24,1	54 002	29,2
Grünland	12 771	17,5	12 611	19,8	19 003	39,1	44 385	24,0
Gewässer und Hochmoore	o. A.		o. A.		o. A.		195	0,1
Siedlung und Gewerbe	2 668	3,7	3 447	5,4	1 659	3,4	7 774	4,2
Sonstige	311	0,4	254	0,4	128	0,3	793	0,4
Gesamtfläche	72 802	39,4	63 564	34,3	48 573	26,3	184 939	100,0

Bei Betrachtung der räumlichen Verteilung der Landnutzungen fällt auf, dass im Biosphärenreservat kaum große, zusammenhängende Waldgebiete existieren. Bis auf die Südosthänge der Langen Rhön, das Gebiet der Schwarzen Berge ist die Verbreitung von Wäldern hauptsächlich auf die zahlreichen Basaltkuppen der Vorderrhön begrenzt. Grünland kommt auf den Hochflächen der Hohen Rhön vor und in den höheren Lagen des Vorlandes. In Thüringen ist dieser Flächenanteil besonders groß, da dort Muschelkalkhänge sehr verbreitet sind, die sich für eine Ackernutzung nicht eignen. Für das Landschaftsbild der Rhön war die traditionelle Bewirtschaftung des Grünlandes durch Mahd oder Beweidung entscheidend. Von den insgesamt 44.000 ha unterliegen heute noch 8.900 ha einer derart extensiven Nutzung, weitere 10.000 ha sind Heckenlandschaften, die durch ihre kleinparzellige Flur ebenfalls besonders strukturreiche Nutzungstypen darstellen (GREBE & BAUERNSCHMITT 1995: 155).

Ackerbau wird hauptsächlich in den tieferen Lagen der Vorder-, Kuppen- und Südrhön betrieben. Dabei handelt es sich bei über 50 % der in der Tabelle 4.1 aufgeführten Ackerflächen um strukturarme Bereiche. Sie verdeutlichen, dass auch in der Rhön eine Intensivierung der Landwirtschaft stattgefunden hat. Hierbei treten regionale Unterschiede auf, die landschaftlicher Ausdruck der einst unterschiedlichen politischen und ökonomischen Verhältnisse dieser Grenzregion sind. In Hessen und Bayern überwiegt ein kleinräumiger Wechsel von Acker- und Grünlandflächen, bedingt durch die Klein- und Kleinstbetriebe. Dagegen prägen in den Tief- und Beckenlagen des thüringischen Teils großflächig ausgeräumte Gebiete das Landschaftsbild (GREBE & BAUERNSCHMITT 1995: 82ff.). Diese Unterschiede illustriert beispielhaft der Satellitenbildausschnitt aus der Vorder- und Kuppenrhön in Abbildung 4.5, in dem der ehemalige Grenzverlauf leicht anhand der unterschiedlichen Nutzungsmuster nachvollziehbar ist.

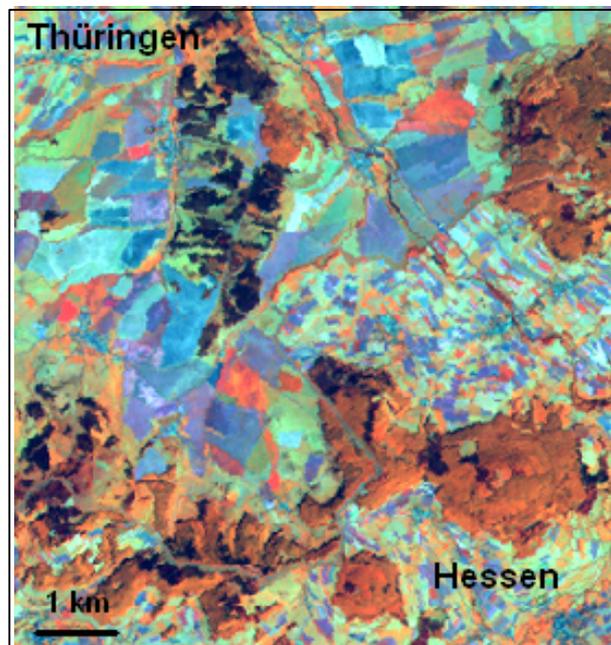


Abb. 4.5: Flurstückgrößen in Hessen und Thüringen, Ausschnitt der Vorder- und Kuppenrhön im ehemaligen Grenzgebiet (Landsat ETM 7, 15.08.2001, Kanalkombination: 4-5-3)

Durch die räumliche Verteilung der beschriebenen Landnutzungen entsteht ein abwechslungsreiches Nutzungsmuster. Im Zusammenspiel mit dem natürlichen Formenschatz verleiht es dem Landschaftsbild der Rhön seinen typischen Charakter. Besonderes Kennzeichen ist die Offenheit der Landschaft. Waldfreie Hochflächen mit ausgedehnten Wiesen eröffnen einen weiten Blick, der die Rhön als „Land der Offenen Fernen“ auszeichnet und gegenüber anderen Mittelgebirgen abgrenzt.

4.2.6 Sozioökonomische Aspekte

Die Rhön ist historisch bedingt ein ländlich geprägter Raum, dessen Entwicklung insbesondere durch die jahrzehntelange Grenzlage infolge der deutschen Teilung stark

eingeschränkt war. Mit durchschnittlich 67 Einwohnern pro km² ist das Gebiet nur sehr dünn besiedelt. Im Biosphärenreservat überwiegen Dörfer und kleine Ortschaften mit weniger als 1000 Einwohnern. Die Wirtschaftskraft der Region ist gering, der überwiegende Teil der Bevölkerung pendelt in umliegende Ballungszentren. Erwerbsquellen bilden die Landwirtschaft und der Tourismus, während Handel und Gewerbe nur schwach entwickelt sind. Wie in Kapitel 4.2.5 bereits angedeutet unterscheidet sich die Struktur der landwirtschaftlichen Betriebe in den Bundesländern. In Hessen und Bayern überwiegen Nebenerwerbsbetriebe mit einer Flächengröße von durchschnittlich 13-15 ha, während in Thüringen trotz der Privatisierung nach der Wende eine genossenschaftliche Organisation der Betriebe erhalten blieb, deren Flächen jeweils über 1000 ha umfassen (GREBE & BAUERNSCHMITT 1995: 43ff., STABD 1995: 240ff.).

4.2.7 Konflikte und Leitbild des Biosphärenreservates

1991 wurde die Rhön von der UNESCO als Biosphärenreservat anerkannt. Wichtigstes Schutzziel ist die Erhaltung und nachhaltige Entwicklung der traditionellen und strukturreichen Kulturlandschaft. Sie ist sowohl kulturhistorisch, als auch ökologisch bedeutend, denn durch die extensive Nutzung des Menschen sind hier zahlreiche offene und halboffene Lebensräume entstanden, die sich durch ein breites Spektrum seltener Pflanzen- und Tierarten auszeichnen (vgl. Tab. 4.2). Insgesamt gibt es über 200 Rote-Liste-Arten im Biosphärenreservat. Davon sind allein 44 Arten seltene, teils endemische Orchideen (KÜMPEL 1996: 47f.). Besonderen Wert haben die großflächigen Wiesenkomplexe der Langen Rhön, die Kalkmagerrasen in Thüringen, die strukturreichen Heckenlandschaften sowie die Moore und Blockschutthalden. Zahlreiche historische Landschaftselemente, wie Hutungen, Hudebuchen, Hohlwege und Streuobstwiesen sind als Zeugen der traditionellen Kulturlandschaft erhalten geblieben (GREBE & BAUERNSCHMITT 1995: 59, 61).

Für den Erhalt der strukturreichen Landschaft und der damit verbundenen Artenvielfalt ist die Landwirtschaft der entscheidende Faktor. Insbesondere die extensiven Grünlandgebiete sind an traditionelle Nutzungsformen gebunden, weshalb der Fortbestand dieser Nutzungen als wesentliches Ziel im Rahmenkonzept des Biosphärenreservates formuliert wurde (GREBE & BAUERNSCHMITT 1995: 156). Aktuell stellt aber gerade der tendenzielle Rückgang der landwirtschaftlichen Betriebe bzw. die Aufgabe ertragsarmer Standorte in der Rhön ein großes Problem dar (SCHÖNTHALER et al. 2001: 103).

Tab. 4.2 : Auswahl wertvoller Lebensräume der Rhön ihrer charakteristischen Arten (Quelle: zusammengestellt nach: STABD 1995: 254, GREBE & BAUERNSCHMITT 1995: 162)

Lebensraum-komplex	Wertvoller Lebensraum	Charakteristische Tierarten	Charakteristische bzw. seltene Pflanzenarten
Geschlossene Wälder	Altbestände	Schwarzstorch, Auerhuhn, Rotmilan	Lerchensporn, Orchideen
Halboffene Landschaft	Strukturreiche Heckengebiete	Rebhuhn, Dorngrasmücke, Neuntöter, Feldschwirl	
Offene Landschaft	Hochmoore Borstgrasrasen	Birkhuhn, Kreuzotter, Libellen Birkhuhn	Wollgras, Sonnentau Arnika, Heidenelke, Labkraut
	Feucht-/Naßwiesen Kalkmagerrasen	Bekassine, Wiesenpieper Bläulinge, Heuschrecken, Zauneidechse	Trollblume, Knabenkraut Silberdistel, Küchenschelle, Enzian, diverse Orchideen
Fließgewässer	Naturnahe Fließgewässer	Eisvogel, Grauhreiher, Wasseramsel, diverse Libellen, Bachforelle, Wasserfledermaus	

Hintergrund dieser Entwicklung ist der generelle Trend zur Segregation landwirtschaftlicher Nutzung in europäischen Landschaften, wobei die landwirtschaftliche Produktion in Gunsträumen weiter intensiviert wird, in ungünstigen Regionen jedoch stark zurückgeht (ZEBISCH 2002: 4). Insbesondere im bayerischen und hessischen Teil des Biosphärenreservates ist deshalb ein weiterer Rückgang kleiner Nebenerwerbsbetriebe abzusehen. Betroffen von dieser Entwicklung sind vorwiegend die Ackerbaubetriebe. Als Konsequenz werden zahlreiche ertragsarme Standorte, z. B. flachgründigen Böden auf Muschelkalk, brach fallen und schließlich verbuschen oder aufgeforstet. Für die thüringische Rhön werden zwar stabile Betriebszahlen prognostiziert, da die genossenschaftlich organisierten Betriebe konkurrenzfähiger sind, der Erhalt extensiver Grünlandbereiche ist aber auch in dieser Region nicht gesichert. Die traditionelle Schafbeweidung auf den ausgedehnten Kalkmagerrasen stellt eine sehr unrentable Nutzungsform dar und ist deshalb nach der politischen Wende stark zurückgegangen. Diese ungenutzten Wiesen sind somit ebenfalls durch fortschreitende Verbuschung gefährdet. Diese Sukzession brachliegender Acker- und Grünlandstandorte führt zur Verdrängung des dort etablierten seltenen Artenspektrums. Sie gefährdet dadurch sowohl die Biodiversität an Arten und Lebensräumen, als auch den ästhetischen Wert des Landschaftsbildes (SCHÖNTHALER et al. 2001: 170ff.).

Der hohe Stellenwert der zu fördernden naturnahen Nutzungsformen drückt sich in der Zonierung des Biosphärenreservates aus (vgl. Kap. Xy). Die Kernzone zum strengen Schutz seltener Biotoptypen nimmt mit 2 % nur eine sehr geringe Fläche ein. Schwerpunkt bilden Schutz und Erhaltung der Grünlandbereiche in der Pflegezone (36 %) und die aktive und nachhaltige Bewirtschaftung der Kulturlandschaft in der Entwicklungszone (62 %).

5 Datengrundlage

Die Analyse der Landschaftsveränderungen in der Rhön basiert auf der Auswertung von LANDSAT-Daten aus den letzten drei Jahrzehnten. Zur Verfügung standen je eine Aufnahme des *Thematic Mapper 5* aus den Jahren 1984 und 1990 sowie eine Aufnahme des *Enhanced Thematic Mapper 7* von 2001. In Tabelle 5.1 sind die wichtigsten Informationen zu allen verwendeten Daten zusammengefasst. Die Szenen von 1990 und 2001 wurden jeweils Ende des Sommers, im August aufgenommen. Für das Jahr 1984 war aus dieser Jahreszeit leider keine wolkenfreie Aufnahme verfügbar, das Bild stammt aus dem Monat Mai. Die Satellitenbilder unterscheiden sich weiterhin in Projektion und Auflösung.

Tab. 5.1: Verwendete Satelliten- und Zusatzdaten

Satellitendaten			
<i>Sensor</i>	<i>Aufnahmedatum</i>	<i>Path/Row</i>	<i>Projektion/Auflösung</i>
Landsat ETM+ 7	15.08.2001	195/025	UTM WGS 84/ 30,0 m
Landsat TM 5	02.08.1990	194/025	UTM WGS 84/ 28,5 m
Landsat TM 5	27.04.1984	194/025	UTM Hayford/ 25,0 m
GIS-Daten			
<i>Daten</i>	<i>Format</i>	<i>Datengrundlage</i>	<i>Projektion</i>
Digitales Geländemodell (DGM)	Raster	DGM Hessen & Bayern: 25 m ² DGM Thüringen: 50 m ²	Gauß-Krüger
Biotoptypenkartierung	Vektor	Luftbildbefliegung 1993/94	Gauß-Krüger
Geologie	Vektor	Digitalisierte Geologische Karte (GK 50)	Gauß-Krüger
Gemeinde- & Naturraumgrenzen	Vektor		Gauß-Krüger
Zusatzdaten			
Topographische Karten	TK 25	flächendeckend für das Biosphärenreservat	

Für die Aufbereitung und Auswertung der Satellitendaten sind zusätzliche Informationen über das Untersuchungsgebiet unerlässlich. Als Referenz für die Georeferenzierung standen flächendeckend für die Rhön Topographische Karten im Maßstab 1:25.000 zur Verfügung. Die thüringische Verwaltungsstelle des Biosphärenreservates stellte weitere GIS-Daten bereit. Sie umfassen Höheninformation, Geologie und Landnutzung, sowie administrative und naturräumliche Grenzen des Gebietes. Das digitale Geländemodell ist eine Zusammenführung aus Daten der drei Bundesländer Bayern, Hessen und Thüringen, in jeweils unterschiedlicher Bodenauflösung. Eine detaillierte Aufnahme der Landnutzung aus den Jahren 1993/1994 liegt in Form der digitalen Biotoptypenkartierung vor, die aus Luftbildern erhoben wurde.

6 Methodik der Datenauswertung

6.1 Methodisches Vorgehen

Den Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit bildet die Anwendung von Landschaftsstrukturindizes zur Quantifizierung regionaler Unterschiede und zeitlicher Entwicklungstrends der Landschaft im Biosphärenreservat Rhön (vgl. Kap. x). Zur Berechnung dieser Maßzahlen werden thematische Karteninformationen für den betrachteten Zeitraum benötigt, die zu Beginn aus den verfügbaren Satellitenbildern abgeleitet werden müssen. Die im Rahmen dieser Diplomarbeit durchgeführten Arbeiten gliedern sich daher methodisch in zwei Bereiche. Der Ablauf ist schematisch in Abbildung 6.1 dargestellt.

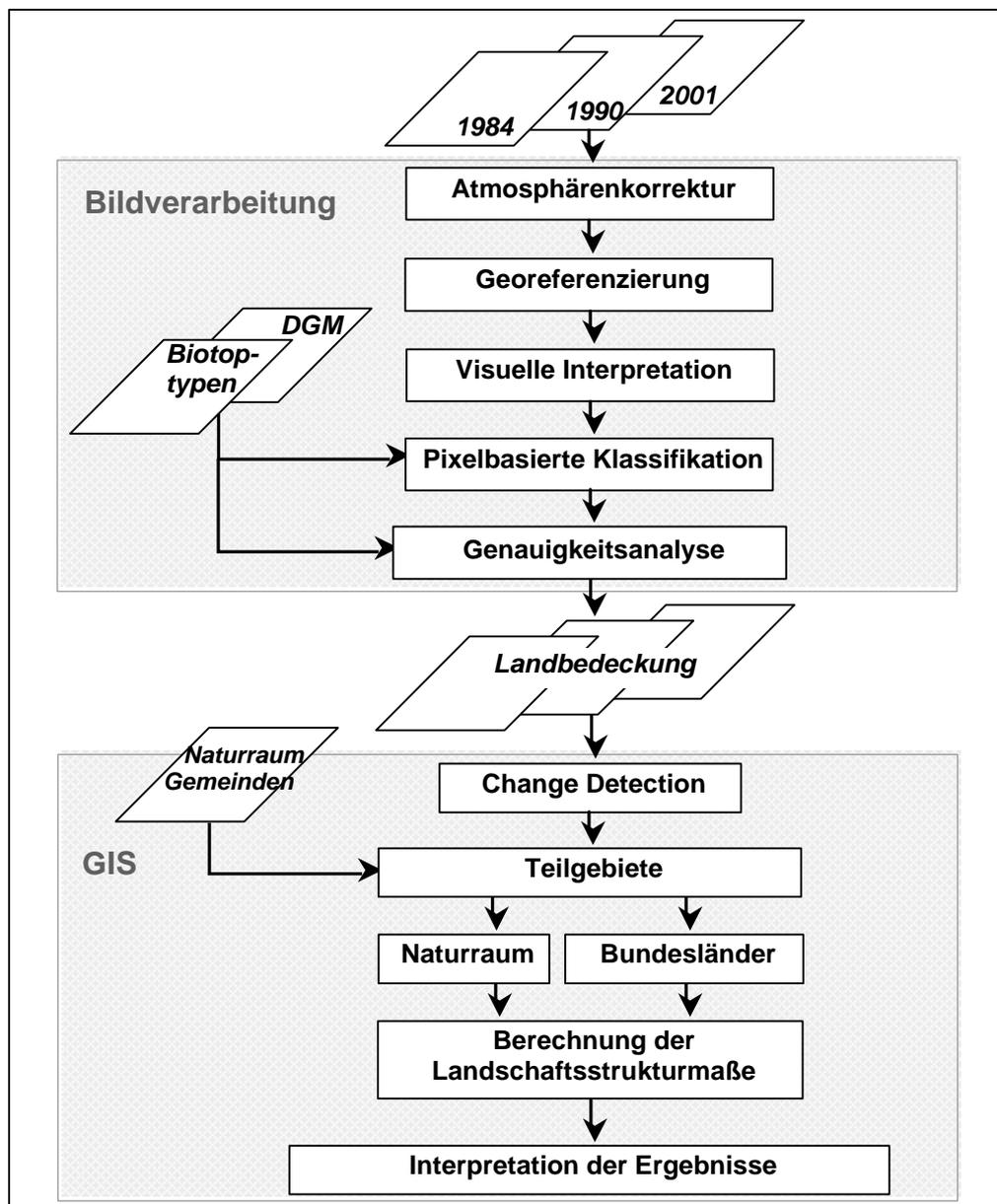


Abb. 6.1: Arbeitsablauf der Diplomarbeit

Im ersten Teil wurden Methoden der Bildverarbeitung angewandt, um durch eine Klassifikation der Satellitendaten die Landbedeckung im Biosphärenreservat Rhön während der Jahre 1984, 1990 und 2000 zu kartieren. Anschließendes Ziel der GIS-Analysen war es, die Veränderungen aus den Klassifikationsergebnissen abzuleiten und Landschaftsstrukturmaße zur Charakterisierung der Landschaft zu allen drei Zeitpunkten anzuwenden. Für die Datenverarbeitung kamen dabei unterschiedliche Programme zum Einsatz. Die Auswertung der Satellitenbilder erfolgte mit *ERDAS Imagine* 8.6, um im Rahmen des Gesamtprojektes eine harmonische Datenverarbeitung zu gewährleisten. Für die Durchführung der Veränderungsanalysen und die Erstellung der Karten wurde *ArcView* 3.3 verwendet. Die Berechnung der Strukturindizes erfolgte mit *FRAGSTATS* 3.3 – einer Software, die speziell für die quantitative Erfassung der Landschaftsstruktur entwickelt wurde (MCGARIGAL & MARKS 1995). Sie hat sich zu einem Standardprogramm der Strukturanalyse entwickelt und wird in einer Vielzahl von Studien verwendet (vgl. Tab. 2.5).

6.2 Auswertung der Satellitendaten

Die Auswertung der LANDSAT-Szenen zielte auf die Extraktion der Landbedeckungsinformation im Biosphärenreservat Rhön, um die Datengrundlage für die anschließende Strukturanalyse der Landschaft bereitzustellen. Zentraler Arbeitsschritt war die Klassifikation der Satellitendaten, in deren Vorfeld jedoch einige Verarbeitungsschritte notwendig waren, um die Bilder entsprechend aufzubereiten. Ziel war es, die atmosphärischen Einflüsse zu minimieren und eine exakte geometrische Anpassung zu erreichen. Eine zusätzliche Relieffkorrektur der Bilddaten war nicht erforderlich, da die moderaten Höhenunterschiede der Rhön nur sehr geringe Beleuchtungsunterschiede hervorrufen. Im Anschluss an die Klassifikation wurden die erzielten Ergebnisse im Rahmen der Veränderungsanalyse miteinander verglichen, um Trends der Landschaftsentwicklung nachzuvollziehen. Die einzelnen Methoden werden in den folgenden Kapiteln detailliert beschrieben, während die Darstellung der Ergebnisse Gegenstand von Kapitel 7 ist.

6.2.1 Vorverarbeitung

6.2.1.1 Atmosphärenkorrektur

Fernerkundungssensoren erfassen die elektromagnetische Strahlung, die von den Objekten der Erdoberfläche in unterschiedlichen Spektralbereichen reflektiert oder emittiert wird. Die aufgezeichneten Strahlungsintensitäten entsprechen allerdings nicht direkt der Reflexion der betrachteten Flächen, da die Strahlung auf ihrem Weg durch die Atmosphäre von zahlreichen Faktoren beeinflusst wird (RICHARDS & JIA 1999: 39ff.). Neben dem Sonnenstand (?), der die einfallende Energiemenge (E_0) bestimmt, treten

Streu- und Absorptionsvorgänge an den Molekülen und Partikeln der Atmosphäre auf. Die Wirkung der Absorption auf das empfangene Signal ist nur gering, denn die Sensoren arbeiten außerhalb der dafür empfindlichen Spektralbereiche. Sonnenstand und Streumechanismen sind dagegen bestimmend für die gemessenen Intensitätswerte. Ihren Einfluss illustriert Abbildung 6.2.

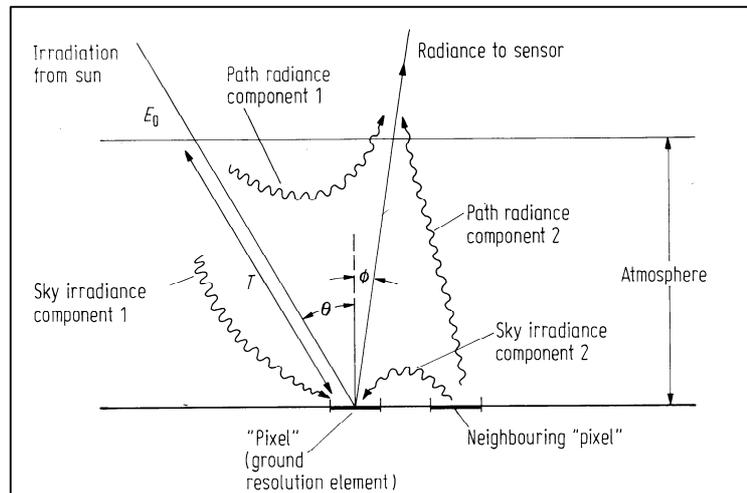


Abb. 6.2: Einfluss atmosphärischer Effekte auf elektromagnetische Strahlung zur Erdoberfläche und zum Sensor (Quelle: RICHARDS & JIA 1999: 40)

Sie verdeutlicht, dass die reflektierte Energie, die der Sensor von einem bestimmten Objekt registriert, nicht nur aus dessen Rückstreuung besteht, sondern zusätzliche Strahlungsanteile enthält. Einfallendes Sonnenlicht wird durch Streuung abgeschwächt und beleuchtet eine Fläche. Durch diffuse Himmelsstrahlung und dem Streulicht benachbarter Objekte erhält diese Fläche zusätzliche Energie (*sky irradiance, components 1 & 2*, Abb. 6.2). Aus allen drei Komponenten resultiert die reflektierte Strahlung, die auf ihrem Weg zum Sensor ebenfalls durch Himmelstrahlung und helle Objekte in der Umgebung erhöht wird (*path radiance, componenst 1 & 2*, Abb. 6.2). Je nach Partikelgröße liegt diesen Prozessen Mie- oder Rayleighstreuung zugrunde, die beide wellenlängenabhängig wirken. Die Intensität der Streuung ist dabei um so stärker ausgeprägt, je kleiner die Wellenlänge der Strahlung ist, so dass die einzelnen Satellitenkanäle unterschiedlich stark von diesen Effekten betroffen sind (RICHARDS & JIA 1999: 41f.).

Zur Korrektur der atmosphärischen Einflüsse stehen unterschiedliche Verfahren zur Verfügung. Sie lassen sich in bildbasierte Methoden und komplexe Korrekturverfahren einteilen. Letztere beruhen auf Strahlungs- und Aerosolmodellen, die exakte Messungen atmosphärischer Parameter während des Aufnahmezeitpunktes voraussetzen (HILDEBRANDT 1996: 491ff.). Den Einfluss verschiedener bildbasierter Korrekturverfahren auf Klassifikationsergebnisse von LANDSAT-Daten haben SONG *et al.* (1999) in einer Studie getestet. Die Autoren betonen, dass bei Veränderungsanalysen eine Atmosphären-

korrektur nicht zwingend erforderlich ist, solange die Trainingsdaten aus den zu klassifizierenden Daten gewonnen werden. Für Anwendungen die keine Bestimmung der realen Oberflächenreflexion erfordern, sind deshalb einfache Algorithmen, wie die *Dark Object Subtraction* ausreichend (SONG et al. 1999: 242). Dieses Verfahren nimmt für den Aufnahmezeitpunkt eine homogene Atmosphäre an und geht davon aus, dass der Nahe Infrarot-Kanal nahezu unbeeinflusst von atmosphärischen Streuprozessen ist. Unter dieser Bedingung haben sehr dunkle Oberflächen, wie Schatten oder Wasser, im Infrarotkanal Grauwerte nahe Null. In den sichtbaren Kanälen sind die Reflexionen dieser Flächen jedoch durch das Streulicht der Atmosphäre aufgehellt und die Minima der Kanal-Histogramme dementsprechend verschoben. Die Differenz aus dem Minimum des Infrarot-Kanals und den Minima der sichtbaren Kanäle wird auf den Einfluss des Streulichts zurückgeführt und durch Subtraktion dieses Versatzes korrigiert (ALBERTZ 2001: 104f., HILDEBRANDT 1996: 490).

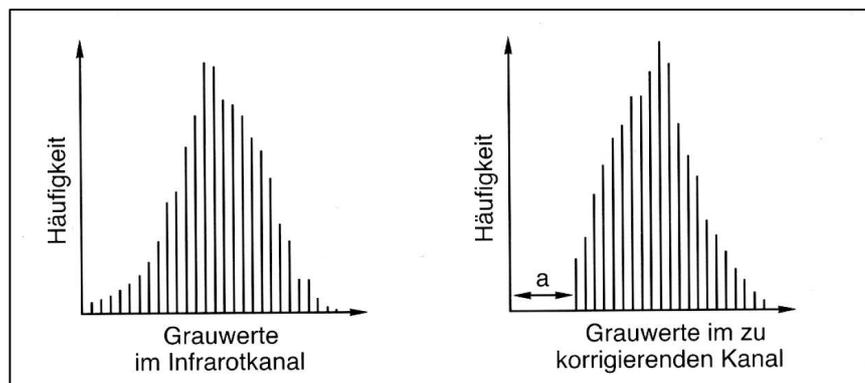


Abb. 6.3: Histogrammvergleich zur annähernden Reduktion atmosphärischer Einflüsse in Satellitendaten (Quelle: ALBERTZ 2001: 105)

Die für die Diplomarbeit verwendeten LANDSAT-Bilder aus den Jahren 1990 und 2001 zeichneten sich durch eine gute optische Qualität aus. Die Aufnahme von 1984 weist dagegen einen leichten Dunst und lokale Wolkenschleier auf. Im Nordwesten reicht diese Bewölkung zum Teil in das Untersuchungsgebiet hinein und musste daher aus der Aufnahme von 1984 ausmaskiert werden. Anschließend wurde auf alle Bilder die beschriebene Histogrammkorrektur angewandt.

6.2.1.2 Georeferenzierung

Für die multitemporale Auswertung von Satellitendaten ist eine genaue geometrische Anpassung der einzelnen Bilder von entscheidender Bedeutung für die Qualität der Ergebnisse (SERRA 2003: 3338). Nur wenn sich die Daten der einzelnen Zeitschritte so exakt wie möglich überlagern, sind die Angaben über Veränderungen der Landbedeckung aussagekräftig. Die verfügbaren LANDSAT-Szenen lagen zwar georeferenziert, aber in unterschiedlichen Bezugssystemen vor, die außerdem nicht mit dem

Koordinatensystem der zusätzlichen Geodaten übereinstimmten (vgl. Tab. 5.1). Neben der Koregistrierung der Bilder aufeinander war daher auch die Geocodierung in die Gauß-Krüger-Projektion erforderlich, um eine Kombination der Satelliten- und Zusatzdaten für die weitere Verarbeitung zu gewährleisten.

Vor der Referenzierung wurde das Untersuchungsgebiet aus den vorliegenden Satellitenbildern großräumig ausgeschnitten. Dabei wurde bewusst die Umgebung des Biosphärenreservates einbezogen, um für die Klassifikation auch ausreichend Flächen von seltenen Bedeckungstypen, wie z. B. Wasser, bereitzustellen. Der Bildausschnitt von 2001 diente als Referenzbild und wurde mit Passpunkten aus den Topographischen Karten auf die Gauß-Krüger-Projektion geocodiert. Da die Bildausschnitte von 1984 und 1990 in unterschiedlicher Auflösung vorlagen, erfolgte die Umrechnung auf eine Pixelgröße von 30 m x 30 m. Der Ausschnitt von 1984 wurde dabei gleichzeitig auf UTM-Projektion (WGS 84) umprojiziert, so dass beide Bilder in einheitlichem Format vorlagen, bevor sie auf das Referenzbild von 2001 koregistriert wurden.

Tab. 6.1: Genauigkeit der geometrischen Korrektur

Bild	Methodik	Referenz	Anzahl der Passpunkte	RMS-Fehler [Pixel]		Gesamt-RMS-Fehler	
				X	Y	[Pixel]	[m]
2001	Bild-zu-Karte	TK 25	69	0,47	0,35	0,59	17,76
1990	Bild-zu-Bild	Bild 2001	66	0,41	0,39	0,57	17,06
1984	Bild-zu-Bild	Bild 2001	62	0,44	0,53	0,53	16,00

Die geometrische Korrektur erfolgte jeweils auf der Basis eines Polynom zweiten Grades, als Resampling-Algorithmus diente die *Nearest-Neighbour*-Methode. Der Vorteil dieses Verfahrens besteht darin, dass die Grauwertzuweisung für das entzerrte Bild nicht auf einer Mittelwertbildung beruht, sondern die Originalwerte der Satellitendaten erhalten bleiben (RICHARDS & JIA 1999: 59). Tabelle 6.1 fasst die Ergebnisse der Georeferenzierung zusammen. In allen Fällen wurde ein mittlerer Lagefehler (RMS-Fehler) kleiner 0,6 Pixel erreicht.

6.2.1.3 Visuelle Interpretation

Die visuelle Interpretation der Satellitendaten ist ein wichtiger Schritt zur Vorbereitung der Klassifikation, weil sie einen ersten Eindruck vermittelt, welche Klassen sich gut in den Daten differenzieren lassen. Dazu wurden die Bilddaten vor allem als RGB-Komposite der LANDSAT-Kanäle 4-5-3 dargestellt, da diese Kombination die Unterschiede der einzelnen Landbedeckungen besonders gut hervorhebt. Deutlich sind in allen Bildern die drei großen Naturräume mit ihrem charakteristischen Nutzungsmuster zu erkennen. Typisch für den bayerischen und hessischen Teil ist die kleinparzellige

Nutzung der tieferen Lagen, die in der Südrhön besonders augenfällig ist. Kleine Feldparzellen erzeugen hier eine sehr heterogene Bildtextur, die stark der kleinräumigen Siedlungsstruktur ähnelt und dadurch bereits die visuelle Abgrenzung von Siedlung gegenüber angrenzenden Ackerflächen erschwert (vgl. Abb. 4.3). Derart kleine Ortschaften sind typisch für die Rhön. Große Städte treten nur am Rande des betrachteten Bildausschnittes auf, z. B. Bad Hersfeld und Fulda.

Bedingt durch die verschiedenen Aufnahmezeitpunkte unterscheiden sich die drei Bildausschnitte erwartungsgemäß in der phänologischen Entwicklung der Vegetation. Die Hochlagen der Hohen Rhön sind in der Frühjahrsaufnahme von 1984 teils noch mit Schnee bedeckt und die Pflanzendecke des Grünlandes sehr spärlich. Der überwiegende Teil der Ackerflächen liegt zu diesem Zeitpunkt brach. Weiterhin zeigen die Laub- und Nadelwaldgebiete noch keinen so deutlichen Kontrast, wie in den Spätsommernaufnahmen von 1990 und 2001. Das Schwarze Moor auf der Hohen Rhön ist aufgrund der erst beginnenden Vegetationsperiode in der Aprilaufnahme noch nicht zu erkennen.

Interessant ist, dass auch die beiden Augustbilder einige Unterschiede aufweisen. Während 1990, zu Beginn des Monats, noch viele reife Felder im Untersuchungsgebiet auftreten, ist die Ernte in der Aufnahme von 2001 bereits weiter fortgeschritten. Das Grünland erscheint 2001 auf vielen Flächen des Biosphärenreservates kräftiger entwickelt und insbesondere auf der Hohen Rhön auch homogener, als zum vergleichbaren Zeitpunkt 1990. Hier kommen sowohl Unterschiede in der Bewirtschaftung, als auch in den Witterungsbedingungen zum Ausdruck. 1990 war vermutlich auf vielen Standorten bereits eine Mahd erfolgt und in den Hochlagen treten standortbezogene Unterschiede deutlicher hervor, z. B. aufgrund einer wetterbedingt ungünstigeren Wasserversorgung der Pflanzendecke. Ein Vergleich von Niederschlagswerten der beiden Jahre belegt, dass die erste Augushälfte in diesem Jahr wesentlich trockener war als der gleiche Zeitraum 2001 (freundliche Auskunft von P. Kramer, ARBEITSGEMEINSCHAFT REGIONALKLIMA RHÖN-SAALE, 24.01.04).

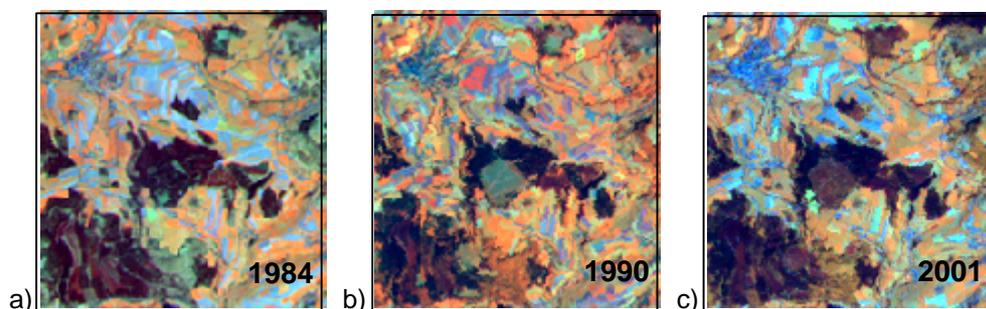


Abb. 6.4: Forstmaßnahmen im Biosphärenreservat Rhön (LANDSAT-TM Ausschnitte, nordwestlich von Gersfeld, Kanalkombination: 4-5-3)

Weiterhin zeigen die Waldflächen in der Szene von 1990 eine größere Variabilität. Deutlich fallen Gebiete mit wesentlich geringerer Reflexion im Infrarotbereich auf, die

anhand der Biotoptypenkartierung als Aufforstungen angesprochen werden können (Abb. 6.4). Dabei handelt es sich nicht um Neuaufforstungen, sondern um zuvor abgeholzte Flächen, da sie in der Aufnahme von 1984 noch mit Wald bestockt sind. Ebenfalls gut erkennbar sind in allen Bildern die ehemaligen Basaltabbaugebiete in der Vorder- und Kuppenrhön. Das „Grüne Band“ der ehemaligen Grenzlinie ist besonders in der Aufnahme von 1984 problemlos zu erkennen. In den Jahren 1990 und 2001 ist der Verlauf, bedingt durch einsetzende Sukzession des Grenzstreifens, zunehmend schwieriger zu verfolgen.

6.2.2 Klassifikation der Landbedeckung

Zur Erfassung der Landbedeckungsinformation aus den vorliegenden Satellitendaten wurde mit jedem Bildausschnitt eine pixelbasierte, überwachte Klassifikation durchgeführt. Die dazu notwendigen Arbeitsschritte fasst Abbildung 6.5 zusammen.

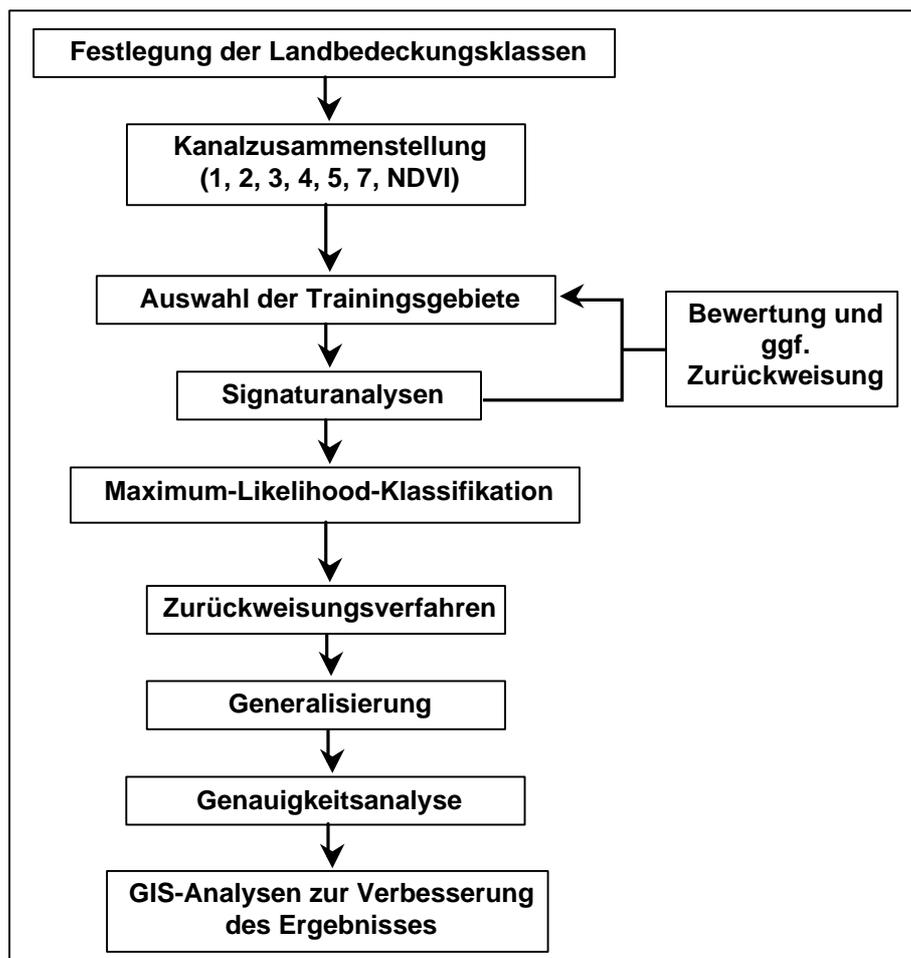


Abb. 6.5: Ablauf der überwachten Klassifikation

Vorbereitend erfolgte die Auswahl des Klassifikationsschlüssels und die Zusammenstellung, der für die Klassifikation relevanten Spektralkanäle. In der anschließenden Trainingsphase wurden die einzelnen Klassen durch die spektralen Eigenschaften bekannter Testgebiete charakterisiert und durch Signaturanalysen in Bezug auf ihre Trennbarkeit bewertet. Da dieser Arbeitsabschnitt bestimmend für die Güte der überwachten Klassifikation ist, wurden basierend auf der Bewertung ungeeignete Testgebiete verworfen oder verändert. Die auf diese Weise optimierten spektralen Signaturen bilden die Grundlage für die Klassifikation. Im Anschluss erfolgt die Nachbearbeitung, in deren Rahmen die Klassifikationsergebnisse in Verbindung mit den Zusatzdaten verbessert wurden.

6.2.2.1 *Klassenfestlegung*

Grundlage für den verwendeten Klassifizierungsschlüssel bildete die am Lehrstuhl für Geoinformatik entwickelte Legende. Diese ist hierarchisch aufgebaut, d.h. sie gliedert sich in mehrere Level zunehmenden Informationsgehalts. Aufbauend auf die visuelle Interpretation wurden aus dieser Legende die relevanten Landbedeckungsklassen für die Klassifizierung des Biosphärenreservates ausgewählt. In Tabelle 6.2 sind die sechs Oberklassen, die sich in insgesamt elf Unterklassen differenzieren, zusammengestellt.

Tab. 6.2: Klassifikationsschlüssel

Oberklasse	Unterklasse	Kürzel	Nummer
Siedlung			10000
	Bebauung, locker	Surb	11000
	Bebauung, geschlossen	Urb	12000
Acker		Arab	20000
	Ackerflächen, bestanden	Darab	21000
	Freier Boden	Barab	22000
Wald		Frst	30000
	Laubwald	Decid	31000
	Nadelwald	Conif	33000
Grünland		Grld	40000
	Mageres Grünland	Mgrld	41000
	Reiches Grünland	Rgrld	42000
Wasser		Wat	50000
	Wasser	Owat	51000
Sonstiges		Other	60000
	Schnee	Snow	62000
	Aufforstungen	Afrst	65400
	Moor	Wetl	66000

Dabei ist zu beachten, dass die verwendeten Klassen Landbedeckungen repräsentieren und nur bedingt Rückschlüsse auf die Nutzung der Flächen erlauben. Allein die Klassen „Acker“ und „Bebauung“ stellen auch explizit Flächennutzungen dar. Die Aufforstungsklasse wurde einbezogen, um die spezifische Spektralklasse in der Aufnahme von

1990 zu erfassen. In den Klassen „mageres“ und „reiches Grünland“ sind Wiesen und Weiden mit entsprechend geringer oder hoher Biomasse zusammengefasst. Diese wird jedoch neben einem spezifischen Artenspektrum von weiteren Faktoren, wie Mahdzeitpunkt oder Witterungsbedingungen, gesteuert. Die Unterteilung der Grünlandklasse entspricht daher weder explizit den Biotoptypen Magerrasen oder nährstoffreiche Wiese noch den Nutzungstypen intensives oder extensives Grünland.

6.2.2.2 Kanalzusammenstellung

Zur Verbesserung der Trennbarkeit spektraler Signaturen können zusätzlich künstliche Kanäle in die Klassifikation einbezogen werden (ALBERTZ 2001: 170, HILDEBRANDT 1996: 504). Dazu bieten sich z. B. Vegetationsindizes an, da sie durch die Ratiobildung geeigneter Spektralkanäle besonders auf Unterschiede in Art und Zustand der Pflanzendecke reagieren und eine gute Differenzierung zwischen vegetationsbedeckten und -freien Flächen ermöglichen. Der *Normalized Differenced Vegetation Index* (NDVI) hat dabei die größte Bedeutung erlangt und wird häufig zur Unterstützung von Klassifikationsverfahren eingesetzt (z. B.: COULSTOUN et al. 2003, CHEN 2002, APAN et al. 2000). In seine Berechnung fließen die Kanäle Nahes Infrarot (NIR) und Rot (R) ein:

$$NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R}$$

Der Wertebereich dieses Index liegt zwischen -1 und +1. Je höher der NDVI, desto größer der Vegetationsanteil. Werte unter Null zeigen vegetationsfreie Flächen an. Der NDVI wurde für alle drei Bildausschnitte berechnet und, gestreckt auf 8-bit, zu den anderen Bildkanälen hinzugefügt. Der Thermalkanal wurde dagegen aufgrund seiner geringen räumlichen Auflösung, nicht in die Klassifikation einbezogen.

Für die Vergleichbarkeit der Klassifikationsergebnisse und der anzuwendenden LSM ist eine möglichst einheitliche Vorgehensweise notwendig (HERZOG & LAUSCH 2001: 46). Der panchromatische Kanal des ETM+ wurde deshalb nicht in die Klassifikation integriert, weil er nur für die Aufnahme von 2001 verfügbar ist. Eine vergleichende Studie unterschiedlicher Klassifikationsverfahren mit ETM-Daten hat außerdem gezeigt, dass die Einbindung des panchromatischen Kanals keine zusätzliche spektrale Information zur Verbesserung der Klassifikationsgenauigkeit liefert, da sein Spektralbereich bereits von den Kanälen 2 bis 4 abgedeckt wird. Die Autoren betonen jedoch das Potential des Kanals, durch Bildfusionsmethoden die räumliche Auflösung von Bilddaten zu verbessern (HUNGER et al. o. J.).

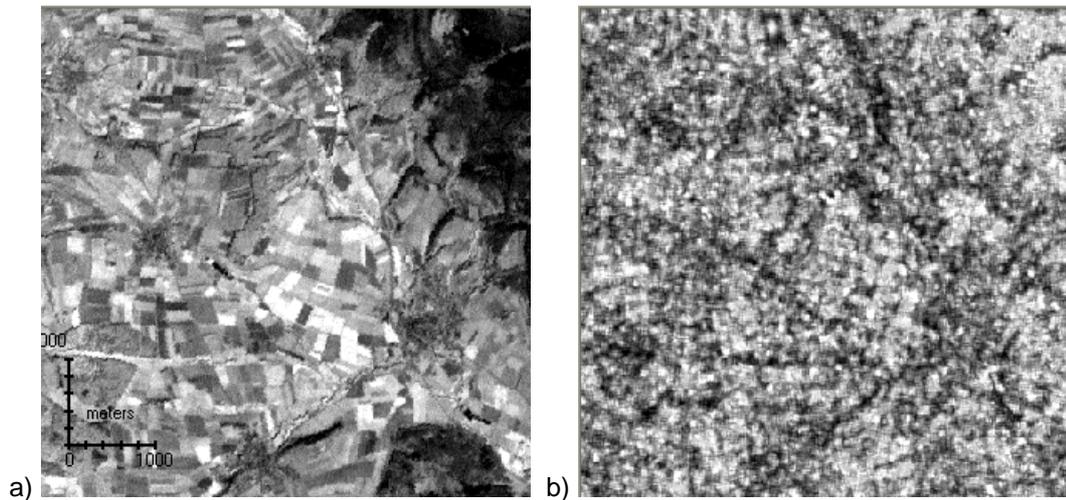


Abb. 6.6: Texturmerkmal abgeleitet aus dem panchromatischen Kanal (a: Ausschnitt Nordheim v. d. Rhön, Landsat ETM+ PAN, 15.08.2001; b: Texturmerkmal)

Texturmerkmale stellen neben dem Grauwert ein weiteres wichtiges Kriterium zur Erkennung von Objekten dar und können daher ebenfalls zur besseren Abgrenzung verschiedener Landbedeckungen im Rahmen einer Klassifikation beitragen. Insbesondere die Trennbarkeit zwischen heterogenen Siedlungen und homogenen Ackerflächen kann dadurch verbessert werden. Die Methode von STEINNOCHER (1997) basiert auf einem Texturparameter zweiter Ordnung und ermöglicht die Erkennung von Siedlungsstrukturen in panchromatischen Daten. Dabei wird die richtungsunabhängige Textur inhomogener Siedlungsflächen ausgenutzt, um sie gegenüber anderen Landnutzungen abzugrenzen. Das resultierende Merkmalsbild eignet sich dann zur Ableitung einer Siedlungsmaske oder in Verbindung mit den multispektralen Daten zur Klassifikation (STEINNOCHER 1997: 151).

Um Texturmerkmale der vorliegenden LANDSAT-Daten für die Klassifikation zu nutzen, wurde diese Methodik in einem repräsentativen Teilausschnitt der Rhön auf ihre Anwendbarkeit getestet. Als Grundlage diente sowohl der panchromatische Kanal als auch der Infrarotkanal. Die Ergebnisse zeigen jedoch, dass sich in der Rhön keine signifikanten Unterschiede zwischen Siedlungsflächen und ihrem Umland ergeben (Abb. 6.6). Die visuelle Interpretation (Kap. 6.2.2.1) deutete bereits an, dass in der hessischen und bayerischen Rhön das Nutzungsmuster, bedingt durch die geringe Parzellengröße, sehr heterogen ist. Landwirtschaftliche Flächen werden dadurch ähnlich strukturreich abgebildet, wie darin eingebettete lockere Siedlungen. Die Auflösung der LANDSAT-Daten reicht in diesem Gebiet nicht aus, um durch Texturmerkmale eine bessere Differenzierung zu erreichen. In die Kanalzusammenstellung wurde deshalb kein Texturmaß einbezogen.

6.2.2.3 Auswahl der Trainingsgebiete und Signaturalysen

Die Auswahl der Trainingsgebiete stellt den wichtigsten Arbeitsschritt im Rahmen einer überwachten Klassifikation dar. Ziel ist es, anhand von bekannten Referenzflächen die spektralen Eigenschaften der einzelnen Landbedeckungen zu erfassen und je nach verwendetem Klassifikationsalgorithmus statistisch zu beschreiben (LILLESAND et al. 2004: 562). Zu diesem Zweck müssen für jede gewünschte Landbedeckungsklasse in den Satellitendaten Trainingsgebiete ausgewiesen werden, um die jeweils charakteristischen Signaturen zu ermitteln. Bei der Auswahl dieser Gebiete sind einige Kriterien zu beachten:

- ?? Die Trainingsgebiete müssen repräsentativ sein, d. h. sie müssen die gesamte spektrale Variabilität einer Landbedeckungsklasse bestmöglich wiedergeben. Da eine Informationsklasse aus verschiedenen Spektralklassen bestehen kann, ist es oft notwendig mehrere Unterklassen zu bilden und durch entsprechende Trainingsgebiete zu charakterisieren (LILLESAND et al. 2004: 563).
- ?? Für jede Spektralklasse werden mehrere Trainingsgebiete benötigt, die möglichst gleichmäßig über das Satellitenbild verteilt sein sollten. Als Richtwert für die Anzahl der Pixel wird das Zehn- bis Hundertfache der Anzahl der verwendeten Kanäle empfohlen (SWAIN & DAVIS 1978, zitiert in: RICHARDS & JIA 1999: 187)
- ?? Die gewählten Flächen sollten homogen sein und keine Rand- oder Mischpixel enthalten. Insbesondere für die *Maximum-Likelihood*-Klassifikation sind unimodale, normalverteilte Signaturen erforderlich, damit der Mittelwertvektor und die Standardabweichung für die entsprechende Klasse aussagekräftig sind.
- ?? Bei der Klassifikation verschiedener Datensätze für eine anschließende *Change-Detection*-Analyse ist eine höchstmögliche Übereinstimmung der Klassendefinition anzustreben. Es sollten daher möglichst gleiche Trainingsgebiete abgegrenzt werden (MEINEL et al. 1996: 168, WEIERS et al. 2004: 48).

Als Referenz für die Oberflächenbedeckungen waren leider keine zum Zeitpunkt der Aufnahmen im Gelände erhobenen Kartierungsarbeiten verfügbar. Die Auswahl der Trainingsgebiete stützte sich daher auf die digitale Biotoptypenkartierung, die Topographischen Karten und die visuelle Interpretation der Bilddaten. Unter Beachtung der genannten Kriterien wurden entsprechende Flächen ausgewählt und als Polygone in Form von AOI's (*Area of Interest*) digitalisiert. Die Forderung, zu allen drei Zeitpunkten möglichst dieselben Trainingsgebiete anzuwenden, konnte jedoch nicht für alle Klassen konsequent umgesetzt werden. Hier spielen phänologische Unterschiede eine wichtige Rolle, da z. B. die räumliche Variabilität der Acker- und Grünlandklassen von ihrer Nutzung und den jeweils herrschenden Witterungsbedingungen abhängig ist. Die

räumliche Verteilung der Bodenklasse ist gebunden an die Ernte-, bzw. Saatzeitpunkte. Die Klassen wurden in den einzelnen Satellitenbildern daher teils in unterschiedlich viele Subklassen aufgeteilt, um spektrale Homogenität zu gewährleisten und normalverteilte Signaturen zu erreichen.

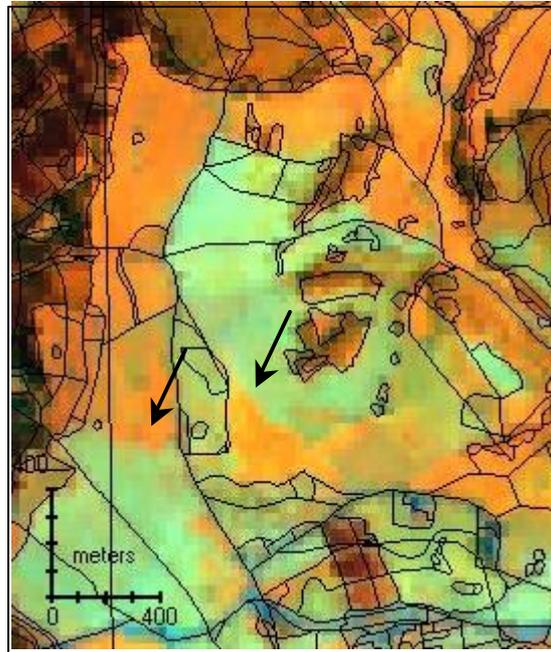


Abb. 6.7: Variabilität der Grünlandflächen (Ausschnitt LANDSAT-TM5, 02.08.1990 & Biotoptypenkartierung)

Die gewissenhafte Interpretation der Daten in Verbindung mit der detaillierten Landnutzungskartierung war Voraussetzung für die Ausweisung der Trainingsflächen. Im Vergleich mit der Aufnahme von 1990 wurde deutlich, dass sich bereits innerhalb der drei Jahre bis zum Zeitpunkt der Luftbildbefliegung 1993 zahlreiche Nutzungsänderungen im Biosphärenreservat vollzogen hatten. Ackerbegrenzungen stimmten teils nicht mehr überein oder einzelne Flächen weisen in der Biotoptypenkartierung bereits eine andere Nutzung auf. Weiterhin bestätigte die Auswertung der Datengrundlage, dass die einzelnen Grünlandbiotope durch spektral sehr unterschiedliche Flächen charakterisiert sind und es daher nicht gelingt, die Klassen mit den Bezeichnungen „mageres Grünland“ und „Fettwiesen“ im Sinne der Biotoptypenkartierung zu verknüpfen. Abbildung 6.7 zeigt anhand eines Ausschnittes aus dem TM-Bild von 1990 die spektralen Unterschiede, die innerhalb einer in der Biotoptypenkartierung als mesophiles Grünland ausgewiesenen Fläche auftreten.

Nach der Ausweisung der Trainingsflächen wurden die erfassten Signaturen auf ihre spektrale Verteilung untersucht. Dafür stehen im Signatureditor des Klassifikationstools sowohl statistische Maße, wie Mittelwert, Minima und Maxima, als auch visuelle Repräsentationen des Spektralverhaltens zur Verfügung. In den Histogrammen der einzelnen Kanäle lassen sich die Signaturen gut auf Normalverteilung prüfen. Die Darstellung in einem zweidimensionalen Merkmalsraum gibt dagegen den Wertebereich

der einzelnen Signaturen in zwei bestimmten Kanälen als Ellipsenschar wieder (vgl. Abb. 6.9). Dadurch lässt sich einschätzen, welche Klassen bzw. Trainingsflächen besonders gut trennbar sind und zwischen welchen Überlagerungen auftreten. Außerdem können auf diese Weise ungünstige Trainingsgebiete erkannt und schließlich entfernt oder modifiziert werden. Die Trainingsgebiete werden so im Laufe der Signaturanalysen weiter optimiert und schließlich zu den entsprechenden Klassen zusammengefasst. In Tabelle 6.3 sind die pro Klasse gewählten Trainingsflächen für jeden Aufnahmezeitpunkt aufgelistet.

Tab. 6.3: Trainingsgebiete für die Klassifikation der Satellitendaten

Klasse	1984			1990			2001		
	Unter- klassen	Trainings- gebiete	Pixel	Unter- klassen	Trainings- gebiete	Pixel	Unter- klassen	Trainings- gebiete	Pixel
Conif	3	24	3237	2	24	3448	2	20	3286
Decid	3	20	3099	2	25	3758	2	23	2828
Arable	7	39	4895	6	39	4314	6	38	4199
Barable	4	27	3398	7	42	5447	6	35	3630
Mgrld	4	25	2293	5	31	4067	4	28	3166
Rgrld	1	8	1083	1	10	1949	1	11	1585
Urb	1	7	437	1	5	287	1	7	559
Surb	1	6	461	1	5	406	1	7	369
Water	1	6	588	1	6	588	1	6	743
Snow	1	6	187	-	-	-	-	-	-
Wetl	-	-	-	1	1	182	1	1	131
Afrst	-	-	-	2	12	338	-	-	-
Gesamt	26			29			25		

Das Reflexionsverhalten der einzelnen Klassen zeigt exemplarisch Abb. 6.8. Dargestellt sind die Mittelwerte ausgewählter Klassen der Aufnahme von 1984. Die Layer 1 bis 6 repräsentieren die LANDSAT-Kanäle 1 bis 5 und 7, in Layer 7 ist der NDVI enthalten. Anhand der breiten Streuung der Werte in den vier letzten Datenlayern wird deutlich, dass diese für die Unterscheidung der Bedeckungsklassen am wichtigsten sind. Die Wasser- und Waldklassen sind in allen drei Satellitenbildern sehr gut trennbar. Im Falle der Laubwaldklasse war eine weitere Unterteilung notwendig, um Beleuchtungsunterschiede zu erfassen, während beim Nadelwald verschiedene Bestandstypen spektral hervortreten. Unterschiedliche Feldfrüchte werden in den Ackerklassen erfasst, die sich jedoch mangels genauer Zusatzinformationen nicht spezifizieren lassen, für die Fragestellung aber auch nicht relevant sind. Die Moorgebiete auf der Hohen Rhön waren in der Aufnahme von 1984 spektral nicht fassbar.

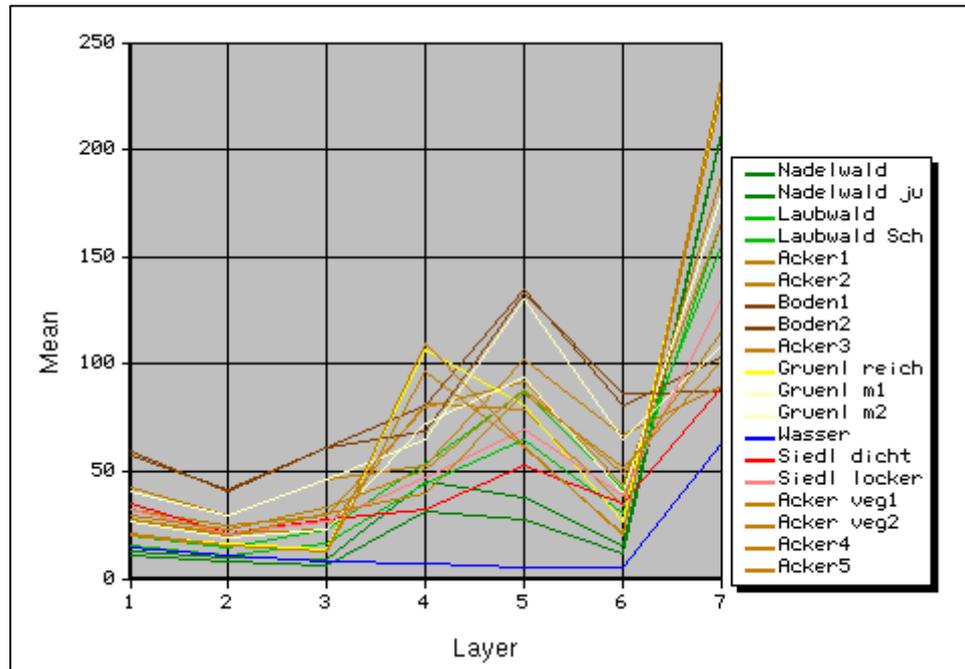


Abb. 6.8: Signaturmittelwerte der Trainingsgebiete, Landsat-TM5, 27.04.1984

Eine zweidimensionale Darstellung präsentiert Abbildung 6.9., anhand der Signaturen des Satellitenbildes 1990 in der Kanalkombination 4 und 5. Markiert sind jeweils die Mittelwerte der Klassen und der Wertebereich von drei Standardabweichungen. Überlagerungen treten teils zwischen den spektralen Unterklassen auf, deren Trennung erforderlich war, um bimodale Signaturen zu vermeiden. Fehlklassifikationen sind dabei für das Endergebnis allerdings weniger problematisch, da sie derselben Informationsklasse angehören (RICHARDS & JIA 1999: 353). Deutlich wird jedoch, dass insbesondere „Ackerflächen“ und „lockere Bebauung“ spektral schwer trennbar sind. Dass die zweidimensionale Interpretation der Signaturen keine umfassende Einschätzung liefern kann, wird anhand der Moorklasse deutlich. Sie ist in den dargestellten Kanälen nicht von lockeren Siedlungsflächen zu unterscheiden. Im NDVI und den sichtbaren Kanälen war eine signifikante Trennung der beiden Klassen jedoch gegeben.

Zur abschließenden Bewertung der Trennbarkeit von spektralen Signaturen können Distanzmaße herangezogen werden. Sie berücksichtigen das Spektralverhalten im gesamten Merkmalsraum und stellen daher eine umfassende Bewertungsgrundlage dar. Im Falle der *Maximum-Likelihood*-Klassifikation ist besonders die Jeffries-Matusita-Distanz geeignet, da sie die gleichen statistischen Charakteristika wie diese Klassifikationsmethode berücksichtigt. Die einzelnen Spektralklassen werden dabei als Wahrscheinlichkeitsverteilungen aufgefasst und basierend auf Mittelwertvektor und Kovarianzmatrix wird der Abstand zwischen zwei Signaturen im multispektralen Merkmalsraum berechnet. Die Werte der Jeffries-Matusita-Distanz liegen zwischen 0 und 1414, wobei hohe Werte eine gute Trennbarkeit zwischen den betrachteten Signaturen anzeigen (ERDAS 1999: 239).

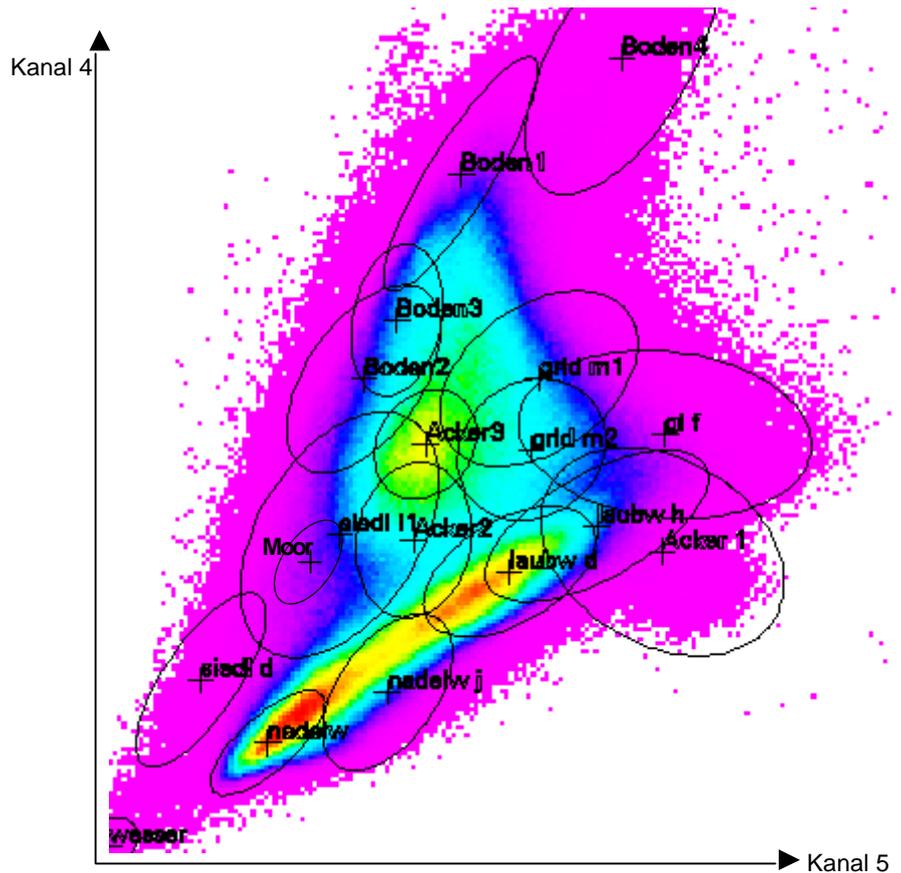


Abb. 6.9 : Spektrale Signaturen der TM Szene vom 02.08.1990, in den Kanälen 4 und 5

Die berechneten Distanzwerte bestätigen die Trennbarkeiten, die sich bereits in den visuellen Darstellungen andeuteten. Die Wald- und Wasserklassen erreichten in allen drei Satellitenbildern maximale Jeffries-Matusita-Distanzen, wobei nur zwischen den jeweiligen Unterklassen geringere Werte auftraten. „Mageres Grünland“ ließ sich ebenfalls gut von den anderen Klassen trennen. Teils treten Überlagerungen zu „reichem Grünland“ auf oder, wie im Falle der Aprilaufnahme von 1984, zu unbewachsenem Boden, bedingt durch die zu diesem Zeitpunkt noch spärliche Vegetationsdecke. Ackerflächen mit dichter, grüner Vegetation weisen spektrale Ähnlichkeit zu reichem Grünland auf und erreichen dabei Trennbarkeiten zwischen 1366 und 1399. Die Aufforstungsflächen in Bild von 1990 lassen sich gut von den anderen Klassen unterscheiden, bis auf eine geringere Trennbarkeit von 1384 zur Moorklasse. Problematisch ist die Klasse „lockere Bebauung“. Durch den kleinräumigen Wechsel unterschiedlicher Bedeckungen treten im Siedlungsbereich bei der räumlichen Auflösung des LANDSAT-TM vor allem Mischpixel auf. Spektrale Ähnlichkeit besteht teils zu bestimmten Ackerflächen, dementsprechend werden nur geringere Trennbarkeiten erreicht, die zwischen 1340 und 1399 schwanken. Insgesamt waren die Jeffries-Matusita-Distanzen bei allen drei Satellitenaufnahmen tendenziell vergleichbar, wobei in den Bildern von 1990 und 2001 geringfügig bessere Werte erzielt werden konnten. In der Aufnahme von 1984 wirkte sich die dunstbeeinflusste Atmosphäre leicht qualitätsmindernd aus.

6.2.2.4 *Maximum-Likelihood-Klassifikation*

Zur Klassifikation der einzelnen Satellitenbilder wurde die *Maximum-Likelihood*-Methode angewandt. Dieses Verfahren nutzt umfangreiche statistischen Kennwerte der erhobenen Signaturen und wird deshalb in Studien zum Landschaftsmonitoring oft zur Erfassung der Landbedeckung angewandt (WEIERS et al. 2004, SOUTHWORTH et al. 2002, FRANKLIN et al. 2002, HERZOG & LAUSCH 2001, APAN 2000). Zu Beginn der Klassifikation werden für alle im Laufe der Trainingsphase festgelegten Signaturen der Mittelvektor (m_i) und die Kovarianzmatrix (S_i) berechnet. Basierend auf diesen Informationen wird anschließend für den jedes Pixel im zu klassifizierenden Bild die spektrale Distanz ($g_i(x)$) seines Vektors (x) zu jeder einzelnen Klasse (i) bestimmt. Ein Pixel wird anschließend der Klasse zugeordnet, zu der es die geringste spektrale Distanz aufweist. Sie berechnet sich nach folgender Formel (RICHARDS & JIA 1999: 184):

$$g_i(x) = \ln p_i + 0,5 \ln |S_i| + 0,5 (x - m_i)^T S_i^{-1} (x - m_i)$$

Dabei kann vorab vom Nutzer bereits eine Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Klasse (p_i) festgelegt werden, wenn diese Informationen verfügbar sind. Auf diese Option wurde in der vorliegenden Arbeit jedoch verzichtet.

6.2.2.5 *Nachbearbeitung der Klassifikationsergebnisse*

Um die erzielten Klassifikationsergebnisse zu verbessern, können im Anschluss einzelne Pixel zurückgewiesen werden, die mit hoher Wahrscheinlichkeit einer falschen Klasse zugeordnet wurden. Diese Zurückweisung kann bereits während der Klassifikation erfolgen, indem im Vorfeld ein Signifikanzniveau festgelegt wird. Pixel deren Zuordnungswahrscheinlichkeit diesen Schwellwert unterschreitet, bleiben dann unberücksichtigt. Im Rahmen der Nachbearbeitung angewandt, bietet das Verfahren jedoch den Vorteil, dass dieser Schwellwert spezifisch für jede einzelne Klasse festgelegt werden kann (LUQUE 2000: 2569, KLENKE 1999: 77).

Die Zurückweisung basiert auf einer Distanzdatei, die während der Klassifikation parallel zum eigentlichen Ergebnisbild erstellt werden kann. Sie enthält für jedes Pixel ein Maß, das die Abweichung zum Mittelwertvektor der ihm zugewiesenen Klasse angibt. Bei der *Maximum-Likelihood*-Klassifikation ist die Mahalanobis-Distanz gegeben, die wiederum neben dem Mittelwertvektor auch die Kovarianzmatrix berücksichtigt (ERDAS 1999: 249). Die Verteilung der Distanzwerte kann für jede einzelne Klasse dargestellt werden und ist in der Regel asymmetrisch, da die meisten Pixel idealerweise eine geringe Abweichung zum Mittelwertvektor ihrer Klasse aufweisen. Unsicher klassifizierte Pixel haben dagegen einen hohen Distanzwert. Die Festlegung des Schwellwertes erfolgt direkt anhand der Histogramme oder durch Angabe eines Signifikanz-

niveaus. Es gibt an, wie viel Prozent der Pixel einer bestimmten Klasse als falsch klassifiziert angenommen werden (ERDAS 1999: 257).

Bei den Signaturanalysen wurde bereits deutlich, dass besonders bei der Klasse „lockere Bebauung“ Überschneidungen zu Signaturen anderer Klassen auftreten. In allen drei Klassifikationen wurde daher für diese Klasse ein Signifikanzniveau von 5 % gewählt, für alle übrigen Klassen ein Niveau kleiner 1 %. Die betroffenen Pixel konnten daraufhin zurückgewiesen werden. Ihr Flächenanteil betrug in den einzelnen Satellitenbildern zwischen 5,7 und 6,9 %. Bei der Umsetzung des Verfahrens ist es wichtig auf die räumliche Verteilung der ausgesonderten Pixel zu achten. Werden größere, zusammenhängende Flächen durch das Schwellwertverfahren erfasst, ist das ein Hinweis auf eine ungünstig definierte Klasse und eine erneute Klassifikation mit verbesserten Trainingsgebieten wäre erforderlich (KLENKE 1999:79). Zur Reklassifikation der ausgesonderten Pixel wurde ein Modalfilter angewandt, der den unklassifizierten Bildelementen die dominierende Umgebungsklasse zuordnet.

Abschließend erfolgte ein Verarbeitungsschritt, um den typischen Salz-/Pfeffer-Effekt bzw. sehr kleiner Areale, die keiner tatsächlichen Bedeckung entsprechen, zu beseitigen. Dafür wurden Flächen, die nur aus bis zu drei zusammenhängenden Pixeln bestanden, entfernt und ebenfalls durch einen Modalfilter ihrer Umgebungsklasse zugeordnet.

6.2.2.6 Genauigkeitsanalysen

Um die Güte des Klassifikationsergebnisses und damit die Zuverlässigkeit des erstellten Kartenproduktes einschätzen zu können, ist im Anschluss einer Klassifikation immer eine Genauigkeitsanalyse erforderlich. Dabei werden an ausgewählten Standorten die erzielten Klassifikationsergebnisse mit der realen Nutzung dieser Flächen verglichen und daraus die Genauigkeit der gesamten Klassifikation abgeschätzt. Wichtige Schritte einer Genauigkeitsanalyse sind die Auswahl der Flächen, die Erhebung der notwendigen Referenzdaten und ihre statistische Auswertung. Dafür stehen verschiedene Methoden zur Verfügung, die z. B. CONGALTON (1996) ausführlich diskutiert. Die Objektivität der Analysen stellt in der Praxis oft eine Herausforderung dar, die von zahlreichen Faktoren, wie Art und Umfang der Stichprobe und Qualität der Referenzdaten beeinflusst wird (FOODY 2002).

Ein bewährtes Verfahren ist die Erstellung einer Konfusionsmatrix, in der die klassifizierten Pixel unabhängiger Testflächen entsprechend ihrer realen Klassenzugehörigkeit eingeordnet werden. Die Auswahl der benötigten Testgebiete kann zufällig oder nutzerdefiniert erfolgen. Beim erstgenannten Verfahren wird eine repräsentative Anzahl von Einzelpixeln durch die Software festgelegt und dadurch ein hohes Maß an Objektivität gewährleistet. Insbesondere bei großen Gebieten ist die Auswertung jedoch mit einem hohen Aufwand verbunden, da jedes Pixel einzeln überprüft werden muß und

auch die Verknüpfung mit den Referenzdaten schwierig sein kann (FOODY 2002: 190). Die andere Möglichkeit besteht daher in der Ausweisung von Testgebieten durch den Bearbeiter. Auch dabei ist eine repräsentative Anzahl der Pixel pro Klasse und eine möglichst objektive Auswahl gefordert. Die Testgebiete sollten des Weiteren nicht mit den Trainingsdaten übereinstimmen, um eine Überschätzung der Klassifikationsgenauigkeit zu vermeiden (HILDEBRANDT 1996: 555). Als Referenz für die tatsächliche Landbedeckung liegen im Idealfall genaue Geländedaten zum Zeitpunkt der Bildaufnahme vor oder entsprechende Kartenwerke und Luftbilder, aus denen diese Informationen gewonnen werden können. Dabei darf nicht außer Acht gelassen werden, dass die Genauigkeit der Referenzdaten meist nicht bekannt ist. Sie stellen aber ebenfalls eine Art Klassifikation realen Verhältnisse dar und sind fehlerbehaftet (CONGALTON 1991: 36ff.)

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden manuell Testflächen zur Überprüfung der Klassifikationen ausgewählt. Eine zufällige, pixelbasierte Genauigkeitsanalyse in Verbindung mit der Biotoptypenkartierung erschien nicht sinnvoll, da diese Datenbasis nur für das Jahr 1990 als Referenz herangezogen werden kann und selbst für dieses Jahr nicht uneingeschränkt gültig ist (vgl. Kap. 6.2.2.3). Durchgeführt für alle drei Klassifikationen wäre das Verfahren bei gegebener Klassenzahl außerdem sehr zeitaufwendig. Die Kartierung diente daher in Verbindung mit den Topographischen Karten und Erfahrungen eigener Geländebesuche als Grundlage für die manuelle Abgrenzung der Testgebiete. Sie sind in Tabelle 6.4 zusammengefaßt. Bei Klassen, die nur kleinflächig im Untersuchungsgebiet vertreten sind, wie die Wasser- und Moorklasse, gelang es nicht, Überschneidungen mit Trainingsgebieten zu vermeiden.

Tab. 6.4: Testgebiete zur Überprüfung der Klassifikationsgenauigkeit

Klasse	1984		1990		2001	
	Testgebiete	Pixel	Testgebiete	Pixel	Testgebiete	Pixel
Nadelwald	34	8221	34	8225	34	8225
Laubwald	30	9058	30	9081	30	9081
Grünland	29	10186	34	11640	32	11762
Acker	35	11052	35	13338	32	13110
Wasser	7	572	7	567	7	566
Bebauung, locker	16	3065	21	3069	21	3090
Bebauung, dicht	6	554	6	735	6	831
Moor	-	-	1	224	1	224
Aufforstung	-	-	17	1898	-	-
Summe	42708		48798		46889	

Die Flächenstatistiken der Testgebiete wurden anschließend in Konfusionsmatrizen übertragen (Tab. A1-A6, Anhang). Die Spalten dieser Tabellen repräsentieren die Referenz-

renzpixel, während anhand der Reihen abgelesen werden kann, zu welcher Klasse sie in der Klassifikation zugeordnet wurden. Aus dem Mittelwert der korrekt erkannten Pixel ergibt sich die Gesamtgenauigkeit (*overall accuracy*) der Karte. Neben diesem einfachen Gütemaß erlauben die Fehlermatrizen auch die Ermittlung der klassenspezifischen Genauigkeiten und die Unterscheidung zwischen zwei wichtigen Fehlertypen, die in einem Kartenprodukt auftreten können:

Der Omissions-, oder Auslassungsfehler bezeichnet alle Pixel einer Spalte, die zu einer bestimmten Klasse gehören, aber durch die Klassifikation nicht als solche erkannt werden. Diese Pixel werden irrtümlich einer anderen Klasse zugewiesen und stellen in Bezug auf die letztere einen Kommissions-, oder Zuordnungsfehler dar. Der Unterschied ist bedeutsam, da die Güte einer bestimmten Klassifikationsmethode vor allem daran gemessen wird, ob sie eine bestimmte Landbedeckung richtig klassifiziert. Diese Wahrscheinlichkeit wird als Herstellergenauigkeit bezeichnet und ergibt sich aus dem Verhältnis korrekt klassifizierter Pixel zur Anzahl aller Referenzpixel. Für den Nutzer eines Kartenproduktes ist es dagegen wichtiger zu wissen, ob die in der Karte dargestellten Flächen in der Realität auch der ihnen zugewiesenen Klasse entsprechen. Diese Wahrscheinlichkeit wird als Nutzergenauigkeit (*user's accuracy*) bezeichnet und gibt den Anteil korrekt klassifizierter Pixel innerhalb einer Klasse an (CONGALTON 1991: 36ff.). Zur besseren Vergleichbarkeit der Klassifikationsgenauigkeiten wird der Kappa-Koeffizient empfohlen. Er wird aus den Werten der Konfusionsmatrix nach folgender Formel berechnet (CONGALTON 1991: 40):

$$K_{HAT} = \frac{\sum_{i=1}^r x_{ii}^2}{\sum_{i=1}^r (x_{i+} \cdot x_{+i})}$$

Dabei steht r für die Anzahl der Klassen in der Fehlermatrix und N für die Gesamtzahl aller enthaltenen Pixel, x_{ii} sind die jeweils korrekt erkannten Pixel in einer Spalte, während x_{i+} und x_{+i} jeweils die Summe aller Pixel einer Reihe i und einer Spalte i repräsentieren. Der Kappakoeffizient ist ein Maß dafür, um wie viel Prozent die Klassifikation besser ist als eine rein zufällige Klassenzuordnung der Pixel.

6.2.2.7 GIS-Analysen zur Verbesserung der Klassifikation

Die erzielten Klassifikationsergebnisse ließen sich unter Verwendung der Zusatzdaten verbessern. Zwei Verfahren wurden dafür angewandt. Sie sind in Tabelle 6.5 zusammengefasst. Die Verschneidung der Biotoptypenkartierung mit dem digitalen Geländemodell ergab einen Schwellwert, ab dessen Höhe in der Rhön keine Ackernutzung mehr stattfindet. Magere Grünlandflächen in den Hochlagen, die aufgrund einer geringen Pflanzenbedeckung als brache Ackerflächen klassifiziert wurden, konnten anschließend

unter Einbindung des DGM korrigiert werden. Diese Analyse wurde im *Model Maker* von ERDAS Imagine realisiert. Nicht erfasst wurde dabei der ehemalige Truppenübungsplatz Wildflecken, im Südosten der Hohen Rhön. Auf diesem Gelände treten zu den Zeitpunkten 1984 und 1990 offene Bodenflächen auf, hervorgerufen durch die damalige Nutzung als militärischer Übungsplatz. In der Klassifikation wurden diese Flächen im Sinne der Landbedeckung überwiegend korrekt als „offener Boden“ erkannt, repräsentieren jedoch nicht die mit der Oberklasse verknüpfte landwirtschaftliche Nutzung. Da das Gebiet größtenteils unterhalb des ermittelten Schwellwertes liegt, erfolgte keine Korrektur.

Tab. 6.5: Regelbasierte GIS-Analysen zur Verbesserung der Klassifikationen

Betroffene Klassen	Methode	Angewandte Regel
Acker/Grünland	Verschneidung mit DGM	?? Ackerflächen auf einer Höhe über 725 m NN sind Grünland
Acker/Siedlung	Analyse der Nachbarschaftsbeziehungen	?? Ackerflächen vollständig umschlossen von Siedlung sind Siedlung

Eine weitere Überlegung bestand darin, die Höheninformation auch für die Trennung der Basaltabbaugebiete von den dichten Bebauungsflächen zu nutzen. Dies war leider nicht möglich. Die Abbaugebiete befinden sich zwar fast ausschließlich auf den Bergkuppen der Vorder- und Kuppenrhön, mit Neuwildflecken liegen aber auch großflächig dicht bebaute Siedlungen in diesen Höhenlagen.

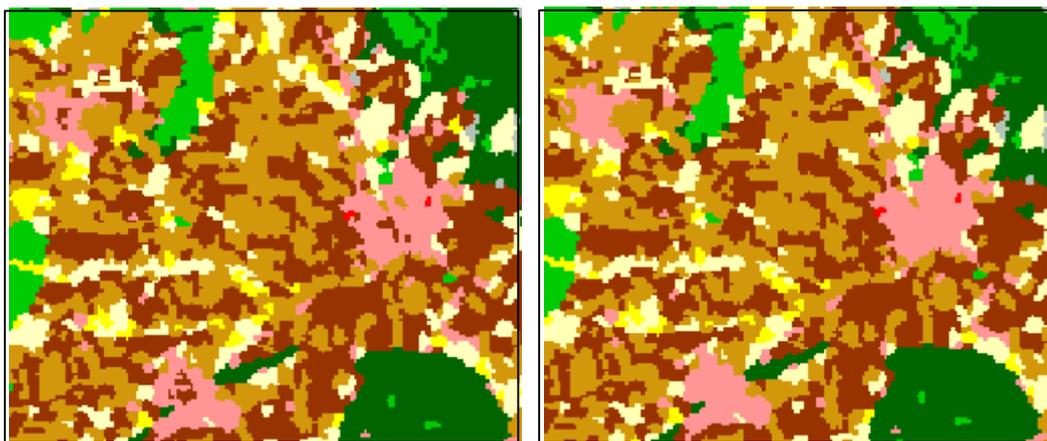


Abb. 6.10: Verbesserung der Siedlungsklasse durch Nachbarschaftsanalysen (Quelle: eigener Entwurf, Ausschnitt aus der Klassifikation von 1990)

Das zweite Verfahren nutzt Nachbarschaftsbeziehungen und zielt auf eine Verbesserung der Siedlungsklasse. Bedingt durch die spektrale Ähnlichkeit von reifen oder brachen Ackerflächen und versiegelten Flächen, traten innerhalb der Siedlungen oft fälschlich als Acker klassifizierte Pixel auf. In ArcView wurden alle Acker-Pixelcluster, die vollständig von Siedlung umgeben sind der Klasse Siedlung zugeordnet (Abb. 6.10). Die

Siedlungsklasse konnte dadurch vor allem in den Klassifikationen von 1990 und 2001 verbessert werden, die Nutzer- und Herstellergenauigkeit stieg jeweils um 2 bis 3 %. Auf die Gesamtgenauigkeit hatten die Nachbereitungen einen geringeren Einfluss von bis zu 1,0 %. In der Klassifikation von 1984 konnte dadurch keine entscheidende Verbesserung erreicht werden, da die Siedlungen in diesem Jahr nur sehr schlecht erkannt wurden und daher zu fragmentiert waren.

Aus den klassifizierten Bildausschnitten wurde abschließend das Untersuchungsgebiet des Biosphärenreservates extrahiert. Die erstellten Ergebniskarten sind im Anhang angefügt (vgl. Anhang, Karte A.1-A.3).

6.2.3 Change Detection

Die Veränderungsanalyse der Landbedeckung im Biosphärenreservat beruht auf dem Vergleich der erzielten Einzelklassifikationen. Die Auswahl dieser Methode liegt darin begründet, dass die Klassifikationen als notwendige thematische Datengrundlage für die Anwendung der Landschaftsstrukturindizes erstellt wurden und sich daher auch zu einer Erfassung der stattgefundenen Veränderungen anboten. Außerdem bietet sie die Möglichkeit genau zu verfolgen, welche Veränderungen wo stattgefunden haben, stellt jedoch auch sehr hohe Anforderungen an die Klassifikationsgüte der einzelnen Zeitschritte (vgl. Kap. 2.2.5).

Um die Landbedeckungen der einzelnen Jahre sinnvoll miteinander vergleichen zu können, müssen die Klassifikationsergebnisse aufbereitet werden. In der Landbedeckungskarte von 1984 lagen in einem kleinen Teil des Gebietes, bedingt durch Wolken und Schnee, keine Informationen vor. Diese Bereiche wurden in den Karten von 1990 und 2001 ausmaskiert. Anschließend erfolgte die Aggregation der Bedeckungsklassen auf das Niveau der Oberklassen, da beispielsweise für die Entwicklung der Ackerflächen der Unterschied zwischen brachen und bedeckten Feldern keine Bedeutung hat. Dabei erfolgte eine geringe Modifikation gegenüber der Legende. Die Vegetationsklassen der Oberklasse „Sonstige Flächen“ wurden im Rahmen dieses Verarbeitungsschrittes der Waldklasse zugeordnet, um auch im Hinblick auf die Strukturanalyse eine einheitliche Klassenzahl zu gewährleisten (Tab. 6.6).

Aufforstungen sind in der Legende in der Klasse „Sonstige Flächen“ integriert, da ohne Zusatzinformation nicht feststellbar ist, ob es sich um Nadel- oder Laubwaldanpflanzungen handelt. Auf dem Niveau der Oberklasse können sie jedoch eindeutig der Klasse „Wald“ zugesprochen werden. Diese Vorgehensweise war auch im Hinblick auf die erzielte Genauigkeit der Aufforstungsklasse sinnvoll (vgl. Kap. 7.1.1). Die Zuordnung der Moorflächen in den Klassifikationen von 1990 und 2001 war dadurch gerechtfertigt, dass diese Feuchtgebiete in der Aufnahme von 1984 spektral nicht erfasst werden konn-

ten und durch die Klassifikation als Waldflächen einstuft wurden. Diese Klassenaggregation hat Einfluss auf die Genauigkeit der Oberklassen. Ihre Güte wird durch Aggregation der Einzelgenauigkeiten ermittelt.

Tab. 6.6: Klassenzusammenfassung zur Veränderungs- und Strukturanalyse

Klassen zur Veränderungs- und Strukturanalyse	Legende der Klassifikation	
	Oberklasse	Unterklasse
Bebauung	Bebauung	Bebauung locker Bebauung dicht
Acker	Acker	Acker, bewachsen Acker, freier Boden
Wald	Wald	Nadelwald Laubwald
	Sonstige Flächen	Aufforstungen Moor
Grünland	Grünland	Mageres Grünland Reiches Grünland
		Offene Wasserflächen
Wasser	Wasser	

Die einfachste Art der Veränderungsanalyse besteht in dem direkten Vergleich der Flächenstatistiken. Durch die räumliche Verknüpfung der einzelnen Zeitschritte miteinander werden schließlich konkrete Aussagen über die Art der stattgefundenen Flächenveränderungen möglich. Diese Verschneidung der Zeitschritte wurde in ArcView durchgeführt und die Ergebnisse in Form von Veränderungsmatrizen zusammengestellt, wobei die Pixel entsprechend ihrer Klassenzugehörigkeit während der einzelnen Jahre gegenübergestellt werden. Für die Einschätzung der Zuverlässigkeit der festgestellten Veränderungen müssen die Genauigkeiten der Einzelklassifikationen multipliziert werden (SERRA et al. 2003: 3324).

6.3 Quantifizierung der Landschaftsstruktur

Das folgende Kapitel beschreibt die Vorgehensweise der Landschaftsstrukturanalyse. Wichtige Arbeitsschritte sind dabei die Festlegung des Untersuchungsmaßstabes und die Ausweisung der Bezugsräume, da sie die Interpretation und Aussage der LSM entscheidend beeinflussen. Im Anschluss werden die verwendeten Strukturmaße im Einzelnen vorgestellt und die angewandten Modellparameter im Analyseprogramm FRAGSTATS.

6.3.1 Vorüberlegungen und Datenaufbereitung

In der vorliegenden Arbeit erfolgte die Berechnung der Landschaftsstrukturmaße (LSM) auf den Klassifikationsergebnissen der einzelnen Jahre. Bei der Anwendung der Indizes müssen verschiedene Faktoren beachtet werden, da sie sowohl vom Datenformat als auch vom Maßstab der zugrunde liegenden Karteninformation abhängig sind. Um zeit-

liche Veränderungen in Landschaften zu untersuchen oder unterschiedliche Gebiete miteinander zu vergleichen, ist deshalb eine konsistente Datengrundlage Voraussetzung für die sinnvolle Interpretation von LSM. Bei der Verwendung von Fernerkundungsdaten zur quantitativen Strukturanalyse sind folgende Merkmale relevant und sollten einheitlich sein (LAUSCH & HERZOG 2002: 14):

- ?? die räumliche Auflösung der Sensoren,
- ?? die verwendete Pixelgröße,
- ?? Verarbeitungsschritte, z. B. die Festlegung einer Mindestflächengröße,
- ?? die Anzahl der verwendeten Landnutzungs- bzw. Bedeckungsklassen.

Durch die räumliche Auflösung der verwendeten Sensoren wird der Maßstab der Landschaftsanalyse festgelegt, denn davon hängt ab, welche Strukturen und Objekte der Landoberfläche noch erfasst und somit berücksichtigt werden können. Je geringer die Auflösung, desto größer der Verlust an Strukturinformationen. Je nach Fragestellung kann es daher notwendig sein, zusätzliche Informationen zu integrieren. Insbesondere bei der Untersuchung von Landschaftszerschneidung stellen LAUSCH & MENZ (1999) die Bedeutung linearer Elemente heraus, wie z. B. das Verkehrsnetz. Obwohl flächenmäßig nur von geringer Bedeutung, stellt es eine wichtige Komponente der Landschaftsstruktur dar und durch seine Barrierewirkung auch einen ökologischen Einflussfaktor. In SPOT- oder LANDSAT-Daten kann es bedingt durch das Auflösungsvermögen der Sensoren allerdings nicht erfasst werden. Im Rahmen der Datenvorbereitung wird deshalb empfohlen, die Infrastruktur nachträglich in die Flächennutzungsdaten einzufügen, um eine realistischere Quantifizierung der Landschaftsstruktur zu erreichen. Steht jedoch allgemein der Wandel der Kulturlandschaft im Mittelpunkt der Untersuchung führt die Einbindung des Verkehrsnetzes nach Ansicht der Autoren zu keinem weiteren Informationsgewinn (LAUSCH & MENZ 1999: 192). Im Rahmen der Diplomarbeit wurde deshalb darauf verzichtet, zumal in der Rhön während des betrachteten Zeitraums nahezu kein Ausbau des Verkehrsnetzes stattgefunden hat.

Bedingt durch die räumliche Auflösung der Datengrundlage werden auch Kleinstrukturen wie z. B. Hecken- und Gebüschstreifen nicht erfasst. Insbesondere in der bayerischen Rhön treten Heckenlandschaften auf, die außerordentlich reich an derartigen Strukturelementen sind. LSM, die Strukturvielfalt quantifizieren beziehen sich in der vorliegenden Untersuchung auf die Vielfalt vorkommender Landschaftselemente im Sinne der Landbedeckungsklassen. Homogenität bzw. Abnahme der Strukturvielfalt ist hierbei nicht gleichbedeutend mit einem Rückgang dieser ökologisch wertvollen Strukturen.

Durch die Anwendung einheitlicher Verarbeitungsschritte während der Klassifikation und der Nachbearbeitung der verwendeten Daten war eine vergleichende Analyse

gewährleistet. Die Berechnung der Maße erfolgte auf Basis der aggregierten Oberklassen. Dieser Verarbeitungsschritt diente der Bereitstellung einer einheitlichen Legende und erfolgte bereits im Rahmen der Veränderungsanalyse (vgl. Tab. 6.6).

Ein weiterer wichtiger Einflussfaktor ist die Genauigkeit der Landbedeckungs- oder Nutzungsinformation. Vergleichbar den Anforderungen für aussagekräftige Veränderungsanalysen, liefert die Auswertung von LSM nur dann sinnvolle Ergebnisse, wenn die Qualität der Ausgangsdaten ausreichend ist. WICKHAM et al. (1997: 401) zeigen in ihrer Untersuchung, dass die Unterschiede in der Landbedeckung dabei größer sein sollten als die erzielte Fehlerquote, um sicherzustellen, dass die Strukturmaße auch tatsächlich Veränderungen der Landschaft widerspiegeln und ihre Variabilität nicht auf Fehlklassifikationen zurückzuführen ist. Die Güte der Ergebnisse wurde anhand der Genauigkeitsanalysen überprüft (vgl. Kap. 6.2.2.6).

6.3.2 Festlegung der Bezugsräume

Entsprechend dem hierarchischen Aufbau von Ökosystemen können LSM sowohl für jedes einzelne Patch, als auch bezogen auf die einzelnen Nutzungsklassen und die Gesamtlandschaft berechnet werden. Auf den beiden höheren Hierarchiestufen geben die Indizes das betrachtete Merkmal als einen Wert für die Gesamtlandschaft wieder. Um räumlich differenziertere Aussagen zu treffen, ist es daher zweckmäßig das Untersuchungsgebiet in einzelne Teilregionen zu untergliedern, deren Struktur jeweils separat analysiert wird. Die Auswahl dieser Raumeinheiten kann, wie in Kap. 2.x beschrieben, nach verschiedenen Konzepten erfolgen und richtet sich nach der Fragestellung und den vorhandenen Datenquellen. Da die Abgrenzung entscheidend die Ergebniswerte und die damit verknüpften Aussagen beeinflusst, erfordert dieser Arbeitsschritt detaillierte Gebietskenntnisse (WALZ 2001: 15 ff., HEROLD & MENZ 2001: 383).

Für die Diplomarbeit wurden zwei Ansätze vergleichend angewandt: die Naturraumgliederung der Rhön und die administrative Trennung in die einzelnen Bundesländer (Abb. 6.11). Für das Untersuchungsgebiet erscheint insbesondere die administrative Einteilung sinnvoll, da diese Grenzen in der Vergangenheit für die Landschaftsentwicklung der Rhön sehr bedeutsam waren und ein regional differenziertes Nutzungsmuster hervorbrachten, dass bei der Betrachtung der Naturräume vermutlich weniger deutlich hervortritt (vgl. Kap. 4). Die Raumeinheiten wurden in ArcView aus den aggregierten Klassifikationsergebnissen der einzelnen Jahre extrahiert. Dabei wurde jeweils eine Landschaftsbegrenzung von 50 m ausgewiesen, die zwar nicht mehr zu der entsprechenden Landschaftseinheit gehört, aber Informationen über die durch die Abgrenzung aufgeteilten Patches enthält und nach MCGARIGAL & MARKS (1995: 18) die Landschaft dadurch realistischer repräsentiert.

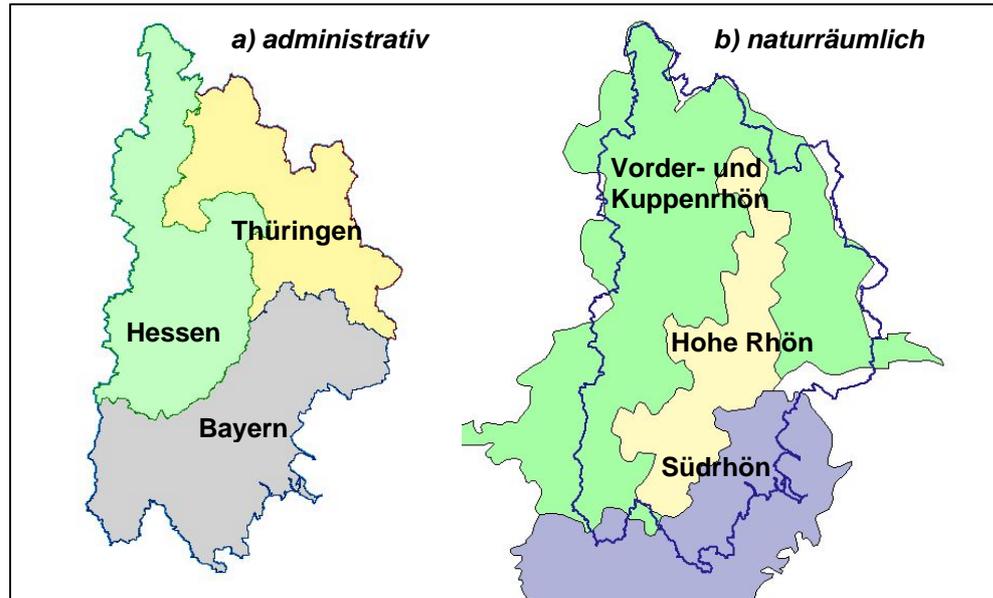


Abb. 6.11: Verwendete räumliche Bezugseinheiten für die Berechnung der Landschaftsstrukturmaße im Biosphärenreservat Rhön (Quelle: eigener Entwurf)

6.3.3 Anwendung der Landschaftsstrukturmaße

In den vergangenen Jahrzehnten sind zahlreiche Strukturmaße zur Analyse von Landschaften entwickelt worden (HAINES-YOUNG & CHOPPING 1996: 424f., GUSTAFSON 1998: 146). Dabei ist festzustellen, dass viele von ihnen ähnliche Struktureigenschaften messen und dadurch stark miteinander korrelieren (RIITERS et al. 1995). Im Vorfeld einer Untersuchung ist es daher notwendig, eine Auswahl geeigneter Indizes zu treffen, um im Hinblick auf eine anwendbare Methodik den Aufwand der Datenauswertung überschaubar zu gestalten. Außerdem zeigen zahlreiche Studien, dass bereits wenige Maße ausreichend sind, wichtige Struktureigenschaften zu erfassen. Basierend auf ihren Ergebnissen geben u. a. LEITÃO & AHERN (2002: 75) sowie HERZOG et al. (2001: 95) konkrete Empfehlungen für eine erste Auswahl an zweckmäßigen LSM.

Anhand dieser Anregungen und der verfügbaren Literatur zu Studien, die LSM bereits für ein Landschaftsmonitoring anwendeten (vgl. Tab. 2.7), wurden für die Diplomarbeit neun Maße zur Berechnung ausgewählt. Dabei wurde darauf geachtet, dass sie neben Fläche und Größe auch die Form und Verteilung der Landschaftselemente betrachten und somit alle Aspekte der Landschaftsstruktur erfassen (Tab. 6.7). Die verwendeten Maße werden im folgenden kurz charakterisiert, wobei die Berechnungsformeln jeweils MCGARIGAL & MARKS (1995: 80ff.) entnommen sind.

Tab. 6.7: Verwendete Landschaftsstrukturmaße

	Kürzel	Name	Einheit	Wertebereich	Verfügbar für Klasse Landschaft	
Zusammensetzung	Fläche					
	%LAND	Percentage of Landscape	%	0-100	x	
	Patchcharakteristik					
	MPS	Mean Patch Size	ha	> 0	x	x
	MPS_SD	MPS Standard Deviation	ha	> 0	x	x
	PD	Patch Density	Anz./100 ha	> 0	x	x
Konfiguration	Diversität					
	SIDI	Simpson's Diversity Index	-	0-1		x
	Kanten					
	ED	Edge Density	m/ha	> 1	x	x
	Formkomplexität					
	DLFD	Double Log Fractal Dimension	-	1-2	x	x
Konfiguration	LSI	Landscape Shape Index	-	> 1	x	x
	Distanz & Isolation					
	MPI	Mean Proximity Index	-	> 1	x	x

6.3.3.1 Flächenmaße

Das einfachste Maß zur Beschreibung der Zusammensetzung einer Landschaft ist der prozentuale Flächenanteil (%LAND), den die einzelnen Klassen an der Gesamtlandschaft einnehmen. Für das Biosphärenreservat wurde diese Information bereits im Rahmen der Veränderungsanalysen bewertet, da die Flächenstatistik ein direktes Ergebnis der Klassifikation darstellt. Es bietet sich jedoch an, auch die Entwicklung in den einzelnen Teilgebieten zu betrachten, so dass dieser Index in die Strukturanalyse einbezogen wurde. Zur Berechnung wird die Fläche (a_{ij}) aller Einzelpatches (j) für jede Klasse (i) aufsummiert und geteilt durch die Gesamtfläche (A) des definierten Landschaftsausschnittes:

$$\%LAND = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} \cdot 100$$

6.3.3.2 Patchmaße

Patchmaße charakterisieren die einzelnen Elemente einer Klasse hinsichtlich Anzahl, Größe oder Dichte ihres Vorkommens und sind Ausdruck der Landschaftskonfiguration. Sie stellen grundlegende Informationen über das Nutzungsmuster bereit, anhand derer sich leicht Trends über die Entwicklung ablesen lassen. Ein wichtiges Merkmal ist die Anzahl der Einzelflächen, in die eine Nutzungs- oder Bedeckungsklasse aufgeteilt ist. Dies erlaubt Rückschlüsse auf den Fragmentierungsgrad der betrachteten Klasse

oder Landschaft. Da absolute Angaben zum Vergleich unterschiedlicher Regionen weniger geeignet sind, wird daraus die Patchdichte (*Patch Density*) abgeleitet, welche die Anzahl der Einzelflächen (n_i) einer Klasse durch die Gesamtfläche der Landschaft (A) teilt und anschließend auf 100 ha normalisiert wird:

$$PD_class = \frac{n_i}{A} (10.000)(100)$$

Die Patchdichte gibt Auskunft über die räumliche Verteilung einer Klasse und ist im Zusammenhang mit der Mittleren Patchgröße (*Mean Patch Size*, MPS) ein Indikator für die Heterogenität bzw. den Grad der Fragmentierung der betrachteten Region (WEIERS et al. 2004: 59f., LEITÃO & AHERN 2002: 75). Die MPS berechnet die durchschnittliche Größe der Einzelflächen in Bezug zur Fläche der Klasse oder der gesamten Landschaft. Die Summe der Teilflächen (a_{ij}) wird durch die Anzahl der in der Klasse (i) oder Landschaft vorkommenden Einzelpatches (n_i) dividiert:

$$MPS_class = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \frac{1}{10.000}$$

Sinkt dieser Index bei gleichzeitig steigender Patchdichte, weist dies auf zunehmende Fragmentierung und eine generell heterogene Landschaft hin. Die Betrachtung der Standardabweichung (MPS_SD) bietet eine zusätzliche Interpretationshilfe, da sie Auskunft über die Variabilität der Flächengrößen gibt.

6.3.3.3 Kantenmaße

Die Grenzen zwischen den verschiedenen Einzelflächen einer Landschaft werden als Kanten bezeichnet und lassen sich durch entsprechende Maße hinsichtlich ihrer Länge und Dichte erfassen. Kantenmaße stellen dadurch eine Information über die räumliche Verteilung der Nutzungsklassen bereit, die besonders aus ökologischer Sicht von großem Interesse ist, da z. B. zahlreiche populationsdynamische Prozesse an die Grenzflächen zwischen unterschiedlichen Biotoptypen gebunden sind (FORMAN & GODRON 1986, TURNER 1989).

Die Kantendichte (*Edge Density*) wurde als ein solches relatives Maß zur Analyse ausgewählt. Auf der Klassenebene wird die Summe aller Kantenlängen (e_k) der zugehörigen Patches berechnet und dividiert durch die Gesamtfläche (A) des betrachteten Landschaftsausschnittes:

$$ED_class = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} \frac{1}{10.000}$$

Strukturreiche Landschaften sind gegenüber ausgeräumten Agrarregionen z. B. durch ein vielfältiges Muster an unterschiedlichen Nutzungstypen gekennzeichnet. Diese Landschaftsheterogenität wird allgemein als ökologisch sehr wertvoll erachtet und spiegelt sich in einer hohen Kantendichte wider. Bei der Interpretation des Indexes muss jedoch die inhaltliche Mehrdeutigkeit von Heterogenität beachtet werden, denn der intensive Ausbau des Verkehrsnetzes bewirkt eine Landschaftszerschneidung und erhöht dadurch ebenfalls die Kantendichte (LANG et al. 2002: 306).

Im Allgemeinen ist ein zunehmender anthropogener Einfluss auf die Landschaftsgestaltung mit einer steigenden Fragmentierung verbunden. Durch Kantenmaße kann diese Fragmentierung quantifiziert werden. In Verbindung mit Formmaßen (s. u.) sind sie daher gut zur Abgrenzung urbaner Gebiete gegenüber natürlichen Nutzungsklassen geeignet oder, im Falle von hochaufgelösten Daten, zur weiteren Differenzierung zwischen unterschiedlich dicht bebauten Arealen innerhalb von großen Stadtgebieten (HEROLD & MENZ 2001: 385).

6.3.3.4 Formmaße

Mit Hilfe von Formmaßen ist es möglich, die Formkomplexität der einzelnen Landschaftselemente zu erfassen. In der Ökologie ist diese Information von besonderem Interesse, da sie, ebenso wie die Größe von Flächeneinheiten, einen entscheidenden Einfluss auf die Ausbreitung von Arten und die Stabilität von Artengemeinschaften hat. Kompakte Flächen sind durch geringere Randeffekte besser geeignet Ressourcen zu bewahren, während komplexe Formen die Interaktion und den Austausch zwischen den einzelnen Biotopen fördern (WALZ 2001: 19). Des Weiteren gibt die Form von Landschaftselementen einen Hinweis auf den Grad des anthropogenen Einflusses. In Zahlreiche Studien zeigen, dass vom Menschen gestaltete Kulturlandschaften generell einfachere Formen aufweisen als natürliche Ökosysteme (TURNER 1989: 175, O'NEILL 1988: 153, FORMAN & GODRON 1986: 256).

Die Formkomplexität kann auf verschiedene Weise quantifiziert werden. Eine Gruppe von LSM beruht auf der Berechnung der fraktalen Dimension. Diese Eigenschaft beschreibt den mathematischen Zusammenhang zwischen Umfang und Flächeninhalt einer bestimmten Fläche und ist ein Maß für den Grad der Unregelmäßigkeit ihrer Begrenzungslinie. Je komplexer die Form ist, desto größer ist ihre fraktale Dimension. Auf der Klassenebene kann neben dem Mittelwert der fraktalen Dimension für alle Patches einer Klasse auch die sog. *Double Log Fractal Dimension* (DLFD) bestimmt werden. Dabei wird eine Regression zwischen den jeweils logarithmierten Flächen (a_{ij}) und Umfängen (p_{ij}) aller Patches einer Klasse (i) gebildet. Der Index ergibt sich aus 2 dividiert durch den Anstieg der ermittelten Regressionsgeraden:

$$DLFD_class = \frac{2}{\frac{\sum_{j=1}^n n_j \ln p_{ij} \ln a_{ij}}{\sum_{j=1}^n n_j \ln p_{ij} \ln a_{ij}}}$$

$$(n_j \ln p_{ij}^2) \left(\sum_{j=1}^n p_{ij} \right)^2$$

Dieser Index ist dimensionslos und reicht von 1 bis 2. Mit zunehmender Formkomplexität der einzelnen Flächen steigt die DLFD einer Klasse, denn je unregelmäßiger die Form einer Fläche, desto größer ist ihr Umfang im Vergleich zum Flächeninhalt. Bedingt durch die zugrunde liegende Regressionsanalyse wird empfohlen, dieses LSM nur bei einer hinreichend großen Anzahl von Einzelflächen anzuwenden (MCGARIGAL & MARKS 1995: 37).

Als weiteres Formmaß wurde der *Landscape Shape Index* angewandt. Er ist ein Standardmaß, das in zahlreichen Studien verwendet wird. Der LSI vergleicht den Umfang einer Fläche mit dem Umfang einer Standardform gleicher Größe, im Falle von Rasterdaten mit einem Quadrat. Dabei wird die Kantenlänge (e_{ik}) aller Einzelflächen aufsummiert und durch das Quadrat der Klassenfläche (A) geteilt:

$$LSI_class = \frac{0.25 \sum_{k=1}^m e_{ik}}{\sqrt{A}}$$

Das Minimum des Index ist 1 und wird erreicht, wenn die betrachtete Klasse nur aus einem kompakten Patch besteht. Je höher der Index, desto größer die Kantenlänge der betreffenden Klasse und umso unregelmäßiger, d. h. fragmentierter ist ihre Form. Aufgrund der Berechnung des Index in Relation zu einer maximal kompakten Form gleichen Flächeninhalts ist er ein Maß für die Klassenaggregation, d. h. geringe LSI-Werte zeigen an, dass die betrachtete Klasse aus vergleichsweise wenigen, aggregierten Patches besteht.

Eine wichtige Einschränkung sowohl der Form-, als auch der Kantenmaße ist durch die Verwendung des Umfangs im Rahmen der Berechnung gegeben. Rasterdaten sind dabei mit einem systematischen Fehler behaftet, der mit zunehmender Pixelgröße stetig größer wird. Bei der Verwendung einheitlicher Daten ist eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse jedoch gegeben. Des Weiteren sind Formmaße, die auf einem Umfang-Fläche-Verhältnis beruhen relativ unempfindlich gegenüber der realen Gestalt einer Fläche, denn Patches können unterschiedlich geformt sein und dennoch einen gleichen Umfang und gleiche Fläche besitzen. Die Maße spiegeln explizit nur den Grad der Unregelmäßigkeit der Gestalt wider (MCGARIGAL & MARKS 1995: 36, LIUBIMTSEVA 2003: 199).

6.3.3.5 Distanzmaße

Die Lagebeziehung zwischen einzelnen Landschaftselementen kann durch Nachbarschaftsmaße beschrieben werden. Sie quantifizieren damit ebenfalls ein explizit räumliches Merkmal des Landschaftsmusters. Der *Mean Proximity Index* (MPI) ist ein LSM, das zusätzlich zur Distanz zwischen den Einzelflächen auch ihre Fläche einbezieht. Er geht damit über einfache Entfernungsbestimmungen, die bereits in einem GIS implementiert sind, hinaus und wird dadurch als sehr vorteilhaft bewertet (BLASCHKE 2000: 287). Bei der Berechnung wird für jedes Patch (j) das Verhältnis zwischen Fläche (a_{ijs}) und quadratischer Distanz (h_{ijs}) zu jedem benachbarten Patch (s) gleicher Klasse (i) innerhalb eines festgelegten Umkreises berechnet. Aus dem Mittelwert für alle Patches dieser Klasse ergibt sich der MPI:

$$MPI = \frac{\sum_{j=1}^n \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}}{n_i}$$

Der Index misst sowohl Fragmentierung, als auch Isolation. Je näher die Einzelflächen einer Klasse beieinander liegen und je größer diese sind, desto größer der MPI. Der Index unterscheidet somit Landschaften mit weit verteilten, kleinen Flächen von Landschaften mit großen, nah beieinander liegenden Patches. Die berechneten Werte sind dimensionslos und haben keine direkte Aussagekraft. Sie dienen dem relativen Vergleich der Klassen untereinander. Der Suchradius wurde in der vorliegenden Arbeit auf 500 m festgelegt.

6.3.3.6 Maße der Landschaftsvielfalt

Vielfalt kann je nach Betrachtungsweise an verschiedene Raumeigenschaften geknüpft werden. Bezogen auf die Landschaftsstruktur wird sie als Reichhaltigkeit der vorkommenden Flächennutzungen aufgefasst (FROHN 1998: 9). Entsprechende Diversitätsmaße stehen daher nur auf Landschaftsebene zur Verfügung. Bei ihrer Berechnung werden zwei Aspekte bewertet: die Anzahl der Nutzungsklassen und die Gleichmäßigkeit ihrer Verteilung (GUSTAFSON 1998: 146). Unter Gleichmäßigkeit wird dabei nicht die explizit räumliche Verteilung verstanden, sondern die Aufteilung der Gesamtfläche auf die einzelnen Nutzungsklassen. Beispielhaft wurde der *Simpson's Diversity Index* angewandt:

$$SIDI = \frac{1}{\sum_{i=1}^m P_i^2}$$

Der Wertebereich des Index reicht von 0 bis 1 und kann interpretiert werden, als die Wahrscheinlichkeit, dass zwei zufällig ausgewählte Patches zu unterschiedlichen

Klassen gehören. Null bedeutet keine Diversität, hohe Werte signalisieren eine große Variabilität an Bedeckungsklassen und eine zunehmend gleichmäßige Verteilung dieser im Raum (MCGARIGAL & MARKS 1995: 50f.).

6.3.4 Festlegung der Modellparameter

Für die Analyse der Landschaftsstruktur müssen verschiedene Parameter festgelegt. In der vorliegenden Untersuchung wurden Patches bzw. Landschaftselemente als zusammenhängende Flächen einer bestimmten Bedeckungsklasse definiert. Dabei wurden neben den vertikal und horizontal benachbarten Pixel auch die diagonal angrenzenden Pixel berücksichtigt.

Das Programm FRAGSTATS bietet weiterhin die Möglichkeit verschiedene Klassen als Hintergrund zu definieren und sie dadurch von der Analyse auszuschließen. Diese Vorgehensweise bietet sich vor allem in Landschaften an, die von einer bestimmten Nutzungsart stark dominiert werden. In der Rhön ist der Anteil der Bedeckungsklassen ausgewogen. Entsprechend der Definition, dass Landschaften ein Mosaik unterschiedlicher Landschaftselemente darstellen, wurden alle fünf Oberklassen in die Landschaftsanalyse einbezogen. Die Berechnung der LSM erfolgte jedoch nur für die drei relevanten Klassen: Acker, Grünland und Wald, sowohl auf Klassen- als auch auf Landschaftsebene. Für die Bebauungsklasse wurden keine Maße errechnet, da dieser Bedeckungstyp in der Rhön während des betrachteten Zeitraums nur einer sehr geringen Dynamik unterlag und in der Klassifikation von 1984 außerdem zu ungenau erfasst wurde. Die in allen Klassifikationen ausmaskierten Schnee- und Wolkenbereiche des Jahres 1984 wurden als Hintergrund definiert, so dass ihre Form und ihre Verteilung im Raum keinen Einfluss auf die räumliche Konfiguration der anderen Bedeckungsklassen hatte.

7 Auswertung der Ergebnisse

7.1 Interpretation der Klassifikationsergebnisse

7.1.1 Bewertung der Genauigkeit

Für die Jahre 1990 und 2001 konnten gute Klassifikationsergebnisse erzielt werden. Die Güte der Kartierung von 1984 ist dagegen nur als zufrieden stellend zu bezeichnen. In der Tabelle 7.1 sind die Genauigkeiten der einzelnen Bedeckungsklassen für alle drei Zeitpunkte zusammengefasst. Die ausführlichen Konfusionsmatrizen sind im Anhang angefügt. Die Genauigkeiten spiegeln die Erfahrungen während der Trainingsphase wider. Schwierigkeiten bereitete vor allem die Erkennung der Klasse „lockere Bebauung“. Die typischen kleinen Ortschaften in der Rhön zeichnen sich durch eine geringe Siedlungsdichte aus und sind stark durchgrünt. Auftretende Mischpixel erschwerten die Erkennung dieser Flächen, so dass die erzielten Herstellergenauigkeiten relativ gering sind und es zu Fehlklassifikationen kommt. Im Satellitenbild von 1984 ist die Herstellergenauigkeit für diese Klasse besonders niedrig. Erschwerend war hier zusätzlich die mindere optische Qualität des Ausgangsbildes. Fehlklassifikationen dieser Klasse gehen vorwiegend zu Lasten der Ackerklassen. Diese Schwierigkeiten der Abgrenzung von Flächen durchgrünter Bebauung zu Ackerland beschreiben auch MEINEL et al. (1996: 169).

Tab. 7.1: Zusammenfassung der Klassifikationsgenauigkeiten 1984, 1990 und 2001 (*1990 ohne Aufforstung, Erläuterung siehe Text)

	1984		1990*		2001	
	<i>Nutzer- genauigkeit</i>	<i>Hersteller- genauigkeit</i>	<i>Nutzer- genauigkeit</i>	<i>Hersteller- genauigkeit</i>	<i>Nutzer- genauigkeit</i>	<i>Hersteller- genauigkeit</i>
Nadelwald	92,89	92,98	92,86	95,75	92,29	95,71
Laubwald	90,12	91,41	94,50	92,49	92,69	92,72
Grünland	85,45	86,85	87,36	88,01	86,62	89,28
Acker	84,34	85,63	89,25	87,14	89,12	85,96
Wasser	100,00	97,03	100,00	97,88	100,00	98,76
Lockere Bebauung	73,02	60,39	73,19	79,59	76,78	70,84
Dichte Bebauung	80,99	91,52	97,83	85,99	84,53	82,19
Moor	-	-	94,59	95,89	74,65	95,98
Gesamt- genauigkeit	86,98		89,56		88,95	
Kappa- Koeffizient	0,83		0,86		0,86	

Die Waldklassen und die Wasserklasse wurden generell gut klassifiziert. Von einer Darstellung der Aufforstungsklasse in der endgültigen Bedeckungskarte wurde schließlich abgesehen. Die in der Trainingsphase ausgewiesene Spektralklasse wurde durch die Klassifikation zwar gut erkannt, dennoch war die Herstellergenauigkeit für diese Klasse mit 60 % sehr gering (vgl. Tab. A.3). Ursache sind zahlreiche Flächen, die in der Biotoptypenkartierung als Aufforstungen ausgewiesen sind, spektral aber nicht gesondert hervortreten und somit auch nicht trainiert werden konnten. Dabei handelt es sich vermutlich um sehr junge Anpflanzungen die durch den Unterwuchs ein ähnliches Rückstreuverhalten wie Grünland aufweisen und dementsprechend als solches klassifiziert werden bzw. um Flächen, die bereits eine bestimmte Bestandshöhe erreicht haben und daraufhin als Wald erkannt werden. Daraus resultierte ein hoher Auslassungsfehler für die Aufforstungsklasse, so dass die Darstellung dieser Flächen in einer Karte daher nicht sinnvoll erschien. Im Vergleich der Satellitenbilder untereinander wurde bereits deutlich, dass diese Areale bewirtschaftete Nadelwaldforste darstellen (vgl. Kap. 6.2.1.3). Vor diesem Hintergrund können die Aufforstungen als eine nutzungsbedingte spektrale Varietät der Nadelwaldklasse aufgefasst werden und wurden durch Resampling dieser Klasse zugeordnet. Zwischen Acker- und Grünlandflächen treten ebenfalls Fehlklassifikationen auf. Das wird hervorgerufen, wenn Dauergrünland und Felder bestimmter Kulturarten ähnliche Signaturen besitzen, z. B. bedingt durch die gleiche Wuchshöhe junger Anpflanzungen und Grasflächen (MEINEL 1996: 167)

7.1.2 Visuelle Interpretation der Klassifikationsergebnisse

Bevor die Unterschiede zwischen den Aufnahmezeitpunkten quantitativ erfasst wurden erfolgte zuerst eine visuelle Einschätzung der Klassifikationsergebnisse. Dabei zeigte sich deutlich die ungenügende Erfassung der Bebauungsklasse im Jahre 1984. Die Siedlungen im Biosphärenreservat sind zu diesem Zeitpunkt kleiner als in den Klassifikationen der beiden anderen Jahre. Eine Zunahme der Siedlungsfläche steht dabei keiner realen Vergrößerung der Ortschaften gegenüber, sondern wird durch Fehlklassifikationen verursacht. Unterschiede fallen weiterhin in den Grünlandklassen auf. Im Jahre 1990 sind Grünlandflächen mit geringem Vegetationsanteil im Biosphärenreservat deutlich weiter verbreitet als 1984 und 2001. Wie bereits in Kap. 6.2.2.1 erläutert, spielen hierbei sowohl die Bewirtschaftung der Flächen durch Mahd sowie unterschiedliche Witterungsbedingungen zum Aufnahmezeitpunkt eine Rolle. Auf die Darstellung der Grünlandunterklassen in den Bedeckungskarten wurde daher ebenfalls abgesehen.

Bei den Ackerflächen verdeutlichen die Klassifikationsergebnisse die Unterschiede zwischen den Schlaggrößen im thüringischen Teil gegenüber der kleinparzelligen Nutzung im Westen und Süden. Im hessischen Teil wechseln die Acker- und Grünflächen dabei deutlich vielseitiger miteinander ab. Im bayerischen Teil, vor allem am

Fuß der Langen Rhön in der Region um Fladungen und Ostheim, grenzen die Ackerflächen sehr eng aneinander, so dass sie in der Klassifikation zu großen Flächen aggregieren. Anhand der Variabilität der Unterklassen kommt jedoch auch hier die kleinparzellige Struktur zum Ausdruck.

Der visuelle Vergleich aller drei Jahre deutet bereits einen Rückgang der Ackerflächen zugunsten einer Ausbreitung der Grünlandareale an. Diese Entwicklung fällt vor allem im hessischen Teil der Rhön auf. Die kleinen verstreuten Ackerflächen nehmen von 1984 bis 1990 kontinuierlich ab. Auch in der thüringischen Rhön ist dieser Rückgang in der Region nordwestlich von Tann, im unmittelbaren Grenzgebiet zwischen der hessischen und thüringischen Rhön nachvollziehbar, sowie im Süden des bayerischen Teils, bei Sandberg. Sowohl in der bayerischen als auch in der thüringischen Rhön fallen aber auch Regionen auf, in denen zwischen 1984 und 1990 Ackerflächen zu Grünland umgewandelt werden, die im Jahre 2001 wieder Feldflächen sind. Das Gebiet um Kaltennordheim- und Kaltensundheim und die o. g. Region um Fladungen sind als Beispiele zu nennen.

7.1.3 Veränderung der Landbedeckung im Biosphärenreservat Rhön

Die Flächenanteile der einzelnen Bedeckungsklassen aus den Klassifikationen sind in Tabelle 7.2 zusammengestellt. Sie spiegeln jeweils die für die Rhön charakteristische Ausgewogenheit der Landbedeckungen Wald, Acker und Grünland wider und lassen die bereits visuell erkannten Entwicklungstendenzen erkennen.

Tab. 7.2: Flächenstatistik der Klassifikationsergebnisse

<i>Klasse</i>	Landsat TM 5 28.04.1984		Landsat TM 5 02.08.1990		Landsat ETM 7 15.08.2001	
	<i>Fläche km²</i>	<i>Fläche [%]</i>	<i>Fläche [km²]</i>	<i>Fläche [%]</i>	<i>Fläche [km²]</i>	<i>Fläche [%]</i>
Nadelwald	351,9	19,2	384,1	20,9	402,9	22,0
Laubwald	419,1	22,8	388,0	21,1	404,7	22,1
Grünland, reich	194,7	10,6	89,5	4,9	232,2	12,7
Grünland, mager	382,0	20,8	493,3	26,9	422,3	23,0
Acker, bewachsen	198,4	10,8	239,3	11,3	120,5	6,6
Acker, brach	243,1	13,3	150,5	9,9	200,0	10,9
Wasser	0,3	0,0	0,3	0,0	0,1	0,0
Bebauung, locker	30,9	1,7	85,4	4,7	48,5	2,6
Bebauung, dicht	3,1	0,2	1,8	0,1	2,7	0,2
Moor	0,0	0,0	3,1	0,2	1,4	0,1
Schnee	7,3	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
Keine Daten	4,3	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
Gesamt	1835,3	100,0	1835,3	100,0	1835,3	100,0

Unterschiede zwischen den betrachteten Zeitpunkten treten erwartungsgemäß in den Unterklassen von Grünland und Acker auf. In der Klassifikation von 2001 überwiegen bei den Ackerflächen brachliegende Felder, infolge der fortgeschrittenen Ernte, während 1990 der Großteil der Äcker noch bestanden ist. Erkennbar ist ebenfalls der auffällige Unterschied zwischen der Klasse „mageres Grünland“ im Jahre 1990 gegenüber den beiden anderen Jahren.

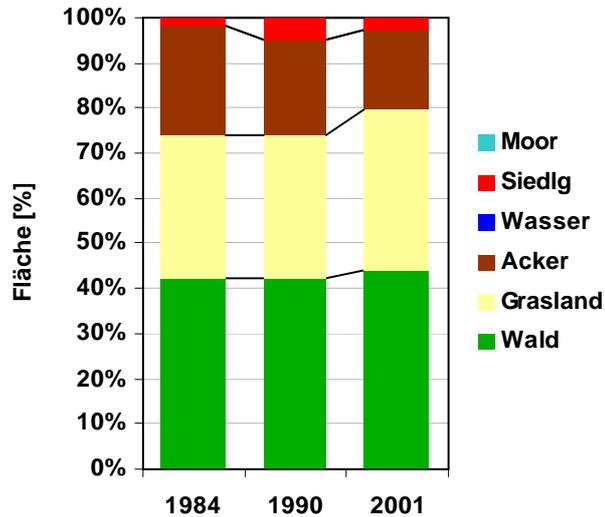


Abb. 7.1: Entwicklung der Bedeckungsklassen im Biosphärenreservat Rhön von 1984-2001, basierend auf den Klassifikationsergebnissen

In Abbildung 7.1 ist die zeitliche Entwicklung der klassifizierten Flächenanteile im Biosphärenreservat anhand der Oberklassen dargestellt, graphisch dargestellt. Die Tabelle 7.3 fasst die Veränderungen prozentual zusammen. Es zeigt sich, dass zwischen 1984 und 1990 nahezu keine Nettoveränderung der Wald- und Grünlandanteile stattgefunden hat. Demgegenüber weisen die Grünlandflächen im Zeitraum von 1990 bis 2001 einen deutlichen Flächenzuwachs um insgesamt 12 % auf. Der Anteil an Ackerflächen geht dabei gleichzeitig um 18 % zurück (Tab. 7.3). Diese Veränderung dokumentiert das Ausmaß der genannten Flächenstilllegung. In den Jahren zwischen 1984 und 1990 ist ebenfalls ein leichter Rückgang der Ackerflächen zu verzeichnen. Dieser ist jedoch genauer zu betrachten. Der parallele Zuwachs der Bebauungsflächen deutet an, dass dieser Wandel im Zusammenhang zur unzureichenden Erfassung der Bebauungsklasse steht, vor allem in der Klassifikation von 1984. Daraus resultiert ein hoher Auslassungsfehler und führt zu diesem Zeitpunkt zu einer Überschätzung des Flächenanteils der Ackerflächen. Ab 1990 deuten die Ergebnisse eine geringe Waldzunahme an, die jedoch innerhalb des Schwankungsbereichs der Klassifikationsgenauigkeiten liegt.

Tab. 7.3: Prozentuale Veränderungen der Hauptbedeckungsklassen im Biosphärenreservat Rhön von 1984-2001, auf Basis der Klassifikationsergebnisse

Klasse	1984		1990		2001		Veränderung			
	Fläche	Fläche	Fläche	Fläche	Fläche	Fläche	1984-1990		1990-2001	
	[km ²]	[%]	[km ²]	[%]	[km ²]	[%]	% von 1984	% von Gesamt	% von 1990	% von Gesamt
Grünland	576,8	31,6	578,2	31,7	649,6	35,6	+0,3	+0,1	+12,3	+3,9
Acker	441,5	24,2	385,4	21,1	316,1	17,3	-12,7	-3,1	-18,0	-3,8
Wald	771,1	42,3	770,5	42,3	805,8	44,2	+0,2	+0,1	+4,3	+1,8

Anhand der Veränderungsmatrizen kann diese Flächenveränderung genauer analysiert werden (vgl. Tab. A.8 & A.9). Dabei zeigt sich, dass auch im ersten Jahrzehnt des Untersuchungszeitraumes Veränderungen stattgefunden haben, die jedoch anhand der Gesamtbilanz nicht erkennbar sind, da sich Flächenanteile ausgleichen. So sind ca. 9800 ha der 1984 als Ackerland klassifizierten Flächen im Jahre 1990 als Grünland ausgewiesen, das entspricht ca. 4 % der Gesamtfläche. Umgekehrt sind etwa 8000 ha der ursprünglichen Grünlandflächen 1990 wieder unter agrarischer Nutzung. Abgesehen von dem Anteil falsch klassifizierter Pixel wird auch anhand der beschriebenen räumlichen Verteilung dieser Flächen deutlich, dass hier reale Nutzungsänderungen zugrunde liegen (vgl. Kap. 7.1.2). Es handelt sich dabei um Felder, die zeitweilig brach belassen und anschließend wieder in Nutzung genommen wurden. Bedingt durch die saisonal weit auseinander liegenden Aufnahmezeitpunkte in den Jahren 1984 und 1990 müssen hierbei aber auch Veränderungen der Phänologie in Betracht gezogen werden, die eine direkte Vergleichbarkeit dieser beiden Zeitpunkte einschränken.

Die Veränderungen zwischen Wald- und Grünlandflächen in diesem Zeitraum spiegeln die diskutierte Aufforstungsproblematik wider. Rund 6000 ha der Waldflächen von 1990, ca. 3 % der Gesamtfläche, waren 1984 Grünland. Diese Areale repräsentieren Aufforstungen, die aufgrund der spektralen Ähnlichkeit zu Grünland nicht gesondert trainiert werden konnten. Ausgeglichen wird dieser Flächenzuwachs durch einen etwa gleich großen Flächenanteil an Kahlschlägen. Mit insgesamt 6 % Anteil an der Gesamtfläche des Biosphärenreservates liegen diese Werte in der Größenordnung der Biotoptypenkartierung, wonach 4 % der Gesamtfläche Aufforstungen, Windwürfe und Kahlschläge sind (GREBE & BAUERNSCHMITT 1995:).

Im Zeitraum von 1990 bis 2000 traten innerhalb der Waldgebiete vergleichbare Veränderungen auf, wobei der Wandel von Grünland zu Wald flächenmäßig geringfügig bedeutender ist. Zwischen Grünland und Acker sind während dieser Zeit signifikante Veränderungen festzustellen. Den Klassifikationsergebnissen zufolge wurden ca. 14.000 ha der 1990 als Acker genutzten Flächen bis zum Jahre 2001 in Grünland umgewandelt. Das entspricht einem Drittel der ursprünglichen Ackerfläche und insgesamt 7,5 % der Gesamtfläche. Umgekehrt war der Flächenanteil an Grünlandflächen, die zu Ackerland

wurden mit rund 5000 ha bzw. 9 % des Grünlands von 1990 deutlich geringer als im ersten Zeitabschnitt.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass durch den Einfluss der Phänologie und der geringeren Klassifikationsgenauigkeiten der Zeitschritt von 1984 zu 1990 nur bedingt Rückschlüsse auf Landschaftsveränderungen im Biosphärenreservat erlaubt. Ein Wechsel der Acker- und Grünlandflächen wird durch vorübergehende Nutzungsaufgabe verursacht, führt aber bezogen auf das Gesamtgebiet zu keinem Nettowandel von Acker zu Grünland. Demgegenüber konnten für das letzte Jahrzehnt deutliche Veränderungen anhand der Satellitenbilder erfasst werden. Diese Flächenumwidmungen sind Folge der zunehmenden Stilllegung von ertragsarmen Ackerflächen. Im folgenden Kapitel sollen die regionalen Unterschiede und damit verbunden die Frage, ob die räumlichen Auswirkungen dieses Landschaftswandels quantitativ fassbar sind, im Mittelpunkt stehen.

7.2 Interpretation der Landschaftsstruktur

Die Beschreibung des Untersuchungsraumes und die bisherigen Auswertungen der Daten haben gezeigt, dass sich die Rhön durch ein räumlich differenziertes Landschaftsbild auszeichnet. Darin spiegeln sich sowohl nutzungsbedingte Unterschiede, als auch naturräumliche Gegebenheiten wider. Vor diesem Hintergrund erfolgte die Auswertung der LSM unter zwei Gesichtspunkten. Ein Arbeitsziel bestand darin, zu prüfen, ob die gewählten LSM geeignet sind, diese räumliche Differenzierung innerhalb des Biosphärenreservates zu erfassen. Weiterhin sollte untersucht werden, ob die stattgefundenen Veränderungen an ihnen ablesbar sind.

Ausgehend von den Entwicklungen, die sowohl im Rahmenkonzept des Biosphärenreservates (GREBE & BAUERNSCHMITT 1995), als auch im Schlussbericht für das Konzept einer Ökosystemaren Umweltbeobachtung in der Rhön (SCHÖNTHALER et al. 2001) skizziert werden, lassen sich folgende Annahmen formulieren:

- ?? Bedingt durch die unterschiedliche Intensität der Flächennutzung in der Vergangenheit zeichnet sich der hessische und bayerische Teil der Rhön durch ein kleinparzelliges Nutzungsmuster aus. Die Fragmentierung der Landbedeckungsklassen ist dadurch stärker ausgeprägt.
- ?? Die großen Ackerflächen in der thüringischen Rhön bewirken insgesamt eine „geometrischere“ Landschaft, geringerer Formkomplexität als in den anderen Bundesländern.
- ?? Alle Teilregionen sind von einer Flächenstilllegung ertragsarmer Standorte betroffen. Die räumliche Verteilung der Flächen ist bedingt durch die Verknüpfung

an bestimmte Standortbedingungen nicht zufällig, so dass durch die räumlich konzentrierte Ausbreitung der Grünlandflächen eine tendenzielle Abnahme der Landschaftsheterogenität zu erwarten ist.

?? In den letzten Jahren erfolgte durch die genannte Flächenstilllegung im Untersuchungsgebiet eine tendenzielle Annäherung der Teilregionen.

?? In den Naturräumen sind diese Unterschiede weniger deutlich ausgeprägt.

Die Auswertung und Interpretation der verwendeten Strukturmaße sollte zeigen, inwiefern diese Annahmen anhand der Indizes nachvollziehbar sind. Im Hinblick auf die Probleme und Konflikte im Biosphärenreservat standen vor allem die Klassen Grünland und Acker im Vordergrund der Interpretation. Im folgenden werden die Ergebnisse dieser Auswertungen vorgestellt. Dabei werden Aussagen der LSM auf Landschafts- und Klassenniveau parallel diskutiert und die unterschiedlichen Bezugsräume vergleichend gegenübergestellt. Alle Einzelwerte der berechneten LSM sind im Anhang tabellarisch zusammengefasst (Tab. A.10-A.12, Anhang).

7.2.1 Flächenmaße

In Abbildung 7.2 ist die Entwicklung der Landbedeckungen in den einzelnen Bundesländern dargestellt. Neben den regional unterschiedlichen Flächenanteilen an den Hauptbedeckungsklassen werden auch Unterschiede in der zeitlichen Entwicklung deutlich. Wie bereits erläutert, wurden 1984 jedoch tendenziell zu viele Ackerflächen kartiert.

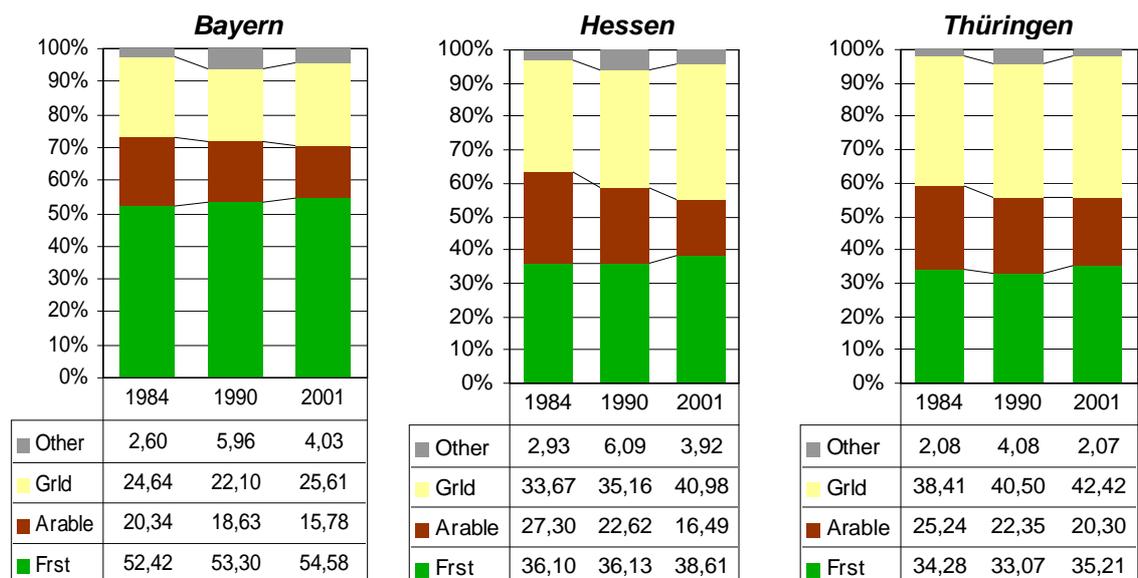


Abb. 7.2: Entwicklung der prozentualen Landbedeckung (%LAND) nach Bundesländern

Der größte Flächenzuwachs ist im hessischen Teil der Rhön zu verzeichnen. Der Grünlandanteil stieg im ersten Zeitabschnitt um 4,5 %, im zweiten Zeitabschnitt um weitere 16 %. Gemessen an der Gesamtfläche der hessischen Rhön ist der Grünlandanteil dadurch auf 40 % angewachsen. Im thüringische Teil nimmt das Grünland den größten Flächenanteil ein. Durch eine moderate Zunahme um etwa 9 %, bezogen auf die Grünlandfläche, ist der Anteil auf insgesamt 42 % angestiegen. In der bayerischen Rhön fällt die Gesamtzunahme am geringsten aus.

In den Naturräumen sind diese Veränderungen aus einem anderen Blickwinkel nachvollziehbar. Beispielhaft sind die Entwicklungen in der Vorder- und Kuppen- sowie Südrhön dargestellt (Abb. 7.3). In der Südrhön beträgt der Waldanteil, vergleichbar zum bayerischen Teil, mehr als 50 %. In Bezug auf die dominierende landwirtschaftliche Nutzfläche findet hier durch die Flächenstilllegungen ein Wechsel von Acker zu Grünland statt. Im Gegensatz zu dieser Annäherung der Nutzungsanteile vollzieht sich in der Vorder- und Kuppenrhön eine konträre Entwicklung. Das ehemals ausgewogene Verhältnis zwischen Grünland- und Ackerflächen verschiebt sich, wobei der Naturraum zunehmend von Grünland dominiert wird. Die Waldanteile bleiben in beiden Naturräumen jeweils stabil.

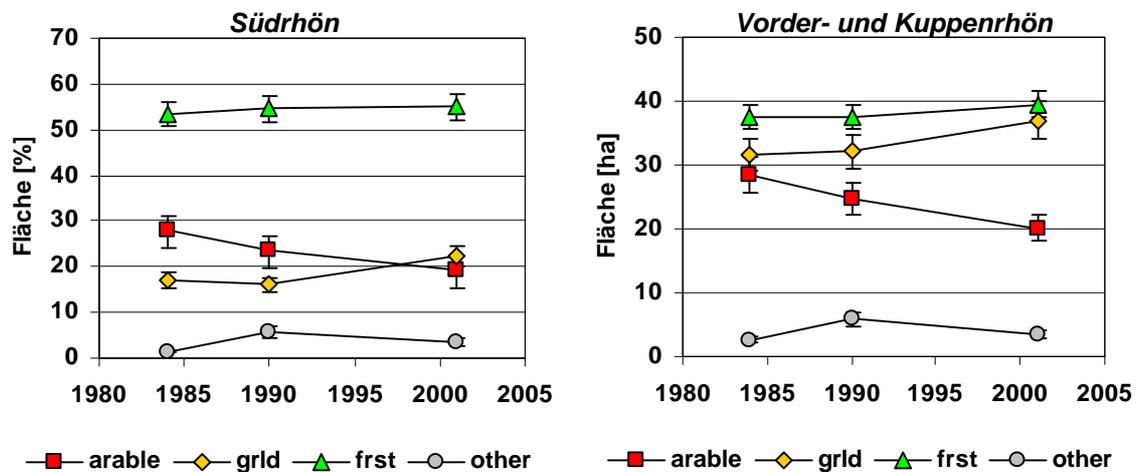


Abb. 7.3: Entwicklung der Landbedeckung in Süd- sowie Vorder- und Kuppenrhön (%LAND)

In der Hohen Rhön überwiegen Wald- und Grünland, zu etwa gleichen Anteilen. Felder treten hier nur auf einem sehr kleinen Teil der Fläche auf. Die Werte deuten einen leichten Rückgang des Ackeranteils an. Dieser wird vorwiegend durch die freien Bodenflächen des Truppenübungsplatzes Wildflecken hervorgerufen. Sie entstanden durch die militärische Nutzung und werden für 1984 und 1990 als unbedeckter Boden klassifiziert (vgl. Kap. 6.2.2.7). Erst nach 1990 hat sich hier wieder eine geschlossene Grasdecke entwickelt, so dass das Gebiet in der Klassifikation von 2001 nahezu vollständig als Grünland erkannt wird. Die Ackerflächen nehmen 2001 weniger als 4 % der Fläche der Hohen Rhön ein. Aufgrund dieser geringen Bedeutung blieb diese Klasse

bei der Auswertung der anderen LSM in diesem Teilraum unberücksichtigt. Die Wald- und Grünlandanteile zeigen in diesem Naturraum erwartungsgemäß keine Veränderungen.

7.2.2 Patchmaße

Die Patchmaße geben erste Hinweise auf die räumliche Verteilung der Klassen innerhalb der Landschaft, obwohl sie keine explizit räumlichen Eigenschaften messen (MCGARIGAL & MARKS 1995: 26). Auf Landschaftsebene ist die mittlere Flächengröße sowohl bei den Naturräumen, als auch bei den Bundesländern während des Untersuchungszeitraumes leicht angestiegen ist. In der thüringischen Rhön ist die durchschnittliche Flächengröße größer als im hessischen Teil, während in der bayerischen Rhön das Niveau annähernd gleich ist (Abb. 7.4). Anhand der Standardabweichung wird deutlich, dass sich die Teilräume trotzdem deutlich in der Flächenverteilung der Landbedeckungsklassen unterscheiden. Die Standardabweichung ist in Bayern fast doppelt so hoch, bedingt durch die großen Waldgebiete. Der Zuwachs der Flächengröße ist in allen Teilgebieten jeweils vergleichbar.

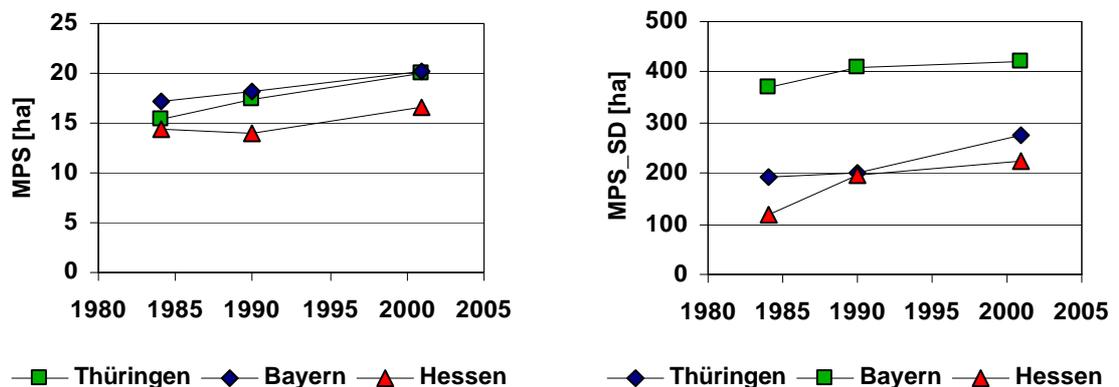


Abb. 7.4: Entwicklung der Mittleren Patchgröße (MPS) und Standardabweichung (MPS_SD) auf Landschaftsebene, nach Bundesländern

Das Klassenniveau beschreibt ein genaueres Bild und zeigt die treibenden Faktoren für den beobachteten Trend auf. Im bayerischen Teil weist die Waldklasse die durchschnittlich größten Flächen auf, gefolgt von Acker und Grünland. Auch in der hessischen Rhön sind die Waldflächen im Mittel am größten, jedoch mit einem wesentlich geringeren Unterschied, während in Thüringen die mittlere Größe der Wald- und Grünlandflächen sogar fast gleich ist. Im Gegensatz zur bayerischen Rhön sind in diesen beiden Teilräumen die Grünlandflächen jeweils größer als die bewirtschafteten Felder.

In allen administrativen Teilräumen sank die durchschnittliche Ackerfläche, infolge der Flächenstilllegungen, während die Grünlandflächen im Mittel zunehmen (Abb. 7.5). Dieser Trend ist am deutlichsten im hessischen Teil, wo sich die MPS des Grünlandes

im betrachteten Zeitraum sogar verdoppelt hat. In Thüringen ist der Mittelwert der Grünlandflächen auch im Vergleich der Bundesländer am größten, als Konsequenz der hier vorkommenden großen Magerrasengebiete. In Verbindung mit dem Variabilitätsmaß und der Patchdichte können räumliche Informationen abgeleitet werden. Der jeweils gegenläufige Trend der Patchdichte zeigt, dass die Ackerflächen zunehmend fragmentieren, während die Grünlandflächen sich zusammenschließen. Interessant ist in diesem Zusammenhang die Entwicklung der Standardabweichung. In Hessen und Thüringen hat sie sich für die Grünlandfläche über den betrachteten Zeitraum jeweils verdoppelt, während die Variabilität der Ackerflächen stetig abnimmt. Daran wird deutlich, dass sich der Flächenzuwachs des Grünlandes auf einige wenige Flächen konzentriert und die Größenverteilung der Klasse dadurch zunehmend ungleichmäßiger wird.

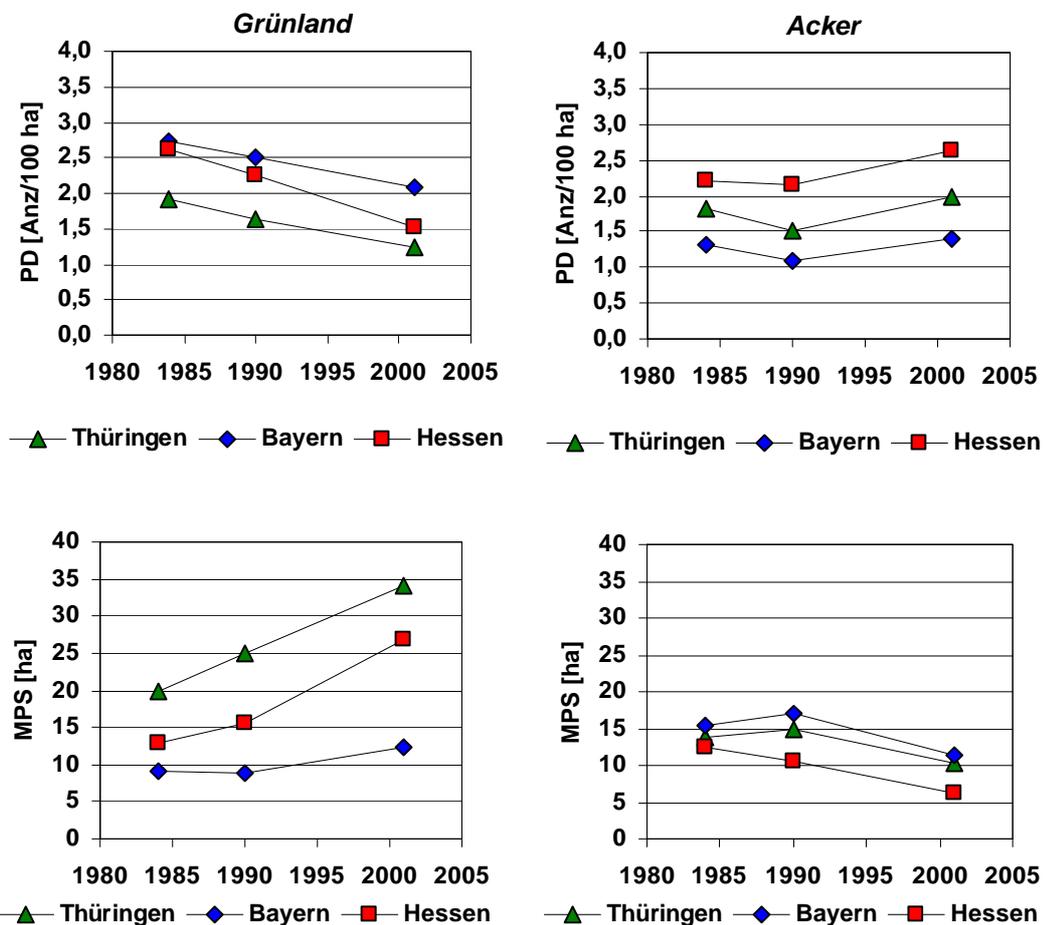


Abb. 7.5: Entwicklung von Patchdichte (PD) und Mittlerer Patchgröße (MPS) für Acker und Grünland bezogen auf die Bundesländer

Diese Tendenzen spiegeln sich auch in den Naturräumen wider. Die durchschnittliche Flächengröße steigt auf Landschaftsebene jeweils leicht an und ist in der Hohen Rhön und der Südrhön bedingt durch den dominierenden Grünland- bzw. Waldanteil am

höchsten. Da in der Hohen Rhön die Ackerflächen einen sehr geringen Teil einnehmen und bereits räumlich vereinzelt auftreten, ist hier die Flächenabnahme auch mit einer Senkung der Patchdichte verbunden. Im Gegensatz zu den großräumigen Ackergebieten, wo die Verringerung der Flächen zu einer Aufteilung und damit zu einer disperseren Verteilung führt, resultiert dieser Prozess in der Hohen Rhön in einer direkten Abnahme der absoluten und relativen Anzahl und Dichte der Einzelflächen.

7.2.3 Kantenmaße

Kantenmaßen geben ebenfalls Auskunft über die Fragmentierung und die Heterogenität des Untersuchungsraumes. Auf Landschaftsebene ist im Vergleich der Bundesländer die Kantendichte in Hessen mit Werten um die 70 m/ha am höchsten (Abb. 7.6). Die einzelnen Landbedeckungen sind in dieser Region feiner verteilt und deuten auch im Hinblick auf die geringere MPS in diesem Bundesland auf ein generell vielfältigeres Landschaftsmuster hin. Die geringste Fragmentierung weist Bayern auf. Dabei wird die hohe Variabilität des Nutzungsmusters wiederum durch die ausgedehnten Waldflächen auf den Hanglagen ausgeglichen. In allen Bundesländern ist ein stetiger Abwärtstrend zu verzeichnen. Im Zusammenhang mit den beschriebenen Patchmaßen spiegelt sich darin eine tendenzielle Vereinfachung des Landschaftsmusters wider, hervorgerufen durch die Aggregation der Grünlandflächen. Bei den Naturräumen ist dieser Trend ähnlich stark ausgeprägt, wobei die Werte untereinander nicht so stark streuen, wie bei der administrativen Einteilung, Unterschiede demnach leicht nivelliert werden. In der Südrhön tritt kein zeitlicher Trend auf.

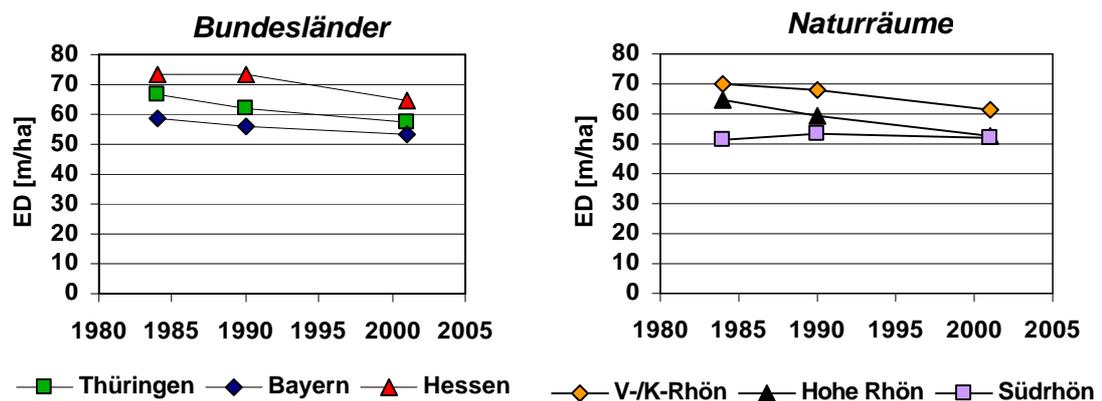


Abb. 7.6: Entwicklung der Kantendichte (ED) nach Bundesländern und Naturräumen

Bei der Betrachtung der einzelnen Klassen ist die Kantendichte der Grünlandflächen generell um 10 bis 20 m/ha höher als der anderen Klassen, zeigt jedoch kaum eine zeitliche Veränderung. Die höhere Kantendichte kann sowohl durch eine vergleichsweise stärkere Fragmentierung dieser Klasse gegenüber Wald und Acker begründet

sein, als auch in einer unregelmäßigeren Form der Grünlandflächen, die ebenfalls mit einer größeren Kantlänge verbunden ist (s. u.). Ein regionaler Unterschied tritt bei den Ackerflächen auf. Die Kantendichte bleibt in Bayern und Thüringen fast stabil und sinkt nur leicht um je 4 m/ha, in Hessen jedoch um deutliche 12 m/ha. Durch den sensorbedingten Kartierungsmaßstab und die Aggregation der Unterklassen treten die Ackerflächen als größere Flächenkomplexe auf, die infolge der Flächenstilllegung zunehmend in mehrere kleine Flächen aufgesplittet werden. Die Kantendichte legt den Schluss nahe, dass dieser Prozess in Hessen bereits weiter fortgeschritten ist.

7.2.4 Formkomplexität und Aggregation

Das Ausmaß der Klassenaggregation wird anhand des LSI deutlich. Je höher der Index, desto stärker sind die Bedeckungsklassen im untersuchten Raum fragmentiert. Auf Landschaftsebene zeigen die Maße, dass die betrachteten Landbedeckungsklassen in Thüringen räumlich stärker konzentriert auftreten, als im hessischen und bayerischen Teil (Abb. 7.7). Anhand der Naturräume kommt der Unterschied noch deutlicher zum Ausdruck. Die verteilten Waldgebiete, im Zusammenhang mit den Acker und Grünlandflächen erzeugen in der Vorder- und Kuppenrhön ein heterogenes Landschaftsmuster, das sich in hohen Werten des LSI ausdrückt.

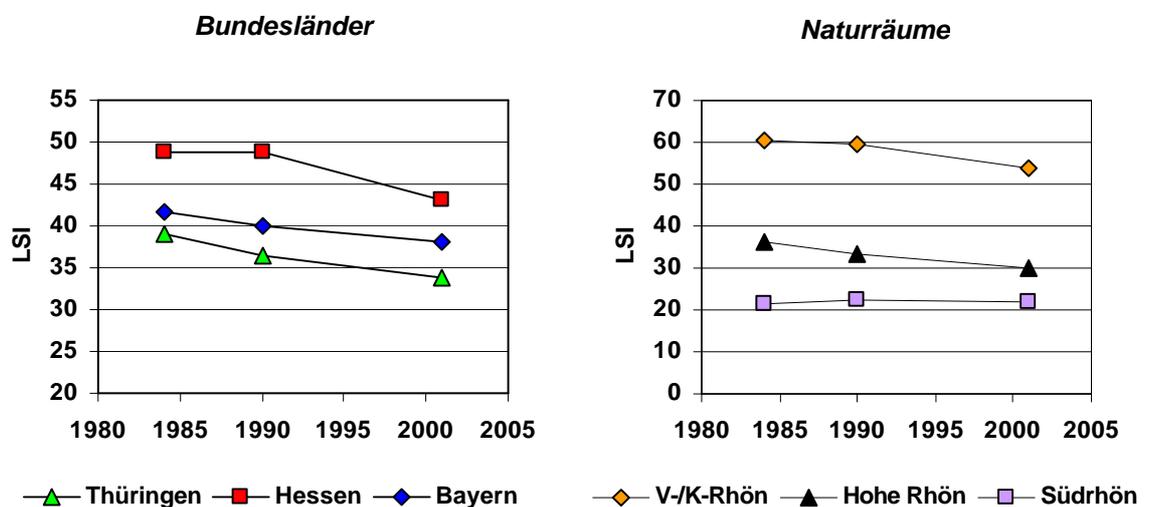


Abb. 7.7: Entwicklung des LSI in den Bundesländern und Naturräumen

Dagegen dominieren in der Hohen Rhön zusammenhängende Grünlandgebiete die Landschaft und der Index ist dementsprechend gering. In der Südrhön liegt mit dem Gebiet der Schwarzen Berge eine große zusammenhängende Waldfläche und bewirkt die im Mittel höchste Flächenaggregation. Durch den Bezug des Index auf die Gesamtfläche der jeweils betrachteten Teillandschaft kommt der klare Unterschied zum bayerischen Teil zustande, da die flächenmäßig kleinere Südrhön stärker vom Waldge-

biet der Schwarzen Berge dominiert wird. Der zeitliche Trend deutet, außer in der Südrhön, auf eine zunehmende Aggregation der Klassenverteilung hin. Am deutlichsten ist dieser Prozess in Hessen bzw. der Vorder- und Kuppenrhön an einer Senkung des Index um jeweils ca. 10 % des Ausgangsniveaus erkennbar.

Auf der Klassenebene werden die beschriebenen Charakteristika der Landschaftseinheiten detaillierter sichtbar. Dabei treten die Unterschiede zwischen den einzelnen Bedeckungsklassen interessanterweise je nach Art der Gebietsaufteilung differenzierter hervor. Im Vergleich der Naturräume spiegelt sich das ausgewogene Nutzungsmuster der Vorder- und Kuppenrhön in vergleichsweise hohen Werten des LSI für Acker- und Grünlandflächen wider. Auch die Waldklasse erreicht hier im Vergleich zu den anderen Naturräumen mit ca. 40 Punkten die höchsten Werte. In der Süd- und Hohen Rhön treten diese Bedeckungstypen räumlich viel aggregierter auf, wobei die Werte der Waldklasse mit 10 bis 12 Punkten in der Südrhön erwartungsgemäß am kleinsten ist. Die Werte der Grünlandklasse liegen dabei jeweils deutlich über den LSI-Werten der Ackerflächen und zeigen eine gleichmäßigere Raumverteilung der Grünlandflächen an. Auch in der Vorder- und Kuppenrhön ist dieser Unterschied erkennbar. Diese Differenz kann als Ausdruck der Tatsache gewertet werden, dass die Verbreitung der Ackerflächen im Untersuchungsgebiet vorwiegend auf Tallagen beschränkt ist. Sie treten dadurch räumlich viel konzentrierter als das Grünland auf und sind durch einen geringeren LSI gekennzeichnet.

Unterschiede zwischen Grün- und Ackerland werden auch bei der Analyse der Bundesländer deutlich, wobei die Differenzen der Waldverteilung eher nivelliert werden. Die Werte für Ackerland zeigen ein relativ einheitliches Niveau. In allen Bundesländern ist der LSI der Grünlandflächen tendenziell größer, im thüringischen Teil sind die Werte jedoch um etwa 30 % geringer als in der hessischen und bayerischen Rhön, infolge der großflächigen, zusammenhängenden Kalkmagerrasen in dieser Region.

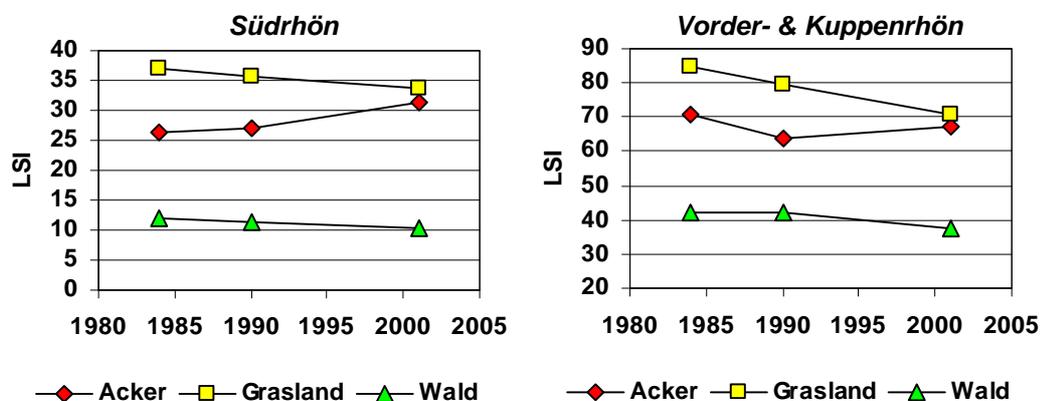


Abb. 7.8: Die Entwicklung des LSI der Landbedeckungsklassen in den Naturräumen

Sowohl bei den Naturräumen, als auch bei den Bundesländern ist ein allgemeiner Trend erkennbar. Der bereits auf Landschaftsebene festgestellte Rückgang des LSI, geht auf die Grünlandklasse zurück. Im Zuge der Stilllegung von Ackerflächen in der Rhön aggregieren die Grünlandflächen zu größeren Flächen, während die räumliche Verteilung der Ackerflächen eher stabil bleibt oder stärker fragmentiert. Das bedeutet, die Umwidmung dieser Flächen findet vorwiegend räumlich konzentriert statt.

Zur Beschreibung der Formkomplexität dient die fraktale Dimension (DLFD). Die Entwicklung auf der Landschaftsebene ist in Abbildung 7.9 illustriert. Im Vergleich der Bundesländer zeichnen sich die Formen im hessischen und bayerischen Teil der Rhön durch eine geringfügig höhere Komplexität aus. In Thüringen sind die Flächen dagegen von einfacherer, regelmäßiger Gestalt. Der zeitliche Trend zeigt eine leichte Abnahme, die jedoch mit maximal 0,03 nur sehr gering ausgeprägt ist. Die Naturräume unterscheiden sich in der Ausprägung der Werte weniger deutlich voneinander. Auffällig ist hierbei, dass sich entgegen dem allgemein sinkenden Trend in der Südrhön eine leichte Zunahme abzeichnet.

Im Hinblick auf signifikante Veränderungen dieses Index ist die Literatur nicht eindeutig. IMBERNON & BRANTHOMME (2001: 1763) dokumentieren in stark fragmentierten Regenwaldgebieten Brasiliens, basierend auf Landsat-Daten eine Zunahme der fraktalen Dimension um bis zu 0,3. Dagegen ermittelten HERZOG et al. (2001: 99) für die ebenfalls stark anthropogen geprägten Bergbaufolgelandschaften südlich von Leipzig auf der Grundlage von Luftbildern nur relativ geringe Veränderungen fraktaler Maße um 0,05. In der Studie von GRIFFITH et al. (2003: 180), waren ähnlich geringe Veränderungen wie in der vorliegenden Arbeit statistisch signifikant. Die Autoren einer Untersuchung ländlicher Regionen in Norwegen sehen in diesem Wertebereich jedoch keinen deutlichen Trend (OLSSON et al. 2000: 165). Auch LUQUE (2000b: 2623) beobachtet in seiner Untersuchung eines Biosphärenreservates keinen zeitlichen Trend, wohl aber Unterschiede in den Bedeckungsklassen. Im Hinblick auf die diskutierte Genauigkeit der Klassifikation von 1984 ist die Tendenz daher mit Vorsicht zu interpretieren. Die generell geringere Güte dieser Klassifikation hat zur Folge, dass Flächen, die 1990 und 2001 als Ganzes erfasst werden, in der Karte von 1984 fragmentierter abgebildet werden und dadurch insgesamt komplexer erscheinen. Das betrifft insbesondere die Bebauungs- und Ackerklasse und erklärt auch die in allen Teilräumen gleichmäßig erhöhten Werte für 1984. Diesen Effekt dokumentieren auch WICKHAM et al. (1997) in ihrer Studie über den Einfluss der Klassifikationsgenauigkeit von Fernerkundungsdaten auf Landschaftsstrukturmaße. Danach führen falsch klassifizierte Pixel im Allgemeinen zu einer Erhöhung der fraktalen Dimension, unabhängig von ihrer räumlichen Verteilung.

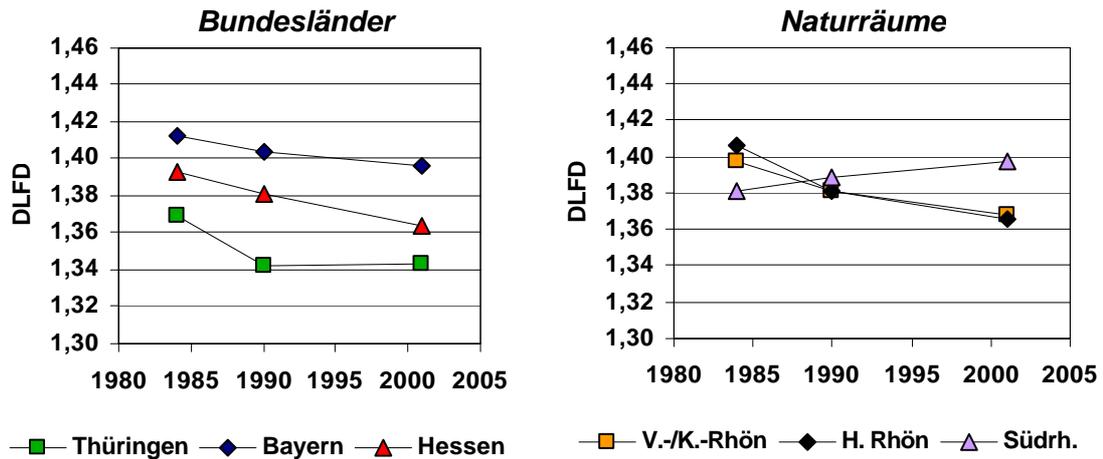


Abb. 7.9: Entwicklung der fraktalen Dimension (DLFD) in den Bundesländern und Naturräumen

Auf Klassenebene werden, dennoch klare regionale Unterschiede zwischen den Bedeckungstypen deutlich. Die Formkomplexität der Grünlandflächen im thüringischen Teil setzt sich mit Werten größer 1,4 deutlich von den Bedeckungsklassen Acker und Wald ab, denn die Waldflächen sind vorwiegend auf die Basaltkuppen beschränkt und dadurch von kompakter Form. Vergleichbar geringe Werte um 1,32 kennzeichnen die regelmäßigen Ackerflächen in Thüringen. In Bayern und Hessen weisen die Ackerflächen eine deutlich höhere fraktale Dimension auf, die nahezu identisch zu derjenigen von Grünlandflächen ist. Dieser Effekt kann durch das vielfältigere Nutzungsmuster dieser Teilräume erklärt werden, wodurch sich die Formen gegenseitig bedingen und daher angleichen. Die Waldflächen weisen auch in diesen Bundesländern eine geringe Formenvielfalt auf.

Bei den Naturräumen zeigt sich ein geringfügig anderes Bild. Die Werte der DLFD sind in der Südrhön denen des bayerischen Teils vergleichbar. Die Vorder- und Kuppenrhön deckt sowohl hessische als auch thüringische Bereiche ab, so dass die Unterschiede der Ackerflächen gemittelt werden. Die DLFD der Einzelklassen setzen sich deutlicher voneinander ab, von der geringen Komplexität der Waldklasse, über mittlere Werte für Acker bis zu im Mittel komplexeren Grünlandlandflächen.

7.2.5 Lagebeziehungen

Der Proximity Index beschreibt die Entfernung zu benachbarten Patches gleicher Klasse in Bezug zu ihrer Fläche, innerhalb eines festgelegten Suchradius. Auf Klassenebene ist er ein Maß für die Fragmentierung und den Grad der Isolation von Patches. SCHNEIDER et al. (2001) verwenden diesen Index im Rahmen der Charakterisierung unterschiedlicher Landschaftstypen in Österreich als Indikator für die Ausgeräumtheit oder Durchgängigkeit. In Abbildung 7.10 ist die Entwicklung in den Bundesländern und

Naturräumen dargestellt. Zu beachten ist, dass die absoluten Werte keine direkte Bedeutung haben. Als Suchradius wurden 500 m festgelegt. Das Diagramm zeigt, dass im bayerischen und hessischen Teil im Mittel innerhalb des Betrachtungskreises viel häufiger Patches gleichen Bedeckungstyps anzutreffen sind, während im thüringischen Teil die Landbedeckungstypen isolierter voneinander sind, wobei zu 1990 ein deutlicher Anstieg zu verzeichnen ist. Da der Index auf Landschaftsebene nur einen Mittelwert wiedergibt, ist für eine genaue Interpretation die Klassenebene aufschlussreicher.

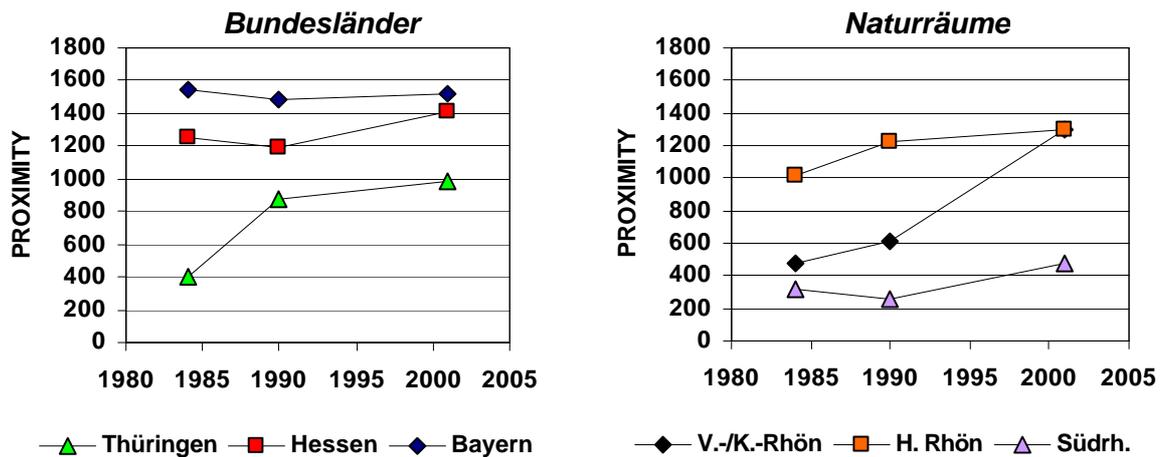


Abb. 7.10: Entwicklung des Proximity Index im Vergleich der Bundesländer

Auf der Klassenebene wird erneut die Bedeutung der Grünlandflächen für diese regionalen Unterschiede deutlich. Im hessischen und thüringischen Teil ist der Proximity Index für diese Bedeckungskategorie wesentlich höher als für die Wald- und Ackerklasse. Das bedeutet, dass Acker- und Waldflächen isolierter voneinander sind, Grünlandflächen jedoch im Mittel näher beieinander liegen und größer sind. In beiden Teilräumen nimmt der MPI für Grünland zu, wobei der absolute Anstieg vergleichbar ist, jedoch interessanterweise in Hessen ein höheres Niveau als in Thüringen erreicht. Dadurch wird auch der deutliche Unterschied auf Landschaftsebene hervorgerufen. Im bayerischen Teil lassen sich keine deutlichen Trends über den Untersuchungszeitraum ablesen. In diesem Teilgebiet sind die Werte für die Waldklasse erwartungsgemäß am höchsten und übersteigen die Acker- und Grünlandklasse um ein Vielfaches. Darin kommt erneut die dominierende Rolle der zusammenhängenden Waldgebiete zum Ausdruck. Bei den Naturräumen treten vergleichbare Tendenzen auf. In der Vorder- und Kuppenrhön spiegelt sich das in Hessen und Thüringen beobachteten Muster wieder. Wald- und Ackerland haben geringe Werte, während der MPI für Grünland deutlich ansteigt. Die Hohe Rhön wird dominiert von den Grünland- und Waldflächen. Sie zeichnen sich durch ähnlich hohe Werte aus und zeigen keinen deutlichen Trend. In der Südrhön weist die Klasse Wald, vergleichbar dem bayerischen Teil, die höchsten Werte auf, erreicht aber nicht ein derart hohes Niveau, so dass sie auf Landschaftsebene

geringere Werte als die anderen Naturräume auftreten. Insgesamt bestätigt der MPI im wesentlichen die bereits bekannten Trends und bringt keinen neuen Informationsgewinn.

7.2.6 Landschaftsvielfalt

In Abbildung 7.10 ist die Entwicklung des Simpson Diversity Index (SIDI) dargestellt. Es wird deutlich, dass sich die Werte über die Zeit ebenfalls in nur geringem Maße ändern. Ein leicht sinkender Trend ist erkennbar, aber nicht gut ausgeprägt. Die Tendenz deutet auf eine zunehmend ungleichere Verteilung der Flächennutzungen im Biosphärenreservat hin und bestätigt damit die zunehmende räumliche Segregation der Bedeckungsklassen. Die Schwankungsbereich dieser Änderung ist mit 0,02 bis 0,04 jedoch relativ gering. Der Index scheint daher zur Beschreibung von Veränderungen im Biosphärenreservat nur eingeschränkt geeignet zu sein. Zu ähnlichem Ergebnissen kommen auch andere Studien. GRIFFITH et al. (2003) wandten diesen Index auf elf verschiedene Untersuchungsgebiete an und konnten die Ergebnisse der festgestellten Veränderungen, wie erwähnt, aufgrund der größeren Stichprobe statistisch prüfen. Für den SIDI dokumentieren die Autoren Veränderungen in einem ähnlich geringen Ausmaß, die jedoch im Vergleich zu anderen Maßen nicht signifikant waren.

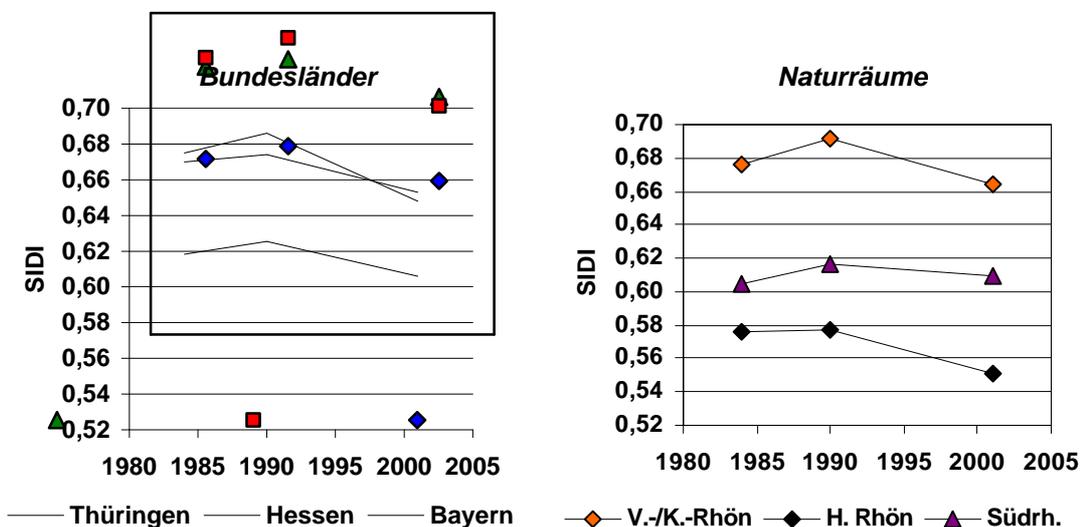


Abb. 7.11: Entwicklung des Simpson Diversity Index (SIDI) in den Bundesländern und Naturräumen

Eine Ursache für die geringe Sensibilität des SIDI sehen LAUSCH & HERZOG (2001) im Auftreten von falsch klassifizierten Pixeln, die auch bei hohen Klassifikationsgenauigkeiten immer in Fernerkundungsprodukten auftreten. Sie erhöhen die Diversität der Landschaften und gleichen räumliche Unterschiede aus. So zeigte in ihrer Untersuchung der SIDI basierend auf den Vektordaten Topographischer Karten eine deutliche Ent-

wicklung, während in den aus SPOT-Daten erstellten Klassifikationen über den gleichen Zeitraum keine Veränderungen erkennbar waren (LAUSCH & HERZOG 2001: 44).

Vergleicht man die Teilregionen untereinander, tritt bei den Bundesländern der bayerische Teil durch eine deutlich geringere Vielfalt hervor. Da die Klassenzahl jeweils identisch ist, kann dieser Unterschied klar auf den hohen Waldanteil in diesem Teilraum zurückgeführt werden. Diese zusammenhängenden Flächen bewirken eine insgesamt homogenere Landschaft. Bei den Naturräumen ist die Vorder- und Kuppenrhön erwartungsgemäß der vielfältigste Teilraum. Die Südrhön erreicht, bedingt durch den beschriebenen Einfluss des Waldes, nahezu identische Werte wie der bayerische Teil, während die Hohe Rhön bezogen auf die betrachtete Maßstabsebene die geringste Vielfalt aufweist, denn hier dominiert großflächig das Grünland.

7.2.7 Zusammenfassung der Strukturanalyse

Im Rahmen der vorangegangenen Interpretation der einzelnen LSM wurde ihr Wertebereich und ihre räumlichen Aussagen bereits ausführlich diskutiert und dabei eine Bewertung in Bezug zur Literatur vorgenommen. An dieser Stelle sollen nun die Ergebnisse kurz zusammengefasst und dabei den in Kapitel 7.2 gemachten Annahmen gegenübergestellt werden.

Die Auswertungen der LSM zeigen, dass sich anhand der Indizes sowohl regionale Unterschiede der Landschaftsstruktur, als auch zeitliche Trends im Biosphärenreservat Rhön ablesen lassen. Im hessischen und bayerischen Teil konnte sich historisch bedingt ein viel kleinparzelligeres Nutzungsmuster als in der thüringischen Rhön erhalten. Diese Unterschiede dokumentieren die Patchmaße MPS und PD sowie der LSI anhand einer stärkeren Fragmentierung. Auf Klassenebene kommt dies vor allem in einer deutlich höheren Aggregation der Grünlandklasse im thüringischen Teil zum Ausdruck. Das regional differenzierte Nutzungsmuster spiegelt sich aber auch in den Maßen der Formkomplexität wieder. Die DLFD zeigt, dass die Formen der einzelnen Landschaftselemente im thüringischen Teil deutlich einfacher gestaltet sind. Wie bei der Diskussion dieses Index bereits dargestellt, ist er jedoch für die Darstellung zeitlicher Entwicklungen nicht geeignet. In der Literatur wird er vorwiegend in Landschaften mit tiefgreifenden Veränderungen erfolgreich zum Monitoring eingesetzt, z. B. bei Waldfragmentierung oder Auswirkungen des Tagebaus (IMBERNON & BRANTHOMME 2001, HERZOG et al. 2001) oder aber zur Charakterisierung urbaner Gebieten deutlich unterschiedlichen Fragmentierungsgrades (HEROLD 2003). In der Rhön sind die allgemeinen Entwicklungstendenzen insgesamt zu gering, um sie mit Fraktalmaßen beschreiben zu können. Außerdem ist dieses LSM sehr empfindlich gegenüber Fehlklassifikationen der Datengrundlage.

Der wichtigste landschaftsbildprägende Prozess in der Rhön ist die zunehmende Stilllegung von Ackerflächen, ablesbar an dem Index %LAND. Regional betrachtet führt er vor allem in Hessen zu einem Rückgang dieser Klasse. Dies hat drei wesentliche Auswirkungen auf die Landschaftsstruktur. Einerseits führt diese Entwicklung zu einer verstärkten Fragmentierung der Ackerflächen und einer Aggregation des Grünlandes, ablesbar an MPS, PD, ED und MPI. Der MPI stellt die Unterschiede zwischen den Bedeckungsklassen am deutlichsten heraus. Weiterhin deuten die Maße MPS_SD und LSI an, dass dieser Prozess nicht gleichmäßig stattfindet, sondern räumlich konzentriert, da natürlich vorwiegend ertragsarme Standorte, nahe den Hanglagen, stillgelegt werden. In Hessen ist dieser Trend wieder am deutlichsten ablesbar. Diese Segregation der Landbedeckungen bedingt eine tendenzielle Abnahme der Landschaftsvielfalt und lässt sich anhand sinkender Werte des SIDI ablesen. Derartige Trends zeigen auch andere Studien europäischer Kulturlandschaften (SCHNEIDER et al. 2002: 205 f., PETIT & LAMBIN 2002: 129). Generell muss bei allen LSM der Untersuchungsmaßstab beachtet werden. Dieser Maßstabseffekt wird aber vor allem bei dem SIDI deutlich, da sich die Aussage über die Landschaftsvielfalt nur auf die betrachtete Ebene der Oberklassen bezieht. Eine tendenzielle Verarmung auf diesem Niveau ermöglicht keine Aussagen über die Entwicklung ökologisch wertvoller Kleinstrukturen, die mit den Landsat-Daten nicht erfasst werden können.

Bei einer naturräumlichen Gliederung des Untersuchungsgebietes sind die dargestellten Unterschiede und Entwicklungstrends weniger stark ausgeprägt. Die Vergleichbarkeit wird eingeschränkt, weil sich die Naturräume bereits flächenmäßig deutlich voneinander unterscheiden, während die administrativen Teilgebiete ein annähernd ausgewogenes Größenverhältnis zeigen. Den Einfluss der Gebietsgröße auf die Ausprägung von LSM haben SAURA & MARTÍNEZ-MILLÁN (2001) systematisch untersucht und vor allem für Form- und einige Patchmaße eine Sensibilität gegenüber dem betrachteten Landschaftsausschnitt festgestellt. Entgegen den Empfehlungen in der Literatur hat sich in der vorliegenden Untersuchung jedoch die Vermutung bestätigt, dass die administrative Gliederung in der Rhön wesentlich aussagekräftiger ist, da sie zu der Herausbildung des spezifischen Nutzungsmusters beigetragen hat.

Wie die Bewertung des DLFD zeigte, hat die Klassifikationsgenauigkeit der Eingangsdaten einen großen Einfluss auf die sinnvolle Anwendbarkeit der LSM. In dieser Hinsicht ist eine Verbesserung der Genauigkeiten wünschenswert. Das kann z. B. durch die Verwendung multisaisonaler Daten zur Erhebung der Landbedeckung erreicht werden. Dadurch könnte gleichzeitig eine höhere thematischen Auflösung der Klassifikation ermöglicht werden, z. B. im Hinblick auf eine sichere Trennung der Grünlandunterklassen.

8 Zusammenfassung und Ausblick

Das Ziel der vorliegenden Diplomarbeit bestand darin, die Landschaftsveränderungen im Biosphärenreservat Rhön auf der Grundlage von Satellitendaten und durch Einsatz von GIS zu erfassen. Den thematischen Schwerpunkt bildete dabei die Anwendung von Landschaftsstrukturmaßen, die es ermöglichen strukturelle Eigenschaften von Landschaften direkt zu quantifizieren. Sie werden in jüngster Zeit verstärkt im Rahmen von Monitoringprojekten eingesetzt, da sie über die traditionellen Flächenstatistiken hinaus zusätzliche, explizit räumliche Informationen über den Zustand von Landschaften bereitstellen und dadurch auch bei der Beschreibung von Veränderungen verwendet werden können. Im Biosphärenreservat Rhön sollte geprüft werden, ob LSM auf einem regionalen Maßstab geeignet sind, das räumlich differenzierte Landschaftsmuster der Rhön zu beschreiben und den stattfindenden Landschaftswandel zu erfassen. Als Datengrundlage für die Veränderungsanalyse standen drei Landsat-TM-Szenen aus den Jahren 1984, 1990 und 2001 zur Verfügung.

Die Arbeiten, die im Rahmen der Diplomarbeit durchgeführt wurden, gliederten sich daher methodisch in zwei Bereiche. In einem ersten Teil wurden Verfahren der Bildverarbeitung angewandt, um aus den Satellitendaten die Landbedeckungsinformationen zu erheben und daran anschließend durch *Change-Detection*-Analysen die Flächenveränderung der Bedeckungsklassen zu ermitteln. Der zweite Teil der Arbeit bestand in der Durchführung der Landschaftsstrukturanalyse, wobei ausgewählte LSM auf unterschiedlichen Bezugsräume angewandt und anschließend vergleichend interpretiert und analysiert wurden.

Zur Kartierung der Landbedeckung wurde mit allen drei Landsat-Bildern eine pixelbasierte, überwachte Klassifikation mit dem Programm *Erdas Imagine* durchgeführt, unter Verwendung des NDVI als zusätzlichen Datenlayer. Als Klassifikationsalgorithmus diente das *Maximum-Likelihood*-Verfahren. Angewandt wurde eine hierarchische Legende, die fünf Hauptklassen und insgesamt zehn Subklassen unterschied. Die erzielten Klassifikationsergebnisse konnten anschließend durch GIS-Analysen in Verbindung mit dem Digitalen Geländemodell verbessert werden. Zur Generalisierung der Bedeckungskarten wurden Flächen kleiner als drei Pixel eliminiert. Durch Genauigkeitsanalysen erfolgte abschließend die Bewertung der Ergebnisse.

Die erstellten Landbedeckungskarten erzielten zufrieden stellende bis gute Genauigkeiten. Die Gesamtgenauigkeit lag zwischen 87 und 89 %. Schwierigkeiten bereitete vor allem die Erfassung der Klasse lockere Bebauung. Bei dem Bild von 1984 bewirkte die geringere optische Qualität ein schlechteres Klassifikationsergebnis gegenüber den Ergebnissen der beiden anderen Jahre.

Die Analyse der Flächenveränderung erfolgte auf Basis der Oberklassen durch Vergleich der Flächenstatistik und die räumliche Verknüpfung der Daten. Die Auswertung des Zeitabschnittes von 1984 bis 1990 erlaubte dabei nur eingeschränkte Rückschlüsse auf einen möglichen Landschaftswandel, denn die Aufnahme von 1984 stammt aus dem Monat April, während das Bild von 1990 im August aufgenommen wurde. Dadurch können phänologische Unterschiede zwischen den Aufnahmezeitpunkten nicht ausgeschlossen werden. Insgesamt haben in diesem ersten Zeitraum keine deutlichen Veränderungen der Flächenanteile stattgefunden, wobei die räumliche Analyse zeigte, dass die Verteilung der Grünland- und Ackerflächen durchaus variiert. Diesen Änderungen steht jedoch kein Nettowandel gegenüber, da sich die Umwandlung der Landbedeckungen jeweils ausgleichen. Im Zeitraum von 1990 bis 2001 konnten dagegen deutliche Veränderungen festgestellt werden. Sie dokumentieren die Auswirkungen des bekannten Landschaftswandels. In der Rhön führt er infolge der Stilllegung unrentabler Ackerflächen zu einem Rückgang der agrarisch genutzten Flächen, während das Grünland zunimmt. Den Klassifikationsergebnisse zufolge nahm die Ackerfläche im Biosphärenreservat in diesem zweiten Zeitabschnitt um insgesamt 18 Prozent ab. Regional ist festzustellen, dass diese Veränderungen im hessischen Teil der Rhön am stärksten ausgeprägt sind, gefolgt vom thüringischen Teil. In der bayerischen Rhön ist der Rückgang landwirtschaftlicher Flächen am geringsten. Signifikante Veränderungen der Waldklasse konnten nicht festgestellt werden.

Zur Analyse der Landschaftsstruktur wurde das Biosphärenreservat in verschiedene Teilregionen untergliedert, um räumlich differenzierte Aussagen treffen zu können. Dabei wurden zwei unterschiedliche Konzepte verfolgt: die Naturraumgliederung in Vorder- und Kuppenrhön, Südrhön und Hohe Rhön sowie die administrative Trennung in die einzelnen Bundesländer. Im Allgemeinen wird die Abgrenzung ökologischer Raumeinheiten in landschaftsökologischen Studien favorisiert, da sie bedingt durch die Verknüpfung zum natürlichen Prozessgefüge die besseren Ergebnisse bei der Anwendung von LSM liefert. Die Auswahl der administrativen Gliederung erschien in der Rhön jedoch sinnvoller zu sein, denn die Entstehung dieser Kulturlandschaft wurde entscheidend von der historischen Trennung der Region durch die ehemals innerdeutsche Grenze beeinflusst. Die einst unterschiedliche Landwirtschaftspolitik bildet die Hauptursache für die Ausbildung des unterschiedlichen Nutzungsmusters. Aus der Vielzahl der verfügbaren Strukturmaße wurde basierend auf einer intensiven Sicht der verfügbaren Literatur neun Maße ausgewählt. Zum Einsatz kamen Flächen-, Patch-, Kanten- und Formmaße sowie ein Maß zur Quantifizierung der Landschaftsvielfalt und der Lagebeziehung der Landschaftselemente untereinander. Die Berechnung erfolgte mit dem Programm FAGSTATS, auf Basis der jeweiligen Gliederungskonzepte.

Im Rahmen der Auswertung konnte gezeigt werden, dass die gewählten LSM geeignet sind das historisch entstandene, regional differenzierte Landschaftsmuster im Biosphä-

renreservat zu beschreiben. Dies ist in der hessischen und bayerischen Rhön durch ein viel kleinparzelliges Nutzungsmuster gekennzeichnet, als in der thüringischen Rhön. Diesen erhöhten Fragmentierungsgrad verdeutlichen die Patch- und Kantenmaße, sowie der LSI, sowohl auf Klassen- als auch auf Landschaftsebene. Auch das fraktale Formmaß DLFD drückt diesen Gegensatz anhand einer einfacheren Formgestalt im thüringischen Teil aus. Bei der zeitlichen Analyse der LSM wird deutlich, dass der Landschaftswandel räumlich zu einer Aggregation der Grünlandflächen und einer zunehmenden Fragmentierung der Ackerflächen führt. Das Ausmaß dieser Veränderung ist ebenfalls regional verschieden. Die LSM zeigen weiterhin, dass die Flächenstilllegungen räumlich konzentriert stattfinden und so tendenziell zu einer Verringerung der Landschaftsvielfalt im Sinne einer ungleicheren Flächenverteilung führt. Sie kann als Ausdruck einer zunehmenden Segregation der Flächennutzungen gewertet werden. Generell waren alle beschriebenen Trends in den Naturräumen weniger deutlich ausgeprägt und bestätigen damit die Vermutung, dass in der Rhön administrative Grenzen geeigneter sind, die Landschaftsstruktur zu untersuchen. Einen wichtigen Einfluss auf die Ergebnisse hat die Qualität der Datengrundlage. Einige Maße reagieren dabei sehr sensitiv auf Fehlklassifikationen. Besonders empfindlich ist das verwendete fraktale Formmaß, das auch als einziges keinen eindeutigen zeitlichen Trend zeigte. Zusammenfassend ist festzustellen, dass LSM auf der Basis von Landsat-TM Daten geeignet sind, die Struktur der Landschaft im Biosphärenreservat Rhön zu beschreiben und zeitliche Veränderungen zu erfassen.

Zu beachten ist, dass die beobachteten Unterschiede und Trends nur für die verwendete räumliche und thematische Auflösung gültig sind und keine Rückschlüsse auf Strukturunterschiede innerhalb der verwendeten Oberklassen erlauben. Durch die Anwendung multisaisonaler Daten könnten hierbei sowohl eine Verbesserung der Klassifikationsgenauigkeiten, als auch eine höhere thematische Auflösung der Landbedeckung erreicht werden, so dass differenzierte Aussagen möglich wären.

In der vorliegenden Arbeit wurden die LSM ausschließlich deskriptiv zur Erfassung des Landschaftswandels eingesetzt. Darüber hinaus bieten sie das Potential im Sinne konkreter Indikatoren weiterentwickelt zu werden. In Verbindung mit naturschutzfachlichem Expertenwissen könnten die LSM auf der Basis einer genaueren Gebietsaufteilung mit konkreten Bewertungen verknüpft werden, die sich z. B. an den Habitatansprüchen gefährdeter Tierarten orientieren. Dadurch wären über die alleinige Feststellung der Veränderungen hinausgehende Aussagen möglich, ob die beobachteten Trends einen negative oder positive Wirkung haben.

Literatur

- ALBERTZ, J. (2001): Einführung in die Fernerkundung – Grundlagen der Interpretation von Luft- und Satellitenbildern. Wissenschaftliche Buchgesellschaft: Darmstadt, 249 S.
- ALBRECHT, P. (1996): Das europäische Landnutzungsprojekt CORINE Landcover und erste Ergebnisse für Österreich. Salzburger Geographische Materialien, Heft 24 [online: <http://www.agit.at/history/papers/1996/aubrecht.htm>, besucht am 15.05.2004]
- APAN, A. A., RAINE, S.R. & M.S. PATERSON (2000): Image analysis techniques for assessing landscape structural change: a case study of the Lockyer Valley catchment, Queensland. Proceedings of the 10th Australian Remote Sensing and Photogrammetry Conference 21-25 Aug. 2000, Adelaide: 438-455
- BAATZ, M. & A. SCHÄPE (2000): Multiresolution Segmentation: an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation. In: STROBL, J., BLASCHKE, T. & G. GRIESEBNER (Hrsg.): Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 2000 – Angewandte Geographische Informationsverarbeitung **12**: 12-23
- BASTIAN, O. & K.-F. SCHREIBER (1999): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Spektrum: Heidelberg, 545 S.
- BEYER, H. (1996): Das erdgeschichtliche und historische Klima der Rhön. Rhönverlag: Hünfeld, 76 S.
- BLASCHKE, T. (2000): Landscape Metrics: Konzepte eines junges Ansatzes der Landschaftsökologie und Anwedungen in Naturschutz und Landschaftsforschung. Archiv für Naturschutz, **39**: 267-299
- BLASCHKE, T. (2002): GIS und Fernerkundung für Landschaftsmonitoring und Landschaftsplanung. STANDORT – Zeitschrift für Angewandte Geographie 3/2002: 115-120
- BLASCHKE, T. & J. STROBL (2001): What's wrong with pixels? Some recent developments interfacing remote sensing and GIS. Geographische Informations Systeme, **6/01**: 12-17
- BROWN, D.G., DUH J.-D. & S.A. DRZYZGA (2000): Estimating Error in an Analysis of Forest Fragmentation Change Using North American Landscape Characterization (NALC) Data. Remote Sensing of Environment, **71**:106-117
- BORG, E., BOSCH, B. & B. BARUTH (1999): Strukturanalyse von Satellitenbilddaten in ausgewählten Teilräumen der Waldkarpaten, der Vorkarpatensenke und der Poldischen Platte. In: WALZ, U. (Hrsg.): Erfassung und Bewertung der Landschaftsstruktur. IÖR-Schriften, Bd. **29**: 51-64
- BURNETT, C. & T. BLASCHKE (2003): A multi-scale segmentation/object relationship modelling methodology for landscape analysis. Ecological Modelling **168**: 223-249

- BYRNE, G. F., CRAPPER, P. F. & K. K. MAYO (1980) : Monitoring Landcover Change by Principal Component Analysis of Multitemporal Landsat Data.- Remote Sensing of Environment, **10**: 175-184
- CHEN, X. (2002): Using remote sensing an GIS to analyse land cover change and its impact on regional sustainable development. International Journal of Remote Sensing **23** (1): 107-124
- CREWS-Meyer, K.A. (2002): Characterizing Landscape Dynamism Using Paneled-Pattern Metrics. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, **68** (10): 1031-1039
- CONGALTON, R. (1991): A review of assessing the accuracy of classification of remotely sensed data. Remote Sensing of Environment **37**: 35-46
- CONGALTON, R. & K. GREEN(1999): Assessing the Accuracy of remotely sensed data: practices ans principles. Lewis: Boca Raton, 137 S.
- BROWN DE COLSTOUN, E. C., STORY, M. H., THOMPSONC, C., COMMISSOC, K., SMITH, T. G., IRONS, J.R. (2003): National Park vegetation mapping using multitemporal Landsat 7 data and a decision tree classifier. Remote Sensing of Environment **85**: 316-327
- DEUTSCHE UNESCO-KOMMISSION e.V. (2003): Das UNESCO-Programm „Der Mensch und die Biosphäre“ [online: http://www.unesco.de/c_arbeitsgebiete/mab.htm, besucht am: 15.03.2004]
- DIERCKE WELTATLAS (2002). Braunschweig: Westermann
- EIDEN, G., KAYADJANIAN, M. & C. VIDAL (2000): Quantifying Landscape structures: spatial and temporal dimensions. In: EUROPÄISCHE KOMMISSION (Hrsg.): From land cover to landscape diversity in the European Union. [online: <http://europa.eu.int/comm/agriculture/publi/landscape/index.htm>, besucht am: 15.03.2004]
- ERDAS (1997): Erdas Field Guide. Atlanta
- EUROPARC Deutschland (Hrsg.): UNESCO Biosphärenreservate. [online: <http://www.europarc-deutschland.de/pages/parke/biosph.htm>, besucht am: 15.03.2004]
- FOODY, G. M (2002): Status of land cover classification accuracy assessment. Remote Sensing of Environment, **80** (1): 185-201
- FOODY, G. M. (2003): Remote sensing of forest tropical environments:towards the monitoring of environmental resources for sustainable development. International Journal of Remote Sensing **24** (20): 4035-4046
- FORMAN, R. T. T. & M. GODRON (1986): Landscape Ecology. John Wiley, 619 S.

- FRANKLIN S.E., HANSEN M.J. & G.B. STENHOUSE (2002): Quantifying landscape structure with vegetation inventory maps and remote sensing. *The forestry chronicle*, **78** (6): 866-875
- FROHN, R.C. (1998): Remote sensing for landscape ecology: new metric indicators for modelling and assessment of ecosystems. CRC Press LLC
- GENETTI, D. & B.G.H.GORTE (2003): A method for object-oriented land cover classification combining Landsat TM data and aerial photographs. *International Journal of Remote Sensing*, **24** (6): 1273-1286
- GREBE & BAUERNSCHMITT (1995): Biosphärenreservat Rhön – Rahmenkonzept für Schutz, Pflege und Entwicklung. Radebeul
- GUSTAFSON, E. J. (1998): Quantifying landscape pattern: what is the state of the art?. *Ecosystems* **1** (2): 143-156
- HAINES-YOUNG, R. & M. CHOPPING (1996): Quantifying landscape structure: A review of landscape indices and their application to forested landscapes. *Progress in physical geography*, **20** (4): 418-446
- HAYES, D.J. & S.A. SADER (2001): Comparison of Change-Detection Techniques for Monitoring Tropical Forest Clearing and Vegetation Regrowth in a Time Series. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, **67** (9): 1067-1076
- HEIBENHUBER, A., KATZEK, J., MEUSEL F., & H. RING (1994): Landwirtschaft und Umwelt. In Buchwald, K. & W. Engelhardt (Hrsg.): *Umweltschutz: Grundlagen und Praxis*. Bd. 9, *Economica*: Bonn
- HEO J., FITZHUGH T.W. (2000): A Standardized Radiometric Normalization Method for Change Detection Using Remotely Sensed Imagery. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, **66** (2) : 173-181
- HEROLD, M & G. MENZ (2001): Remote Sensing and Landscape Metrics – Investigations of spatial structural analysis of urban regions. *Erdkunde* **55** (4): 379-392
- HEROLD, M., LIU, X.-H. & CLARKE, K. R. (2003): Spatial metrics and image texture for mapping urban land use. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, **69** (9): 991-1001
- HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (HLUG) (Hrsg.) (2002): *Natur und Landschaft: Landschaftsplanung - Die Naturräume Hessens*. [online: <http://atlas.umwelt.hessen.de/atlas/naturschutz/naturraum/texte/ngl-ob.htm>, besucht am: 15.05.2004]
- HILDEBRANDT, G. (1996): Fernerkundung und Luftbildmessung für Forstwirtschaft, Vegetationskartierung und Landschaftsökologie. Wichmann: Heidelberg

- HONNAY, O., PIESSENS, K., VAN LANDUYT, W., HERMY, M. & H. GULINCK (2002): Satellite based landuse and landscape complexity indices as predictors for regional plant species diversity. *Landscape and Urban Planning* 969: 1-10
- IVITS, E. & B. KOCH (2002): Object-Oriented Remote sensing tools for biodiversity Assessment: a European Approach. in: *Proceedings of the 22. EARSL Symposium, Prague, Czech Republik, 4.-6. July 2002*, Millpress Science, Rotterdam, Netherlands, o. S.
- KERL, I. (1996): Multipler Vergleich von Zuordnungswahrscheinlichkeiten – Ein Verfahren der Maximum-Likelihood-Klassifikation nach klassenweise optimierter Auswahl. *Zeitschrift für Photogrammetrie und Fernerkundung*, 6: 207-213
- KLENKE, M (1999): GIS-gestützte Landnutzungsklassifikationen auf Grundlage von Daten passiver und aktiver Fernerkundungssensoren zur distributiven Flußeinzugsgebietsmodellierung. Dissertation, Friedrich-Schiller-Universität Jena
- KOCH, B., JOCHUM, M., IVITS E. & M. DEES (2003): Pixelbasierte Klassifizierung im Vergleich und zur Ergänzung zum objektbasierten Verfahren. *Photogrammetrie Fernerkundung Geoinformation* 3/2003: 195-204
- KRETSCHMER, H., HOFFMANN, J. & K.-O. WENKEL (1997): Einfluß der landwirtschaftlichen Flächennutzung auf Artenvielfalt und Zusammensetzung. Schriftenreihe des BML „Angewandte Wissenschaft“. Bd. 465: 266-280
- KÜMPEL, H. (1996): Die wildwachsenden Orchideen der Rhön. Gustav Fischer: Jena, 141 S.
- LANG, S., BLASCHKE, T., LANGANKE, T. & H. KLUG (2002): Schritte zu einer zielorientierten Strukturanalyse im Natura 2000-Kontext mit GIS. in: STROBL, J., BLASCHKE, T. & G. GRIESEBNER (Hrsg.): Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 2002 – Angewandte Geographische Informationsverarbeitung 14: 302-307
- LAUSCH, A. & F. HERZOG (2002): Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. *Ecological Indicators*, 2: 3-15
- LAUSCH, A. & G. MENZ (1999): Bedeutung der Integration linearer Elemente in Fernerkundungsdaten zur Berechnung von Landschaftsstrukturmaßen. *Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation*, 3/1999: 185-194
- LAUSCH, A. & H.-H. THULKE (2001): The analysis of spatio-temporal dynamics of landscape structures.- In: KRÖNERT, R., STEINHARDT, U. & M. VOLK (eds.): *Landscape balance and landscape assessment*,: 113-136
- LEE, J. T., ELTON, M. J. & S. THOMPSON (1999): The role of GIS in landscape assessment: using land-use-based criteria for an area of the Chiltern Hills Area of Outstanding Natural Beauty. *Land Use Policy*, 16: 23-32

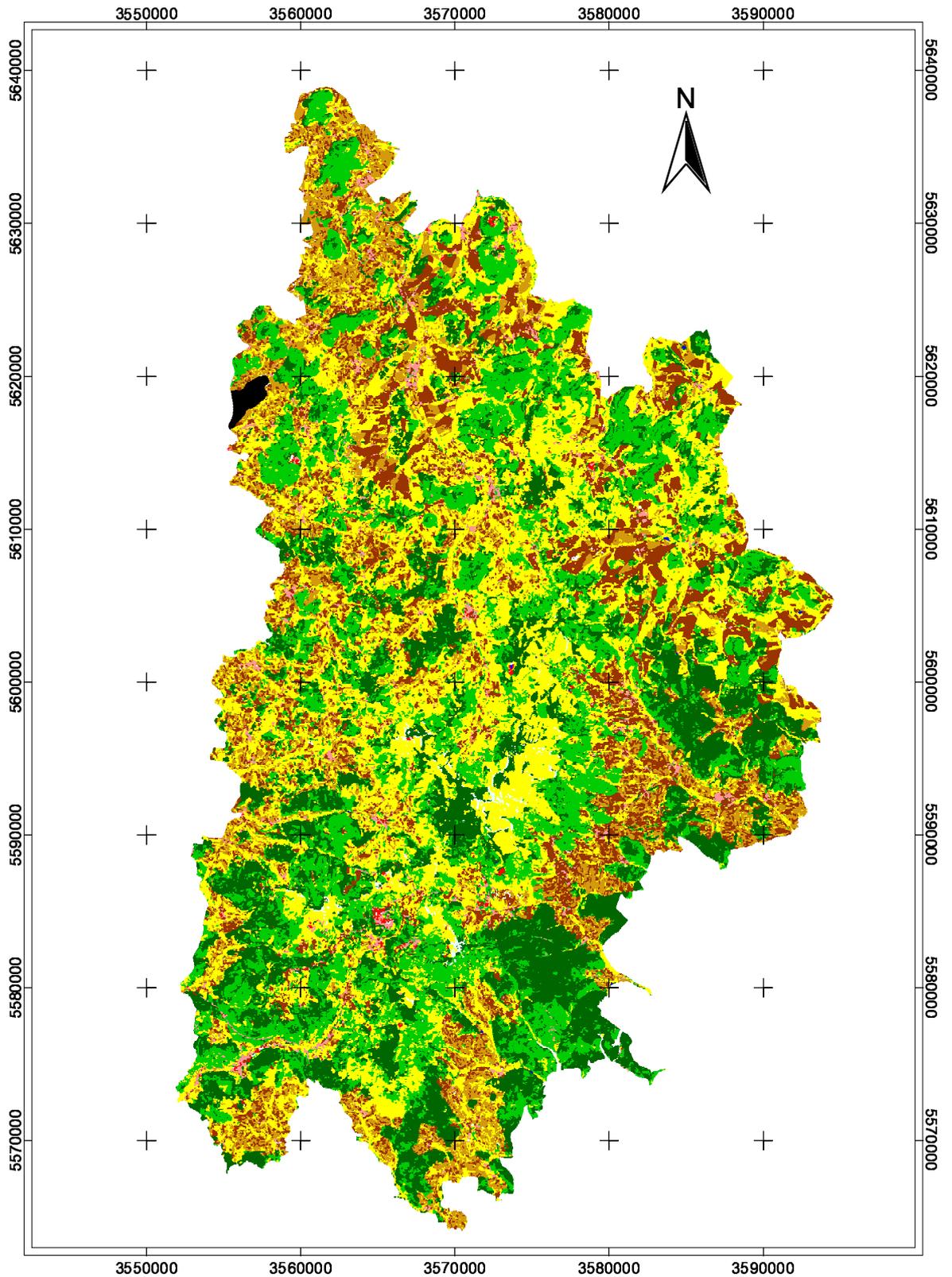
- LEITÃO, A.B & J. AHERN (2002): Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and urban planning*, **59** (2): 65-94
- LESER, H. (1997): *Landschaftsökologie*. Ulmer: Stuttgart, 647 S.
- LILLESAND, T. M., R. W. KIEFER & J. W. CHIPMAN (2004): *Remote Sensing and Image Interpretation*. New York: John Wiley & Sons, 763 S.
- LIUBIMTSEVA, E. (2003): An evaluation of VEGETATION-1 imagery for broad-scale landscape mapping of Russia: effects of resolution on landscape pattern. *Landscape and Urban Planning*, **65**: 187-200
- LIU, Y., NISHIYAMA, S. & T. KUSAKA (2003): Examining landscape dynamics at a watershed scale using Landsat TM imagery for detection of wintering hooded crane decline in yashiro, Japan. *Environmental Management*, **31** (3): 365-376
- LUNETTA, R.S., JOHNSON, D.M., LYON, J.G. & J. CROTWELL (2004): Impacts of imagery temporal frequency on land-cover change detection monitoring. *Remote Sensing of Environment* **89**: 444-454
- LUQUE, S. (2000a): Thematic Mapper data on the landscape of natural reserve: The New Jersey Pine Barrens, a case study. *International Journal of Remote Sensing*, **21** (13/14): 2589-2611
- LUQUE, S. (2000b): The challenge to manage the biological integrity of nature reserves: a landscape ecological perspective. *International Journal of Remote Sensing*, **21** (13/14): 2613-2643
- MAS, J.-F. (1999): Monitoring land-cover changes a comparison of change detection techniques. *International journal of remote sensing*, **20** (1): 139-152
- MATEJKA, E. (2001): *Monitoring von Urbanisierungsprozessen mit Fernerkundung am Beispiel der „Thüringer Städtereihe von Erfurt bis Jena“*. Friedrich-Schiller-Universität Jena, 140 S. [unveröffentlichte Diplomarbeit]
- MCGARIGAL, K. (2002): Landscape pattern metrics. In: EL-SHAARAWI, A.H. & W. W. PIEGORSCH (Hrsg.): *Encyclopedia of Environmetrics*, John Wiley & Sons: Sussex, Volume 2: 1135-1142
- MCGARIGAL, K. & B. J. MARKS (1995): FRAGSTATS – spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351, Portland, 122 p.
- MEINEL, G., KNAPP, C., GÖSSEL, J., BUCHROITHNER, M.F. & N. PRECHTEL (1996): Kartierung von Flächennutzungsänderungen mittels Landsat TM-Daten. *Zeitschrift für Photogrammetrie und Fernerkundung*, **5/1996**: 163-
- MEINEL, G., NEUBERT, M. & J. REEDER (2001): Pixelorientierte versus segmentorientierter Klassifikation von IKONOS-Satellitenbilddaten – ein Methodenvergleich. *Zeitschrift für Photogrammetrie, Fernerkundung und Geoinformation*, **3/2001**: 157-170

- MENSCHING, H. (1960): Periglazial-Morphologie und quartäre Entwicklungsgeschichte der Hohen Rhön und ihres östlichen Vorlandes. Würzburger Geographische Arbeiten. H. 7
- OEHM, B. (2001): Die Entwicklung des Gewässernetzes im östlichen Rhön-Vorland seit dem Tertiär. Paläogeographische Analysen von Sedimenten (Böden und Faune) im thüringisch-unterfränkischen Grenzgebiet. Würzburger Geographische Manuskripte Bd. 57
- OLSSON, E.G.A., AUSTRHEIM, G. & S.N. GRENNE (2000): Landscape patterns in mountains, land use and environmental diversity, Mid-Norway 1960-1993. *Landscape Ecology*, **15**: 155-170
- PETTIT, C.C. & LAMBIN E.F. (2002) : Impact of data integration technique on historical land-use/land-cover change: Comparison historical maps with remote sensing data in the Belgian Ardennes. *Landscape Ecology*, **17**: 117-132
- RICHARDS, J.A. & X. JIA (19993): Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction. Springer: Heidelberg, 363 S.
- RIDD, M.K. & J. LIU (1998): A Comparison of Four Algorithms for Change Detection in an Urban Environment.- *Remote Sens. Environ.* **63**: 95-100
- RIITERS, K.H., O'NEILL, R.V., HUNSAKER, C.T., WICKHAM, J.D., YANKEE, D.H., TIMMINS, S.P., JONES, K.B. & B.L. JACKSON (1995): A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology*, **10** (1): 23-39
- RUTTE, E. & N. WILCZEWSKI (1983): Mainfranken und Rhön. Sammlung Geologischer Führer Bd. 74, Borntraeger: Berlin, Stuttgart, 217 S.
- SAURA, S. & J. MARTINEZ-MILLÁN (2001): Sensitivity of Landscape Pattern Metrics to Map Spatial Extent.- *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, **67** (9): 1027-1036
- SCHMIDT, H.-P., GEBREYOHANNES, Y. & M. SCHLIESTEDT (1986): Das Grundgebirge der Rhön. *Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft* **137**: 287-300
- SCHNEIDER, W., M. HOLLAUS, F. SUPPAN, T. WRBKA, F. M. GRÜNWEIS, J. PETERSEIL (2002): Fernerkundungsgestütztes Erkennen und ökologische Interpretation von Landnutzungsveränderungen in unterschiedlichen österreichischen Kulturlandschaften – Endbericht zum Forschungsprojekt COSINUS. Universität Wien. 285 S.
- SCHÖNTHALER, K, MEYER, U., POKORNY, D., REICHENBACH, M., SCHULLER, D. & W. WINDHORST (2001): Modellhafte Umsetzung und Konkretisierung der Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung am Beispiel des länderübergreifenden Biosphärenreservats Rhön. Bosch & Partner, 1358 S.

- SCHUBERT, A. (2000): Wald in der Rhön – Weniger ist mehr. Rhön-Hessen-Forstconsulting [online: <http://www.rhoenline.de/geschichte/Rhoenwald.pdf>, besucht am: 12.3.2004]
- SERRA, P, PONS, X. & D. SAURI (2003): Post-classification change detection with data from different sensors: some accuracy considerations. *International Journal of Remote Sensing* 24 (16): 3311-3340
- SETO, K.C., WOODCOCK, C.E., SONG, C., HUANG, X., LU, J. & R.R. KAUFMANN (2002): Monitoring land-use change in the Pearl River Delta using Landsat TM.- *Int. J. Remote Sensing*, **23** (10): 1985-2004
- SINGH, A. (1989): Digital change detection techniques using remotely-sensed data, *International Journal of Remote Sensing*, **10** (6): 989-1003
- SOLBRIG, O. T. (1994): Biodiversität. Wissenschaftliche Fragen und Vorschläge für die internationale Forschung. Hrsg.: Deutsches Nationalkomitee für das UNESCO-Programm „Der Mensch und die Biosphäre“, 88 S., Bonn
- SONG, C., WOODCOCK, C.E., SETO, K.C., LENNEY, M.P. & S.A. MACOMBER (2000): Classification and change detection using Landsat Tm data: When and how to correct atmospheric effects? *Remote Sensing of Environment*. **75**: 230-244
- SOUTHWORTH, J., NAGENDRA, H. & C. TUCKER (2002): Fragmentation of a Landscape: incorporating landscape metrics into satellite analyses of land-cover change. *Landscape research*, **27** (3): 253-270
- STÄNDIGE ARBEITSGRUPPE DER BIOSPHÄRENRESERVATE IN DEUTSCHLAND (StAGBD)(Hrsg.) (1995): Biosphärenreservate in Deutschland – Leitlinien für Schutz, Pflege und Entwicklung. Heidelberg
- STEINNOCHER, K. (1997): Texturanalyse zur Detektion von Siedlungsgebieten in hochauflösenden panchromatischen Satellitenbilddaten. *Salzburger Geographische Materialien*, **26**: 143-152
- STEENSMANS, C. & U. PINBORG (2000): Anthropogenic fragmentation of potential semi-natural and natural areas. In: Europäische Kommission (Hrsg.): From land cover to landscape diversity in the European Union. [online: <http://europa.eu.int/comm/agriculture/publi/landscape/index.htm>, besucht am 15.03.2004]
- STRUNZ, G. & I. GÜLS (1999): Einsatz von Fernerkundungsmethoden für das Monitoring im Naturschutz. In: BLASCHKE, T. (Hrsg.): Umweltmonitoring und Umweltmodellierung. GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung: 69-82.
- SYRBE, R.-U. (1999): Landschaftsmaße und ihre Aussagekraft auf der Basis geoökologischer Raumeinheiten im Biosphärenreservat „Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft“. *IÖR* **29**: 27-40

- TAPIADOR, F.J. & J.L. CASANOVA (2003): Land use mapping methodology using remote sensing for the regional planning directives in Segovia, Spain. *Landscape & Urban Planning* 62: 103-115
- TURNER, M.G. (1989): Landscape Ecology: The Effect of Pattern on Process. *Annual Review of Ecology Systematics* 20: 171-197
- TURNER, M. & R. GARDNER (1991): Quantitative Methods in Ecology: An introduction. In: TURNER, M. & R. GARDNER (Hrsg.): *Quantitative Methods in Ecology*. 3-14
- TROLL, C. (1939): Luftbildplan und ökologische Bodenforschung. *Zeitschrift der Gesellschaft für Erdkunde zu Berlin*, Heft 7/8: 243-298
- TROLL, C. (1966): Landschaftsökologie als geographisch-synoptische Naturbetrachtung. In: *Erdkundliches Wissen, Schriftenfolge für Forschung und Praxis*, 11: 1-13
- UNESCO (o. J.): The MAB Programm. World Network of biosphere reserves. [online: <http://www.unesco.org/mab/wnbr.htm>, besucht am 24.03.2004]
- WALZ (2001): Charakterisierung der Landschaftsstruktur mit Methoden der Satelliten-Fernerkundung und der Geoinformatik. Berlin, 204 S.
- WEIERS, S., G. GROOM & M. WISSEN (2002): Comparability and subjectivity of land cover maps produced with digital image classification techniques: some recent experiences from Denmark and northern Germany. *Danish Journal of Geography* 102: 59-77
- WICKHAM, J.D., O'NEILL, R.V., RIITERS, K.H., WADE, T.G. & K.B. JONES (1997): Sensitivity of Selected Landscape Pattern Metrics to Land-Cover Misclassification and Differences in Land-Cover Composition.- *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 63 (4): 397-401
- WRBKA, T., PETERSEIL, J., KISS, A., SCHMITZBERGER, I., SZERENCSITS, E., THURNER, B., SCHNEIDER, W., SUPPAN, F., BEISSMANN, H., HENGESBERGER, R. & G. TUTSCH (2003): Landschaftsökologische Strukturmerkmale als Indikatoren der Nachhaltigkeit – Endbericht zum Forschungsprojekt SINUS, Wien, 318 S.
- ZEBISCH, M. (2002): Vom Landschaftsmuster zur ökologischen Bewertung. Bericht von zwei Konferenzen der IALE in Amerika und Europa. *Landschaftsplanung.NET*, Jg. 2002
- ZIEMKE, K. & I. GÜLS (1999): Monitoring von Biotopen durch Einsatz der Fernerkundung – Untersuchungen im Rahmen des Arten- und Biotopschutzprogramms Bayerns. In: BLASCHKE, T. (Hrsg.): *Umweltmonitoring und Umweltmodellierung. GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung*, S. 91-98.

Karte A.1: Biosphärenreservat Rhön - Klassifikation der Landbedeckung 1984



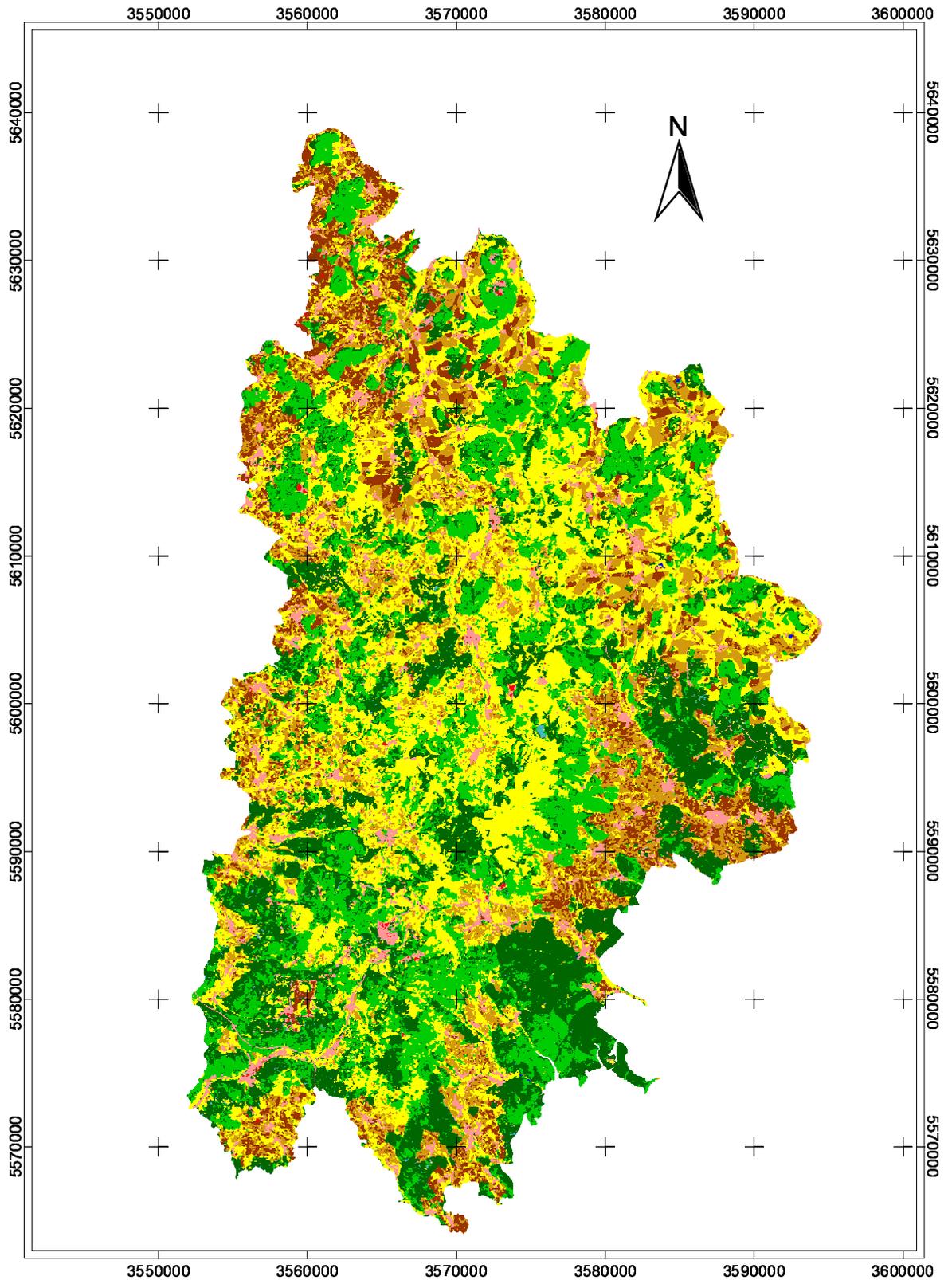
Datengrundlage: Landsat TM5, 28.04.1984
Projektion: Gauss-Krüger
Datum: Potsdam 1984

Bildverarbeitung & Kartographie: J. Sambale 2004

Legende

-  Bebauung, locker
-  Bebauung, dicht
-  Acker
-  Acker, brach
-  Laubwald
-  Nadelwald
-  Grünland
-  Wasser
-  Schnee
-  keine Daten

Karte A.2: Biosphärenreservat Rhön - Klassifikation der Landbedeckung 1990



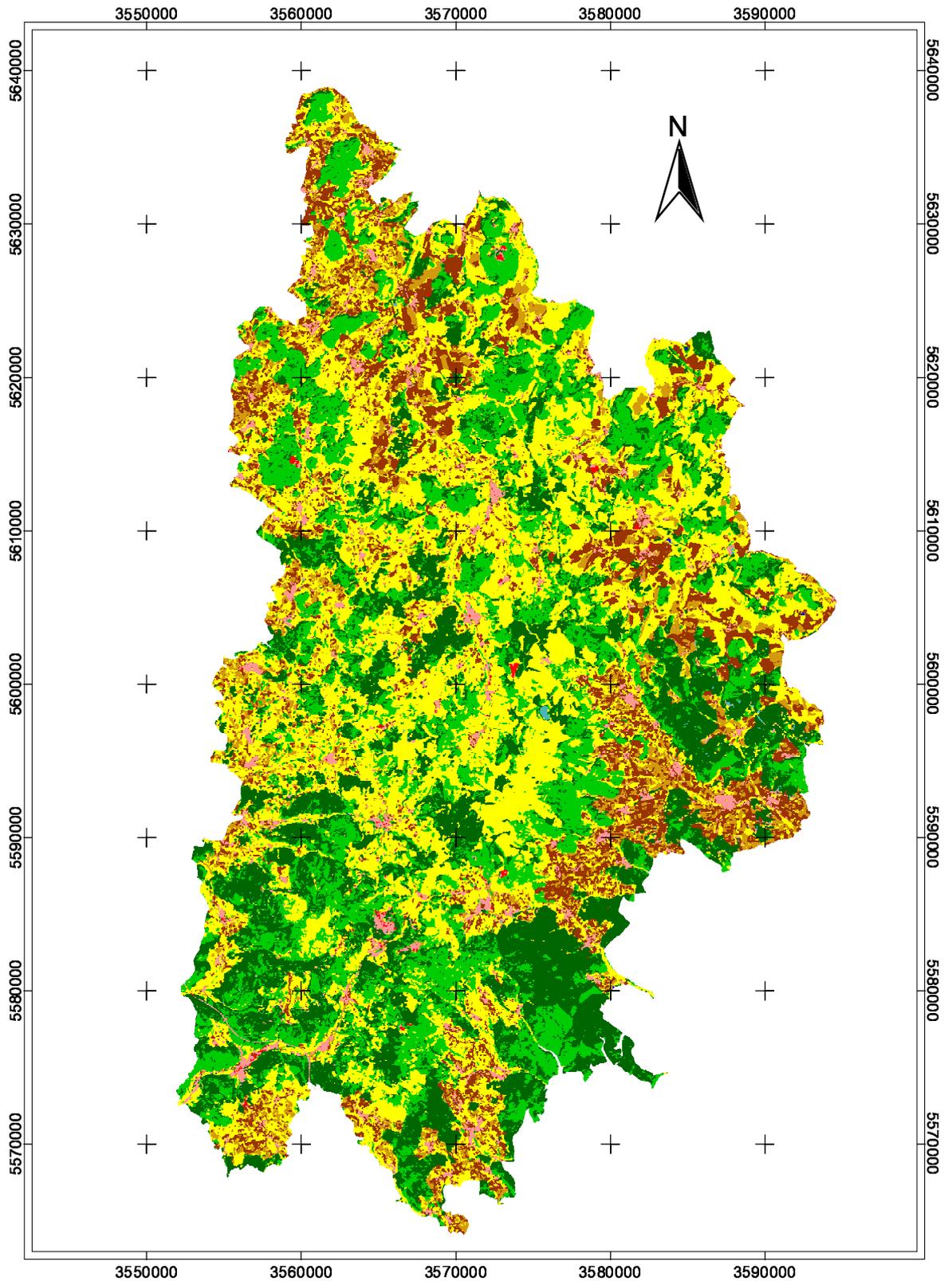
Datengrundlage: Landsat TM5, 15.08.1990
Projektion: Gauss-Krüger
Datum: Potsdam 1984

Bildverarbeitung & Kartographie: J. Sambale 2004

Legende

-  Bebauung, locker
-  Bebauung, dicht
-  Acker
-  Acker, brach
-  Laubwald
-  Nadelwald
-  Grünland
-  Wasser
-  Moor
-  keine Daten

Karte A.3: Biosphärenreservat Rhön - Klassifikation der Landbedeckung 2001



Maßstab



Datengrundlage: Landsat ETM7, 02.08.2001

Projektion: Gauss-Krüger

Datum: Potsdam 1984

Bildverarbeitung & Kartographie: J. Sambale 2004

Legende

-  Bebauung, locker
-  Bebauung, dicht
-  Acker
-  Acker, brach
-  Laubwald
-  Nadelwald
-  Grünland
-  Wasser
-  Moor
-  keine Daten