

# Potenziale quantitativer Landschaftsanalysen als Monitoring-Instrument im Gebietsnaturschutz

Untersuchungen am Beispiel des Biosphärenreservats Rhön

Dissertation

zur

Erlangung des Doktorgrades (Dr. rer. nat.)

der

Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät

der

Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

vorlegt von

**Pamela Nienkemper**

aus

Düren

Bonn 2017

---

Angefertigt mit Genehmigung der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der  
Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

1. Gutachter: Prof. Dr. Winfried Schenk
2. Gutachter: Prof. Dr. Bernd Dieckrüger

Tag der Promotion: 13.07.2017

Erscheinungsjahr 2017

## **Danksagung**

Die vorliegende Arbeit entstand während meiner Tätigkeit als Wissenschaftliche Mitarbeiterin in der Arbeitsgruppe „Historische Geographie“ unter Leitung von Herrn Prof. Schenk, dem ich an dieser Stelle herzlich für sein Vertrauen und seine Aufgeschlossenheit danke. Sein Entgegenkommen und seine Offenheit haben die Bearbeitung der Arbeit erst möglich gemacht. Mein herzlicher Dank gilt darüber hinaus Herrn Prof. Menz für die konstruktiven Diskussionen und die Mitbetreuung der Arbeit bis zu seinem plötzlichen Tod im Sommer 2016. Ein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dieckrüger, der kurzfristig als Zweitbetreuer der Arbeit eingesprungen ist und mir mit viel Engagement und sehr hilfreichen, kritischen Rückmeldungen, die Fertigstellung der Arbeit ermöglicht hat.

Für die Unterstützung und die Bereitstellung von Daten und Informationen möchte ich mich bei der Verwaltung des Biosphärenreservats Rhön, insbesondere der Thüringischen und Bayerischen Verwaltungsstelle und allen voran bei Frau Dr. Pokorny, bedanken. Außerdem danke ich Herrn Guido Lüchters vom ZEF in Bonn für die Diskussion statistischer Fragestellungen und die Zeit, die er sich dafür genommen hat. Bei der Arbeitsgruppe „Historische Geographie“ sowie der Abteilung Photo-/Kartographie am Geographischen Institut bedanke ich mich für die angenehme Arbeitsatmosphäre.

Meiner Freundin Kristina Anding gilt ein ganz besonderes Dankeschön für zahlreiche Diskussionen während des Entstehungsprozesses sowie für die konstruktive Kritik in der Endphase dieser Arbeit. Bei Beatrix Görtner möchte ich mich für das gewissenhafte und schnelle Korrekturlesen der Arbeit bedanken.

Abschließend freue ich mich, an dieser Stelle auch meinem Lebensgefährten Daniel Voigt, meinen Eltern und meinen Freunden für ihr Verständnis und ihr Vertrauen in mich Danke zu sagen.

## Zusammenfassung

Ökologisch schützenswerte Bereiche im Gebietsnaturschutz sind häufig an traditionelle Nutzungsformen gekoppelt. Die daraus hervorgegangenen Kulturlandschaften in Deutschland und anderen mitteleuropäischen Ländern sind gekennzeichnet durch eine kleinteilige Landschaftsstruktur und -vielfalt. Die Phänomene und Prozesse in diesen Landschaften sind raumspezifisch, d. h. an bestimmte Räume gebunden, und können folglich mit räumlichen Daten (Geodaten) erfasst und quantifiziert werden. Um die Dynamik der Landschaft, insbesondere zur Überprüfung von Schutzgebietszielen abzubilden, können quantitative Landschaftsanalysen als Monitoring-Instrument eingesetzt werden.

Im Kontext des Gebietsnaturschutz-Monitorings treten bei der Quantifizierung von Landschaftsveränderungen auf Basis kategorialer Daten unterschiedliche methodische und inhaltliche Probleme auf, die in der Arbeit am Beispiel des Biosphärenreservats Rhön untersucht werden. Die Ziele der Arbeit sind (1) die Untersuchung methodischer Aspekte in der vektorbasierten Landschaftsveränderungs- und Landschaftsstrukturanalyse, (2) die Präzisierung des Monitoring-Terminus sowie die Entwicklung eines indikator- und eines prozessbasierten Monitoring-Instruments für die spezifische Kulturlandschaft des Biosphärenreservats Rhön, welche einen Vergleich der beiden Ansätze und Aussagen über die Zielerreichung des Schutzgebiets ermöglichen, und (3) die Ableitung von Potenzialen quantitativer Landschaftsanalysen für das Konzept der Ökosystemleistungen und den angewandten Gebietsnaturschutz, insbesondere bezogen auf mögliche Synergieeffekte mit dem Kulturlandschaftsschutz.

Obwohl die Erfassung und Quantifizierung von Landschaftsveränderungen und Landschaftsstrukturen mittlerweile eine lange Tradition in der geographischen und landschaftsökologischen Forschung haben, bestehen, auch durch die zunehmende Verfügbarkeit sehr hoch aufgelöster Daten, nach wie vor methodische Unsicherheiten. Der Einfluss der thematischen Auflösung auf die Berechnung von Landnutzungs- und Landbedeckungsveränderungen sowie Landschaftsstrukturveränderungen ist noch nicht hinreichend geklärt und bisher im Kontext des Schutzgebietesmonitorings unzureichend berücksichtigt.

Den empirischen Untersuchungen wird eine quantitative Literaturanalyse zu Definitionen und methodischen Ansätzen im Landschaftsmonitoring vorangestellt. Da der Begriff *Monitoring* nicht einheitlich definiert ist, muss zunächst eine Präzisierung des Terminus für den Kontext der vorliegenden Arbeit erfolgen. Im Ergebnis wird unter Monitoring die

Sammlung und Analyse von Daten in mindestens zwei Zeitabschnitten an einem bestimmten Ort verstanden, die Rückschlüsse auf Veränderungen der Landschaft und ihrer Kompartimente erlauben, wodurch es möglich wird, das Erreichen vordefinierter Ziele zu überprüfen und zu bewerten.

Als Untersuchungsgebiet für die empirischen Analysen dient das Biosphärenreservat Rhön im Dreiländereck von Hessen, Thüringen und Bayern. Das Biosphärenreservat wurde 1991 von der UNESCO anerkannt und erstreckte sich bis zu seiner Erweiterung im Jahr 2014 über eine Fläche von ca. 185.000 Hektar. Es handelt sich um eine deutsche Mittelgebirgslandschaft, die aufgrund einer langen Nutzungsgeschichte durch vielfältige landschaftliche Kleinstrukturen sowie unbewaldete Hochflächen gekennzeichnet ist. Als Datengrundlage liegen flächendeckende Biotop- und Nutzungstypenkartierungen im Vektorformat für die Jahre 1993 und 2006 vor. Diese thematisch sehr hoch aufgelösten Daten werden im Rahmen der vorliegenden Arbeit in mehreren Schritten zu unterschiedlich stark differenzierten Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen bzw. Ökosystemtypen zusammengefasst. Zusätzlich stehen für drei Gemeinden aktuelle ATKIS-Datensätze (Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem) zur Verfügung, die ebenfalls hinsichtlich der Klassenzuteilung und der Erfassungsgrenzen bearbeitet werden.

Auf Basis dieser Datensätzen kann gezeigt werden, dass übergeordnete Landnutzungs- und Landbedeckungskategorien (Wald, Acker, Siedlungsfläche u. ä.) eine hohe Persistenz aufweisen. Die Dynamik der kleinteiligen Kulturlandschaft des Untersuchungsgebietes kann erst mit zunehmenden Detaillierungsgrad der Klassifikation abgebildet werden. Die unterschiedlichen Detailtiefen der Klassifikationen haben Einfluss auf die Berechnung und die Ergebnisse der quantitativen Landschaftsanalysen. Insbesondere bei der Berechnung sogenannter Landschaftsstrukturindizes wird deutlich, dass die Ergebnisse je nach Klassifikationsschema voneinander abweichen, so dass bei Landschaftsstrukturberechnungen eine kritische Auseinandersetzung mit der gewählten Klassifikationstiefe erfolgen muss und die Festlegung des Klassifikationsschemas bezogen auf die jeweilige Fragestellung und Zielsetzung vorzunehmen ist. Um die oben erwähnte Dynamik der spezifischen Kulturlandschaft des Biosphärenreservats zu erfassen, werden ein indikatorbasiertes und ein prozessbasiertes Monitoring zur Überprüfung der Zielerreichung entwickelt. Für das indikatorbasierte Monitoring sind vier Indikatoren (Nutzungsintensität, stark gefährdete Biotope, Grünlanderhalt und Landschaftsstrukturvielfalt durch Kleinstrukturen) erstellt worden. Für den Zeitraum zwischen 1993 und 2006 konnte mit

diesem Verfahren gezeigt werden, dass auf der überwiegenden Fläche die Ziele umgesetzt werden konnten. Konträr zur Zielerreichung sind lediglich eine leichte Abnahme der Grünlandareale und der stark gefährdeten Biotop in der Hohen Rhön. Für den prozessbasierten Ansatz erfolgt eine Kombination und entsprechende Anpassung der Biotop- und Nutzungstypenkartierungen mit ATKIS-Datensätzen für drei ausgewählte Gemeindegebiete, so dass drei Zeitschritte untersucht werden können. Zur Überprüfung der Zielerreichung werden fünf Prozesse (Intensivierung, Extensivierung, Grünlanderhalt, Diversifizierung und Fragmentierung) definiert. Die Ergebnisse zeigen zum Beispiel, dass im zweiten Zeitintervall (2006 bis 2016) auf manchen Flächen eine Intensivierung der Nutzung stattgefunden hat und die sehr hohen Grünlandanteile im Vergleich zum ersten Zeitintervall (1993 bis 2006) leicht abgenommen haben. Die Ergebnisse werden, u. a. in Abgleich mit den Entwicklungen der Agrarpolitik, ausführlich diskutiert. Beide Ansätze haben Stärken und Schwächen: Die Indikatoren ermöglichen eine räumlich explizite Auswertung sowie eine deutliche Reduktion der Komplexität bei gleichzeitigem Erhalt relevanter Informationen. Dagegen kann mit Prozessen die Richtung der Veränderungen abgebildet werden, wodurch Aussagen zu Ursache-Wirkungs-Zusammenhängen möglich sind.

Abschließend wird das Potenzial quantitativer Landschaftsanalysen für das aktuell in der Landschaftsökologie und Landschaftsplanung viel diskutierte Konzept der Ökosystemleistungen reflektiert. Die Erfassung von Ökosystemleistungen erfolgt häufig über quantitative Landnutzungs- und Landbedeckungsanalysen, folglich kann die Relevanz der Ergebnisse der vorliegenden Arbeit für die Inventarisierung von Ökosystemleistungen dargelegt werden. Das Potenzial der quantitativen Landschaftsanalysen für den angewandten Natur- und Kulturlandschaftsschutz zeigt den hohen Anwendungsbezug der vorliegenden Arbeit. Basierend auf aktuellen Veröffentlichungen in diesem Bereich kann gezeigt werden, dass quantitative Landschaftsanalysen eine hohe Relevanz als Monitoring-Instrument im angewandten Natur- und Kulturlandschaftsschutz haben.

## Summary

Threatened ecosystems and ecologically valuable landscapes are often linked to traditional land use techniques. Characteristics of these traditional cultural landscapes in Germany and other Central European countries are a high land use diversity and a detailed landscape structure. Conditions and processes of such landscapes are area specific, thus it is possible to assess and quantify them with spatial (geo-)datasets. In order to capture the dynamics of the landscape and, in particular, to evaluate nature conservation objectives, quantitative landscape analyses can be of great value as a monitoring tool.

With regard to nature conservation monitoring, several methodical and content-related difficulties emerge if the quantification of landscape change is based on categorical data. These difficulties are examined using the example of the biosphere reserve Rhön. The objectives of the present study are: (1) The investigation of methodical aspects of landscape change and landscape structure analyses based on digital vector based datasets. (2) The clarification of the term monitoring as well as the development of one indicator based and one process based monitoring approach to assess the characteristic cultural landscape of the biosphere reserve Rhön. The two approaches facilitate a comparison of the methodical procedures as well as the evaluation of the conservation achievements. And (3) the consideration of capabilities of quantitative landscape analyses in the context of ecosystem services as well as regarding applied nature conservation and cultural landscape protection.

There is a long research tradition of investigating and quantifying landscape change and landscape structure in geography and landscape ecology, but still there are uncertainties regarding methodical issues. Uncertainties will advance with the availability of increasing thematic resolution of spatial data. The impact of thematic resolution on land use and land cover change assessments and landscape structure analyses is not yet fully understood nor is it sufficiently incorporated in protected area monitoring.

Preceding the empirical investigations, a quantitative literature analysis on the definitions and methodical approaches regarding landscape monitoring is performed. The clarification of the term monitoring is indispensable as there is no consistent definition in research and practice. As a result, in the present case monitoring is defined as the compilation and analyses of data of at least two time steps for a specific area allowing to draw conclusions on landscape changes so that the evaluation of predefined objectives of landscape development is possible.

The study area of the empirical analyses is the biosphere reserve Rhön situated in the border triangle of Hesse, Thuringia and Bavaria. UNESCO officially deemed Rhön a biosphere reserve in 1991. Disregarding the expansion in 2014, it stretches over approximately 185,000 ha. The Rhön is a low mountain range and it is characterised by a diverse landscape structure and numerous deforested hilltops, both due to a long history of land use. The analyses are conducted using digital data of biotope types and land use mappings that are available area-wide for the biosphere reserve for the years 1993 and 2006. The high thematic resolution of these datasets necessitates an aggregation to land use and land cover classes that are summarised to different degrees (various numbers of classes). Additionally, up to date ATKIS data (Official Topographic-Cartographic Information System) are available for three communities. Likewise, these datasets are pre-processed regarding class attribution and survey standards.

The analysis of these datasets shows that main land use and land cover classes (e. g., forest, arable land, settlement areas) show high persistence. With increasing thematic resolution of the classification, it is possible to capture the dynamics of the diverse cultural landscape of the study area. The different levels of detail of the classifications affect the calculation and the results of quantitative landscape analyses. In particular, this effect is significant regarding the calculation of landscape pattern metrics. Consequently, a critical examination of the degree of classification detail and the definition of a classification scheme according to the specific research question and purpose is important when calculating landscape structure indices. In order to assess the earlier mentioned dynamics of the characteristic cultural landscape of the biosphere reserve and to evaluate the achievement of protection objectives, two monitoring approaches are developed: an indicator based and a process based monitoring approach. The indicator based approach consists of four indicators: intensity of land use, nationwide endangered biotopes, grassland conservation and structural diversity of landscape elements. This approach suggests that the objectives are achieved for most of the areas. Contrary to the development objectives is a slight decrease of grassland areas and endangered biotopes in the High Rhön region. Regarding the process based approach a combination of biotope type and land use mappings with ATKIS datasets is performed for three communities within the reserve facilitating the investigation of three time steps. To evaluate the development objectives five processes are defined: intensification, extensification, grassland conservation, diversification and fragmentation. Amongst other things, results show that during the second time interval (2006 to 2016) for some areas an intensification



of land use has taken place and the high rates of grassland slightly decreased compared to the first time interval (1993 to 2006). The discussion of the results includes among others the consideration of (European) agricultural policy impacts. Both approaches have strengths and weaknesses: indicators facilitate a spatial explicit interpretation and an efficient reduction of complexity while preserving relevant information. However, processes indicate landscape dynamics and show the direction of changes. In that way, the latter approach allows an interpretation of cause-effect-relations.

The capability of quantitative landscape analysis is assessed regarding the concept of ecosystem services, a concept currently much discussed in landscape ecology and landscape planning. In many cases land use and land cover data serve as proxy for the assessment of ecosystem services, thus the relevance of the results of this study regarding the detection of ecosystem services is elucidated. The potential of quantitative landscape analysis within the scope of applied nature conservation and cultural landscape protection reveals the high practical relevance of this study. Based on recent publications, it is concluded that quantitative landscape analyses are an important monitoring tool for nature conservation and cultural landscape protection.

# Inhaltsverzeichnis

<b>DANKSAGUNG</b> .....	<b>III</b>
<b>ZUSAMMENFASSUNG</b> .....	<b>IV</b>
<b>SUMMARY</b> .....	<b>VII</b>
<b>INHALTSVERZEICHNIS</b> .....	<b>X</b>
<b>ABBILDUNGSVERZEICHNIS</b> .....	<b>XIII</b>
<b>TABELLENVERZEICHNIS</b> .....	<b>XVI</b>
<b>1 EINLEITUNG</b> .....	<b>1</b>
1.1    LANDSCHAFTSVERÄNDERUNGEN UND SCHUTZGEBIETE.....	1
1.2    PROBLEMSTELLUNG UND ZIELSETZUNG .....	2
1.3    EINORDNUNG UND AUFBAU DER ARBEIT .....	5
<b>2 LANDSCHAFTSVERÄNDERUNGEN UND SCHUTZGEBIETE ALS FORSCHUNGSGEGENSTAND</b> .....	<b>11</b>
2.1    WISSENSCHAFTLICHE PERSPEKTIVEN UND SYSTEMTHEORETISCHE ÜBERLEGUNGEN ZU LANDSCHAFTSVERÄNDERUNGEN.....	11
2.2    SCHUTZGEBIETE IN DER GEOGRAPHISCHEN UND LANDSCHAFTSÖKOLOGISCHEN FORSCHUNG .....	13
2.3    AUSGEWÄHLTE METHODISCHE ASPEKTE QUANTITATIVER LANDSCHAFTSANALYSEN .....	24
<b>3 MONITORING: DEFINITORISCHE ZUGÄNGE UND METHODISCHE ANSÄTZE....</b>	<b>32</b>
3.1    VORGEHEN BEI DER ERMITTLUNG DEFINITORISCHER ZUGÄNGE UND METHODISCHER ANSÄTZE....	32
3.2    ERGEBNISSE: METHODEN UND DEFINITIONEN IM MONITORINGKONTEXT .....	34
3.3    SCHLUSSFOLGERUNGEN .....	45
<b>4 QUANTITATIVE LANDSCHAFTSANALYSEN ALS MONITORING-INSTRUMENT AM BEISPIEL DES BIOSPHÄRENRESERVATS RHÖN</b> .....	<b>47</b>
4.1    UNTERSUCHUNGSGEBIET BIOSPHÄRENRESERVAT RHÖN.....	47
4.1.1    Naturraum des Biosphärenreservats .....	48
4.1.2    Landschafts- und Siedlungsgeschichte.....	51
4.1.3    Aktuelles Landschaftsbild und sozio-ökonomischer Raum.....	54
4.1.4    Schutzgebietskategorie Biosphärenreservat .....	62
4.1.5    Forschung im Biosphärenreservat Rhön.....	66
4.2    DATEN UND METHODEN .....	69
4.2.1    Daten und Vorverarbeitung .....	69
4.2.1.1    Datenbasis.....	69
4.2.1.2    Vorverarbeitung .....	70

4.2.1.3	Validierung der Datensätze .....	79
4.2.2	Methodisches Vorgehen.....	82
4.2.2.1	Veränderungsanalysen .....	82
4.2.2.2	Einfluss der thematischen Auflösung .....	84
4.2.2.3	Indikatorbasierte Landschaftsanalyse.....	90
4.2.2.4	Prozessbasierte Landschaftsanalyse.....	98
4.3	ERGEBNISSE UND DISKUSSION .....	105
4.3.1	Landschaftsveränderungen im Biosphärenreservat Rhön .....	105
4.3.1.1	Ergebnisse der Veränderungsanalysen .....	105
4.3.1.2	Kontextuelle Einordnung und Diskussion .....	111
4.3.2	Einfluss der thematischen Auflösung von klassifizierten Datensätzen auf Monitoring Ergebnisse .....	113
4.3.2.1	Bedeutung der Klassifikationstiefe für Landnutzungs-/Landbedeckungsanalysen ...	114
4.3.2.2	Einfluss der Klassifikationstiefe auf Landschaftsstrukturanalysen .....	116
4.3.2.3	Diskussion .....	127
4.3.3	Quantitative Landschaftsanalysen zur Überprüfung der Zielerreichung.....	131
4.3.3.1	Indikatorbasiertes Monitoring.....	131
4.3.3.2	Prozessbasiertes Monitoring .....	138
4.3.3.3	Evaluation und Diskussion .....	144
4.4	RESÜMEE DER EMPIRISCHEN UNTERSUCHUNGEN .....	158
<b>5</b>	<b>REFLEXIONEN: POTENZIALE QUANTITATIVER LANDSCHAFTSANALYSEN .....</b>	<b>161</b>
5.1	POTENZIALE FÜR DIE ERFASSUNG VON ÖKOSYSTEMLEISTUNGEN .....	161
5.1.1	Das Ökosystemleistungskonzept .....	161
5.1.2	Quantitative Analysen zur Erfassung von Ökosystemleistungen.....	164
5.1.3	Anknüpfungspunkte der vorliegenden Arbeit.....	170
5.1.4	Kritische Einordnung des Ökosystemleistungskonzepts .....	175
5.2	POTENZIALE IM ANGEWANDTEN NATUR- UND KULTURLANDSCHAFTSSCHUTZ .....	177
5.2.1	Aufgaben und Ziele im Natur- und Kulturlandschaftsschutz.....	177
5.2.2	Relevanz quantitativer Analysen im Natur- und Kulturlandschaftsschutz .....	181
5.2.3	Synthese: Potenzial quantitativer Landschaftsanalysen für den Naturschutz in der Kulturlandschaft.....	184
<b>6</b>	<b>SCHLUSSBETRACHTUNG UND AUSBLICK.....</b>	<b>186</b>
<b>7</b>	<b>LITERATURVERZEICHNIS .....</b>	<b>190</b>
<b>8</b>	<b>ANHANG .....</b>	<b>217</b>
8.1	AUFLISTUNG DER AUSGEWERTETEN LITERATUR AUS KAPITEL 3 .....	217
8.2	GRÜNLAND DEFINITIONEN .....	220
8.3	AUFLISTUNG ÖKOSYSTEMTYPEN (THEMATISCHE AUFLÖSUNG LEVEL 4).....	222

8.4	PATCHGRÖßEN-VERTEILUNG .....	228
8.5	KARTEN DER LANDSCHAFTSSTRUKTURBERECHNUNGEN .....	229
8.6	ERGEBNISSE DER KORRELATIONSANALYSE ZUR AUSWAHL DER LANDSCHAFTSSTRUKTURINDIZES ..	231
8.7	LANDSCHAFTSSTRUKTURBERECHNUNGEN DIFFERENZIERT NACH SCHUTZZONEN.....	239

---

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 01: Einordnung der Arbeit.....	7
Abb. 02: Aufbau der Arbeit.....	9
Abb. 03: Das Begriffsverständnis von »Landschaft«.....	16
Abb. 04: Raummuster der Landnutzung in Schutzgebieten.....	19
Abb. 05: DPSIR-Modell.....	28
Abb. 06: Vorgehensweise der systematischen Literatursichtung.....	33
Abb. 07: Anzahl der gesichteten Dokumente differenziert nach Dokumententyp.....	34
Abb. 08: Anzahl der gesichteten Dokumente differenziert nach dem Jahr.....	35
Abb. 09: Monitoringfokus in den gesichteten Dokumenten.....	35
Abb. 10: Wissenschaftliche Zeitschriften und Schriftenreihen.....	37
Abb. 11: Verwendete Daten in den ausgewerteten Studien.....	38
Abb. 12: Häufigkeit der verwendeten methodischen Ansätze.....	38
Abb. 13: Anzahl der verwendeten methodischen Ansätze differenziert nach Schutzgebietskategorie.....	41
Abb. 14: Untersuchungsgebiet Biosphärenreservat Rhön.....	48
Abb. 15: Klimadiagramme von Fulda und der Wasserkuppe.....	51
Abb. 16: Prozentuale Flächenanteile der übergeordneten Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen im Biosphärenreservat.....	55
Abb. 17: Gemeinden, erfüllende Gemeinden und gemeindefreie Gebiete im Biosphärenreservat Rhön.....	59
Abb. 18: Gemeinde Geisa entlang des Point-Alpha-Wegs.....	60
Abb. 19: Gemeinde Ehrenberg, Blick auf Wüstensachsen.....	61
Abb. 20: Charakteristische Heckenstrukturen entlang streifenförmiger Fluren in der Gemeinde Bischofsheim.....	62
Abb. 21: Darstellung von Flächen-, Punkt- und Linienobjekten.....	71
Abb. 22: Auszug der digitalen Orthophotos der Gemeinde Bischofsheim.....	78
Abb. 23: Plausibilitätsprüfung.....	81
Abb. 24: Schematischer Untersuchungsaufbau.....	90
Abb. 25: Modell zur Berechnung der Nutzungsintensität im ModelBuilder.....	95
Abb. 26: Darstellung des Landschaftsstrukturindex »core area density« (CAD).....	102
Abb. 27: Landnutzung und Landbedeckung im Biosphärenreservat Rhön.....	106
Abb. 28: Dargestellt sind die Anteile der Landnutzungs-/Landbedeckungsklassen für die beiden Jahre 1993 und 2006 bei einer Differenzierung in 9 Hauptklassen.....	108
Abb. 29: Darstellung der veränderten Flächenanteile.....	109

Abb. 30: Prozentuale Zu- und Abnahmen der Waldflächen bzw. der Baumgruppen- und Feldheckenflächen zwischen 1993 und 2006. ....	111
Abb. 31: Prozentuale Veränderungen zwischen 1993 und 2006, die mit unterschiedlichen thematischen Auflösungen berechnet werden. ....	114
Abb. 32: Veränderte und unveränderte Flächen zwischen 1993 und 2006 im Biosphärenreservat Rhön, die auf Berechnungen mit unterschiedlichen thematischen Auflösungen beruhen. ....	115
Abb. 33: Verhältniszahl (Quotient) der feststellbaren Veränderungen zwischen den unterschiedlichen thematischen Auflösungen. ....	115
Abb. 34: Graphische Darstellung der Ergebnisse des Linear Mixed Models am Beispiel des Shannon Diversity Index (SDI). ....	117
Abb. 35: Anzahl der Patches in Abhängigkeit von der thematischen Auflösung. ....	118
Abb. 36: Werte der Landschaftsstrukturberechnung für das gesamte Gebiet des Biosphärenreservats in Abhängigkeit von der thematischen Auflösung. ....	119
Abb. 37: Berechnung der Landschaftsstrukturindizes differenziert nach Gemeindegebieten. ....	121
Abb. 38: Ergebnisse der SDI (Shannon Diversity Index) Berechnung. ....	123
Abb. 39: Ergebnisse der SEI (Shannon Evenness Index) Berechnung. ....	124
Abb. 40: Ergebnisse der MPS (Mean Patch Size) Berechnung. ....	125
Abb. 41: Ergebnisse der ED (Edge Density) Berechnung. ....	126
Abb. 42: Einfluss der Klassifikationstiefe auf die Ergebnisse der Veränderungsanalyse. ....	128
Abb. 43: Darstellung der re-skalierten Werte (Wertebereich von 0 bis 1) der Nutzungintensität pro Gemeindefläche. ....	132
Abb. 44: Darstellung der re-skalierten Werte (Wertebereich von 0 bis 1) des Anteils landesweit stark gefährdeter Biotope pro Gemeindefläche. ....	133
Abb. 45: Darstellung des prozentualen Grünlandanteils an der jeweiligen Gemeindefläche. ....	134
Abb. 46: Darstellung der re-skalierten Werte (Wertebereich von 0 bis 1) für den Anteil der flächenhaft erfassten Landschaftselemente. ....	135
Abb. 47: Darstellung der re-skalierten Werte (Wertebereich von 0 bis 1) für die Summe der linearen Landschaftselemente. ....	135
Abb. 48: Darstellung der re-skalierten Werte (Wertebereich von 0 bis 1) für die Anzahl der punktförmigen Landschaftselemente. ....	135
Abb. 49: Darstellung der re-skalierten Werte (Wertebereich von 0 bis 1) der Landschaftsstrukturvielfalt durch Kleinstrukturen. ....	136
Abb. 50: Landnutzung und Landbedeckung 1993, 2006 und 2016 in den drei untersuchten Gemeinden. ....	139
Abb. 51: Prozess der Intensivierung. ....	140
Abb. 52: Prozess der Extensivierung. ....	141
Abb. 53: Prozess der Grünlanderhaltung. ....	141

Abb. 54: Prozess der Diversifizierung. ....	142
Abb. 55: Prozess der Fragmentierung.....	143
Abb. 56: Agrarpolitik im Untersuchungszeitraum.....	155
Abb. 57: Auswertung des indikatorbasierten Ansatzes.....	159
Abb. 58: Kaskadenmodell der Ökosystemleistungen.....	163
Abb. 59: Auszug aus der Matrix von BURKHARDT ET AL. (2010) zur Illustration der Verknüpfung von Landnutzung und Ökosystemleistungen.....	165
Abb. 60: Zusammenhang zwischen dem DPSIR Modell und dem Ökosystemleistungskonzept.....	173
Abb. 61: Bezug empirischer Ergebnisse zum Ökosystemleistungskonzept.....	174
Abb. 62: Häufigkeitsverteilung der Patchgrößen exemplarisch dargestellt an den thematischen Auflösungen Level 1 und 4 für das Jahr 1993.....	228
Abb. 63: Ergebnisse der MSI (Mean Shape Index) Berechnungen. ....	229
Abb. 64: Ergebnisse der MedPS (Median Patch Size) Berechnungen.....	229
Abb. 65: Ergebnisse der AWPFD (Area Weighted Patch Fractal Dimension) Berechnungen. ....	230
Abb. 66: Korrelationen für die thematische Auflösung Level 1, 1993.....	231
Abb. 67: Korrelationen für die thematische Auflösung Level 2, 1993.....	232
Abb. 68: Korrelationen für die thematische Auflösung Level 3, 1993.....	233
Abb. 69: Korrelationen für die thematische Auflösung Level 4, 1993.....	234
Abb. 70: Korrelationen für die thematische Auflösung Level 1, 2006.....	235
Abb. 71: Korrelationen für die thematische Auflösung Level 2, 2006.....	236
Abb. 72: Korrelationen für die thematische Auflösung Level 3, 2006.....	237
Abb. 73: Korrelationen für die thematische Auflösung Level 4, 2006.....	238
Abb. 74: Veränderungen der Landschaftsstrukturindizes zwischen 1993 und 2006, berechnet mit unterschiedlichen thematischen Auflösungen für die drei Schutzzonen des Biosphärenreservats.....	239

## Tabellenverzeichnis

Tab. 01: Forschungsfragen.....	5
Tab. 02: Flächenwirksame Schutzgebietskategorien in Deutschland. ....	20
Tab. 03: Definitionen des Begriffs »Monitoring«.....	42
Tab. 04: Überblick über die am häufigsten vorkommenden Böden.....	50
Tab. 05: Zonengrößen in Hektar im Biosphärenreservat. ....	64
Tab. 06: Leitbilder des Biosphärenreservats Rhön. ....	66
Tab. 07: Übersicht der verwendeten Datensätze. ....	70
Tab. 08: Standardisierte 11-stellige Codierung der Biotop- und Nutzungstypenkartierung mit Beispiel. ....	71
Tab. 09: Anzahl der Klassen in den jeweiligen zusammengefassten Klassifikationsschemata Level 1 bis 4.....	72
Tab. 10: Hierarchischer Aufbau der ersten drei Klassifikationsebenen. ....	73
Tab. 11: Zuordnung der Biotop- und Nutzungstypen und der Objektarten des ATKIS Basis-DLM zu den neu gebildeten Klassen.....	76
Tab. 12: Puffer-Distanzen für die Integration der Liniendaten in den Flächendatensatz. ...	77
Tab. 13: Validierungsergebnisse im Überblick. ....	82
Tab. 14: Kreuztabelle zur Analyse von Landnutzungs-/Landbedeckungsveränderungen...83	
Tab. 15: Ausgewählte Landschaftsstrukturindizes mit assoziierten Fragestellungen im Monitoringkontext. ....	86
Tab. 16: Formeln zur Berechnung der Landschaftsstrukturindizes.....	87
Tab. 17: Zuordnung der Schlüsselprozesse zu den Leitbildern und Zielen des Biosphärenreservats. ....	104
Tab. 18: Kreuztabelle der prozentualen Veränderungen zwischen 1993 und 2006 für die Klassifizierung der Landnutzung/Landbedeckung mit 9 Klassen (Level 1). ....	107
Tab. 19: Bedeutendste Flächenveränderungen (bezogen auf die Flächenanteile) im Biosphärenreservat zwischen 1993 und 2006.....	110
Tab. 20: Ergebnisse des Linear Mixed Models für 1993. ....	116
Tab. 21: Ergebnisse des Linear Mixed Models für 2006. ....	117
Tab. 22: Stärke der Zusammenhänge zwischen den Indikatoren. ....	137
Tab. 23: Tabellarische Zusammenfassung der Ergebnisse.....	145
Tab. 24: Stärken u. Schwächen des indikatorbasierten und prozessbasierten Ansatzes. ....	160
Tab. 25: Auflistung der Ökosystemtypen.....	222



## 1 Einleitung

Nach einer kurzen thematischen Einführung zu Landschaftsveränderungen und Schutzgebieten werden im zweiten Unterkapitel die Zielsetzung und die Problemstellung der Arbeit erläutert. Die Einleitung schließt mit einer disziplinären Einordnung der Arbeit sowie einer Beschreibung des Aufbaus ab.

### 1.1 Landschaftsveränderungen und Schutzgebiete

Mit dem zunehmenden Anstieg der Weltbevölkerung seit dem ausgehenden 18. und beginnenden 19. Jahrhundert hat sich auch der anthropogene Einfluss auf die Landschaft deutlich verstärkt. Diese durch Nutzung hervorgerufene Veränderung der Landschaft führte zur Herausbildung neuer Habitats, die es zuvor nicht gegeben hat. Heute gelten viele dieser Habitats in der Kulturlandschaft aufgrund ihrer hohen Biodiversität oder dem Vorkommen seltener Arten als besonders schützenswert (NIEMI ET AL. 2015). Andererseits hat aber mit dem weiteren exponentiellen Anstieg der Bevölkerung und der Technisierung der Landnutzung, insbesondere seit der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts, die anthropogene Beeinflussung in Geschwindigkeit und Ausmaß soweit zugenommen, dass homogene Agrarlandschaften und großflächige Versiegelung zu einer Abnahme strukturreicher Lebensräume und damit zu einem Biodiversitätsverlust führen (GIRI 2012; NIEMI ET AL. 2015; VERHAGEN ET AL. 2016). Doch nicht nur die Nutzungsintensivierung führt zu einem Verlust an Vielfalt, sondern auch Extensivierungen in Form von Nutzungsaufgaben auf marginalen Standorten können mit einem Verlust an Habitatvielfalt einhergehen und damit negative Auswirkungen auf die Biodiversität haben (LANGANKE ET AL. 2005; EETVELDE U. ANTROP 2009). Dabei ist die Landschaft der „sichtbare [...] Ausdruck des sich ständig verändernden Zusammenspiels von Natur und Kultur“ (STEINHARDT 2012, S. 135).

Die Veränderungen bzw. die damit einhergehende Dynamik ist eine inhärente Komponente des Systems Landschaft (FARINA 2000). Folglich ist die Erfassung von Nutzungs- und daraus resultierenden Landschaftsveränderungen wichtig, um die Geschwindigkeit und die Stärke der Veränderungen vor dem Hintergrund der Nutzungsgeschichte zu relativieren bzw. einzuordnen und letztlich über die *Schutzwürdigkeit* von Landschaften entscheiden zu können. Der Gebietsnaturschutz in Form von Schutzgebieten kann einen wesentlichen Beitrag zum Erhalt von landschaftlicher Vielfalt und damit zum Schutz der Biodiversität leisten

(LEVERINGTON ET AL. 2010). Doch obwohl ungefähr 13 % der weltweiten Landflächen unter Schutz stehen, geht die Vielfalt an Arten und Ökosystemen weiter zurück, was entsprechende Rückschlüsse auf die bisher erzielte Schutzwirkung des Gebietsnaturschutzes nach sich zieht (KNIGHT ET AL. 2013, S. 363). Zur weiteren Untersuchung der Effektivität und der Zielerreichung von Schutzgebieten ist es wichtig, die Ebene der einzelnen Arten zu verlassen und synthetisierende Untersuchungen von Veränderungen der Ökosysteme, der Landnutzung und der Landbedeckung in Schutzgebieten durchzuführen (UUEMAA ET AL. 2013, S. 104). Aus den eingangs erwähnten Gründen ist der Fokus dabei nicht ausschließlich auf Wildnisgebiete oder besonders naturnahe Räume zu begrenzen, sondern um landwirtschaftlich genutzte Räume zu erweitern. Denn gerade in der Agrarlandschaft besteht noch ein erheblicher Handlungsbedarf, um den Biodiversitätsverlust zu reduzieren (SALOMON 2016). Zum langfristigen Erhalt der Biodiversität sind die Vielfalt der Landnutzungen und damit die Landschaftsvielfalt mindestens ebenso wichtig wie die Artenvielfalt oder die genetische Vielfalt. Zentral sind hier folglich nicht die einzelnen Arten, sondern die Strukturen sowie räumlichen und zeitlichen Muster in der Landschaft (STEINHARDT 2012, S. 136; WALZ 2013a, S. 133).

Das Konzept der Landschaft ermöglicht der geographischen und landschaftsökologischen Forschung die für derartige Untersuchungen notwendige Überwindung der Mensch-Natur-Dichotomie. Insbesondere die frühen, aus der Geographie hervorgegangenen, europäischen Ansätze der Landschaftsökologie haben dazu beigetragen, dass das Interesse auch auf die anthropogene Komponente in der Landschaft und deren räumliche Ausprägung gerichtet wird. Die Konsolidierung mit den nordamerikanischen Ansätzen der Landschaftsökologie, die die Komplexität großräumiger natürlicher bis naturnaher Gebiete in den Fokus rückten, bereicherte die wissenschaftliche Disziplin, und zwar vor allem dahingehend, dass methodische (quantitative) Ansätze weiterentwickelt wurden und werden (FINOTTO 2011, S. 48f.).

## **1.2 Problemstellung und Zielsetzung**

Ökologisch schützenswerte Bereiche im Gebietsnaturschutz sind häufig an traditionelle Nutzungsformen gekoppelt (HAMPICKE 2013, S. 22; SCHENK 2011, S. 111). Die daraus hervorgegangenen Kulturlandschaften in Deutschland und anderen mitteleuropäischen Ländern sind gekennzeichnet durch eine kleinteilige Landschaftsstruktur und -vielfalt (JEDICKE 2001, S. 61; MARSCHALL 2016; WALZ 2015, S. 88). Die Phänomene und Prozesse

in diesen Landschaften sind raumspezifisch, d. h. an bestimmte Räume gebunden, und können folglich mit räumlichen Daten (Geodaten) erfasst und quantifiziert werden (MALLINIS ET AL. 2014). Bei der Quantifizierung von Landschaftsveränderungen auf Basis kategorialer Daten treten unterschiedliche methodische und inhaltliche Probleme auf, die in dieser Arbeit am Beispiel des Biosphärenreservats Rhön untersucht werden.

Konkret werden zwei übergeordnete **Problemstellungen** behandelt:

- A. Eine unzureichende Konzeptualisierung von Auflösungen kann zu einer unzureichenden Generalisierung und damit zu fehlerhaften Rückschlüssen und Interpretationen von quantitativen Landschaftsanalysen führen (HIGGINS ET AL. 2012), zumal die Stärken und Schwächen quantitativer Landschaftsanalysen mit unterschiedlichen thematischen Auflösungen ebenso wie das Potenzial von Landschaftsanalysen, basierend auf sehr hohen thematischen Auflösungen, noch nicht abschließend geklärt sind (KUPFER 2012). In vielen bisherigen Studien wird der Einfluss der räumlichen Auflösung untersucht, wohingegen die thematische Auflösung der Daten häufig unberücksichtigt bleibt. Folglich werden Unsicherheiten bei der Analyse realer Landschaften, die durch die Generalisierung komplexer Datensätze entstehen, unzureichend thematisiert (u. a. LECHNER ET AL. 2012; LIU ET AL. 2013).
- B. Quantitative Analysen von Landschaftsveränderungen erfordern eine Reduzierung der Komplexität der realen Landschaft. Die Reduktion der Komplexität geht einher mit einer Verringerung des Informationsgehalts. Da die Dynamik kleinteiliger, durch traditionelle Nutzung entstandener Kulturlandschaften nur mit hohen thematischen Auflösungen erfasst werden kann (OHNESORGE ET AL. 2013), entsteht ein Konflikt zwischen Generalisierung und Informationserhalt. Um den Verlust relevanter Informationen bei gleichzeitiger Generalisierung zu reduzieren, können indikator- und prozessbasierte Auswertungen durchgeführt werden (BASTIAN 2016), die jedoch unterschiedliche Stärken und Schwächen bei der Interpretation aufweisen. OHNESORGE ET AL. (2013) schlussfolgern, dass Veränderungen in der häufig kleinteiligen und strukturreichen Kulturlandschaft Deutschlands bzw. Mitteleuropas besser prozessbasiert als indikatorbasiert abgebildet werden können. Die Aussagen der Autoren basieren auf einer Analyse von zwei Zeitschritten für ein Biosphärenreservat in Ostdeutschland. Die Definition und Abbildung von Prozessen, basierend auf nur zwei Zeitschritten, erscheint aber problematisch. Um

tatsächlich prozesshafte Entwicklungen abzubilden, sollten multitemporale Analysen mit mindestens drei Zeitschritten durchgeführt werden. Das zieht Fragen der Datenverfügbarkeit, Datenqualität und der Kombination unterschiedlicher Datenquellen nach sich, die im Monitoringkontext eine hohe Relevanz besitzen. Der Monitoringkontext ist bei Schutzgebieten in besonderem Maße gegeben. Jedoch ist der Begriff des Monitorings ebenfalls nicht unproblematisch und vor allem nicht einheitlich definiert (KOWATSCH ET AL. 2011). Bezogen auf das spezifische Untersuchungsgebiet sind die Veränderungen der Landschaft räumlich differenziert verlaufen (JEDICKE 2013), so dass zeitlich und räumlich explizite Aussagen notwendig sind, um Aussagen zur Erfolgskontrolle des Managements im Rahmen eines Monitorings treffen zu können.

Aus den skizzierten Problemstellungen leiten sich drei übergeordnete **Zielsetzungen** ab. Die einzelnen Ziele der Arbeit sind:

- (1) die Untersuchung methodischer Aspekte in der vektorbasierten Landschaftsveränderungs- und Landschaftsstrukturanalyse mit besonderem Fokus auf den Einfluss der thematischen Auflösung auf die Analyseergebnisse,
- (2) eine erste Abgrenzung und Präzisierung des Monitoringbegriffs sowie die Entwicklung und der Vergleich eines indikator- und eines prozessbasierten Monitoring-Instruments für die spezifische Landschaft des Biosphärenreservats Rhön, um Aussagen über die Erreichung landschafts- bzw. flächenbezogener Ziele des Schutzgebietsmanagements zu machen, und
- (3) die Ableitung und Reflexion von Potenzialen quantitativer Landschaftsanalysen für das im Forschungs- und Anwendungskontext viel diskutierte Konzept der Ökosystemleistungen, die in vielen Studien auf Basis von Landnutzungs- und Landbedeckungsdaten quantifiziert werden, sowie für den Gebietsnaturschutz, und zwar mit einem Fokus auf mögliche Synergieeffekte mit dem Kulturlandschaftsschutz.

In Tabelle 1 sind die entsprechenden **Forschungsfragen** aufgeführt.

Tabelle 1: Forschungsfragen.

<b>Forschungsfragen</b>	
<b>Zielsetzung</b>	<b>1</b> Welchen Einfluss hat die thematische Auflösung auf die Analyseergebnisse vektorbasierter Landschaftsveränderungs- und Landschaftsstrukturanalysen?
	<b>2</b> Welche methodischen Ansätze und definitorischen Zugänge zum Begriff des Monitorings gibt es bezogen auf europäische und nordamerikanische Untersuchungsgebiete und wie lässt sich der Begriff präzisieren?  Inwieweit können die flächenbezogenen Ziele des Biosphärenreservats Rhön mit indikator- und prozessbasierten Monitoringansätzen überprüft und Landschaftsveränderungen quantifiziert werden? Welche Stärken und Schwächen haben die beiden unterschiedlichen Ansätze?
	<b>3</b> Welche Potenziale haben quantitative Landschaftsanalysen für das Ökosystemleistungskonzept und für den angewandten Natur- und Kulturlandschaftsschutz?

### **1.3 Einordnung und Aufbau der Arbeit**

Die (europäische) Landschaftsökologie als raumbezogene Wissenschaft hat über ihre Auseinandersetzung mit den Beziehungen zwischen Gesellschaft und Umwelt bzw. Kultur und Natur sowohl Überschneidungsbereiche mit der Ökologie als auch mit der Geographie (FINOTTO 2011). Der zentrale Forschungsgegenstand, die Landschaft, ist eng mit der Geschichte der Disziplin verknüpft, die ihre Wurzeln in der geographischen Landeskunde hat (STEINHARDT 2012; TROMMER 2016)<sup>1</sup>. Für die vorliegende Arbeit ist neben der Auseinandersetzung mit anthropogenen Landschafts(über)prägungen vor allem der methodische Zugang interessant. Sowohl die quantitative Geographie als auch die Landschaftsökologie ermöglichen räumlich explizite Aussagen zu Veränderungen der Landschaft, wobei der Begriff der Landschaft in den meisten Definitionen bereits den räumlichen Bezug impliziert (BASTIAN 2016, S. 49). Das zentrale Werkzeug der Geographie

---

<sup>1</sup> Der Sachverhalt wird in Kapitel 2 weiter ausgeführt.

ist dabei die Analyse von Landschaften mit Hilfe von Geographischen Informationssystemen (GIS). Die Landschaftsökologie erweitert diese Analysen mit speziellen Werkzeugen zur Untersuchung räumlicher Muster und Strukturen (Landschaftsstrukturindizes) (LANG U. BLASCHKE 2007; STEINHARDT ET AL. 2012). Dieses methodische Ineinandergreifen ermöglicht eine detaillierte Beschreibung und Quantifizierung von Entwicklungen in der Landschaft. Geographie und Landschaftsökologie tragen mit wissenschaftlichen Untersuchungen und Erkenntnissen sowie der Analyse fachübergreifender Zusammenhänge zu einer wissenschaftlich fundierten Entscheidungsgrundlage für die aktuellen Problem- und Handlungsfelder des Naturschutzes bei (ERDMANN ET AL. 2015). Naturschutz wird bei BASTIAN (2016, S. 47) definiert als „die Gesamtheit der wissenschaftlichen, administrativen und praktischen Maßnahmen zur Erhaltung der Arten- und Formenmannigfaltigkeit lebender Organismen einschließlich ihrer Lebensgemeinschaften und Lebensstätten (bzw. -räume) sowie die Bewahrung naturhistorisch wertvoller Gebiete (aus Bastian und Schreiber 1999)“. Somit geht der Naturschutz über die planerischen und praxisorientierten Ausrichtungen hinaus und umfasst im Schnittbereich mit den verschiedenen Forschungsrichtungen auch wissenschaftliche Aspekte. Dieses Verständnis von Naturschutz ist nicht überall verbreitet, so überwiegt häufig der planerische Aspekt. Zum Beispiel verstehen MEYER ET AL. (2016, S. 498) unter Naturschutz „ein Element von Landnutzungssystemen, das Nutzungsart und -intensität mit Rücksicht auf die biologische Vielfalt abwandelt, einschränkt oder auf Teilflächen vollständig ausschließen kann.“. ERDMANN ET AL. (2015) halten fest, dass sich der Naturschutz zu einem eigenständigen Arbeitsfeld der Geographie herausgebildet hat. Ebenso haben naturschutzrelevante Fragestellungen eine lange Tradition in der landschaftsökologischen Forschung (STEINHARDT ET AL. 2012).

Die Arbeit ist in den Schnittbereich der drei Felder Geographie, Landschaftsökologie und Naturschutz einzuordnen und liefert für alle drei Bereiche wissenschaftlich fundierte Erkenntnisse (Abb. 1), für den Bereich der Landschaftsökologie insbesondere hinsichtlich der methodischen Problemstellungen in der quantitativen Landschaftsanalyse (Landschaftsstrukturanalyse). Diese Erkenntnisse sind auch für die Geographie, die sich unter anderem mit der quantitativen Erfassung von Landschaftsveränderungen und deren zeitlichen und räumlichen Mustern befasst, relevant. Darüber hinaus liefert die Arbeit für anwendungsbezogene Fragestellungen der Geographie und Landschaftsökologie in den Bereichen nachhaltige Landschaftsentwicklung und flächenbezogener Naturschutz neue

Erkenntnisse und zwar sowohl hinsichtlich methodischer Ansätze als auch inhaltlicher Aspekte. Der Naturschutz im wissenschaftlichen und anwendungsbezogenen Kontext profitiert sowohl von den Erkenntnissen für die Landschaftsökologie als auch von denen für die Geographie, da seine Konzepte auf den wissenschaftlichen Grundlagen dieser beiden und weiterer Disziplinen beruhen. Die inhaltlich relevanten Ergebnisse der vorliegenden Arbeit können direkt in die fortlaufende Naturschutzarbeit im Untersuchungsgebiet eingehen und erlauben Rückschlüsse auf die aktuelle Ausrichtung der Naturschutzpraxis.

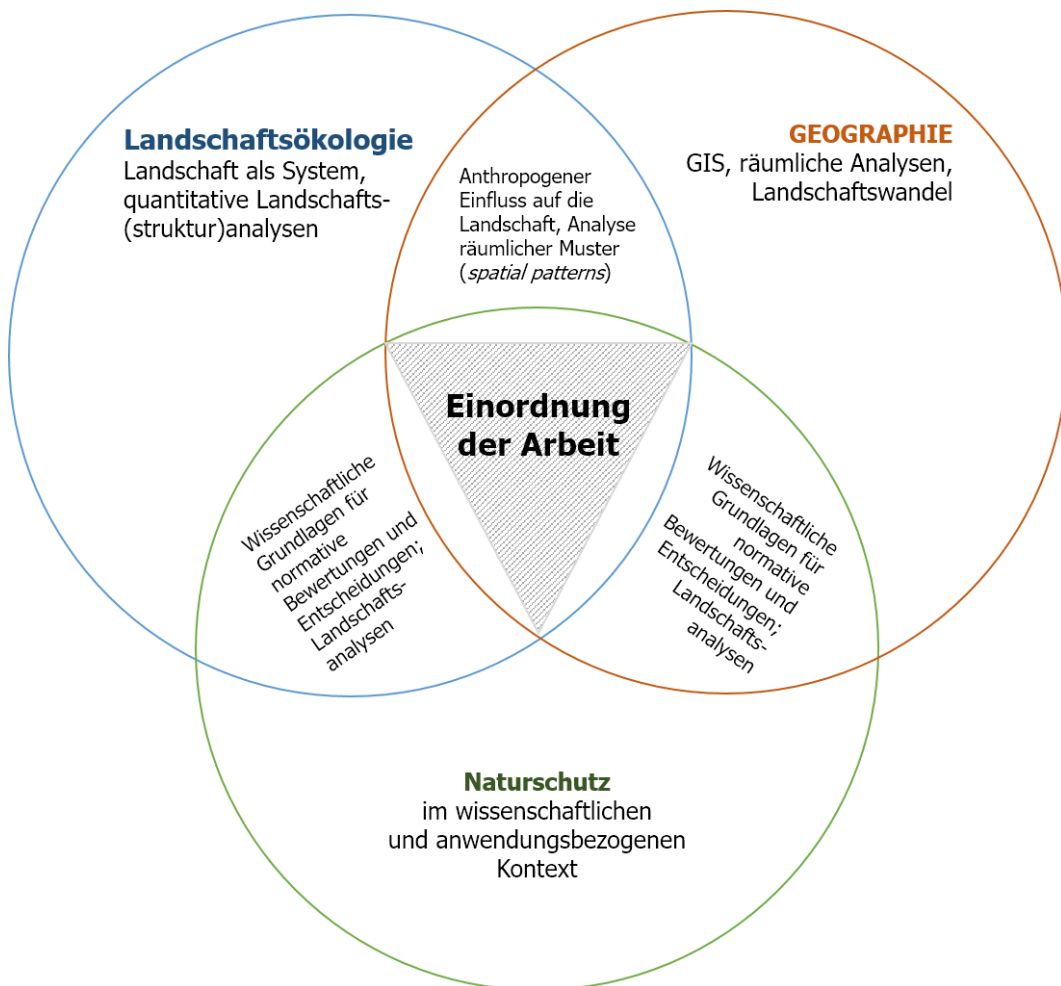


Abbildung 1: Einordnung der Arbeit in den Überschneidungsbereich von Landschaftsökologie, Geographie und Naturschutz (eigene Darstellung).

### Aufbau der Arbeit

Nach den Ausführungen zur Problemstellung und Zielsetzung der Arbeit im einleitenden Kapitel erfolgt in Kapitel 2 die Darstellung des aktuellen Forschungsstands zu den behandelten Themen (Abb. 2). Der wissenschaftlichen Auseinandersetzung mit Landschaftsveränderungen wird eine Begriffsdiskussion und -spezifizierung des Begriffs

Landschaft vorangestellt. Es schließt sich ein kurzer Überblick zu den wissenschaftlichen Zugängen sowie systemtheoretischen Überlegungen zu Veränderungen der Landschaft an. Die explizite wissenschaftliche Auseinandersetzung mit Schutzgebieten in Mitteleuropa in der geographischen und landschaftsökologischen Forschung ist ein enges Feld, so dass die aktuellen Publikationen insbesondere dann auf eine überschaubare Anzahl reduziert sind, wenn der Fokus auf solche Aspekte gelegt wird, die für die vorliegende Arbeit relevant sind. In diesem Zusammenhang werden zudem das Verständnis von Landschaftsökologie konkretisiert und die Klassifikation sowie Definition von Schutzgebieten bzw. Schutzgebietskategorien erläutert. Quantitative Landschaftsanalysen sind wiederum ein sehr weites Forschungsfeld. Auch hier wird der Forschungsstand nur für die Zusammenhänge dargestellt, die in der vorliegenden Arbeit an anderen Stellen aufgegriffen werden.

Das dritte Kapitel nähert sich über eine systematische Literaturanalyse dem zentralen Begriff des Monitorings an. Da dem Begriff *Monitoring* keine einheitliche Definition zu Grunde liegt und er sowohl in der Wissenschaft als auch im anwendungsbezogenen Kontext sehr vielseitig und unterschiedlich benutzt wird, werden an dieser Stelle methodische Ansätze und definitorische Zugänge systematisch erfasst und ausgewertet. Das Kapitel schließt mit einer Diskussion methodischer Aspekte im Bereich des Monitorings sowie der für die vorliegende Arbeit geltenden Konkretisierung des Monitoringbegriffs ab.

Die empirische Auseinandersetzung mit dem Thema bildet das zentrale Kapitel der Arbeit. Beginnend mit der Vorstellung des Untersuchungsgebiets, die neben naturräumlichen, sozialen, geschichtlichen und naturschutzrelevanten Themen auch die bisherige Forschung im Biosphärenreservat abbildet, werden daran anschließend die Datenbasis sowie deren Vorverarbeitung einschließlich der Validierung der Datensätze vorgestellt. Die Daten bilden die Grundlage für die methodischen Ansätze der quantitativen Landschaftsanalysen, mit denen die zugrundeliegenden Fragestellungen bearbeitet werden. Übergeordnet geht es dabei um die Frage nach der Erfassung von Landschaftsveränderungen am Beispiel des Biosphärenreservats Rhön seit dessen Anerkennung. Diese Fragestellung ist nach mehreren Aspekten ausdifferenziert. Bei dem Fokus auf rein methodische Aspekte geht es um den Zusammenhang zwischen der Klassifikationstiefe (thematische Auflösung) und Landnutzungs- und Landbedeckungsveränderungen im Rahmen von Monitoringverfahren. Ein weiterer Fokus liegt auf den sowohl methodischen als auch inhaltlich relevanten Aspekten des quantitativen Monitorings von Landschaftsveränderungen im Biosphärenreservat mit dem Ziel der Erfolgskontrolle. Die Ergebnisse werden getrennt nach



Fragestellungen dargestellt und diskutiert. Das Kapitel schließt mit einem die Einzelaspekte umfassenden Resümee ab.

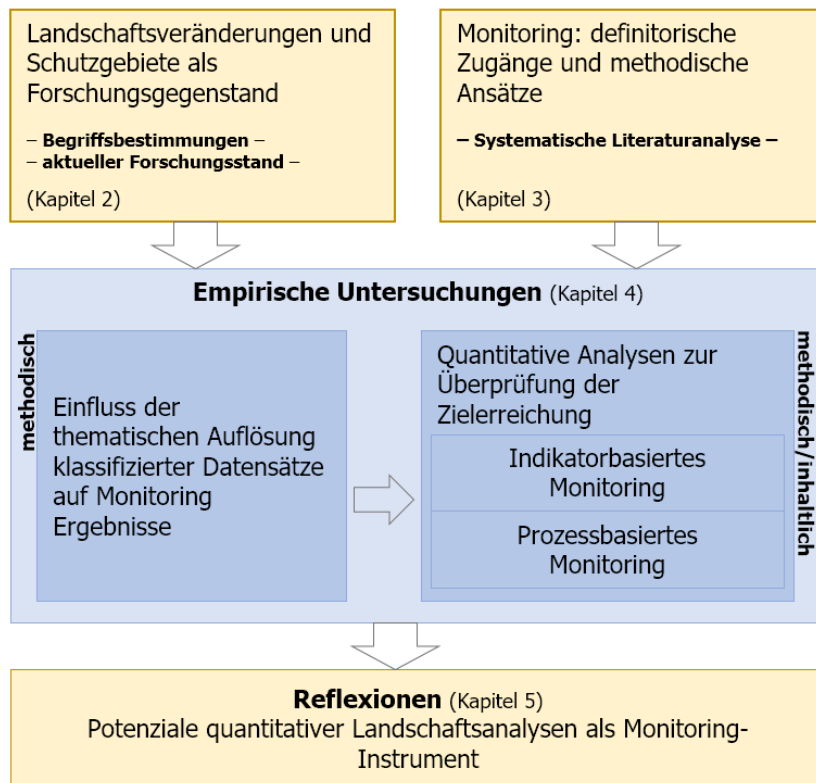


Abbildung 2: Aufbau der Arbeit (eigene Darstellung).

Kapitel 5 dient der Reflexion der Potenziale quantitativer Landschaftsanalysen. Dazu wird zunächst ein Exkurs über die Potenziale der quantitativen Landschaftsanalysen für die Erfassung von Ökosystemleistungen gewagt. Ökosystemleistungen sind aktuell ein zentrales Konzept im Bereich der Landschaftsökologie und der Geographie. Darüber hinaus ist die Anwendung des Konzepts ein neues Aufgabenfeld von Schutzgebieten. Da es bei der Erfassung von Ökosystemleistungen überwiegend um die Quantifizierung derselben geht und diese Erfassung bisher zu einem Großteil auf Landnutzungs- und Landbedeckungsdaten beruht, liegt der Rückschluss von den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit auf die methodischen Aspekte des Ökosystemleistungskonzeptes nahe, zumal eine Inventarisierung der Ökosystemleistungen auch für das Fallbeispiel des Biosphärenreservats Rhön vorgesehen ist. Im zweiten Teil des Kapitels geht es in logischer Konsequenz der Fragestellungen und empirischen Untersuchungen um die Potenziale der quantitativen Landschaftsanalysen im Bereich des angewandten Natur- und Kulturlandschaftsschutzes. Dabei

erfolgt neben der Differenzierung von Natur- und Kulturlandschaftsschutz vor allem eine Fokussierung auf Synergieeffekte im Natur- und Kulturlandschaftsschutz.

Im abschließenden Kapitel 6 der Arbeit wird ein Ausblick darauf gewagt, welche Untersuchungen sich dieser Arbeit anschließen könnten bzw. sollten. Es werden neben weiteren methodischen Ansätzen auch neue Forschungsfragen aufgeworfen, die sich aus den erbrachten Untersuchungen ergeben und die es gilt, in Zukunft zu beantworten.

## **2 Landschaftsveränderungen und Schutzgebiete als Forschungsgegenstand**

Eingangs erfolgt eine kurze Einordnung von Landschaftsveränderungen in wissenschaftliche Konzepte. Daran schließt die Begriffsbestimmung und Abgrenzung von Landschaft, Landschaftsökologie und Schutzgebietskategorien an, die die Grundlage für einen Überblick zum Forschungsstand sowohl im Schutzgebietskontext als auch losgelöst davon zu ausgewählten Aspekten quantitativer Landschaftsanalysen bildet.

### **2.1 Wissenschaftliche Perspektiven und systemtheoretische Überlegungen zu Landschaftsveränderungen**

Veränderungen der Landschaft vollziehen sich auf vielen unterschiedlichen räumlichen (lokalen bis globalen) und zeitlichen Maßstabsebenen (Tage bis Jahrhunderte). Bei der systematischen Untersuchung der Veränderungen von Landschaften kann zwischen der Landbedeckung und der Landnutzung differenziert werden: (1) Die Landbedeckung ist definiert als die visuelle Ausprägung der biotischen und abiotischen Faktoren der Landoberfläche und (2) die Landnutzung ist definiert über die Art und Weise, in der das Land durch den Menschen genutzt wird; d. h. letztere basiert auf der Funktion der Landschaft bzw. dem sozioökonomischen Zweck, den das Land erfüllt (GIRI 2012, S. 9). Nach diesen Definitionen kann ein Stück Land nur eine Landbedeckung haben (z. B. Wald), aber mehrere Nutzungen (z. B. Erholung, Biodiversitätsschutz, Bildung usw.). In der Konsequenz kann sich die Landbedeckung verändern, ohne dass sich die Nutzung verändert und umgekehrt (z. B. Wald, in dem zunächst Waldwirtschaft und dann Naturschutz betrieben wird). Allerdings zieht eine Nutzungsveränderung häufig eine Landbedeckungsveränderung nach sich (z. B. Landwirtschaft zu Siedlungsfläche). Aber nicht jede Landnutzungsveränderung führt auch zu einer Veränderung der Landschaft (Landschaftsdefinitionen in Kapitel 2.2), da Nutzungsveränderungen häufig saisonalen Zyklen folgen und sogar den spezifischen Charakter der Landschaft konstituieren können (BLASCHKE 2006, S. 200).

Die Untersuchungen von Landschaftsveränderungen in der Geographie und Landschaftsökologie können, basierend auf der jeweiligen Perspektive, in drei Kategorien zusammengefasst werden: 1. Veränderungen der physisch-materiellen Landschaft im Sinne einer physisch manifestierten Veränderung, die vorrangig durch menschliche Aktivitäten

hervorgerufen wird, 2. Wahrnehmung von Landschaftsveränderungen und 3. Veränderungen in ihrer räumlichen und zeitlichen Ausprägung bzw. Dimension, beispielsweise im Sinne von Geschwindigkeit und Umfang (kleine bis große Veränderung) (POTTHOFF 2007). In allen drei Betrachtungsweisen geht es letztlich darum, sich der Dynamik und Komplexität der Landschaft anzunähern. Um das zu ermöglichen, plädiert STEINHARDT (2000) für einen systemtheoretischen Ansatz.

Dem systemtheoretischen Ansatz folgend wird die Landschaft als ein offenes System verstanden, d. h. Wechselwirkungen und Austauschprozesse entstehen nicht nur zwischen den Elementen innerhalb des Systems, sondern auch über die Grensräume der Landschaften (Systemgrenzen) hinweg (STEINHARDT ET AL. 2012, S. 73–78). Allgemeine Systemeigenschaften wie Nichtlinearität der Prozessdynamik, Irreversibilität, Historizität und Entropie sind entsprechend auch auf das System Landschaft übertragbar (BLUMENSTEIN 2000; STEINHARDT ET AL. 2012, S. 83f.). Bezogen auf die vorliegende Arbeit drückt sich die Nichtlinearität in der räumlichen und zeitlichen Spezifität der untersuchten Phänomene und Prozesse aus und ist ein Argument für die Entwicklung spezifischer und damit nur bedingt übertragbarer Monitoringinstrumente zur Erfassung von Landschaftsveränderungen. Geht man von Irreversibilität aus, führt dies unweigerlich zu einem vergangenen und einem zukünftigen Zustand und damit auch zur Historizität des Landschaftssystems. Folglich ist die gegenwärtige und zukünftige Ausprägung der Landschaft durch Strukturen und Prozesse, die in der Vergangenheit stattgefunden haben, zumindest bis zu einem gewissen Grad bestimmt. Das zeigt die Notwendigkeit, Landschaften nicht nur in ihrer räumlichen, sondern auch in ihrer zeitlichen Dynamik zu erfassen, was eines der zentralen Ziele von Monitoringverfahren ist. Trotz ihrer Bedeutung für die Landschaftsentwicklung wird die Entropie in der Landschaftsökologie nicht eindeutig interpretiert und verwendet (VRANKEN ET AL. 2015).

Die Autoren VRANKEN ET AL. (2015) zeigen die unterschiedlichen Perspektiven hinsichtlich der Verwendung des Entropie-Konzeptes in der Landschaftsökologie in ihrem Review-Artikel auf. Wesentliche Aspekte werden im Folgenden kurz wiedergeben: Das Konzept der Entropie wurde ursprünglich verwendet, um das Ausmaß der Irreversibilität einer thermodynamischen Transformation in einem isolierten System zu quantifizieren. In der Landschaftsökologie wird Entropie sowohl für Ordnung als auch für Unordnung (Chaos) verwendet. Anwendung findet das Konzept vor allem bei der Diversitätsbeschreibung bzw. -quantifizierung (biologische Vielfalt und Landschaftsheterogenität). Ausgehend von

der oben genannten widersprüchlichen Interpretation kann eine höhere räumliche Entropie mit höherer Heterogenität oder größerer Homogenität korrespondieren. Weitere Anwendung findet das Konzept bei der Beschreibung der Unvorhersehbarkeit bzw. Instabilität der Dynamik von Landschaftsstrukturen und Landschaftsentwicklungen (zeitliche Entropie) und bei der Skalenabhängigkeit von räumlichen und zeitlichen Landschaftsstrukturen (Entropie in Raum und Zeit). Die oben genannten Autoren kommen zu dem Schluss, dass der Begriff Entropie in der Landschaftsökologie häufig unpassend und inflationär verwendet wird, da der Zusammenhang zwischen Entropie und Landschaftsdynamik nicht als etablierte Tatsache angesehen wird (VRANKEN ET AL. 2015, S. 62). Ein ähnliches Verständnis von Landschaft und den in der Landschaft ablaufenden Prozessen findet sich in der Komplexitätstheorie, die ebenfalls die Systemzusammenhänge fokussiert, die aber im Unterschied zu den vorangegangenen Ausführungen den Schwerpunkt auf die Einbettung der Zusammenhänge in das Gesamtsystem legt (RATTER U. TREILING 2008; TREILING 2009). Daran anknüpfend wird in den empirischen Untersuchungen der vorliegenden Arbeit ebenfalls versucht, die zeitlichen und räumlichen sowie auch inhaltlichen Ausprägungen eines *gesamten* Landschaftsraums zu thematisieren und quantitativ zu erfassen.

## **2.2 Schutzgebiete in der geographischen und landschaftsökologischen Forschung**

Zunächst erfolgt eine kurze Auseinandersetzung mit der Landschaftsökologie als Forschungsrichtung und der Beziehung zwischen Landschaftsökologie und Geographie. Im Zuge dieser Darstellung werden auch die terminologische Bestimmung des Landschaftsbegriffs sowie die Verknüpfung zum Naturschutz deutlich gemacht. Daran anschließend wird der Terminus Schutzgebiet bzw. Gebietsschutz spezifiziert und bezogen auf den deutschen Kontext differenziert. Aufbauend auf die Begriffsbestimmungen wird abschließend ein Überblick zum aktuellen Forschungsstand der geographischen Auseinandersetzung mit Schutzgebieten gegeben.

Landschaftsökologie bzw. landschaftsökologische Fragestellungen umfassen ein weites Feld, was nicht zuletzt auf die Entwicklung der Disziplin in unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Kontexten zurückzuführen ist (KIRCHHOFF ET AL. 2013; STEINHARDT ET AL. 2012; TURNER U. GARDNER 2015). Die wohl prominenteste Differenzierung in der Disziplin-geschichte der Landschaftsökologie ist die zwischen einer europäischen und einer anglo-amerikanischen Entwicklung. Während in Nordamerika die Landschaftsökologie der

Ökologie zugeordnet wird und somit biotische Aspekte und Systembeziehungen im Vordergrund stehen, die in einen mehr oder weniger deutlichen Zusammenhang mit Raumstrukturen gesetzt werden, ist die Landschaftsökologie in Europa eine Fachrichtung, die sich mit Gesellschaft-Umwelt-Beziehungen über den *Forschungsgegenstand Landschaft* auseinandersetzt und damit als raumbezogene Wissenschaft einen Brückenschlag zwischen der Geographie und der Ökologie ermöglicht (FINOTTO 2011; NENTWIG ET AL. 2004). Folglich werden sowohl biotische als auch abiotische Aspekte und anthropogene Elemente als zusammenhängendes Umweltsystem verstanden und untersucht. Der Untersuchungsrahmen wird „durch die Landschaft als Ganzheit vorgegeben“ und damit liegen die Wurzeln der Landschaftsökologie in der geographischen Landschaftskunde nach Alexander von Humboldt (STEINHARDT ET AL. 2012, S. 50). Die unterschiedlichen Entwicklungen sind unter anderem auch auf die unterschiedlichen Landschaften zurückzuführen: in Nordamerika geht es um die Untersuchung großflächiger naturnaher bis natürlicher Ökosysteme, wohingegen sich die europäische Landschaftsökologie mit kleinräumigen, gewachsenen Strukturen der (Kultur-) Landschaft auseinandersetzt (ZEBISCH 2002). Andererseits warnt WU (2013, S. 182) aber auch vor einer zu starken Vereinfachung bei einer fast schon dichotomen Gegenüberstellung der beiden Ansätze, da es sich letztlich um komplementäre Perspektiven eines Wissenschaftszweiges handelt, die sich im Kern nicht widersprechen. KIRCHHOFF ET AL. (2013) hingegen differenzieren noch stärker und identifizieren sechs verschiedene Konzeptionen der Landschaftsökologie, die sich auch hinsichtlich des Begriffsverständnisses von Landschaft (zum Teil erheblich) unterscheiden.

Der Begriff *Landschaft* und auch der englische Terminus *landscape*<sup>2</sup> sind alles andere als eindeutig und bereits an zahlreichen Stellen und aus unterschiedlichen Perspektiven diskutiert worden (BASTIAN 2016; JONES 1991; JONES 2003; SCHENK 2017; STEINHARDT ET AL. 2012; STEINHARDT 2012; TASSER 2012). Versucht man *ein* landschaftsökologisches Begriffsverständnis zu umreißen, dann basiert dieses auf der Annahme, dass die Landschaft mehr als nur die Summe ihrer einzelnen Bestandteile ist und geht damit auf Aussagen von Carl Troll (1939) und anderen Geographen zu Beginn des 20. Jahrhunderts zurück (STEINHARDT ET AL. 2012, S. 24). Dieses Verständnis wird zusätzlich beeinflusst durch „kausalanalytisch-genetische“ Landschaftsverständnisse, die insbesondere von Josef Schmitthüsen (1963) und Ernst Neef (1967) formuliert und wegen ihrer Unschärfe zum Teil

---

<sup>2</sup> Die Begriffe müssen an dieser Stelle gemeinsam behandelt werden, obwohl sich Landschaft und landscape hinsichtlich ihrer Konnotationen erheblich unterscheiden (können) (vgl. SCHENK 2017).

stark kritisiert wurden (STEINHARDT ET AL. 2012, S. 25). In der Folge wird Landschaft zunehmend als ein von der Wahrnehmung des Menschen abhängiges Konstrukt verstanden, was sich auch in der Definition der Europäischen Landschaftskonvention niederschlägt [„Landscape means an area, as perceived by people, whose character is the result of the action and interaction of natural and/or human factors“, übersetzt: „Landschaft‘ ist ein Gebiet, wie es vom Menschen wahrgenommen wird, dessen Charakter das Ergebnis der Wirkung und Wechselwirkung von natürlichen und/oder menschlichen Faktoren ist“ (EUROPA RAT (EC) 2000)].

Für die quantitative Analyse der Landschaft bleibt die Einbeziehung der ästhetischen Aspekte allerdings problematisch. Da im Rahmen dieser Arbeit der analytische Aspekt der Landschaft im Vordergrund steht, muss eher auf ein Begriffsverständnis im Sinne von HAASE ET AL. (1991) zurückgegriffen werden, bei dem Landschaft als „Inhalt und Wesen eines von der Naturausstattung vorgezeichneten und durch die Gesellschaft beeinflussten und gestalteten Raumes [...] (*Landschaftsraum*)“ verstanden wird (HAASE ET AL. 1991, S. 22, vgl. auch STEINHARDT ET AL. 2012). Demnach muss konsequenterweise der Begriff Landschaft als ein Synonym für den Begriff der Kulturlandschaft verstanden werden, da der gestalterische Einfluss des Menschen bereits in der Definition erwähnt ist und es bei HAASE ET AL. (1991) weiter heißt: „Landschaft ist eine Raum-Zeit-Struktur, die durch den Stoffwechsel zwischen Mensch und Natur bestimmt wird.“ (HAASE ET AL. 1991, S. 22f.). Das wiederum ist auch konsistent mit dem Begriffsverständnis von (Kultur-)Landschaft im Kontext von Mensch-Umwelt-Beziehungen mit Betonung physischer Aspekte wie GEILING u. LEIBENATH (2012, S. 62) es in ihrem Orientierungsschema für Landschaftsbegriffe beschreiben<sup>3</sup>. STEINHARDT (2000) fasst es in der folgenden kurzen Formel zusammen: Landschaft = Naturraum + Landnutzung, womit der Stoffwechsel zwischen Mensch und Natur verdeutlicht werden soll (STEINHARDT 2000, o. S.). Trotz dieser starken Simplifizierung des Landschaftsbegriffs aus pragmatischen Gründen, ist sich die Verfasserin der vorliegenden Arbeit darüber im Klaren, dass „der Mensch seine Umgebung nicht vorurteilsfrei erfassen kann“ (TASSER 2012, S. 54), sondern eine gesellschaftlich geprägte Konstruktion von Landschaft die Wahrnehmung und damit auch die Definitionen durch unterschiedliche Gesellschafts- und Berufsgruppen bedingt (Abb. 3). Folglich ist auch der Wandel bzw. die Veränderung der Landschaft, welche zentraler Forschungsgegenstand der

---

<sup>3</sup> Eine weiterführende Auseinandersetzung mit dem Begriff Kulturlandschaft erfolgt in Kapitel 5.2.

vorliegenden Arbeit sind, nicht eindimensional: nicht nur die ökologischen und anthropogenen Einflüsse auf die Landschaft, die sich in physisch-materiellen Veränderungen derselben manifestieren, ändern sich über die Zeit, sondern auch die Wahrnehmung der Landschaft unterliegt einem (gesellschaftlichen) Wandel. Letzteres kann aber in der vorliegenden Arbeit nicht weiter untersucht werden.



Abbildung 3: Das Begriffsverständnis von »Landschaft« differiert je nach gesellschaftlicher Gruppe (eigene Darstellung, inhaltlich verändert nach Tasser 2012, S. 54).

Das Verständnis von *Landschaft* in der Landschaftsökologie als ein Mosaik aus Ökosystemen ist primär bedingt durch die methodischen Ansätze dieser Disziplin und wird deshalb im nachfolgenden Unterkapitel (Kapitel 2.2) nochmals aufgegriffen. Eine sehr auf die Operationalisierbarkeit ausgelegte Definition des englischen Terminus *landscape* im Verständnis der Landschaftsökologie beschreibt *landscape* schließlich als eine „geographic area in which variables of interest are spatially heterogeneous. The boundary of a landscape may be delineated based on geographic, ecological, or administrative units (e.g., a watershed, an urban area, or a county) which are relevant to the research question and objectives.“ (WU 2013, S. 179) und in eine ähnliche Richtung zielt auch die prägnante Definition von *landscape* als „[a]n area that is spatially heterogeneous in at least one factor of interest“ (TURNER U. GARDNER 2015, S. 3). Eine ausführliche Darstellung der landschaftsökologischen Ansätze



und Begriffsverständnisse sowie des Verhältnisses zwischen Landschaftsökologie und Geographie findet sich zum Beispiel bei KIRCHHOFF ET AL. (2013), STEINHARDT ET AL. (2012), TURNER U. GARDNER (2015) und WU (2013).

Im Naturschutz ist die Landschaft ebenfalls ein zentrales Konzept und *Schutzgut*. Für den Naturschutz wiederum werden häufig, aufgrund des allzu offensichtlichen Bezugs zur Ökologie, die Naturwissenschaften als einzig relevante Disziplin missverstanden (RAFFELSIEFER 1999, S. 7). Dabei ist Naturschutz an der Schnittstelle von Natur- und Geisteswissenschaften anzusiedeln, nicht zuletzt weil neben ökologischen Aspekten insbesondere gesellschaftliche Strukturen und Prozesse sowie normative Einflüsse in ihrer zeitlichen und räumlichen Dimension in die Analyse und Bewertung zu integrieren sind. Durch diese *Schnittstellen-Position* ist die Geographie mit den Ansätzen zur Untersuchung von Gesellschaft-Umwelt-Interaktionen als Schnittfeld zwischen Physischer Geographie und Humangeographie prädestiniert für eine Auseinandersetzung mit landschaftsbezogenen naturschutzfachlichen Themen (ERDMANN U. BORK 1998; HAASE ET AL. 1991; ERDMANN ET AL. 2015; SCHENK 2002; WEICHERT 2003). Dabei muss sich die Wissenschaft aber stets der normativen Komponente des Naturschutzes bewusst sein, denn anders als in der Ökologie haben für den Naturschutz zum Beispiel nicht alle Arten den gleichen Wert, was in Listen mit geschützten oder schützenswerten Arten Ausdruck findet (HUPKE 2015, S. 20). Zu den klassischen Aufgabenbereichen des Naturschutzes gehört neben dem Artenschutz der Gebietsschutz, d. h. der Naturschutz benötigt Fläche und hat damit einen klaren räumlichen Bezug. Das ist ein Aspekt, der ebenfalls für die Behandlung naturschutzfachlicher Fragestellung durch die Geographie spricht und zentraler Gegenstand der vorliegenden Untersuchungen ist. Der Flächenschutz als Tätigkeitsfeld des Naturschutzes ist aber, zumindest in Mitteleuropa, nicht ausschließlich fokussiert auf Natur im Sinne von natürlichen bis naturnahen Ökosystemen, sondern liegt im Überschneidungsbereich zum Kulturlandschaftsschutz mit Schutzziele, die speziell auf den Strukturreichtum traditioneller Agrarlandschaften bezogen sind (HUPKE 2015; WEIZENEGGER U. SCHENK 2006, S. 192f.). Diese Differenzierung wird auch nachfolgend bei der Übersicht der Kategorien des Flächenschutzes deutlich. Dabei sind nach HABER (2014, S. 191ff.) segregative Strategien wie die Ausweisung von Naturschutzgebieten, geschützten Biotopen und Nationalparks und integrative Strategien wie die Erhaltung und Pflege schützenswerter Flächen durch die Integration in nachhaltige Wirtschaftssysteme untrennbar miteinander verbunden und ergänzen sich gegenseitig. Zumal an dieser Stelle nicht verschwiegen werden soll, dass der

Begriff *Natur* mindestens ebenso vieldeutig ist wie der Begriff *Landschaft* und damit der Gegenstand des *Naturschutzes*, ob nun Wildnis, Landschaft oder Ökosystem, nur über Vereinbarungen und Diskurse zu bestimmen ist (KIRCHHOFF U. TREPL 2009, S. 14)<sup>4</sup>.

Die Unterschutzstellung von Landschaftsbereichen oder -elementen trägt unmittelbar zur Erhaltung von Lebensräumen bei und somit ist die Ausweisung von Schutzgebieten eines der zentralen Elemente des *Naturschutzes* (KNIGHT ET AL. 2013). Dabei sind sowohl einzelne Landschaftselemente in Form von wertvollen Biotopen bedeutsam für den Naturschutz als auch das Ensemble von historisch gewachsenen Strukturen, die den großflächigen, monotonen Nutzungen als Forst oder Ackerland gegenüberstehen (MÜLLER 2005). Die Bedeutung historisch gewachsener Landschaftsstrukturen und traditioneller Landschaftsnutzung wird in Kapitel 5.2 aufgegriffen und weiter ausgeführt.

Im Bundesnaturschutzgesetz sind die für Deutschland geltenden Schutzgebietskategorien festgelegt, die sich hinsichtlich ihrer Zielsetzung unterscheiden. In § 1 des Bundesnaturschutzgesetzes wird explizit festgehalten, dass nicht nur *Natur* im Sinne von Gebieten, in denen der anthropogene Einfluss möglichst gering bis nahezu ausgeschlossen ist, sondern auch die Landschaft als Ganzes zu schützen ist, so dass eben über die (biologische) Vielfalt und Eigenart hinaus auch die nachhaltige Nutzungsfähigkeit und der Erholungswert sichergestellt werden können. Verschiedene Schutzgebietskategorien (Tab. 2) können sich im Raum überlagern, so dass ein Landschaftsausschnitt mehreren Kategorien zugeordnet sein kann. Beispielsweise sind bestimmte Bereiche in Nationalparks und Biosphärenreservaten auch Naturschutzgebiete oder Teil des Europäischen NATURA 2000 Schutzgebietsnetzes, und Naturparke sind großflächig auch als Landschaftsschutzgebiete ausgewiesen. HUPKE (2015) interpretiert dies dahingehend, dass Naturschutzgebiete einerseits eine eigene Schutzgebietskategorie sind und andererseits in Form von Kernzonen in Nationalparks oder Biosphärenreservaten eine Art „Überkategorie“ darstellen (HUPKE 2015, S. 53). Damit wird die Verschachtelung der unterschiedlichen Schutzgebietskategorien deutlich, obwohl es eine starke Vereinfachung der Thematik ist, da es, wie oben bereits beschrieben, auch andere räumliche Überschneidungen gibt und die Ausweisung von Naturschutzgebieten innerhalb anderer Schutzgebiete einer eigenen Naturschutzverordnung bedarf (MEYER ET AL. 2016). Eine ausführliche Darstellung der Schutzgebietskategorien in Deutschland mit Bezug zu den internationalen Schutzgebietskategorien der IUCN und einer

---

<sup>4</sup> Eine ausführliche Darstellung zur Vieldeutigkeit von *Natur* ist im von KIRCHHOFF U. TREPLE (2009) herausgegebenen Sammelband zu finden.

Darstellung der Ausweisungspraktiken findet sich bei JEDICKE (2016). Die Schutzgebietskategorien Nationalpark, Naturpark und Biosphärenreservat werden als Großschutzgebiete zusammengefasst und können aufgrund ihrer unterschiedlichen Ziele bestimmten Raummustern zugeordnet werden (MEYER ET AL. 2016). Der Abbildung 4 folgend sind die Biosphärenreservate kleinräumig-segregativen bis großräumig-integrativen Strategien zuzuordnen, d. h. eine Integration von Schutz und Nutzung auf der selben Fläche wird angestrebt, weite Teile sind auch als Vorrangflächen für Land- und Forstwirtschaft ausgewiesen. Dahingegen forcieren Nationalparke eher großräumig-segregative und Naturparke fast ausschließlich großräumig-integrative Landschaftsentwicklungen (MEYER ET AL. 2016, S. 500f.).

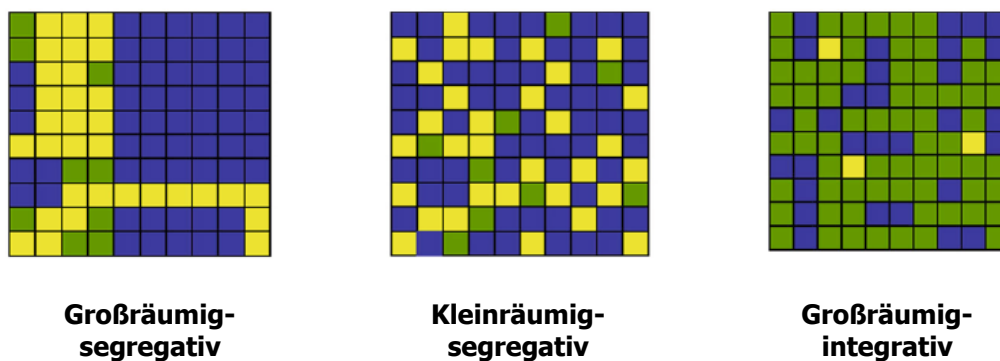


Abbildung 4: Raummuster der Landnutzung in Schutzgebieten. GELB: Vorrangfläche Naturschutz, BLAU: Vorrangfläche Land- und Forstwirtschaft, GRÜN: Integration von Nutzung und Schutz auf der selben Fläche; Anteile blauer und gelber Kästchen bleiben gleich; grüne Kästchen entstehen bei der Umsetzung von Naturschutz und land- oder forstwirtschaftlicher Produktion auf der selben Flächeneinheit (eigene Darstellung basierend auf Meyer et al. 2016, S. 500).

*Tabelle 2: Flächenwirksame Schutzgebietskategorien in Deutschland; punktuelle bzw. sehr kleinflächige Schutzgebiete wie Naturdenkmäler oder Nationale Naturmonumente sind nicht aufgeführt. Zu den Großschutzgebieten zählen aufgrund ihrer Flächengröße Nationalparke, Biosphärenreservate und Naturparke (Quelle: [https://www.bfn.de/0308\\_gebietsschutz.html](https://www.bfn.de/0308_gebietsschutz.html), Stand Oktober 2016).*

<b>Schutzgebiets-kategorie</b>	<b>Erläuterung</b>	<b>Anzahl (Stand)</b>
NATURSCHUTZ-GEBIETE	§ 23 BNatSchG <ul style="list-style-type: none"> <li>- Primäres Ziel: Erhalt, Entwicklung und Wiederherstellung von Lebensräumen</li> <li>- Beeinträchtigungen werden ausgeschlossen</li> <li>- Nutzungen dürfen dem Schutzzweck nicht entgegenstehen</li> </ul>	8.676 (12/2014)
NATIONALPARKE	§ 24 BNatSchG <ul style="list-style-type: none"> <li>- Primäres Ziel: Prozessschutz (Entwicklung der Natur ohne nutzende und lenkende Eingriffe des Menschen)</li> <li>- Erhalt der Artenvielfalt wildlebender Tiere und Pflanzen</li> <li>- Großräumige Landschaften von nationaler Bedeutung</li> </ul>	16 (07/2016)
BIOSPÄREN-RESERVATE	§ 25 BNatSchG <ul style="list-style-type: none"> <li>- Primäres Ziel: Erhaltung und Entwicklung einer durch traditionelle Nutzungsformen geprägten Landschaft</li> <li>- Schutz der nutzungsbedingten Arten- und Biotopvielfalt</li> <li>- Erprobung nachhaltiger Wirtschaftsformen</li> <li>- Großräumiger Schutz von Natur- und Kulturlandschaften</li> </ul>	17 (2016)
LANDSCHAFTS-SCHUTZGEBIETE	§ 26 BNatSchG <ul style="list-style-type: none"> <li>- Primäres Ziel: Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts erhalten oder wiederherstellen</li> <li>- Veränderungsverbote (Gebietscharakter muss erhalten bleiben), aber geringe Nutzungseinschränkungen</li> <li>- Großflächige Gebiete, häufig mit Erholungsfunktion</li> </ul>	8.531 (12/2014)
NATURPARKE	§ 27 BNatSchG <ul style="list-style-type: none"> <li>- Primäres Ziel: Schutz und Erhaltung von großräumigen Kulturlandschaften einhergehend mit Förderung von umweltverträglichem Tourismus und entsprechender Landnutzung</li> </ul>	103 (2016)
BESONDERS GESCHÜTZTE BIOTOPTYPEN	§ 30 BNatSchG <ul style="list-style-type: none"> <li>- Primäres Ziel: Schutz bestimmter Biotope vor Eingriffen ohne Ausweisung als Schutzgebiet</li> <li>- Schutzstatus vergleichbar mit Naturschutzgebieten</li> </ul>	
NATURA 2000	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Primäres Ziel: Biologische Vielfalt in der EU erhalten und wiederherstellen</li> <li>- Umfasst Schutzgebiete der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) und der Vogelschutzrichtlinie</li> <li>- Europaweites, zusammenhängendes, ökologisches Netz von Schutzgebieten</li> </ul>	

Auch wenn auf die Kategorie der Biosphärenreservate noch ausführlich bei der Vorstellung des Untersuchungsgebiets eingegangen wird, soll hier trotzdem bereits ein kurzer Vorgriff auf das UNESCO MAB-Programm erfolgen. Denn das MAB-Programm (Man And Biosphere Program) ist eine wichtige Institution, die die oben beschriebene notwendige Verknüpfung von naturwissenschaftlichen und sozialwissenschaftlichen Ansätzen fördert, indem entsprechende interdisziplinär angelegte Forschungsprojekte unterstützt werden (COETZER ET AL. 2014). Kern des Programms sind die Biosphärenreservate, die als Modellregionen einer nachhaltigen Wirtschafts- und Lebensweise dienen sollen und damit einen langfristigen Beitrag zum Schutz der biologischen Vielfalt leisten<sup>5</sup>, zumal das Ziel der UNESCO seit mittlerweile ca. 40 Jahren in der Einrichtung eines weltweiten Netzwerks aus Biosphärenreservaten besteht, die sämtliche Ökosystemtypen umfassen sollen (COETZER ET AL. 2014; ERDMANN 1997a). Das unterstützt die oben ausgeführten Argumente für die geographisch-landschaftsökologische Forschung als Ansatz zur Untersuchung flächenwirksamer Naturschutzstrategien und -instrumente. Biosphärenreservate sind den internationalen Schutzgebietskategorien der IUCN folgend am ehesten der Kategorie geschützte Landschaften (Kategorie V) zuzuordnen, deren primäres Ziel wie folgt formuliert wird: „Schutz und Bewahrung bedeutender Landschaften/Meeresregionen mit entsprechenden Natur- u. a. Werten, die durch das Zusammenwirken mit den Menschen und ihren traditionellen Managementpraktiken entstanden sind“ (EUROPARC DEUTSCHLAND 2010; JEDICKE 2016, S. 281).

Flächen- bzw. raumwirksam ist Naturschutz vor allem dann, wenn Flächen bzw. Räume in Form von Landschaftsausschnitten als Schutzgebiete ausgewiesen werden. Um die Wirksamkeit solcher Schutzgebiete und damit die Effektivität (und wenn möglich auch die Effizienz) des Schutzgebietsmanagements zu überprüfen, sind Geographische Informationssysteme (GIS) von zentraler Bedeutung (HOLEŠINSKÝ 2008). Insbesondere um die Informationen aus Luftbildern oder die Ergebnisse von Luftbildinterpretationen wie Biotoptypenkartierungen zu nutzen und damit Veränderungen der Landschaft zu identifizieren und zu quantifizieren, sind GIS-basierte Analysen notwendig (TAYLOR ET AL. 2000; OHNESORGE ET AL. 2013; OHNESORGE 2014). OHNESORGE ET AL. (2013) führen beispielsweise eine GIS-basierte Analyse von Landschaftsveränderungen in einem europäischen Biosphärenreservat durch, bei der Prozesse in den verschiedenen Zonen

---

<sup>5</sup> <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/ecological-sciences/man-and-biosphere-programme/about-mab/>

innerhalb des Biosphärenreservats mit Prozessen außerhalb verglichen werden, um Aussagen über die Erreichung von Managementzielen abzuleiten.

GIS-basierte Analysen überschneiden sich häufig mit Analyseansätzen der Fernerkundung, die ebenfalls vielfach in der geographischen Forschung zu Schutzgebieten eingesetzt wird. Einerseits dient die Fernerkundung der Geodatengewinnung für den Bereich Landnutzung und Landbedeckung über die Klassifikation und Analyse von Luft- und Satellitenbildern. Insbesondere für große Gebiete oder schwer zugängliche Regionen, wie zum Beispiel für die Gebiete des Amazonischen Regenwalds, können auf diese Weise Daten zur Landnutzung und Landbedeckung gewonnen und zum Monitoring und zur Erfolgskontrolle von Schutzgebieten eingesetzt werden (BARBER ET AL. 2012; MATUSCH 2014). Andererseits können aber auch neue Daten bzw. Indizes generiert und für spezielle Untersuchungsfragen genutzt werden. Ein Beispiel ist der NDVI (Normalized Differenced Vegetation Index) basierend auf dem Spektralbereich des nahen Infrarots, mit dem phänologische Veränderungen in Schutzgebieten untersucht werden können (ESBAH ET AL. 2010b). Allerdings sind bei der Verwendung von Fernerkundungsdaten Probleme der Datenverfügbarkeit (beispielsweise aufgrund von Wolkenbedeckung) oder Unsicherheiten durch fehlende oder unzureichende Validierungsdatensätzen wesentliche Aspekte, die die Kommunikation der Ergebnisse mit den Anwendern (hier: Schutzgebietsmanagern) erschweren (KENNEDY ET AL. 2009).

Ein weiterer wichtiger Aspekt landschaftsökologischer Ansätze ist die Landschaftsstrukturanalyse mit Hilfe von sogenannten Landschaftsstrukturindizes bzw. Landschaftsstrukturmaßen. Landschaftsstrukturanalysen werden ebenfalls eingesetzt, um die Ausprägungen von Landschaftsveränderungen in Schutzgebieten zu analysieren (ESBAH ET AL. 2010b; ROMERO-CALCERRADA U. PERRY 2004; TOWNSEND ET AL. 2009) und um beispielsweise Fragmentierungsprozesse in der Landschaft zu identifizieren (ESBAH ET AL. 2010a; MAIROTA ET AL. 2013). Häufig wird das Monitoring von Schutzgebieten auch über Indikatoren operationalisiert. Die Indikatoren wiederum können auf Basis von Landschaftsstrukturindizes, Landnutzungs- und Landbedeckungsinformationen abgeleitet werden. Die Aufstellung allgemein gültiger Indikatoren zur Überprüfung der Zielerreichung von Schutzgebieten ist bisher nicht gelungen. Um aussagekräftige Indikatoren zu entwickeln, müssen diese zumindest auf die jeweilige Schutzgebietskategorie angepasst sein und für differenzierte Aussagen auch gebietsspezifisch definiert werden (ANTHONY U. SHESTACKOVA 2015; KOWATSCH ET AL. 2011).

Ein anderer Fokus, insbesondere der systemtheoretisch ausgerichteten Landschaftsökologie, ist die Analyse von Wechselwirkungen zwischen bestimmten Subsystemen bzw. zwischen den Landschaftsveränderungen innerhalb und außerhalb von Schutzgebieten, da Ökosystemgrenzen und Schutzgebietsgrenzen häufig nicht identisch sind. Das ist, basierend auf quantitativen Landschaftsanalysen unter anderem für das Yellowstone Gebiet (Greater Yellowstone Ecosystem) in den USA, untersucht worden, welches sowohl den Yellowstone Nationalpark als auch den Grand Teton Nationalpark und weitere Bereiche umfasst (JONES ET AL. 2009). Die Ergebnisse zeigen, dass die Analyse von Landschaftsveränderungen dazu beitragen kann, Intensivierungsprozesse der Nutzung in der Nähe von Schutzgebieten zu identifizieren und zu quantifizieren. Zur Ergänzung der GIS-basierten Untersuchungen werden statistische Analysen durchgeführt. In einer Studie zu Schutzgebieten in Kanada sind mit Regressionsmodellen Zusammenhänge zwischen der Entwicklung von Schutzgebieten und den Landschaftsveränderungen außerhalb der Schutzgebiete untersucht worden. Die Ergebnisse zeigen auch die Notwendigkeit eines nachhaltigen Managements nicht geschützter Gebiete, um langfristige Naturschutzziele erreichen zu können (LEROUX U. KERR 2013).

Viele Aspekte dieser weitgehend quantitativen methodischen Ansätze werden im nachfolgenden Unterkapitel noch eingehender dargestellt, um den Forschungsstand auf diesem Gebiet unabhängig vom Schutzgebietskontext darzulegen. Neben den bisher aufgeführten Ansätzen und Fallbeispielen gibt es in der Landschaftsökologie und Geographie aber auch nicht räumlich explizite bzw. nicht quantitativ-analytische Ansätze, um Schutzgebiete zu untersuchen. Diese reichen von qualitativen Metaanalysen zur Identifizierung von Erfolgs- und Misserfolgskriterien des Schutzgebietsmanagements, die unter anderem die hohe Relevanz der politischen Rahmenbedingungen betonen (HIRSCHNITZ - GARBERS U. STOLL-KLEEMANN 2011; NOLTE ET AL. 2010), über quantitative Interviews, Experteninterviews und Stärken-Schwächen-Analysen (SWOT-Analysen) (BEHNEN 2011; SCHLIEP U. STOLL-KLEEMANN 2010), Zielarten-Monitorings (BERTZKY U. STOLL-KLEEMANN 2009) bis hin zu einer Kombination von qualitativen und quantitativen Ansätzen über ein Triangulationsverfahren (MATUSCH ET AL. 2012).

Auch wenn bereits eine Vielzahl an Studien zur Effektivität von Schutzgebieten auf unterschiedlichen Maßstabsebenen existiert, fehlt es noch an räumlich expliziten, schutzgebietsspezifischen Studien in europäischen (Kultur-)Landschaften, die die charakteristischen Landschaftsstrukturen, Landschaftsfunktionen und Landbedeckungen

mittels quantitativer Landschaftsanalysen untersuchen (vgl. OHNESORGE ET AL. 2013). Zusammenfassend und zur Überleitung auf das nächste Unterkapitel bleibt festzuhalten, „quantitative spatial information on landscape mosaic arrangements is essential, for monitoring for nature conservation“ (MAIROTA ET AL. 2013, S. 82).

## **2.3 Ausgewählte methodische Aspekte quantitativer Landschaftsanalysen**

Das Unterkapitel stellt den aktuellen Forschungsstand quantitativer Landschaftsanalysen in den Bereichen 1) Veränderungsanalysen von Landnutzung und Landbedeckung auf Basis kategorialer (klassifizierter) Datensätze, 2) indikatorbasierte Landschaftsanalysen und 3) Analysen der Landschaftsstruktur mit Hilfe von Landschaftsstrukturindizes vor. Dabei wird, soweit möglich, der Einfluss verschiedener Kategoriensysteme der Landnutzung und Landbedeckung besonders berücksichtigt. Die Auseinandersetzung mit methodischen Ansätzen spezifisch für den Schutzgebietskontext im Rahmen von Monitoring Programmen erfolgt in Kapitel 3.

Landschaftsveränderungen sind an bestimmte Räume gebunden, sie sind folglich raumspezifisch. Somit ist es notwendig, *räumliche* Daten (Geodaten) entsprechend zu interpretieren und auszuwerten. Die quantitativen Ansätze in der Geographie ermöglichen hierbei eine räumlich explizite Untersuchung des Ausmaßes von Veränderungen in der Landschaft, die basierend auf Zahlenwerten dargestellt und kommuniziert werden können (vgl. BLASCHKE 2003b, S. 109). Dabei wird die Annahme zugrunde gelegt, dass Prozesse und Phänomene in der Landschaft „mit ihren räumlichen Manifestationen“ korrelieren (BLASCHKE 2003b, S. 109). Problematisch allerdings ist die vor allem methodisch begründete Zuordnung der Ausprägungen zu Kategorien. Sogenannte Landnutzungs- und Landbedeckungskategorien sind zwar einerseits intuitiv nachvollziehbar (z. B. Landnutzungskategorien wie *Grünland* oder *Acker*), andererseits ist die Zuordnung der realen Phänomene häufig schwierig, wenn nicht sogar willkürlich (AHLQVIST 2012, S. 25f.) und kann umfassende Auswirkungen auf die Analyse und die Ergebnisse von Landschaftsveränderungsanalysen haben (PONTIUS U. MALIZIA 2004). Je detaillierter die Untersuchung, desto eher ist es möglich, Abstufungen der Typizität und Grenzbereiche einzubeziehen (z. B. Kategorie *überwiegend Grünland*). Das wird bei kleinmaßstäblichen Untersuchungen aber dann problematisch, wenn es zu einer zu hohen Kategorienanzahl für ein großflächiges Untersuchungsgebiet führt. Das im vorhergehenden Unterkapitel



beschriebene Verständnis von Landschaft umfasst dabei sowohl die Landbedeckung als auch die Landnutzung; zwei Begriffe, die nicht synonym zu verwenden sind. Wie bereits ausgeführt, bezieht sich der Begriff Landbedeckung auf die *natürlichen* Faktoren (vgl. Landschaftsdefinition in 2.2), d. h. die biophysikalischen Merkmale der Landoberfläche, wie zum Beispiel Wasser oder Vegetation. Dahingehend umfasst der Begriff der Landnutzung alle Merkmale der Landschaft, die in ihrer Ausprägung durch die Nutzung des Menschen bestimmt sind (z. B. Ackerland, Weiden, Streuostwiesen, Siedlungen) (KÖHLER 2009, S. 10f.).

Ein sehr kleiner Untersuchungsmaßstab liegt beispielsweise den Studien zugrunde, die Landschaftsveränderungen basierend auf CORINE Land Cover (CLC)<sup>6</sup> Daten für den europäischen Raum untersuchen. Die CLC Nomenklatur ist in drei Hierarchiestufen eingeteilt und unterscheidet 5 Hauptkategorien, 15 Unterkategorien sowie 44 Klassen in der dritten Hierarchiestufe. Die Kategorien umfassen sowohl Landnutzungs- als auch Landbedeckungsklassen (KÖHLER 2009). Zur Analyse von Veränderungen werden aber häufig nur die ersten beiden Hierarchiestufen verwendet, zum Beispiel zur Ableitung von Prozessen der Urbanisierung, Intensivierung, Extensivierung, Aufforstung, Abholzung und Rekultivierung (FERANEC ET AL. 2010; FERANEC ET AL. 2012). Da Veränderungen der Landschaft, insbesondere in landwirtschaftlich geprägten Regionen, häufig kleinräumig sind, ist die Erfassung von Veränderungen für große Regionen schwierig und mit Fehlern bzw. Ungenauigkeiten behaftet. DRUMMOND ET AL. (2012) unterscheiden in ihrer Studie der Landschaftsveränderungen in den Great Plains der USA zehn Landnutzungs- und Landbedeckungskategorien, abgeleitet aus Landsat-Satellitenbildern, und können damit permanente Landwirtschaftsflächen, Nettoveränderungen der Landwirtschaftsfläche und Gesamtveränderungen auf Ebene der Ökoregionen (ecoregion-level, Makroskala<sup>7</sup>) erfassen. Die oben erwähnte Definition von Veränderungsprozessen kann aber auch für Landschaftsuntersuchungen auf der Mesoskala angewendet werden, wie OHNESORGE (2014) für das Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft zeigt. Durch die Definition weiterer Prozesse wie Versiegelung oder Verlust/Gewinn wertvoller Biotope wird eine Erfolgskontrolle der Schutz- bzw. Entwicklungsziele des Biosphärenreservats ermöglicht. Eine zonenspezifische Auswertung der Prozesse zeigt, in welchen Gebieten

---

<sup>6</sup> Ziel des Programms CORINE (Coordination of Information on the Environment) der Europäischen Union, das 1985 initiiert wurde, ist die Bereitstellung von einheitlichen Daten der Bodenbedeckung für Europa.

<sup>7</sup> Erläuterung der Skalen in der Landschaftsökologie z. B. bei STEINHARDT ET AL. 2012, S. 42ff.

Managementziele im Untersuchungszeitraum erreicht werden konnten und in welchen Gebieten weiterer Förderungsbedarf besteht (OHNESORGE 2014; OHNESORGE ET AL. 2013). Ein weiterer Ansatz der Landschaftsanalyse ist die Klassifikation aktueller Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen mit Bezug auf Prozesse, die in der Vergangenheit auf den Landschaftsausschnitt gewirkt haben. Solche Untersuchungen, die überwiegend auf der Mesoskala angesiedelt sind, sind mit dem Problem konfrontiert, dass räumlich explizite Datensätze nicht weit in die Zeit zurückreichen bzw. mit zunehmender Zeitspanne geringere räumliche Auflösungen aufweisen (REGER ET AL. 2007). Die zeitliche Auflösung wird primär durch die Datenbasis bestimmt: satellitenbasierte Untersuchungen reichen zurück bis zum Start von Landsat 1 im Jahr 1972, Luftbild-gestützte Studien können einen Zeitraum von ca. 100 Jahren umfassen und topographische Karten bzw. die Vorläufer der topographischen Karten reichen zurück bis in das 18. Jahrhundert (HAASE ET AL. 2007; MATUSCH 2014; RAMACHANDRA ET AL. 2014). Je größer die Zeitspanne, die mit den Datensätzen abgedeckt wird, desto problematischer werden Lagegenauigkeit und Vergleichbarkeit der Datensätze, d. h. Unsicherheiten hinsichtlich der Verlässlichkeit von Ergebnissen nehmen zu (SCHAFFER U. LEVIN 2015). Der Vorteil der Digitalisierung wiederum ist die Möglichkeit der Quantifizierung. Beispielsweise können Strukturveränderungen messbar gemacht und Statistiken zu linearen und flächenhaften Veränderungen der Landschaftskategorien aufgestellt werden (HAASE ET AL. 2007, S. 252f.). Auf Basis solcher langfristiger Untersuchungen werden Aussagen über potentielle zukünftige Landschaftsveränderungen abgeleitet und Folgerungen (bzw. Forderungen) für sozio-politische Rahmenbedingungen zur Lenkung des Landschaftswandels aufgestellt (HAASE ET AL. 2007; REGER ET AL. 2007).

### **Indikatoren**

Zur Beantwortung der Fragen nach der Veränderung und dem aktuellen Zustand der Landschaft können auch Indikatoren einen wichtigen Beitrag leisten; insbesondere dann, wenn die Ergebnisse im Hinblick auf zuvor definierte Ziele eingeordnet werden sollen (MEYER 2004; ZEBISCH 2002). Ein Indikator dient folglich dazu, einen Zustand oder einen Prozess zu bewerten, wie es auch in der prägnanten Definition von DE VRIES (2001, S. 319) zum Ausdruck kommt: „An indicator is a single number, a ratio or another observed fact that serves to assess a situation or a development“. BOLLIGER ET AL. (2007, S. 181) differenzieren zwischen ökologischen Indikatoren (*ecological indicators*), mit denen spezifische Informationen zu bestimmten Arten oder Populationen in einem bestimmten Gebiet

bereitstellt werden, und Landschaftsindikatoren (*landscape indicators*), die den Zustand relevanter Landschaftsausprägungen bzw. Landschaftsausschnitte und deren Veränderungen beschreiben. WALZ (2013a, S. 15) konkludiert, dass „Indikatoren nicht zugängliche oder schwer fassbare Eigenschaften [wie zum Beispiel] die Landschaftsveränderung [...] messbar machen und auf der Basis konkreter Raumeinheiten visualisier[en]“. Zur Unterscheidung von Indikatoren und Landschaftsindizes (auf die im weiteren Verlauf des Kapitels noch eingegangen wird) führt WALZ (2013a) aus, dass ein Landschaftsindex eine Maßzahl ist, die einen Sachverhalt messbar macht, wohingegen Maßzahlen erst dann als Indikatoren zu bezeichnen sind, wenn diese komplexe Prozesse oder Umweltaspekte beschreiben. Die vorliegende Untersuchung folgt dieser Verwendung der Terminologie.

Bereits 1993 entwickelte die OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) das sogenannte PSR-Modell. Das Modell unterscheidet zwischen *Pressure*- bzw. Belastungsindikatoren, *State*- bzw. Zustandsindikatoren und *Response*- bzw. Reaktionsindikatoren (OECD 1993, S. 10) und ist vielfach adaptiert und weiterentwickelt worden, insbesondere von der EEA (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY 1999). Das um die Triebkräfte (*drivers/driving forces*) und die Auswirkungen (*impacts*) erweiterte Konzept wird als DPSIR-Modell (Driving Force-Pressure-State-Impact-Response-Model, Abb. 5) bezeichnet und kombiniert die Analyse von Triebkräften, Belastungen, Zuständen, Auswirkungen und Reaktionen als Wechselwirkungen zwischen der Gesellschaft und ihrer Umwelt (OECD 2001; OECD 2003; OECD 2004; SELL 2006; WALZ 2013a). Die Triebkräfte (*driving forces*) beschreiben die Anforderungen, die die Gesellschaft an die Umwelt stellt und aus denen Belastungen resultieren können, die sich auf den Zustand (*state*) der Umwelt auswirken (können). Der Zustand bzw. die Veränderung des Zustands zeigt die Auswirkungen, die wiederum Maßnahmen bzw. Reaktionen hervorrufen und gleichzeitig von diesen Reaktionen in ihrem Umfang und in ihrer Qualität verändert werden. Maßnahmen wirken auch auf die Triebkräfte, verändern die Belastungen und den Umweltzustand.

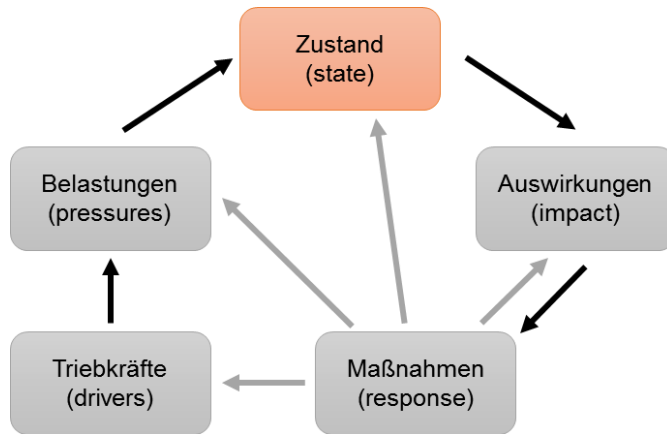


Abbildung 5: DPSIR-Modell, das den Zusammenhang zwischen Umweltzustand, Belastungen, Auswirkungen, Maßnahmen und Triebkräften zeigt (eigene Darstellung basierend auf European Environment Agency 1999, S. 6).

Praktische Anwendung findet das Modell zum Beispiel zur indikatorbasierten Landschaftsbeobachtung in der Schweiz (Projekt LABES), wo ein langfristiges Monitoringkonzept zu verschiedenen Themenfeldern entwickelt worden ist (THÉLIN U. ROT 2010), und diversen anderen Studien, die sich mit der indikatorbasierten Erfassung von Landschaften bzw. Landschaftsveränderungen befassen (z. B. VOGHERA 2011; WALZ 2013a). Kritisch ist die starke Simplifizierung ökologischer Zusammenhänge (SELL 2006, S. 15), die aber dem Zweck der Kommunikation über komplexe Wechselwirkungen zwischen Umwelt- und Gesellschaftssystem gegenübersteht. Da das Ziel von Indikatoren immer eine Reduktion und Ordnung der Komplexität realer Phänomene ist, besteht entsprechend das Problem, dass dies anhand von künstlichen Kriterien erfolgt, die letztlich einem vom Bearbeiter vorgegebenen Ordnungssystem entsprechen (MEYER 2004, S. 11). Darüber hinaus müssen Indikatoren für den Naturschutz zum Teil widersprüchliche wissenschaftliche, funktionale und pragmatische Anforderungen erfüllen (SCHUPP 2005, S. 103), wie zum Beispiel die Berücksichtigung ökologischer Zusammenhänge (wissenschaftlich) bei gleichzeitig guter Verständlichkeit (funktional) und einem vertretbaren Aufwand zur Realisierung (pragmatisch). Weitere wesentliche Anforderungen sind Transparenz, Überblickscharakter, Datenverfügbarkeit und der Bezug auf Zielaussagen. Indikatoren, die primär auf die Auswirkungen von Rahmenbedingungen (z. B. der Agrarpolitik) fokussiert sind, können beispielsweise den anthropogenen Einfluss auf die Landschaft abbilden, aber im Gegenzug keine konkreten Aussagen zum Zustand von Schutzgütern (Biodiversität, bestimmte Artenzusammensetzungen u. ä.) machen (vgl. RÜDISSER ET AL. 2012). In der vorliegenden Arbeit werden die entwickelten Indikatoren dem Modell zugeordnet, um eine spätere

Anknüpfung der Ergebnisse in einen übergeordneten Kontext zu ermöglichen und die Anbindung an das Ökosystemleistungskonzept zu diskutieren.

Auf globaler bis nationaler Ebene existiert eine Vielzahl von Indikatoren-Systemen zur Erfassung von nachhaltiger Entwicklung und zur Abschätzung des allgemeinen Umweltzustands (SELL 2006; WALZ 2013a). Dagegen sind Systeme für Landschaftsindikatoren deutlich unterrepräsentiert, was SELL (2006, S. 13) darauf zurückführt, dass Belastungen, die auf die Landschaft wirken, häufig unterschätzt werden. Dabei stellen Landnutzung und Landbedeckung eine Schnittstelle zwischen der Umwelt und den gesellschaftlichen Ansprüchen und Einflüssen auf eben diese Umwelt dar (LAUSCH U. HERZOG 2002). Einen ausführlichen Überblick zu Projekten und Indikatoren-Systemen auf nationaler, europäischer und internationaler Ebenen geben SCHILLING (2003), SELL (2006) und WALZ (2013a, 2015).

### **Landschaftsstrukturindizes**

Landschaft im Sinne der Landschaftsökologie wird als ein Mosaik bestehend aus Ökosystemen verstanden. Anders formuliert besteht die Landschaft aus Patches, d. h. Elementen der Landnutzung und Landbedeckung (BAILEY 2009; FORMAN U. GODRON 1986; LANG U. BLASCHKE 2007). Die Patches sind entsprechend dem jeweiligen Untersuchungsmaßstab in sich homogene Einheiten, die hinsichtlich ihrer räumlichen Verteilung, ihres Grundrisses und ihrer Größe unterschiedlich sind und damit die Struktur der Landschaft bestimmen. Methodischer Ansatz zur Bestimmung und Analyse der Landschaftsstruktur ist die Berechnung von Landschaftsstrukturmaßen bzw. Landschaftsstrukturindizes<sup>8</sup> (landscape metrics), die „das Herzstück des landschaftsstrukturellen Ansatzes“ sind (LANG U. BLASCHKE 2007, S. 96; WALZ 2013a). Diese Analysen können auf unterschiedlichen Ebenen durchgeführt werden: (1) auf der Patch-Ebene werden Eigenschaften einzelner Patches (z. B. Fläche, Form) untersucht, (2) auf der Klassen-Ebene werden alle Patches einer bestimmten Klasse (z. B. Mittelwert der Flächengröße aller Waldelemente) untersucht und (3) auf der Landschafts-Ebene wird die gesamte Landschaft untersucht (z. B. Mittelwert aller Patchflächen, Diversität der Landnutzungen usw.) (LANG U. BLASCHKE 2007). Diese Vorgehensweise ist jedoch nicht unproblematisch. Ein vielfach diskutiertes Problem bezieht sich auf die modifizierbaren Flächeneinheiten (MAUP,

---

<sup>8</sup> Nachfolgend wird der Begriff Landschaftsstrukturindizes verwendet, der als Synonym des in der Literatur ebenfalls häufig verwendeten Begriffs der Landschaftsstrukturmaße verstanden wird.

Modifiable Areal Unit Problem, LANG U. BLASCHKE 2007). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit ist diese Problematik vor allem dann zu berücksichtigen, wenn das eigentliche Landschaftsmuster durch die verwendeten administrativen Flächeneinheiten verfälscht wird. Andererseits ist aber die Verwendung von administrativen Bezugseinheiten durchaus sinnvoll, um zeitliche und räumliche Vergleiche zu ermöglichen. Ebenfalls problematisch ist der sogenannte ökologische Fehlschluss (*ecological fallacy*, LANG U. BLASCHKE 2007), bei dem es darum geht, dass Rückschlüsse auf Elemente einer Raumeinheit gezogen werden, obwohl die Ergebnisse nicht für alle Elemente überall in der untersuchten Raumeinheit gleich sind. Ein Beispiel soll dies verdeutlichen: Berechnet man die Landschaftsdiversität auf Gemeindeebene, wird suggeriert, dass die Diversität innerhalb einer Gemeinde überall gleich ist, obwohl das nicht den realen Mustern in der Landschaft entspricht. Eine neuere Entwicklung in der Landschaftsökologie ist die Verwendung des sog. Gradientmodells (*gradient model*) anstelle des Patch-Matrix-Modells (*patch matrix model*), um Strukturen und Prozesse ohne die Abgrenzung diskreter Einheiten abzubilden (LAUSCH ET AL. 2015). Das Gradientmodell ist folglich nur auf nicht klassifizierte (Fernerkundungs-) Datensätze anwendbar und somit für die vorliegende Arbeit keine Option.

Die Berechnung und Auswertung von Landschaftsstrukturindizes im Rahmen des Patch-Matrix-Modells ermöglicht unter anderem Aussagen (1) zum anthropogenen Einfluss auf die Landschaftsheterogenität oder generell zur Landschaftsdiversität und Biodiversität (CHMIELEWSKI ET AL. 2014; GERI ET AL. 2010; PLEXIDA ET AL. 2014; SCHINDLER ET AL. 2008; WALZ 2013a; EETVELDE U. ANTROP 2009; WALZ 2015), (2) zu Fragmentierung und Habitat-Verlusten in Waldgebieten und Schutzgebieten (ESBAH ET AL. 2010b; RAMACHANDRA ET AL. 2014; TOWNSEND ET AL. 2009; MAIROTA ET AL. 2013), (3) zu Landschaftsveränderungen nach Naturkatastrophen (FICHERA ET AL. 2012), (4) zur Naturnähe bzw. ökologischen Nachhaltigkeit von Regionen (RENETZEDER ET AL. 2010), (5) zur Dokumentation von Landschaftsveränderungen im ländlichen Raum, sowie zu Urbanisierungsprozessen (SCHNAKENBURG U. SCHMIEDER 2008; EETVELDE U. ANTROP 2009). Eine neuere Entwicklung ist die Integration der dritten Dimension bei der Berechnung von Landschaftsstrukturindizes in Gebieten mit hoher Reliefenergie, was insbesondere dann sinnvoll ist, wenn die Datenbasis geometrisch hoch aufgelöst ist und/oder Organismen im Zentrum der Untersuchung stehen, wie etwa bei Habitatmodellierungen oder Analysen des Biotopverbunds (BATISTA ET AL. 2012; WALZ 2013a, S. 145ff.).

Auch auf die spezielle Dynamik der strukturreichen und kleinteiligen (Kultur-)Landschaft bezogen, zeigen Untersuchungen mit Hilfe von Landschaftsstrukturindizes ein großes Potenzial; beispielsweise hinsichtlich der Erfassung von Landschaftsensemble- und Verbundproblemen oder der Fragmentierung und Isolation von Landschaftselementen (BENDER 2003, S. 121). Abhängig von der spezifischen Ausprägung der untersuchten Landschaft und der Fragestellung müssen die Landschaftsstrukturindizes ausgewählt werden, um die Landschaftsstruktur und die Veränderung derselben abbilden zu können (RAMEZANI ET AL. 2011).

Wie bereits ausgeführt geht die landschaftsökologische Theorie davon aus, dass die Landschaft im Sinne eines System (bzw. Landschaftsmosaiks) in ihrer Gesamtheit komplexer ist als die bloße Summe ihrer Einzelteile (FINOTTO 2011, S. 48). Wenn man sich in diesem Systemverständnis einen hierarchischen Aufbau vorstellt, auf dessen unterschiedlichen Ebenen Prozesse ablaufen und in Wechselwirkung miteinander stehen, dann wird die hohe Relevanz verschiedener Maßstäbe bzw. Skalen (*scales*) für die landschaftsökologische Betrachtung deutlich (TURNER U. GARDNER 2015; WU 2013). Entsprechend hat sich bereits eine Vielzahl von Studien mit der Beziehung zwischen der räumlichen Auflösung und der Berechnung von Landschaftsstrukturindizes befasst (z. B. KELLY ET AL. 2011; LUSTIG ET AL. 2015; OYANA ET AL. 2014; SAURA U. MARTINEZ-MILAN 2001; TURNER 1989; WICKHAM U. RIITERS 1995; WU ET AL. 2000; WU ET AL. 2002; WU 2004).

Der Skaleneinfluss auf die Landschaftsstrukturanalyse wird also bereits seit einigen Jahrzehnten in der Landschaftsökologie und Geographie thematisiert. Die Auseinandersetzung mit der thematischen Auflösung (Detailgrad der Klassifizierung) ist erheblich seltener Gegenstand der Untersuchungen, so dass nach wie vor Unsicherheiten hinsichtlich des Einflusses, den die Anzahl thematischer Klassen auf die quantitativen Landschaftsanalysen hat, bestehen (BUYANTUYEV ET AL. 2010; KINKELDEY 2014; LECHNER ET AL. 2012; LECHNER ET AL. 2013). Bisherige Studien zeigen allerdings, dass die Werte der Landschaftsstrukturindizes erheblich von der thematischen Auflösung abhängen (BAILEY ET AL. 2007; KALLIMANIS U. KOUTSIAS 2013; LIU ET AL. 2013) und dass noch kein Schwellenwert abgeleitet werden konnte, ab dem der Einfluss unbedeutend wird (CASTILLA ET AL. 2009). Insbesondere zur Erfassung der häufig kleinteiligen und strukturell vielfältigen, gewachsenen Landschaften Deutschlands und anderer mitteleuropäischer Länder ist die Bestimmung der Landschaftsstruktur mit einer adäquaten thematischen Auflösung relevant und kritisch zugleich.

### **3 Monitoring: definitorische Zugänge und methodische Ansätze**

In diesem Kapitel wird eine systematische Literaturlauswertung zum *Schutzgebietsmonitoring* vorgestellt. Es geht folglich vorrangig um eine systematische Erfassung methodischer Zugänge im Monitoringkontext und bisher formulierter Definitionen des Begriffs *Monitoring*. Eine allgemeine Auseinandersetzung mit der Literatur und dem Stand der Forschung von quantitativen Landschaftsanalysen ist bereits in Kapitel 2 erfolgt. Bisherige Studien im Untersuchungsgebiet werden in Kapitel 4.1.5 vorgestellt.

Nach einer kurzen Zusammenfassung des Vorgehens zur Ermittlung von methodischen Ansätzen im Monitoringbereich und verschiedenen Definitionen des Begriffs werden die Ergebnisse der systematischen Literaturlauswertung vorgestellt. Das Kapitel schließt mit einem kurzen Fazit und einer Definition des Monitoringbegriffs ab, die aus der Literatur abgeleitet ist und die die Verwendung des Begriffs in der vorliegenden Arbeit präzisiert.

#### **3.1 Vorgehen bei der Ermittlung definitorischer Zugänge und methodischer Ansätze**

Eine systematische Recherche und Auswertung der Literatur ermöglicht einen Überblick der definitorischen Zugänge und methodischen Ansätze im Monitoringkontext. Abbildung 6 zeigt das Vorgehen der Recherche und die Auswahlkriterien. Für die Suche wird die online verfügbare Literaturlausmaschine Web of Science™ Core Collection genutzt. Dazu werden folgende Bedingungen formuliert:

- im TITEL muss der Begriff »Monitoring« aufgeführt sein,
- zudem müssen die SCHLAGWORTE »conservation« (Naturschutz) oder »protected area/areas« [Schutzgebiet(e)] oder »protection site/sites« [geschützte Fläche(n)]
- UND die SCHLAGWORTE »land, cover, use« [in unterschiedlichen Kombinationen wie land cover (Landbedeckung), land use (Landnutzung), LULC (Landnutzung-/Landbedeckung) oder das Schlagwort landscape (Landschaft)]
- UND die SCHLAGWORTE »Europa« oder »USA« oder »United States« vorkommen.



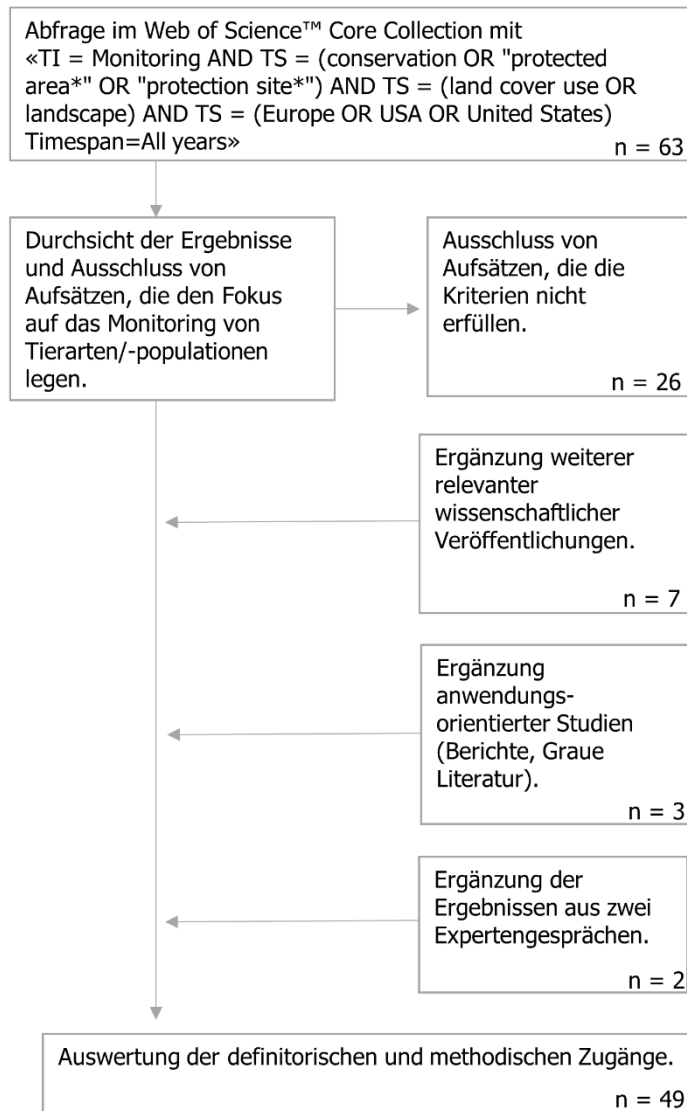


Abbildung 6: Vorgehensweise der systematischen Literatursichtung zum Thema Monitoring (Erläuterung: TI = Titelvorte, TS = Themengebiet, eigene Darstellung).

Mit der Formulierung der Bedingungen soll erreicht werden, dass in den Publikationen der Schwerpunkt möglichst auf das Monitoring im Schutzgebietskontext liegt sowie auf Landschaften bzw. Landschaftsausschnitten, die gegenwärtig oder in der Vergangenheit durch Kultivierung überprägt oder modifiziert worden sind (Europa) und/oder großflächig in Form von (Natur-)Schutzgebieten einem besonderen Management unterliegen (USA). Um Monitoringansätze für *Wildnis*-Gebiete bzw. annähernd unberührte Natur, wie zum Beispiel die Regenwaldgebiete in Südamerika und Asien oder in Regionen Afrikas, auszuklammern, wird der räumliche Fokus auf Studien in Europa und den USA gelegt.

Die Suche wird ohne zeitliche Einschränkung durchgeführt und ergibt 63 Treffer. Diese werden anhand der Zusammenfassungen bewertet und alle Veröffentlichungen, die den

Fokus nicht auf Kompartimente der Landschaft legen, sondern Tierarten bzw. -populationen untersuchen, werden ausgeschlossen. Zudem werden sieben weitere wissenschaftliche Veröffentlichungen ergänzt, die als besonders relevant für die Thematik eingeschätzt werden. Darüber hinaus sind die Berichte von drei anwendungsorientierten Studien und die Ergebnisse von zwei Expertengesprächen in die Auswertung integriert worden. Insgesamt werden 49 Dokumente ausgewertet. Eine Auflistung der ausgewerteten Dokumente ist im Anhang (8.1) zu finden.

### 3.2 Ergebnisse: Methoden und Definitionen im Monitoringkontext

Zunächst werden die Dokumente fünf Kategorien zugeordnet: (1) reguläre Forschungsaufsätze (*research*), (2) Review-Aufsätze (*review article*), (3) Diskussionsbeiträge (*discussion*), (4) Berichte (*report*) und (5) Expertengespräche (*interview*). Die überwiegende Anzahl der gesichteten Dokumente sind Forschungsaufsätze (Abb. 7). Betrachtet man die Verteilung hinsichtlich des Publikationsjahrs (Abb. 8) wird deutlich, dass die Mehrheit der Dokumente zwischen 2008 und 2016 veröffentlicht worden sind, so dass auch der Stand der Forschung in der Auswertung sichtbar wird. Entsprechend der Eingrenzung in der Abfrage in der Literaturdatenbank (Abb. 6) sind 22 Fallstudien in Europa angesiedelt und 12 in den USA. Immerhin noch acht Studien befassen sich mit Fallbeispielen im weiteren außereuropäischen Ausland.

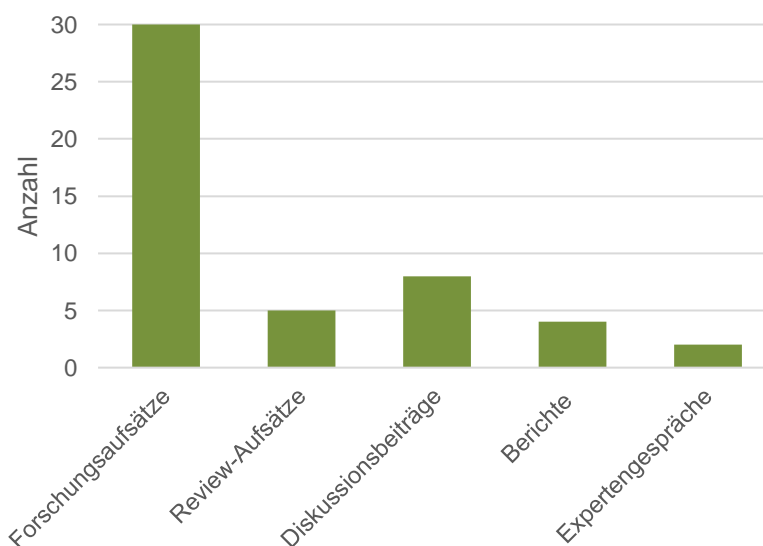


Abbildung 7: Anzahl der gesichteten Dokumente differenziert nach Dokumententyp ( $n = 49$ ).

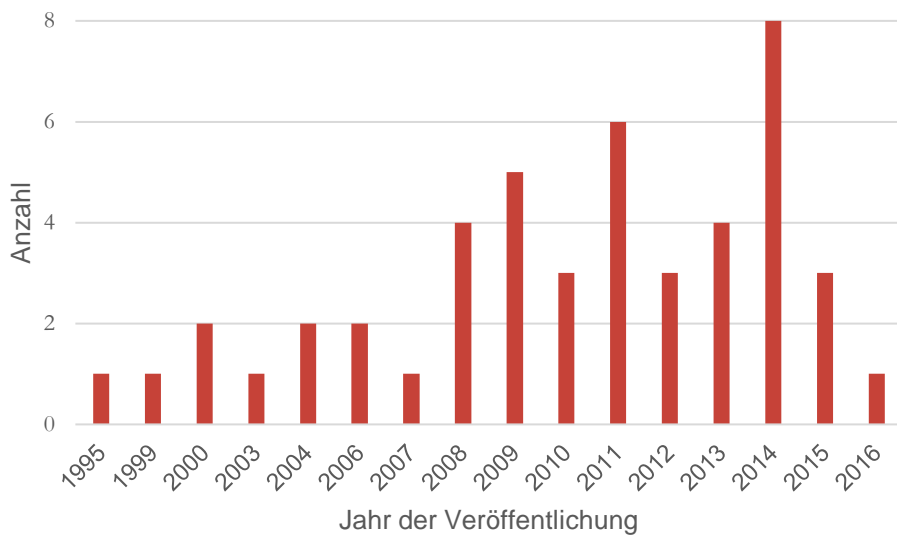


Abbildung 8: Anzahl der gesichteten Dokumente differenziert nach dem Jahr der Veröffentlichung ( $n = 47$ , ohne Expertengespräche).

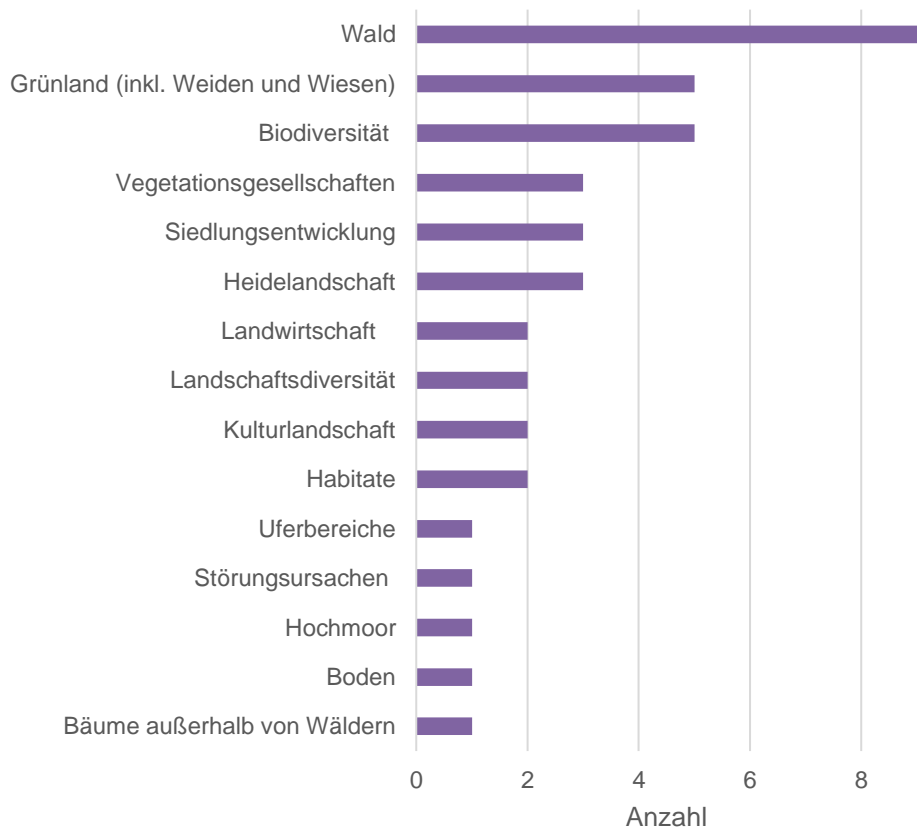


Abbildung 9: Monitoringfokus in den gesichteten Dokumenten ( $n = 41$ ).

Ebenfalls ist bereits in der Suchabfrage formuliert, dass der Schwerpunkt der Studien auf dem Monitoring von Landnutzung und Landbedeckung bzw. Landschaften liegen soll. Differenziert man diese Schwerpunktbildung weiter, wird deutlich, dass ein Großteil der Studien den Fokus auf Waldgebiete, gefolgt von Grünlandflächen und Biodiversität im Allgemeinen, legt. Wesentlich seltener werden zum Beispiel Böden als Schutzgut, Moorgebiete oder Bäume außerhalb von Wäldern (Alleen, Einzelbäume, Streuobst) thematisiert (Abb. 9).

Abbildung 10 zeigt eine Auflistung der Zeitschriften und Schriftenreihen, in denen die Dokumente publiziert worden sind. Auf Basis der Suchkriterien sind besonders häufig Veröffentlichungen der Zeitschriften *Remote Sensing of Environment*, *Environmental Monitoring and Assessment* sowie *Biological Conservation*. Die darin bereits erkennbare Präsenz fernerkundungsgestützter Ansätze wird auch bei den verwendeten Datensätzen deutlich (Abb. 11): am häufigsten werden Satellitenbilder, gefolgt von Luftbildern, ausgewertet, am dritthäufigsten stehen klassifizierte Datensätze zur Verfügung, gefolgt von nicht weiter spezifizierten (diversen) Datensätzen und Geländeerhebungen. Bei den Satellitendaten werden am häufigsten Landsat, IKONOS und MODIS Daten genannt, weniger häufig AVHRR, GeoEye, QuickBird, RapidEye, SPOT und Worldview. Dennoch wird in mehreren Veröffentlichungen betont, dass die räumliche Auflösung von Landsat-Daten (30 m) für viele Fragestellungen nicht ausreicht und dass insbesondere für das Schutzgebietsmonitoring höher aufgelöste Daten (< 5 m) nötig sind (COOPS ET AL. 2014; FÖRSTER ET AL. 2008; KIM U. DAIGLE 2012; VILLA ET AL. 2013; BUCK ET AL. 2013). Methodisch dominieren ebenfalls Fernerkundungsverfahren, aber auch GIS-basierte Ansätze (Abb. 12), so dass grundsätzlich davon ausgegangen werden kann, dass der Flächenbezug in den meisten Studien eine hohe Relevanz besitzt. Indikatoren und Landschaftsstrukturindizes werden zwar auf Basis von flächenbezogenen Daten berechnet, die Ergebnisse können aber bei fehlenden Bezugseinheiten nicht an die Fläche rückgebunden werden.

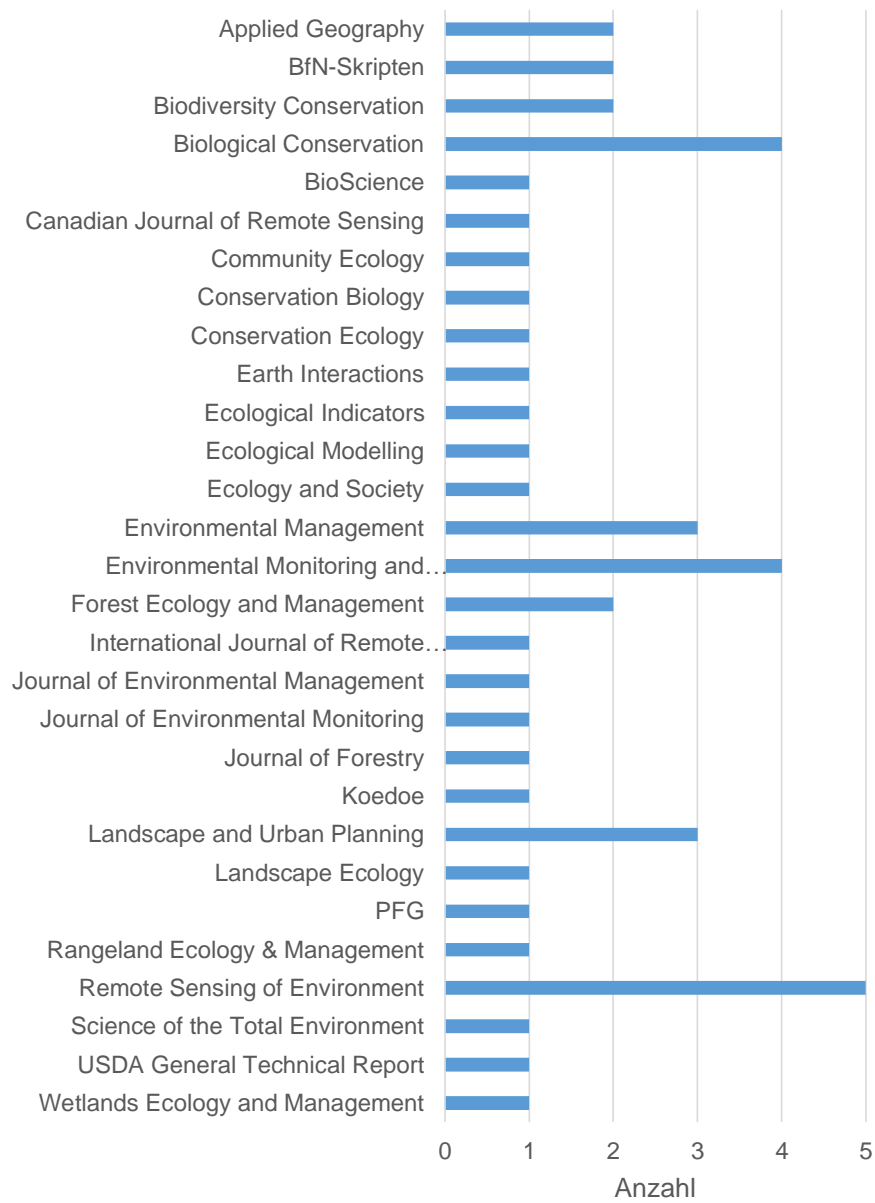


Abbildung 10: Wissenschaftliche Zeitschriften und Schriftenreihen, in denen die Dokumente publiziert worden sind (n = 47, ohne Expertengespräche, siehe auch Literaturliste Anhang 8.1).

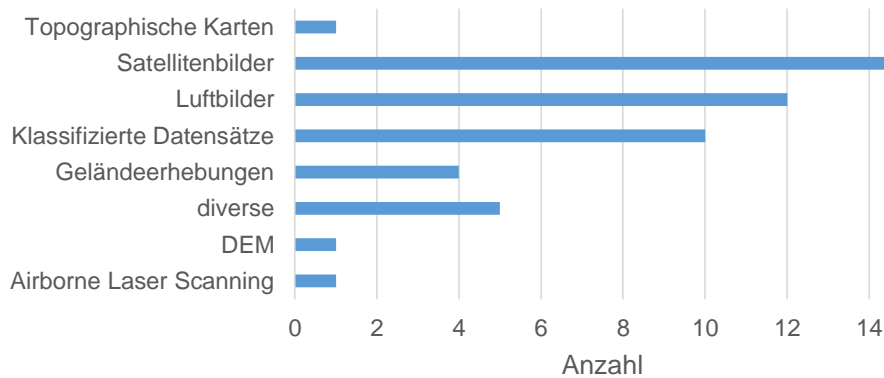


Abbildung 11: Verwendete Daten in den ausgewerteten Studien (n=49, Mehrfachnennungen). Klassifizierte Datensätze sind zum Beispiel Biotoptypkartierungen und CORINE Land Cover Daten.

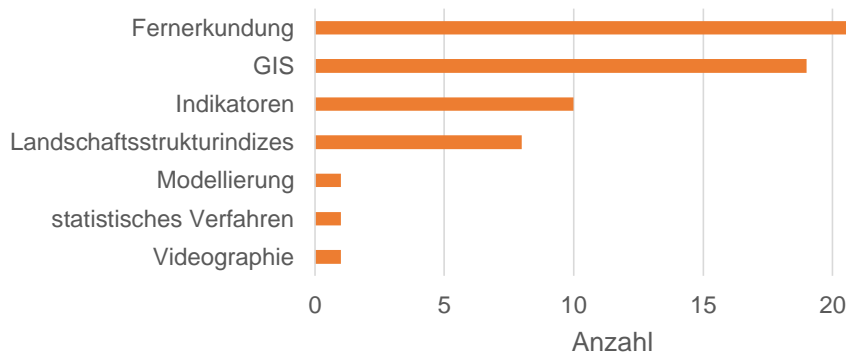


Abbildung 12: Häufigkeit der verwendeten methodischen Ansätze in den gesichteten Dokumenten (n = 62, Mehrfachnennungen).

Für die vorliegende Arbeit sind die methodischen Ansätze basierend auf GIS, Indikatoren und Landschaftsstrukturindizes von besonderem Interesse, so dass im Folgenden auszugsweise einige Ansätze vorgestellt werden. Dabei gibt es insbesondere zwischen GIS-basierten Ansätzen und der Verwendung von Landschaftsstrukturindizes einen großen Überschneidungsbereich. Weitere Überschneidungsbereiche sind auch zwischen der Berechnung der Landschaftsstrukturindizes und satellitenbildgestützten Fernerkundungsansätzen festzustellen. Landsat-Daten können genutzt werden, um Indizes der Landschaftszerschneidung bzw. -fragmentierung zu berechnen und Aussagen über die Wirksamkeit von Schutzgebieten hinsichtlich der Reduzierung voranschreitender Landschafts- und Ökosystemfragmentierung zu machen (MUNROE ET AL. 2007). Wichtig ist dabei die großflächige Abdeckung von Landsat-Bildern, um sowohl innerhalb als auch außerhalb des Schutzgebiets eine Datengrundlage zur Berechnung der Landschaftsstrukturindizes zu haben. Neben dem spezifischen Schutzgebietsmanagement ist die

Zugänglichkeit, die über Hangneigung, Höhe über NN und Entfernung zur nächsten Verkehrsinfrastruktur operationalisiert werden kann, ausschlaggebend für das Ausmaß der Landschaftszerschneidung im Untersuchungsgebiet Celaque Nationalpark, Honduras, in der Studie von MUNROE ET AL. (2007). Einen ähnlichen Ansatz wählen auch TOWNSEND ET AL. (2009), verwenden aber Daten unterschiedlicher Satelliten (Landsat, SPOT und Ikonos) mit entsprechend unterschiedlicher räumlicher Auflösung und Abdeckung. Der Einfluss auf die Berechnung der Landschaftsstrukturindizes ist beachtlich, so dass die Auswahl bzw. Kombination von Datenquellen spezifisch für die jeweiligen Fragestellungen des Landschaftsmonitorings erfolgen muss. Satellitenbildbasierte Landschaftsstrukturanalysen können letztlich auch für das Monitoring der Biodiversität im spezifischen Kontext der (Kultur-)Landschaftsentwicklung in Biosphärenreservaten angewendet werden und ermöglichen Aussagen zu Fragmentierungsprozessen in der Landschaft (MARTINEZ ET AL. 2010). Landschaftsstrukturberechnungen basieren aber nicht ausschließlich auf satellitenbildgestützten Verfahren, sondern können auch aus Luftbildern (YOUNG ET AL. 2014), aus ATKIS Daten (Amtliches Topographisches-Kartographisches Informationssystem, WALZ 2015) oder anderen räumlichen Daten (CORONA ET AL. 2011; JONES ET AL. 2013) abgeleitet werden. Ebenso werden Untersuchungen zur Landschaftsstruktur ohne Verwendung von Landschaftsstrukturindizes durchgeführt, zum Beispiel bei der Untersuchung von Landschaftselementen wie Hecken und (Einzel-)Bäumen basierend auf topographischen Karten (PLIENINGER 2012).

Neben der Landschaftsstruktur sind weitere Indikatoren für das Monitoring von Schutzgebieten relevant, wie zum Beispiel Vorkommen und Verteilung von Rote-Liste-Arten zur Bestimmung der Biodiversität von Grünland (BELLO ET AL. 2010). Indikatorenbasierte Ansätze weisen häufig einen starken Anwendungsbezug auf (BELLO ET AL. 2010; COOPS ET AL. 2014; GEHRLEIN ET AL. 2014; KOWATSCH ET AL. 2011). Ein entsprechendes vom Bundesamt für Naturschutz initiiertes F&E Vorhaben beschäftigte sich über einen Zeitraum von 2 Jahren mit der Entwicklung von konsensfähigen Indikatoren für Großschutzgebiete (speziell Nationalparke und Biosphärenreservate) zur Überprüfung der Zielerreichung. Demnach sind die entwickelten Indikatoren nicht gebietsspezifisch, sondern orientieren sich an den generellen Zielen von Nationalparks respektive Biosphärenreservaten, die für alle Gebiete der jeweiligen Kategorie gleiche Gültigkeit haben (KOWATSCH ET AL. 2011, S. 70). Insgesamt wurden 27 Indikatoren für die Bereiche Naturhaushalt und Biodiversität, Verwaltung und Management, Bildung und Kommunikation, Forschung und Monitoring,

nachhaltige Landnutzung sowie Regionalentwicklung abgeleitet, die für Biosphärenreservate um weitere sieben Indikatoren der umwelt- und naturschutzgerechten Landnutzung ergänzt wurden. Dabei sind bereits bestehende Monitoringansätze, wie zum Beispiel die Ökologische Flächenstichprobe, die Waldzustandserfassung und die Erfassung von Zielarten, berücksichtigt worden. Zur Erprobung der Indikatorensets für Biosphärenreservate ist das Monitoringprogramm exemplarisch für die beiden Biosphärenreservate Mittelelbe und Schwäbische Alb umgesetzt worden (GEHRLEIN ET AL. 2014). Es konnte festgestellt werden, dass bestimmte Indikatoren zu streichen sind oder nur eingeschränkt verwendet werden können, (1) da der Erhebungsaufwand den Nutzen (bzw. die Aussagekraft) übersteigt, (2) da die entsprechende Datenbasis fehlt und da (3) die Indikatoren gebietspezifisch um weitere zielbezogene Indikatoren zu ergänzen sind, die einen direkten Bezug zum entsprechenden Rahmenkonzept und den Managementzielen haben (GEHRLEIN ET AL. 2014, S. 123ff.).

Um die Ziele von Schutzgebieten mit quantitativen Landschaftsanalysen überprüfen zu können, kann es hilfreich sein, die Relevanz bzw. die Aussagekraft von klassifizierten Datensätzen, wie beispielsweise CORINE Land Cover Daten, für die Beschreibung von Habitaten zu kennen. Landnutzungs- und Landbedeckungsinformationen bilden insbesondere für großflächige Veränderungsanalysen über lange Zeiträume eine essentielle Datengrundlage, so dass das zugrundeliegende Klassifikationssystem entscheidend für die Aussagekraft der berechneten Habitatveränderungen ist (TOMASELLI ET AL. 2013). Zusätzlich können auf Basis solcher Datensätze Aussagen über die Vegetationsqualität gemacht werden. Für den mediterranen Raum haben SALVATI U. ZITTI (2012) vier Indikatoren zur Beschreibung der Vegetationsqualität entwickelt: (1) Waldbrandgefahr, (2) Bodenerosionsschutz, (3) Dürresistenz und (4) Vegetationsbedeckung. Zur Ableitung einer Karte der Vegetationsqualität sind dann die Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen entsprechend ihres Beitrags zur Bestimmung der Vegetationsqualität gewichtet worden (SALVATI U. ZITTI 2012). Eine weitere wichtige Datenquelle für GIS-basierte Analysen der landschaftsbezogenen Ziele von Schutzgebieten sind Biotop- und Nutzungstypenkartierungen. Diese sind thematisch so hochaufgelöst, dass zur Bestimmung und Darstellung der Landschaftsdynamik, beispielsweise der Landschaften in Biosphärenreservaten, übergeordnete Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen gebildet werden müssen. Darauf aufbauend können Prozesse der Landschaftsveränderung definiert werden, mit denen Aussagen zur Zielerreichung möglich sind (OHNESORGE ET AL. 2013).



Bei den Studien, die Untersuchungen in Biosphärenreservaten durchgeführt haben, werden abgesehen von Geländeerhebungen alle räumlich expliziten Datensätze genutzt (Abb. 13). In 40 % der gesichteten Studien ist die Schutzgebietskategorie Nationalpark als Untersuchungsgebiet genannt. Methodisch überwiegen hier die fernerkundungsgestützten bzw. satellitenbildbasierten Ansätze; aber auch alle weiteren Datenquellen sind aufgeführt. Die Studien, die sich mit dem Monitoring in NATURA 2000 Schutzgebieten befassen, nutzen überwiegend klassifizierte Datensätze. Bei den nicht weiter spezifizierten Schutzgebieten ist der Anteil der luftbildgestützten Ansätze am größten. Aufgrund der geringen Stichprobengröße ( $n = 32$ ) in der vorliegenden Literatursichtung können daraus keine allgemeingültigen Trends abgeleitet werden.

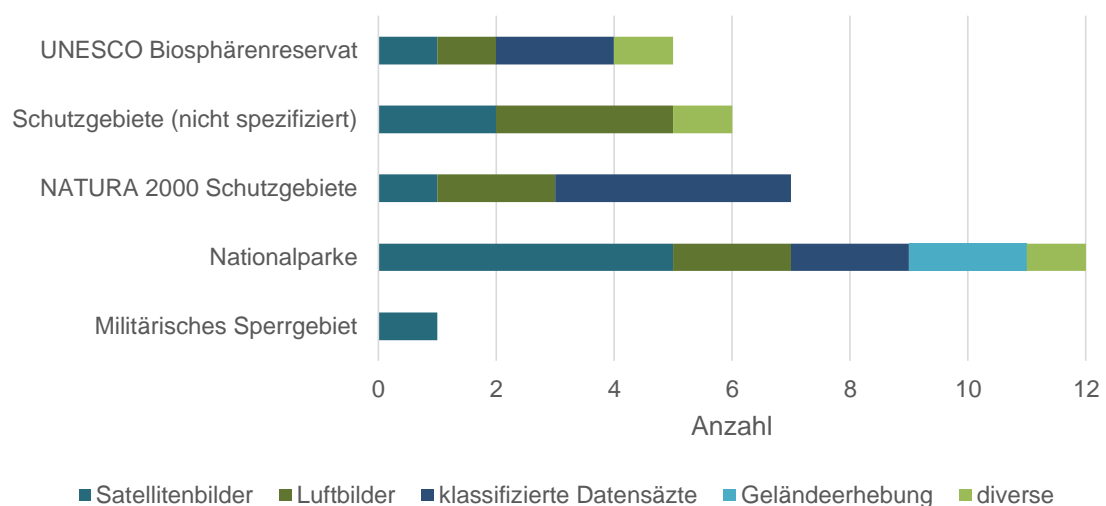


Abbildung 13: Anzahl der verwendeten methodischen Ansätze in den als Fallstudien aufgeführten Schutzgebietskategorien ( $n = 32$ , Erläuterungen der Schutzgebietskategorien in Kapitel 2.2.).

Unsicherheiten, die mit den Datensätzen oder methodischen Ansätzen verbunden sind, werden in 18 Veröffentlichungen sowie in den beiden Expertengesprächen thematisiert. Die angesprochenen Aspekte lassen sich zusammenfassen als Unsicherheiten im Erfassungs- und Auswertungsprozess, die beispielsweise auf die Kombination unterschiedlicher Datenquellen, auf unzureichende Datengrundlagen zur Validierung oder auf notwendige Generalisierungen der Datensätze zurückzuführen sind (BUCK ET AL. 2013; JONES ET AL. 2009; KENNEDY ET AL. 2009; LENGYEL ET AL. 2008; MARTINEZ ET AL. 2010; PLIENINGER 2012; TAYLOR ET AL. 2000). Zwei der Studien gehen explizit darauf ein, dass die mit quantitativen Analysen festgestellten Veränderungen, die tatsächlichen Veränderungen in der Landschaft über- oder unterschätzen können bzw. dass eine Prüfung, inwieweit Indikatoren tatsächliche Veränderungen abbilden, schwierig ist (MALLINIS ET AL. 2014; BARRETT U.

GRAY 2011). In einer Studie werden Unsicherheiten hinsichtlich der Auswahl und Relevanz von Indizes in der Landschaftsstrukturanalyse diskutiert (WALZ 2015).

Zielsetzung der meisten Publikationen ist die Quantifizierung von Veränderungen der Landschaft, aber teilweise auch die Quantifizierung von Landschafts- bzw. Vegetations-*Qualität*. Darüber hinaus werden bei der Zielsetzung der Studien die Untersuchung verschiedener methodischer Zugänge (zum Beispiel von Indikatorensystemen), die Entwicklung neuer Methoden (zum Beispiel im Bereich der hyperspektralen Fernerkundung) sowie die Möglichkeiten verschiedener Datensätze und methodischer Vorgehensweisen genannt.

Ein zweiter wesentlicher Aspekt der Literatursichtung ist die Erfassung definitorischer Zugänge. Da in vielen Publikationen der Begriff *Monitoring* nicht explizit definiert ist, konnten insgesamt zwölf Definitionen abgeleitet werden (Tab. 3); davon sind aber nur sieben aus Veröffentlichungen in wissenschaftlichen Zeitschriften, die weiteren Definitionen sind in den anwendungsorientierten Berichten aufgeführt und aus den beiden Expertengesprächen abgeleitet.

*Tabelle 3: Definitionen des Begriffs »Monitoring« (bei englischen Zitaten mit sinngemäßer, nicht wörtlicher Übersetzung).*

ID	Monitoring Definition	Übersetzung (sinngemäß)
2	"The term <i>indicator</i> is used for any measurable variable that can help to estimate a particular component of biodiversity, and <i>monitoring</i> is a repeated observation of biodiversity by indicators (Noss, 1990; Teder et al. 2007)" (BELLO ET AL. 2010)	Monitoring ist eine wiederholte Beobachtung der Biodiversität mit Indikatoren; dabei ist ein Indikator eine messbare Variable, mit deren Hilfe eine bestimmte Komponente der Biodiversität abgeschätzt werden kann.
6	"There are two fundamental types of monitoring that can be applied to forest restoration efforts: (1) implementation (or compliance) monitoring assesses whether or not a management action has been performed as designed and (2) effectiveness monitoring determines whether an action has achieved its objectives (Block et al. 2001)." (DELUCA ET AL. 2010)	Im Rahmen von Waldrekultivierungsbemühungen können zwei Arten des Monitorings unterschieden werden: 1) Umsetzungs-Monitoring zur Bewertung, ob die Umsetzung der Managementstrategie erfolgreich ist, 2) Erfolgs-Monitoring zur Bewertung, inwieweit mit der Strategie die Ziele erreicht werden.

ID	Monitoring Definition	Übersetzung (sinngemäß)
14	"Monitoring ['intermittent recording of the condition of a feature of interest to detect or measure compliance with a predetermined standard' (Hellawell, 1991)] is an essential tool in three main tasks: to inform the conservationist when the system is departing from the desired state; to measure the success of management actions; and to detect the effects of perturbations and disturbances." (LEGG U. NAGY 2006)	Im Monitoring werden Zustände von Erscheinungen und Merkmalen periodisch erfasst, um die Übereinstimmung mit zuvor festgelegten Standards zu ermitteln. Damit ist Monitoring ein Instrument, um Naturschützer zu informieren, um die Zielerreichung zu überprüfen und Auswirkungen von Störungen festzustellen.
20	"Monitoring is an ongoing function that systematically collects data on specified indicators, whereas evaluation is the systematic and objective assessment of an ongoing or completed project, program, or policy, often in order to determine the merit of worth of the intervention (DAC, 2002)." (LUFT ET AL. 2014; MASCIA ET AL. 2014)	Monitoring ist eine fortlaufende Aufgabe, bei der systematisch Daten für spezifische Indikatoren gesammelt werden, wohingegen Evaluierung eine systematische und objektive Bewertung eines laufenden oder abgeschlossenen Projekts, Programms oder einer Strategie ist, häufig um den Erfolg eines Eingriffs zu bestimmen.
21	"Monitoring is 'the collection and analysis of repeated observations or measurements to evaluate changes in condition and progress toward meeting a conservation or management objective' (Elzinga et al. 2001)." (MCGEOCH ET AL. 2011)	Monitoring ist die Sammlung und Analyse von wiederholten Beobachtungen und Messwerten, um Veränderungen von Zuständen sowie die Zielerreichung zu bewerten.
34	"...landscape monitoring defined by Blaschke as 'the planned investigation of a landscape at regular intervals', serving to 'capture and analyse changes and developments in its structure, function and human use.' (Blaschke, 2002, p. 116)." (WALZ 2015)	Nach Blaschke ist Landschaftsmonitoring die geplante Untersuchung einer Landschaft in regelmäßigen Intervallen, um Veränderungen und Entwicklungen in der Struktur, Funktion und Nutzung der Landschaft zu analysieren.
37	"Habitat monitoring, defined here as the repeated recording of the condition of habitats, habitat types or ecosystems of interest to detect or measure deviations from a predetermined standard, target state or previous status (after Hellawell 1991)" (LENGYEL ET AL. 2008)	Habitat-Monitoring ist definiert als wiederholte Erfassung der Habitatzustände, Habitattypen oder Ökosystemtypen, um Abweichungen von einem vordefinierten Standard, von einem Zielzustand oder einem früheren Zustand festzustellen.

ID	Monitoring Definition	Übersetzung (sinngemäß)
45	„unter dem Begriff 'Monitoring' [werden] folgende Themenkomplexe verstanden (KOWATSCH ET AL. 2011, 16f.). Zeitlich unbefristete Langzeitbeobachtung der Entwicklung der vorrangigen Schutzgüter des einzelnen Gebiets (...). Evaluierung von Tendenzen zur Erfüllung der Erhaltungsziele (...). Beobachtung sozio-kultureller und ökonomischer Strukturen und Prozesse, um positive und negative Entwicklungen in und um GSG beurteilen zu können.“(GEHRLEIN ET AL. 2014)	
46	„Unter Monitoring wird hierbei eine zeitlich unbefristete, zielorientierte Datenaufnahme und -bewertung in regelmäßigen Intervallen verstanden.“ (KOWATSCH ET AL. 2011)	
47	"Monitoring biodiversity - The estimation of diversity at the same location at more than one time period for the purpose of drawing inference about change." (GAINES ET AL. 1999)	Biodiversitätsmonitoring ist die Abschätzung der Diversität an einem festgelegten Ort in mehreren Zeitabschnitten mit dem Ziel Rückschlüsse auf Veränderungen zu ziehen.
48	Monitoring ist ein Instrument, um die Dynamik in der Landschaft und in der Landschaftsnutzung abzubilden und über eine langfristige Zeitreihe die Veränderung zu dokumentieren, so dass Rückschlüsse für das Management gezogen werden können. (Expertengespräch 1)	
49	Unter Monitoring werden Langzeituntersuchungen verstanden, d. h. in einem bestimmten Turnus (möglichst sehr eng gesteckt) werden Daten nach dem gleichen Muster erfasst. (Expertengespräch 2)	

Abgesehen von einer Definition (DELUCA ET AL. 2010) wird in allen Definitionen die zeitliche Dimension des Monitorings angesprochen. Dabei formulieren fünf Autoren diesen Aspekt sehr allgemein, indem von wiederholter Beobachtung bzw. Erfassung, einer fortlaufenden Aufgabe oder der Abschätzung in mehreren Zeitabschnitten gesprochen wird (BELLO ET AL. 2010; GAINES ET AL. 1999; LENGYEL ET AL. 2008; MASCIA ET AL. 2014; MCGEOCH ET AL. 2011). In anderen Definitionen wird die zeitliche Dimension dahingehend spezifiziert, dass Zustände periodisch oder in regelmäßigen Intervallen erfasst werden sollen (LEGG U. NAGY 2006; WALZ 2015; KOWATSCH ET AL. 2011). Dagegen wird der Aspekt im

anwendungsbezogenen Kontext, d. h. in einem weniger wissenschaftlich fokussierten Diskurs, als Langzeitbeobachtung bzw. langfristige Zeitreihe zusammengefasst (GEHRLEIN ET AL. 2014). Der Zweck des Monitorings wird in immerhin fünf Definitionen als Bewertung der Zielerreichung bzw. des Zielzustands beschrieben (DELUCA ET AL. 2010; LEGG U. NAGY 2006; MCGEOCH ET AL. 2011; LENGYEL ET AL. 2008; GEHRLEIN ET AL. 2014), teilweise ergänzt um den Aspekt der Überprüfung eines festgelegten bzw. vordefinierten Standards (LEGG U. NAGY 2006; LENGYEL ET AL. 2008). Des Weiteren wird noch der stark praxisorientierte Aspekt der Bewertung von Managementstrategien, bzw. die Möglichkeit von Rückschlüssen für das Management formuliert (DELUCA ET AL. 2010). Insbesondere der Aspekt *Zielerreichung* zeigt, dass die Begriffe Monitoring und Erfolgskontrolle zum Teil synonym und uneinheitlich verwendet werden. Ausgehend von den Definitionen können auf die methodischen Ansätze nur wenige Rückschlüsse gezogen werden: zwei Definitionen führen die Verwendung von Indikatoren an (BELLO ET AL. 2010; MASCIA ET AL. 2014); oder es wird die Sammlung und Analyse von Beobachtungen und Messwerten beschrieben (MCGEOCH ET AL. 2011); oder auch von einer zielorientierten Datenaufnahme und -bewertung gesprochen (KOWATSCH ET AL. 2011).

### **3.3 Schlussfolgerungen**

Im Rahmen dieser Literaturobachtung ist festzuhalten, dass der Fokus von Monitoringstudien und -programmen vorwiegend auf Waldflächen sowie auf Grünland und Biodiversität liegt, so dass zukünftig weitere Aspekte wie die Landschaftsdiversität, spezifische Kulturlandschaftsdynamiken oder auch spezielle Landschaftselemente (wie zum Beispiel Bäume außerhalb von Wäldern) stärker berücksichtigt werden sollten. Methodisch dominieren satellitenbildbasierte Fernerkundungsansätze. Aber auch Luftbilder und klassifizierte Datensätze, die für GIS-basierte Analysen oder zur Entwicklung und Berechnung von Indikatoren und Landschaftsstrukturindizes herangezogen werden, bilden das methodische Grundgerüst der gesichteten Monitoringansätze.

Es ist ebenfalls festzuhalten, dass keine einheitliche Definition des Begriffs *Monitoring* existiert; weder in den wissenschaftlichen Publikationen noch in den anwendungsorientierten Programmen. Die Begriffe Erfolgskontrolle, Evaluation und Monitoring werden teils voneinander abgegrenzt und teils synonym verwendet. Aufbauend auf den gesichteten Definitionen, insbesondere den Definitionen in MCGEOCH ET AL. (2011, Zitat aus ELZINGA

ET AL. 2001), LENGYELET AL. (2008, Zitat aus HELLAWELL 1991) und GAINES ET AL. (1999), wird in der vorliegenden Arbeit der Monitoringbegriff wie folgt definiert und verwendet:

*Monitoring umfasst die Sammlung und Analyse von Daten in mindestens zwei Zeitabschnitten an einem festgelegten Ort, um Rückschlüsse auf Veränderungen der Landschaft und all ihrer Kompartimente zu ziehen und damit Abweichungen von vordefinierten Standards festzustellen sowie die Erreichung vordefinierter Ziele zu überprüfen und zu bewerten.*

## **4 Quantitative Landschaftsanalysen als Monitoring-Instrument am Beispiel des Biosphärenreservats Rhön**

Das Kapitel beginnt mit der Vorstellung des Untersuchungsgebiets, an die sich eine Beschreibung der verwendeten Daten mit den entsprechenden vorverarbeitenden Arbeitsschritten und die Validierung der Datensätze anschließen. Auf dieser Basis werden die methodischen Zugänge und Verfahren erläutert und illustriert. Die Ergebnisse sowie die Diskussion und Einordnung derselben erfolgt separat für jeden methodischen Schwerpunkt. Das abschließende Resümee ist eine kurze übergreifende Schlussfolgerung aus den vorangegangenen Kapiteln.

### **4.1 Untersuchungsgebiet Biosphärenreservat Rhön**

Die empirischen Untersuchungen werden am Beispiel des von der UNESCO anerkannten Biosphärenreservats Rhön, gemäß den Abgrenzungen wie sie im Rahmenkonzept für Schutz, Pflege und Entwicklung des Biosphärenreservats 1995 (GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995) festgelegt wurden, durchgeführt. Der Wahl des Untersuchungsgebiets liegen folgende Kriterien zugrunde: (1) als Biosphärenreservat ist das Gebiet von der UNESCO anerkannt und damit handelt es sich um eine international anerkannte Kategorie der Großschutzgebiete; (2) im Zuge der Sevilla-Strategie (1995)<sup>9</sup> erfolgte eine stärkere Ausrichtung auf Mensch-Umwelt-Beziehungen, welche mit einer Ausweitung der Zielsetzungen für Biosphärenreservate einherging, die für die vorliegenden Fragestellungen interessant ist; (3) die Wahl des Biosphärenreservats Rhön basiert zum einen auf der vorhandenen Datenbasis und zum anderen aufgrund der länderübergreifenden Lage, die mit spezifischen Problemen hinsichtlich verfügbarer Daten sowie spezifischen Entwicklungen der Landschaft einhergeht. Nach der Vorstellung des Naturraums und der administrativen Einheiten auf dem Gebiet des Biosphärenreservats wird ein kurzer Überblick über die Landschafts- und Siedlungsgeschichte gegeben, aus der sich das heutige Landschaftsbild und die sozio-ökonomischen Strukturen des Gebiets erklären lassen. Abschließend wird das Biosphärenreservat als eine

---

<sup>9</sup> Im März 1995 fand in Seviilla (Spanien) der 2. Weltkongress der Biosphärenreservate statt. Durch die dort verabschiedete Sevilla-Strategie (sowie die erarbeiteten Internationalen Leitlinien) wurde das Konzept der Biosphärenreservate nachhaltig modernisiert. Kern der Strategie: „[Biosphärenreservate] stellen nicht nur für die Menschen, die in ihnen und in ihrer Umgebung leben und arbeiten, eine Möglichkeit dar, ein ausgewogenes Verhältnis zur Natur zu wahren, sondern leisten auch einen Beitrag zu den Bedürfnissen der Gesellschaft insgesamt, indem sie einen Weg in eine nachhaltige Zukunft aufzeigen.“ Weitere Informationen unter: <http://www.unesco.de/infotehk/dokumente/konferenzbeschluesse/sevilla-strategie.html> (zuletzt aufgerufen am 15.03.2017).

Schutzgebietskategorie im deutschen Naturschutz vorgestellt und es folgt ein Überblick zu bisherigen Forschungen im Biosphärenreservat.

#### 4.1.1 Naturraum des Biosphärenreservats

Die Abgrenzung des Untersuchungsgebiets entspricht dem 1991 von der UNESCO anerkannten und im Rahmenkonzept für Schutz, Pflege und Entwicklung des Biosphärenreservats Rhön festgelegten Gebiet und umfasst eine Fläche von gut 185.000 Hektar. Das Gebiet liegt im Dreiländereck der Bundesländer Bayern, Hessen und Thüringen, wobei knapp 40 % auf Bayern, knapp 35 % auf Hessen und gut 25 % auf Thüringen entfallen. Im bayerischen Teil wurde das Biosphärenreservat 2014 um 58.000 Hektar erweitert. Diese Flächen werden in der vorliegenden Arbeit nicht berücksichtigt, da der überwiegende Teil der zur Verfügung stehenden Daten nur für die 1991 ausgewiesene Fläche vorliegt.

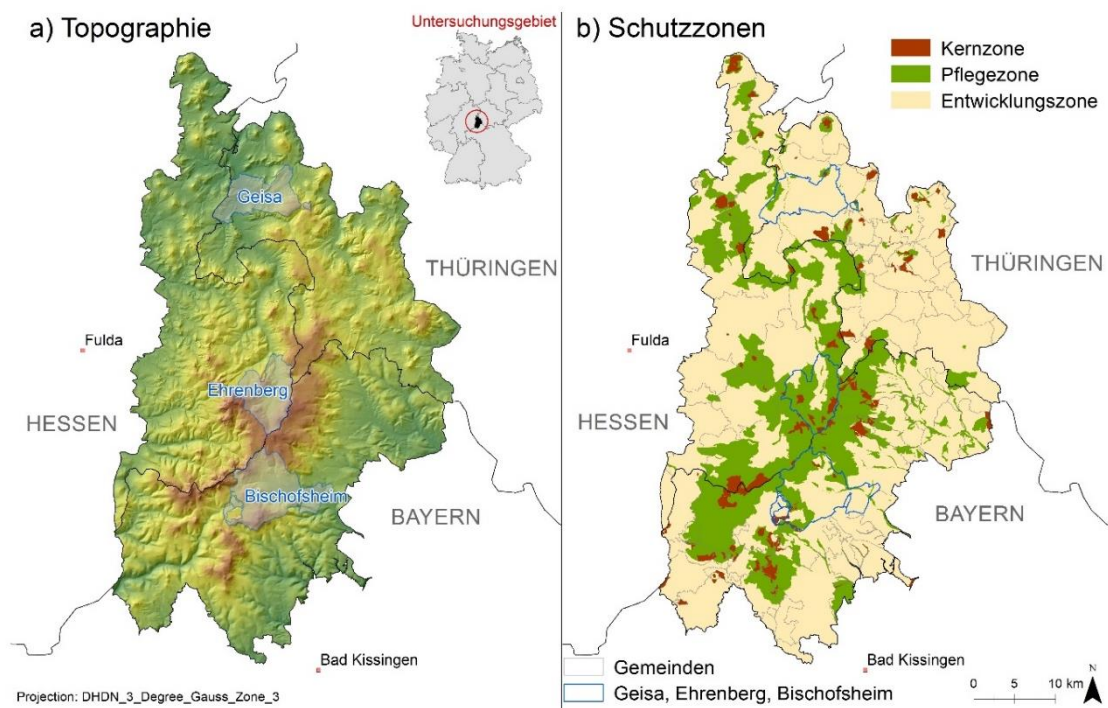


Abbildung 14: Untersuchungsgebiet Biosphärenreservat Rhön. a) Lage und Topographie des Untersuchungsgebiets, b) Schutzzonen des Biosphärenreservats zum Zeitpunkt der Anerkennung 1991. In beiden Karten sind die drei Gemeinden, die in Kapitel 4.3.3.2 untersucht werden, hervorgehoben. Erläuterung der Begriffe Kern-, Pflege- und Entwicklungszone in Kapitel 4.1.4. (Eigene Darstellung, Datenquellen: a) Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, Frankfurt am Main 2011, b) Darstellung auf der Grundlage von Daten und mit Erlaubnis der Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Jena, a) und b) Die Raumbezogenen Basisdaten wurden vom Thüringer Landesvermessungsamt bereitgestellt und werden mit dessen Genehmigung genutzt und vertrieben.)



Naturräumlich umfasst das Gebiet drei Haupteinheiten: die Hohe Rhön, die Vorder- und Kuppenrhön sowie die Südrhön. Großräumig ist die Rhön der Deutschen Mittelgebirgsschwelle zuzuordnen (Abb. 14a). Die Hohe Rhön (auch: Hochrhön) ist der zentrale Hauptkamm des Mittelgebirges mit der Wasserkuppe als höchster Erhebung (950 m NN). Zur Hohen Rhön zählt auch das Hochplateau der Langen Rhön auf 700 bis 930 m NN. Das Wasserkuppenmassiv sowie die Kreuzberg-Gruppe, die Schwarzen Berge und der Dammersfeldrücken bilden einzelne Bergmassive, die durch Täler und Mulden getrennt sind (GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995). Der steile Abfall der Hohen Rhön zur Kuppenrhön, die sich westlich und nordöstlich als breiter Saum anschließt, beträgt durchschnittlich 200 m (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BfN) o.J.). Die Berge der Kuppenrhön erreichen Höhen von 600 bis 800 m NN und sind in markante Kegel und weite Täler gegliedert. An die Kuppenrhön schließt sich die nur noch flachwellige Vorderrhön an. Südöstlich der Hohen Rhön geht das Relief direkt in die flachwellige Landschaft der Südrhön über, die sich bis zum Schwäbisch-Fränkischen Schichtstufenland ausdehnt. Die Hohe Rhön ist die Wasserscheide zwischen dem Rhein-Main-System, in das Brend, Streu und Sinn entwässern und dem System der Weser und Werra, in das die Gewässer Fulda, Felda, Haune und Ulster entwässern (GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995).

### **Geologie und Böden**

Die Meeresablagerungen der Trias (Buntsandstein, Muschelkalk und Keuper) auf dem Grundgebirge der Mitteldeutschen Kristallinschwelle bilden mit über 200 Millionen Jahren die ältesten anstehenden Gesteine der Rhön (DÖLLE 2012; GEYER 2002). Das heutige Landschaftsbild ist aber deutlich durch die tertiäre vulkanische Aktivität überprägt worden und durch anschließende Abtragungsprozesse gekennzeichnet. Im frühen Tertiär (vor ca. 65 Mio. Jahren) drangen zunächst phonolithische und später basaltische Magmen an die Erdoberfläche und bildeten zum Teil geschlossene Basaltdecken. Durch die anschließende erneute Überflutung der Festlandbereiche mit einem Flachmeer wurden abermals Meeressedimente (Ton- und Sandschichten mit Braunkohleflözen) im Tertiär abgelagert. Die im Quartär einsetzende Hebung beschleunigte den bis heute andauernden Abtragungsprozess, so dass das heutige Kuppenrelief aus den harten basaltischen Gesteinen sowie basaltischen Hochplateaus herauspräpariert wurde (RUTTE 1974 zitiert in GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995). Die Rhön war während der Eiszeiten des jüngeren Quartärs nicht vergletschert und ist deshalb von periglazialen Prozessen überprägt. In diese Zeit fällt die Ablagerung von Löss, die Bildung von Hang- und Blockschutthalden, sowie die Eintiefung

und Aufschotterung der Flusstäler und die Bildung von Hochmooren in abflusslosen Senken (GEYER 2002). Eine umfassendere Zusammenfassung der geologischen Entstehung basierend auf den beiden Standardwerken zur Geologie der Rhön von LAEMMLEN (1987) und RUTTE (1972 und 1995) findet sich bei DÖLLE (2012).

In Tabelle 1 sind die im Untersuchungsgebiet am häufigsten vorkommenden Böden aufgelistet. Relevant für die vorliegende Studie ist in diesem Kontext insbesondere die Anfälligkeit der Böden gegenüber erosiven Prozessen. Vor allem auf Böden mit dem Ausgangssubstrat Buntsandstein besteht in Abhängigkeit von der Hangneigung und der Landnutzung Erosionsgefahr; aber auch flachgründige Böden in Hanglagen sind von Abtragungsprozessen betroffen. Die Erosionsgefahr kann durch Grünland- anstelle von Ackernutzung und durch den Erhalt und die Entwicklung von linearen und flächenhaften Landschaftselementen reduziert werden (GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995).

*Tabelle 4: Überblick über die am häufigsten vorkommenden Böden im Untersuchungsgebiet (Quellen: Grebe u. Bauernschmitt 1995; Scheffer et al. 2010).*

<b>Ausgangsgestein (oder Lage)</b>	<b>Bodenart</b>	<b>Bodentyp</b>	<b>Besonderheit</b>
BUNTSANDSTEIN	Sandige Lehmböden, Sandböden	Braunerde	Bei geringer Hangneigung und hoher Lehmauflage agrarische Gunstlagen.
BUNTSANDSTEIN	Sandige Böden (flachgründig)	Ranker	Kleinflächiges Vorkommen an steilen Bergflanken.
OBERER BUNTSANDSTEIN (RÖT)	Tonböden	Pelosole	Neigung zu Staunässe.
MUSCHELKALK	Lehmböden	Rendzina (Kalkrendzina)	Besonders basenreich und meistens flachgründig an Hanglagen.
KEUPER	Sandig-lehmige und tonige Böden	Braunerde (Pseudogleye)	Pseudogleye entstehen an Standorten mit Staunässe.
BASALTE	Lehmböden, Torf	Niedermoor, Hochmoor, Moorgleye	Nährstoffreich; in Hochlagen als Hochmoortorfe und in Mulden als Niedermoortorfe ausgebildet.
TALBÖDEN	Unterschiedliche Substrate und Korngrößenbereiche	Braunerde-Gleye und Gleye	Einfluss von Grundwasser und Überschwemmungen.

## Klima

Das Klima ist subatlantisch mit subkontinentalen Einflüssen und kleinräumig stark durch die Reliefvielfalt beeinflusst (Abb. 15). Jahresniederschläge erreichen auf der Wasserkuppe über 1.000 mm und im Lee der Berge (Thüringer Vorder- und Kuppenrhön und Südrhön) 500 mm. Ebenso sind die Jahresmitteltemperaturen kleinräumig differenziert (JEDICKE 2013). Die Plateaulagen der Hohen Rhön sind durch geringe Temperaturen gekennzeichnet, wohingegen die Südrhön im Übergang zum fränkischen Weinbauklima besonders wärmebegünstigt ist. Nebelbildung tritt vor allem in den Herbst- und Wintermonaten in den Tälern der Vorder- und Kuppenrhön durch Inversionswetterlagen auf. Die Vegetationsperiode ist mit 170 bis 180 Tagen im Bereich der Hochrhön vergleichsweise kurz und liegt mit bis zu 210 Tagen in der Vorder- und Kuppenrhön im Bereich der mittleren Vegetationsperiode von Hessen (SCHRADER 2006, S. 369ff.).

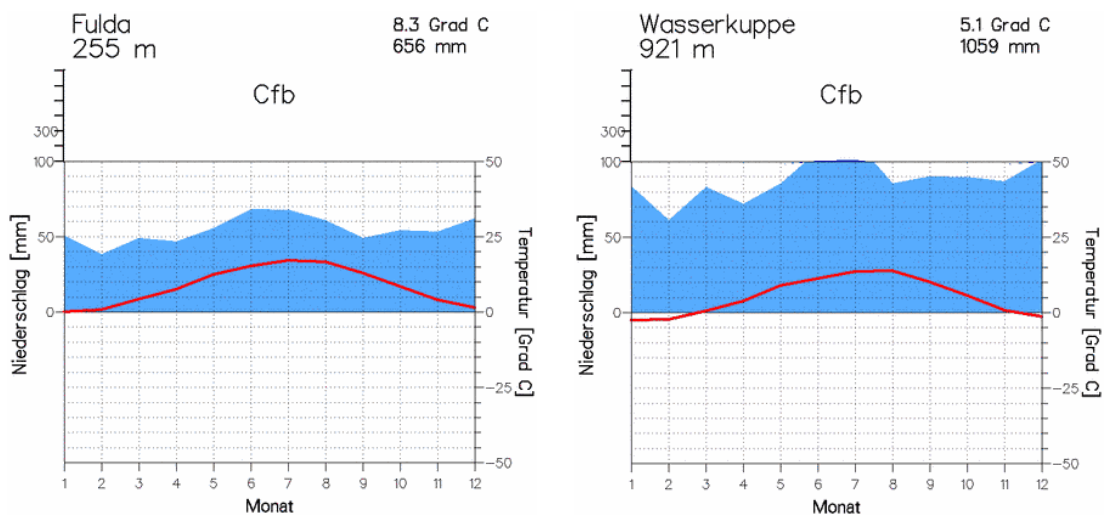


Abbildung 15: Klimadiagramme von Fulda und der Wasserkuppe. Beide Standorte liegen nach der effektiven Klimaklassifikation (nach Köppen und Geiger) im Buchenklima (Cfb Typ). Die Monatsniederschläge auf der Wasserkuppe sind mit ganzjährig deutlich über 50 mm und in den Sommermonaten mit ca. 100 mm deutlich höher als in Fulda mit annähernd 70 mm Monatsniederschlag im Sommer und rund 50 mm im Frühjahr. Die Monatsmitteltemperaturen zeigen für beide Stationen einen ähnlichen Verlauf, sind aber auf der Wasserkuppe in allen Monaten niedriger als in Fulda (Quelle: [www.klimadiagramme.de](http://www.klimadiagramme.de), Mittel der Jahre 1971–2000).

### 4.1.2 Landschafts- und Siedlungsgeschichte

Das heutige Landschaftsbild der Rhön ist das Ergebnis vielfältiger Entwicklungen und anthropogener Nutzungen in der früheren und neueren Geschichte. Die Besiedlung hat insbesondere in den Randgebieten der Hohen Rhön wesentlich früher als in anderen Mittelgebirgen eingesetzt (GUNZELMANN 2015).

Bis zur Steinzeit lässt sich zurückverfolgen, dass der Mensch durch Rodungen Ackerland und Siedlungsraum geschaffen hat. Ohne den anthropogenen Einfluss wäre das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland mit Ausnahme von Mooren, Seen und Flussläufen fast ausschließlich von Wäldern bedeckt (MERTZ 2000). In der Rhön sind die ersten großflächigen Rodungen auf die Zeit des Frühmittelalters zwischen 1.000 und 1.300 n. Chr. datiert, wobei die Keltenwälle auf den Rhönbergen auf eine schon wesentlich frühere Besiedlung des Gebiets hinweisen. Vermutlich führten Missernten und Epidemien zu einer Abnahme der Siedlungsdichte im späten Mittelalter. Die in dieser Zeit entstandenen Wüstungen wurden nach einem erneuten Landausbau wiederbesiedelt. Zu dieser Zeit manifestierte sich bereits die heutige Wald-Offenland-Verteilung. Der Ackerbau war im Verhältnis zum Grünland von noch wesentlich höherer Bedeutung und nahm einen größeren Teil der Fläche ein (GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995). Das ist auf die bis ins 18. Jahrhundert hineinreichende kleinbäuerliche Subsistenzwirtschaft zurückzuführen (GUNZELMANN 2015). Die Entstehung der Borstgrasgesellschaften auf den damaligen Huteweiden fällt ebenfalls in diese Zeit (GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995). In der zweiten Hälfte des 17. Jahrhunderts wurden die Weideflächen der Gemeinden an die Dorfbewohner übergeben und im weiteren Verlauf wurde die Weidenutzung zunehmend zugunsten der Wiesennutzung aufgegeben. Bei dieser Form der Nutzung mussten die Dorfbewohner häufig Tage bis Wochen auf den Hochflächen übernachten, bevor sie mit der Heu-Ernte in die Tallagen zurückkehrten. Das als einschürige Bergwiesen genutzte Grünland ist bis heute besonders artenreich (GUNZELMANN 2015).

Gegen Ende des 17. Jahrhunderts stieg der Bedarf an Holz stark an und die Waldzunahme während des Dreißigjährigen Krieges wurde durch die Einführung der ersten geregelten Forstwirtschaft kompensiert. In der ersten Hälfte des 18. Jahrhunderts wurde die Fichte in der Forstwirtschaft eingeführt und viele der Ackerflächen erfuhren eine Umwandlung in extensiv genutzte Grünlandflächen (GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995).

Der Anteil des Grünlands nahm im 19. Jahrhundert durch die Umstrukturierung der Landwirtschaft auf Milchviehwirtschaft weiter zu. Aufgrund der großen Distanz zu Industriezentren und damit zu Erwerbsmöglichkeiten entwickelte man „Planungen zur Verbesserungen der Lebensbedingungen und Wirtschaftsstruktur der Rhön“ (GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995, S. 77). Die Planungen beinhalteten vor allem Meliorationsmaßnahmen, d. h. kulturtechnische Maßnahmen zur Ertragssteigerung der Böden und vereinfachten Bewirtschaftung sowie Aufforstungen der Hochrhön, wobei letztere nur in

geringem Umfang umgesetzt wurden. Programme zur Verbesserung der Raumstruktur und der wirtschaftlichen Verhältnisse Anfang des 20. Jahrhunderts waren stärker auf die Erhöhung der Nahrungsmittelproduktion fokussiert. Entwässerungsgräben, Waldschutzstreifen, Düngeversuche, Bau von Stallungen und Erschließung mit Zufahrtswegen sind als Programmbestandteile beschrieben. In der Zeit nach dem Ersten Weltkrieg wurde der Ausbau der Wege vorangetrieben und eine Vielzahl von Arbeitern wurde eingesetzt, um die Basaltblöcke und -steine auf den Hochflächen zu sammeln. Diese sind heute vielerorts an den Grenzen der Flurstücke als Steinmauern, -riegel und -haufen (Lesesteine) zu finden. Ein weiterer Versuch in den 1930er Jahren, die wirtschaftlichen Bedingungen in der Rhön zu verbessern, war der sogenannte Dr. Hellmuth-Plan. Der Plan sah neben umfangreicher Grundlagenforschung eine totale Neuordnung der Wirtschaft in der Rhön vor (GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995; SCHENK 1993). Dabei waren die Projekte aber nicht nur sozial und wirtschaftlich motiviert, sondern auch von „Elementen der faschistischen Ideologie motiviert“ (SCHENK 1993, S. 57). Bis zum Ende des Zweiten Weltkriegs wurde auf dem Hochplateau der Rhön eine Fläche von 800 Hektar zu zwei Dritteln mit Nadelgehölzen und einem Drittel mit Laubgehölzen aufgeforstet, was das Landschaftsbild bis zur Umsetzung des Biosphärenreservats nachhaltig geprägt hat. Die Aufforstungen sind nach dem Zweiten Weltkrieg fortgesetzt worden, wodurch die Fläche mit extensiv genutztem Grünland bis 1990 deutlich abgenommen hatte. Vorrangig wurde mit Fichten aufgeforstet, um die hohe Nachfrage nach Bauholz decken zu können. Erst ab den sechziger Jahren wurden wieder stärker Laubbäume gefördert (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT ET AL. 2008; GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995). Heute noch sichtbare Relikte dieser geschichtlichen Landschaftsentwicklung sind insbesondere die mit Hecken oder Obstbäumen bestandenen Stufenraine und Ackerterrassen sowie die Lesesteinwälle entlang (früherer) Ackergrenzen als Ergebnis des Zusammentragens von Feldsteinen auf den überwiegend steinreichen Ackerlandflächen, wobei auch die Lesesteinwälle teilweise nur noch als erhöhte Heckenstrukturen in der Landschaft erkennbar sind (GUNZELMANN 2015). Bedingt durch die unterschiedliche historische Entwicklung nach dem Zweiten Weltkrieg ist die Rhön kein einheitlicher Wirtschafts- und Landschaftsraum. In Thüringen erfolgte die agrarische Nutzung großflächig durch landwirtschaftliche Produktionsgenossenschaften, während in Bayern das fränkische Realerbteilungsrecht eine Eigentumszersplitterung hervorgerufen hat, die landwirtschaftliche Klein- und Kleinstbetriebe zur Folge hatte (GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995). Bis heute sind die Agrarflächen in Thüringen wesentlich

großflächiger als in Bayern und Hessen, was die landwirtschaftliche Nutzung im thüringischen Teil rentabler macht. Auf bayerischem Gebiet wird ein Großteil der kleinen Parzellen mit Hilfe des Vertragsnaturschutzes als Mähwiesen bewirtschaftet und in Hessen als Viehweiden genutzt (SCHRADER 2006, S. 377).

Geschichtlich begründet ist neben den für die Rhön spezifischen offenen Hochflächen mit artenreichem Grünland auch ein ganz spezielles Siedlungsmuster, in dem Siedlungsausprägungen unterschiedlicher zeitlicher Phasen auf engstem Raum miteinander vergesellschaftet sind (GUNZELMANN 2015).

Die Ausweisung der Rhön als Biosphärenreservat ist ebenfalls mit der Geschichte der innerdeutschen Teilung verbunden, da der entscheidende Impuls zur Einrichtung eines Flächenschutzgebiets in der Zeit der Grenzöffnung aus Thüringen kam. Auf der letzten Tagung des Ministerrats der DDR wurde am 12.09.1990 unter anderem die Ausweisung eines Biosphärenreservats Thüringer Rhön beschlossen. Der Beschluss wurde in den Einigungsvertrag zwischen der früheren DDR und der BRD übernommen und unter Beteiligung der Naturschutzverbände Hessens und Bayerns dahingehend erweitert, dass ein länderübergreifender Gebietsvorschlag an die Geschäftsstelle des MAB Nationalkomitees übermittelt wurde. Innerhalb weniger Monate wurde das Biosphärenreservat im März 1991 von der UNESCO anerkannt (SCHRADER 2006, S. 376).

#### **4.1.3 Aktuelles Landschaftsbild und sozio-ökonomischer Raum**

Die Verteilung der Landnutzung und Landbedeckung in der Anfangszeit des Biosphärenreservats (Stand 1993) zeigt hohe Wald- (40,5 %) und Grünlandanteile (32,4 %) gefolgt von Ackerflächen (knapp 18 %). Einen vergleichsweise geringen Anteil haben die Siedlungs- und Verkehrsflächen mit ca. 5 %. Mit 3 % ist der Anteil der Klasse der sonstigen Vegetation noch relativ hoch. Flächenanteile für Moore, Sümpfe und offene Wasserflächen sowie sonstige Flächen sind mit jeweils unter 0,5 % sehr gering (Abb. 16).

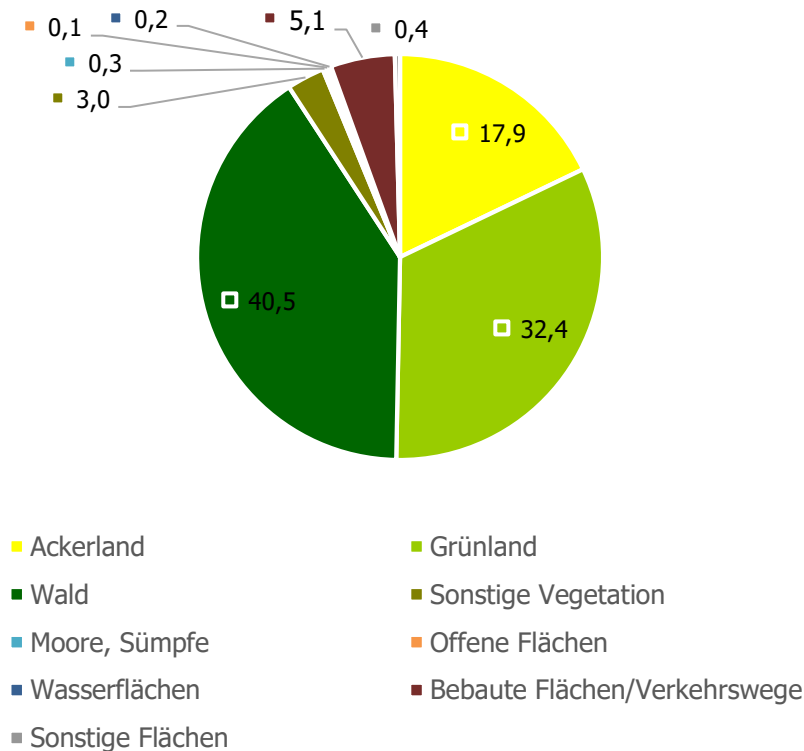


Abbildung 16: Prozentuale Flächenanteile der übergeordneten Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen im Biosphärenreservat abgeleitet aus der Biotop- und Nutzungstypenkartierung von 1993 (eigene Darstellung, Datenquelle: Biosphärenreservat Rhön, Thüringische Verwaltungsstelle).

Die Hohe Rhön ist geprägt von ausgedehnten Weideflächen mit verstreut auftretenden Flachmooren und Quellbereichen, die vielfältige Standortverhältnisse hervorrufen. Die Wälder bestehen zum Teil aus Buchen-Edellaubmischwäldern sowie aus landschaftsuntypischen Fichtenforsten. Besonders charakteristisch sind die waldfreien Hochebenen der Langen Rhön sowie die Hochmoore und Bergwiesen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BfN) o.J.). Weiterhin ist die Hohe Rhön durch zahlreiche Quellen und Bachoberläufe geprägt, die weitestgehend eine gute Gewässerstruktur aufweisen und damit von großer Bedeutung für den Wasserhaushalt und den Arten- und Biotopschutz sind (GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995). Auf weiten Teilen der Fläche sind spezifische Tier- und Pflanzenarten zu finden, die bedingen, dass nahezu das gesamte Gebiet als Vorrangfläche für den Naturschutz gilt. Der effektive Schutzgebietsanteil beträgt über 90 % (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BfN) o.J., Stand 2010). Die Hohe Rhön wird dem Landschaftstyp der heide- bzw. magerrasenreichen Waldlandschaften zugeordnet. Das sind walddreiche Landschaften mit einem Waldanteil zwischen 40 und 70 % und einem Magerrasen- und/oder Heideanteil von mindestens 10 %. Die postglaziale Wanderung von Fichte, Tanne und Lärche hat das Mittelgebirge der Rhön nicht erreicht, so dass als natürliche Nadelgehölze nur

die Kiefer auf Extremstandorten (Hochmooren, Felsabbrüchen) und die Eibe auf kalkhaltigem Untergrund vorkommen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BfN) o.J.).

Laut dem Landschaftssteckbrief des Bundesamtes für Naturschutz sind in der Vorder- und Kuppenrhön nur steilere Hänge und Kuppenbereiche bewaldet, ansonsten prägen landwirtschaftliche Flächen mit Hecken und Feldgehölzen sowie Hohlwege und Lesesteinwälle das Landschaftsbild. Im nördlichen und östlichen Bereich sind die Beckenlagen überwiegend landwirtschaftlich genutzt, wohingegen im Südwesten die Grünlandnutzung überwiegt. Für den Naturschutz sind besonders die Grünlandflächen von Bedeutung, die artenreiches Wirtschaftsgrünland auf Bergwiesen und Feuchtrassen in Auenbereichen ebenso umfassen wie großflächige Kalkmagerrasen auf Muschelkalk; aber auch naturnahe Laubwälder gehören zu den Vorranggebieten. Die Kuppenrhön wird dem Landschaftstyp der gehölz- bzw. walddreichen, grünlandgeprägten Kulturlandschaften zugeordnet, die sich durch einen Grünlandanteil von mindestens 25 % und einen Waldanteil zwischen 20 und 40 % auszeichnen (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BfN) o.J.).

Die Abnahme der Grünlandnutzung kann massiven Einfluss auf das Erscheinungsbild und den Zustand der Kulturlandschaft haben, da Verbuschung und weitere Sukzession auf den Flächen zu anderen Artenzusammensetzungen führen. Beispielsweise sind die Kalkmagerrasen auf Felsgrusstandorten auf eine verhältnismäßig intensive Beweidung angewiesen und die Magerrasenkomplexe auf basaltischen Standorten bedürfen einer ein- bis zweimal im Jahr durchgeführten Mahd (GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995). Die Abhängigkeit der Agrarbetriebe von Ausgleichszahlungen aus staatlichen Förderprogrammen wie den Vertragsnaturschutz- und Agrarumweltprogrammen ist kritisch zu bewerten, auch wenn es bisher durch die weitgehend extensive Nutzung der Grünlandflächen gelungen ist, die Offenheit der rhöntypischen Kulturlandschaft zu erhalten (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT ET AL. 2008). Bei der Umstellung von Voll- auf Nebenerwerb können Extensivierung und damit steigende Grünlandanteile die positive Folge sein, wenn aber landwirtschaftliche Familien- bzw. Kleinbetriebe vollkommen aufgegeben oder zu größeren Einheiten zusammengefasst werden, sind häufig Nutzungsaufgabe bzw. Intensivierung die Folge (MÜLLER 2005).

Grünlandflächen zählen zu den landwirtschaftlichen Nutzflächen, die auf den regelmäßigen Eingriff des Menschen angewiesen sind, da sie sich ansonsten durch natürliche Sukzession zu Wald entwickeln würden. Im Vergleich zum Wald handelte es sich bei Grünland um eine Pioniervegetation mit deutlicher Überschussproduktion, die wirtschaftlich genutzt und



abgeschöpft wird (MÜLLER 2005). Mit zunehmender Intensität der Nutzung nimmt allerdings das Artenspektrum der Grünlandbiotope stark ab (JEDICKE U. JEDICKE 1992; MÜLLER 2005). Die Tierbeweidung stellt sowohl bei den Weiden als auch den Heidestandorten den maßgeblichen ökologischen Faktor für den Erhalt der offenen Landschaft dar. Die wiederkehrende Mahd bei der Wiesennutzung entscheidet über die Abfolge von Wachstum, Blüte und Früchten der Pflanzen und bedingt die Ausbildung von Anpassungsformen in Abhängigkeit von der Häufigkeit der Mahd (MERTZ 2000). Grünlandbrachen sind Wiesen oder Weideflächen, die nicht mehr als solche genutzt werden; ihre floristische Bedeutung nimmt mit zunehmender Sukzession ab (JEDICKE U. JEDICKE 1992). Auch wenn bei Grünlandbrachen grundsätzlich mit einer einsetzenden Sukzession und damit letztendlich einer Wiederbewaldung zu rechnen ist, gibt es beispielsweise in den Bereichen der Hochmoorflächen Brachegrünland mit sehr hohem Naturschutzwert, da es sich häufig um Feucht- oder Nasswiesen, Großseggenesellschaften oder Hochstaudenfluren handelt, die eine hohe strukturelle Diversität aufweisen (BOHN U. SCHNIOTALLE 2007, S. 104). Weitere Informationen zu verschiedenen Ausprägungen des Grünlands in der Rhön sind im Anhang aufgeführt (Anhang 8.2). Der wesentliche Unterschied zum Ackerland besteht darin, dass sich der Struktur-, Biotop- und Artenreichtum auf den Nutzflächen (und nicht dazwischen) befinden, somit handelt es sich um einen wesentlich naturnäheren Bestandteil der landwirtschaftlichen Nutzflächen. Aufgrund der dichten Durchwurzelung und dauerhaften Pflanzendecke des Grünlands kann zudem die Bodenerosion verringert werden. Allerdings bleiben bei der Nutzung als Intensivgrünland nur noch 3 bis 5 % des ursprünglichen Artenreichtums auf der Fläche erhalten (HABER 2014, S. 94; JEDICKE 2014).

Die Hauptnutzungen in den Pflege- und Entwicklungszonen sind Land- und Forstwirtschaft sowie die Jagd mit mittlerer Nutzungsbedeutung. Rohstoffabbau, Fischerei und Wasserwirtschaft spielen in der gesamten Rhön nur eine untergeordnete Rolle. In der Entwicklungszone haben zudem Gewerbe, Siedlung und Verkehr sowie Energiewirtschaft eine hohe Flächenrelevanz (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT ET AL. 2008; JEDICKE 2013).

Die sozioökonomischen Verhältnisse im Biosphärenreservat sind stark beeinflusst durch die unterschiedlichen administrativen Zuständigkeiten und die politische Vorgeschichte der Region (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT ET AL. 2008). Generell ist das Gebiet des Biosphärenreservats als strukturschwache Region mit geringer

Wirtschaftskraft einzustufen, das in weiten Teilen von Abwanderung und Bevölkerungsrückgang betroffen ist (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT ET AL. 2008). Die Bevölkerungsdichte ist mit 79 Einwohnern pro km<sup>2</sup> im bundesweiten Vergleich sehr gering<sup>10</sup> (SCHRADER 2006). Dennoch steigt der Flächenverbrauch durch Gewerbe, Industrie und neue Wohnflächen, da die Wohnflächen pro Einwohner deutlich über dem jeweiligen Landesdurchschnitt liegen und weil neue Bauflächen in den Außenbereichen erschlossen werden anstelle von Um- oder Wiedernutzungen sowie Baulückenschließungen in den Ortskernen (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT ET AL. 2008). Im Bericht zur Überprüfung des Biosphärenreservats Rhön (JEDICKE 2013) sind daher auch ein gemeindeübergreifendes Leerstandsmanagement sowie die Priorisierung der Innenentwicklung als Ziele genannt. Auch der Nahverkehr ist durch die Zuständigkeit der drei Bundesländer nicht einheitlich geregelt und aufgrund der ehemaligen Grenzlage ist das Biosphärenreservat nicht direkt an das Bahnnetz angeschlossen. Dadurch hat der Individualverkehr einen besonders großen Anteil, der durch den Tourismus noch verstärkt wird. Obwohl das Verkehrsaufkommen an Bundes- und Landesstraßen immer noch unter dem jeweiligen Landesdurchschnitt liegt, hat der Verkehr seit 1995 auch in der Rhön zugenommen (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT ET AL. 2008). Im Umweltbericht von 2008 wird insbesondere der thüringische Teil des Biosphärenreservats als unzerschnitten kategorisiert; auf bayerischem Gebiet liegt der Anteil unzerschnittener Flächen immerhin noch bei über 50 % und im hessischen Teil bei 26 % (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT ET AL. 2008).

Das Biosphärenreservat Rhön mit der Fläche zum Zeitpunkt der UNESCO Anerkennung 1991 hat Anteile an sechs Landkreisen (Bad Kissingen, Rhön-Grabfeld, Fulda, Hersfeld-Rotenburg, Schmalkalden-Meiningen, Wartburgkreis) und an 91 Gemeinden, erfüllenden Gemeinden und gemeindefreien Gebieten (Abb. 17). Im Folgenden werden die drei Gemeinden, die als Fallbeispiel für das prozessbasierte Monitoring dienen, kurz beschrieben.

---

<sup>10</sup> 226 Einwohner pro km<sup>2</sup> für Gesamt-Deutschland, [www.statistik-portal.de](http://www.statistik-portal.de), Stand 2016.

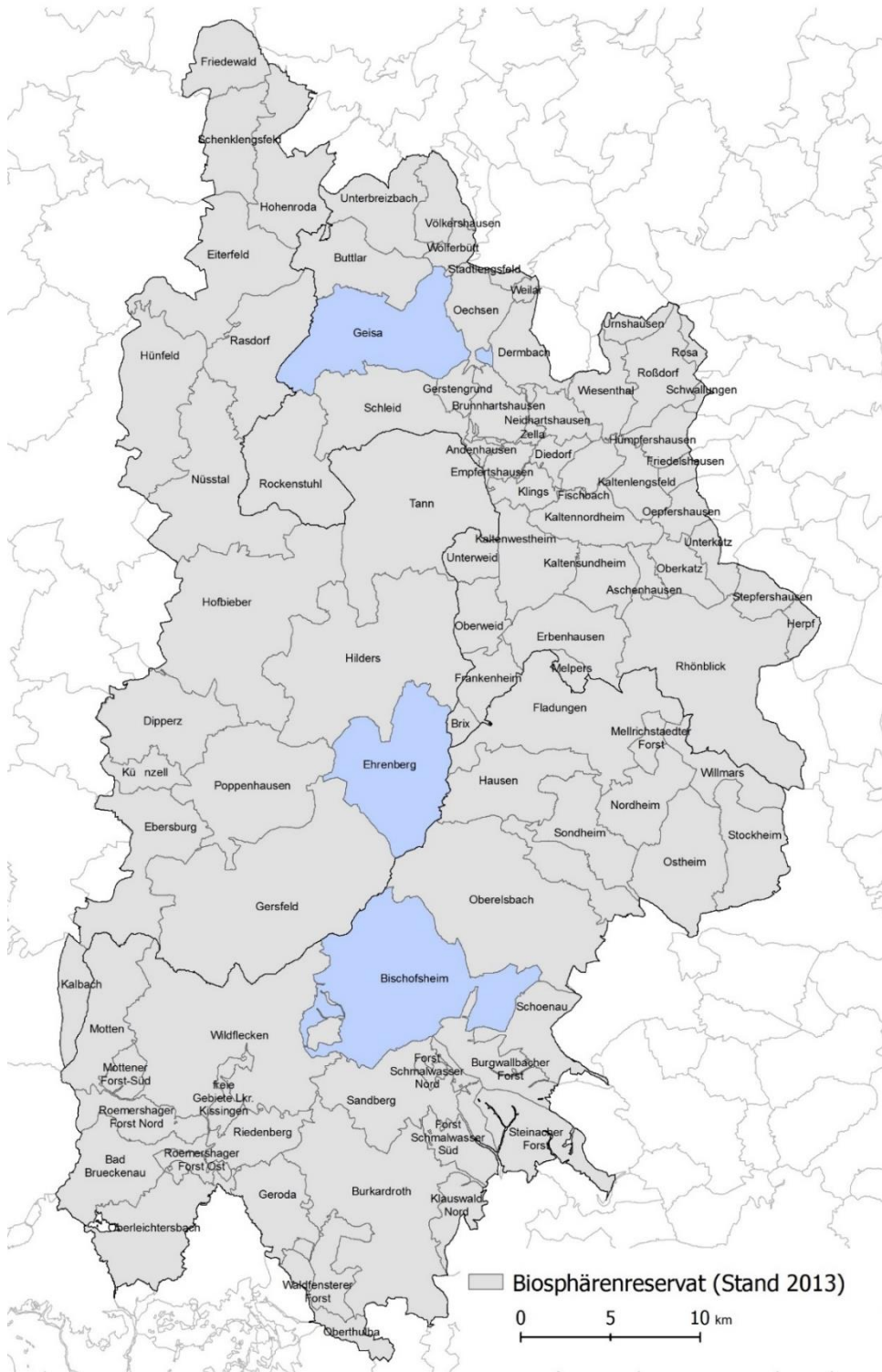


Abbildung 17: Gemeinden, erfüllende Gemeinden und gemeindefreie Gebiete im Biosphärenreservat Rhön, Stand 2013. In der Karte sind die drei Gemeinden, die in Kapitel 4.3.3.2 untersucht werden, blau hervorgehoben. (Eigene Darstellung, Datenquelle: Die Raumbegrenzungen der Basisdaten wurden vom Thüringer Landesvermessungsamt bereitgestellt und werden mit dessen Genehmigung genutzt und vertrieben.)

## Geisa

Die Landstadt Geisa<sup>11</sup> liegt in der thüringischen Rhön im Ulstertal. Administrativ gehört Geisa zum Wartburgkreis und naturräumlich ist das Gebiet von Geisa der Vorder- und Kuppenrhön zuzuordnen. Neben den direkt angrenzenden städtischen Erweiterungsgebieten gehören elf Dörfer in der Umgebung zur Landstadt Geisa (namentlich Apfelbach, Borsch, Bremen, Geismar, Ketten, Otzbach, Geblar, Reinhards, Spahl, Walkes, Wiesenfeld). Die Gemeindegrenzen beziehen sich auf den Stand von 2013 mit einer Fläche von ca. 42 km<sup>2</sup>. Mit der Errichtung der ersten Grenzbefestigungsanlagen 1952 lag Geisa in der 5-km-Sperrzone, die erst am 13. November 1989 wieder aufgehoben wurde. Zu Beginn der Ausbildung der Sperrzone wurden viele Gebäude und Höfe, die zum Gemeindegebiet Geisa gehörten, evakuiert und beseitigt. Heute finden sich auf der gesamten Fläche die für die Rhön typischen Landnutzungsstrukturen mit Streuobstwiesen, Kalkmagerrasen und Wachholderheiden sowie Heckenlandschaften und naturnahen Wäldern (SCHACH 2000) (Abb. 18). Fast die gesamte Fläche des Gemeindegebiets liegt in der Entwicklungszone (Abb. 14).



*Abbildung 18: Gemeinde Geisa entlang des Point-Alpha-Wegs (eigene Aufnahme vom 31.07.2015).*

---

<sup>11</sup> Soweit nicht anders angegeben sind die Informationen der Internetseite [www.stadt-geisa.org](http://www.stadt-geisa.org) entnommen.

## Ehrenberg

Die Gemeinde Ehrenberg<sup>12</sup> gehört zum Landkreis Fulda und ist damit Teil der hessischen Rhön. Naturräumlich liegt der überwiegende Teil des Gemeindegebiets im Bereich der Hohen Rhön. Mehr als die Hälfte der Fläche ist Pflegezone, die mehrere Kernzonenflächen auf dem Gemeindegebiet umschließt (Abb. 14). Insgesamt erstreckt sich das Gemeindegebiet auf einer Fläche von ca. 41 km<sup>2</sup>. Abgesehen von einem Ort liegen die Ortsteile der Gemeinde im Tal der Ulster, die das Gemeindegebiet von Süden nach Norden durchfließt. Die Ortsteile der Gemeinde Ehrenberg sind Wüstensachsen mit Verwaltungssitz, Seiferts, Reulbach, Thaiden und Melperts. Die Gemeinde ist vor allem durch weiträumige Grünlandnutzung und bewaldete Berghänge gekennzeichnet. Auf vorwiegend kleinen Parzellen findet Ackernutzung statt. Das Landschaftsbild ist kleinteilig durchsetzt mit Hecken, Baumreihen und Einzelbäumen, die zur raumstrukturellen Vielfalt beitragen (Abb. 19).



Abbildung 19: Gemeinde Ehrenberg, Blick auf Wüstensachsen (eigene Aufnahme vom 30.03.2015).

---

<sup>12</sup> Soweit nicht anders angegeben sind die Informationen der Internetseite [www.chrenberg-rhön.de](http://www.chrenberg-rhön.de) entnommen.

### **Bischofsheim a. d. Rhön**

Die Gemeinde Bischofsheim a. d. Rhön gehört zum Landkreis Rhön-Grabfeld im bayerischen Gebiet der Rhön. Die Gemeinde hat einen höheren Pflegezonenanteil als die Gemeinde Geisa, aber einen geringen als die Gemeinde Ehrenberg, da auch der Entwicklungszonenanteil recht hoch ist (Abb. 14). Die Gemeindefläche erstreckt sich über ca. 68 km<sup>2</sup>. Folgende Stadteile gehören zu Bischofsheim: Frankenheim, Haselbach, Oberweißenbrunn, Unterweißenbrunn und Wegfurt. Die Stadt Bischofsheim liegt am Fuß des Kreuzbergs, der mit 928 m NN zusammen mit der Dammersfeldkuppe zu den höchsten Erhebungen der bayerischen Rhön zählt. Das Landschaftsbild ist durch kleinteilige Parzellierung mit charakteristischen Heckenstrukturen gekennzeichnet (Abb. 20). Naturräumlich liegt Bischofsheim an der südöstlichen Grenze der Hohen Rhön.



*Abbildung 20: Charakteristische Heckenstrukturen entlang streifenförmiger Fluren in der Gemeinde Bischofsheim. Die Strukturen gehen auf das 12. und 13. Jahrhundert zurück und sind wahrscheinlich in ihrem geschlossenen Bestand einmalig in Deutschland (Quelle: Lange 2001, S. 39).*

#### **4.1.4 Schutzgebietskategorie Biosphärenreservat**

Biosphärenreservate sind „großflächige, repräsentative Ausschnitte von Natur- und Kulturlandschaften“, die im Rahmen des weltweiten Programms *Der Mensch und die Biosphäre* (MAB, Man And Biosphere) von der UNESCO anerkannt sind. Ziel des 1970 gegründeten Programms ist die Erprobung und Entwicklung von nachhaltigen Handlungsstrategien zur Förderung zukunftsfähiger Wirtschaftsweisen, die im Einklang mit Umweltschutzziele

stehen. Weltweit hat die UNESCO 669 repräsentative Modellregionen in 120 Ländern als Biosphärenreservate anerkannt, wovon aktuell 15 in Deutschland liegen (UNESCO o.J., Stand 2016). Eine ausführliche Darstellung der Hintergründe und der Entstehungsgeschichte ist bei COETZER ET AL. (2014) beschrieben. Mehr als die Hälfte der Fläche eines Biosphärenreservats muss rechtlich unter Schutz gestellt sein, allerdings muss ebenso sichergestellt werden, dass der Schutz auf dem überwiegenden Teil nicht durch einen Ausschluss des wirtschaftenden Menschen erfolgt, sondern durch die Integration nachhaltiger Nutzungsformen. Somit umfassen die Aufgaben neben dem Schutz der biologischen Vielfalt und der Naturräume auch die Entwicklung nachhaltiger Landnutzungskonzepte, die Forschung und ökologische Umweltbeobachtung sowie Umweltbildung und Öffentlichkeitsarbeit (STÄNDIGE ARBEITSGRUPPE DER BIOSPHÄRENRESERVATE IN DEUTSCHLAND 1995). Das heißt, das Konzept der Biosphärenreservate legt einen neuen Fokus auf den handelnden Menschen innerhalb der (Natur-) Schutzstrategien (COETZER ET AL. 2014, S. 84), so dass Nutzungs- und Schutzziele integrativ verfolgt werden können (MEYER ET AL. 2016). Folglich werden Biosphärenreservate, insbesondere von den Menschen vor Ort, nicht als Schutzgebietskategorie wahrgenommen, sondern eher als raumplanerisches Konzept verstanden (persönliche Kommunikation Biosphärenreservat Rhön am 12.07.2016). Dass es sich aber durchaus um ein Instrument des Gebietsschutzes handelt, zeigt die Festlegung von Biosphärenreservaten über das Bundesnaturschutzgesetz und die Einordnung der Gebiete zu den Großschutzgebieten (persönliche Kommunikation Bundesamt für Naturschutz am 02.08.2016). Wichtiges Kriterium für die Anerkennung eines Gebiets als Biosphärenreservat durch die UNESCO ist neben bestimmten Flächenvorgaben die Repräsentativität, d. h. dass es sich um einen repräsentativen Ausschnitt von Ökosystemkomplexen handelt, die noch nicht ausreichend durch andere Biosphärenreservate abgedeckt sind (COETZER ET AL. 2014, S. 83).

Da die verschiedenen Aufgaben nicht auf einer Fläche erfüllt werden können, müssen Biosphärenreservate in eine Kern-, eine Pflege- und eine Entwicklungszone unterteilt werden (Abb. 14). Die Gebiete innerhalb der Zonen unterscheiden sich hinsichtlich des Schutzstatus und somit hinsichtlich des Ausmaßes menschlichen Einflusses. Kernzonen müssen mindestens 3 % der Gesamtfläche einnehmen und sind streng geschützte Gebiete ohne menschliche Eingriffe. Die Pflegezonen müssen mindesten 10 % der Gesamtfläche oder zusammen mit der Kernzone mindestens 20 % der Gesamtfläche einnehmen und dienen als Puffer um die Kernzonen. In der Pflegezone sind extensive Nutzungen sowie Forschung,

Umweltbildung und naturverträglicher Tourismus möglich. Die Entwicklungszone muss mindestens 50 % der Gesamtfläche umfassen und der nachhaltigen Nutzung als Lebens- und Wirtschaftsraum dienen (UNESCO o.J.). Die Flächen der jeweiligen Zonen für das Biosphärenreservat Rhön vor und nach der Erweiterung 2014 zeigt die Tabelle 5.

*Tabelle 5: Zonengrößen in Hektar im Biosphärenreservat vor und nach der Erweiterung 2014. Zahlen, die in der vorliegenden Arbeit Relevanz haben, sind fett gedruckt. Die Erweiterungsgebiete werden aufgrund der Datenlage in den empirischen Untersuchungen nicht berücksichtigt (Quelle: BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT 2013, S. 65, internes Dokument).*

	Hessischer Teil	Thüringischer Teil	Bayerischer Teil (bis 2014)	Bayerischer Teil (mit Erweiterung)	<b>GESAMT</b> ohne Erweiterung	GESAMT mit Erweiterung
<i>Kernzone [ha]</i>	2.082	1.467	2.853	3.889	<b>6.402</b>	7.438
<i>Pflegezone [ha]</i>	23.440	4.492	21.501	25.965	<b>49.433</b>	53.897
<i>Entwicklungszone [ha]</i>	39.306	42.951	47.118	99.731	<b>129.375</b>	181.988
<b>Gesamt [ha]</b>	<b>64.828</b>	<b>48.910</b>	<b>71.472</b>	129.585	<b>185.210</b>	243.323

Basierend auf dem Leitbild der Nachhaltigen Entwicklung wurde nach Anerkennung des Biosphärenreservats Rhön ein Rahmenkonzept erarbeitet, in dem die Ziele zur weiteren Entwicklung beschrieben sind. Dabei ist die Erhaltung und Entwicklung der charakteristischen, offenen Kulturlandschaft einschließlich der darin enthaltenen Ökosysteme das übergeordnete Entwicklungsziel (JEDICKE 2013; STÄNDIGE ARBEITSGRUPPE DER BIOSPHÄRENRESERVATE IN DEUTSCHLAND 1995; GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995). Beeinträchtigungen entstehen vor allem durch die Nutzungsaufgabe und den damit verbundenen Verlust an wertvollen Lebensräumen (SCHRADER 2006, S. 370), so sind beispielsweise die extensiv bewirtschafteten Grünlandgebiete und Heckenlandschaften von Brache bedroht (GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995). In der Rhön kommen folgende Lebensräume mit besonderer Schutzbedürftigkeit vor (nach SCHRADER 2006, S. 369-396; STÄNDIGE ARBEITSGRUPPE DER BIOSPHÄRENRESERVATE IN DEUTSCHLAND 1995):



- Buchenwälder, Wälder trockenwarmer Standorte
- Bruch- und Auwälder
- Zwergstrauch- und Wachholderheiden
- Magerrasen
- Halb- und Trockenrasen
- Bergwiesen, Borstgrasrasen
- Seggen- und binsenreiche Nasswiesen
- Streuobstwiesen
- Moore
- Naturnahe Bach- und Flussabschnitte
- Quellbereiche
- Basaltblock- und Geröllhalden

Basierend auf der spezifischen Landschaftsstruktur und den damit verbundenen kulturellen und naturräumlichen Charakteristika wurde bei der Entwicklung des Rahmenkonzeptes ein regionalisiertes Leitbild für das Biosphärenreservat Rhön entwickelt, das als Vorbild die traditionelle, d. h. vorindustrielle Kulturlandschaft hat, da diese als ressourcenschonende, an den Naturraum angepasste Nutzung bewertet wird. Damit soll erreicht werden, dass extensiv bewirtschaftete Grünlandflächen mit hoher raumstruktureller Vielfalt, die sich in kleinteiligen Landschaftselementen wie Hecken und Baumreihen widerspiegeln, erhalten bleiben. Die an diesen Lebensraum angepasste Flora und Fauna soll geschützt und die regionale Kulturgeschichte bewahrt werden.

In der Konsequenz werden zwei Leitbilder differenziert nach Ökosystemen und Landnutzung beschrieben (GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995; Tab. 6), auf die im weiteren Verlauf noch Bezug genommen wird.

Tabelle 6: Leitbilder des Biosphärenreservats Rhön differenziert nach Ökosystemen und Landnutzung (Quelle: GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995, S. 36f.).

Leitbild Ökosysteme	Leitbild Landnutzung
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Natürliche und naturnahe Ökosysteme erhalten und entwickeln (Moore, Wälder, Fließgewässer).</li> <li>- Extensiv genutzte Ökosysteme erhalten und entwickeln und Erhalt genetischen Potenzials sicherstellen (Grünland, Heckengebiete).</li> <li>- Funktionen von Ökosystemen im Naturhaushalt verbessern.</li> <li>- Belastungen von Ökosystemen reduzieren.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Nachhaltige Nutzungsformen und -intensitäten aufrechterhalten und/oder etablieren.</li> <li>- Belastungen von Boden, Wasser, Luft und Biotopen vermeiden.</li> <li>- Traditionelle Nutzungsformen zur Pflege der Kulturlandschaft erhalten und entwickeln.</li> </ul>

#### 4.1.5 Forschung im Biosphärenreservat Rhön

Forschungen im Biosphärenreservat werden vorrangig durch Universitäten und Hochschulen im Rahmen von Drittmittelprojekten und Abschlussarbeiten durchgeführt. Die Verwaltungsstellen führen in der Regel selber keine Forschungsarbeiten durch, sondern leisten in unterschiedlichem Umfang Koordinierungsaufgaben. Der Bericht zur Überprüfung des Biosphärenreservats von 2013 listet insgesamt 208 (seit 2003) abgeschlossene und laufende Arbeiten auf, die sich überwiegend mit Grundlagenforschung, Regionalentwicklung, Naturschutz bzw. Ökologie (biotischer Umwelt) und sozio-kulturellen Aspekten befassen (JEDICKE 2013, S. 40)<sup>13</sup>. Im Folgenden werden exemplarisch Einblicke in frühere und aktuelle Forschungen und deren Ergebnisse gegeben, ohne einen Anspruch auf Vollständigkeit zu erheben, sondern vielmehr um einen kurzen Überblick zur Forschung im Biosphärenreservat zu ermöglichen.

Zahlreiche Studien sind dem Bereich Regionalentwicklung mit besonderem Fokus auf die Vermarktung regionaler Produkte zuzuordnen. Eine aktuelle Vergleichsstudie zeigt, dass die *Dachmarke Rhön* die nachhaltige (ökonomische) Entwicklung im Biosphärenreservat fördert. Der Schwerpunkt liegt auf regionalen Zuliefern, wodurch eine starke regionale Vernetzung umgesetzt wird. Verbesserungsbedarf besteht vor allem noch hinsichtlich logistischer Anforderungen (KRAUS ET AL. 2014). Eines der erfolgreichsten Projekte in diesem Zusammenhang ist die Rhönschaf Initiative, die bereits in der Mitte der 1980er Jahre (d. h.

<sup>13</sup> Dabei ist zu berücksichtigen, dass auch Studien- und Facharbeiten mitgezählt werden.

vor der Umsetzung eines Biosphärenreservats) angeregt wurde (GEIER 2005). Das Rhönschaf ist eine traditionelle, regionale Schafrasse, die vom Aussterben bedroht war und erfolgreich wieder eingeführt wurde, mit dem primären Ziel, neben der Fleisch- und Wollproduktion die Kulturlandschaft zu erhalten und einer Verbuschung der offenen Grünflächen entgegen zu wirken.

Ein weiterer wichtiger Bereich ist die Forschung zu sozio-kulturellen Aspekten und zur Wahrnehmung und Identifikation der lokalen Bevölkerung. In einem soziologischen Projekt wird deutlich, dass das Biosphärenreservat zwar ein Rahmenfaktor für eine nachhaltigere Lebens- und Wirtschaftsweise in der Region ist, aber die Bedeutung der Grenzöffnung und Wiedervereinigung, insbesondere in den ersten zehn Jahren, einen wesentlich größeren Einfluss auf den beruflichen und privaten Bereich der lokalen Bevölkerung hatte (OTT U. WITTMANN 2008). Auch eine Untersuchung der Beziehung der Bevölkerung zur (historischen) Kulturlandschaft der Rhön, basierend auf quantitativen Interviews, zeigt unter anderem, dass (1) eine grundlegende Akzeptanz des Biosphärenreservats in der Bevölkerung vorhanden ist und die Mehrheit die Umsetzung von Landschaftsschutz bei gleichzeitiger nachhaltiger Landnutzung als gelungen wahrnimmt; dass aber dennoch (2) die Wiedervereinigung der Rhöner Landschaft durch die Wiedervereinigung Deutschlands als wichtiger empfunden wird als die Einrichtung des Biosphärenreservats. Dabei (3) überwiegt einerseits umweltfreundliches Verhalten und ein Großteil der Bevölkerung bevorzugt regionale Produkte, aber (4) andererseits sind die täglichen Pendlerbewegungen mit privaten PKW überdurchschnittlich hoch, um den Wohnstandort in der Rhön ermöglichen zu können. Die hohe Akzeptanz ist zentral für den Erhalt und die Entwicklung der Landschaft, da damit auch die Akzeptanz von Zahlungen an die Landwirtschaft für die Landschaftspflege und ähnliche Maßnahmen akzeptiert werden (BEHNEN 2011).

Studien zur Landschaft der Rhön befassen sich neben den naturschutzfachlichen Aspekten vor allem mit historischen Kulturlandschaften, indem in Teilgebieten der Rhön (vorrangig im bayerischen Teil) historische Strukturen, die an Objekten der vorherrschenden Landschaftsgestalt festgemacht werden können, inventarisiert werden. Ergebnisse zeigen, dass Siedlungs- und Flurformen lokal über mehrere Hunderte von Jahren bis heute in ihrer Anordnung erkennbar sind. Beispiele sind Streuobstgürtel des historischen Ortsrands von Langenleiten oder die Lesesteinriegel und -wälle, die einst Acker- und Wiesenparzellen am Südhang des Kreuzbergs getrennt haben. Bei derart langfristigen Betrachtungen wird aber auch deutlich, dass sich andere Strukturen zum Teil drastisch verändert haben. Beispiele sind

der Rückgang des Ackerbaus sowie die Auflösung großflächiger Bergwiesen in Landschaftsmosaik aus Wiesen, Brachen und Fichtenaufforstungen (RÖHRER U. BÜTTNER 2008; WIENRÖDER 2008).

Das Zusammenspiel von Nutzung und Naturschutz ist für den Erhalt der charakteristischen, traditionell genutzten Grünlandflächen Voraussetzung. Obwohl die Grünlandentwicklung eng mit dem Erhalt der Biodiversität zusammenhängt, ist die wissenschaftliche Datenbasis zu konkreten Flächenangaben der Grünlandbiotope gering. Eine Detailstudie in drei Untersuchungseinheiten innerhalb des FFH-Gebiets Hohe Rhön zeigt Verluste artenreicher Berg-Mähwiesen durch Grünlandintensivierung (erhöhte Weideintensität und Düngung) für den Zeitraum von 1972 bis 2009, wodurch die Grünlanddiversität abnimmt (NECKERMANN 2012). Dabei ist aber neben der (Pflege-)Mahd gerade auch die Beweidung ein wichtiger Faktor für die Entwicklung der Landschaft. Besonders in Mitteleuropa sind viele Landschaften in ihrer grundlegenden Ausprägung durch Nutztierbeweidung entstanden, die damit auch die heutige biologische Vielfalt dieser Landschaften bedingt. Auf Testgebieten in der Rhön konnte herausgefunden werden, dass mit zunehmender Flächengröße die Weidetiere eine vielfältige Strukturierung der Weideflächen hervorrufen. Dabei ist zwar die wirtschaftliche Rentabilität sehr unterschiedlich und bei geringen Tierbeständen teilweise auch defizitär, dennoch kann die Nutztierbeweidung für bestimmte Gebiete in der Rhön eine wichtige *Naturschutz*-Option bzw. Landschaftspflegemaßnahme sein (PLACHTER 2006). Weitere Detailstudien in der Rhön stellen den Naturschutzaspekt stärker in den Vordergrund, wenn es zum Beispiel darum geht, die besonders schutzwürdigen Hochmoor- und Niedermoorgebiete zu untersuchen und zu erhalten bzw. wiederherzustellen (z. B. BOHN U. SCHNIOTALLE 2007).

Studien zu ökonomischen und ökologischen Aspekten landwirtschaftlicher Flächen und zur Landschaftsstruktur nutzen Teilflächen der Rhön als Untersuchungsgebiet, fokussieren aber in den Ergebnissen, Diskussionen und Schlussfolgerungen übergeordnete methodische Fragestellungen (z. B. KAPFER ET AL. 2013; BLASCHKE 2003a; BLASCHKE ET AL. 2002). Der erste integrierte Umweltbericht des Biosphärenreservats aus dem Jahr 2008, der zahlreiche Informationen aus verschiedenen Erhebungen und von unterschiedlichen Einrichtungen zusammenführt und Informations- und Datenlücken aufzeigt, kommt bezogen auf die Landschaftsentwicklung zu dem Schluss, dass die Nutzungsvielfalt zurückgeht und damit Kleinstrukturen in der Landschaft verloren gehen. Das wird auf die zunehmend größer werdenden Betriebsgrößen in der Landwirtschaft zurückgeführt. Hinsichtlich der

Fragmentierung von Landschaftsenssembles und Habitaten gilt das Biosphärenreservat zum aktuellen Zeitpunkt, wie bereits an anderer Stelle ausgeführt, weiterhin als unzerschnittener, verkehrsarmer Raum (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT ET AL. 2008).

## **4.2 Daten und Methoden**

Die Datenbasis für die quantitativen Analysen ist ein wesentlicher Aspekt der methodischen Ansätze und ist vielfach auch ein limitierender Faktor, so dass zunächst eine ausführliche Darstellung der verwendeten Daten erfolgt. Da die Daten für die Analysen bearbeitet und angepasst werden müssen, schließt sich die Beschreibung der Vorverarbeitungsschritte an und abschließend wird die Validierung der Datensätze erläutert. Das methodische Vorgehen wird schließlich differenziert nach den unterschiedlichen methodischen Zugängen und Fragestellungen vorgestellt. Die verwendete Software umfasst neben den üblichen Microsoft Office Anwendungen folgende Programme: ESRI ArcGIS 10.1 bis 10.4, Patch Analyst 5 (REMPEL ET AL. 2012), IBM Statistics 22 und STATA 13.01.

### **4.2.1 Daten und Vorverarbeitung**

Neben der deskriptiven Vorstellung der Datenbasis sind in diesem Kapitel auch die für die weiteren methodischen Schritte notwendigen Datenbearbeitungen und Validierungen erläutert.

#### ***4.2.1.1 Datenbasis***

Die digitale Datenbasis dieser Arbeit besteht aus zwei Biotop- und Nutzungstypenkartierungen des gesamten Biosphärenreservats aus den Jahren 1993 und 2006 sowie aktuellen ATKIS Basis-DLM Datensätzen (Stand 2016) für ausgewählte Gemeinden. Weitere Daten zur Validierung, Digitalisierung und Visualisierung sind Ortholuftbilder ausgewählter Gemeinden, Luftbilder über die WMS Dienste der Bundesländer sowie Geodatenätze zu Relief, administrativen Grenzen, Schutzgebietszonierungen und ähnliches. Einen Überblick über die Datensätze gibt Tabelle 7.

Tabelle 7: Übersicht der verwendeten Datensätze (Abkürzungen: ATKIS = Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem, DLM = Digitales Landschaftsmodell, WMS = Web Map Service).

<b>Datensatz</b>	<b>Aufnahmezeitpunkt/ Aktualität</b>	<b>Räumliche Abdeckung</b>
Biotop- und Nutzungstypenkartierung	1993 und 2006	Gesamtes Biosphärenreservat
ATKIS Basis-DLM	2016 (bzw. je nach Aktualisierungsintervall)	Gemeinden Geisa (TH), Ehrenberg (HE), Bischofsheim (BY)
Orthophotos	2006	Gemeinde Bischofsheim (BY)
Orthophotos	2008	Gemeinde Geisa (TH)
Orthophotos über WMS Server	2014	Thüringen (20 cm Bodenauflösung)
	2014	Bayern (80 cm Bodenauflösung)
	2015	Hessen (40 cm Bodenauflösung)
Geodaten des Biosphärenreservats zu Morphologie, Infrastruktur und administrativen Grenzen, Schutzgebietsabgrenzungen	unterschiedlich	Gesamtes Biosphärenreservat

#### 4.2.1.2 Vorverarbeitung

##### Projektion und Datenmodell

In einem ersten Schritt werden alle Daten in ein einheitliches Koordinatensystem umprojiziert, so dass die Datensätze in DHDN 3 Degree Gauss Zone 3 vorliegen<sup>14</sup>. Abgesehen von der Reliefdarstellung in der Karte des Untersuchungsgebiets (Abb. 14), beruhen alle Analysen und Darstellungen in dieser Arbeit auf Vektordaten. Vektordaten können als Polygone (Patches), Linien und Punkte dargestellt werden und sind in einem Koordinatensystem durch Vektoren beschrieben. Dadurch ist es möglich, diskrete räumliche Objekte abzubilden. Im Vergleich zum Rasterdatenmodell mit einer pixelbasierten Datenstruktur bestehend aus Reihen und Spalten, ist die Genauigkeit der Vektoren durch die punktscharf definierten Koordinaten größer (Abb. 21). Allerdings weisen LANG U. BLASCHKE (2007) darauf hin, dass beim Vektordatenmodell die Genauigkeit vor dem Hintergrund des Maßstabsbereichs, in dem die Daten erfasst wurden, zu bewerten ist. Es handelt sich also außerhalb dieser Maßstabsgrenzen um eine *Scheingenauigkeit* des Vektordatenmodells. Das Rastermodell bietet den Vorteil, dass Überlagerungen von Karten und damit die Berechnung von Veränderungen zwischen verschiedenen Zeitpunkten sowie

<sup>14</sup> In Deutschland ist das Deutsche Hauptdreiecksnetz (DHDN) das übergeordnete Triangulationsnetz in der Landesvermessung. Bei dem Gauß-Krüger-Koordinatensystem handelt es sich um ein kartesisches System, d. h. ein Koordinatensystem mit metrischen Koordinaten und einer winkeltreuen Abbildung der Erdoberfläche.

von geometrischen Beziehungen weniger komplex sind. Dafür müssen aber Informationsverluste und höhere Redundanzen in Kauf genommen werden (KÖHLER 2009). In der vorliegenden Arbeit liegt der Schwerpunkt auf dem Erhalt der (möglichst genauen und detaillierten) Informationen.

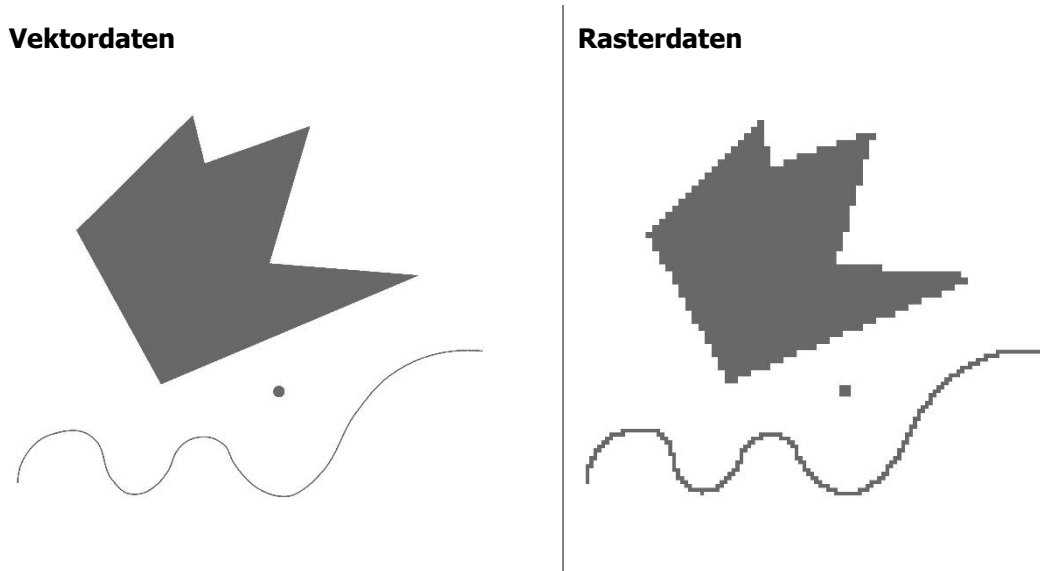


Abbildung 21: Darstellung von Flächen-, Punkt- und Linienobjekten im Vektor- (links) und im Rasterformat (rechts) (eigene Darstellung basierend auf Köhler 2009, S. 9).

### Klassifikationssystem der Biotop- und Nutzungstypenkartierung

Die Biotop- und Nutzungstypenkartierung wurde im Auftrag des Biosphärenreservats durch ein externes Planungsbüro durchgeführt. Die Kartierung basiert auf der Interpretation und Digitalisierung von analogen Color-Infrarot-Luftbildern im Maßstab 1:10.000. Der Code der Biotop- und Nutzungstypenkartierung umfasst 11 Stellen und gliedert sich in Ökosystemtypen, Vegetation/Gattung/Art, Bedeckung/Beschirmung, Sonderstandorte und Nutzung (Tab. 8).

Tabelle 8: Standardisierte 11-stellige Codierung der Biotop- und Nutzungstypenkartierung mit Beispiel.

	Ökosystem- typ	Vegetation, Gattung, Art	Bedeckung, Beschirmung	Sonderstandort	Nutzung
Stelle der Codierung	1. bis 4.	5. bis 7.	8.	9. bis 10.	11.
Beispiel:	4270	100	1	15	0
	Grünlandbrache				
		Kalkmagerrasenbrache			
			Gehölzbedeckung < 10 %		
				Militärgelände	
					Keine

*Tabelle 9: Anzahl der Klassen in den jeweiligen zusammengefassten Klassifikationsschemata Level 1 bis 4.*

<b>Level 1</b>	<b>Level 2</b>	<b>Level 3</b>	<b>Level 4</b>
9 Klassen	27 Klassen	59 Klassen	204 Klassen

Mit diesem sehr hohen Detaillierungsgrad werden im Untersuchungsgebiet über 3.500 unterschiedliche Biotoptypen und Nutzungstypen differenziert. Zunächst erfolgt eine Prüfung und systematische Datenaufbereitung bei der in enger Absprache mit den zuständigen Ansprechpartnern der Biosphärenreservatsverwaltung Codierungsfehler (Ziffernfolgen in der Codierung, die im Kartierschlüssel nicht aufgeführt sind) bereinigt und fehlende Codierungen anhand von Kartenmaterial (digitale TK25) und Luftbildern ergänzt werden (Tab. 7), um die flächendeckende Darstellung beibehalten zu können. Eine erste Zusammenfassung der Datensätze erfolgt auf Basis der Ökosystemtypen, die mit den ersten vier Stellen der Codierung beschrieben werden (Level 4). Die Ökosystemtypen stellen die höchste thematische Auflösung in der Untersuchung dar. Im Untersuchungsgebiet gibt es 204 verschiedene Ökosystemtypen, die zur besseren Lesbarkeit im Folgenden als Klassen bezeichnet werden. Aufbauend auf der ersten Zusammenfassung zu Ökosystemtypen werden die Daten zunehmend weiter zu inhaltlich sinnvollen Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen aggregiert (Tab. 10).

Die Erstellung der hierarchisch aufgebauten Klassifikationsebenen ist an bestehende Klassifikationssysteme angelehnt (zum Beispiel ANDERSON ET AL. 1976). Darüber hinaus sind die Daten statistisch nach Häufigkeiten von flächenmäßig besonders relevanten Biotoptypen und Landnutzungen untersucht worden und für das Untersuchungsgebiet bedeutsame, wenn auch zum Teil kleinflächige Biotope sind gesondert berücksichtigt worden (Moore, Heckenstrukturen, Lesesteinwälle u. ä.) (Tab. 10).



Tabelle 10: Hierarchischer Aufbau der ersten drei Klassifikationsebenen. Auflistung der 204 Ökosystemtypen im Anhang (8.3).

<b>Level 1</b> (9 Klassen)	<b>Level 2</b> (27 Klassen)	<b>Level 3</b> (59 Klassen)
<b>1 Ackerland</b>	11 Acker	111 Acker
		112 Ackerbrache
		113 Wildacker
	12 Gartenbau	121 Erwerbsgartenbau
		122 Obstplantagen und Baumschulen
<b>2 Grünland</b>	21 Intensivgrünland	211 Intensivgrünland
	22 Extensivgrünland	221 Mesophiles Grünland
		222 Trockenes/Mageres Grünland
		223 Feucht-/Nassgrünland
		224 Sonstiges Grünland
	23 Grünlandbrache	231 Grünlandbrache
	24 Streuobstbestände	241 Streuobstbestände
	<b>3 Wald</b>	31 Laubwald
312 Laubmischwald		
32 Nadelwald		321 Nadelwald-Reinbestand
		322 Nadelmischwald
33 Mischwald		331 Mischwald
34 Vorwald, Pionierwald, Aufforstung		341 Vorwald, Pionierwald
		342 Waldrand i.w.S.
		343 Aufforstung
35 Kahlschlag, Freifläche im Wald		351 Kahlschlag
		352 Freifläche, Windwurflläche
<b>4 Sonstige Vegetation</b>	41 Feldhecken, Alleen, Baumgruppen	411 Feldhecke/-gehölz
		412 Alleen, Baumreihen und Baumgruppen
	42 Gebüsch- und Strauchgruppen	421 Gebüsch- und Strauchgruppen
		422 Zwergstrauch- und Wachholderheide
	43 Ruderalvegetation und Staudenfluren	431 Ruderalflur, Brachsaum und Verkehrsbegleitgrün
		432 Kraut- und Staudenflur
433 Feuchte Hochstaudenflur		
<b>5 Moore, Sümpfe</b>	51 Hochmoor	511 Hochmoor (intakt)
		512 Regenerations- und Degenerationsstadien von Mooren
	52 Niedermoor, Sumpf	521 Niedermoor, Anmoor, Sumpf
		522 Großseggen- und Kleinseggenried
		523 Röhricht und Vernässungsbereiche

<b>Level 1</b> <i>(9 Klassen)</i>	<b>Level 2</b> <i>(27 Klassen)</i>	<b>Level 3</b> <i>(59 Klassen)</i>
<b>6 Offene Flächen</b>	61 Offene Flächen, natürlich	611 Gestein (Anstehendes), Fels, Steilwand 612 Fels- und Schotterrasen 613 Schuttflur
	62 Offene Flächen, anthropogen (Nutzungsrelikte)	621 Lesesteine, Steinriegel, Mauern
<b>7 Wasserflächen</b>	71 Fließgewässer	711 Flüsse
		712 Bäche
		713 Ufer- und Verlandungsbereiche, Deiche/Dämme
		714 Längs- und Querbauwerke
	72 Stillgewässer	721 Stillgewässer
		722 Fischteiche
723 Ufer- und Verlandungsbereiche, Staumauern		
<b>8 Bebaute Fläche, Verkehrswege</b>	81 Wohn-/Siedlungsflächen	811 Wohnflächen niedrige Bauweise, Wochenendhaus- und Villenbebauung
		812 Wohnflächen hohe Bauweise, Wohnhäuser, Hochhausbebauung
	82 Flächen gemischter Nutzung, Industrie- und Gewerbeflächen	821 Flächen gemischter Nutzung
		822 Landwirtschaftliche Betriebe, Agrargenossenschaften
		823 Industrie- und Gewerbeflächen
	83 Verkehrsinfrastruktur	831 Straßen, versiegelt (auch Parkplätze)
		832 Straßen/Wege, unversiegelt
		833 Luft- und Schienenverkehr
	84 Freizeit- und Grünflächen	841 Parkanlagen, Gärten, Friedhöfe
		842 Sportanlagen, Spielplätze und Zeltplätze
843 Denkmäler		
<b>9 Sonstige Flächen</b>	91 Ver- und Entsorgungsflächen	911 Ver- und Entsorgungsflächen (inkl. Abfall-, Wasser- und Energiewirtschaft)
	92 Abgrabungs- und Aufschüttungsflächen	921 Abgrabungs- und Aufschüttungsflächen
	93 Anthropogene Rohbodenstandorte	931 Anthropogene Rohbodenstandorte

Es sind nicht alle Zuordnungen eindeutig, so kann zum Beispiel das mesophile Grünland auch dem Intensivgrünland zu geordnet werden oder die Streuobstbestände den landschaftsstrukturprägenden Vegetationselementen. Um möglichst wenig von der ursprünglichen Kartierung abzuweichen, wurde aber letztlich zum Intensivgrünland nur zugeordnet, was auch bereits in der Biotoptypenkartierung explizit als Intensivgrünland beschrieben ist. Auf

Basis von Gesprächen unter anderem mit Mitarbeitern des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) sind die Streuobstwiesen in die Oberklasse Grünland integriert worden.

### **Klassifikationssystem ATKIS Daten**

Da für die prozessbasierte Landschaftsanalyse aufbauend auf den Untersuchungen von zwei Zeitschritten eine Erweiterung der zeitlichen Auflösung mit ATKIS Datensätzen erfolgt, muss die Zusammenfassung der Klassen dahingehend überarbeitet werden, dass eine konsistente Bearbeitung der unterschiedlichen Datensätze möglich ist. Das Amtliche Topographisch-Kartographische Informationssystem des Digitalen Landschaftsmodells (ATKIS-Basis-DLM) ist ein Vektordatensatz, der objektbezogene Sachdaten in einem Maßstab von 1:10.000 bis 1:25.000 darstellt. Der dazugehörige Objektartenkatalog (ATKIS-OK) ist hierarchisch aufgebaut und enthält Vorschriften zum Inhalt und zur Erfassung der Datenbestände. Für das gesamte Modell beträgt das Aktualisierungsintervall 3 Jahre, wobei im Rahmen der sogenannten Spitzenaktualität besonders wichtige Objekte in Abständen von drei, sechs oder zwölf Monaten aktualisiert werden (ARBEITSGEMEINSCHAFT DER VERMESSUNGSVERWALTUNGEN DER LÄNDER DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (AdV) o. J.).

Die ATKIS Daten stehen im Rahmen dieser Arbeit nicht flächendeckend zur Verfügung, weshalb die prozessbasierte Landschaftsanalyse für drei ausgewählte, repräsentative Gemeinden innerhalb des Biosphärenreservats durchgeführt wird (Kapitel 4.1). Ausgehend von den Objektarten des Basis-DLM werden die Datensätze der Biotop- und Nutzungstypenkartierung zu neuen Klassen zusammengefasst. Auf diese Weise können acht Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen abgeleitet werden, die *den kleinsten gemeinsamen Nenner* der unterschiedlichen Datensätze bilden. Die Zuordnung der Biotop- und Nutzungstypen bzw. der Objektarten des Basis-DLMs sind in Tabelle 11 aufgeführt. Die Mehrzahl der neu gebildeten Klassen ist selbsterklärend, so dass im Folgenden nur die Klasse der Vegetationselemente kurz erläutert wird. Die Bezeichnung der Klasse erfolgt in Anlehnung an den Begriff der Landschaftselemente (vgl. HOU U. WALZ 2013; MÜLLER 2005). Darunter werden Landbedeckungen verstanden, die einen wesentlichen Einfluss auf die Strukturierung bzw. Strukturvielfalt der Landschaft haben. Somit sind in dieser Klasse Feldgehölze, Feldhecken, Baumgruppen und -reihen und Einzelbäume zusammengefasst. Der Begriff der Landschaftselemente ist weiter gefasst und würde auch beispielsweise Steinriegel oder

Lesesteinhäufen umfassen. Da diese aber im Objektartenkatalog des Basis-DLM nicht gesondert erfasst werden, liegt der Fokus hier auf Gehölzen bzw. Vegetation.

*Tabelle 11: Zuordnung der Biotop- und Nutzungstypen und der Objektarten des ATKIS Basis-DLM zu den neu gebildeten Klassen. Aufgrund der hohen Anzahl unterschiedlicher Biotop- und Nutzungstypen werden nur Obergruppen bzw. -begriffe aufgeführt.*

<b>Neu gebildete Klasse</b>	<b>Zuordnung der Biotoptypen</b>	<b>Zuordnung der Objektarten des Basis DLM</b>
<i>Ackerland</i>	Acker (inkl. Ackerbrache), Erwerbsgartenbau, Obstplantagen	Landwirtschaft mit Attributarten Ackerland, Gartenland, Obstplantagen
<i>Grünland</i>	Grünland, Wiesen und Weiden, Hochstaudenflur, Großseggenried, Kleinseggenbestände, Kraut- und Staudenflur, Streuobstwiesen	Landwirtschaft mit Attributarten Grünland, Streuostwiese
<i>Wald</i>	Laubwald, Mischwald, Nadelwald, Aufforstung, Pionierwald, Windwurffläche	Wald
<i>Vegetations-elemente</i>	Feldgehölz, Feldhecke, Baumgruppen/-reihen, Einzelbäume	Gehölz, Vegetationsmerkmal (ergänzt durch manuelle Digitalisierung auf Basis aktueller Orthophotos)
<i>Umland, vegetationslose Fläche</i>	Fels- und Schotterrasen, Fels oder Steilwand, Schuttflur, Steinriegel	Umland, Vegetationslose Fläche
<i>Gewässer</i>	Bach, Fischteich, Fluss, Kanal, Wetter, Graben	Fließgewässer, AX- Gewässerachse, Gewässerstationierungssachse, Stehendes Gewässer
<i>Siedlungsfläche</i>	Industrieflächen, Gewerbeflächen, Flächen gemischter Nutzung, Wohnflächen/-häuser, versiegelte Flächen, Sportflächen, Steinbrüche, Ver- und Entsorgungsflächen, Landwirtschaftliche Einzelanwesen	Ortslage, Wohnbaufläche, Platz, Fläche gemischter Nutzung, Fläche besonderer funktionaler Prägung, Bauwerk oder Anlage für Industrie und Gewerbe, Bauwerk oder Anlage für Sport, Freizeit und Erholung, Friedhof, Platz, Tagebau, Grube, Steinbruch
<i>Verkehrsinfrastruktur</i>	Straßenverkehrsflächen, Flächen der Infrastruktur, Hauptstraße, Parkplätze, Wirtschaftswege, Fuß- und Radwege	Fahrwegachse, Straßenachse, Straßenverkehr, Weg, Pfad, Steig

Bei den Datensätzen der Biotop- und Nutzungstypenkartierung werden die Polygon-datensätze für die Klassen Vegetationselemente, Gewässer und Verkehrsinfrastruktur mit

Informationen aus den Liniendatensätzen ergänzt. Dazu werden die entsprechenden Datensätze zunächst nach der Zuordnung in der Tabelle ausgewählt und separiert. Bei Vegetationselementen erfolgt zusätzlich eine Auswahl der Datensätze mit einer Länge  $\geq 200$  m, da die entsprechenden Objektarten des Basis DLM erst ab einer Mindestlänge von 200 m erfasst werden. Die Linienelemente werden dann mit den in der Tabelle 12 aufgeführten Distanzmaßen *gepuffert*. Dieses Vorgehen ist notwendig, da die Erfassungsgrenzen für flächenhafte Objekte in den ATKIS Datensätzen und den Biotop- und Nutzungstypenkartierungen unterschiedlich sind und ansonsten eine Vergleichbarkeit der Datensätze nicht möglich wäre. Da es aber unter anderem um die Landschaftsvielfalt und Unzerschnittenheit bzw. Fragmentierung der Flächen geht, sind linienhafte Elemente von besonderer Bedeutung.

Tabelle 12: Puffer-Distanzen für die Integration der Liniendaten in den Flächendatensatz;

<b>Linielement</b>	<b>Puffer-Distanz in Meter</b>	<b>Erläuterung</b>
<i>Vegetationselement</i>	6 m	Durchschnittswert abgeleitet aus Messungen in Luftbildern und Mindest- und Maximalerfassungsgrenzen der Biotoptypenkartierung und des Basis-DLM.
<i>Verkehrsinfrastruktur</i>	2 m	Wert abgeleitet aus Messungen in Luftbildern unter besonderer Berücksichtigung des großen Anteils schmaler Wirtschafts-, Rad- und Fußwege.
<i>Gewässer</i>	1 m	Wert abgeleitet aus Messungen in Luftbildern und Mindest- und Maximalerfassungsgrenzen der Biotoptypenkartierung und des Basis-DLM unter besonderer Berücksichtigung des großen Anteils schmaler Fließgewässer (Bäche, Gräben).

Die aus den Liniendatensätzen gebildeten Polygondatensätzen werden aus den flächendeckenden Polygondatensätzen ausgeschnitten und anschließend mit ihnen verknüpft, so dass keine Lücken entstehen können. Um mögliche Überlagerungen zu berücksichtigen, wird als erstes der Datensatz mit der größten Puffer-Distanz ausgeschnitten und angefügt (Vegetationselemente), als nächstes der mit der zweitgrößten Puffer-Distanz (Verkehrsinfrastruktur) und zuletzt der mit der kleinsten Puffer-Distanz (Gewässer). Damit entstehen für beide Zeitschritte 1993 und 2006 neue flächendeckende Polygondatensätze, die auf den generalisierten Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen basieren und mit den bearbeiteten ATKIS Datensätzen verglichen werden können.



Abbildung 22: Screenshot eines Auszugs der digitalen Orthophotos der Gemeinde Bischofsheim, die über den WMS Dienst von Bayern genutzt werden können. Dargestellt ist die charakteristische Heckenlandschaft. Obwohl die Hecken die Mindestlänge von 200 m bzw. die Mindestgröße von 0,1 ha, die im Objektartenkatalog angegeben ist, erreichen, sind sie nicht im ATKIS Datensatz enthalten, da sie als nicht landschaftsprägend im Sinne eines Orientierungspunktes in der Landschaft gelten (Datenbasis: Digitales Orthophoto mit 80 cm Bodenauflösung, Bildflug vom 09.06.2014, Quelle: Bayerisches Landesamt für Digitalisierung, Breitband und Vermessung).

Die Liniendatensätze des Basis-DLM für die Klassen Vegetationselemente, Verkehrsinfrastruktur und Gewässer werden analog zu dem Vorgehen, das bei den Biotop- und Nutzungstypenkartierungen beschrieben ist, in den Polygondatensatz des ATKIS integriert. Die Erfassungskriterien für die Objektart Vegetationsmerkmal führen allerdings neben Größen- und Längenangaben auch das Kriterium auf, dass Strukturen nur dann erfasst werden, wenn diese landschaftsprägend sind. Dieses Kriterium ist so definiert, dass zum Beispiel eine Hecke dann landschaftsprägend ist, wenn sie als Orientierungsmerkmal verwendet werden kann und etwas *Außergewöhnliches* in der Landschaft darstellt. Somit sind die Hecken der regionaltypischen „Heckenlandschaft“ in der Gemeinde Bischofsheim (Abb. 22) nicht landschaftsprägend, wohingegen eine einzelne Hecke in einer großflächig von Ackerbau geprägten Landschaft durchaus landschaftsprägend ist (persönliche Kommunikation Landesamt für Digitalisierung, Breitband und Vermessung, Bayern, am 02.03.2016). Da dieses Kriterium jedoch nicht den Biotop- und Nutzungstypenkartierungen zugrunde liegt und auch für die Fragestellung dieser Studie nicht relevant ist, werden die

Vegetationsmerkmale entsprechend der angegebenen Mindestgrößen auf Basis von digitalen Orthophotos, die über die WMS Dienste der drei Bundesländer zur Verfügung stehen, nachdigitalisiert.

Die Prozesse der Landschaftsveränderungen werden für die drei ausgewählten Gemeinden und darüber hinaus auch differenziert nach den Schutzzonen des Biosphärenreservats berechnet. Dafür werden die Kern-, Pflege- und Entwicklungszonenanteile, die innerhalb der drei Gemeinden liegen, extrahiert. Bei der Berechnung der Werte für die Schutzzonen stellt sich die Frage, wie mit *Randpatches* umgegangen werden soll. Werden diese entlang der Schutzzonengrenzen abgeschnitten, erhöht sich die Gesamtanzahl der Einzelpatches, was wiederum Auswirkungen auf die Berechnung von Landschaftsstrukturindizes hat (LANG U. BLASCHKE 2007). Werden aber nur die Polygone berücksichtigt, die komplett innerhalb der Zonengrenzen liegen, wird die Datenmenge, soweit reduziert, dass keine sinnvollen Aussagen mehr möglich sind. Aus diesem Grund und um Datenlücken zu vermeiden, da Patches, die in zwei Zonen liegen, nicht berücksichtigt würden, werden Polygondatensätze exakt entlang den Schutzzonengrenzen ausgeschnitten, obwohl die damit einhergehende Problematik bekannt ist. Allerdings mussten die Ergebnisse in Absprache mit der Biosphärenreservatsverwaltung verworfen werden, da trotz des beschriebenen Vorgehens, die jeweiligen Zonenflächenanteile innerhalb der Gemeinden zu gering waren, um die Ergebnisse sinnvoll interpretieren zu können.

#### ***4.2.1.3 Validierung der Datensätze***

Um die Lagegenauigkeit und die inhaltliche Plausibilität der aggregierten Klassen zu überprüfen, wird ein visueller Abgleich der aggregierten Klassen (Level 1) mit Luftbildern durchgeführt. Zu Beginn der Untersuchung lag nur das Luftbild der Gemeinde Geisa aus dem Jahr 2008 vor, so dass die Prüfung zunächst mit diesem Datensatz erfolgte. Da die Biotop- und Nutzungstypenkartierung aus dem Jahr 2006 stammt, können nur sehr persistente Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen überprüft werden. Die Luftbilder werden dazu mit 50 % Transparenz über die Klassifizierung gelegt, um einen direkten Vergleich der Landnutzung und -bedeckung zu ermöglichen (Abb. 23). Zum Beispiel ist im Quadranten D3 ersichtlich, dass linienhafte Strukturen ab einer bestimmten Mindestausdehnung flächig erfasst werden, wie der Bachverlauf der Ulster. Die Ufervegetation ist ebenso wie die straßenbegleitende Vegetation nicht als flächenhaftes Element erfasst. Zur bebauten Fläche, die im nordöstlichen Bereich des Quadranten

vorrangig als Wohnfläche zu bezeichnen ist, werden auch Straßen und Plätze sowie Privatgärten und Sportplätze gezählt. Das bedeutet, dass die Klasse der bebauten Fläche nicht mit versiegelter Fläche gleichgesetzt werden darf. Das liegt nur zum Teil in den Ausgangsdaten begründet, in denen zum Beispiel Sportflächen und Grabeland von Wohnflächen unterschieden werden. In der Mitte des Quadranten D3 liegt ein ca. 40 m<sup>2</sup> großer Streuobstbestand, der mit der zusammengefassten Klassifizierung (Level 1) der Klasse *Grünland* zugeordnet ist. Im Ausgangsdatensatz wird die Fläche als Streuobstbestand mit Untergrund Grünland ausgewiesen und auch in den beiden höheren thematischen Auflösungen Level 2 und Level 3 als Streuobstbestand gekennzeichnet. Im südlichen Quadranten schließt nördlich an die Bebauung laut Biotop und Nutzungstypenkartierung eine als Acker klassifizierte Fläche an, die im Luftbild aber mit gewerblich genutzten Gebäuden bebaut ist. Diese Abweichung ist auch nicht durch den zeitlichen Versatz der beiden Datensätze zu erklären, da in den Satellitenbildern von Google Earth aus dem Jahr 2000 die Gebäude bereits bestehen. Ebenfalls nicht konsistent scheint die Klassifizierung der mit Bäumen bewachsenen Flächen westlich des Flusslaufs. Der südliche Teil wird als Feldgehölz klassifiziert und damit in der Klasse *Sonstige Vegetation* zusammengefasst. Der nördliche Bereich wird als Laubmischwald klassifiziert und folglich in der Klasse *Wald* zusammengefasst. Wie bereits in den vorangegangenen Überprüfungen wird auch in diesem Ausschnitt deutlich, dass die linienhaften Strukturen der Baum-, Strauch- und Heckenreihen unterrepräsentiert sind, da hier nur der Polygondatensatz verwendet worden ist.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die thematische Tiefe durch die Generalisierung der Klassen deutlich reduziert wird, aber auch dass die Lagegenauigkeit nicht herabgesetzt wird, sondern durch die Ausgangsdaten bestimmt ist.

Eine weitere Plausibilitätsprüfung erfolgt auf Basis der Luftbilder von 2005 für die Gemeinde Bischofsheim. Da der Aufnahmezeitpunkt in diesem Fall nur ein Jahr von dem Kartierungszeitpunkt abweicht, ist davon auszugehen, dass die Validierungsergebnisse verlässlicher sind. In ArcGIS werden dazu 5 % der Polygone (entspricht 331) als Stichprobe zufällig ausgewählt. Von den 331 Polygonen werden 303 visuell hinsichtlich ihrer Klassenzuordnung und der Polygongrenzen mit dem Luftbild verglichen. Aufgrund von sich sehr schnell verändernden Landnutzungen (< 1 Jahr), wie zum Beispiel Baustellen oder einer für die Auflösung des Luftbilds zu geringen Flächengröße, mussten 28 Polygone ausgeschlossen werden. Für 94 % der verbleibenden Polygone stimmt die Zuordnung der Klassen zu Landnutzung und Landbedeckung mit der visuellen Erfassung auf dem Luftbild



überein und für 89 % konnte auch eine exakte Übereinstimmung der Polygongrenzen festgehalten werden (Tab. 13, erste Spalte).

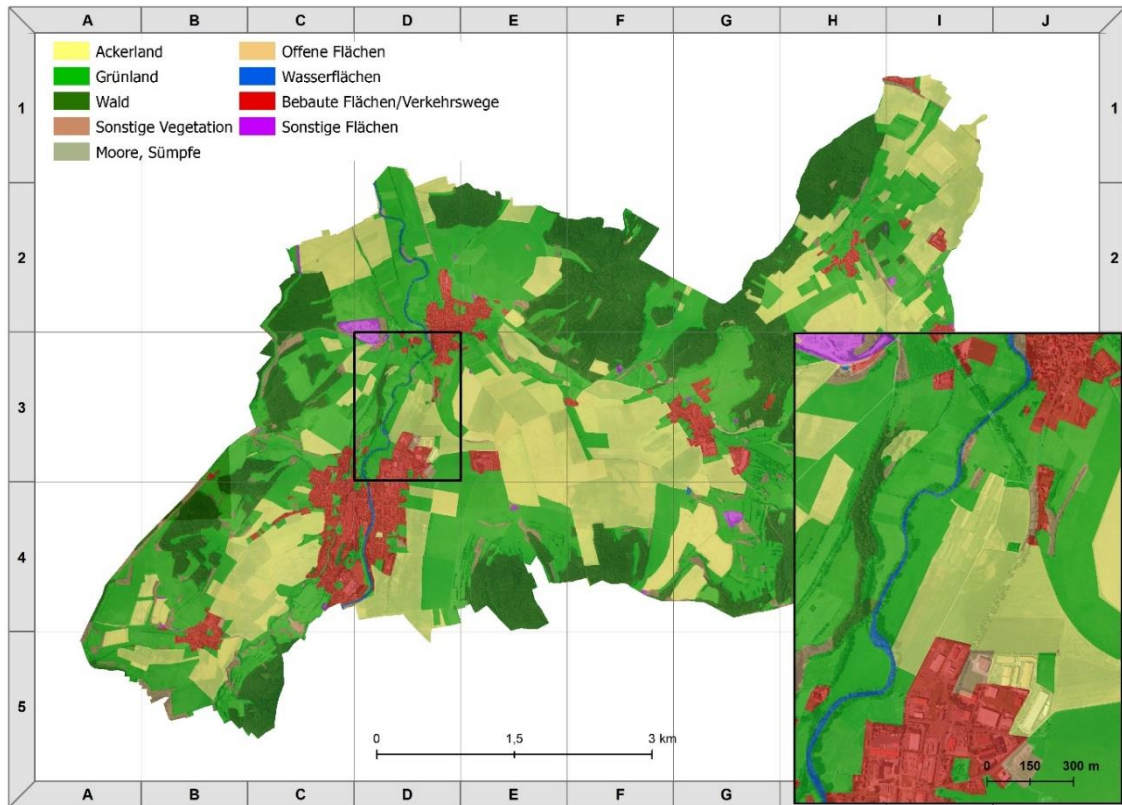


Abbildung 23: Plausibilitätsprüfung der zu 9 Klassen zusammengefassten Biotop- und Nutzungstypenkartierung von 2006 für die Gemeinde Geisa in Thüringen auf Basis von Luftbildern. (Datenbasis: Luftbilder aus dem Jahr 2008, Geographisches Informationssystem des Biosphärenreservats Rhön, Verwaltungsstelle Thüringen.)

Für die zweite Zusammenfassung des Datensatzes der Biotop- und Nutzungstypenkartierung im Rahmen der prozessbasierten multi-temporalen Analyse sind die Ergebnisse für den Datensatz von 2006 sogar noch etwas besser. Die Auswahl der Polygone erfolgt dieses Mal über eine proportional geschichtete Stichprobenziehung, so dass alle Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen entsprechend ihrer Anteile berücksichtigt werden. Von den 171 Polygonen (entspricht 5 %) können elf nicht überprüft werden, so dass insgesamt 161 mit dem Luftbild verglichen werden. Davon stimmt bei 95 % die inhaltliche Zuordnung zu den Klassen und für 91 % die Lagegenauigkeit der Grenzen (Tab. 13, zweite Spalte).

Die zusammengefassten ATKIS-Datensätze können auf Basis der Orthobilder über die WMS-Server der Bundesländer für alle drei Gemeinden überprüft werden (Tab. 13, Spalten 3 bis 5). Die Stichprobenziehung erfolgt wie oben beschrieben. Für den Datensatz Bischofsheim werden 167 Polygone überprüft (5 % entspricht 172, fünf Polygone können

nicht überprüft werden). Davon stimmen 93 % inhaltlich und 86 % hinsichtlich der Lagegenauigkeit überein. Für Ehrenberg werden von ausgewählten 195 Polygonen 182 überprüft und es stimmen 91 % inhaltlich und 87 % hinsichtlich der Lagegenauigkeit überein. Und schließlich werden für Geisa 139 von 144 ausgewählten Polygonen überprüft mit dem Ergebnis, dass 95 % inhaltlich und 94 % hinsichtlich der Lagegenauigkeit übereinstimmen.

*Tabelle 13: Validierungsergebnisse im Überblick. Die ersten beiden Spalten beziehen sich auf die zu Klassen zusammengefassten Biotop- und Nutzungstypenkartieren, dabei zeigt Spalte 1 das Ergebnis für das in Tabelle 10 und Anhang 8.3 dargestellte Klassifikationsschema und Spalte 2 das Ergebnis für das in Tabelle 11 dargestellte Klassifikationsschema. Spalten drei bis fünf beziehen sich auf die zusammengefassten ATKIS Datensätze (vgl. Tab. 11).*

	Bischofsheim 2006 (Level 1)	Bischofsheim 2006	Bischofsheim 2016	Ehrenberg 2016	Geisa 2016
Klassen- zugehörigkeit [%]	94	95	93	91	95
Lage- genauigkeit [%]	89	91	86	87	94

## 4.2.2 Methodisches Vorgehen

Nach der ausführlichen Darstellung der zur Analyse der Landschaft herangezogenen Datensätze und der vorverarbeitenden Arbeitsschritte werden in diesem Unterkapitel die methodischen Vorgehensweisen für die einzelnen Ansätze differenziert dargestellt.

### 4.2.2.1 Veränderungsanalysen

Um thematische Karten von identischen Landschaftsausschnitten zu zwei verschiedenen Zeitpunkten miteinander zu vergleichen, gilt die Erstellung von Kreuztabellen als eine allgemein anerkannte Methode (KÖHLER 2009; MALLINIS ET AL. 2014; PONTIUS U. MALIZIA 2004). Mit Hilfe der Kreuztabelle können die Flächenanteile für das Untersuchungsgebiet und für die einzelnen Klassen, die zwischen den beiden Zeitpunkten eine Ab- oder Zunahme erfahren haben, identifiziert und untersucht werden. Die Richtung der Veränderung (zum Beispiel von Klasse A zu Klasse B) kann ebenfalls beobachtet werden (ERNSTE 2011). In der Kreuztabelle (Tab. 14) werden in den Zeilen die Landnutzungs-/Landbedeckungsklassen zum Zeitpunkt  $t_0$  eingetragen und in die Spalten die Klassen zum Zeitpunkt  $t_1$ .  $P_{AB}$  steht für eine Veränderung des Flächenanteils der Klasse A zum Zeitpunkt  $t_0$  in Klasse B zum Zeitpunkt  $t_1$ . Die unveränderten Flächenanteile (persistente Flächen) werden in der

Diagonalen der Matrix dargestellt. Die Summe der Einträge pro Zeile bzw. pro Spalte gibt den Gesamtflächenanteil einer Klasse zum Zeitpunkt  $t_0$  bzw.  $t_1$  an. Die Flächenabnahme einer Klasse errechnet sich aus der Summe der Zeileneinträge abzüglich des unveränderten Flächenanteils. Analog dazu führt das Aufsummieren der Spaltenwerte unter Ausschluss des unveränderten Flächenanteils zur Berechnung der Flächenzunahme einer Klasse (KÖHLER 2009; MALLINIS ET AL. 2014).

Tabella 14: Kreuztabelle zur Analyse von Landnutzungs-/Landbedeckungsveränderungen (verändert nach PONTIUS U. MALIZIA 2004, S. 252).

		Zeitpunkt $t_1$			Summe $t_0$	Abnahme	Persistenz
		Klasse A	Klasse B	Klasse C			
Zeitpunkt $t_0$	Klasse A	$P_{AA}$	$P_{AB}$	$P_{AC}$	$\sum P_{AA}, P_{AB}, P_{AC}$	$P_{AB} + P_{AC}$	$P_{AA}$
	Klasse B	$P_{BA}$	$P_{BB}$	$P_{BC}$	$\sum P_{BA}, P_{BB}, P_{BC}$	$P_{BA} + P_{BC}$	$P_{BB}$
	Klasse C	$P_{CA}$	$P_{CB}$	$P_{CC}$	$\sum P_{AC}, P_{CB}, P_{CC}$	$P_{CA} + P_{CB}$	$P_{CC}$
	Summe $t_1$	$\sum P_{AA}, P_{BA}, P_{CA}$	$\sum P_{AB}, P_{BB}, P_{CB}$	$\sum P_{AC}, P_{BC}, P_{CC}$	100 %		
	Zunahme	$P_{BA} + P_{CA}$	$P_{AB} + P_{CB}$	$P_{AC} + P_{BC}$			
	Persistenz	$P_{AA}$	$P_{BB}$	$P_{CC}$			

Es können folgende Leitfragen zur Auswertung der Kreuztabelle formuliert werden:

- Wie hoch sind die Flächenanteile der einzelnen Klassen am gesamten Untersuchungsgebiet?
- Wo hoch ist der Anteil der Fläche einer Klasse, der unverändert geblieben ist?
- Wie hoch sind die Veränderungen (Zunahme und Abnahme) der Flächenanteile einer Klasse?
- Welche Richtung der Veränderung lässt sich für die einzelnen Klassen beobachten?
- Was sind die bedeutendsten Flächenveränderungen?

### Veränderungsanalyse der Landnutzung und Landbedeckung

Auf Grundlage der Kreuztabellen lassen sich die bedeutendsten Flächenveränderungen in den Untersuchungsgebietseinheiten ableiten. Die Veränderungen können darüber hinaus in Bezug gesetzt werden zur jeweiligen Zu- bzw. Abnahme der Fläche, um herauszufinden auf welchen Ausgangsklassen sich welche neuen Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen etablieren. Die Berechnung der Veränderung der Landnutzung/Landbedeckung kann in zwei Richtungen erfolgen: (1) die veränderten Flächenanteile werden in Bezug auf die Zunahme der Fläche einer Klasse berechnet und (2) die veränderten Flächen werden in

Bezug auf die Abnahme der Fläche einer Klasse berechnet. Berechnungsgrundlage für beide Vorgehensweisen stellt die Kreuztabelle dar, bei der die diagonalen Einträge, d. h. die unveränderten Flächenanteile ausgespart werden. Die Flächenanteile der Veränderungen werden nur in Bezug auf die Zunahme der Landnutzungs-/Landbedeckungsklasse zum Zeitpunkt  $t_1$  bzw. in Bezug auf die Abnahme der ursprünglichen Landnutzungs-/Landbedeckungsklasse zum Zeitpunkt  $t_0$  berechnet.

Die Auswertung gibt Aufschluss über folgende Aspekte (in Anlehnung an KÖHLER 2009):

- Feststellung, auf welchen ursprünglichen Landnutzungs-/Landbedeckungsklassen sich vorrangig bestimmte neue Landnutzung bzw. Landbedeckung, wie zum Beispiel Grünland, etabliert haben.
- Feststellung, welche Landnutzung bzw. Landbedeckung auf bestimmten originalen Landnutzungen bzw. Landbedeckungen, wie zum Beispiel auf Ackerflächen, entstehen.

#### *4.2.2 Einfluss der thematischen Auflösung*

Im vorhergehenden Kapitel ist beschrieben, wie Veränderungen der Datensätze zwischen zwei Zeitschritten untersucht werden. Das Vorgehen wird auf alle acht Datensätze (vier thematische Auflösungen zu zwei Zeitpunkten) angewendet. In einem ersten Schritt kann somit der Einfluss der thematischen Auflösung auf den Anteil von veränderten bzw. nicht veränderten Flächen zwischen den Auflösungen untersucht werden. Die Ergebnisse werden nicht nur in Diagrammen dargestellt, sondern auch räumlich explizit als kartographische Abbildung. In einem nächsten Schritt kann dann die Verhältniszahl für die Veränderungen berechnet werden. Die Verhältniszahl ist ein Parameter, der den mit einer niedrigen thematischen Auflösung erfassten Anteil veränderter Fläche mit dem mit einer hohen thematischen Auflösung erfassten Anteil vergleicht. Berechnet wird der Parameter, indem der Quotient zum Beispiel von der Level 1 Auflösung und der Level 2 Auflösung berechnet wird (Tab. 9): Beträgt die veränderte Fläche, die mit der Level 2 Auflösung erfasst wird, 10 Hektar und die mit Level 1 erfassten veränderten Fläche 8 Hektar, dann hat der Quotient einen Wert von 0,8. Das heißt, es können noch 80 % der Veränderungen, die mit der höheren thematischen Auflösung festgestellt werden, mit der niedrigeren thematischen Auflösung erfasst werden.

### **Einfluss der thematischen Auflösung auf die Landschaftsstrukturanalysen**

Für die Landschaftsstrukturanalyse wird das Softwarepaket Patch Analyst 5, das in ESRI ArcGIS eingebunden werden kann, verwendet. Die Software ermöglicht die räumliche Analyse der Landschaftsstruktur basierend auf Vektordatensätzen (REMPER ET AL. 2012). Die Vielzahl an Landschaftsstrukturindizes führt zum Teil zu redundanten Aussagen, die durch eine Auswahl aussagekräftiger Kennzahlen reduziert werden muss (u. a. HERBST ET AL. 2007; LAUSCH U. HERZOG 2002; TOWNSEND ET AL. 2009). Um die Stärke von Abhängigkeiten zwischen mehreren Merkmalen zu ermitteln, ist die Korrelationsanalyse eine allgemein anerkannte Methode (KÖHLER 2009). In der Regel wird bei der Anwendung der Korrelationsanalyse von normal verteilten Parametern ausgegangen. Da aber bei den Landschaftsstrukturindizes für die Untersuchungsgebietseinheiten nicht von einer Normalverteilung ausgegangen werden kann, sind die Abhängigkeiten zwischen verschiedenen Indizes mit dem Korrelationskoeffizienten nach Spearman zu analysieren (SACHS 1999 und WEISS 1999 zitiert in KÖHLER 2009, S. 41). Der Spearman Korrelationskoeffizient wird für die 15 auf Landschaftsebene zur Verfügung stehenden Kennzahlen berechnet. In Anlehnung an LAUSCH U. HERZOG (2002) und KÖHLER (2009, S. 42) wird dann von einer Redundanz ausgegangen, wenn der Koeffizient zwischen zwei Indizes auf Landschaftsebene größer oder gleich 0,9 ist. In diesem Fall wird einer der beiden Landschaftsstrukturindizes ausgewählt. Die Ergebnisse der Korrelationsanalysen sind im Anhang aufgeführt (Anhang 8.6).

Im Ergebnis werden sieben der in der Software Patch Analyst zur Verfügung stehenden Indizes ausgewählt. Tabelle 15 zeigt die Indizes, die im Folgenden beschrieben werden, mit den jeweiligen assoziierten Fragestellungen im Kontext von Monitoringaufgaben. Tabelle 16 führt die entsprechenden Formeln zur Berechnung der Indizes auf. Die ausgewählten Indizes werden, basierend auf den Ausführungen von LANG U. BLASCHKE (2007), REMPER ET AL. (2012) und WALZ (2013a), im Folgenden kurz erläutert.

Allgemein gibt die Diversitätsmaßzahl an, wie hoch die Raumdiversität der Landschaft ist. Das heißt, die Indizes für die Diversität lassen sich nur auf Landschaftsebene und nicht auf Klassenebene berechnen. Der Shannon Diversitätsindex (Shannon Diversity Index, SDI) ist eine Maßzahl der relativen *Patch-Diversität* auf Landschaftsebene. Der Index ist gleich Null, wenn nur ein Landnutzungs- bzw. Landbedeckungstyp in der Landschaft vorhanden ist, und steigt mit der Anzahl der Patchtypen oder der proportionalen Verteilung der Patchtypen unendlich an.

Tabelle 15: Ausgewählte Landschaftsstrukturindizes mit assoziierten Fragestellungen im Monitoringkontext (Quellen: Lang u. Blaschke 2007; Kelly et al. 2011; Rempel et al. 2012).

	<b>Abk.</b>	<b>Landschaftsstrukturindizes</b> (englische Bezeichnung) [Einheit, Wertebereich]	<b>Monitoring Frage</b>
<i>Landschaftsdiversität</i>	SDI	Diversitätsindex nach Shannon (Shannon Diversity Index) [dimensionslos, 0-∞]	Wie hat sich die Diversität der Landschaft im Untersuchungszeitraum verändert?
	SEI	Gleichverteilungsindex nach Shannon (Shannon Evenness Index) [dimensionslos, 0-1]	Wird die Verteilung der Landnutzungs-/Landbedeckungsklassen zunehmend gleichmäßiger/ungleichmäßiger?
<i>Formenanalyse</i>	MSI	Durchschnittlicher Formindex (Mean Shape Index) [dimensionslos, 1-∞]	Werden die Patchformen der Landnutzungs-/Landbedeckungsklassen unregelmäßiger/regelmäßiger im Untersuchungszeitraum?
	AWPFD	Flächengewichtete durchschnittliche fraktale Dimension (Area Weighted mean Patch Fractal Dimension) [dimensionslos, 1-2]	Werden die Formen der Patches der Landnutzungs-/Landbedeckungsklassen komplexer bzw. sind diese zunehmend zerlappt?
<i>Flächenanalyse</i>	MPS	Durchschnittliche Patchgröße (Mean Patch Size) [Hektar, -]	Wie verändern sich die Patchgrößen der Landnutzungs-/Landbedeckungsklassen im Untersuchungszeitraum?
	MedPS	Median der Patchgrößen (Median Patch Size) [Hektar, -]	vgl. MPS
<i>Randlinienanalyse</i>	ED	Randliniendichte (Edge Density) [Meter/Hektar, -]	Wie verändert sich die Randliniendichte im Untersuchungszeitraum? Wird die Landschaft zunehmend fragmentiert? Nimmt die strukturelle Vielfalt ab/zu?

Der Shannon Gleichverteilungsindex (Shannon Evenness Index, SEI) ist eine Maßzahl für die Verteilung und Häufigkeit der Patches in der Landschaft. Der Index nimmt Werte zwischen 0 und 1 an. Bei Werten nahe 1 ist die Verteilung der Patchtypen zunehmend gleichmäßig. Der MSI (Mean Shape Index) dient der Beschreibung des Formenreichtums. Der Index beschreibt die durchschnittliche Abweichung des Umfangs der analysierten Formen von dem Umfang eines Kreises gleicher Fläche, d. h. je höher die Werte, desto unregelmäßiger die Formen.

Tabelle 16: Formeln zur Berechnung der Landschaftsstrukturindizes (Quelle: Walz 2013a, S. 231ff., Formeln basieren auf Elkie et al. 1999; McGarigal u. Marks 1995).

Index	Formel	Bemerkung
<b>SDI</b>	$SDI = - \sum_{i=1}^m (p_i \ln p_i)$	Die Shannon Vielfalt ist gleich 0, wenn es nur eine Kategorie gibt. Die Werte steigen mit zunehmender Vielfalt an Kategorien an.
<b>SEI</b>	$SEI = \frac{- \sum_{i=1}^m (p_i \ln p_i)}{\ln m}$	Die Shannon Gleichverteilung ist gleich 0, wenn die Flächenanteile der Klassen sehr ungleich verteilt sind und wird 1 bei einer Gleichverteilung. (Verhältnis der tatsächlich berechneten Shannon Diversität zur maximal möglichen Diversität)
<b>MSI</b>	$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \frac{p_{ij}}{2\sqrt{\pi * a_{ij}}}}{n_i}$	Der mittlere Formenindex beschreibt das über alle Patches gemittelte Verhältnis des tatsächlichen Umfangs eines Patches zu einem Kreis gleicher Fläche.
<b>AWPFD</b>	$AWPFD = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left[ \left( \frac{2 \ln p_{ij}}{\ln a_{ij}} \right) \left( \frac{a_{ij}}{A} \right) \right]$	Die flächengewichtete fraktale Dimension beschreibt mit Werten nahe 1 einfache Geometrien und mit Werten nahe 2 eine hohe Komplexität der Formen.
<b>MPS</b>	$MPS = \frac{A}{N} * \frac{1}{10.000}$	Die mittlere Flächengröße entspricht der Summe der Flächen der Gesamtlandschaft (bzw. einer bestimmten Klasse) geteilt durch die Anzahl der Patches und geteilt durch 10.000, um Hektar zu erhalten.
<b>MedPS</b>	$MedPS = X_{50\%}$	Der Median der Flächengröße entspricht dem 50. Perzentil der Flächengröße.
<b>ED</b>	$ED = \frac{E}{A} * 10.000$	Die Randliniendichte entspricht der Summe aller Randlinien, geteilt durch die Fläche des Untersuchungsgebiets, multipliziert mit 10.000, um Hektar zu erhalten.
<p>Abkürzungen:                      A = Gesamtfläche der Landschaft (m<sup>2</sup>)                      a<sub>ij</sub> = Fläche (m<sup>2</sup>) des Patches ij                      p<sub>ij</sub> = Umfang (m) des Patch ij                      E = Gesamtlänge (in m) der Randlinien in einer Landschaft                      m = Anzahl der Klassen                      N = Anzahl der Patches in einem Landschaftsausschnitt                      n<sub>i</sub> = Anzahl der Patches der Klasse i                      p<sub>i</sub> = Flächenanteil der Klasse i</p>		

Der AWPFD (Area Weighted mean Patch Fractal Dimension) ist ein komplexer Index, der ein Maß für die Irregularität der Flächenformen ist. Die Ergebnisse des AWPFD sind

unabhängig von der Flächengröße, da der mit der Fläche gewichtete Mittelwert gebildet wird. Der MPS (Mean Patch Size) gibt die durchschnittliche Flächengröße an und ist damit ebenfalls ein Maß für die Keinteiligkeit der Landschaft. Der MedPS (Median Patch Size) korreliert mit keinem der anderen Indizes und gibt den Median der Flächengröße an. Da der Median generell robuster gegenüber Ausreißern ist als das arithmetische Mittel, wird angenommen, dass der MedPS eine gute Ergänzung des MSI ist. Der Index ED (Edge Density) zeigt die relative Randliniendichte an und ist damit ein Maß zur Bestimmung der Strukturvielfalt und Keinteiligkeit. HERBST ET AL. (2007, S. 236) sehen den ED als gute Ergänzung des Diversitätsindex, da Einzelflächen berücksichtigt werden und somit das tatsächliche Flächenmosaik abgebildet wird.

### **Räumliche Bezugseinheiten**

Die ausgewählten Landschaftsstrukturindizes werden sowohl für das gesamte Biosphärenreservat als auch differenziert nach den Gemeindegebieten für jede thematische Auflösung und beide Untersuchungsjahre berechnet. Grundsätzlich gibt es verschiedene Möglichkeiten, räumliche Bezugseinheiten abzuleiten, zum Beispiel durch die Erstellung regelmäßiger geometrischer Gitterzellen (AUGENSTEIN 2002; HERBST ET AL. 2009), auf der Basis naturräumlicher Einheiten (STACHOW 1995) oder basierend auf administrativen Einheiten wie Gemeindeflächen (PACHAKI 2003; WALZ 2013a). Da davon auszugehen ist, dass die administrativen Grenzen in der Rhön Einfluss auf die Landnutzung und die Landbedeckung haben (persönliche Kommunikation Biosphärenreservat Rhön am 12.07.2016), werden als Bezugseinheiten die Gemeinden und gemeindefreien Gebiete, die ganz oder teilweise im Biosphärenreservat liegen und innerhalb des Biosphärenreservats mindestens eine Fläche von 100 ha umfassen, zugrunde gelegt (Abb. 17). Die Ergebnisse werden für die gemeindebasierten Berechnungen zusätzlich in Karten dargestellt, um eine räumlich explizite Interpretation zu ermöglichen. Dafür werden aus den Datensätzen ein globales Minimum und ein globales Maximum abgeleitet und die Einteilung der Wertebereiche in Klassen wird für alle Karten einheitlich festgelegt, um eine Vergleichbarkeit der Karten sicherzustellen.

Die Landschaftsstrukturindizes werden zudem separat für die verschiedenen Schutzzonen (Entwicklungs-, Pflege- und Kernzone) berechnet, um Unterschiede in der Entwicklung der Landschaftsstruktur zwischen den Zonen untersuchen zu können. Die Ergebnisse haben im Unterschied zu anderen vergleichbaren Untersuchungen (OHNESORGE ET AL. 2013) nur in



sehr geringem Umfang zu weiteren Erkenntnissen geführt und sind im Anhang dargestellt (Anhang 8.7).

### **Modellannahme: Linear Mixed Model**

Zur Modellierung der Beziehungen zwischen den Indexwerten der Landschaftsstrukturberechnungen und der thematischen Auflösung wird ein Linear Mixed Model verwendet. Die Anwendung des Linear Mixed Models ist bei Messwiederholungen (Longitudinaldaten) geboten und zwar gerade dann, wenn die Messergebnisse in anderer Weise korreliert sind (FAHRMEIR ET AL. 2007, S. 253). Anders ausgedrückt, werden von einem Untersuchungsobjekt mehrfach Daten erzeugt, können die Fehlerterme der Beobachtungen voneinander abhängig sein. Durch diese Korrelationen wird eine wichtige Annahme eines einfachen, linearen Modells (z. B. ANOVA, multiple Regression u. a.) verletzt, nämlich die Unabhängigkeit der Fehlerterme (LANDWEHR ET AL. 2008; WEST ET AL. 2007). Mit Linear Mixed Models ist es grundsätzlich möglich, über eine lineare Funktion zwei verschiedene Arten von Effekten zu modellieren (WEST ET AL. 2007): störende, zufällige Effekte (random effects) und die zu untersuchenden Effekte der variierten Größen (fixed effects) (FAHRMEIR ET AL. 2007). Linear Mixed Models bauen zwar grundsätzlich auf dem Modell der Regressionsanalyse auf, berücksichtigen aber gleichzeitig die korrelierten Fehlerstrukturen bei hoher statistischer Effizienz (LANDWEHR ET AL. 2008, S. 176 u. 178). Bezogen auf die hier durchgeführten Untersuchungen bedeutet das, dass die Variabilität zwischen den Gemeinden unbekannt ist bzw. nicht berücksichtigt wird (z. B. unterschiedliche Flächengrößen, Reliefunterschiede, Unterschiede in der Bevölkerungsdichte u. a. m.) und somit als zufällige Effekte (random effects) in das Modell eingeht. Die thematische Auflösung ist die interessierende, abhängige Variable und gilt als festgelegter Effekt (fixed effect) im Linear Mixed Model. Das Untersuchungsdesign ist schematisch in Abbildung 24 dargestellt.

Das Linear Mixed Model ist mit der Software STATA (über xtmixed) berechnet worden. In der Software stehen als Prüfstatistiken für die festgelegten Effekte (fixed effect) der z-Test oder der Wald  $\chi^2$ -Test zur Verfügung. Mit diesen Tests ist es möglich, Aussagen darüber zu treffen, ob signifikante Unterschiede zwischen den Indexwerten der Landschaftsstruktur in Abhängigkeit von der thematischen Auflösung bestehen. Das ist eine wichtige Voraussetzung für die Untersuchungen. Unabhängig von der verwendeten Statistiksoftware wird zur Berechnung von Linear Mixed Models vorausgesetzt, dass die Daten im Long-Format

vorliegen, d. h. für die Untersuchungsobjekte muss jeder Beobachtungszeitpunkt in einer eigenen Zeile erfasst werden (LANDWEHR ET AL. 2008, S. 182).

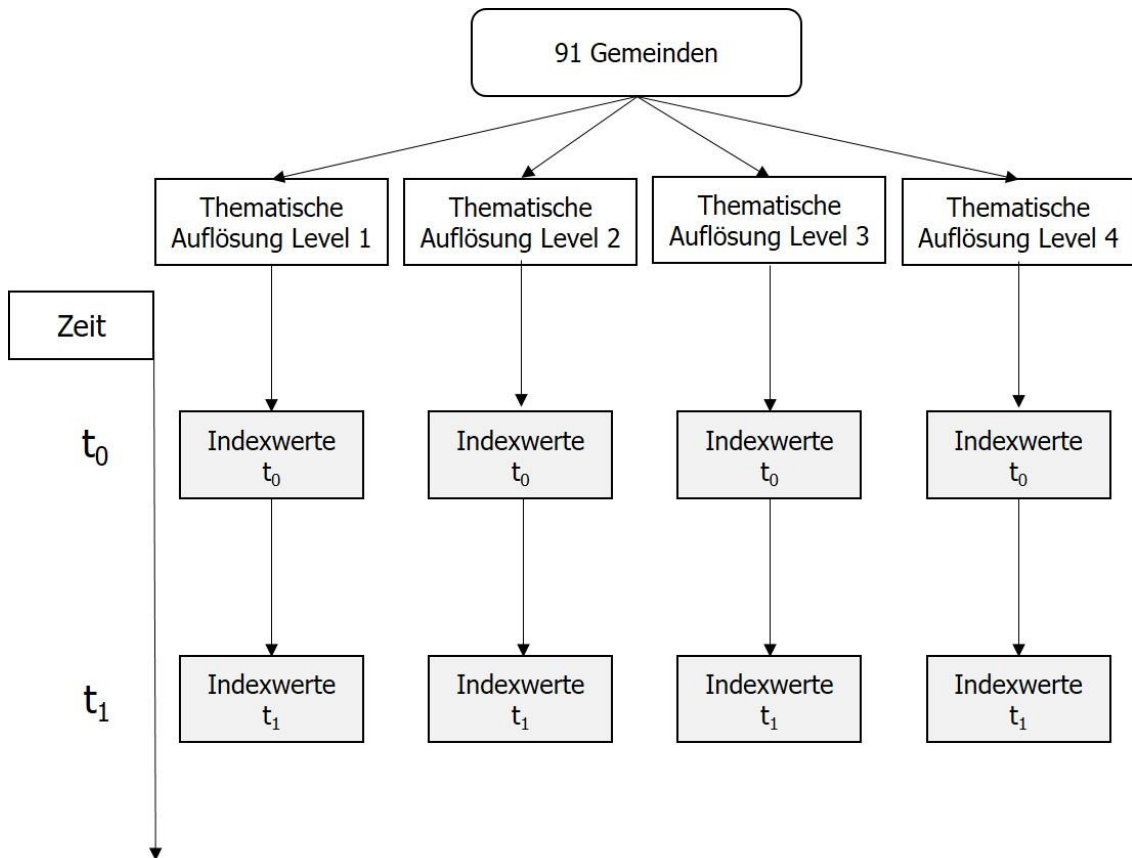


Abbildung 24: Schematischer Untersuchungs Aufbau der Analyse zum Einfluss der thematischen Auflösung (fixed effects) auf die Landschaftsstrukturberechnungen mit Gemeinden (random effects) als räumlichen Bezugseinheiten (eigene Darstellung).

#### 4.2.2.3 Indikatorbasierte Landschaftsanalyse

Die im Rahmen dieser Untersuchung entwickelten Indikatoren sollen die Landschaftsentwicklung im Biosphärenreservat im Hinblick auf die im Rahmenkonzept formulierten Ziele abbilden und erheben damit nicht den Anspruch auf Allgemeingültigkeit. Folglich ist das Kriterium der Übertragbarkeit bei der Entwicklung der Indikatoren nicht relevant. Vergewenwärtigt man sich aber, dass Biosphärenreservate per Definition repräsentative Landschaftsausschnitte sind und als Modellregionen dienen sollen, könnten die hier entwickelten Indikatoren auch für die vom Biosphärenreservat Rhön repräsentierten Landschaften gelten und damit auf andere mitteleuropäische Gebiete mit ähnlichen Rahmenbedingungen angewendet werden. Inwieweit eine Übertragbarkeit einzelner Indikatoren auf andere Schutzgebiete gleichen Typs möglich ist, hängt neben den gebietsspezifischen Charakteristika auch von den jeweils formulierten Einzelzielen ab (KOWATSCH ET AL. 2011).

BASTIAN U. SCHREIBER (1994, S. 56) halten fest, dass in der Landschaftsanalyse „aussagekräftige, auf die jeweilige Größe des Untersuchungsgebietes bzw. der Planungsebene, die konkrete Zielstellung und den spezifischen Landschaftscharakter zugeschnittene Indikatoren Verwendung finden“ sollten. Der Begriff des Indikators kann folglich in Anlehnung an DE VRIES (2001, S. 319) definiert werden, als eine Zahl oder ein Faktum, das genutzt werden kann, um einen Zustand oder eine Entwicklung zu erfassen (vgl. Kapitel 2.3).

Die im Rahmen dieser Untersuchung aufgestellten Indikatoren sind nur für die Überprüfung von flächenexpliziten, landnutzungs- bzw. landbedeckungsbezogenen Zielen entwickelt worden. Weitere Ziele des Biosphärenreservats wie zum Beispiel die Regionalentwicklung, die Förderung des nachhaltigen Tourismus und die Umweltbildung können mit den zugrunde liegenden Daten und Methoden nicht überprüft werden und bleiben deshalb unberücksichtigt. Bei der Entwicklung von Indikatoren-Systemen zur Überprüfung der Zielerreichung von Schutzgebieten sollten die Indikatoren strikt auf die spezifischen Ziele des untersuchten Schutzgebietes ausgerichtet sein. Die Schwierigkeit liegt in der Zielbestimmung, da Ziele häufig nicht konkret formuliert sind, sondern in Form allgemeiner Bestimmungen oder „öffentlichkeitsorientierter Prädikate (z. B. ‚Natur Natur sein lassen‘ oder ‚Land der offenen Fernen‘)“ (KOWATSCH ET AL. 2011, S. 70). Im Fall des Biosphärenreservats Rhön sind die Ziele und Leitbilder, nach denen sich das Schutzgebiet entwickeln soll, im Rahmenplan festgehalten (GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995). KOWATSCH ET AL. (2011) haben darüber hinaus Arbeitsziele definiert, die für alle Biosphärenreservate gleichermaßen gelten und damit nur spezifisch für die Schutzgebietskategorie Biosphärenreservat sind, nicht aber gebietsspezifisch. Die methodischen Schritte zur Erstellung der Indikatoren sind angelehnt an die Ausführungen des „Handbook on constructing composite indicators“ (OECD 2008) und umfassen die folgenden Arbeitsschritte: Definition – Datenbasis – Normalisierung – Gewichtung und Aggregation – Unsicherheitsanalyse – Visualisierung.

#### *Schritt 1: Was soll bewertet werden?*

Im ersten Arbeitsschritt wird anhand der im Rahmenkonzept (GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995) formulierten, flächenwirksamen Leitbilder und Ziele ermittelt und definiert, was bewertet werden soll.

Im Folgenden sind die flächenwirksamen 'Leitbilder' zur Entwicklung des Biosphärenreservats Rhön aufgeführt (GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995, S. 35ff.):

- 1) Leitbild für die Ökosysteme
  - a) Erhalt und Entwicklung natürlicher und naturnaher Ökosysteme
  - b) Erhalt und Entwicklung extensiv genutzter Ökosysteme mit hoher Bedeutung für den Erhalt des genetischen Potenzials
  - c) Erhalt und Verbesserung der Funktion von Ökosystemen im Naturhaushalt
  - d) Verringerung der Belastung des Naturhaushalts
- 2) Leitbild für die Landnutzung
  - a) Aufrechterhaltung bzw. Umstellung auf umweltschonende Nutzungsformen und -intensitäten
  - b) Keine wesentliche Belastung von Boden, Wasser, Luft sowie der Lebensräume von Tieren und Pflanzen
  - c) Erhaltung und Weiterentwicklung herkömmlicher Nutzungsformen zur Pflege der Kulturlandschaft

Nachfolgend sind die fachlichen, flächenwirksamen 'Ziele' des Biosphärenreservats Rhön aufgeführt (GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995, S. VI ff.):

- i. Erhaltung und Pflege extensiv genutzter Grünlandgebiete
- ii. Erhaltung und Pflege strukturierter Heckenlandschaften
- iii. Vermeidung von Aufforstungen auf Grünlandflächen zur Erhaltung der Lebensräume, des Landschaftsbildes und der kulturhistorischen Bedeutung
- iv. Vermeidung größerer Ausdehnung von Waldflächen insbesondere im Bereich der waldfreien Hochlagen, um den Charakter der offenen Kulturlandschaft zu erhalten
- v. Erhaltung naturnaher Laubwälder
- vi. Verringerung der Agrarproduktion durch Extensivierung
- vii. Landschaftsschonender und landschaftsangepasster Flächenverbrauch für Siedlung und Verkehr

Das Zielkonzept für das Landschaftsbild und die kulturhistorische Bedeutung basiert auf dem Bundesnaturschutzgesetz (in der Fassung zum Zeitpunkt der Veröffentlichung des Rahmenkonzeptes 1995), in dem es in § 1 heißt, dass „Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft als Lebensgrundlage des Menschen und als Voraussetzung für seine

Erholung“ zu schützen sind. Und § 2 besagt: „Historische Kulturlandschaften und -landschaftsteile von besonders charakteristischer Eigenart sind zu erhalten“.

#### *Schritt 2: Datenbasis*

Anhand der Ergebnisse aus Schritt 1 wird festgelegt, welche Informationen aus den vorliegenden Daten benötigt werden. Dafür werden die Indikatoren zunächst auf Basis der thematisch hochaufgelösten Biotoptypen- und Nutzungskartierungen, die für die Jahre 1993 und 2006 vorliegen, entwickelt. Einzelindikatoren werden je nach benötigter Differenzierung aus den unterschiedlichen Klassifizierungsebenen abgeleitet und mit weiteren Informationen wie der Hangneigung verschnitten.

#### *Schritt 3: Normalisierung*

Die Einzelindikatoren werden vor der Zusammenfassung zu zusammengesetzten Indikatoren mit der Min-Max Methode auf einen einheitlichen Wertebereich von 0 bis 1 normalisiert. Dabei wird vor der Re-skalierung der jeweilige Höchstwert für alle Bezugseinheiten und Zeitpunkte mit dem Faktor 1,5 multipliziert und als zusätzlicher Wert eingefügt, um auch zukünftig höhere Maximalwerte in Analysen mit mehreren Zeitschritten berücksichtigen zu können. Der Minimalwert wird auf 0 gesetzt. Das Verfahren orientiert sich an der Vorgehensweise, die in EVERS (2010, S. 5) beschrieben ist. Bei den Indikatoren, bei denen der prozentuale Anteil einer Landnutzungs-/Landbedeckungsklasse berechnet wird, entfällt das o. g. Verfahren.

#### *Schritt 4: Gewichtung und Aggregation*

Die zusammengesetzten Indikatoren basieren generell auf Gleichgewichtung, das heißt alle Einzelindikatoren haben das gleiche Gewicht. Für die Aggregation der Einzelindikatoren wird ein additiver Indikator gebildet, da davon ausgegangen wird, dass die Einzelindikatoren jeweils unabhängig auf den theoretischen Sachverhalt wirken. Dabei ist darauf zu achten, dass die Einzelindikatoren die gleiche Polung aufweisen.

#### *Schritt 5: Unsicherheitsanalyse*

Die Unsicherheitsanalyse umfasst die Berechnungen von zusammengesetzten Indikatoren mit unterschiedlichen Kombinationen von Einzelindikatoren oder dem Weglassen einzelner Indikatoren sowie der Anwendung unterschiedlicher Gewichtungen.

*Schritt 8: Visualisierung*

Zur Erstellung, Normalisierung und Visualisierung von Indikatoren sind abgrenzbare Einheiten als räumlicher Bezug notwendig (WALZ 2013a). Eine Erklärung, warum Gemeinden als administrative Einheiten in dieser Arbeit als räumliche Bezugseinheiten dienen, ist bereits in Kapitel 4.2.2.2 gegeben worden. Neben dem Einfluss der administrativen Grenzen auf die spezifische Ausprägung der Landnutzung und der Landbedeckung ist die Verwendung von administrativen Einheiten auch dahingehend sinnvoll, dass die Ergebnisse sowohl in der Landschaftsplanung als auch für die Kommunikation der Biosphärenreservatsverwaltungen mit den Gemeinden nutzbar sind. Ein weiterer Vorteil besteht darin, dass in zukünftigen Studien eine Verknüpfung mit Einflussfaktoren, wie zum Beispiel der Bevölkerungsentwicklung, die in der Regel differenziert nach administrativen Einheiten vorliegen, möglich ist. Die Visualisierung der Ergebnisse erfolgt in Form kartographischer Darstellungen durch eine Verknüpfung der Bezugseinheiten mit den berechneten Werten der Indikatoren.

Bevor die einzelnen Indikatoren erläutert werden, wird zunächst noch auf einen methodischen Aspekt hingewiesen. Um die Berechnung der Indikatoren für 91 Gemeindegebiete und zwei Zeitschritte automatisiert durchzuführen, ist der ModelBuilder von ESRI ArcGIS genutzt worden. Der ModelBuilder dient der individuellen Erstellung von Arbeitsabläufen in der Geoverarbeitung. Dazu werden Werkzeuge und Prozesse der Geoverarbeitung miteinander verknüpft, indem Zwischenergebnisse als Eingabe für einen anderen Prozess bzw. ein weiteres Geoverarbeitungswerkzeug genutzt werden. Das ermöglicht die Automatisierung von Analyseprozessen. Die Modelle können dann als neues Geoverarbeitungswerkzeug gespeichert und verwendet werden. Abbildung 25 zeigt den Aufbau des relativ einfachen Modells zur Berechnung der Nutzungsintensität, die im Nachfolgenden beschrieben ist.

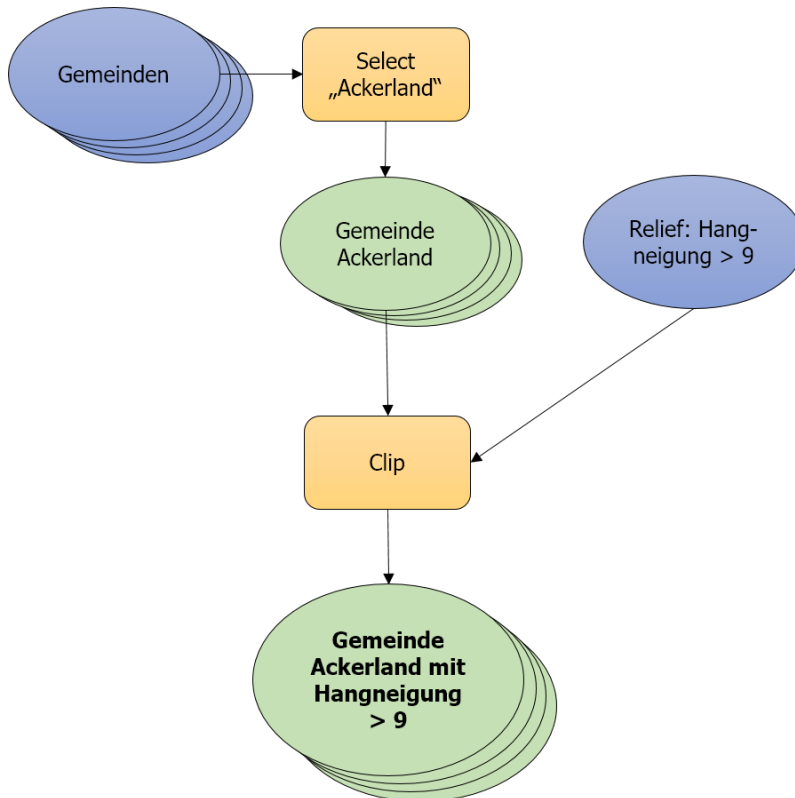


Abbildung 25: Modell zur Berechnung der Nutzungsintensität im ModelBuilder von ESRI ArcGIS. Die Gemeinden werden als Feature in das Modell eingegeben. Es folgt die Auswahl des Attributs Ackerland, so dass die Ackerflächen pro Gemeinde ausgewählt werden. Diese werden mit der Hangneigung dahingehend verschnitten, dass nur Ackerflächen mit einer Hangneigung > 9 % mit dem Clip-Werkzeug ausgeschnitten werden. Die Attributtabellen der Ergebnis-Features werden anschließend noch in einem Stapelverfahren (Batch-Verfahren) in Excel-Tabellen konvertiert. Hier können mit Hilfe von sogenannten Makros ebenfalls Berechnungs- und Sortierungsprozesse automatisiert werden.

### Beschreibung der Indikatoren

- Indikator Nutzungsintensität (NI)

Der Indikator Nutzungsintensität zeigt die Gefährdung der Ressource Boden im Untersuchungsgebiet an. Auch wenn Schäden und Verluste an Böden häufig nur kleine Flächen betreffen, ist der Prozess in der Regel nicht umkehrbar. Für besonders anfällige Standorte wie Talflanken und Hangbereiche werden in Modellberechnungen Bodenabträge von über fünf Tonnen pro Hektar ermittelt, die damit deutlich über der natürlichen Boden-neubildungsrate liegen (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT ET AL. 2008, S. 23). Insbesondere die Nutzung von Hanglagen als Ackerflächen erhöht die Erosionsgefahr und verstärkt den Oberflächenabfluss auch für die anschließenden Hangpartien (MÜLLER 2005). Da auch der Anteil der bebauten Fläche berücksichtigt wird, kann darüber hinaus eine Aussage zu dem Ziel des landschaftsschonenden bzw. landschaftsangepassten Flächenverbrauchs für Siedlungen gemacht werden. Eine Zunahme

der bebauten Fläche im Umland ist aufgrund schrumpfender Bevölkerungszahlen und der Leerstände in den Ortszentren in den meisten Fällen nicht zielkonform. Der Indikator Nutzungsintensität ist von der Definition der Nutzungsintensität aus der Ökologischen Flächenstichprobe abgeleitet (DIERBEN U. HOFFMANN-MÜLLER 2004, S. 291ff.). Dort wird die Nutzungsintensität als übergeordneter Sachverhalt verstanden, der sich aus Natürlichkeitsgrad/Hemerobie, Versiegelungsgrad, Erosionsgefährdung/Verarmung von Ackerböden und Landschaftszerschneidung zusammensetzt. Folgende Einzelindikatoren werden für die genannten Sachverhalte bei DIERBEN U. HOFFMANN-MÜLLER (2004) aufgestellt: für den Natürlichkeitsgrad (Hemerobie): Flächenanteile natürlicher und naturnaher Biotoptypen in %, für den Versiegelungsgrad: Anteil versiegelter Fläche in %, für die Erosionsgefährdung: Flächenanteil von Acker, Weinbau und Intensivgehölzen mit Hangneigung > 9 %, für die Zerschneidung von Lebensräumen: Gesamtlänge aller Verkehrswege (breiter 5 m) außerhalb von Siedlungen in m/km<sup>2</sup>.

Für die Bestimmung der Nutzungsintensität im Biosphärenreservat Rhön wird der Faktor Versiegelungsgrad mit der Einschränkung übernommen, dass anstelle des Anteils versiegelter Flächen der Anteil bebauter Flächen an der Gesamtfläche erfasst wird. Die bebaute Fläche umfasst auch unversiegelte Bereiche, da die Siedlungsflächen insgesamt berücksichtigt werden. Somit fallen zum Beispiel auch Sportplätze, Friedhöfe und Gärten, die innerhalb von Siedlungen liegen, in die Kategorie der bebauten Fläche, obwohl diese nicht (vollständig) versiegelt sind. Der Faktor Erosionsgefährdung bzw. Verarmung von Ackerböden ist dahingehend modifiziert, dass alle Ackerlandflächen auf Standorten mit einer Hangneigung > 9 %, ausgenommen der Flächen mit Intensivgehölzen, berücksichtigt werden. Der Natürlichkeitsgrad bzw. die Hemerobie werden nicht berücksichtigt, da es ansonsten zu Überschneidungen mit den andern zusammengesetzten Indikatoren kommen würde. Die Verkehrsflächen bzw. -wege sind ab einer Mindestgröße bei einer flächigen Ausbildung von einem Hektar in der Kategorie der bebauten Flächen enthalten.

Damit ist die Nutzungsintensität definiert als  $NI_t = (NI1_t * \frac{1}{2}) + (NI2_t * \frac{1}{2})$  mit

NI<sub>t</sub>: Nutzungsintensität zum Zeitpunkt t

NI1<sub>t</sub>: Anteil bebauter Fläche an Gesamtfläche zum Zeitpunkt t

NI2<sub>t</sub>: Anteil Ackerland auf erosionsgefährdeter Fläche an Gesamtfläche zum Zeitpunkt t



○ *Indikator Landesweit stark gefährdete Biotope (sgBio)*

Nach MERTZ (2000) sind die folgenden Biotope in Deutschland landesweit stark gefährdet: Niedermoore, Hochmoore, Übergangsmoore, Kleinseggenried, Sümpfe, Feucht- und Nasswiesen, Borstgrasrasen, Zwergstrauch- und Wachholderheide, Magerrasen und Trockenrasen. Bezogen auf die Rhön wird für den Indikator *Landesweit stark gefährdete Biotope* zur Berechnung der Anteil der Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen (1) Moore, Sümpfe, (2) Zwergstrauch- und Wachholderheide und (3) Extensivgrünland an der Gesamtfläche zugrunde gelegt.

Der Indikator ist definiert als  $sgBio_t = (sgBio1_t * \frac{1}{3}) + (sgBio2_t * \frac{1}{3}) + (sgBio3_t * \frac{1}{3})$  mit

sgBio<sub>t</sub>: Landesweit stark gefährdete Biotope zum Zeitpunkt t

sgBio1<sub>t</sub>: Anteil Moore, Sümpfe an Gesamtfläche zum Zeitpunkt t

sgBio2<sub>t</sub>: Anteil Zwergstrauch- u. Wachholderheide an Gesamtfläche zum Zeitpunkt t

sgBio3<sub>t</sub>: Anteil Extensivgrünland an Gesamtfläche zum Zeitpunkt t

○ *Indikator Grünlanderhalt (GE)*

Da der Erhalt von Grünlandflächen und damit sowohl die Offenhaltung der charakteristischen Landschaft als auch eine Extensivierung der Landwirtschaft eines der prioritären Ziele des Biosphärenreservats ist, wird der Anteil der gesamten Grünlandfläche an der jeweiligen Gemeindefläche berechnet und dargestellt.

Der Indikator Grünlanderhalt ist definiert als  $GE_t = GL_t * 100 / GF$  mit

GE<sub>t</sub>: Grünlandanteil an der Gesamtfläche zum Zeitpunkt t

GL<sub>t</sub>: Grünland in ha zum Zeitpunkt t

GF: Gesamtfläche der Bezugseinheit

○ *Indikator Landschaftsstrukturvielfalt durch Kleinstrukturen (LSV)*

Ein ebenfalls vorrangiges Ziel ist die Erhaltung von Kleinstrukturen, um wertvolle Habitats zu schützen und das charakteristische Landschaftsbild zu erhalten.

Bei der Berechnung der *Landschaftsstrukturvielfalt durch Kleinstrukturen* werden neben den Flächeninformationen (Polygone) auch Linien- und Punktinformationen verwendet. Dabei handelt es sich um folgende Landschaftselemente: Feldhecken und -gehölze, Alleen, Baumreihen und -gruppen, Gebüsch- und Strauchgruppen sowie Nutzungsrelikte (Lesesteinhaufen, Steinriegel und Mauern). Streuobstflächen, als für die strukturelle Vielfalt der Landschaft relevante Klasse, werden nur bei den Linien- und Punktinformationen in die

Berechnung einbezogen. Flächenhaft erfasste Streuobstbestände stellen aufgrund ihrer Größe keine *Kleinstrukturen* im eigentlichen Sinne mehr da und sind darüber hinaus in die Grünlandflächen des Indikators Grünlanderhalt integriert. Durch die oben bereits beschriebene Methode der Re-skalierung und Normalisierung können die unterschiedlichen Einzelindikatoren zu einem gleichgewichteten, additiven Indikator zusammengeführt werden.

Der Indikator ist somit definiert als  $LSV_t = (LEF_t * \frac{1}{3}) + (LEL_t * \frac{1}{3}) + (LEP_t * \frac{1}{3})$

LSV: Landschaftsstrukturvielfalt durch Kleinstrukturen zum Zeitpunkt t

LEF: Anteil der als Fläche erfassten Landschaftselemente pro Gemeinde zum Zeitpunkt t

LEL: Summe der als Linie erfassten Landschaftselemente pro Gemeinde zum Zeitpunkt t

LEP: Anzahl der als Punkt erfassten Landschaftselemente pro Gemeinde zum Zeitpunkt t

Da davon auszugehen ist, dass die Landschaftselemente keine zerschneidende, sondern eine verbindende Wirkung haben (Trittsteinbiotope u. ä., DROBNIK ET AL. 2013), ist der Indikator dahingehend zu interpretieren, dass eine Abnahme der Kleinstrukturen konträr zur Zielerreichung wäre.

Basierend auf der Berechnung der Indikatoren für den jeweiligen Zeitschritt werden die Veränderungen (Wert 2006 minus Wert 1993) berechnet. Die Landschaftsveränderungen werden ebenso wie die Indikatorwerte für die jeweiligen Zeitschritte mit der räumlichen Lageinformation verschnitten und in Karten dargestellt. Darüber hinaus wird eine Korrelationsanalyse angewendet, um die korrelativen Zusammenhänge zwischen den Indikatoren zu überprüfen.

Folgt man dem DPSIR-Modell, sind die Indikatoren sgBIO, GE und LSV Zustandsindikatoren und der Indikator NI kann als Belastungsindikator interpretiert werden (Kapitel 2.3, Abb. 5). Das bedeutet auch, dass die Zustandsindikatoren durch regelmäßige *updates* eine Trendanalyse ermöglichen (vgl. Anforderungen an Indikatoren nach SCHUPP 2005).

#### ***4.2.2.4 Prozessbasierte Landschaftsanalyse***

##### **Auswahl der Gemeinden**

Die Auswahl der drei Gemeinden als Fallbeispiele basiert auf administrativen und geographischen Kriterien, die dazu dienen sollen, dass die drei Gemeinden die Gesamtheit des Biosphärenreservats möglichst gut abbilden. Mit den drei Gemeinden sind die drei beteiligten Bundesländer Hessen (Ehrenberg), Thüringen (Geisa) und Bayern (Bischofsheim)

repräsentiert sowie zwei dominante Naturräume: Vorder- und Kuppenrhön (Geisa) und die Hohe Rhön (Ehrenberg, Bischofsheim). Hinsichtlich der Landnutzung weisen Bischofsheim und Geisa im Jahr 1993 kurz nach der Ausweisung als Biosphärenreservat ähnlich hohe Grünlandanteile (ca. 30 %) auf wie das gesamte Gebiet des Biosphärenreservats. Ehrenberg liegt mit fast 60 % Grünlandanteil deutlich darüber. Der Anteil der Ackerflächen ist zu diesem Zeitpunkt in Ehrenberg sehr gering (< 3 %), in Bischofsheim vergleichsweise gering (< 10 %) und in Geisa am höchsten (knapp 30 %). Das spiegelt sich auch in den Anteilen an den verschiedenen Zonen des Biosphärenreservats wider: Geisa liegt fast ausschließlich in der Entwicklungszone (ca. 90 % Flächenanteil). Dahingegen sind in der Gemeinde Ehrenberg nur ca. 25 % als Entwicklungszone ausgewiesen, die verbleibende Fläche verteilt sich mit über 65 % auf die Pflegezone und fast 8 % auf die Kernzone. Bischofsheim nimmt mit einem Entwicklungszonenanteil von ca. 60 %, einem Pflegezonenanteil von fast 40 % und einem Kernzonenanteil von gut 2 % eine Zwischenstellung ein.

### **Veränderungen der Landnutzung und Landbedeckung in den Gemeinden**

Die Veränderungen der Landnutzung und Landbedeckung zwischen den drei Zeitschritten für die drei ausgewählten Gemeinden wird zunächst mit Hilfe von Kreuztabellen (Kapitel 4.2.2.1) untersucht, indem immer zwei Zeitschritte (1993 – 2006, 2006 – 2016 und 1993 – 2016) miteinander verglichen werden. Daraus lassen sich Zunahme, Abnahme und Persistenz von Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen berechnen sowie die Richtung der Veränderung ableiten (zum Beispiel Waldflächen verändern sich zu Landwirtschaftsflächen oder Landwirtschaftsflächen verändern sich zu Siedlungsflächen).

Folgende Fragen können beantwortet werden: (1) Wie hoch ist der Anteil der Untersuchungsfläche, der von der jeweiligen Landnutzungs- und Landbedeckungsklasse eingenommen wird? Wie groß ist der persistente Anteil der einzelnen Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen in den Gemeinden? Welche Veränderungen der Landnutzung und Landbedeckungen sind flächenmäßig am bedeutsamsten?

### **Prozessbasierter Monitoringansatz**

Basierend auf diesen Analysen werden im Abgleich mit den Leitbildern und Zielen des Biosphärenreservats (Kapitel 4.2.2.3, GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995) Schlüsselprozesse der Landschaftsveränderung formuliert (Tab. 17). Die Prozesse der Intensivierung und Extensivierung basieren darüber hinaus auch auf zentralen Veröffentlichungen im Bereich

der Landschaftsveränderungsanalyse (z. B. FERANEC ET AL. 2010; OHNESORGE ET AL. 2013). Die anderen Prozesse sind spezifisch für das Untersuchungsgebiet. Drei der fünf entwickelten Schlüsselprozesse zeigen einen Übergang von einer Landnutzungs- und Landbedeckungsklasse in eine andere bzw. die Persistenz einer Landnutzungs- und Landbedeckungsklasse zwischen (1) 1993 und 2006, (2) 2006 und 2016 und (3) 1993 und 2016. Diese drei Prozesse sind wie folgt definiert:

$$(1) \text{ Intensivierung } I_t = \frac{(G \rightarrow AL)_t * 100}{A_i}$$

Der Prozess der Intensivierung ist definiert als Veränderung von Grünlandflächen (G) zu Ackerland (AL) innerhalb einer bestimmten Zeitspanne (t) ausgedrückt als prozentualer Anteil an der Gesamtfläche (A) der Untersuchungseinheit (i).

$$(2) \text{ Extensivierung } E_t = \frac{(AL \rightarrow G)_t * 100}{A_i}$$

Der Prozess der Extensivierung ist definiert als Veränderung von Ackerlandflächen (AL) zu Grünland innerhalb einer bestimmten Zeitspanne (t) ausgedrückt als prozentualer Anteil an der Gesamtfläche (A) der Untersuchungseinheit (i).

$$(3) \text{ Grünlanderhalt } GE_t = \frac{G_t * 100}{Ag_{ti}}$$

Der Prozess der Grünlanderhaltung ist definiert als unveränderte Grünlandflächen innerhalb einer bestimmten Zeitspanne (t) ausgedrückt als prozentualer Anteil an der gesamten Grünlandfläche (Ag) der Untersuchungseinheit (i) im Referenzjahr (t). (Abweichend wird hier nicht die Gesamtfläche der Untersuchungseinheit A, sondern nur die Grünlandfläche der Untersuchungseinheit Ag als Referenzfläche verwendet.)

Die beiden weiteren Schlüsselprozesse basieren auf der Kalkulation von Landschaftsstrukturindizes, die mit der Software Patch Analyst 5 (eingebunden in ArcGIS) berechnet werden (REMPEL ET AL. 2012). In Übereinstimmung mit den Managementzielen und persönlicher Kommunikation mit den Mitarbeitern der Biosphärenreservatsverwaltung sind der Erhalt der Landschaftsvielfalt und die Unzerschnittenheit der Landschaft von besonderer Bedeutung im Hinblick auf den Schutz von Ökosystemfunktionen und -leistungen. Als relatives Maß für die strukturelle Vielfalt der Landschaft wird der Shannon Gleichverteilungsindex (SEI) berechnet (CORONA ET AL. 2011), wodurch der Prozess der (Landschafts-)Diversifizierung ausgedrückt wird. Indexwerte, die sich 1 annähern, zeigen eine hohe strukturelle Vielfalt der Landschaft an. Bei einem Indexwert von Null hingegen

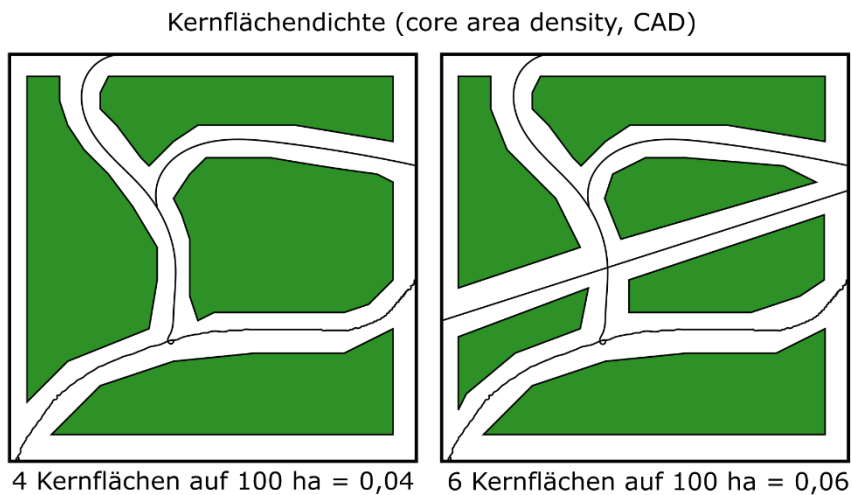
wird die gesamte Landschaft nur durch ein Landnutzungs-/Landbedeckungs-Polygon beschrieben. Der Index ist dimensionslos und kann Werte zwischen 0 und 1 annehmen (LANG U. BLASCHKE 2007; REMPEL ET AL. 2012). Da der Index bei unterschiedlichen thematischen Auflösungen (vgl. Kapitel 5.3.1.2) robuster ist und leichter zu interpretieren als der Shannon Diversitätsindex, wird er diesem vorgezogen. FINOTTO (2011) geht sogar so weit, dass der Shannon Gleichverteilungsindex derzeit das am besten geeignete Instrument zur Feststellung der Vielfalt eines Landschaftsausschnittes ist.

Fragmentierung oder Zerschneidung von Landschaftsausschnitten ist ein ähnlich intuitives Konzept wie die Landschaftsvielfalt und beschreibt die Zerteilung einer Einheit in eine bestimmte Anzahl kleinerer Einheiten. Häufig wird mit Fragmentierung eine Teilung natürlicher bzw. naturnaher Ökosysteme aufgrund anthropogener Einflüsse verstanden, wie z. B. die Entwicklung von Landwirtschaft oder Siedlungsflächen in Gebieten, die zuvor Wald oder Grünland waren (ROUTLEDGE 2003). Demnach führt eine Fragmentierung zu (1) einer Zunahme der Patchanzahl, (2) zu einer Abnahme der durchschnittlichen Patchgröße und (3) zu einer Zunahme der Randlinien.

Da diese Indizes aber auch häufig zur Feststellung der Landschaftsdiversität herangezogen werden, wird als Maß für die Fragmentierung der Landschaft der Kernflächendichteindex (core area density, CAD) berechnet. Dazu werden Kernflächen für die Klasse Wald und eine zusammengesetzte Klasse bestehend aus Grünland und Vegetationsflächen (sonstige Vegetation, Landschaftselemente) berechnet. Letzteres basiert auf der Annahme, dass Vegetationselemente im Grünland keine zerschneidende Wirkung haben. Im Gegenzug wird aber allen anderen Klassen eine zerschneidende Wirkung zugewiesen, womit sich zumindest ansatzweise der Theorie angenähert wird, dass die Fragmentierung als ein Prozess anzusehen ist, der nicht ausschließlich über anthropogene (im Gegensatz zu natürlichen) Ursachen zu definieren ist. Damit liegt der Auseinandersetzung ein konzeptionelles Verständnis von Fragmentierung zugrunde, das die Annahme, anthropogene Einflüsse wären immer und einzig und allein gefährdend, ablehnt (TAYLOR 2002). Einerseits können für bestimmte Arten zum Beispiel auch (natürliche, naturnahe) Wasserflächen eine nicht überwindbare Barrierewirkung haben und andererseits sind viele Kulturlandschaftselemente, die erst durch anthropogene Nutzung entstanden sind, wichtige Biotope, die eine Art Wanderungskorridorfunktion erfüllen können (DROBNIK ET AL. 2013).

Die Kernflächen des Index sind über eine 50 m Distanz von den anderen Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen definiert. Die Distanz ist abgeleitet aus der Literatur, in der

Angaben zwischen wenigen Metern und mehreren Hundertmetern als Pufferdistanzen zu finden sind (BUNYAN ET AL. 2012; COFFIN 2007; FORMAN U. ALEXANDER 1998; FORMAN 2000; LANGANKE ET AL. 2005; LANGANKE ET AL. 2007; LAURANCE ET AL. 2002). Da in diesem Kontext keine spezifische Art bzw. Population untersucht wird, muss vor allem der Untersuchungsmaßstab berücksichtigt werden. Beispielsweise wenden LANGANKE ET AL. (2007) in einer Detailuntersuchung eines Hochmoores eine Pufferdistanz von 5 m an, verweisen aber auf MCGARIGAL ET AL. (2001), die einen 50 m Kernflächen-Puffer für Waldflächen anwenden und COPPEDGE ET AL. (2001), die einen 100 m Puffer für Grünlandflächen anwenden. Nach mehreren Tests mit unterschiedlichen Distanzen wird der Wert aufgrund der Kleinräumigkeit der Landschaft mit 50 m im unteren Bereich festgelegt. Die Kernflächendichte ergibt sich schließlich aus der relativen Anzahl von einzelnen Kernflächen im Verhältnis zur Gesamtfläche der Untersuchungsgebietseinheit. Nimmt die Kernflächendichte zu, ist von einer zunehmenden Fragmentierung auszugehen (Abb. 26).



*Abbildung 26: Darstellung des Landschaftsstrukturindex »core area density« (CAD). Voraussetzung für die Berechnung des Index ist die Erstellung von Kernflächen (core areas) mittels einer definierten Pufferdistanz zu anderen Landschaftsobjekten (eigene Darstellung).*

Diese beiden Prozesse sind entsprechend wie folgt definiert:

(4) Prozess der Diversifizierung

$$D_t = \frac{SEI_1 - SEI_0}{SEI_0} * 100$$

Der Prozess der Diversifizierung (D) ist definiert als prozentuale Veränderung zwischen den Indexwerten innerhalb einer bestimmten Zeitspanne (t) in Bezug zu dem Wert des Referenzjahres. Der Shannon Gleichverteilungsindex (SEI) wird für jede Untersuchungsgebietseinheit auf Landschaftsebene berechnet.

(5) Prozess der Fragmentierung

$$F_{Wt} = \frac{CAD_1 - CAD_0}{CAD_0} * 100 \quad F_{Gt} = \frac{CAD_1 - CAD_0}{CAD_0} * 100$$

Der Prozess der Fragmentierung (F) wird auf Basis der Kernflächendichte (CAD) für Waldflächen ( $F_{Wt}$ ) und für Grünlandflächen inklusive Vegetationselementen ( $F_{Gt}$ ) getrennt berechnet und ist definiert als prozentuale Veränderung zwischen den Indexwerten innerhalb einer bestimmten Zeitspanne (t) in Bezug zu dem Wert des Referenzjahres.

Folgt man auch hier dem DPSIR-Modell, sind die Landschaftsstrukturindizes SEI und CAD sowie der Prozess des Grünlanderhalts Zustandsindikatoren und die Prozesse der Intensivierung und Extensivierung können als Belastungsindikatoren interpretiert werden (Kapitel 2.3, Abb. 5).

Tabelle 17: Zuordnung der Schlüsselprozesse zu den Leitbildern und Zielen des Biosphärenreservats. Kursiv sind Prozesse dargestellt, die der Zielerreichung entgegen wirken.

<b>Leitbilder und Ziele des Biosphärenreservats</b>		<b>Schlüsselprozesse</b>
<b>Leitbilder zur Entwicklung der Ökosysteme</b>		
a)	Erhalt und Entwicklung natürlicher und naturnaher Ökosysteme	Grünlanderhalt, Diversifizierung, <i>Fragmentierung</i>
b)	Erhalt und Entwicklung extensiv genutzter Ökosysteme mit hoher Bedeutung für den Erhalt des genetischen Potenzials	Extensivierung, <i>Intensivierung</i>
c)	Erhalt und Verbesserung der Funktion von Ökosystemen im Naturhaushalt	Grünlanderhalt, Diversifizierung, <i>Fragmentierung</i>
d)	Verringerung der Belastung des Naturhaushalts	<i>Fragmentierung</i>
<b>Leitbilder zur Entwicklung der Nutzungsformen</b>		
a)	Aufrechterhaltung bzw. Umstellung auf umweltschonende Nutzungsformen und -intensitäten	Extensivierung, <i>Intensivierung</i>
b)	Keine wesentliche Belastung von Boden, Wasser und Luft sowie der Lebensräume von Tieren und Pflanzen	---
c)	Erhaltung und Weiterentwicklung herkömmlicher Nutzungsformen zur Pflege der Kulturlandschaft	Grünlanderhalt, Extensivierung, <i>Intensivierung</i>
<b>Flächenwirksame Managementziele</b>		
i.	Erhaltung und Pflege extensiv genutzter Grünlandgebiete	Grünlanderhalt, Extensivierung, <i>Intensivierung</i>
ii.	Erhaltung und Pflege strukturierter Heckenlandschaften	Diversifizierung
iii.	Vermeidung von Aufforstungen auf Grünlandflächen zur Erhaltung der Lebensräume, des Landschaftsbildes und der kulturhistorischen Bedeutung	Grünlanderhalt
iv.	Vermeidung größerer Ausdehnung von Waldflächen insbesondere im Bereich der waldfreien Hochlagen, um den Charakter der offenen Kulturlandschaft zu erhalten	Grünlanderhalt
v.	Erhaltung naturnaher Laubwälder	---
vi.	Verringerung der Agrarproduktion durch Extensivierung	Extensivierung, <i>Intensivierung</i>
vii.	Landschaftsschonender und landschaftsangepasster Flächenverbrauch für Siedlung und Verkehr	<i>Fragmentierung</i>



### **4.3 Ergebnisse und Diskussion**

Das Kapitel stellt die Ergebnisse der empirischen Untersuchungen vor und diskutiert diese vor dem Hintergrund des aktuellen Forschungsstands sowie vergangener und gegenwärtiger Entwicklungen.

#### **4.3.1 Landschaftsveränderungen im Biosphärenreservat Rhön**

Einleitend werden die Ergebnisse der allgemeinen Landnutzungs- und Landbedeckungsveränderungen vorgestellt, interpretiert und mit bisherigen Untersuchungen zu Landschaftsveränderungen im Biosphärenreservat abgeglichen.

##### *4.3.1.1 Ergebnisse der Veränderungsanalysen*

Da eine Darstellung der thematisch sehr hoch aufgelösten Daten für das gesamte Biosphärenreservat unübersichtlich und damit nicht zielführend ist, zeigen die Karten in Abbildung 27 die Landnutzung und Landbedeckung sowie die Veränderung der Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen auf Basis der zusammengefassten Klassen (Level 2). Dabei zeigt die mittlere Karte nur die Flächen, deren Klassenzugehörigkeit sich zwischen den beiden Zeitpunkten verändert hat mit den Klassen der Landnutzung oder -bedeckung des aktuelleren Zeitschritts. In den Detailausschnitten, die im thüringischen, nordöstlichen Bereich des Biosphärenreservats liegen, ist mittig eine größere Fläche erkennbar, die 1993 überwiegend als Ackerland und 2006 als Intensivgrünland genutzt wird (a). Ewas weiter nordöstlich davon hat eine Umwandlung von Extensiv- in Intensivgrünland stattgefunden (b). In der Summe ist somit eine Zunahme des Intensivgrünlands festzustellen. Westlich davon hat sich auf einer Aufforstungs- bzw. Pionierwaldfläche (1993) ein (reiner) Nadelwald (2006) etabliert (c), so dass hier von gezielten Aufforstungsmaßnahmen auszugehen ist. Verstreut über den Bereich des Detailkartenausschnitts sind neue (nicht geschlossene) Wohnflächen und Flächen gemischter Nutzung entstanden.

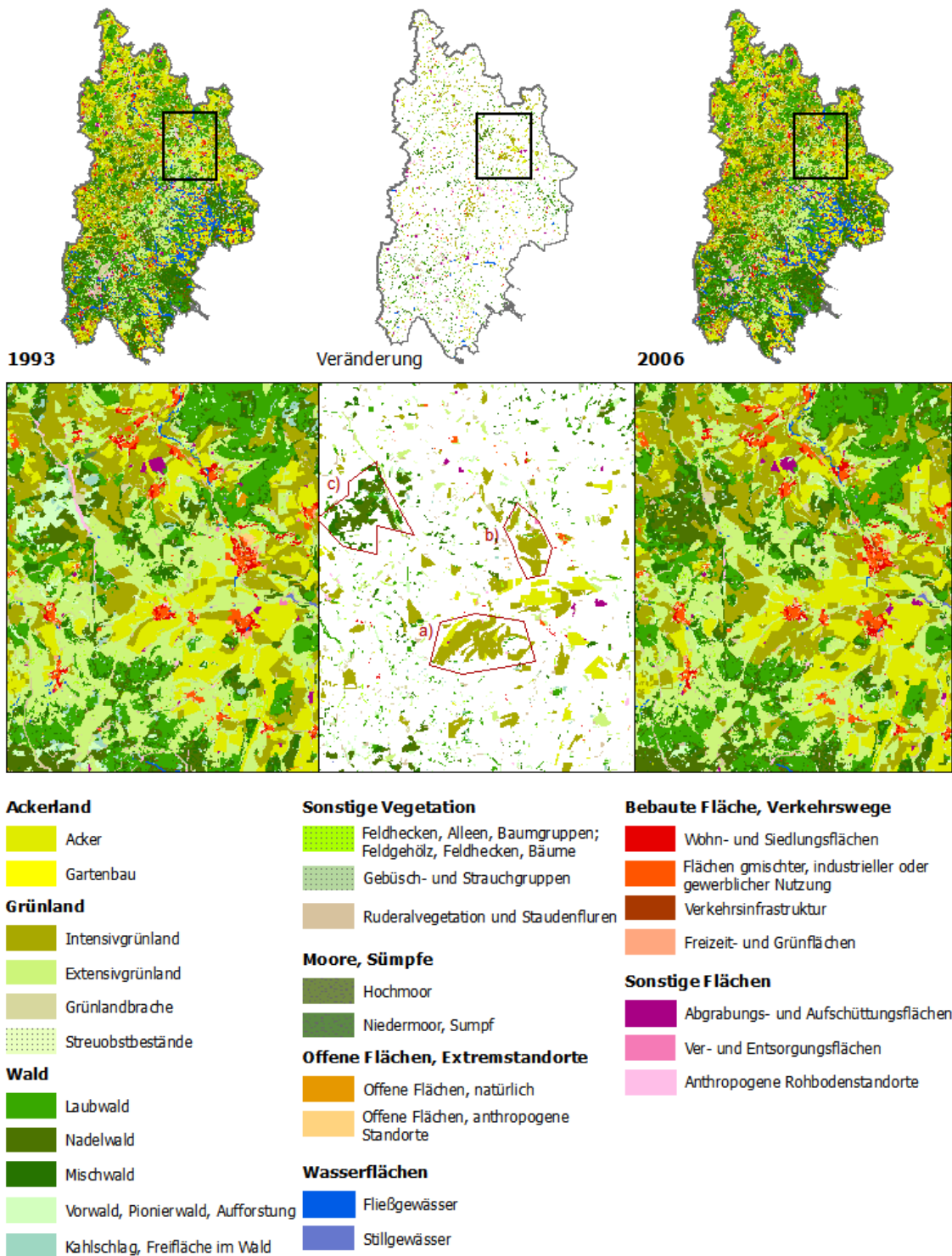


Abbildung 27: Landnutzung und Landbedeckung im Biosphärenreservat Rhön differenziert in 27 Klassen für die Jahre 1993 und 2006. In der mittleren Karte sind nur Flächen dargestellt, auf denen sich ein Wechsel der Landnutzungs-/Landbedeckungskategorie vollzogen hat; die Farben zeigen die Klassenzugehörigkeit 2006. Die Gebiete a, b und c in der Detailkarte sind im Text erläutert (Datenbasis: Biotop- und Nutzungstypenkartierung 1993 und 2006, Darstellung auf der Grundlage von Daten und mit Erlaubnis der Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Jena).

Betrachtet man die Tabelle 18 für die geringste thematische Auflösung, fällt auf, dass die prozentualen Flächenverluste für Ackerland mit ca. 2,4 % und Grünland mit ca. 1,6 % die höchsten sind, dass aber andererseits die Flächenzunahme von Grünland mit fast 2,6 % die Abnahme übersteigt. Flächenzugewinne und -verluste bewegen sich gemessen an der Gesamtfläche für alle anderen Klassen unter 1 %, was nochmals die hohe Persistenz der übergeordneten Landnutzungs- und Landbedeckungskategorien verdeutlicht.

Tabelle 18: Kreuztabelle der prozentualen Veränderungen zwischen 1993 und 2006 für die Klassifizierung der Landnutzung/Landbedeckung mit 9 Klassen (Level 1).

1993	2006									Σ	Abnahme
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)		
(1) Ackerland	15,51	0,06	2,16	0,00	0,00	0,01	0,05	0,08	0,00	<b>17,88</b>	2,37
(2) Bebaute Flächen	0,01	5,05	0,04	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	<b>5,12</b>	0,07
(3) Grünland	0,64	0,13	30,84	0,00	0,01	0,03	0,49	0,27	0,00	<b>32,42</b>	1,58
(4) Moore, Sümpfe	0,00	0,00	0,02	0,27	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	<b>0,31</b>	0,04
(5) Offene Flächen	0,00	0,03	0,01	0,00	0,08	0,00	0,01	0,01	0,00	<b>0,14</b>	0,06
(6) Sonstige Flächen	0,00	0,01	0,03	0,00	0,00	0,29	0,04	0,03	0,00	<b>0,41</b>	0,12
(7) Sonstige Vegetation	0,01	0,01	0,21	0,00	0,03	0,01	2,44	0,27	0,00	<b>2,99</b>	0,54
(8) Wald	0,00	0,01	0,11	0,00	0,00	0,01	0,18	40,18	0,00	<b>40,49</b>	0,31
(9) Wasserflächen	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	<b>0,24</b>	0,01
<b>Summe</b>	<b>16,17</b>	<b>5,30</b>	<b>33,42</b>	<b>0,28</b>	<b>0,13</b>	<b>0,35</b>	<b>3,24</b>	<b>40,86</b>	<b>0,25</b>	<b>100</b>	
<b>Zunahme</b>	0,66	0,18	2,57	0,01	0,04	0,06	0,79	0,68	0,01		

Auch in der graphische Darstellung der Landnutzungs- und Landbedeckungsveränderung in den Abbildungen 28 und 29 wird deutlich, dass die Veränderungen der übergeordneten Landnutzungen bzw. Landbedeckungen (Level 1) im Biosphärenreservat während des Untersuchungszeitraums bezogen auf die gesamte Fläche sehr gering sind (Abbildung 28). Betrachtet man nur die Flächen pro Klasse, auf denen sich eine Veränderung der Landnutzung bzw. Landbedeckung vollzogen hat, wird der Wandel von Acker- zu Grünlandflächen wesentlich deutlicher (Abbildung 29). Es kann weiterhin gezeigt werden, dass auf den Flächen, die 1993 Grünland waren, vorrangig Ackerflächen und sonstige Vegetationsflächen entstanden sind. Wohingegen die Umwandlung zu Waldflächen, die durch natürliche Sukzession zunächst naheliegender wäre, nur den drittstärksten Anteil hat. Des Weiteren ist erkennbar, dass neue bebaute Flächen vorrangig auf ehemaligen Acker- und Grünlandflächen entstanden sind. Flächen mit sonstiger Vegetation wurden im Falle einer

Veränderung 2006 überwiegend als Waldflächen klassifiziert und umgekehrt, Flächen, die 1993 Waldflächen waren, sind 1993 als sonstige Vegetation klassifiziert.

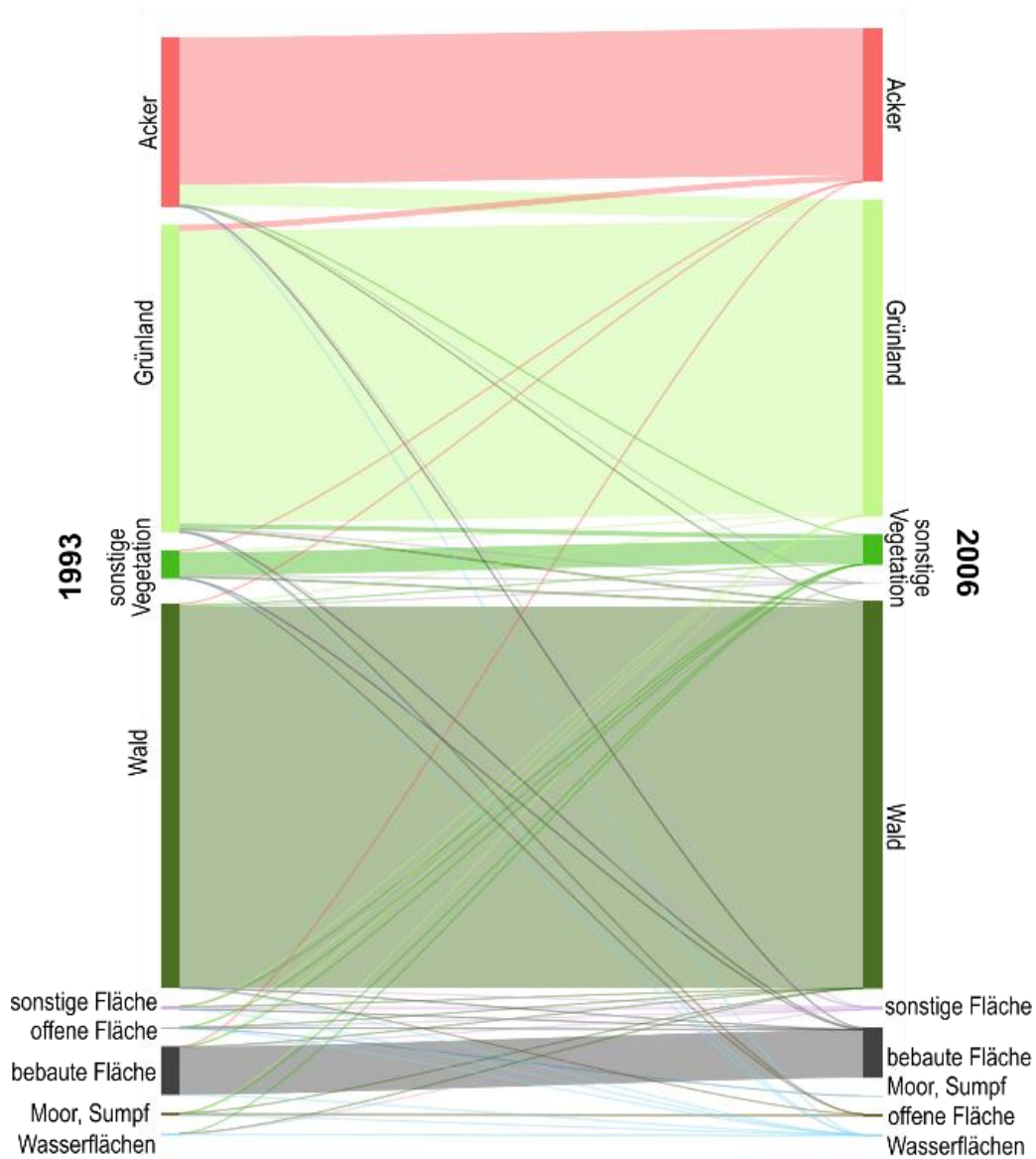


Abbildung 28: Dargestellt sind die Anteile der Landnutzungs-/Landbedeckungsklassen für die beiden Jahre 1993 und 2006 bei einer Differenzierung in 9 Hauptklassen. Zusätzlich ist die Richtung der Veränderung abgebildet, d. h. es wird deutlich, welche Anteile einer vormaligen Klasse eine Zunahme in einer anderen Klasse bewirken (graphische Darstellung mit der Onlinesoftware SankeyMATIC).

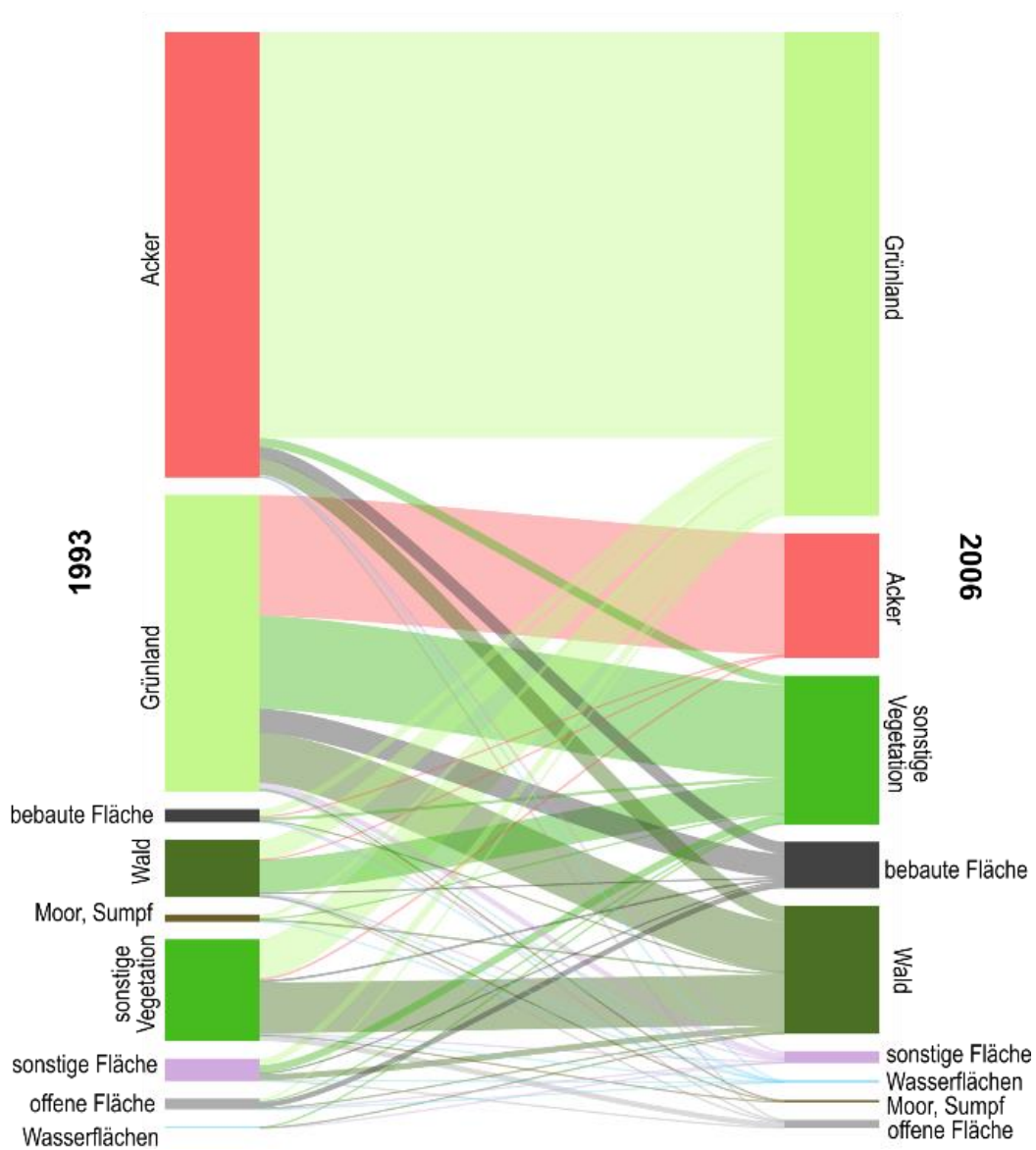


Abbildung 29: Darstellung der veränderten Flächenanteile. Im Unterschied zur vorherigen Abbildung sind nur die Flächen pro Klasse dargestellt, die sich verändert haben, mit der Richtung der Veränderung und den jeweiligen Zu- und Abnahmen pro Klasse (graphische Darstellung mit der Onlinesoftware SankeyMATIC).

Die Ergebnisse mit stärker differenzierten Landnutzungs- und Landbedeckungskategorien (59 Klassen) ergeben, dass Flächenverluste zwischen 1993 und 2006 um mehr als 0,5 % in den folgenden Klassen aufgetreten sind: Acker, Aufforstung, Grünlandbrache, Intensivgrünland, Kahlschlag, mesophiles Grünland, Nadelwald-Reinbestand, sonstiges Grünland. Der Flächenverlust von Ackerland ist vor allem auf die Umwandlung in Intensivgrünland (> 50 %) und mesophiles Grünland (ca. 20 %) sowie zu einem geringeren Teil auch auf das Brachfallen von Ackerflächen (ca. 10 %) zurückzuführen. Die dominanten Veränderungen von Acker zu Grünland bzw. insbesondere zu Intensivgrünland decken sich mit dem

Kartenausschnitt in Abbildung 27. Allerdings machen diese Veränderungen zusammengefasst nur einen Anteil von 1,4 % an der Gesamtfläche des Biosphärenreservats aus (Tab. 19).

Ein Teil des Nutzungswandels wird kompensiert durch die Umwandlung von Intensivgrünland zu Ackerflächen auf 0,42 % der Gesamtfläche (Tab. 19). Insgesamt hat eine Nutzungsveränderung hin zu Ackerflächen auf 0,75 % der Flächen stattgefunden; das entspricht 1.387 Hektar. Über 55 % dieser Fläche wurde 1993 als Intensivgrünland genutzt, über 18 % waren mesophiles Grünland und über 15 % Ackerbrache. Das bedeutet, neue Ackerflächen sind zwischen 1993 und 2006 vorrangig auf Grünlandflächen und Ackerbrachen entstanden, was zum Teil auch auf einen zyklischen Bewirtschaftungswechsel auf landwirtschaftlichen Flächen zurückgeführt werden könnte, der nur bedingt geeignet ist, einen generellen Trend abzuleiten. Gleiches könnte folglich auch für die Zunahme des Intensivgrünlands zutreffen, welches auf ehemaligen Ackerflächen und mesophilen Grünlandflächen entstanden ist.

Auf Aufforstungsflächen ist überwiegend Mischwald entstanden (> 40 %), aber auch Nadelwälder (ca. 30 %) und Laubmischwälder (ca. 12 %). Auf Grünlandbrachen wurde vorrangig mesophiles oder sonstiges Grünland etabliert. Ähnlich wie auf den Aufforstungsflächen entwickeln sich auf Kahlschlagflächen im Zuge der Sukzession und der gezielten forstlichen Anpflanzung Mischwälder (> 35 %), Laubwälder (> 22 %) und auf gut 10 % der Fläche Pionierwaldstadien. Die Flächenabnahme von Nadelwäldern ist zu einem Großteil auf die Entwicklung von Mischwäldern und Nadelmischwäldern zurückzuführen, aber auch auf die gezielte Entnahme von Nadelgehölzen durch Kahlschlagflächen mit anschließender Wiederaufforstung und Entwicklung von Pionierwäldern.

*Tabelle 19: Bedeutendste Flächenveränderungen (bezogen auf die Flächenanteile) im Biosphärenreservat zwischen 1993 und 2006, Anteile beziehen sich in dieser Tabelle auf die Gesamtfläche des Biosphärenreservats.*

<b>1993</b>	<b>2006</b>	<b>Anteil [%]</b>
Acker	Intensivgrünland	1,40
Mesophiles Grünland	Intensivgrünland	0,78
Acker	Mesophiles Grünland	0,48
Aufforstung	Mischwald	0,47
Intensivgrünland	Acker	0,42

Betrachtet man die Veränderungen vor dem Hintergrund der Überprüfung der Zielerreichung des Biosphärenreservats, ist es wichtig, zwischen absoluten Flächenverlusten und

kompensierten Verlusten zu unterscheiden. So zeigen die Diagramme in Abbildung 30, dass die Verluste von Waldflächen ebenso wie die von Baumgruppen und Feldhacken durch eine größere Flächenzunahme vollständig kompensiert werden.

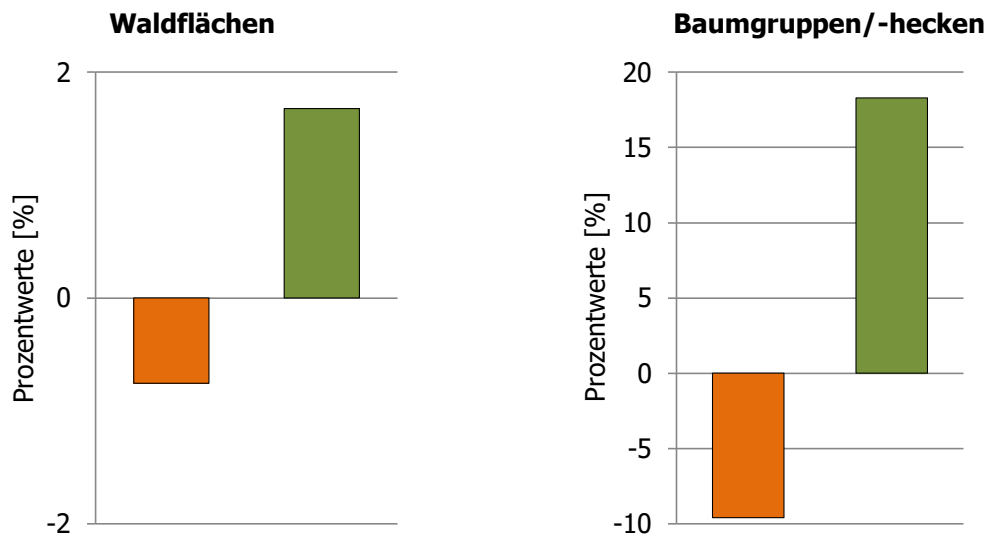


Abbildung 30: Prozentuale Zu- und Abnahmen der Waldflächen bzw. der Baumgruppen- und Feldheckenflächen zwischen 1993 und 2006. Die Veränderung berechnet sich als prozentualer Anteil an der Gesamtfläche der jeweiligen Klasse im Ausgangsjahr 1993.

#### 4.3.1.2 Kontextuelle Einordnung und Diskussion

Da die Ergebnisse der indikator- und prozessbasierten Untersuchung der Landschaftsveränderungen ausführlich, auch vor dem Hintergrund agrarpolitischer Entwicklungen in Kapitel 4.3.3.3 diskutiert werden, erfolgt hier nur eine kurze, überblicksartige Einordnung und Diskussion der bisher vorgestellten quantitativen Ergebnisse der Landschaftsveränderungsanalyse.

Die Netto-Zunahme der Waldflächen deckt sich mit den Ergebnissen des Evaluierungsberichts (JEDICKE 2013), in dem im Anhang aufgeführt wird, dass eine Zunahme der Waldflächen zwischen 2001 und 2011 für die bayerische (785 ha) und die hessische Rhön (132 ha) zu verzeichnen ist, der nur eine sehr geringe Abnahme der Waldflächen in der thüringischen Rhön (ca. 12 ha) gegenübersteht. Für den Untersuchungszeitraum der vorliegenden Arbeit (1993 bis 2006) wird die Abnahme der Ackerflächen zugunsten von Grünlandflächen bestätigt (JEDICKE 2013, S. 3 u. 13). Ebenso wie die Zunahme der Waldareale ist auch der Rückgang von Ackerflächen bei einer gleichzeitigen Zunahme der Grünlandnutzung auf Basis von klassifizierten Landsat-Satellitenbilder für den Zeitraum von

1990 bis 2001 für das Biosphärenreservat ermittelt worden (SAMBALE 2004, S. 73ff.). SAMBALE (2004) führt letzteres vornehmlich darauf zurück, dass in diesem Zeitraum ertragsarme Standorte durch gezielte Flächenstillegungen von Acker zu Grünland umgewandelt wurden. Dabei ist dieser Prozess in der satellitenbasierten Studie und für den o. g. Untersuchungszeitraum in der hessischen Rhön am stärksten ausgeprägt (SAMBALE 2004, S. 77). Für den Zeitraum von 2001 bis 2011 nahmen laut Evaluierungsbericht die Gebäude- und Freiflächen um knapp 500 ha und die Verkehrsflächen um gut 300 ha zu (JEDICKE 2013). Prozentual ist das mehr als die hier berechnete Zunahme der bebauten Fläche um 0,18 %; die Zahlen bewegen sich aber mit unter 1 % an der Gesamtfläche in einer ähnlichen Größenordnung. Dass es trotz eines Rückgangs der Bevölkerung zu einer Zunahme der Wohnflächen kommt, ist auf die überdurchschnittlich hohe und weiterhin zunehmende pro-Kopf Wohnfläche ( $> 45 \text{ m}^2$ ) sowie die fehlende Innenentwicklung der Dörfer einhergehend mit der zunehmenden Neuausweisung von Bauland an den Außenbereichen zu erklären. Vergleichbares gilt für die Flächen gemischter bzw. gewerblicher Nutzung, da nach wie vor der Trend zum Bau von Betrieben auf der *grünen Wiese* vorherrschend ist (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT ET AL. 2008).

Der im Vergleich zu anderen deutschen Mittelgebirgen relativ geringe Waldanteil (ca. 40 % an der Gesamtfläche) ist ein wichtiges Merkmal des Biosphärenreservats als *Land der offenen Fernen*, d. h. eine Zunahme des Waldanteils, wie sie im Untersuchungszeitraum stattgefunden hat, wird grundsätzlich nicht angestrebt. Die im Untersuchungszeitraum zu verzeichnende Zunahme der Waldflächen wird allerdings vor dem Hintergrund der Zielerreichung teilweise relativiert, da sich die Zunahmen zu einem großen Anteil auf Laubholz-dominierte Mischwälder und Laubmischwälder verteilen und mit einer Abnahme reiner Nadelwälder einhergehen. Neben dem Ziel der Offenhaltung der Landschaft werden naturnahe Laubwälder (insbesondere Buchwälder) gefördert und die Entnahme nicht standortgerechter Gehölze (v. a. Fichtenbestände) umgesetzt (DÖLLE 2012; JEDICKE 2013, S. 16ff.). Die Forstwirtschaft ist damit nach der Landwirtschaft die zweitwichtigste Landnutzungsform (DÖLLE 2012). Flächenanteilig sehr kleine Strukturen, wie Lesesteinwälle, deren Erhaltung für das Landschaftsbild der Rhön und damit auch für die Zielerreichung des Biosphärenreservats von großer Bedeutung sind (GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995; JEDICKE 2013), können mit den in diesem Kapitel durchgeführten Analysen nur bedingt erfasst werden.



Hinsichtlich der Verteilung der landwirtschaftlichen Nutzflächen auf Acker- und Grünlandnutzungen ist neben den Zu- und Abnahmen auch die räumliche Verteilung zu berücksichtigen. Während die ackerbauliche Nutzung vorrangig in tieferen Lagen betrieben wird, finden sich in der Hohen Rhön überwiegend reine Grünlandareale (Abb. 27, DÖLLE 2012). Allerdings ist gerade bei der Umwandlung von Ackerflächen zu Grünland in tieferen Lagen bzw. in den Entwicklungszonen davon auszugehen, dass es sich nach der Acker-nutzung um Intensivgrünland handelt. Die Ergebnisse legen ebenfalls nahe, dass es sich bei neu entstandenen Grünlandflächen häufiger um Intensiv- als um Extensivgrünland handelt. Mit Blick auf die Zielerreichung ist aber gerade eine Erhöhung des extensiv genutzten Grünlands anzustreben (GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995).

Kritisch anzumerken ist noch, dass die sehr detaillierten zur Verfügung stehenden Daten nur bedingt geeignet sind, um mit Hilfe von Kreuztabellen und kartographischen Darstellungen Aussagen über Landschaftsveränderungen für das gesamte Biosphärenreservatsgebiet zu treffen. Daher konnten hier nur zusammengefasste Datensätze Anwendung finden, was mit einem Informationsverlust verbunden ist. Dieser Aspekt wird in den Kapiteln 4.3.2 und 4.3.3. aufgegriffen, in denen auch eine Diskussion der methodischen Implikationen erfolgt.

#### **4.3.2 Einfluss der thematischen Auflösung von klassifizierten Datensätzen auf Monitoring Ergebnisse**

Der Einfluss der thematischen Auflösung auf die Ergebnisse von quantitativen Landschaftsanalysen wird zunächst bezogen auf die Ergebnisse der Veränderungsanalysen der Landnutzung und Landbedeckung (*land use/ land cover change*, LULCC) für das gesamte Biosphärenreservat dargestellt. Für die Landschaftsstrukturanalysen wird die Untersuchung zusätzlich mit den Gemeindeflächen als räumliche Bezugseinheiten durchgeführt. Das Kapitel 4.3.2 ist in weiten Teilen unter dem Titel „Thematic resolution in conservation monitoring – assessment of the impact of classification detail on landscape analysis using the example of a biosphere reserve“ von Pamela Nienkemper und Gunter Menz in der Zeitschrift ERDKUNDE (70, Nr. 3, S. 237–253) 2016 veröffentlicht.

### 4.3.2.1 Bedeutung der Klassifikationstiefe für Landnutzungs- /Landbedeckungsanalysen

Eine Zunahme der Detailtiefe der Klassifizierung erhöht den quantitativ erfassbaren Anteil der Landschaftsveränderungen. Wenn das Klassifikationsschema mit der geringsten Klassenanzahl (Level 1, 9 Klassen) verwendet wird, können auf ca. 5 % der Gesamtfläche Veränderungen festgestellt werden (Abb. 31, Abb. 32). Werden hingegen 27 bzw. 59 Klassen (Level 2, Level 3) unterschieden, liegt der Anteil der veränderten Landnutzung und Landbedeckung bereits bei mehr als 10 %. Bei der Differenzierung in Ökosystemtypen (Level 4, 204 Klassen) hingegen sind im Untersuchungszeitraum Veränderungen auf fast 80 % der Gesamtfläche erkennbar.

Die ersten drei Karten in Abbildung 32 für die thematischen Auflösungen von 9 bis 59 Klassen zeigen die größten Anteile von veränderten Flächen im thüringischen Teil des Biosphärenreservats, wohingegen Hessen und Bayern tendenziell geringere Anteile an veränderten Flächen zeigen. Unabhängig von den Bundesländern ist auf der Karte mit der höchsten thematischen Auflösung deutlich zu sehen, dass großflächige Veränderungen festgestellt werden können. Die Ergebnisse legen nahe, dass die Unterschiede zwischen der Klassifizierung Level 2 und der Klassifizierung Level 3 verglichen mit den Unterschieden zwischen Level 1 und 2 bzw. 3 und 4 gering sind. Das ist damit zu erklären, dass die Abstände zwischen der Klassenanzahl nicht konstant sind, da es sich um inhaltlich sinnvolle Zusammenfassungen handelt. Level 2 differenziert dreimal so viele Klassen wie Level 1, wohingegen Level 3 nur ungefähr doppelt so viele Klassen wie Level 2 differenziert und Level 4 sogar fast viermal so viele Klassen wie Level 3 aufweist (Tab. 9).

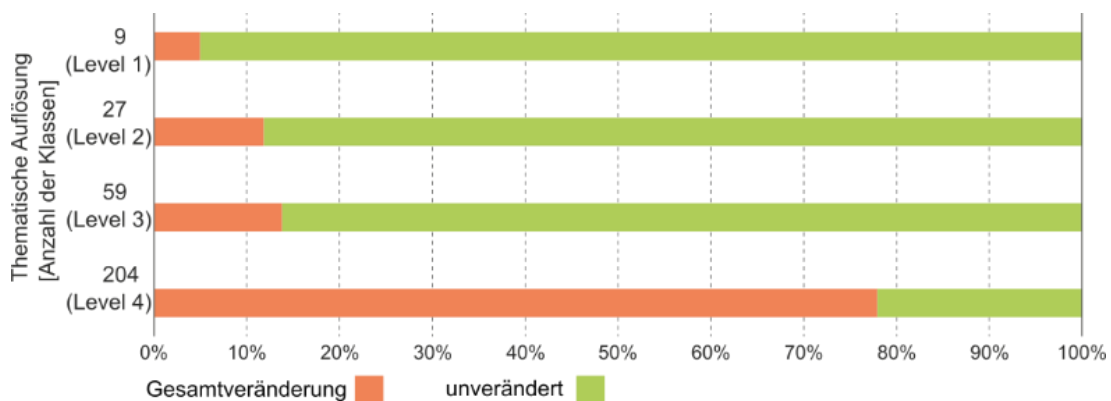


Abbildung 31: Prozentuale Veränderungen zwischen 1993 und 2006, die mit unterschiedlichen thematischen Auflösungen berechnet werden.

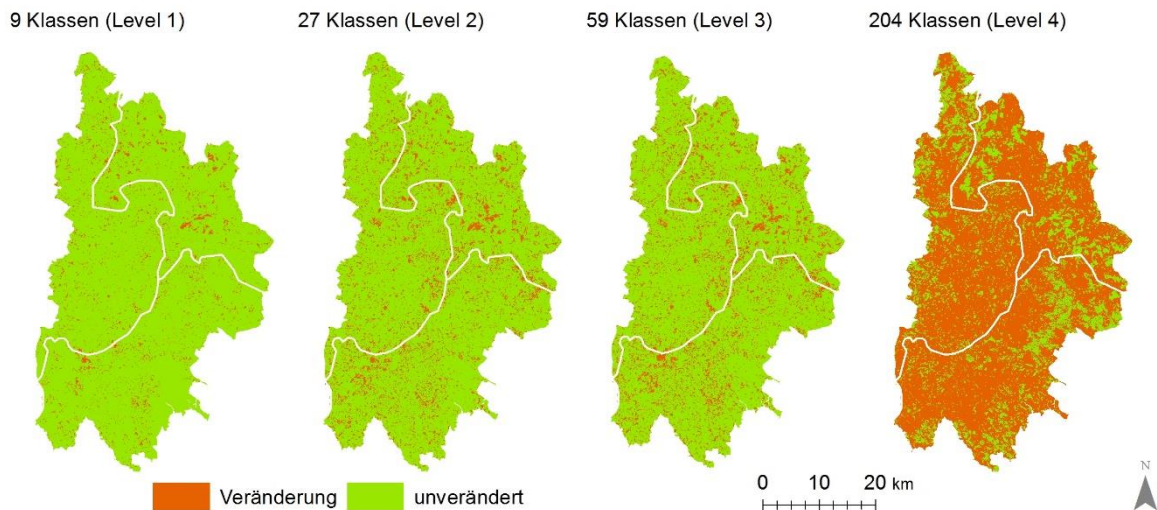


Abbildung 32: Veränderte und unveränderte Flächen zwischen 1993 und 2006 im Biosphärenreservat Rhön, die auf Berechnungen mit unterschiedlichen thematischen Auflösungen beruhen (Datenbasis: Biotop- und Nutzungstypenkartierungen 1993 und 2006, Darstellung auf der Grundlage von Daten und mit Erlaubnis der Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Jena).

Diese Aussage wird auch gestützt, wenn man sich das Verhältnis zwischen den mit unterschiedlichen thematischen Auflösungen berechneten Veränderungen anschaut (Abb. 33). Das Balkendiagramm zeigt, dass mehr als 40 % ( $\cong 0,43$ ) der Veränderungen, die mit dem Level 2 Klassifikationsschema identifiziert werden können, ebenfalls mit dem Level 1 Klassifikationsschema festgestellt werden. Verglichen mit dem Level 3 Klassifikationsschema werden mit Level 1 nur noch unter 40 % ( $\cong 0,37$ ) der Veränderungen festgestellt, wohingegen es mit Level 2 85 % sind. Veränderungen, die mit der höchsten thematischen Auflösung (Level 4) identifiziert werden, können nur in sehr geringen Anteilen ( $< 20\%$ ) mit geringeren thematischen Auflösungen abgebildet werden.

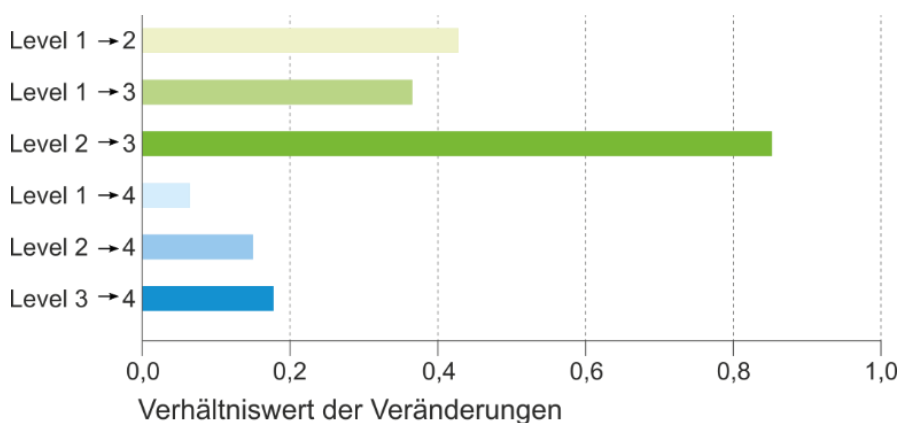


Abbildung 33: Verhältniszahl (Quotient) der feststellbaren Veränderungen zwischen den unterschiedlichen thematischen Auflösungen (Level  $\cong$  9 Klassen, Level 2  $\cong$  27 Klassen, Level 3  $\cong$  59 Klassen, Level 4  $\cong$  204 Klassen).

### 4.3.2.2 Einfluss der Klassifikationstiefe auf Landschaftsstrukturanalysen

Im Vorfeld der Untersuchung, inwiefern Unterschiede in der Klassifikationstiefe die Ergebnisse von Landschaftsstrukturanalysen beeinflussen, muss getestet werden, ob der feststellbare Einfluss signifikant ist. Da neben dem Einflussfaktor der thematischen Auflösung (*fixed effects*) auch die räumlichen Bezugseinheiten (Gemeinden, *random effects*) Auswirkungen auf die Ergebnisse haben können, wird zur Modellierung ein gemischtes Modell (Linear Mixed Model) verwendet. Die Ergebnisse (Tab. 20, Tab. 21) zeigen, dass sich alle Landschaftsstrukturindizes in Abhängigkeit von der thematischen Auflösung signifikant unterscheiden (mit mindestens  $p \leq 0,05$ ). Gleiche Buchstaben kennzeichnen Wertegruppen, zwischen denen kein signifikanter Unterschied besteht. Das ist zur Verdeutlichung in Abbildung 34 am Beispiel des SDI (Shannon Diversity Index) graphisch dargestellt. Für das Jahr 1993 überlappen sich die Konfidenzintervalle der SDI Werte, die mit 59 und 204 Klassen berechnet werden, d. h. diese Werte zeigen keinen signifikanten Unterschied und werden mit dem Buchstaben A in Tabelle 20 gekennzeichnet. Dahingegen gibt es keine Überlappungen der Konfidenzintervalle für das Jahr 2006, so dass in Tabelle 21 für den SDI keine Buchstaben eingetragen sind. Da für keinen der ausgewählten Landschaftsstrukturindizes eine Überlappung der Konfidenzintervalle für alle vier thematischen Auflösungen ermittelt wird, kann die Analyse des Einflusses der thematischen Auflösung auf die Indexwerte der Landschaftsstrukturberechnung durchgeführt werden.

*Tabelle 20: Ergebnisse des Linear Mixed Models für 1993 mit der Untersuchungsgebietseinheit (Gemeinde) als random effect und der thematischen Auflösung als fixed effect (Signifikanzkriterium  $p \leq 0,05$ ). Anmerkung: Gleiche Buchstaben kennzeichnen Wertegruppen, in denen sich die Werte mit einem Signifikanzniveau von 5 % nicht signifikant unterscheiden (Erläuterung der Abkürzungen in Tab. 15 und Tab. 16).*

<b>1993</b>									
Index	SDI	SEI	MSI	AWPFD	MPS	MedPS	ED		
p <	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001		
Thematische Auflösung									
9 Klassen				A					
27 Klassen		A	A		B	B	A		
59 Klassen	A	A	A	A	B	A	B	A	A
204 Klassen	A		A			A	A	A	

Tabelle 21: Ergebnisse des Linear Mixed Models für 2006 mit der Untersuchungsgebietseinheit (Gemeinde) als random effect und der thematischen Auflösung als fixed effect (Signifikanzkriterium  $p \leq 0,05$ ). Anmerkung: Gleiche Buchstaben kennzeichnen Wertegruppen, in denen sich die Werte mit einem Signifikanzniveau von 5 % nicht signifikant unterscheiden (Erläuterung der Abkürzungen in Tab. 15 und Tab. 16).

2006							
Index	SDI	SEI	MSI	AWPFD	MPS	MedPS	ED
p <	0,0001	0,0001	0,0001	0,0342	0,0001	0,0001	0,0001
Thematische Auflösung							
9 Klassen				A B			
27 Klassen		A	A		B	A	
59 Klassen		A	A	A B		A	
204 Klassen			A	A			

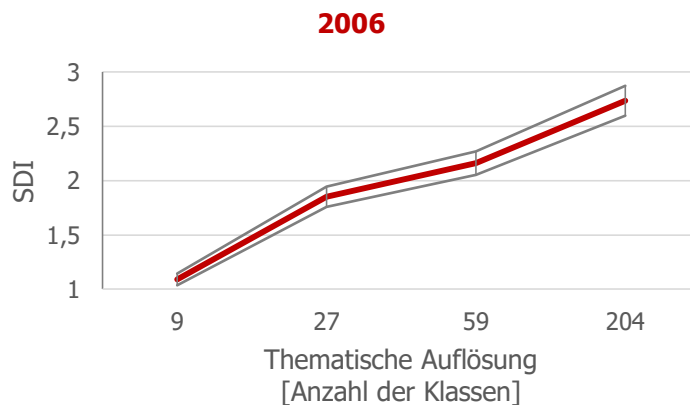
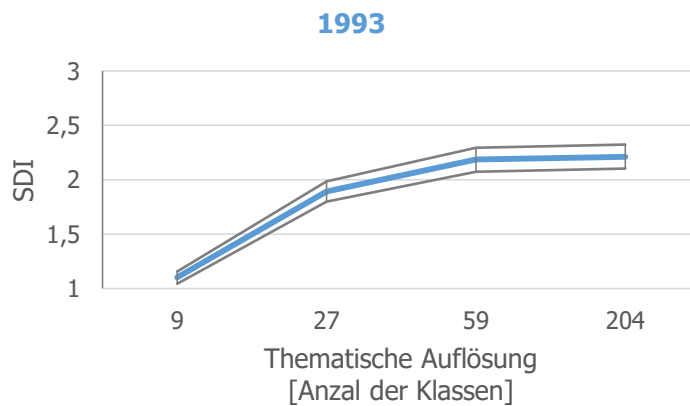


Abbildung 34: Graphische Darstellung der Ergebnisse des Linear Mixed Models am Beispiel des Shannon Diversity Index (SDI). Durchschnittswerte (blaue bzw. rote Kurve) und 95%ige Konfidenzintervalle (graue Linien) sind für jede thematische Auflösung dargestellt. Überlappen sich die Konfidenzintervalle, ist der durch die thematische Auflösung hervorgerufene Unterschied in den SDI Werten mit einem Signifikanzniveau von  $< 0,05$  nicht signifikant.

In den Formeln zur Berechnung der Landschaftsstrukturindizes (Tab. 16) ist sehr häufig die Anzahl der Patches ein Parameter. Deshalb ist es äußerst wichtig, dass bei der Analyse und Interpretation berücksichtigt wird, dass die Anzahl der Patches mit zunehmender thematischer Auflösung erheblich ansteigt (Abb. 35). Besonders deutlich ist der Anstieg der Patchanzahl zwischen der Klassifikation mit 9 Klassen (Level 1) und der Klassifikation mit 27 Klassen (Level 2). Danach flacht die Kurve ab, zeigt aber dennoch weiterhin einen Anstieg der Patchzahlen. Die höheren Werte für 2006 im Vergleich zu 1993 könnten eventuell auf eine genauere Differenzierung bei der Kartierung durch höherwertige Luftbilder oder bessere technische Ausstattung bei der Interpretation zurückzuführen sein.

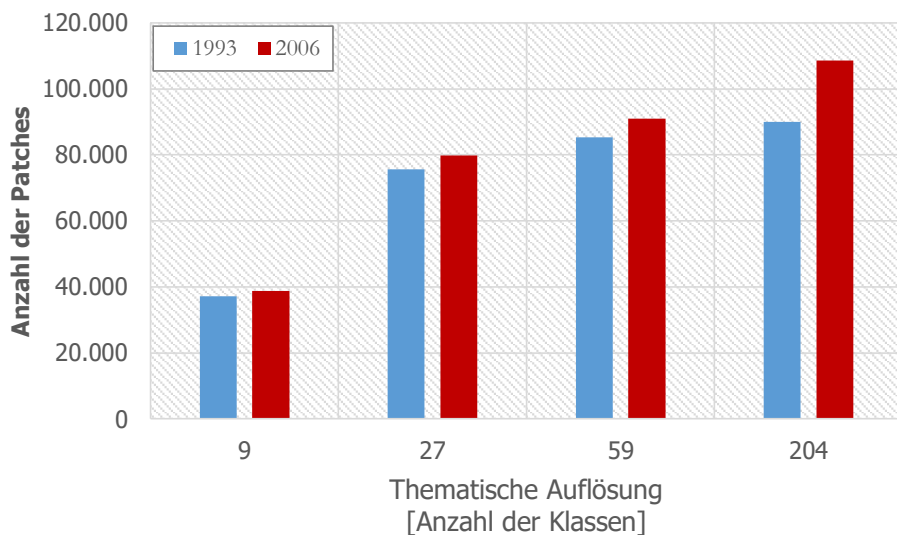


Abbildung 35: Anzahl der Patches in Abhängigkeit von der thematischen Auflösung.

Im ersten Schritt werden die Landschaftsstrukturindizes für das gesamte Biosphärenreservat berechnet, d. h. pro Index, pro Jahr und pro Auflösung wird lediglich **ein** Wert berechnet. Die Werte sind in Abbildung 36 dargestellt. Die Ergebnisse zeigen, dass die Werte des Shannon Diversitätsindex (SDI), die Werte der durchschnittlichen Patchgröße (MPS) und der Randliniendichte (ED) für beide Jahre deutliche Unterschiede in Abhängigkeit von der Klassifikationstiefe aufweisen. Dabei nehmen die Werte von SDI und ED mit zunehmender Anzahl an Klassen zu und die MPS Werte nehmen ab. Das ist nachvollziehbar vor dem Hintergrund, dass die Anzahl der Patches mit zunehmender Auflösung ansteigt, wodurch die Größe der einzelnen Patches (MPS) und damit auch die Anzahl der Randlinien (ED) bestimmt werden. Zudem steigt die quantitativ erfassbare Diversität der Landschaft (SDI) mit höherem Detaillierungsgrad der Klassifikation. Der Sprung in den Werten zwischen der geringsten thematischen Auflösung (Level 1) zur nächst höheren Auflösung (Level 2)

korrespondiert mit dem abrupten Anstieg der Patchanzahl (Abb. 35). Das gilt ebenfalls für die höheren Werte, die mit der höchsten thematischen Auflösung für 2006 berechnet werden, im Vergleich zu den Werten für 1993. Allerdings ist es auch möglich, dass die höheren Werte für 2006 tatsächlich auf eine höhere Landschaftsdiversität zurückzuführen sind, die gegebenenfalls durch gezielte Managementmaßnahmen des Biosphärenreservats erzielt wurde.

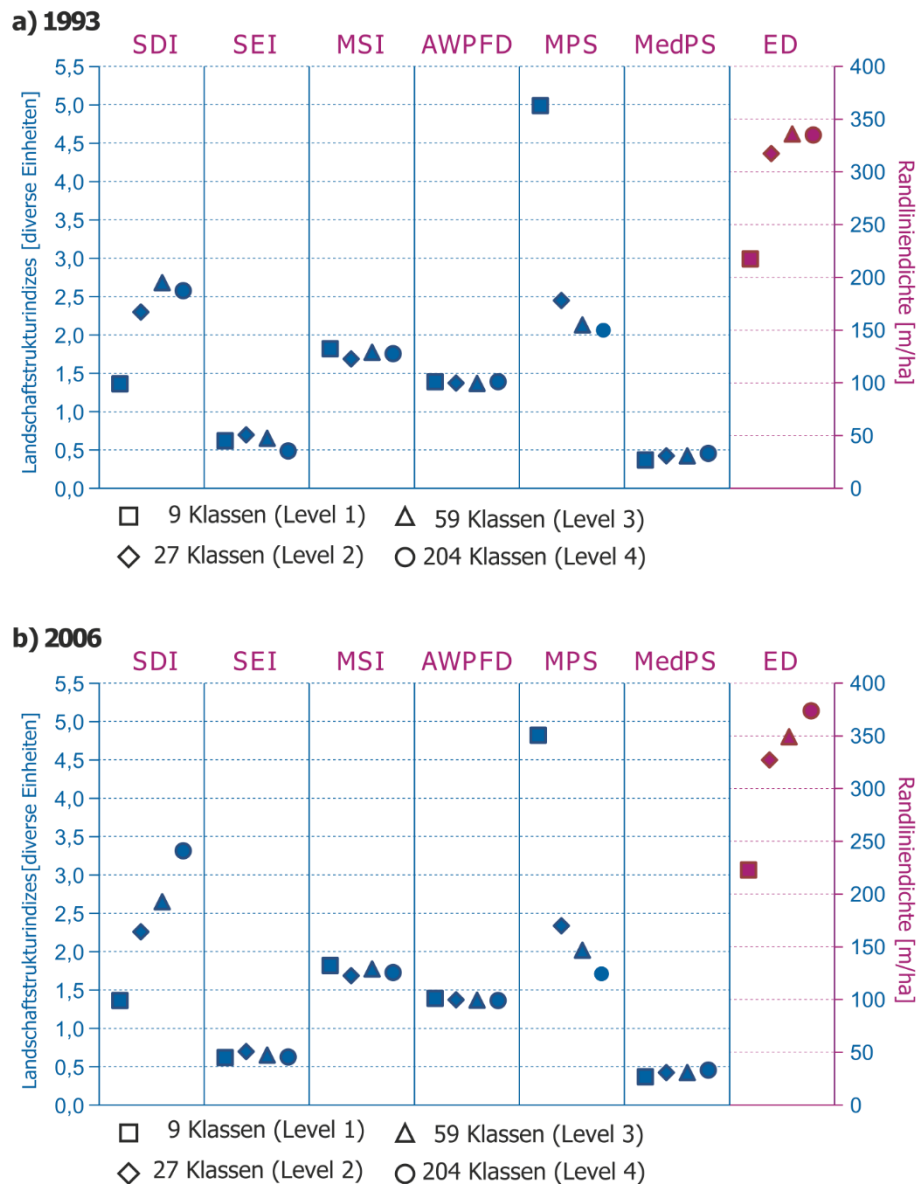


Abbildung 36: Werte der Landschaftsstrukturberechnung für das gesamte Gebiet des Biosphärenreservats in Abhängigkeit von der thematischen Auflösung; a) Werte der Berechnung für 1993, b) Werte der Berechnung für 2006; Abkürzungen: SDI = Shannon Diversity Index, SEI = Shannon Evenness Index, MSI = Mean Shape Index, AWPFD = Area Weighted Mean Patch Fractal Dimension, MPS = Mean Patch Size, MedPS = Median Patch Size, ED = Edge Density. (Die Häufigkeitsverteilungen der Patchgrößen sind im Anhang (8.4) abgebildet.)

Im nächsten Schritt werden die Landschaftsstrukturindizes auf Gemeindeebene berechnet, d. h. pro Jahr und pro Auflösung werden jeweils 91 Werte berechnet (Abb. 37). Die Ergebnisse zeigen ein ähnliches, aber differenzierteres Bild. Gleichermaßen steigen die Werte der Diversität (SDI) und der durchschnittlichen Patchgröße (MPS), während die Werte der Randliniendichte (ED) mit zunehmender thematischer Auflösung ansteigen. Jedoch sind die mittleren 50 % der Werte des SDI in einem wesentlich kleineren Wertebereich und weisen deutliche Ausreißer nach unten für die ersten drei thematischen Auflösungen auf, wohingegen sich der Bereich der mittleren 50 % der Werte bei der höchsten thematischen Auflösung ausweitet, aber kaum noch Ausreißer vorhanden sind. Der Median der SDI Werte für 1993 ist näher an dem Median der nächst geringeren Auflösung als an dem Median der gleichen Auflösung für 2006, d. h. die feststellbaren Unterschiede zwischen den beiden Jahren sind mit der höchsten thematischen Auflösung am größten. Eine Zunahme der Landschaftsdiversität im Untersuchungszeitraum ist auch mit dem Shannon Gleichverteilungsindex (SEI) auf der höchsten thematischen Auflösung feststellbar. Die Ergebnisse legen nahe, dass eine Ermittlung von zeitlichen Veränderungen mit geringen thematischen Auflösungen schwierig ist. So zeigen die Ergebnisse für den SDI, die mit 27 Klassen (Level 2) berechnet werden, eine geringe Abnahme der Diversität zwischen 1993 und 2006, was im Gegensatz zu den Ergebnissen steht, die mit 204 Klassen (Level 4) berechnet werden. Die Ergebnisse für die Randliniendichte (ED) sind weniger differenziert und der Anstieg der Werte mit zunehmender thematischer Auflösung ist weniger stark ausgeprägt als dies für das gesamte Biosphärenreservat der Fall ist; das gilt insbesondere für die Berechnung 2006 (Abb. 36, Abb. 37). Zudem scheinen die Werte der durchschnittlichen Patchgröße (MPS) weniger stark von der Klassifikationstiefe beeinflusst zu sein, wenn sie auf Gemeindeebene berechnet werden, im Vergleich zu den Ergebnissen für das gesamte Biosphärenreservat. Ergebnisse der geringsten thematischen Auflösung überschreiten die Werte der anderen Klassifikationstiefen und zeigen eine größere Spannbreite an Werten auf. Jedoch weisen die Ergebnisse für Level 2 und Level 4 im Unterschied zu den Ergebnissen für das gesamte Biosphärenreservat nur geringe Veränderungen in Abhängigkeit von der Klassifikationstiefe auf. Die Ergebnisse des Shannon Gleichverteilungsindex (SEI) deuten auf einen geringen Einfluss der thematischen Auflösung hin, wobei aber der leichte Anstieg der Werte, der für das Biosphärenreservat für 1993 deutlich wird, mit den Boxplots in Abbildung 37 nicht bestätigt werden kann. Ebenfalls auffällig ist, dass die Anzahl von Extremwerten und Ausreißern mit zunehmender Klassifikationstiefe abnimmt.



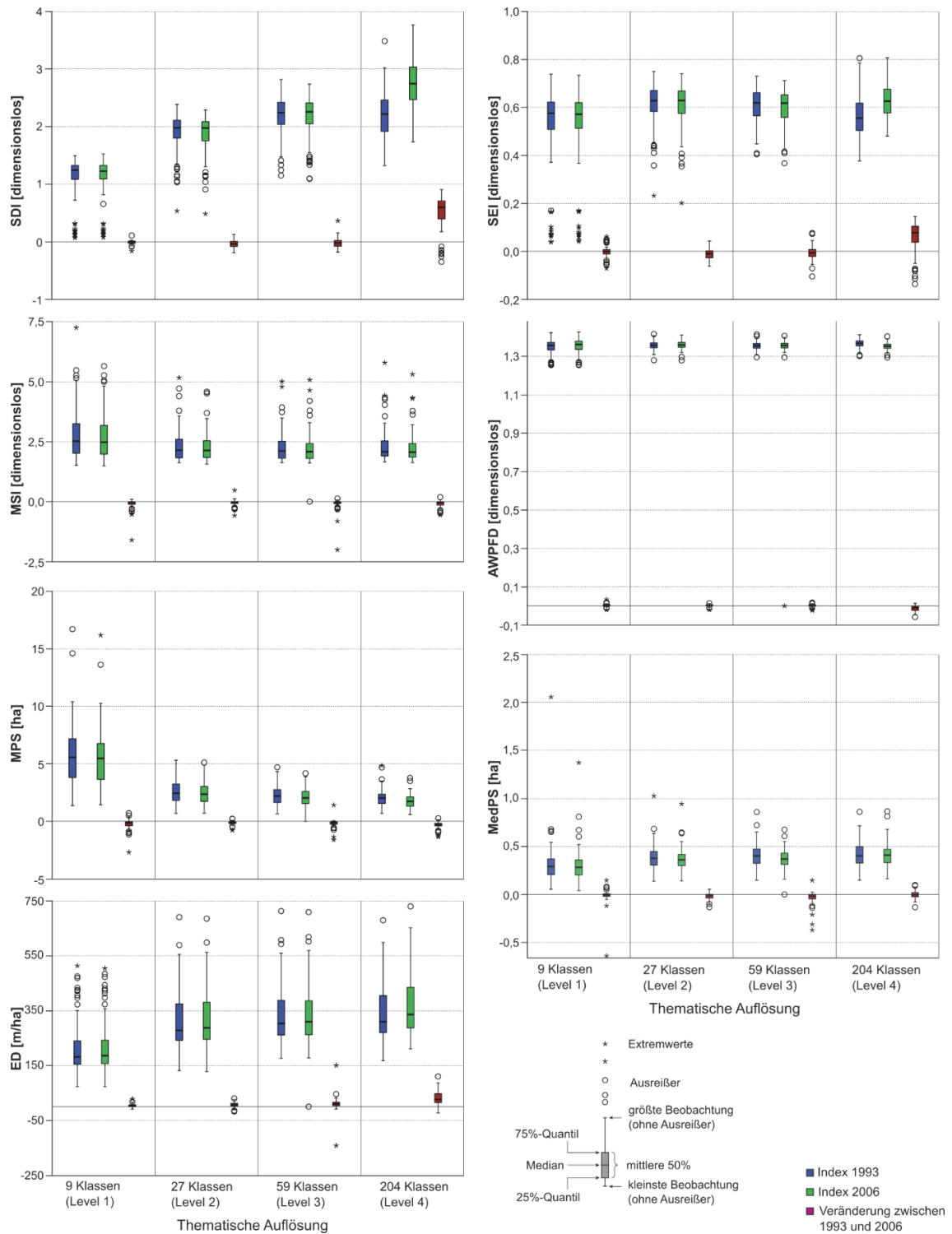


Abbildung 37: Berechnung der Landschaftsstrukturindizes differenziert nach Gemeindegebieten ( $n = 91$ ) für 1993 und 2006 in Abhängigkeit von der thematischen Auflösung. Blaue Boxplots zeigen die Ergebnisse der Indexberechnung für 1993; grüne Boxplots zeigen die Werte für 2006; Veränderungen zwischen den Jahren sind für jede thematische Auflösung mit roten Boxplots dargestellt. Abkürzungen: SDI = Shannon Diversity Index, SEI = Shannon Evenness Index, MSI = Mean Shape Index, AWPFD = Area Weighted Mean Patch Fractal Dimension, MPS = Mean Patch Size, MedPS = Median Patch Size, ED = Edge Density.

Die Werte des durchschnittlichen Formenindex (MSI) und des Medians der Patchgröße (MedPS) zeigen nur sehr geringe Veränderungen in Abhängigkeit von der thematischen Auflösung, die mit den Ergebnissen für das gesamte Biosphärenreservat korrespondieren. Die fraktale Dimension der Patches (AWPFD) ist ein flächengewichteter Index, so dass die Ergebnisse, die für das gesamte Biosphärenreservat berechnet werden und die, die auf Gemeindeebene berechnet werden, sich sehr ähneln und nur einen geringen Wertebereich abdecken.

Um die Ergebnisse der Landschaftsstrukturberechnungen auch räumlich auswerten zu können, sind die Werte auf Gemeindeebene kartographisch aufbereitet. Exemplarisch sind hier die Karten für den Shannon Diversitätsindex (SDI, Abb. 38), den Shannon Gleichverteilungsindex (SEI, Abb. 39), die durchschnittliche Patchgröße (MPS, Abb. 40) und die Randliniendichte (ED, Abb. 41) dargestellt (weitere Karten in Anhang 8.5).

Räumliche Unterschiede in den Werten der Landschaftsdiversität (SDI) sind mit höheren thematischen Auflösungen besonders ausgeprägt (Abb. 38). Allerdings ist bei allen kartographischen Darstellungen auch zu beachten, dass die Einteilung der Werte unabhängig von der jeweiligen Verteilung der Werte für alle Karten gleich ist, um eine Vergleichbarkeit zwischen den Karten zu erreichen. So ist es möglich, auch bei geringer thematischer Auflösung die Werte so einzuteilen, dass Unterschiede zwischen den Gemeinden stärker hervortreten. Dennoch wird deutlich, dass eine Konzentration von hohen Werten, sieht man von den Forstgebieten einmal ab, vor allem im bayerischen Teil des Biosphärenreservats dargestellt ist. Das stimmt mit der Landnutzungsgeschichte und der tatsächlichen Landschaftsstruktur weitgehend überein, da hier beispielweise die charakteristischen Heckenlandschaften zu verorten sind.

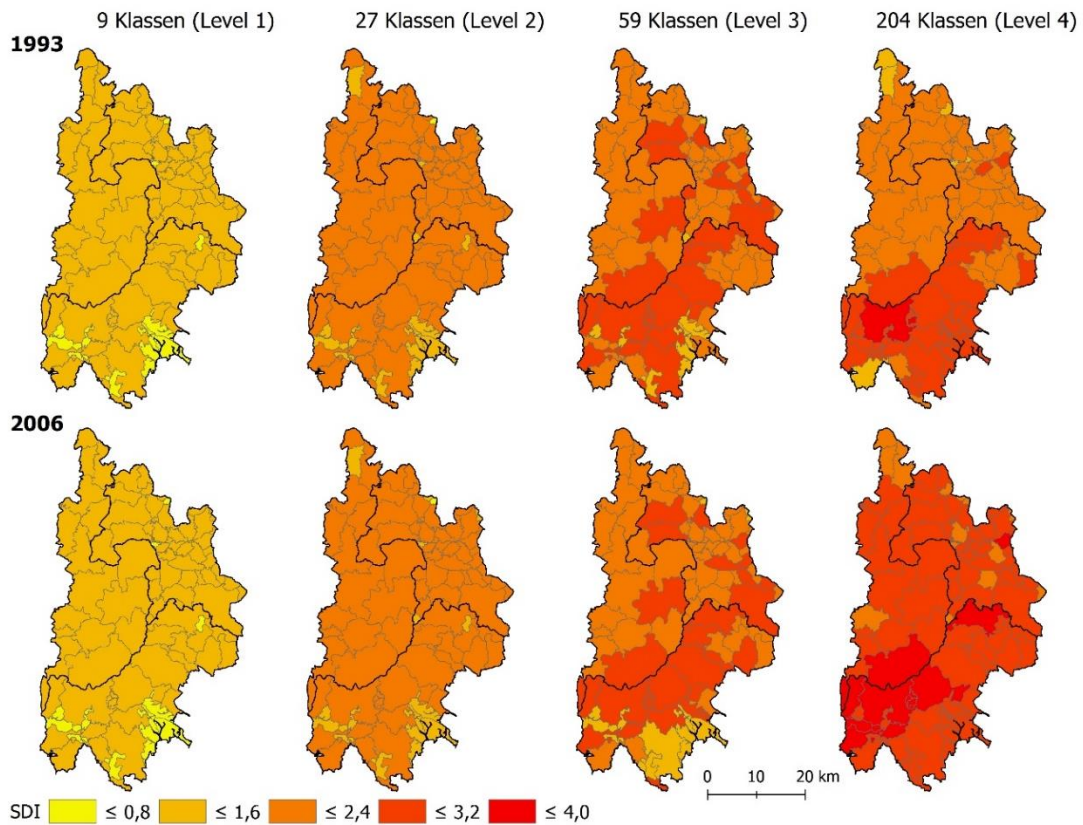


Abbildung 38: Ergebnisse der SDI (Shannon Diversity Index) Berechnungen auf Gemeindeebene für beide Jahre (1993: obere Reihe, 2006: untere Reihe) und verschiedene thematische Auflösungen (Spalten). Den Karten liegt die gleiche Einteilung der Werte zugrunde, um eine Vergleichbarkeit der Karten zu ermöglichen: je dunkler die Farbe, desto höher der Wert. (Den Karten 25 bis 28 liegen die gleichen Datenquellen zugrunde. Berechnungsgrundlage sind die Biotop- und Nutzungstypenkartierungen 1993 und 2006, Datenquellen: Verwaltungsstellen Biosphärenreservat Rhön vertreten durch: Verwaltung Thüringen, Bereich Geographische Informationssysteme (GIS-Zentrale), Darstellung auf der Grundlage von Daten und mit Erlaubnis der Thüringer Landesamt für Umwelt, Jena. Datenquelle der administrativen Grenzen: Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, Frankfurt am Main 2011, Thüringer Landesanstalt für Umwelt, Jena, Thüringer Landesvermessungsamt.)

Bezieht man die Interpretation stärker auf den Monitoringkontext und damit auf die zeitliche Veränderung der Werte, ist zu erkennen, dass bei der Berechnung mit 59 Klassen im Süden des Biosphärenreservats eine Abnahme der Landschaftsdiversität dargestellt wird, die mit der nächst höheren thematischen Auflösung nicht mehr sichtbar ist. Dafür zeigen die Berechnungen mit der höchsten thematischen Auflösung eine deutliche Zunahme der Werte im hessischen und thüringischen Bereich der Rhön.

Die räumlichen Unterschiede in den Werten des Shannon Gleichverteilungsindex (SEI) sind auch mit geringerer thematischer Auflösung stärker ausgeprägt als die des SDI (Abb. 39). Dabei ist vor allem die gegensätzliche Verteilung der Werte zwischen der niedrigsten und der höchsten thematischen Auflösung auffällig: zum Beispiel sind Werte für die Gemeinde Wildflecken (Bayern, vgl. Abb. 17) bei der Berechnung mit nur 9 Klassen eher im mittleren

Bereich ( $\leq 0,6$ ), wohingegen bei der Berechnung mit 204 Klassen in dieser Gemeinde die höchsten Werte (zwischen 0,75 und 1) erreicht werden. Allerdings weisen auch die Forstgebiete im bayerischen Teilgebiet bei der höchsten thematischen Auflösung vergleichsweise hohe Werte auf, die vor dem Hintergrund der sehr homogenen forstlichen Landnutzung nicht erklärbar sind. Die geringen Werte für diese Gebiete, die bei geringer thematischer Auflösung resultieren, scheinen ein realitätsnäheres Ergebnis zu sein. Gemeinden im nördlichen Bereich des Biosphärenreservats zeigen vergleichsweise hohe Werte bei geringer Klassentiefe und niedrigere Werte bei höherem Detaillierungsgrad der Klassifikation. Folglich ist der Einfluss der thematischen Auflösung nicht nur wie bereits dargestellt statistisch signifikant, sondern auch räumlich relevant und in seiner Ausprägung gegensätzlich, d. h. dass sich nicht nur die Stärke der Ausprägung verändert, sondern auch die Richtung der Veränderung wechselt.

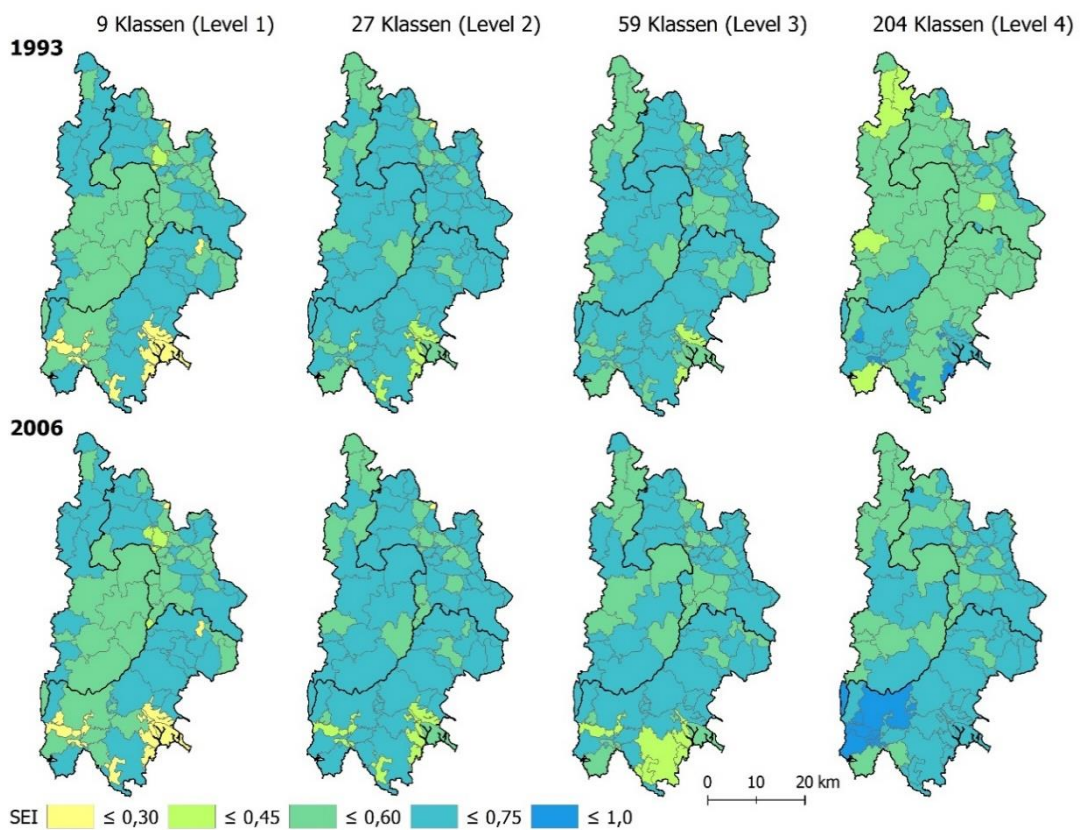


Abbildung 39: Ergebnisse der SEI (Shannon Evenness Index) Berechnungen auf Gemeindeebene für beide Jahre (1993: obere Reihe, 2006: untere Reihe) und verschiedene thematische Auflösungen (Spalten); weitere Erläuterung und Datenquellen s. Abb. 38.

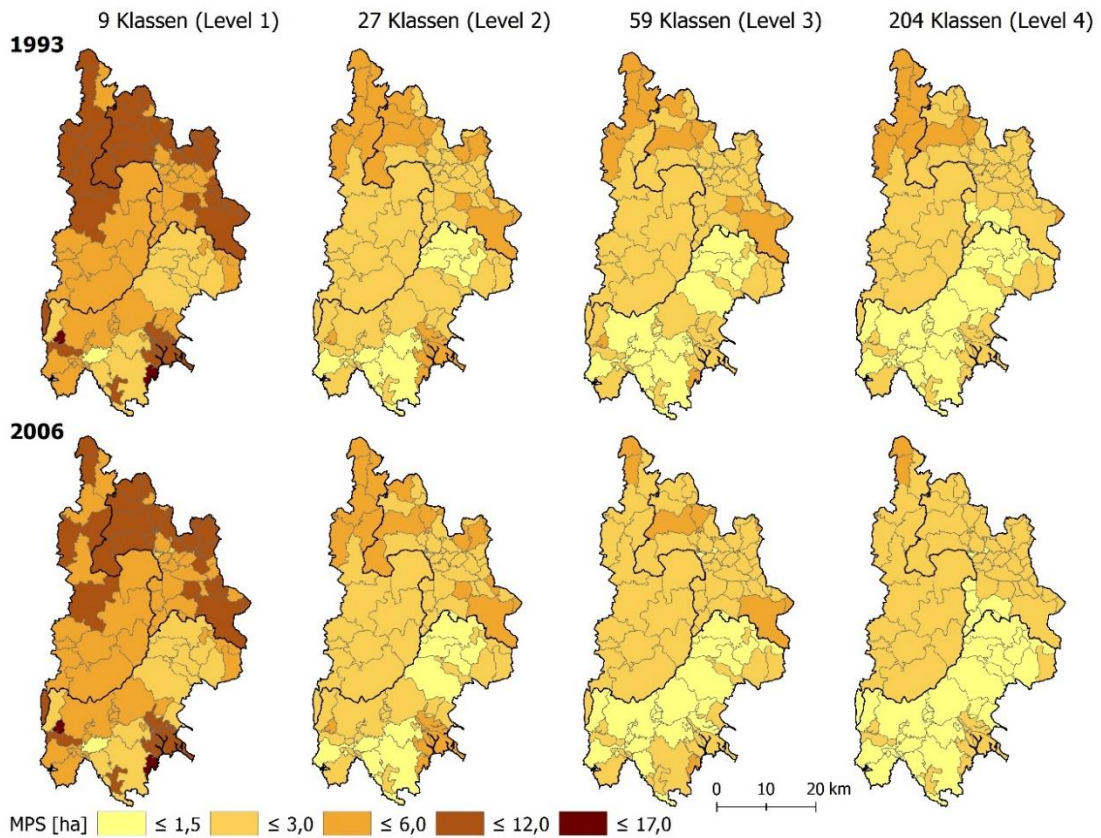


Abbildung 40: Ergebnisse der MPS (Mean Patch Size) Berechnungen auf Gemeindeebene für beide Jahre (1993: obere Reihe, 2006: untere Reihe) und verschiedene thematische Auflösungen (Spalten); weitere Erläuterung und Datenquellen s. Abb. 38.

Die Karten für die durchschnittliche Patchgröße zeigen eine hohe räumliche Variabilität bei geringer thematischer Auflösung mit besonders hohen Werten im Norden und Osten des Biosphärenreservats (Abb. 40). Das kann unter anderem mit der höheren Nutzungsintensität und der damit verbundenen größeren zusammenhängenden landwirtschaftlichen Fläche einhergehen. Die Kleinteiligkeit der Landschaft, ausgedrückt durch geringe Durchschnittsgrößen der Patches, wird vor allem bei höheren thematischen Auflösungen für die bayerischen Gemeinden deutlich. Die Veränderungen zwischen den beiden Zeitschritten sind eher als gering zu bezeichnen.

Die räumlich explizite Auswertung der Randliniendichte zeigt noch deutlicher als die durchschnittliche Patchgröße, dass hohe Werte, die mit einer ausgeprägten Kleinteiligkeit der Landschaft assoziiert sind, insbesondere in den bayerischen Gemeinden erreicht werden und zwar unabhängig von der thematischen Auflösung (Abb. 41). Geringe Werte sind vorwiegend in den thüringischen Gemeinden sowie in den nördlichsten Bereichen des hessischen Gebietes zu verzeichnen. Veränderungen zwischen den beiden Zeitschritten sind

gering und noch am ehesten mit der höchsten thematischen Auflösung erkennbar; hier wird in mehreren Gemeinden unabhängig von dem jeweiligen Bundesland eine Erhöhung der Randliniendichte angezeigt.

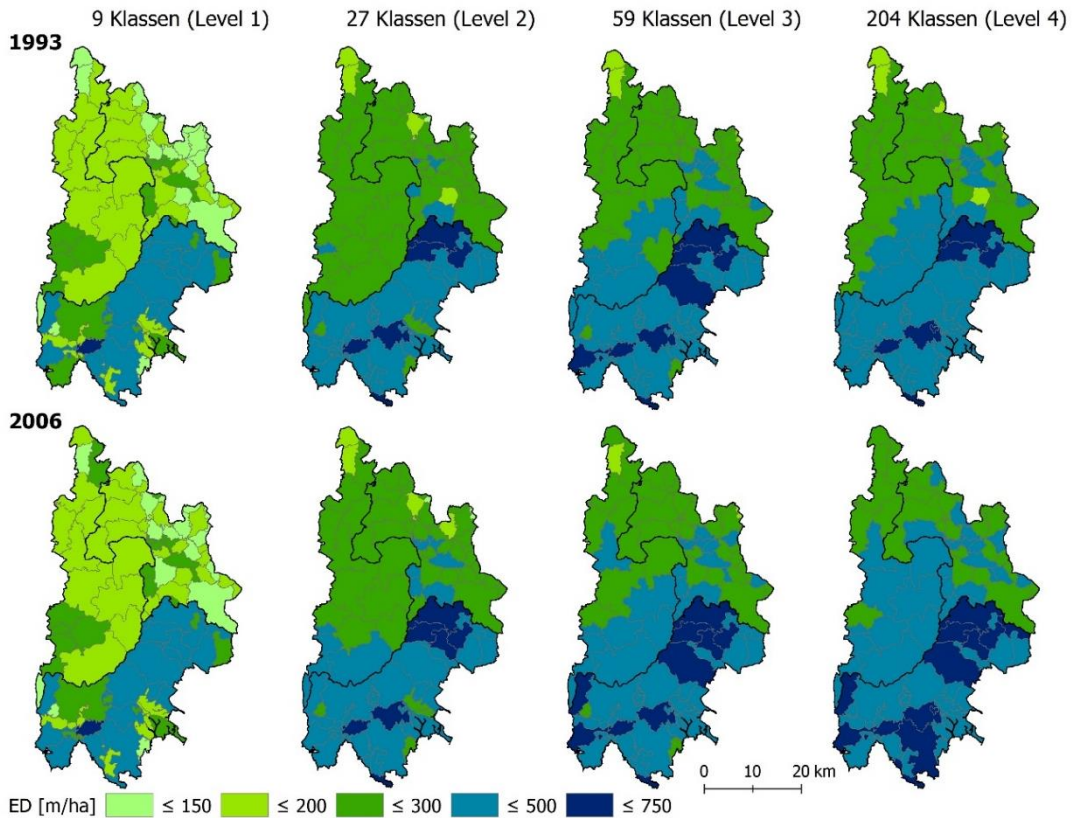


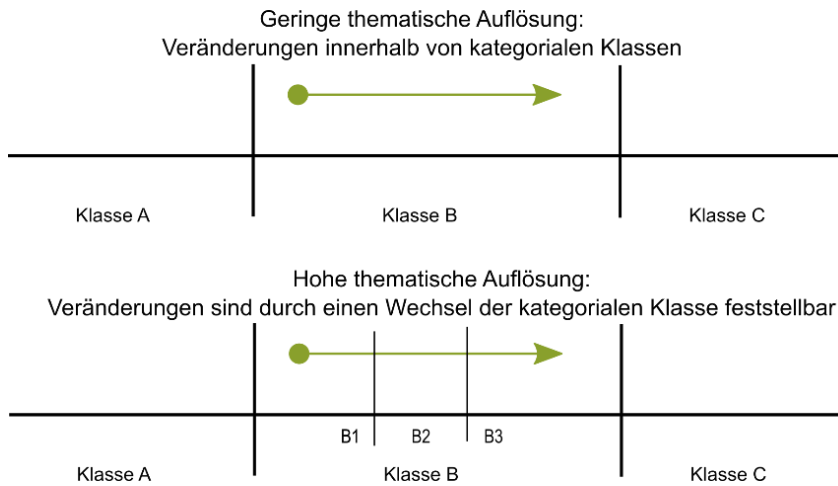
Abbildung 41: Ergebnisse der ED (Edge Density) Berechnungen auf Gemeindeebene für beide Jahre (1993: obere Reihe, 2006: untere Reihe) und verschiedene thematische Auflösungen (Spalten); weitere Erläuterungen und Datenquellen s. Abb. 38.

Um den Einfluss der thematischen Auflösung auf das Potenzial von Landschaftsindizes zur Berechnung zeitlicher Veränderungen von Landschaftsstrukturen zu untersuchen, sind die Landschaftsstrukturindizes nicht nur auf Gemeindeebene, sondern auch bezogen auf die Schutzzonen des Biosphärenreservats ermittelt worden (Anhang 8.7). Ausgenommen für die Werte der durchschnittlichen Patchgröße (MPS) und des Diversitätsindex (SDI) zeigen die Ergebnisse mit den Klassifikationsschemata Level 1 bis Level 3 nur geringe Veränderungen zwischen 1993 und 2006. Eine Abnahme des Diversitätsindex (SDI) in der Kernzone ist nur mit 27 bzw. 59 Klassen (Level 2 und 3) feststellbar. Die Entwicklung wird in eine Zunahme umgekehrt, wenn die Werte mit der höchsten thematischen Auflösung (Level 4) berechnet werden. Diese widersprüchlichen Ergebnisse korrespondieren mit den Resultaten der gemeindebasierten Berechnung, da auch hier ein Wechsel im Vorzeichen in Abhängigkeit

von der thematischen Auflösung stattfindet. Die leichte Zunahme der Diversitätswerte in der Pflege- und Entwicklungszone korreliert mit einer Abnahme der durchschnittlichen Patchgrößen (MPS). In der Entwicklungszone ist zudem eine leichte Zunahme des Gleichverteilungsindex (SEI) erkennbar. Vergleicht man die Ergebnisse, die mit den drei thematischen Auflösungen Level 1 bis 3 berechnet worden sind, sind die zeitlichen Entwicklungen sehr ähnlich; ein deutlicher Unterschied ist nur zu den Berechnungen mit der höchsten thematischen Auflösung (Level 4) erkennbar. Dabei bestätigt die Zunahme der Landschaftsdiversität, ausgedrückt durch eine Zunahme der SDI und SEI Werte sowie eine Abnahme der MPS Werte, die bisherigen Ergebnisse. Die deutlichste Zunahme ist in der Entwicklungszone und die geringste in der Kernzone festzustellen, was wiederum mit den unterschiedlichen Funktionen und Zielsetzungen dieser Zonen übereinstimmt. In der Entwicklungszone soll vorrangig eine dynamische Entwicklung nachhaltiger und kleinräumiger Nutzungen gefördert werden, wohingegen in der Kernzone dem Naturschutz Vorrang gegeben wird.

#### ***4.3.2.3 Diskussion***

Eine Auseinandersetzung mit den Auswirkungen der thematischen Auflösung auf quantitative Landschaftsanalysen im Monitoringkontext ist äußerst wichtig, da die Erfassung von Landschaftsveränderungen nur über die Abstraktion der Realität möglich ist und häufig über eine Zusammenfassung landschaftlicher Phänomene in übergeordnete Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen erfolgt (CASTILLA ET AL. 2009; GÄHLER U. SCHIEWE 2007). Der Einfluss der thematischen Auflösung auf die quantitativen Landschaftsanalysen kann auch als eine Form des *Modifiable Areal Unit Problem* (MAUP, Problem der veränderbaren Gebietseinheit) verstanden werden (BUYANTUYEV ET AL. 2010, S. 215). Unterschiedliche thematische Auflösungen teilen die Landschaft in verschiedene Patches ein, wobei jeder Patch eine spezifische Klasse repräsentiert. Diese Einheiten sind folglich keine natürlichen Phänomene, sondern menschliche Konstrukte, die das Grundgerüst des Patch-Mosaik-Modells aufbauen (CASTILLA ET AL. 2009; LAUSCH ET AL. 2015). Folgt man dieser Argumentationslinie, dann kann eine ungeeignete thematische Auflösung zum sogenannten ökologischen Irrtum (*ecological fallacy*) in der Analyse von Zusammenhängen führen (BUYANTUYEV U. WU 2007).



Die Wechselbeziehung zwischen Klassifikationstiefe und der Magnitude der ermittelbaren Veränderungen der Landnutzung und Landbedeckung ist mit dem hohen Anteil von Veränderungen innerhalb von kategorialen Klassen erklärbar: Je höher die thematische Auflösung, desto mehr Veränderungen können aufgrund von einem Wechsel zwischen kategorialen Klassen festgestellt werden (Abb. 42). Auch wenn das zunächst offensichtlich erscheint, ist das Ausmaß dieses Effektes, insbesondere hinsichtlich der sehr hohen thematischen Auflösungen, bemerkenswert (Abb. 31, Abb. 32). Somit besteht aber mit sehr hohen thematischen Auflösungen (Level 4, 204 Klassen) auch das Risiko einer Überbewertung der Landschaftsdynamik. Bei vielen Fragestellungen ist es nicht relevant, ob zum Beispiel die Sekundärnutzung von Streuobstwiesen Weiden oder Wiesen sind, da es vorrangig um den Erhalt der traditionellen Nutzungsform der Streuobstwiese selbst geht. Die Bedeutung der thematischen Auflösung für die Ergebnisse von Landschaftsveränderungsanalysen wird auch bei PONTIUS U. MALIZIA (2004) dargestellt, die den Einfluss der Zusammenfassung von Klassen auf die Berechnung von Landnutzungs-/Landbedeckungsveränderungen basierend auf klassifizierten Rasterdatensätzen untersuchen. Allerdings ist der Abgleich der hier vorgestellten Ergebnisse mit anderen Studien schwierig, da bisher nur wenige Untersuchungen den Fokus auf die thematische Auflösung legen und die vorangegangenen Studien, die die Thematik aufgreifen, häufig auf Raster- und nicht auf Vektordatensätzen basieren.

Im Bereich der Landschaftsstrukturanalysen ist die Thematik der Klassifikationstiefe als Einflussfaktor auf die berechneten Indexwerte bereits stärker in der wissenschaftlichen Diskussion aufgegriffen worden. Allerdings stellen auch hier UUEMAA ET AL. (2013, S. 101)



in ihrem Review-Artikel heraus, dass in vielen Studien, in denen Landschaftsstrukturindizes angewendet werden, die Anzahl der Landnutzungs-/Landbedeckungsklassen und/oder die räumliche Auflösung der Datensätze unerwähnt bleiben.

Grundsätzlich können drei mögliche Ergebnisbeeinflussungen durch Veränderungen der thematischen Auflösung unterschieden werden: Zunahme der Werte, Abnahme der Werte oder eine relative Konstanz der Werte. Die Ergebnisse der Landschaftsstrukturberechnung legen nahe, dass drei von den sieben hier berechneten Indizes besonders durch die thematische Auflösung beeinflusst werden. BUYANTUYEV ET AL. (2010) und BUYANTUYEV U. WU (2007) haben den Einfluss der Klassifikationstiefe auf die Landschaftsstrukturanalysen basierend auf klassifizierten Landsat-Satellitenbildern für 5 bzw. 6 Jahre am Beispiel eines Untersuchungsgebietes in Arizona analysiert. Ausgehend von 12 Landnutzungs-/Landbedeckungsklassen erfolgte eine Zusammenfassung zu 9, 6, und 4 Klassen und schließlich zu einer binären Klassifikation. Da die zweithöchste thematische Auflösung der geringsten Auflösung in dieser Untersuchung entspricht, sind auch hier Vergleiche der Ergebnisse schwierig. Dennoch kann festgehalten werden, dass in der Studie von BUYANTUYEV U. WU (2007) für 12 von 15 untersuchten Landschaftsstrukturindizes deutliche Veränderungen in Abhängigkeit von der thematischen Auflösung ermittelt werden konnten. Ähnlich zu den hier gezeigten Ergebnissen wird eine Zunahme der Diversitätswerte (SDI) und der Randliniendichte (ED) als Funktion der Klassifikationstiefe ermittelt. Andererseits konnten die Autoren aber eine Zunahme des flächengewichteten Index der fraktalen Dimension (AWPFD) mit zunehmender Klassifikationstiefe feststellen, wohingegen dieser Index in den hier gezeigten Untersuchungen unabhängig von der thematischen Auflösung nahezu konstant geblieben ist. Generell ist im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen zu konstatieren, dass formenbezogene Indizes wie die fraktale Dimension (AWPFD) oder der Formenindex (MSI) weniger empfindlich auf Veränderungen der Klassifikationstiefe reagieren. LIU ET AL. (2013) haben hingegen ein wechselhaftes Verhalten der Formenindizes auf Basis von Rasterdatensätzen mit einer höchsten thematischen Auflösung von 18 Klassen festgestellt. Die deutliche Empfindlichkeit des Indizes der durchschnittlichen Patchgröße (MPS) und die vergleichsweise geringen Auswirkungen auf den Gleichverteilungsindex (SEI) werden auch bei HUANG ET AL. (2006) herausgestellt. Dafür sind insgesamt 24 Landschaftsstrukturindizes mit thematischen Auflösungen zwischen 2 und 35 Klassen berechnet und untersucht worden. Ein Vergleich der Ergebnisse legt nahe, dass der Einfluss auf die mittlere Patchgröße besonders stark bei geringen thematischen Auflösungen ausfällt.

Das steht auch im Einklang mit den Ergebnissen von CASTILLA ET AL. (2009), die einen objektbasierten Klassifikationsansatz für Satellitenbilder in sieben Nationalparks in unterschiedlichen Ländern anwenden. Die Autoren untersuchen dabei den Einfluss der Klassifikationstiefe auf die berechnete Kleinteiligkeit der natürlichen Landschaften. Dabei werden die Auswirkungen von 25 verschiedenen thematischen Auflösungen, bei denen zwischen 2 und 50 Klassen unterschieden wird, untersucht. Ein Ergebnis ist, dass die Werte der durchschnittlichen Patchgröße zunächst einem *inversen Potenzgesetz* folgen und bei einer Auflösung von mehr als 16 Klassen linear abnehmen. Damit korrespondieren die Ergebnisse mit den Beobachtungen in der vorliegenden Untersuchung dahingehend, dass die Auswirkungen der Klassifikationstiefe am deutlichsten bei geringen thematischen Auflösungen sind und mit zunehmendem Detailgrad der Klassifikation abnehmen. Allerdings müssen hier die unterschiedlichen Abstände zwischen den thematischen Auflösungen berücksichtigt werden.

Dass sich die Ergebnisse der Landschaftsstrukturberechnung nicht nur quantitativ in Abhängigkeit von der thematischen Auflösung verändern, sondern auch eine *qualitative* Veränderung möglich ist, erschwert die Vorhersagbarkeit. Ergebnisse der Landschaftsdiversität auf Gemeindeebene zeigen, dass es mit zunehmender Auflösung auch zu einem Richtungswechsel in der Veränderung, d. h. einem Wechsel von einer Zunahme zu einer Abnahme, kommen kann. Gegensätzliche Ergebnisse dieser Art sind auch von BUYANTUYEV ET AL. (2010) für den *Largest Patch Index* und bei BUYANTUYEV U. WU (2007) für die Standardabweichung der Patchgröße beschrieben worden, aber nicht für die Diversitätsindizes. Um herauszufinden, welche Klassifikationstiefe am besten geeignet ist, um tatsächliche Veränderungen der Landschaftsstruktur zu ermitteln und um die widersprüchlichen Ergebnisse zu verifizieren, wären Erhebungen im Gelände als Vergleichsdatensatz notwendig.

Obwohl sowohl LUSTIG ET AL. (2015) als auch TOWNSEND ET AL. (2009) den Einfluss unterschiedlicher Untersuchungsgebietsgrößen bei der Landschaftsstrukturanalyse betonen, sind die Auswirkungen unterschiedlicher Flächenausmaße der Gemeindegebiete in der vorliegenden Untersuchung nicht erkennbar und wurden daher in den Ergebnissen nicht dargestellt.

Die Analyse des Einflusses der thematischen Auflösung auf die Untersuchung von zeitlichen Landschaftsstrukturveränderungen innerhalb der drei Schutzzonen des Biosphärenreservats ist nur wenig aussagekräftig, bestätigt aber die vorangegangenen Ergebnisse: Auswirkungen

sind vor allem bei sehr hohem Detaillierungsgrad der Klassifikation deutlich. Folglich ist es stark von der Fragestellung und Zielsetzung des Monitoringvorhabens abhängig, welche thematische Auflösung am besten geeignet ist. BUYANTUYEV ET AL. (2010) halten fest, dass es nicht eine *richtige* Klassifikationstiefe gibt, sondern dass der Detaillierungsgrad immer kritisch vor dem Hintergrund der Forschungsfragen betrachtet werden muss. Darüber hinaus muss aber sichergestellt sein, dass die thematische Auflösung der Datensätze in zeitlicher und räumlicher Dimension konsistent ist, um Vergleiche zu ermöglichen (WALZ 2015).

Die bisherigen Ergebnisse und Diskussionen geben Aufschluss über den Einfluss der thematischen Auflösung auf die Analyseergebnisse vektorbasierter Landschaftsveränderungs- und Landschaftsstrukturveränderungen und liefern damit Erkenntnisse zur ersten Fragestellung (Kapitel 1.2).

### 4.3.3 Quantitative Landschaftsanalysen zur Überprüfung der Zielerreichung

Zur Überprüfung der Zielerreichung werden zwei verschiedene Ansätze entwickelt und bewertet: ein indikatorbasiertes und ein prozessbasiertes Monitoring. Für die Fragestellungen ist von besonderem Interesse, inwieweit die Überprüfung flächenwirksamer Ziele des Biosphärenreservats mit den methodischen Ansätzen möglich ist und welche Schwierigkeiten bei der methodischen Umsetzung und bei der Bewertung der Ergebnisse auftreten. Im ersten Unterkapitel werden die Ergebnisse des indikatorbasierten Ansatzes vorgestellt, im daran anschließenden Unterkapitel die des prozessbasierten Ansatzes und im abschließenden Unterkapitel werden die Ergebnisse mit Hilfe von Expertenwissen evaluiert sowie diskutiert und in einen größeren Kontext gesetzt, um mögliche Einflussgrößen benennen zu können.

#### *4.3.3.1 Indikatorbasiertes Monitoring*

Die Werte der Indikatoren werden gemeindebezogen berechnet, was eine flächenexplizite Interpretation und Darstellung ermöglicht.

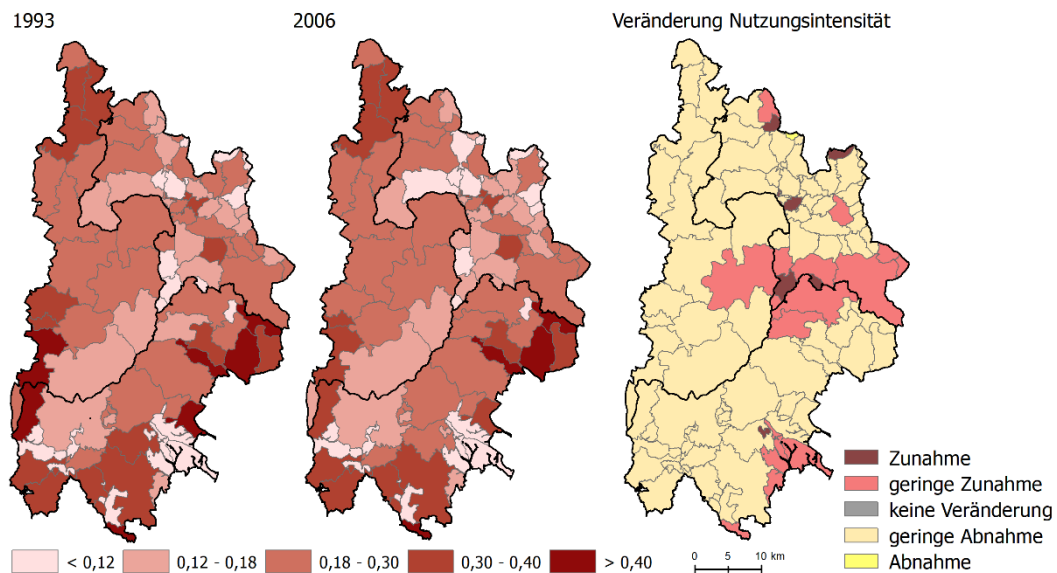


Abbildung 43: Darstellung der re-skalierten Werte (Wertebereich von 0 bis 1) der Nutzungsintensität pro Gemeindefläche für 1993 und 2006 sowie der Veränderung als Differenz zwischen den beiden Jahren. In der Darstellung der Veränderung zeigen graue Flächen keine Veränderung; eine geringe Zunahme bzw. eine geringe Abnahme wird bei einer Veränderung der Werte um  $\pm 0,01$  angenommen. Bei einer Veränderung der Werte  $> \pm 0,01$  ist eine deutliche Zunahme bzw. Abnahme erkennbar. In der Darstellung der Veränderung können somit auch Gemeinden eine (leichte) Zu- oder Abnahme aufweisen, die bei dem visuellen Vergleich der Karten für 1993 und 2006 nicht auffällt, da sich die Veränderung ggf. innerhalb eines Wertebereiches bewegt. Findet zum Beispiel eine Veränderung von 0,14 zu 0,17 statt, ist diese in den beiden Karten für 1993 und 2006 nicht sichtbar, aber in der Karte mit den Veränderungen wird sie dargestellt (Datenquellen s. Abb. 38).

Abbildung 43 zeigt die Ergebnisse des Indikators für die Nutzungsintensität für beide Zeitschritte und die Veränderung zwischen den beiden Jahren, die sich aus der Differenz der Werte ergibt. Besonders gering sind die Werte für die Nutzungsintensität im Bereich der Hohen Rhön, d. h. in Gemeinden mit hohen Kernzonenanteilen, sowie in den überwiegend forstlich genutzten Gebieten, wie zum Beispiel dem Moltener Forst und dem Steinbacher Forst im bayerischen Teil des Biosphärenreservats (vgl. Abb. 17). Höhere Werte werden vor allem für die Randbereiche der bayerischen und hessischen Rhön berechnet. Die vergleichsweise geringeren Werte für den thüringischen Teil könnten mit der geringeren Reliefenergie und den dadurch bedingt geringeren Anteilen erosionsgefährdeter Standorte zusammenhängen. Die Veränderungen der Nutzungsintensität sind nur gering, d. h. es gibt kaum deutliche Zu- oder Abnahmen. Im überwiegenden Teil der Gemeinden scheint es eine leichte Tendenz zu einer Abnahme der Nutzungsintensität zu geben, was mit den Zielen des Biosphärenreservats korrespondieren würde. Eine geringe Zunahme ist entlang des bayerisch-thüringischen Grenzverlaufs sowie in der hessischen Gemeinde Hilders erkennbar. Deutliche Zunahmen sind nur kleinflächig in thüringischen Gemeinden zu verzeichnen, z. B. Frankenheim, Melpers und Empfertshausen (vgl. Abb. 17).

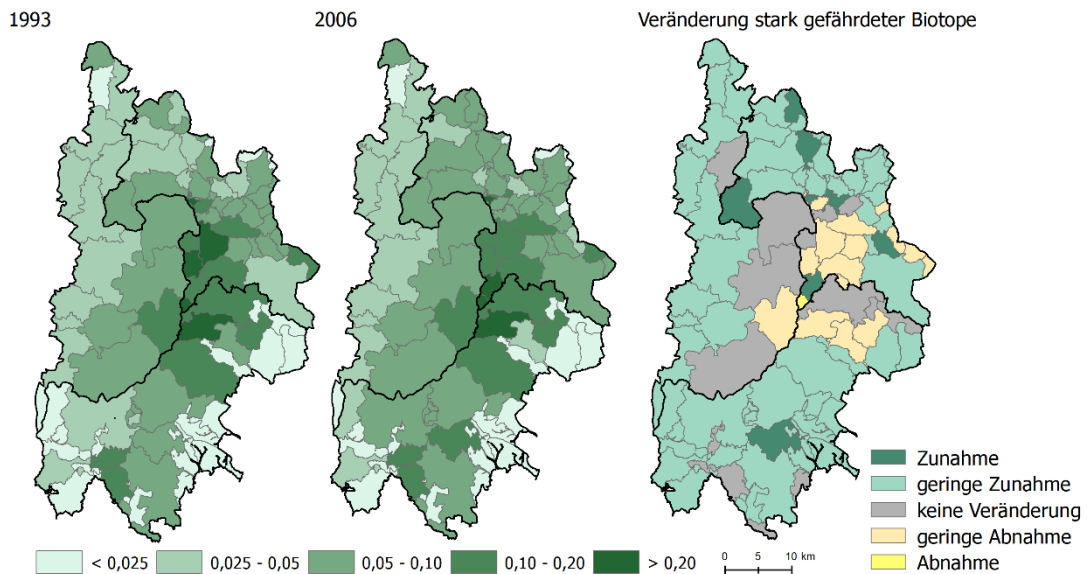


Abbildung 44: Darstellung der re-skalierten Werte (Wertebereich von 0 bis 1) des Anteils landesweit stark gefährdeter Biotope pro Gemeindefläche für 1993 und 2006 sowie der Veränderung als Differenz zwischen den beiden Jahren (Erläuterung s. Abb. 43, Datenquellen s. Abb. 38).

Stark gefährdete Biotope finden sich vor allem in den zentralen Hochlagen der Rhön in Gemeinden mit hohem Kernzonenanteil; die Werte nehmen zu den Rändern des Biosphärenreservats hin ab (Abb. 44). Auch hier sind die Veränderungen im Untersuchungszeitraum von 13 Jahren eher gering, was uneingeschränkt als positive Entwicklung bewertet werden kann, da der Schutz der gefährdeten Biotope einen erhaltenden und schützenden Ansatz verfolgt. Überraschend ist die leichte Tendenz zur Abnahme der stark gefährdeten Biotope in der Gemeinde Ehrenberg im Bereich der Hohen Rhön; dennoch ist die Abnahme nur gering und der Anteil der stark gefährdeten Biotope an der Fläche ist grundsätzlich in beiden Jahren vergleichsweise hoch (0,10 bis 0,20). Gegebenenfalls kann dies auch mit der Dynamik der Verbuschung von Grünlandbereichen in diesen Gebieten assoziiert sein, was dann wiederum eine Änderung der Klassenzuordnung (von extensivem Grünland, das zu den stark gefährdeten Biotopen gehört, zu einem anderen Biotoptyp) mit sich bringt (persönliche Kommunikation Biosphärenreservat Rhön am 12.07.2016). Außerhalb der Kernzonen könnte die Umwandlung von Extensiv- in Intensivgrünland eine mögliche Erklärung für leichte Abnahmetendenzen sein.

Ein besonders hoher Anteil der Grünlandflächen (> 30 %) ist in den beiden Jahren auf Gemeindeflächen im hessischen und thüringischen Teil erkennbar und hier vor allem in den höheren Lagen (Abb. 45). Sieht man von den Forstgebieten ab, weisen die meisten übrigen Gemeinden einen Anteil zwischen 11 und 30 % auf. Eine sehr deutliche Zunahme der Grünlandflächen ist in den Gemeinden mit hohem Entwicklungszonenanteil erkennbar, was

aber zu einem gewissen Teil auch auf die Nutzung als Intensivgrünland zurückgeführt werden kann, so dass hier durch die Erhöhung des Grünlandanteils nur bedingt von einer Extensivierung der Nutzung ausgegangen werden kann. Die Abnahme der Grünflächenanteile im Bereich der Hohen Rhön könnte gegebenenfalls mit einem Grünlandverlust durch Sukzession zu Gunsten von Waldflächen erklärt werden. Das ist aber nur vor dem Hintergrund der entsprechenden Zeitspanne von 1993 bis 2006 zu erklären, da spätestens mit der Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik 2013 das Direktzahlungssystem überarbeitet wurde und mit dem so genannten *Greening*, der Schutz des Grünlands für die Landwirte lukrativer ist als es Sukzessionsflächen sind (HABER 2014, weitere Ausführungen in Kapitel 4.3.3.3). Da in den Gemeinden Gersfeld und Hilders keine Veränderung der stark gefährdeten Biotope, zu denen das Extensivgrünland gehört, feststellbar ist, handelt es sich um eine Abnahme intensiv genutzter Grünlandbereiche, was sich gegebenenfalls auch auf eine Umwandlung zur Ackernutzung zurückführen ließe.

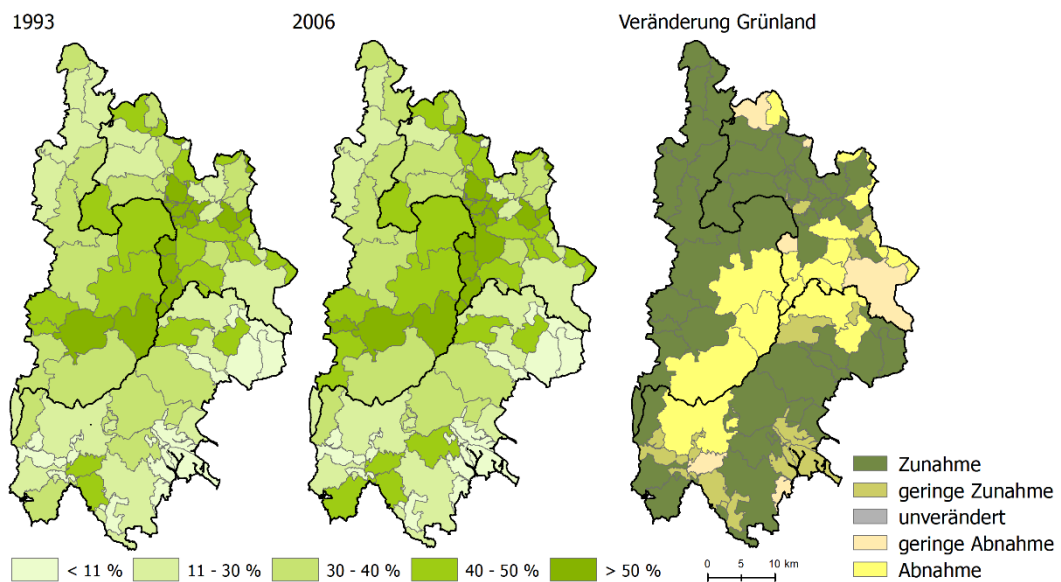


Abbildung 45: Darstellung des prozentualen Grünlandanteils an der jeweiligen Gemeindefläche für 1993 und 2006 sowie der Veränderung als Differenz zwischen den beiden Jahren (Erläuterung s. Abb. 43, Datenquellen s. Abb. 38).

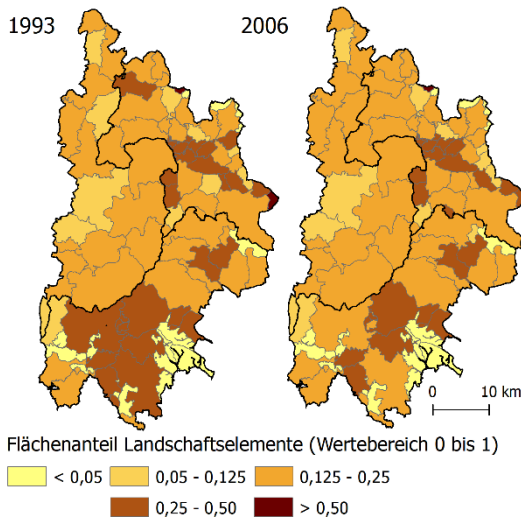


Abbildung 46: Darstellung der re-skalierten Werte (Wertebereich von 0 bis 1) für den Anteil der flächenhaft erfassten Landschaftselemente pro Gemeindefläche basierend auf den Polygondatensätzen für 1993 und 2006 (Datenquellen s. Abb. 38).

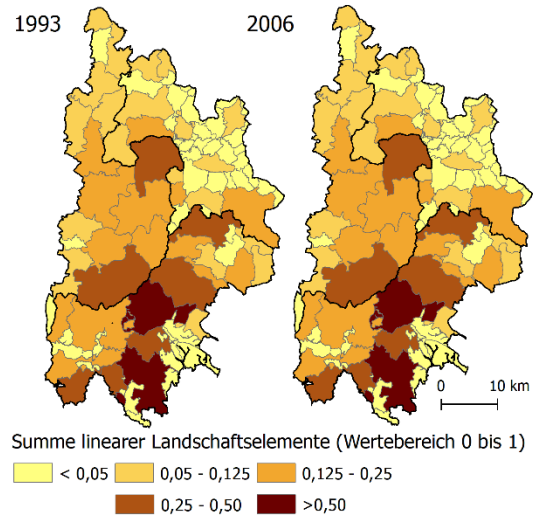


Abbildung 47: Darstellung der re-skalierten Werte (Wertebereich von 0 bis 1) für die Summe der linearen Landschaftselemente pro Gemeindefläche basierend auf den Liniendatensätzen für 1993 und 2006 (Datenquellen s. Abb. 38).

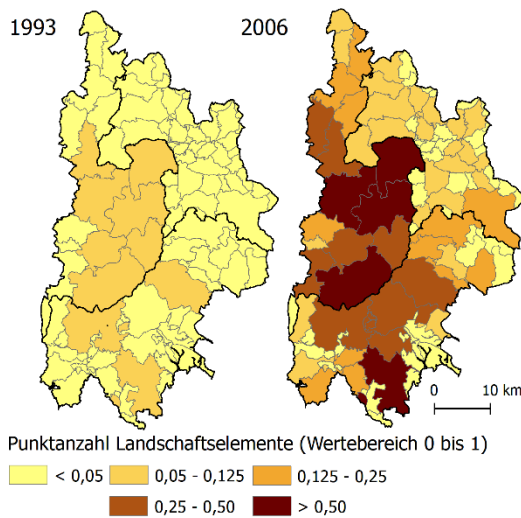


Abbildung 48: Darstellung der re-skalierten Werte (Wertebereich von 0 bis 1) für die Anzahl der punktförmigen Landschaftselemente pro Gemeindefläche basierend auf den Punktdatensätzen für 1993 und 2006 (Datenquellen s. Abb. 38).

Für die Ergebnisbeschreibung des zusammengesetzten Indikators der Landschaftsstrukturvielfalt werden zunächst kurz die Ergebnisse der Einzelindikatoren vorgestellt. Der Anteil der flächenhaft erfassten Landschaftselemente ist in einzelnen östlichen Gemeinden sowie den südlichen Gemeinden des Biosphärenreservats besonders hoch (Abb. 46). Letzteres ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auch mit den bereits an anderer Stelle erwähnten

charakteristischen und strukturreichen Heckenlandschaften in Bereichen der bayerischen Rhön zu erklären, was wiederum mit den sehr hohen Werten für die linearen Landschaftselemente korrespondiert (Abb. 47). Bei den als Punkte erfassten Landschaftselementen fällt der sehr deutlich ausgeprägte Unterschied zwischen den beiden Erfassungszeitpunkten 1993 und 2006 auf (Abb. 48). Auch wenn im Zuge von Pflegemaßnahmen Pflanzungen von Einzelbäumen durchgeführt werden, besteht die Gefahr, dass die Zunahme der Landschaftselemente auch oder zumindest teilweise auf eine unterschiedliche Interpretation und Erfassung zurückzuführen ist.

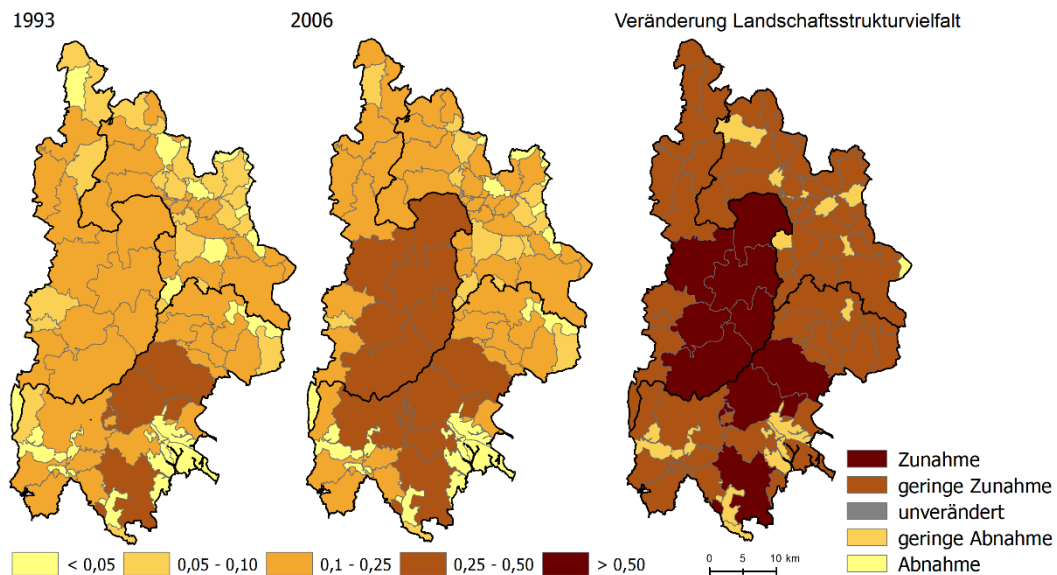


Abbildung 49: Darstellung der re-skalierten Werte (Wertebereich von 0 bis 1) der Landschaftsstrukturvielfalt durch Kleinstrukturen pro Gemeindefläche für 1993 und 2006 sowie der Veränderung als Differenz zwischen den beiden Jahren (Erläuterung s. Abb. 43, Datenquellen s. Abb. 38).

Vergleicht man die Werte des zusammengesetzten Indikators (Abb. 49) mit den Ergebnissen für die einzelnen Indikatoren, ist ersichtlich, dass die hohen Werte für 2006 im hessischen Teil vor allem auf den hohen Werten der als Punkte erfassten Landschaftselemente beruhen; die geringen Werte für Thüringen sind vor allem auf geringe Werte der linearen und punktförmigen Landschaftselemente und weniger auf den Anteil flächenhafter Elemente zurückzuführen. Die Karte, die die Veränderungen zwischen den beiden Erfassungszeitpunkten zeigt, verdeutlicht eine Zunahme der Landschaftsstrukturvielfalt in den meisten Gemeindegebieten. Die Zunahme ist besonders deutlich im hessischen Teil, bedingt durch die oben bereits erwähnte Zunahme der punktförmig erfassten Landschaftselemente, sowie in den bayerischen Gebieten, wo sowohl eine Zunahme flächig erfasster als auch punktförmig erfasster Landschaftselemente erkennbar ist. Da die Werte für die thüringischen



Gemeinden generell geringer sind, ist zunächst die Vermutung naheliegend, dass die Ursache dafür in den größeren Landwirtschaftsflächen liegt. Eine Korrelation zwischen den durchschnittlichen Ackerflächengrößen und den Indikatorwerten ist jedoch nicht signifikant, so dass die Vermutung statistisch nicht belegt werden kann. Da die Erhaltung und Entwicklung der kleinteilig gegliederten Landschaft zu den Zielen des Biosphärenreservats gehört, sind auch die Ergebnisse der Landschaftsstrukturvielfalt positiv zu bewerten. Allerdings muss bei der Beschreibung der Landschaftsdiversität der enge Zusammenhang zwischen Diversität und Fragmentierung berücksichtigt werden, auf den im nächsten Kapitel näher eingegangen wird.

Durch die Berechnung auf Gemeindeebene liegt eine ausreichend große Grundgesamtheit an Werten vor, so dass Korrelationen zwischen den Indikatoren berechnet werden können. Die Ergebnisse sind in Tabelle 22 dargestellt.

*Tabelle 22: Stärke der Zusammenhänge zwischen den Indikatoren (Korrelationskoeffizient nach Pearson); LSV: Indikator Landschaftsstrukturvielfalt, NI: Indikator Nutzungsintensität, sgBio: Indikator stark gefährdete Biotope, GE: Indikator Grünlanderhalt; zwischen den Indikatoren NI und sgBio sowie NI und GE besteht kein signifikanter Zusammenhang; bei allen anderen Indikatoren-Paaren sind die Korrelationen signifikant (zweiseitig, mit p-Werten < 0,05), n = 91.*

	<b>LSV</b>	<b>NI</b>	<b>sgBIO</b>	<b>GE</b>	
<b>LSV</b>		0,45	0,30	0,40	<b>Werte 1993</b>
<b>NI</b>	0,38		-0,12	0,05	
<b>sgBIO</b>	0,35	-0,03		0,58	
<b>GE</b>	0,34	0,04	0,61		
	<b>Werte 2006</b>				

Zwischen den Indikatoren Nutzungsintensität (NI) und stark gefährdete Biotope (sgBio) sowie Nutzungsintensität und Grünlanderhalt (GE) besteht kein signifikanter statistischer Zusammenhang. Das Ergebnis erscheint plausibel, da die Indikatoren spezifisch für unterschiedliche Flächen sind. Der stärkste positive statistische Zusammenhang besteht zwischen den Indikatoren Grünlanderhalt (GE) und stark gefährdete Biotope (sgBio) mit  $r = 0,58$  (1993) bzw.  $r = 0,61$  (2006), was sich mit dem kausalen Zusammenhang zwischen den beiden Indikatoren deckt, da für beide der Anteil des extensiven Grünlands als Einzelindikator verwendet wird. Ein schwacher positiver statistischer Zusammenhang (0,30 bis 0,45) ist für alle Indikatoren mit dem Indikator Strukturvielfalt (LSV) feststellbar. Auch hier liegt die kausale Plausibilität in der Überschneidung der Indikatoren begründet: die für die

Landschaftsvielfalt relevanten Kleinstrukturen befinden sich zum einen auf agrarisch genutzten Flächen (Nutzungsintensität) und Grünlandflächen (Grünlanderhalt) und zum anderen sind sie als Zwergstrauch- und Wachholderheiden in dem zusammengesetzten Indikator der stark gefährdeten Biotope enthalten.

#### ***4.3.3.2 Prozessbasiertes Monitoring***

##### **Veränderung der Landnutzung und Landbedeckung in drei Gemeinden**

Aufgrund mangelnder Verfügbarkeit aktueller flächendeckender Daten für das Biosphärenreservat wird der prozessbasierte Monitoringansatz am Beispiel von drei ausgewählten Gemeinden entwickelt (Kapitel 4.1.3, Beschreibung der Gemeinden). In Anlehnung an Kapitel 4.3.1 wird zunächst die Landnutzungs- und Landbedeckungsveränderung mit den acht generalisierten Kategorien untersucht, die in Kapitel 4.2.1.2 beschrieben sind (Abb. 50). Die Analyse zeigt nur geringe Veränderungen der stark zusammengefassten Kategorien für beide untersuchten Zeitintervalle (1993 bis 2006 und 2006 bis 2016), was durch die hohe Persistenz der Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen in den Karten (Abb. 50) deutlich wird. Auf dem Gebiet der Gemeinde Geisa ist die stärkste Veränderung eine Zunahme der Siedlungsfläche zwischen 2006 und 2016. Vergleicht man die Daten mit den Daten des Thüringer Landesamts für Statistik ([www.statistik.thueringen.de](http://www.statistik.thueringen.de)), kann eine Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsflächen für diesen Zeitraum bestätigt werden, allerdings scheint diese in den vorliegenden Daten überschätzt zu werden und tatsächlich geringer auszufallen. In der Gemeinde Ehrenberg fällt insbesondere die Zunahme der Ackerflächen zu Lasten von Grünlandflächen auf. Grundsätzlich ist ein vermehrter Grünlandumbruch aufgrund der Agrarförderungen plausibel, ist aber für diesen Zeitraum eher in den Randbereichen des Biosphärenreservats zu erwarten, so dass auch hier davon ausgegangen wird, dass durch unterschiedliche Erfassungsmethoden der Daten die tatsächlichen Veränderungen überschätzt werden (persönliche Kommunikation mit dem Fachdienst Landwirtschaft des Landkreises Fulda am 04.08.2016). Die Daten für die Gemeinde Bischofsheim scheinen in sich konsistent zu sein, da keine abrupten Sprünge zwischen den beiden untersuchten Zeitintervallen stattfinden. Zusammenfassend ist aber erneut festzuhalten, dass sich die Dynamik der Landschaft im Biosphärenreservat mit der Veränderungsanalyse der übergeordneten Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen nur sehr bedingt abbilden lässt.

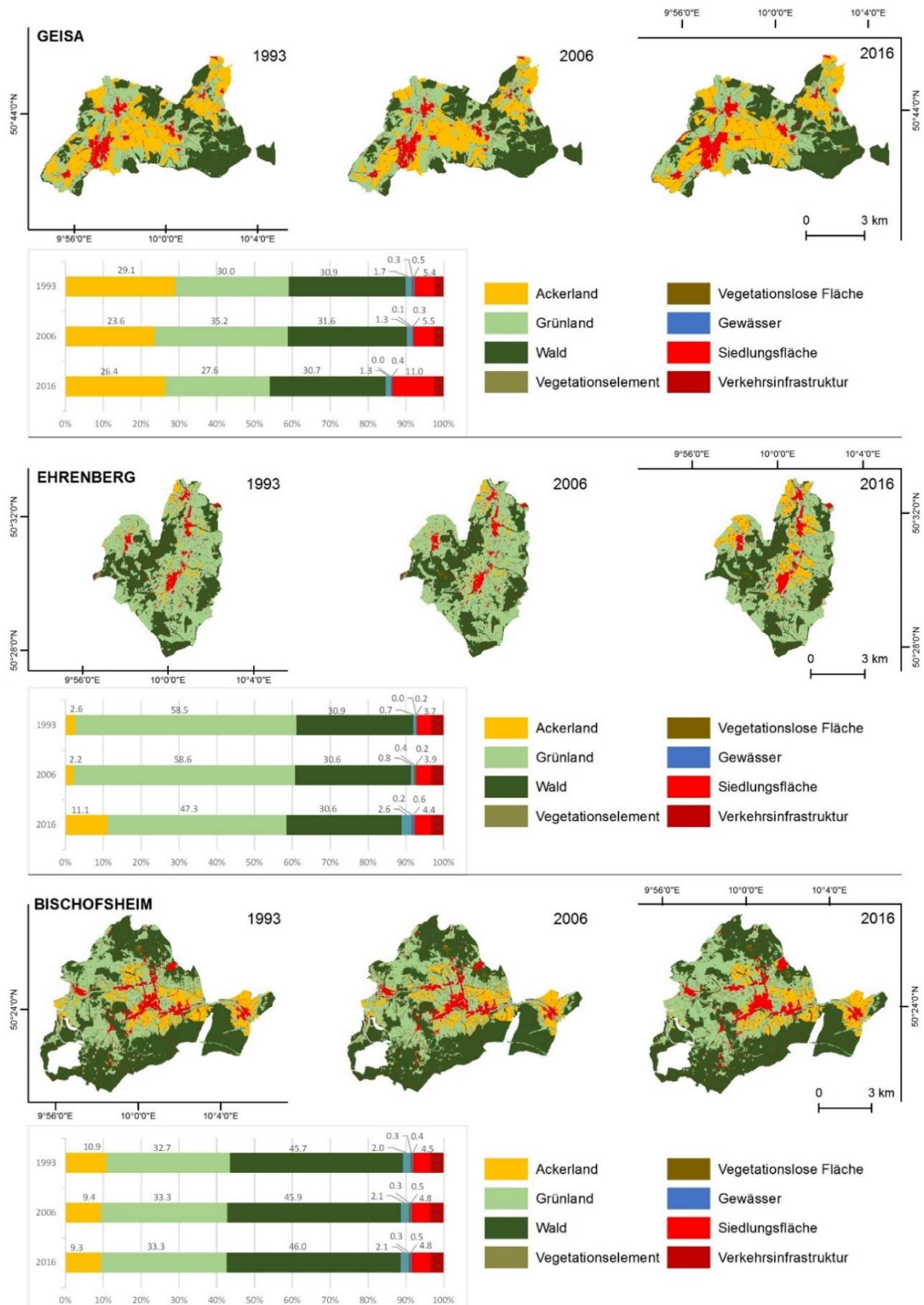


Abbildung 50: Landnutzung und Landbedeckung 1993, 2006 und 2016 in den drei untersuchten Gemeinden Geisa (Thüringen), Ehrenberg (Hessen) und Bischofsheim (Bayern). (Berechnungsgrundlage für 1993 und 2006 sind die Biotop- und Nutzungstypenkartierungen, Datenquellen s. Abb. 38. Berechnungsgrundlage für 2016 sind die ATKIS Datensätze der Bundesländer, Datenquellen: 1) Hessische Verwaltung für Bodenmanagement und Geoinformation, 2) Thüringen: Landesamt für Vermessung und Geoinformation, 3) Bayern: Landesamt für Digitalisierung, Breitband und Vermessung.)

## Ergebnisse des prozessbasierten Monitorings

Um die Zielerreichung besser beurteilen zu können, werden im Folgenden die Ergebnisse des prozessbasierten Monitoringansatzes vorgestellt. Die Intensivierung der Landnutzung, wie sie in der vorliegenden Arbeit definiert ist (Kapitel 4.2.2.4), ist für alle Gemeinden im ersten Untersuchungszeitraum von 1993 bis 2006 mit einem Flächenanteil von unter einem Prozent zu vernachlässigen (Abb. 51). Im zweiten Zeitintervall zwischen 2006 und 2016 haben die Werte für die Gemeinde Bischofsheim zwar zugenommen, sind aber mit ca. 2 % Flächenanteil nach wie vor gering. Die Zunahme in den anderen beiden Gemeinden ist mit fast 6 % (Geisa) bzw. 8 % (Ehrenberg) deutlicher. Betrachtet man den gesamten Zeitraum von 1993 bis 2016, sind die sehr geringen Werte des ersten Zeitintervalls nicht mehr erkennbar. Die Gemeinde Ehrenberg hat eine vergleichsweise hohe Reliefenergie, wodurch mit der Zunahme der Ackerflächen auf ehemaligen Grünlandflächen (Abb. 50) die Zunahme der Nutzungsintensität erklärt werden kann. In Geisa ist die Zunahme der Ackerflächen bzw. Abnahme der Grünlandflächen geringer als in Ehrenberg, obwohl durch den hohen Entwicklungszonenanteil hier eher eine Intensivierung zu erwarten wäre als in Ehrenberg, wo der Kernflächen- und Pflegezonenanteil höher ist.

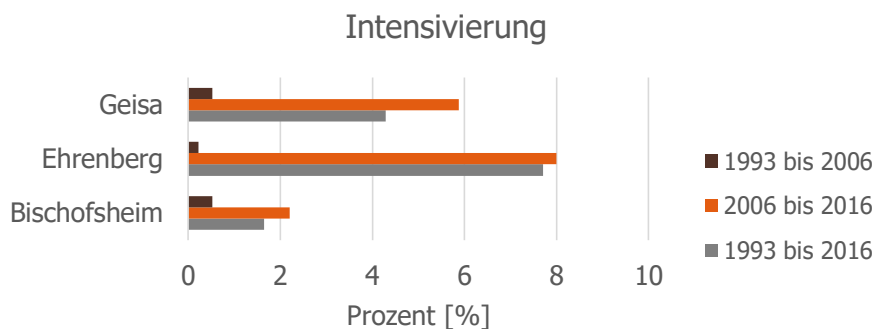


Abbildung 51: Prozess der Intensivierung in den drei Gemeindegebieten für die beiden Zeitintervalle 1993 bis 2006 und 2006 bis 2016 als prozentualer Anteil an der Gesamtfläche der jeweiligen Gemeinde; in grau sind die Ergebnisse für den Gesamtzeitraum von 1993 bis 2016 dargestellt.

Der Prozess der Extensivierung ist in Geisa im ersten Zeitintervall mit einem Flächenanteil von ca. 5 % am stärksten ausgeprägt, d. h. im Zeitraum von 1993 bis 2006 werden viele Ackerflächen in Grünland umgewandelt (Abb. 52). Mit der Einführung des Biosphärenreservats kurz nach der Wiedervereinigung ist es möglich, dass der Prozess der Extensivierung auch mit weiteren Umstrukturierungen insbesondere in den 1990er Jahren verknüpft ist. Auf der Fläche der Gemeinde Ehrenberg, die ohnehin den größten Grünlandanteil der drei Gemeinden aufweist, finden mit unter 1 % Flächenanteil keine

Extensivierungsprozesse statt. In der Gemeinde Bischofsheim, die sowohl Entwicklungs- als auch Pflegezonenanteile aufweist, lassen die Werte mit ca. 2 % Flächenanteil eine leichte Tendenz hin zu Extensivierung erkennen.

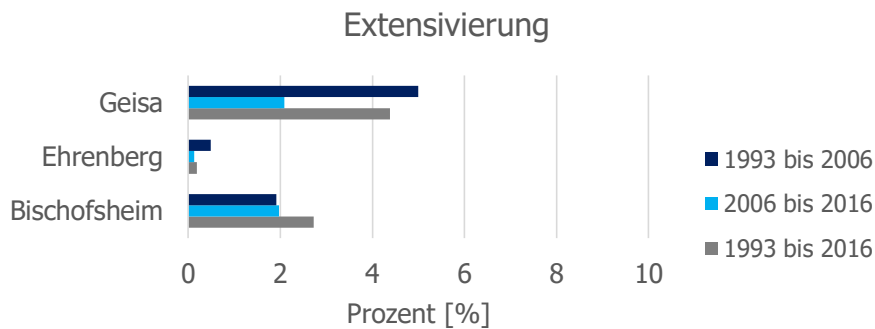


Abbildung 52: Prozess der Extensivierung in den drei Gemeindegebieten für die beiden Zeitintervalle 1993 bis 2006 und 2006 bis 2016 als prozentualer Anteil an der Gesamtfläche der jeweiligen Gemeinde; in grau sind die Ergebnisse für den Gesamtzeitraum von 1993 bis 2016 dargestellt.

Hinsichtlich des Erhalts von Grünlandflächen ist in allen drei Gemeinden eine hohe Persistenz zu verzeichnen (Abb. 53). Die Werte für den ersten Zeitabschnitt liegen bei allen Gemeinden um die 95 %. Die geringeren Werte im zweiten Zeitintervall von 65 % (Geisa) bis fast 85 % (Bischofsheim) sind nur teilweise auf die unterschiedlichen Erfassungsmethoden der Daten zurückzuführen und können insbesondere in den Entwicklungszonen (Geisa und z. T. Bischofsheim) mit dem Prozess der Intensivierung erklärt werden. In den Pflegezonen liegen die meisten Grünlandflächen, so dass insbesondere für Ehrenberg eine Abnahme der Grünlandflächen ebenso wie die Nutzungsintensivierung überraschend erscheint und weiter geprüft werden müsste.

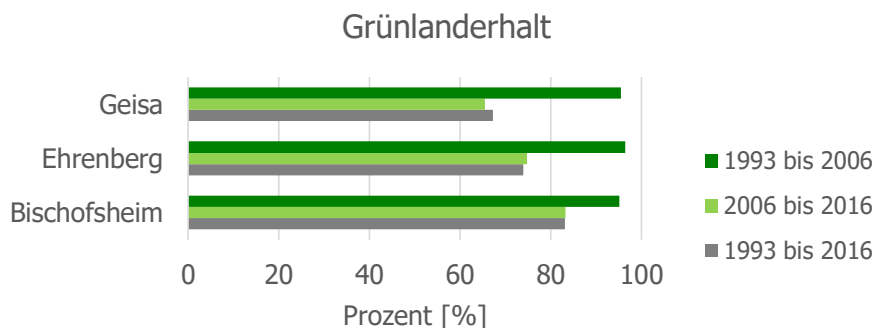


Abbildung 53: Prozess der Grünlanderhaltung in den drei Gemeindegebieten für die beiden Zeitintervalle 1993 bis 2006 und 2006 bis 2016 als prozentualer Anteil an der Grünlandfläche des jeweiligen Referenzjahres in der jeweiligen Gemeinde; in grau sind die Ergebnisse für den Gesamtzeitraum von 1993 bis 2016 dargestellt.

Die Diversifizierung wird aus der Veränderung des Shannon Gleichverteilungsindex abgeleitet. Für die Gemeinden Geisa und Bischofsheim zeigen die Werte, die zwischen 0,6 und 0,7 liegen, eine vielfältige Landschaft mit vernachlässigbaren Veränderungen der Landschaftsdiversität (< 2,5 prozentuale Veränderung der Werte im Vergleich zum Wert des jeweiligen Referenzjahres, Abb. 54). Auch fallen die Ergebnisse der Gemeinde Ehrenberg für den zweiten Zeitschritt mit einer deutlichen Zunahme der berechneten Landschaftsdiversität auf. Inwieweit tatsächlich eine Nutzungsdiversifizierung stattgefunden hat, ist aber auch hier nicht mit Sicherheit zu sagen. Die Unsicherheiten hinsichtlich der Kombination unterschiedlicher Datensätze werden im nachfolgenden Kapitel noch eingehend diskutiert.

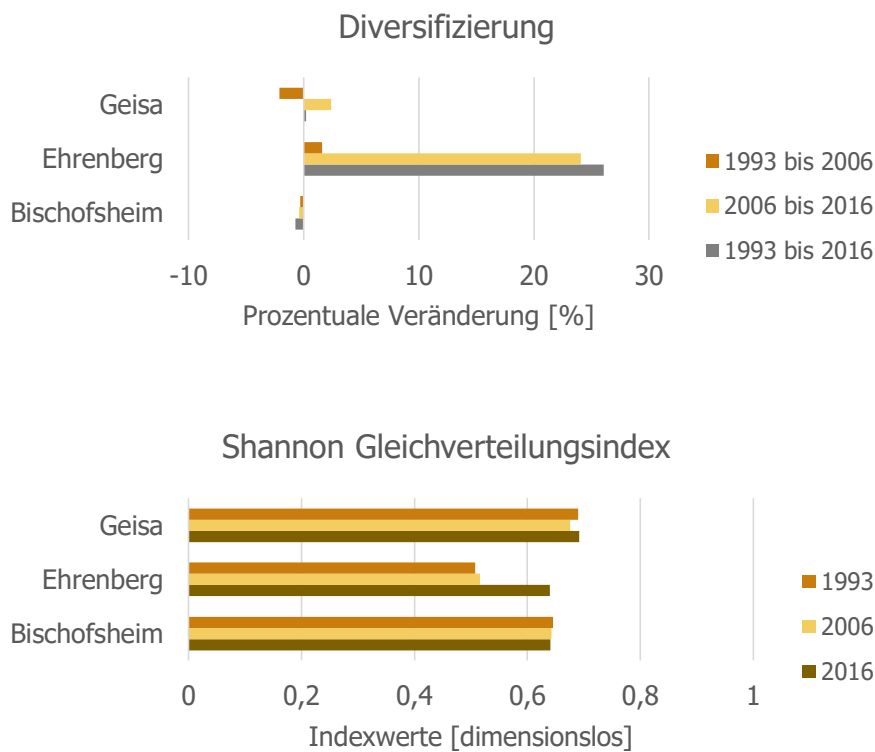


Abbildung 54: Prozess der Diversifizierung dargestellt als prozentuale Veränderung der Indexwerte für die beiden Zeitintervalle 1993 bis 2006 und 2006 bis 2016 im oberen Diagramm; in grau sind die Ergebnisse für den Gesamtzeitraum von 1993 bis 2016 dargestellt. Im unteren Diagramm sind differenziert für die drei Gemeindegebiete die absoluten Indexwerte des Shannon Gleichverteilungsindex (Shannon Evenness Index, SEI) für die drei Jahre dargestellt.

Der Prozess der Fragmentierung ist im Untersuchungsgebiet nicht stark ausgeprägt (Abb. 55), was auch in anderen Quellen belegt wird (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT ET AL. 2008). Die Rhön gehört zu den am wenigsten

zerschnittenen Gebieten in Deutschland. Dennoch hat auch hier ein Ausbau der Verkehrsinfrastruktur stattgefunden, insbesondere auf Grund des hohen PKW-Aufkommens im Vergleich zum öffentlichen Nahverkehr.

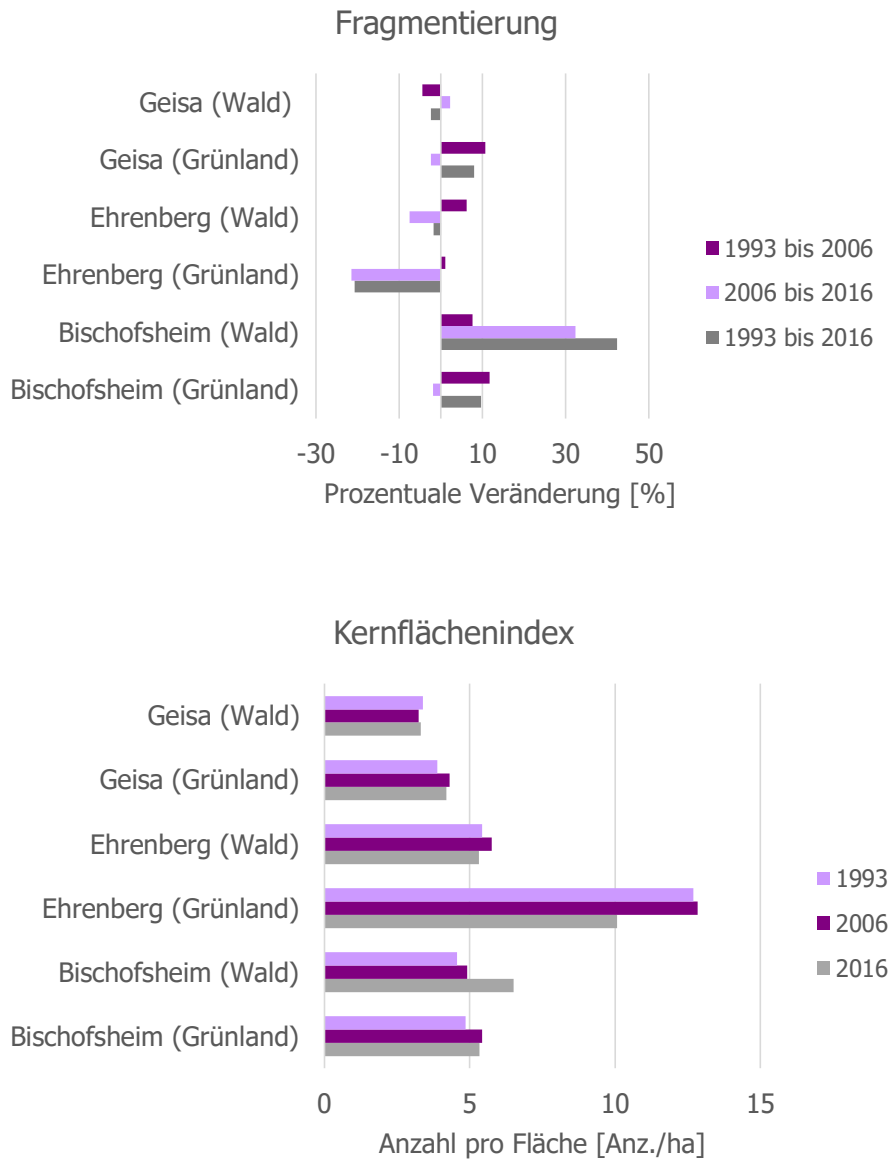


Abbildung 55: Prozess der Fragmentierung dargestellt als prozentuale Veränderung der Indexwerte für die beiden Zeitintervalle 1993 bis 2006 und 2006 bis 2016 im oberen Diagramm; in grau sind die Ergebnisse für den Gesamtzeitraum von 1993 bis 2016 dargestellt. Im unteren Diagramm sind differenziert für die drei Gemeindegebiete die absoluten Indexwerte des Kernflächenindex (core area density, CAD) für die drei Jahre dargestellt.

In der Gemeinde Ehrenberg ist für die Grünlandflächen eine Tendenz zur Abnahme der Fragmentierung durch eine geringere Zerschneidung der Kernflächen erkennbar, wohingegen in der Gemeinde Bischofsheim die Fragmentierung der Waldgebiete eher zunimmt.

Die Fragmentierung von Waldgebieten kann aber teilweise auch auf vorübergehende Maßnahmen des Waldumbaus zurückzuführen sein, die zum einen der Offenhaltung der Landschaft dienen und zum anderen der Entnahme nicht standortgerechter Gehölze wie Fichten mit dem Ziel, Laub- und Laubmischwälder zu fördern. Weitere Einblicke, inwieweit die Ziele des Biosphärenreservats mit den definierten Prozessen überprüft werden können und erreicht wurden, wären mit einer zonenspezifischen Auswertung möglich. Da die Daten aber nur für drei Gemeinden für den gesamten Zeitraum verfügbar sind, sind die Flächenanteile insbesondere an der Kern- und Pflegezone zu gering, um aussagekräftige Ergebnisse zu erhalten. Daher wäre es notwendig, den prozessbasierten Monitoringansatz mit entsprechenden Daten auf das gesamte Biosphärenreservat anzuwenden und zonenspezifisch auszuwerten.

#### ***4.3.3 Evaluation und Diskussion***

Ausgangspunkt der vorgestellten Ergebnisse ist die zweite Zielsetzung der vorliegenden Arbeit. Während bereits in Kapitel 3 eine erste Abgrenzung und Definition des Monitoringbegriffs erfolgt ist, liegt der Schwerpunkt in diesem Teil der Arbeit auf der Entwicklung und dem Vergleich eines indikator- und eines prozessbasierten Monitoring-Instruments für die spezifische Landschaft des Biosphärenreservats Rhön, um Aussagen über die Erreichung und Quantifizierung flächenwirksamer Ziele des Schutzgebietsmanagements machen zu können.

Zu Beginn des Unterkapitels erfolgt eine tabellarische Zusammenfassung der Ergebnisse (Tab. 23), um einen strukturierten Abgleich der Ausführungen mit den Ergebnissen zu ermöglichen. Eine Evaluation wurde insoweit durchgeführt, als die Ergebnisse mit lokalen Experten diskutiert und im Zuge dessen teilweise mit externen Datensätzen abgeglichen werden konnten, um die Plausibilität zu prüfen. Für eine quantitative Bewertung standen keine ausreichenden Mittel und Datensätze zur Verfügung. Die wichtigsten Punkte dieser Bewertung und die Einordnung der Ergebnisse werden im Folgenden kurz dargestellt und leiten zur Diskussion der Ergebnisse über. Anschließend erfolgt eine Diskussion der methodischen Ansätze, die mit einer kritischen Reflexion der Datensätze abschließt. Am Ende des Unterkapitels werden die Ergebnisse in einen größeren Zusammenhang gestellt und mit den Entwicklungen in der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der EU abgeglichen.



Tabelle 23: Tabellarische Zusammenfassung der Ergebnisse.

	1993–2006		2006–2016	
	Indikator		Prozess	Prozess
	Zustand	Veränderung		
<b>Nutzungsintensität / Intensivierung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Geringe Werte im Bereich der Hohen Rhön und auf thüringischen Gebiet</li> <li>Hohe Werte in einzelnen Gemeinden in den Randbereichen (Entwicklungszonen)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Überwiegend leichte Abnahme</li> <li>Zunahme nur vereinzelt, v.a. in zentralen östlichen Gebieten bzw. Gemeinden nahe der Bundesländergrenzen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Kaum Veränderung</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Zunahme v.a. in den Gemeinden Geisa (TH, vorwiegend Entwicklungszonen) und Ehrenberg (HE, vorwiegend Kern- und Pflegezone)</li> </ul>
<b>Stark gefährdete Biotope / Extensivierung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Hohe Werte nahe dem Dreiländereck (Grünes Band)</li> <li>Geringe Werte in Forstgebieten und Randbereichen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Geringe Zunahme in den Randbereichen (Entwicklungszonen)</li> <li>Geringe Abnahme in der Hohen Rhön (einzelne Gemeinden in BY, HE, TH)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Extensivierung korrespondiert mit den Entwicklungszonenanteilen (hohe Wert für die Gemeinde Geisa, mittlere Werte für die Gemeinde Bischofsheim und geringe für die Gemeinde Ehrenberg)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Tendenz entspricht dem ersten Zeitintervall, ist aber schwächer ausgeprägt</li> </ul>
<b>Grünlanderhalt</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Hohe Werte für zentrale Gebiete in Hessen und Thüringen</li> <li>Geringe Werte für Forstgebiete und Randbereiche</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Deutliche Zunahme in den Randbereichen (Entwicklungszonen)</li> <li>Abnahme im Bereich der Hohen Rhön (v.a. Hessen)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Hohe Werte für alle drei Gemeinden</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Geringere Werte als im ersten Zeitintervall mit den geringsten in der Gemeinde Geisa (TH) und den höchsten in der Gemeinde Bischofsheim (BY)</li> </ul>
<b>Landschaftsstrukturvielfalt / Diversifizierung</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Hohe Werte für Bayern und z. T. auch Hessen</li> <li>Geringe Werte in Thüringen und in Forstgebieten</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Zunahme in den zentralen Bereichen in Bayern und Hessen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Geringe Zunahme in Ehrenberg (HE), geringe Abnahme in Geisa (TH)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Verstärkung der Entwicklung (Zunahme) in Ehrenberg (HE) und Umkehr der Entwicklung (leichte Zunahme) in Geisa</li> </ul>
<b>Fragmentierung</b>	-/-	-/-	<ul style="list-style-type: none"> <li>Generell leichte Zunahme der Fragmentierung (außer für Waldgebiete in Geisa)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Abnahme und damit Umkehr der Entwicklung in Ehrenberg; Zunahme der Waldfragmentierung in Bischofsheim</li> </ul>

## Evaluation und inhaltliche Diskussion

Eine Abnahme des Grünlands, die insbesondere im indikatorbasierten Ansatz für den Zeitraum von 1993 bis 2006 deutlich wird, erscheint plausibel, da zwar Dauergrünland finanziell gefördert wird, aber bei *Grünland auf Zeit* eine andere Nutzung für den Landwirt häufig ökonomisch rentabler ist. Auch aktuell sind in der Rhön viele Grünlandumbrüche zu sehen (persönliche Kommunikation Biosphärenreservat Rhön am 12.07.2016). Der Grünlandverlust im Bereich der Hohen Rhön kann für den Zeitraum bis 2006 zudem auf Sukzessionsprozesse und eine entsprechende Zunahme von Waldflächen zurückgeführt werden.

Für die Abnahme der stark gefährdeten Biotop im Bereich der Hohen Rhön ist eine Umwandlung von Extensiv- in Intensivgrünland als Haupterklärungsansatz am plausibelsten. Auch muss berücksichtigt werden, dass die Zuordnung zu Intensiv- oder Extensivgrünland, zumindest teilweise von der subjektiven Erfassung des Interpreten abhängt, der auf Basis der Luftbilder die Biotop- und Nutzungstypenkartierung durchführt; die Interpreten führen keine Geländebegehungen durch. Hinzu kommen Entbuschungsmaßnahmen im Bereich des Naturschutzgebietes auf einer Fläche von ca. 3.000 Hektar, die eine Änderung der Klassenzuordnung zwischen den beiden Erfassungsjahren erklären (BOHN U. SCHNIOTALLE 2007). Da die Moorflächen streng geschützt sind und nur eine vergleichsweise geringe Flächenausdehnung aufweisen, sind Veränderungen dieser Kategorie im Untersuchungszeitraum sehr gering.

Insbesondere hinsichtlich der nutzungsbedingten Kleinstrukturen (z. B. Streuobstwiesen) deckt sich die Zunahme der Landschaftsvielfalt nicht mit der Wahrnehmung lokaler Akteure. Folglich kann die Zunahme nur über eine Zunahme naturbedingter Kleinstrukturen (Sträucher, Strauchgruppen, Baumgruppen u. ä.) erklärt werden, die aber wiederum mit einer sukzessiven Verbuschung von Grünlandflächen assoziiert sein könnte und somit nur bedingt zur Zielerreichung des Biosphärenreservats beitragen würde. Generell scheinen die Ergebnisse der Landschaftsdiversitätsberechnung nur teilweise plausibel. Die indikatorbasierten Berechnungen zeigen für 1993 die höchsten Werte für die bayerischen Gemeinden und deutlich geringere Werte auf thüringischem Gebiet. Das korrespondiert mit der kulturhistorisch bedingten und durch das fränkische Realerbteilungsrecht entstandenen kleinflächigen Landwirtschaft auf bayerischem Gebiet und den großflächigen Landnutzungen in Thüringen aufgrund der ehemaligen landwirtschaftlichen Produktionsgenossenschaften, die sich bis heute auswirken (SCHRADER 2006, S. 377). Die Zunahme der

Landschaftsvielfalt in den zentral gelegenen hessischen Gemeinden kann gegebenenfalls mit gezielten Pflegemaßnahmen zum Erhalt und zur Entwicklung einer strukturreichen Landschaft erklärt werden. Dagegen liegen die Werte der prozessbasierten Berechnung basierend auf dem Shannon Gleichverteilungsindex sowohl für die thüringische Gemeinde Geisa als auch für die bayerische Gemeinde Bischofsheim mit Werten zwischen 0,6 und 0,7 im annähernd gleichen, mittleren Wertebereich für alle drei Untersuchungsjahre. Somit scheint die auf Kleinstrukturen basierende indikatorgestützte Diversitätsberechnung besser geeignet, um die tatsächliche Strukturvielfalt der Landschaft abzubilden. Die Abnahme von Grünlandflächen, die zwischen 1993 und 2006 im Bereich der Hohen Rhön erkennbar ist und sich auch in den prozessbasierten Ergebnissen für die Gemeinde Ehrenberg für das zweite Zeitintervall zeigt, kann mit Wiederbewaldungsentwicklungen zusammenhängen, die laut SCHRADER (2006, S. 377) schnell ablaufen und zu einem erblichen Verlust der Artenvielfalt führen. Allerdings ist bereits im Ergebniskapitel darauf hingewiesen worden, dass die starke Grünlandabnahme einhergehend mit der Zunahme von Ackerflächen nach 2006 in der Gemeinde Ehrenberg nicht bestätigt werden konnte und weitestgehend auf die unterschiedlichen Datensätze zurückgeführt werden muss (persönliche Kommunikation mit dem Fachdienst Landwirtschaft des Landkreises Fulda am 04.08.2016).

Obwohl der Erhalt der Biodiversität in der Rhön eng mit dem Erhalt hochwertiger und extensiv bewirtschafteter Grünlandflächen verknüpft ist, fehlen in der wissenschaftlichen Literatur quantitative Angaben zum Grünland weitestgehend, was einen Vergleich und eine Prüfung der Ergebnisse erschwert (NECKERMANN 2012, S. 34). Eine auf Vegetationskartierungen basierende Studie zeigt, dass es im Bereich der hessischen Hohen Rhön zwischen 1966 und 2005 stellenweise zu deutlichen Grünlandverlusten gekommen ist (NECKERMANN 2012). Beispielsweise werden Goldhaferwiesen und Magerrasen zu Aufforstungen bzw. Fichtenforsten umgewandelt, was die indikatorbasierten Ergebnisse im Bereich der hessischen Hohen Rhön stützen würde. Im Bericht zur Überprüfung des Biosphärenreservats von 2013 (JEDICKE 2013, S. 13) wird eine generelle Zunahme des Grünlands für das gesamte Biosphärenreservat sowie eine (deutlich höhere) Abnahme der Ackerflächen konstatiert. Das erscheint auch vor dem Hintergrund plausibel, dass zahlreiche Projekte zur Offenhaltung der Landschaft umgesetzt wurden und werden. Beispielsweise wurde die extensive Grünlandbewirtschaftung im Projekt „Grünlandschutz und

Landschaftsentwicklung durch großflächige Beweidung<sup>15</sup> von 2005 bis 2009 auf einer fast 850 ha großen Fläche erprobt; und in einem 2015 nach 13 Jahren abgeschlossenen Projekt wurden auf fast 3.500 ha Entbuschungsmaßnahmen durchgeführt, um die hochwertigen Grünlandbereiche, wie Kalkmagerrasen und Feuchtwiesen, zu erhalten und zu entwickeln<sup>16</sup>.

Verhältnismäßig geringe Werte für die Fragmentierung erscheinen plausibel, da das Verkehrsaufkommen gemessen an Bundes- und Landesstraßen (zumindest bis 2005), trotz der hohen Bedeutung des motorisierten Individualverkehrs, unter den durchschnittlichen Werten der Bundesländer lag (DÖLLE 2012, S. 108). Dennoch fanden auch Straßenbauprojekte im Untersuchungszeitraum statt, um beispielsweise das durch die frühere innerdeutsche Teilung in Ost-West-Ausrichtung bestehende Defizit zu beheben (DÖLLE 2012, S. 107 u. 214ff.), was zumindest teilweise die leichte Zunahme der Fragmentierungswerte erklären könnte.

Im prozessbasierten Ansatz ist eine Zunahme von Siedlungsflächen für die drei ausgewählten Gemeinden erkennbar. Diese Zunahme wird für die betreffenden Gemeindeflächen mit dem Indikator Nutzungsintensität nicht abgebildet. Das muss sehr wahrscheinlich auf die Kompensation der Siedlungsflächenzunahme durch eine Abnahme der agrarischen Nutzung auf erosionsgefährdeten Flächen zurückgeführt werden, da eine Zunahme der Siedlungsflächen trotz schrumpfender Bevölkerungszahlen für den gesamten Zeitraum bekannt ist und auch mit Auswertungen von Landsat-Bildern für den Zeitraum von 1990 bis 2001 korrespondiert (SAMBALE 2004, S. 73). Wie bereits beschrieben, wird Wohnraum vor allem durch Bebauung neuer Flächen in den Außenbereichen der Dörfer geschaffen. Ebenso erfolgt die Ansiedlung von Gewerbe und Industrie vorwiegend auf der *grünen Wiese*, wodurch zusätzlich neue Flächen in den Außenbereichen erschlossen werden. Die Entwicklung wird dadurch verstärkt, dass die Wohnfläche pro Einwohner deutlich über dem jeweiligen Landesdurchschnitt liegt (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT ET AL. 2008, persönliche Kommunikation Biosphärenreservat Rhön am 12.07.2016). Allerdings ist die starke Zunahme der Siedlungsfläche für die Gemeinde Geisa seit 2006, wie bereits erwähnt, sehr wahrscheinlich auf die unterschiedlichen Erhebungs-

---

<sup>15</sup> <https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-22655.pdf>

<sup>16</sup> <http://biosphaerenreservat-rhoen.de/thueringer-rhoenhutungen>  
[http://www.bfn.de/0401\\_pm.html?tx\\_ttnews%5Btt\\_news%5D=5555](http://www.bfn.de/0401_pm.html?tx_ttnews%5Btt_news%5D=5555)

methoden der Datensätze zurückzuführen. Die tendenzielle Abnahme der Nutzungsintensität kann somit, insbesondere im Hügelland der Vorderrhön, positiv bewertet werden. Denn die steilen und damit potenziell erosionsgefährdeten Hänge liegen zwar vor allem in der Hohen Rhön und Kuppenrhön, sind dort aber größtenteils bewaldet oder durch die Nutzung als Grünland vor Erosion geschützt, wohingegen in der Vorderrhön durchaus Ackerbau auf Hangbereichen und Talflanken betrieben wird (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT ET AL. 2008). Die Ergebnisse weisen folglich auf eine Abnahme dieser agrarischen Aktivität auf erosionsgefährdeten Standorten hin.

### **Methodische Diskussion**

Methodisch werden nachfolgend die beiden entwickelten Monitoringansätze diskutiert. Diesen sind in den Ergebniskapiteln die Matrizes der Landschaftsveränderungen vorangestellt. Auf dieser Basis erfolgt eine erste Feststellung von Veränderungen im Untersuchungsgebiet, allerdings können systematische Überprüfungen im Hinblick auf die Zielerreichung nicht direkt abgeleitet werden. Ähnliches haben ALDWAIK U. PONTIUS (2012) für die Intensitätsanalyse festgestellt.

Wie bereits in Kapitel 4.3.2.3 (Abb. 42) dargestellt, können mit der quantitativen Landschaftsveränderungsanalyse nur Veränderungen berechnet werden, bei denen sich ein Wechsel von einer zuvor festgelegten Kategorie in eine andere vollzieht. Damit sind die berechneten Veränderungen der Landschaft in hohem Maße von der verwendeten Klassifikation der Landschaft abhängig und zwar sowohl von der Anzahl der Klassen als auch von der Qualität der Klassifikation. Viele Veränderungen in der Landschaft finden innerhalb der kategorialen Grenzen der Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen statt (vgl. z. B. SLAK U. LEE 2003). Folglich ist davon auszugehen, dass insbesondere bei Veränderungen einer kleinräumig differenzierten, durch traditionelle Landnutzungsmethoden gewachsenen Kulturlandschaft die Gefahr besteht, die Dynamik der Landschaft zu unterschätzen. Konsequenterweise kann es dann sinnvoll sein, auf der Grundlage thematisch hochaufgelöster Daten Indikatoren zur Erfassung der Dynamik zu entwickeln.

Die hier vorgestellten Monitoringansätze sind spezifisch für das Biosphärenreservat Rhön entwickelt worden, da die Effektivität von Monitoringprogrammen und die weitere Verwendung der Ergebnisse deutlich erhöht wird, wenn diese auf spezifische, für Schutz-

und Managementprozesse wichtige, Informationen fokussiert sind (NICHOLS U. WILLIAMS 2006).

Indikatoren können genutzt werden, um komplexe Informationen über Landschaften und deren Funktionen zusammenzufassen, und ermöglichen damit die Analyse von Landschaftsveränderungen, die wiederum dazu dienen, Maßnahmenplanungen zu unterstützen (FRY ET AL. 2009; LANGANKE ET AL. 2005; DRAMSTAD 2009). Dabei können Indikatoren der Landnutzungs- und Landbedeckungsveränderung auch bereits die Basis für Prioritätensetzungen im Management bilden, da Auswirkungen von Einflussgrößen quantifiziert werden können. Zum Beispiel kann das Monitoring der Landschaftsstruktur die Fragmentierung von Waldflächen identifizieren und damit den Effekt des Habitatverlustes für bestimmter Arten quantifizieren. Der Indikator Landschaftsvielfalt erlaubt zudem Rückschlüsse auf das Landschaftsbild. Beispielsweise werden Landschaftselemente wie Einzelbäume, Hecken, hochstämmige Obstwiesen, Wald- und Siedlungsränder in der Studie von SCHÜPBACH (2003) als Indikatoren für die Diversität der Landschaft herangezogen. In diesem Zusammenhang ist der Einfluss der anthropogenen Landnutzung auf die Landschaftsheterogenität noch nicht abschließend geklärt (PLEXIDA ET AL. 2014). Neben landschaftsästhetischen Aspekten leisten lineare und flächenhafte Landschaftselemente in Hanglagen einen wichtigen Beitrag zur Verringerung der Bodenerosion.

Bei dem an die ökologische Flächenstichprobe angelehnten Indikator zur Bestimmung der Nutzungsintensität wäre die Integration weiterer, zeitlich und thematisch hoch differenzierter Datensätze interessant, mit denen zum Beispiel Fruchtfolgen erfasst werden können. Das würde Rückschlüsse auf Trends hinsichtlich der Anbaufrüchte erlauben und könnte mit den Entwicklungen von verstärktem Mais- und Rapsanbau im Zuge der Förderung erneuerbarer Energien abgeglichen werden (persönliche Information Bundesamt für Naturschutz am 2.8.2016).

Auch OHNESORGE ET AL. (2013) stellen in ihrer Landschaftsveränderungsanalyse für das Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft heraus, dass die Belastbarkeit der Ergebnisse in hohem Maße von der Auflösung und der Qualität der verfügbaren Daten abhängt. Fehlklassifikationen sowohl in den Biotop- und Nutzungstypenkartierungen als auch in den ATKIS Daten können nicht vollständig ausgeschlossen werden.

Die Verwendung von Landschaftsstrukturindizes zur Untersuchung von Landschaftsveränderungen ist methodisch etabliert und ermöglicht die Bewertung von Schutzgebieten.

Allerdings sind Studien, die Landschaftsstrukturindizes zur Untersuchung von landwirtschaftlich geprägten Untersuchungsräumen anwenden, noch unterrepräsentiert (UUEMAA ET AL. 2013). Und das, obwohl sie ein großes Potenzial bieten, traditionelle Kulturlandschaften, die durch die fortschreitende Technisierung der Landwirtschaft bedroht sind, zu untersuchen und zu bewerten. Die Strukturvielfalt hat einen starken Einfluss auf ökologische Prozesse und die Abschätzung der Landschaftsdiversität ist folglich zentral für das Verständnis von Biodiversität (LANGANKE ET AL. 2005). Da Landschaftsdiversität sowohl durch die ökologische Heterogenität als auch die kulturelle Vielfalt von Landschaften bedingt ist, werden durch sie nicht nur Wechselwirkungen zwischen biotischen und abiotischen Systemen, sondern auch zwischen Natur und Gesellschaft widerspiegelt (JEDICKE 2001; MAIROTA ET AL. 2013). Somit ist ein auf das Untersuchungsgebiet angepasstes Landschaftsstruktur-Monitoring für ein erfolgreiches Landschaftsmanagement wichtig (HOU U. WALZ 2013).

Auch wenn die Landschaftsstrukturvielfalt eine Ausgangsbedingung für Biodiversität ist, korreliert diese nicht zwangsläufig mit einer hohen Artenvielfalt (MICHEL U. WALZ 2012). Dennoch ist die Erfassung derselben gerade im Bereich der Entwicklung und des Erhalts traditioneller Kulturlandschaften ein wesentlicher Aspekt. Einhergehend mit den für das Biosphärenreservat charakteristischen Entwicklungszielen geht es neben dem Aspekt der Artenvielfalt auch um den Erhalt der Landschaftsvielfalt, welcher zusätzliche Funktionen wie beispielsweise die Bewahrung des Landschaftsbilds für die touristische Weiterentwicklung erfüllt (GREBE U. BAUERNSCHMITT 1995).

Darüber hinaus muss insbesondere bei der Interpretation der Landschaftsstrukturindizes die inhärente Ambiguität berücksichtigt werden (vgl. Kapitel 4.3.2.3; LANGANKE ET AL. 2005). Hohe Werte der Landschaftsdiversität können positiv im Sinne einer strukturellen Vielfalt interpretiert werden, sie können aber auch negativ im Sinne einer Zerschneidung der Landschaft mit entsprechenden Auswirkungen interpretiert werden. Die Berechnung der Fragmentierung von Landschaften ist in ähnlicher Weise umstritten (MAIROTA ET AL. 2013). Insbesondere die Randliniendichte, die aufgrund der einfachen Interpretierbarkeit häufig Verwendung findet (HERBST ET AL. 2009), hat einen stark ambivalenten Charakter und kann bei hohen Werten sowohl auf eine Heterogenisierung der Landschaft im Sinne einer hohen Landschaftsdiversität als auch auf eine Fragmentierung und damit Zerschneidung von Habitaten hindeuten. Kernflächenindizes sind durch die Anpassung der Pufferdistanzen an das jeweilige Untersuchungsgebiet und die Fragestellung besonders effizient und erlauben

Rückschlüsse auf effektive Habitatgrößen (UUEMAA ET AL. 2013). Andererseits wird die Pufferdistanz in der Regel aus der Literatur abgeleitet, sofern keine definierten Werte für spezifische Arten vorliegen, was wiederum zu Fehlschlüssen führen kann (LANGANKE ET AL. 2005). Generell sind auch Kernflächenindizes umstritten, da sie zwar einerseits eine integrative Berechnung mehrerer Aspekte ermöglichen, aber andererseits unterschiedliche Effekte vermischen und folglich keine klare Differenzierung der Effekte mehr möglich sind. Werden alle anderen Parameter konstant gehalten, wirken beispielsweise komplexere Patchformen reduzierend auf die Kernflächenausdehnung ebenso wie eine Erhöhung der Pufferdistanz zu einer Abnahme der Kernflächenausdehnung führt. Letztlich schließt sich die Verfasserin der vorliegenden Arbeit der Meinung von MAIROTA ET AL. (2013, S. 90) und LLAUSÀS U. NOGUÉ (2012) an, dass zur Feststellung der tatsächlichen Landschaftsfragmentierung eine Kombination von quantitativen und qualitativen Indikatoren unter Einbeziehung der sozialen Dimension und Wahrnehmung von Landschaftszerschneidung in Zukunft sinnvoll erscheint.

Die sehr geringen Veränderungen des Shannon Gleichverteilungsindex korrespondieren mit Ergebnissen für den Simpson Diversitätsindex auf Basis von Landsat-Bildern zwischen 1990 und 2001 für das Biosphärenreservat Rhön (SAMBALE 2004, S. 87). Da dies mit dem zusammengesetzten Indikator für die strukturelle Landschaftsvielfalt nicht korrespondiert, ist die Eignung von Landschaftsstrukturindizes zur Bewertung der Landschaftsvielfalt zumindest für das vorliegende Untersuchungsgebiet in Frage zu stellen. Ein Vorteil von Landschaftsstrukturindizes bleibt aber das Potenzial, das diese zur Quantifizierung von Veränderungen auf unterschiedlichen Maßstabebenen, von der regionalen Betrachtung bis zur Detailuntersuchung, haben, wodurch detaillierte Untersuchungen ökologischer Prozesse ermöglicht werden können (LANGANKE ET AL. 2005).

Der Ansatz des prozessbasierten Landschaftsmonitorings zur Überprüfung von Schutzgebietszielen wird auch von OHNESORGE ET AL. (2013) angewendet, die betonen, dass insbesondere die Dynamik europäischer Kulturlandschaften, die stark von anthropogenen Nutzungen und Einflüssen geprägt ist, besser mit Prozessen beschrieben werden kann als mit statischen Ansätzen. Dabei stützen sich die Autoren auf eine Veränderungsanalyse basierend auf zwei Zeitschritten, die das Potenzial des *prozesshaften* somit nicht vollständig ausschöpft. Prozesse sind gerade dann interessant, wenn multi-temporale Datensätze (mehrere Zeitschritte) verwendet werden, um die Dynamik im zeitlichen Verlauf zu bestimmen. Zudem laufen Prozesse in der Landschaft häufig kleinräumig ab, so dass auch



hier detaillierte Datensätze für das Monitoring notwendig sind (MAIROTA ET AL. 2013). Liegt der Fokus stärker als in der vorliegenden Studie auf den tatsächlichen landwirtschaftlichen Nutzungsstrukturen, muss die zeitliche Auflösung noch weiter erhöht werden. Um beispielsweise Veränderungen der Forstwirtschaft sowie von Fruchtfolgen in der Landwirtschaft untersuchen zu können, sind jährliche oder sogar saisonale Datengrundlagen sinnvoll (NIEMI ET AL. 2015; SLAK U. LEE 2003). Bei der Überprüfung ökologischer, langfristiger Ziele von Schutzgebieten, die mit übergeordneten Landnutzungsverteilungen und der naturnahen bis natürlichen Landbedeckung abgeglichen werden, sind Zeiträume von zehn Jahren ausreichend (persönliche Kommunikation Bundesamt für Naturschutz am 02.08.2016).

Damit müssen Daten in konsistenter Weise über einen längeren Zeitraum wiederholt erhoben und zur Verfügung gestellt werden, um Monitoringvorhaben umsetzen zu können. Das heißt, das Monitoring von Landschaften ist abhängig von der Verfügbarkeit von Datensätzen sowie den damit verbundenen Kosten und den logistischen Aspekten, der Datenver- und -bearbeitung (JONES ET AL. 2009). Eine der größten Herausforderungen im Bereich der Landschaftsveränderungsanalysen ist folglich die Verbindung und Kombination von Daten mit unterschiedlichen Qualitäten (BÜRGI ET AL. 2005). Generell ist davon auszugehen, dass die Verfügbarkeit und Qualität von Daten, trotz Initiativen wie INSPIRE<sup>17</sup>, je nach Untersuchungsgebiet sehr stark variieren (LANGANKE ET AL. 2005). Folglich können nicht nur Fehlerquellen durch die unterschiedliche Art von Datensätzen (hier: Biotop- und Nutzungstypenkartierung und ATKIS), sondern auch durch unterschiedliche Erfassungsmethoden bei gleichartigen Datensätzen vorliegen. In der vorliegenden Studie fallen insbesondere die Unterschiede zwischen Hessen und den beiden anderen Bundesländern Bayern und Thüringen auf. WALZ (2013a, S. 137) hat in einer ebenfalls auf ATKIS-Daten basierenden bundesweiten Studie Unterschiede zwischen Thüringen und Bayern festgestellt, die auf unterschiedliche Methoden und Genauigkeiten bei der Erfassung in den einzelnen Bundesländern hindeuten. Der Autor formuliert die Notwendigkeit von zumindest stichprobenhaften Validierungen mit Hilfe von Luftbildern. Daran schließt sich folglich die Verfügbarkeit bzw. der Zugang zu entsprechenden, zeitlich adäquaten Luftbildern an. Ähnlich wie bei den ATKIS Daten, die von unterschiedlichen Bundesländern auf ihren jeweiligen Flächen erhoben werden, ist der menschliche Faktor auch bei den Biotop- und

---

<sup>17</sup> INSPIRE = Infrastructure for Spatial Information in the European Community  
(<http://inspire.ec.europa.eu/>)

Nutzungstypenkartierungen eine nicht unwesentliche Fehlerquelle. Einerseits sind zu unterschiedlichen Zeitpunkten verschiedene Personen mit der Interpretation der Luftbilder beauftragt, die entsprechend bei nicht eindeutigen Flächen unterschiedliche Zuordnungen vornehmen. Andererseits kann ein sehr großer Unterschied bestehen zwischen dem, was im Luftbild erkennbar ist, und dem, was tatsächlich im Gelände vorliegt. Diese Fehlerquelle wäre nur durch zumindest stichprobenartige Geländeerhebungen zum Abgleich mit der Luftbildinterpretation zu reduzieren (persönliche Kommunikation Bundesamt für Naturschutz am 02.08.2016).

Bezogen auf die Rhön wird sich die Datenlage zwar mit der bereits geplanten dritten Biotop- und Nutzungstypenkartierung verbessern, aber es bleiben weiterhin wesentliche Daten-defizite bestehen. Diese umfassen unter anderem die erschwerte Zugänglichkeit zu Datensätzen, die aufgrund der Lage in drei Bundesländern zusätzlich behindert wird und zumindest zum Teil mit erhöhten Kosten verbunden ist. Des Weiteren fehlen spezifische, naturschutzrelevante Daten in ausreichender räumlicher und/oder zeitlicher Auflösung und viele vorhandene Datensätze liegen nur analog und nicht digital vor, so dass eine Auswertung nicht oder nur mit sehr großem zeitlichen Arbeitsaufwand möglich ist (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT ET AL. 2008). Andererseits ist eine flächendeckende Auswertung thematisch hochaufgelöster Daten für das gesamte Biosphärenreservat schwierig und führt in der Regel wieder zu einer für die Fragestellung spezifischen Aggregation oder Auswahl von Daten, die mit den in Kapitel 4.3.2 bereits ausführlich dargestellten Unsicherheiten verbunden sind (vgl. auch GÄHLER U. SCHIEWE 2007). Weiterhin fehlt eine systematische und regelmäßige Zusammenführung von Datenerhebungen und Auswertungen. Zusätzlich erschwert der Datenschutz in Deutschland den Zugang zu Daten, da es keinen Zugang zu (hochaufgelösten) Daten geben darf, die Rückschlüsse auf einzelne Betriebe zulassen würden [zum Beispiel Daten der Flächen-nachweise für InVeKoS (Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem)]. Um eine tatsächliche Erfolgskontrolle durchführen zu können, wären darüber hinaus systematische Erfassungen nicht nur innerhalb, sondern auch außerhalb des Biosphärenreservats notwendig, so dass ein Vergleich der Entwicklungen angestellt werden kann (vgl. z. B. OHNESORGE 2014).

**Kopplung von Leistungen an die Produktion** – Erhaltung und Erzeugung von „Naturschutzgütern“ wie Biotope, Pflanzen- und Tierarten nicht gleichwertig mit Produkterzeugung.

Ab 1992 Abkehr von der Hochpreispolitik; Direktzahlungen als Flächenprämien (Preisausgleichsmaßnahmen) und obligatorische Flächenstilllegungen.

Zusammenfassung von Maßnahmen aus Agrarumweltprogrammen zur **Förderung der „ländlichen Entwicklung“** (1999).

Agenda 2000: Zahlungen der „2. Säule“ nur noch für Leistungen, die über die **„gute fachliche Praxis“** hinausgehen; Einkommens- und Marktziele werden nicht mehr mit Naturschutzzielen kombiniert.

## 1. Säule

- Naturschutz im Agrarland nicht allein mit CC zu erreichen,
- aber Synergien mit aus der 2. Säule geförderten Agrarumwelt- und Naturschutzprogrammen

Direktzahlungen zur Einkommensstützung und **Cross Compliance** (CC, durch Einbeziehung der Fläche werden Hecken, Feldraine, Feldgehölze etc. prämienfähig)

Aufteilung der Direktzahlungen in Basisprämie und **greening** („Ökologisierungsprämie“ von 30 %) mit folgenden Bedingungen:

- Diversifizierung von Ackerflächen
- Ausweisung ökologischer Vorrangflächen
- Erhaltung des Dauergrünlands

## 2. Säule

**ELER** Verordnung (Europäischer Landwirtschaftsfond für die Entwicklung des ländlichen Raums)

*Überschneidung mit und Potenzial von **Biosphärenreservaten**: Agrarische „Ungunstgebiete“ sind oft „Gunstgebiete“ des Naturschutzes mit touristischem Potenzial; hier kann „integrierte ländliche Entwicklung“ (LEADER-Projekte) geplant werden, die nachhaltige Erschließung und Bewirtschaftung mit Vertragsnaturschutz und Agrarumweltprogrammen verbindet.*

Überschneidungen von „guter fachlicher Praxis“ und Cross Compliance (CC)

**1990er Jahre bis 2005**

**ab 2005**

**ab 2014**

## **Gemeinsame Agrarpolitik**

Wie auch schon in anderen Studien gezeigt werden konnte (z. B. PÔÇAS ET AL. 2011), werden Landschaftsveränderungen in Europa sehr stark durch nationale und internationale Agrarstrategien bzw. die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) der EU beeinflusst. Das gilt in besonderem Maße für landwirtschaftliche Grenzertragsgebiete, zu der die Rhön zu zählen ist (DÖLLE 2012). Die GAP ist der eigentliche externe Steuerungsmechanismus für die landwirtschaftliche Nutzung (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT ET AL. 2008; HABER 2014, S. 138).

Dieser europaweite Mechanismus wirkt unabhängig auf alle Flächen, dabei spielt es keine Rolle, ob sich die Flächen innerhalb oder außerhalb eines Biosphärenreservates befinden. Wenn die Agrarpolitik stärker die Wirtschaftlichkeit von Ackerflächen auch in Grenzertragsbereichen fördert, dann werden die Flächen entsprechend genutzt, zum Beispiel gerade auch im Zuge des Anbaus für erneuerbare Energien (insbesondere Mais- und Rapsanbau) (persönliche Kommunikation Bundesamt für Naturschutz am 02.08.2016 und Biosphärenreservat Rhön am 12.07.2016). An dieser Stelle soll nur ein kurzer Überblick zur Entwicklung der EU-Agrarpolitik und möglichen Zusammenhängen zu den Landschaftsveränderungen innerhalb des Biosphärenreservats im Untersuchungszeitraum gegeben werden (Abb. 56). Eine ausführliche Darstellung der agrarpolitischen Entwicklung mit Bezug auf Deutschland und den Zusammenhang zwischen Landwirtschaft und Naturschutz ist zum Beispiel bei HABER (2014) zu finden.

Die EG-Agrarreform von 1992 wurde kurz nach der Anerkennung des Biosphärenreservats Rhön formell in die Agrarumweltpolitik eingeführt. Mit der Einführung von Direktbeihilfen für Landwirte ging erstmals auch der Appell zu einer umweltfreundlicheren Bewirtschaftung einher. Im Verlauf der 1990er Jahre wird eine Rechtsvorschrift über den ökologischen Landbau formuliert und im Zuge der Verbesserung der Lebensmittelqualität werden Anreize zum Schutz traditionell hergestellter, regionaler Lebensmittel geschaffen (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2012). Dabei blieben aber die ökologischen Begleitmaßnahmen zunächst noch ein nachgeordnetes Ziel der Agrarpolitik (HABER 2014, S. 119). Etwa zeitgleich wurde 1992 von der Europäische Kommission die FFH-Richtlinie „zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen“ (HABER 2014, S. 120) eingeführt, die zusammen mit dem Netzwerk Natura 2000 einen dauerhaften, flächenwirksamen Naturschutz ermöglichte.

Mit der Einführung der sog. *zweiten Säule* der GAP im Zuge der Agenda 2000 wird die Priorität stärker auf die Entwicklung des ländlichen Raums gelegt (TURNER ET AL. 2006). Dieser Fokus wurde in der 2003 beschlossenen Agrarreform zur Verwirklichung der Ziele der Agenda 2000 erneut aufgegriffen und bisher produktbezogene Direktbezahlungen sind von der Produktion entkoppelt worden. Die schrittweise Einführung sogenannter Flächenprämien (bis 2013) geht einher mit einer Verringerung der Belastungen des Naturhaushalts.

Unter dem Schlagwort *Cross Compliances* (CC) werden seit dem alle Zahlungen an die Erfüllung „anderweitiger Verpflichtungen“ bzw. Mindeststandards geknüpft, die u. a. Regelungen zur Erhaltung von Agrarflächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand inkl. Bodenschutzbestimmungen und einem Beseitigungsverbot für bestimmte Landschaftselemente beinhaltet. „Die Koppelung der Subventionszahlungen an die Nichtbeseitigung von Landschaftselementen, die neben Grundelementen (u. a. Hecken, Baumreihen, Einzelbäumen) um Objekte mit besonderer regionaler Bedeutung ergänzt werden können (z. B. Lesesteinwälle), lässt auf einen positiven Einfluss im Sinne des Landschaftsschutzes hoffen.“ (VÖLKER U. MÜTERTHIES 2008, S. 162).

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass zu Beginn der 1990er Jahre die Förderung nicht betriebs- oder flächenbezogen war, sondern der Ertrag im Vordergrund stand, so dass in der Rhön viele Flächen als Grenzertragsflächen brach gefallen sind. Durch die flächenbezogenen Prämien werden Offenlandbereiche gefördert, was zwar bezogen auf das Landschaftsbild der Rhön mit den Zielen des Biosphärenreservats korrespondiert, aber für den gezielten Artenschutz häufig nur geringe Relevanz besitzt. Die überwiegende Abnahme der Nutzungsintensität vor 2006, einhergehend mit einer Zunahme von Grünlandflächen, zeigt diesen Trend für das Untersuchungsgebiet. Auch die tendenzielle Zunahme der Intensivierung nach 2006 kann zumindest teilweise mit Fördermechanismen erklärt werden, berücksichtigt man die Prämien für den Anbau von Energiepflanzen und bestimmte Ausgleichszahlungen (DÖLLE 2012). Generell ist die Maßnahmenplanung, insbesondere mittel- bis langfristig, sehr schwierig, da nicht vorhersagbar ist, in welche Richtung die GAP zukünftig lenkt und fördert. Das heißt, der Erhalt von strukturreichen und extensiv genutzten Landschaften ist, gerade auch vor dem Hintergrund, dass nur noch ca. 1 % der Bevölkerung das Haupteinkommen aus der Landwirtschaft bezieht, maßgeblich von der durch die GAP bestimmten Förderung abhängig (JEDICKE 2013, S. 12). So ist auch festzustellen, dass der zunehmende Anbau von Mais ebenso wie die Intensivierung von Düngung und Schnittfrequenzen von Grünland innerhalb des Biosphärenreservats keine deutlich bessere

Entwicklung zeigen als außerhalb (JEDICKE 2013). Eine einheitliche Entwicklung innerhalb des Gebiets wird darüber hinaus dadurch erschwert, dass sowohl die Agrarumweltprogramme als auch die Vertragsnaturschutzprogramme auf Länderebene umgesetzt werden (DÖLLE 2012).

Ein Blick in die Zukunft ist aufgrund der starken Abhängigkeit der Region von Ausgleichszahlungen aus staatlichen Förderprogrammen und der Ausrichtung der GAP schwierig (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT ET AL. 2008; persönliche Kommunikation Biosphärenreservat Rhön am 12.07.2016). Mit der Reform der GAP 2013 werden Mittel sowohl der ersten als auch der zweiten Säule gekürzt. Kernelemente bleiben die entkoppelten, flächenbezogenen Direktzahlungen, die Förderung zur Entwicklung des ländlichen Raums, Steigerung der Wettbewerbsfähigkeit und im Rahmen des sogenannten *Greenings* der Erhalt von Dauergrünland, die Bereitstellung ökologischer Vorrangflächen sowie die Einhaltung von Höchstanteilen bei den Anbaukulturen (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (BMEL) 2015). Das System der Cross Compliance soll zukünftig weiterentwickelt werden und an eine Anbaudiversifizierung im Ackerbau im Zusammenhang mit den Vorgaben des *Greenings* verknüpft werden. Durch die *Greening*-Prämie sollen zukünftig auch Direktzahlungen für konkrete Leistungen im Bereich des Klima- und Umweltschutzes erfolgen, die es bisher noch nicht als Förderinstrument gab. Generell wird die Reform die Kontinuität der Förderung der ländlichen Entwicklung sicherstellen und regionalspezifische Förderungen für den Umweltbereich weiter ausbauen. Welche Auswirkungen das aber konkret auf die landwirtschaftlichen Entscheidungen und damit die Landschaft in der Rhön haben wird, muss in Zukunft geprüft werden. Zumal auf landwirtschaftlich genutzten Flächen neben der Agrar(umwelt)politik auch der Politikbereich der EU-Umweltpolitik Auswirkungen hat und diese beiden Bereiche erst in Ansätzen eine einheitliche Strategie erkennen lassen (HABER 2014, S. 138f.). Festzuhalten bleibt allerdings, „dass die Rhöner Landwirtschaft ohne die europäischen und staatlichen Fördermittel und Flächenbeihilfen unprofitabel und nicht ansatzweise wettbewerbsfähig wäre.“ (DÖLLE 2012, S. 90).

#### **4.4 Resümee der empirischen Untersuchungen**

Die Ergebnisse der statistischen und geovisuellen Analysen zeigen, dass die thematische Auflösung neben der räumlichen und zeitlichen Auflösung ein zentraler Punkt bei quantitativen Landschaftsanalysen ist. Dieser Aspekt wird in Zukunft zunehmend wichtiger,

da immer höher aufgelöste Daten zur Verfügung stehen. Daher sollte der Aspekt bei der Daten(vor)verarbeitung und Ergebnisinterpretation stärker berücksichtigt werden. Der Einfluss der thematischen Auflösungen auf die Ergebnisse der Analyse ist, wie in Kapitel 4.3.2 gezeigt werden konnte, beträchtlich und sollte auch bei der Diskussion von möglichen Fehlklassifikationen berücksichtigt werden.

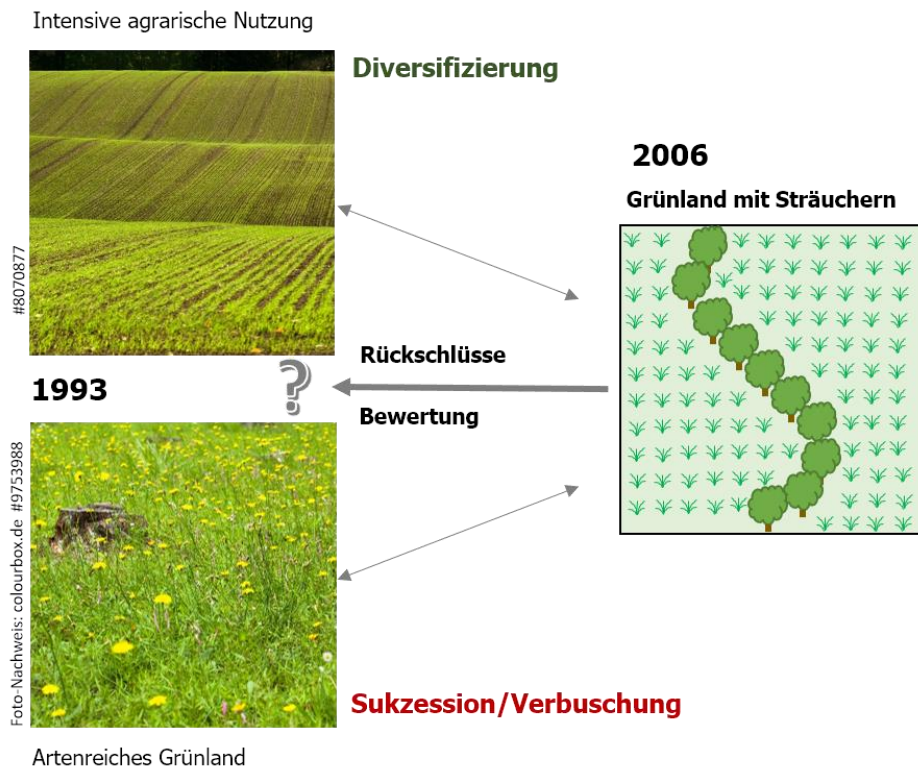


Abbildung 57: Auswertung des indikatorbasierten Ansatzes: es lassen sich keine Aussagen zu Ursache-Wirkungszusammenhängen machen, so dass nur der Endzustand und nicht die Veränderungsrichtung ausgewertet werden kann. Damit sind entsprechende Rückschlüsse und Bewertungen der Entwicklung nicht möglich. In dem Beispiel ist dargestellt, dass ein Grünlandareal mit Sträuchern einerseits durch den positiv bewerteten Prozess der Diversifizierung aus Intensivgrünland hervorgegangen sein kann, andererseits aber auch durch Sukzessions- bzw. Verbuschungsprozesse auf artenreichem Grünland, was in Abgleich mit den Schutzgebietszielen als negativ zu werten wäre (eigene Darstellung).

Trotz der Schwierigkeiten sowohl bei der Erhebung als auch bei der anschließenden Auswertung und Zusammenfassung von hochaufgelösten Datensätzen, sind diese unbedingt notwendig, um die kleinräumige Dynamik von Kulturlandschaften in Deutschland erfassen zu können. Um die Komplexität solcher Datensätze effizient und effektiv zu reduzieren, können Indikatoren ein sinnvolles Instrument sein. Indikatoren ermöglichen eine räumlich explizite Auswertung, die zur Planung von Managementstrategien herangezogen werden kann sowie die Identifikation von Gebieten mit Handlungsbedarf. Dabei findet aber keine Analyse der Veränderungsrichtungen (z. B. Acker zu Grünland, Grünland zu Wald etc.) statt,

so dass Ursache-Wirkungszusammenhänge nicht abgeleitet werden können (Abb. 57, Tab. 24).

Dagegen liegt der Fokus prozessbasierter Ansätze auf genau dem Aspekt, die Richtung der Veränderung zu ermitteln. Sind ausreichend zeitlich, räumlich und thematisch aufgelöste Datensätze verfügbar, kann die Definition von Prozessen durchaus eine sinnvolle Alternative oder zumindest Ergänzung zu Indikatoren sein. Nach Meinung der Verfasserin ist die Definition von Prozessen aber nur sinnvoll, wenn mehrere Zeitschritte in die Analyse integriert werden, da sonst keine Aussagen zu zeitlichen Entwicklungen abgeleitet werden können. Dafür muss die Datenbasis entsprechend erweitert werden und die zeitliche Auflösung sowohl hinsichtlich der Länge der Zeitreihe als auch hinsichtlich der Frequenz der Datenerfassung ausreichen. Methodische Schwierigkeiten und zusätzliche Fehlerquellen treten insbesondere dann auf, wenn Daten auf unterschiedlichen Erhebungsmethoden beruhen oder durch verschiedenen Institutionen erhoben werden. Eine Validierung und Plausibilitätsprüfung der Daten (insbesondere auch von Daten, die von zentralen Stellen erfasst und bereitgestellt werden) durch Geländeerhebungen ist wünschenswert. Allerdings werden Geländeerhebungen kaum noch durchgeführt, da auch bei öffentlichen Institutionen zunehmend die Expertise für die Aufnahme im Gelände fehlt (persönliche Kommunikation Bundesamt für Naturschutz am 02.08.2016).

*Tabelle 24: Stärken und Schwächen des indikatorbasierten und prozessbasierten Ansatzes. Ein + steht für eine Stärke und ein - für eine Schwäche des jeweiligen Ansatzes. Doppelte Zeichen (++) weisen auf eine besonders deutliche Ausprägung der Stärke bzw. des Vorteils hin.*

	Räumlich explizit	Richtung der Veränderung	Reduzierung der Komplexität	Erhalt relevanter Informationen
Indikator	+	-	++	++
Prozess	-	+	+	+

Das Kapitel wird letztlich auch mit einem Plädoyer für einen besseren Zugang zu Daten insbesondere für wissenschaftliche Zwecke und insbesondere in Deutschland abgeschlossen. Denn Langzeitstudien fehlen nicht nur im Naturschutz, sondern in vielen Bereichen und werden häufig auch dadurch verhindert, dass die Kenntnis über analoge Datenbestände fehlt und der Zugang zu digitalen Datenbeständen erschwert ist (persönliche Kommunikation Bundesamt für Naturschutz am 02.08.2016).



## **5 Reflexionen: Potenziale quantitativer Landschaftsanalysen**

Basierend auf den bisherigen Ergebnissen und Erkenntnissen widmet sich dieses Kapitel sowohl der Ableitung und Reflexion von Potenzialen quantitativer Landschaftsanalysen für das Konzept der Ökosystemleistungen als auch für den Gebietsnaturschutz und Kulturlandschaftsschutz. Es wird die Frage gestellt, welche Potenziale sich aus den vorliegenden Ergebnissen und allgemein den quantitativen Analysen der Landschaft für das Ökosystemleistungskonzept und für den angewandten Natur- und Kulturlandschaftsschutz ergeben.

### **5.1 Potenziale für die Erfassung von Ökosystemleistungen**

Im folgenden Kapitel wird die Relevanz der Ergebnisse des quantitativen Landschaftsmonitorings für die Erfassung von Ökosystemleistungen im Abgleich mit der aktuellen Literatur dargelegt. Dieser Exkurs ergibt sich aus der Aktualität des Ökosystemleistungskonzeptes, das seit einigen Jahren nicht nur das zentrale Konzept im wissenschaftlichen Diskurs der Landschaftsökologie ist, sondern auch eine hohe Relevanz im anwendungsbezogenen Kontext für die Landschaftsplanung und Schutzgebietsausweisung besitzt (BAGSTAD ET AL. 2017; GRUNEWALD U. BASTIAN 2013; KUKKALA U. MOILANEN 2017; NAGENDRA ET AL. 2013; PLIENINGER ET AL. 2014; TALLIS ET AL. 2013; TURNER U. GARDNER 2015; WERNTZE ET AL. 2013). Es erfolgt zunächst eine kurze Erläuterung des Ökosystemleistungskonzeptes. Im Anschluss werden veröffentlichte Studien vorgestellt, die sich mit der Anwendung quantitativer Analysen und Kartierungen zur Erfassung von Ökosystemleistungen oder mit dem Themenkomplex Ökosystemleistungen in Kulturlandschaften befassen. Die Ausführungen zeigen, dass Landnutzungs- und Landbedeckungsanalysen, wie sie auch in der vorliegenden Arbeit durchgeführt werden, eine zentrale Datengrundlage für die Quantifizierung von Ökosystemleistungen darstellen. Die Anknüpfungspunkte der vorliegenden Arbeit werden darauf aufbauend zusammengefasst und das Kapitel schließt mit einer kritischen Einordnung des Konzeptes ab.

#### **5.1.1 Das Ökosystemleistungskonzept**

Die Erhaltung und Wiederherstellung von Ökosystemleistungen war eines der prioritären Ziele der Biodiversitätsstrategie der EU bis 2010 und ist es auch darüber hinaus. Eine

Maßnahme zur Erreichung dieses Ziels ist die Kartierung und Bewertung der Ökosystemleistungen in den Hoheitsgebieten der beteiligten Nationalstaaten (EUROPÄISCHE UNION 2011). Ökosystemleistungen sind Leistungen, die von der Natur erbracht und vom Menschen genutzt werden („benefits that humans obtain from nature“ MEA 2005, S. 1). Dabei sind aber nicht grundsätzlich alle Leistungen nützlich; es können auch negative Wirkungen (sog. *disservices*) von der Natur ausgehen (GRUNEWALD U. BASTIAN 2012). Dem Millennium Ecosystem Assessment (MEA) folgend können vier Ökosystemleistungskategorien unterschieden werden: Versorgungsleistungen, Regulationsleistungen, kulturelle Leistungen und Basisleistungen (MEA 2005). Zu den Versorgungsleistungen zählt beispielsweise die Nahrungsmittelproduktion; Regulationsleistungen umfassen Klima-, Hochwasser-, Schadstoffregulierung u. ä.; Beispiele für kulturelle Leistungen sind der Erholungswert von Landschaften oder der spirituelle Wert von Naturmonumenten; und Basisleistungen umfassen unter anderem Bodenbildung und Nährstoffkreisläufe. Negative Leistungen sind folglich Prozesse, die eine negative Wirkung für den Menschen haben, wie Vulkanausbrüche, Erdbeben und Wirbelstürme, aber auch Biodiversitätsverluste, Nährstoffverluste, Schadstoffeinträge und Treibhausgas-Emissionen (TALLIS ET AL. 2013; TURNER U. GARDNER 2015). Angeregt durch die Initiative Deutschlands auf dem G8+5 Treffen 2007, wurde der TEEB-Prozess (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) eingeleitet, dessen primäres Ziel es war, Ökosystemleistungen in ökonomische Werte zu übersetzen. Die Forschungsinitiative wird auf Staatenebene in Deutschland als TEEB DE - Naturkapital Deutschland fortgesetzt. Das Projekt liefert die zentrale Grundlage für Politikempfehlungen (HANSJÜRGENS 2012).

Die theoretischen Grundlagen und damit wissenschaftlichen Konzeptualisierungen des Ökosystemleistungsansatzes haben sich über die Zeit in verschiedene Richtungen entwickelt. Ein häufig zitierter Analyserahmen ist das Kaskadenmodell von HAINES-YOUNG U. POTSCHIN (2010; POTSCHIN U. HAINES-YOUNG 2011, Abb. 58) das mehrfach bearbeitet und diskutiert wurde (z. B. GROOT ET AL. 2010; SALLES 2011). Eine Weiterentwicklung hat dieses Modell zum Beispiel durch BASTIAN U. GRUNEWALD (2013) erfahren, insbesondere um Raum- und Zeitaspekte stärker zu berücksichtigen. Danach konstituieren sich die Ökosystemleistungen aus dem Angebot basierend auf den Eigenschaften der Ökosysteme und deren Potenzialen zur Ökosystemnutzung (Resilienz) sowie der Nachfrage, bestehend aus den nachfragenden Akteuren und sozioökonomischen Rahmenbedingungen, die die Bewertungsgrundlage für den Nutzen aus Ökosystemen bilden. Zeitliche Aspekte in Form

von Veränderungen und räumliche Aspekte wie Anordnungsmuster und Dimensionen wirken sowohl auf die physische Sachebene als auch auf die gesellschaftliche Wertebene (BASTIAN U. GRUNEWALD 2013, S. 38ff.; POTSCHIN U. HAINES-YOUNG 2011).

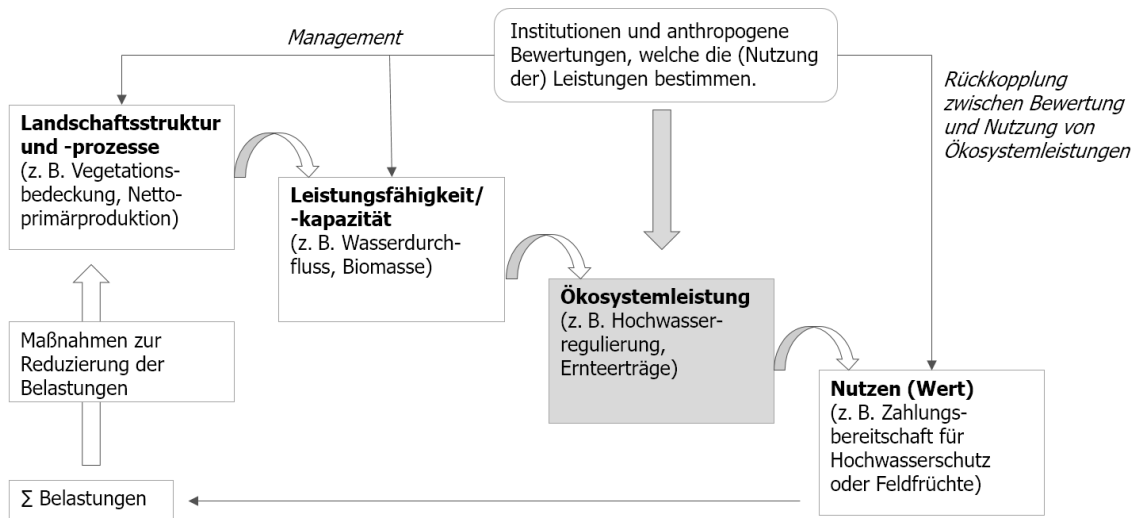


Abbildung 58: Kaskadenmodell der Ökosystemleistungen (eigene Darstellung basierend auf Haines-Young u. Potschin 2010, S. 116 und Bastian u. Grunewald 2013, S. 39).

Ziele des Konzeptes sind die Berücksichtigung der Ökosystemleistungen in (politischen) Entscheidungsprozessen und die Berücksichtigung von *Kosten* der Naturzerstörung. Um diese Ziele erreichen zu können, muss eine Bewertung der Leistungen erfolgen. Entscheidend ist dabei, dass natürliche Prozesse und Kompartimente erst dann zu Ökosystemleistungen werden, wenn sie vom Menschen nachgefragt werden. Häufig wird eine Monetarisierung vorgenommen, beispielsweise über die Ermittlung der Zahlungsbereitschaft (*willingness to pay*) oder über die Reisekosten- oder Ersatzkostenmethode (SCHÄGNER ET AL. 2013). Vor allem in den letzten Jahren finden aber auch zunehmend alternative Ansätze (z. B. partizipative Verfahren zur qualitativen Bewertung) Anwendung (ESER 2016; GRUNEWALD U. BASTIAN 2012). Bevor die Bewertung der Leistungen möglich ist, muss eine Erfassung der Leistungen erfolgen, d. h. eine Art Inventarisierung, wie sie beispielsweise mit Hilfe von quantitativen Landnutzungs- und Landbedeckungsanalysen möglich ist (CROSSMAN ET AL. 2013). Ökosystemleistungen spielen auch im Monitoring und bei der Ausweisung von Schutzgebieten eine zunehmende Rolle. So heißt es in der international angewendeten Definition der IUCN, dass ein Schutzgebiet „ein klar definierter geographischer Raum [ist], der aufgrund rechtlicher oder anderer wirksamer Mittel anerkannt und gemanagt wird und dem Erreichen eines langfristigen Schutzes und Erhalts der Natur

sowie der darauf beruhenden Ökosystemleistungen und kulturellen Werte dient“ (IUCN/WCPA zitiert nach EUROPARC DEUTSCHLAND 2010, S. 11).

In der Literatur kontrovers diskutiert ist der Begriff der Landschaftsleistungen. Während manche Autoren diesen synonym zum Terminus Ökosystemleistungen verwenden und einen Vorteil in der Explizitheit des Raumbezugs sehen, weisen andere auf die Auslegungs- und Definitionsvielfalt des Landschaftsbegriffs hin (vgl. Kapitel 2.2) und plädieren damit für eine ausschließliche Verwendung des Ökosystem(dienst)leistungsbegriffs (ALBERT ET AL. 2012; GRUNEWALD U. BASTIAN 2012). Im vorliegenden Kapitel wird der Begriff Ökosystemleistungen als Obergriff verstanden, der die Begriffe Ökosystemdienstleistungen und Landschaftsleistungen umfasst.

### 5.1.2 Quantitative Analysen zur Erfassung von Ökosystemleistungen

Landnutzung und Landbedeckung bilden die Grundlage für die Ausbildung der Ökosysteme und deren Kompartimente in unserer Landschaft und haben damit einen maßgeblichen Einfluss auf die potenzielle Bereitstellung von Ökosystemleistungen. Folglich haben Veränderungen der Landschaft eine direkte Wirkung auf die Bereitstellung von Ökosystemleistungen. Wird beispielsweise die Pflanzendecke zerstört, verändern sich die Bodenqualität, die Erosionsanfälligkeit, die Kohlenstoffspeicherung, der Wasser- und Klimakreislauf, das Landschaftsbild und vieles mehr (CROSSMAN ET AL. 2013).

Die Veröffentlichungen der letzten Jahre zeigen, dass die Kartierung und Quantifizierung von Landnutzung und Landbedeckung vielfach als Indikator für Ökosystemleistungen herangezogen wird (AYANU ET AL. 2012; BURKHARD U. KROLL 2010; KANDZIORA ET AL. 2013; KANDZIORA ET AL. 2014; MARTÍNEZ-HARMS U. BALVANERA 2012; SCHÄGNER ET AL. 2013; SEPPELT ET AL. 2011). Weitere Indikatoren sind Boden- und Vegetationskartierungen sowie nährstoffrelevante Merkmale (EGOH ET AL. 2012). Ein anderer Ansatz ist die Modellierung zugrundeliegender Ökosystemfunktionen und -prozesse, die anschließend so miteinander verknüpft werden, dass die Eigenschaften des Ökosystems kartiert werden können. Zum Beispiel kann ein hydrologisches Prozessmodell die Veränderungen der Landoberfläche mit den quantitativen Veränderungen der Süßwasserverfügbarkeit verknüpfen, so dass eine Aussage zur Ökosystemleistung der Süßwasserbereitstellung abgeleitet werden kann (CROSSMAN ET AL. 2013). Allerdings bauen auch solche prozessbasierten Ansätze häufig, zumindest teilweise, auf Landnutzungs- und Landbedeckungsdaten

auf, die durch weitere Datensätze wie Höhenmodelle, Abflussparameter und Klimadaten ergänzt werden (z. B. GRÉT-REGAMEY ET AL. 2008).

	<b>Basisleistungen</b>		<b>Versorgungsleistungen</b>							<b>Regulierungsleistungen</b>							<b>Kulturelle Leistungen</b>	
	Biodiversität	Nährstoffverlust Reduktion	Feldfrüchte	Nutztiere	Futtermittel	Nutzholz	Energie aus Biomasse	Süßwasser	Klimaregulierung (lokal)	Klimaregulierung (global)	Hochwasserschutz	Grundwassererneuerung	Luftqualität	Erosionsregulierung	Bestäubung	Erholung, Landschaftsbild	Eigenwert der Biodiversität	
In- dustrie und Ge- werbe- gebiete	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Obst- bäume	3	2	5	0	0	4	0	0	2	2	2	2	2	2	5	5	0	
Weiden und Wiesen	2	2	0	5	5	0	0	0	1	1	1	1	0	4	0	3	0	
Misch- wald	5	5	0	0	1	5	0	0	5	4	3	2	5	5	5	5	5	
Natur- nahes Grün- land	5	5	0	3	0	0	0	0	2	3	1	1	0	5	0	3	3	
Moore und Heide	4	5	0	2	0	0	5	0	4	3	2	2	0	0	2	5	5	
Torf- moore	4	5	0	0	0	0	5	0	4	5	3	3	0	0	2	4	4	

Abbildung 59: Auszug aus der Matrix von Burkhardt et al. (2010) zur Illustration der Verknüpfung von Landnutzung und Ökosystemleistungen. Die farbig hinterlegten Ziffern von 0 bis 5 kennzeichnen das Potenzial der jeweiligen Landnutzungseinheit zur Bereitstellung der unterschiedlichen Ökosystemleistungen (0 = keine Relevanz, 1 = geringe Relevanz, 2 = relevantes Potenzial, 3 = mittlere Relevanz, 4 = hohe Relevanz und 5 = sehr hohe Relevanz; eigene Darstellung basierend auf Burkhardt et al. 2010, S. 6).

Bei der Verknüpfung von Landnutzungs- und Landbedeckungsinformationen mit Ökosystemleistungen mittels des ersten Ansatzes kann auf Landschaftsebene eine Matrix erstellt werden, die die *Leistungsfähigkeit* der Landnutzungs- und Landbedeckungseinheiten zur Bereitstellung von Ökosystemleistungen beschreibt. Dabei tragen BURKHARD ET AL. (2010) die Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen auf der y-Achse und die Ökosystemleistungen (z. B. Biodiversität, Nutzholz, Klimaregulierung, Grundwassererneuerung) auf der x-Achse auf (Abb. 59). Die Schnittfelder zeigen die Bewertung der unterschiedlichen Klassen in Hinblick auf die Bereitstellung bestimmter Leistungen [z. B. auf einer Skala von

0 (keine Relevanz) bis 5 (sehr hohe Relevanz)]. Verknüpft man diese Information beispielweise mit der Attributtabelle eines Vektordatensatzes zur Landnutzung und Landbedeckung, kann das Potenzial der Landschaft und einzelner Landschaftseinheiten zur Bereitstellung von Ökosystemleistungen sowohl statistisch als auch räumlich explizit dargestellt werden (BURKHARD ET AL. 2010; BURKHARD U. KROLL 2010).

Folgt man dem landnutzungsbasierten Ansatz, wird deutlich, dass bei der Kartierung von Ökosystemleistungen die Auflösung der zugrunde liegenden Datensätze eine entscheidende Rolle spielt. Ist die Auflösung der Landnutzungs- und Landbedeckungsdatensätze zu gering, können bestimmte Leistungen nicht erfasst werden oder andere Leistungen werden in ihrem Ausmaß überschätzt, so dass die Ergebnisse der Ökosystemleistungskartierung verzerrt sind (WERNITZE ET AL. 2013). Für gebietsspezifische Ökosystemleistungen wie die Bestäubungsleistung sind besonders hoch aufgelöste Daten erforderlich, wohingegen für global wirkende Ökosystemleistungen wie Klimaregulierung und Kohlenstoffspeicherung weniger stark aufgelöste Daten ausreichen (EGOH ET AL. 2012). KANDZIORA ET AL. (2013) zeigen in einem Fallbeispiel in Norddeutschland, dass detaillierte ATKIS Datensätze in ihrer räumlichen und thematischen Auflösung deutlich besser zur Ökosystemleistungserfassung geeignet sind als CORINE Land Cover Datensätze. Die Autoren stellen aber auch die damit verbundene geringe zeitliche Auflösung fest. In einer weiteren Studie wird das Potenzial von Satellitenbildern (Landsat TM) zur Kartierung von Versorgungsleistungen in Agrarökosystemen aufgezeigt, die, sofern ausreichend wolkenfreie Szenen vorliegen, eine höhere zeitliche Auflösung ermöglichen (KANDZIORA ET AL. 2014). Der Einfluss der thematischen Auflösung auf die Ergebnisse der Ökosystemleistungserfassung wird unterschiedlich bewertet und ist abhängig von dem verwendeten Klassifikationsschema ebenso wie von den Ökosystemleistungen, die damit erfasst werden sollen. VAN DER BIEST ET AL. (2015) zeigen für ihr Untersuchungsgebiet, dass eine hohe thematische Auflösung bei der Erfassung von Regulationsleistungen einen stärkeren Einfluss hat als bei der Erfassung von Versorgungsleistungen. Bei letzteren empfehlen die Autoren, dass auf Basis der Landnutzung nur binäre Aussagen (Leistungen werden bereitgestellt oder nicht bereitgestellt) abgeleitet werden sollten.

Der Zusammenhang zwischen Landnutzung, Ökosystemleistungen und Schutzgebietskategorien (Nationalpark, Naturpark, ungeschützte Flächen) ist am Beispiel eines Untersuchungsgebiets im Südwesten Spaniens analysiert worden (PALOMO ET AL. 2014). Die Ergebnisse zeigen, dass Landnutzung und Schutzgebietskategorie dahingehend einen Einfluss auf die Ökosystemleistungen haben, dass Nahrung aus der Agrarproduktion primär

außerhalb der Schutzgebiete bereitgestellt wird, wohingegen Regulationsleistungen und kulturelle Leistungen hauptsächlich innerhalb der Schutzgebiete zu finden sind. Unabhängig vom Schutzstatus zeigen Feuchtgebiete und Binnengewässer die höchste Kapazität zur Bereitstellung von Versorgungs- und Regulationsleistungen, wohingegen Strauchgemeinschaften und offene Flächen mit geringer Vegetation (Strände, Dünen), die überwiegend in den geschützten Bereichen des Untersuchungsgebiets liegen, ein hohes Potenzial zur Bereitstellung kultureller Leistungen haben. Der Rückgang bzw. die Verschlechterung von Ökosystemleistungen ist am höchsten in den Randbereichen bzw. der Pufferzone des Nationalparks, d. h. der Rückgang ist hier höher als in der Kernzone und auch höher als in ungeschützten benachbarten Gebieten (PALOMO ET AL. 2014). Die gesellschaftliche Relevanz von Großschutzgebieten generell (Nationalparke, Naturparke und Biosphärenreservate) kann durch die Anwendung des Ökosystemleistungsansatzes und die quantitative Erfassung der Ökosystemleistungen herausgestellt und kommuniziert werden (AKADEMIE FÜR RAUMFORSCHUNG UND LANDESPLANUNG 2016). Der landnutzungs-basierte Ansatz bietet zudem eine gute Möglichkeit zur Entwicklung von Szenarien, aus denen mit Hilfe von Landnutzungsberechnungen Aussagen über die zukünftige Verfügbarkeit von Ökosystemleistungen abgeleitet werden können (ESTOQUE U. MURAYAMA 2016; POSTHUMUS ET AL. 2010).

Das Potenzial quantitativer Landschaftsanalysen für Ökosystemleistungsansätze ist aber mit der Quantifizierung von Landnutzung und Landbedeckung nicht erschöpft. Die Landschaftsstruktur und der räumliche Regionalkontext, d. h. die Muster von Landschaftselementen sowie die Verteilung von Landnutzungen, sind entscheidende Faktoren für die Ausprägung von Ökosystemleistungen (GRUNEWALD U. BASTIAN 2012; TURNER U. GARDNER 2015, S. 365ff.). Die Strukturvielfalt bzw. Heterogenität einer Landschaft gilt zudem als Schlüsselfaktor für die Biodiversität (SYRBE U. WALZ 2012), welche wiederum dem MEA folgend eine der wichtigsten Grundlagen zur Bereitstellung jeglicher Ökosystemleistungen ist (MEA 2005). Mit der Einbeziehung der Landschaftsstruktur in die Analysen kann zumindest teilweise auch der stark vereinfachenden Annahme entgegengewirkt werden, dass eine Landnutzungseinheit unabhängig von ihrer Größe und der Verteilung in der Landschaft überall die gleiche Kapazität zur Bereitstellung von Ökosystemleistungen aufweist. Die Kapazität der Landschaft zur Bereitstellung von Ökosystemleistungen kann sowohl direkt als auch indirekt durch die Landschaftsstruktur beeinflusst werden, z. B. durch

ökologische Prozesse (direkt) oder Effekte für die Biodiversität (indirekt) (VERHAGEN ET AL. 2016).

SCHLEYER ET AL. (2015) konnten zeigen, dass Landschaftselemente wie Einzelbäume, Hecken und vereinzelt stehende Obstbäume eine Vielzahl von Ökosystemleistungen bereitstellen, wie zum Beispiel die Regulierung des Oberflächenwasserabflusses und der Bodenerosion (Regulierungsleistungen), die Differenzierung des Landschaftsbilds (kulturelle Leistung) und die Bereitstellung von Lebensraumfunktionen für Tiere (Basisleistung). Das Potenzial von Landschaftsstrukturindizes für die Ableitung von landschaftlicher Schönheit (scenic beauty, landscape aesthetics) wird in der vergleichenden empirischen Studie von FRANK ET AL. (2013) deutlich, die den quantitativen Ansatz der Landschaftsstrukturberechnungen mit einer qualitativen Analyse fotogestützter Befragungen abgleichen und eine hohe Korrelation feststellen.

Der Beitrag, den Landschaftsstrukturberechnungen zur Erfassung von Ökosystemleistungen spielen, ist auch für eine Modellregion im Osten Deutschlands untersucht worden (FRANK ET AL. 2012). Die Studie zeigt das Potenzial der Kombination von Landschaftsstrukturindizes und Ökosystemleistungen hinsichtlich der Vergleichbarkeit und guten Interpretierbarkeit sowie im Hinblick auf die Möglichkeiten der Landschaftsstrukturverbesserung zur Erhaltung von Ökosystemleistungen. Es kann unter anderem abgeleitet werden, wie Aufforstungsmaßnahmen räumlich verteilt werden sollten, um die Habitatvernetzung zu verbessern. Sinnvolle Aussagen sind aber letztlich nur durch eine Kombination der Landschaftsstruktur mit den Landnutzungs- und Landbedeckungsinformationen möglich. In einem weiteren Fallbeispiel werden für Schottland vier Ökosystemleistungen identifiziert, die durch die Landschaftsstruktur beeinflusst werden: Hochwasserregulierung, Bestäubungsleistungen, Landschaftsbild/-ästhetik und Sedimentspeicherung (VERHAGEN ET AL. 2016). Die Stärke des ermittelten Einflusses hängt vom räumlichen Betrachtungsmaßstab ab. Der Einfluss auf Einzelelement- und Einzugsgebietsebene ist deutlich stärker als auf Landesebene, da sich bei der Betrachtung auf Nationalstaatenebene die lokalen Effekte der Landschaftsstruktur im Mittel ausgleichen. Aber auch innerhalb eines Betrachtungsmaßstabs ist der Einfluss der Landschaftsstruktur nicht für alle Ökosystemleistungen gleich stark, zumal unterschiedliche Aspekte der Landschaftsstruktur die Ökosystemleistungen unterschiedlich beeinflussen können. Abschließend halten die Autoren fest, dass die Landschaftsstruktur nicht nur das Ausmaß und die räumliche Manifestation von Ökosystemleistungen beeinflusst, sondern auch die



wechselseitigen Beziehungen (Interaktionen) zwischen Ökosystemleistungen. Dabei können die Interaktionen zwischen zwei Ökosystemleistungen auch dann von der Landschaftsstruktur beeinflusst sein, wenn das Bereitstellungspotenzial der einzelnen Ökosystemleistungen nicht von der Landschaftsstruktur mitbestimmt wird (VERHAGEN ET AL. 2016).

Ein weiteres Beispiel zeigt die Relevanz, die die Anwendung von Landschaftsstrukturberechnungen im Rahmen von Ökosystemleistungsbewertungen für den Biodiversitäts- und Habitatschutz hat. Für ein stark anthropogen geprägtes Untersuchungsgebiet in Australien ist mit Hilfe von Landschaftsstrukturindizes zur Form und Größe der Landschaftseinheiten die Fragmentierung der natürlichen Vegetation ermittelt worden. In Zusammenhang mit der Auswertung von Landnutzungs- und Landbedeckungsdaten zur Ableitung der Habitatqualität konnten Vorrangflächen für den Naturschutz ermittelt werden (BARAL ET AL. 2014).

Nach wie vor beschäftigen sich erst wenige Studien mit dem Zusammenhang zwischen Landschaftsstruktur und Ökosystemleistungen und bisher werden die für die Landschaftsstruktur sehr wichtigen linearen Landschaftselemente noch nicht ausreichend in die Analyse integriert (VERHAGEN ET AL. 2016). Weiterer Forschungsbedarf besteht bei der Verknüpfung zwischen Landschaftsveränderungen, Ökosystemleistungspotenzialen und sozio-ökonomischen Ursachen für die Veränderungen der Landnutzung (CROSSMAN ET AL. 2013) sowie der räumlichen Ausprägung und Verteilung der Ökosystemleistungen (TURNER U. GARDNER 2015, S. 366).

Legt man den Fokus stärker auf die Spezifität des Zusammenhangs zwischen Ökosystemleistungen und (mitteleuropäischen) Kulturlandschaften, treten neue konzeptionelle und methodische Aspekte in den Vordergrund. PLIENINGER ET AL. (2010) untersuchen das Potenzial des Ökosystemleistungsansatzes für die von vielfältigen Nutzungen geprägten Kulturlandschaften in Deutschland am Beispiel von zwei Biosphärenreservaten (Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft und Schwäbische Alb). Dabei konstatieren die Autoren die Problematik bei der Unterscheidung zwischen „Leistungen von (natürlichen) Ökosystemen und den Leistungen des Menschen“ (PLIENINGER ET AL. 2010, S. 188) in traditionellen Kulturlandschaften, da sich die gesamten Landschaften gerade durch ihre anthropogene Überprägung, historische Nutzungsgeschichte und relativ hohe Nutzungsvielfalt auf kleinem Raum auszeichnen. Die im Ökosystemleistungsansatz vorherrschende Dichotomie von *Ökosystem* und *Gesellschaft* greift bei der Auseinandersetzung mit Kulturlandschaften zu kurz und sollte als sozio-kulturelles System neu definiert werden (PLIENINGER ET AL. 2014). Somit kommt der Differenzierung von intensiven und extensiven

Nutzungen zur Beschreibung des landschaftlichen Potenzials für bestimmte Ökosystemleistungen eine besondere Rolle zu. Ein weiteres konzeptionelles Problem sehen PLIENINGER ET AL. (2010) darin, dass die in Kulturlandschaften relevante *Arbeitsplatzfunktion* (Land-, Forstwirtschaft, Tourismus) bisher noch unzureichend berücksichtigt ist. Neben den mittlerweile weitestgehend operationalisierten Versorgungs- und Regulierungsleistungen ist im Kontext von Kulturlandschaften aber auch eine verstärkte Auseinandersetzung mit kulturellen Leistungen anzustreben, die zum Beispiel das charakteristische, durch eine lange Nutzungsgeschichte entstandene Landschaftsbild oder spirituelle und historische Werte in der Landschaft wiedergeben (SCHAICH ET AL. 2010). Methodische Ansätze zur Erfassung (Kartierung, Quantifizierung und Bewertung) der häufig mit kulturellen Ökosystemleistungen einhergehenden regionalen Identifizierung der ansässigen Bevölkerung mit *ihrer* Landschaft fehlen noch weitestgehend (PLIENINGER ET AL. 2010). Dabei ist die regionale Identität gerade in extensiv genutzten Kulturlandschaften im häufig ländlichen, zum Teil strukturschwachen Raum von besonderer Bedeutung (HAMMER 2001; SCHAICH ET AL. 2010). Ein wesentlicher Bestandteil der Kulturlandschaft ist das Grünland, welches in besonderer Weise durch die (historisch weit zurückreichenden) anthropogenen Eingriffe entstanden ist und erhalten wird. Die „Vielgestaltigkeit von Grünlandökosystemen“ (JEDICKE 2014, S. 11) und die für die Ausbildung von Ökosystemleistungen bestimmter Grünlandtypen wesentlichen Standortfaktoren und Nutzungsparameter machen besonders deutlich, dass eine Quantifizierung des kulturlandschaftlichen Potenzials zur Bereitstellung von Ökosystemleistungen nur flächenbezogen und letztlich standortspezifisch erfolgen kann (JEDICKE 2014).

### 5.1.3 Anknüpfungspunkte der vorliegenden Arbeit

Im Jahr 2013 hat das Biosphärenreservat Rhön einen Antrag zur südlichen Erweiterung des Biosphärenreservats verfasst (internes Dokument), der 2014 nach der Genehmigung durch die UNESCO wirksam wurde. Die Angaben im Erweiterungsantrag zu den Ökosystemleistungen im (gesamten) Biosphärenreservat sind lediglich eine vorläufige Einschätzung und basieren nicht auf ausreichenden wissenschaftlichen Arbeiten, dennoch wird die Relevanz des Ökosystemleistungsansatzes für die Biosphärenreservatsverwaltung deutlich. Eines der Hauptziele bis zur nächsten Evaluation ist die „stärkere Bereitstellung von Ökosystemleistungen durch eine vielfältig strukturierte extensive Landwirtschaft vor allem in der Entwicklungs- und Pflegezone“ (JEDICKE 2013, S. 15). Die wichtigsten allgemeinen Erkenntnisse aus dem Erweiterungsantrag sind, dass sowohl extensive Landwirtschaft als

auch Forstwirtschaft nicht nur zahlreiche Ökosystemleistungen in Anspruch nehmen, sondern auch oftmals einen positiven Einfluss auf die Bereitstellung von Ökosystemleistungen haben. Die intensive Landwirtschaft nutzt deutlich weniger Ökosystemleistungen und wirkt zudem negativ auf die Bereitstellung von Leistungen, insbesondere hinsichtlich der Süßwasserversorgung, dem Erhalt genetischer Ressourcen, Klima- und Wasserregulierung, Erosionsschutz, Bestäubungsleistungen, Erhalt von Bodenfruchtbarkeit und biologischer Vielfalt sowie ästhetischer Werte. Der Tourismus nutzt vorrangig die kulturellen Leistungen, aber auch Versorgungsleistungen im Rahmen von regionalen Nahrungsmitteln sowie Luftqualitäts- und Klimaregulierungsleistungen. Die Wirksamkeit dieser Nutzungsgruppe hingegen ist sehr gering und somit als neutral einzustufen. Die Landschaft wird als eine Art *Dienstleistungseinrichtung* für den Tourismus wahrgenommen, bei der das Landschaftsbild hinsichtlich der Bewertung der Erholungseignung von hoher Relevanz ist (STEINHARDT 2012, S. 140). Generell bietet sich die Anwendung des Ökosystemleistungskonzepts in Biosphärenreservaten besonders an, da es sich gut mit dem UNESCO Anspruch einer nachhaltigen ökologischen, ökonomischen und sozialen Entwicklung vereinbaren lässt (PLIENINGER ET AL. 2016). Bereits im Madrid-Action-Plan (2008 bis 2013) des MAB-Programms der UNESCO wurde das Ökosystemleistungskonzept aufgegriffen und später im Lima-Action-Plan, der seit 2016 gültig ist, weiter ausgeführt. Hier heißt es unter anderem, dass Ökosystemleistungen identifiziert, gefördert und erhalten werden müssen (PLIENINGER ET AL. 2016).

Das Modell in Abbildung 58 (Kaskadenmodell) sowie die konzeptionelle Erweiterung von GRUNEWALD U. BASTIAN (2012, S. 116) implizieren, dass die Leistungsbasis, d. h. die abiotischen und biotischen Ökosystemkomponenten über die Erfassung der Landschaftsstruktur und -ausprägung grundsätzlich messbar sind. Folglich sind zur räumlich expliziten Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen Karten der Landnutzung und Landbedeckung eine notwendige Voraussetzung ebenso wie die Erfassung der Dynamik von Nutzungs- und Landschaftsstrukturen (BURKHARD U. KROLL 2010; CROSSMAN ET AL. 2013; SYRBE ET AL. 2012).

Somit können die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit einen ersten wichtigen Beitrag zur Ermittlung von Ökosystemleistungspotenzialen im Biosphärenreservat Rhön leisten. Sowohl die flächenexplizite Auswertung der Landnutzung, Landbedeckung und Landschaftsstruktur als auch die Veränderungen der Landschaft über die Zeit geben Aufschluss über die

Kapazität bzw. die Kapazitätsentwicklung der Gebiete zur Bereitstellung von Ökosystemleistungen (Kapitel 4.3). Die Erkenntnisse über den Einfluss der thematischen Auflösung auf die Erfassung von Landbedeckung, Landnutzung und Landschaftsstruktur (Kapitel 4.3.2) sind immer dann relevant, wenn die Kartierung der Ökosystemleistungen ganz oder teilweise auf den Ergebnissen der Landnutzungs- und Landbedeckungsanalyse und/oder Landschaftsstrukturanalyse basiert. Folglich ist die kritische Auseinandersetzung mit der thematischen und räumlichen Auflösung und den zugrundeliegenden Klassifikations-schemata notwendig, wenn Ökosystemleistungspotenziale aus den Datensätzen abgeleitet werden sollen. Andernfalls kann es zu Fehlschlüssen und damit zu einer Über- oder Unterschätzung des Ökosystemleistungspotenzials einer Landschaft kommen (EGOH ET AL. 2012; KANDZIORA ET AL. 2013; VAN DER BIEST ET AL. 2015; WERNITZE ET AL. 2013).

Ein weiterer Anknüpfungspunkt an das Ökosystemleistungskonzept ist das DPSIR Modell (Kapitel 2.3, Kapitel 4). In der Kombination der beiden methodischen Ansätze sehen WIGGERING ET AL. (2012) eine Chance, die aus wissenschaftlichen Erhebungen gewonnenen Erkenntnisse besser mit politischen Entscheidungsträgern zu kommunizieren. Diese Annahme basiert darauf, dass das DPSIR Modell die vielfältigen Einflüsse, die auf die komplexen Mensch-Umwelt-Interaktionen wirken, in einzelne Schritte aufteilt und damit einen nachvollziehbaren und anwendungsbezogenen Kausalzusammenhang aufstellt. Abweichend von WIGGERING ET AL. (2012), der das DPSIR Modell als Verknüpfung zwischen der Umweltfolgenabschätzung und dem Ökosystemleistungskonzept einführt, wird hier nur auf die Verbindung zwischen dem DPSIR Modell und den Analyseschritten des Ökosystemleistungsansatzes eingegangen (Abb. 60). Die ermittelten Landnutzungs- und Landbedeckungsänderungen sind direkte Triebkräfte im DPSIR Modell. Veränderungen auf Ökosystemebene und die damit einhergehenden Veränderungen der Ökosystemleistungen entsprechen den Belastungen und Zuständen des DPSIR Modells. Die Auswirkungen sind entsprechend auf das menschliche Wohlergehen zu beziehen und die Maßnahmen bzw. Reaktionen erfolgen über Politikempfehlungen.

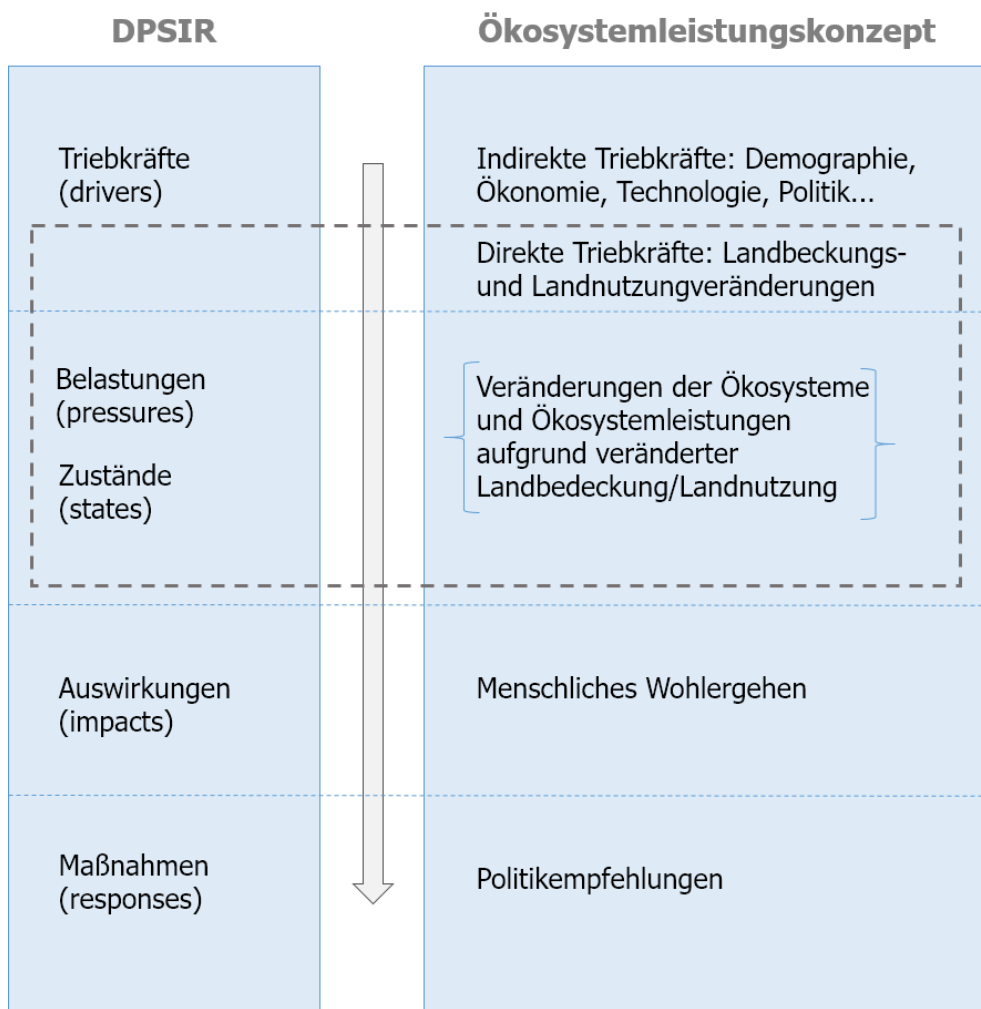


Abbildung 60: Zusammenhang zwischen dem DPSIR Modell und dem Ökosystemleistungskonzept. Der Rahmen (grau, gestrichelt) hebt die für die vorliegende Arbeit relevanten Bestandteile der Abbildung hervor (eigene Darstellung verändert nach WIGGERING ET AL. 2012, S. 139).

Die einzelnen in der vorliegenden Arbeit entwickelten Indikatoren und Landschaftsveränderungsprozesse können den Ökosystemleistungen in einer ersten Annäherung direkt zugewiesen werden. Die Abbildung 61 und die folgenden Ausführungen zeigen nur positive Verbindungen zu den Ökosystemleistungen bzw. positive Einflüsse auf diese. Der Indikator Nutzungsintensität ermöglicht Aussagen zu Versorgungsleistungen und Regulierungsleistungen wie zum Beispiel Erosions- und Klimaregulierung. Der Indikator der landesweit stark gefährdeten Biotope ist vorrangig auf die Basisleistungen zu beziehen, hat aber im Hinblick auf den Eigenwert der Biodiversität und das Landschaftsbild auch Einfluss auf die kulturellen Leistungen. Ein unmittelbarer Bezug ist zwischen dem Indikator Grünlanderhalt und den Versorgungs- und Regulationsleistungen erkennbar, beispielsweise bei der Bereitstellung von Futtermitteln, der Regulierung von Erosion und Klima und dem Beitrag zur Bestäubungsleistung. Im speziellen Fall des Biosphärenreservats Rhön ist der

Grünlanderhalt zudem über die Offenhaltung der Landschaft wichtig für das Landschaftsbild und damit den kulturellen Leistungen zuzuordnen. Letztlich kann auch ein Bezug zwischen Grünlanderhalt und Basisleistungen im Sinne des Biodiversitätsschutzes hergestellt werden. Der Indikator Landschaftsstrukturvielfalt durch Kleinstrukturen ermöglicht ebenfalls Aussagen zu Basisleistungen (Biodiversität) und über den Beitrag zum Landschaftsbild auch zu kulturellen Leistungen.

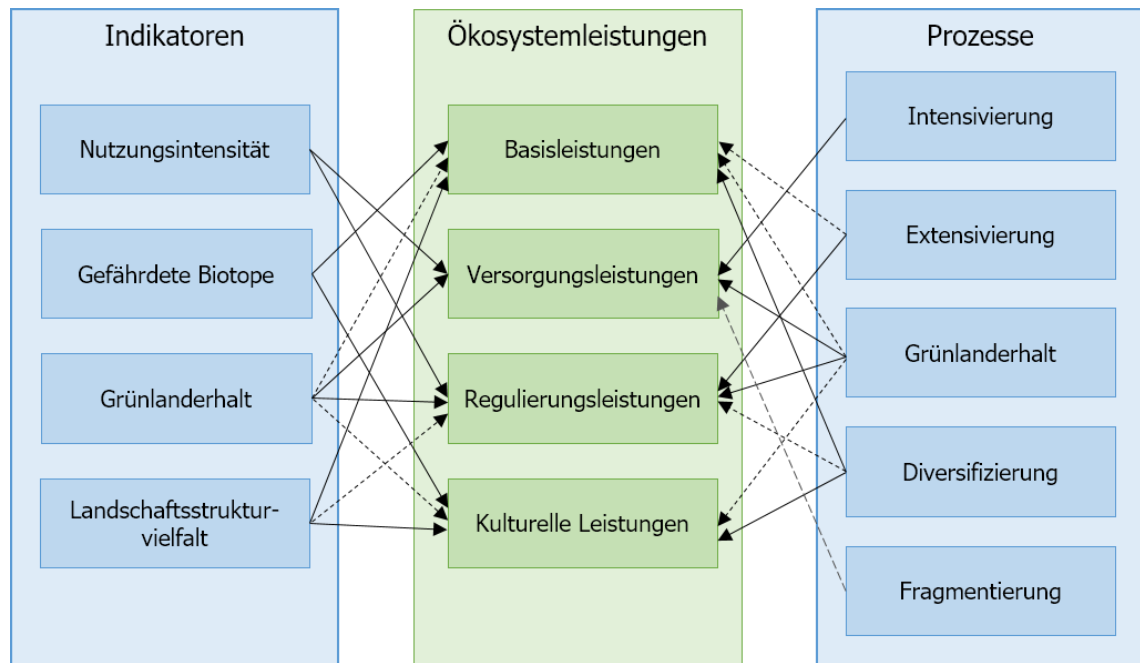


Abbildung 61: Bezug empirischer Ergebnisse zum Ökosystemleistungskonzept. Dargestellt sind die Indikatoren und Prozesse der Landschaftsveränderung aus Kapitel 4. In der Mitte sind die Kategorien der Ökosystemleistungen aus dem Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005) aufgelistet. Die Pfeile stellen positive Wirkungen der jeweiligen Landschaftsveränderungen auf die entsprechenden Ökosystemleistungen dar. Die durchgezogenen schwarzen Pfeile stehen für direkte bzw. offensichtliche Verbindungen, die schwarzen gestrichelten Pfeile zeigen direkte, weniger starke oder weniger allgemeingültige Beziehungen und der graue gestrichelte Pfeil von der Fragmentierung zu den Versorgungsleistungen steht für eine indirekte Wirkung.

Bei den Prozessen ist die Zuordnung noch eindeutiger. Intensivierungstendenzen in der Landwirtschaft wirken direkt auf die Versorgungsleistungen der Agrarökosysteme, wohingegen Extensivierungsprozesse vor allem einen Einfluss auf Regulierungsleistungen haben. Letztere können aber auch einen Beitrag zur Biodiversität leisten und damit auf die Basisleistungen wirken. Die Verknüpfungen zwischen Ökosystemleistungen und dem Prozess des Grünlanderhalts sind bereits für den Indikator Grünlanderhalt erläutert. Die Diversifizierung ist ebenfalls gleichzusetzen mit dem Indikator Landschaftsstrukturvielfalt und der Prozess der Fragmentierung kann, wenn überhaupt, indirekt positiv auf die Versorgungsleistungen wirken, zum Beispiel über zusätzliche Transportwege für

landwirtschaftliche Erzeugnisse. Negative Wirkungen, wie zum Beispiel der Einfluss der Fragmentierung auf die Basisleistungen, werden an dieser Stelle nicht ausgeführt, da der Schwerpunkt bei der Analyse von Ökosystemleistungen, wie weiter oben ausgeführt, in den meisten Studien zumindest bisher auf den positiven (Wechsel-)Wirkungen liegt.

#### 5.1.4 Kritische Einordnung des Ökosystemleistungskonzepts

Der wohl am häufigsten geäußerte Kritikpunkt am Konzept der Ökosystemleistungen ist dessen anthropozentrische Perspektive, die den Eigenwert der Natur und ihrer Prozesse vollkommen negiert (z. B. bei WIGGERING ET AL. 2012). Problematisch an der anthropozentrischen Sichtweise des Ansatzes ist, dass zukünftige Leistungen, deren Nutzen gegenwärtig noch nicht erfasst werden können, nicht ausreichend geschützt werden. Das wiederum widerspricht dem Prinzip der Nachhaltigkeit, da somit nicht die gleichen Potenziale für zukünftige Generationen erhalten werden können (PLIENINGER ET AL. 2010). Dieser Punkt muss im anwendungsbezogenen Kontext vor allem bei der Schutzgebietsausweisung berücksichtigt werden und sollte auch im Rahmen nachhaltiger Landschaftsplanungen reflektiert werden.

Neben dieser sehr grundsätzlichen Kritik wird auch ganz spezifisch das Klassifikationssystem des Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005) in Frage gestellt, insbesondere bezogen auf die Differenzierung zwischen Leistungen, die von der Gesellschaft nachgefragt werden, und solchen Prozessen, die diese Leistungen ermöglichen (WIGGERING ET AL. 2012). WIGGERING ET AL. (2012) folgend sind viele der Basis- und Regulationsleistungen keine Leistungen im eigentlichen Sinne, sondern nur Voraussetzung für die Bereitstellung der tatsächlichen Leistungen (z. B. Bereitstellung von Trinkwasser und Nahrung). Damit werden aber auch die Vergleichbarkeit der einzelnen Prozesse sowie die Identifikation von Zielkonflikten erschwert (WALLACE 2007; WIGGERING ET AL. 2012), die insbesondere im Naturschutz eine wichtige Rolle spielen.

HABER (2014, S. 134) kritisiert ebenfalls die Konzeptionalisierung der Ökosystemleistungen im Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005) und zwar vor allem dahingehend, dass „sein integrativer Ansatz Lösungsmöglichkeiten für grundlegende Mensch-Umwelt-Probleme vor[täuscht], die der Wirklichkeit nicht standhalten.“ Anknüpfend an die zuvor dargestellte Kritik konstatiert auch HABER (2014), dass die Quantifizierbarkeit und Vergleichbarkeit nicht für alle Ökosystemleistungen möglich ist. Da man die aus den Wechselwirkungen zwischen einzelnen Ökosystemprozessen hervorgehenden Leistungen

nicht erfassen kann, wird der Einfluss der Landnutzung auf die Ökosystemleistungen ebenfalls nicht oder zumindest nicht vollends erfasst. Ein erster Ansatz zur Untersuchung der Interaktionen zwischen Ökosystemleistungen basierend auf Landnutzungs- und Landbedeckungsdynamiken ist allerdings in der Studie von EGARTER VIGL ET AL. (2016) zu finden. Die Ergebnisse zeigen, dass Langzeituntersuchungen (> 150 Jahre) von Veränderungen komplexer Landschaften sehr wohl neue Erkenntnisse über die Wechselwirkungen in der Bereitstellung von Ökosystemleistungen liefern (EGARTER VIGL ET AL. 2016).

Eine in methodische, strategische, politische, wissenschaftliche und moralische Bedenken differenzierte Kritik ist im Aufsatz von ESER (2016) formuliert. Der Ansatzpunkt der methodischen Kritik bezieht sich auf die Monetarisierung der Ökosystemleistungen. Diese ist mit großen Unsicherheiten verbunden; dabei ist das Ziel der Ermittlung, belastbare Werte für die politischen Entscheidungen abzuleiten. Strategisch wird hinterfragt, inwieweit Kosten-Nutzen-Analysen ein geeignetes Instrument sind, wenn dadurch die Umsetzung von kostenintensiven Naturschutz-Strategien mit unmittelbar zunächst geringem Nutzen zusätzlich erschwert werden. Politisch besteht die Gefahr der Ausgrenzung von Menschen mit geringer Zahlungsfähigkeit in Bezug auf die Nutzung von Ökosystemleistungen, wenn diese als Ware auf einem Markt nach ökonomischen Kriterien nachgefragt werden (Stichwort *Kommodifizierung*). In der wissenschaftlichen Debatte wird der Stellenwert der Biodiversität für die Ökosystemleistungen diskutiert und damit der Eigenwert der Natur. Das schließt wieder an die grundsätzliche Kritik des zugrundeliegenden, expliziten Anthropozentrismus des Konzeptes an und leitet schließlich auch zu moralischen Bedenken über, die auf der Unersetzlichkeit von Natur und natürlichen Lebensgrundlagen basieren. Geht man von dieser Unersetzlichkeit aus, gibt es kein Äquivalent, und wenn es kein Äquivalent für ein Gut oder ein Produkt gibt, dann kann auch keine ökonomische Bewertung erfolgen (ESER 2016). Das Potenzial des Ökosystemleistungsansatzes ist somit nicht die Ablösung, sondern die Ergänzung bestehender Argumente des Naturschutzes in einer Gesellschaft, „die Entscheidungen überwiegend auf der Basis ökonomischer Effizienzüberlegungen fällt“ (ESER 2016, S. 473).

Folglich kann das Ökosystemleistungskonzept einen wertvollen Beitrag zur nachhaltigen Entwicklung von Landschaften und zur Kommunikation von Naturschutzbelangen leisten, auch oder gerade dann, wenn eine Quantifizierung auf Basis von Landnutzungs- und Landbedeckungsinformationen gelingt. Jedoch sind im Naturschutz parallel dazu andere Argumentationslinien zu verfolgen, um zukünftig beispielsweise den Prozessschutz in



Kernbereichen von Großschutzgebieten zu fördern oder gefährdete Arten gezielt unter Schutz stellen zu können.

## **5.2 Potenziale im angewandten Natur- und Kulturlandschaftsschutz**

Das Kapitel stellt die Relevanz quantitativer Landschaftsanalyse für den Natur- und Kulturlandschaftsschutz dar. Da eine erste Einordnung des Naturschutzes bereits in Kapitel 2.2 erfolgt ist, wird der Fokus auf den Aufgaben und Zielen des Kulturlandschaftsschutzes liegen und mit Aspekten des Naturschutzes ergänzt. Darauf aufbauend wird die Bedeutung quantitativer Analysen für den Natur- und Kulturlandschaftsschutz in Abgleich mit einer Auswahl relevanter Veröffentlichungen in diesem Bereich skizziert. Abschließend erfolgt eine Synthese des Potenzials quantitativer Landschaftsanalyse für den Naturschutz in der Kulturlandschaft.

### **5.2.1 Aufgaben und Ziele im Natur- und Kulturlandschaftsschutz**

Zunächst wird das Begriffsverständnis von Kulturlandschaft aufgegriffen, da es wesentlich ist für die Identifikation von Synergien und Divergenzen zwischen Naturschutz- und Kulturlandschaftsschutzzielen. Durch die Nutzungsgeschichte der Kulturlandschaften in Mitteleuropa sind entweder vollkommen neue Ökosysteme oder Biotope entstanden, wie Heiden, Wiesen, Weiden, Trockenrasen und Äcker, oder es fand eine im Ausmaß unterschiedlich starke Überformung der natürlichen Systeme statt, wie bei Wäldern oder Flussauen (DOPPLER 2000, S. 79). Charakteristisch für Kulturlandschaften und deren Entwicklungsprozesse sind dabei sowohl persistente als auch dynamische Strukturen (JOB U. KNIES 2001, S. 20). Die Landschaft ist folglich einem fortdauernden Wandel ausgesetzt (LUICK ET AL. 2009, S. 67). Kristl (2010, S. 64) definiert Kulturlandschaften als „durch den Menschen erzeugte, durch die Landnutzung strukturierte und von der Landnutzung geprägte Landschaften“. Das heißt, unter dem Begriff der Kulturlandschaft werden Landschaftsräume verstanden, die sich durch einen hohen strukturellen Reichtum unterschiedlicher Nutzungen und naturnaher Lebensräume (Hecken, Wiesen, Felder, Baumgruppen, Feuchtgebiete etc.) auszeichnen (MARSCHALL 2016). Weitet man dieses Begriffsverständnis von Kulturlandschaft aus, so dass jeglicher anthropogen geprägter Gebietsausschnitt als Kulturlandschaft bezeichnet wird, dann kann Naturschutz in Mitteleuropa nur Kulturlandschaftsschutz sein, da es keine unbeeinflussten *Natur*-Räume mehr gibt (HEILAND 2006, S. 54). Damit ist der

Schutz dieser Landschaften immer auch Naturschutz im Sinne des Biodiversitätsschutzes, da Landschaften mit großer Vielfalt in der Regel als schützenswert gelten (JOB U. KNIES 2001; KRACHT ET AL. 2003; MARSCHALL 2016).

Kontrastierend zu diesem sehr allgemein gefassten Kulturlandschaftsbegriff, gibt es den enger gefassten Begriff der *historischen* Kulturlandschaft. „Die historische Kulturlandschaft ist ein Ausschnitt aus der aktuellen Kulturlandschaft, der durch historische, archäologische, kunsthistorische oder kulturhistorische Elemente und Strukturen geprägt ist“ (KLEEFELD 2004, S. 67), d. h. es sind noch „raumbedeutsame Relikte aus vergangenen Zeiten vorhanden“ (HEILAND 2006, S. 50). Anders formuliert ist eine „Kulturlandschaft dann historisch, wenn sie in der heutigen Zeit aus wirtschaftlichen, sozialen, politischen oder ästhetischen Gründen nicht mehr in der vorgefundenen Weise geschaffen würde[...], sie also aus einer abgeschlossenen Geschichtsepoche stamm[t].“ (GUNZELMANN 2015, S. 76).

Der Begriff Kulturlandschaft impliziert damit einen Mehrwert gegenüber dem Begriff der Landschaft (MARSCHALL 2016, S. 441). Diesem Verständnis folgend umfasst die Kulturlandschaftspflege den Erhalt und die Entwicklung des „räumlichen kulturellen Erbes“ (SCHENK 2011, S. 97). Landschaftspflege im Rahmen der Landschaftsplanung, die als Fachplanung des Naturschutzes gilt, umfasst „die Gesamtheit aller Maßnahmen zur Erhaltung oder Wiederherstellung einer unter ökonomischen, ökologischen und sozialen Aspekten funktions-/leistungsfähigen Landschaft (Bastian und Schreiber 1999). Sie beinhaltet Planungen und Maßnahmen zum passiven Schutz von Flächen und Objekten ebenso wie zur aktiven Pflege, Gestaltung und Entwicklung von Natur und Landschaft.“ (BASTIAN 2016, S. 47). Bei der Pflege und dem Schutz der historischen Kulturlandschaft werden neben Überschneidungen mit den Zielen des Naturschutzes durchaus auch Antagonismen deutlich. Zielkonflikte bestehen zum Beispiel immer dann, wenn die frühere Landnutzung, die zur Ausprägung der heute als historisch und schützenswert erachteten Kulturlandschaft geführt hat, nicht nachhaltig oder naturverträglich ist. Des Weiteren werden auch der Prozessschutz in Kernzonen oder die Entwicklung städtischer Räume selten als Kulturlandschaftsschutz bezeichnet, so dass HEILAND (2006, S. 55) den Begriff Kulturlandschaft schließlich für den Bereich des Naturschutzes als „strukturreiche ländliche, landwirtschaftlich geprägte Räume mit naturschutzfachlich bedeutsamen Relikten traditioneller Landnutzungsformen“ definiert.

Der Zielsetzung dieses Kapitels folgend, liegt der Fokus auf dem Zusammenwirken von Natur- und Kulturlandschaftsschutz und weniger auf den Differenzen zwischen beiden. So

wie sich der Naturschutz von einem konservierenden *Inselschutz* hin zu einem dynamisch-prozessorientierten Schutzverständnis entwickelt hat, ist auch die Kulturlandschaftspflege nicht primär auf das Festhalten an einem einstmalig dagewesenen Landschaftsensemble ausgerichtet, sondern sieht gerade in der Dynamik der Kulturlandschaftsentwicklung das größte Potenzial für deren nachhaltige Pflege (SCHENK 2011, S. 115; HEILAND 2006, S. 50f.). Zumal ein vollkommener Erhalt historischer Kulturlandschaften die Entstehung zukünftiger Kulturlandschaften unterbinden würde (HEILAND 2006, S. 64). Durch den Naturschutz können viele typische Elemente von Kulturlandschaften geschützt werden, da sie wertvolle Lebensräume darstellen und somit einen Beitrag zum Biodiversitätserhalt leisten. Beispiele sind Streuobstwiesen und Hutewaldrelikte als Lebensraum für Totholz bewohnende Arten oder Heckenstrukturen und Lesesteinwälle als Nahrungsquelle und Habitat bzw. Versteck für Tiere (KRISTL 2010; MARSCHALL 2016). Artenvielfalt in der früheren Kulturlandschaft (bis zum 20. Jahrhundert) war ein „systembedingtes Charakteristikum“ (HAMPICKE 2013, S. 22), wohingegen die noch stellenweise vorkommende Artenvielfalt in der modernen, auf wirtschaftliche Effizienz ausgerichteten Landwirtschaft eher durch *Systemversagen* verursacht bzw. erhalten wird. Der Schutz von *Halbkulturformationen* zum Beispiel Heiden, Halbtrockenrasen, Zwergstrauchheiden etc. aufgrund ihrer Artenzusammensetzung kann als Kulturaufgabe verstanden werden, weil die Formationen das Resultat früherer Kultivierung sind (REICHHOFF 1998). Folglich ist auch der Naturschutz eine *Kulturaufgabe*.

Wenn der Naturschutz, z. B. in touristisch genutzten Schutzgebieten wie Biosphärenreservaten und Naturparken, den Erhalt oder die Wiederherstellung besonders *schöner* oder *ästhetischer* Landschaften zum Ziel hat, dann wird auch ein Beitrag zum Kulturlandschaftsschutz geleistet, da *derartige* Landschaften in der Regel Kulturlandschaften sind, die durch vorausgegangene, traditionelle und häufig regionalspezifische Nutzungsformen entstanden sind (IBISCH U. KREFT 2010). Geht man zurück zu den Anfängen des Naturschutzes, wird deutlich, dass seit dem Beginn des Naturschutzes, die Kulturlandschaft bzw. der Schutz derselben aufgrund der ästhetischen Aspekte eine zentrale Rolle spielte (HEILAND 2006). Ein Fallbeispiel für das Zusammenwirken von Natur- und Kulturlandschaftsschutz ist der Naturpark Dobratsch (Kärnten, Österreich): Durch die Entwicklung von Magerwiesenflächen mit vereinzelt Gehölzgruppen auf Standorten, die in den 1960er und 1970er Jahren massiv mit Fichten aufgeforstet wurden, konnte nicht nur die Vielfalt an Lebensräumen erhöht, sondern auch eine Sichtbarwerdung kulturhistorisch bedeutsamer Hügelgräber erreicht werden (KRISTL 2010). Letztlich spielt bei der Betrachtung von Schnittstellen und

Konflikten zwischen Naturschutz und Kulturlandschaftsschutz der Betrachtungsmaßstab eine wesentliche Rolle, d. h., ob es sich um großräumige Kulturlandschaftseinheiten wie die gesamte Rhön handelt, oder ob einzelne Kulturlandschaftsbereiche beispielsweise in Form von Landschaftselementen im Fokus stehen (BURGGRAAFF U. KLEEFELD 1998). Bei dem dynamischen Ansatz *Schutz durch Nutzung*, wie er dem MAB Programm der UNESCO zugrunde liegt, gilt es zu beachten, dass unabhängig von der landwirtschaftlichen Produktionsweise, die betriebswirtschaftliche Optimierung im Vordergrund steht, so dass *Nebenprodukte* wie der Erhalt des Landschaftsbildes und der Schutz der Kulturlandschaft nur über staatliche Eingriffe (Subventionen) in die Marktäufe möglich sind (FUCHS 2009). Damit ist die Gemeinsame Agrarpolitik der EU (GAP) nicht nur maßgeblich für den Naturschutz (vgl. Kap. 4.3.3.3), sondern eben auch für den Kulturlandschaftsschutz und zwar insbesondere für solche Kulturlandschaften, die von einer kontinuierlichen Bewirtschaftung abhängig sind (LUICK ET AL. 2009). Andererseits reichen Agrarumweltprogramme aber in der Regel nicht aus, um die spezifischen Anforderungen des Schutzes von historischen Kulturlandschaften umfassend zu gewährleisten (MARSCHALL 2016, S. 451).

Die rechtlichen Möglichkeiten des Kulturlandschaftsschutzes im Rahmen des Bundesnaturschutzgesetzes sind umfassend bei TILLMANN (2016) erörtert und werden hier nicht im Detail aufgeführt. Festzuhalten bleibt jedoch, dass es in § 1 Abs. 4 BNatSchG heißt,

- „(4) Zur dauerhaften Sicherung der Vielfalt, Eigenart und Schönheit sowie des Erholungswertes von Natur und Landschaft sind insbesondere
1. *Naturlandschaften und historisch gewachsene Kulturlandschaften*, auch mit ihren Kultur-, Bau- und Bodendenkmälern, vor Verunstaltung, Zersiedlung und sonstigen Beeinträchtigen zu bewahren.“<sup>18</sup>

Biosphärenreservate als Großschutzgebiete und damit als Instrumente des Naturschutzes können nur indirekt etwas zum Kulturlandschaftsschutz beitragen, indem Teilräume als Landschaftsschutzgebiete ausgewiesen werden. Landschaftsschutzgebiete dienen dem flächenhaften Schutz von anthropogen gestalteten Landschaften, der u. a. auch kulturhistorisch begründet ist. Damit tragen sie zum Erhalt der im Bundesnaturschutzgesetz aufgeführten Trias von Vielfalt, Eigenart und Schönheit der Landschaft bei. Einschränkend ist aber festzuhalten, dass für Landschaftsschutzgebiete nur ein relatives, dem jeweiligen

---

<sup>18</sup> Kursive Hervorhebung nicht im Originaltext, sondern durch die Verfasserin eingefügt.

Gebietscharakter entsprechendes Veränderungsverbot besteht, so dass Beeinträchtigungen der historischen Kulturlandschaft durchaus möglich sind (TILLMANN, S. 121–136). Viele bedeutsame europäische Kulturlandschaften sind als Biosphärenreservate ausgewiesen (z. B. Entlebuch in der Schweiz, Wienerwald in Österreich, Spreewald in Deutschland), doch „[s]elbst wenn eine Kulturlandschaft als Schutzgebiet ausgewiesen werden kann, garantiert dies nicht ihre nachhaltige Entwicklung“ (LUICK ET AL. 2009, S. 73), da es bei der Durchsetzung konkurrierender Naturschutzziele beispielsweise im Bereich des Artenschutzes zu einer Vernachlässigung der Kulturlandschaftsentwicklung kommen kann. Andererseits heißt in § 25 BNatSchG (Biosphärenreservate) explizit, dass „durch vielfältige Nutzung geprägte Landschaften“ sowie „frühere Kulturformen wirtschaftlich genutzter Tier- und Pflanzenarten“ auf dem Gebiet von Biosphärenreservaten geschützt bzw. nachhaltig entwickelt werden sollen (vgl. GUNZELMANN 2015; MARSCHALL 2016). In Kapitel 5.2.3 erfolgt nochmals ein Rückgriff auf die rechtlichen Grundlagen des Schutzes.

Ebenso wie es hinsichtlich der Aufgaben und Ziele von Natur- und Kulturlandschaftsschutz sowohl Konfliktbereiche als auch Überschneidungsbereiche gibt, sind bei der quantitativen Erfassung Unterschiede und Gemeinsamkeiten festzustellen. Im folgenden Unterkapitel werden die Gemeinsamkeiten hinsichtlich der Relevanz quantitativer Landschaftsanalysen herausgestellt.

## 5.2.2 Relevanz quantitativer Analysen im Natur- und Kulturlandschaftsschutz

Es erscheint offensichtlich, dass die zuvor angesprochene *Eigenart* und *Schönheit* von Landschaften mit Hilfe naturwissenschaftlicher Methoden kaum definierbar und noch weniger analysierbar ist. In der anwendungsbezogenen Analyse werden regionaltypische Pflanzen, Pflanzengemeinschaften und Habitate als Indikatoren für Eigenart und Schönheit herangezogen (DOPPLER 2000, S. 88). Auch gibt es mittlerweile eine ganze Reihe von Studien zur quantitativen Erfassung von Landschaftsbildern bzw. dem ästhetischen Wert von Landschaften (z. B. AUGENSTEIN 2002; HERBST ET AL. 2007; SCHAUPPENLEHNER U. AMON 2012; SCHÜPBACH 2003). Im Folgenden werden vor allem quantitative Landschaftsanalysen für die Ermittlung von Veränderungen der Nutzung und Ausstattung von Landschaften, von relevanten Parametern im Gebietsschutz und insbesondere von kulturlandschaftsspezifischen Gegebenheiten berücksichtigt.

Der Anwendungsbezug quantitativer Analysen im Naturschutz ist inhärenter Bestandteil dieser Arbeit und wird neben der umfassenden empirischen Darstellung in Kapitel 4 auch in den Kapiteln 2.3. und 3 herausgestellt. Hingewiesen sei hier dennoch auf die Relevanz insbesondere von Geographischen Informationssystemen (GIS), die es ermöglichen, räumliche und zeitliche Aspekte von Landschaften zu erfassen und damit die methodischen und konzeptionellen Voraussetzungen zu deren Analyse bereitzustellen. Somit nimmt GIS eine Schlüsselrolle als Informationsgrundlage im Schutzgebietsmanagement ein (HOLEŠINSKÝ 2008). Mit Softwareerweiterungen für Geographische Informationssysteme (z. B. Patch Analyst, REMPEL ET AL. 2012) kann eine Analyse der Landschaftsstruktur mit sogenannten Landschaftsstrukturindizes durchgeführt werden. Diese ermöglicht Aussagen zum ästhetischen Wert von Kulturlandschaften (SCHAUPPENLEHNER U. AMON 2012) sowie zur räumlichen und zeitlichen Verteilung von Biodiversität auf Landschaftsebene; denn die biologische Vielfalt ist direkt abhängig von der Vielfalt an Lebensräumen und Ökosystemen sowie deren Verteilung im Raum (PIETSCH U. RICHTER 2008; WALZ 2011). So kann zum Beispiel der, die Biodiversität bedrohende Faktor der Homogenisierung von Agrarlandschaften mit Hilfe von Landschaftsstrukturindizes verortet und quantifiziert werden (HABER 2008; WALZ 2011, S. 17). Dabei setzt sich die rezente, mitteleuropäische Landschaftsvielfalt aus einer engen Verflechtung von natürlichen Prozessen und kulturellen Landschaftselementen zusammen (JEDICKE 2001), die mit Hilfe der Landschaftsstrukturindizes zumindest annäherungsweise erfasst werden können (UUEMAA ET AL. 2013).

Des Weiteren besteht laut WALZ (2011, S. 19ff.) zunehmender Konsens darüber, dass die Landschaftsebene der wichtigste Maßstabbereich für das Biodiversitätsmanagement im Naturschutz ist und dass somit dieser Analysemaßstab zukünftig noch viel stärker im Bereich des Naturschutzes berücksichtigt werden sollte, um in der Konsequenz die Vielfalt langfristig erhalten zu können. Der Einfluss der Landnutzung auf die Artenzusammensetzung und den Artenreichtum ist insbesondere auf dem regionalem Maßstab häufig größer als der Einfluss natürlicher Parameter (WALZ 2011). Bei tierökologischen Aspekten muss eine deutlich differenziertere Interpretation der Ergebnisse erfolgen, da Landschaftsstrukturanalysen häufig nur in Kombination mit anderen Datensätzen sinnvolle Rückschlüsse auf die faunistische Vielfalt erlauben (PIETSCH U. RICHTER 2008; TAEGER 2009; TAEGER 2008). Darüber hinaus gibt es zweifellos auch Qualitäten der Landschaft, die nicht mit Landschaftsstrukturberechnungen erfasst werden können, aber ebenso wichtig sind (z. B. bezogen auf die Wahrnehmung der Landschaft, WALZ 2011, S. 22).

Das Potenzial Geographischer Informationssysteme beschränkt sich nicht auf den Naturschutz, sondern spielt mittlerweile auch in der *klassischen* Kulturlandschaftsforschung eine zunehmende Rolle (z. B. BENDER 2009a; BENDER 2009b; PLÖGER 2003; SCHUPPERT 2013; VÖLKER U. MÜTERTHIES 2008). „Das Wissen um den Wert und das Vorkommen (historischer) Kulturlandschaftselemente bildet die zentrale Voraussetzung für deren Schutz“ (MARSCHALL 2016, S. 444) und kann über deren element- oder objektbasierte Erfassung erreicht werden. Die längsschnittliche und flächenexplizite Untersuchung von Kulturrelikten und kulturlandschaftlichen Merkmalen in einem GIS ermöglicht neben dem Aufbau eines kontinuierlichen Landschaftsmonitorings auch eine bessere Einbindung in den Naturschutz (FREYMANN U. SCHAICH 2012; BLASCHKE 2002, S. 116). Mit der raum-zeitlichen Analyse lassen sich räumlich explizit Veränderungen der Landschaftsgestalt und Landnutzung über die Zeit darstellen und vor dem Hintergrund des jeweiligen zeitlichen Kontextes interpretieren (BENDER 2009b).

Folglich treten die Verknüpfungen zwischen Kulturlandschaftsforschung und Landschaftsökologie stärker in den Vordergrund, da die Landschaftsökologie explizit „die Mensch-Umwelt-Interaktionen [...] in ihr Gedankengebäude mit ein[bezieht], und [...] raumbezogene methodische Ansätze zur Analyse des Phänomens Kulturlandschaft [bietet]“ (LANG U. BLASCHKE 2007, S. 19). Dadurch kann der Zusammenhang zwischen sozialen, ökonomischen, ökologischen und kulturhistorischen Informationen genutzt werden, um Probleme der Isolation von Landschaftselementen oder der Fragmentierung von Landschaftsräumen zu untersuchen (BENDER 2009b). Die Landschaftsökologie profitiert von den kulturhistorischen Informationen vor allem dahingehend, dass der ökologische Wert von Landschaftsräumen oder -elementen häufig an den kulturhistorischen Wert gekoppelt ist (BENDER 2003, S. 121; BENDER 2009b, S. 172ff.; KRACHT ET AL. 2003; SCHAUPPENLEHNER ET AL. 2010). Sowohl in der Landschaftsökologie als auch in der Kulturlandschaftsforschung der Historischen Geographie werden reale Objekte als abgrenzbare Einheiten erfasst (Patches im Patch-Mosaik-Modell und Punkte, Linien, Flächen als Kulturlandschaftselemente) (BENDER 2003, S. 125; LANG U. BLASCHKE 2007; PLÖGER 2003, S. 122). Dabei können die Patches sowohl einen Landbedeckungstyp (land cover) als auch eine Kulturart bzw. Landnutzung (land use, z. B. Streuobstwiesen) repräsentieren, was problematisch ist, da es in der Realität häufig Übergänge anstelle von diskreten Abgrenzungen gibt. Ein ähnliches Problem hat der Ansatz der Historischen Geographie, insbesondere bei der Erfassung von Punkt- und Linieninformationen. Zudem

ist bei ausreichender Auflösung letztendlich jedes Objekt flächenhaft, so dass die isolierte Betrachtung von Punkt- und Linieninformationen den räumlichen Zusammenhang vernachlässigt (BENDER 2003, S. 124ff.; PLÖGER 2003, S. 138). Bei aller Euphorie über die Nutzung quantitativer, GIS-basierter Ansätze zur Analyse historischer Landschaften, ist zu berücksichtigen, dass Karten mit ausreichender geometrischer Genauigkeit zur Georeferenzierung erst seit Anfang des 19. Jahrhunderts für Mitteleuropa vorliegen und zwischen den Zeitschritten die Qualität der Untersuchung durch unterschiedliche Kartengenauigkeiten eingeschränkt ist. Ältere Kartenwerke stellen zwar ebenfalls wichtige Datenquellen dar, sind aber nicht für georeferenzierte Analysen verwendbar, so dass sich die quantitative Analyse der historischen Landschaft auf die vergangenen 200 Jahre beschränkt (LANG ET AL. 2009, S. 219).

Letztlich sollte auch das Paradigma der Gesellschaft-Natur-Dichotomie, das diesen Untersuchungen häufig zugrunde liegt, hinterfragt werden (wie bereits in Kapitel 5.1 ausgeführt). So beschäftigt sich die Landschaftsökologie zum Beispiel im Rahmen von Fragmentierungsanalysen in der Regel mit dem Einfluss auf Flora und Fauna, fragt aber nicht nach den Auswirkungen von Fragmentierungsprozessen für Landbesitzer (TAYLOR 2002).

### 5.2.3 Synthese: Potenzial quantitativer Landschaftsanalysen für den Naturschutz in der Kulturlandschaft

Wie bereits eingangs ausgeführt, heißt es im Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG § 2, Abs. 1) „Historische Kulturlandschaften und -landschaftsteile von besonderer Eigenart, einschließlich solcher von besonderer Bedeutung für die Eigenart oder Schönheit geschützter oder schützenswerter Kultur-, Bau- und Bodendenkmäler, sind zu erhalten“. Das bedeutet, der Schutz der historischen Kulturlandschaft ist in den Gesetzen des Naturschutzes rechtlich verankert und korrespondiert mit den im Bundesnaturschutzgesetz in § 1 aufgeführten Zielen der Erhaltung von Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft (HEILAND 2006). Besonderes Potenzial zum flächenhaften Schutz historischer Kulturlandschaften sieht HEILAND (2006) in der Ausweisung von Landschaftsschutzgebieten und Biosphärenreservaten (Definitionen in Kapitel 2.2). Das liegt bereits in dem zentralen Auswahlkriterium begründet, das den Schwerpunkt auf die Repräsentativität des Gebietes für einen bestimmten Landschaftsraum legt und nicht auf dessen besondere (naturschutzfachliche) Schutzwürdigkeit (ERDMANN 1997b). GUNZELMANN (2015, S. 74) fordert, dass Biosphärenreservate den Schutz überlieferter Kulturlandschaften über den



Schutz von „relikthaften Naturschutzflächen“ stellen sollten und konstatiert, dass diese Priorisierung bisher in der praktischen Umsetzung nicht zu finden ist.

Wenngleich der Schwerpunkt anderer Großschutzgebiete wie etwa der Nationalparke ein anderer ist (Prozessschutz), können auch hier in den Pufferzonen um die Kernzonen bzw. im Vorfeld von Naturwaldzellen kulturlandschaftspflegerische Maßnahmen die räumliche Gesamtentwicklung fördern (MARSCHALL 2016). Wie bereits zu Beginn des Kapitels (unter 5.2.1) erwähnt, stellt Tillmann (S. 121–136) dezidiert dar, dass der (rechtliche) Schutz weniger durch die Kategorie des Biosphärenreservats gewährleistet wird, als durch die auf den gleichen Flächen ausgewiesenen Landschaftsschutzgebiete, die sich nicht nur in Biosphärenreservaten, sondern häufig auch in Naturparks und den Randgebieten der Nationalparke finden.

Das Monitoring von Kulturlandschaften über Indikatoren der landwirtschaftlichen Nutzungsintensität und Nutzungs- bzw. Landschaftsmuster ist ein wichtiger Beitrag zur Erfassung der Dynamik der Landschaft und zur Ableitung von Erkenntnissen über die Biodiversität in der Kulturlandschaft. Der Verlust historischer Kulturlandschaften führt über den Verlust an Habitaten zu einem Rückgang der Biodiversität, da Flora und Fauna an die Gegebenheiten der historischen Kulturlandschaft angepasst sind (HAMPICKE 2013, S. 22; SCHENK 2011, S. 111). Damit sind quantitative Untersuchungen von Landschaften unabhängig davon, ob diese stärker kulturell (anthropogen) gestaltet oder durch natürliche Prozesse geprägt sind, ein wichtiger Beitrag zum Naturschutz in der Kulturlandschaft. Die GIS-basierte Erfassung ermöglicht eine räumlich explizite Visualisierung von zeitlichen Veränderungen. Damit können Gebiete mit hohem Handlungsbedarf identifiziert werden, Fortschreibungen mit weiteren Datensätzen sind möglich und es kann eine relativierende Einordnung gegenwärtiger Veränderungen vor dem Hintergrund vergangener Veränderungsprozesse sowie die Ableitung von Prognosen zu zukünftigen Veränderungen erfolgen.

Naturschutz in Deutschland ist in unterschiedlichem Ausmaß immer auch Kulturlandschaftsschutz, das heißt aber auch, dass es Kulturlandschaftsschutz ohne Naturschutz nicht geben kann (GUNZELMANN 2015; HEILAND 2006).

## 6 Schlussbetrachtung und Ausblick

Im Rahmen dieser Arbeit konnte aufgezeigt werden, dass methodische Aspekte einen wesentlichen Einfluss auf die Ergebnisse von flächenbezogenen Monitoring-Instrumenten zur Erfassung von Landnutzungs- und Landbedeckungsveränderungen in Schutzgebieten haben. Vor diesem Hintergrund ist zunächst eine kritische Auseinandersetzung mit dem Begriff des Monitorings wichtig, um die Kommunikation der Methoden und Ergebnisse von Monitoring-Programmen zu ermöglichen. Der Erkenntnisgewinn aus den im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen soll unter anderem zu einem kritischen Umgang mit Daten und Klassifikationen von flächenbezogenen Landnutzungs- und Landbedeckungs-informationen beitragen. Im Kontext des Schutzgebietsmonitorings müssen, trotz zahlreicher Vorgaben und Richtlinien (z. B. INSPIRE<sup>19</sup>), die Datenqualität, die Datenverfügbarkeit und die Transparenz noch deutlich erhöht werden, um auch zukünftig den Evaluierungen im Schutzgebietsmanagement gerecht zu werden, die seit der Unterzeichnung des Übereinkommens der biologischen Vielfalt verpflichtend sind (STOLL- KLEEMANN ET AL. 2012).

Darüber hinaus konnte gezeigt werden, welches Potenzial thematisch hochaufgelöste Daten für quantitative Landschaftsanalysen im Monitoringkontext besitzen und inwieweit unterschiedliche Klassifikationen die Ergebnisse der Landschaftsveränderungsberechnungen beeinflussen. Der Vergleich der beiden hier vorgeschlagenen Monitoringansätze für die Landschaft des Biosphärenreservats Rhön ermöglicht eine Abschätzung der Potenziale und Schwächen unterschiedlicher methodischer Vorgehensweisen und leistet damit einen Beitrag für die anwendungsbezogene Forschung im Untersuchungsgebiet. Somit ist es auch möglich, Aussagen über die tatsächlichen, landschaftlichen Entwicklungen im Biosphärenreservat abzuleiten und mit den Zielsetzungen des Schutzgebietsmanagements abzugleichen. Die Erkenntnisse können zur Priorisierung des Handlungsbedarfs und für zukünftige Planungen im Biosphärenreservat genutzt werden. Die zunehmende Integration nachhaltiger Nutzungsformen im Naturschutz (MILLER ET AL. 2011) zeigt auch das zukünftige Potenzial von Biosphärenreservaten, in denen der Prozessschutz in den Kernzonen räumlich in die Entwicklungszonen integriert ist, in denen nachhaltige Wirtschaftsformen umgesetzt werden (EWERS U. RODRIGUES 2008).

---

<sup>19</sup> **IN**frastructure for **SP**atial **InfoR**mation in **EU**rope, EU-Richtlinie 2007/2/EG zur Festlegung des rechtlichen Rahmens von Geodateninfrastrukturen und zur Unterstützung umweltpolitischer Entscheidungen, weitere Informationen auf [www.geoportal.de](http://www.geoportal.de). und <http://inspire.ec.europa.eu/>.

Letztlich muss auch bei den quantitativen und häufig als objektiv bezeichneten Ansätzen berücksichtigt werden, dass der subjektive Einfluss des Forschers auf die Untersuchungen nicht auszuschließen ist und sich beispielsweise bei der Erstellung, Auswahl und Gewichtung von Indikatoren ebenso niederschlägt wie bei der Klassifikation und Interpretation der Datensätze.

Weitere detaillierte Forschungsarbeit wäre notwendig, um die Ursachen und Einflussfaktoren, die zu den in dieser Arbeit ermittelten Landschaftsveränderungen führen, festzustellen. Denn um fundierte Managemententscheidungen zur Förderung der nachhaltigen Landschaftsentwicklung zu treffen, ist es notwendig, auch die Triebkräfte hinter den Veränderungen der Landschaft zu kennen (vgl. z. B. HIETEL ET AL. 2007; MATUSCH ET AL. 2012). Dazu könnte beispielsweise eine eingehende Untersuchung demographischer und wirtschaftlicher Variablen beitragen sowie eine auf dieser Arbeit aufbauende, detaillierte Analyse des Einflusses der Agrarpolitik und der landwirtschaftlichen Strukturen (z. B. Produktionsarten, Betriebsgrößen u. ä.).

Daran angelehnt könnten weitere Ziele des Biosphärenreservats überprüft werden, wenn die Indikatoren um nicht räumlich explizite Informationen oder zeitlich und thematisch höher aufgelöste Daten ergänzt würden. Beispiele sind landwirtschaftliche Betriebs- und Bewirtschaftungsformen, Veränderungen der Anbaufrüchte (saisonal und über längere Zeiträume), Einfluss des Erneuerbare-Energien-Gesetzes auf die Wahl der Anbaufrüchte und die Nutzungsintensität und ähnliches. Aufgrund der in dieser Arbeit aufgezeigten Schwierigkeiten hinsichtlich der Verfügbarkeit und Qualität von in sich konsistenten Datensätzen, würden die bisherigen Untersuchungen ebenso wie die möglichen Erweiterungen der Ansätze von einer Ergänzung mit partizipativen und qualitativen Analysen (z. B. Befragungen oder Landschaftsbildinterpretationen) profitieren (vgl. z. B. MATUSCH ET AL. 2012).

Für die Untersuchungen in dieser Arbeit lagen keine Daten außerhalb des Biosphärenreservats vor. Es wäre aber durchaus sinnvoll, zukünftig den räumlichen Kontext der Landschaftsveränderungen dahingehend zu berücksichtigen, ob sich Ausmaß und oder Geschwindigkeit der Veränderungen zwischen den Flächen innerhalb und außerhalb des Schutzgebietes unterscheiden (vgl. z. B. EWERS U. RODRIGUES 2008; OHNESORGE ET AL. 2013). Insbesondere bei der Beurteilung von Intensivierungs- und Extensivierungsprozessen kann es aufschlussreich sein, inwieweit beispielsweise Extensivierungsprozesse innerhalb des Biosphärenreservats gegebenenfalls zu Intensivierungsprozessen auf angrenzenden Flächen

führen. Ebenfalls wären damit Aussagen zur Effizienz des Schutzgebietes möglich, da die Landschaftsveränderungen innerhalb des Biosphärenreservats mit den Entwicklungen in der *Normallandschaft* abgeglichen werden könnten (vgl. WALZ 2013b, S. 195).

Die Berücksichtigung der Punkt- und Liniendatensätze bei der indikatorbasierten Analyse der landschaftlichen Strukturvielfalt unter besonderer Berücksichtigung von Kleinstrukturen in der Landschaft hat gezeigt, dass damit eine realitätsnähere Abbildung der tatsächlichen Landschaftsvielfalt möglich ist. Somit könnte die Integration der Punkt- und Liniendatensätze weiterer Biotop- und Nutzungstypen zusätzliche Informationen über die Entwicklung der Landschaft, insbesondere hinsichtlich der Entwicklung der landschaftlichen Vielfalt, generieren. Damit wäre eventuell eine Verbesserung der Feststellung und Bewertung von Intensivierungs- und Extensivierungstendenzen möglich. Allerdings würde folglich auch der ohnehin schon sehr detaillierte Flächendatensatz der Biotop- und Nutzungstypenkartierung nochmals erweitert, so dass sich die Untersuchungen aufgrund des hohen Detaillierungsgrads auf kleinere Fallstudien innerhalb des Biosphärenreservats beziehen müssten. Eine Analyse auf Landschaftsebene ist mit noch detaillierteren Datensätzen nur begrenzt sinnvoll, was für die klassischen Berechnungen der Landnutzungs- und Landbedeckungsveränderungen auf Basis von Kreuztabellen bereits in der vorliegenden Arbeit gezeigt werden konnte. Im Naturschutz sind allerdings verstärkt Analysen auf der Landschaftsebene notwendig, um planungsrelevante Aussagen über die Entwicklungen in größeren räumlichen Kontexten machen zu können (WALZ 2011; WALZ 2013b).

Über die systematischen und empirischen Untersuchungen hinaus nähert sich die Arbeit der Frage nach den Potenzialen quantitativer Landschaftsanalysen an. Dazu konnte gezeigt werden, dass nach wie vor die quantitative Erfassung von Landnutzung und Landbedeckung eine wichtige Basis für die Ableitung von Ökosystemleistungen ist. Ökosystemleistungen spielen sowohl in der Planungspraxis als auch im angewandten Naturschutz eine zunehmende Rolle und sind damit zukünftig in Monitoringkonzepte zu integrieren (AKADEMIE FÜR RAUMFORSCHUNG UND LANDESPLANUNG 2016; KUKKALA U. MOILANEN 2017; PALOMO ET AL. 2014). Insbesondere in den Schutzgebieten Mitteleuropas ist neben den Ökosystemleistungen die Verbindung zwischen Naturschutz und Kulturlandschaftsschutz bedeutsam. Synergieeffekte zwischen beiden können unter anderem über gemeinsame methodische Zugänge verstärkt werden, wodurch eine nachhaltige Entwicklung der Landschaft (zumindest innerhalb bestimmter Schutzgebietskategorien) umgesetzt und kommuniziert werden kann.

Die vorliegenden Ergebnisse können aber auch als Anknüpfungspunkt für eine systematische Inventarisierung der im Biosphärenreservat Rhön bereitgestellten Ökosystemleistungen auf Basis von quantitativen Landnutzungs- und Landbedeckungsinformationen verwendet werden. Aufgrund der engen Zusammenhänge zwischen Naturschutz und Kulturlandschaft(sschutz), die in der vorliegenden Arbeit aufgezeigt werden, wäre über die Erfassung des aktuellen Ökosystemleistungspotenzials hinaus auch eine Definition und Ableitung historischer Ökosystemleistungen denkbar. Diese könnten einen Beitrag dazu leisten, das spezifische Potenzial von Kulturlandschaften in der Vergangenheit und der Gegenwart zu beschreiben und darüber die Veränderungen im Laufe der Zeit auszuwerten.

Abschließend bleibt festzuhalten, dass, auch mit zunehmender Informations- und Methodenvielfalt, die quantitative Landschaftsanalyse der Komplexität von Landschaften wie der Rhön nur eingeschränkt gerecht werden kann. Für die Analysen wird immer eine Vereinfachung und Abstraktion der realen Räume nötig sein, die in den meisten Fällen gebiets- und interessensspezifisch vorzunehmen ist, um zu aussagekräftigen Resultaten zu führen.

## 7 Literaturverzeichnis

AGNOLETTI, M. (Hrsg.) (2006): The conservation of cultural landscapes. (CABI) Wallingford.

AHLQVIST, O. (2012): Semantic issues in land-cover analysis. Representation, analysis, and visualisation. In: GIRI, C. P. (Hrsg.): Remote sensing of land use and land cover: principles and applications. (Taylor & Francis) Boca Raton [Fla.], London, New York. S. 25–35.

AKADEMIE FÜR RAUMFORSCHUNG UND LANDESPLANUNG (Hrsg.) (1993): Biosphärenreservat Rhön. Beiträge zu einer Raumnutzungskonzeption für die Rhön. Arbeitmaterial 199. Hannover.

AKADEMIE FÜR RAUMFORSCHUNG UND LANDESPLANUNG (Hrsg.) (2016): Großschutzgebiete, Biodiversität und räumliche Planung. Positionspapier aus der ARL 107. Hannover.

ALBERT, C., GALLER, C. u. C. von HAAREN (2012): Integration von Ökosystemdienstleistungen in die Landschaftsplanung. In: IALE (Hrsg.): Klimawandel: Was tun! IALE-D Jahrestagung 2012, 24.-26. Oktober, Eberswalde in Kooperation mit INKA BB. Eberswalde, S. 133–136.

ALDWAIK, S. Z. u. R. G. PONTIUS (2012): Intensity analysis to unify measurements of size and stationarity of land changes by interval, category, and transition. In: Landscape and Urban Planning 106, Nr. 1, S. 103–114.

ANDERS, U. u. L. SZÜCS (HRSG.) (2012): Landnutzungswandel in Mitteleuropa. Forschungsgegenstand und methodische Annäherung an die historische Landschaftsanalyse. (Universitätsverlag Göttingen c/o SUB Göttingen) Göttingen.

ANDERSON, J. R., HARDY, E. E., ROACH, J. T. u. R. E. WITMER (1976): A land use and land cover classification system for use with remote sensor data. A revision of the land use classification system as presented in U.S. Geological Survey Circular 671. In: Geological Survey Professional Paper Nr. 964, o. S.

ANTHONY, B. P. u. E. SHESTACKOVA (2015): Do global indicators of protected area management effectiveness make sense? A case study from Siberia. In: Environmental Management 56, Nr. 1, S. 176–192.

ARBEITSGEMEINSCHAFT DER VERMESSUNGSVERWALTUNGEN DER LÄNDER DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (AdV) (o. J.): AFIS-ALKIS-ATKIS-Modell. <http://www.adv-online.de/AAA-Modell> (Letzter Aufruf: 21.02.2017).

ARMON, R. H. u. O. HÄNNINEN (HRSG.) (2015): Environmental Indicators. (Springer Netherlands) Dordrecht.

AUGENSTEIN, I. (2002): Die Ästhetik der Landschaft. Ein Bewertungsverfahren für die planerische Umweltvorsorge. Zugl. Dissertation. Berliner Beiträge zur Ökologie 3. (Weißensee Verlag) Berlin.

AYANU, Y. Z., CONRAD, C., NAUSS, T., WEGMANN, M. u. T. KOELLNER (2012): Quantifying and mapping ecosystem services supplies and demands: a review of remote sensing applications. In: Environmental Science & Technology 46, Nr. 16, S. 8529–8541.

BAGSTAD, K. J., SEMMENS, D. J., ANCONA, Z. H. u. B. C. SHERROUSE (2017): Evaluating alternative methods for biophysical and cultural ecosystem services hotspot mapping in natural resource planning. In: Landscape Ecology 32, Nr. 1, S. 77–97.

- BAILEY, D., HERZOG, F., AUGENSTEIN, I., AVIRON, S., BILLETER, R., SZERENCSEI, E. u. J. BAUDRY (2007): Thematic resolution matters: Indicators of landscape pattern for European agro-ecosystems. In: *Ecological Indicators* 7, Nr. 3, S. 692–709.
- BAILEY, R. G. (2009<sup>2</sup>): *Ecosystem geography. From ecoregions to sites. Statistics for Social and Behavioral Sciences.* (Springer) New York.
- BARAL, H., KEENAN, R. J., SHARMA, S. K., STORK, N. E. u. S. KASEL (2014): Spatial assessment and mapping of biodiversity and conservation priorities in a heavily modified and fragmented production landscape in north-central Victoria, Australia. In: *Ecological Indicators* 36, S. 552–562.
- BARBER, C. P., COCHRANE, M. A., SOUZA, C. u. A. VERÍSSIMO (2012): Dynamic performance assessment of protected areas. In: *Biological Conservation* 149, Nr. 1, S. 6–14.
- BARRETT, T. M. u. A. N. GRAY (2011): Potential of a national monitoring program for forests to assess change in high-latitude ecosystems. In: *Biological Conservation* 144, Nr. 5, S. 1285–1294.
- BASTIAN, O. (2016<sup>3</sup>): *Naturwissenschaftliche Grundlagen.* In: RIEDEL, W., LANGE, H., JEDICKE, E. u. M. REINKE (Hrsg.): *Landschaftsplanung.* (Springer Spektrum) Berlin, Heidelberg. S. 47–54.
- BASTIAN, O. u. K. GRUNEWALD (2013): *Eigenschaften, Potenziale und Leistungen der Ökosysteme.* In: GRUNEWALD, K. u. O. BASTIAN (Hrsg.): *Ökosystemdienstleistungen.* (Springer) Berlin, Heidelberg. S. 38–47.
- BASTIAN, O. u. K.-F. SCHREIBER (HRSG.) (1994): *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft.* Umweltforschung. (Fischer) Jena.
- BATISTA, T., MENDES, P., CARVALHO, L., VILA-VIÇOSA, C. u. C. P. GOMES (2012): Suitable methods for landscape evaluation and valorization: the third dimension in landscape metrics. In: *Acta Botanica Gallica* 159, Nr. 2, S. 161–168.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT, HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ u. THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN, UMWELT UND NATURSCHUTZ (HRSG.) (2008): *Erster integrierter Umweltbericht für das länderübergreifende UNESCO-Biosphärenreservat Rhön. Kurzfassung.*
- BEHNEN, T. (2011): The man from the biosphere - exploring the interaction between a protected cultural landscape and its residents by quantitative interviews. The case of the UNESCO Biosphere Reserve Rhön, Germany. In: *eco.mont* 3, Nr. 1, S. 5–10.
- BELLO, F. DE, LAVOREL, S., GERHOLD, P., REIER, U. u. M. PARTEL (2010): A biodiversity monitoring framework for practical conservation of grasslands and shrublands. In: *Biological Conservation* 143, Nr. 1, S. 9–17.
- BENDER, O. (2003): *Kulturlandschaft und Ländlicher Raum. Struktur und Dynamik der Kulturlandschaft. Diskussion (neuer) Methoden und Anwendungen einer diachronischen Landschaftsanalyse.* In: *Mitteilungen der Österreichischen Geographischen Gesellschaft* 145, S. 119–146.
- BENDER, O. (2009a): The concept of a historic landscape analysis using GIS with focus on Central Europe. In: BENDER, O., EVELPIDOU, N., KREK, A. u. A. VASSILOPOULOS (Hrsg.): *Geoinformation technologies for geocultural landscapes. European perspectives.* (CRC Press Taylor & Francis Group) Boca Raton, London, New York, Leiden. S. 129–144.

- BENDER, O. (2009b): The workflow of a historic landscape analysis using GIS with examples from Central Europe. In: BENDER, O., EVELPIDOU, N., KREK, A. u. A. VASSILOPOULOS (Hrsg.): Geoinformation technologies for geocultural landscapes. European perspectives. (CRC Press Taylor & Francis Group) Boca Raton, London, New York, Leiden. S. 171–187.
- BENDER, O., EVELPIDOU, N., KREK, A. u. A. VASSILOPOULOS (HRSG.) (2009): Geoinformation technologies for geocultural landscapes. European perspectives. (CRC Press Taylor & Francis Group) Boca Raton, London, New York, Leiden.
- BERTZKY, M. u. S. STOLL-KLEEMANN (2009): Multi-level discrepancies with sharing data on protected areas: What we have and what we need for the global village. In: Journal of Environmental Management 90, Nr. 1, S. 8–24.
- BLASCHKE, T. (2002): GIS und Fernerkundung für Landschaftsmonitoring und Landschaftsplanung. In: Standort 26, Nr. 3, S. 115–120.
- BLASCHKE, T. (2003a): Continuity, complexity and change: A hierarchical geoinformation-based approach to exploring patterns of change in a cultural landscape. In: MANDER, Ü. u. M. ANTROP (Hrsg.): Multifunctional Landscapes Vol. III. Continuity and change. (WIT Press) Southampton. S. 33–54.
- BLASCHKE, T. (2003b): Geographische Informationssysteme: Vom Werkzeug zur Methode. In: Geographische Zeitschrift 91, Nr. 2, S. 95–114.
- BLASCHKE, T. (2006): The role of the spatial dimension within the framework of sustainable landscapes and natural capital. In: Landscape and Urban Planning 75, 3-4, S. 198–226.
- BLASCHKE, T., CONRADI, M. u. S. LANG (2002): Multiscale image analysis for ecological monitoring of heterogeneous, small structured landscapes. In: EHLERS, M. (Hrsg.): International Symposium on Remote Sensing. Toulouse, France, Monday 17 September 2001. (SPIE) S. 35–44.
- BLUMENSTEIN, O. (2000): Grundlagen der Geoökologie. Erscheinungen und Prozesse in unserer Umwelt. (Springer) Berlin [u.a.].
- BOHN, U. u. S. SCHNIOTALLE (2007): Hochmoor-, Grünland- und Waldrenaturierung im Naturschutzgebiet „Rotes Moor“, Hohe Rhön. 1981-2001: Ergebnisse 20-jähriger wissenschaftlicher Begleituntersuchungen im Rahmen und im Anschluss an ein E+E-Vorhaben des Bundes. (Bundesamt für Naturschutz) Bonn.
- BOLLIGER, J., WAGNER, H. H. u. M. G. TURNER (2007): Identifying and quantifying landscape patterns in space and time. In: KIENAST, F., WILDI, O. u. S. GHOSH (Hrsg.): A changing world. Challenges for landscape research. (Springer) Dordrecht. S. 177–194.
- BORK, H.-R., DALCHOW, C., KÄCHELE, H., PIORR, H.-P. u. K.-O. WENKEL (HRSG.) (1995): Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland. (Ernst & Söhne) Berlin.
- BUCK, O., KLINK, A., MILLAN, V. E. G., PAKZAD, K. u. A. MUETERTHIES (2013): Image analysis methods to monitor Natura 2000 habitats at regional scales - the MS.MONINA state service example in Schleswig-Holstein, Germany. In: Photogrammetrie - Fernerkundung - Geoinformation Nr. 5, S. 415–426.
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BfN) (o.J.): Landschaftssteckbrief. [http://www.bfn.de/0311\\_landschaften.html](http://www.bfn.de/0311_landschaften.html) (Letzter Aufruf: 08.08.2016).
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (BfN) (Hrsg.) (2008): Treffpunkt Biologische Vielfalt VIII. Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. BfN-Skripten 243.



- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (BMEL) (2015): Umsetzung der EU-Agrarreform in Deutschland.
- BUNYAN, M., JOSE, S. u. R. FLETCHER (2012): Edge effects in small forest fragments. Why more is better? In: *American Journal of Plant Sciences* 03, Nr. 07, S. 869–878.
- BURGGRAAFF, P. u. K.-D. KLEEFELD (1998): Historische Kulturlandschaft und Kulturlandschaftselemente. Teil I: Bundesübersicht, Teil II: Leitfaden; Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben 808 09 075 des Bundesamtes für Naturschutz. *Angewandte Landschaftsökologie* 20. (Bundesamt für Naturschutz) Bonn.
- BÜRGI, M., HERSPERGER, A. M. u. N. SCHNEEBERGER (2005): Driving forces of landscape change - current and new directions. In: *Landscape Ecology* 19, Nr. 8, S. 857–868.
- BURKHARD, B. u. F. KROLL (2010): Maps of ecosystem services, supply and demand. [http://www.uni-kiel.de/ecology/projects/salzau/wp-content/uploads/2010/02/Background-Paper-Burkhard\\_Kroll.pdf](http://www.uni-kiel.de/ecology/projects/salzau/wp-content/uploads/2010/02/Background-Paper-Burkhard_Kroll.pdf) (Letzter Aufruf: 18.12.2013).
- BURKHARD, B., KROLL, F. u. F. MÜLLER (2010): Landscapes' capacities to provide ecosystem services – a concept for land-cover based assessments. In: *Landscape Online* S. 1–22.
- BUYANTUYEV, A. u. J. WU (2007): Effects of thematic resolution on landscape pattern analysis. In: *Landscape Ecology* 22, Nr. 1, S. 7–13.
- BUYANTUYEV, A., WU, J. u. C. GRIES (2010): Multiscale analysis of the urbanization pattern of the Phoenix metropolitan landscape of USA: Time, space and thematic resolution. In: *Landscape and Urban Planning* 94, 3-4, S. 206–217.
- CASSATELLA, C. u. A. PEANO (HRSG.) (2011): *Landscape indicators. Assessing and monitoring landscape quality.* (Springer Science+Business Media B.V) Dordrecht.
- CASTILLA, G., LARKIN, K., LINKE, J. u. G. J. HAY (2009): The impact of thematic resolution on the patch-mosaic model of natural landscapes. In: *Landscape Ecology* 24, Nr. 1, S. 15–23.
- CHMIELEWSKI, S., CHMIELEWSKI, T. u. P. TOMPALSKI (2014): Land cover and landscape diversity analysis in the West Polesie Biosphere Reserve. In: *International agrophysics* 28, Nr. 2, S. 153–162.
- COETZER, K. L., WITKOWSKI, E. T. F. u. B. F. N. ERASMUS (2014): Reviewing Biosphere Reserves globally: effective conservation action or bureaucratic label? In: *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 89, Nr. 1, S. 82–104.
- COFFIN, A. W. (2007): From roadkill to road ecology. A review of the ecological effects of roads. In: *Journal of Transport Geography* 15, Nr. 5, S. 396–406.
- COOPS, N. C., FONTANA, F. M. A., HARVEY, G. K. A., NELSON, T. A. u. M. A. WULDER (2014): Monitoring of a national-scale indirect indicator of biodiversity using a long time-series of remotely sensed imagery. In: *Canadian Journal of Remote Sensing* 40, Nr. 3, S. 179–191.
- CORONA, P., CHIRICI, G., MCROBERTS, R. E., WINTER, S. u. A. BARBATI (2011): Contribution of large-scale forest inventories to biodiversity assessment and monitoring. In: *Forest Ecology and Management* 262, Nr. 11, S. 2061–2069.
- CROSSMAN, N. D., BRYAN, B. A., GROOT, R. DE, LIN, Y.-P. u. P. A. MINANG (2013): Land science contributions to ecosystem services. In: *Human settlements and industrial systems* 5, Nr. 5, S. 509–514.

- CSAPLOVICS, E. (Hrsg.) (2008): Spatial information systems for transnational environmental management of protected areas and regions in the central European space: selected results and outputs of the Interreg IIIB Project SISTEMaPARC. Fernerkundung und angewandte Geoinformatik 4. (Rhombos-Verlag) Berlin.
- DELUCA, T. H., APLET, G. H., WILMER, B. u. J. BURCHFIELD (2010): The unknown trajectory of forest restoration: a call for ecosystem monitoring. In: *Journal of Forestry* 108, Nr. 6, S. 288–295.
- DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR PHOTOGRAMMETRIE, FERNERKUNDUNG UND GEOINFORMATION (DGPF) E.V. (Hrsg.) (2007): Von der Medizintechnik bis zur Planetenforschung - Photogrammetrie und Fernerkundung für das 21. Jahrhundert. Dreiländertagung SGPBF, DGPF und OVG, 27. Wissenschaftlich-Technische Jahrestagung der DGPF, 19.-21. Juni 2007 in Muttentz, Basel. Publikationen der Deutschen Gesellschaft für Photogrammetrie, Fernerkundung und Geoinformation e.V. 16. Münster.
- DIERBEN, K. u. R. HOFFMANN-MÜLLER (2004): Naturschutzziele, Naturschutzplanung und Indikatoren für den Zustand der Natur aus der Ökologischen Flächenstichprobe. In: WIGGERING, H. u. F. MÜLLER (Hrsg.): Umweltziele und Indikatoren: wissenschaftliche Anforderungen an ihre Festlegung und Fallbespiele. (Springer) Berlin. S. 267–308.
- DÖLLE, C. (2012): Eine ökologische Landeskunde der Rhön. Dissertation. Mainz.
- DOPPLER, S. M. (2000): Ökosystem-Funktionen als Kriterium einer Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit. Dissertation. Hohenheim.
- DRAMSTAD, W. E. (2009): Spatial metrics – useful indicators for society or mainly fun tools for landscape ecologists? In: *Norsk Geografisk Tidsskrift - Norwegian Journal of Geography* 63, Nr. 4, S. 246–254.
- DRAMSTAD, W. E. u. C. SOGGE (HRSG.) (2003): Agricultural impacts on landscapes. Developing indicators for policy analysis. Proceedings from NIJOS/OECD Expert Meeting on Agricultural Landscape Indicators in Oslo, Norway October 7-9, 2002. (Norsk institut fro jord- og skogkartlegging) Ås.
- DROBNIK, J., FINCK, P. u. U. RIECKEN (2013): Die Bedeutung von Korridoren im Hinblick auf die Umsetzung des länderübergreifenden Biotopverbunds in Deutschland. BfN-Skripten 346. (Bundesamt für Naturschutz) Bonn.
- DRUMMOND, M. A., AUCH, R. F., KARSTENSEN, K. A., SAYLER, K. L., TAYLOR, J. L. u. T. R. LOVELAND (2012): Land change variability and human–environment dynamics in the United States Great Plains. In: *Land Use Policy* 29, Nr. 3, S. 710–723.
- EETVELDE, V. van u. M. ANTROP (2009): A stepwise multi-scaled landscape typology and characterisation for trans-regional integration, applied on the federal state of Belgium. In: *Landscape and Urban Planning* 91, Nr. 3, S. 160–170.
- EGARTER VIGL, L., SCHIRPKE, U., TASSER, E. u. U. TAPPEINER (2016): Linking long-term landscape dynamics to the multiple interactions among ecosystem services in the European Alps. In: *Landscape Ecology* 31, Nr. 9, S. 1903–1918.
- EGENHOFER, M. J., FREKSA, C. u. H. J. MILLER (HRSG.) (2004): Lecture notes in computer science. Geographic Information Science. Third International Conference, GI Science 2004 Adelphi, MD, USA, October 20-23, 2004 Proceedings. 3234. (Springer) Berlin, Heidelberg.
- EGNER, H. (Hrsg.) (2008): Umwelt als System - System als Umwelt? Systemtheorien auf dem Prüfstand. (Oekom) München.

- EGOH, B., DUNBAR, M. B., MAES, J., WILLEMEN, L. u. E. G. DRAKOU (2012): Indicators for mapping ecosystem services. A review. (Publications Office) Luxembourg.
- EHLERS, M. (Hrsg.) (2002): International Symposium on Remote Sensing. Toulouse, France, Monday 17 September 2001.
- EIDG. FORSCHUNGSANSTALT FÜR WALD, SCHNEE UND LANDSCHAFT (WSL) (Hrsg.) (2010): Landschaftsqualität. Konzepte, Indikatoren und Datengrundlagen. Tagungsband Forum für Wissen 2010. Birmensdorf.
- ELKIE, P. C., REMPEL, R. S. u. A. P. CARR (1999): Patch analyst user's manual. A tool for quantifying landscape structure. NWS Technical Manual TM-002. Thunder Bay, Ontario.
- ERDMANN, K.-H. (1997a): Biosphärenreservate der UNESCO. Schutz der Natur durch eine dauerhafte, umweltgerechte Entwicklung. In: ERDMANN, K.-H. u. L. SPANDAU (Hrsg.): Naturschutz in Deutschland. Strategien, Lösungen, Perspektiven. (Ulmer) Stuttgart. S. 51–69.
- ERDMANN, K.-H. (1997b): Biosphärenreservate und Kulturlandschaftspflege. In: SCHENK, W. (Hrsg.): Kulturlandschaftspflege. Beiträge der Geographie zur räumlichen Planung. (Borntraeger) Berlin, Stuttgart. S. 194–201.
- ERDMANN, K.-H. u. H.-R. BORK (1998): Integrativer Naturschutz - Neue Herausforderung und die Geographie. Der „Arbeitskreis Geographie und Naturschutz“ (AKGN). In: ERDMANN, K.-H., BORK, H.-R. u. K. GRUNEWALD (Hrsg.): Geographie und Naturschutz. Beiträge zu einer naturverträglichen Entwicklung. (Bundesamt für Naturschutz) Bonn. S. 1–3.
- ERDMANN, K.-H., BORK, H.-R. u. K. GRUNEWALD (HRSG.) (1998): Geographie und Naturschutz. Beiträge zu einer naturverträglichen Entwicklung. MAB-Mitteilungen 45. (Bundesamt für Naturschutz) Bonn.
- ERDMANN, K.-H., BORK, H.-R. u. H. JOB (HRSG.) (2015): Naturschutz in geographischer Perspektive. BfN-Skripten 400. (Bundesamt für Naturschutz) Bonn.
- ERDMANN, K.-H., BORK, H.-R. u. H. JOB (2015): Vorwort. In: ERDMANN, K.-H., BORK, H.-R. u. H. JOB (Hrsg.): Naturschutz in geographischer Perspektive. (Bundesamt für Naturschutz) Bonn. S. 5–6.
- ERDMANN, K.-H. u. L. SPANDAU (HRSG.) (1997): Naturschutz in Deutschland. Strategien, Lösungen, Perspektiven. (Ulmer) Stuttgart (Hohenheim).
- ERNSTE, H. (2011<sup>5</sup>): Angewandte Statistik in Geografie und Umweltwissenschaften. (UTB) Zürich.
- ESBAH, H., DENIZ, B., KARA, B. u. B. KESGIN (2010a): Analyzing landscape changes in the Bafa Lake Nature Park of Turkey using remote sensing and landscape structure metrics. In: Environmental Monitoring and Assessment 165, 1-4, S. 617–632.
- ESBAH, H., DENIZ, B., KARA, B., KESGIN, B. u. E. KUTSAL (2010b): Landscape change and implications on protected areas. In: REUTER, R. (Hrsg.): Remote sensing for science, education, and natural and cultural heritage. (EARSel) Oldenburg. S. 193–200.
- ESER, U. (2016): Das Konzept der Ökosystemdienstleistungen. Ein Brückenschlag zwischen Ökologie, Ökonomie und Naturschutz. In: Natur und Landschaft 91, 9-10, S. 470–475.
- ESTOQUE, R. C. u. Y. MURAYAMA (2016): Quantifying landscape pattern and ecosystem service value changes in four rapidly urbanizing hill stations of Southeast Asia. In: Landscape Ecology 31, Nr. 7, S. 1481–1507.

- EUROPA RAT (EC) (2000): Europäische Landschaftskonvention. 20. Oktober 2000. [http://www.civilscape.org/civilscape/public/de/elc/chapter\\_I.php?jid=1o2o0o1](http://www.civilscape.org/civilscape/public/de/elc/chapter_I.php?jid=1o2o0o1) (Letzter Aufruf: 24.10.2016).
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2012): Die Gemeinsame Agrarpolitik. Eine Geschichte mit Zukunft: 50 Jahre Gemeinsame Agrarpolitik, bereit für die Zukunft, eine Partnerschaft zwischen Europa und Landwirten. (Amt. für Veröff. der Europ. Union) Luxemburg.
- EUROPÄISCHE UNION (2011): Die Biodiversitätsstrategie der EU bis 2020. [http://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/biodiversity\\_2020/2020%20Biodiversity%20Factsheet\\_DE.pdf](http://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/biodiversity_2020/2020%20Biodiversity%20Factsheet_DE.pdf) (Letzter Aufruf: 10.01.2017).
- EUROPARC DEUTSCHLAND (2010): Richtlinien für die Anwendung der IUCN-Managementkategorien für Schutzgebiete. Deutsche Übersetzung (stellenweise gekürzt oder ergänzt). [https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/gebietsschutz/IUCN\\_Kat\\_Schutzgeb\\_Richtl\\_web.pdf](https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/gebietsschutz/IUCN_Kat_Schutzgeb_Richtl_web.pdf) (Letzter Aufruf: 08.02.2017).
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (Hrsg.) (1999): Environmental indicators: Typology and overview. Technical report 25. Kopenhagen.
- EVERS, H.-D. (2010): Measuring the maritime potential of nations. The CenPRIS ocean index, phase one (ASEAN). CenPRIS Working Paper. Penang, Malaysia.
- EWERS, R. M. u. A. S. L. RODRIGUES (2008): Estimates of reserve effectiveness are confounded by leakage. In: *Trends in Ecology & Evolution* 23, Nr. 3, S. 113–116.
- FAHRMEIR, L., KNEIB, T. u. S. LANG (2007): Regression. Modelle, Methoden und Anwendungen. Statistik und ihre Anwendungen. (Springer) Berlin, Heidelberg.
- FARINA, A. (2000): The cultural landscape as a model for the integration of ecology and economics. In: *BioScience* 50, Nr. 4, S. 313–320.
- FERANEC, J., JAFFRAIN, G., SOUKUP, T. u. G. HAZEU (2010): Determining changes and flows in European landscapes 1990–2000 using CORINE land cover data. In: *Applied Geography* 30, Nr. 1, S. 19–35.
- FERANEC, J., SOUKUP, T., HAZEU, G. u. G. JAFFRAIN (2012): Land cover and its change in Europe: 1990–2006. In: GIRI, C. P. (Hrsg.): *Remote sensing of land use and land cover: principles and applications*. (Taylor & Francis) Boca Raton [Fla.], London, New York. S. 285–301.
- FICHERA, C. R., MODICA, G. u. M. POLLINO (2012): Land cover classification and change-detection analysis using multi-temporal remote sensed imagery and landscape metrics. In: *European Journal of Remote Sensing* S. 1–18.
- FINOTTO, F. (2011): Landscape assessment. The ecological profile. In: CASSATELLA, C. u. A. PEANO (Hrsg.): *Landscape indicators. Assessing and monitoring landscape quality*. (Springer Science+Business Media B.V) Dordrecht. S. 47–75.
- FORMAN, R. (2000): Estimate of the area affected ecologically by the road system of the United States. In: *Conservation Biology* 14, Nr. 1, S. 31–35.
- FORMAN, R. u. L. E. ALEXANDER (1998): Roads and their major ecological effects. In: *Annual Review of Ecology and Systematics* 29, S. 207–231.
- FORMAN, R. u. M. GODRON (1986): *Landscape Ecology*. (John Wiley & Sons) New York.

- FÖRSTER, M., FRICK, A., WALENTOWSKI, H. u. B. KLEINSCHMIT (2008): Approaches to utilising QuickBird data for the monitoring of NATURA 2000 habitats. In: *Community Ecology* 9, Nr. 2, S. 155–168.
- FRANK, S., FÜRST, C., KOSCHKE, L. u. F. MAKESCHIN (2012): A contribution towards a transfer of the ecosystem service concept to landscape planning using landscape metrics. In: *Challenges of sustaining natural capital and ecosystem services: quantification, modelling & valuation/accounting* 21, S. 30–38.
- FRANK, S., FÜRST, C., KOSCHKE, L., WITT, A. u. F. MAKESCHIN (2013): Assessment of landscape aesthetics. Validation of a landscape metrics-based assessment by visual estimation of the scenic beauty. In: *Ecological Indicators* 32, S. 222–231.
- FREYMAN, E. u. H. SCHAICH (2012): Landnutzungsentwicklung und Kulturrelikte in der Region Müllerthal (Luxemburg). In: *Bulletin de la Société des Naturalistes Luxembourgeois* Nr. 113, S. 49–66.
- FRIEDEL, R. u. E. A. SPINDLER (HRSG.) (2009): Nachhaltige Entwicklung ländlicher Räume: Chancenverbesserung durch Innovation und Traditionspflege. (VS Verlag für Sozialwissenschaften) Wiesbaden.
- FRY, G., TVEIT, M. S., ODE, Å. u. M. D. VELARDE (2009): The ecology of visual landscapes: Exploring the conceptual common ground of visual and ecological landscape indicators. In: *Ecological Indicators* 9, Nr. 5, S. 933–947.
- FUCHS, M. (2009): Landschaftsschutz durch Landnutzung. In: FRIEDEL, R. u. E. A. SPINDLER (Hrsg.): Nachhaltige Entwicklung ländlicher Räume: Chancenverbesserung durch Innovation und Traditionspflege. (VS Verlag für Sozialwissenschaften) Wiesbaden. S. 139–149.
- GÄHLER, M. u. J. SCHIEWE (2007): Biotypenmonitoring - Identifikation von Veränderungen mittels höchst auflösender digitaler Fernerkundungsdaten. In: Deutsche Gesellschaft für Photogrammetrie, Fernerkundung und Geoinformation (DGPF) e.V. (Hrsg.): Von der Medizintechnik bis zur Planetenforschung - Photogrammetrie und Fernerkundung für das 21. Jahrhundert. Dreiländertagung SGPBF, DGPF und OVG, 27. Wissenschaftlich-Technische Jahrestagung der DGPF, 19.-21. Juni 2007 in Muttentz, Basel. Münster. S. 155–161.
- GAILING, L. u. M. LEIBENATH (2012): Semantische Annäherung an „Landschaft“ und „Kulturlandschaft“. In: SCHENK, W. (Hrsg.): Suburbane Räume als Kulturlandschaften. (Verl. der ARL) Hannover. S. 58–79.
- GAINES, W. L., HARROD, R. J. u. J. F. LEHMKUHL (1999): Monitoring biodiversity. Quantification and interpretation. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-443.
- GASPARATOS, A. u. K. J. WILLIS (HRSG.) (2015): Biodiversity in the green economy. *Routledge Studies in Ecological Economics*. (Routledge) Abingdon, Oxon, New York.
- GEHRLIN, U., SÜB, P., BARANEK, E. u. S. SCHUBERT (2014): Anwendbarkeit des integrativen Monitoringprogramms für Großschutzgebiete. Abschlussbericht des gleichnamigen F+E-Vorhabens (FKZ 3511 82 0200). BfN-Skripten 374. (Bundesamt für Naturschutz) Bonn.
- GEIER, M. (2005): From the Rhön lamb to the Rhön apple initiative: marketing local produce. In: German MAB National Committee (Hrsg.): Full of Life. UNESCO Biosphere Reserves - model regions for sustainable development. (Springer-Verlag) Berlin, Heidelberg. S. 82–84.

- GERI, F., AMICI, V. u. D. ROCCHINI (2010): Human activity impact on the heterogeneity of a Mediterranean landscape. In: *Applied Geography* 30, Nr. 3, S. 370–379.
- GERMAN MAB NATIONAL COMMITTEE (Hrsg.) (2005): *Full of Life. UNESCO Biosphere Reserves - model regions for sustainable development.* (Springer-Verlag) Berlin, Heidelberg.
- GEYER, G. (2002): *Geologie von Unterfranken und angrenzenden Regionen. Fränkische Landschaft 2.* (Klett-Perthes) Gotha.
- GIRI, C. P. (2012): Brief overview of remote sensing of land cover. In: GIRI, C. P. (Hrsg.): *Remote sensing of land use and land cover: principles and applications.* (Taylor & Francis) Boca Raton [Fla.], London, New York. S. 3–12.
- GIRI, C. P. (Hrsg.) (2012): *Remote sensing of land use and land cover: principles and applications.* Taylor & Francis Series in Remote Sensing Applications. (Taylor & Francis) Boca Raton [Fla.], London, New York.
- GREBE, R. u. G. BAUERNSCHMITT (1995): *Biosphärenreservat Rhön. Rahmenkonzept für Schutz, Pflege und Entwicklung.* Planungsbüro Grebe. (Neumann) Radebeul.
- GRÊT-REGAMEY, A., BEBI, P., BISHOP, I. D. u. W. A. SCHMID (2008): Linking GIS-based models to value ecosystem services in an Alpine region. In: *Journal of Environmental Management* 89, Nr. 3, S. 197–208.
- GROOT, R. DE, FISHER, B., CHRISTIE, M., ARONSON, J., BRAAT, L., HAINES-YOUNG, R. H., MALTBY, E., NEUVILLE, A., POLASKY, S., PORTELA, R. u. I. RING (2010): Integrating the ecological and economic dimension in biodiversity and ecosystem service valuation. In: *TEEB* (Hrsg.): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Ecological and economic foundation.* (Earthscan) London, Washington DC. S. 9–40.
- GRUNEWALD, K. u. O. BASTIAN (2012): Ökosystemdienstleistungen (ÖSD) - Begriffe, Konzepte Bewertungsansätze auf dem Prüfstand. In: *IALE* (Hrsg.): *Klimawandel: Was tun! IALE-D Jahrestagung 2012, 24.-26. Oktober, Eberswalde in Kooperation mit INKA BB. Eberswalde, S. 114–120.*
- GRUNEWALD, K. u. O. BASTIAN (HRSG.) (2013): *Ökosystemdienstleistungen.* (Springer) Berlin, Heidelberg.
- GRUNEWALD, K. u. O. BASTIAN (2013): Ökosystemdienstleistungen (ÖSD) - mehr als ein Modewort? In: GRUNEWALD, K. u. O. BASTIAN (Hrsg.): *Ökosystemdienstleistungen.* (Springer) Berlin, Heidelberg. S. 1–11.
- GUNZELMANN, T. (2015): Die Bedeutung der Rhön aus historisch-geographischer Sicht und ihr Stellenwert innerhalb der mitteleuropäischen Kulturlandschaft. In: HEILER, T., LANGE, U., STASCH, G. K. u. F. VERSE (Hrsg.): *Die Rhön - Geschichte einer Landschaft.* (Michael Imhof Verlag) Petersberg. S. 73–99.
- HAASE, D., WALZ, U., NEUBERT, M. u. M. ROSENBERG (2007): Changes to Central European landscapes. Analysing historical maps to approach current environmental issues, examples from Saxony, Central Germany. In: *Land Use Policy* 24, Nr. 1, S. 248–263.
- HAASE, G., BARSCH, H., HUBRICH, H., MANNSFELD, K. u. R. SCHMIDT (HRSG.) (1991): *Naturraumerkundung und Landnutzung. Geochronologische Verfahren zur Analyse, Kartierung und Bewertung von Naturräumen. Beiträge zur Geographie 34/2.* (Akademie-Verlag) Berlin.

- HAASE, G., BARSCH, H. u. R. SCHMIDT (1991): Zur Einleitung: Landschaft, Naturraum und Landnutzung. In: HAASE, G., BARSCH, H., HUBRICH, H., MANNSFELD, K. u. R. SCHMIDT (Hrsg.): Naturraumerkundung und Landnutzung. Geochronologische Verfahren zur Analyse, Kartierung und Bewertung von Naturräumen. (Akademie-Verlag) Berlin. S. 19–25.
- HABER, W. (2008): Biological diversity. A concept going astray? In: GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society 17, Nr. 1, S. 91–96.
- HABER, W. (2014): Landwirtschaft und Naturschutz. (Wiley-VCH Verlag) Weinheim.
- HAINES-YOUNG, R. H. u. M. B. POTSCHEIN (2010): The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: RAFFAELLI, D. G. u. C. FRID (Hrsg.): Ecosystem ecology. A new synthesis. (Cambridge University Press) Cambridge, New York. S. 110–139.
- HAMMER, T. (2001): Biosphärenreservate und regionale (Natur-)parke - Neue Konzepte für die nachhaltige Regional- und Kulturlandschaftsentwicklung? In: GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society 10, Nr. 4, S. 279–285.
- HAMPICKE, U. (2013): Kulturlandschaft und Naturschutz: Probleme - Konzepte - Ökonomie. (Springer Spektrum) Wiesbaden.
- HANSJÜRGENS, B. (2012): Naturkapital Deutschland - TEEB DE. In: IALE (Hrsg.): Klimawandel: Was tun! IALE-D Jahrestagung 2012, 24.-26. Oktober, Eberswalde in Kooperation mit INKA BB. Eberswalde, S. 121–126.
- HEILAND, S. (2006): Zwischen Wandel und Bewahrung, zwischen Sein und Sollen: Kulturlandschaft als Thema und Schutzgut in Naturschutz und Landschaftsplanung. In: MATTHIESEN, U. u. R. DANIELZYK (Hrsg.): Kulturlandschaften als Herausforderung für die Raumplanung. Verständnisse - Erfahrungen - Perspektiven. (Verl. der ARL) Hannover. S. 43–70.
- HEILER, T., LANGE, U., STASCH, G. K. u. F. VERSE (HRSG.) (2015): Die Rhön - Geschichte einer Landschaft. Kataloge Vonderau-Museum Fulda Bd. 41. (Michael Imhof Verlag) Petersberg.
- HEINRITZ, G. (Hrsg.) (2003): Integrative Ansätze in der Geographie – Vorbild oder Trugbild? Münchener Symposium zur Zukunft der Geographie, 28. April 2003. Eine Dokumentation. Münchener Geographische Hefte 85. Passau.
- HERBST, H., FÖRSTER, M. u. B. KLEINSCHMIT (2009): Contribution of landscape metrics to the assessment of scenic quality - the example of the landscape structure plan Havelland/Germany. In: Landscape Online 10, 1-17.
- HERBST, H., FÖRSTER, M., UEHLEIN, U. u. B. KLEINSCHMIT (2007): Verwendbarkeit von Landschaftsstrukturmaßen als Bewertungsinstrument in der Landschaftsrahmenplanung. In: STROBL, J., BLASCHKE, T. u. G. GRIESEBNER (Hrsg.): Angewandte Geoinformatik 2007. Beiträge zum 19. AGIT-Symposium Salzburg. (Wichmann) Heidelberg. S. 234–239.
- HESSISCHE GESELLSCHAFT FÜR ORNITHOLOGIE UND NATURSCHUTZ E.V. (Hrsg.) (2012): Tagungsband: 20 Jahre Biosphärenreservat Rhön. Sonderheft. Eczell.
- HIETEL, E., WALDHARDT, R. u. A. OTTE (2007): Statistical modeling of land-cover changes based on key socio-economic indicators. In: Ecological Economics 62, 3–4, S. 496–507.
- HIGGINS, S., MAHON, M. u. J. McDONAGH (2012): Interdisciplinary interpretations and applications of the concept of scale in landscape research. In: Journal of Environmental Management 113, S. 137–145.

- HIRSCHNITZ-GARBERS, M. u. S. STOLL-KLEEMANN (2011): Opportunities and barriers in the implementation of protected area management: a qualitative meta-analysis of case studies from European protected areas. In: *The Geographical Journal* 177, Nr. 4, S. 321–334.
- HOLEŠINSKÝ, O. (2008): GIS for nature conservation. A national park case study. In: CSAPLOVICS, E. (Hrsg.): *Spatial information systems for transnational environmental management of protected areas and regions in the central European space: selected results and outputs of the Interreg IIIB Project SISTEMaPARC*. (Rhombos-Verlag) Berlin. S. 151–157.
- HOU, W. u. U. WALZ (2013): Enhanced analysis of landscape structure: inclusion of transition zones and small-scale landscape elements. In: *Ecological Indicators* 31, S. 15–24.
- HUANG, C., GEIGER, E. L. u. J. A. KUPFER (2006): Sensitivity of landscape metrics to classification scheme. In: *International Journal of Remote Sensing* 27, Nr. 14, S. 2927–2948.
- HUPKE, K.-D. (2015): *Naturschutz. Ein kritischer Ansatz*. (Springer Spektrum) Berlin [u.a.].
- IALE (Hrsg.) (2012): *Klimawandel: Was tun!* IALE-D Jahrestagung 2012, 24.-26. Oktober, Eberswalde in Kooperation mit INKA BB. Eberswalde,
- IBISCH, P. L. u. S. KREFT (2010): *Naturschutz in den Naturparken*. In: WOHLSCHLÄGL, H. (Hrsg.): *Natur- und Kulturlandschaftsschutz*. (Inst. für Geographie und Regionalforschung der Univ. Wien) Wien. S. 30–35.
- JEDICKE, E. (2001): Biodiversität, Geodiversität, Ökodiversität. Kriterien zur Analyse der Landschaftsstruktur - ein konzeptioneller Diskussionsbeitrag. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 33, 2/3, S. 59–68.
- JEDICKE, E. (2013): *Bericht zur Überprüfung des UNESCO-Biosphärenreservats Rhön 2013*. München, Wiesbaden, Erfurt.
- JEDICKE, E. (2014): Ökosystemleistungen des Grünlands - welche Grünlandnutzung brauchen wir? In: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.): *Multifunktionalität des Dauergrünlandes erhalten und nutzen*. Tagungsband, 58. Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e.V., 28.-30. August 2014, Arnstadt. S. 9–18.
- JEDICKE, E. (2016<sup>3</sup>): Schutzgebietskategorien und ihre Ausweisung. In: RIEDEL, W., LANGE, H., JEDICKE, E. u. M. REINKE (Hrsg.): *Landschaftsplanung*. (Springer Spektrum) Berlin, Heidelberg. S. 279–294.
- JEDICKE, L. u. E. JEDICKE (1992): *Farbatlas Landschaften und Biotope Deutschlands*. (Ulmer) Stuttgart.
- JOB, H. u. S. KNIES (2001): Der Wert der Landschaft. Ansätze zur Quantifizierung der Schutzwürdigkeit von Kulturlandschaften. In: *Raumforschung und Raumordnung (RuR)* 59, Nr. 1, S. 19–28.
- JONES, D. A., HANSEN, A. J., BLY, K., DOHERTY, K., VERSCHUYL, J. P., PAUGH, J. I., CARLE, R. u. S. J. STORY (2009): Monitoring land use and cover around parks: A conceptual approach. In: *Remote Sensing of Environment* 113, Nr. 7, S. 1346–1356.
- JONES, J. P., ASNER, G. P., BUTCHART, S. H. u. K. Ullas KARANTH (2013): The "why", "what" and "how" of monitoring for conservation. In: MACDONALD, D. W. (Hrsg.): *Key topics in conservation biology*. (Wiley-Blackwell) Chichester. S. 329–343.



- JONES, M. (1991): The elusive reality of landscape. Concepts and approaches in landscape research. In: *Norsk Geografisk Tidsskrift - Norwegian Journal of Geography* 45, Nr. 4, S. 229–244.
- JONES, M. (2003): The concept of cultural landscape. Discourse and narratives. In: PALANG, H. u. G. FRY (Hrsg.): *Landscape interfaces. Cultural heritage in changing landscapes. Workshop held during the IALE European Conference in Stockholm, Sweden in June 2001.* (Kluwer) Dordrecht. S. 21–51.
- KALLIMANIS, A. S. u. N. KOUTSIAS (2013): Geographical patterns of Corine land cover diversity across Europe: the effect of grain size and thematic resolution. In: *Progress in Physical Geography* 37, Nr. 2, S. 161–177.
- KANDZIORA, M., BURKHARD, B. u. F. MÜLLER (2013): Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution. In: *Special Issue on Mapping and Modelling Ecosystem Services* 4, S. 47–59.
- KANDZIORA, M., DÖRNHÖFER, K., OPPELT, N. u. F. MÜLLER (2014): Detecting land use and land cover changes in northern German agricultural landscapes to assess ecosystem service dynamics. In: *Landscape Online* 35, S. 1–24.
- KAPFER, M., KANTELHARDT, J., ECKSTEIN, K. u. R. HÜBNER (2013): Environmental and economic impact of agricultural land use - a spatially explicit DEA approach. 2nd AIEAA Conference „Between Crisis and Development: which Role for the Bio-Economy“, 6-7 June 2013, Parma, Italy.
- KELLY, M., TUXEN, K. A. u. D. STRALBERG (2011): Mapping changes to vegetation pattern in a restoring wetland. Finding pattern metrics that are consistent across spatial scale and time. In: *Ecological Indicators* 11, Nr. 2, S. 263–273.
- KENNEDY, R. E., TOWNSEND, P. A., GROSS, J. E., COHEN, W. B., BOLSTAD, P., WANG, Y. Q. u. P. ADAMS (2009): Remote sensing change detection tools for natural resource managers. Understanding concepts and tradeoffs in the design of landscape monitoring projects. *Monitoring Protected Areas*. In: *Remote Sensing of Environment* 113, Nr. 7, S. 1382–1396.
- KIENAST, F., WILDI, O. u. S. GHOSH (HRSG.) (2007): *A changing world. Challenges for landscape research.* Landscape series 8. (Springer) Dordrecht.
- KIM, M.-K. u. J. J. DAIGLE (2012): Monitoring of vegetation impact due to trampling on Cadillac Mountain summit using high spatial resolution remote sensing data sets. In: *Environmental Management* 50, Nr. 5, S. 956–968.
- KINKELDEY, C. (2014): Development of a prototype for uncertainty-aware geovisual analytics of land cover change. In: *International Journal of Geographical Information Science* 28, Nr. 10, S. 2076–2089.
- KIRCHHOFF, T. u. L. TREPL (2009): *Landschaft, Wildnis, Ökosystem: zur kulturbedingten Vieldeutigkeit ästhetischer, moralischer und theoretischer Naturauffassungen. Einleitender Überblick.* In: KIRCHHOFF, T. u. L. TREPL (Hrsg.): *Vieldeutige Natur. Landschaft, Wildnis und Ökosystem als kulturgeschichtliche Phänomene.* (transcript-Verlag) Bielefeld. S. 13–66.
- KIRCHHOFF, T. u. L. TREPL (HRSG.) (2009): *Vieldeutige Natur. Landschaft, Wildnis und Ökosystem als kulturgeschichtliche Phänomene. Sozialtheorie.* (transcript-Verlag) Bielefeld.
- KIRCHHOFF, T., TREPL, L. u. V. VICENZOTTI (2013): What is landscape ecology? An analysis and evaluation of six different conceptions. In: *Landscape Research* 38, Nr. 1, S. 33–51.

- KLEEFELD, K.-D. (2004): Begriffsdefinition „Historische Kulturlandschaft“. Kulturelles Erbe in der UVP. In: UVP-Report 18, 2/3, S. 67–68.
- KNIGHT, A. T., RODRIGUES, A. S., STRANGE, N., TEW, T. u. K. A. WILSON (2013): Designing effective solutions to conservation planning problems. In: MACDONALD, D. W. (Hrsg.): Key topics in conservation biology. (Wiley-Blackwell) Chichester. S. 362–383.
- KÖHLER, R. (2009): Extrapolation von Landschaftsveränderungen anhand der Kombination multitemporaler Untersuchungen von Landbedeckungsklassen mit einem moving-window-Ansatz. Dissertation. Hamburg.
- KOWATSCH, A., HAMPICKE, U., KRUSE-GRAUMANN, L. u. H. PLACHTER (2011): Indikatoren für ein integratives Monitoring in deutschen Großschutzgebieten. Endbericht des gleichnamigen F+E-Vorhabens. BfN-Skripten 302. (Bundesamt für Naturschutz) Bonn.
- KRACHT, V., MORISSEY, C. u. W. SCHENK (2003): Naturschutz und historische Kulturlandschaft - zur Integration geschichtlicher Aspekte in Planung und Management von Naturschutzgebieten. In: Natur und Landschaft 78, Nr. 12, S. 527–533.
- KRAUS, F., MERLIN, C. u. H. JOB (2014): Biosphere Reserves and their contribution to sustainable development. A value-chain analysis in the Rhön Biosphere Reserve, Germany. In: Zeitschrift für Wirtschaftsgeographie 58, 2-3, S. 164–180.
- KRISTL, A. (2010): Wie lassen sich Veränderungen in Kulturlandschaften verfolgen? In: WOHLSCHLÄGL, H. (Hrsg.): Natur- und Kulturlandschaftsschutz. (Inst. für Geographie und Regionalforschung der Univ. Wien) Wien. S. 59–72.
- KRZYWINSKI, K. u. S. DANNEBECK (HRSG.) (2009): Europäische Kulturlandschaften. Wo Demeter ihre Felder hat und Pan zu Hause ist. (Aschenbeck Media) Bremen.
- KÜHNHARDT, L. u. T. MAYER (HRSG.) (2017): Bonner Enzyklopädie der Globalität. (Springer) Wiesbaden.
- KUKKALA, A. S. u. A. MOILANEN (2017): Ecosystem services and connectivity in spatial conservation prioritization. In: Landscape Ecology 32, Nr. 1, S. 5–14.
- KUPFER, J. A. (2012): Landscape ecology and biogeography: Rethinking landscape metrics in a post-FRAGSTATS landscape. In: Progress in Physical Geography 36, Nr. 3, S. 400–420.
- LANDWEHR, J. R., HERMANN, A. u. M. HEITMANN (2008): Linear Mixed Models. Grundidee, Methodik und Anwendung. In: Marketing - ZFP 30, S. 175–186.
- LANG, S. u. T. BLASCHKE (2007): Landschaftsanalyse mit GIS. (UTB Ulmer) Stuttgart.
- LANG, S., WALZ, U., KLUG, H., BLASCHKE, T. u. R.-U. SYRBE (2009): Landscape metrics - A toolbox for assessing past, present and future structures. In: BENDER, O., EVELPIDOU, N., KREK, A. u. A. VASSILOPOULOS (Hrsg.): Geoinformation technologies for geocultural landscapes. European perspectives. (CRC Press Taylor & Francis Group) Boca Raton, London, New York, Leiden. S. 207–234.
- LANGANKE, T., BURNETT, C. u. S. LANG (2007): Assessing the mire conservation status of a raised bog site in Salzburg using object-based monitoring and structural analysis. In: Landscape and Urban Planning 79, Nr. 2, S. 160–169.
- LANGANKE, T., ROSSNER, G., VRSČAJ, B., LANG, S. u. J. MITCHLEY (2005): Selection and application of spatial indicators for nature conservation at different institutional levels. In: Journal for Nature Conservation 13, 2–3, S. 101–114.

- LANGE, U. (2001): Die Hohe Rhön. Geschichte einer aussergewöhnlichen Landschaft. (Imhof) Petersberg.
- LAURANCE, W. F., LOVEJOY, T. E., VASCONCELOS, H. L., BRUNA, E. M., DIDHAM, R. K., STOUFFER, P. C., GASCON, C., BIERREGAARD, R. O., LAURANCE, S. G. u. E. SAMPAIO (2002): Ecosystem decay of Amazonian forest fragments. A 22-year investigation. In: *Conservation Biology* 16, Nr. 3, S. 605–619.
- LAUSCH, A., BLASCHKE, T., HAASE, D., HERZOG, F., SYRBE, R.-U., TISCHENDORF, L. u. U. WALZ (2015): Understanding and quantifying landscape structure. A review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics. In: *Ecological Modelling* 295, S. 31–41.
- LAUSCH, A. u. F. HERZOG (2002): Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. In: *Ecological Indicators* 2, 1-2, S. 3–15.
- LECHNER, A. M., LANGFORD, W. T., BEKESY, S. A. u. S. D. JONES (2012): Are landscape ecologists addressing uncertainty in their remote sensing data? In: *Landscape Ecology* 27, Nr. 9, S. 1249–1261.
- LECHNER, A. M., REINKE, K., WANG, Y. u. L. BASTIN (2013): Interactions between landcover pattern and geospatial processing methods: Effects on landscape metrics and classification accuracy. In: *Ecological Complexity* 15, S. 71–82.
- LEEMANS, R. (Hrsg.) (2013): *Ecological systems. Selected entries from the Encyclopedia of Sustainability Science and Technology.* (Springer) New York.
- LEGG, C. J. u. L. NAGY (2006): Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. In: *Journal of Environmental Management* 78, Nr. 2, S. 194–199.
- LENGYEL, S., DÉRI, E., VARGA, Z., HORVÁTH, R., TÓTHMÉRÉSZ, B., HENRY, P.-Y., KOBLER, A., KUTNAR, L., BABIJ, V., SELIŠKAR, A., CHRISTIA, C., PAPASTERGIADOU, E., GRUBER, B. u. K. HENLE (2008): Habitat monitoring in Europe. A description of current practices. In: *Biodiversity and Conservation* 17, Nr. 14, S. 3327–3339.
- LEROUX, S. J. u. J. T. KERR (2013): Land development in and around protected areas at the wilderness frontier. In: *Conservation Biology* 27, Nr. 1, S. 166–176.
- LEVERINGTON, F., COSTA, K. L., PAVESE, H., LISLE, A. u. M. HOCKINGS (2010): A global analysis of protected area management effectiveness. In: *Environmental Management* 46, Nr. 5, S. 685–698.
- LIU, D., HAO, S., LIU, X., LI, B., HE, S. u. D. N. WARRINGTON (2013): Effects of land use classification on landscape metrics based on remote sensing and GIS. In: *Environmental Earth Sciences* 68, Nr. 8, S. 2229–2237.
- LLAUSÀS, A. u. J. NOGUÉ (2012): Indicators of landscape fragmentation. The case for combining ecological indices and the perceptual approach. In: *Ecological Indicators* 15, Nr. 1, S. 85–91.
- LUFT, L., NEUMANN, C., FREUDE, M., BLAUM, N. u. F. JELTSCH (2014): Hyperspectral modeling of ecological indicators. A new approach for monitoring former military training areas. In: *Ecological Indicators* 46, S. 264–285.

- LUICK, R., MUHAR, A., WRBKA, T. u. D. MCCRACKEN (2009): Perspektiven der nachhaltigen Entwicklung europäischer Kulturlandschaften. In: KRZYWINSKI, K. u. S. DANNEBECK (Hrsg.): Europäische Kulturlandschaften. Wo Demeter ihre Felder hat und Pan zu Hause ist. (Aschenbeck Media) Bremen. S. 67–76.
- LUSTIG, A., STOUFFER, D. B., ROIGÉ, M. u. S. P. WORNER (2015): Towards more predictable and consistent landscape metrics across spatial scales. In: *Ecological Indicators* 57, S. 11–21.
- MACDONALD, D. W. (Hrsg.) (2013): *Key topics in conservation biology*. (Wiley-Blackwell) Chichester.
- MAIROTA, P., CAFARELLI, B., BOCCACCIO, L., LERONNI, V., LABADESSA, R., KOSMIDOU, V. u. H. NAGENDRA (2013): Using landscape structure to develop quantitative baselines for protected area monitoring. In: *Biodiversity Monitoring* 33, S. 82–95.
- MALLINIS, G., KOUTSIAS, N. u. M. ARIANOUTSOU (2014): Monitoring land use/land cover transformations from 1945 to 2007 in two peri-urban mountainous areas of Athens metropolitan area, Greece. In: *Science of the Total Environment* 490, S. 262–278.
- MANDER, Ü. u. M. ANTROP (HRSG.) (2003): *Multifunctional Landscapes Vol. III. Continuity and change*. *Advances in Ecological Sciences* 16. (WIT Press) Southampton.
- MARSCHALL, I. (2016<sup>3</sup>): Schutz von Kulturlandschaften. In: RIEDEL, W., LANGE, H., JEDICKE, E. u. M. REINKE (Hrsg.): *Landschaftsplanung*. (Springer Spektrum) Berlin, Heidelberg. S. 441–453.
- MARTINEZ, S., RAMIL, P. u. E. CHUVIECO (2010): Monitoring loss of biodiversity in cultural landscapes. New methodology based on satellite data. In: *Landscape and Urban Planning* 94, Nr. 2, S. 127–140.
- MARTÍNEZ-HARMS, M. J. u. P. BALVANERA (2012): Methods for mapping ecosystem service supply: a review. In: *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 8, 1-2, S. 17–25.
- MASCIA, M. B., PALLIER, S., THIEME, M. L., ROWE, A., BOTTRILL, M. C., DANIELSEN, F., GELDMANN, J., NAIDOO, R., PULLIN, A. S. u. N. D. BURGESS (2014): Commonalities and complementarities among approaches to conservation monitoring and evaluation. In: *Biological Conservation* 169, S. 258–267.
- MATTHIESEN, U. u. R. DANIELZYK (HRSG.) (2006): *Kulturlandschaften als Herausforderung für die Raumplanung. Verständnisse - Erfahrungen - Perspektiven*. Forschungs- und Sitzungsberichte der ARL 228. (Verl. der ARL) Hannover.
- MATUSCH, T. (2014): Islands of felicity? – The effect of land cover changes in and around protected areas: a case study of Bach Ma National Park, Vietnam. In: *American Journal of Environmental Protection* 3, Nr. 3, S. 152.
- MATUSCH, T., HUONG, N. Q. u. N. AHMADIAN (2012): Development of cost-effective and comparable monitoring components for protected area management in Vietnam and Germany. A case study of Bach Ma National Park. *International Symposium on Geoinformatics for Spatial Infrastructure Development in Earth and Allied Sciences 2012*.
- MCGARIGAL, K. u. B. J. MARKS (1995): FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PW-GTR-351. Portland.

- MCGEACH, M. A., DOPOLLO, M., NOVELLIE, P., HENDRIKS, H., FREITAG, S., FERREIRA, S., GRANT, R., KRUGER, J., BEZUIDENHOUT, H., RANDALL, R. M., VERMEULEN, W., KRAAIJ, T., RUSSELL, I. A., KNIGHT, M. H., HOLNESS, S. u. A. OOSTHUIZEN (2011): A strategic framework for biodiversity monitoring in South African National Parks. In: *Koedoe* 53, Nr. 2, S. 1–10.
- MEA (2005): Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being. Synthesis. (Island Press) Washington DC.
- MEINEL, G., SCHUMACHER, U. u. M. BEHNISCH (HRSG.) (2013): Flächennutzungsmonitoring IV. Genauere Daten, informierte Akteure, praktisches Handeln. IÖR Schriften 60. (Rhombos-Verlag) Berlin.
- MERTZ, P. (2000): Pflanzengesellschaften Mitteleuropas und der Alpen: erkennen, bestimmen, bewerten. Ein Handbuch für die vegetationskundliche Praxis. (Ecomed-Verl.-Gesellschaft) Landsberg/Lech.
- MEYER, P., DEMANT, L. u. J. PRINZ (2016): Landnutzung und biologische Vielfalt in Deutschland – Welchen Beitrag zur Nachhaltigkeit können Großschutzgebiete leisten? In: *Raumforschung und Raumordnung* 74, Nr. 6, S. 495–508.
- MEYER, W. (2004<sup>2</sup>): Indikatorenentwicklung: eine praxisorientierte Einführung. CEval-Arbeitspapier. Saarbrücken.
- MICHEL, E. u. U. WALZ (2012): Landschaftsstruktur und Artenvielfalt. Art- und lebensraumspezifische Untersuchungen am Fallbeispiel der Bodenbrüter. In: STROBL, J., BLASCHKE, T. u. G. GRIESEBNER (Hrsg.): *Angewandte Geoinformatik 2012. Beiträge zum 24. AGIT-Symposium Salzburg*. (Wichmann) Berlin, Offenbach. S. 770–779.
- MILLER, T. R., MINTEER, B. A. u. L.-C. MALAN (2011): The new conservation debate. The view from practical ethics. In: *Biological Conservation* 144, Nr. 3, S. 948–957.
- MÜLLER, J. (1996): Grundzüge der Naturgeographie von Unterfranken. *Landschaftsökologie - Landschaftsgenese - landschaftsräumlicher Vergleich*. Fränkische Landschaft Band 1. (Perthes) Gotha.
- MÜLLER, J. (2005): *Landschaftselemente aus Menschenhand. Biotope und Strukturen als Ergebnis extensiver Nutzung*. (Elsevier - Spektrum Akademischer Verlag) München.
- MUNROE, D. K., NAGENDRA, H. u. J. SOUTHWORTH (2007): Monitoring landscape fragmentation in an inaccessible mountain area: Celaque National Park, Western Honduras. In: *Landscape and Urban Planning* 83, 2-3, S. 154–167.
- NAGENDRA, H., REYERS, B. u. S. LAVOREL (2013): Impacts of land change on biodiversity. Making the link to ecosystem services. In: *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5, Nr. 5, S. 503–508.
- NECKERMANN, C. (2012): Die Entwicklung des Grünlandes der hessischen Rhön in den letzten 50 Jahren. Ein Vergleich auf der Grundlage historischer und aktueller Grünlandkartierungen des Mathes- und Buschschirmberges, der Seifertser Hute und des Dungberges. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz e.V. (Hrsg.): *Tagungsband: 20 Jahre Biosphärenreservat Rhön. Sonderheft*. Echzell. S. 34–56.
- NENTWIG, W., BACHER, S., BEIERKUHNLEIN, C., BRANDL, R. u. G. GRABHER (2004): *Ökologie*. Spektrum Lehrbuch. (Spektrum Akademischer Verlag) Heidelberg.
- NICHOLS, J. D. u. B. K. WILLIAMS (2006): Monitoring for conservation. In: *Trends in Ecology & Evolution* 21, Nr. 12, S. 668–673.

- NIEMI, G. J., JOHNSON, L. B. u. R. W. HOWE (2015): Environmental indicators of land cover, land use, and landscape change. In: ARMON, R. H. u. O. HÄNNINEN (Hrsg.): Environmental Indicators. (Springer Netherlands) Dordrecht.
- NOLTE, C., LEVERINGTON, F., KETTNER, A., MARR, M., NIELSEN, G., BOMHARD, B., STOLTON, S., STOLL-KLEEMANN, S. u. M. HOCKINGS (2010): Protected area management effectiveness assessments in Europe. A review of application, methods and results. BfN-Skripten 271a. (Bundesamt für Naturschutz) Bonn.
- OECD (1993): OECD Core set of indicators for environmental performance reviews. A synthesis report by the Group on the State of the Environment. Paris.
- OECD (2001): OECD Environmental Indicators. Towards sustainable development. <http://www.oecd.org/site/worldforum/33703867.pdf> (Letzter Aufruf: 08.07.2015).
- OECD (2003): OECD Environmental Indicators. Development, measurement and use. Reference paper. <http://www.oecd.org/env/indicators-modelling-outlooks/24993546.pdf> (Letzter Aufruf: 08.07.2015).
- OECD (2004): Key environmental indicators. <http://www.oecd.org/env/indicators-modelling-outlooks/31558547.pdf> (Letzter Aufruf: 15.07.2015).
- OHNESORGE, B. (2014): Landschaftswandelanalyse zur Effektivität des Managements des Biosphärenreservats Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft. In: Natur und Landschaft 89, Nr. 2, S. 74–80.
- OHNESORGE, B., PLIENINGER, T. u. P. HOSTERT (2013): Management effectiveness and land cover change in dynamic cultural landscapes: assessing a Central European Biosphere Reserve. In: Ecology and Society 18, 4: 23, <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05888-180423>.
- OTT, E. (Hrsg.) (2006): Zu Forschung und Entwicklung im UNESCO-Biosphärenreservat Rhön. Beiträge Region und Nachhaltigkeit 3. (Michael Imhof Verlag) Fulda.
- OTT, E. (Hrsg.) (2008): Zu Forschung und Entwicklung im UNESCO-Biosphärenreservat Rhön. Beiträge Region und Nachhaltigkeit 5. (Michael Imhof Verlag) Fulda.
- OTT, E. u. D. WITTMANN (2008): Veränderungen der Lebensweisen im UNESCO-Biosphärenreservat Rhön. Untersuchungen und Interpretationen als Vorstudie zu einem soziologischen Projekt. In: OTT, E. (Hrsg.): Zu Forschung und Entwicklung im UNESCO-Biosphärenreservat Rhön. (Michael Imhof Verlag) Fulda. S. 29–34.
- OYANA, T. J., JOHNSON, S. J. u. G. WANG (2014): Landscape metrics and change analysis of a national wildlife refuge at different spatial resolutions. In: International Journal of Remote Sensing 35, Nr. 9, S. 3109–3134.
- PACHAKI, C. (2003): Agricultural landscape indicators. A suggested approach for the scenic values. In: DRAMSTAD, W. E. u. C. SOGGE (Hrsg.): Agricultural impacts on landscapes. Developing indicators for policy analysis. Proceedings from NIJOS/OECD Expert Meeting on Agricultural Landscape Indicators in Oslo, Norway October 7-9, 2002. (Norsk institut for jord- og skogkartlegging) Ås. S. 247–257.
- PALANG, H. u. G. FRY (HRSG.) (2003): Landscape interfaces. Cultural heritage in changing landscapes. Workshop held during the IALE European Conference in Stockholm, Sweden in June 2001. Landscape Series 1. (Kluwer) Dordrecht.

- PALOMO, I., MARTÍN-LÓPEZ, B., ZORRILLA-MIRAS, P., GARCÍA DEL AMO, DAVID U. C. MONTES (2014): Deliberative mapping of ecosystem services within and around Doñana National Park (SW Spain) in relation to land use change. In: *Regional Environmental Change* 14, Nr. 1, S. 237–251.
- PIETSCH, M. u. K. RICHTER (2008): Diversitätsanalysen unter Verwendung von Landschaftsstrukturmaßen als naturschutzfachliche Bewertungsgrundlage. In: Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hrsg.): *Treffpunkt Biologische Vielfalt VIII. Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt*. S. 161–166.
- PLACHTER, H. (2006): Beweidung: Paradigmenwechsel im Naturschutz-Management der Rhön? In: OTT, E. (Hrsg.): *Zu Forschung und Entwicklung im UNESCO-Biosphärenreservat Rhön*. (Michael Imhof Verlag) Fulda. S. 151–170.
- PLEXIDA, S. G., SFOUGARIS, A. I., ISPIKODIS, I. P. u. V. P. PAPANASTASIS (2014): Selecting landscape metrics as indicators of spatial heterogeneity. A comparison among Greek landscapes. In: *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 26, S. 26–35.
- PLIENINGER, T. (2012): Monitoring directions and rates of change in trees outside forests through multitemporal analysis of map sequences. In: *Applied Geography* 32, Nr. 2, S. 566–576.
- PLIENINGER, T., BIELING, C., GERDES, H., OHNESORGE, B., SCHAICH, H., SCHLEYER, C., TROMMLER, K. u. F. WOLFF (2010): Ökosystemleistungen in Kulturlandschaften. Konzept und Anwendung am Beispiel der Biosphärenreservate Oberlausitz und Schwäbische Alb. In: *Natur und Landschaft* 85, Nr. 5, S. 187–192.
- PLIENINGER, T., VAN DER HORST, D., SCHLEYER, C. u. C. BIELING (2014): Sustaining ecosystem services in cultural landscapes. In: *Ecology and Society* 19, Nr. 2, <http://dx.doi.org/10.5751/ES-06159-190259>.
- PLIENINGER, T., WOLTERING, M. u. H. JOB (2016): Implementierung des Ökosystemleistungs-Ansatzes in deutschen Biosphärenreservaten. In: *Raumforschung und Raumordnung* 74, Nr. 6, S. 541–554.
- PLÖGER, R. (2003): Inventarisierung der Kulturlandschaft mit Hilfe von GIS. Methodische Untersuchungen für historisch-geographische Forschungsaufgaben und für ein Kulturlandschaftskataster. Dissertation. (Südwestdeutscher Verl. für Hochschulschriften) Saarbrücken.
- PÔÇAS, I., CUNHA, M. u. L. S. PEREIRA (2011): Remote sensing based indicators of changes in a mountain rural landscape of Northeast Portugal. In: *Applied Geography* 31, Nr. 3, S. 871–880.
- PONTIUS, R. G. u. N. R. MALIZIA (2004): Effect of categorial aggregation on map comparison. In: EGENHOFER, M. J., FREKSA, C. u. H. J. MILLER (Hrsg.): *Lecture notes in computer science. Geographic Information Science. Third International Conference, GI Science 2004 Adelphi, MD, USA, October 20-23, 2004 Proceedings*. (Springer) Berlin, Heidelberg. S. 251–268.
- POSTHUMUS, H., ROUQUETTE, J. R., MORRIS, J., GOWING, D. u. T. M. HESS (2010): A framework for the assessment of ecosystem goods and services: a case study on lowland floodplains in England. In: *Ecological Economics* 69, Nr. 7, S. 1510–1523.

- POTSCHIN, M. B. u. R. H. HAINES-YOUNG (2011): Ecosystem services: exploring a geographical perspective. In: *Progress in Physical Geography* 35, Nr. 5, S. 575–594.
- POTTHOFF, K. (2007): Landscape change as an interface for different approaches in landscape research (Landschaftsveränderung als Interface für verschiedene Ansätze der Landschaftsforschung). In: *ERDKUNDE* 61, Nr. 1, S. 54–71.
- RAFFAELLI, D. G. u. C. FRID (HRSG.) (2010): *Ecosystem ecology. A new synthesis. Ecological reviews.* (Cambridge University Press) Cambridge, New York.
- RAFFELSIEFER, M. (1999): *Naturwahrnehmung, Naturbewertung und Naturverständnis im deutschen Naturschutz. Eine wahrnehmungsgeographische Studie unter besonderer Berücksichtigung des Fallbeispiels Naturschutzgebiet Ohligser Heide.* Dissertation. Duisburg.
- RAMACHANDRA, T. V., BHARATH, S. u. A. BHARATH (2014): Spatio-temporal dynamics along the terrain gradient of diverse landscape. In: *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* 22, Nr. 1, S. 50–63.
- RAMEZANI, H. SVENSSON, J. u. P.-A. ESSEEN (2011): Landscape environmental monitoring. Sample based versus complete mapping approaches in aerial photographs. [http://cdn.intechopen.com/pdfs/22745/InTech-Landscape\\_environmental\\_monitoring\\_sample\\_based\\_versus\\_complete\\_mapping\\_approaches\\_in\\_aerial\\_photographs.pdf](http://cdn.intechopen.com/pdfs/22745/InTech-Landscape_environmental_monitoring_sample_based_versus_complete_mapping_approaches_in_aerial_photographs.pdf) (Letzter Aufruf: 16.06.2014).
- RATTER, B. M. u. T. TREILING (2008): Komplexität - oder was bedeuten die Pfeile zwischen den Kästchen? In: EGNER, H. (Hrsg.): *Umwelt als System - System als Umwelt? Systemtheorien auf dem Prüfstand.* (Oekom) München. S. 23–38.
- REGER, B., OTTE, A. u. R. WALDHARDT (2007): Identifying patterns of land-cover change and their physical attributes in a marginal European landscape. In: *Landscape and Urban Planning* 81, 1–2, S. 104–113.
- REICHHOFF, L. (1998): *Naturschutz in unserer Zeit.* In: WEGENER, U. (Hrsg.): *Naturschutz in der Kulturlandschaft. Schutz und Pflege von Lebensräumen.* (Fischer) Jena. S. 15–31.
- REMPEL, R. S., KAUKINEN, D. u. A. P. CARR (2012): *Patch Analyst and Patch Grid.* Thunder Bay, Ontario.
- RENETZEDER, C., SCHINDLER, S., PETERSEIL, J., PRINZ, M. A., MÜCHER, S. u. T. WRBKA (2010): Can we measure ecological sustainability? Landscape pattern as an indicator for naturalness and land use intensity at regional, national and European level. In: *Landscape Assessment for Sustainable Planning* 10, Nr. 1, S. 39–48.
- REUTER, R. (Hrsg.) (2010): *Remote sensing for science, education, and natural and cultural heritage.* (EARSeL) Oldenburg.
- RIEDEL, W., LANGE, H., JEDICKE, E. u. M. REINKE (HRSG.) (2016<sup>3</sup>): *Landschaftsplanung.* Springer Reference Naturwissenschaften. (Springer Spektrum) Berlin, Heidelberg.
- RÖHRER, A. u. T. BÜTTNER (2008): Dokumentation historischer Kulturlandschaftselemente im Biosphärenreservat Rhön: Notwendigkeit und Nutzen - Verfahren und Beispiele. In: OTT, E. (Hrsg.): *Zu Forschung und Entwicklung im UNESCO-Biosphärenreservat Rhön.* (Michael Imhof Verlag) Fulda. S. 58–76.
- ROMERO-CALCERRADA, R. u. PERRY, G. L.W. (2004): The role of land abandonment in landscape dynamics in the SPA 'Encinares del rio Alberche y Cofio, Central Spain, 1984-1999. In: *Landscape and Urban Planning* 66, Nr. 4, S. 217–232.



- ROUTLEDGE, D. (2003): Landscape indices as measures of the effects of fragmentation. Can pattern reflect process? DOC Science Internal Series. Wellington.
- RÜDISSER, J., TASSER, E. u. U. TAPPEINER (2012): Distance to nature. A new biodiversity relevant environmental indicator set at the landscape level. In: *Ecological Indicators* 15, Nr. 1, S. 208–216.
- SALLES, J.-M. (2011): Valuing biodiversity and ecosystem services. Why put economic values on nature? In: *Comptes Rendus - Biologies* 334, 5-6, S. 469–482.
- SALOMON, M. (2016): Schutz der Biodiversität vor dem Pflanzenschutzmitteleinsatz. Vortrag am 15.09.2016. 33. Deutscher Naturschutztag (DNT). Magdeburg.
- SALVATI, L. u. M. ZITTI (2012): Monitoring vegetation and land use quality along the rural-urban gradient in a Mediterranean region. In: *Applied Geography* 32, Nr. 2, S. 896–903.
- SAMBALE, J. (2004): Analyse der Landschaftsstrukturveränderung im Biosphärenreservat Rhön mittels Fernerkundung und GIS. Diplomarbeit. Jena.
- SAURA, S. u. Javier MARTINEZ-MILAN (2001): Sensitivity of landscape pattern metrics to map spatial extent. *Photogrammetric engineering and remote sensing* 67. (American Society for Photogrammetry and Remote Sensing) Bethesda, MD, ETATS-UNIS.
- SCHACH, G. (2000): Landschaftsanalyse und ästhetische Bewertung von Aufforstungen in Agrarlandschaften an einem Fallbeispiel im Biosphärenreservat Rhön. Diplomarbeit. Kassel.
- SCHAFFER, G. u. N. LEVIN (2015): Challenges and possible approaches for using GIS as a tool in historical geography landscape research: a meta-analysis review. In: *e-Perimtron* 10, Nr. 3, S. 94–123.
- SCHÄGNER, J. P., BRANDER, L., MAES, J. u. V. HARTJE (2013): Mapping ecosystem services' values: current practice and future prospects. In: *Special Issue on Mapping and Modelling Ecosystem Services* 4, S. 33–46.
- SCHAICH, H., BIELING, C. u. T. PLIENINGER (2010): Linking ecosystem services with cultural landscape research. In: *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society* 19, Nr. 4, S. 269–277.
- SCHAUPPENLEHNER, T. u. H. AMON (2012): Landschaftskulissen – ein GIS-basierter Ansatz zur Analyse der räumlichen Landschaftsstruktur und Bewertung landschaftsästhetischer Aspekte. In: STROBL, J., BLASCHKE, T. u. G. GRIESEBNER (Hrsg.): *Angewandte Geoinformatik 2012. Beiträge zum 24. AGIT-Symposium Salzburg*. (Wichmann) Berlin, Offenbach. S. 652–661.
- SCHAUPPENLEHNER, T., SCHÖNHART, M., MUHAR, A. u. E. SCHMID (2010): Landschaftsstruktur in der Landnutzungsmodellierung - GIS-basierte Analyse zur Bewertung von Biodiversität und Landschaftsästhetik in Kulturlandschaften am Beispiel von Streuobst. In: STROBL, J. (Hrsg.): *Angewandte Geoinformatik 2010. Beiträge zum 22. AGIT-Symposium Salzburg*. (Wichmann) Berlin. S. 661–670.
- SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.-P., BRÜMMER, G. W., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K., THIELE-BRUHN, S., WELP, G. u. B.-M. WILKE (2010<sup>16</sup>): *Lehrbuch der Bodenkunde*. (Spektrum Akademischer Verlag) Heidelberg.

- SCHENK, W. (1993): Strukturverbessernde Programme für die bayerische Rhön im 19. und 20. Jahrhundert. Zur Kontinuität von Planungsideen. In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.): Biosphärenreservat Rhön. Beiträge zu einer Raumnutzungskonzeption für die Rhön. Hannover. S. 49–62.
- SCHENK, W. (Hrsg.) (1997): Kulturlandschaftspflege. Beiträge der Geographie zur räumlichen Planung. (Borntraeger) Berlin, Stuttgart.
- SCHENK, W. (2002): „Landschaft“ und „Kulturlandschaft“ - „getönte“ Leitbegriffe für aktuelle Konzepte geographischer Forschung und räumlicher Planung. In: PGM 146, Nr. 6, S. 6–13.
- SCHENK, W. (2011): Historische Geographie. (WBG - Wissenschaftliche Buchgesellschaft) Darmstadt.
- SCHENK, W. (Hrsg.) (2012): Suburbane Räume als Kulturlandschaften. Forschungs- und Sitzungsberichte der ARL 236. (Verl. der ARL) Hannover.
- SCHENK, W. (2017): Landschaft. In: KÜHNHARDT, L. u. T. MAYER (Hrsg.): Bonner Enzyklopädie der Globalität. (Springer) Wiesbaden. S. 671–684.
- SCHILLING, J. (2003): Nachhaltigkeit messbar machen. Entwicklung und Anwendung von Nachhaltigkeits- und Umweltindikatoren in Deutschland und der EU. In: NNA-Berichte 16, Nr. 2, S. 5–17.
- SCHINDLER, S., POIRAZIDIS, K. u. T. WRBKA (2008): Towards a core set of landscape metrics for biodiversity assessments: a case study from Dadia National Park, Greece. In: Ecological Indicators 8, Nr. 5, S. 502–514.
- SCHLEYER, C., SCHAICH, H., BIELING, C., GERDES, H., OHNESORGE, B., PLIENINGER, T., TROMMLER, K. u. F. WOLFF (2015): Biodiversity and ecosystem services in European cultural landscapes. Pathways, pitfalls and perspectives. In: GASPARATOS, A. u. K. J. WILLIS (Hrsg.): Biodiversity in the green economy. (Routledge) Abingdon, Oxon, New York. S. 149–171.
- SCHLIEP, R. u. S. STOLL-KLEEMANN (2010): Assessing governance of biosphere reserves in Central Europe. In: Land Use Policy 27, Nr. 3, S. 917–927.
- SCHNAKENBURG, P. von u. K. SCHMIEDER (2008): Anwendung von Landschaftsmaßen zur Analyse des Landschaftswandels am Beispiel des Raichberges (Schw. Alb). In: Berichte des Instituts für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim Nr. 17, S. 205–220.
- SCHRADER, N. (2006): Die deutschen Biosphärenreservate auf dem Prüfstand! Evaluierung der bestehenden Biosphärenreservate unter Berücksichtigung der Vorgaben der UNESCO, der Anforderungen der nationalen Biosphärenreservatskriterien und des neu entwickelten Bewertungsverfahrens. Dissertation. Trier.
- SCHÜPBACH, B. (2003): Methods for indicators to assess landscape aesthetic. In: DRAMSTAD, W. E. u. C. SOGGE (Hrsg.): Agricultural impacts on landscapes. Developing indicators for policy analysis. Proceedings from NIJOS/OECD Expert Meeting on Agricultural Landscape Indicators in Oslo, Norway October 7-9, 2002. (Norsk institut for jord- og skogkartlegging) Ås. S. 277–288.
- SCHUPP, D. (2005): Umweltindikator Landschaftszerschneidung. Ein zentrales Element zur Verknüpfung von Wissenschaft und Politik. In: GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society 14, Nr. 2, S. 101–106.

- SCHUPPERT, C. J. (2013): GIS-gestützte historisch-geographische Untersuchungen im Umfeld ausgewählter frühkeltischer Fürstensitze in Südwestdeutschland. Zugl.: Bamberg, Univ., Diss., 2013. Forschungen und Berichte zur Vor- und Frühgeschichte in Baden-Württemberg 126. (Theiss) Darmstadt.
- SELL, E. M. (2006): Der Einsatz höchstauflösender Satellitendaten zur Ableitung räumlicher Umweltdaten und -indikatoren für das Monitoring von Naturschutzflächen in Brandenburg. Dissertation. Trier.
- SEPPELT, R., DORMANN, C. F., EPPINK, F. V., LAUTENBACH, S. u. S. SCHMIDT (2011): A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. In: *Journal of Applied Ecology* 48, Nr. 3, S. 630–636.
- SLAK, M.-F. u. A. LEE (2003): Indicators of landscape dynamics. On-going land cover changes. In: DRAMSTAD, W. E. u. C. SOGGE (Hrsg.): *Agricultural impacts on landscapes. Developing indicators for policy analysis. Proceedings from NIJOS/OECD Expert Meeting on Agricultural Landscape Indicators in Oslo, Norway October 7-9, 2002.* (Norsk institut fro jord- og skogkartlegging) Ås. S. 116–129.
- STACHOW, U. (1995): Naturraum- und Biotopausstattung. In: BORK, H.-R., DALCHOW, C., KÄCHELE, H., PIORR, H.-P. u. K.-O. WENKEL (Hrsg.): *Agrarlandschaftswandel in Nordost-Deutschland.* (Ernst & Söhne) Berlin. S. 286–321.
- STÄNDIGE ARBEITSGRUPPE DER BIOSPHÄRENRESERVATE IN DEUTSCHLAND (Hrsg.) (1995): *Biosphärenreservate in Deutschland. Leitlinien für Schutz, Pflege und Entwicklung.* (Springer) Berlin, New York.
- STEINHARDT, U. (2000): Mensch und Natur. Gedanken zum Landschaftsbegriff und zum Umgang mit Landschaft. In: *Wolkenkuckucksheim. Internationale Zeitschrift Theorie und Wissenschaft der Architektur* 5, Nr. 1, <http://www.cloud-cuckoo.net/openarchive/wolke/deu/Themen/992/Steinhardt/steinhardt1.html>.
- STEINHARDT, U. (2012): Was macht Landschaft wertvoll? Ökologie, Kunst und Wirtschaft zwischen Bewertung und Inwertsetzung. In: ANDERS, U. u. L. SZÜCS (Hrsg.): *Landnutzungswandel in Mitteleuropa. Forschungsgegenstand und methodische Annäherung an die historische Landschaftsanalyse.* (Universitätsverlag Göttingen) Göttingen. S. 131–168.
- STEINHARDT, U., BLUMENSTEIN, O. u. H. BARSCH (2012<sup>2</sup>): *Lehrbuch der Landschaftsökologie.* (Elsevier - Spektrum Akademischer Verlag) Heidelberg.
- STOLL-KLEEMANN, S., KETTNER, A., LEVERINGTON, F., NOLTE, C., NIELSEN, G., BOMHARD, B., STOLTON, S., MARR, M. u. M. HOCKINGS (2012): Erfassung der Managementeffektivität in Europas Schutzgebieten. Ein Beitrag zur Erfüllung der Biodiversitäts-Konvention. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 44, Nr. 2, S. 37–44.
- STROBL, J. (Hrsg.) (2010): *Angewandte Geoinformatik 2010. Beiträge zum 22. AGIT-Symposium Salzburg.* (Wichmann) Berlin.
- STROBL, J., BLASCHKE, T. u. G. GRIESEBNER (HRSG.) (2007): *Angewandte Geoinformatik 2007. Beiträge zum 19. AGIT-Symposium Salzburg.* (Wichmann) Heidelberg.
- STROBL, J., BLASCHKE, T. u. G. GRIESEBNER (HRSG.) (2009): *Angewandte Geoinformatik 2009. Beiträge zum 21. AGIT-Symposium Salzburg.* (Wichmann) Heidelberg.
- STROBL, J., BLASCHKE, T. u. G. GRIESEBNER (HRSG.) (2012): *Angewandte Geoinformatik 2012. Beiträge zum 24. AGIT-Symposium Salzburg.* (Wichmann) Berlin, Offenbach.

- SYRBE, R.-U., ROSENBERG, M. u. D. RAHE (2012): Modellierung von Landnutzungsänderungen als Grundlage zur Bewertung von Landschaftsdienstleistungen. In: IALE (Hrsg.): Klimawandel: Was tun! IALE-D Jahrestagung 2012, 24.-26. Oktober, Eberswalde in Kooperation mit INKA BB. Eberswalde, S. 127–132.
- SYRBE, R.-U. u. U. WALZ (2012): Spatial indicators for the assessment of ecosystem services: Providing, benefiting and connecting areas and landscape metrics. In: Challenges of Sustaining Natural Capital and Ecosystem Services - Quantification, Modelling & Valuation/Accounting 21, S. 80–88.
- TAEGER, S. (2008): GIS-gestützte Habitatmodelle für die Pflege- und Entwicklungsplanung in Großschutzgebieten. Methodische Untersuchungen und Praxistest am Beispiel avifaunistischer Habitatmodelle für das Biosphärenreservat „Spreewald“. Dissertation. Hannover.
- TAEGER, S. (2009): GIS-gestützte Habitatmodelle für das Biotopmanagement in Großschutzgebieten. In: STROBL, J., BLASCHKE, T. u. G. GRIESEBNER (Hrsg.): Angewandte Geoinformatik 2009. Beiträge zum 21. AGIT-Symposium Salzburg. (Wichmann) Heidelberg. S. 580–585.
- TALLIS, H., GUERRY, A. u. G. C. DAILY (2013): Ecosystem services. In: LEEMANS, R. (Hrsg.): Ecological systems. Selected entries from the Encyclopedia of Sustainability Science and Technology. (Springer) New York. S. 81–100.
- TASSER, E. (2012): Wir Landschaftsmacher. Vom Sein und Werden der Kulturlandschaft in Nord-, Ost- und Südtirol. (Athesia) Bozen.
- TAYLOR, J. C., BREWER, T. R. u. A. C. BIRD (2000): Monitoring landscape change in the National Parks of England and Wales using aerial photo interpretation and GIS. In: International Journal of Remote Sensing 21, 13-14, S. 2737–2752.
- TAYLOR, P. D. (2002): Fragmentation and cultural landscapes: tightening the relationship between human beings and the environment. In: Fragmentation and Land Use Planning: Analysis and beyond? 58, 2–4, S. 93–99.
- TEEB (Hrsg.) (2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Ecological and economic foundation. (Earthscan) London, Washington DC.
- THÉLIN, G. u. U. ROT (2010): Landschaftsbeobachtung Schweiz (LABES). Konzept für ein langfristiges Monitoring. In: Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL) (Hrsg.): Landschaftsqualität. Konzepte, Indikatoren und Datengrundlagen. Tagungsband Forum für Wissen 2010. Birmensdorf. S. 13–24.
- THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.) (2014): Multifunktionalität des Dauergrünlandes erhalten und nutzen. Tagungsband, 58. Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e.V., 28.-30. August 2014, Arnstadt.
- TILLMANN, E. : Bundesnaturschutzgesetz und Kulturlandschaftspflege. Zugl. Dissertation. Beiträge zum Raumplanungsrecht 254. (Lexxion Verlagsgesellschaft mbH) Berlin, Brüssel.
- TOMASELLI, V., DIMOPOULOS, P., MARANGI, C., KALLIMANIS, A. S., ADAMO, M., TARANTINO, C., PANITSA, M., TERZI, M., VERONICO, G., LOVERGINE, F., NAGENDRA, H., LUCAS, R., MAIROTA, P., MUCHER, C. A. u. P. BLONDA (2013): Translating land cover/land use classifications to habitat taxonomies for landscape monitoring: a Mediterranean assessment. In: Landscape Ecology 28, Nr. 5, S. 905–930.

- TOWNSEND, P. A., LOOKINGBILL, T. R., KINGDON, C. C. u. R. H. GARDNER (2009): Spatial pattern analysis for monitoring protected areas. In: *Remote Sensing of Environment* 113, Nr. 7, S. 1410–1420.
- TREILING, T. (2009): Mensch/Natur-Interaktionen im Oberen Mittelrheintal. Komplexitätstheoretische Ansätze am Beispiel des Weinbaus. Dissertation. Mainz.
- TROMMER, G. (2016<sup>3</sup>): Umweltethik und Landschaft. In: RIEDEL, W., LANGE, H., JEDICKE, E. u. M. REINKE (Hrsg.): *Landschaftsplanung*. (Springer Spektrum) Berlin, Heidelberg. S. 39–45.
- TURNER, G., BÖTTGER, U., WÖLFLE, A. u. TURNER-BÖTTGER-WÖLFLE (2006<sup>3</sup>): *Agrarrecht. Ein Grundriss*. (DLG-Verlag) Frankfurt am Main.
- TURNER, M. G. (1989): Landscape ecology. The effect of pattern on process. In: *Annual Review of Ecology and Systematics* 20, S. 171–197.
- TURNER, M. G. u. R. H. GARDNER (2015<sup>2</sup>): *Landscape ecology in theory and practice*. (Springer) New York.
- UNESCO (o.J.): Biosphärenreservate - Mensch und Biosphäre. <http://www.unesco.de/wissenschaft/biosphaerenreservate.html> (Letzter Aufruf: 08.08.2016).
- UUEMAA, E., MANDER, Ü. u. R. MARJA (2013): Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: A review. In: *Ecological Indicators* 28, S. 100–106.
- VAN DER BIEST, K. van der, VREBOS, D., STAES, J., BOEREMA, A., BODI, M. B., FRANSEN, E. u. P. MEIRE (2015): Evaluation of the accuracy of land-use based ecosystem service assessments for different thematic resolutions. In: *Journal of Environmental Management* 156, S. 41–51.
- VERHAGEN, W., VAN TEEFFELLEN, ASTRID J. A., BAGGIO COMPAGNUCCI, A., POGGIO, L., GIMONA, A. u. P. H. VERBURG (2016): Effects of landscape configuration on mapping ecosystem service capacity. A review of evidence and a case study in Scotland. In: *Landscape Ecology* 31, Nr. 7, S. 1457–1479.
- VILLA, P., LAINI, A., BRESCIANI, M. u. R. BOLPAGNI (2013): A remote sensing approach to monitor the conservation status of lacustrine *Phragmites australis* beds. In: *Wetlands Ecology and Management* 21, Nr. 6, S. 399–416.
- VOGHERA, A. (2011): Land use indicators for landscape assessment. In: CASSATELLA, C. u. A. PEANO (Hrsg.): *Landscape indicators. Assessing and monitoring landscape quality*. (Springer Science+Business Media B.V) Dordrecht. S. 141–165.
- VÖLKER, A. u. A. MÜTERTHIES (2008): Landschaftsökologische Modellierung und automatisierte Erfassung von Landschaftselementen für das Monitoring und die Bewertung einer nachhaltigen Kulturlandschaft. 56. Deutscher Kartographentag, 28. Wissenschaftlich-Technische Jahrestagung der DGPF, 23.-26. April 2008, Oldenburg. Publikationen der Deutschen Gesellschaft für Photogrammetrie, Fernerkundung und Geoinformation e.V.
- VRANKEN, I., BAUDRY, J., AUBINET, M., VISSER, M. u. J. BOGAERT (2015): A review on the use of entropy in landscape ecology: heterogeneity, unpredictability, scale dependence and their links with thermodynamics. In: *Landscape Ecology* 30, Nr. 1, S. 51–65.
- VRIES, W. F. M. de (2001): Meaningful measures: indicators on progress, progress on indicators. In: *International Statistical Review* 69, Nr. 2, S. 313–331.

- WALLACE, K. J. (2007): Classification of ecosystem services. Problems and solutions. In: *Biological Conservation* 139, 3-4, S. 235–246.
- WALZ, U. (2011): Landscape structure, landscape metrics and biodiversity. In: *Living Reviews in Landscape Research* 5, Nr. 3, S. 1–35.
- WALZ, U. (2013a): Indikatoren zur Landschaftsvielfalt. In: MEINEL, G., SCHUMACHER, U. u. M. BEHNISCH (Hrsg.): *Flächennutzungsmonitoring IV. Genauere Daten, informierte Akteure, praktisches Handeln.* (Rhombos-Verlag) Berlin. S. 133–140.
- WALZ, U. (2013b): *Landschaftsstrukturmaße und Indikatorensysteme zur Erfassung und Bewertung des Landschaftswandels und seiner Umweltauswirkungen. Unter besonderer Berücksichtigung der biologischen Vielfalt.* Habilitation. Rostock.
- WALZ, U. (2015): Indicators to monitor the structural diversity of landscapes. In: *Ecological Modelling* 295, S. 88–106.
- WEGENER, U. (Hrsg.) (1998): *Naturschutz in der Kulturlandschaft. Schutz und Pflege von Lebensräumen.* (Fischer) Jena.
- WEICHERT, P. (2003): Physische Geographie und Humangeographie – eine schwierige Beziehung. Skeptische Anmerkungen zu einer Grundfrage der Geographie und zum Münchener Projekt einer „Integrativen Umweltwissenschaft“. In: HEINRITZ, G. (Hrsg.): *Integrative Ansätze in der Geographie – Vorbild oder Trugbild? Münchener Symposium zur Zukunft der Geographie, 28. April 2003. Eine Dokumentation.* Passau. S. 17–34.
- WEIZENEGGER, S. u. W. SCHENK (2006): Cultural landscape management in Europe and Germany. In: AGNOLETTI, M. (Hrsg.): *The conservation of cultural landscapes.* (CABI) Wallingford. S. 183–196.
- WERNTZE, A., EPPINK, F. V., MAS, S., POPP, A. u. R. SEPPELT (2013): Landmanagement und Ökosystemdienstleistungen: Wie in Verbundforschungs-Programmen integrative Landnutzungsstrategien erarbeitet werden können. In: *Berichte. Geographie und Landeskunde* 87, Nr. 3, S. 277–293.
- WEST, B. T., WELCH, K. B., GALECKI, A. T. u. B. W. GILLESPIE (2007): *Linear mixed models. A practical guide using statistical software.* (Chapman & Hall/CRC) Boca Raton, FL.
- WICKHAM, J. D. u. K. H. RIITERS (1995): Sensitivity of landscape metrics to pixel size. In: *International Journal of Remote Sensing* 16, Nr. 18, S. 3585–3594.
- WIENRÖDER, C. (2008): Kulturlandschaft Hessische Rhön - Bestandsaufnahme, Perspektiven, Handlungsbedarf. In: OTT, E. (Hrsg.): *Zu Forschung und Entwicklung im UNESCO-Biosphärenreservat Rhön.* (Michael Imhof Verlag) Fulda. S. 77–82.
- WIGGERING, H. u. F. MÜLLER (HRSG.) (2004): *Umweltziele und Indikatoren: wissenschaftliche Anforderungen an ihre Festlegung und Fallbespiele.* Geowissenschaften + Umwelt. (Springer) Berlin.
- WIGGERING, H., PAPENDIEK, F., HELMING, K., DIEHL, KATHARINA, BRENNER, J., FAUL, F., ITTNER, S., SCHEIFFELE, L., SCHLINGMANN, A., VOB, S., WEIBHUHN, P. u. M. ZÖRNER (2012): The nexus EcoSystem Services - policy. In: IALE (Hrsg.): *Klimawandel: Was tun! IALE-D Jahrestagung 2012, 24.-26. Oktober, Eberswalde in Kooperation mit INKA BB.* Eberswalde, S. 137–141.

WOHLSCHLÄGL, H. (Hrsg.) (2010): Natur- und Kulturlandschaftsschutz. Geographischer Jahresbericht aus Österreich 66/67.2010. (Inst. für Geographie und Regionalforschung der Univ. Wien) Wien.

WU, J. (2004): Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. In: *Landscape Ecology* 19, Nr. 2, S. 125–138.

WU, J. (2013): Landscape ecology. In: LEEMANS, R. (Hrsg.): *Ecological systems. Selected entries from the Encyclopedia of Sustainability Science and Technology*. (Springer) New York. S. 179–200.

WU, J., JELINSKI, D. E., LUCK, M. u. P. T. TUELLER (2000): Multiscale analysis of landscape heterogeneity: scale variance and pattern metrics. *Geographic Information Sciences*. In: *Geographic Information Sciences* 6, Nr. 1, S. 6–19.

WU, J., SHEN, W., SUN, W. u. P. TUELLER (2002): Empirical patterns of the effects of changing scale on landscape metrics. In: *Landscape Ecology* 17, Nr. 8, S. 761–782.

YOUNG, D., PEROTTO-BALDIVIESO, H. L., BREWER, T. R., HOMER, R. u. S. A. SANTOS (2014): Monitoring British upland ecosystems with the use of landscape structure as an indicator for state-and-transition models. In: *Rangeland Ecology & Management* 67, Nr. 4, S. 380–388.

ZEBISCH, M. (2002): Vom Landschaftsmunster zur ökologischen Bewertung. Bericht von zwei Konferenzen der IALE in Amerika und Europa. Internet-Veröffentlichung in: *Landschaftsplanung. NET*, Ausgabe 2002.

### **Gesetze**

BNatSchG (Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege – Bundesnaturschutzgesetz) i.d.F. vom 29.07.2009, BGBl. I S. 2542.

### **Interne Dokumente**

WEYER, G. (2008): Abschlussbericht. Projekt „Flächendeckende Interpretation und digitale Verarbeitung von analogen Color-Infrarot-Luftbildern (CIR) und einem Vergleich der Ergebnisse mit einer früheren digitalen CIR-Auswertung“. (Luftbild Umwelt Planung GmbH) Potsdam.

BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT (Hrsg.) (2013): Erweiterungsantrag Biosphärenreservat Rhön.

### **Persönliche Kommunikation**

Biosphärenreservat Rhön, Bayerische Verwaltungsstelle. Interview zum Thema „Landschaftsmonitoring im Biosphärenreservat Rhön“ mit Ergebnisdiskussion. 12.07.2016, Oberelsbach.

Biosphärenreservat Rhön, Bayerische und Thüringische Verwaltungsstellen. Diverse Gespräche, Telefonate und Schriftverkehr von Frühjahr 2014 bis Frühjahr 2017.

Bundesamt für Naturschutz. Interview zum Thema „Monitoringprogramme im Naturschutz“. 02.08.2016, Bonn.

Landkreis Fulda, Fachdienst Landwirtschaft (Frau Rieke Trittin). Schriftverkehr August 2016.

Landesamt für Digitalisierung, Breitband und Vermessung (Bayern) (Herr Michael Ortner). Schriftverkehr März 2016.

**Vorveröffentlichung**

NIENKEMPER, P. u. G. MENZ (2016): Thematic resolution in conservation monitoring – assessment of the impact of classification detail on landscape analysis using the example of a biosphere reserve. In: ERDKUNDE 70, Nr. 3, S. 237–253.



## 8 Anhang

### 8.1 Auflistung der ausgewerteten Literatur aus Kapitel 3

- BARRETT, T. M. u. A. N. GRAY (2011): Potential of a national monitoring program for forests to assess change in high-latitude ecosystems. In: *Biological Conservation* 144, Nr. 5, S. 1285–1294.
- BELLO, F. de, LAVOREL, S., GERHOLD, P., REIER, U. u. M. PARTEL (2010): A biodiversity monitoring framework for practical conservation of grasslands and shrublands. In: *Biological Conservation* 143, Nr. 1, S. 9–17.
- BUCK, O., KLINK, A., MILLAN, V. E. G., PAKZAD, K. u. A. MUETERTHIES (2013): Image analysis methods to monitor Natura 2000 habitats at regional scales – the MS.MONINA state service example in Schleswig-Holstein, Germany. In: *Photogrammetrie Fernerkundung Geoinformation* Nr. 5, S. 415–426.
- BURNETT, C., FALL, A., TOMPPA, E. u. R. KALLIOLA (2003): Monitoring current status of and trends in boreal forest land use in Russian Karelia. In: *Conservation Ecology* 7, Nr. 2, online.
- COOPS, N. C., FONTANA, F. M. A., HARVEY, G. K. A., NELSON, T. A. u. M. A. WULDER (2014): Monitoring of a national-scale indirect indicator of biodiversity using a long time-series of remotely sensed imagery. In: *Canadian Journal of Remote Sensing* 40, Nr. 3, S. 179–191.
- CORONA, P., CHIRICI, G., MCROBERTS, R. E., WINTER, S. u. A. BARBATI (2011): Contribution of large-scale forest inventories to biodiversity assessment and monitoring. In: *Forest Ecology and Management* 262, Nr. 11, S. 2061–2069.
- DELUCA, T. H., APLET, G. H., WILMER, B. u. J. BURCHFIELD (2010): The unknown trajectory of forest restoration: a call for ecosystem monitoring. In: *Journal of Forestry* 108, Nr. 6, S. 288–295.
- FÖRSTER, M., FRICK, A., WALENTOWSKI, H. u. B. KLEINSCHMIT (2008): Approaches to utilising QuickBird data for the monitoring of NATURA 2000 habitats. In: *Community Ecology* 9, Nr. 2, S. 155–168.
- GAINES, W. L., HARROD, R. J. u. J. F. LEHMKUHL (1999): Monitoring biodiversity. Quantification and interpretation. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-443.
- GEHRLEIN, U., SÜB, P., BARANEK, E. u. S. SCHUBERT (2014): Anwendbarkeit des integrativen Monitoringprogramms für Großschutzgebiete. Abschlussbericht des gleichnamigen F+E-Vorhabens (FKZ 3511 82 0200). BfN-Skripten 374. (BfN Bundesamt für Naturschutz) Bonn.
- HANSEN, A. J., DAVIS, C. R., PIEKIELEK, N., GROSS, J., THEOBALD, D. M., GOETZ, S., MELTON, F. u. R. DEFRIES (2011): Delineating the ecosystems containing protected areas for monitoring and management. In: *Bioscience* 61, Nr. 5, S. 363–373.
- HIERL, L. A., FRANKLIN, J., DEUTSCHMAN, D. H., REGAN, H. M. u. B. S. JOHNSON (2008): Assessing and prioritizing ecological communities for monitoring in a regional habitat conservation plan. In: *Environmental Management* 42, Nr. 1, S. 165–179.
- JONES, D. A., HANSEN, A. J., BLY, K., DOHERTY, K., VERSCHUYL, J. P., PAUGH, J. I., CARLE, R. u. S. J. STORY (2009): Monitoring land use and cover around parks: A conceptual approach. In: *Remote Sensing of Environment* 113, Nr. 7, S. 1346–1356.
- KENNEDY, R. E., TOWNSEND, P. A., GROSS, J. E., COHEN, W. B., BOLSTAD, P., WANG, Y. Q. u. P. ADAMS (2009): Remote sensing change detection tools for natural resource managers: Understanding concepts and tradeoffs in the design of landscape monitoring projects. *Monitoring Protected Areas*. In: *Remote Sensing of Environment* 113, Nr. 7, S. 1382–1396.
- KENNEDY, R. E., YANG, Z., BRAATEN, J., COPASS, C., ANTONOVA, N., JORDAN, C. u. P. NELSON (2015): Attribution of disturbance change agent from Landsat time-series in support of habitat monitoring in the Puget Sound region, USA. In: *Remote Sensing of Environment* 166, S. 271–285.
- KIM, M.-K. u. J. J. DAIGLE (2012): Monitoring of vegetation impact due to trampling on Cadillac Mountain Summit using high spatial resolution remote sensing data sets. In: *Environmental Management* 50, Nr. 5, S. 956–968.

- KOWATSCH, A., HAMPICKE, U., KRUSE-GRAUMAN, L. u. H. PLACHTER (2011): Indikatoren für ein integratives Monitoring in deutschen Großschutzgebieten. Endbericht des gleichnamigen F+E-Vorhabens. BfN-Skripten 302. (Bundesamt für Naturschutz) Bonn.
- LANGANKE, T., BURNETT, C. u. S. LANG (2007): Assessing the mire conservation status of a raised bog site in Salzburg using object-based monitoring and structural analysis. In: *Landscape and Urban Planning* 79, Nr. 2, S. 160–169.
- LEGG, C. J. u. L. NAGY (2006): Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. In: *Journal of Environmental Management* 78, Nr. 2, S. 194–199.
- LENGYEL, S., DÉRI, E., VARGA, Z., HORVÁTH, R., TÓTHMÉRÉSZ, B., HENRY, P.-Y., KOBLER, A., KUTNAR, L., BABIJ, V., SELIŠKAR, A., CHRISTIA, C., PAPASTERGIADOU, E., GRUBER, B. u. K. HENLE (2008): Habitat monitoring in Europe. A description of current practices. In: *Biodiversity and Conservation* 17, Nr. 14, S. 3327 – 3339.
- LENGYEL, S., KOBLER, A., KUTNAR, L., FRAMSTAD, E., HENRY, P.-Y., BABIJ, V., GRUBER, B., SCHMELLER, D. u. K. HENLE (2008): A review and a framework for the integration of biodiversity monitoring at the habitat level. In: *Biodiversity and Conservation* 17, Nr. 14, S. 3341–3356.
- LEUNG, Y.-F., NEWBURGER, T., JONES, M., KUHN, B. u. B. WOJERSKI (2011): Developing a monitoring protocol for visitor-created informal trails in Yosemite National Park, USA. In: *Environmental Management* 47, Nr. 1, S. 93–106.
- LOMBA, A., GUERRA, C., ALONSO, J., HONRADO, J. P., JONGMAN, R. u. D. MCCracken (2014): Mapping and monitoring High Nature Value farmlands: Challenges in European landscapes. In: *Journal of Environmental Management* 143, S. 140–150.
- LUDWIG, J. A., BASTIN, G. N., EAGER, R. W., KARFS, R., KETNER, P. u. G. PEARCE (2000): Monitoring Australian rangeland sites using landscape function indicators and ground- and remote-based techniques. In: *Environmental Monitoring and Assessment* 64, Nr. 1, S. 167–178.
- LUFT, L., NEUMANN, C., FREUDE, M., BLAUM, N. u. F. JELTSCH (2014): Hyperspectral modeling of ecological indicators – A new approach for monitoring former military training areas. In: *Ecological Indicators* 46, S. 264 – 285.
- MALLINIS, G., KOUTSIAS, N. u. M. ARIANOUTSOU (2014): Monitoring land use/land cover transformations from 1945 to 2007 in two peri-urban mountainous areas of Athens metropolitan area, Greece. In: *Science of the Total Environment* 490, S. 262–278.
- MARTINEZ, S., RAMIL, P. u. E. CHUVIECO (2010): Monitoring loss of biodiversity in cultural landscapes. New methodology based on satellite data. In: *Landscape and Urban Planning* 94, Nr. 2, S. 127–140.
- MASCIA, M. B., PALLIER, S., THIEME, M. L., ROWE, A., BOTRILL, M. C., DANIELSEN, F., GELDMANN, J., NAIDOO, R., PULLIN, A. S. u. N. D. BURGESS (2014): Commonalities and complementarities among approaches to conservation monitoring and evaluation. In: *Biological Conservation* 169, S. 258–267.
- MCGEOCH, M. A., DOPOLO, M., NOVELLIE, P., HENDRIKS, H., FREITAG, S., FERREIRA, S., GRANT, R., KRUGER, J., BEZUIDENHOUT, H., RANDALL, R. M., VERMEULEN, W., KRAAIJ, T., RUSSELL, I. A., KNIGHT, M. H., HOLNESS, S. u. A. OOSTHUIZEN (2011): A strategic framework for biodiversity monitoring in South African National Parks. In: *Koedoe* 53, Nr. 2, S. 1–10.
- MCGRATH, D. A., EVANS, J. P., SMITH, C. K., HASKELL, D. G., PELKEY, N. W., GOTTFRIED, R. R., BROCKETT, C. D., LANE, M. D. u. E. D. WILLIAMS (2004): Mapping land-use change and monitoring the impacts of hardwood-to-pine conversion on the Southern Cumberland Plateau in Tennessee. In: *Earth Interactions* 8, Nr. 9, S. 2–24.
- MUNROE, D. K., NAGENDRA, H. u. J. SOUTHWORTH (2007): Monitoring landscape fragmentation in an inaccessible mountain area: Celaque National Park, Western Honduras. In: *Landscape and Urban Planning* 83, 2-3, S. 154–167.
- NEMANI, R., HASHIMOTO, H., VOTAVA, P., MELTON, F., WANG, W., MICHAELIS, A., MUTCH, L., MILESI, C., HIATT, S. u. M. WHITE (2009): Monitoring and forecasting ecosystem dynamics using the Terrestrial Observation and Prediction System (TOPS). In: *Remote Sensing of Environment* 113, Nr. 7, S. 1497–1509.
- OHNESORGE, B., PLIENINGER, T. u. P. HOSTERT (2013): Management effectiveness and land cover change in dynamic cultural landscapes. Assessing a Central European Biosphere Reserve. In: *Ecology and Society* 18, Nr. 4, online.

- PLIENINGER, T. (2012): Monitoring directions and rates of change in trees outside forests through multi-temporal analysis of map sequences. In: *Applied Geography* 32, Nr. 2, S. 566–576.
- SALVATI, L. u. M. ZITTI (2012): Monitoring vegetation and land use quality along the rural-urban gradient in a Mediterranean region. In: *Applied Geography* 32, Nr. 2, S. 896–903.
- SANKA, M. u. E. PATERSON (1995): Basel soil monitoring scheme in the protected areas of the Czech-Republic. In: *Environmental Monitoring and Assessment* 34, Nr. 2, S. 167–174.
- STEM, C., MARGOLUIS, R., SALAFSKY, N. u. M. BROWN (2005): Monitoring and evaluation in conservation: a review of trends and approaches. *Monitoreo y Evaluación en Conservación: una Revisión de Tendencias y Métodos*. In: *Conservation Biology* 19, Nr. 2, S. 295–309.
- SVERDRUP-THYGESON, A., ORKA, H. O., GOBAKKEN, T. u. E. NAESSET (2016): Can airborne laser scanning assist in mapping and monitoring natural forests? In: *Forest Ecology and Management* 369, S. 116–125.
- TAYLOR, J. C., BREWER, T. R. u. C. BIRD (2000): Monitoring landscape change in the National Parks of England and Wales using aerial photo interpretation and GIS. In: *International Journal of Remote Sensing* 21, 13-14, S. 2737–2752.
- TOMASELLI, V., DIMOPOULOS, P., MARANGI, C., KALLIMANIS, A. S., ADAMO, M., TARANTINO, C., PANITSA, M., TERZI, M., VERONICO, G., LOVERGINE, F., NAGENDRA, H., LUCAS, R., MAIROTA, P., MUCHER, C. A. u. P. BLONDA (2013): Translating land cover/land use classifications to habitat taxonomies for landscape monitoring: a Mediterranean assessment. In: *Landscape Ecology* 28, Nr. 5, S. 905–930.
- TOWNSEND, P. A., LOOKINGBILL, T. R., KINGDON, C. C. u. R. H. GARDNER (2009): Spatial pattern analysis for monitoring protected areas. In: *Remote Sensing of Environment* 113, Nr. 7, S. 1410–1420.
- VILLA, P., LAINI, A., BRESCIANI, M. u. R. BOLPAGNI (2013): A remote sensing approach to monitor the conservation status of lacustrine *Phragmites australis* beds. In: *Wetlands Ecology and Management* 21, Nr. 6, S. 399–416.
- VOROVENCI, I. (2014): A change vector analysis technique for monitoring land cover changes in Copsa Mica, Romania, in the period 1985-2011. In: *Environmental Monitoring and Assessment* 186, Nr. 9, S. 5951–5968.
- WALZ, U. (2015): Indicators to monitor the structural diversity of landscapes. In: *Ecological Modelling* 295, S. 88–106.
- WILLIS, K. S. (2015): Remote sensing change detection for ecological monitoring in United States protected areas. In: *Biological Conservation* 182, S. 233–242.
- YILMAZ, R. (2010): Monitoring land use/land cover changes using CORINE land cover data: a case study of Silivri coastal zone in Metropolitan Istanbul. In: *Environmental Monitoring and Assessment* 165, 1-4, S. 603 – 615.
- YOUNG, D., PEROTTO-BALDIVIESO, H. L., BREWER, T., HOMER, R. u. S. A. SANTOS (2014): Monitoring British upland ecosystems with the use of landscape structure as an indicator for state-and-transition models. In: *Rangeland Ecology & Management* 67, Nr. 4, S. 380–388.

### **Expertengespräche**

BIOSPÄHÄRENRESERVAT RHÖN, Bayerische Verwaltungsstelle. Interview zum Thema „Landschaftsmonitoring im Biosphärenreservat Rhön“. 12.07.2016, Oberelsbach.

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ. Interview zum Thema „Monitoringprogramme im Naturschutz“. 02.08.2016, Bonn.

## 8.2 Grünland Definitionen

**Intensivgrünland (Fettwiesen):** Bei den Fettwiesen und -weiden handelt es sich um intensiv genutztes, gedüngtes Wirtschaftsgrünland, bei dem die Wiesen bis zu sechsmal im Jahr gemäht werden. Kennzeichen sind der hohe Anteil nährstoffliebender Pflanzen, das Vorkommen auf warmen, feuchten bis mäßig trockenen Standorten mit neutralen bis leicht sauren Braunerden. Die häufigste Gesellschaft ist die Glatthafer-Wiese, die sich bei einer Extensivierung der Nutzung mit einem zwei- bis dreimaligen Mährythmus in artreiches Wirtschaftsgrünland entwickeln kann (MÜLLER 1996).

**Mesophiles Grünland:** Mesophiles Grünland weist häufig eine große Vielfalt an Blüten- und Krautgesellschaften auf und kommt auf extensiv bis mäßig intensiv genutzten Standorten vor ([http://ext-lk-osterode.advantic.de/NaturHainholz/8\\_0.htm](http://ext-lk-osterode.advantic.de/NaturHainholz/8_0.htm)). Dabei bedeutet der Begriff mesophil, dass die Gesellschaften mittlere, nicht extreme Umweltbedingungen bevorzugen (<http://www.biologie-lexikon.de/lexikon/mesophil.php>). Das mesophile Grünland nimmt demnach eine Zwischenstellung zwischen den trockenen und den nassen Grünlandstandorten ein.

**Trockenes/Mageres Grünland:** Mager- und Trockenrasen gehören zu den besonders seltenen Pflanzengesellschaften mit hoher Biodiversität. Sie sind nicht gedüngt und kommen auf trockenen und von Natur aus mageren Standorten vor. Trockenrasengesellschaften haben eine extrem große Toleranz gegenüber starker Trockenheit. Unter subatlantischem Klimaeinfluss sind Kalkmagerrasen besonders verbreitet. Kalkmagerwiesen und -weiden sind in ihrer Artenzusammensetzung hauptsächlich von der Bewirtschaftung abhängig. Die in der Rhön vorkommenden Kalkmagerweiden sind auf die extensive Beweidung mit Schafen angewiesen und zeigen ein breites Spektrum an Orchideenarten mit Enzian und lückigen Wachholderbüschen (MERTZ 2000). Der Begriff *mager* drückt die Nährstoffarmut und die verhältnismäßige Trockenheit der Standorte aus. Durch Beweidung entstandene Magerrasen stellen mit ihrer hohen Pflanzenvielfalt „den klassischen Fall extensiv genutzter Landschaftselemente dar, die durch ein komplexes Mensch-Umwelt-Beziehungsgefüge entstanden sind“ (MÜLLER 2005, S. 140). Magerrasen sind häufig mit Hecken und Hutebäumen und gelegentlich mit Streuobst vergesellschaftet (MÜLLER 2005).

**Feucht-/Nassgrünland:** Feucht- und Nassgrünland kommt in Mitteleuropa wesentlich häufiger und großflächiger vor als trockene und magere Grünlandstandorte (MERTZ 2000). Da es schwierig zu bewirtschaften ist, wurde es in der Vergangenheit häufig durch Drainagemelioriert, weshalb viele der speziellen Pflanzengesellschaften, zu denen u. a. Trollblume und Orchideen gehören, heute stark gefährdet sind. Nasswiesen finden sich häufig in staunassen Tallagen mit Staudenfluren sowie Binsen- und Seggengesellschaften (MÜLLER 1996).

**Absolutes Grünland:** Als absolutes Grünland wird Grünland auf nicht ackerfähigen Standorten bezeichnet (HABER 2014).

*(Literaturverweise sind im Literaturverzeichnis aufgeführt.)*

### 8.3 Auflistung Ökosystemtypen (thematische Auflösung Level 4)

Table 25: Auflistung der Ökosystemtypen. Die Ökosystemtypen (Level 4) sind den Landnutzungs- und Landbedeckungsklassen der nächst geringeren thematischen Auflösung (Level 3) zugeordnet und innerhalb der Klassen alphabetisch aufgelistet.

<b>111 Acker</b>
Acker Ackerwirtschaft auf kleinen Flächen
<b>112 Ackerbrache</b>
Ackerbrache
<b>113 Wildacker</b>
Wildacker
<b>121 Erwerbsgartenbau</b>
Erwerbsgartenbau Erwerbsgartenbau, unter Glas/Plastik
<b>122 Obstplantagen und Baumschulen</b>
Baumschulen Obstplantagen
<b>211 Intensivgrünland</b>
Intensivgrünland Intensivgrünland, Grünland-Einsaat
<b>221 Mesophiles Grünland</b>
Mesophiles Grünland
<b>222 Trockenes/Mageres Grünland</b>
trockenes/mageres Grünland
<b>223 Feucht-/Nassgrünland</b>
feuchtes, mageres Grünland/ Streuwiese Feuchtgrünland, Nassgrünland
<b>224 Sonstiges Grünland</b>
Grünland auf schmalen Flächen Weidefläche, stark verändert, Lagerflur Wiesen und Weiden, Grünland
<b>231 Grünlandbrache</b>
Grünlandbrache
<b>241 Streuobstbestände</b>
Baumgruppe, Obstbaumbestand Baumreihe, mehrreihig, Obstbaumbestand Baumreihe, Obstbaumbestand Streuobstbestand, Untergrund Acker Streuobstbestand, Untergrund Brache Streuobstbestand, Untergrund Grünland
<b>311 Laubwald-Reinbestand</b>
Baumgruppe, Laubholz-Reinbestand Baumreihe, Laubholz-Reinbestand Laubwald (Reinbestand), Kronendach homogen, Jungwuchs (Aufforstung) Laubwald (Reinbestand), Kronendach homogen, Dickung, Stangenholz Laubwald (Reinbestand), Kronendach homogen, Baumholz, Altbestand Laubwald (Reinbestand), Kronendach nicht homogen, Altbestand mit Verjüngung Laubwald (Reinbestand), Kronendach nicht homogen, Altbestand, ausgepflanzt Laubwald (Reinbestand), Kronendach nicht homogen, Sonstiges Laubwald (Reinbestand), Kronendach vielschichtig, junger bis mittlerer Bestand Laubwald (Reinbestand), Kronendach vielschichtig, mittlerer bis alter Bestand

<p><b>312 Laubmischwald</b></p> <p>Baumgruppe, Laubmischbestand  Baumgruppe, Mischbestand Nadeldominanz  Baumgruppe, Mischbestand, Laubholzdominanz  Baumreihe mehrreihig, Laubmischbestand  Baumreihe, Laubmischbestand  Laubmischwald, Kronendach homogen, Jungwuchs (Aufforstung)  Laubmischwald, Kronendach homogen, Dickung, Stangenholz  Laubmischwald, Kronendach homogen, Baumholz, Altbestand  Laubmischwald, Kronendach nicht homogen, Altbestand mit Verjüngung  Laubmischwald, Kronendach nicht homogen, Altbestand, ausgepflanzt  Laubmischwald, Kronendach nicht homogen, Sonstiges  Laubmischwald, Kronendach vielschichtig, junger bis mittlerer Bestand  Laubmischwald, Kronendach vielschichtig, mittlerer bis alter Bestand</p>
<p><b>321 Nadelwald-Reinbestand</b></p> <p><b>Baumreihe, Nadelholz-Reinbestand</b></p> <p>Nadelwald (Reinbestand), Kronendach homogen, Jungwuchs (Aufforstung)  Nadelwald (Reinbestand), Kronendach homogen, Dickung, Stangenholz  Nadelwald (Reinbestand), Kronendach homogen, Baumholz, Altbestand  Nadelwald (Reinbestand), Kronendach nicht homogen, Altbestand mit Verjüngung  Nadelwald (Reinbestand), Kronendach nicht homogen, Altbestand, ausgepflanzt  Nadelwald (Reinbestand), Kronendach nicht homogen, Sonstiges  Nadelwald (Reinbestand), Kronendach vielschichtig, junger bis mittlerer Bestand  Nadelwald (Reinbestand), Kronendach vielschichtig, mittlerer bis alter Bestand</p>
<p><b>322 Nadelmischwald</b></p> <p>Baumgruppe, Nadelmischbestand  Baumreihe, Mischbestand Nadeldominanz  Nadelmischwald, Kronendach homogen, Jungwuchs (Aufforstung)  Nadelmischwald, Kronendach homogen, Dickung, Stangenholz  Nadelmischwald, Kronendach homogen, Baumholz, Altbestand  Nadelmischwald, Kronendach nicht homogen, Altbestand mit Verjüngung  Nadelmischwald, Kronendach nicht homogen, Altbestand, ausgepflanzt  Nadelmischwald, Kronendach nicht homogen, Sonstiges  Nadelmischwald, Kronendach vielschichtig, junger bis mittlerer Bestand  Nadelmischwald, Kronendach vielschichtig, mittlerer bis alter Bestand</p>
<p><b>331 Mischwald</b></p> <p>Mischwald, Laub-Nadel (Laubholz dominant), Kronendach homogen, Jungwuchs (Aufforstung)  Mischwald, Laub-Nadel (Laubholz dominant), Kronendach homogen, Dickung, Stangenholz  Mischwald, Laub-Nadel (Laubholz dominant), Kronendach homogen, Baumholz, Altbestand  Mischwald, Laub-Nadel (Laubholz dominant), Kronendach nicht homogen, Altbestand mit Verjüngung  Mischwald, Laub-Nadel (Laubholz dominant), Kronendach nicht homogen, Altbestand, ausgepflanzt  Mischwald, Laub-Nadel (Laubholz dominant), Kronendach nicht homogen, Sonstiges  Mischwald, Laub-Nadel (Laubholz dominant), Kronendach vielschichtig, junger bis mittlerer Bestand  Mischwald, Laub-Nadel (Laubholz dominant), Kronendach vielschichtig, mittlerer bis alter Bestand  Mischwald, Nadel-Laub (Nadelholz dominant), Kronendach homogen, Jungwuchs (Aufforstung)  Mischwald, Nadel-Laub (Nadelholz dominant), Kronendach homogen, Dickung, Stangenholz  Mischwald, Nadel-Laub (Nadelholz dominant), Kronendach homogen, Baumholz, Altbestand  Mischwald, Nadel-Laub (Nadelholz dominant), Kronendach nicht homogen, Altbestand mit Verjüngung</p>

Mischwald, Nadel-Laub (Nadelholz dominant), Kronendach nicht homogen, Altbestand, ausgepflanzt
Mischwald, Nadel-Laub (Nadelholz dominant), Kronendach nicht homogen, Sonstiges
Mischwald, Nadel-Laub (Nadelholz dominant), Kronendach vielschichtig, junger bis mittlerer Bestand
Mischwald, Nadel-Laub (Nadelholz dominant), Kronendach vielschichtig, mittlerer bis alter Bestand
<b>341 Vorwald, Pionierwald</b>
Vorwald, Pionierwaldstadium
<b>342 Waldrand i.w.S.</b>
Waldrand i.w.S.
<b>343 Aufforstung</b>
Aufforstung
<b>351 Kahlschlag</b>
Kahlschlag (undifferenziert), Freifläche
Kahlschlag mit Laubbäumen als Überhälter
Kahlschlag mit Nadelbäumen als Überhälter
<b>352 Freifläche, Windwurf- und Schnebruchfläche</b>
Sonstige, nicht differenziert Freifläche
Windwurf-/Schnebruchfläche
<b>411 Feldhecke/-gehölz</b>
Feldgehölz
Feldhecke, überwiegend Bäume
Feldhecke, überwiegend Büsche
<b>412 Alleen, Baumreihen und Baumgruppen</b>
Einzelbaum, Laubbaum
<b>421 Gebüsch- und Strauchgruppen</b>
Gebüsch-, Strauchgruppe
<b>422 Zwergstrauch- und Wachholderheide</b>
Zwergstrauchheide
<b>431 Ruderalflur, Brachsaum und Verkehrsbegleitgrün</b>
halbruderaler Brachsaum/Ruderalvegetation
Ruderalflur auf anthropogen veränderten Standorten
Verkehrsbegleitgrün
<b>432 Kraut- und Staudenflur</b>
Kraut- und Staudenflur, Saum
Kraut- und Staudenflur, Saum auf trockenen Standorten
<b>433 Feuchte Hochstaudenflur</b>
Feuchte Hochstaudenflur
<b>511 Hochmoor (intakt)</b>
Hoch-/Übergangsmoor mit leichten Störungen
ungestörtes Hoch-/Übergangsmoor
<b>512 Regenerations- und Degenerationsstadien von Mooren</b>
Regenerations- und starke Degenerationsstadien
<b>521 Niedermoor, Anmoor, Sumpf</b>
Nieder- (Flach-)moor, Anmoor, Sumpf
<b>522 Großseggen- und Kleinseggenried</b>
Großseggenried
Kleinseggen- und Binsenbestände
<b>523 Röhricht und Vernässungsbereiche</b>
Röhricht (Landröhricht)
Vernässungsbereiche in Ackerbrachen (Binsen, Seggeninseln, Röhrichtbestände)



<b>611 Gestein (Anstehendes), Fels, Steilwand</b>
Fels/Steilwand ohne Bewuchs Fels/Steilwand mit lückigem Bewuchs
<b>612 Fels- und Schotterrasen</b>
Fels- und Schotterrasen
<b>613 Schuttflur</b>
Schuttflur ohne Bewuchs Schuttflur mit Bewuchs
<b>621 Lesesteine, Steinriegel, Mauern</b>
Lesesteinhaufen Steinriegel
<b>711 Flüsse</b>
Fluss, mittlere Strukturdichte Fluss, strukturarm/stark ausgebaut Fluss, strukturreich
<b>712 Bäche</b>
Bach Bach, mittlere Strukturdichte Bach, strukturarm / stark ausgebaut Bach, strukturreich Quelle
<b>713 Ufer- und Verlandungsbereiche, Deiche/Dämme</b>
Deich, Damm Ufer, Verlandungsbereich Uferbereich, Verlandungsbereich von Fließgewässern
<b>714 Längs- und Querbauwerke</b>
Kanal, Wetter, Graben Sonstiges Wasserbauwerk vermutete Verrohrung eines Grabens oder Wehr, Sohlabsturz
<b>721 Stillgewässer</b>
Größere Stillgewässer mit mittlerer Strukturgüte Größere Stillgewässer, strukturreich Größere Stillgewässer, strukturarm Kleine Stillgewässer mit mittlerer Strukturgüte Kleine Stillgewässer, strukturarm Kleines Auenstillgewässer/Altwasser Kleines Stillgewässer, strukturreich
<b>722 Fischteiche</b>
Fischteich, intensiv genutzt < 1 ha Fischteich, intensiv genutzt > 1 ha
<b>723 Ufer- und Verlandungsbereiche, Staumauern</b>
Staumauer Ufer- u. Verlandungsbereich von Stillgewässern
<b>811 Wohnflächen niedrige Bauweise, Wochenendhaus- und Villenbebauung</b>
Baumreiche Villenbebauung Wochenendhausbebauung und Ferienhausbebauung Wohnflächen, niedrige, geschlossene Bauweise Wohnflächen, niedrige, offene Bauweise
<b>812 Wohnflächen hohe Bauweise, Wohnhäuser, Hochhausbebauung</b>
Hochhausbebauung Sonstige Wohnflächen Wohnflächen, hohe, geschlossene Bauweise Wohnflächen, hohe, offene Bauweise Wohnhäuser

<b>821 Flächen gemischter Nutzung</b>
Flächen gemischter Nutzung, andere Prägung Flächen gemischter Nutzung, ländliche Prägung Flächen gemischter Nutzung, städtische Prägung Sonstige Flächen besonderer baulicher Prägung Sonstige gestaltete Anlagen Versiegelte Flächen nicht identifizierbarer Prägung
<b>822 Landwirtschaftliche Betriebe, Agrargenossenschaften</b>
Agrargenossenschaften Landwirtschaftliche Einzelanwesen Sonstige Einzelhäuser, z. B. Fahrhilfen
<b>823 Industrie- und Gewerbeflächen</b>
Gewerbeflächen Industrieflächen
<b>831 Straßen, versiegelt (auch Parkplätze)</b>
Andere Kfz-Verkehrsflächen Autobahn, mehrspurige Straße Flächen der Infrastruktur Garagenanlagen Infrastrukturflächen besonderer bauliche Prägung Parkplätze Seilbahnanlage Hauptstraße Sonstige Straßen
<b>832 Straßen/Wege, unversiegelt</b>
Sonstige Verkehrsflächen Wirtschaftswege, Fußwege und Radwege
<b>833 Luft- und Schienenverkehr</b>
Luftverkehrsfläche Schienenverkehrsflächen Sonstige Bahnflächen
<b>841 Parkanlagen, Gärten, Friedhöfe</b>
Friedhof Garten in Nutzung gestaltete Parkanlage oder Grünanlage Grabland historische Gartenanlage an alten Gebäuden Kleingartenbrache
<b>842 Sportanlagen, Spielplätze und Zeltplätze</b>
großflächige Sportanlagen/Sonstige Sportfläche Schwimmbad Sonstige Grünflächen Spielplatz oder Aufführungsplatz, Zeltplatz, Campingplatz Sporthalle
<b>843 Denkmäler</b>
Burg, Schloss, Ruine, Kloster, Kirche
<b>911 Ver- und Entsorgungsflächen (inkl. Abfall-, Wasser- und Energiewirtschaft)</b>
E-Leitung Kläranlage Müllablagerung, ungeordnet u. Mülldeponie, geordnet Sonstige Abfallwirtschaftsflächen Sonstige Abwasserentsorgungsfläche Sonstige Flächen der Energiewirtschaft Sonstige Ver- und Entsorgungsflächen Sonstige Wasserversorgungsfläche

<b>921 Abgrabungs- und Aufschüttungsflächen</b>
Abtorfungsfläche Aufschüttungsfläche ohne/mit Bewuchs Organische Aufschüttung Abrabungsflächen/Steinbruch
<b>931 Anthropogene Rohbodenstandorte</b>
Badlands (durch Übernutzung entstandene Rohböden) Baustellen Offene Flächen, anthropogene Rohbodenstandorte

## 8.4 Patchgrößen-Verteilung

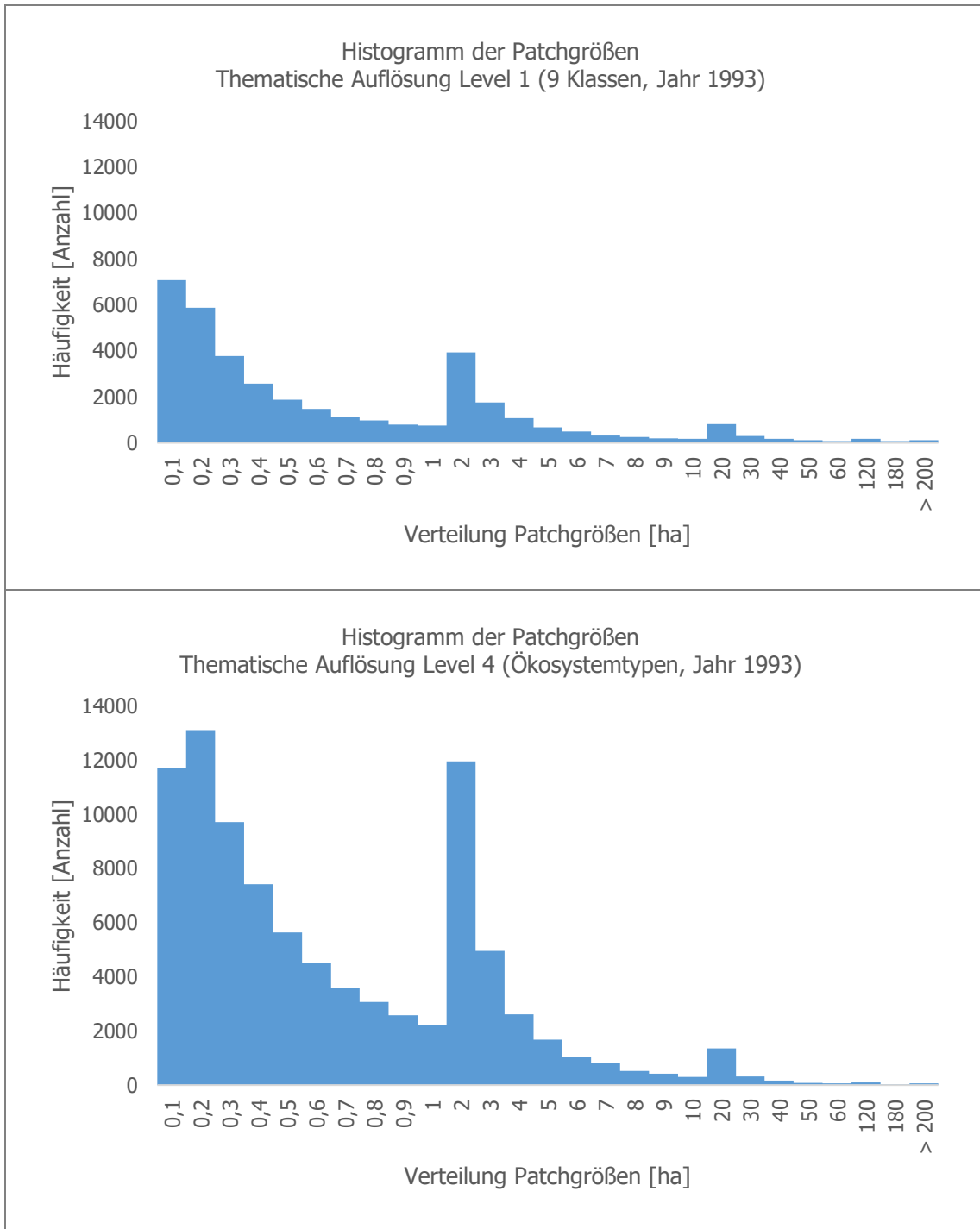


Abbildung 62: Häufigkeitsverteilung der Patchgrößen exemplarisch dargestellt an den thematischen Auflösungen Level 1 und 4 für das Jahr 1993. Mit zunehmender Auflösung nimmt die Anzahl der Patches zu. Die Verteilungen zeigen ein sehr ähnliches Muster. Die markanteste Abweichung ist, dass die Häufigkeit der zweiten Größenklasse (0,1 bis 0,2) bei der höchsten thematischen Auflösung über der Häufigkeit in der ersten Größenklasse liegt, wohingegen bei der geringsten thematischen Auflösung die meisten Patches in die kleinste Größenklasse (0 bis 0,1) fallen.

## 8.5 Karten der Landschaftsstrukturberechnungen

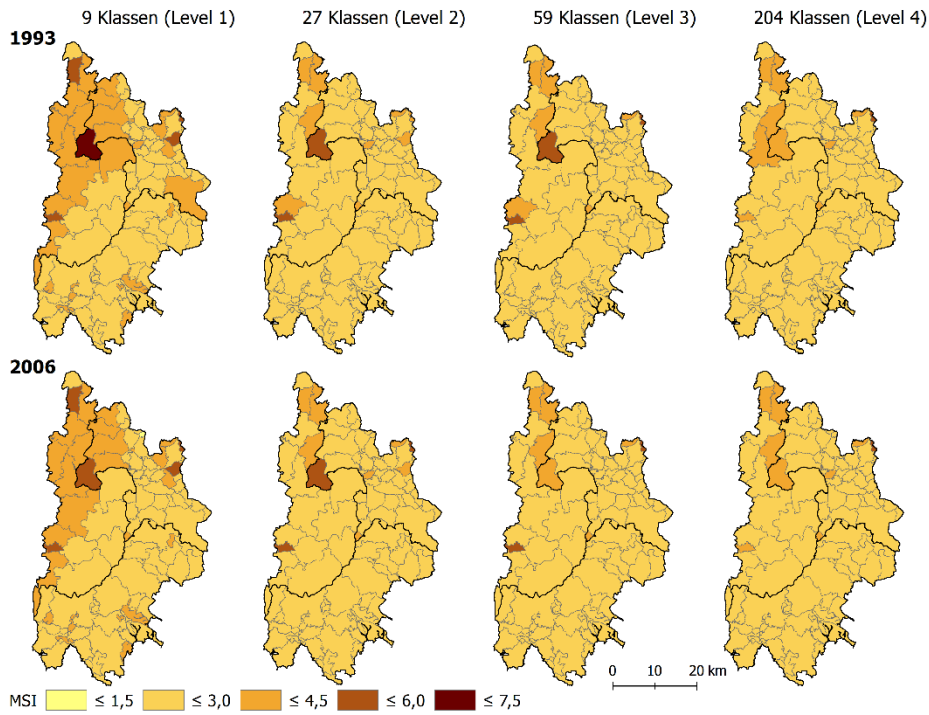


Abbildung 63: Ergebnisse der MSI (Mean Shape Index) Berechnungen auf Gemeindeebene für beide Jahre (1993: obere Reihe, 2006: untere Reihe) und verschiedene Auflösungen (Spalten). (Weitere Erläuterung und Datenquellen s. Abb. 38).

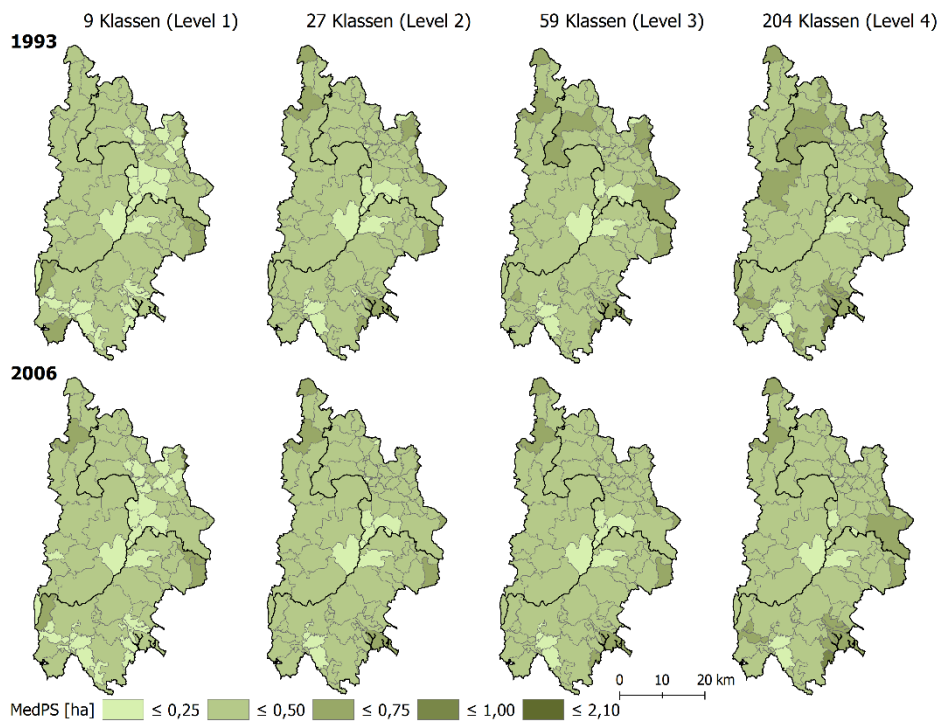


Abbildung 64: Ergebnisse der MedPS (Median Patch Size) Berechnungen auf Gemeindeebene für beide Jahre (1993: obere Reihe, 2006: untere Reihe) und verschiedene Auflösungen (Spalten). (Weitere Erläuterung und Datenquellen s. Abb. 38).

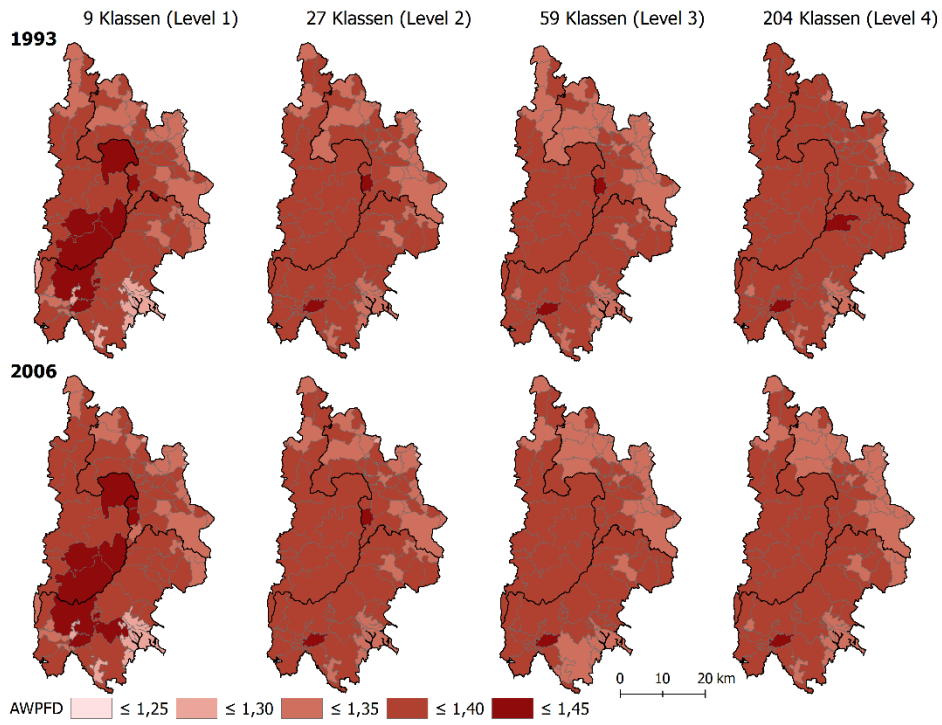


Abbildung 65: Ergebnisse der AWPFD (Area Weighted mean Patch Fractal Dimension) Berechnungen auf Gemeindeebene für beide Jahre (1993: obere Reihe, 2006: untere Reihe) und verschiedene Auflösungen (Spalten). (Weitere Erläuterung und Datenquellen s. Abb. 38).

## 8.6 Ergebnisse der Korrelationsanalyse zur Auswahl der Landschaftsstrukturindizes

		Korrelationen															
Spearmen-Rho		sdi	sei	awmsi	msi	mpar	mpfd	awmpfd	te	ed	mpe	mps	NumP	MedPS	PSCoV	psd	
	Korrelationskoeffizient	1,000	,934**	,416**	-,173	,048	-,409**	,323**	-,515**	-,295**	-,046	-,299**	-,533**	-,501**	-,135	-,178	
	Sig. (2-seitig)		,000	,000	,101	,648	,000	,002	,000	,005	,663	,000	,000	,000	,203	,091	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	Korrelationskoeffizient	,934**	1,000	,300**	-,149	,078	-,475**	,241**	-,392**	-,237**	-,022	-,219	-,400**	-,592**	-,047	-,192	
	Sig. (2-seitig)	,000		,004	,157	,461	,000	,022	,000	,023	,834	,037	,000	,000	,658	,068	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	Korrelationskoeffizient	,416**	,300**	1,000	-,186	-,034	-,063	,842**	,766**	,539**	-,356**	-,627**	,818**	,067	,701**	,088	
	Sig. (2-seitig)	,000	,004		,077	,746	,551	,000	,000	,000	,001	,000	,000	,527	,000	,405	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	Korrelationskoeffizient	-,173	-,149	-,186	1,000	,701**	,222**	-,194	-,042	-,344**	,219	,361**	-,057	-,160	,096	,332**	
	Sig. (2-seitig)	,101	,157	,077		,000	,034	,066	,691	,001	,037	,000	,592	,129	,363	,001	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	Korrelationskoeffizient	,048	,078	-,034	-,034	1,000	-,195	-,031	-,015	-,446**	,002	,360**	,005	-,055	,279**	,475**	
	Sig. (2-seitig)	,648	,461	,746	,000		,063	,769	,884	,000	,985	,000	,966	,602	,007	,000	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	Korrelationskoeffizient	-,409**	-,475**	-,063	-,063	-,195	1,000	-,039	-,043	-,228**	-,116	-,186	-,036	-,648**	-,056	-,204	
	Sig. (2-seitig)	,000	,000	,551	,034	,063		,711	,689	,030	,272	,078	,733	,000	,601	,052	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	Korrelationskoeffizient	,323**	,241**	,842**	-,194	-,031	-,039	1,000	,516**	-,511**	-,481**	-,649**	,602**	-,081	,687**	,079	
	Sig. (2-seitig)	,002	,022	,000	,066	,769	,711		,000	,000	,000	,000	,000	,445	,000	,457	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	Korrelationskoeffizient	,515**	,392**	,766**	-,042	-,015	-,043	,516**	1,000	-,440**	-,003	-,367**	,985**	,194	,462**	,079	
	Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,691	,884	,689	,000		,974	,000	,974	,000	,065	,000	,459	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	Korrelationskoeffizient	,295**	,237**	,539**	-,344**	-,446**	,228**	,511**	-,440**	1,000	-,298**	-,892**	,475**	,138	,004	-,687**	
	Sig. (2-seitig)	,005	,023	,000	,001	,000	,078	,000	,000		,004	,000	,000	,191	,971	,000	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	Korrelationskoeffizient	-,046	,022	-,356**	,219	,002	-,116	-,481**	-,003	-,298**	1,000	,633**	-,148	,323**	-,350**	,207	
	Sig. (2-seitig)	,663	,834	,001	,037	,985	,272	,000	,974	,004		,000	,160	,002	,001	,049	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	Korrelationskoeffizient	-,299**	-,219**	-,627**	,361**	,360**	-,186	-,649**	-,367**	-,892**	,633**	1,000	-,461**	-,006	-,221**	,586**	
	Sig. (2-seitig)	,004	,037	,000	,000	,000	,078	,000	,000	,000	,000		,000	,952	,035	,000	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	Korrelationskoeffizient	,533**	,400**	,818**	-,057	,005	-,036	,602**	,985**	,475**	-,148	-,461**	1,000	,155	,535**	,065	
	Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,592	,966	,733	,000	,000	,000	,160	,000		,142	,000	,542	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	Korrelationskoeffizient	,501**	,592**	,067	-,160	-,055	-,648**	-,081	,194	,138	,323**	-,006	,155	1,000	-,196	-,203	
	Sig. (2-seitig)	,000	,000	,527	,129	,602	,445	,065	,065	,191	,002	,952	,142		,063	,053	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	Korrelationskoeffizient	,135	,047	,701**	,096	,279**	-,056	,687**	,462**	,004	-,350**	-,221**	,535**	-,196	1,000	,605**	
	Sig. (2-seitig)	,203	,658	,000	,363	,007	,601	,000	,971	,001	,001	,035	,000	,063		,000	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	Korrelationskoeffizient	-,178	-,192	,088	-,332**	,475**	-,204	,079	-,687**	,207**	,586**	,065	,065	-,203	,605**	1,000	
	Sig. (2-seitig)	,091	,068	,405	,001	,000	,052	,457	,459	,049	,000	,542	,053			,000	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	

\*\* Korrelation ist bei Niveau 0,01 signifikant (zweiseitig).  
\* Korrelation ist bei Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig).

Abbildung 66: Nicht parametrische Korrelationen für die thematische Auflösung Level 1, 1993. Abkürzungen: sdi = Shannon Diversity Index, sei = Shannon Evenness Index, awmsi = Area Weighted Mean Shape Index, msi = Mean Shape Index, mpar = Mean Perimeter-Area Ratio, mpfd = Mean Patch Fractal Dimension, awmpfd = Area Weighted Mean Patch Fractal Dimension, te = Total Edge, ed = edge density, mpe = Mean Patch Edge, mps = Mean Patch Size, NumP = No. of Patches, MedPS = Median Patch Size, PSCoV = Patch Size Coefficient of Variance, psd = Patch Sizes Standard Deviation.

		Korrelationen															
		sdi	sei	awmsi	msi	mpar	mpfd	awmpfd	te	ed	mpe	mps	NumP	MedPS	PSCoV	pssd	
Spearman-Rho	sdi	Korrelationskoeffizient	1,000	,924**	,351**	-,151	-,019	-,246*	,357**	,540**	,293**	-,140	-,369**	,576**	0,04937092	,097	-,175
		Sig. (2-seitig)		,000	,001	,154	,856	,019	,001	,000	,005	,185	,000	,000	,642	,362	,098
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	sei	Korrelationskoeffizient	,924**	1,000	0,16744705	-,193	-,090	-,262*	,234*	,298**	,239*	-,104	-,305**	,329**	0,13240962	-,047	-,235*
		Sig. (2-seitig)	,000		,113	,067	,399	,012	,026	,004	,023	,324	,003	,001	,211	,659	,025
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	awmsi	Korrelationskoeffizient	,351**	0,16744705	1,000	-,071	-,048	,275**	,750**	,703**	,492**	-0,1027074	-,493**	,727**	-,301**	,354**	-,055
		Sig. (2-seitig)	,001	,113		,501	,653	,008	,000	,000	,333	,000	,000	,004	,001	,604	
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	msi	Korrelationskoeffizient	-,151	-,193	-,071	1,000	,767**	0,02654881	-,042	,046	-,263*	0,09762701	,234*	,059	,055	,216*	,298**
		Sig. (2-seitig)	,154	,067	,501		,000	,803	,695	,663	,012	,357	,026	,579	,606	,040	,004
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	mpar	Korrelationskoeffizient	-,019	-,090	-,048	,767**	1,000	-,333**	-,055	,010	-,488**	-,018	,358**	,035	,035	,490**	,562**
		Sig. (2-seitig)	,856	,399	,653	,000		,001	,607	,928	,000	,865	,001	,744	,739	,000	,000
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	mpfd	Korrelationskoeffizient	-,246*	-,262*	,275**	0,02654881	-,333**	1,000	,369**	,005	,565**	-,233*	-,509**	,033	-,591**	-,195	-,455**
		Sig. (2-seitig)	,019	,012	,008	,803	,001		,000	,962	,000	,026	,000	,754	,000	,064	,000
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	awmpfd	Korrelationskoeffizient	,357**	,234*	,750**	-,042	-,055	,369**	1,000	,479**	,547**	-,444**	-,650**	,543**	-,543**	,403**	-,124
		Sig. (2-seitig)	,001	,026	,000	,695	,607	,000		,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,241
N		91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
te	Korrelationskoeffizient	,540**	,298**	,703**	,046	,010	,005	,479**	1,000	,370**	,148	-,281**	,990**	,023	0,19815257	-,057	
	Sig. (2-seitig)	,000	,004	,000	,663	,928	,962	,000		,000	,161	,007	,000	,828	,060	,593	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
ed	Korrelationskoeffizient	,293**	,239*	,492**	-,263*	-,488**	,565**	,547**	,370**	1,000	-,234*	-,892**	,399**	-,326**	-,420**	-,832**	
	Sig. (2-seitig)	,005	,023	,000	,012	,000	,000	,000	,000		,026	,000	,000	,002	,000	,000	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
mpe	Korrelationskoeffizient	-,140	-,104	-0,1027074	0,09762701	-,018	-,233*	-,444**	,148	-,234*	1,000	,578**	,033	,750**	-,300**	0,12323618	
	Sig. (2-seitig)	,185	,324	,333	,357	,865	,026	,000	,161	,026		,000	,759	,000	,004	,245	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
mps	Korrelationskoeffizient	-,369**	-,305**	-,493**	,234*	,358**	-,509**	-,650**	-,281**	-,892**	,578**	1,000	-,353**	,546**	0,16669852	,712**	
	Sig. (2-seitig)	,000	,003	,000	,026	,001	,000	,000	,007	,000	,000		,001	,000	,114	,000	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
NumP	Korrelationskoeffizient	,576**	,329**	,727**	,059	,035	,033	,543**	,990**	,399**	,033	-,353**	1,000	-,066	,244*	-,065	
	Sig. (2-seitig)	,000	,001	,000	,579	,744	,754	,000	,000	,000	,759	,001		,536	,020	,539	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
MedPS	Korrelationskoeffizient	0,04937092	0,13240962	-,301**	,055	,035	-,591**	-,543**	,023	-,326**	,750**	,546**	-,066	1,000	-,297**	,125	
	Sig. (2-seitig)	,642	,211	,004	,606	,739	,000	,000	,828	,002	,000	,000	,536		,004	,236	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
PSCoV	Korrelationskoeffizient	,097	-,047	,354**	,216*	,490**	-,195	,403**	0,19815257	-,420**	-,300**	0,16669852	,244*	-,297**	1,000	,788**	
	Sig. (2-seitig)	,362	,659	,001	,040	,000	,064	,000	,060	,000	,004	,114	,020	,004		,000	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
pssd	Korrelationskoeffizient	-,175	-,235*	-,055	,298**	,562**	-,455**	-,124	-,057	-,832**	0,12323618	,712**	-,065	,125	,788**	1,000	
	Sig. (2-seitig)	,098	,025	,604	,004	,000	,000	,241	,593	,000	,245	,000	,539	,236	,000		
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	

\*\* Korrelation ist bei Niveau 0,01 signifikant (zweiseitig).

\* Korrelation ist bei Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig).

Abbildung 67: Nicht parametrische Korrelationen für die thematische Auflösung Level 2, 1993 (Abkürzungen s. Abb. 66).



			Korrelationen														
			sdi	sei	awmsi	msi	mpar	mpfd	awmpfd	te	ed	mpe	mps	NumP	MedPS	PSCoV	pssd
Spearman-Rho	sdi	Korrelationskoeffizient	1,000	,873**	,225*	-,205	-,024	-,245*	,317**	,495**	,292**	-,201	-,366**	,528**	0,01649944	,075	-,228*
		Sig. (2-seitig)		,000	,032	,052	,824	,019	,002	,000	,005	,056	,000	,000	,877	,477	,030
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	sei	Korrelationskoeffizient	,873**	1,000	-0,0867973	-,290**	-,136	-,259*	0,11130753	0,12142061	0,19304029	-,191	-,282**	0,15223208	0,11892021	-,135	-,305**
		Sig. (2-seitig)	,000		,413	,005	,198	,013	,294	,252	,067	,070	,007	,150	,262	,202	,003
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	awmsi	Korrelationskoeffizient	,225*	-0,0867973	1,000	-,014	-,080	,386**	,752**	,719**	,537**	-0,0911929	-,496**	,735**	-,375**	,293**	-,126
		Sig. (2-seitig)	,032	,413		,892	,452	,000	,000	,000	,000	,390	,000	,000	,000	,005	,232
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	msi	Korrelationskoeffizient	-,205	-,290**	-,014	1,000	,776**	-0,0376334	-,045	,040	-,342**	0,08154165	,279**	,051	,025	,399**	,455**
		Sig. (2-seitig)	,052	,005	,892		,000	,723	,672	,703	,001	,442	,007	,629	,814	,000	,000
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	mpar	Korrelationskoeffizient	-,024	-,136	-,080	,776**	1,000	-,367**	-,127	,027	-,521**	-,018	,370**	,047	,007	,564**	,608**
		Sig. (2-seitig)	,824	,198	,452	,000		,000	,230	,802	,000	,865	,000	,661	,949	,000	,000
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	mpfd	Korrelationskoeffizient	-,245*	-,259*	,386**	-0,0376334	-,367**	1,000	,474**	-,002	,576**	-,283**	-,534**	,038	-,553**	-,129	-,415**
		Sig. (2-seitig)	,019	,013	,000	,723	,000		,000	,988	,000	,007	,000	,718	,000	,224	,000
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	awmpfd	Korrelationskoeffizient	,317**	0,11130753	,752**	-,045	-,127	,474**	1,000	,487**	,637**	-,484**	-,726**	,550**	-,611**	,309**	-,245*
		Sig. (2-seitig)	,002	,294	,000	,672	,230	,000		,000	,000	,000	,000	,000	,000	,003	,019
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	te	Korrelationskoeffizient	,495**	0,12142061	,719**	,040	,027	-,002	,487**	1,000	,354**	,124	-,254*	,990**	-,009	,241*	-,045
		Sig. (2-seitig)	,000	,252	,000	,703	,802	,988	,000		,001	,243	,015	,000	,934	,022	,672
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	ed	Korrelationskoeffizient	,292**	0,19304029	,537**	-,342**	-,521**	,576**	,637**	,354**	1,000	-,259*	-,886**	,386**	-,344**	-,392**	-,840**
		Sig. (2-seitig)	,005	,067	,000	,001	,000	,000	,000	,001		,013	,000	,000	,001	,000	,000
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	mpe	Korrelationskoeffizient	-,201	-,191	-0,0911929	0,08154165	-,018	-,283**	-,484**	,124	-,259*	1,000	,622**	,009	,781**	-,331**	0,14637681
		Sig. (2-seitig)	,056	,070	,390	,442	,865	,007	,000	,243	,013		,000	,931	,000	,001	,166
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	mps	Korrelationskoeffizient	-,366**	-,282**	-,496**	,279**	,370**	-,534**	-,726**	-,254*	-,886**	,622**	1,000	-,328**	,606**	0,12406434	,716**
		Sig. (2-seitig)	,000	,007	,000	,007	,000	,000	,000	,015	,000	,000		,002	,000	,241	,000
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	NumP	Korrelationskoeffizient	,528**	0,15223208	,735**	,051	,047	,038	,550**	,990**	,386**	,009	-,328**	1,000	-,105	,287**	-,058
		Sig. (2-seitig)	,000	,150	,000	,629	,661	,718	,000	,000	,000	,931	,002		,324	,006	,586
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	MedPS	Korrelationskoeffizient	0,01649944	0,11892021	-,375**	,025	,007	-,553**	-,611**	-,009	-,344**	,781**	,606**	-,105	1,000	-,358**	,132
		Sig. (2-seitig)	,877	,262	,000	,814	,949	,000	,000	,934	,001	,000	,000	,324		,000	,214
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	PSCoV	Korrelationskoeffizient	,075	-,135	,293**	,399**	,564**	-,129	,309**	,241*	-,392**	-,331**	0,12406434	,287**	-,358**	1,000	,754**
		Sig. (2-seitig)	,477	,202	,005	,000	,000	,224	,003	,022	,000	,001	,241	,006	,000		,000
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	pssd	Korrelationskoeffizient	-,228**	-,305**	-,126	,455**	,608**	-,415**	-,245*	-,045	-,840**	0,14637681	,716**	-,058	,132	,754**	1,000
		Sig. (2-seitig)	,030	,003	,232	,000	,000	,000	,019	,672	,000	,166	,000	,586	,214	,000	
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91

\*\* Korrelation ist bei Niveau 0,01 signifikant (zweiseitig).

\* Korrelation ist bei Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig).

Abbildung 68: Nicht parametrische Korrelationen für die thematische Auflösung Level 3, 1993 (Abkürzungen s. Abb. 66).

		Korrelationen															
		sdi	sei	awmsi	msi	mpar	mpfd	awmpfd	te	ed	mpe	mps	NumP	MedPS	PSCoV	pssd	
Spearman-Rho	sdi	Korrelationskoeffizient	1,000	,813**	-,316**	-,295**	-,457**	,309**	0,06391145	,376**	,730**	-,098	-,646**	,390**	,215*	-,517**	-,654**
		Sig. (2-seitig)		,000	,002	,005	,000	,003	,547	,000	,000	,356	,000	,000	,041	,000	,000
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	sei	Korrelationskoeffizient	,813**	1,000	-,689**	-,482**	-,521**	,217*	-,310**	-0,1589584	,603**	-,207*	-,571**	-0,1454952	,264*	-,792**	-,794**
		Sig. (2-seitig)	,000		,000	,000	,000	,039	,003	,132	,000	,049	,000	,169	,011	,000	,000
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	awmsi	Korrelationskoeffizient	-,316**	-,689**	1,000	,453**	,352**	-,066	,739**	,609**	-,276**	,355**	,335**	,584**	-,127	,859**	,712**
		Sig. (2-seitig)	,002	,000		,000	,001	,533	,000	,000	,008	,001	,001	,000	,232	,000	,000
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	msi	Korrelationskoeffizient	-,295**	-,482**	,453**	1,000	,730**	-0,0214047	,302**	,186	-,250*	0,14532569	,232*	,173	-,066	,488**	,419**
		Sig. (2-seitig)	,005	,000	,000		,000	,840	,004	,078	,017	,169	,027	,102	,532	,000	,000
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	mpar	Korrelationskoeffizient	-,457**	-,521**	,352**	,730**	1,000	-,448**	,032	,003	-,595**	,086	,535**	-,001	,050	,550**	,600**
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,001	,000		,000	,765	,980	,000	,417	,000	,991	,638	,000	,000
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	mpfd	Korrelationskoeffizient	,309**	,217*	-,066	-0,0214047	-,448**	1,000	,349**	,108	,696**	-,248*	-,694**	,143	-,595**	-,344**	-,538**
		Sig. (2-seitig)	,003	,039	,533	,840	,000		,001	,307	,000	,018	,000	,175	,000	,001	,000
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	awmpfd	Korrelationskoeffizient	0,06391145	-,310**	,739**	-,302**	,032	,349**	1,000	,682**	,327**	0,0025004	-,286**	,703**	-,425**	,446**	,162
		Sig. (2-seitig)	,547	,003	,000	,004	,765	,001		,000	,002	,981	,006	,000	,000	,000	,126
N		91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
te	Korrelationskoeffizient	,376**	-0,1589584	,609**	,186	,003	,108	,682**	1,000	,305**	,174	-,210*	,990**	-,036	,374**	,137	
	Sig. (2-seitig)	,000	,132	,000	,078	,980	,307	,000		,003	,099	,046	,000	,734	,000	,197	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
ed	Korrelationskoeffizient	,730**	,603**	-,276**	-,250*	-,595**	,696**	,327**	,305**	1,000	-,313**	-,954**	,337**	-,281**	-,595**	-,826**	
	Sig. (2-seitig)	,000	,000	,008	,017	,000	,000	,002	,003		,003	,000	,001	,007	,000	,000	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
mpe	Korrelationskoeffizient	-,098	-,207*	,355**	0,14532569	,086	-,248*	0,0025004	,174	-,313**	1,000	,545**	,060	,560**	,238*	,381**	
	Sig. (2-seitig)	,356	,049	,001	,169	,417	,018	,981	,099	,003		,000	,569	,000	,023	,000	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
mps	Korrelationskoeffizient	-,646**	-,571**	,335**	,232*	,535**	-,694**	-,286**	-,210*	-,954**	,545**	1,000	-,268*	,407**	,579**	,824**	
	Sig. (2-seitig)	,000	,000	,001	,027	,000	,000	,006	,046	,000	,000		,010	,000	,000	,000	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
NumP	Korrelationskoeffizient	,390**	-0,1454952	,584**	,173	-,001	,143	,703**	,990**	,337**	,060	-,268*	1,000	-,112	,368**	,106	
	Sig. (2-seitig)	,000	,169	,000	,102	,991	,175	,000	,000	,001	,569	,010		,292	,000	,315	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
MedPS	Korrelationskoeffizient	,215*	,264*	-,127	-,066	,050	-,595**	-,425**	-,036	-,281**	,560**	,407**	-,112	1,000	-,061	,115	
	Sig. (2-seitig)	,041	,011	,232	,532	,638	,000	,000	,734	,007	,000	,000	,292		,569	,278	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
PSCoV	Korrelationskoeffizient	-,517**	-,792**	,859**	,488**	,550**	-,344**	,446**	,374**	-,595**	,238*	,579**	,368**	-,061	1,000	,928**	
	Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	,000	,001	,000	,000	,000	,023	,000	,000	,569		,000	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
pssd	Korrelationskoeffizient	-,654**	-,794**	,712**	,419**	,600**	-,538**	,162	,137	-,826**	,381**	,824**	,106	,115	,928**	1,000	
	Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,126	,197	,000	,000	,000	,315	,278	,000		
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91

\*\* Korrelation ist bei Niveau 0,01 signifikant (zweiseitig).

\* Korrelation ist bei Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig).

Abbildung 69: Nicht parametrische Korrelationen für die thematische Auflösung Level 4, 1993 (Abkürzungen s. Abb. 66).

			Korrelationen															
			sdi	sei	awmsi	msi	mpar	mpfd	awmpfd	te	ed	mpe	mps	NumP	MedPS	PSCoV	pssd	
Spearman-Rho	sdi	Korrelationskoeffizient	1,000	,930**	,415**	-,156	,061	-,450**	,294**	,526**	,319**	-,038	-,305**	,535**	,553**	,096	-,200	
		Sig. (2-seitig)		,000	,000	,139	,568	,000	,005	,000	,002	,721	,003	,000	,000	,365	,057	
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	sei	Korrelationskoeffizient	,930**	1,000	,280**	-,150	,077	-,525**	0,17776716	,386**	,231*	,028	-,206*	,385**	,662**	-,004	-,207*	
		Sig. (2-seitig)	,000		,007	,156	,470	,000	,092	,000	,028	,795	,050	,000	,000	,969	,049	
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	awmsi	Korrelationskoeffizient	,415**	,280**	1,000	-,178	-,019	-,077	,832**	,780**	,509**	-,340**	-,605**	,832**	,116	,698**	,128	
		Sig. (2-seitig)	,000	,007		,091	,859	,469	,000	,000	,000	,001	,000	,000	,274	,000	,228	
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	msi	Korrelationskoeffizient	-,156	-,150	-,178	1,000	,696**	,239*	-,188	-,023	-,320**	,223*	,342**	-,029	-,162	,094	,302**	
		Sig. (2-seitig)	,139	,156	,091		,000	,022	,075	,830	,002	,034	,001	,782	,125	,378	,004	
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	mpar	Korrelationskoeffizient	,061	,077	-,019	,696**	1,000	-,193	-,015	,001	-,440**	-,008	,340**	,024	-,040	,285**	,453**	
		Sig. (2-seitig)	,568	,470	,859	,000		,067	,889	,994	,000	,943	,001	,818	,704	,006	,000	
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	mpfd	Korrelationskoeffizient	-,450**	-,525**	-,077	,239*	-,193	1,000	-,069	-,048	0,18530021	-,088	-,144	-,039	-,659**	-,053	-,159	
		Sig. (2-seitig)	,000	,000	,469	,022	,067		,515	,653	,079	,409	,173	,715	,000	,618	,133	
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	awmpfd	Korrelationskoeffizient	,294**	0,17776716	,832**	-,188	-,015	-,069	1,000	,507**	,469**	-,439**	-,607**	,586**	-,065	,684**	,137	
		Sig. (2-seitig)	,005	,092	,000	,075	,889	,515		,000	,000	,000	,000	,000	,543	,000	,196	
N		91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
te	Korrelationskoeffizient	,526**	,386**	,780**	-,023	,001	-,048	,507**	1,000	,439**	,004	-,362**	,985**	,250*	,440**	,080		
	Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,820	,994	,653	,000		,000	,970	,000	,000	,017	,000	,449		
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
ed	Korrelationskoeffizient	,319**	,231*	,509**	-,320**	-,440**	0,18530021	,469**	,439**	1,000	-,253*	-,877**	,467**	,184	-,039	-,684**		
	Sig. (2-seitig)	,002	,028	,000	,002	,000	,079	,000	,000		,016	,000	,000	,080	,714	,000		
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
mpe	Korrelationskoeffizient	-,038	,028	-,340**	,223*	-,008	-,088	-,439**	,004	-,253*	1,000	,619**	-,140	,309**	-,374**	0,17104634		
	Sig. (2-seitig)	,721	,795	,001	,034	,943	,409	,000	,970	,016		,000	,186	,003	,000	,105		
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
mps	Korrelationskoeffizient	-,305**	-,206*	-,605**	,342**	,340**	-,144	-,607**	-,362**	-,877**	,619**	1,000	-,455**	-,030	-,2045867	,571**		
	Sig. (2-seitig)	,003	,050	,000	,001	,001	,173	,000	,000	,000	,000		,000	,778	,052	,000		
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
NumP	Korrelationskoeffizient	,535**	,385**	,832**	-,029	,024	-,039	,586**	,985**	,467**	-,140	-,455**	1,000	,204	,519**	,071		
	Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,782	,818	,715	,000	,000	,000	,186	,000		,053	,000	,506		
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
MedPS	Korrelationskoeffizient	,553**	,662**	,116	-,162	-,040	-,659**	-,065	,250*	,184	,309**	-,030	,204	1,000	-,165	-,206		
	Sig. (2-seitig)	,000	,000	,274	,125	,704	,000	,543	,017	,080	,003	,778	,053		,118	,050		
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
PSCoV	Korrelationskoeffizient	,096	-,004	,698**	,094	,285**	-,053	,684**	,440**	-,039	-,374**	-,2045867	,519**	-,165	1,000	,635**		
	Sig. (2-seitig)	,365	,969	,000	,378	,006	,618	,000	,000	,714	,000	,052	,000	,118		,000		
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
pssd	Korrelationskoeffizient	-,200	-,207*	,128	,302**	,453**	-,159	,137	,080	-,684**	0,17104634	,571**	,071	-,206	,635**	1,000		
	Sig. (2-seitig)	,057	,049	,228	,004	,000	,133	,196	,449	,000	,105	,000	,506	,050	,000			
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	

\*\* Korrelation ist bei Niveau 0,01 signifikant (zweiseitig).

\* Korrelation ist bei Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig).

Abbildung 70: Nicht parametrische Korrelationen für die thematische Auflösung Level 1, 2006 (Abkürzungen s. Abb. 66).

		Korrelationen															
		sdi	sei	awmsi	msi	mpar	mpfd	awmpfd	te	ed	mpe	mps	NumP	MedPS	PSCoV	pssd	
Spearman-Rho	sdi	Korrelationskoeffizient	1,000	,901**	,427**	-,171	-,071	-,207*	,430**	,581**	,372**	-,169	-,451**	,611**	0,03655041	,082	-,248*
		Sig. (2-seitig)		,000	,000	,105	,506	,048	,000	,000	,000	,109	,000	,000	,731	,437	,018
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	sei	Korrelationskoeffizient	,901**	1,000	,214*	-,230*	-,116	-,237*	,276**	,292**	,310**	-,172	-,395**	,321**	0,09974518	-,081	-,319**
		Sig. (2-seitig)	,000		,042	,028	,275	,024	,008	,005	,003	,104	,000	,002	,347	,447	,002
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	awmsi	Korrelationskoeffizient	,427**	,214*	1,000	-,069	-,078	,233*	,719**	,737**	,498**	-,0541169	-,475**	,754**	-,195	,330**	-,086
		Sig. (2-seitig)	,000	,042		,515	,461	,026	,000	,000	,000	,610	,000	,000	,064	,001	,419
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	msi	Korrelationskoeffizient	-,171	-,230*	-,069	1,000	,773**	0,03102405	,012	,030	-,245*	0,07603122	,225*	,042	,063	,239*	,287**
		Sig. (2-seitig)	,105	,028	,515		,000	,770	,907	,779	,019	,474	,032	,691	,553	,023	,006
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	mpar	Korrelationskoeffizient	-,071	-,116	-,078	,773**	1,000	-,360**	-,048	-,006	-,476**	-,027	,360**	,014	,116	,465**	,528**
		Sig. (2-seitig)	,506	,275	,461	,000		,000	,654	,956	,000	,802	,000	,899	,273	,000	,000
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	mpfd	Korrelationskoeffizient	-,207*	-,237*	,233*	0,03102405	-,360**	1,000	,321**	-,022	,541**	-,237*	-,483**	,007	-,627**	-,223*	-,462**
		Sig. (2-seitig)	,048	,024	,026	,770	,000		,002	,834	,000	,024	,000	,949	,000	,033	,000
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	awmpfd	Korrelationskoeffizient	,430**	,276**	,719**	,012	-,048	,321**	1,000	,492**	,549**	-,416**	-,636**	,548**	-,458**	,374**	-,153
		Sig. (2-seitig)	,000	,008	,000	,907	,654	,002		,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,146
N		91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
te	Korrelationskoeffizient	,581**	,292**	,737**	,030	-,006	-,022	,492**	1,000	,356**	,145	-,278**	,991**	,052	,240*	-,043	
	Sig. (2-seitig)	,000	,005	,000	,779	,956	,834	,000		,001	,171	,008	,000	,624	,022	,688	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
ed	Korrelationskoeffizient	,372**	,310**	,498**	-,245*	-,476**	,541**	,549**	,356**	1,000	-,238*	-,890**	,386**	-,329**	-,440**	-,846**	
	Sig. (2-seitig)	,000	,003	,000	,019	,000	,000	,000	,001		,023	,000	,000	,001	,000	,000	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
mpe	Korrelationskoeffizient	-,169	-,172	-,0541169	0,07603122	-,027	-,237*	-,416**	,145	-,238*	1,000	,570**	,041	,711**	-,241*	0,16692148	
	Sig. (2-seitig)	,109	,104	,610	,474	,802	,024	,000	,171	,023		,000	,702	,000	,021	,114	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
mps	Korrelationskoeffizient	-,451**	-,395**	-,475**	,225*	,360**	-,483**	-,636**	-,278**	-,890**	,570**	1,000	-,344**	,513**	,208*	,741**	
	Sig. (2-seitig)	,000	,000	,000	,032	,000	,000	,000	,008	,000	,000		,001	,000	,048	,000	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
NumP	Korrelationskoeffizient	,611**	,321**	,754**	,042	,014	,007	,548**	,991**	,386**	,041	-,344**	1,000	-,028	,273**	-,061	
	Sig. (2-seitig)	,000	,002	,000	,691	,899	,949	,000	,000	,000	,702	,001		,791	,009	,566	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
MedPS	Korrelationskoeffizient	0,03655041	0,09974518	-,195	,063	,116	-,627**	-,458**	,052	-,329**	,711**	,513**	-,028	1,000	-,196	,192	
	Sig. (2-seitig)	,731	,347	,064	,553	,273	,000	,000	,624	,001	,000	,000	,791		,063	,069	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
PSCoV	Korrelationskoeffizient	,082	-,081	,330**	,239*	,465**	-,223*	,374**	,240*	-,440**	-,241*	,208*	,273**	-,196	1,000	,791**	
	Sig. (2-seitig)	,437	,447	,001	,023	,000	,033	,000	,022	,000	,021	,048	,009	,063		,000	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
pssd	Korrelationskoeffizient	-,248*	-,319**	-,086	,287**	,528**	-,462**	-,153	-,043	-,846**	0,16692148	,741**	-,061	,192	,791**	1,000	
	Sig. (2-seitig)	,018	,002	,419	,006	,000	,000	,146	,688	,000	,114	,000	,566	,069	,000		
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	

\*\* Korrelation ist bei Niveau 0,01 signifikant (zweiseitig).

\* Korrelation ist bei Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig).

Abbildung 71: Nicht parametrische Korrelationen für die thematische Auflösung Level 2, 2006 (Abkürzungen s. Abb. 66).

Abbildung 72: Nicht parametrische Korrelationen für die thematische Auf Lösung Level 3, 2006 (Aktionen s. Abb. 66).

			Korrelationen															
			sdi	sei	awmsi	msi	mpar	mpfd	awmpfd	te	ed	mpe	mps	NumP	MedPS	PSCoV	pssd	
Spearman-Rho	sdi	Korrelationskoeffizient	1,000	,897**	0,16628444	-,253*	-,100	-,281**	,294**	,464**	,274**	-,236*	-,411**	,494**	-,0055582	-,012	-,287**	
		Sig. (2-seitig)		,000	,115	,015	,347	,007	,005	,000	,009	,024	,000	,000	,958	,913	,006	
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	sei	Korrelationskoeffizient	,897**	1,000	-,01134257	-,318**	-,147	-,314**	0,10952381	0,1256888	0,18483835	-,259*	-,348**	0,15549636	0,04937092	-,200	-,357**	
		Sig. (2-seitig)	,000		,284	,002	,165	,002	,301	,235	,079	,013	,001	,141	,642	,058	,001	
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	awmsi	Korrelationskoeffizient	0,16628444	-,01134257	1,000	,020	-,034	,345**	,699**	,744**	,496**	0,04906832	-,351**	,746**	-,225*	,317**	-,065	
		Sig. (2-seitig)	,115	,284		,849	,749	,001	,000	,000	,000	,644	,001	,000	,032	,002	,540	
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	msi	Korrelationskoeffizient	-,253*	-,318**	,020	1,000	,772**	-,0162446	,035	,067	-,263*	0,08009237	,274**	,075	,104	,423**	,440**	
		Sig. (2-seitig)	,015	,002	,849		,000	,879	,742	,527	,012	,450	,008	,482	,325	,000	,000	
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	mpar	Korrelationskoeffizient	-,100	-,147	-,034	,772**	1,000	-,379**	-,071	,046	-,475**	,024	,397**	,060	,171	,586**	,624**	
		Sig. (2-seitig)	,347	,165	,749	,000		,000	,502	,662	,000	,818	,000	,572	,104	,000	,000	
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	mpfd	Korrelationskoeffizient	-,281**	-,314**	,345**	-,0162446	-,379**	1,000	,437**	,002	,586**	-,223*	-,459**	,033	-,564**	-,143	-,415**	
		Sig. (2-seitig)	,007	,002	,001	,879	,000		,000	,983	,000	,034	,000	,754	,000	,175	,000	
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	awmpfd	Korrelationskoeffizient	,294**	0,10952381	,699**	,035	-,071	,437**	1,000	,510**	,632**	-,390**	-,626**	,562**	-,485**	,291**	-,227*	
		Sig. (2-seitig)	,005	,301	,000	,742	,502	,000		,000	,000	,000	,000	,000	,000	,005	,030	
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	te	Korrelationskoeffizient	,464**	0,1256888	,744**	,067	,046	,002	,510**	1,000	,348**	,167	-,01797738	,991**	,076	,291**	,026	
		Sig. (2-seitig)	,000	,235	,000	,527	,662	,983	,000		,001	,114	,088	,000	,471	,005	,803	
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	ed	Korrelationskoeffizient	,274**	0,18483835	,496**	-,263*	-,475**	,586**	,632**	,348**	1,000	-,242*	-,820**	,375**	-,349**	-,374**	-,800**	
		Sig. (2-seitig)	,009	,079	,000	,012	,000	,000	,000	,001		,021	,000	,000	,001	,000	,000	
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	mpe	Korrelationskoeffizient	-,236*	-,259*	0,04906832	0,08009237	,024	-,223*	-,390**	,167	-,242*	1,000	,649**	,062	,757**	-,01960025	,261*	
		Sig. (2-seitig)	,024	,013	,644	,450	,818	,034	,000	,114	,021		,000	,562	,000	,063	,012	
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	mps	Korrelationskoeffizient	-,411**	-,348**	-,351**	,274**	,397**	-,459**	-,626**	-,01797738	-,820**	,649**	1,000	-,245*	,629**	,206*	,768**	
		Sig. (2-seitig)	,000	,001	,001	,008	,000	,000	,000	,088	,000	,000		,019	,000	,050	,000	
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	NumP	Korrelationskoeffizient	,494**	0,15549636	,746**	,075	,060	,033	,562**	,991**	,375**	,062	-,245*	1,000	-,007	,322**	,006	
		Sig. (2-seitig)	,000	,141	,000	,482	,572	,754	,000	,000	,000	,562	,019		,949	,002	,958	
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	MedPS	Korrelationskoeffizient	-,0055582	0,04937092	-,225*	,104	,171	-,564**	-,485**	,076	-,349**	,757**	,629**	-,007	1,000	-,178	,273**	
		Sig. (2-seitig)	,958	,642	,032	,325	,104	,000	,000	,471	,001	,000	,000	,949		,091	,009	
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	PSCoV	Korrelationskoeffizient	-,012	-,200	,317**	,423**	,586**	-,143	,291**	,291**	-,374**	-,01960025	,206*	,322**	-,178	1,000	,763**	
		Sig. (2-seitig)	,913	,058	,002	,000	,000	,175	,005	,005	,000	,063	,050	,002	,091		,000	
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	
	pssd	Korrelationskoeffizient	-,287**	-,357**	-,065	,440**	,624**	-,415**	-,227*	,026	-,800**	,261*	,768**	,006	,273**	,763**	1,000	
		Sig. (2-seitig)	,006	,001	,540	,000	,000	,000	,030	,803	,000	,012	,000	,958	,009	,000		
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	

\*\* Korrelation ist bei Niveau 0,01 signifikant (zweiseitig).

\* Korrelation ist bei Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig).

		Korrelationen															
		sdi	sei	awmsi	msi	mpar	mpfd	awmpfd	te	ed	mpe	mps	NumP	MedPS	PSCoV	pssd	
Spearman-Rho	sdi	Korrelationskoeffizient	1,000	,768**	-0,0124383	-,158	-,272**	0,1190954	,358**	,563**	,580**	-,058	-,508**	,580**	0,10651378	-,342**	-,500**
		Sig. (2-seitig)		,000	,907	,136	,009	,261	,000	,000	,000	,584	,000	,000	,315	,001	,000
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	sei	Korrelationskoeffizient	,768**	1,000	-,445**	-,371**	-,452**	0,11743908	0,04027711	0,03072145	-,538**	-,028	-,445**	0,03551521	,256*	-,656**	-,680**
		Sig. (2-seitig)	,000		,000	,000	,000	,268	,705	,773	,000	,792	,000	,738	,014	,000	,000
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	awmsi	Korrelationskoeffizient	-0,0124383	-,445**	1,000	,345**	,251*	,165	,619**	,584**	0,06813187	-0,0492913	-0,0912088	,594**	-,358**	,533**	,312**
		Sig. (2-seitig)	,907	,000		,001	,016	,118	,000	,000	,521	,643	,390	,000	,000	,000	,003
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	msi	Korrelationskoeffizient	-,158	-,371**	,345**	1,000	,752**	-0,0220258	,124	,160	-,212*	0,00555821	0,15937251	,170	-,006	,430**	,376**
		Sig. (2-seitig)	,136	,000	,001		,000	,836	,240	,129	,043	,958	,131	,108	,957	,000	,000
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	mpar	Korrelationskoeffizient	-,272**	-,452**	,251*	,752**	1,000	-,410**	-,090	-,006	-,565**	-,024	,450**	,007	,072	,621**	,654**
		Sig. (2-seitig)	,009	,000	,016	,000		,000	,396	,958	,000	,821	,000	,949	,500	,000	,000
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	mpfd	Korrelationskoeffizient	0,1190954	0,11743908	,165	-0,0220258	-,410**	1,000	,507**	,053	,676**	-,337**	-,681**	,095	-,592**	-,271**	-,547**
		Sig. (2-seitig)	,261	,268	,118	,836	,000		,000	,617	,000	,001	,000	,368	,000	,009	,000
		N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
	awmpfd	Korrelationskoeffizient	,358**	0,04027711	,619**	,124	-,090	,507**	1,000	,480**	,584**	-,475**	-,676**	,540**	-,601**	0,15567766	-,244*
		Sig. (2-seitig)	,000	,705	,000	,240	,396	,000		,000	,000	,000	,000	,000	,000	,141	,020
N		91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
te	Korrelationskoeffizient	,563**	0,03072145	,584**	,160	-,006	,053	,480**	1,000	,335**	,157	-,230**	,991**	,000	0,10229336	-,049	
	Sig. (2-seitig)	,000	,773	,000	,129	,958	,617	,000		,001	,137	,029	,000	,997	,335	,648	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
ed	Korrelationskoeffizient	,580**	,538**	0,06813187	-,212*	-,565**	,676**	,584**	,335**	1,000	-,289**	-,927**	,368**	-,321**	-,599**	-,881**	
	Sig. (2-seitig)	,000	,000	,521	,043	,000	,000	,000	,001		,005	,000	,000	,002	,000	,000	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
mpe	Korrelationskoeffizient	-,058	-,028	-0,0492913	0,00555821	-,024	-,337**	-,475**	,157	-,289**	1,000	,587**	,049	,744**	-0,1879439	0,17966237	
	Sig. (2-seitig)	,584	,792	,643	,958	,821	,001	,000	,137	,005		,000	,644	,000	,074	,088	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
mps	Korrelationskoeffizient	-,508**	-,445**	-0,0912088	0,15937251	,450**	-,681**	-,676**	-,230*	-,927**	,587**	1,000	-,295**	,548**	,412**	,788**	
	Sig. (2-seitig)	,000	,000	,390	,131	,000	,000	,000	,029	,000	,000		,005	,000	,000	,000	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
NumP	Korrelationskoeffizient	,580**	0,03551521	,594**	,170	,007	,095	,540**	,991**	,368**	,049	-,295**	1,000	-,087	0,13522854	-,062	
	Sig. (2-seitig)	,000	,738	,000	,108	,949	,368	,000	,000	,000	,644	,005		,410	,201	,558	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
MedPS	Korrelationskoeffizient	0,10651378	,256*	-,358**	-,006	,072	-,592**	-,601**	,000	-,321**	,744**	,548**	-,087	1,000	-,253*	,128	
	Sig. (2-seitig)	,315	,014	,000	,957	,500	,000	,000	,997	,002	,000	,000	,410		,016	,225	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
PSCoV	Korrelationskoeffizient	-,342**	-,656**	,533**	,430**	,621**	-,271**	0,15567766	0,10229336	-,599**	-0,1879439	,412**	0,13522854	-,253*	1,000	,875**	
	Sig. (2-seitig)	,001	,000	,000	,000	,000	,009	,141	,335	,000	,074	,000	,201	,016		,000	
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91
pssd	Korrelationskoeffizient	-,500**	-,680**	,312**	,376**	,654**	-,547**	-,244*	-,049	-,881**	0,17966237	,788**	-,062	,128	,875**	1,000	
	Sig. (2-seitig)	,000	,000	,003	,000	,000	,000	,020	,648	,000	,088	,000	,558	,225	,000		
	N	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91	91

\*\* . Korrelation ist bei Niveau 0,01 signifikant (zweiseitig).

\* . Korrelation ist bei Niveau 0,05 signifikant (zweiseitig).

Abbildung 73: Nicht parametrische Korrelationen für die thematische Auflösung Level 4, 2006 (Abkürzungen s. Abb. 66).

## 8.7 Landschaftsstruktur Berechnungen differenziert nach Schutzzonen

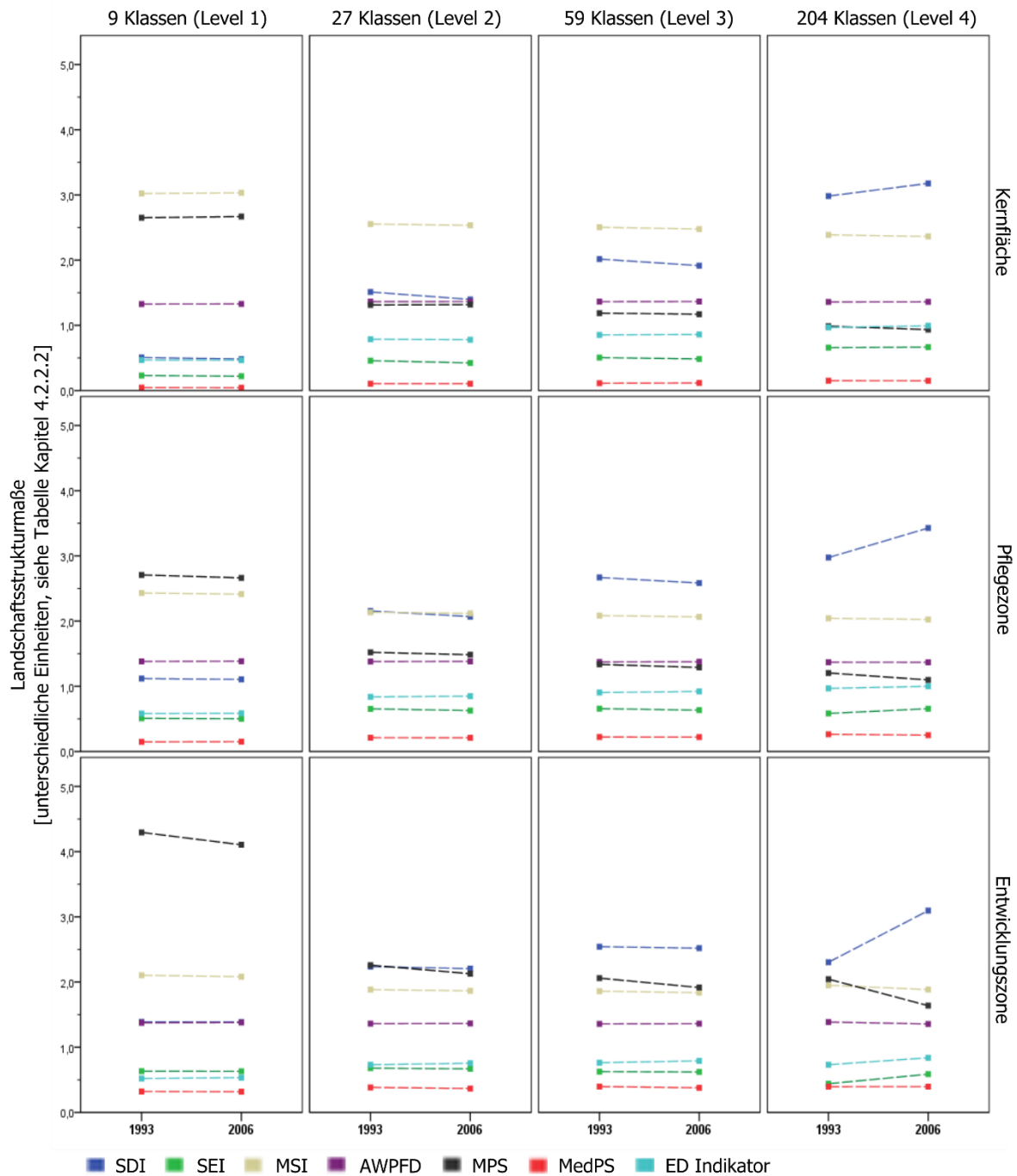


Abbildung 74: Veränderungen der Landschaftsstrukturindizes zwischen 1993 und 2006. Berechnung mit unterschiedlichen thematischen Auflösungen für die drei Schutzzonen des Biosphärenreservats; gestrichelte Linien zeigen die vermutete zeitliche Entwicklung an. Abkürzungen: SDI = Shannon Diversity Index, SEI = Shannon Evenness Index, MSI = Mean Shape Index, AWPFD = Area Weighted mean Patch Fractal Dimension, MPS = Mean Patch Size, MedPS = Median Patch Size, ED Indikator = normalisierter Wert der Edge Density. Ergebnisse berechnet mit einer min-max Transformation, so dass der Wertebereich zwischen 0 und 1 liegt und eine Darstellung mit den anderen Werten der Landschaftsstrukturindizes möglich ist.